

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

雪霸國家公園管理處委託研究報告

中華民國一百零八年十二月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)

PG10801-0147

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

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：吳聲海、官文惠、孫元勳、郭美華、曾晴賢、葉昭

憲、端木茂甯(按姓氏筆劃排列)

執行單位：國立中興大學生命科學系

雪霸國家公園管理處委託研究報告

中華民國一百零八年十二月

(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	VIII
圖次	XI
研究計畫分工項目	XXI
第一章 資料整合	
中文摘要	1-1
英文摘要	1-9
一、前言	1-11
(一) 武陵長期生態研究緣起	1-11
(二) 武陵長期生態研究執行策略	1-14
(三) 歷年武陵長期生態研究重要發現	1-17
(四) 拆除七家灣溪一號壩後的短期生態效應	1-21
(五) 今年度計畫目標	1-23
二、材料與方法	1-25
(一) 研究測站	1-25
(二) 採樣頻度	1-26
(三) 模式食物網參數平衡	1-26
(四) 各計畫採樣方法	1-27
三、成果	1-29
(一) 各子計畫成果	1-29
(二) 整合成果	1-39
四、結論與建議	1-49
(一) 結論	1-49
(二) 建議	1-50
五、參考文獻	1-54
表	1-68
圖	1-76

第二章 藻類研究

中文摘要.....	2-1
英文摘要.....	2-4
一、前言.....	2-6
二、材料與方法.....	2-8
(一) 採集時間與測站.....	2-8
(二) 環境背景值監測.....	2-9
(三) 石附生藻類監測.....	2-9
三、結果.....	2-11
(一) 環境因子.....	2-11
(二) 歷年石附生藻生物量時空變化.....	2-11
(三) 不同時期附生藻類生物量比較分析.....	2-12
(四) 附生藻類群集組成變化.....	2-12
(五) 附生藻矽藻鑑定分類.....	2-13
四、討論.....	2-14
五、結論與建議.....	2-17
(一) 結論.....	2-17
(二) 建議.....	2-18
六、參考文獻.....	2-19
表.....	2-24
圖.....	2-31

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) 計畫緣起與背景.....	3-4
(二) 計畫範圍與執行期間.....	3-4
二、研究方法與過程.....	3-5
(一) 河道地形變化趨勢.....	3-6

(二) 物理棲地組成.....	3-7
三、 研究發現.....	3-8
(一) 有勝溪河道變化調查.....	3-8
(二) 七家灣溪河道變化調查.....	3-9
(三) 高山溪二號壩口殘材堆積.....	3-10
(四) 七家灣一號壩改善後之河道環境指標變動.....	3-10
四、 結論與建議.....	3-12
(一) 結論.....	3-12
(二) 建議.....	3-12
五、 參考文獻.....	3-14
表.....	3-16
圖.....	3-19

第四章 水質研究

中文摘要.....	4-1
英文摘要.....	4-4
一、 前言.....	4-5
(一) 研究緣起.....	4-5
(二) 研究目的.....	4-5
(三) 文獻回顧.....	4-5
二、 材料與方法.....	4-11
(一) 採樣地點介紹.....	4-11
(二) 水質分析方法.....	4-11
三、 結果.....	4-14
四、 討論.....	4-15
(一) 七家灣溪流例行性水質監測.....	4-15
(二) 一號壩壩體改善後之影響.....	4-17
(三) 山溝及排水溝之水質監測.....	4-18
(四) 8.1 公頃回收農用地之水質監測.....	4-19
(五) 羅葉尾溪與合歡溪之水質監測.....	4-20

目次

(六) 遊憩區之陰離子介面活性劑.....	4-21
五、結論與建議.....	4-22
(一) 結論.....	4-22
(二) 建議.....	4-23
六、參考文獻.....	4-24
表.....	4-25
圖.....	4-41

第五章 水棲昆蟲研究

中文摘要.....	5-1
英文摘要.....	5-3
一、前言.....	5-5
(一) 水棲昆蟲現況.....	5-5
(二) 棲地評比及多樣性.....	5-6
(三) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響.....	5-7
(四) 武陵溪流藻食者.....	5-8
二、材料與方法.....	5-10
(一) 研究地區.....	5-10
(二) 研究材料及方法.....	5-10
三、結果.....	5-15
(一) 物種數及個體數.....	5-15
(二) 大型昆蟲食餌.....	5-15
(三) 生物量.....	5-16
(四) 多樣性.....	5-16
(五) 棲地評比.....	5-17
(六) 農業活動對水棲昆蟲群聚結構之影響.....	5-17
(七) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響.....	5-17
(八) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種.....	5-19
四、討論.....	5-21
(一) 物種數及個體數.....	5-21

(二) 多樣性.....	5-21
(三) 棲地評比.....	5-22
(四) 農業活動的影響.....	5-23
(五) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響.....	5-23
(六) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種.....	5-24
五、結論與建議.....	5-26
(一) 結論.....	5-26
(二) 建議事項.....	5-27
六、參考文獻.....	5-28
表.....	5-34
圖.....	5-48

第六章 臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析

中文摘要.....	6-1
英文摘要.....	6-7
一、前言.....	6-11
二、材料與方法.....	6-15
三、調查結果.....	6-17
(一) 生態模式建立共同樣區的調查結果.....	6-17
(二) 七家灣溪一號壩壩體改善前後之魚類監測結果.....	6-22
(三) 臺灣櫻花鉤吻鮭普查族群數量與分布.....	6-22
四、討論.....	6-28
(一) 臺灣櫻花鉤吻鮭歷年族群結構變化.....	6-28
(二) 七家灣溪一號壩壩體改善與魚類監測結果.....	6-30
(三) 氣候變遷對臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響探討.....	6-31
(四) 臺灣櫻花鉤吻鮭歷年各河段數量與總數量之相關性分析.....	6-33
五、結論與建議.....	6-36
(一) 結論.....	6-36
(二) 建議.....	6-39
六、參考文獻.....	6-41

目次

表 6-46
圖 6-51

第七章 兩生類研究

中文摘要..... 7-1
英文摘要..... 7-3
一、前言..... 7-4
二、研究方法 7-5
 (一) 長期監測 7-5
 (二) 掠食者和競爭者以及溪流環境對蝌蚪的影響..... 7-5
 (三) 兩種蝌蚪的食性初步分析 7-6
 (四) 路殺調查 7-6
三、結果..... 7-7
 (一) 環境因子 7-7
 (二) 生活史..... 7-7
 (三) 掠食者和競爭者以及溪流環境對蝌蚪影響 7-8
 (四) 路殺調查 7-10
四、討論..... 7-11
 (一) 生活史..... 7-11
 (二) 壩體改善工程對兩生類的影響 7-11
 (三) 長期監測 7-12
 (四) 颱風影響 7-13
五、結論與建議..... 7-14
六、參考文獻 7-16
表 7-18
圖 7-28

第八章 鳥類研究

中文摘要..... 8-1
英文摘要..... 8-4

一、前言.....	8-6
(一) 研究背景	8-6
(二) 拆壩的短期影響.....	8-6
(三) 拆壩的長期效應.....	8-6
(四) 洪水與河烏族群長期監測	8-7
(五) 研究目的	8-8
二、研究方法	8-9
(一) 研究地區	8-9
(二) 溪流鳥類族群調查	8-9
(三) 河烏繁殖與食性調查	8-9
(四) 拆壩前後鳥類族群變化比較.....	8-10
(五) 溪流型態整合分析	8-10
三、結果.....	8-11
(一) 溪流鳥類族群長期監測.....	8-11
(二) 河烏繁殖狀況調查	8-13
(三) 一號壩河烏食性調查	8-13
(四) 拆壩前後鳥類族群變化.....	8-13
(五) 溪流型態整合分析	8-14
四、討論.....	8-15
(一) 河烏族群數量變化	8-15
(二) 其他溪流鳥類數量變化.....	8-16
(三) 河烏繁殖狀況調查	8-18
(四) 拆壩前後比較	8-19
(五) 溪流型態整合分析	8-19
(六) 黃魚鴉族群長期監測之規劃.....	8-20
五、結論與建議.....	8-22
(一) 結論	8-22
(二) 建議	8-24
六、參考文獻	8-25
表	8-27

圖8-30

第九章 生態資料庫建構

中文摘要.....9-1
英文摘要.....9-2
一、前言.....9-3
二、材料及方法.....9-4
三、結果.....9-6
四、討論.....9-8
五、結論與建議.....9-9
六、參考文獻9-11
表9-14
圖9-16

附錄一 期中審查會議委員意見回覆表

附錄二 期末審查會議委員意見回覆表

表次

表 1-1 武陵長期生態研究(WLTER)5 階段研究計畫主持人.....	1-68
表 1-2 本計畫範圍內所設置的樣站座標.....	1-68
表 1-3 繁殖場(#5)與觀魚台(#4)的生態模式參數輸出.....	1-69
表 1-4 繁殖場及觀魚台測站 2018 年與模擬場景各功能群的生態營養效率.....	1-70
表 1-5 臺灣櫻花鉤吻鮭系統發展量上限與其他功能群生物量改變的關係.....	1-71
表 1-6 七家灣溪各項生物及環境參數的基礎線與復育指標.....	1-72
表 1-7 七繁殖場及觀魚台測站各種生態指標於 2011 年拆壩後的變化.....	1-73
表 1-8 估計七家灣溪全河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群量之模式河段.....	1-74
表 1-9 歐盟訂定之鮭魚生存水體標準.....	1-75
表 2-1 七家灣溪樣站環境因子平均值(mean)與標準差(SD).....	2-24
表 2-2 七家灣溪環境因子，在不同測站的兩因子變異數分析.....	2-25
表 2-3 2019 年 1 月各測站之微棲地矽藻分類.....	2-26
表 2-4 2019 年 4 月各測站之微棲地矽藻分類.....	2-27
表 2-5 2019 年 7 月各測站之微棲地矽藻分類.....	2-28
表 2-6 2019 年 8 月各測站之微棲地矽藻分類.....	2-29
表 2-7 2019 年 10 月各測站之微棲地矽藻分類.....	2-30
表 3-1 棲地底質分類表.....	3-16
表 3-2 各種物理棲地環境指標定義.....	3-16
表 3-3 收費站樣站內各斷面座標.....	3-16
表 3-4 有勝溪下游樣站內各斷面座標.....	3-16
表 3-5 勝光派出所樣站內各斷面座標.....	3-16
表 3-6 登山口樣站內各斷面座標.....	3-17
表 3-7 羅葉尾樣站內各斷面座標.....	3-17
表 3-8 觀魚台樣站內各斷面座標.....	3-17
表 3-9 一號壩樣站內各斷面座標.....	3-17
表 3-10 繁殖場樣站內各斷面座標.....	3-17
表 3-11 各樣站之平均坡降.....	3-18
表 4-1 地面水體分類及水質標準.....	4-25
表 4-2 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準(2006.9.6.).....	4-26

表 4-3 飲用水水源水質標準(作為自來水及簡易自來水之飲用水水源者).....	4-27
表 4-4 水體樣品保存.....	4-27
表 4-5 採樣地點地理座標	4-28
表 4-6 108 年 01 月溶解態分析數據.....	4-29
表 4-7 108 年 04 月溶解態分析數據.....	4-31
表 4-8 108 年 07 月溶解態分析數據.....	4-33
表 4-9 108 年 08 月溶解態分析數據.....	4-35
表 4-10 108 年 10 月溶解態分析數據.....	4-37
表 4-11 陰離子界面活性劑檢測數據.....	4-39
表 4-12 溶氧與氣溫季節變化.....	4-40
表 5-1 鮭魚大型昆蟲食餌名錄	5-34
表 5-2 2019 年 1 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-35
表 5-3 2019 年 4 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-37
表 5-4 2019 年 7 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-39
表 5-5 2019 年 8 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-41
表 5-6 2019 年 10 月之水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-43
表 5-7 2019 年水棲昆蟲資源組成及個體數.....	5-45
表 5-8 逐步回歸篩選出流量特徵影響石蠶蛾年族群變動的最終模型	5-47
表 6-1 2019 年武陵地區固定樣點魚類組成相調查結果.....	6-46
表 6-2 武陵地區 2018~2019 年夏秋兩季臺灣櫻花鉤吻鮭普查結果.....	6-47
表 6-3 各河段族群數與全河段總數的相關性.....	6-48
表 6-4 以五號壩至六號壩為模式河段預測歷年全河段總數結果	6-49
表 6-5 不同模式河段的預測結果.....	6-50
表 7-1 2019 年各測站棲地因子數值	7-18
表 7-2 2019 年各測站蛙類數量與密度.....	7-20
表 7-3 2019 年各測站各種蛙類總數、平均吻肛長、平均體重、生物量及測站生物量	7-22
表 7-4 2019 年兩生類調查各測站的蝌蚪總數、平均密度、平均期數、平均全長、平均 濕重、生物量	7-25
表 7-5 一號壩上游和下游測站在拆壩前後(2011、2019 年)的蝌蚪中各選三隻，腸道內含 物中矽藻、綠藻及藍綠藻的類群數及占總類群數比例.....	7-27
表 8-1 2018-2019 年七家灣溪各溪段鳥類數量	8-27

表次

表 8-2 2018-2019 年武陵河烏繁殖概況.....	8-29
表 8-3 2004-2006 年以及 2015-2019 年七家灣溪河烏繁殖狀況和失敗原因比較.	8-29
表 9-1 通用生態資料格式-計畫資料表	9-14
表 9-2 通用生態資料格式-測站資料表(調查時間地點資料表).....	9-14
表 9-3 通用生態資料格式-調查資料表(主資料表).....	9-15

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.....	1-76
圖 1-2 「國寶魚」臺灣櫻花鉤吻鮭.....	1-77
圖 1-3 武陵長期生態監測(WLTER)共同測站.....	1-78
圖 1-4 武陵溪流生態系食物網模式以及食物鏈能量流營養階層傳輸模式示意圖..	1-79
圖 1-5 大尺度武陵地區跨溪流與濱岸生態系統之耦合模式.....	1-80
圖 1-6 雪霸國家公園管理處順利完成七家灣溪一號防砂壩拆除改善工程	1-81
圖 1-7 武陵地區溪流食物網能量流模式，以七家灣溪觀魚台測站為例	1-82
圖 1-8 七家灣溪一號壩拆除後生態環境回復情形	1-82
圖 1-9 食物網能流圖	1-83
圖 1-10 武陵地區生態系概念模式	1-84
圖 1-11 棲地復育流程圖	1-85
圖 1-12 武陵盆地水壩與和樣區的位置	1-86
圖 1-13 2009 至 2014 年三號壩、四號壩與六號壩之鮭魚觀測豐度	1-87
圖 1-14 預測未來 20 年(2014-2035 年)之鮭魚豐度.....	1-88
圖 1-15 預測 2035 年受氣候變遷(P) 影響之鮭魚豐度	1-88
圖 1-16 預測 2035 年三號壩、四號壩與六號壩下降之鮭魚豐度.....	1-89
圖 1-17 未來氣候變遷影響預測之鮭魚豐度與時間的函數關係	1-90
圖 1-18 預測 2035 年三號壩、四號壩與六號壩增加之鮭魚豐度受拆壩程度之影 響.....	1-91
圖 1-19 比較拆除單一水壩的預期結果.....	1-91
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.....	2-31
圖 2-2 共同樣站相對位置圖	2-32
圖 2-3 武陵地區溪流附生藻類歷年累積變化	2-33
圖 2-4 2019 年武陵地區溪流附生藻類累積變化.....	2-34
圖 2-5 七家灣溪各測站藻類生物量.....	2-35
圖 2-6 測站#12 和測站#13 附生藻生物量與降雨量	2-36
圖 2-7 七家灣溪各樣點附生藻類葉綠素 b 所佔葉綠素 b+c 的比值.....	2-37
圖 3-1 全測站電子光波測距經緯儀.....	3-19
圖 3-2 撿拾狀況	3-19

圖次

圖 3-3 開口樣板量測粒徑.....	3-19
圖 3-4 全河道範圍圖.....	3-20
圖 3-5 有勝溪各樣站位置圖.....	3-20
圖 3-6 收費站樣站斷面位置圖.....	3-21
圖 3-7 有勝溪下游樣站斷面位置圖.....	3-21
圖 3-8 勝光派出所樣站斷面位置圖.....	3-22
圖 3-9 登山口樣站斷面位置圖.....	3-22
圖 3-10 羅葉尾樣站斷面位置圖.....	3-23
圖 3-11 七家灣溪全河道縱向高程剖面圖.....	3-23
圖 3-12 收費站河道縱向高程剖面圖.....	3-23
圖 3-13 勝光派出所河道縱向高程剖面圖.....	3-23
圖 3-14 有勝溪下游河道縱向高程剖面圖.....	3-24
圖 3-15 登山口河道斷面高程剖面圖.....	3-24
圖 3-16 羅葉尾河道斷面高程剖面圖.....	3-24
圖 3-17 觀魚台河道斷面高程剖面圖.....	3-24
圖 3-18 一號壩河道斷面高程剖面圖.....	3-24
圖 3-19 繁殖場河道斷面高程剖面圖.....	3-24
圖 3-20 收費站底質比例.....	3-24
圖 3-21 收費站棲地比例.....	3-24
圖 3-22 有勝溪下游底質類型.....	3-25
圖 3-23 有勝溪下游棲地類型.....	3-25
圖 3-24 勝光派出所底質比例.....	3-25
圖 3-25 勝光派出所棲地比例.....	3-25
圖 3-26 登山口底質比例.....	3-25
圖 3-27 登山口棲地比例.....	3-25
圖 3-28 羅葉尾底質比例.....	3-25
圖 3-29 羅葉尾棲地類型.....	3-25
圖 3-30 收費站樣站現地照片.....	3-26
圖 3-31 有勝溪下游樣站現地照片.....	3-26
圖 3-32 勝光派出所樣站現地照片.....	3-26
圖 3-33 登山口樣站現地照片.....	3-26
圖 3-34 羅葉尾樣站現地照片.....	3-27

圖 3-35 七家灣溪全河道範圍	3-27
圖 3-36 觀魚台底質比例	3-28
圖 3-37 觀魚台棲地比例	3-28
圖 3-38 一號壩底質比例	3-28
圖 3-39 一號壩棲地比例	3-28
圖 3-10 繁殖場底質比例	3-28
圖 3-11 繁殖場棲地比例.....	3-28
圖 3-12 觀魚台樣站斷面位置圖.....	3-28
圖 3-13 繁殖場樣站斷面位置圖.....	3-29
圖 3-14 一號壩樣站斷面位置圖.....	3-29
圖 3-15 觀魚台樣站現地照片	3-29
圖 3-16 一號壩樣站現地照片	3-30
圖 3-17 繁殖場樣站現地照片	3-30
圖 3-18 高山溪現地照.....	3-31
圖 3-19 高山溪二號壩縱斷面圖.....	3-31
圖 3-50 水砂天秤解釋河川流量與泥砂沖淤的互動關聯.....	3-32
圖 3-51 七家灣溪共同樣區之河道環境指標變動圖	3-32
圖 4-1 雪霸國家公園.....	4-41
圖 4-2 氮素循環過程.....	4-41
圖 4-3 流程圖.....	4-42
圖 4-4 武陵地區七家灣溪流域水質採樣地點位置圖	4-42
圖 4-5 羅葉尾溪、有勝溪流域採樣位置圖.....	4-43
圖 4-6 山溝、排水溝採樣位置圖	4-43
圖 4-7 武陵農場遊憩區測站位置圖.....	4-44
圖 4-8 武陵地區溪流溫度值變化.....	4-45
圖 4-9 武陵地區溪流 pH 值變化.....	4-45
圖 4-10 武陵地區溪流導電度值變化	4-46
圖 4-11 武陵地區溪流溶氧值變化	4-46
圖 4-12 武陵地區溪流濁度值變化.....	4-47
圖 4-13 武陵地區溪流 SiO ₂ 值變化	4-47
圖 4-14 武陵地區溪流 NO ₃ ⁻ -N 值變化.....	4-48
圖 4-15 武陵地區溪流 NO ₂ ⁻ -N 值變化.....	4-48

圖次

圖 4-16 武陵地區溪流 SO_4^{2-} 值變化.....	4-49
圖 4-17 武陵地區溪流 Cl^- 值變化.....	4-49
圖 4-18 武陵地區溪流 PO_4^{3-} 值變化.....	4-50
圖 4-19 武陵地區溪流 NH_4^+ -N 值變化.....	4-50
圖 4-20 武陵地區溪流 TOC 值變化.....	4-51
圖 4-21 一號壩壩體改善溫度值變化.....	4-52
圖 4-22 一號壩壩體改善 pH 值變化.....	4-52
圖 4-23 一號壩壩體改善導電度值變化.....	4-53
圖 4-24 一號壩壩體改善溶氧值變化.....	4-53
圖 4-25 一號壩壩體改善濁度值變化.....	4-54
圖 4-26 一號壩壩體改善 SiO_2 值變化.....	4-54
圖 4-27 一號壩壩體改善 NO_3^- -N 值變化.....	4-55
圖 4-28 一號壩壩體改善 NO_2^- -N 值變化.....	4-55
圖 4-29 一號壩壩體改善 SO_4^{2-} 值變化.....	4-56
圖 4-30 一號壩壩體改善 Cl^- 值變化.....	4-56
圖 4-31 一號壩壩體改善 PO_4^{3-} 值變化.....	4-57
圖 4-32 一號壩壩體改善 NH_4^+ -N 值變化.....	4-57
圖 4-33 一號壩壩體改善 TOC 值變化.....	4-58
圖 4-34 山溝與七家灣溪測站之溫度值比較.....	4-58
圖 4-35 山溝與七家灣溪測站之 pH 值比較.....	4-59
圖 4-36 山溝與七家灣溪測站之導電度值比較.....	4-60
圖 4-37 山溝與七家灣溪測站之溶氧值比較.....	4-60
圖 4-38 山溝與七家灣溪測站之濁度值比較.....	4-61
圖 4-39 山溝與七家灣溪測站之 SiO_2 值比較.....	4-61
圖 4-40 山溝與七家灣溪測站之 NO_3^- -N 值比較.....	4-62
圖 4-41 山溝與七家灣溪測站之 NO_2^- -N 值比較.....	4-62
圖 4-42 山溝與七家灣溪測站之 SO_4^{2-} 值比較.....	4-63
圖 4-43 山溝與七家灣溪測站之 Cl^- 值比較.....	4-63
圖 4-44 山溝與七家灣溪測站之 PO_4^{3-} 值比較.....	4-64
圖 4-45 山溝與七家灣溪測站之 NH_4^+ -N 值比較.....	4-64
圖 4-46 山溝與七家灣溪測站之 TOC 值比較.....	4-65
圖 4-47 8.1HA 回收農用地溫度值變化.....	4-66

圖 4-48 8.1HA 回收農用地 pH 值變化	4-66
圖 4-49 8.1HA 回收農用地導電度值變化	4-67
圖 4-50 8.1HA 回收農用地溶氧值變化	4-67
圖 4-51 8.1HA 回收農用地濁度值變化	4-68
圖 4-52 8.1HA 回收農用地 SiO ₂ 值變化	4-68
圖 4-53 8.1HA 回收農用地 NO ₃ ⁻ -N 值變化	4-69
圖 4-54 8.1HA 回收農用地 NO ₂ ⁻ -N 值變化	4-69
圖 4-55 8.1HA 回收農用地 SO ₄ ²⁻ 值變化	4-70
圖 4-56 8.1HA 回收農用地 Cl ⁻ 值變化	4-70
圖 4-57 8.1HA 回收農用地 PO ₄ ³⁻ 值變化	4-71
圖 4-58 8.1HA 回收農用地 NH ₄ ⁺ -N 值變化	4-71
圖 4-59 8.1HA 回收農用地 TOC 值變化	4-72
圖 4-60 羅葉尾溪與七家灣溪溫度值變化	4-73
圖 4-61 羅葉尾溪與七家灣溪 pH 值變化	4-73
圖 4-62 羅葉尾溪與七家灣溪導電度值變化	4-74
圖 4-63 羅葉尾溪與七家灣溪溶氧值變化	4-74
圖 4-64 羅葉尾溪與七家灣溪濁度值變化	4-75
圖 4-65 羅葉尾溪與七家灣溪 SiO ₂ 值變化	4-75
圖 4-66 羅葉尾溪與七家灣溪 NO ₃ ⁻ -N 值變化	4-76
圖 4-67 羅葉尾溪與七家灣溪 NO ₂ ⁻ -N 值變化	4-76
圖 4-68 羅葉尾溪與七家灣溪 SO ₄ ²⁻ 值變化	4-77
圖 4-69 羅葉尾溪與七家灣溪 Cl ⁻ 值變化	4-77
圖 4-70 羅葉尾溪與七家灣溪 PO ₄ ³⁻ 值變化	4-78
圖 4-71 羅葉尾溪與七家灣溪 NH ₄ ⁺ -N 值變化	4-78
圖 4-72 羅葉尾溪與七家灣溪 TOC 值變化	4-79
圖 4-73 一號壩拆壩前後 DO 溶氧比較盒鬚圖	4-80
圖 4-74 8.1 公頃農用地回收成效盒鬚圖	4-80
圖 4-75 歷年溫度盒鬚圖	4-81
圖 4-76 歷年導電度盒鬚圖	4-81
圖 4-77 歷年 pH 盒鬚圖	4-82
圖 4-78 歷年溶氧盒鬚圖	4-82
圖 4-79 歷年濁度盒鬚圖	4-83

圖次

圖 4-80 歷年矽酸鹽氮盒鬚圖.....	4-83
圖 4-81 歷年磷酸鹽氮盒鬚圖.....	4-84
圖 4-82 歷年亞硝酸鹽氮盒鬚圖.....	4-84
圖 4-83 歷年硝酸鹽氮盒鬚圖.....	4-85
圖 4-84 歷年氨氮盒鬚圖.....	4-85
圖 4-85 歷年硫酸鹽氮盒鬚圖.....	4-86
圖 4-86 歷年總有機碳盒鬚圖.....	4-86
圖 4-87 七卡山莊、山溝硝酸鹽氮比較.....	4-87
圖 4-88 七卡山莊、山溝亞硝酸鹽氮比較.....	4-87
圖 4-89 七卡山莊、山溝氮鹽比較.....	4-88
圖 4-90 七卡山莊、山溝磷酸鹽比較.....	4-88
圖 5-1 武陵地區溪流水棲昆蟲監測調查測站之相關位置圖.....	5-48
圖 5-2 武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量.....	5-48
圖 5-3 武陵地區溪流測站大型昆蟲食餌數量變化圖.....	5-49
圖 5-4 武陵地區溪流測站之水棲昆蟲生物量(濕重)變化圖.....	5-49
圖 5-5 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 Shannon- Wiener's index.....	5-50
圖 5-6 武陵地區溪流測站水棲昆蟲之 RBPII 相對分數.....	5-50
圖 5-7 武陵地區農業活動各測站水棲昆蟲之 MDS 分析.....	5-51
圖 5-8 一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲之 MDS 分析.....	5-51
圖 5-9 各測站蜉蝣目、積翅目及毛翅目 EPT 三目與搖蚊科豐度之比例.....	5-52
圖 5-10 以對數常態分佈將 1967 至 2008 年流量資料計算出事件發生機率...5-53	5-53
圖 5-11 三種石蠶蛾 2003~2019 年採到數量變化圖.....	5-53
圖 5-12 黑頭流石蛾每月密度.....	5-54
圖 5-13 黑頭流石蛾每月密度與前一個月平均日流量回歸圖.....	5-54
圖 5-14 角石蛾每月密度.....	5-55
圖 5-15 角石蛾每月密度與前一個月平均日流量回歸圖.....	5-55
圖 5-16 臺灣黑管石蛾每月密度.....	5-56
圖 5-17 臺灣黑管石蛾每月密度與前一個月平均日流量回歸圖.....	5-56
圖 6-1 武陵地區溪流生態系評估之調查樣站位置圖.....	6-51
圖 6-2 1987 年至 2019 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化與重大天 災圖.....	6-52
圖 6-3 1987 年至 2019 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化與壩體改	

善時間圖	6-53
圖 6-4 桃山西溪固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群 變化曲線圖	6-54
圖 6-5 二號壩固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變 化曲線圖	6-55
圖 6-6 觀魚台固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變 化曲線圖	6-56
圖 6-7 繁殖場固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變 化曲線圖	6-57
圖 6-8 高山溪固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變 化曲線圖	6-58
圖 6-9 有勝溪固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變 化曲線圖	6-59
圖 6-10 一號壩上游固定樣站 2009 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族 群變化曲線圖	6-60
圖 6-11 一號壩下游固定樣站 2009 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族 群變化曲線圖	6-61
圖 6-12 七家灣溪 2002 年至 2019 年一號壩~三號壩之臺灣白甲魚族群變化曲線 圖	6-62
圖 6-13 2019 年夏季與秋季武陵地區各河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布百分 比	6-63
圖 6-14 全河段與模式河段對於各齡級的相關性散佈圖	6-64
圖 7-1 圖 7-1、2019 年 1 月(a.)、4 月(b.)蝌蚪期數分布	7-28
圖 7-1 圖 7-1、2019 年 7 月(c.)、8 月(d.)蝌蚪期數分布	7-29
圖 7-1 圖 7-1、2019 年 10 月(e.)蝌蚪期數分布	7-30
圖 7-2 2018 年至 2019 年 10 月，一號壩上游和繁殖場的平均無機物含量 ...	7-31
圖 7-3 2004 年至 2019 年 10 月，一號壩上游蝌蚪及蛙類密度	7-32
圖 7-4 2004 年至 2019 年 10 月，一號壩下游蝌蚪及蛙類密度	7-33
圖 7-5 2004 年至 2019 年 10 月，七家灣溪測站平均蝌蚪密度	7-34
圖 7-6 2004 年至 2019 年 10 月，七家灣溪測站平均蛙密度	7-34
圖 7-7 各路段調查到兩生動物數量統計	7-35

圖 7-8 各時段調查到兩生動物新鮮屍體數.....	7-35
圖 7-9 以 kernel density estimation 估算 2018 年及 2019 年，七家灣溪測站梭德氏赤蛙蝌蚪期數之概率分布.....	7-36
圖 7-10 2004 年至 2018 年，七家灣溪測站平均蝌蚪密度、聖嬰-反聖嬰指標與季節性大水事件	7-37
圖 8-1 武陵樣區圖	8-30
圖 8-2 武陵地區溪流各測站相對位置圖	8-31
圖 8-3 2003-2019 年七家灣溪河烏族群波動以及前一個月最大溪水流量	8-32
圖 8-4 2012-2019 年七家灣溪和有勝溪河烏族群波動.....	8-32
圖 8-5a 2003-2019 年七家灣溪各月份河烏平均族群量.....	8-33
圖 8-5b 2012-2019 年有勝溪各月份河烏平均族群量.....	8-33
圖 8-6a 2003-2019 年七家灣溪河烏高峰期平均數量的長期趨勢	8-34
圖 8-6b 2012-2019 年有勝溪河烏高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-34
圖 8-7a 2003-2019 年七家灣溪各月份鉛色水鵝平均族群量	8-35
圖 8-7b 2012-2019 年有勝溪各月份鉛色水鵝平均族群量.....	8-35
圖 8-8a 2003-2019 年七家灣溪鉛色水鵝高峰期平均數量的長期趨勢	8-36
圖 8-8b 2012-2019 年有勝溪鉛色水鵝高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-36
圖 8-9a 2003-2019 年七家灣溪各月份紫嘯鵝平均族群量	8-37
圖 8-9b 2012-2019 年有勝溪各月份紫嘯鵝平均族群量	8-37
圖 8-10a 2003-2019 年七家灣溪紫嘯鵝高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-38
圖 8-10b 2012-2019 年有勝溪紫嘯鵝高峰期平均數量的長期趨勢	8-38
圖 8-11a 2006-2019 年七家灣溪各月份鴛鴦平均族群量.....	8-39
圖 8-11b 2012-2019 年有勝溪各月份鴛鴦平均族群量	8-39
圖 8-12a 2006-2019 年七家灣溪鴛鴦高峰期平均數量的長期趨勢	8-40
圖 8-12b 2012-2019 年有勝溪鴛鴦高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-40
圖 8-13a 2003-2019 年七家灣溪各月份小剪尾平均族群量	8-41
圖 8-13b 2012-2019 年有勝溪各月份小剪尾平均族群量	8-41
圖 8-14a 2003-2019 年七家灣溪小剪尾高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-42
圖 8-14b 2012-2019 年有勝溪小剪尾高峰期平均數量的長期趨勢	8-42
圖 8-15a 2003-2019 年七家灣溪各月份綠蓑鷺平均族群量	8-43
圖 8-15b 2012-2019 年有勝溪各月份綠蓑鷺平均族群量	8-43
圖 8-16a 2003-2019 年七家灣溪綠蓑鷺高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-44

圖 8-16b 2012-2019 年七家灣溪綠蓑鷺高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-44
圖 8-17a 2012-2019 年七家灣溪各月份其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺 和小白鷺)平均族群量.....	8-45
圖 8-17b 2012-2019 年有勝溪各月份其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和 小白鷺)平均族群量.....	8-45
圖 8-18a 2012-2019 年七家灣溪其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白 鷺)高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-46
圖 8-18b 2012-2019 年有勝溪其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白鷺) 高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-46
圖 8-19a 2012-2019 年七家灣溪各月份翠鳥平均族群量.....	8-47
圖 8-19b 2012-2019 年有勝溪各月份翠鳥平均族群量.....	8-47
圖 8-20a 2012-2018 年七家灣溪翠鳥高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-48
圖 8-20b 2012-2019 年有勝溪翠鳥高峰期平均數量的長期趨勢.....	8-48
圖 8-21 2019 年武陵河鳥巢位分布圖.....	8-49
圖 8-22 2015-2019 年武陵地區遭獼猴掠食的河鳥巢位分布.....	8-50
圖 8-23 2011 年七家灣溪一號壩拆除前後下游河段每半年河鳥平均數量變化並 與高山溪比較.....	8-51
圖 8-24 2011 年七家灣溪一號壩拆除前後上游河段每半年河鳥平均數量變化並 與高山溪比較.....	8-51
圖 8-25 2011 年七家灣溪一號壩拆除前後下游河段每半年鉛色水鵝平均數量變 化並與高山溪比較.....	8-52
圖 8-26 2011 年七家灣溪一號壩拆除前後上游河段每半年鉛色水鵝平均數量變 化並與高山溪比較.....	8-52
圖 8-27 根據物理棲地子計畫所測量之棲地數據.....	8-53
圖 8-28 2019 年 8 月利奇馬颱風過後，有勝溪濁度高於七家灣溪.....	8-53
圖 8-29 2019 年 8 月颱風過後，有勝溪蘭花橋一帶的臨溪農路施工.....	8-54
圖 8-30 七家灣溪 1967-2017 年每日溪水流量.....	8-54
圖 9-1 系統首頁介面優化.....	9-16
圖 9-2 介面優化後之測站資訊呈現.....	9-16
圖 9-3 介面優化後之物種調查紀錄呈現.....	9-17
圖 9-4 修復後之水質調查頁面.....	9-17

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、資料整合分析與評估
子計畫2	葉昭憲	逢甲大學水利工程與資源保育學系	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	教授	水質研究
子計畫4	郭美華	中興大學昆蟲系	教授	水棲昆蟲研究
子計畫5	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6	吳聲海	中興大學生命科學系	副教授	兩生類研究
子計畫7	孫元勳	屏東科技大學 野生動物保育研究所	教授	鳥類研究
子計畫8	端木茂甯	中央研究院 生物多樣性研究中心	助理 研究員	生態資料庫建構

第一章 資料整合

林幸助¹、官文惠²、吳聲海¹、郭美華³、孫元勳⁴、
曾晴賢⁵、葉昭憲⁶、端木茂甯⁷

1. 中興大學生命科學系
2. 明志科技大學環境與安全衛生工程系
3. 中興大學昆蟲系
4. 屏東科技大學野生動物保育研究所
5. 清華大學生物資訊與結構生物研究所
6. 逢甲大學水利工程與資源保育學系
7. 中央研究院生物多樣性研究中心

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物種保育，尤其是分布只侷限於大甲溪上游武陵地區，但數量已瀕臨滅絕的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)。保育工作需以宏觀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掌握及其對人為干擾與氣候變遷反應的了解。本計畫主要目標在監測七家灣溪一號防砂壩於2011年拆除後8年之長期生態現象與過程，探討壩體改善對此生態系的短、中及長期生態影響與效益。本計畫以武陵地區溪流與羅葉尾溪為研究地點，依循自2005年武陵長期生態研究(WLTER)所設立的永久測站，持續監測並整合重點監測項目，包括物理棲地、水文泥沙、水質、藻類、水棲昆蟲、兩生、魚類與鳥類等時空動態變化資料。具體目標為：

1. 監測七家灣溪一號防砂壩拆除後之長期生態變化及改善成效；
2. 了解臺灣櫻花鉤吻鮭生物與環境的控制因子，確保臺灣櫻花鉤吻鮭優質之生活環境；
3. 長期監測溪流生態系統食物網主要生物組成之變化，並瞭解各生物間相關性，以及各生物之生態重要性，確保武陵地區生物多樣性；
4. 長期監測影響溪流生態系統主要人為與自然環境因子之變化，並瞭解各環境因子對於各生物之影響；
5. 藉由與過去歷年監測資料作比較，瞭解武陵地區流域的長期生態過程與機制並瞭解七家灣溪溪流生態系拆除攔沙壩後復原情形；
6. 提供生態研究的科學資料，作

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略之參考；7. 利用生態模式整合監測資料，預測評估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、拆壩、生態模式、生態資料庫

二、材料與方法

本研究共設有九個測站，其中#14 羅葉尾溪僅進行七月之年度監測。其餘測站包括#2 桃山西溪、#3 二號壩、#4 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 有勝溪等分別於二、四、七、十月共採樣四次，颱風後再加一次採樣。

1. 藻類

各測站石附生藻類監測，於不同微棲地(瀨、流、潭)採集溪底石頭樣本，分析所含葉綠素 a、b 與 c 濃度，量化藻類生物量及群集組成。微棲地的分類則依據福祿數判別之。

2. 物理棲地

測量河道縱向穩定以及河道橫向穩定，了解河道地形變化趨勢，並測定溪寬、水深、流速和底質粒徑，藉以判定棲地類別及組成。

3. 水質監測

收集土地利用型態、面積、七家灣溪水文特性與雨量資料，依週遭土地利用與農業活動採取溪流上、下游及匯流口測點，進行長期趨勢分析，建立能快速反應溪流水質情況的指標濃度。現場量測有 pH、溶氧、導電度等三個項目；實驗室測定有生化需氧量、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。為監測露營區的影響，增加分析界面活性劑濃度及使用情形。

4. 水棲昆蟲

以定面積之舒伯氏水網在河域中採樣。將水棲昆蟲由碎屑砂石中挑出，使用分類檢索資料於顯微鏡下鑑定分類群並計算其數量，再利用夏農-威納多樣性指數、快速生物評估法 II 及生物量，評估棲地現況。

5. 魚類

除於共同採樣時間計數各固定樣點魚類數量外，並分別於六月及十月進行七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的族群數量普查。以浮潛方式目視辨別魚種和計算魚數，並記錄一齡幼魚、二齡中型成魚及三齡以上大型成魚的數量、分佈與所處棲地型態，對照歷年魚群數量與族群結構做深入分析。

6. 兩生類

每一測站設 3 條測線，於每條測線測量水面寬及底石大小，並於溪水兩端距岸邊 1 m 處及溪水中央測量環境因子，包括水深、流速、水溫、覆蓋度。生物量調查則分為蝌蚪與蛙類兩類方法：蝌蚪的調查於日間完成，而青蛙調查則是在夜間進行，並記錄蝌蚪數目、發育期數等資料。

7. 鳥類

每兩個月以步行方式沿溪調查一次，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。針對指標物種河鳥，架設鳥網進行捕捉繫放，於繁殖季(1-3 月)架設 2-4 面鳥網於溪谷陰影處，連續捕捉 3-4 天，在光線比較明亮的溪段，張網時間則在鳥類視覺較弱的清晨或傍晚。捕獲個體繫上腳環和色環、測量形質和拍照後原地釋放。

8. 生態資料庫建構

為了後續系統研究能奠基於前人之成果，所有紀錄、描述資料及後設資料，均以電子化保存及管理。為使國內生物多樣性資料能與國際上其它長期生態監測計畫交換，將生物及環境因子資料以生態詮釋資料語言予以建檔保存；引證標本資料，則以達爾文核心集記載。無論單筆標本資料或是單一研究資料集，均詳細記載空間分布資訊，包含座標值、座標格式及參照之大地基準。

三、結論

1. 河鳥與水棲昆蟲捕食者由上而下控制武陵溪流系統食物網，是七家灣溪關鍵功能群。藉由提升初級消費者的生態營養效率，可強化食物網間的能量流通，也減少有機碎屑的產生。
2. 水棲昆蟲收集、濾食與刮食者是七家灣溪的核心功能群，除了可有效減緩石附生藻與碎屑營養效率偏低的現象，提升系統的成熟度與物質循環能力，也可增加食物網複雜程度，強化系統抵抗擾動的能力。
3. 水棲昆蟲收集、濾食與刮食者可明顯增加臺灣櫻花鉤吻鮭的乘載量上限，提升櫻花鉤吻鮭面對環境改變後的恢復能力。
4. 近年，整體生態系統已趨於穩定，上下游的生態指標大都優於拆壩前(2009)，顯示拆壩能有效提升武陵河流系統的成熟度，增加抵抗外在干擾的能力(FCI 與 O/C 提升)。
5. 氣候變遷的影響會降低拆壩對於鮭魚的正面效益。
6. 模式預估在沒有移除壩體及氣候變化影響下，四號壩及六號壩區域鮭魚豐度將於 2035 年分別由 810 和 580 降至 182 及 161 隻，而三號壩區域甚至於 2029 年接近於零。
7. 考慮整個研究區域僅選擇一個壩體移除和未來氣候變化嚴重影響下，拆除四號壩對鮭魚數量有最大效益。拆除三號壩雖然效益也高，但氣候變遷影響下風險較高。

四、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：退除役官兵輔導委員會武陵農場、農業委員會林務局、台中市政府

1. 2019 年以來增多的藻類主要是以葉綠素 *b* 為主的綠藻，其比例大多跨過 30% 門檻值，顯示河道開闊、降雨量減少導致流速降低和天空遮蔽度減少等都有利於綠藻生長。但是綠藻並非溪流生物主要食餌，其生長過多將導致溪流溶氧下降與水質惡化，因此建議將石附生藻類列為武陵溪流長期生態監測必要項目，以作為評估溪流生態系功能及健康的重要生物指標。
2. 高山溪二號壩口殘材阻斷櫻花鉤吻鮭洄游通道，破壞高山溪棲地連貫性，應儘速移除殘材。
3. 由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，應可顯著降低七家灣溪流中下游之營養鹽濃度。
4. 優先考慮三種毛翅目昆蟲：捕食者黑頭流石蠶、刮食者臺灣黑管石蛾及濾食者角石蛾為指標物種及監測重點。建議每年四次(二月、四月、六月、十月)於固定樣站：桃山西溪、觀魚台站、繁殖場、高山溪、有勝溪站等 5 個樣站為優先考量。若經費不足至少每年二月、十月做一次監測。
5. 高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。因為林木為林務局主管權責，建議管理處跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁，並針對這些殘材壩後續情況進行監測。
6. 為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣流域的基因交流，提高基因多樣性，以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，建議將迎賓橋~三號壩之間的中下游野生族群，適時適量的以人工或陷阱方式捕捉，並以人工方式搬運到四號壩上，以及桃山北溪一號壩以上等二河段放流，可藉此提高基因多樣性，也可補充先前颱風過後此二河段日漸稀少的野生鮭魚族群。
7. 建議在武陵地區梭德氏赤蛙(9-11 月)與盤古蟾蜍(1-4 月)的生殖高峰期，於路

殺尖峰時段(18:30-21:30)進行交通管制，並於迎賓橋、遊客中心、武陵氣象站、觀魚台等地點設置宣導標語，以降低路殺事件發生率。

8. 台灣獼猴掠食河鳥巢的比例近年來明顯增加，雖然目前尚未對河鳥族群造成衝擊，但建議在獼猴活動熱區加強監控。
9. 指標鳥種河鳥經多年研究監測，已累積豐富研究成果，建議善加利用其容易觀察之特性，進行影像紀錄並轉化成解說教育素材。
10. 過去研究發現黃魚鴉在武陵地區的繁殖巢樹有緊鄰馬路或是離溪過遠的情況，顯示溪畔缺乏適合繁殖的巢樹。本研究建議在溪畔隱密地點架設黃魚鴉巢箱，彌補其巢樹不足的問題，且有利於日後長期監測。
11. 建議在資料庫系統上計算並呈現圖表式的資料，除了使計畫報告內特定的圖表風格能一致，也能具體呈現整體的資料狀況。
12. 建議管理處於委託調查計畫時，可以明確訂定資料授權條款。未來若有公開資料庫的需求，較不會有相關爭議。

(二) 中長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：退除役官兵輔導委員會武陵農場、農業委員會林務局、台中市政府

1. 透過積極管理沿岸植被，減少河床光照來降低綠藻的組成比例。
2. 河川流量、輸砂量及兩岸泥砂輸入皆可造成櫻花鉤吻鮭棲地之改變，持續監測相關河道變動及物理棲地組成，將可提供復育管理措施之重要依據。每年最低調查頻率為汛期及非汛期各一次，調查範圍與本年度計畫內容相同。
3. 水質監測基本項目應包括水溫、導電度、濁度與 pH 值，若能輔以每季採樣分析 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 及總有機碳濃度，則可完整掌握水質變化情形。
4. 建立與國際接軌的武陵地區生態資料庫，提供生態研究的科學資料，作為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略的參考。
5. 建議壩體改善後應持續進行魚類族群動態變化之研究，並結合其他環境與生物因子變化，建構生態模式，可提供往後壩體改善時之重要依據與寶貴資源。針對魚類研究往後的具體建議如下五點：
 - (1) 以臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚兩種魚類做為指標物種。
 - (2) 至少保留桃山西溪、二號壩、繁殖場、高山溪等四個固定樣站，每年二月、

四月、六月、八月、十月做調查研究。

- (3) 若經費不足每年進行普查工作時，建議針對七家灣溪二號壩~三號壩、三號壩~四號壩(加上無名溪之 Y 形封閉河段)、五號壩~六號壩，於每年初夏季與颱風後秋季做三段河段的普查。
 - (4) 若經費不足每年進行普查工作時，依經費狀況與天然災害的強度時間而定，至少每三~五年做一次初夏季與颱風後秋季武陵七家灣流域全河段普查。
 - (5) 若經費許可，建議仍能每年進行武陵長期生態監測以及鮭魚族群數量普查。
6. 擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣流域的棲息面積與改善河道暢通，都能增加鮭魚在面對暖化或極端氣候所帶來負面衝擊時的生存機會。除了正在進行的歷史溪流放流衛星族群的工作之外，也應考慮以增設魚道或拆壩的方式改善收費亭旁有勝溪之攔砂壩，使七家灣溪鮭魚族群可進一步利用有勝溪河段，並且完成有勝溪農地回收、植被復育等工作，降低溪水受日光的曝曬時間，未來有望讓回到有勝溪的野生族群往上游與放流成功的羅葉尾溪族群會合，形成比現在更為龐大的臺灣櫻花鉤吻鮭野生族群棲息流域。
 7. 兩生類的繁殖、形態與食性等變化和環境因子及基礎生產者息息相關，但其相關性仍需繼續研究，且生活史涵蓋水域及陸域，因此其數量變動可作為重要環境指標。建議長期監測兩生類的族群、生態、形態調查，建立梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍作為溪流生態的指標性物種。
 8. 梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍於六、七月變態上岸，溪流內的蝌蚪數量理應最為稀少，若未來進行拆壩計畫，建議於六、七月間執行，對兩生類族群衝擊最小。
 9. 建議未來可優先考慮拆除位於桃山西溪壩體，不僅可擴大上游鮭魚的分布範圍，對於上游的食魚性鳥類(如河烏和黃魚鴉)將有正面助益，不過拆壩時間應避開溪流鳥類的主要繁殖季(1-5 月)
 10. 資料庫系統介面設計已趨老舊，建議持續更新，並將 XML 規格的資料改為 JSON 規格儲存，以提高網站性能。
 11. 整個研究區域若僅選擇一個壩體進行拆除，考慮未來氣候變化颱風加劇之威脅下，拆除四號壩對鮭魚數量提升，尤其是幼魚的存活率有最大效益。拆除三號壩雖然對於鮭魚數量提升也有幫助，但對幼魚存活率的提升效益有限。

ABSTRACT

1. Introduction

The most important mission of Shei-Pa National Park is to conserve the natural resources, especially the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*), 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 force, it is imperative to study in a holistic view by constructing the trophic models and to examine the interactions between biotic communities and environmental factors in the basin. We develop a collaborative long-term program (WLTER) to monitor and model the dynamics in physical habitats, hydrology, sediment, water quality, periphyton, aquatic insects, amphibians, fish and birds. We continue monitoring the ecological changes after 8 years of removal of the 1st dam from Chichiawan Stream. The specific aims of this ecosystem-scale project are:

1. To monitor the long-term ecological dynamics after the removal of the 1st dam in the Chichiawan Stream;
2. To understand the driving force of the population dynamics and to ensure the better habitat of the Formosan salmon;
3. To monitor the community dynamics within the stream and to understand the relationships among communities for ensuring biodiversity in the Wuling basin;
4. To monitor human impacts and environmental factors influencing the stream ecosystem;
5. To understand long-term ecological processes and mechanisms of the Wuling streams by comparing with previous long-term data, especially the effect of dam removal;
6. To provide scientific data for developing better policy for sustainable management;
7. To analyze integrated data by using ecological modeling and assess the effects of land use, climate change and anthropogenic activity on the stream ecosystem;
8. To update the WLTER scientific database.

2. Major results

1. Brown dipper and aquatic insect predators control the Wuling ecosystem from top to bottom are the two keystone functional groups. By enhancing the trophic efficiency of primary consumers, the system energy flow within the food webs would be raised and the production of detritus would be reduced.
2. Gatherers, filters and scrapers of aquatic insects are the core functional groups of the Wuling ecosystem. They can enhance the low ecotrophic efficiency of the epilithic algae and detritus and improve the maturity, recycling and resilience of the stream ecosystem.
3. Compared with other functional groups, gatherers, filters and scrapers of aquatic insects significantly increased the carrying capacity of the Formosan salmon, which can raise the resistance in response to environmental disturbances.
4. In recent years, the overall ecosystem has stabilized, and the upstream and downstream ecological indicators are mostly better than before the dam removal (2009), showing that the dam removal can effectively improve the maturity of the Wuling River system and increase the ability to resist external interference (FCI and O / C promotion).
5. The impact of climate change will reduce the positive benefits of dam removal for salmon.
6. The model predicts that without dam removal and the impact of climate change, salmon abundance in dams 4 and 6 will decrease from 810 and 580 to 182 and 161 in 2035. Salmon abundance in dam 3 will approach zero in 2029.
7. If only one dam could be selected for removal, our model analysis suggests that dams 3 and 4 should be considered. Removing dam 4 is the best choice. Removing dam 3 has the potential for the greatest benefit but is the riskier choice.

【Keywords】 the Formosan salmon; Chichiawan Stream; Climate change; Dam removal; Ecological database; Land use

一、前言

(一) 武陵長期生態研究緣起

雪霸國家公園位於臺灣中部偏北，自然資源豐富，生物多樣性高。在 1937 年日據時代即有將雪霸國家公園所在區域及太魯閣合併納入「次高太魯閣國家公園」之芻議。內政部自 1987 年開始進行該區自然資源之調查後，認為此區域具有成立國家公園之價值與必要，遂由行政院核定，於 1992 年七月成立雪霸國家公園管理處(圖 1-1)。

雪霸國家公園自然資源中最具有特色的莫過於 1918 年被發現的臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)(圖 1-2)。牠是冰河時期的孑遺生物，推測冰河時期因為海水結冰，大部分亞洲大陸東部沿海地區因為海水退卻而變成陸地。日本櫻花鉤吻鮭族群因為水溫變冷而擴展至更南邊的區域得以分布至臺灣。牠們是陸封型的寒帶鮭鱒魚類，卻能存活於熱帶與亞熱帶之臺灣，是氣候變遷活見證，也是演化生物地理學的重大發現(汪靜明 1994)。冰河時期結束後，大甲溪流域因其優越的地理環境(坡度緩，腹地廣)而得以保存櫻花鉤吻鮭族群至今。在 70 年前整個大甲溪流域上游均可見到鮭魚的蹤影，也是當時泰雅族人食用魚類，但如今魚群數量大幅減少，自然分布範圍只侷限於武陵七家灣溪、高山溪與桃山北溪(林幸助等 2008)。由於具有重要學術價值，因此政府於 1984 年七月依「文化資產保存法」，指定並公告臺灣櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，又稱為「國寶魚」。其現存之棲地七家灣溪，在 1997 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。七家灣溪流流域周遭森林也成為第 1434 號水源涵養保安林，為涵養下游德基水庫之水源及防止砂、土崩壞淤積德基水庫，並保護中部橫貫公路及當地村落、耕地安全。七家灣溪上游亦屬於武陵國家森林公園遊樂區。因為七家灣溪動植物資源豐富，2007 年 10 月營建署列為國家級重要濕地。2008 年 1 月國科會生物多樣性行動方案推動小組將武陵流域列為生態熱點，建議為長期生態研究重點區域。

武陵地區在雪霸國家公園成立前由農委會所主導之研究，主要著重在臺灣櫻花鉤吻鮭及棲地描述(Wang 1989, Tsao 1995, 曾晴賢及楊正雄 2001)及與鮭魚食性有關的水生昆蟲等(林曜松等 1987)。國家公園成立後才開始擴大到溪流

其他相關生物自然資源之研究與調查，與臺灣櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫當時已超過百項(雪霸國家公園 2000)。然而量化資料非常少，且資料缺乏整合(林幸助 2002)，而且濱岸生物，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，或僅是非量化研究中附帶研究對象(袁孝維 1995，呂光洋 2002)。在溪流生態系中，這些生物可能都與臺灣櫻花鉤吻鮭有直接或間接的食物網能量傳遞關係。

2001年七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量普查結果僅存不到500尾，當時對其是否能存續普遍感到悲觀。保育工作需以宏觀的角度來管理自然資源及棲地，也就是「生態系管理」。由於過去大多只針對個別明星物種進行研究及評估，但其結果對許多體型大、壽命長、生殖期晚的重要物種之保育往往未能成功，因此宏觀之生態系導向管理已成為全球趨勢。所謂「生態系管理」是：「在某一具生態意義所界定的範圍內，將該生態系中的生物、非生物、人為因素及其間交互作用中已知的知識及未知的部份一併納入管理考量。」亦即生物應不分種類、不分大小，不分掠食者或被掠食者亦需悉數保護，必須考慮到整體生態系功能與平衡，一體保護整個棲地或生態系，才是最經濟有效的治本之道。

生態系管理之基礎建立在園區內各項資源的瞭解與掌握。然而生態系中因子複雜，環境變化固然可由評估水質或底質等物理化學因子著手，但所得資料並無法判知環境變化是否會影響生物存榮，亦無法得知所測得的變化對生物的影響，包括長期累積效應與衝擊程度，更無法推測生物群體的互動與未來可能發展動態。因此有必要以生物為基礎，直接藉由生態系中各生物類群間的交互作用，其中主要為營養階層食性關係及物質傳輸路徑及該生態系之能量來源(Lin et al. 2012)，對武陵溪流生態系的結構與功能進行深入瞭解，進一步建立長期生態系監測系統。生態系監測在現今全球變遷的威脅下是迫切需要的，因為其影響是全面的，而非只有單一生物個體。生態系特質常無法由單一生物類群顯現，必須將所有生物類群整合分析後才能得知，因此生態系研究是生態學門中極具有挑戰性的。在生態系研究過程中，不但可以整合來自不同領域但關係密切之研究，亦可以深

入透視生態系的運作與組成分子間交互作用，鑑別出過去對生態系知識的盲點，以協助確立未來生物與生態研究的優先順序，亦可藉以預測自然環境變遷與人為干擾對整體生態系的影響，作為管理階層者政策制定的主要依據，更可以簡明圖示法讓一般社會大眾瞭解生態系錯綜複雜的交互關係與運作，這些預期成果都是雪霸國家公園管理處經營管理所迫切需要的資訊。

生態研究何以必須長期進行之理由，乃因生態系結構十分複雜，許多生態過程與變遷速度緩慢，生物對颱風等干擾之反應在時間上也有延遲效應，再加上一些長時間尺度的自然災害如聖嬰與反聖嬰等事件發生，頻率雖低，具不可預測性，卻又影響深遠，很難以短期、小尺度或針對少數物種作生態指標的調查可以掌握，甚且可能造成誤導。例如 Lin et al. (2018)發現長達十年時間尺度的反聖嬰才是影響墾丁沿岸海草床及珊瑚礁生態的重要因子。因為夏天雨水較多的反聖嬰，會將富含氮營養的人為污水排入墾丁沿岸海域，導致沿岸優養化。雖然富含氮營養的污水也會促進海草吸收更多二氧化碳，使得葉片長得更快更長，葉片生物量也增多；但此富含氮營養污水也會同時促進海草葉片上及珊瑚礁的大型藻類藻華，進而影響海草及珊瑚光合作用，導致海草死亡，珊瑚白化，海草植株密度及珊瑚礁覆蓋度變疏，分布面積縮小，墾丁沿岸生態劣化。武陵溪流的臺灣櫻花鉤吻鮭為重要珍貴文化資產，但此區域為生態旅遊賞櫻熱點，也正面臨農業肥料、農藥、遊客干擾、颱風暴雨、棲地破壞甚至全球氣候變遷等威脅，亟需加以深入研究，建立長期生態監測系統，以釐清影響武陵地區的自然與人為的因素，瞭解其形成變遷維繫之機制，才能所因應與調適。

(二) 武陵長期生態研究執行策略

2002~2003 年，雪霸國家公園管理處為整合武陵溪流各項研究，委託國立中興大學植物學系林幸助執行先導計畫，回顧文獻資料，找出當時研究盲點與亟待解決之研究空缺(林幸助 2003)。2004 年為推動「武陵長期生態監測(WLTER)」整合計畫試營運，依食物網結構整合七家灣溪生物與生態相關研究項目，嘗試規定各子計畫於共同測站與共同時間進行採樣(圖 1-3)，初期研究項目為物理棲地、水質、藻類、水生昆蟲與魚類(林幸助 2004)。2005 年開始正式啟動 WLTER 整合計畫。為了解臺灣櫻花鉤吻鮭數量變動機制，我們認為好的科學才有好的管理。除了延續原有研究項目外，開始擴大研究包括水溫、流量、物理棲地、水質、藻類、沿岸植被、陸棲與水生昆蟲、兩生、爬蟲、哺乳類、魚類與鳥類等時空動態變化(林幸助等 2005)，並擬定長期目標從小到大依序建構不同尺度之生態模式：

1. 建構臺灣櫻花鉤吻鮭小尺度的族群動態模式(完成於 2006 年)
2. 建構中尺度之溪流水域食物網模式(完成於 2007 年)
3. 建構大尺度之跨溪流與濱岸生態系統之耦合模式(完成於 2009 年)
4. 因應氣候變遷建構更大尺度之武陵溪谷生態系模式(完成於 2014 年)

2006 年 WLTER 計畫彙整過去近 20 年臺灣櫻花鉤吻鮭監測資料，首先完成族群小尺度的臺灣櫻花鉤吻鮭年齡群矩陣模式(Chung et al. 2007)。2007 年 WLTER 計畫擴大完成中尺度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模式(圖 1-4)，並藉由食物網模式分析指出控管農業活動與維持濱岸植被是保育臺灣櫻花鉤吻鮭的優先方針(Lin et al. 2012)，同時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)。該食物網模式估算出武陵溪流臺灣櫻花鉤吻鮭當前生態承載量約為 5,800 尾。該計畫同時發現七家灣溪之支流高山溪改善防砂壩改善棲地後，大石頭(>25 cm)比例增加對臺灣櫻花鉤吻鮭族群有正成長的效益(Chung et al. 2008)。

2008 年 WLTER 計畫探討濱岸土地利用與聖嬰年之少颱風暖冬春雨等效應對於溪流生態系的影響(林幸助等 2008)。在未受洪水影響而減損鮭魚數量之情況下所觀測到之臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量 5,321 尾之高峰值，頗為接近食物網模式估算出武陵溪流臺灣櫻花鉤吻鮭當前生態承載量。本計畫亦發現流量為武陵溪流生態系主要驅動力，對溪流生態系造成連鎖層階效應(Chiu et al. 2008, Tsai et al.

2014, Kuo et al. 2016), 同時為因應日後氣候變遷之可能衝擊, 開始建立水文、水溫與氮磷元素通量等前瞻環境模式。當年計畫(林幸助等 2008)分析發現成鮭與幼鮭數量變化受到日流量影響最大; 亞成鮭數量變化則受前一季幼鮭數量影響; 臺灣櫻花鉤吻鮭數量與水棲昆蟲數量、硫酸鹽濃度與導電度呈現負相關, 但是與鳥類數量、深瀨比例以及大小礫石比例呈現正相關。

為保育臺灣櫻花鉤吻鮭, 2009 年開始跨部會討論拆除防砂壩議題, 費時兩年與相關單位溝通協調, 因此武陵溪流從此邁入實質生態系經營管理的新階段。我們依循從 2004 年 WLTER 所設立的監測系統與永久測站, 建立七家灣溪一號防砂壩拆除改善前的背景資料, 並持續監測觀魚台上游果四與果五區高濃度硝酸鹽山溝水點源污染(林幸助等 2009b)。該計畫發現石附生藻類生物量仍以有勝溪最多, 而七家灣溪觀魚台因受高濃度硝酸鹽污染, 生物量次之。水質監測與水棲昆蟲結果皆顯示, 人為活動與農耕密集區附近之測站因營養鹽濃度較高, 水質相對較差。我們整合颱風極端流量、水溫、流域土地覆蓋狀況、水棲昆蟲與附生藻類之資料, 完成大尺度之跨溪流與濱岸生態系統之耦合模式(Tsai et al., 2014)。此模式(圖 1-5)顯示環境因子對於附生藻類的影響大於水棲昆蟲。只有在冬天干擾少之上游溪段水棲昆蟲之影響效應才會顯現。在中度森林鬱閉度與流量及高營養鹽的溪段, 附生藻類才有機會生長。2009 年臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量達到 4,545 尾, 顯示當年颱風對鮭魚數量的影響不大, 可能與颱風路徑沒有直接侵襲武陵地區有關。我們也發現了高山溪殘材壩已明顯地限制了鮭魚群的自由移動, 因此建議以不擾動環境方式切開殘材處理。

2010 年起為因應七家灣溪一號防砂壩壩體拆除改善計畫, 繼續針對防砂壩壩體改善前的生態環境建立長期背景資料, 期望能與防砂壩壩體改善後之生態環境資料進行比較分析, 為往後國內拆除防砂壩之生態復育工程建立溪流復育標準作業程序。我們利用水棲昆蟲快速生物評估法, 發現七家灣溪的棲地評比維持於無損害與中度損害之間。魚類夏季普查發現臺灣櫻花鉤吻鮭總計 3,377 尾, 在族群結構上形成金字塔型的族群結構, 顯示族群穩定(林幸助等 2010)。2010~2011 年間幾乎沒有颱風洪水侵襲武陵地區, 因此藻類生物量、水棲昆蟲密度及臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量皆創下歷年新高。

2011 年五月底, 雪霸國家公園管理處順利完成七家灣溪一號防砂壩壩體改善工程, 開通溪流生物的生態棲地廊道(圖 1-6)。自七家灣溪一號防砂壩拆除後,

臺灣櫻花鉤吻鮭在原來一號壩上下游的移動頻率增加，並觀察到臺灣櫻花鉤吻鮭通過形成的生態廊道往上移動，代表一號防砂壩拆除後的確達到開通生態廊道的目的與效益(林幸助等 2011)。一號防砂壩壩體改善後直至2012年蘇拉颱風暴雨之前的七月，鮭魚族群數量又增加為5,479尾，顯示當時臺灣櫻花鉤吻鮭的數量已極為接近生態承載量，棲地狀況良好。可能限制鮭魚族群的高山溪殘材壩已於2012年初經雪霸處之裁切處理，之後又經八月蘇拉暴雨沖刷，大型殘材壩幾乎已移除。然而2012年蘇拉颱風的暴雨事件使得鮭魚族群數量下降至3,764尾，這也是七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭在早期構築防砂壩後，首次在洪水事件影響過後可以不受七家灣溪一號壩的阻隔而回到中游。

2013年是10年期WLTER整合計畫(2004~2013年)的最後一年，我們根據七家灣溪一號壩拆除後兩年半的監測資料，與一號壩拆除前背景資料的比較，評估七家灣溪一號壩拆除的短期(2-3年)生態效應(圖 1-7)。2013年秋季普查結果顯示臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量又因颱風影響，減少了約三分之二。本研究透過七家灣溪一號防砂壩壩體改善前(2010年)、改善中(2011年)及改善後(2012、2013年)環境與生物群集的長期研究，尋求減輕對生態系造成衝擊的最佳拆除溪流防砂壩的方法，發現壩體拆除時間點若選擇在洪水季節前，可以減輕工程對於溪流生物所造成的影響(Chang et al. 2017)。歷年5階段參與WLTER整合計畫的主要研究人員共計18位，名錄列於表1。

限於經費，2014~2017年WLTER整合計畫結束，武陵溪流生態監測只零星施作重要項目(水質、物理棲地、水棲昆蟲與魚類)，但七家灣溪生態表現悉如之前研究所預期。2014年因無颱風侵襲武陵地區，因此鮭魚族群數量逐漸復原。雖然數量仍在一千多尾，但是其中小魚佔了近七成的數量。2015~2016年因棲地漸趨穩定，鮭魚族群數量回升至接近3000尾，且族群結構呈現中胖桶型族群結構。2017年及2018年夏季族群數量上升至3500尾左右，且呈現金字塔型的族群結構，顯示族群更新狀況良好。WLTER整合計畫結束五年後，直至2018年才又重新啟動兩年計畫，評估七家灣溪一號壩拆除的長期(7-8年)生態效應。

因為WLTER整合計畫的論文發表，2014年吸引美國Motana Tech的數學系Laurie Battle教授自費來台合作研究臺灣櫻花鉤吻鮭。我們利用2001年高山溪拆壩前後的臺灣櫻花鉤吻鮭觀測資料，建構了可用以模擬氣候變遷颱風強度加劇影響下之武陵鮭魚生態模式(Battle et al. 2016)。我們發現拆壩的棲地復育(>25

cm 的大石頭比例增加)比起其所創造的溪流通道對於臺灣櫻花鉤吻鮭存活率，尤其是幼魚的效益更大。若 2001 年高山溪未拆防砂壩，此溪流的鮭魚早於 2007 年即已滅絕。因此積極管理策略對於臺灣櫻花鉤吻鮭得存活是必須的。此模式更預測拆壩後，在 2018 年臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量會維持在 400 尾左右，大致符合 2018 年夏天於高山溪的計數結果。雖然未來氣候變遷，颱風強度可能提升，但是仍會在未來 20 年保有 100 尾左右數量。利用此生態模式，我們進一步預估在沒有移除壩體及氣候變化影響下，四號壩及六號壩區域鮭魚數量將於 2035 年分別由 810 和 580 降至 182 及 161 隻，而三號壩區域甚至於 2029 年接近於零 (Battle et al. 2020)。因此若考慮整個研究區域僅選擇一個壩體移除和未來氣候變化嚴重影響下，拆除四號壩對鮭魚數量有最大效益。拆除三號壩雖然效益也高，但氣候變遷影響下風險較高。

(三) 歷年武陵長期生態研究重要發現

十年磨一劍(2004~2013年)的WLTER整合計畫建構了武陵溪流生態系食物網模式(圖1-7)，並回答了當時關於臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量變動的六個關鍵議題：

1. 當時臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量變動主要並不是因為鮭魚本身生殖或存活率過低的問題；
2. 當時臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量變動主要也不是鮭魚主要食物(水棲昆蟲)不足的問題；
3. 當時臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量變動主要也不是幼鮭魚被(濱溪鳥類)掠食太多的問題；
4. 當時七家灣溪濱岸武陵農場果菜園雖然所輸入農藥及肥料營養等，但因為七家灣溪水流量大，稀釋後對於臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量的影響不大；
5. 武陵地區每年雖然有近400,000遊客，且集中於2月賞櫻季及7-8月暑假，但是對於臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量變動的衝擊還在族群能容忍的範圍內；
6. 颱風暴雨洪水的衝擊對於臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量的影響頗大，是臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量的驅動力與關鍵因素。

根據這六項結論，因為夏秋颱風是臺灣生態幾乎每年必須面對的問題，因此WLTER團隊認為復育臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量的有效戰略是協助提升臺灣櫻

花鉤吻鮭對抗颱風洪水的抵抗力。其中關鍵發現是Chung et al. (2008)發現七家灣溪支流高山溪改善防砂壩改善棲地後，大小漂石(大石頭)比例增加對臺灣櫻花鉤吻鮭族群有正面效益。此乃因為大石頭底下的隙縫空間可以提供臺灣櫻花鉤吻鮭於颱風洪水時避難的空間，免於被洪水沖到下游。而且拆除攔砂壩後所形成的生態廊道可讓被颱風洪水沖到下游的臺灣櫻花鉤吻鮭有機會再回到上游水溫較低的棲地。因此WLTER團隊建議拆除七家灣流域攔砂壩，才能提升臺灣櫻花鉤吻鮭對抗每年颱風洪水的力量。

WLTER整合計畫也發現了武陵農場農業活動的可能影響。常施用之肥料包括氮肥、磷肥以及鉀肥等，易導致七家灣溪水體營養鹽改變。這些施用在土壤中的物質進入溪流主要路徑有滲淋、沖蝕以及降雨逕流三種方式。其中鉀肥及其他陽離子，將造成溪水導電度升高，而氮肥及磷肥則是水中藻類之營養鹽來源。我們已找到七家灣溪的農業點源污染源(Chang et al. 2010, Kuan et al. 2009, Chang et al. 2008)，是來自於觀魚台上游果四與果五區的農場與露營區。Peng et al. (2012)的研究進一步指出七家灣溪中硝酸鹽輸入除了觀魚台附近的山溝水之外，農業施肥自土壤淋溶到溪流中的來源也很重要。因此仍需長期生態監測水質，尤其是特定污染源輸入的水質，以維護臺灣櫻花鉤吻鮭最重要的棲息水域。

優養化對水域的立即影響是藻類的大量生長，因此藻類是水域環境的重要指標，本身的腐敗分解也會影響水質。兩種矽藻指數一致顯示武陵水質冬季較夏季差，且有勝溪是武陵溪流中水質最差的，而高山溪水質則是最好的。七家灣溪下游與有勝溪可能因農地的施肥導致營養鹽濃度高於其他溪流而有優養化的現象(Yu and Lin 2009)。武陵農場為臺灣高冷夏季蔬菜及溫帶高經濟果樹主要產地。2008年WLTER計畫清查果菜園仍餘11.1公頃(林幸助等 2008)。王敏昭(1997)發現武陵農場緩衝林帶(七家灣溪舊河道)下坡段處之土壤導電度值較上坡及中坡段相對為高，顯示武陵農場之種植果樹、蔬菜多年施用之肥料，已沖刷滲流至武陵農場緩衝林帶下坡段處，且在該處聚積；武陵農場梨樹區表土含最高可溶性鹽類，茶區含最高陰離子鹽類營養源，而作為七家灣溪濱岸保護帶之草原區，則未發現有大量可溶性肥料營養鹽沖刷滲濾至此，顯示保護帶功能。

WLTER整合計畫發現颱風洪流導致棲地劣化(林幸助等 2009)。水棲昆蟲數量歷年研究顯示，在歷經較嚴重的洪流可能造成水棲昆蟲群集中體型較大物種之比例下降(Chiu and Kuo 2012)。水棲昆蟲歷經了2003年無颱風年後，數量及生

物量於 2004 年 2 月達到高峰，但往後幾年明顯受到颱風梅雨所造成的洪流影響而呈下降趨勢，影響隔年水棲昆蟲組成拓殖回復方向。一些體型較大的物種，已逐漸減少，被替換成體型較小的物種，生物量下降。若當年有洪水，可能導致來年鮭魚大型食餌密度下降；若洪流減弱，大體型物種長角石蛾 *Stenopsychidae* 及黑管石蛾 *Uenoidae* 數量則增加，因此這兩種毛翅目可作為極端洪流的生物指標。洪流擾動後雖然物種有減少現象，但是對洪水較具抗性的物種與恢復較快的物種，兩者間生態功能轉換是維持溪流生態功能重要機制。

大型食餌石蠶蛾在溪流中密度下降不只影響臺灣櫻花鉤吻鮭數量，也會影響到生態系中頂級掠食者褐河鳥(*Cinclus pallasii*) (Chiu et al. 2008)。褐河鳥數量和水棲昆蟲群聚結構有高度相關，兩者都和流量呈現負相關。洪水造成水棲昆蟲數量減少，間接影響褐河鳥族群，颱風洪水也會透過溪流生態系中自下而上效應，直接衝擊褐河鳥，造成族群數量驟減(Hong et al. 2016)。

1986年記錄臺灣櫻花鉤吻鮭646尾，1987年1,757尾(林曜松等 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。直到1994年5月始重新進行鮭魚族群普查(曾晴賢，1994)。2004年開始WALTER整合計畫對於臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量調查建立完整紀錄，並藉由建構模式深入了解其調控數量機制，後續監測鮭魚族群數量也符合研究預期結果。當時調查重要結論如下：

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，促進上下游櫻花鉤吻鮭的基因庫，以避免臺灣櫻花鉤吻鮭滅絕。

綜合言之，WALTER 整合計畫已確立中海拔高山溪流各項生態監測方法(林幸助等 2008)，並發展武陵溪流監測系統，包括附生藻類 TDI 及 DAIPo 兩種矽藻指數(Yu and Lin 2009)、水棲昆蟲快速生物評估法 II 與水質指標 WWQI (Wuling Water Quality Index: 以導電度、濁度、生化需氧量、總磷、氨氮為監測因子)等監測指標，未來建議進一步發展成以本土物種研究為基礎的整合生態指標；此外也建立武陵地區七家灣溪各項生物與環境因子之回復標準，並建構武陵地區溪流生態系概念模式(於下章中描述)。同時也清楚掌握濱岸土地利用之農業活動及颱風洪水對溪流生物的影響，建立族群與水域食物網不同尺度之生態模式。目前累積已發表至少 37 篇 SCI 期刊論文及 28 篇國內其他優良期刊論文，具體提升國內溪流生物與生態學研究水準。該計畫也委由中央研究院生物多樣性研究中心建立與國際接軌之武陵地區生態資料庫，至 2018 年底已收集 15 綱 103 目 422 科 903 種 10,1967 筆生物資料，2856 筆水質資料，4645 筆藻類與有機碎屑資料，9136 筆環境溫度監測資料，4107 筆流量模擬資料以及物理棲地調查資料 3,826 筆，收錄於雪霸國家公園生物資源與環境調查資料庫 (<http://spnp.biodiv.tw/index.php>)，已成為國內外單一溪流生態資料最豐富之資料庫。

(四) 拆除七家灣溪一號壩後的短期生態效應

溪流底棲藻類為武陵溪流最主要基礎生產者，因此瞭解環境條件與藻類變化的調控機制是研究溪流生態系運作的基礎。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。短期來看，附生藻類在受到拆壩水流衝擊後，2-4 週過後即可回復至拆壩前的水準(圖 1-8)；長期來看，拆壩後藻類生物量的年平均生物量反而較往年低。Thomsom et al.(2005)指出拆壩後影響藻類生物量的主要原因為溪流底質穩定度。拆壩七個月後，隨著河床底質的穩定，藻類生物量才恢復至拆壩前的水準。本計畫 2011~2012 年於七家灣溪一號防砂壩壩體改善密集監測中的初步結果顯示，在壩體改善後一個月內，石附生藻類群集組成於一號壩上、下游間都是有差異的，但在一個月後便可回復。可見壩體改善對藻類的短期影響並不大，反而受到暴雨事件的影響更為嚴重(Kuo et al. 2016, Chiu et al. 2016)。然而，七家灣溪一號防砂壩壩體改善後的長期效應仍需持續監測，才能瞭解底質環境改變會如何影響藻類豐度與組成。

七家灣溪一號壩壩體拆除改善工程對水棲昆蟲群集產生約2.5個月的短期負面直接影響(圖1-8)，等同遭受一小型洪水的衝擊，導致數量和多樣性下降(Chiu et al. 2013)。拆壩後五年連續監測發現，水棲昆蟲的多樣性波動範圍已逐漸縮小，顯示逐漸有回穩之趨勢(郭美華 2017)。由此可知，拆壩後雖然水棲昆蟲可以在短時間內透過生態功能轉換的方式恢復，並維持生態功能正常，但是拆壩的後續影響時間仍需要持續監測。

2008年夏季的調查發現，鮭魚的族群數量達到了進行調查工作以來的歷史次高5,321尾，其中一齡的幼魚數量達到3,758尾，且多集中於七家灣溪二號破壩至三號壩之間。但是夏季調查過後，七家灣溪流域又面臨了卡玫基與辛樂克等數個颱風的劇烈影響，雖然夏季族群數量大增至歷史新高，但在連續風災過後減少41%的族群，幼魚損失最為嚴重，但總數仍維持在3,000尾以上。我們也發現族群數量增加與放流河段並無關連，但先前放流保育擴展了鮭魚分布河段，並穩定了上游族群，顯示族群對連續重大風災衝擊有抗力。2009~2012年整個武陵地區風調雨順，鮭魚族群量亦不斷攀升，至2011年秋季以及2012年夏季調查達到歷

史高點，並已接近七家灣溪流域所預估的最大生態承載量。但2012年八月的蘇拉颱風降雨為武陵溪流帶來相當大的洪水事件，鮭魚族群數量如預期減少約三分之一。由於2012年蘇拉颱風洪水影響，七家灣溪河床變得相當不穩定，再經歷2013年七月蘇力颱風洪水影響，河道產生側向侵蝕與崩塌，多數深潭與峽谷地形被填滿，因此2013年秋季普查結果顯示臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量減少了約三分之二。2014年無颱風侵襲，鮭魚數量逐漸復原，雖然數量只有一千多尾，但是小魚佔了近七成；2015~2016年鮭魚族群數量回升至接近3000尾，且族群結構漸趨穩定；2017~2018年夏季族群數量上升至3500尾，族群更新狀況良好。2018年由於完全沒有颱風洪水事件，因此秋季普查達5,059尾，族群數量又回到5000尾以上。由此可知雖然族群處於高承載量並暴露在極端洪水事件下，但是一號防砂壩拆除可以提升臺灣櫻花鉤吻鮭的回復力。儘管如此，七家灣溪生態系在極端氣候與現存壩體雙重威脅下(Battle et al. 2016)，鮭魚族群所面臨的潛在威脅是保育鮭魚重要的課題。在未來極端氣候常態化下，拆壩後長期環境與生物的監測，可以更好預測極端氣候，尤其是颱風洪水對鮭魚族群的衝擊(Battle et al. 2020)。

在七家灣溪一號壩拆除後，藻食性的臺灣白甲魚(*Onychostoma barbatulum*)和肉食性的臺灣櫻花鉤吻鮭數量在原一號壩址上游均增加，因此在溪流食物網中蝌蚪同時增加了競爭者與掠食者。兩種魚類對於兩生類蝌蚪而言，若競爭者影響力強，則蝌蚪的生長速度可能降低；若掠食者的影響大，則蝌蚪的數量會降低；蛙類蝌蚪可能因掠食者的種類而改變其外表體型和行為(Relyea 2001)。七家灣溪的蝌蚪已知會因處溪段之流速不同而有不同的含沙量。掠食者和競爭者的增加，可能會改變蝌蚪的覓食行為，進而改變其胃含物中無機物含量，亦可能造成其外型的改變。盤古蟾蜍可能因為皮膚毒性能有較佳的禦敵能力。因此未來研究透過檢視兩生類蝌蚪是否受到魚類數量增加以及環境改變，而有數量上、生態區位上或是形態上的改變。

溪流指標鳥類河鳥會因為拆壩造成的砂石沖刷而有移動現象，因此溪流施工應避開河鳥的繁殖季(1-4月)，可將其影響減到最輕。拆壩後，台灣白甲魚透過壩體缺口到達上游，一號壩上游台灣白甲魚數量增加，將可緩和臺灣櫻花鉤吻鮭被河鳥捕食的壓力，成為拆壩的長期效應之一。WALTER 整合計畫深入研究發現，影響河鳥繁殖的關鍵並非洪水強度，而是發生洪水時間(Hong et al. 2016)。

同時，洪水改變河鳥移動行為，從主流往流量較小的支流移動，移動距離遠超過平常的活動範圍，七家灣溪支流有勝溪是七家灣溪河鳥族群在洪水期間重要的避難所(Hong et al. 2018b)。我們也發現 2015-2018 年共 8 窩河鳥巢遭到台灣獼猴 (*Macaca cyclopis*) 掠食，佔所有繁殖窩數的 17.8%；相較之下，2004-2006 年僅 1 巢遭到獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的 3.4%，顯示獼猴問題亟需重視。

(五) 今年度計畫目標

今年度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，監測武陵地區流域的長期生態過程，探討其變化機制。
2. 臺灣櫻花鉤吻鮭族群、年齡層與歷年動態變化之分析。
3. 溪流水棲昆蟲群集、生物量與歷年動態變化之分析。
4. 溪流藻類群集、生物量與歷年動態變化之分析。
5. 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。
6. 溪流物理棲地與歷年動態變化之分析，至少需包括流速、流量、河道斷面、棲地底質與棲地類型等。
7. 溪流指標鳥類群集及兩生類群集、生物量與歷年動態變化之分析。
8. 將所收集各類群生物與環境資料作整合分析，生物環境因自之季節變化，並依食物網架構作綜合研判。
9. 評估七家灣溪一號壩壩體改善後對七家灣溪之影響及效益，評估後續拆除其他防砂壩可能性、先後次序及方法，並提供保育對策的方向與建議。
10. 建立與國際接軌之武陵地區生態資料庫。
11. 武陵地區經營管理(保育、育樂、教育)策略與方向之擬訂。

因此，本計畫的工作重點項目除了長期監測與研究包括物理棲地、水質與藻類、水棲昆蟲、兩生類、魚類與鳥類等主要溪流與濱岸生物群集外，將繼續監測七家灣溪一號防砂壩壩體改善後的長期生態效應與動態變化，利用拆壩後之生態系食物網模式評估生態系回復狀態。以系統性的生態監測，瞭解七家灣溪一號防砂壩改善後的生態環境與生物類群之短、中及長期變化過程，並探討生物間以及

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

生物與環境間的變化機制與生態效應。本計畫今年工作重點是驗證武陵長期生態研究針對各項生物以及環境因子所設置之復育標準，尤其是颱風侵襲影響下溪流生態回復程度，最終目的是期望該復育標準能作為七家灣溪溪流生態系評估工具，有助快速瞭解七家灣溪溪流生態系，並評估經歷不同干擾後恢復程度，甚至做為未來再次拆壩復育櫻花鉤吻鮭時溪流受干擾回復之評估基準，提供作為武陵地區溪流生態系與防砂壩改善工程經營管理之決策參考。

二、材料與方法

(一)研究測站

武陵地區面積約 46 公頃，是由雪山山脈所圍繞成的河谷。南北走向呈葫蘆形的狹長谷地，終年平均氣溫約 15°C。武陵地區位於臺灣中部偏北，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，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 1-3)，進行實地觀測與調查。今年同時在放流河段羅葉尾溪(#14)作生態監測與評估。

依循在 2005 年 WALTER 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，包括物理棲地、水文泥沙、水質、藻類、水棲昆蟲、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後的長期生態環境變化。計畫研究重點在武陵地區三條主要溪流 6 個長期固定測站(表 1-2)，包括：

1. 桃山西溪武陵吊橋上游之桃山西溪測站(測站#2)，位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；
2. 七家灣溪二號壩測站(測站#3)，位於 2006 年武陵農場 8.1 公頃果菜園農地回收復育地之下游，河床底質為礫石及鵝卵石；
3. 觀魚台測站(測站#4)，位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，其河床底質也多為礫石及鵝卵石；
4. 臺灣櫻花鉤吻鮭繁殖場測站(測站#5)，位於高山溪及七家灣溪的匯流處，繁殖場旁的河段，河道較為寬闊，河床底質多為礫石及鵝卵石；
5. 高山溪一號壩之高山溪測站(測站#8)，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；
6. 有勝溪下游靠近遊憩區收費站之有勝溪測站(測站#9)，位於有勝溪旁之農業區的下游處，河床底質多為泥沙、礫石及鵝卵石，高度優養化，附生藻類繁生。

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#9 之有勝溪類似，可以相對照。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。自 2010 年起，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後的生態環境背景資料，其河床底質也多為礫石及鵝卵石。

(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。本計畫共同採樣時間將設在1、4、7、10月共4次。為監測颱風洪水效應，8月夏季颱風來襲後增加一次採樣，藉以比較颱風前(7月初)以及颱風後(8月)之差異。一整年監測頻度總計為5次。羅葉尾溪之生態監測，已於7月初颱風前進行年度監測與整體評估。臺灣櫻花鉤吻鮭除於共同樣區及共同時間計數觀測外，於6月底及10月進行全流域計數調查。

(三)模式食物網參數平衡

以 ECOPATH with ECOSIM 軟體中質量平衡模式(Ecopath)建構食物網模式如下。

生產=被掠食死亡+漁獲死亡+自然死亡+淨遷移+生物累積量

$$B_i \times P_i/B_i = \sum_{j=1}^n B_j \times Q_j/B_j \times DC_{ij} + B_i \times P_i/B_i \times (1-EE_i) + Y_i + E_i + B_{Ai}$$

其中，n表示模式中功能群的數量； B_i 為i功能群的生物量， P_i/B_i 為i功能群之單位生產量，因此 $B_i \times P_i/B_i$ 表示i功能群的生產量； B_j 為j功能群之生物量， Q_j/B_j 為j功能群之單位攝食量， DC_{ij} 為i功能群在j功能群的食性組成中佔有的比例，因此 $\sum_{j=1}^n B_j \times Q_j/B_j \times DC_{ij}$ 表示i功能群的被掠食死亡量； EE_i 為生態營養效率，表示i功能群生產的能量在系統中被利用比例，因此 $B_i \times P_i/B_i \times (1-EE_i)$ 表示i功能群之自然死亡量； Y_i 為i功能群之漁獲死亡量； E_i 為i功能群之淨遷移量； B_{Ai} 為i功能群之生物累積量。

某功能群攝食後能量分配的情形則可以下列公式表示，表示各功能群經由攝食同化所獲得之能量，部分將用於維持生理代謝所需(呼吸量)，剩餘的能量方可用於生產，至於無法同化的食物，則將以排泄物的形式進入碎屑庫中。

攝食量=生產量+呼吸量+未同化食物量

$$B_i \times Q_i/B_i = B_i \times P_i/B_i + B_i \times R_i/B_i + U_i/Q_i \times B_i \times Q_i/B_i$$

$B_i \times Q_i/B_i$ 與 $B_i \times P_i/B_i$ 分別代表i功能群的攝食量與生產量； R_i/B_i 為i功能群的單位呼吸量，因此 $B_i \times R_i/B_i$ 表示i功能群的呼吸量； U_i/Q_i 為i功能群攝食量中未同化的比例，因此 $U_i/Q_i \times B_i \times Q_i/B_i$ 表示未同化食物量。上述公式可知，模式輸入的基本參數：

- 1.各功能群之生物量(B)–資料來自本研究團隊調查與武陵相關研究。
- 2.單位生產量(P/B)–藉由前人之經驗方程式估算。
- 3.單位攝食量(Q/B)–藉由前人之經驗方程式估算。
- 4.食性組成(DC)–資料來自本研究團隊調查與武陵相關研究。
- 5.生態營養效率(EE)–由公式計算得知。

(四)各計畫採樣方法

下列為各子計畫材料方法之簡述。詳細材料方法，請參照各子計畫章節。

A. 藻類

為量化石附生藻類生物量與群集測定，各測站於不同微棲地(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。

B. 物理棲地

1. 為了解河道地形變化趨勢，分別測量河道縱向穩定以及河道橫向穩定
2. 為量化物理棲地組成，本計畫延用過去數年 WALTER 群體計畫所設置之間距 20 m 穿越線，首先測定各河段之溪寬，其次於溪寬 1/4、1/2 和 3/4 處，分別量測水深、流速和底質粒徑，藉以判定棲地類別。最後利用不同觀測時段之各河段物理棲地組成，歸納其變動趨勢。在將底質分為六個類群：平坦表面(Smooth surface)、碎石(Gravel)、卵石(Pebble)、粗石(Rubble)、小型礫石(Small Boulder)、大型礫石(Large boulder)。

C. 水質監測

首先進行當地背景資料收集，包括該區各種土地利用型態、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。配合雪霸處對露營區的管理措施，增加分析界面活性劑使用情形。

D. 水棲昆蟲

各樣站在 50 公尺範圍內以定面積之舒伯氏水網(Surber sampler) (網框面積 30.48 × 30.48 cm，網目大小為 250 μm) 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，將水棲昆蟲由碎屑砂

石中挑出，再使用分類檢索資料於顯微鏡下鑑定出分類群(taxa)並計算其數量(Kang, 1993; Kawai and Tanida, 2005; Merritt et al., 2008)，再利用 1)夏農-威納多樣性指數(Shannon-Wiener's index)；2)快速生物評估法 II(Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II)；3)生物量，評估棲地現況。

E. 魚類

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

F. 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。此外，各項蝌蚪測量值和數目、發育期數等資料，均與 2004 年至 2012 年調查保存的蝌蚪作比較，以了解壩體改善前後之改變。

G. 鳥類

每兩個月以步行方式沿溪調查一次(涵蓋所有共同測站)，使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、出現地點、腳環顏色、性別和成幼。針對指標物種河鳥，將架設鳥網(黑色，網目 2-5 cm)進行捕捉繫放，於繁殖季(1-3 月)架設 2-4 面鳥網於溪谷陰影處，連續捕捉 3-4 天，在光線比較明亮的溪段，張網時間則是在鳥類視覺較弱的清晨或傍晚。捕獲個體繫上腳環和色環、測量形質和拍照後原地釋放。

H. 生態資料庫建構

為了後續系統研究能奠基於前人之成果，所有紀錄、描述資料以及後設資料，均以電子化保存及管理。同時，為使國內生物多樣性資料能與國際上其它長期生態監測計畫交換，我們將生態、環境因子資料以生態詮釋資料語言(EML)予以建檔保存；引證標本資料，則以達爾文核心集(Darwin Core)記載。無論單筆標本資料或是單一研究資料集(dataset)，均詳細記載空間分布資訊，包含座標值、座標格式及參照之大地基準。

三、成果

(一)各子計畫成果

1. 雖然 2019 年溪流石附生藻類無以往高峰值出現，但生物量仍多，尤其測站一號壩上下游四個測站明顯增加，且增加的藻類主要是以絲狀綠藻為主。推測主要是因為降雨量不足，再加上沿岸森林鬱閉度降低，光度增加，更加適合讓絲狀綠藻生長。
2. 2019 年藻種鑑定結果顯示，各測站以 *Achnanthes* 及 *Achnantheidium* 兩屬藻種為優勢，藻種在特定流域分布具獨特性。
3. 對有勝溪調查結果進行分析，得知羅葉尾樣站坡降變化不大，棲地底質以大型礫石、小型礫石為主；登山口樣站河道底質已恢復去年年中調查時之組成；勝光派出所樣站河道河幅大，右岸土砂堆積處崩塌情形減少；有勝溪下游 2 公里樣站左右岸由岩盤組成，不易造成河岸侵蝕，主要改變為深潭棲地類型增加，河道左岸有農田抽水情形；收費站樣站因防砂壩工程保護，使樣站內粒徑細小，防砂壩已達淤滿情形，防砂壩下游則因壩體影響明顯有護甲現象產生。
4. 對七家灣溪調查結果進行分析，汛期過後至年初河道組成多恢復為去年中調查之結果，一號壩上游近壩體位置因基岩裸露使得地形改變不易；而觀魚台樣站大小型礫石比例不變，卵石及碎石比例上升；繁殖場樣站深潭比例超過七成。
5. 高山溪今年 10 月之調查，二號壩口仍有殘材堆積約莫 4-5 公尺高，相較於民國 97 年之堆積高 3.5 公尺，此次形成之殘材高於 97 年之情況。
6. 為瞭解七家灣一號壩改善後之河道環境變動，故利用小型礫石以上的底質百分率及加權粒徑作為指標；若以加權粒徑來看，無人為干擾的觀魚台及新繁殖場，其加權粒徑在降雨明顯的月份會出現相對地波峰特徵；一號壩上下游在壩體改善後八、九個月的加權粒徑漸趨一致，但約在 14、15 月後又有所差異，且波動情況並未與降雨量高低相搭配，直到 2015 年以後兩樣區的加權粒徑又漸趨同步變化，但與降雨量關聯並非完全搭配而是呈現每兩年為單位之波動特徵。
7. 武陵地區除有勝溪流域測站外大部分測站溪流水質良好，符合臺灣櫻花鉤吻

鮭生存水質標準，目前武陵地區溪流生態尚屬適合臺灣櫻花鉤吻鮭生存之環境。

8. 在導電度及營養鹽方面，桃山西溪與高山溪均低於其它溪流；七家灣溪中下游測站及有勝溪則有較高的營養鹽濃度，可能與農耕施作和山上降雨沖刷導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。
9. 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檢測出 6.07 mg/L 為最高，桃山西溪與高山溪無農田施作，硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用，經雨水逕流而進入河川，因而可推論農耕行為可能對於武陵地區溪流有一定程度之影響。
10. 武陵地區亞硝酸鹽氮濃度，在去年七月監測發現觀魚台及有勝溪測站濃度高達 5.97 與 5.27 $\mu\text{g/L}$ ，濃度超出歐盟訂定之 3 $\mu\text{g/L}$ 標準，但於今年一月及四月接回歸正常值 0.4-2.1 $\mu\text{g/L}$ ，僅一號壩下游測站略超出歐盟訂定之標準。保育臺灣櫻花鉤吻鮭的水質基準為 50 $\mu\text{g/L}$ ，雖檢測值尚未達到規範之水質基準，但卻能從與去年比較中顯示該區域易受人為活動影響，故有持續監測與控制遊客數量之必要性。
11. 一號壩壩體改善工程對下游水質尤其是濁度有立即性的影響，但在一至二週內即可恢復至溪水初始水質狀態，顯示突如其來之水質變化在短時間內即可恢復正常。截至目前各項水質監測結果顯示已回復至往年之變動趨勢。壩體改善，使得二號壩上下游測站，較其他測站更能減緩全球暖化對水中溶氧之負面影響。
12. 今年上半年山溝及排水溝測站之硝酸鹽濃度介於 1.21-2.81 mg/L；山溝測值高於排水溝，而排水溝測值則略高於七家灣溪流。整體而言，山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，本年度分析發現七卡水源水質遠較山溝排水溝水中營養鹽濃度低許多，顯示露營區、高山植物園或農地對水質之影響相當顯著，故持續的管理與仍有其必要性。
13. 8.1公頃回收農用地之歷年監測結果觀察到99年之後，桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚臺(#4)三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從 2.2 mg/L 縮小至 0.1~0.5 mg/L 之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。

14. 羅葉尾溪放流點(#201)與南湖登山口(#202)無農田施作，導電度值明顯為羅葉尾及有勝溪流域中最低；其餘測站因農耕活動的關係，導電度值較高，由此可明顯觀察到農耕行為對溪流導電度所造成的影響。
15. 陰離子界面活性劑之檢測針對露營遊憩區之鄰近測站：山溝(A6)、排水溝前(B3)與桃山西溪(#2)、觀魚台(#4)、二號壩(#3)相比較，檢測出濃度皆低於偵測極限。
16. 本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 73 分類群(taxa)，分屬 6 目 42 科。
17. 由連續 17 年數據(2003 至 2019 年)看出，水棲昆蟲密度幾乎以每年年初為高峰，然 2017 年及 2018 年以 4 月及 10 月為高峰。2019 年回復以年初為高峰。大型食餌數量及生物量以 2019 年年初為最高且較 2011 年為高。
18. 各測站的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的間，多元尺度分析(MDS)顯示桃山西溪、七家灣溪及高山溪的水棲昆蟲群集結構變動具相同傾向，2009~2019 年#9 有勝溪測站與其他測站群集結構相近。
19. 重度農業活動的有勝溪，水棲昆蟲密度、大型食餌及生物量皆為各測站最低表現者，且生物多樣性最低，棲地中度損害，顯示農業活動對武陵溪流有不利影響。極端氣候頻繁是未來氣候變遷的趨勢，面對頻繁的颱風與強降雨的衝擊，農業活動對生物多樣性的影響不容忽視，將加劇不利影響，應加以注意防範。
20. 壩體上游兩測站的水棲昆蟲密度一直都較壩體下游的兩測站為多，但於 2015~2019 年的資料顯示，壩體上下游的分界不若以往明顯，這可能表示壩體改善後，上下游的棲地環境差異正在逐漸縮小。
21. 2011 年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 個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，等同遭受一小型洪水的衝擊，以大型食餌數量高於 (1000 昆蟲(個體數/平方公尺)及水棲昆蟲 EPT%大於 75%，定義為七家灣溪一號壩拆除的長期效應回復指標，約為四年。2019 年一號壩上游的水棲昆蟲密度、大型食餌及生物量皆為各測站最高表現者，且生物多樣性最高，顯示壩體改善的空間效應。
22. 8 年連續監測發現，目前各測站棲地無損害，每年的生物多樣性波動範圍已逐漸縮小，且能維持高度生物多樣性，拆壩就是挽回溪流生態系自體調適能

- 力的方法，透過一號壩壩體的改善，創造健全、多樣化的武陵溪流生態系統。
23. 訂定出衡量氣候變遷影響的指向性物種：黑頭流石蛾 *Rhyacophila nigrocephala*、角石蛾 *Stenopsyche* sp.、臺灣黑管石蛾 *Uenoa taiwanensis*。
 24. 2019 年針對共同樣站的定期調查已經完成五次，監測資料結果顯示大部分樣站與歷年資料差異不大，十月份的調查跟 2018 年十月份相仿，發現繁殖場樣站鮭魚數量上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲武陵地區、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象，一號壩的改善讓鮭魚可以自由移動。另外，在上游樣站的二號壩，於一號壩工程改善後，2011 年 10 月開始記錄到一尾臺灣白甲魚之後，至今持續有穩定的紀錄，也顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。
 25. 今(2019)年夏季普查時因水量非常大，許多河段無法到達，也有許多河段無法過溪讓兩岸都有調查人員計數，且水中可視範圍較小，因此有嚴重低估的情形。普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 2,847 尾。其中一齡小魚有 1,122 尾，佔族群總數的 39.4%，而二齡中型鮭魚有 1,394 尾，佔 49.0%，三齡大型成魚則有 331 尾，佔 11.6%。族群結構呈現以中型鮭魚最多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的桶型族群結構，以族群結構比例來看顯示今年六月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好，而整體數量則是有嚴重低估的情形。
 26. 今年除了夏季武陵地區水量較為豐沛外，夏秋季並無嚴重的豪雨風災，提供了良好的環境給臺灣櫻花鉤吻鮭成長。秋季普查的結果顯示七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,392 尾，較去年秋季普查多了 333 尾，其中一齡小魚有 1,696 尾，佔族群總數的 31.5%，二齡中型鮭魚有 2,567 尾，佔 47.6%，三齡大型成魚則有 1,129 尾，佔 20.9%。秋季普查時水況良好，水質清澈，普查數量的準確度與以往相當，由於夏季水量太大造成嚴重低估，因此秋季整體數量較夏季高了不少。秋季鮭魚的族群結構呈現以中型鮭魚最多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的桶型族群結構，顯示今年整體的更新狀況相當良好，且受到 2012 年蘇拉以及 2013 年蘇力颱風影響的鮭魚族群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長。
 27. 今年秋季在迎賓橋至一號壩之間觀測到有 1,168 尾鮭魚，數量較多，與 2018

年相仿。研判造成此現象的原因可能為高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低，且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且一號壩以下河段跟前幾年比起來(蘇力、蘇拉颱風後)被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定，還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，顯示一號壩改善帶來的正面效益。

28. 桃山西溪樣站之監測數量，頗能反映整體武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭族群受風災影響之狀況，以及每年幼魚更新之族群健康狀況。此樣站周邊對魚類來說為一個 Y 形的封閉式系統，上有四號壩與四號副壩阻隔，下有三號壩的極高落差，桃山北溪的支流也有一個天然的小瀑布落差。歷年整合此 Y 型封閉式河段歷年臺灣櫻花鉤吻鮭族群普查的結果，其與整個武陵地區歷年的數量變化相比之下，可以發現兩者之間的變化有著顯著的相似關係。但 2012、2013 年颱風之後至今，本樣站的鮭魚因三號壩、四號壩的阻擋都在平均尾數以下，無法有效補充，須持續監測密切觀察。
29. 二號壩樣站 2005 年至 2011 年為止，皆未曾有過臺灣白甲魚的紀錄。但在 2011 年一號壩壩體改善後的歷次調查都已經有臺灣白甲魚的紀錄，且從 2012 年蘇拉颱風的大水過後其族群數量顯著上升，顯見與七家灣溪一號壩改善工程完成後，使得魚類洄游廊道暢通有關。然而七家灣溪河段一直以來臺灣白甲魚與臺灣櫻花鉤吻鮭皆有共域的現象，且其生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣白甲魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。
30. 觀魚台樣站的臺灣白甲魚的歷年族群數量資料也顯示，一號壩壩體改善已經對七家灣溪之生態帶來正面效益。從 2006 年以來，觀魚台當地的臺灣白甲魚一直只有零星的紀錄，但自 2011 年五月底一號壩壩體改善工程完成後，六月份以後的調查馬上就看到比往年更多的臺灣白甲魚出現在此樣站。研究人員亦於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發現一尾從一號壩下游標放的臺灣櫻花鉤吻鮭個體上溯至此，直接地顯示一號壩改善工程後所產生的正面效益。
31. 繁殖場樣站在一號壩改善之後有比以往更多的中小型鮭魚族群，可能是因為有較多的魚可自由來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站之鮭魚族群，不再因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法上溯繁殖，而有更多的幼魚可以在此處棲息。且 2018、2019 年秋季的調查皆發現此處

鮭魚數量上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象。

32. 高山溪樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量，從 2005 年到 2010 年夏季為止，都少於本溪流的平均尾數。直到 2010 年夏季之後，才開始有比較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，且大部分數量都高於平均尾數。然而從 2012 年蘇拉颱風後，可能由於微棲地的改變(樣站附近就有 3 處崩塌地致使河床淤積)，讓此處的鮭魚數量又再下降至今。
33. 從歷年的普查資料研判，2004 年以前一號壩以上河段是有臺灣白甲魚的分布的，之後由於連年颱風將大部分臺灣白甲魚族群沖到一號壩下，在 2011 年一號壩壩體改善後臺灣白甲魚族群才又回到七家灣溪一號壩~三號壩之間的河段棲息，且近年有分布上限往上移的現象。高山溪一號壩是臺灣白甲魚自然分布的上限。原本在高山溪一號壩下的殘材壩，於 2012 年四月崩解之後仍舊無更多的臺灣白甲魚上溯到高山溪樣站，顯示其在高山溪的分布上限並未大幅往上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。
34. 七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集研究與鮭魚普查結果顯示，已有部分標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭可上溯至三號壩下。在二號壩以上河段所發現的臺灣白甲魚與一號壩上游樣站所發現過的臺灣白甲魚幼魚群，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。高山溪殘材壩下游河段之魚類數量原本在一號壩壩體改善後有較明顯增加的趨勢，但是在七家灣溪主流漸趨穩定之後，則數量又漸漸恢復以往的水平；2012 年蘇拉颱風過後，又可見到比壩體改善後更為大量的臺灣白甲魚躲在此處。顯示高山溪殘材壩前河段可以提供臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚做為在壩體改善工程期間或是洪水影響時的重要庇護所。
35. 今年一月的蝌蚪以梭德氏赤蛙為主。四月在部分測站(#4、#7、#9)出現盤古蟾蜍的新生蝌蚪。梭德氏赤蛙蝌蚪十月在桃山西溪(#2)和觀魚台(#4)最多。七月的有勝溪(#9)有最高的盤古蟾蜍蝌蚪密度。蛙類數量以今年新增的迎賓橋(#7)和有勝溪(#9)最多。
36. 繼 2012 年 10 月之後首次在樣區內記錄到斯文豪氏赤蛙的蝌蚪，並繼 2010 年 10 月之後首次記錄到莫氏樹蛙(雄蛙)。

37. 2011 年壩體改善工程施行後，短期之內一號壩上游(#12)及下游(#13)的蝌蚪密度降低，但近幾年密度已回升。以拆壩前的梭德氏赤蛙蝌蚪密度最高峰值作為 100%回復之指標，今年一月一號壩上游及下游皆已高於指標。且今年四月七家灣溪的平均蝌蚪密度為 2005 年以來最大值。
38. 過去的研究已知七家灣溪的河鳥數量和繁殖狀況受夏秋季颱風影響很大，近年更證明巢位周邊的溪流型態(特別是淺瀨的面積)是影響河鳥食物量的重要因子之一，跟每個河鳥巢位的繁殖產出有高度相關性，此新發現已在 2019 年初發表於國際期刊 *Journal of Ornithology*。
39. 根據物理棲地子計畫所提供 2018 年 11 月的七家灣溪全河段測量資料，換算出河鳥偏好覓食的淺瀨面積，結果顯示七家灣溪中段(分流處到二號壩之間)的平均淺瀨面積最大，是較佳的河鳥棲地。不過溪流型態會隨流量改變，年間可能會有差異。
40. 2019 年 8 月颱風過後，七家灣溪的河鳥數量下降，但有勝溪的數量並未增加，狀況與以往經驗不同。隨後發現因為有勝溪的臨溪農路施工導致溪水比七家灣溪更加混濁，可能因此河鳥前往其他小支流避難。
41. 七家灣溪河鳥在繁殖季的平均數量約 30 隻，有勝溪約 18 隻。有勝溪雖然淺瀨的比例較高，但實際淺瀨面積較小，跟七家灣溪相比是較差的河鳥棲地。2013-2016 年間兩條溪的河鳥數量都有下降趨勢，跟夏季洪水和冬季大水接連發生有關，近年因無極端洪水，七家灣溪的河鳥數量有逐漸恢復。
42. 近年有勝溪的河鳥數量下降幅度大且恢復慢，可能是河鳥會優先往棲地品質較高的七家灣溪尋找繁殖棲地。不過有勝溪雖然棲地品質較差，卻是洪水期間七家灣溪河鳥的避難所。
43. 鉛色水鶉的族群變化受洪水或拆壩的影響較不明顯，因其活動不局限於溪流，族群變化的影響因子更加複雜，但 2007-2011 年間在七家灣溪有一個族群高峰，跟水棲昆蟲的高峰期吻合。
44. 鴛鴦是唯一在有勝溪的數量多於七家灣溪的溪流鳥類，可能跟其主食的水芹菜在有勝溪較多有關係。水芹菜的生長受颱風影響很大，多年的資料顯示有勝溪的鴛鴦數量跟前一年的洪水流量有顯著相關性。
45. 溪流鳥類在七家灣溪繁殖的有河鳥、鉛色水鶉、紫嘯鶉和鴛鴦，屬於冬季候鳥的有小剪尾、綠蓑鶯和所有其他鶯科鳥類，本研究呈現各種溪流鳥類的月

份變化和年間長期趨勢。翠鳥在過去相當少見，但近年來在有勝溪穩定出現，可能有繁殖。

46. 2019年七家灣溪河鳥共繁殖11對12窩，其中7窩繁殖成功，產出幼鳥25隻；有勝溪共繁殖5對5窩，4窩繁殖成功，產出幼鳥15隻。因為前兩年均無颱風侵襲，兩條溪今年的繁殖表現都在近5年的平均值之上。
47. 統計2015-2019年共12窩河鳥巢遭到台灣獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的21.1%，是2004-2006年的6.2倍，其他掠食者所佔的比例則降低。被獼猴掠食的巢位都集中在七家灣溪分流處到抽水站之間。
48. 本計畫收集的原始生態調查資料，除了已匯入計畫資料庫以外，將按國家公園指示上傳至指定系統。另外也將以原始檔案及 Darwin Core Archive 格式，提供委辦單位雪霸國家管理處結案及保存之用。雪霸國家管理處可將其整合入管理處的網站。在計畫研究人員於期刊發表研究成果後，可以選定之CC授權，與國家生物多樣性入口網 TaiBIF 整合開放，使用TaiBIF網站提供的GIS系統，依物種學名或地點查詢到本計畫各測站的物種，並提供國際研究社群交流，促進合作。
49. 本年度共收集水生昆蟲資料875筆，水質資料94筆，藻類資料276筆，鳥類資料72筆，魚類資料的271筆，兩生類141筆，河道地形資料1,789筆，棲地類型資料2,037筆。歷年累計收集鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共101,967筆(涵蓋15綱103目422科903種生物物種)，水體環境資料共2,856筆，藻類及有機碎屑調查記錄4,645筆，環境溫度監測資料9,136筆(包括空氣、水、土表、土下溫度)，河川流量模擬推估資料4,107筆，以及物理棲地調查資料3,826筆。
50. 河鳥與水棲昆蟲捕食者由上而下控制武陵溪流系統食物網，是關鍵物種指數最高的兩功能群，藉由提升初級消費者的生態營養效率，強化食物網間的能量流通，也減少碎屑遺骸的產生。
51. 水棲昆蟲收集、濾食與刮食者是武陵生態系統的核心功能群，除了有效減緩石附生藻與碎屑營養效率偏低的現象，提升系統的成熟度與物質循環能力，也可增加食物網複雜程度，強化系統抵抗擾動的能力。
52. 水棲昆蟲收集、濾食與刮食者相對其他功能群，明顯增加櫻花鉤吻鮭的發展量上限，提升櫻花鉤吻鮭面對環境劇變後的恢復能力。

53. 判斷生態系統在經過復育管理後是否成功，可以透過長期監測資料，定義不同區域的復育標準。
54. 藉由量測現今生態系狀態到期望生態系狀態的「差距」，可以讓我們瞭解到達期望的生態系狀態所需的時間或需努力程度，藉以評估復育程度。
55. 物理棲地穩定標準可以透過濁度狀態判斷，拆壩後曾高達 600 NTU，但持續時間短；一般洪水事件高達 100 NTU，但持續時間長。
56. 水質復育標準以歐盟訂定鮭、鯉魚之水質標準為依據
57. 石附生藻類以藻類群集中葉綠素 b 與葉綠素 c 之比值作為判斷系統回復標準，建議比值 30 % (葉綠素 b/葉綠素 b+c) 為鬱閉度高的源頭溪流之石附生藻類群集組成。
58. 水棲昆蟲依循溪流生物快速指標 EPT (蜉蝣目、襉翅目以及毛翅目) 與搖蚊之相對豐度作為標準，建議 >75 % (EPT/搖蚊) 為河川的復育標準。
59. 建議七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的最大族群承載量：5800 尾；安全族群量為 2900 (5800/2) 尾；最低族群量為 1450 (5800/4) 尾。
60. 臺灣櫻花鉤吻鮭穩定族群結構呈三角形，也就是成魚、亞成魚、幼魚比例為 1 : 2 : 6；若一般族群結構呈圓筒形：10 : 10 : 10；若危險族群結構則呈倒三角形：4 : 3 : 2。
61. 建議以 12°C 等溫線判斷臺灣櫻花鉤吻鮭之繁殖河段，並以觀魚臺測站為基準地點。
62. 可透過模式河段之魚群數量估計武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群總數量，若以單一河段之最佳模式河段為：1st~2nd 壩、2nd~3rd 壩、3rd~4th 壩或 4th~5th 壩；雙河段最佳模式河段為：1st~2nd 壩加上 2nd~3rd 壩；短距離調查最佳模式河段：2nd~3rd 壩加上 5th~6th 壩。
63. 累積歷年對七家灣溪各項生物與環境的研究資料，可建立武陵地區生態系運作概念模式，透過概念模式之建立，可以讓我們瞭解生態系長期運作的過程。
64. 七家灣溪溪流生態系主要的驅動因子為降雨量；當降雨量增加時，溪流流速會加快，流況變動程度則會影響底質組成，底質組成改變後會影響溪流內的生物類群，進而影響食物網的運作。
65. 模式預估在沒有壩體移除及氣候變化影響下，四號壩及六號壩區域鮭魚豐度

將於 2035 年分別由 810 和 580 降至 182 及 161 隻，而三號壩區域甚至於 2029 年接近於零。

66. 考慮在整個研究區域僅選擇一個大壩進行移除和未來氣候變化嚴重影響下，拆除四號壩對鮭魚豐度有最大效益，拆除三號壩雖然效益也高，但風險更高。

(二) 整合成果

1. 生態模式情境模擬

自然生態系統的總基礎生產量/呼吸量比值(TPP/TR)多介於 0.8~3.0(張禾玫, 2012), 發展中或干擾過後的系統 TPP/TR 大於 1, 大量異源物質輸入的系統則小於 1 (Odum 1969)。2018 年繁殖場(#5)與觀魚台(#4)的 TPP/TR 偏高, 分別為 6.70 與 7.55(表 1-3), 乃因石附生藻類過多, 造成較高的生產力(TPP)所致, 屬於不成熟或干擾嚴重的生態系統。

生態營養效率(Ecotrophic Efficiency, EE)為某一功能群被系統中其他功能群利用(被捕食、被漁獲或同類相食)的比例。效率高代表系統中的養分充分進入食物網, 而非成為碎屑沉積。2018 年繁殖場(#5)石附生藻類與碎屑的生態營養效率(EE)為 0.210 與 0.141; 觀魚台(#4)石附生藻類與碎屑流的生態營養效率(EE)為 0.157 與 0.167, 兩測站的營養效率偏低, 顯示系統內的養分利用並不充裕, 生物大多成為碎屑, 並可能對水質產生負面衝擊。

溪流是個變動頻繁的生態系統, 食物網絡的穩定性較低, 養分無法有效在食物網內流通循環, 以致生態營養效率(EE)偏低, 繁殖場(#5)14 個功能群的營養效率皆未超過 0.4。2018 年繁殖場(#5)的物質循環指數(FCI)與食物鏈平均長度(FMPL)分別為 4.254%與 2.366; 觀魚台(#4)的物質循環指數(FCI)與食物鏈平均長度(FMPL)分別為 5.321%與 2.400, 兩測站的指數低於大部分的生態系統, 顯示系統的碎屑再利用性低, 食物網中能量傳遞的效率不佳。

成熟生態系統的物質循環指數(FCI)較高, 對於環境干擾的抵抗能力較佳, 可視為系統的回復能力指標(Christensen et al. 2005)。另外 O/C 值越高, 表示系統備用能量越多, 系統的回復能力與抵抗力較好, 可作為穩定性指標(Rutledge et al. 1976), C 為系統發展量上限(development capacity, C), O 為系統可提取的儲備能量(overhead, O)。因此兩指數的提升, 對於溪流系統面對颱風與土石流等環境劇變時, 有更好的抵抗與回復力。

環境的劇烈變動是影響武陵溪流中櫻花鉤吻鮭族群的主要因素, 例如颱風與土石流的威脅, 因此有效地從擾動後恢復族群數量, 為武陵溪流生態研究的重要課題。利用發展量上限值(development capacity), 找出系統中能提升櫻花鉤吻鮭發展量上限的功能群, 藉此提出明確的復育方針。

由上述分析結果得知, 七家灣溪溪流生態目前的改善目標有五:

- (1) 減少初級生產量(石附生藻類)，使 TPP/TR 值趨向 1，讓系統愈加平衡成熟。
- (2) 提高生態系統物質循環指數(FCI)與食物鏈平均路徑長度(FML)，使系統內的能量被各功能群充分運用。
- (3) 增加 O/C 值與物質循環指數(FCI)，加強生態系統面對干擾後的回復能力。
- (4) 提升生態營養效率(EE)，尤其石附生藻與碎屑，減少碎屑的產生與累積。
- (5) 利用生態系統發展量上限值，找出能提升臺灣櫻花鉤吻鮭族群量的功能群。

1.1 生態模式場景模擬

使用 Ecopath with Ecosim (EWE)軟體模擬各種復育場景，藉由改變各個功能群的生物量，計算生物量變化後的各項生態參數，以評估七家灣溪可能的復育方向。本研究依據功能群的營養階層與潛在食物含量(營養效率)調整生物量的變化幅度，將之分為三類：

- (1) 功能群 1~6 (二級以上消費者)生物量各別提高 1.5 倍。
- (2) 功能群 7~11 (二級消費者)生物量各別調高 5 倍。
- (3) 功能群 13 (主要生產者)的生物量調整為原有 0.5 倍。

1.2 生態系統成熟度在模擬後的變化

臺灣櫻花鉤吻鮭(功能群 2~3)與臺灣白甲魚(功能群 5~6)的成魚與幼魚合併後再行模擬分析，因此功能群 1~6 實際分成 4 個功能群。繁殖場(#5)的 4 功能群生物量模擬 1.5 倍後，系統成熟度(TPP/TR)皆有些許下降(表 1-3)，以水棲昆蟲捕食者模擬後的變化最多(-0.280)，但降幅相當小(4.2%)，二級以上消費者對於系統成熟度的影響有限。

功能群 7~11 在生物量改變後，系統成熟度(TPP/TR)有較明顯的減少，除昆蟲撕碎者只有下降 0.092 (1.4%)，其餘 4 功能群生物量改變後，減少幅度皆大於 10%。最顯著的昆蟲刮食者甚至下降 4.318 (64.5%)，收集者與濾食者功能群也有 2.958 (44.1%)與 2.673 (39.9%)的降幅，因此二級消費者中的水棲昆蟲刮食者、收集者與濾食者有效減少石附生藻類，讓系統更加成熟。

石附生藻類生物量下降 50%，系統成熟度也大幅下降 3.328 (49.7%)，顯示生產者減量對於系統成熟度直接的改善。觀魚台(#4)的模擬結果與繁殖場(#5)幾乎一致，除了功能群 7 與 9 的影響力排序互換。

1.3 物質循環指數(FCI)與食物鏈平均路徑長度(FML)在模擬後的變化

繁殖場(#5)功能群 1~6 的生物量模擬 0.5 倍後，物質循環指數與食物鏈平均路徑長度變化幅度相當小(表 1-3)，功能群 7~11 的模擬才有明顯提升。昆蟲收集者最有效提升物質循環指數(+11.196)與食物鏈平均路徑長度(+0.635)，提升幅度分別為 264.1%與 26.8%，濾食者對於提升兩指數也扮演重要角色，刮食者則是對提升食物鏈平均路徑長度有明顯幫助(+0.368)，提升幅度 15.6%。

石附生藻類的生物量減半後，碎屑減少，物質進入循環的比例相對增加，循環指數提升 3.361(86.1%)。食物鏈平均路徑長度則因減少石附生藻類與碎屑，高階消費者直接攝取(短食物鏈)的比例下降，造成整體食物鏈長度提升 0.348 (14.7%)。與繁殖場(#5)比較，觀魚台(#4)只有水棲昆蟲刮食者模擬後的物質循環指數(FCI)差異較多，其餘功能群模擬後的影響與繁殖場(#5)類似。

1.4 系統回復能力 O/C 值在模擬後的變化

繁殖場(#5)水棲昆蟲收集者與濾食者的生物量增加時，對於系統回復力 O/C 值的提高有較明顯的助益(表 1-3)，分別提高 7.650 與 7.120 (12.6%與 11.7%)。

石附生藻類生物量模擬 0.5 倍，也會使 O/C 值增加 7.620，使系統面對擾動有更佳的回復能力。觀魚台(#4)昆蟲刮食者的模擬，讓 O/C 較顯著的增加 4.410 (7.2%)，其餘模擬結果與繁殖場(#5)類似。

1.5 生態營養效率(EE)在模擬後的變化

繁殖場(#5)二級以上消費者功能群的生物量改變後，生態營養效率變化如表 1-4，水棲昆蟲捕食者最有效提升整體的生態營養效率，河鳥提升效果次之，臺灣白甲魚以石附生藻類為主食，對於整體營養效率的提升最有限。

功能群 7~11 在生物量模擬 5 倍後，水棲昆蟲收集者、濾食者與刮食者對於石附生藻類與碎屑的生態營養效率提升最顯著，收集者最有效增進碎屑的營養效率(+0.244)，提升幅度高達 173.1%，刮食者則是最明顯改善石附生藻類的營養效率(+0.588)，提升幅度高達 280.0%。

石附生藻類的生物量模擬 0.5 倍後，本身的營養效率提升 1 倍(+0.210)，碎屑產生自然減少，碎屑的營養效率也提升 0.139 (98.6%)。觀魚台(#4)的模擬

結果與繁殖場(#5)類似，只是觀魚台功能群 7~11 原有的營養效率較高，模擬後提升的量較多。

1.6 櫻花鉤吻鮭系統發展量上限(development Capacity)在模擬後的變化

臺灣櫻花鉤吻鮭是此生態系統的復育重點，因此利用發展量上限的變化，明瞭各功能群對櫻花鉤吻鮭的影響。從繁殖場(#5)的模擬結果顯示(表 1-5)，主要獵物水棲昆蟲捕食者增加，幾乎未提升櫻花鉤吻鮭的發展量上限，應該是昆蟲捕食者本身與櫻花鉤吻鮭有競爭食物的關係所致。

功能群 7~11 為臺灣櫻花鉤吻鮭的獵物(無競爭關係)，增加其生物量自然可提升櫻花鉤吻鮭的發展量上限，其中水棲昆蟲收集者的增加能提高最多的上限量、濾食者與刮食者也有超過 1% 的提升。整體而言，幼魚發展量上限的變化幅度較成魚明顯。

石附生藻類不僅是臺灣櫻花鉤吻鮭的食物，也是其獵物的食物，減少 50% 將使櫻花鉤吻鮭的系統發展量上限下降(成魚-0.91、幼魚-1.19)，變化幅度較其他功能群產生的影響明顯。觀魚台(#4)的模擬結果與繁殖場(#5)類似，只有水棲昆蟲刮食者的發展量變化幅度減少，不足原本的 1%。

1.7 生態模式模擬的復育建議

繁殖場(#5)與觀魚台(#4)有一致的模擬趨勢，顯示從分析結果選取的關鍵功能群，應能適用於武陵生態系統的復育，以下為優先改變的功能群：

(1) 河鳥

有效提升整體昆蟲(功能群 6~9)的生態營養效率，使系統中的養分充分利用，由於臺灣櫻花鉤吻鮭幼魚只佔河鳥食物組成的 0.2%，不必擔心櫻花鉤吻鮭幼魚因河鳥增量遭到大量捕食。

(2) 水棲昆蟲捕食者

二級以上消費者中，最有效提升功能群 7~11 的生態營養效率。

(3) 水棲昆蟲收集、濾食與刮食者

石附生藻類被攝取量提高，大幅減少 TPP/TR 值，甚至降低一半以上，顯著提升系統成熟度。因碎屑的被攝食量大增，使得物質再循環指數(FCI)顯著提升。從食物網能流圖(圖 1-9)發現功能群 7~9 位於中央的樞紐位置，生物量增加能有

效提升系統的食物鏈長度(FMPL)，促進食物網結構的穩定。

水棲昆蟲收集與濾食者的增加，最有效提高系統回復力(O/C 值)，增進系統抵抗環境的擾動。表 1-5 也顯示，功能群 7~9 較能提升櫻花鉤吻鮭的發展量上限，協助其族群數量在劇變後維持穩定。

(4) 石附生藻類

溪流生態系統中的主要生產者，減少可直接提升系統成熟度，碎屑也因生產者減少而減量，物質循環指數隨之上升，只是減量會降低櫻花鉤吻鮭的發展量上限(6%)。

1.8 拆壩後各種生態指標的變化

拆壩後隔年(2012)的資料顯示，下游繁殖場的各種生態指標均優於拆壩前，顯示水文狀態的改變，立即提升下游的生態環境。反觀 2012 年上游觀魚台的生態指標，只有雜食性指數上升，其餘指數些微下降。直到 2013 年颱風過後(2009)，上游觀魚台大部分的生態指數才有所提升，應該是洪水將上游累積的沉積物釋放，系統才有所改善。下游繁殖場反而因上游帶來的大量沉積物，使得環境劣化，大部分的生態指數退化(表 1-6)。

2012 與 2013 年的資料顯示，上下游的環境尚未穩定，壩體累積的沉積物尚未完全釋放，水文狀態仍未穩定。到了 2018 年，整體生態系統已趨於穩定，上下游的生態指標大都優於拆壩前(2009)，顯示拆壩能有效提升武陵河流系統的成熟度，增加抵抗外在干擾的能力(FCI 與 O/C 提升)。

2. 溪流生態復育標準

在復育生態系統時，所選擇復育的方法會決定復育的成效，但更重要的是如何找到評估復育是否成功的指標。Zhao et al. (2016)整合出復育沿岸溼地系統的流程(圖1-11)。藉由復育流程可以知道，拆除七家灣溪一號防砂壩，屬於被動式復育管理。拆壩後讓生態系統在生態系過程中逐漸自我復原。Zhao et al. (2016)提到評估復育成功的指標，可以利用生態系營養階層作為生態指標，來評估系統在經過復育管理後是否成功；然而，判斷依據要利用對照溪流(reference)與復育溪流作比較，而本研究無法找到不受干擾又有臺灣櫻花鉤吻鮭的溪流，做為對照溪流。因此，本研究嘗試尋找替代對照溪流的方法，建立符合七家灣溪的對照標

準。在歐盟水資源管理方針(European Water Framework Directive)的研究中，針對復育後生態系狀態(ecological status)的反應，會因為(1) 複雜的壓力源導致生物對於復育管理的反應難以監測；及(2) 缺乏復育所需時間和空間尺度上的相關資料與經驗，導致我們無法對復育管理措施是否成功做出評估。因此研究建議可以透過復育後的長期監測，來評估復育是否成功及其程度(Hering et al. 2010)。除了長期監測外，歐盟水資源管理方針在2017年的研究中(Voulvoulis et al. 2017)，明確指出要量測現今生態系狀態到期望生態系狀態的「差距(distance)」，透過量化差距，可以讓我們瞭解到達期望的生態系狀態所需的時間或需努力程度，藉以評估復育是否成功。從歐盟水資源管理方針的研究可以瞭解，透過長期監測數據的累積，是評估復育是否成功的重要基準；而七家灣溪從2005年開始，實行武陵地區長期生態監測(WLTER)整合計畫，已累積龐大的長期監測數據，可透過資料分析，建立七家灣溪的復育標準。

整合過去七家灣溪長期監測的研究，我們將七家灣溪各項生物以及環境因子的復育指標進行彙整(表 1-7, 1-8)，統整過去 WLTER 團隊已定義各項生物以及環境因子在拆壩事件、洪水事件以及基礎線的資料。物理棲地由於在河川作用下時刻變動，使我們很難定義穩定的標準。因此，我們以水中濁度作為指標，表 1-7 中呈現雖然拆壩事件有瞬間高濁度(600 NTU)，但是濁度很快就下降；小型洪水事件，雖然濁度沒有拆壩事件高，但是持續時間較長。推論當底質組成鬆散且以碎石為主時，濁度持續時間可以延長；在極端洪水事件時，底質更容易被高流量以及流速沖刷、擾動，隨後在下游河段沉積(Hooke 2016)。因此可以透過濁度變化來判斷底質是否為穩定狀態。水質部分則以歐盟訂定鮭、鯉魚水體標準為依據(Directive 2006/44/EC)(表 1-9)。

從藻類的效果指數(effect size index, esi)可以發現(表 1-7)，藻類不論是在拆壩事件或是洪水事件效果指數值相近，拆壩事件與洪水事件分別為-4.6 以及-3.9，同時較大洪水事件的反應為-10，顯示藻類不論面對何種水文事件都極易受到影響；但是它們回復較快，可以看到拆壩 7 天後，指數就降到-1.5。Uehlinger (1991)在瑞士研究發現，經常發生季節性洪氾的山區溪流，較大底質通常有較高的生物量，顯示較大底質提供藻類一個較穩定的生長基地。Hooke (2016)研究亦提到，當河道底質組成以鬆散底質為主時，底質易被水文事件擾動。顯示藻類面對水文事件，一旦底質受到干擾變動時，就會使藻類生物量下降。在對照值部分，

我們採用 $\text{Chl } b/(\text{Chl } b+\text{Chl } c)$ 的方式，來判斷系統中葉綠素 b 濃度所佔比例。分析結果發現，高山溪歷年的比值約在 30 % 以下，雖然桃山西溪位於最上游，應屬於源頭溪流，但由於樹冠層相對高山溪開闊，因此葉綠素 b 的比值偶有增高現象。過去在七家灣溪研究也發現，綠藻(葉綠素 b) 喜好生長於高導電度、水溫較高與植被較少的環境(林幸助等 2013)。因此，對於復育後的溪流，我們建議以鬱閉度高的高山溪做為標準，定義葉綠素 b 比值在 30 % 以下作為復育的標準。

水棲昆蟲的效果指數值可以發現(表1-6)，一般小型洪水對於所有水棲昆蟲分類群都會造成負面影響，但是影響都不大，大約都在-1至-2之間。但是不同水棲昆蟲分類群對於拆壩事件反應出不同的抗性，例如雙翅目以及蜉蝣目對於拆壩的反應較劇烈，分別為-3.8以及-3.9；鞘翅目、襉翅目以及毛翅目則分別為-1.6、-2.2以及-1.5，顯示較高的抗性。在大型洪水事件中，原本對於拆壩事件展現較高抵抗力水棲昆蟲分類群，對於大型洪水則有較負面的反應(拆壩→洪水：鞘翅目-1.6→-3.0、毛翅目-1.5→-2.8)。一般而言，附生藻類、雙翅目以及蜉蝣目的生物量，面對流況改變相對較敏感，但是在受影響減少後可以快速恢復(Chiu and Kuo 2012; Tsai et al. 2014)。這樣的生態策略與鞘翅目、襉翅目以及毛翅目不同，也因為不同的生態策略，使溪流生態系在經常的流況變動下，依舊能維持水棲昆蟲的生態功能；特別是在熱帶/亞熱帶高山溪流，經常面臨大範圍影響的氣候事件干擾，如暴雨或是颱風事件(Smith et al. 2003)。流況改變對於大型無脊椎動物的組成影響甚大，但也因此多樣的生態特性，使得生態功能得以維持(Bunn and Arthington 2002)。因此，透過效果指數計算可以瞭解水棲昆蟲對於水文事件影響的抵抗力，以及未來水文事件發生後，藉以判斷生態功能是否健全。水棲昆蟲對照值部分我們依循溪流生物快速指標：EPT(蜉蝣目、襉翅目以及毛翅目)與雙翅目搖蚊豐度比值作為標準，>75 %，是河川水域的最高標準。

過去研究曾針對武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭的最大族群承載量進行分析，得知5800尾可能是鮭魚族群的最大承載量。經歷颱風事件後，族群量會減少原來的1/3，因此在安全族群量設為2900(5800/2)尾；進一步設最低族群量為1450(5800/4)尾。除了族群量之外，族群結構同樣很重要，穩定族群結構如三角形：成魚、亞成魚以及幼魚比例為1：2：6；一般族群結構如圓筒形：10：10：10；危險族群結構為倒三角形：4：3：2。過去研究也發現，颱風如果在繁殖季節出現，會直接影響幼魚數量，進而影響來年鮭魚的數量(Chung et al. 2008)。

此外，可由12°C等溫線判斷鮭魚繁殖河段。最後，可透過模式河段魚群數量去估計武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群總數量(表1-9)。單一河段最佳模式河段為：1st~2nd壩、2nd~3rd壩、3rd~4th壩以及4th~5th壩；雙河段最佳模式河段：1st~2nd壩加上2nd~3rd壩；短距離調查最佳模式河段：2nd~3rd壩加上5th~6th壩。透過模式河段去估計總族群數量，可以減少調查所耗費的人力、物力，以達到快速評估整體族群狀況(表1-9)。

3. 武陵生態系概念模式

整合WALTER研究結果，透過概念模式建立，可以讓我們瞭解生態系運作的方式，因此累積歷年對七家灣溪各項生物與環境的研究資料，可建立武陵溪流生態系概念模式(圖1-10)。在概念模式中，武陵地區主要的驅動因子為降雨；當降雨量增加時，溪流流速會增加。而流況變動程度則會影響底質組成，當流況變動小時，細顆粒底質會累積；當流況變動大時，細顆粒底質會被沖刷，而使粗顆粒底質比例上升。但是極端降雨發生時，同時會將濱岸鬆散的細顆粒大量沖刷進入溪流，待洪水退去時，反而會有細顆粒大量累積的狀況。

底質的組成會直接影響溪流生物類群，細顆粒底質因為容易被沖刷，對於藻類而言不是適合生長的环境(Uehlinger 1991)。水棲昆蟲通常具有底層避難所尋覓的行為，藉此躲避或是抵抗洪水的影響(Robinson et al. 2004)；例如，蜉蝣目會鑽進底質中，並且抓住石頭表面，以躲避洪水的衝擊(Olsen and Townsend 2005)。當處在以細顆粒為主的底質組成狀況下，流況變動時，水棲昆蟲會隨著底質變動而有數量損失的狀況。Birnie-Gauvin et al. (2017)利用30年棕鱒長期監測資料發現，小鮭魚的密度可以決定整個族群是否能發展；結果顯示在壩體存在狀況下，即使上游系統存在與下游系統相似的成魚密度，族群仍無法發展，主要是因為壩體存在而導致底質組成條件不佳，造成小鮭魚無法成長進而發展整個族群。由此可知，底質組成受流況變動而改變時，會直接影響溪流生物族群。

兩個武陵溪流食物網由左至右，分別代表流況變動小時的食物網以及流況變動大時的食物網(圖1-10)。藻類的組成會同時受到流況以及濱岸植被天空遮蔽度影響：1. 當流況變動小時，綠藻因為沒有受到高流速影響而有較高的組成；當流況變動大時，藻類組成則轉以矽藻為主。2. 天空遮蔽度與季節有關，在武陵地區流況變動小的季節，樹葉茂盛、天空遮蔽度較高，由於光線被遮蔽，會使

藻類生物量下降。整體而言，初級生產量對於食物網的供應，在流況變動小時，會有較高的藻類生產量，以及較少的沿岸碎屑輸入，而食物網內生物的生物量都比較高，物種間對於資源的競爭較小；在流況變動大時，會有較少的藻類生產量，以及較多的沿岸碎屑輸入，而食物網內生物的生物量皆減少，物種間對於資源的競爭較大。從生態模式的結果亦可發現，當系統中資源不足時，捕食階層對於獵物資源的能量轉移效率提高，推論是因為物種間競爭增加所致。

以2018-2019年七家灣溪生態的調查結果來看，當年沒有高降雨量、沒有颱風洪水事件發生，在概念模式圖(圖1-10)中屬於左邊的食物網，我們從測站中選取兩個底質不同的測站，觀魚臺/繁殖場測站進行比較：流速($0.69 \text{ ms}^{-1}/0.95 \text{ ms}^{-1}$)；底質(細砂/粗石)；天空遮蔽度(10%/38%)；藻類生物量($27.5 \text{ mg m}^{-2}/23.4 \text{ mg m}^{-2}$)；綠藻比例(14%/14%)；水棲昆蟲平均密度($3736.6 \text{ ind.m}^{-2}/3991.9 \text{ ind.m}^{-2}$)；臺灣白甲魚個體數(76尾/211尾)；鮭魚個體數(6尾/88尾)；蝌蚪平均密度($19.8 \text{ ind.m}^{-2}/22.4 \text{ ind.m}^{-2}$)；河烏平均隻數(4隻/5隻)。從上述調查結果，雖然沒有高的降雨量，但是流速快慢仍然決定兩個測站的底質差異，繁殖場流速快，以粗石為主；觀魚臺流速慢，以細砂為主；天空遮蔽度也有影響。整體而言，繁殖場測站有較高的藻類生物量，然而綠藻比例在此無法單以流速因子解釋。從環境到食物來源顯示繁殖場的整體狀況可能較觀魚臺佳，因此不同消費者之生物類群，也可以觀察到繁殖場測站有較高的生物量或數量。從生態模式的綜合營養衝擊結果顯示，臺灣白甲魚幼魚對蝌蚪的負面影響加大，顯示兩者屬於物種間競爭，符合概念模式中之推論。

透過歷年對七家灣溪各項生物與環境的研究資料，可以描繪出七家灣溪生態系運作的概念模式，藉由2018-2019年的資料也可以得到與概念模式大致符合的生態系運作，然而未來仍需要更多研究，以更加完善WALTER整合研究所提出的概念模式。

4. 模擬氣候變遷下拆壩對鮭魚之影響

L Battle等(2013)於2009至2014年間，建構數學模式，模擬在三、四和六號壩區域(圖1-12)，調控D(拆壩程度)及P(氣候變遷程度)值不同組合下，對臺灣櫻花鉤吻鮭數量之影響進行拆壩評估，此模式在鮭魚豐度的95%信賴區間與實際觀測數值對比下，也正確的預測所有年份的增加與減少趨勢(圖1-13)。

這項研究的首要目標為預測若不拆除水壩且包含氣候變遷的影響下鮭魚之族群趨勢。若不拆除水壩，預測三號壩區域的族群將從2014年觀測的1291下降到2029年的趨近於零。預測四號和六號壩區域的族群將於2014年到2015年增加，然後逐漸減少(圖1-14)。

受到氣候變遷(P)的影響，預測2035年四號壩和六號壩區域的鮭魚數量在最初會迅速下降。在可能的情景下(P = 1.4)，氣候變遷的影響使四號壩和六號壩的鮭魚豐度於2035年分別降低至147和130(圖1-15)。

模式預估每個區域都將從拆除水壩中受益，儘管氣候變遷會降低這些收益。若不拆除水壩，預計三號壩區域的族群數量將接近零。若氣候變遷的影響小，拆除水壩有可能穩定三號壩地區的族群；若在較高的氣候變遷影響下，拆除水壩則可延長族群數接近零的時間。若不拆除水壩且氣候變遷的影響小，預計四號壩和六號壩區域的族群數將減少，但到2035年不會接近零(圖1-16)。

模式模擬結果顯示拆除水壩將加劇氣候變遷的負面影響，其中對三號壩區域的影響最大。希望可透過水壩的拆除提高鮭魚生存率來增加豐度，但由於氣候變化帶來的負面影響更大使部分水壩損失了這項收益。若由較高的生存率增加的數量大於因氣候變遷影響而減少的數量，則整體效果是正面的(圖1-17)。

模式模擬預測，與不拆除水壩的情況相比，拆除三號壩有最大的增長潛力。但僅在較大的D值與較小的P值結合的情況下受益才會優於其他兩個區域。該模式還預測，在D和P的所有組合下，拆除四號壩比拆除六號壩有更高的族群增長。這可以透過以下兩點來解釋：六號壩區域是四號壩區域的子集。另外，拆除四號壩將連接兩個樣區，而拆除六號壩不會連接任何目前分離的樣區(圖1-18)。

該模式預測，若拆除水壩，三號壩區域的豐度在2035年具有最大的增長潛力(圖1-19)。考慮到拆除三號壩的影響比拆除四號壩或六號壩的影響更大，欲達到其最大潛力將受到更大限制，不僅要有效拆除水壩且受氣候變遷的影響要夠小。若拆除三號壩僅導致小幅增長的生存率/或氣候變化的影響過大，那麼拆除四號壩與六號壩區域的受益將高於三號壩。若只能選擇一個水壩進行拆除，模式分析建議應考慮三號壩和四號壩。其中，拆除三號壩的效益最大，但風險卻較高。綜合模式模擬分析，考慮未來氣候變遷之風險，拆除攔沙壩最優先選擇是四號壩。

四、結論與建議

(一) 結論

1. 河鳥與水棲昆蟲捕食者由上而下控制武陵溪流系統食物網，是七家灣溪關鍵功能群。藉由提升初級消費者的生態營養效率，可強化食物網間的能量流通，也減少有機碎屑的產生。
2. 水棲昆蟲收集、濾食與刮食者是七家灣溪的核心功能群，除了可有效減緩石附生藻與碎屑營養效率偏低的現象，提升系統的成熟度與物質循環能力，也可增加食物網複雜程度，強化系統抵抗擾動的能力。
3. 水棲昆蟲收集、濾食與刮食者可明顯增加臺灣櫻花鉤吻鮭的乘載量上限，提升櫻花鉤吻鮭面對環境改變後的恢復能力。
4. 近年，整體生態系統已趨於穩定，上下游的生態指標大都優於拆壩前(2009)，顯示拆壩能有效提升武陵河流系統的成熟度，增加抵抗外在干擾的能力(FCI 與 O/C 提升)。
5. 氣候變遷的影響會降低拆壩對於鮭魚的正面效益。
6. 模式預估在沒有移除壩體及氣候變化影響下，四號壩及六號壩區域鮭魚豐度將於 2035 年分別由 810 和 580 降至 182 及 161 隻，而三號壩區域甚至於 2029 年接近於零。
7. 考慮整個研究區域僅選擇一個壩體移除和未來氣候變化嚴重影響下，拆除四號壩對鮭魚數量有最大效益。拆除三號壩雖然效益也高，但氣候變遷影響下風險較高。

(二) 建議

A. 立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：退除役官兵輔導委員會武陵農場、農業委員會林務局、台中市政府

1. 2019 年以來增多的藻類主要是以葉綠素 *b* 為主的綠藻，其比例大多跨過 30% 門檻值，顯示河道開闊、降雨量減少導致流速降低和天空遮蔽度減少等都有利於綠藻生長。但是綠藻並非溪流生物主要食餌，其生長過多將導致溪流溶氧下降與水質惡化，因此建議將石附生藻類列為武陵溪流長期生態監測必要項目，以作為評估溪流生態系功能及健康的重要生物指標。
2. 高山溪二號壩口殘材阻斷櫻花鉤吻鮭洄游通道，破壞高山溪棲地連貫性，應儘速移除殘材。
3. 由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，應可顯著降低七家灣溪流中下游之營養鹽濃度。
4. 優先考慮三種毛翅目昆蟲：捕食者黑頭流石蠶、刮食者臺灣黑管石蛾及濾食者角石蛾為指標物種及監測重點。建議每年四次(二月、四月、六月、十月)於固定樣站：桃山西溪、觀魚台站、繁殖場、高山溪、有勝溪站等 5 個樣站為優先考量。若經費不足至少每年二月、十月做一次監測。
5. 高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。因為林木為林務局主管權責，建議管理處跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁，並針對這些殘材壩後續情況進行監測。
6. 為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣流域的基因交流，提高基因多樣性，以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，建議將迎賓橋~三號壩之間的中下游野生族群，適時適量的以人工或陷阱方式捕捉，並以人工方式搬運到四號壩上，以及桃山北溪一號壩以上等二河段放流，可藉此提高基因多樣性，也可補充先前颱風過後此二河段日漸稀少的野生鮭魚族群。
7. 建議在武陵地區梭德氏赤蛙(9-11 月)與盤古蟾蜍(1-4 月)的生殖高峰期，

於路殺尖峰時段(18:30-21:30)進行交通管制，並於迎賓橋、遊客中心、武陵氣象站、觀魚台等地點設置宣導標語，以降低路殺事件發生率。

8. 台灣獼猴掠食河烏巢的比例近年來明顯增加，雖然目前尚未對河烏族群造成衝擊，但建議在獼猴活動熱區加強監控。
9. 指標鳥種河烏經多年研究監測，已累積豐富研究成果，建議善加利用其容易觀察之特性，進行影像紀錄並轉化成解說教育素材。
10. 過去研究發現黃魚鴉在武陵地區的繁殖巢樹有緊鄰馬路或是離溪過遠的情況，顯示溪畔缺乏適合繁殖的巢樹。本研究建議在溪畔隱密地點架設黃魚鴉巢箱，彌補其巢樹不足的問題，且有利於日後長期監測。
11. 建議在資料庫系統上計算並呈現圖表式的資料，除了使計畫報告內特定的圖表風格能一致，也能具體呈現整體的資料狀況。
12. 建議管理處於委託調查計畫時，可以明確訂定資料授權條款。未來若有公開資料庫的需求，較不會有相關爭議。

B. 長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：退除役官兵輔導委員會武陵農場、農業委員會林務局、台中市政府

1. 透過積極管理沿岸植被，減少河床光照來降低綠藻的組成比例。如 2006 年雪霸國家公園管理處進行 8.1 公頃農地回收後，除了減少農業營養鹽輸入外，也藉此復育沿岸植被，提升流域遮蔽度，對於降低溪流石附生藻類群集中綠藻生物量比例有所助益，因此應持續推動農地回收造林政策。
2. 河川流量、輸砂量及兩岸泥砂輸入皆可造成櫻花鉤吻鮭棲地之改變，持續監測相關河道變動及物理棲地組成，將可提供復育管理措施之重要依據。每年最低調查頻率為汛期及非汛期各一次，調查範圍與本年度計畫內容相同。
3. 水質監測基本項目應包括水溫、導電度、濁度與 pH 值，若能輔以每季採樣分析 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 及總有機碳濃度，則可完整掌握水質變化情形。
4. 建立與國際接軌的武陵地區生態資料庫，提供生態研究的科學資料，作

為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略的參考。

5. 建議壩體改善後應持續進行魚類族群動態變化之研究，並結合其他環境與生物因子變化，建構生態模式，可提供往後壩體改善時之重要依據與寶貴資源。針對魚類研究往後的具體建議如下五點：

- (1) 以臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚兩種魚類做為指標物種。
- (2) 至少保留桃山西溪、二號壩、繁殖場、高山溪等四個固定樣站，每年二月、四月、六月、八月、十月做調查研究。
- (3) 若經費不足每年進行普查工作時，建議針對七家灣溪二號壩~三號壩、三號壩~四號壩(加上無名溪之Y形封閉河段)、五號壩~六號壩，於每年初夏季與颱風後秋季做三段河段的普查。
- (4) 若經費不足每年進行普查工作時，依經費狀況與天然災害的強度時間而定，至少每三~五年做一次初夏季與颱風後秋季武陵七家灣溪流域全河段普查。
- (5) 若經費許可，建議仍能每年進行武陵長期生態監測以及鮭魚族群數量普查。

6. 擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣溪流域的棲息面積與改善河道暢通，都能增加鮭魚在面對暖化或極端氣候所帶來負面衝擊時的生存機會。除了正在進行的歷史溪流放流衛星族群的工作之外，也應考慮以增設魚道或拆壩的方式改善收費亭旁有勝溪之攔砂壩，使七家灣溪鮭魚族群可進一步利用有勝溪河段，並且完成有勝溪農地回收、植被復育等工作，降低溪水受日光的曝曬時間，未來有望讓回到有勝溪的野生族群往上游與放流成功的羅葉尾溪族群會合，形成比現在更為龐大的臺灣櫻花鉤吻鮭野生族群棲息流域。

7. 兩生類的繁殖、形態與食性等變化和環境因子及基礎生產者息息相關，但其相關性仍需繼續研究，且生活史涵蓋水域及陸域，因此其數量變動可作為重要環境指標。建議長期監測兩生類的族群、生態、形態調查，建立梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍作為溪流生態的指標性物種。

8. 梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍於六、七月變態上岸，溪流內的蝌蚪數量理應最為稀少，若未來進行拆壩計畫，建議於六、七月間執行，對兩生類族群衝擊最小。

9. 建議未來可優先考慮拆除位於桃山西溪壩體，不僅可擴大上游鮭魚的分布範圍，對於上游的食魚性鳥類(如河烏和黃魚鴉)將有正面助益，不過拆壩時間應避開溪流鳥類的主要繁殖季(1-5月)
10. 資料庫系統介面設計已趨老舊，建議持續更新，並將 XML 規格的資料改為 JSON 規格儲存，以提高網站性能。
11. 整個研究區域若僅選擇一個壩體進行拆除，考慮未來氣候變化颱風加劇之威脅下，拆除四號壩對鮭魚數量提升，尤其是幼魚的存活率有最大效益。拆除三號壩雖然對於鮭魚數量提升也有幫助，但對幼魚存活率的提升效益有限。

五、參考文獻

中文文獻

- 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管理處。
- 王敏昭，1997。緩衝帶對營養鹽之截流作用。水土保持學報，29：69-92。
- 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。
- 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管理處。
- 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管理處。
- 官文惠、郭美華、葉昭憲，2016。武陵地區七家灣溪壩體改善後臺灣櫻花鉤吻鮭棲地監測暨現存其它棲地調查與改善評估。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管理處。
- 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管理處。
- 林幸助，2004。武陵地區環境生態模式可行性研究。內政部營建署雪霸國家管理處。
- 林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲，2011。武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究。內政部營建署雪霸國家管理處。

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。

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。

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管理處。

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。

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，62：13-23。

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管理處。

林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲，2012。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。

林幸助、王筱雯、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲，2013。武陵地區溪流生態及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究。內政部營建署雪霸國家管理處。

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。

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。

林幸助、官文惠、吳聲海、郭美華、曾晴賢、孫元勳、葉昭憲、端木茂甯，2018。

武陵地區溪流生態評估。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，39：166-172。

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，57-78。

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，93。

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。

孫元勳、洪孝宇、汪采葳，2013。102 年度武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究-鳥類研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

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管理處。

張石角，1989。櫻花鉤吻鮭保護區規劃。行政院農委會。

張禾玫，2012。淡水河沿岸汙水處理型人工濕地生態系食物網模式之建構與比較分析。國立中興大學生命科學系。

張志豪，2013。壩體改善工程對於物理棲地之影響—以七家灣溪一號壩為例。私立逢甲大學水利工程與資源保育學系。

郭美華，2004。武陵地區水生昆蟲研究(三)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

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。

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。

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。

郭美華，2012。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。

郭美華，2017 武陵地區七家灣溪壩體改善後臺灣櫻花鉤吻鮭棲地監測暨現存

其它棲地調查與改善評估，第三章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

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，24：339-352 頁。

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-歷年保育研究計畫總檢討。內政部營建署雪霸國家管理處。

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。

曾晴賢、楊正雄。2001。櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(四)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

曾晴賢和陳彥谷，2012。臺灣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管理處。

游政翰，2007。利用物理棲地模式模擬河川復育工法之成效-以七家灣溪為例。私立逢甲大學水利工程與資源保育學系。

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。

楊平世、林曜松、黃國靖、梁世雄、謝森和、曾晴賢。1986。武陵農場流域之水棲昆蟲相與生態調查。農委會 75 年生態研究第 1 號：48 頁。

楊平世、謝森和。2000。以水棲昆蟲之群聚結構及功能組成監測七家灣溪環境品質。農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印。櫻花鉤吻鮭研究保育研討會論文集。151-177 頁。

葉昭憲，2007。七家灣溪壩體改善研究評估 (研究報告)。私立逢甲大學水利工程與資源保育學系，台中市。

葉昭憲，2011。100 年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，第二章物理棲地研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

葉昭憲，2015。武陵地區七家灣溪及有勝河流域壩體改善後溪流物理地調查監測。內政部營建署雪霸國家管理處。

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。

鄭侑展，2007。蘭陽溪與七家灣河流域生態系模式之比較分析。國立中興大學生命科學系碩士論文。

戴永禎，1992。臺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。

簡麗鳳、林幸助，2004。武陵地區溪流藻類生產力之限制營養鹽研究(二)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

蘇威鴻，2016。壩體工程對於物理棲地之影響 —以有勝溪一號壩為例。逢甲大學水利工程與資源保育學系碩士論文。

英文文獻

- Battle, L., Chang, H.Y., Tzeng, C.S., Lin, H.J., 2016. The impact of dam removal and climate change on the abundance of the Formosan landlocked salmon. *Ecol. Model.* 339, 23–32.
- Battle, L., Chang, H.Y., Tzeng, C.S., Lin, H.J., 2020. Modeling the impact of dam removal on conservation of the Formosan landlocked salmon in the context of climate change. *Aquatic Sciences*, 82:3.
<http://doi.org/10.1007/s00027-019-0674-8>
- Biggs, B.J.F., 1996. Patterns in benthic algae of streams., in: Stevenson R.J. et Al. (Eds.) *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, California, USA.
- Birnie-Gauvin, K., Larsen, M.H., Nielsen, J., Aarestrup, K., 2017. 30 years of data reveal dramatic increase in abundance of brown trout following the removal of a small hydrodam. *J. Environ. Manage.* 204, 467–471.
- Brewin, P.A., Buckton, S.T., Ormerod, S.J., 2000. The seasonal dynamics and persistence of stream macroinvertebrates in Nepal: do monsoon floods represent disturbance? *Freshwater Biol* 44, 581-594.
- Bunn, S.E., Arthington, A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manage.* 30, 492–507.
- Chang, C.L., Kuan, W.-H., Lui, P.S., 2010. Modeling watershed responses to typhoon events - a case study of Wulin catchment in Taiwan. *Fresenius Environ. Bull.* 19, 658–663.
- Chang, C.L., Kuan, W.H., Lui, P.S., Hu, C.Y., 2008. Relationship between landscape characteristics and surface water quality. *Environmental Monitoring and Assessment* 147, 57–64.

- Chang, H.Y., Chiu, M.C., Chuang, Y.L., Tzeng, C.S., Kuo, M.H., Yeh, C.H., Wang, H.W., Wu, S.H., Kuan, W.H., Tsai, S.T., Shao, K.T., Lin, H.J., 2017. Community responses to dam removal in a subtropical mountainous stream. *Aquat. Sci.* 79, 967–983.
- Chiu, M.C., Kuo, M.H., 2012. Application of r/K selection to macroinvertebrate responses to extreme floods. *Ecol. Entomol.* 37, 145–154.
- Chiu, M.C., Kuo, M.H., Chang, H.Y., Lin, H.J., 2016. Bayesian modeling of the effects of extreme flooding and the grazer community on algal biomass dynamics in a monsoonal Taiwan stream. *Microb. Ecol.* 72, 372–380.
- Chiu, M.C., Kuo, M.H., Hong, S.Y., Sun, Y.H., 2013a. Impact of extreme flooding on the annual survival of a riparian predator, the Brown Dipper *Cinclus pallasii*. *Ibis* 155, 377–383.
- Chiu, M.C., Kuo, M.H., Sun, Y.H., Hong, S.Y., Kuo, H.C., 2008. Effects of flooding on avian top-predators and their invertebrate prey in a monsoonal Taiwan stream. *Freshw. Biol.* 53, 1335–1344.
- Chiu, M.C., M.H. Kuo, C.S. Tzeng, C.H. Yang, C.C. Chen, and Y.H. Sun. 2009. Prey selection by breeding Brown Dippers *Cinclus pallasii* in a Taiwanese mountain stream. *Zoological Studies* 48:761-768.
- Chiu, M.C., Yeh, C.H., Sun, Y.H., Kuo, M.H., 2013b. Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. *Aquat. Ecol.* 47, 245–252.
- Christensen, V., 1995. Ecosystem maturity- towards quantification. *Ecological Modeling.* 77, 3–32.

- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., 2005. Ecopath with Ecosim: A user's guide. Vancouver, BC: Fisheries Centre, University of British Columbia. P 154.
- Chung, L.C., Lin, H.J., Yo, S.P., Tzeng, C.S., Yang, C.H., 2007. Stage-structured population matrix models for the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) in Taiwan. Raffles Bull. Zool. 151–160.
- Chung, L.C., Lin, H.J., Yo, S.P., Tzeng, C.S., Yeh, C.H., 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 Kaoshan Stream, Taiwan. Zool. Stud. 47, 25–36.
- Council of the European Union, E.P., 2006. 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. European Union Publication, Belgium, Bruxelles.
- Council, N.R., Studies, D.E.L., Commission on Geosciences, E.R., Committee on Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, T.P.P., 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy. National Academies Press.
- Davis, R.P., Sullivan, S.M.P., Stefanik, K.C., 2017. Reductions in fish-community contamination following lowhead dam removal linked more to shifts in food-web structure than sediment pollution. Environ. Pollut. 231, 671–680.
- 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.
- Grant, G. and C. Bromley., 2007. Geomorphic responses to dam removal: New insights from flume and field experiments. Presented at the ESA/SER Joint Meeting, San Jose McEnery Convention Center, San Jose, California.
- Group (U.S.), F.I.S.R.W., 1998. Stream corridor restoration: principles, processes, and practices. Federal Interagency Stream Restoration Working Group.
- Ham, J., Yoon, C.G., Kim, H.J., Kim, H.C., 2010. Modeling the effects of constructed wetland on nonpoint source pollution control and reservoir water quality improvement. *J. Environ. Sci.* 22, 834–839.
- 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, 669–681.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L., Van De Bund, W., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Sci. Total Environ.* 408, 4007–4019.
- Hey, R.D., 1996. Environmentally sensitive river engineering, in: *River Restoration: Selected Extracts From the Rivers Handbook*. Petts, G. E. and Calow, P. (eds.), Blackwell Science Ltd.

- Holomuzki, J.R., Biggs, B.J.F., 2000. Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. *J N Am Benthol Soc* 19, 670-679.
- Hong, S.Y., H.S. Lin, B. A. Walther, J.E. Shie, and Y.H. Sun. 2018a. Recent avian poisonings suggest a secondary poisoning crisis of black kites during the 1980s in Taiwan. *Journal of Raptor Research* 52:326-337.
- Hong, S.Y., Sharp, S.P., Chiu, M.C., Kuo, M.H., Sun, Y.H., 2018b. Flood avoidance behaviour in Brown Dippers *Cinclus pallasii*. *Ibis* 160, 179–184.
- Hong, S.Y., T.W. Wang, Y.H. Sun, M.C. Chiu, M.H. Kuo, and C.C. Chen. 2018c. Stream type influences food abundance and reproductive performance of a stream specialist: the Brown Dipper (*Cinclus pallasii*). *Journal of Ornithology*: in press.
- Hong, S.Y., Walther, B. A., Chiu, M.C. Kuo, M.H. Sun, Y.H., 2016. Length of the recovery period after extreme flood is more important than flood magnitude in influencing reproductive output of Brown Dippers (*Cinclus pallasii*) in Taiwan. *The Condor* 118:640-654.
- Hooke, J.M., 2016. Geomorphological impacts of an extreme flood in SE Spain. *Geomorphology* 263, 19–38.
- Hsu, C.B., Tzeng, C.S., Yeh, C.H., Kuan, W.H., Kuo, M.H., Lin, H.J., 2010. Habitat use by the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus*. *Aquat. Biol.* 10, 227–239.
- Huang, B., Langpap, C., Adams, R.M., 2011. Using instream water temperature forecasts for fisheries management: an application in the pacific northwest. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 47, 861–876.

- Kang, S.-C. 1993. Ephemeroptera of Taiwan (excluding Baetidae). PhD dissertation, National Chung Hsing Univ., Taichung, Taiwan.
- Kawai, T. & Tanida, K. 2005. Aquatic insects of Japan: manual with keys and illustrations. Tokai Univ. Press, Tokyo.
- Kelly, E. & Phillips, B., 2019a. How many and when? Optimising targeted gene flow for a step change in the environment. *Ecology Letters*. 22, 447-457.
- Kelly, E. & Phillips, B.L., 2019b. Targeted gene flow and rapid adaptation in an endangered marsupial. *Conservation Biology*. 33, 112-121.
- Kuan, W.H., Chang, C.L., Lui, P.S., 2009. A variety of meteorological and geographical characteristics effects on watershed responses to a storm event. *World Academy of Science, Engineering and Technology* 59, 466–469.
- Kuo, Y.M., Yu, H.L., Kuan, W.H., Kuo, M.H., Lin, H.J., 2016. Factors controlling changes in epilithic algal biomass in the mountain streams of subtropical Taiwan. *PLoS ONE* 11, e0166604..
- Lin, H.J., Chen, L.L., Peng, S.E., Hung, M.C., Liu, P.J., Mayfield, A.B., 2018. The effects of El Niño-Southern Oscillation events on intertidal seagrass beds over a long-term timescale. *Global Change Biol.* 24, 4566–4580.
- Lin, H.J., Peng, T.R., Cheng, I.C., Chen, L.W., Kuo, M.H., Tzeng, C.S., Tsai, S.T., Yang, J.T., Wu, S.H., Sun, Y.H., Yu, S.F., Kao, S.J., 2012. Trophic model of the subtropical headwater stream habitat of Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus formosanus*. *Aquat. Biol.* 17, 269–283.
- Magilligan, F.J., Nislow, K.H., Kynard, B.E., Hackman, A.M., 2016. Immediate changes in stream channel geomorphology, aquatic habitat,

and fish assemblages following dam removal in a small upland catchment. *Geomorphology* 252, 158–170.

- Merritt, R. W., Cummins, K. W. & Berg, M. B. 2008. An introduction to the aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, IA.
- Nakamura, F., 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 and Ecological Engineering* 6, 143–152.
- Odum, E.P., 1969. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 164, 262-270.
- Olsen, D.A., Townsend, C.R., 2005. Flood effects on invertebrates, sediments and particulate organic matter in the hyporheic zone of a gravel-bed stream. *Freshwater Biol* 50, 839–853.
- 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 Res. Appl.* 24, 804–822.
- Ouyang, W., Hao, F.H., Song, K.Y., and Zhang, X.A. 2011. Cascade Dam-Induced Hydrological Disturbance and Environmental Impact in the Upper Stream of the Yellow River. *Water Resour Manag* 25: 913-927.
- Peng, T.R., Lin, H.J., Wang, C.H., Liu, T.S., Kao, S.J., 2012. Pollution and variation of stream nitrate in a protected high-mountain watershed of Central Taiwan: evidence from nitrate concentration and nitrogen and oxygen isotope compositions. *Environmental Monitoring and Assessment* 184, 4985–4998.
- Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K., and 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.
- Quinn, J.M., Hickey, C.W., 1990. Magnitude of effects of substrate particle size, recent flooding, and catchment development on benthic invertebrates in 88 New Zealand rivers. *New Zeal J Mar Fresh* 24, 411-427.
- Relyea, R.A., 2001. Morphological and behavioral plasticity of larval anurans in response to different predators. *Ecology* 82, 523–540.
- Robinson, C.T., Aebischer, S., Uehlinger, U., 2004. Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. *J N Am Benthol Soc* 23, 853-867.
- Rutledge, R. W., Bacore, B. L., Mulholland, R. J., 1976. Ecological stability: an information theory viewpoint. *J. Theor. Buol.* 57, 355-371.
- Smith, G.C., Covich, A.R., Brasher, A.M.D., 2003. An ecological perspective on the biodiversity of tropical island streams. *Bioscience* 53, 1048–1051.
- Stevenson, R.J., 1996. The stimulation and drag of current., in: *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystem*. Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. and Thorp, J. H. (Eds.), Elsevier Science.
- Tang, C.G., Liu, C.Q., 2008. Nonpoint source pollution assessment of Wujiang River watershed in Guizhou Province, SW China. *Environ. Model. Assess.* 13, 155–167.
- 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. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 192–207.

- Tsai, J.W., Chuang, Y.L., Wu, Z.Y., Kuo, M.H., Lin, H.J., 2014. The effects of storm-induced events on the seasonal dynamics of epilithic algal biomass in subtropical mountain streams. *Mar. Freshw. Res.* 65, 25–38.
- Tsao, E.H.S., 1995. An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*). Colorado State University, Colorado, USA.
- Uehlinger, U., 1991. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland). *Archiv für Hydrobiologie* 123, 219–237.
- Ulanowicz, R.E., 1986. Growth and development: Ecosystems phenomenology. New York: Springer-Verlag. P203.
- Voulvoulis, N., Arpon, K.D., Giakoumis, T., 2017. The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Sci. Total Environ.* 575, 358–366.
- Wang, C.M.J., 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Iowa State University, Iowa, USA.
- Wiley, J.W., Joseph, J.J.M., 1994. The effects of hurricanes on birds, with special reference to Caribbean islands. *Bird Conservation International* 3, 319–349.
- Yu, S.F., Lin, H.J., 2009. Effects of agriculture on the abundance and community structure of epilithic algae in mountain streams of subtropical Taiwan. *Bot. Stud.* 50, 73–87.
- Zhao, Q.Q., Bai, J.H., Huang, L.B., Gu, B.H., Lu, Q.Q., Gao, Z.Q., 2016. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. *Ecol. Indic.* 60, 442–452.

表 1-1 武陵長期生態研究(WLTER)5 階段研究計畫主持人

年	階段	研究計畫主持人
2002~2003	0 (規劃)	林幸助
2004~2006	1	林幸助、賴明洲、郭美華、楊正澤、盧重成、 施習德、吳聲海、曾晴賢
2007~2009	2	林幸助、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
2010~2011	3	林幸助、葉昭憲、官文惠、蔡尚惠、郭美華、楊正澤、 吳聲海、曾晴賢、孫元勳、邵廣昭、王筱雯
2012~2013	4	林幸助、葉昭憲、王筱雯、官文惠、郭美華、曾晴賢、 邵廣昭
2018~2019	5	林幸助、葉昭憲、官文惠、郭美華、吳聲海、曾晴賢、 孫元勳、端木茂甯

(資料來源：本研究計畫)

表 1-2 本計畫範圍內所設置的樣站座標

測站名稱	座標	
#2 桃山西溪測站	E 121°18'27.0"	N 24°23'52.9"
#3 二號壩測站	E 121°18'36.4"	N 24°22'55.7"
#4 觀魚台測站	E 121°18'38.0"	N 24°22'15.0"
#12 一號壩上游測站	E 121°18'41.9"	N 24°21'48.8"
#13 一號壩下游測站	E 121°18'41.9"	N 24°21'49.8"
#8 高山溪測站	E 121°30'75.0"	N 24°35'87.0"
#5 繁殖場測站	E 121°18'49.8"	N 24°21'16.1"
#9 有勝溪收費口測站	E 121°50'37.0"	N 24°58'15.0"
#14 羅葉尾溪測站	E 121°21'4.30"	N 24°23'40.4"

(資料來源：本研究計畫)

表 1-3 繁殖場(#5)與觀魚台(#4)的生態模式參數輸出，櫻花鉤吻鮭與台灣鏟頰魚的成魚與幼魚合併分析，黑體字:模擬後差異大於原參數的 5%，TRR: Total Primary Production/Total Respiration、FCI : Finn's Cycling Index、FMPL : Finn's Mean Path Length、O/C : Overhead/Capacity%。

繁殖場 (#5)	2018 參數	1. 河烏	2-3. 櫻花 鉤吻鮭	4-5. 台灣 鏟頰魚	6. 昆蟲 捕食者	7. 昆蟲 收集者	8. 昆蟲 濾食者	9. 昆蟲 刮食者	10. 昆蟲 撕碎者	11. 非水昆 無脊椎	13. 附生 藻類
生物量模擬變化	-	1.5 倍				5 倍					0.5 倍
系統成熟度(TPP/TR)	6.698	6.659	6.660	6.593	6.419	3.741	4.026	2.380	6.607	5.829	3.371
模擬後差異	-	-0.039	-0.038	-0.105	-0.280	-2.958	-2.673	-4.318	-0.092	-0.869	-3.328
影響排序	-	3	4	2	1	2	3	1	5	4	-
物質循環指數(FCI)	4.254	4.243	4.248	4.264	4.169	15.45	9.047	5.252	4.557	4.704	7.915
模擬後差異	-	-0.011	-0.006	0.010	-0.085	11.196	4.793	0.998	0.303	0.450	3.661
食物鏈長度(FMPL)	2.366	2.366	2.367	2.368	2.368	3.001	2.691	2.734	2.386	2.412	2.714
模擬後差異	-	0.000	0.001	0.002	0.002	0.635	0.325	0.368	0.020	0.046	0.348
系統回復力(O/C)	60.620	60.650	60.670	60.950	60.410	68.270	67.740	60.640	61.660	63.330	68.240
模擬後差異	-	0.030	0.050	0.330	-0.21 0	7.650	7.120	0.020	1.040	2.710	7.620

觀魚台 (#4)	2018 參數	1. 河烏	2-3. 櫻花 鉤吻鮭	4-5. 台灣 鏟頰魚	6. 昆蟲 捕食者	7. 昆蟲 收集者	8. 昆蟲 濾食者	9. 昆蟲 刮食者	10. 昆蟲 撕碎者	11. 非水昆 無脊椎	13. 附生 藻類
生物量模擬變化	-	1.5 倍				5 倍					0.5 倍
系統成熟度(TPP/TR)	7.554	7.505	7.542	7.445	7.202	3.413	3.943	3.573	7.443	6.808	3.795
模擬後差異	-	-0.050	-0.013	-0.109	-0.353	-4.141	-3.612	-3.981	-0.111	-0.747	-3.759
影響排序	-	3	4	2	1	1	3	2	5	4	-
物質循環指數(FCI)	5.321	5.305	5.319	5.328	5.180	20.400	11.170	5.576	5.600	5.595	10.010
模擬後差異	-	-0.016	-0.002	0.007	-0.141	15.079	5.849	0.255	0.279	0.274	4.689
食物鏈長度(FMPL)	2.400	2.400	2.400	2.401	2.403	3.272	2.801	2.602	2.419	2.430	2.788
模擬後差異	-	0.000	0.000	0.001	0.003	0.872	0.401	0.202	0.019	0.030	0.388
系統回復力(O/C)	60.98	61.01	61.01	61.26	60.92	69.1	68.66	65.39	62.01	63.02	69.57
模擬後差異	-	0.030	0.030	0.280	-0.060	8.120	7.680	4.410	1.030	2.040	8.590

(資料來源: 本研究計畫)

表 1-4 繁殖場及觀魚台測站 2018 年與模擬場景各功能群的生態營養效率，黑體字:模擬後差異大於 0.01，EE:Ecotrophic Efficiency。

繁殖場(#5)	2018 EE 值	1.	2-3.	4-5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	13.
		河鳥	櫻花 鈎吻鮭	台灣 鱧領魚	昆蟲 捕食者	昆蟲 收集者	昆蟲 濾食者	昆蟲 刮食者	昆蟲 撕碎者	非水昆 無脊椎	附生 藻類
生物量模擬變化	-	1.5 倍				5 倍					0.5 倍
1.河鳥	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2.櫻花鈎吻鮭	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
3.幼體鈎吻鮭	0.019	0.010	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001
4.臺灣鱧領魚	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
5.幼體鱧領魚	0.008	0.004	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.002
6.昆蟲捕食者	0.373	0.048	0.139	0.002	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.003	-0.003
7.昆蟲收集者	0.351	0.016	0.009	0.001	0.149	-	0.000	0.000	0.000	-0.001	-0.001
8.昆蟲濾食者	0.349	0.022	0.000	0.002	0.151	0.000	-	0.000	0.000	0.001	0.001
9.昆蟲刮食者	0.134	0.015	0.013	0.001	0.038	0.000	0.000	-	0.000	-0.004	-0.004
10.昆蟲撕碎者	0.278	0.002	0.003	0.003	0.130	0.000	0.000	0.000	-	0.002	0.002
11.非水昆無脊椎	0.175	0.008	0.018	0.019	0.042	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.005
12.浮游藻類	0.028	0.000	0.000	0.000	0.000	0.071	0.042	0.000	0.000	0.002	0.002
13.石附生藻類	0.210	0.000	0.000	0.003	0.000	0.110	0.092	0.588	0.003	0.020	0.210
14.碎屑	0.141	0.000	0.000	0.001	0.000	0.244	0.147	0.084	0.008	0.019	0.139

觀魚台(#4)	2018 EE 值	1.	2-3.	4-5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	13.
		河鳥	櫻花 鈎吻鮭	台灣 鱧領魚	昆蟲 捕食者	昆蟲 收集者	昆蟲 濾食者	昆蟲 刮食者	昆蟲 撕碎者	非水昆 無脊椎	附生 藻類
生物量模擬變化		1.5 倍				5 倍					0.5 倍
1.河鳥	0.000	--	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2.櫻花鈎吻鮭	0.000	0.000	--	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
3.幼體鈎吻鮭	0.073	0.037	--	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.003	-0.003
4.臺灣鱧領魚	0.000	0.000	0.000	--	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
5.幼體鱧領魚	0.010	0.005	0.000	--	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
6.昆蟲捕食者	0.119	0.040	0.018	0.002	--	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001
7.昆蟲收集者	0.805	0.013	0.002	0.001	0.386	--	0.000	0.000	0.000	-0.005	-0.005
8.昆蟲濾食者	0.375	0.024	0.003	0.001	0.160	0.000	--	0.000	0.000	-0.005	-0.005
9.昆蟲刮食者	0.542	0.038	0.008	0.002	0.223	0.000	0.000	--	0.000	-0.002	-0.002
10.昆蟲撕碎者	0.698	0.131	0.059	0.023	0.136	0.000	0.000	0.000	--	0.002	0.002
11.非水昆無脊椎	0.341	0.013	0.005	0.024	0.130	0.000	0.000	0.000	0.000	--	-0.001
12.浮游藻類	0.441	0.000	0.000	0.000	0.000	1.148	0.616	0.000	0.000	-0.001	-0.001
13.石附生藻類	0.157	0.000	0.000	0.002	0.000	0.143	0.109	0.320	0.003	0.013	0.153
14.碎屑	0.167	0.000	0.000	0.001	0.000	0.298	0.170	0.042	0.008	0.013	0.153

(資料來源: 本研究計畫)

表 1-5 臺灣櫻花鉤吻鮭系統發展量上限與其他功能群生物量改變的關係，黑體字:模擬後差異大於原參數的 1%。

繁殖場 (#5)	2018 乘載量	1. 河鳥	4-5. 臺灣 鏟領魚	6. 昆蟲 捕食者	7. 昆蟲 收集者	8. 昆蟲 濾食者	9. 昆蟲 刮食者	10. 昆蟲 撕碎者	11. 非水昆 無脊椎	13. 石附生 藻類
生物量模擬變化	-	1.5 倍			5 倍					0.5 倍
成魚發展量上限	14.35	14.35	14.35	14.37	14.76	14.57	14.60	14.36	14.38	13.44
發展量上限變化	-	0.00	0.00	0.02	0.41	0.22	0.25	0.01	0.03	-0.91
幼魚發展量上限	17.77	17.78	17.77	17.79	18.3	18.06	18.09	17.79	17.81	16.58
發展量上限變化	-	0.01	0.00	0.02	0.53	0.29	0.32	0.02	0.04	-1.19
備註				石蛾, 石蠅 大蚊	蜉蝣 大蚊	石蛾	蜉蝣	大蚊	螺	綠藻 矽藻

觀魚台 (#4)	2018 乘載量	1. 河鳥	4-5. 臺灣 鏟領魚	6. 昆蟲 捕食者	7. 昆蟲 收集者	8. 昆蟲 濾食者	9. 昆蟲 刮食者	10. 昆蟲 撕碎者	11. 非水昆 無脊椎	13. 石附生 藻類
生物量模擬變化	-	1.5 倍			5 倍					0.5 倍
成魚發展量上限	5.28	5.28	5.28	5.28	5.44	5.36	5.32	5.28	5.28	4.99
發展量上限變化	-	0.00	0.00	0.00	0.17	0.08	0.04	0.01	0.01	-0.29
幼魚發展量上限	6.60	6.61	6.60	6.60	6.82	6.71	6.66	6.60	6.61	6.22
發展量上限變化	-	0.01	0.00	0.00	0.22	0.11	0.06	0.01	0.01	-0.38
備註				石蛾 石蠅 大蚊	蜉蝣 大蚊	石蛾	蜉蝣	大蚊	螺	綠藻 矽藻

(資料來源: 本研究計畫)

表1-6，繁殖場及觀魚台測站各種生態指標於2011年拆壩後的變化，黑體字:指數優於拆壩前(2009年)。

繁殖場 (#5) 一號壩下游	2009	2012	2013	2018
系統總產量(TST)	587.5	1814.4	1436.2	1785.9
系統成熟度(TPP/TR)	5.24	3.08	7.22	6.70
物質循環指數(FCI)	1.61	2.46	0.96	4.25
食物鏈長度(FMPL)	2.21	2.32	2.14	2.37
系統連結指數(CI)	0.29	0.31	0.28	0.31
雜食性指數(SOI)	0.07	0.13	0.14	0.11
多樣性指數(Shannon)	0.84	1.05	0.71	1.24
系統回復力(O/C)	53.57	59.16	46.20	60.62

觀魚台 (#4) 一號壩上游	2009	2012	2013	2018
系統總產量(TST)	1748.7	4897.4	1386.5	2145.8
系統成熟度(TPP/TR)	4.85	4.93	4.39	7.55
物質循環指數(FCI)	1.96	1.41	2.21	5.32
食物鏈長度(FMPL)	2.24	2.20	2.26	2.40
系統連結指數(CI)	0.34	0.31	0.31	0.31
雜食性指數(SOI)	0.07	0.13	0.08	0.08
多樣性指數(Shannon)	0.82	0.79	0.89	1.13
系統回復力(O/C)	55.32	50.45	55.09	60.98

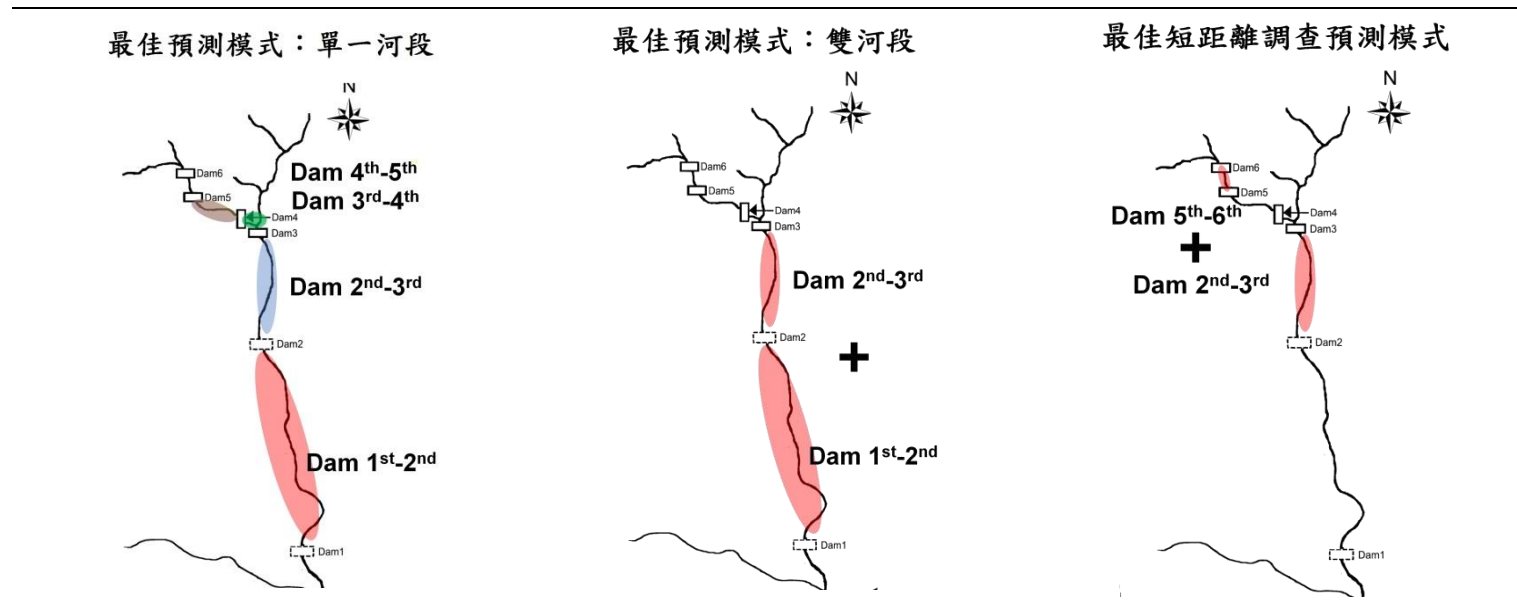
(資料來源: 本研究計畫)

表 1-7 七家灣溪各項生物及環境參數的基礎線與復育指標

		拆壩效應		洪水效應		長期效應	
		影響	回復時間	影響	回復時間	基礎線	對照值
物理棲地	流量	5.7 ~ 8.2 cms	24 hr	35 cms (small) 200 cms (large)		0.9 ~13.6 cms	
	濁度	600 NTU <	10 hr	100 NTU < (small) 1000 NTU < (large)	5 days	30 NTU	
水質	NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻	↗	1 week			< 1 ppm	
	NH ₄ ⁺					< 20 ppb	
藻類		-4.6 esi *	-1.5 esi (7 days)	-3.9 esi (small) -10.0 esi (large)	≈ 1 month	30 mg m⁻²	30 % **
水棲昆蟲		↘	2.5 month	↘ (small) ↘ (large)	2.5 month 3 month	1000 insects m⁻²	>75 %!
	雙翅目	-3.8 esi	-3.0 esi (7 days)	-1.2 esi (small) -3.9 esi (large)			
	蜉蝣目	-3.9 esi	-2.6 esi (7 days)	-0.6 esi (small) -2.7 esi (large)			
	鞘翅目	-1.6 esi	-0.8 esi (7 days)	-1.1 esi (small) -3.0 esi (large)			
	積翅目	-2.2 esi	-1.5 esi (7 days)	-1.1 esi (small) -2.2 esi (large)			
	毛翅目	-1.5 esi	-0.4 esi (7 days)	-0.6 esi (small) -2.8 esi (large)			
鳥類	河鳥	↘		↘		4.7 individual m⁻¹	

*, esi (effect size index): $\ln(\text{生物量(後)}/\text{生物量(前)})$ 數值越小代表受該事件影響越大, 族群生物量減少越多; **, $\text{Chl } b/(\text{Chl } b+\text{Chl } c)$; !, $r/(R+K)$: r為雙翅目數量; K為蜉蝣目、積翅目以及毛翅目總合 (資料來源: 本研究計畫)

表 1-8 估計七家灣溪全河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群量之模式河段



(資料來源：本研究計畫)

表1-9 歐盟訂定之鮭魚生存水體標準(2006.9.6.)

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

(資料來源：Directive 2006/44/EC of the European parliament and of the Chi 6 September 2006)

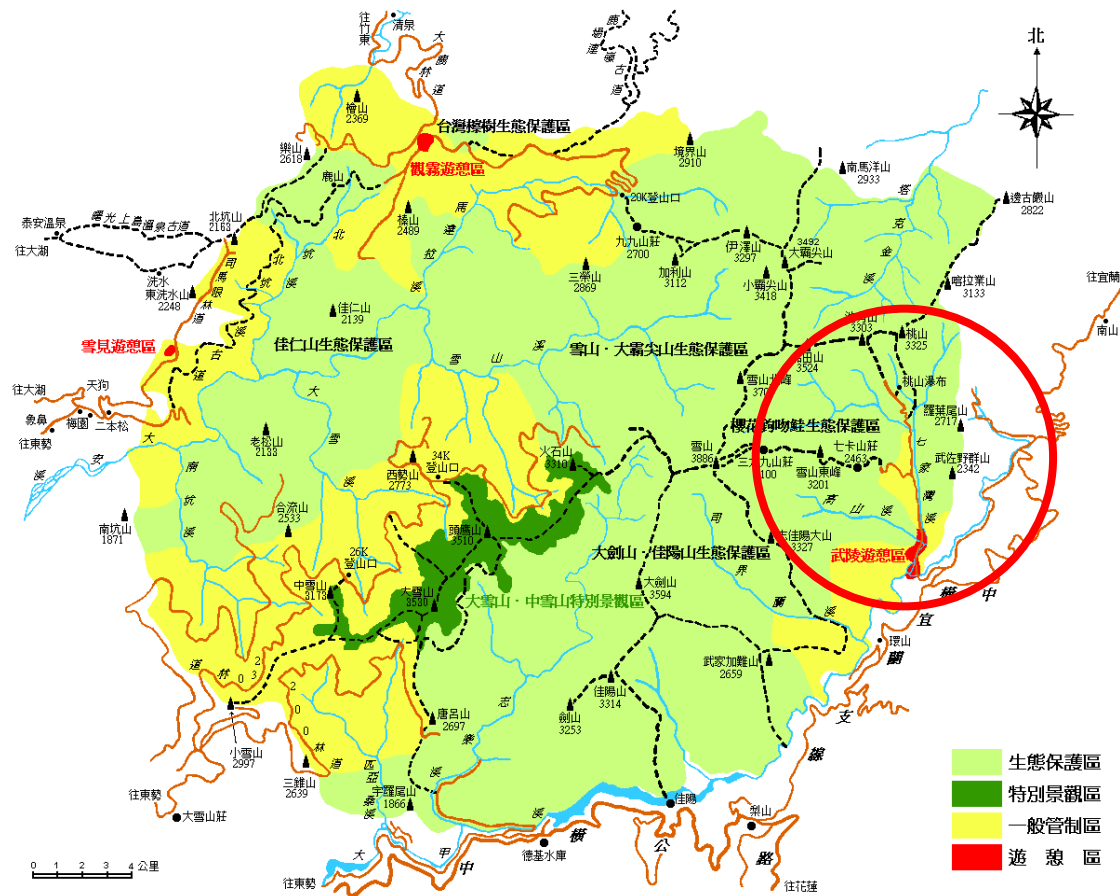


圖 1-1 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊之武陵地區

(資料來源：<http://www.spnp.gov.tw>)



圖 1-2 「國寶魚」臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)
(資料來源：本研究資料)



圖 1-3 武陵長期生態監測(WLTER)共同測站
(資料來源：本研究資料)

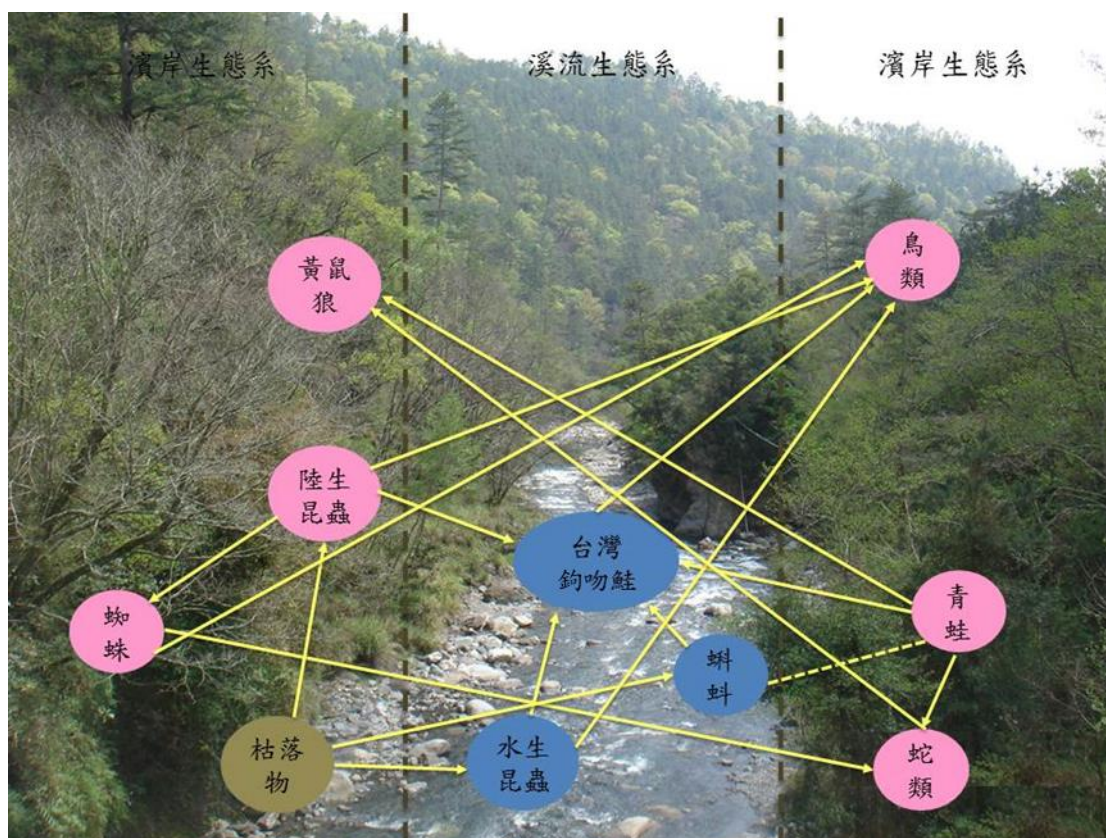


圖 1-4 武陵溪流生態系食物網模式以及食物鏈能量流營養階層傳輸模式示意圖
(資料來源：本研究資料)

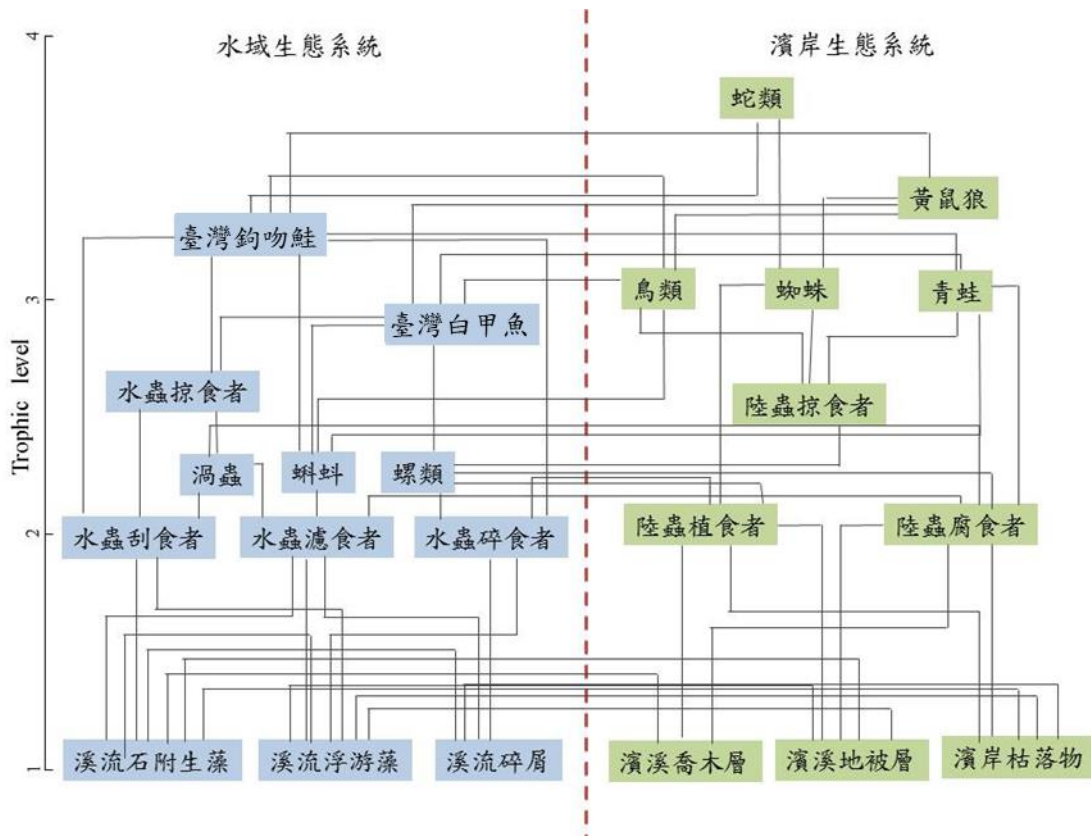


圖 1-5 大尺度武陵地區跨溪流與濱岸生態系統之耦合模式
(資料來源：本研究資料)



圖 1-6 2011 年五月底，雪霸國家公園管理處順利完成七家灣溪一號防砂壩拆除改善工程，開通溪流生物生態棲地廊道
(資料來源：本研究資料)

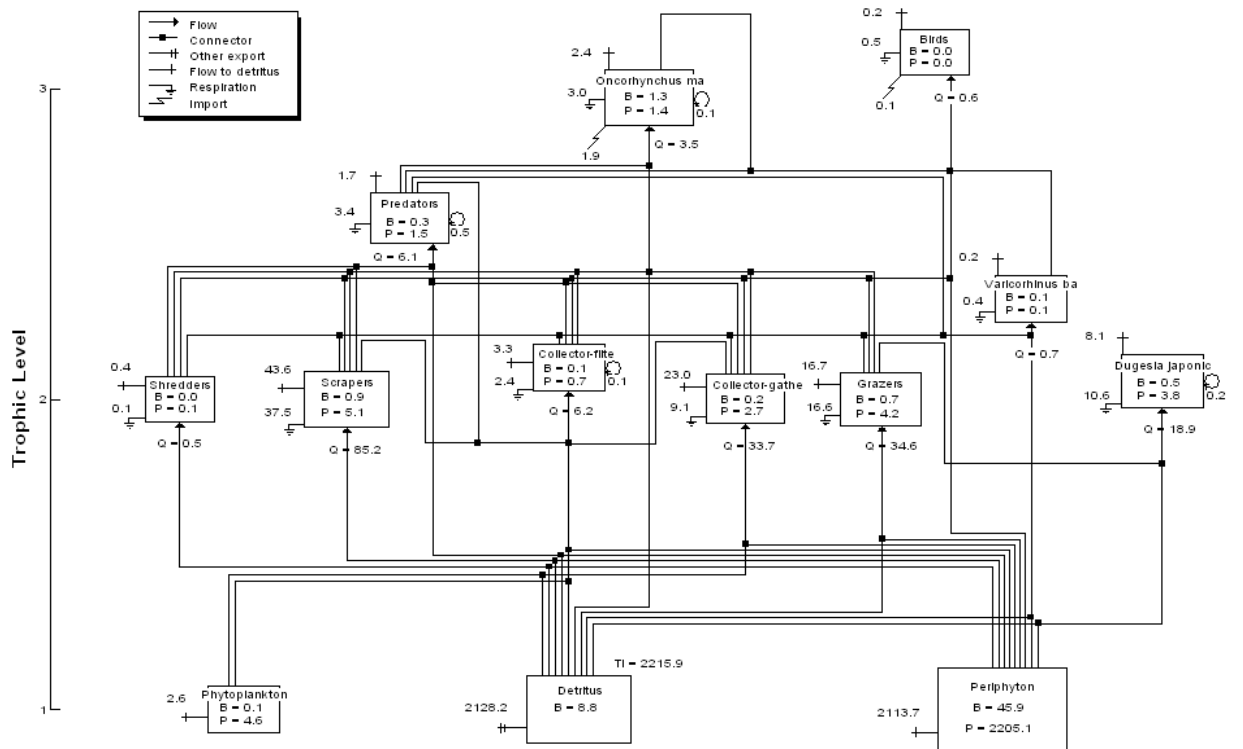


圖 1-7 武陵地區溪流食物網能量流模式，以七家灣溪觀魚台測站為例
(資料來源：本研究資料)



圖 1-8 七家灣溪一號壩拆除後 2.5 年短期生物與環境回復概念圖
(資料來源：本研究資料)

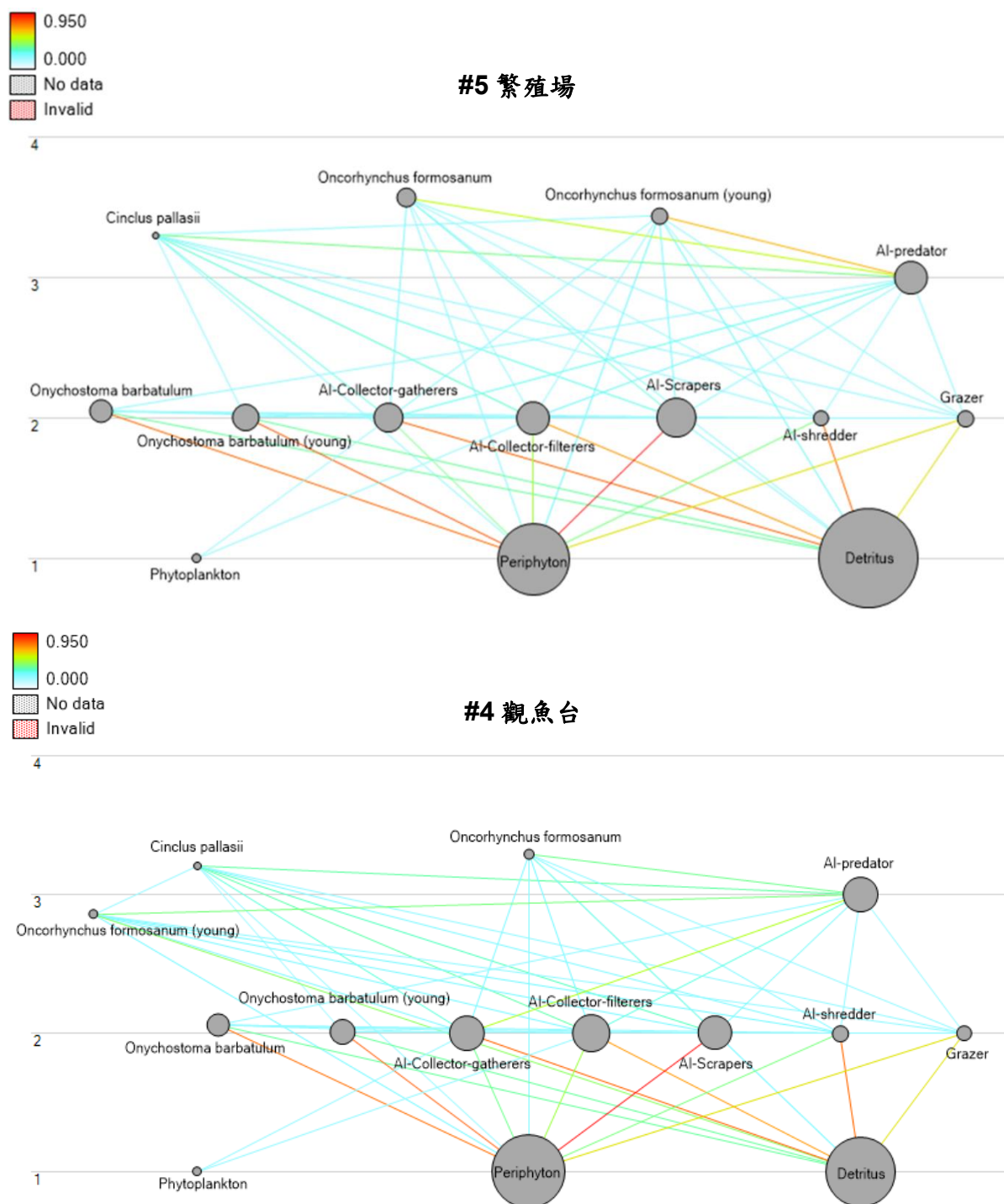


圖 1-9 食物網能流圖，上圖為#5 繁殖場，下圖為#4 觀魚台；縱軸為營養階層；圓圈為功能群，大小代表生物量；線條表示食性關係，顏色越深代表連結強度。1. *Cinclus pallasii*, 2. *Oncorhynchus masou formosanus*, 3. *Oncorhynchus masou formosanus* (young), 4. *Onychostoma barbatulum*, 5. *Onychostoma barbatulum* (young), 6. Aquatic insect (AI)-Predator, 7. AI-Collector-gatherers, 8. AI-Collector-filterers, 9. AI-Scrapers, 10. AI-shredder, 11. Grazer, 12. Phytoplankton, 13. Periphyton, 14. Detritus.

(資料來源：本研究計畫)

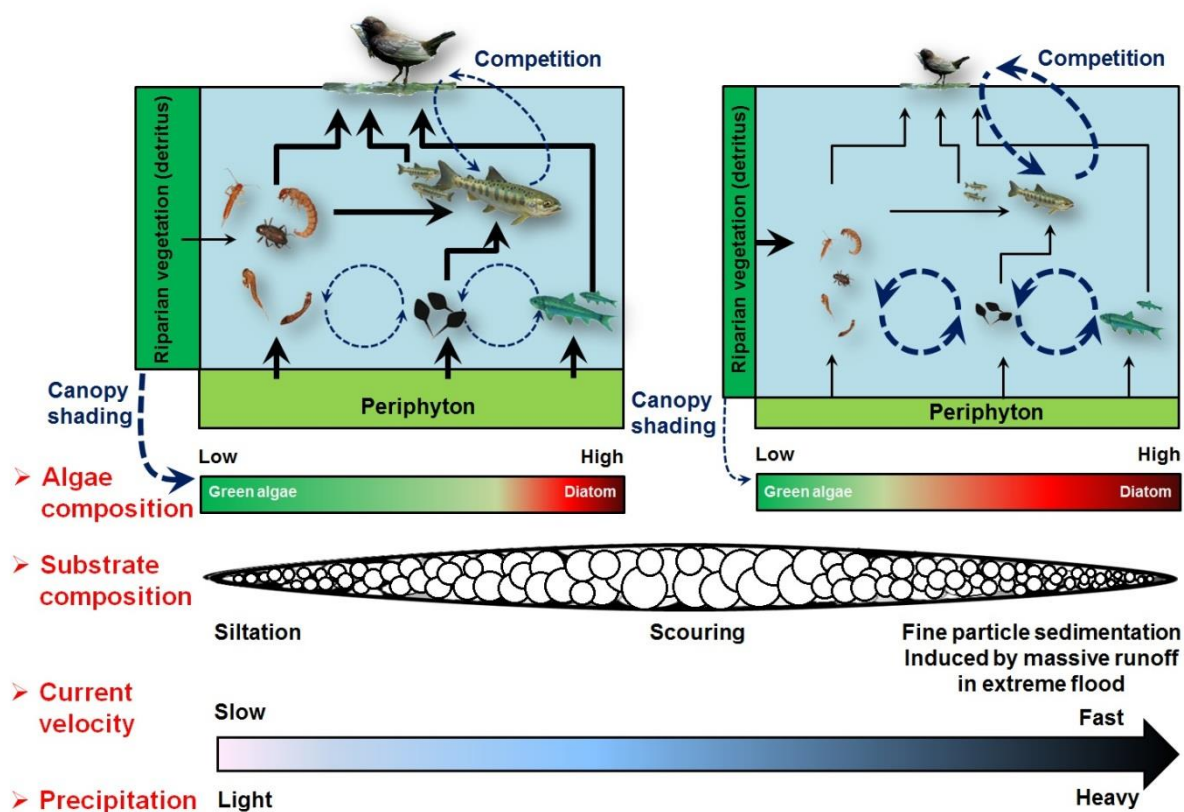


圖 1-10 武陵地區生態系概念模式(conceptual model)。圖形由下而上分別代表不同環境因子對於武陵地區生態系的影響，依序為：降雨量，流速，底質組成。基礎能量來源，沿岸植被(碎屑)受季節以及環境影響而有變化；附生藻類同時受到流速與沿岸植被遮蔽影響，在生物量以及藻種組成會有變化。在食物網中，實心箭頭代表捕食與被捕食關係，線條粗細代表攝食壓力的大小；虛線箭頭代表物種間競爭關係，線條粗細代表物種間競爭壓力的大小。(資料來源：本研究計畫)

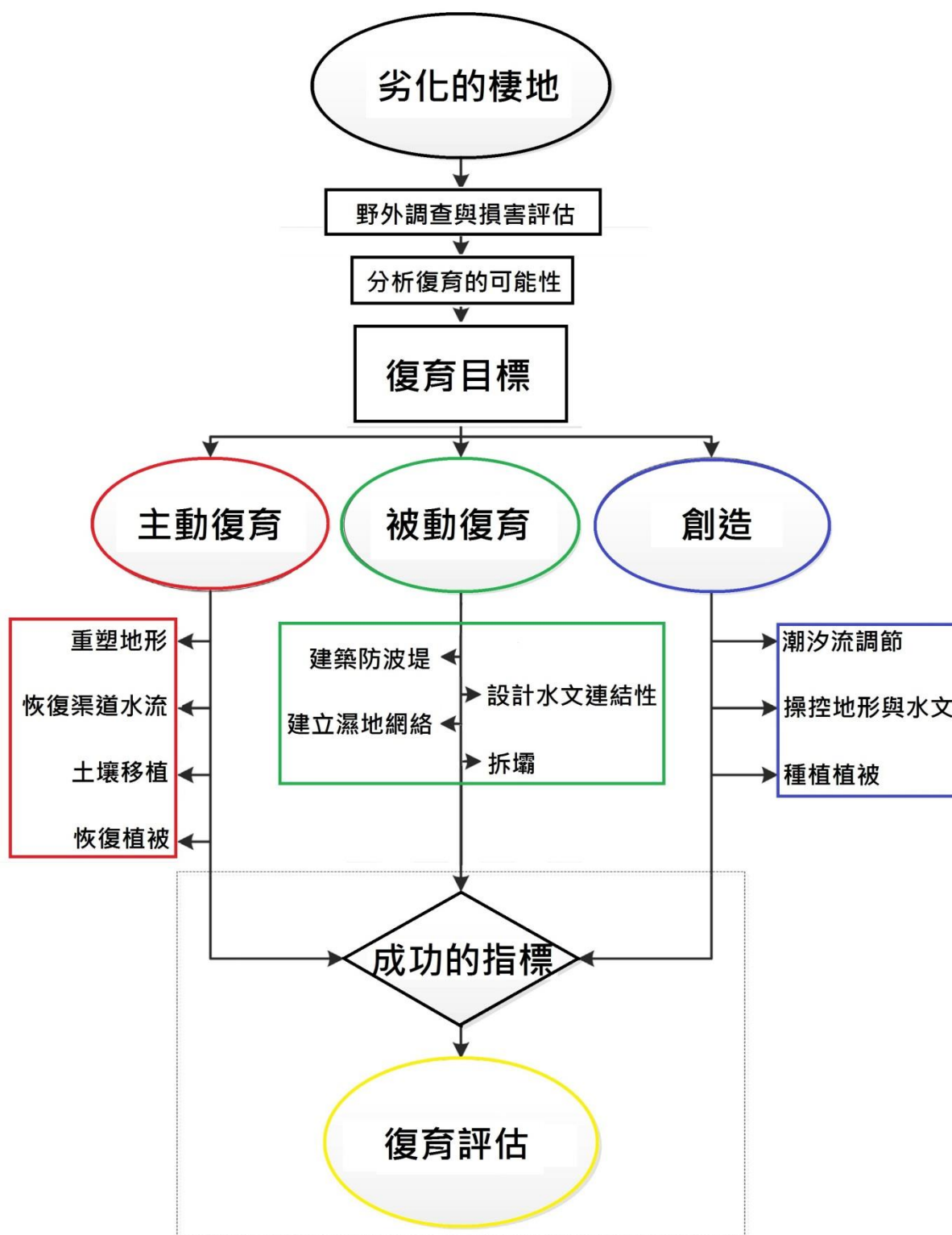


圖 1-11 棲地復育流程圖(修改自 Zhao et al. 2016)。

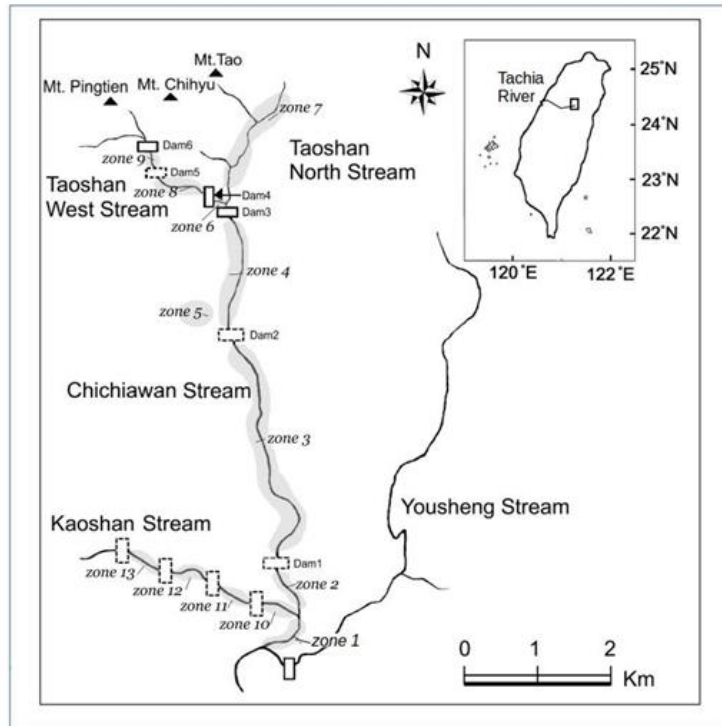


圖 1-12 武陵盆地水壩與和樣區的位置(虛線表示水壩已被部分拆除或破壞)。
(資料來源：本研究計畫)

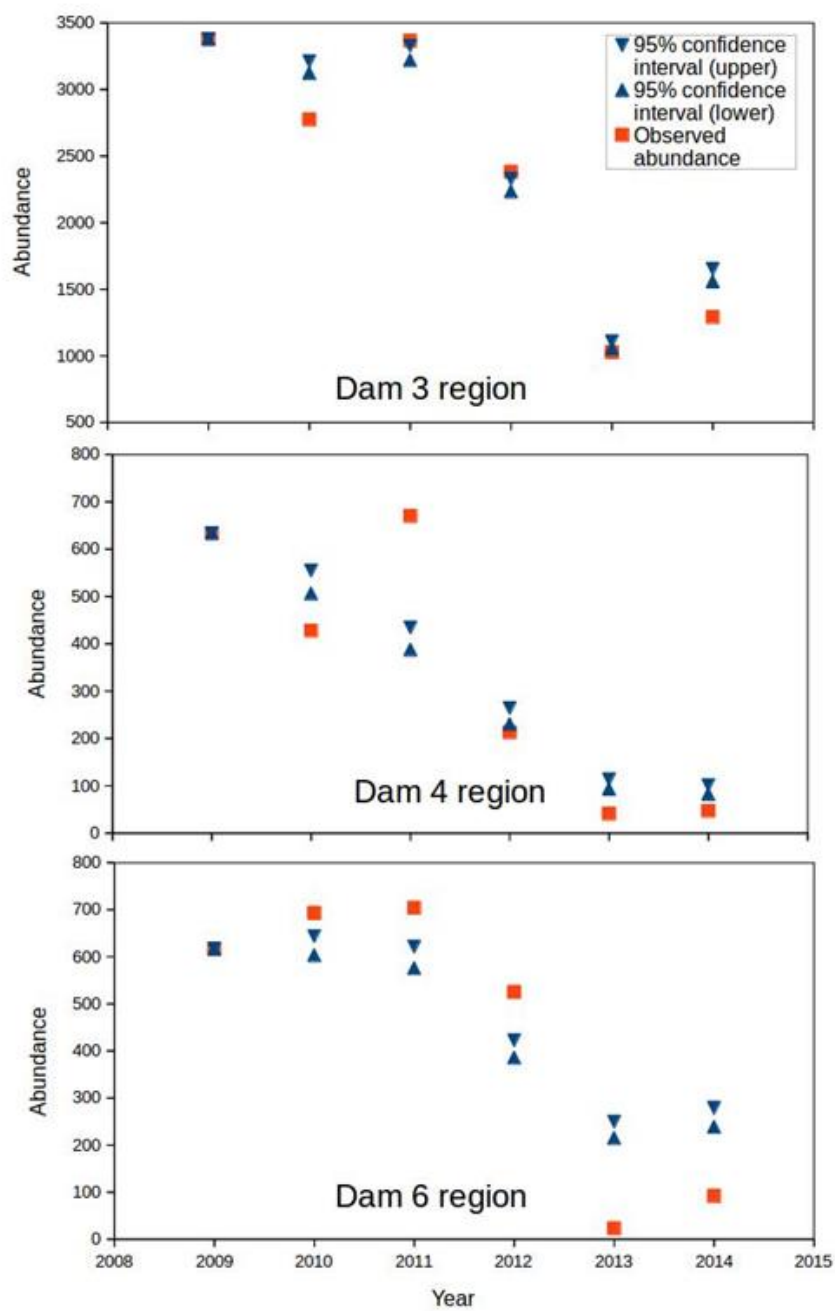


圖 1-13 2009 至 2014 年三號壩、四號壩與六號壩之鮭魚觀測豐度 (藍色三角形為 95% 信賴區間)。(資料來源：本研究計畫)

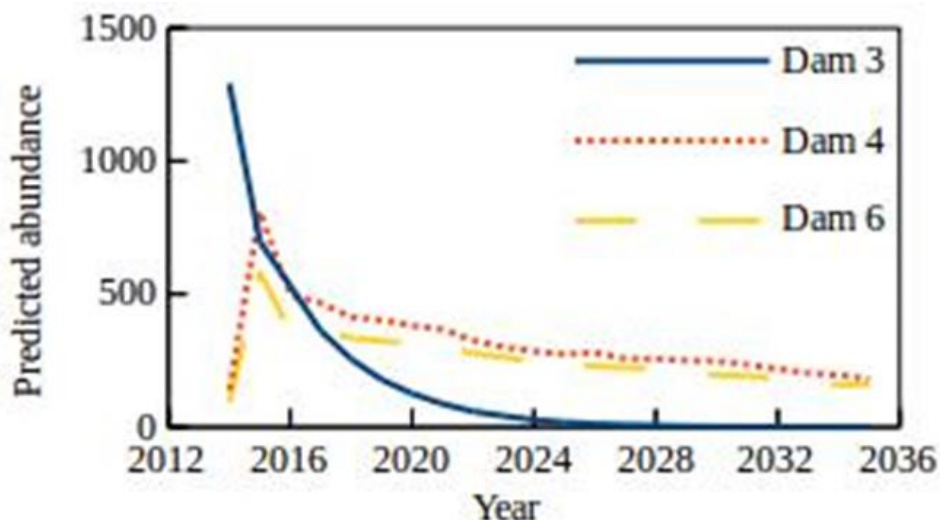


圖 1-14 預測未來 20 年(2014-2035 年)之鮭魚豐度。未拆壩(D=0)且未受氣候變遷影響(P=0)，三號壩區域之鮭魚豐度於 2035 年接近於零。(資料來源：本研究計畫)

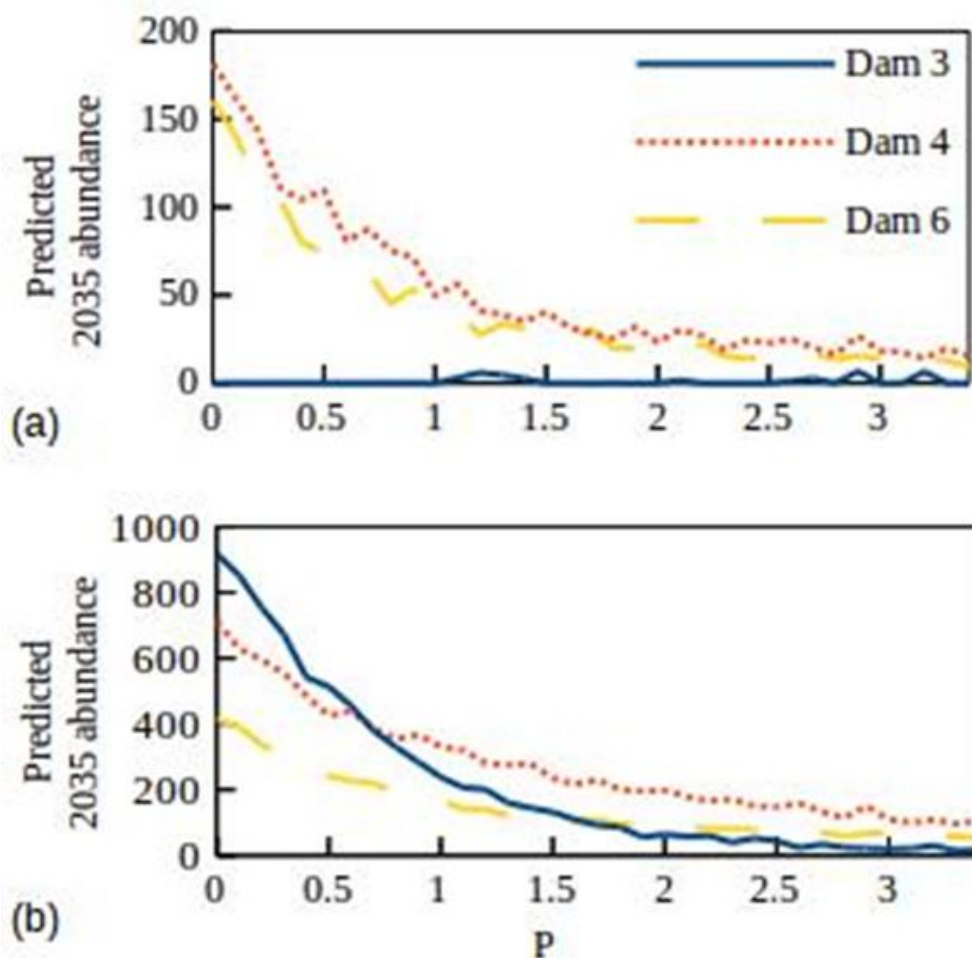


圖 1-15 預測 2035 年受氣候變遷(P) 影響之鮭魚豐度。假設 (a) D= 0 (未拆壩) 與 (b) D=1 (有效去除水壩)，(資料來源：本研究計畫)

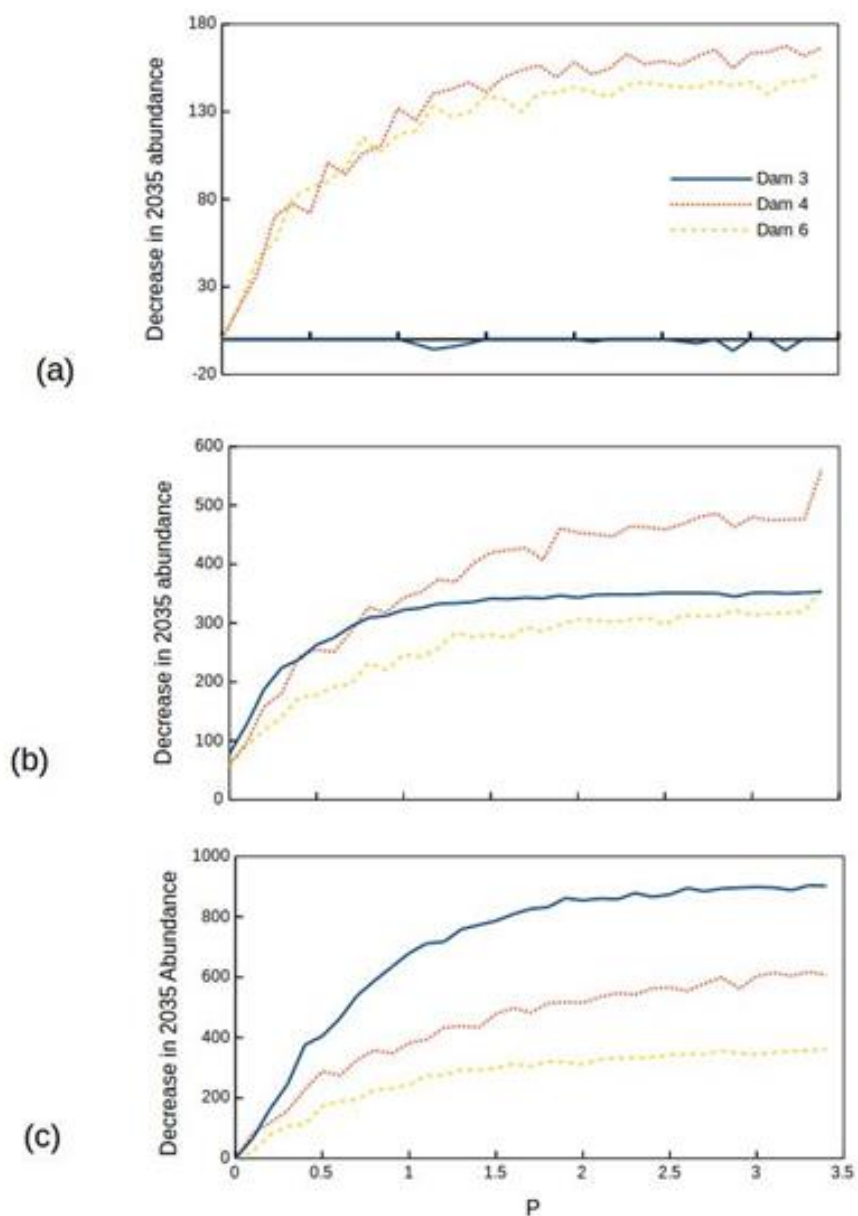


圖 1-16 假設 (a) $D=0$ (未拆壩) 、(b) $D=0.5$ (中度有效去除水壩)與 (c) $D=1$ (高度有效去除水壩)，預測 2035 年三號壩、四號壩與六號壩下降之鮭魚豐度 (與未受氣候變遷影響的情境 $P=0$ 相比)。(資料來源：本研究計畫)

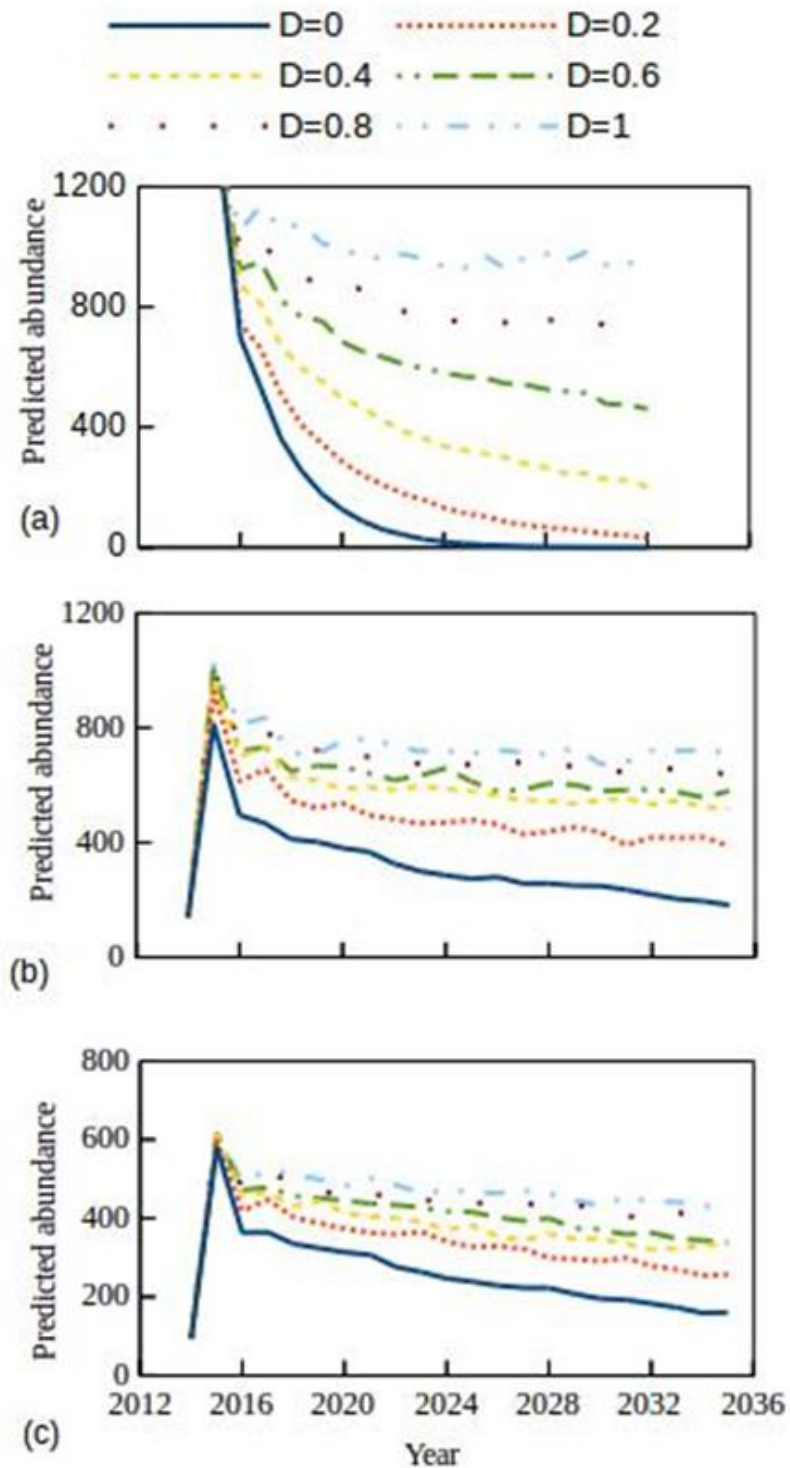


圖 1-17 未來氣候變遷影響，不同的 D 值(去除水壩的程度)下(a)三號壩、(b)四號壩與(c)六號壩區域預測之鮭魚豐度與時間的函數關係。(資料來源：本研究計畫)

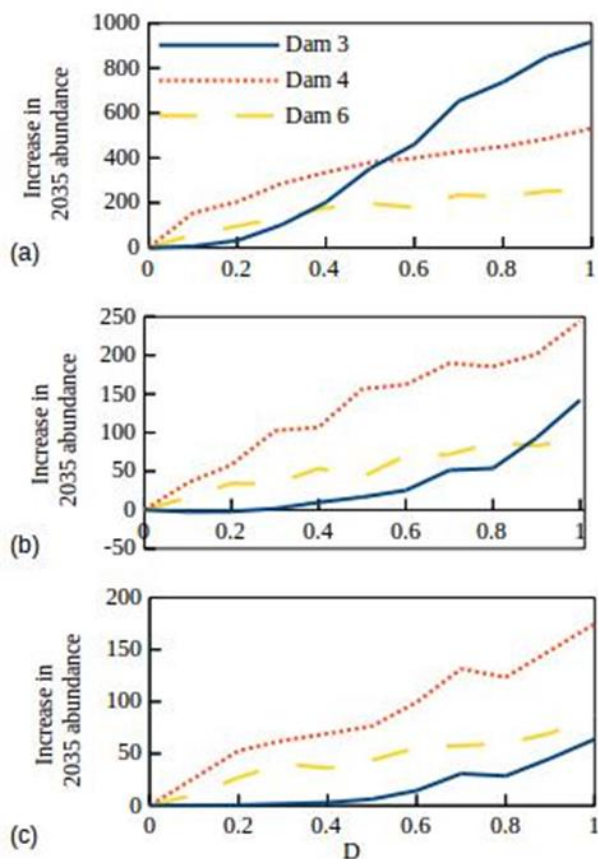


圖 1-18 預測 2035 年三號壩、四號壩與六號壩增加之鮭魚豐度受拆壩程度(D)之影響。假設(a) $P=0$ (沒有氣候變遷影響)，(b) $P=1.4$ (未來可能的情景)與 (c) $P=2$ ，(資料來源：本研究計畫)

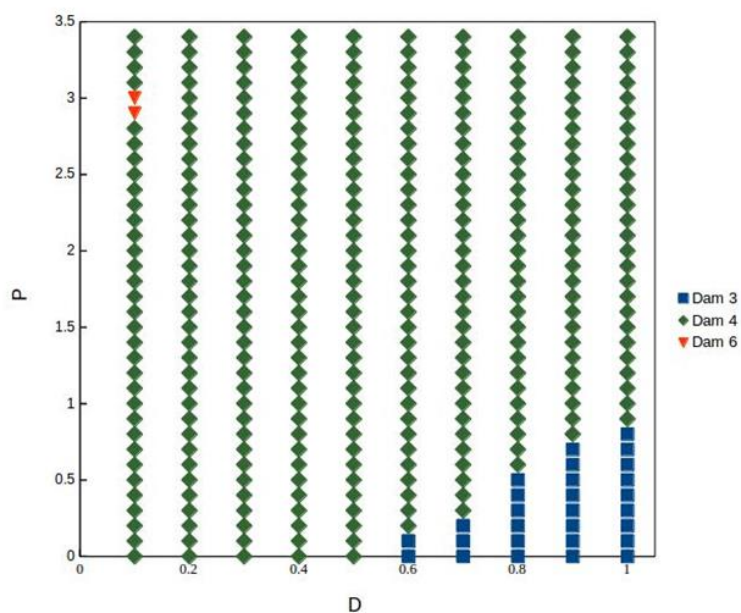


圖 1-19 比較拆除單一水壩的預期結果，平面中的每個點都代表模擬參數值的組合。每個點代表拆除哪座水壩(3 號，4 號或 6 號壩)將導致整個研究區域內於 2035 年有最大的預測豐度。(資料來源：本研究計畫)

第二章 藻類研究

張恩澤、林良瑾、林幸助

國立中興大學生命科學系

摘要

關鍵詞：生態監測、壩體拆除、藻類生物量、流速、絲狀綠藻

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，但數量已瀕臨滅絕的陸封型臺灣櫻花鉤吻鮭。保育工作需以宏觀的角度來管理自然資源，也就是生態系管理，其基礎建立在各項資源的瞭解與掌握。因此本計畫的主要目標在進行長期生態監測，藉由生態模式整合分析長期生態資料，以瞭解武陵溪流的長期生態現象與過程。本計畫以武陵地區溪流與羅葉尾溪為研究地點，依循 2005 年武陵長期生態監測研究(WLTER)所設立的永久測站，持續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、水生昆蟲、魚類等時空動態變化資料，尤其是 2011 年拆除七家灣溪一號壩之後的生態變化。今年是拆壩後 8 年的長期監測，本子計畫著重在石附生藻類生物量的長期變化過程。透過基礎生產者的採樣調查，瞭解拆壩對於溪流食物網食物來源的影響。

二、研究方法及過程

本研究共有九個測站，其中七家灣溪設有六個測站，高山溪與有勝溪各一個測站，以及羅葉尾溪一個樣站。本年(2019)已完成二月、四月、七月及十月份的例行性採樣，並依合約增加颱風後一次採樣，羅葉尾溪於七月進行年度例行監測。監測項目為各溪段不同微棲地之石附生藻類生物量與藻類組成。

三、重要發現

與歷年資料比較，雖然 2019 年的藻類無高峰值出現，但生物量仍多，尤其測站一號壩上下游四個測站明顯增加，且增加的藻類主要是以綠藻為主，推測主

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

要是因為降雨量不足，再加上沿岸森林鬱閉度降低，光度增加，更加適合讓綠藻生長。2019年藻種鑑定結果顯示，各測站以 *Achnanthes* 及 *Achnantheidium* 兩屬藻種為優勢，特定藻種對流域分布具獨特性。

四、主要建議事項

立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：台中市政府、退除役官兵輔導委員會武陵農場、林務局東勢林管處

歷年武陵溪流石附生藻類監測資料分析顯示，七家灣溪主流的藻類生物量在 2011 年變多是因為 2010 年沒有颱風或洪水事件。2019 年至今藻類生物量在主流原一號壩上下游測站增多，推測也是因為沒有颱風，同時與沿岸遮蔭減少較開闊有關。然而在桃山西溪與高山溪的沿岸植被多，遮蔽度較高，藻類生物量較低。2019 年以來增多的藻類主要是以葉綠素 *b* 為主的綠藻，其比例大多跨過 30% 門檻值，顯示河道開闊、降雨量減少導致流速降低和天空遮蔽度減少等都有利於綠藻生長。但是綠藻並非溪流生物主要食餌，其生長過多是導致溪流溶氧下降與水質惡化主因，因此建議將石附生藻類列為武陵溪流長期生態監測必要項目，以作為評估溪流生態系運作及健康的重要生物指標。

中長期可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

近年來石附生藻類組成中綠藻比例較往年增多，過多生長可能導致水質惡化，推測除了因近兩年缺乏極端降雨及流速，也與河岸開闊與天空遮蔽度較低有關，因此可透過積極管理沿岸植被，減少河床光照來降低綠藻的組成比例。如 2006 年雪霸國家公園管理處進行 8.1 公頃農地回收後，有效的減少農業營養鹽輸入。另外復育沿岸植被，也可提升流域遮蔽度，對於降低溪流石附生藻類群集中綠藻生物量比例有所助益，因此應持續推動農地回收造林政策。

ABSTRACT

Keywords: ecological monitoring, dam removal, periphyton biomass, current velocity, filamentous green algae

The Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*) is an endangered endemic species, which is distributed only in the watershed of the Chichiawan Stream of Central Taiwan. The watershed 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 in the Wuling area (WLTER) was initiated in 2005. Major biotic communities and environmental factors were routinely monitored at the permanent sites in the watershed, particularly after the removal of Dam #1. Periphyton, the most important primary producers in the streams, is the main target of this subproject. The objective of this integrated project in this year is the long-term effects (8 years) after dam removal in the Chichiawan Stream on the trophic structure and functioning by monitoring changes in the biomass and community composition of communities and environments.

In total, there were 9 study sites. One of them were located in the Luoyewei Stream and the periphyton was annually monitored only in July. Periphyton at other sites were monitored in January, April, July, August (after a typhoon event) and October, including Taoshan West Stream, Dam#2, Fish observation deck, the upstream of Dam#1, the downstream of Dam#1, Breeding Center, Gaoshan Stream and Yousheng Stream. Periphyton biomass and community structure were determined in different habitats at each site.

Compared with the same period in 2011, the occurrence of typhoon and flood was less, so that current velocity in the streams reduced. These combined events resulted in increased epilithic periphyton biomass. The

increased periphyton were mainly filamentous green algae due to the openness of canopy shade and reduced current velocity in the riparian forests. These green algae are not the main diet of herbivores in the streams. However, they may consequently degrade the water quality after decomposition. In summary, current velocity resulted from reduced typhoon floods and increased openness of canopy shade was the driving force for the temporal and spatial dynamic of periphyton in the Chichiawan Stream. The dominant diatom genera in the streams were identified as *Achnanthes* and *Achnantheidium*.

一、前言

武陵地區在雪霸國家公園成立前由農委會所主導之研究，主要著重在臺灣櫻花鉤吻鮭及棲地描述(如 Wang, 1989; Tsao 1995, 曾晴賢及楊正雄, 2001a、b)及與鮭魚食性有關的水生昆蟲等(林曜松等, 1987)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物自然資源之研究與調查。當時與臺灣櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫林林總總已超過百項之多(雪霸國家公園, 2000)。然而量化資料非常少，且資料缺乏整合(林幸助, 2002)，而且濱岸棲地的生物，包括植被、陸棲昆蟲、兩生類、爬蟲類、哺乳類與鳥類均一直缺乏研究，或僅是非量化性質的附帶性研究對象(袁孝維, 1995; 呂光洋, 2002)。在溪流生態系中，這些生物可能都與臺灣櫻花鉤吻鮭有直接或間接的能量傳遞關係。對於這些生物的瞭解，不但有生物學上的意義，也能對武陵溪流生態系的運作，有更進一步的認識。武陵長期生態監測研究與模式建構(WLTER)已量化生態系食物網各類群生物(林幸助等, 2008)，並發現在上游河段，石附生藻類是主要的主要生產者之一，其生物量可能會改變河流生態系統中食物網的能量流動(Kuo et al. 2016)，其中又以矽藻種類最多(Yu et al. 2009)，並與溪流主要消費者—水棲昆蟲，可作為反應溪流環境的良好指標。

物理棲地的改變對於溪流生物影響非常明顯。2011年5月30日已完成的七家灣溪一號壩拆除工程，物理環境的改變是壩體移除過程中最快速且明顯的改變。Grant and Bromley (2007)認為對已淤滿壩體之移除將啟動一連串的河道地形變化過程，其變化過程的時間長短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，也間接影響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。絲狀與貼附型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較穩定的生長基地。國外研究發現拆壩過程中，附生藻類受到嚴重的干擾生物量隨即下降，但是在幾個禮拜過後，生物量又可以恢復到與拆壩前沒有差別(Thomsom et al. 2005, Orr et al. 2008)，推論與底質改善有關。美國愛荷華水壩(Elwha dam)拆壩例子中，拆壩三年後細底質仍影響生態系統，主要驅動力為颱風洪水(Peters et al. 2017)。在七家灣溪則因為有颱風洪水的作用，拆壩造成的底質影響很快便消失(Chang et al. 2017)。因此在拆壩八年後，石附生藻類可能改受到溪水流速與其他環境因子的影響。以生態系的尺度來看，拆壩對於藻類生物量的影響程度不大，若改以族群的角度來看，不同的底質環境，可能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，但是附生藻類群集組成在拆壩後發生改變，而這個改變可能會透過食物網的能量傳輸進而影響溪流中的高階消費者，甚至台灣櫻花鉤吻鮭。國外研究也發現，拆壩後原本蓄水的水壩類似湖泊(浮游藻類)的棲地，轉變為溪流(附生藻類)類型棲地；在復育後因為利用藻類來源不同，而使復育棲地有較高的營養階層(Sullivan et al. 2018)。在七家灣溪防砂壩的例子中，並無類似湖泊的棲地類型，因此在七家灣溪可能會透過棲地逐漸復原過程中，影響藻類的變化，進而影響營養階層更高階的物種。

本計畫今年的研究重點如下：

1. 持續監測七家灣溪、高山溪、有勝溪及羅葉尾溪等樣點之溪流藻類群集、生物量與歷年動態變化之分析。
2. 持續監測並探討七家灣溪一號壩拆壩八年後，溪流基礎生產者石附生藻類之恢復狀況。

二、材料與方法

(一) 採集時間與測站

本計畫今年採樣時間預定在 2、4、7、8 及 10 月共 5 次，其中 8 月後是颱風後採樣。本計畫於雪霸國家公園武陵地區共設有 9 個測站(圖 2-1; 2-2)，測站#14(羅葉尾溪)僅於 7 月進行一次年度監測。

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(觀魚臺)、#12(一號壩上游)、#13(一號壩下游)、#5(繁殖場)。其測站特性分述如下：

- #2 桃山西溪：位於武陵吊橋下方，可清楚區分瀨、流、潭三個微棲地。
- #3 二號壩：已受損二號壩體下游約 100 公尺處，具有深潭與急流。
- #4 觀魚台：位於觀魚台下游約 1 公里處，有清楚的瀨、流、潭區，為一開闊測站。自 2012 年八月蘇拉颱風大雨沖刷後導致棲地類型改變，之後的採樣區分為上游(原流區)與下游(原瀨區)。
- #12 一號壩上游：位於一號壩上游 100 公尺處，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。自 2012 年六月泰利颱風大量降雨後使棲地改變，故之後的採樣區分為上游(原流區)與下游(原瀨區)。
- #13 一號壩下游：位於一號壩下游 100 公尺處，兩岸為陡峭的岩壁，相較於一號壩上游，此測站較為鬱閉，有明顯的瀨與潭區，流區較不明顯。(2011 年拆壩後一週，因棲地改變因此只區分為近壩(原流區)與遠壩(原瀨區)。近壩處約為壩下 50 公尺，遠壩處約為壩下 150 公尺。)
- #5 繁殖場：為一開闊地形，河道寬度是調查測站中最寬的地區，瀨、流區明顯可見，潭區較不明顯，受礫石覆蓋。(2011 年拆壩後兩週，因棲地改變因此只區分為樣站範圍 100 公尺內的上游(原流區)與下游(原瀨區)。

另外兩個測站屬於七家灣溪支流，分別為#8(高山溪)與#9(有勝溪)。高山溪為原始鬱閉的測站，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，

且為人為干擾農業活動最頻繁的區域。歷年監測資料顯示，有勝溪有較高的營養鹽濃度，藻類相與上述測站有明顯的差異。

(二) 環境背景值監測

1. 水質

於各測站現場微棲地或上下游選取 3 處測量，並使用多參數綜合水質儀 (YSI-600 XLM) 行水質的檢測，測量項目包括水溫 (temperature)、導電度 (Conductivity)、溶氧 (dissolved oxygen, DO)、酸鹼值 (pH); 濁度 (turbidity) 則使用濁度計 (TB-31, TOA-DKK, Japan) 進行測量。

2. 水文

於各樣點現場使用攜帶式流速量儀 (YSI-FlowTracker) 進行水文的檢測，測量項目包括流速及水深，在由公式計算出福祿數。

3. 環境遮蔽度

於各測站使用樹冠覆蓋密度計 (Spherical Densimeter) 調查，分別面對溪流上游、下游、左岸及右岸四方位進行測量。

(三) 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，每個棲地至少有三重複。由於高山溪及有勝溪僅有瀨區類型的棲地，故於各測站上、下游隨機各採集 3 顆石頭。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。採集後於河岸邊將採集的石頭以牙刷刮取面積約為 16~25 cm² 的藻樣、記錄採集面積，以當地測站之溪水將藻樣收集至採集瓶並定量藻液體積。最後將採集到的石附生藻類樣本迅速置入低溫避光保冷袋中保存至帶回實驗室進行分析。

在實驗室中，將藻液以均質機均質後，吸取 5~10 ml (視濃度增減並記錄之) 藻液以玻璃纖維濾紙 (Whatman, GF/F, Germany) 進行抽氣過濾，並以 90% 丙酮溶液進行葉綠素萃取。萃取過程遮光並置於 4°C 冰箱中，靜置隔夜後，於 24 小時內以分光光度計

(HITACHI, U-2001)測定葉綠素 *a*、*b* 與 *c* 濃度，設定波長為 630 nm、647 nm、664 nm、750 nm。將此濃度除以刮取的藻樣面積，即為石附生藻單位面積生物量。公式如下：

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

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

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

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

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

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

E_{664} = 波長 664 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

E_{647} = 波長 647 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

E_{630} = 波長 630 nm 吸光值 - 波長 750 nm 吸光值

(Jeffrey and Humphrey 1975)

2. 石附生藻類組成分析

上述方法所測得之葉綠素濃度，其中葉綠素 *a* 代表石附生藻類總生物量、葉綠素 *b* 主要為綠藻生物量所貢獻，而葉綠素 *c* 則主要為矽藻生物量所貢獻。本計畫將此三種葉綠素濃度組成變化視為主要的石附生藻類組成。採樣之石附生藻類均質液另以 4% 的福馬林固定，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)，以建立拆壩後的藻類記錄資料。

3. 統計檢定

將環境因子資料以 $\log(X+1)$ 進行資料轉換，使資料符合常態分佈；轉換後的資料，以 SAS 9.4 進行兩因子變方分析 (two-way ANOVA) 分析 (測站因子: 8 個測站; 時間因子: 1、4、7、8 及 10 月)。

三、結果

(一) 環境因子

流速和福祿數在測站間有顯著差異，但季節間則沒有顯著差異(表 2-1；表 2-2)。水溫、導電度、溶氧、pH 值、濁度及水深在季節與測站間交互作用有顯著差異(表 2-2)。桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、一號壩下游(#13)、高山溪(#8)、繁殖場(#5)及有勝溪(#9)測站有較多的天空遮蔽度。整體而言，所有測站於 7 月的遮蔽度為最高，到 10 月因落葉為下降的趨勢。濁度主要受流速影響，兩者趨勢相同，相較於其他月份，各測站於 7 月時濁度最高，有勝溪測站於 10 月採樣時，上游約 2 公里處的臨溪農路在施工，監測出 94.50 NTU 極高數值。

(二) 歷年石附生藻生物量時空變化

與歷年石附生藻類監測資料最大不同是在 2013 年以前，七家灣溪偶有藻類生物量的高峰出現，且多出現在有勝溪測站(圖 2-3，#9)。但是在 2018 年時有勝溪測站的藻類生物量在所有月份採樣，相較於其他測站並沒有特別多的狀況，直到 2019 年 1 月後才恢復較多的藻類生物量。2019 年監測結果顯示，七家灣溪主流的藻類生物量最高出現於一號壩下游(#13)；在拆壩前(2011 年)測站#13 也曾出現過幾次生物量高峰(圖 2-3)，但是拆壩後到 2013 年，測站#13 的藻類生物量皆呈現較低的狀態，2018 年 4 月及 2019 年 1 月都出現了當年度所有測站中最高的生物量。雖然 2019 年 8 月經歷利奇馬颱風，但卻沒有為七家灣帶來極端的雨量，因此藻類生物量雖比較高，但是與歷年藻類生物量相比，並沒有特別高峰值出現。觀魚台(#4)在 2011 年 12 月以及 2013 年 2 月曾出現過生物量高峰值，約 300 mg Chl a m⁻²(圖 2-3)，同時期繁殖場測站(#5)也出現過生物量高峰值。整體而言，2018 至 2019 年 4 月前，武陵地區藻類生物量與歷年藻類生物量相比，沒有特別生物量高峰值出現。

從 2019 年的藻類狀況來看(圖 2-4)，4 月受梅雨季節影響，藻類生物量在所

有測站降低。7月逐漸恢復，除了測站#13生物量仍減少外，其餘測站生物量呈上升趨勢。8月受利奇馬颱風離開所夾帶雨量影響，各測站所得生物量皆趨近於0，直到10月才又逐漸增加，與往年逢大雨之反映類似。

(三) 不同時期附生藻類生物量比較分析

分成拆壩前(2006年至2011年4月)、拆壩後短期(2011年6月至2013年)和拆壩後8年(2018年至2019)三個時段，進行各樣點葉綠素 a 濃度比較(圖2-5)。圖中的灰色區塊為三個區間生物量平均值範圍。拆壩前除了測站#9以及#13生物量高於平均值範圍外，其餘測站皆低於平均值範圍。拆壩後短期，只有壩體上游測站(#12)與壩體下游測站(#13)的藻類生物量明顯下降，其餘測站在拆壩後都是生物量增加的趨勢，其中以測站#4以及#9增加最多(圖2-5)。此外，測站#12和測站#13在2018至2019年所測得的藻類生物量與其他測站相比特別高。

透過雨量與壩體上下游兩個測站藻類生物量的相關圖可以發現(圖2-6)，藻類生物量在降雨量比較多的時候，生物量會相對應下降。在拆壩前，測站#12以及#13藻類生物量的趨勢不盡相同，但在拆壩後可以發現壩體上下游兩個測站的藻類生物量變化趨勢逐漸相似，顯示生態廊道之形成。

(四) 附生藻類群集組成變化

2019年7月前，因為沒有颱風發生，藻類生物量較高，藉由葉綠素($b+c$)中葉綠素 b 的比例，可以瞭解增加的生物量中的藻種(圖2-7)。比較2010到2013年間與2018到2019年月平均葉綠素 b 比例，結果顯示近兩年的藻類生物量是以絲狀綠藻居多。根據去年報告所建議的門檻值：綠藻比例不超過30%，可以發現過去2010年到2013年區間各測站，葉綠素 b 比值大多不超過30%。但是近兩年間所有測站之葉綠素 b 比值皆超過30%門檻，其中又以高山溪(#8)增加比例最多。

(五) 附生藻矽藻鑑定分類

2019 年藻種鑑定結果顯示，各測站以 *Achnanthes* 及 *Achnantheidium* 兩屬藻種為優勢，而 *Diatoma mesodon*、*Cymbella affinis*、*Encyonema minutum*、*Gomphonema minutum*、*Gomphonema clevei*、*Nitzschia amphibia*、*Nitzschia palea*、*Synedra ulna* 等是出現頻度較高的藻種(表 2-3)。1、4、7 月藻種鑑定結果相似，利奇馬颱風後，藻類種類減少(表 2-6)。矽藻藻種最多則落在測站#2，各月份平均有 29 種以上，#8 藻種數量最少。其中 *Diatoma mesodon* 只分布於七家灣流域及測站#14，而 *Achnanthes exigua*、*Cocconeis pediculus* 及 *Navicula tripunctat* 只常見於測站#9。此結果顯示颱風暴雨會導致矽藻種類減少，不同溪流因特性不同而有不同矽藻種類出現。

四、討論

武陵地區石附生藻類監測資料顯示，七家灣溪主流的藻類生物量在 2011 年變多，是因為 2010 至 2011 年間沒有颱風或大型洪水事件，又加上夏季最高水溫攀升所導致(林幸助等，2012)。2019 年藻類生物量在主流測站#3、#4、#12 以及#13 較多，推論也是因為過去兩年(2018-2019 年)沒有極端降雨。但是沿岸森林遮蔭減少，環境較開闊也是重要因素。歷年調查結果顯示，在桃山西溪(#2) 與高山溪(#8)的天空遮蔽度相對其他測站較高，透光度低，造成藻類生物量也較低。在天空遮蔽度低的開闊狀態下，雨量與其相關的流速為主要控制藻類生長的因子(林幸助等 2013)。過去有關溪流石附生藻類在干擾過後回復情形的研究指出，藻類拓殖的情形與當地溪流中藻類群集組成及底質的穩定度密切相關，這些因素主要皆導因於流速的改變(Steinman and McIntire 1990, Tsai et al. 2014)。

在美國愛荷華水壩(Elwha dam)拆壩例子中，拆壩三年後細底質仍持續影響生態系統，主要驅動力為颶風洪水，顯示底質不穩定，將會影響藻類的拓殖(Peters et al. 2017)。Flinders and Hart (2009)所建置的人工河道實驗顯示，當流速大於 $>1.0 \text{ m s}^{-1}$ 才會顯著降低藻類生物量。然而拆壩的主要影響，對上游而言有溯源侵蝕作用，對下游而言則因直接性的物理沖刷作用與上游沈積物被帶至下游的底質沉降與擾動。近來相關研究也顯示，單以流速解釋洪水過後對藻類生物量的影響並不夠充份(Horner et al. 1990, Uehlinger 1991, Biggs 1996, Francoeur and Biggs 2006)。Biggs and Thomsen (1995)的研究也顯示流速接近 1.5 m s^{-1} 時尚不能完全移除藻層固著於基質上的基部細胞。因此，在流速較低，同時沒有太多天空遮蔽度，及沒有底質擾動的狀況下，導致主流測站有較高的藻類生物量累積。

過去研究發現，2012 年拆壩後監測中，四個上下游重點測站的石附生藻類葉綠素 *a* 濃度趨勢一致且濃度相近，是因為 6 月與 8 月颱風後大水沖刷而使藻類生物量無法大量累積(林幸助等 2013)。Uehlinger et al. (2003)曾報導，洪水

事件會降低藻類生物量，但其回復情形的狀況又因洪水事件大小與頻率有關，也因年間差異變大，沒有明顯的年趨勢。武陵地區七家灣溪也是相類似的情形，受到降雨與洪水事件頻度的影響而決定了當年藻類生物量的動態變化。2019 年有勝溪測站(#9)藻類生物量雖與歷年相比明顯較低，但有回升的趨勢，推論其中一個原因可能是因為洪水沖刷所導致。在 2019 年 1 月葉綠素 *a* 濃度以有勝溪測站(#9)為最高，其次為一號壩體下游測站(#13)，但於 4 月調查時，除一號壩體下游測站(#13)外，其餘測站葉綠素 *a* 濃度皆明顯降低，對照月累積雨量圖可推斷，3 月之月累積雨量達到 396.5 mm，為 4 月藻類生物量降低的主因。8 月的調查也發現，利奇馬颱風後所帶來的降雨，也明顯造成各測站藻類生物量趨近於零，另外石附生藻類高度依賴光週期，連日降雨減少日照強度，也應是造成生物量減少原因之一(Signor et al. 2014)。

Mosisch and Bunn (1997)於亞熱帶雨林建置的實驗結果顯示，單一高流量事件後，藻類生物量約在 10 到 30 天內可以回復至干擾前的水準，與過去七家灣溪研究中藻類受干擾恢復的時間類似(林幸助等 2011)。因此，藻類生物量主要還是受到流速及底質條件之調控。我們也可以從 2018 至 2019 年的附生藻類群集組成來看藻類種類的變化趨勢，同樣也支持這個說法。相較於 2013 年以前的附生藻生物量，近兩年因為沒有大的降雨事件，環境穩定，因此有較多的藻類生物量，但是還達不到歷年藻類生物量高峰的程度。其中增加的藻類主要是以葉綠素 *b* 為主的絲狀綠藻。在圖 2-8 中 2018 至 2019 年間的月平均葉綠素 *b* 比例皆都超過 30%這個門檻值，顯示今年整體增加的藻類都是以綠藻為主。先前所提到的河道開闊、降雨量減少導致流速降低和天空遮蔽度減少等都有利於絲狀綠藻生長，都是導致 2018 至 2019 年間藻類生物量中以綠藻為主要組成之原因。然而絲狀綠藻並非七家灣溪草食性水棲昆蟲之主要食物來源(Chuang et al. 2004)，反而因形成過多碎屑分解作用而消耗過多溶氧，水質因而惡化。因此透過葉綠素 *b* 比例 30%的閾值能讓我們更快速評估溪流生態系運作健康與否；同時我們也知道流速確實可以控制綠藻生物量，當雨量增加綠藻比例也會隨之減少，

因此可提供未來在管理武陵溪流石附生綠藻過多時減輕的經營管理策略。

綜合以上，拆壩後至今八年後藻類的狀況顯示，2018 至 2019 年間附生藻類生物量相較歷年藻類生物量有增加趨勢，但沒有達到歷年出現生物量高峰值的程度。受到環境因子如流速、天空遮蔽度和河道開闊度的影響(Tsai et al. 2014)，使得藻類組成會與歷年不同，從 2018 年至今都以絲狀綠藻為優勢。矽藻適應於較高流速環境，且能展現較佳的回復能力且對流域分布具獨特性，但無論季節性還是年間改變，附生藻種類都會隨著極端洪水而增減(Chiu et al. 2016)，今年雨量雖有增加，但卻還未達到可抑制綠藻比例升高的閾值。颱風暴雨也會導致矽藻種類減少，不同溪流因特性而有不同矽藻種類出現。

五、結論與建議

(一) 結論

2019 年的藻類無高峰值，但生物量增多，尤其七家灣溪一號壩上下游測站 #3、#4、#12 和 #13 四個測站明顯增加，而增加的藻類主要是以絲狀綠藻為主，主要是因為降雨量不足，使得綠藻比例上升，再加上沿岸森林鬱閉度降低，光度增加，更加適合綠藻生長。2019 年矽藻藻種鑑定結果顯示，颱風暴雨會導致矽藻種類減少。各測站以 *Achnanthes* 及 *Achnantheidium* 兩屬藻種為優勢，但不同溪流因特性而有不同矽藻種類出現。

(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：台中市政府、退除役官兵輔導委員會武陵農場、林務局東勢林管處

歷年武陵溪流石附生藻類監測資料分析顯示，七家灣溪主流的藻類生物量在 2011 年變多是因為 2010 年沒有颱風或洪水事件。2019 年至今藻類生物量在主流原一號壩上下游測站增多，推測也是因為沒有颱風，同時與沿岸遮蔭減少較開闊有關。然而在桃山西溪與高山溪的沿岸植被多，遮蔽度較高，藻類生物量較低。2019 年以來增多的藻類主要是以葉綠素 *b* 為主的綠藻，其比例大多跨過 30% 門檻值，顯示河道開闊、降雨量減少導致流速降低和天空遮蔽度減少等都有利於綠藻生長。但是綠藻並非溪流生物主要食餌，其生長過多是導致溪流溶氧下降與水質惡化主因，因此建議將石附生藻類列為武陵溪流長期生態監測必要項目，以作為評估溪流生態系運作及健康的重要生物指標。

2. 中長期可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

近年來石附生藻類組成中綠藻比例較往年增多，過多生長可能導致水質惡化，推測除了因近兩年缺乏極端降雨及流速，也與河岸開闊與天空遮蔽度較低有關，因此可透過積極管理沿岸植被，減少河床光照來降低綠藻的組成比例。如 2006 年雪霸國家公園管理處進行 8.1 公頃農地回收後，有效的減少農業營養鹽輸入。另外復育沿岸植被，也可提升流域遮蔽度，對於降低溪流石附生藻類群集中綠藻生物量比例有所助益，因此應持續推動農地回收造林政策。

六、參考文獻

- 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。
- 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、吳聲海、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲，2010。武陵地區生態系長期監測與研究—成果報告。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、高樹基、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠，2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、葉昭憲、官文惠、王筱雯、蔡尚惠、郭美華、楊正澤、林鶯熹、吳聲海、曾晴賢、孫元勳，2012。武陵地區溪流生態系復育監測與研究，期中報告。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、葉昭憲、官文惠、王筱雯、蔡尚惠、郭美華、楊正澤、林鶯熹、吳聲海、曾晴賢、孫元勳，2012。武陵地區溪流生態系復育監測與研究，期末報告。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、王筱雯、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲，2013。武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究，成果報告。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林曜松、楊平世、黃國靖、謝森和，1987。武陵農場河域蜉蝣目稚蟲之生態研究。行政院農業委員會林業特刊第 13 號。57-78 頁。
- 袁孝維，1995。武陵地區登山步道沿線野生動物景觀資源調查。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 曾晴賢、楊正雄，2001a。復育放流與攔砂壩拆除對於七家灣溪櫻花鉤吻鮭族群的影響。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。

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。

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 S. Stokseth. 1996. Hydraulic habitat suitability for periphyton in rivers. *Regul. River* 12, 251-261.

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

Cattaneo, A., T. Kerimian, M. Roberge and J. Marty. 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy. *Hydrobiologia* 354,101-110.

Chang HY, Chiu MC, Chuang YL, Tzeng CS, Kuo MH, Yeh CH, Wang HW, Wu SH, Kuan WH, Tsai ST, Shao KT, Lin HJ. 2017. Community response to dam removal in a subtropical mountainous stream. *Aquatic Sciences*, 79(4), 967-983.

Chiu MC, Kuo MH, Chang HY, Lin HJ. 2016. Bayesian modeling of the effects of extreme flooding and the grazer community on algal biomass dynamics in a monsoonal Taiwan stream. *Microbial Ecology*, 72(2): 372-380

Chuang YL, Yu SF, Lin HJ. 2014. Dietary variation and food selection by mayfly scrapers in a subtropical mountain stream. *Zoological Studies*, 53:54.

Flinders, C. A. and D. D. Hart. 2009. Effects of pulsed flows on nuisance

- periphyton growths in rivers: a mesocosm study. *River Research and Applications* 25, 1320–1330.
- Grant, G. and C. Bromley. 2007. Geomorphic responses to dam removal: New insights from flume and field experiments. ESA/SER Joint Meeting, August 5-10. San Jose McEnergy Convention Center, San Jose, California.
- Horner, R. R., E. B. Welch, M. R. Seeley and J. M. Jacoby. 1990. Responses of periphyton to change in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology* 24, 215–232.
- Jeffrey, S. W., and G. F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equation for determining chlorophyll a, b, c1 and c2, *Biochem. Physiol. Pflanz.* 167, 194–204.
- Kuo, Y.M., Yu, H.L., Kuan, W.H., Kuo, M.H., Lin, H.J. 2016. Factors controlling changes in epilithic algal biomass in the mountain streams of subtropical Taiwan. *PLoS ONE*. vol.11, no.11, pp.e0166604.
- Mosisch, T. D. and S. E. Bunn. 1997. Temporal patterns of rainforest stream epilithic algae in relation to flow-related disturbance. *Aquatic Botany* 58, 181–193.
- Orr, C. H., S. J. Kroiss, K. L. Rogers and E. H. Stanley. 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in coldwater stream. *River. Res. Applic.* 24, 804-822.
- Peters, R. J., M. Liermann, M. L. McHenry, P. Bakke, and G. R. Pess. 2017. Changes in streambed composition in salmonid spawning habitat of the Elwha river during dam removal. *Journal of The American Water Resources Association* 53: 871–885.
- Signor, A., Arcangelo, A. S., Wilson, R. B., A Reide, S. K. and Aldi, F. 2014. Periphyton biomass on artificial substrates during the summer and winter.

Ciencia Rural 45: 72–78.

Steinman, A. D. and C. D. McIntire. 1990. Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management* 14, 589–604.

Sullivan, S. M. P., D. W. P. Manning, and R. P. Davis. 2018. Do the ecological impacts of dam removal extend across the aquatic–terrestrial boundary? *Ecosphere* 9:1–9.

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. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 192–207.

Tsai, J.W., Chuang Y.L., Wu Z.Y., Kuo, M.H., Lin, H.J. 2014. The effects of storm-induced events on the seasonal dynamics of epilithic algal biomass in subtropical mountain streams. *Marine and Freshwater Research*, 65: 25-38

Tsao, E. H. S. 1995. An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked Salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*). PhD. Dissertation of Colorado State University. Fort Collins, Colorado, USA. 213pp.

Uehlinger, U. 1991. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a Prealpine River (Necker, Switzerland). *Arch. Hydrobiol.* 123, 219-237.

Uehlinger, U., B. Kawecka and C. T. Robinson. 2003. Effects of experimental floods on periphyton and stream metabolism below a high dam in the Swiss Alps (River Spöl). *Aquatic Sciences* 65, 199–209.

Wang, C. M. J. 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. PhD Thesis, Department of Animal Ecology, Iowa State University. 138pp.

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

表 2-1 七家灣溪樣站環境因子平均值(mean)與標準差(SD)。

測站	月	溫度 (°C)		電導度 (uS/cm)		溶氧 (mg/L)		pH		濁度 (NTU)		水深 (m)		流速 (m/s)		遮蔽度 (%)		福祿數 (Fr)	
		mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD	mean	SD
#2 桃山西溪	1	10.04	0.01	225	0.8	11.0	0.1	7.9	0.1	0.00	0.0	0.22	0.03	0.37	0.27	30.6	2.8	0.26	0.19
	4	12.03	0.08	170	0.8	8.9	0.0	8.0	0.0	0.00	0.0	0.26	0.07	0.63	0.22	43.4	0.9	0.41	0.17
	7	14.47	0.05	160	0.1	8.7	0.0	8.3	0.0	1.58	3.6	0.24	0.09	0.50	0.22	50.00	0.74	0.32	0.09
	8	14.05	0.05	131	0.1	11.1	0.0	8.0	0.0	1.10	0.6	0.37	0.08	0.92	0.51	28.65	1.84	0.48	0.27
	10	13.30	0.18	131	0.4	8.8	0.0	8.0	0.1	0.12	0.2	0.32	0.08	0.65	0.39	36.59	0.55	0.38	0.26
#3 二號壩	1	11.83	0.01	279	0.8	10.5	0.0	7.9	0.0	0.00	0.0	0.34	0.14	0.41	0.28	34.8	3.1	0.25	0.18
	4	13.52	0.10	204	3.7	8.9	0.1	8.6	0.2	0.00	0.0	0.33	0.07	0.62	0.36	38.0	5.9	0.36	0.23
	7	15.48	0.08	204	0.0	8.4	0.0	8.3	0.0	15.92	18.5	0.36	0.05	0.56	0.08	53.65	1.10	0.30	0.04
	8	15.60	0.00	174	1.8	10.4	0.1	8.1	0.0	1.02	0.2	0.32	0.07	0.57	0.19	44.01	0.74	0.33	0.12
	10	15.05	0.15	185	0.7	8.5	0.0	8.1	0.1	0.22	0.2	0.34	0.07	1.05	0.26	34.51	10.86	0.59	0.18
#4 觀魚臺	1	12.49	0.08	289	0.5	10.2	0.1	8.0	0.0	0.10	0.2	0.32	0.10	0.51	0.36	14.6	4.4	0.29	0.20
	4	15.40	0.23	212	2.0	8.6	0.1	8.7	0.1	0.00	0.0	0.32	0.11	0.41	0.14	8.6	0.4	0.24	0.10
	7	16.40	0.13	211	0.8	8.2	0.0	8.5	0.1	26.55	35.3	0.30	0.07	0.97	0.25	6.90	2.76	0.59	0.19
	8	16.75	0.05	185	0.6	9.9	0.0	8.2	0.0	1.15	0.4	0.42	0.07	0.87	0.21	6.38	0.55	0.44	0.12
	10	16.02	0.13	198	0.4	8.2	0.0	8.1	0.1	0.50	0.3	0.32	0.02	0.65	0.33	3.13	1.47	0.37	0.19
#12 一號壩上游	1	12.68	0.01	294	1.1	10.0	0.2	8.0	0.1	0.02	0.0	0.26	0.12	0.20	0.15	15.2	2.4	0.15	0.14
	4	15.73	0.05	217	0.5	8.4	0.1	8.6	0.1	0.00	0.0	0.26	0.04	0.50	0.19	9.5	2.8	0.31	0.11
	7	16.82	0.08	214	0.0	8.2	0.0	8.5	0.0	5.47	4.5	0.36	0.04	0.68	0.21	19.01	6.26	0.37	0.11
	8	17.00	0.11	191	4.0	9.6	0.1	8.2	0.1	1.25	0.7	0.39	0.02	0.89	0.09	16.41	0.00	0.45	0.05
	10	16.25	0.05	203	2.4	8.1	0.0	8.2	0.0	0.27	0.2	0.42	0.09	0.87	0.27	4.95	2.21	0.43	0.13
#13 一號壩下游	1	14.02	0.01	285	0.4	10.2	0.0	8.2	0.0	8.25	6.0	0.28	0.06	0.48	0.21	34.8	0.6	0.28	0.10
	4	15.68	0.12	218	0.5	8.3	0.0	8.6	0.1	0.00	0.0	0.29	0.06	0.59	0.38	32.9	9.0	0.35	0.22
	7	16.77	0.10	214	0.0	8.2	0.0	8.5	0.1	8.07	7.3	0.48	0.10	0.69	0.53	42.97	3.68	0.33	0.26
	8	17.20	0.00	190	0.1	10.0	0.1	8.3	0.0	0.77	0.1	0.42	0.14	0.40	0.27	45.18	13.44	0.19	0.12
	10	16.28	0.08	202	0.0	8.3	0.0	8.2	0.1	0.37	0.1	0.35	0.06	0.73	0.30	39.45	7.55	0.41	0.19
#8 高山溪	1	10.32	0.03	234	2.1	11.0	0.1	8.1	0.4	9.35	3.8	0.23	0.05	0.47	0.31	51.6	10.7	0.33	0.24
	4	13.82	0.16	206	1.2	8.6	0.0	8.2	0.1	0.00	0.0	0.28	0.03	0.41	0.19	57.3	0.7	0.25	0.11
	7	15.73	0.12	181	0.5	8.3	0.0	8.4	0.1	12.70	18.3	0.29	0.07	0.62	0.31	49.74	23.94	0.38	0.19
	8	16.00	0.00	158	0.0	10.2	0.0	8.2	0.1	3.98	0.1	0.43	0.16	0.52	0.41	56.90	17.13	0.29	0.25
	10	14.02	0.04	181	0.2	8.6	0.1	8.1	0.0	0.33	0.1	0.23	0.05	0.81	0.38	40.76	25.96	0.53	0.23
#5 繁殖場	1	12.40	0.72	263	3.9	10.6	0.0	8.0	0.1	6.10	7.0	0.26	0.08	0.80	0.42	44.3	21.0	0.51	0.28
	4	14.50	0.11	213	1.0	8.4	0.0	8.1	0.2	0.00	0.0	0.32	0.05	0.63	0.23	43.1	19.3	0.36	0.13
	7	15.90	0.13	192	3.3	8.3	0.0	8.4	0.1	10.42	8.1	0.28	0.06	0.66	0.25	68.36	2.39	0.40	0.12
	8	16.25	0.05	166	0.3	10.1	0.0	8.3	0.1	3.27	0.1	0.33	0.08	0.95	0.49	74.87	8.29	0.52	0.25
	10	15.22	0.10	193	1.1	8.4	0.0	8.3	0.1	0.50	0.4	0.33	0.08	0.80	0.13	55.99	4.42	0.47	0.14
#9 有勝溪	1	13.63	0.08	312	2.9	10.7	0.1	8.0	0.1	7.83	5.7	0.21	0.07	0.42	0.22	37.5	0.7	0.30	0.18
	4	17.45	0.10	336	0.0	7.9	0.0	8.4	0.1	0.00	0.0	0.20	0.06	0.40	0.23	39.8	3.7	0.28	0.16
	7	18.40	0.06	307	0.0	7.8	0.0	8.6	0.0	18.57	12.1	0.26	0.04	0.55	0.17	59.77	6.81	0.34	0.10
	8	18.85	0.05	268	0.0	9.4	0.0	8.4	0.0	10.85	0.4	0.36	0.09	0.91	0.34	48.31	1.66	0.49	0.20
	10	17.60	0.00	271	0.5	7.9	0.0	8.3	0.1	94.50	7.1	0.34	0.08	0.65	0.20	36.85	1.66	0.36	0.14
#14 羅葉尾溪	7	14.40	0.06	173	0.1	8.3	0.1	8.3	0.0	13.97	21.8	0.28	0.04	0.17	0.17	62.11	7.92	0.10	0.09

(資料來源：本研究資料)

表 2-2 七家灣溪環境因子，在不同測站(#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、#8 高山溪與#9 有勝溪)以及月份(1、4、7、8 及 10 月)的兩因子變異數分析， $p < 0.05$ 代表有顯著差異。

	Source of variation	DF	SS	MS	F	P
溫度(°C)	測站	7	376.17	53.74	2531.26	<0.001
	月份	4	568.44	142.11	6693.93	<0.001
	測站 × 月份	28	39.22	1.40	65.98	<0.001
導電度(uS/cm)	測站	7	315243	45034	19965	<0.001
	月份	4	229377	57344	25422	<0.001
	測站 × 月份	28	30195	1078	478.1	<0.001
溶氧(mg/L)	測站	7	19.89	2.84	791.0	<0.001
	月份	4	223.32	55.83	15541	<0.001
	測站 × 月份	28	7.37	0.26	73.31	<0.001
pH	測站	7	2.20	0.32	31.23	<0.001
	月份	4	5.84	1.46	144.87	<0.001
	測站 × 月份	28	2.36	0.08	8.37	<0.001
濁度(NTU)	測站	7	14447	2063.9	34.38	<0.001
	月份	4	6121.8	1530.4	25.49	<0.001
	測站 × 月份	28	36005	1285.9	21.42	<0.001
水深(m)	測站	7	0.18	0.03	4.14	<0.001
	月份	4	0.39	0.10	15.61	<0.001
	測站 × 月份	28	0.40	0.01	2.24	<0.001
流速(m/s)	測站	7	0.84	0.12	1.38	0.217
	月份	4	3.75	0.94	10.68	<0.001
	測站 × 月份	28	4.30	0.15	1.75	0.015
福祿數(Fr)	測站	7	0.31	0.04	1.39	0.213
	月份	4	0.66	0.16	5.19	<0.001
	測站 × 月份	28	1.48	0.05	1.68	0.023
遮蔽度(%)	測站	7	20770	2967.2	86.84	<0.001
	月份	4	2067.5	516.88	15.13	<0.001
	測站 × 月份	28	2558.8	91.39	2.67	0.002

(資料來源：本研究資料)

表 2-3 2019 年 1 月各測站之微棲地矽藻分類(●表示存在此藻種)。

中文屬	屬	#2	#3	#4	#5	#8	#9	#12	#13	備註									
		瀨流	潭瀨	流潭	上下	上下	上下	上下	上下										
曲殼藻屬	<i>Achnanthes brevipes</i>	●	●	●		●			●										
	<i>Achnanthes exigua</i>						●												
	<i>Achnanthes rupestoides</i>	●				●													
	<i>Achnantheidium biasoletianum</i>	●			●		●		●										
	<i>Achnantheidium convergens</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
雙眉藻屬	<i>Amphora pediculus</i>	●	●	●		●	●		●										
	<i>Amphora</i> sp.1				●														
美壁藻屬	<i>Caloneis bacillum</i>		●																
卵形藻屬	<i>Cocconeis placentula</i>	●	●	●	●			●											
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	●	●	●		●	●												
	<i>Cocconeis pediculus</i>							●											
橋彎藻屬	<i>Cymbella affinis</i>	●	●	●	●	●		●		●									
	<i>Cymbella turgidula</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Cymbella</i> sp.1	●	●	●	●	●		●	●	●									
等片藻屬	<i>Diatoma mesodon</i>	●	●	●	●	●	●		●	●									
	<i>Diatoma vulgaris</i>					●	●	●											
雙壁藻屬	<i>Diploneis elliptica</i>																		
內絲藻屬	<i>Encyonema ventricosum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
<i>Eolimna</i>	<i>Eolimna minima</i>						●	●											
窗紋藻屬	<i>Epithemia cystula</i>	●	●																
脆桿藻屬	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	●	●	●	●	●		●	●	●									
	<i>Frustulia vulgaris</i>																		
<i>Geissleria</i>	<i>Geissleria decussis</i>		●					●	●										
異極藻屬	<i>Gomphonema minutum</i>	●	●	●		●	●	●	●	●									
	<i>Gomphonema clevei</i>				●														
	<i>Gomphonema lagenula</i>							●											
	<i>Gomphonema lateripunctatum</i>		●	●	●		●	●		●									
	<i>Gomphonema</i> sp.1							●	●										
	<i>Gomphoneis</i> sp.1		●	●	●			●											
	<i>Gomphoneis</i> sp.2	●	●	●	●	●	●			●									
<i>Grunowia</i>	<i>Grunowia tabellaria</i>		●	●		●			●										
<i>Lemnicola</i>	<i>Lemnicola hungarica</i>																		
直鏈藻屬	<i>Melosira varians</i>			●	●	●		●	●										
菱形藻屬	<i>Nitzschia alpine</i>		●					●	●	●									
	<i>Nitzschia amphibia</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Nitzschia frustulum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Nitzschia inconspicua</i>	●	●					●	●										
	<i>Nitzschia linearis</i>		●		●	●	●	●	●	●									
	<i>Nitzschia palea</i>			●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Nitzschia</i> sp.1																		
舟形藻屬	<i>Navicula crytotenella</i>				●	●		●											
	<i>Navicula cryptocephala</i>	●	●	●		●													
	<i>Navicula cryptotenelloides</i>				●														
	<i>Navicula pseudobryophila</i>							●											
	<i>Navicula radiosa</i>	●	●	●	●	●	●			●									
	<i>Navicula suprinii</i>	●	●	●	●	●	●		●	●									
	<i>Navicula tripunctat</i>							●	●										
羽紋藻屬	<i>Pinnularia molaris</i>	●	●																
<i>Placoneis</i>	<i>Placoneis gastrum</i>				●	●													
<i>Planothidiu</i>	<i>Planothidium frequentissimum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
<i>Reimeria</i>	<i>Reimeria sinuata</i>		●	●	●	●	●	●	●	●									
彎楔藻屬	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	●	●	●			●	●		●									
針桿藻屬	<i>Synedra ulna</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria acus</i>		●			●													
物種數(種)		19	29	30	25	18	14	20	20	23	20	18	15	24	27	19	15	26	18

(資料來源：本研究資料)

表 2-4 2019 年 4 月各測站之微棲地矽藻分類(●表示存在此藻種)。

中文屬	屬	#2	#3	#4	#5	#8	#9	#12	#13	備註
		瀨 流	潭 瀨	流 潭	上 下	上 下	上 下	上 下	上 下	
曲殼藻屬	<i>Achnanthes brevipes</i>	●	●	●	●				●	
	<i>Achnanthes exigua</i>					●				
	<i>Achnanthes rupestoides</i>	●				●				
	<i>Achnantheidium biasoletianum</i>	●			●		●			
	<i>Achnantheidium convergens</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
雙眉藻屬	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Amphora pediculus</i>	●	●	●	●	●	●		●	
美壁藻屬	<i>Amphora sp.1</i>			●						
	<i>Caloneis bacillum</i>		●							
卵形藻屬	<i>Cocconeis placentula</i>	●	●	●	●			●		
	<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	●	●	●	●	●	●			
	<i>Cocconeis pediculus</i>							●		
橋彎藻屬	<i>Cymbella affinis</i>	●	●	●	●	●		●		●
	<i>Cymbella turgidula</i>	●	●	●	●	●	●	●		●
	<i>Cymbella sp.1</i>	●	●	●	●	●		●	●	●
等片藻屬	<i>Diatoma mesodon</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Diatoma vulgaris</i>					●	●	●		
雙壁藻屬	<i>Diploneis elliptica</i>				●					
內絲藻屬	<i>Encyonema ventricosum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Eolimna</i>	<i>Eolimna minima</i>						●	●		
窗紋藻屬	<i>Epithemia cistula</i>	●	●							
脆桿藻屬	<i>Fragilaria capucina var. vaucheriae</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Frustulia vulgaris</i>									●
<i>Geissleria</i>	<i>Geissleria decussis</i>		●					●	●	
異極藻屬	<i>Gomphonema minutum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Gomphonema clevei</i>									
	<i>Gomphonema lagenula</i>							●		
	<i>Gomphonema lateripunctatum</i>		●	●	●		●	●		●
	<i>Gomphonema sp.1</i>						●	●		
	<i>Gomphoneis sp.1</i>			●	●	●		●		
	<i>Gomphoneis sp.2</i>	●	●	●	●	●	●			●
<i>Grunowia</i>	<i>Grunowia tabellaria</i>		●	●	●		●		●	
<i>Lemnicola</i>	<i>Lemnicola hungarica</i>									
直鏈藻屬	<i>Melosira varians</i>		●	●	●	●		●	●	●
菱形藻屬	<i>Nitzschia alpine</i>		●					●	●	●
	<i>Nitzschia amphibia</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Nitzschia frustulum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Nitzschia inconspicua</i>	●	●					●	●	
	<i>Nitzschia linearis</i>		●		●	●	●	●	●	●
	<i>Nitzschia palea</i>		●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Nitzschia sp.</i>									
舟形藻屬	<i>Navicula cryptotenella</i>			●	●	●	●			
	<i>Navicula cryptocephala</i>	●	●	●	●					
	<i>Navicula cryptotenelloides</i>				●					
	<i>Navicula pseudobryophila</i>		●				●			
	<i>Navicula radiosa</i>	●	●	●	●	●	●		●	●
	<i>Navicula suprinii</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
	<i>Navicula tripunctat</i>							●	●	
	<i>Navicula sp.</i>									
羽紋藻屬	<i>Pinnularia molaris</i>									
<i>Placoneis</i>	<i>Placoneis gastrum</i>	●	●	●				●		
<i>Planothidiu</i>	<i>Planothidium frequentissimum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Reimeria</i>	<i>Reimeria sinuata</i>		●	●	●	●	●	●	●	●
彎楔藻屬	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>						●	●		
針桿藻屬	<i>Synedra ulna</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria acus</i>									

物種數(種)

20 29 29 25 18 14 20 19 21 20 18 15 23 27 19 15 27 17

(資料來源：本研究資料)

表 2-5 2019 年 7 月各測站之微棲地矽藻分類(●表示存在此藻種)。

中文屬	屬	#2	#3	#4	#5	#8	#9	#12	#13	#14	備註										
		瀨流	潭瀨	流	潭	上下	上下	上下	上下	上下											
曲殼藻屬	<i>Achnanthes brevipes</i>	●	●	●	●				●												
	<i>Achnanthes exigua</i>					●															
	<i>Achnanthes rupestoides</i>	●				●				●											
	<i>Achnantheidium biasolettianum</i>	●			●				●												
	<i>Achnantheidium convergens</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	●	●	●		●		●	●	●	●										
雙眉藻屬	<i>Amphora pediculus</i>	●	●	●	●	●	●		●												
	<i>Amphora</i> sp.1																				
美壁藻屬	<i>Caloneis bacillum</i>	●																			
卵形藻屬	<i>Cocconeis placentula</i>	●	●	●	●			●													
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	●	●	●	●	●	●			●	●										
	<i>Cocconeis pediculus</i>							●			●										
橋彎藻屬	<i>Cymbella affinis</i>	●	●	●	●	●		●		●											
	<i>Cymbella turgidula</i>	●	●	●	●	●		●	●	●	●										
	<i>Cymbella</i> sp.1	●	●	●	●	●		●	●	●	●										
等片藻屬	<i>Diatoma mesodon</i>	●	●	●	●	●	●		●	●	●										
	<i>Diatoma vulgaris</i>																				
雙壁藻屬	<i>Diploneis elliptica</i>																				
內絲藻屬	<i>Encyonema ventricosum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
<i>Eolimna</i>	<i>Eolimna minima</i>						●	●													
窗紋藻屬	<i>Epithemia cistula</i>	●	●																		
脆桿藻屬	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	●	●	●	●	●		●	●	●	●										
	<i>Frustulia vulgaris</i>																				
<i>Geissleria</i>	<i>Geissleria decussis</i>	●						●	●												
異極藻屬	<i>Gomphonema minutum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
	<i>Gomphonema clevei</i>				●																
	<i>Gomphonema lagenula</i>							●													
	<i>Gomphonema lateripunctatum</i>		●	●	●		●	●		●	●										
	<i>Gomphonema</i> sp.1						●	●		●	●										
	<i>Gomphoneis</i> sp.1			●	●	●	●			●	●										
	<i>Gomphoneis</i> sp.2	●	●	●	●	●	●			●	●										
	<i>Grunowia</i>	<i>Grunowia tabellaria</i>		●	●		●		●												
<i>Lemnicola</i>	<i>Lemnicola hungarica</i>																				
直鏈藻屬	<i>Melosira varians</i>		●	●	●	●		●	●	●											
菱形藻屬	<i>Nitzschia alpine</i>	●						●	●	●											
	<i>Nitzschia amphibia</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
	<i>Nitzschia frustulum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
	<i>Nitzschia inconspicua</i>	●	●					●	●												
	<i>Nitzschia linearis</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
	<i>Nitzschia palea</i>		●	●	●	●	●	●	●	●	●										
	<i>Navicula</i>	<i>Navicula crytotenella</i>			●	●	●	●													
	<i>Navicula cryptocephala</i>	●	●	●	●	●	●				●										
<i>Navicula cryptotenelloides</i>				●																	
<i>Navicula pseudobryophila</i>	●					●															
<i>Navicula radiosa</i>	●	●	●	●	●	●			●	●											
<i>Navicula suprinii</i>	●	●	●	●	●	●			●	●											
<i>Navicula tripunctat</i>							●	●													
羽紋藻屬	<i>Pinnularia molaris</i>	●	●																		
<i>Placoneis</i>	<i>Placoneis gastrum</i>	●	●	●	●																
<i>Planothidiu</i>	<i>Planothidium frequentissimum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
<i>Reimeria</i>	<i>Reimeria sinuata</i>		●	●	●	●	●	●	●	●	●										
彎楔藻屬	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	●	●	●	●	●		●	●	●	●										
針桿藻屬	<i>Synedra ulna</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●										
<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria acus</i>																				
物種數(種)		20	30	30	25	18	14	20	19	21	19	17	15	22	26	19	15	26	17	13	17

(資料來源：本研究資料)

表 2-6 2019 年 8 月各測站之微棲地矽藻分類(●表示存在此藻種)。

中文屬	屬	#2	#3	#4	#5	#8	#9	#12	#13	備註									
		瀨 流 潭	瀨 流 潭	上 下	上 下	上 下	上 下	上 下	上 下										
曲殼藻屬	<i>Achnanthes brevipes</i>																		
	<i>Achnanthes exigua</i>																		
	<i>Achnanthes rupestoides</i>	●			●	●													
	<i>Achnantheidium biasolettianum</i>	● ● ●	● ●			●													
	<i>Achnantheidium convergens</i>	● ● ●	● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●										
雙眉藻屬	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	● ● ●	●	● ● ●	●	● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●										
	<i>Amphora pediculus</i>	●		● ●	● ●	● ●	●												
美壁藻屬	<i>Amphora sp.1</i>																		
	<i>Caloneis bacillum</i>	● ● ● ● ● ●	● ●	●															
卵形藻屬	<i>Cocconeis placentula</i>	● ● ●	●					●											
	<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>			● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●										
	<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	● ● ● ●			● ● ●	● ● ●													
	<i>Cocconeis pediculus</i>	● ● ● ●		●			●												
橋彎藻屬	<i>Cymbella affinis</i>	● ● ● ● ● ●	● ● ●				●												
	<i>Cymbella turgidula</i>	● ● ● ● ● ●	● ● ●	●			● ●												
	<i>Cymbella sp.1</i>	● ● ● ● ● ●	● ● ●	● ●			● ● ●	● ●											
等片藻屬	<i>Diatoma mesodon</i>			● ● ●		● ●		● ●											
	<i>Diatoma vulgaris</i>																		
雙壁藻屬	<i>Diploneis elliptica</i>																		
內絲藻屬	<i>Encyonema ventricosum</i>		● ● ● ●	● ● ●		● ● ●	● ● ●	● ● ●	● ● ●										
<i>Eolimna</i>	<i>Eolimna minima</i>		●		●		● ●												
窗紋藻屬	<i>Epithemia cystula</i>	● ● ● ●																	
脆桿藻屬	<i>Fragilaria capucina var. vaucheriae</i>			●		●	● ●												
	<i>Frustulia vulgaris</i>																		
<i>Geissleria</i>	<i>Geissleria decussis</i>			●				●											
異極藻屬	<i>Gomphonema minutum</i>		● ●	● ●	● ●	● ● ● ●	● ● ● ●		● ●	● ●									
	<i>Gomphonema clevei</i>																		
	<i>Gomphonema lagenula</i>			● ● ●				●											
	<i>Gomphonema lateripunctatum</i>	●	● ● ● ●			●	● ●												
	<i>Gomphonema sp.1</i>		● ●		●		● ●			●									
	<i>Gomphoneis sp.1</i>			● ● ●			●												
	<i>Gomphoneis sp.2</i>		●			● ●													
	<i>Grunowia</i>	<i>Grunowia tabellaria</i>	● ● ● ● ● ●	● ● ● ●				●											
<i>Lemnicola</i>	<i>Lemnicola hungarica</i>																		
直鏈藻屬	<i>Melosira varians</i>	● ● ● ●	●		●		● ●	● ●											
菱形藻屬	<i>Nitzschia alpine</i>	● ● ●					● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ●										
	<i>Nitzschia amphibia</i>	●			● ●	●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ●										
	<i>Nitzschia frustulum</i>		●	● ●		●	● ● ●	●											
	<i>Nitzschia inconspicua</i>			●	●		●												
	<i>Nitzschia linearis</i>																		
	<i>Nitzschia palea</i>				●	●	●	● ●	● ●										
	<i>Nitzschia sp.1</i>																		
舟形藻屬	<i>Navicula cryptotenella</i>						●		●										
	<i>Navicula cryptocephala</i>		●		●														
	<i>Navicula cryptotenelloides</i>	● ● ● ● ● ●	● ● ● ●																
	<i>Navicula germainii</i>	● ● ● ● ● ●	● ● ● ●																
	<i>Navicula radiosa</i>	● ● ●		●	●	●													
	<i>Navicula suprinii</i>			● ● ●	● ● ●	● ● ●		● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ●									
	<i>Navicula tripunctat</i>	● ● ● ● ● ●	● ● ● ●				● ● ●	● ● ● ●	● ● ●										
羽紋藻屬	<i>Pinnularia molaris</i>																		
<i>Placoneis</i>	<i>Placoneis gastrum</i>	● ● ●																	
<i>Planothidiu</i>	<i>Planothidium frequentissimum</i>	● ● ●	● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●										
<i>Reimeria</i>	<i>Reimeria sinuata</i>			● ● ●			● ● ●	● ● ●											
彎楔藻屬	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>						● ● ●	● ● ●											
針桿藻屬	<i>Synedra ulna</i>					● ● ● ●	● ● ● ●	● ● ● ●											
<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria acus</i>				● ●														
物種數(種)		17	25	24	21	15	13	16	12	16	11	15	14	21	23	19	14	10	8

(資料來源：本研究資料)

表 2-7 2019 年 10 月各測站之微棲地矽藻分類(●表示存在此藻種)。

中文屬	屬	#2	#3	#4	#5	#8	#9	#12	#13	備註									
		瀨流潭	瀨流潭	上下	上下	上下	上下	上下	上下										
曲殼藻屬	<i>Achnanthes brevipes</i>	●	●	●		●			●										
	<i>Achnanthes exigua</i>																		
	<i>Achnanthes rupestoides</i>	●				●													
	<i>Achnantheidium biasolettianum</i>	●			●		●		●										
	<i>Achnantheidium convergens</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
雙眉藻屬	<i>Achnantheidium minutissimum</i>	●	●	●	●		●	●	●	●									
	<i>Amphora pediculus</i>	●	●	●	●	●	●		●										
美壁藻屬	<i>Amphora sp.1</i>																		
	<i>Caloneis bacillum</i>																		
卵形藻屬	<i>Cocconeis placentula</i>	●	●	●	●			●											
	<i>Cocconeis placentula var. euglypta</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	●	●	●	●	●	●												
	<i>Cocconeis pediculus</i>							●											
橋彎藻屬	<i>Cymbella affinis</i>	●	●	●	●		●		●										
	<i>Cymbella turgidula</i>	●	●	●	●		●	●	●	●									
	<i>Cymbella sp.1</i>	●	●	●	●		●	●	●	●									
等片藻屬	<i>Diatoma mesodon</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Diatoma vulgaris</i>					●	●	●											
雙壁藻屬	<i>Diploneis elliptica</i>																		
內絲藻屬	<i>Encyonema ventricosum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
<i>Eolimna</i>	<i>Eolimna minima</i>						●	●											
窗紋藻屬	<i>Epithemia cystula</i>	●	●																
脆桿藻屬	<i>Fragilaria capucina var. vaucheriae</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Frustulia vulgaris</i>	●						●	●										
<i>Geissleria</i>	<i>Geissleria decussis</i>																		
異極藻屬	<i>Gomphonema minutum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Gomphonema clevei</i>				●														
	<i>Gomphonema lagenula</i>							●											
	<i>Gomphonema lateripunctatum</i>		●	●	●		●	●		●									
	<i>Gomphonema sp.1</i>						●	●											
	<i>Gomphoneis sp.1</i>		●	●	●		●												
	<i>Gomphoneis sp.2</i>	●	●	●	●	●	●		●										
<i>Grunowia</i>	<i>Grunowia tabellaria</i>		●	●	●		●		●										
<i>Lemnicola</i>	<i>Lemnicola hungarica</i>																		
直鏈藻屬	<i>Melosira varians</i>		●	●	●	●		●	●	●									
菱形藻屬	<i>Nitzschia alpine</i>	●					●	●	●										
	<i>Nitzschia amphibia</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Nitzschia frustulum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Nitzschia inconspicua</i>	●	●				●	●											
	<i>Nitzschia linearis</i>	●			●	●	●	●	●	●									
	<i>Nitzschia palea</i>		●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Nitzschia sp.</i>																		
舟形藻屬	<i>Navicula crytotenella</i>			●	●	●	●												
	<i>Navicula cryptocephala</i>	●	●	●	●														
	<i>Navicula cryptotenelloides</i>				●														
	<i>Navicula pseudobryophila</i>		●				●												
	<i>Navicula radiosa</i>	●	●	●	●	●	●		●	●									
	<i>Navicula suprinii</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
	<i>Navicula tripunctat</i>						●	●											
羽紋藻屬	<i>Pinnularia molaris</i>																		
<i>Placoneis</i>	<i>Placoneis gastrum</i>	●	●	●	●	●		●	●										
<i>Planothidiu</i>	<i>Planothidium frequentissimum</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
<i>Reimeria</i>	<i>Reimeria sinuata</i>		●	●	●	●	●	●	●	●									
彎楔藻屬	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	●	●	●			●	●	●										
針桿藻屬	<i>Synedra ulna</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●									
<i>Ulnaria</i>	<i>Ulnaria acus</i>																		
物種數(種)		20	28	29	25	18	14	20	19	22	20	18	15	23	27	19	15	26	18

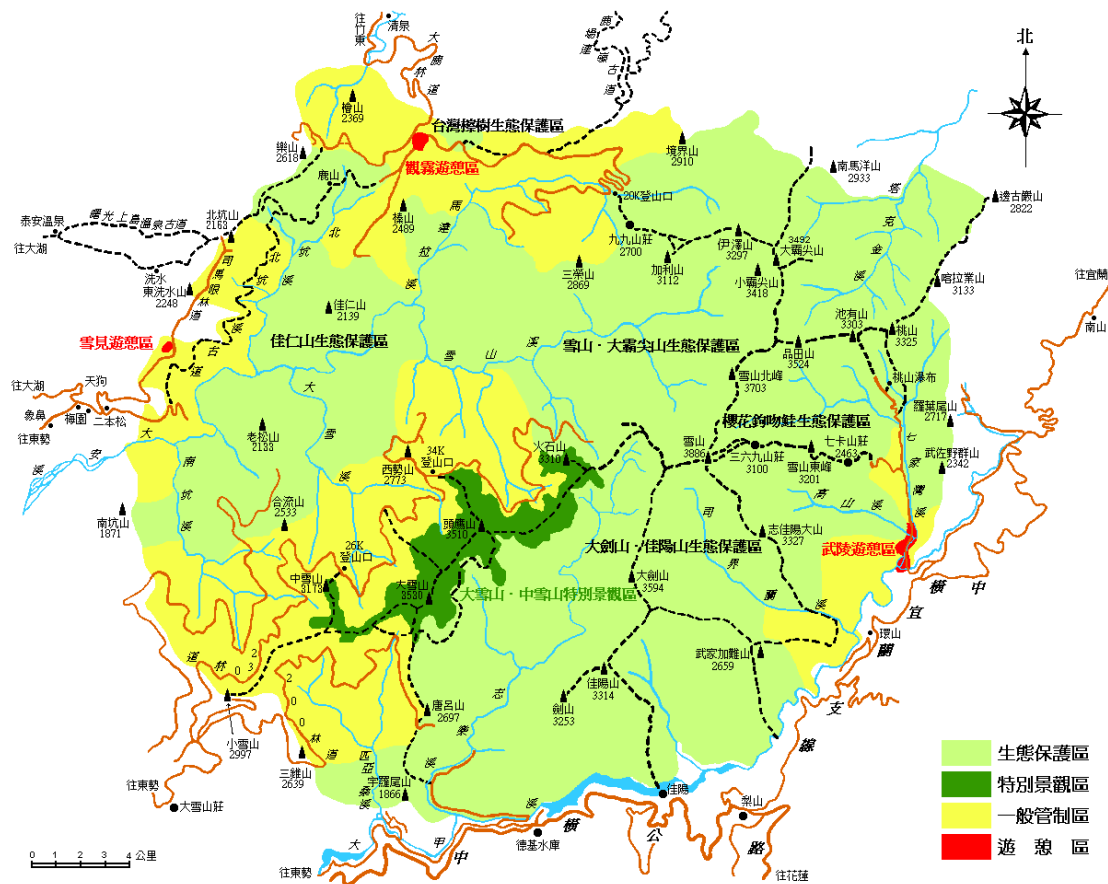


圖 2-1 本計畫之研究範圍為雪霸國家公園東邊的武陵地區

(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)

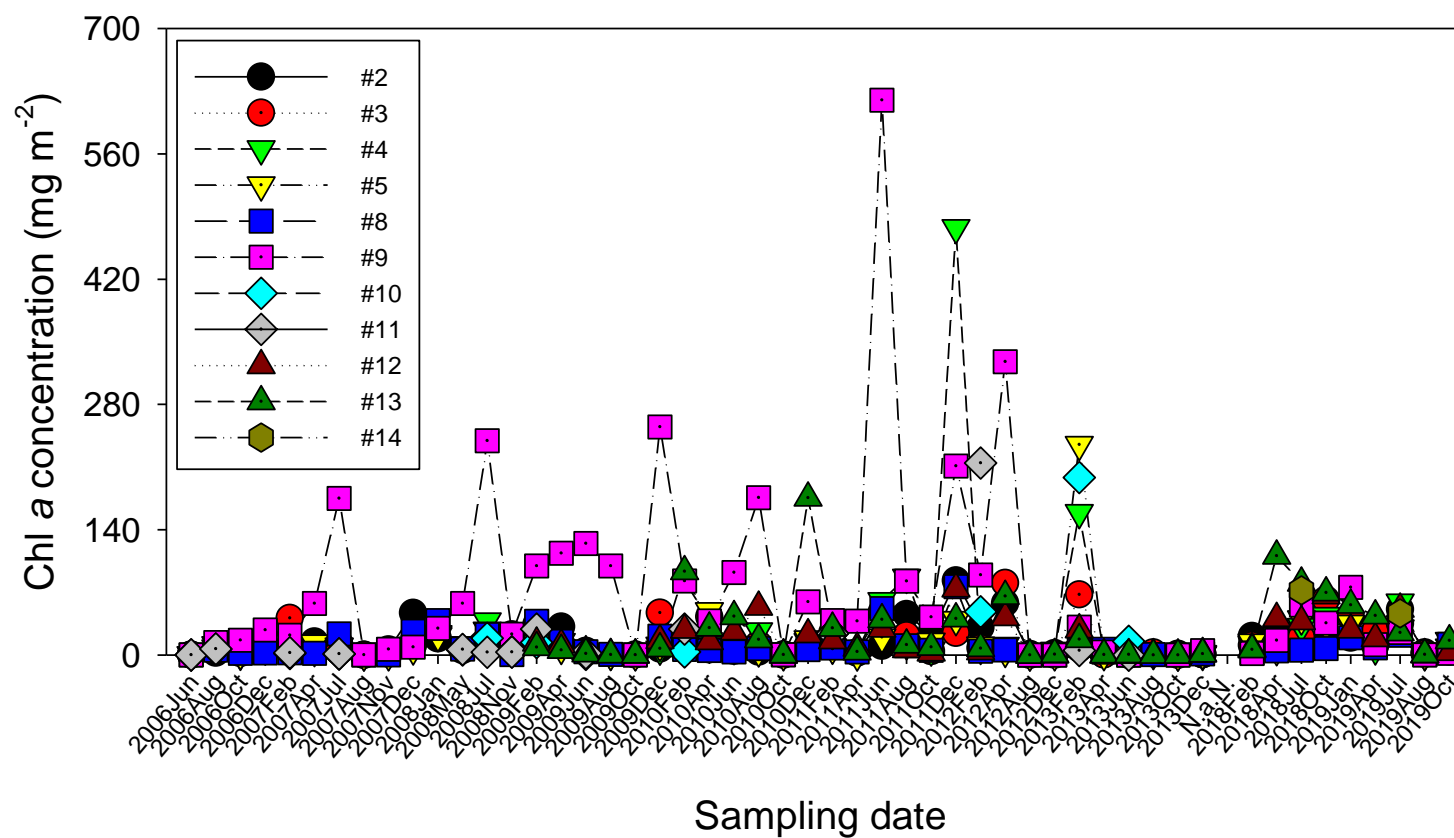


圖 2-3 武陵地區溪流附生藻類歷年累積變化。#2 桃山西溪、#3 二號壩、#4 觀魚臺、#5 繁殖場、#8 高山溪、#9 有勝溪、#10 司界蘭溪上游、#11 司界蘭溪下游、#12 一號壩上游、#13 一號壩下游、#14 羅葉尾溪。(資料來源：本研究資料)

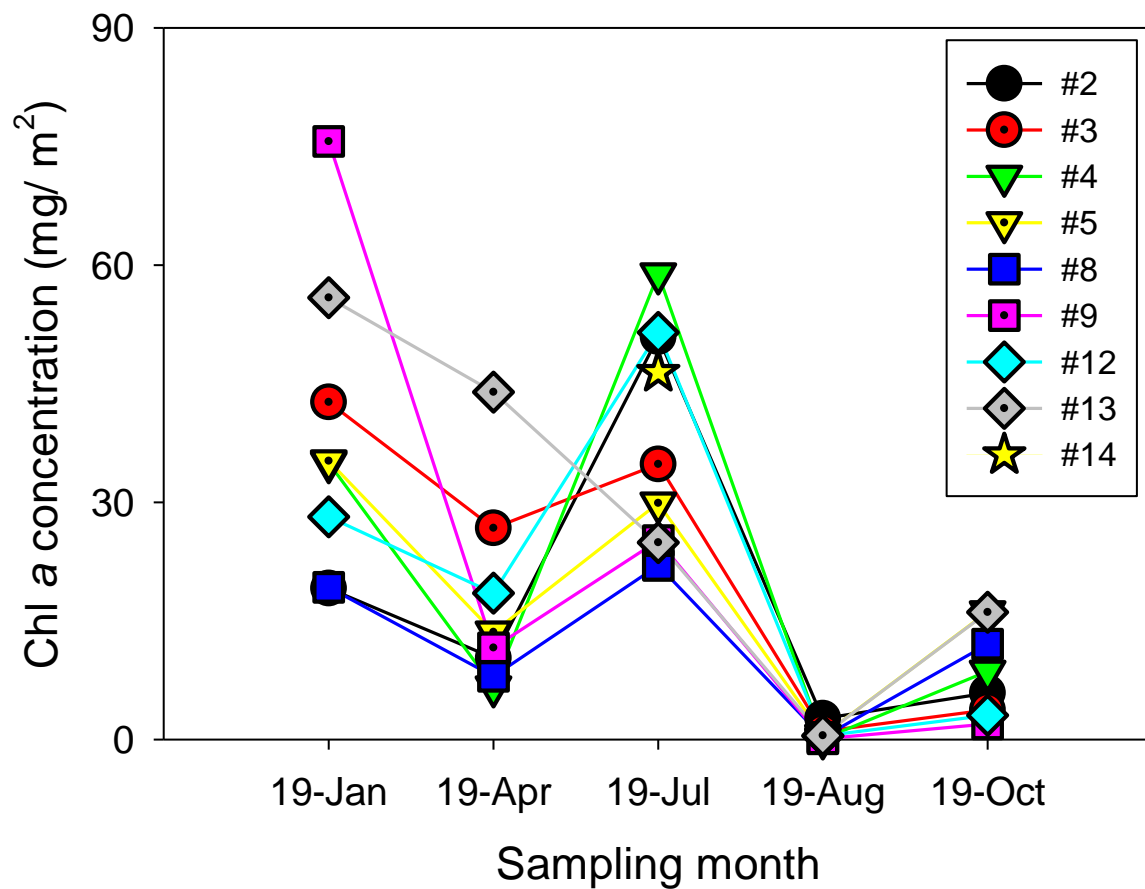


圖 2-4 2019 年武陵地區溪流附生藻類累積變化。#2 桃山西溪、#3 二號壩、#4 觀魚臺、#5 繁殖場、#8 高山溪、#9 有勝溪、#12 一號壩上游、#13 一號壩下游、#14 羅葉尾溪。

(資料來源：本研究資料)

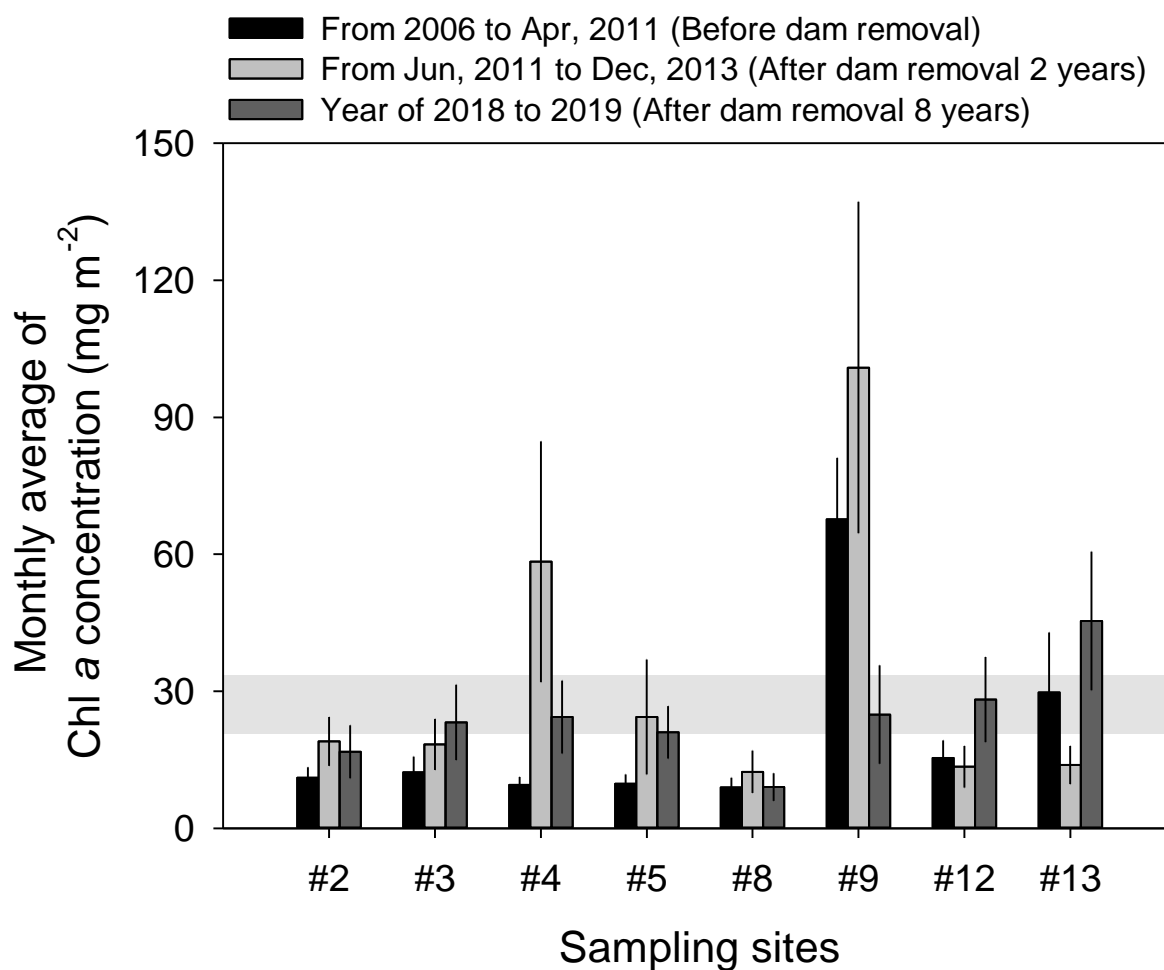


圖 2-5 七家灣溪各測站藻類生物量。黑色柱狀為壩體移除前，淺灰色柱狀為壩體移除後兩年，以及深灰色為 2018 至 2019 年。背景灰色範圍為分段時間平均值組成的平均值範圍。

(資料來源：本研究資料)

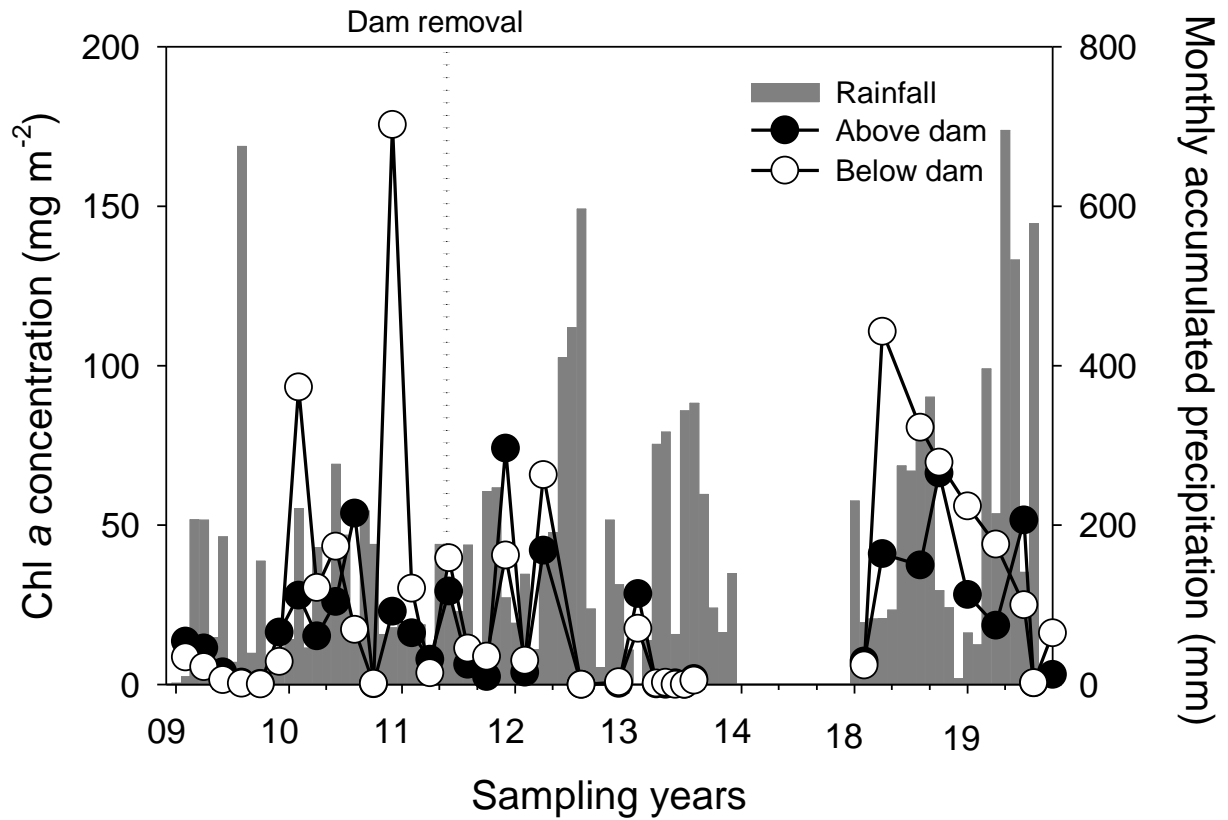


圖 2-6 測站#12(實心)和測站#13 (空心)附生藻生物量與降雨量。時間：2009-2019
(資料來源：本研究資料)

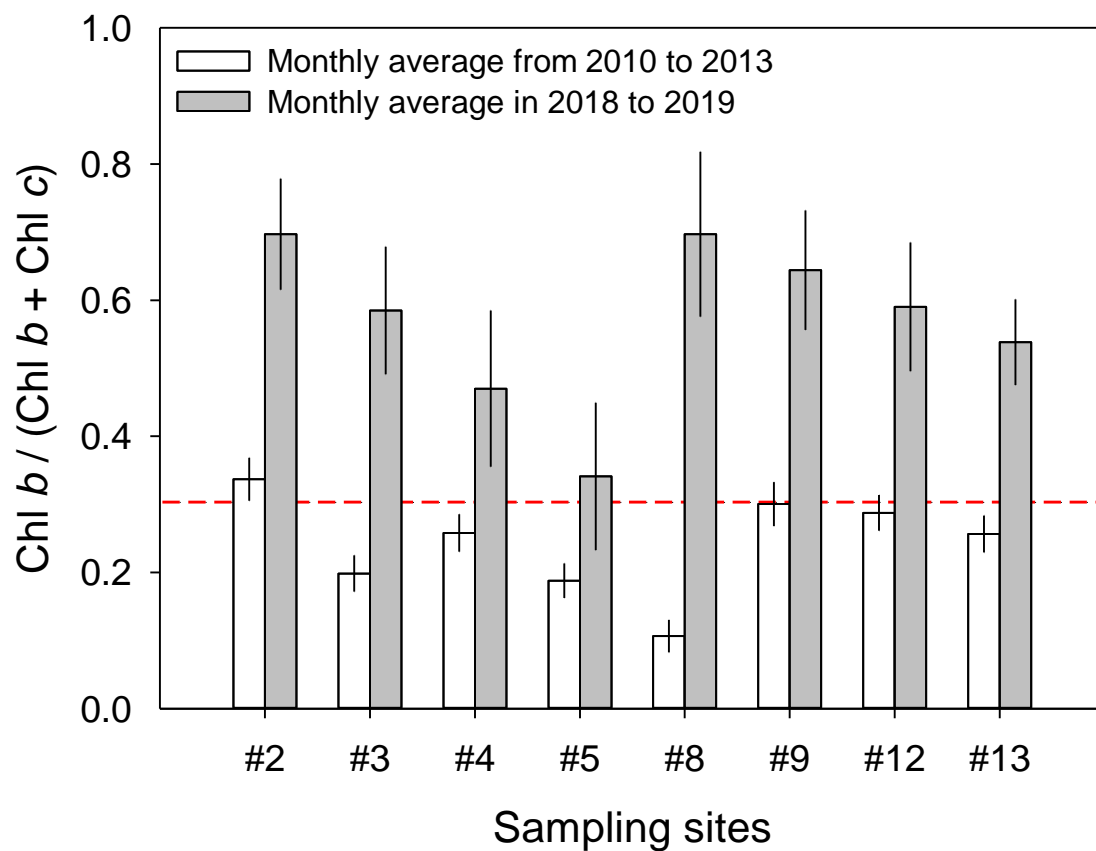


圖 2-7 七家灣溪各樣點附生藻類葉綠素 b(代表綠藻)所佔葉綠素 b+c 的比值，白色柱狀為 2010-2013 年月平均，灰色柱狀圖為 2018 至 2019 年月平均。紅色虛線為源頭溪流建議之綠藻比例(30%)。

(資料來源：本研究資料)

第三章 物理棲地研究

葉昭憲、卓敬軒、蔡明諺、龍俊毓、林佳蓉

逢甲大學水利工程與資源保育學系

計畫摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、有勝溪、壩體改善、河道演變、棲地組成

一、研究緣起

雪霸國家公園管理處自成立以來，持續於武陵七家灣溪溪流生態系辦理多項監測，民國 95 年起整合武陵地區各分散生態相關研究，建立七家灣溪溪流生態系長期生態監測模式，並於民國 100 年 5 月完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，改善工程之目的為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭棲息溪段，增加族群基因交流。完成後發現壩體改善對於水質、藻類等擾動的影響不大，但原分布於七家灣溪下游的臺灣白甲魚藉由改善後的七家灣溪一號壩廊道，已可洄游至一號壩上游。又颱風豪雨往往為影響鮭魚族群的重要因子，一號壩的改善有助於被暴漲溪水沖至下游的魚群，上溯回七家灣溪。配合本計畫重啟自 2013 年告一段落後之長期生態監測，同時針對七家灣溪一號防砂壩改善後長期生態現象與過程的動態變化，探討壩體改善對此生態系的短、中及長期之影響與效益。因此，以武陵地區溪流為研究地點，依循自 2005 年武陵長期生態研究(WLTER)所設立的永久測站，進行持續多年之監測項目。因此，本計畫之工作項目包含以下各項：進行各測站之溪流物理棲地調查所需河道斷面、棲地底質與棲地類型等資料。

(一) 進行各測站之溪流物理棲地調查所需河道斷面、棲地底質與棲地類型等資料。

(二) 與歷年監測結果進行動態變化分析。

(三) 七家灣溪一號壩歷史變動

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

經過本計畫及歷年之調查，進行河道高程變動及棲地底質變化比較，在年初調查結果顯示，七家灣溪與有勝溪河道沖淤互現，但變動程度並不明顯；高山溪二號壩口處形成約 4-5 公尺高之殘材堆積，阻斷櫻花鉤吻鮭棲地連貫性。

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

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：林務局、農委會林務局保育組

高山溪二號壩口殘材阻斷櫻花鉤吻鮭洄游通道，破壞高山溪棲地連貫性，應儘速移除殘材。

2. 中長期建議事項

主辦機關：雪霸國家公園管理處

河川流量、輸砂量及兩岸泥砂輸入皆可造成櫻花鉤吻鮭棲地之改變，持續監測相關河道變動及物理棲地組成，將可提供復育管理措施之重要依據。每年最低調查頻率為汛期及非汛期各一次，調查範圍與本年度計畫內容相同。

Abstract

1. Research Purpose: To understand the transition of channel morphology after dam removals in Chichiawan Creek along with the fundamental information of Yusheng Creek, this project implemented longitude and cross sections survey and habitat composition analysis at the observation sites.
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, both the channels of Chichiawan Creek and Yusheng Creek had not experienced significant change but minor deposit or scour locally in the surveys. However, the typhoons in August and September brought large rainfall in the observation sites and produced relative obvious changes in channel morphology, substrate composition, and physical habitat composition..

Keywords: The Formosan salmon, Chi-Chia-Wan Creek, Yu-sheng Creek, Hehuan River, Dam Removal, Channel Morphology Change, Habitat Composition.

一、前言

(一) 計畫緣起與背景

雪霸國家公園管理處自成立以來，持續於武陵七家灣溪溪流生態系辦理多項監測，民國95年起整合武陵地區各分散生態相關研究，建立七家灣溪溪流生態系長期生態監測模式，並於民國100年5月完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，改善工程之目的為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭棲息溪段，增加族群基因交流。改善工程完成後發現，壩體改善對於水質、藻類等擾動的影響不大，但原分布於七家灣溪下游的臺灣白甲魚藉由改善後的一號壩廊道，已可上溯至一號壩上游。又颱風豪雨往往為影響鮭魚族群的重要因子，一號壩的改善有助於被暴漲溪水衝至下游的魚群，洄游至七家灣溪上游。本年度計畫持續於七家灣溪一號壩壩體改善後，針對河道環境及棲地組成進行調查監測；配合本計畫團隊之長期生態監測需求，以武陵地區溪流為研究地點，依循自2005年武陵長期生態研究(WLTER)所設立的永久測站，進行持續多年之監測項目。

(二) 計畫範圍與執行期間

本年度計畫之研究範圍為有勝溪全河段至羅葉尾溪、有勝溪收費站樣站、有勝溪下游2公里樣站、有勝溪勝光派出所樣站、有勝溪登山口樣站、有勝溪羅葉尾樣站、七家灣溪全河段至三號壩、七家灣溪觀魚台河道與高山溪匯流口間河道、七家灣溪一號壩上下游河段；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一〇八年一月至民國一〇八年十二月。

二、研究方法及過程

河川地形之變動受眾多環境因素所影響，但多能保持在「動態平衡」(dynamic equilibrium)之狀態。Mackin(1948)曾指出，「平衡河流」為當控制因素發生變化而使河流失去平衡時，河流會自動調整作用，使這些變化所帶來的影響受到遏制，從而使整個系統又逐步回到平衡。對某一河段而言，在特定流量狀況下，有特定之泥沙量進入及輸出該河段。若此輸出入泥沙量不相等，則河流便透過沖淤變化進行調整，以改變河床型態和邊界物質組成，來調整此河段之輸砂能力，以保持該河段之動態平衡。若因外在原因涉及範圍很廣且引起河流巨幅變化時，則需透過改變流域產生逕流與泥沙之條件，以減緩河流調整之強度。在「平衡河流」系統中，氣候因素、自然地理及地質條件可視為系統之輸入單元，流域特徵(包含人為活動)則是系統之本體，而河流特徵以及水力條件則可視為系統之輸出單元。但是，系統輸出亦會造成系統本體之改變，進而形成系統反饋作用。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。因此透過定期監測及分析將可定義出其變化趨勢。

對於生態功能下降或喪失的河川水文與物理棲地，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。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)。Magilligan 等人(2016)研究發現拆壩後，雖然經歷極端洪水使河道淤積，但壩體改善後的上游兩個河段發現四個改善前沒有被發現的物種。Davis 等人(2017)的研究證明拆除低壩後，藉由魚類食物網機制轉變以及沉積物污染物的濃度變化，可以有效地減少生態系統的污染。因此拆壩除了改變溪流內的生物活動、增加水域以及陸域食物網的連結，也可以加速汙染沉積物的傳輸。Grant and Bromley (2007)則認為，將淤滿壩體移除後，會在原淤積區產生侵蝕深槽重現、下刷與側向擴展以及泥沙迅速輸送至下游，而這些變化的時間長度與輸送泥沙量及移除後河川流量有密切相關。近年來河川生態環境之數值模擬也成為重要研究議題，藉由水理模式計算不同流量下各斷面流速與水深分布，並透過棲地模式中目標物種之棲地適合度曲線及各分區流速及水深之對應指數，

進而求得該區域之加權可使用棲地面積。因此，游政翰(2007)曾利用一維水理棲地模式 PHABSIM)探討鮭魚在不同水文條件下的族群反應。張志豪 (2013) 根據清華大學曾晴賢教授所提供魚類現資料進行適合度分析，結果顯示鮭魚對於棲地環境的偏好在壩體改善後皆有增加。蘇威鴻(2016) 蒐集有勝溪之流量資訊、棲地數據，並以利用河川棲地二維模式 (River2D)探討有勝溪一號壩上、下游之臺灣櫻花吻鮭棲地權重可利用面積。翁崇豪(2017)利用無人載具 UAV 取得數值高程模型，以二維動床模式 CCHE2D 模擬有勝溪一號防砂壩在三種歷史流量事件下，四種壩體改善方式對河道型態以及櫻花鉤吻鮭棲地之可能改變

(一) 河道地形變化趨勢

河床高程受自然(颱風豪雨)或人為(壩體改善)干擾後，隨著時間變化呈現非線性函數關係。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. 斷面測量

河床高程受干擾後，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。本研究以全測站電子光波測距經緯儀(圖3-1)為測量器材，用來取得河道各斷面之點位及高程；電子全站儀為測量距離快速準確的現代儀器，首先定位儀器測站及後視點之座標及高程，利用兩點間相對位置，再利用全站儀發射紅外光至稜鏡，再接收稜鏡反射之信號，紅外光線往返儀器的時間可以計算其與稜鏡之間距，加上稜鏡高度即可推得測量點位之三維座標，最後量測一已知點進行閉合差校正，以減少量測時所產生之誤差。河道斷面測量主要分為橫斷面測量及縱斷面測量，利用斷面測量結果進一步推得河道地形資料。

2. 橫斷面測量

- (1) 橫斷面量測位置主要為河槽地形變化的轉折點，且包括各斷面之左岸底、左岸水際線、深槽點、右岸水際線及右岸底。
- (2) 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。

3. 縱斷面測量

- (1) 將前述測量所得各橫斷面之深槽點予以連線後，即可推得河道水流之流心線。
- (2) 利用各斷面累距(橫軸)及流心線高程(縱軸)點繪於二維座標圖上，即可獲得該次測量之河道縱斷面圖，若將各次縱斷面圖點繪於同一圖上便可透過縱斷面高低起伏之變化，即可推算研究河段環境變化後之高程演變趨勢。

(二) 物理棲地組成

本計畫沿用過去WLTERM群體計畫所設置之間距20 m穿越線，首先測定各河段之溪寬，其次於溪寬1/4、1/2和3/4處，分別量測水深、流速和底質粒徑，藉以判定棲地類別。最後利用不同觀測時段之各河段物理棲地組成，歸納其變動趨勢。各項資料調查方式，分別敘述如下：

1. 溪寬：在各穿越線上利用防水捲尺測量橫越水面之兩岸標定位置間長度，其測量精準度為0.1 m。
2. 水深：針對穿越線上各設定點，以五米五節箱尺或自製刻度木尺量測床底至水面之深度，測量精確度為0.1 m。
3. 流速：標準流速量測係在水面下距底部約六成水深的位置，以流速計放置15秒以測出流速。若為避免流速計在淺水點位造成量測干擾，則會運用其它快速測量方式，包括浮標法(以浮標通過已知距離所須之時間估計逕流流速)或手持流速計測定表面流速。因此，考量本計畫研究範圍之溪流現場條件下，流速量測以SVR(Surface Velocity Radar)手持式雷達波流速儀進行。若需要將河川表面流速轉換成平均流速時，表面流速修正係數約等於0.85(林穎志等，2011)。
4. 底質：棲地底質通常由不同大小之砂石所組成，故在各測點判定主要底質石種類時，通常以腳踏法和目視法判斷佔較高比例之砂石粒徑，其分類對照與粒徑範圍如表3-1所示。並於測量斷面水面寬左岸1/4、中間1/2和右岸1/4處隨機選取樣品(圖3-2)，利用開口樣板(圖3-3)量測粒徑大小，並進行記錄。
5. 棲地分級：根據學者研究(Leopold, 1969)，水流型態可歸類為水潭(pool)、緩流(slow water)、湍流(淺瀨)(riffles)、急流(rapids)、等四種流況。本研究利用水深與流速之量測值計算出福祿數(Froude Number) $F_r = V/\sqrt{gh}$ ，以便對四種水流形態所對應之棲地類型予以定義(賴建盛，1996；表3-2)，公式及表中之V為流速，g為重力加速度，h為水深。

三、研究發現

(一) 有勝溪河道變化調查

有勝溪，與七家灣溪同為大甲溪的最源頭支流，全溪段長約10.5公里。有勝溪發源於雪山山脈桃山稜線的羅葉尾山東側，繞經思源埡口，在武陵迎賓橋與七家灣溪匯流。本計畫於每年初(即一月至三月)進行一次全河道物理棲地調查，另於汛期前至汛期初期(即五月中至七月中)以及汛期後(即十月至十一月)進行五個樣站之密集監測，合計獲得三次資料。針對有勝溪樣區之流量實測，則在物理棲地調查時一併進行，獲得一年三次不同氣候條件下之流量變動。有勝溪在年初進行全河道斷面測量，河道內總計有五個樣站，五個樣站斷面座標如表3-3、表3-4、表3-5、表3-6、表3-7，汛期前至汛期初期以及汛期後進行密集監測，觀察河道沖淤以及棲地底質組成。五個樣站分別選定數個控制斷面進行數據收集，斷面通常位於河道轉彎處或有明顯高低落差等具有顯著變化之河段。

1. 收費站樣站

此樣站位於收費站旁有勝溪防砂壩上游起至第一個右彎河段(Y-10)，根據去年以及今年度的河道調查成果，繪製縱向高程剖面如(圖3-12)所示，此河段坡降(表3-11)較其他樣區小，河道較為平緩，雖樣站內河道呈現沖淤互現情形，但河床變化不大，今年取得數據相較去年同期，坡降略微上升，但仍屬河道正常變化範圍內。由圖(3-21)棲地比例可知，此河段緩流所佔比例較高，而在今年度1月及8月則出現部分深潭棲地。

2. 有勝溪下游2公里樣站

根據去年以及今年度調查，繪製如(圖3-14)的縱向高程剖面圖。此樣區左、右岸皆由岩盤組成，主要變動發生於底床及河道內土砂輸移，河岸並不會產生太大變化；左岸為凹岸，且河道深槽線右岸則為凸岸，主要以堆積為主。坡降則有下降趨勢(表3-11)，但變化不明顯，仍屬正常河道變化範圍。由(圖3-22)底質比例可知樣站內以卵石為主，粒徑偏細，本次調查發現大型礫石比例較去年減少，整體粒徑粗化反應左岸受攻擊面影響底質組成。棲地比例(圖3-23)顯現樣站內以緩流為主，搭配少許深潭及淺灘，且全年各棲地類型比例大致相近。河道左岸有農業活動行為(圖3-31)，且此處有抽取有勝溪溪水情形。

3. 勝光派出所樣站

根據歷年以及今年度河道調查，繪製如(圖3-13)縱向高程剖面圖。此樣區位於勝光派出所下的河道，此樣區斷面Y-73至Y-68斷面河幅較寬，至Y-67及Y-66斷面則河寬

變小，坡度變陡且粒徑變大流速增加，右岸則有崩塌情形，故此段河道有較明顯的土砂堆置於河道中(如圖3-32)。(表3-11)顯現樣站站內坡降約為0.024左右，並無明顯變動。底質比例(圖3-24)顯現樣站內以粗石及卵石為主，約佔六至八成；8月因流量加大而出現小型礫石。而棲地比例(圖3-25)樣區內以緩流及淺瀨為主，且淺瀨比例在今年1月的調查中有下降的趨勢，至8月份時又上升。

4. 登山口樣站

根據歷年以及本次河道調查，繪製得縱向高程剖面(圖3-15)及底質、棲地比例(圖3-26)、(圖3-27)，由縱向高程剖面圖可看出坡降微幅增加，但尚屬正常河道變化範圍，樣站坡降(表3-11)約為0.03左右。底質比例顯現出樣站內以粗石及卵石為主，8月因流量加大而出現20%的大型礫石，1月則出現約四分之一的平坦表面。

5. 羅葉尾溪樣站

根據歷年以及今年的河道調查，繪製如(圖3-16)的高程剖面圖。此樣區位於羅葉尾溪，河道變化並不明顯，應屬較上游區底質粒徑偏大，沖刷不易緣故。兩岸較上游並無崩塌情形。樣站坡降(表3-11)幾次調查在約在0.04左右，相對其他樣站較陡。樣站底質(圖3-28)以小型礫石、粗石及卵石為主，然而年底調查發現碎石及平坦表面罕見地高達四成。今年棲地(圖3-29)以緩流及深潭為主，且緩流比例全年皆超過50%。

(二) 七家灣溪河道變化調查

七家灣溪流流域面積約為7,221公頃，為大甲溪上游的主要源流，發源於雪山南側、品田山、桃山、池有山、雪山北峰。西北側的品田溪與池有溪匯入桃山西溪，於武陵吊橋附近與北來的桃山北溪匯集成七家灣溪主流；而後在武陵農場本部附近，有西側的高山溪匯入七家灣溪本流，在武陵國民賓館附近萬壽橋和迎賓橋間，與有勝溪匯流形成大甲溪主流。七家灣溪河道環境物裡棲地調查除在河道測量(詳如附件一)同時進行外，另於汛期前至汛期初期(即五月中至七月中)施測一次，以及汛期後(即十月至十一月)與年初，每年可共獲得合計三次資料。此外，在年底進行全河道測量(圖3-35)，河道內共有三個樣站(圖3-42、圖3-43、圖3-44)，三個樣站斷面座標如表3-8、表3-9、表3-10，汛期前至汛期初期以及汛期後進行監測，來觀察河道沖淤情形以及棲地底質調查。

1. 觀魚台樣站

觀魚台樣站位於七家灣溪一號壩上游約1公里處，根據去年以及今年度河道的調查，樣站內坡降(表3-11)並無太大改變，約為0.01左右，繪製如(圖3-17)的縱向高程剖面圖以及(圖3-36)、(圖3-37)的底質、棲地比例圖後可發現，底質在今年顯著變粗，小

型礫石以上比例超過四成，10月調查則顯示小型礫石、卵石顯著各增加到約佔三成而大型礫石消失。樣站棲地以緩流為主，比例超過三分之二，深潭比例逐漸增加。

2. 一號壩樣站

據去年以及本年度河道調查結果繪製如(圖3-18)的高程剖面圖，樣站內坡降(表3-11)約為0.001，坡降相較七家灣溪另兩個樣站較不受影響，主因為壩體本身具有控制點作用。圖3-38、圖3-39為底質、棲地比例。小於卵石底質的比例(圖3-38)由去年底(2018年11月)到今年初(2019年1月)佔四、五成，轉變成今年1小過卵石的底質比例超過七成。棲地以緩流及深潭為主，深潭比例在今年8月高達二分之一。

3. 繁殖場樣站

據去年以及今年度的河道調查，此樣站坡降(表3-11)略微上升，並繪製如(圖3-19)的高程剖面圖以及圖3-40、圖3-41的底質、棲地比例。底質以粗石與卵石為主要底質，各次調查皆超過六成。棲地類型則以深潭或緩流為主的極端比例出現。繁殖場樣站位於高山溪與七家灣溪匯流處，雖然流量變化大，但樣站上游屬於峽谷地形，左右岸都屬於岩盤，下游河道位於轉彎處，所以河道除了沖淤現象外，並不容易產生分流或改道之情形；河道寬淺渠直，左右岸皆為岩盤較無崩塌可能性發生，故無明顯土砂料源供給，主要土砂料源可能因高山溪支流匯入匯流口下游。

(三) 高山溪二號壩口殘材堆積

由於(2016)10月調查發現有木質殘材橫跨堆積於壩口位置，並逐漸形成約4-5公尺高之殘材壩，並出現與下游河道的5公尺高程落差，如圖3-48：圖中顯示二號壩上游土砂堆積狀況，二號壩體下游處因殘材壩形成而出現沖刷現象，殘材壩不但阻絕鮭魚移動廊道，調查結果也顯示影響局部河段之棲地類型。圖3-49為二號壩在2019年的縱斷面測量成果，由圖可知殘材壩對於壩下游50公尺後河道斷面影響甚微。關於殘材壩之移除，於「97年武陵地區長期生態監測暨生態模式建立」成果報告書中也發現到二號壩於民國90年進行壩體改善後，於民國97年有殘材堆積狀況產生，當年形成之壩口堆積高為3.5公尺，97年進行之改善措施為「人工裁鋸」方法，本次殘材壩移除建議將上游土砂開挖後再行人工裁鋸措施，以恢復生態棲地連貫性。

(四) 七家灣一號壩改善後之河道環境指標變動

同一河段中的部分河川特性會相互影響，其中河川流量與泥砂沖淤的互動更是對於河川環境變動有直接關聯。而為解釋河川流量、河床坡度、河川輸砂量以及砂石粒徑等四者間之微妙互動，美國學者Lane在1955年提出河川流量 Q_w 與河床坡度 S 的乘積會與河川輸砂量 Q_s 及砂石代表粒徑 D_{50} 的乘積成正比關係之概念(若用數學式表達，就

是 $Q_w \cdot S \propto Q_s \cdot D_{50}$ 。其關係可利用水砂天秤(圖3-50)說明：天秤右側是分析河段的河床坡度以及單位時間內通過的水量(亦即流量)，而左側則是在此水流條件下，單位時間內被輸送的泥砂量，以及河床砂石的中值粒徑(大小排序恰在第50%的泥砂粒徑)。當流量變大時(右側秤盤上魚缸加重)，天秤右側下沉因而天秤中間的指針會指向左側的「沖刷」，代表此河段將會出現河床下降的狀況；由於流量變大，此河段不是被送走的泥砂量也變多(左側秤盤加重)，就是細顆粒較易被帶走而使河床底質變粗(左側秤盤往外移動)，如此天秤指針才可以指向正中位置，表示此河段又恢復到水砂平衡的狀態。倘若同一河段因人為干擾或整治而變成比較平緩，或者相同流量出現在同一河川中比較平坦的下游河段，此時天秤會因右側秤盤內移而使指針指向右側的「淤積」；在這種因為水流速度變緩而降低運送能力的條件下，相同的流量卻無法帶走原有大小粒徑的等量泥砂量，因此不是輸砂量降低(左側秤盤減輕)就是泥砂變細(左側秤盤內移)，如此方能使得天秤指針再度指向正中代表恢復水砂平衡狀態的位置。

由此上述水砂天秤可知，河道環境係隨水文事件或人為干擾而調整變動，故在消除人為干擾(如壩體)後，河道環境就會隨著水文條件的周期性變化而因應出現脈動式變化。若利用本研究之底質調查結果以計算各樣區的加權粒徑($\sum d_i \cdot \%i$ ，即為將各級礫石的粒徑 d_i 乘以所占百分比 $\%i$ 後，再予以累加所得之粒徑)，以及根據本團隊過去研究成果與櫻花鉤吻鮭族群數量較有關連之小型礫石以上底質棲地百分比等兩種指標，再搭配歷年月降雨量資料，則可看出樣區河道環境是否具備自然脈動特徵。圖3-51是七家灣溪一號壩改善後各樣區加權粒徑以及小型礫石以上底質棲地百分比之變化狀況。圖中無人為干擾的觀魚台及新繁殖場，可見其小型礫石以上底質棲地百分比或加權粒徑在降雨明顯的月份會出現相對地波峰特徵。然而壩體改善所在之一號壩上下游在壩體改善後八、九個月的加權粒徑漸趨一致，但約在14、15月後又有所差異，且加權粒徑及小型礫石以上底質棲地百分比之波動情況並未與每年降雨量高低相搭配，直到2015年以後兩樣區的加權粒徑又漸趨同步變化，但兩項粒徑指標與降雨量關聯並非完全搭配而是呈現每兩年為單位之波動特徵，其可能原因在於各樣區是否接受來自邊坡崩塌或上游河段之局部泥砂供給有關。

四、結論與建議

(一) 結論

今年完成之相關調查，綜合去年河道調查，包括河道斷面、棲地底質與棲地類型、流速等項目，調查成果彙整如下：

1. 對有勝溪調查結果進行分析，得知羅葉尾樣站坡降變化不大，棲地底質以大型礫石、小型礫石為主；登山口樣站河道底質已恢復去年年中調查時之組成；勝光派出所樣站河道河幅大，右岸土砂堆積處崩塌情形減少；有勝溪下游2公里樣站左右岸由岩盤組成，不易造成河岸侵蝕，主要改變為深潭棲地類型增加，河道左岸有農田抽水情形；收費站樣站因防砂壩工程保護，使樣站內粒徑細小，防砂壩已達淤滿情形，防砂壩下游則因壩體影響明顯有護甲現象產生。
2. 對七家灣溪調查結果進行分析，汛期過後至年初河道組成多恢復為去年年中調查之結果，一號壩上游近壩體位置因基岩裸露使得地形改變不易；而觀魚台樣站大小型礫石比例不變，卵石及碎石比例上升；繁殖場樣站深潭比例超過七成。
3. 高山溪今年10月之調查，二號壩口仍有殘材堆積約莫4-5公尺高，相較於民國97年之堆積高3.5公尺，此次形成之殘材高於97年之情況。
4. 為瞭解七家灣一號壩改善後之河道環境變動，故利用小型礫石以上的底質百分率及加權粒徑作為指標；若以加權粒徑來看，無人為干擾的觀魚台及新繁殖場，其加權粒徑在降雨明顯的月份會出現相對地波峰特徵；一號壩上下游在壩體改善後八、九個月的加權粒徑漸趨一致，但約在14、15月後又有所差異，且波動情況並未與降雨量高低相搭配，直到2015年以後兩樣區的加權粒徑又漸趨同步變化，但與降雨量關聯並非完全搭配而是呈現每兩年為單位之波動特徵。

(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：林務局、農委會林務局保育組

高山溪二號壩口殘材阻斷櫻花鉤吻鮭洄游通道，破壞高山溪棲地連貫性，應儘速移除殘材。

2. 中長期建議事項

主辦機關：雪霸國家公園管理處

河川流量、輸砂量及兩岸泥砂輸入皆可造成櫻花鉤吻鮭棲地之改變，持續監測相關河道變動及物理棲地組成，將可提供復育管理措施之重要依據。每年最低調查頻率為汛期及非汛期各一次，調查範圍與本年度計畫內容相同。

五、參考文獻

- 汪靜明，1990。河川魚類棲地生態調查之基本原則與技術。森林溪流淡水魚保育訓練班論文集。119-137頁。
- 林幸助、王一匡、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、高樹基、郭美華、彭宗仁、曾晴賢、楊正澤、葉文斌、葉昭憲、蔡尚惠，2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立。內政部營建署雪霸國家公園管理處。九十七年保育研究報告。
- 林穎志、朱木壽、詹勳全、高昇敬、呂珍謀，2011。利用實測表面流速推估高流量之研究。中華水土保持學報 42(1):21-36。
- 賴建盛，1996。防砂壩對台灣櫻花鉤吻鮭物理棲地影響之研究。國立臺灣大學地理學研究所碩士論文。112 頁。台北。
- 張志豪，2013。壩體改善工程對於物理棲地之影響—以七家灣溪一號壩為例。逢甲大學水利工程與資源保育學系研究所碩士論文。台中。
- 淡江大學水資源管理與政策研究中心，2013年。台灣地區水文長期整體策略規劃。經濟部水利署。
- 郭上琳，2015。台灣壩體拆除決策流程之建立。國立成功大學水利及海洋工程學系碩士論文。台南。
- 蘇威鴻，2016。壩體工程對於物理棲地之影響—以有勝溪一號壩為例。逢甲大學水利工程與資源保育學系研究所碩士論文。台中。
- 翁崇豪，2017。壩體改善對河道與物理棲地變遷之數值模擬分析—以有勝溪一號壩為例。逢甲大學水利工程與資源保育學系研究所碩士論文。台中。
- 經濟部水利署，2001。中華民國九十年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2002。中華民國九十一年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2003。中華民國九十二年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2004。中華民國九十三年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2005。中華民國九十四年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2006。中華民國九十五年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2007。中華民國九十六年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2008。中華民國九十七年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2009。中華民國九十八年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2010。中華民國九十九年台灣水文年報。經濟部。

- 經濟部水利署，2011。中華民國一百年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2012。中華民國一百零一年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2013。中華民國一百零二年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水利署，2014。中華民國一百零三年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局，1996。中華民國八十五年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局，1997。中華民國八十六年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局，1998。中華民國八十七年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局，1999。中華民國八十八年台灣水文年報。經濟部。
- 經濟部水資源局，2000。中華民國八十九年台灣水文年報。經濟部。
- 農委會水土保持局。2013。水土保持手冊。行政院農委會
- Hwang, Ching-Lai, Yoon, Kwangsun,1981. "Methods for Multiple Attribute Decision Making". Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems,pp.58-191.
- Leopold, Luna B., 1969. "Environmental Impact of the Big Cypress Swamp Jetport". U.S. Department of the Interior, Washington, 152p.
- Mackin,J.H.,1948. "Classics in physical geography revisited",Progress in Physical Geography 24,4(2000)pp.563-578.
- Moody,1994. "Current trends in childhood sexual abuse prevention programs". Elementary School Guidance & Counseling, pp. 251-256.
- Peter Steffler and Julia Blackburn,2002. "Two-Dimensional Depth Averaged Model of River Hydrodynamics and Fish Habitat Introduction to Depth Averaged Modeling and User's Manual". University of Alberta,120p.

附表

表 3-1 棲地底質分類表

編號	底質	底石粒徑
1	平坦表面 Smooth surface	<0.2cm
2	碎石 Gravel	0.2-1.6cm
3	卵石 Pebble	1.6-6.4cm
4	粗石 Rubble	6.4-25.6cm
5	小型礫石 Small Boulder	25.6-51.2cm
6	大型礫石 Large boulder	>51.2cm

(參考資料：本研究團隊)

表 3-2 各種物理棲地環境指標定義

福祿數	Fr<0.095	0.095<Fr<0.255	0.255<Fr<1	Fr>1
棲地型態	深潭 Pools	緩流 Slow water	淺瀨 Riffles	急流 Rapids

(參考資料：本研究團隊)

表 3-3 收費站樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
Y-S	24°20'51.3"	121°18'37.5"	Y-6	24°20'43.2"	121°18'37.6"
Y-1	24°20'50.1"	121°18'36.7"	Y-7	24°20'40.9"	121°18'38.6"
Y-2	24°20'48.7"	121°18'36.5"	Y-8	24°20'39.6"	121°18'38.8"
Y-3	24°20'47.7"	121°18'36.5"	Y-9	24°20'39.2"	121°18'39.1"
Y-4	24°20'46.5"	121°18'36.9"	Y-10	24°20'38.9"	121°18'39.3"
Y-5	24°20'44.6"	121°18'37.8"			

(參考資料：本研究團隊)

表 3-4 有勝溪下游樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
Y-25	24°20'59.3"	121°19'12"	Y-30	24°21'0"	121°19'14.4"
Y-26	24°20'59.9"	121°19'12.7"	Y-31	24°21'1.5"	121°19'14.9"
Y-27	24°21'0"	121°19'13.3"	Y-32	24°21'2.5"	121°19'14.7"
Y-28	24°21'0"	121°19'13.8"	Y-33	24°21'3.9"	121°19'14.6"
Y-29	24°21'0"	121°19'14.1"	Y-34	24°21'6.2"	121°19'15.5"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-5 勝光派出所樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
Y-66	24°21'58.6"	121°20'10.4"	Y-70	24°22'2.4"	121°20'13.4"
Y-67	24°22'0.2"	121°20'10.7"	Y-71	24°22'3.8"	121°20'13.8"
Y-68	24°22'0.8"	121°20'11.5"	Y-72	24°22'5.2"	121°20'14.5"
Y-69	24°22'1.6"	121°20'12.8"	Y-73	24°22'8.1"	121°20'16.1"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-6 登山口樣站內各斷面座標

斷面	N	E
Y-129	24°23'28.11"	121°21'4.88"
Y-130	24°23'28.26"	121°21'5.69"
Y-131	24°23'28.63"	121°21'6.42"
Y-132	24°23'28.63"	121°21'6.78"
Y-133	24°23'29.33"	121°21'7.27"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-7 羅葉尾樣站內各斷面座標

斷面	N	E
Y-140	24°23'36.66"	121°21'10.8"
Y-141	24°23'36.74"	121°21'9.97"
Y-142	24°23'36.86"	121°21'9.89"
Y-143	24°23'37.03"	121°21'9.63"
Y-144	24°23'37.21"	121°21'9.46"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-8 觀魚台樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
7-70	24°21'7.4"	121°18'18.3"	7-74	24°21'7.4"	121°18'21.9"
7-71	24°21'7.3"	121°18'19.8"	7-75	24°21'7.3"	121°18'23.0"
7-72	24°21'7.3"	121°18'19.8"	7-76	24°21'7.4"	121°18'25.2"
7-73	24°21'7.3"	121°18'21.3"			

(參考資料：本研究團隊)

表 3-9 一號壩樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
7-86	24°21'7.5"	121°18'41.8"	7-89	24°21'7.7"	121°18'54.7"
7-87	24°21'7.6"	121°18'45.6"	7-90	24°21'7.6"	121°18'55.5"
7-88	24°21'7.5"	121°18'52.7"	7-91	24°21'7.3"	121°18'56.2"

(參考資料：本研究團隊)

表 3-10 繁殖場樣站內各斷面座標

斷面	N	E	斷面	N	E
7-105	24°21'7.1"	121°18'35.1"	7-109	24°21'7.1"	121°18'38.3"
7-106	24°21'7.1"	121°18'35.9"	7-110	24°21'7.2"	121°18'40.0"
7-107	24°21'7.1"	121°18'36.7"	7-111	24°21'7.2"	121°18'41.4"
7-108	24°21'7.1"	121°18'37.8"			

(參考資料：本研究團隊)

表 3-11 各樣站之平均坡降

測量日期 樣站	平均坡降					
	107 年 1 月	107 年 6 月	107 年 11 月	108 年 1 月	108 年 6 月	108 年 11 月
收費站	0.016	0.015	0.015	0.016	0.015	0.016
有勝溪下游	0.019	0.014	0.012	0.013	0.013	0.012
勝光派出所	0.033	0.023	0.024	0.024	0.025	0.024
登山口	0.020	0.036	0.025	0.030	0.031	0.028
羅葉尾溪	0.062	0.054	0.054	0.052	0.053	0.052
觀魚台	0.022	0.031	0.031	0.031	0.032	0.030
一號壩	0.032	0.026	0.026	0.025	0.026	0.026
繁殖場	0.028	0.031	0.029	0.030	0.029	0.030

(參考資料：本研究團隊)

附圖



圖 3-1 全測站電子光波測距經緯儀
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-2 撿拾狀況
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-3 開口樣板量測粒徑
(資料來源：本研究團隊)

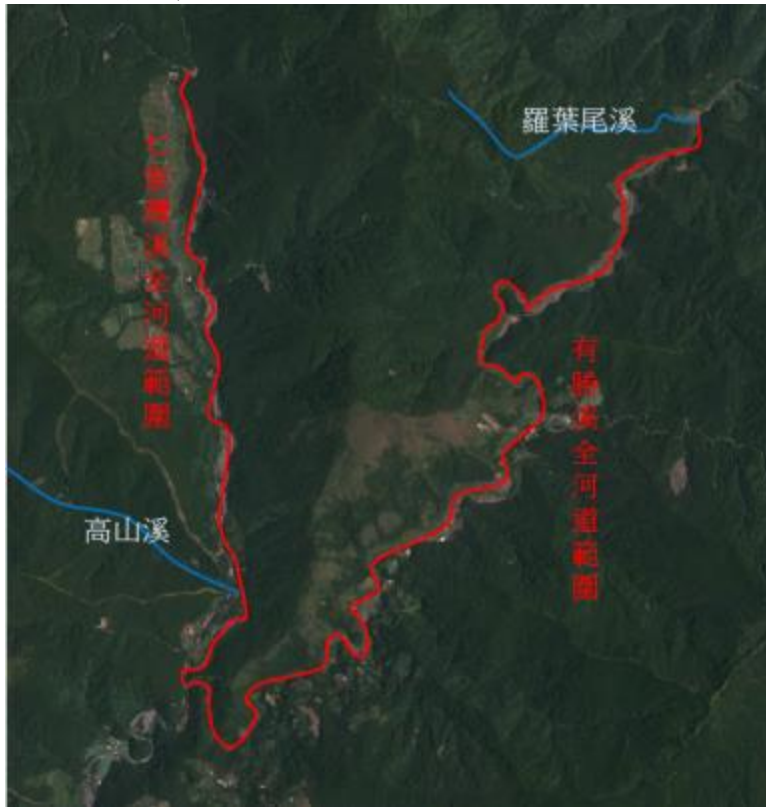


圖 3-4 全河道範圍圖
(資料來源：本研究團隊)

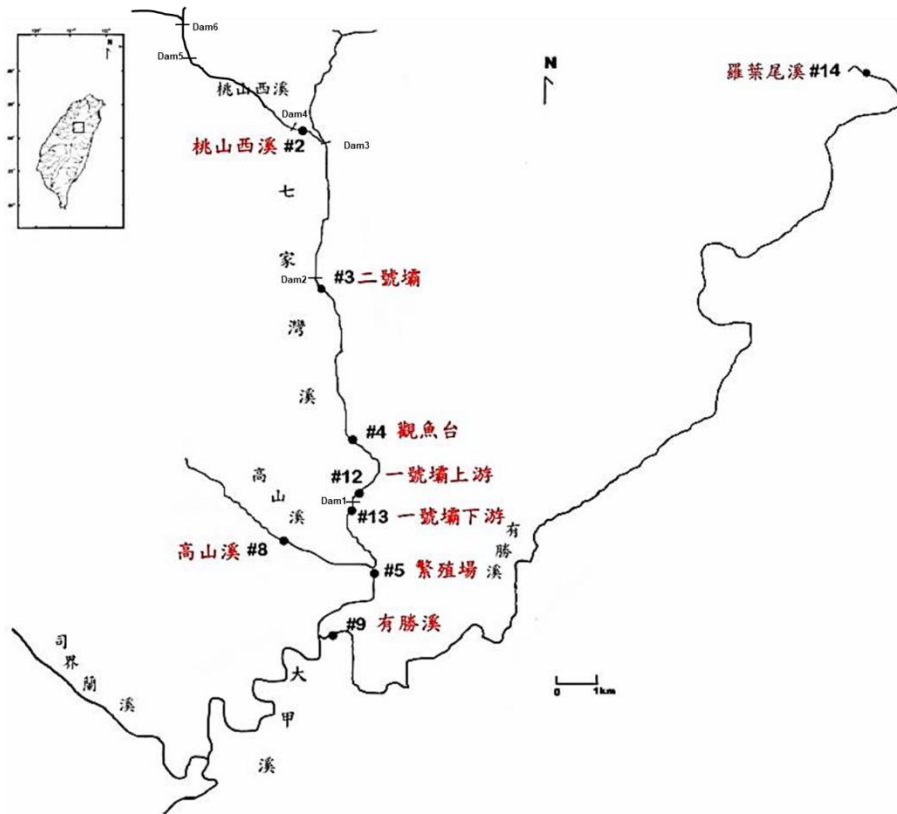


圖 3-5 各樣站位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-6 收費站樣站断面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-7 有勝溪下游樣站断面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-8 勝光派出所樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-9 登山口樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-10 羅葉尾樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)

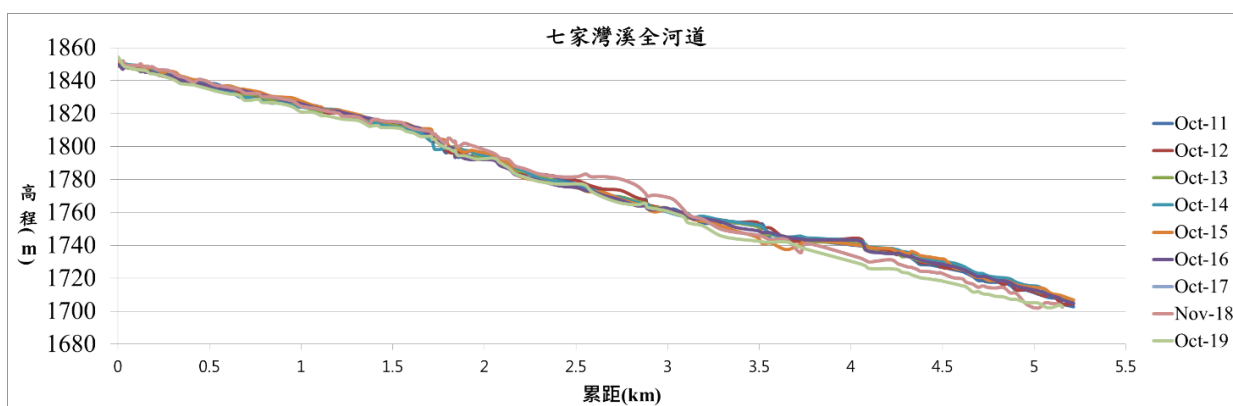


圖 3-11 七家灣溪全河道縱向高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

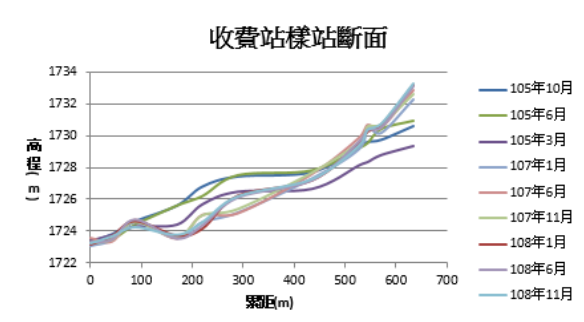


圖 3-12 收費站河道縱向高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

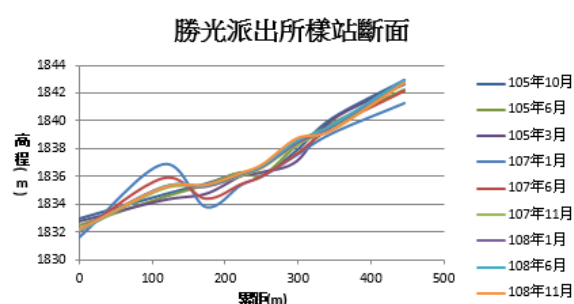


圖 3-13 勝光派出所河道縱向高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

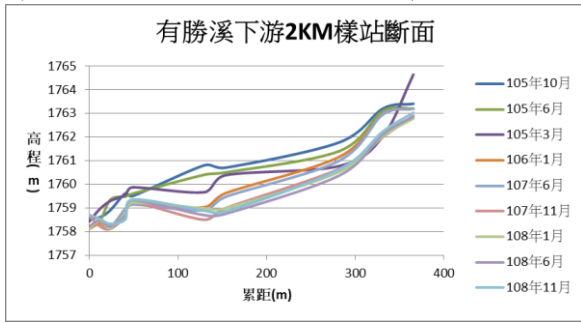


圖 3-14 有勝溪下游河道縱向高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

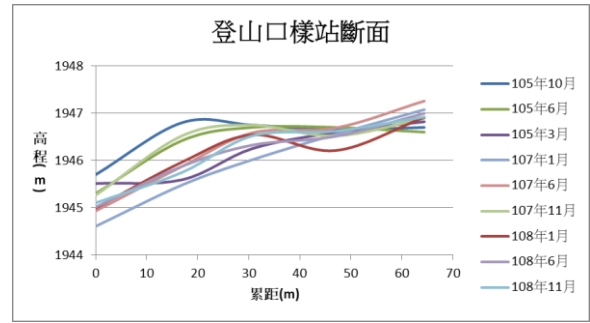


圖 3-15 登山口河道断面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

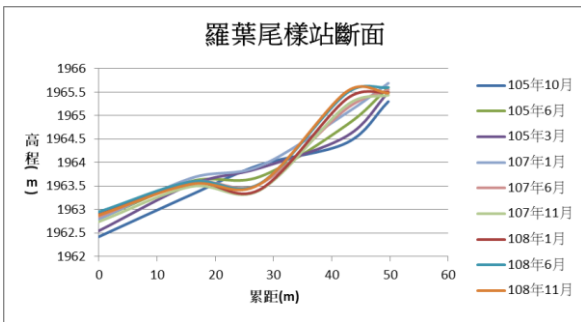


圖 3-16 羅葉尾河道断面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

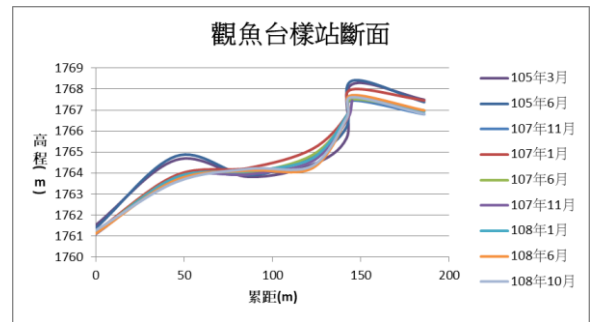


圖 3-17 觀魚台河道断面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

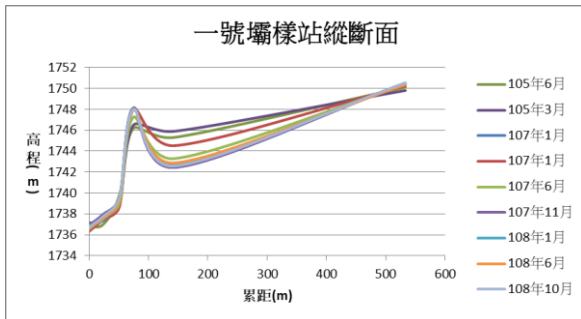


圖 3-18 一號壩河道断面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

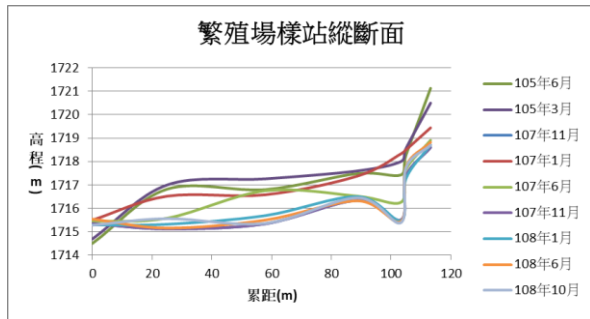


圖 3-19 繁殖場河道断面高程剖面圖
(資料來源：本研究團隊)

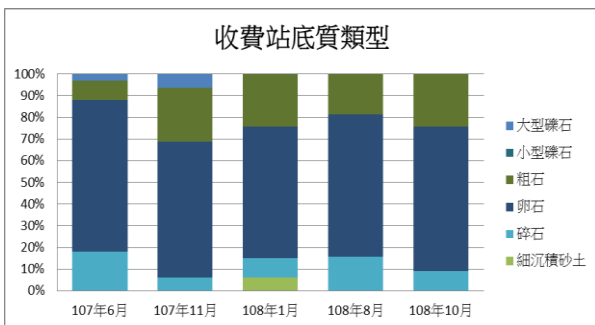


圖 3-20 收費站底質比例
(資料來源：本研究團隊)

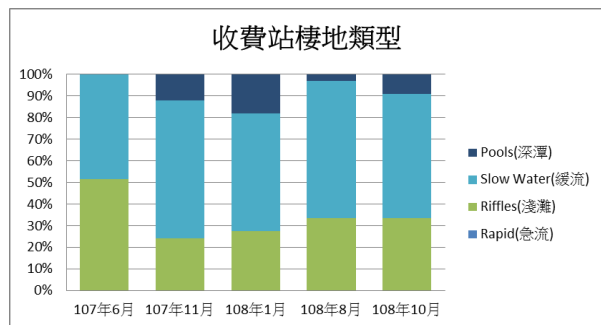


圖 3-21 收費站棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

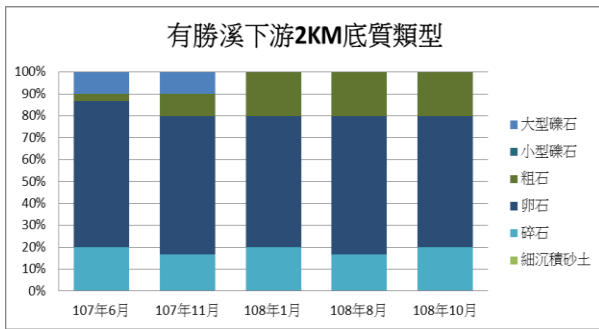


圖 3-22 有勝溪下游底質比例
(資料來源：本研究團隊)

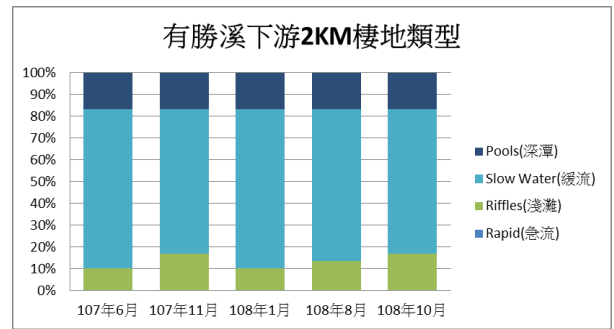


圖 3-23 有勝溪下游棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

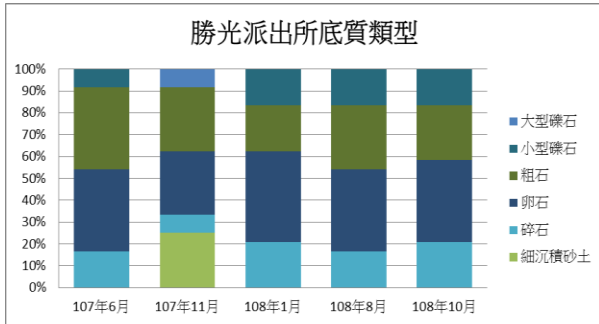


圖 3-24 勝光派出所底質比例
(資料來源：本研究團隊)

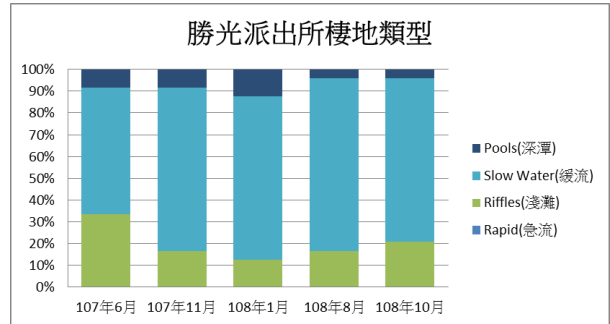


圖 3-25 勝光派出所棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

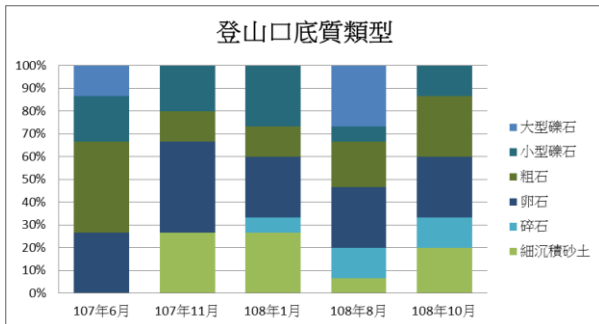


圖 3-26 登山口底質比例
(資料來源：本研究團隊)

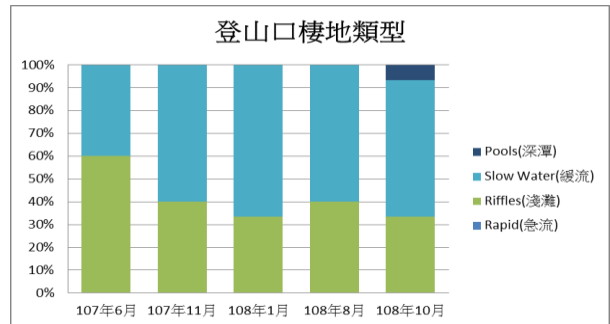


圖 3-27 登山口棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

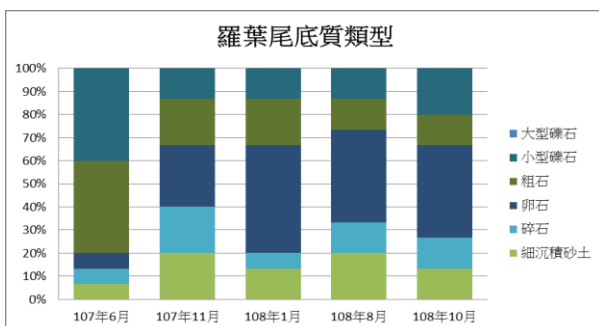


圖 3-28 羅葉尾底質比例
(資料來源：本研究團隊)

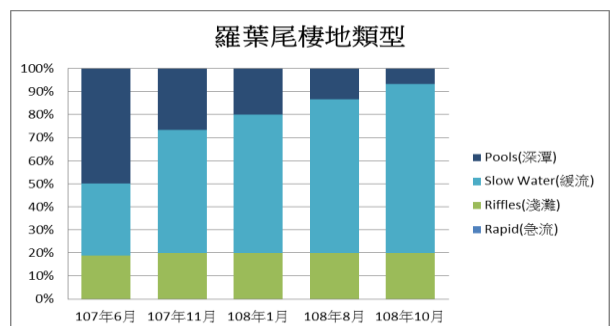


圖 3-29 羅葉尾棲地比例
(資料來源：本研究團隊)



河道平緩、粒徑較小



8月份調查水深較淺

圖 3-30 收費站樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



河道左岸為農田



Y-25 斷面左岸為岩盤

圖 3-31 有勝溪下游樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



河道兩旁植生茂密



Y-66 斷面處右岸崩塌

圖 3-32 勝光派出所樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



圖 3-33 登山口樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



圖 3-34 羅葉尾樣站現地照片(資料來源：本研究團隊)

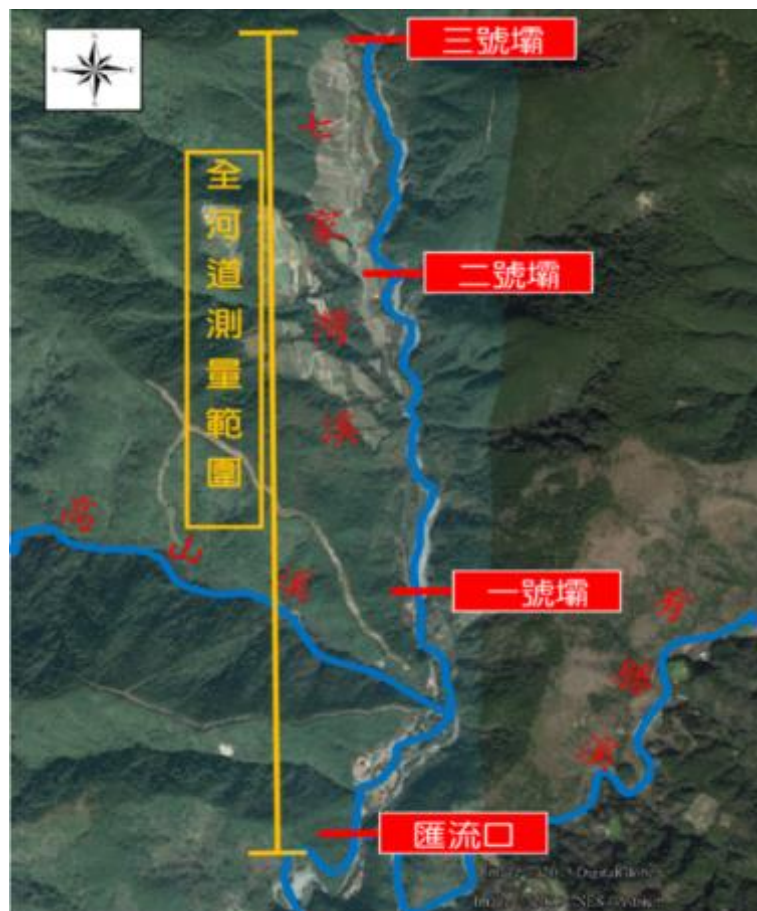


圖 3-35 七家灣溪全河道範圍
(資料來源：本研究團隊)

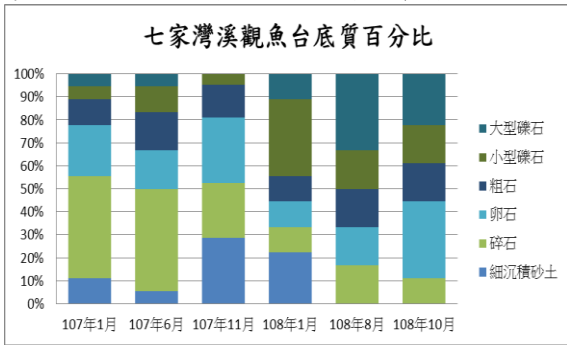


圖 3-36 觀魚台底質比例
(資料來源：本研究團隊)

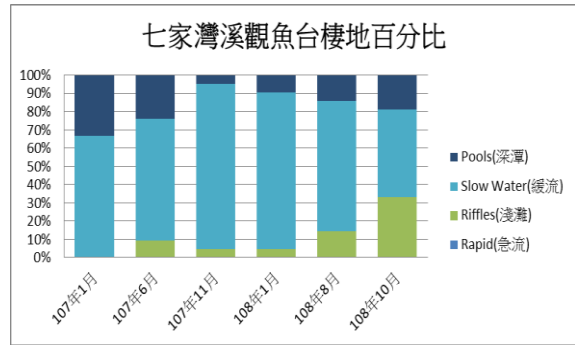


圖 3-37 觀魚台棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

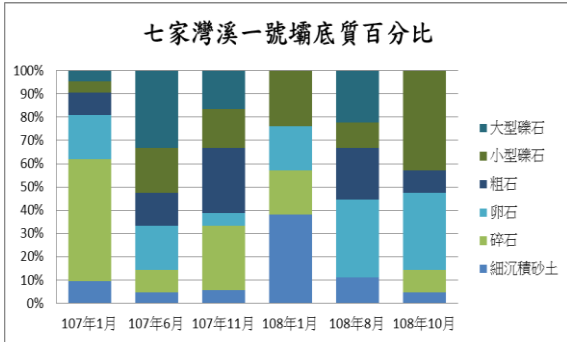


圖 3-38 一號壩底質比例
(資料來源：本研究團隊)

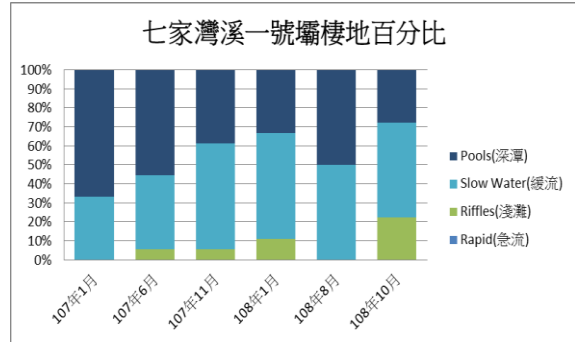


圖 3-39 一號壩棲地比例
(資料來源：本研究團隊)

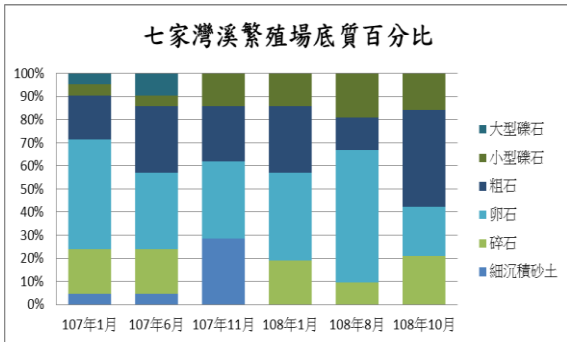


圖 3-40 繁殖場底質比例
(資料來源：本研究團隊)

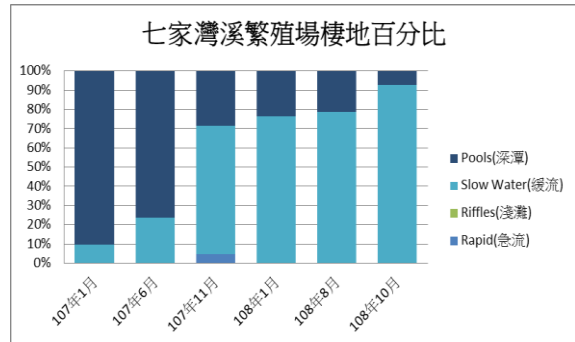


圖 3-41 繁殖場棲地比例
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-42 觀魚台樣站斷面位置圖 (資料來源：本研究團隊)



圖 3-43 繁殖場樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



圖 3-44 一號壩樣站斷面位置圖
(資料來源：本研究團隊)



107 年 11 月



108 年 10 月

圖 3-45 觀魚台樣站現地照片(資料來源：本研究團隊)



107年11月一號壩下深潭



108年10月一號壩下深潭



107年11月一號壩上游



108年10月一號壩上游

圖 3-46 一號壩樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



107年11月匯流口處



108年10月匯流口處

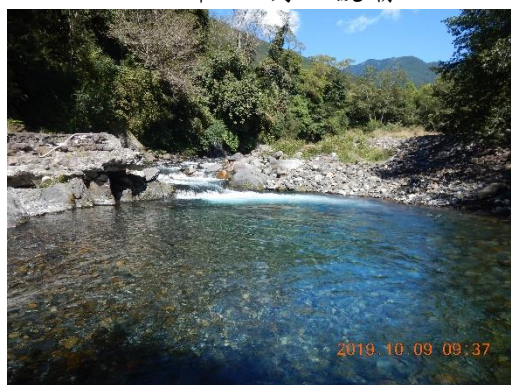
圖 3-47 新繁殖場樣站現地照片 (資料來源：本研究團隊)



108年10月二號壩



108年10月二號壩下游



108年10月二號壩上游



97年二號壩

圖 3-48 高山溪現地照
(資料來源：本研究團隊)

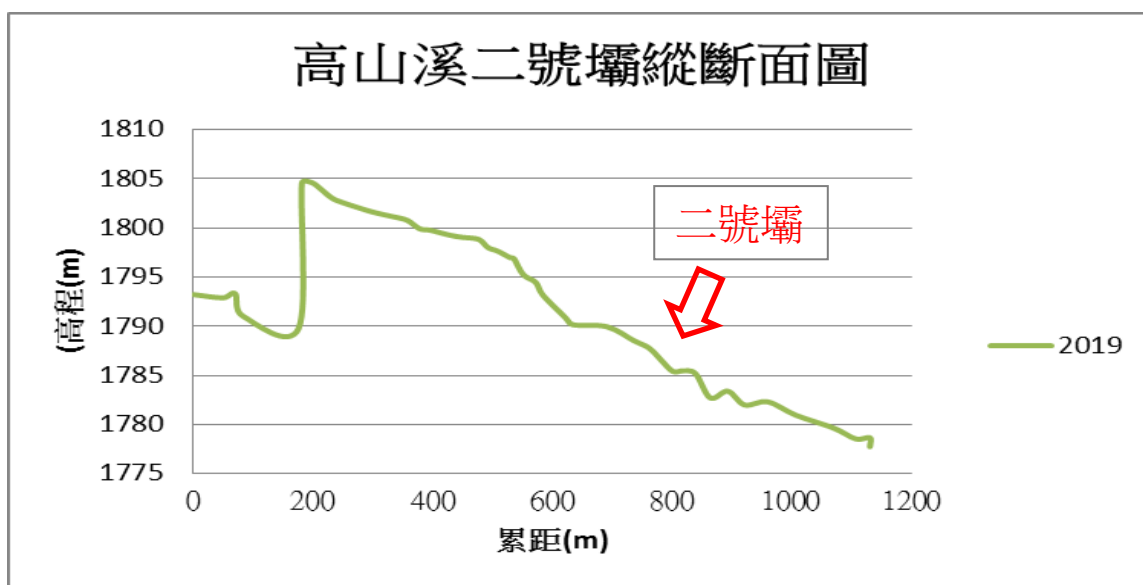


圖 3-49 高山溪二號壩縱斷面圖
(資料來源：本研究團隊)

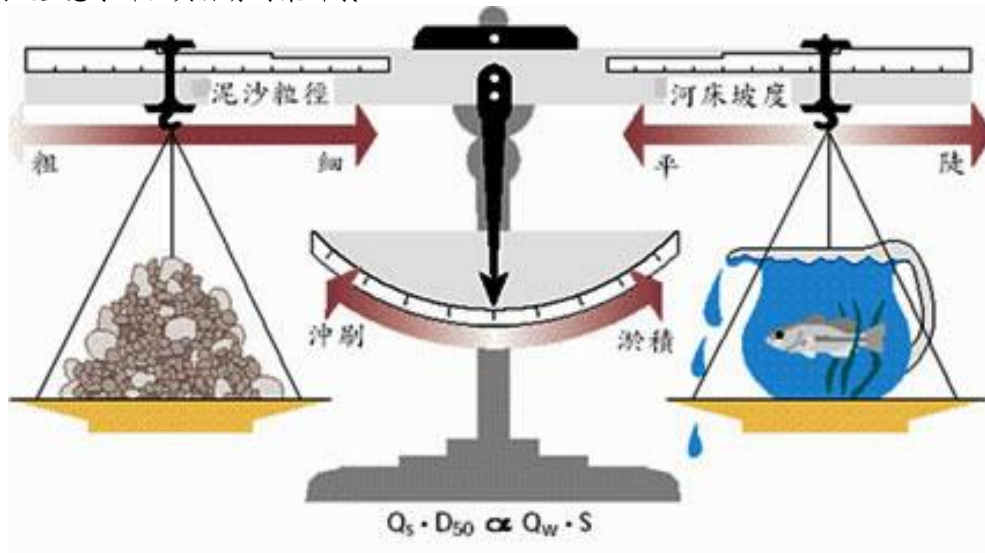


圖 3-50 水砂天秤解釋河川流量與泥沙沖淤的互動關聯

(資料來源：改繪自 Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG). 1998. Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. ISBN-0-934213-59-3.)

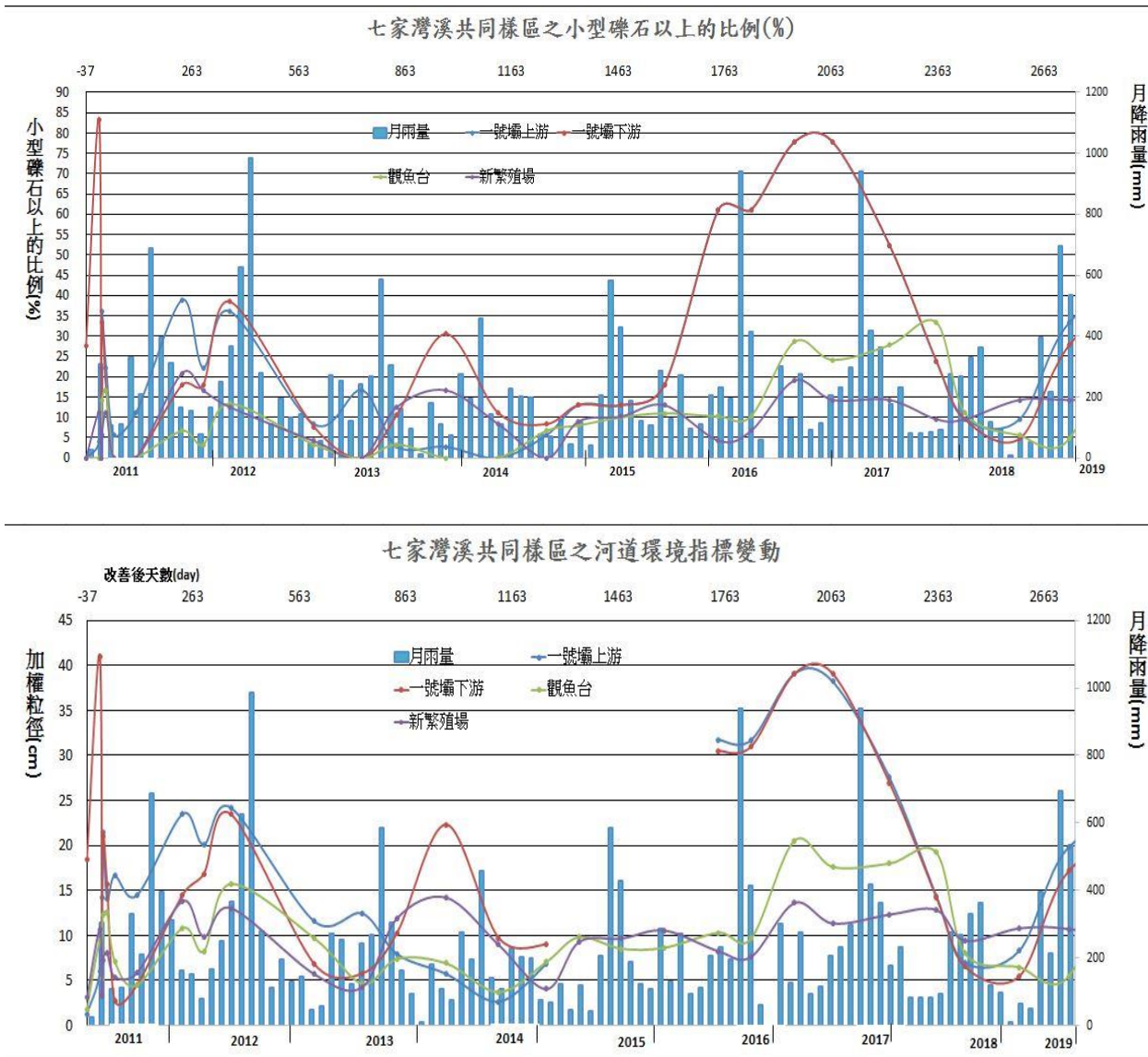


圖 3-51 七家灣溪共同樣區之河道環境指標變動圖(資料來源：本研究團隊)

附件一

流量推估

流量公式 $Q = VA$

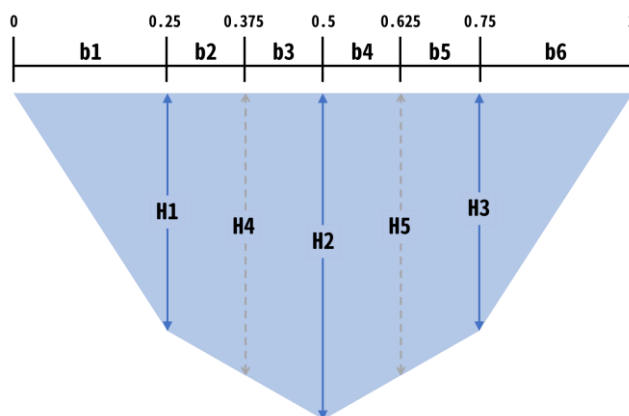
其中 $Q =$ 流量(cms)、 $V =$ 流速(m/s)、 $A =$ 面積(m^2)

$H1$ 、 $H2$ 及 $H3$ 為測量所得水深

$$H4 = \frac{H1+H2}{2}、H5 = \frac{H2+H3}{2} \text{ (平均水深)}$$

$$b1 = b6 = \frac{1}{4} \times \text{河寬}$$

$$b2 = b3 = b4 = b5 = \frac{1}{8} \times \text{河寬}$$

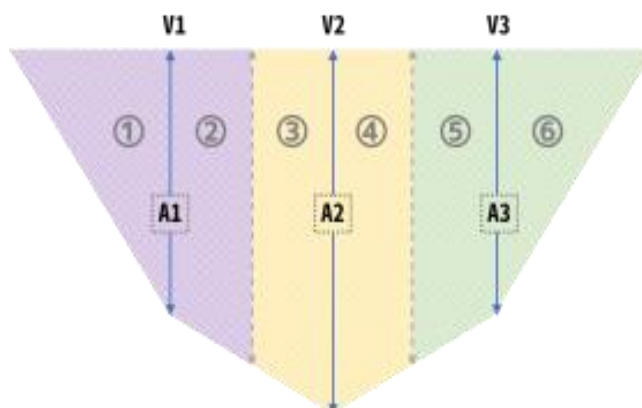


$$A1 = \frac{H1 \times b1}{2} + \frac{(H1 + H4) \times b2}{2}$$

$$A2 = \frac{(H4 + H2) \times b3}{2} + \frac{(H2 + H5) \times b4}{2}$$

$$A3 = \frac{(H5 + H3) \times b5}{2} + \frac{H3 \times b6}{2}$$

$$\text{斷面流量} = A1 \times V1 + A2 \times V2 + A3 \times V3$$



七家灣溪共同測站流量推估

1月	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
繁殖場 測站#5	0.312	0.512	0.317	0.368	0.236	0.442	0.323	0.412	0.159	0.552
一號壩 測站 #12&13	0.254	0.323	0.119	0.315	0.223	0.321	0.225	0.321	0.095	0.418
觀魚台 測站#4	0.223	0.213	0.106	0.119	0.212	0.268	0.269	0.215	0.112	0.321

單位:cms

6月	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
繁殖場 測站#5	0.512	0.752	0.698	0.325	0.357	0.512	0.512	0.213	0.112	0.635
一號壩 測站 #12&13	0.436	0.698	0.421	0.236	0.227	0.356	0.478	0.178	0.295	0.587
觀魚台 測站#4	0.325	0.549	0.236	0.136	0.215	0.363	0.336	0.127	0.197	0.412

單位:cms

10月	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
繁殖場 測站#5	0.476	0.835	0.722	0.464	0.692	0.564	0.454	0.327	0.076	0.596
一號壩 測站 #12&13	0.566	0.703	0.443	0.404	0.553	0.453	0.428	0.274	0.202	0.619
觀魚台 測站#4	0.484	0.361	0.368	0.245	0.391	0.420	0.416	0.239	0.175	0.443

單位:cms

有勝溪共同測站流量推估

1 月	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
羅葉尾 溪放流 口 測站#11	0.063	0.171	0.107	0.115	0.095	0.09	0.053	0.113	0.179	0.148
南湖登 山口	0.171	0.122	0.121	0.101	0.12	0.108	0.073	0.052	0.193	0.068
勝光派 出所	0.146	0.259	0.151	0.163	0.171	0.157	0.135	0.091	0.12	0.131
有勝溪 下游	0.126	0.604	0.261	0.284	0.435	0.406	0.253	0.078	0.092	0.098
收費站 測站#9	0.354	0.122	0.103	0.109	0.101	0.089	0.289	0.072	0.086	0.091

單位:cms

8 月	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
羅葉尾 溪放流 口 測站#11	0.367	0.478	0.411	0.401	0.322	0.307	0.312	0.319	0.320	0.354
南湖登 山口	0.473	0.529	0.456	0.427	0.387	0.321	0.375	0.394	0.391	0.406
勝光派 出所	0.435	0.614	0.483	0.491	0.412	0.459	0.464	0.528	0.515	0.499
有勝溪 下游	0.417	0.743	0.661	0.697	0.685	0.466	0.568	0.551	0.581	0.597
收費站 測站#9	0.675	0.519	0.420	0.520	0.509	0.478	0.561	0.499	0.451	0.501

單位:cms

11 月	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
羅葉尾 溪放流 口 測站#11	0.201	0.206	0.185	0.198	0.162	0.181	0.243	0.237	0.246	0.223
南湖登 山口	0.223	0.229	0.196	0.218	0.197	0.204	0.285	0.376	0.281	0.253
勝光派 出所	0.271	0.255	0.213	0.264	0.227	0.264	0.310	0.324	0.308	0.281
有勝溪 下游	0.268	0.268	0.249	0.254	0.238	0.281	0.356	0.371	0.320	0.291
收費站 測站#9	0.298	0.305	0.254	0.281	0.241	0.320	0.394	0.399	0.391	0.304

單位:cms

第四章 水質監測

官文惠、黃瑄瑩、施丞恩

明志科技大學環境與安全衛生工程系暨環境工程研究所

摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、高山溪、羅葉尾溪、有勝溪、水質監測

一、研究緣起

臺灣櫻花鉤吻鮭過去遍及大甲溪上游各溪流中，但隨時間之演進，最後僅生存於七家灣溪、高山溪、桃山西溪與北溪等。近年來，雪霸國家公園管理處致力於櫻花鉤吻鮭之復育工作，自民國 98 起開始陸續放流鮭魚，目前放流個體已可於羅葉尾溪棲地自然繁殖，且鮭魚漸往有勝溪移動分布。為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭棲息溪段，增加族群基因交流，雪管處於 100 年 5 月完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，結果發現原分布於七家灣溪下游的臺灣白甲魚藉由改善後的一號壩廊道，可上溯至一號壩上游。為監測壩體改善後之影響、瞭解放流點環境變化及評估未來新放流點的水環境條件，適切性之水質監測有其必要性。

二、研究方法及過程

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。這些溪流的坡度平緩，水溫維持攝氏 16°C 以下，溪流兩岸由砂岩與板岩組成，河床甚少泥質，且樹木茂密，水量充沛，水生昆蟲種類豐富，所以臺灣櫻花鉤吻鮭得以在此自然繁衍生存。此區域共設置八個測站，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)，採樣點代號，沿用雪管處歷年監測資料庫之編碼。

羅葉尾溪為臺灣櫻花鉤吻鮭放流成效良好之溪流，目前放流個體已可於羅葉尾溪棲地自然繁殖，且鮭魚往有勝溪移動分布。此區域共設置四個採樣點，包括羅葉尾溪放流點(#201)、南湖登山口(#202)、勝光(#203)、有勝溪下游(#204)，採樣點代號，沿用雪管處歷年監測資料庫之編碼。

為監測七家灣溪上游右岸農地回收、露營區與花海對七家灣溪水質之影響，特於右岸中游之山溝與排水溝設置七個採樣站，進行採樣與水質分析，本年度增加水中陰

離子界面活性劑檢測分析。

水質採樣分析於2、4、7、10月份進行。分析項目敘述如下：採樣後現場量測pH、水溫、導電度及溶氧等水質項目；濁度、矽酸鹽、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、硫酸鹽、氯鹽、磷酸鹽、氨氮、總有機碳等水質項目，則待現地採集樣品後，運回實驗室分析。

三、重要發現

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

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

山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，但濃度近年逐漸降低。露營遊憩區鄰近之山溝排水溝測站與七家灣溪測站，其陰離子界面活性劑濃度皆低於甲類河川水體水質標準值 0.5mg/L，且均低於偵測極限 0.020 mg/L。

8.1 公頃回收農用地之歷年監測結果觀察到 99 年之後，桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚臺(#4)三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從 2.2 mg/L 縮小至 0.1~0.5 mg/L 之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實達到一定成效。

羅葉尾溪與七家灣溪今年監測結果，可以發現有勝溪(#9)、有勝溪下游(#204)有較高的硝酸鹽氮與導電度，與農耕施作導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。

四、主要建議事項

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

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

由監測結果顯示，人為活動較密集區，營養鹽濃度及導電度均較高，若能適度控管人為活動，針對遊客人數、農業施肥施藥量及污水處理設施等妥善管理，

應可顯著降低七家灣溪流域中下游之營養鹽濃度。

2.長期建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

水質監測基本項目應包括水溫、導電度、濁度與pH值，若能輔以每季採樣分析 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 及總有機碳濃度，則可完整掌握水質變化情形。

ABSTRACT

The Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*), an endangered species, had ever widely spread over the upper branches of stream Da-Chia in the 1940s. However, the endangered salmon only naturally inhabit in Stream Chi-Chia-Wan, Stream Kao-Shan, Stream Tao-Shan-Shi, and Stream Tao-Shan-Pei for the latest decades. Since 2009, the bureau of Shei-Pa National Park has dedicated to restore the salmon and release the cultivated breeds in several historic rivers. Stream Lo-Yeh-Wei is the most successful restoration place, on which the salmon could naturally reproduce and even downwards distribute to Stream Yu-Shan. Moreover, the Dam # 1 in Stream Chi-Chia-Wan had been amended in May 2011 for increasing the habitat area of salmon and gene exchange among salmon. This project aimed to (a) investigate the effect of dam amendment in Stream Chi-Chia-Wan on water quality, (b) monitor the water quality in Stream Lo-Yeh-Wei, and (c) evaluate the water quality of potential site for juvenile salmon releasing.

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.

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.

Key words: The Formosan salmon; Stream Da-Chia, Stream Chi-Chia-Wan, Stream Ko-Shan, Stream Lo-Yeh-Wei, water quality monitoring.

一、前言

(一) 研究緣起

武陵地區七家灣溪為國寶魚臺灣櫻花鉤吻鮭之主要棲息地，該地區的土地利用型態包含了林地、崩塌地、果園、菜園、公共建設等，故自然與人為活動將對該水域水質造成極大之衝擊並間接影響該生態系之平衡(王敏昭 1998; 陳弘成 1998; 于淑芬、林永發 2003)。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對水質有一定程度之影響，農田中的肥料常在大雨沖刷後流入河川，造成溪水中的營養鹽濃度上升，進而影響臺灣櫻花鉤吻鮭主要棲息地之溪流水質，故有長期監測該地水質變化之必要性。

(二) 研究目的

為了解櫻花鉤吻鮭生存溪流水質與新增放流點的適應性，將針對包含七家灣溪、高山溪、有勝溪、羅葉尾溪與合歡溪，進行溪流水質分析與評估。另因先前研究顯示，七家灣溪右岸中游山溝水有高濃度之硝酸鹽，故本計劃擬將持續在山溝及其附近排水溝之上中下游進行採樣。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，本計劃亦將於該區附近之測站包括桃山西溪、觀魚臺及二號壩進行採樣以分析水質變化。

(三) 文獻回顧

1. 研究樣區特性：

雪霸國家公園位於台灣本島之中北部，境內高山林立，景觀壯麗，由大安溪河谷海拔760公尺至3886公尺的雪山主峰，高差達3000多公尺，自然資源極為豐富；園區內涵蓋了觀霧遊憩區、武陵遊憩區與雪見遊憩區等三個遊憩區，國家公園範圍以雪山山脈的河谷稜線為界，東起羅葉尾山，西迄東洗水山，南至宇羅尾山，北抵境界山，總面積達76,850公頃，含括新竹縣五峰鄉、尖石鄉、苗栗縣泰安鄉、台中縣和平鄉，屬於高山型之國家公園(圖4-1)。

2. 臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地之水質：

臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地之水質條件對魚隻數目有相當大之影響。(張石角 1989)與(陳弘成 1998)研究指出臺灣櫻花鉤吻鮭對水質的要求如下所述，溫度是最直接影響鮭魚的生存條件，鮭魚生存最適溫度在5~17 °C為最佳，孵化時7~12.5 °C，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 mg/L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 mg/L以下時便會產生窒息現象；溶氧過高會造成鰓微血管和皮下組織會出現氣泡，妨礙血液循環而使魚類出現呼吸困難導致死亡。

濁度要求在5 NTU之下，濁度過高會造成視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭攝食的有效度降低，懸浮顆粒更容易經由摩擦對水棲生物造成物理性的傷害，若附著於魚卵表面，則其透氧率會降低導致孵化率亦隨之降低。生化需氧量代表著水中有機物質的多寡，其值越低表示其水中有機物的含量越少，水質亦越好。在甲級河川水體其生化需氧量值規定於1 mg/L以下(表4-1)，鮭鱒魚類對水中生化需氧量的濃度可忍受在1 mg/L以下，孵化時忍受值更低為0.6 mg/L以下。

硝酸鹽於水體未污染之上限濃度為0.5 mg/L，若大於10 mg/L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 mg/L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 mg/L，鮭鱒魚類對水中亞硝酸鹽的忍受濃度為50 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，孵化時則需低於30 $\mu\text{g}/\text{L}$ (陳弘成 1998)，歐盟則訂定亞硝酸鹽氮上限為3.0 $\mu\text{g N}/\text{L}$ (表4-2)。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(陳弘成 1998)建議水中氨濃度應小於12.5 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，歐盟則嚴格訂定水中非離子態氨濃度須小於4.1 $\mu\text{g N}/\text{L}$ ，總氨濃度須小於30 $\mu\text{g N}/\text{L}$ (表4-2)。

冷水性鮭鱒魚類對氯極為敏感，水中若含有0.3 mg/L的氯，兩個小時內虹鱒便會死亡；含氯0.25 mg/L時，4~5個小時便能殺害幼魚。氯的毒性影響常是久遠的且無法復原，在含氯的溪水中會導致魚類的鰓受損而無法保持體內離子平衡。其他化合物與氯結合後大多數具有毒性，生物不能經由代謝而排除致使魚類死亡。環境中的磷大多以磷酸鹽(PO_4^{3-})的型式存在。磷關係著水質優養化的發生，溶解性磷酸鹽水體未受污染之上限濃度為0.01 mg/L，鮭鱒魚類對水中磷酸鹽的忍受濃度為10 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。

3. 氮的來源與型態

(1) 氮的來源

(楊秋忠 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，最後轉化成至硝酸態氮，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：

尿素及氨態氮施肥施入pH值大於7.5的鹼性土壤時，易使氨態(NH_4^+)轉變為 NH_3 氨之氣體而揮散，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，氨態氮(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. 磷的形態與傳輸

(1) 磷的形態

土壤中磷素的形態主要可區分為下面三類：

a. 土壤有機質內的有機。

b. 無機磷，存在於鈣、鎂、鐵、鋁及粘粒結合的磷。

c. 存於生命體中的有機及無機磷。

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

(2) 磷的傳輸

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

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

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

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

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

5. 硫

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

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

硫肥的來源可分為可溶性硫與不可溶性硫兩大類，可溶性型態的硫肥是以鈣、鉀、銨、鎂、鋅、銅、錳的硫酸鹽類，對農作物的有效性高，但易因被淋洗而流失，尤以砂土質地及雨量多的地方更易流失。不溶性硫是元素硫，不能直接被植物利用，

需經土壤微生物的氧化作用轉化，充分的水分、通氣、較高的土壤溫度及細粒礦粉等條件有利於元素硫轉化為可溶性之硫酸根而利植物吸收。

6. 水體分類水質標準

環保署為確保飲用水符合人體衛生與安全之要求，並減輕淨水場處理設施之負荷，依飲用水管理條例於民國八十六年九月二十四日公告「飲用水水源水質標準」，並於民國八十七年五月二十一日施行，規定水質不符合飲用水水源標準者，將禁止做為用水水源。依據標準規定，以地面水或地下水體作為自來水或簡易自來水之水源者，大腸桿菌密度每100 mL不得超過二萬個，氨氮(NH₃-N)不得超過1 mg/L，化學需氧量(COD)不得超過25 mg/L，總有機碳(TOC)為4 mg/L，標準值如(表4-3)所示。其中以地面水或地下水體作為自來水或簡易自來水之水源者，取水處所屬河流區段須符合「地面水體分類及水質標準」中針對各種用途所訂定之水體分類標準，取水處所屬河流區段至少需符合乙類河川水質標準，其規範項目包含H⁺濃度(pH)、溶氧量(DO)、生化需氧量(BOD₅)、懸浮固體(SS)、大腸桿菌群、氨氮(NH₃-N)、總磷(TP)等項目，如(表4-3)所示。

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、右岸之山溝及排水溝、羅葉尾溪與合歡溪。採樣點相關位置如圖4-4、圖4-5、圖4-6、圖4-7、圖4-8。其在武陵地區現場分析的水質項目有pH、溶氧、導電度與水溫等四個項目，實驗室測定項目為濁度、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氨氮、正磷酸鹽、二氧化矽、總有機碳、硫酸鹽、氯鹽等九個分析項目。所採集之溶解態水體樣品保存方式如(表4-4)所示。

(一) 採樣地點介紹

採樣地點包括武陵地區內之桃山西溪、高山溪、有勝溪及七家灣溪等四條溪流，水樣採集共設置20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(4個測站)與排水溝(3個測站)、羅葉尾溪放流點(#201)、南湖登山口(#202)、勝光(#203)、有勝溪下游(#204)、合歡溪上游(#303)，以及因應桃山瀑布廁所檢測之新增測站：桃山瀑布廁所、桃山北溪匯流口，相關測站地理座標如(表4-5)。

(二) 水質分析方法

溶解態樣品實驗分析方法均根據環境檢驗所公告之實驗分析方法，另二氧化矽是改採用HACH Method 8186分析、陰離子界面活性劑採用HACH Method 8028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 AS22 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 AS22 4mm)，即因其與低容量之強鹼性陰離子交換樹脂間親和力之不同而被分離。分離後待測硫酸鹽離子再流經一高容量的陽離子交換樹脂之抑制裝置，而被轉換成具有高導電度酸之形態，移動相

溶液則轉換成低導電度之碳酸。經轉換後之待測硫酸鹽離子再流經電導度偵測器，即可依其滯留時間及波峰面積、高度或感應強度予以定性及定量。

11. 氯鹽：

水樣中之氯離子以離子層析儀(DIONEX ICS-1500)分析，隨碳酸鈉及碳酸氫鈉流洗液流經一系列之離子交換層析管時(DIONEX AS22 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(Shimadzu TOC-Vwp)，求得總有機碳的濃度。

13. 陰離子界面活性劑：

水樣中之洗滌劑ABS(支鏈烷基苯磺酸鹽)或LAS(烷基苯磺酸鹽)與結晶紫染料結合，並將離子對配合物萃取至甲苯中，以分光光度計(HACH DR3900)於 605 nm 波長進行分析。

三、結果

(一) 水質監測

七家灣溪流例行性水質分析採樣97年前以雙月、97年以每季進行，98年後以雙月及7~8月間的颱風過後進行採樣，時間分別為94年2、4、6、8、10、12月；95年2、4、6、8、10、12月；96年2、4、6、8、10、12月；97年1、4、7、10月；98年2、4、6、8、10月；99年2、4、6、8、10、12月；100年2、4、6、8、9、10、12月；101年2、3、4、6、8、10、12月；102年1、2、4、6、8、10月；103年2、6、10月；104年2、6、10月；105年2、4、6、10月；106年2、4、6、10月；107年2、4、7、10月、108年1、4、7、8、10月共76筆數據，分析項目包括現場測定之水溫、溶氧、導電度、pH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，部分樣點增加界面活性劑檢測，108年度1、4月之分析數據如(表4-6)至(表4-9)所示，並於108年7月份增加七卡山莊採樣測試，數據如(表4-8)，以利觀察確認山溝源頭水質。

此外，雪霸國家公園管理處於一百年五月份進行一號壩壩體改善工程，本團隊亦配合壩體改善時程，進行壩體改善前與後之水質密集監測，而壩體改善後水質監測仍持續進行中，該區水質監測結果如圖4-21至圖4-33所示。

山溝及其附近排水溝上中下游之水質監測結果如圖4-34至圖4-46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4-47至圖4-59所示。羅葉尾溪之水質監測結果如圖4-60至圖4-72所示。

四、討論

(一) 七家灣溪流例行性水質監測

由上游至下游分別為桃山西溪(#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)，進行水質連續監測，分析結果如圖4-8至圖4-20所示。

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6.3~8.4間呈中性偏鹼的狀態。除下游有勝溪測站(#9)於歷年4月份測得之pH值偏高，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 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ 之間。武陵地區各溪流導電度值在103~356 $\mu\text{mho}/\text{cm}$ 之間，桃山西溪與高山溪無農田施作，導電度值明顯較武陵地區溪流中低；七家灣溪中游與下游有勝溪有農耕活動的關係，導電度值明顯較高，由此可明顯觀測到農耕行為對武陵地區溪流所造成的影響。另水量的多寡也會影響水中的導電度，在冬及春季枯水期時，測得之導電度值較高。

水溫是影響臺灣櫻花鉤吻鮭的重要限制因子(陳弘成 1998)，夏季高水溫限制為攝氏17度，繁殖季節則是攝氏12度。武陵地區溪流水溫在冬季維持在攝氏9度左右，夏季水溫介於攝氏15至18度，其中又以下游之有勝溪水溫略高於其它測站。近十年七家灣溪水溫亦漸增加，愈是下游增溫幅度愈大，比較如圖4-8所示，又介於近年全球暖化、溫室效應的關係，水中溫度的變化更須加以關注，以長期的資料統計，區分為夏季、冬季進行觀察，如表4-12所示，可以看出桃山西溪、二號壩，在夏季時增長幅度更為明顯，觀魚臺、高山溪、繁殖場則為冬季時較為增加。

溫度、生物間的呼吸作用及光合作用等為主要影響溶氧之因子，動、植物於夜間的呼吸作用與低氧之流水流入則會造成較顯著的耗氧發生。武陵地區各溪流生物量不多且無有機物的污染，又依亨利定律可知飽合溶氧濃度會隨著溫度降低而增加，冬季時武陵地區流域溶氧為最高，108上半年度武陵地區流域大部分水系溶氧值維持在6.26(108/04有勝溪測站)~9.17(108/01一號壩下游測站) mg/L 之間，108年度下半年7.21(108/07有勝溪測站)~9.07(108/08桃山西溪測站) mg/L 之間，符合冷水性鮭鱒魚類對溶氧的需求在7 mg/L 以上或飽和度85%以上(陳弘成 1998)，並考慮近年七家灣溪水溫的變化以致溶氧的增減，以夏季、冬季進行區分比較，如表4-12所示，統計出溶氧皆有減少的趨勢，夏季時桃山西溪的減少幅度更為明顯，而於冬季時則為高山溪、繁殖場。

濁度過高會造成視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭攝食的有效度降低，於100年5月攔砂壩壩體改善後，武陵地區溪流濁度已趨於穩定，今年上半年度觀察之測站濁度均低於1 NTU。造成濁度上升的原因往往是因為大雨沖刷的關係所致，濁度高之水質雖不會造成魚類立刻死亡，但會增加魚類的染病機率。視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭對濁度的要求在5 NTU之下(陳弘成 1998)，武陵地區流域其濁度值在2 NTU以下符合要求。

108上半年武陵地區各溪流所測得矽酸鹽介於3.32(108/04觀魚台測站)~7.68(108/01一號壩上游測站) mg/L，下半年2.98(108/10桃山西溪測站)~9.69(108/08有勝溪測站)。雪霸國家公園的地質大多屬於板岩、砂岩與頁岩，其組成主要為粘土、石英及長石等礦物，二氧化矽佔其主要成分，因而溪流內矽酸鹽的來源應與地質相關，目前矽酸鹽對臺灣櫻花鉤吻鮭的影響並無直接的證明。歷年監測結果顯示大雨過後，雨水沖刷會使得礦物溶於水中，造成矽酸鹽濃度增加。

營養鹽方面桃山西溪與高山溪大致上低於其它溪流；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它溪流的主因。

武陵地區大部分溪流硝酸鹽氮含量低於0.6 mg/L，除一號壩上游於108年四月份檢測值為1.798 mg/L，以及有勝溪檢測出6.07 mg/L，而下半年8月份有勝溪檢測6.50 mg/L 以及山溝6.79 mg/L較高，但10月份降回有勝溪1.47 mg/L 山溝1.98 mg/L，其餘下游測站濃度則均較上游高，此趨勢同導電度值。桃山西溪與高山溪無農田施作，兩區域硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低，另七家灣溪流中下游處之觀魚臺，其硝酸鹽氮含量明顯比上游高；有勝溪收費口的今年四月檢測出硝酸鹽氮含量為武陵地區中最高6.07 mg/L，此現象可能與七家灣溪中游及有勝溪有農耕相關。

七家灣溪中下游測站之硝酸鹽氮濃度均較上游桃山西溪來得高，因而可由此評估農耕行為或人為活動輸入的硝酸鹽對武陵地區溪流所造成的影響。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用，經雨水逕流而進入河川。土壤在好氧情況下，亞硝酸菌可將氨轉化成亞硝酸根，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，因而氨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 µg

/L，孵化時則需低於30 $\mu\text{g/L}$ (陳弘成 1998)，歐盟亦於2006年訂定鮭鯉魚水體中亞硝酸鹽氮濃度需在3 $\mu\text{g/L}$ 以下(表4-2)。武陵地區大部分溪流亞硝酸鹽氮濃度均低於3 $\mu\text{g/L}$ 。

溪流中的氨氮變化，在施用有機肥時會因肥料中氮的分解，透過雨水的沖刷導致溪流中氨氮濃度上升。除此之外，當溪流pH值過高時，水中氮會以劇毒性之非離子狀態存在，對魚類造成影響。故學者(陳弘成 1998)建議水中氮濃度應小於12.5 $\mu\text{g/L}$ ，歐盟(European-Parliament, 2006)則嚴格訂定水中非離子態氮濃度須小於4.1 $\mu\text{g/L}$ ，總氮濃度須小於0.03 mg/L (表4-2)。而歷史監測結果顯示，武陵地區溪流之氨氮濃度於冬至早春季節較高，其餘季節則較少偵測到氨氮。

硫酸鹽在各溪流的濃度均高於其它營養鹽類，因此可推測水中導電度的來源可能為硫酸鹽。上游處桃山西溪硫酸鹽濃度較低，有勝溪測站硫酸鹽濃度較高。因12~4月枯水期，造成冬季硫酸鹽濃度也較夏季濃度來得高。

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。往年武陵地區溪流中氯鹽濃度大致維持在2.0 mg/L 以下，武陵地區溪流中107年度曾檢測氯鹽濃度偏高：桃山西溪側站7.35 mg/L (107/07) 觀魚台測站8.45 mg/L (107/10)、一號壩上游8.86 mg/L (107/10)，今年上半年則降回以往正常值：桃山西溪側站0.26-0.40 mg/L (108)、觀魚台測站0.08-0.46 mg/L (108)、一號壩上游0.32-1.25 mg/L (108)，下半年唯羅葉尾放流點較高6.8442 mg/L (108/08)，其餘皆在正常值。

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(陳弘成 1998)建議臺灣櫻花鉤吻鮭水體中磷酸鹽濃度應小於0.01 mg/L ，歐盟(European-Parliament, 2006)則訂定濃度須小於0.2 mg/L (表4-2)。磷酸鹽歷年濃度介於0~0.1 mg/L ，108上半年度於桃山西溪測站測得均為0.03 mg/L 、二號壩測站0.02 mg/L 、觀魚台測站0.02 mg/L 、有勝溪測站0.05 mg/L 、一號壩上游測站0.04 mg/L 。

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，108上半年度七家灣溪流流域之總有機碳濃度於歷年監測值變動不大，濃度大致介於0.456 mg/L (108/08觀魚台測站)~1.034 mg/L (108/08高山溪測站)。

(二) 一號壩壩體改善後之影響

雪霸國家公園管理處於100年5月進行一號壩壩體改善工程，在壩體改善前、後於四個測站，由上游至下游分別為觀魚臺(#4)、一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)、繁殖場(#5)，進行水質監測，以了解壩體改善對七家灣溪及臺灣櫻花鉤吻鮭需求水質之

影響。壩體改善後之水質監測仍持續進行。分析結果如圖4-21至圖4-33所示。

圖4-73為七家灣溪上游至中游樣站之壩體改善前後溶氧濃度盒鬚圖。比較後可發現拆壩後所有相關樣站點的溶氧均能維持與拆壩前相同，不若其他樣站般，受全球暖化影響而溶氧值稍降，代表拆壩對於水中溶氧之維持有所助益。

改善壩堤後四個測站的pH值介於7.4~8.6間呈中性偏鹼的狀態，數值在武陵地區溪流正常範圍內，而後續監測之pH值則趨於穩定。

導電度表示水中離子的含量多寡，鮭魚最適水體導電度介於120~450 $\mu\text{mho/cm}$ 之間(陳弘成 1998)。108上半年導電度值介於116.6-205.0 $\mu\text{mho/cm}$ ，下半年為142.9~209 $\mu\text{mho/cm}$ 。壩體改善期間導電度下降，約兩周內即可恢復。

視覺性攝食魚種臺灣櫻花鉤吻鮭對濁度的要求在5 NTU之下(陳弘成 1998)，108上半年度數值皆在5NTU之下，可見壩體改善後濁度並不需要過多的時間即可回復成正常範圍。

壩體改善對矽酸鹽、硝酸鹽氮、硫酸鹽、氯鹽濃度的影響不大，硝酸鹽氮濃度除108/08於有勝溪測站偏高6.50 mg/L，其餘測站均維持在1 mg/L以下，硫酸鹽濃度介於31.3~50.8 mg/L間，氯鹽有勝溪測站測得較高濃度1.3336 mg/L(108/01)、3.6992 mg/L，除此之外氯鹽濃度皆低於0.5 mg/L。108上半年度亞硝酸鹽氮數值，除108/01一號壩下游測站測得數據偏高，其餘數值皆在0.40 mg/L (108/04繁殖場測站)~3.10 mg/L (108/01一號壩下游測站) mg/L，下半年度皆在0.14 mg/L (108/08觀魚臺測站)~1.15 mg/L (108/08一號壩上游測站)之間；氨氮濃度在下半年，範圍約在0.01(108/07一號壩上游測站)~0.19(108/10繁殖場測站)；磷酸鹽濃度相比於去年較低，約在0.01(108/10繁殖場測站)~0.03(108/08一號壩上游測站) mg/L。

(三) 山溝及排水溝之水質監測

圖4-34至圖4-46為山溝及排水溝之水質監測結果，山溝及排水溝之pH值略低於七家灣溪流測站；矽酸鹽濃度略高於七家灣溪流測站，相較於去年同時間矽酸鹽濃度在本年度四月份回到正常範圍；溫度及溶氧則與七家灣溪流測站差異不大。另外，排水溝之導電度值明顯低於山溝及七家灣溪；山溝及排水溝之濁度值皆維持在5 NTU規範之下。

山溝及排水溝之硝酸鹽濃度皆高於七家灣溪，山溝與排水溝之硝酸鹽8月份檢測較高，山溝檢測值介於6.79(108/08山溝中游測站)~7.34(108/08山溝中游支游測站) mg/L。排水溝測值則低於山溝、略高於七家灣溪流，介於1.09(108/10排水溝測

站)~1.92(108/10排水溝前測站) mg/L。

亞硝酸鹽氮濃度大多維持在5 µg/L之下，僅排水溝測站於108/01測得4.3 µg/L，但整體來說亞硝酸鹽氮濃度仍遠低於保育臺灣櫻花鉤吻鮭的水質基準50 µg/L。

山溝之氯鹽濃度高於排水溝測站，山溝介於1.12(108/10排水溝測站)~2.92(108/07山溝中游支流測站) mg/L。整體來說山溝、排水溝測值略高於七家灣溪流。氯鹽在自然水體中的濃度變化較大，通常氯鹽含量會隨著礦物質含量增加。

磷酸鹽監測山溝及排水溝濃度介於0.03(108/10排水溝後測站)~0.10(108/10山溝測站) mg/L。今年下半年監測山溝及排水溝之硫酸鹽濃度介於9.85(108/10排水溝測站)~18.145(108/10排水溝後測站) mg/L，皆遠小於觀魚臺、高山溪與有勝溪的監測濃度29.92(108/07高山溪測站)~33.51(108/08有勝溪測站) mg/L。歷年監測結果顯示該區硫酸鹽來源僅為當地岩石中之金屬硫化物經風化過程後氧化溶解所產生。山溝與排水溝測站測得總有機碳濃度介於0.04(108/10排水溝前測站)~1.47(108/07山溝中游測站) mg/L，數值與七家灣溪流並無過大之差異。

本子計畫於去年7月實施武陵農場露營地之現場勘查，經發現露營地之污水經化糞池或小型汙水處理設施後再排入土壤中，藉由山溝之上游，間接流入七家灣溪流中。而去年在旅遊旺季時所測得數據皆有較大的浮動，故研判山溝的水質會因旅遊的人潮有機會影響到七家灣溪。

為確認因露營區、農地對山溝之水質影響，於今年7月於七卡山莊進行採樣，即為山溝上游水源，數據如表4-7，可以發現七卡水源，在於硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、氯鹽以及磷酸鹽部分皆明顯低於山溝水質狀況，如圖4-87~4-90，更加以確認上游之水質未受汙染，露營區、農地、高山植物園等對山溝水質確實有影響。

(四) 8.1公頃回收農用地之水質監測

圖4-47至圖4-59為8.1公頃回收農用地之水質監測結果。回收農用地已於95年12月底完成徵收，為比較回收前後之水質差異，故本團隊持續於該區附近之測站包括桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚臺(#4)進行採樣以分析水質變化。

今年該區域水質分析結果顯示，導電度與硫酸鹽濃度呈現越往下游濃度越高趨勢，以上游桃山西溪最低，二號壩、下游觀魚臺次之。而硝酸鹽濃度介於0.08(108/10二號壩測站)~1.25(108/08觀魚台測站) mg/L，亞硝酸鹽濃度介於0.13(108/08桃山西溪測站)~3.01(108/07二號壩測站) µg/L，氨氮濃度介於0.01(108/08桃山西溪測站)~0.13(108/10二號壩測站) mg/L。監測結果顯示，每年6~10月份硝酸鹽氮濃度會逐漸下降，若該月份總有機碳濃度升高至可提供充分碳源時，亞硝酸鹽氮濃度會顯著增

加，同時氮濃度亦會略微升高，顯示6至10月份為該區域溪流進行脫硝反應季節，脫硝菌會利用有機碳為能量來源，將硝酸鹽氮還原成亞硝酸鹽氮及氨氮。其餘監測項目暫無明顯變化跡象。

歷年監測結果觀察到99年之前，三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度較大，濃度差距最高達到2.2 mg/L；99年之後的監測結果濃度差異幅度明顯縮小至0.1~0.5 mg/L之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。圖4-74盒鬚圖可更清楚顯示農地回收之成效。

(五) 羅葉尾溪與合歡溪之水質監測

圖4-60至圖4-72為羅葉尾溪、合歡溪之水質監測結果。圖4-75至圖4-86為水質比較盒鬚圖。監測測站分別為觀魚臺(#4)、高山溪(#8)、有勝溪(#9)、羅葉尾溪放流點(#201)、南湖登山口(#202)、勝光(#203)、有勝溪下游(#204)、合歡溪上游(#303)，其中勝光(#203)、有勝溪下游(#204)，這兩測站周邊皆有農耕施作。

108上半年羅葉尾與有勝溪流域的水質分析結果顯示，pH值介於6.28(108/01南湖登山口測站)~8.41(108/04勝光派出所測站)，下半年7.23(108/10南湖登山口測站)~8.65(108/07勝光派出所測站)，測得之pH值普遍在魚類生產力最佳範圍6.5~8.5之內，溫度、溶氧、矽酸鹽則與七家灣溪流域測站差異不大。濁度值維持在5 NTU之下。有勝溪(#9)、勝光(#203)、有勝溪下游(#204)有較高的硝酸鹽氮與導電度，與農耕施作導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。而硝酸鹽濃度介於0.02 (108/04南湖登山口測站)~0.41(108/04有勝溪下游測站) mg/L，下半年8月份有勝溪6.5086 mg/L、勝光派出所3.1294 mg/L、有勝溪下游5.5915 mg/L較高，其餘皆在往年標準內，亞硝酸鹽濃度介於1.0(108/04有勝溪下游測站)~1.7(108/01羅葉尾溪放流點測站) µg/L，下半年為0.14(108/08觀魚臺測站)~2.6(108/07有勝溪下游測站)，108上半年勝光派出所(#203)之氨氮濃度為0.11mg/L偏高，下半年高山溪(#8)0.13 mg/L較高。

磷酸鹽歷年濃度介於0~0.01 mg/L，今年上半年測得濃度介於0.01~0.04 mg/L，下半年濃度也無太大變化，相較去年回歸正常範圍。

羅葉尾溪流域測站之硫酸鹽濃度介於15.37~68.12 mg/L，勝光的監測濃度為最高68.12 mg/L，下半年則為58.2757 mg/L。

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。羅葉尾溪與有勝溪普遍低於2.0 mg/L，僅羅葉尾溪(#201)測站於一月、八月之檢測濃度值高於其他測站。

溪流中總有機碳的來源多為落葉與有機體的分解，羅葉尾及有勝溪測站總有機碳濃度介於0.36(108/01有勝溪下游測站)~2.65(108/04羅葉尾溪放流點測站) mg/L，下半年則為0.206(108/10有勝溪測站)~4.206(108/07南湖登山口測站)。

(六) 遊憩區之陰離子界面活性劑

因武陵農場露營遊憩區可能有清潔劑流入溪水之疑慮，故針對周圍之測站水質進行監測，比較測站包含桃山西溪(#2)、二號壩(#3)、觀魚臺(#4)、山溝、排水溝前，結果如表4-8，108年度檢測之界面活性劑數值皆低於檢測及縣，且亦低於甲類河川水體水質標準0.5 mg/L。已於去年向露營區進行調查，其並未向旅客提供洗潔劑、沐浴乳等等可能造成界面活性劑污染之相關產品，但並無明確的規範旅客不得使用。

五、結論與建議

(一)結論

1. 武陵地區除有勝溪流域測站外大部分測站溪流水質良好，符合臺灣櫻花鉤吻鮭生存水質標準，目前武陵地區溪流生態尚屬適合臺灣櫻花鉤吻鮭生存之環境。
2. 在導電度及營養鹽方面，桃山西溪與高山溪均低於其它溪流；七家灣溪中下游測站及有勝溪則有較高的營養鹽濃度，可能與農耕施作和山上降雨沖刷導致該區導電度與營養鹽濃度高於其它溪流有關。
3. 武陵地區各溪流的硝酸鹽氮含量，在七家灣溪中游觀魚臺明顯比上游桃山西溪高；有勝溪收費口的硝酸鹽氮濃度檢測出6.07 mg/L為最高，桃山西溪與高山溪無農田施作，硝酸鹽氮濃度值明顯為武陵地區溪流中最低。硝酸鹽氮主要的來源為含氮肥料的使用，經雨水逕流而進入河川，因而可推論農耕行為可能對於武陵地區溪流有一定程度之影響。
4. 武陵地區亞硝酸鹽氮濃度，在去年七月監測發現觀魚台及有勝溪測站濃度高達5.97與5.27 $\mu\text{g/L}$ ，濃度超出歐盟訂定之3 $\mu\text{g/L}$ 標準，但於今年一月及四月接回歸正常值0.4-2.1 $\mu\text{g/L}$ ，僅一號壩下游測站略超出歐盟訂定之標準。保育臺灣櫻花鉤吻鮭的水質基準為50 $\mu\text{g/L}$ ，雖檢測值尚未達到規範之水質基準，但卻能從與去年比較中顯示該區域易受人為活動影響，故有持續監測與控制遊客數量之必要性。
5. 一號壩壩體改善工程對下游水質尤其是濁度有立即性的影響，但在一至二週內即可恢復至溪水初始水質狀態，顯示突如其來之水質變化在短時間內即可恢復正常。截至目前各項水質監測結果顯示已回復至往年之變動趨勢。壩體改善，使得二號壩上下游測站，較其他測站更能減緩全球暖化對水中溶氧之負面影響。
6. 今年上半年山溝及排水溝測站之硝酸鹽濃度介於1.21-2.81 mg/L；山溝測值高於排水溝，而排水溝測值則略高於七家灣溪流。整體而言，山溝及排水溝之硝酸鹽氮與磷酸鹽濃度仍高於七家灣溪測站，本年度分析發現七卡水源水質遠較山溝排水溝水中營養鹽濃度低許多，顯示露營區、高山植物園或農地對水質之影響相當顯著，故持續的管理與仍有其必要性。
7. 8.1公頃回收農用地之歷年監測結果觀察到99年之後，桃山西溪(#2)、二號壩(#3)及觀魚臺(#4)三測站硝酸鹽氮濃度差距幅度明顯從2.2 mg/L縮小至0.1~0.5 mg/L之間，顯示該區域氮鹽濃度逐漸穩定，農地回收確實有達到一定成效。
8. 羅葉尾溪放流點(#201)與南湖登山口(#202)無農田施作，導電度值明顯為羅葉尾及有

勝溪流域中最低；其餘測站因農耕活動的關係，導電度值較高，由此可明顯觀察到農耕行為對溪流導電度所造成的影響。

9. 陰離子界面活性劑之檢測針對露營遊憩區之鄰近測站：山溝(A6)、排水溝前(B3)與桃山西溪(#2)、觀魚台(#4)、二號壩(#3)相比較，檢測出濃度皆低於偵測極限。

(二)建議

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

1.立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

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

2.長期建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：武陵農場

水質監測基本項目應包括水溫、導電度、濁度與pH值，若能輔以每季採樣分析 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 及總有機碳濃度，則可完整掌握水質變化情形。

六、參考文獻

- 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報告。
- 張石角，1989。櫻花鉤吻鮭保護區規劃。行政院農委會研究報告。
- 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。
- 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報告。
- 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報告。
- 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報告。
- DIRECTIVE 2006/44/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL
of 6 September 2006
- Kuan W-H, Chen Y-L. 2014. Land-use type of catchment varying nitrogen cycle in an endangered salmon inhabited stream. Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ) 13
- Sherpley A. 1995. Fate and transport of nutrients: phosphorus. USDA, agricultural research service, national agricultural water quality laboratory, Durant, Oklahoma
- Wischmeier WH Smith, DD. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation department of agricultural. U S Department of Agriculture, Agricultural Handbook 537

附表

表 4-1 地面水體分類及水質標準

基準值							
分級	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	—	—	—

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：指經活性炭吸附、離子交換、逆滲透等特殊或高度處理可供公共給水之水源。

(資料來源：行政院環境保護署水污染防治)

表 4-2 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準(2006.9.6.)

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 /bhL)	≤ 3		≤ 6	
磷酸鹽(mg PO ₄ /L)	≤ 0.2		≤ 0.4	
亞硝酸鹽(µg N/L)	≤ 3.0		≤ 9.1	
非離子態氮 (µg N/L)	≤ 4.1	≤ 20.6	≤ 4.1	≤ 20.6
總氮(mg N/L)	≤ 0.03	≤ 0.78	≤ 0.16	≤ 0.78

(資料來源：Directive 2006/44/EC of the European parliament and of the council of 6 September 2006)

表 4-3 飲用水水源水質標準(作為自來水及簡易自來水之飲用水水源者)

項目	最大限值	單位
大腸桿菌群密度	20,000(具備消毒單位) 50(未具備消毒單位)	MPN/100 mL 或 CFU/100mL
氨氮(NH ₃ -N)	1	mg/L
化學需氧量(COD)	25	mg/L
總有機碳(TOC)	4	mg/L

(資料來源：行政院環境保護署飲用水水源水質標準)

表 4-4 水體樣品保存

分析項目	容器	保存方法
濁度	塑膠瓶	暗處，4℃ 冷藏
矽酸鹽	塑膠瓶	暗處，4℃ 冷藏
硝酸鹽氮	玻璃或塑膠瓶	暗處，4℃ 冷藏
亞硝酸鹽氮	玻璃或塑膠瓶	暗處，4℃ 冷藏
氨氮	玻璃或塑膠瓶	加硫酸使水樣pH<2，暗處，4℃ 冷藏
正磷酸鹽	1+1熱鹽酸洗淨之玻璃瓶	暗處，4℃ 冷藏
硫酸鹽	玻璃或塑膠瓶	暗處，4℃ 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℃ 冷藏(不得預洗)

(資料來源：行政院環境保護署)

表 4-5 採樣地點地理座標

站號	站名	溪流	地理座標(經緯度)		海拔(m)
#2	桃山西溪	桃山西溪	E 121.30750	N 24.39804	1927 m
#3	二號壩	七家灣溪	E 121.31012	N 24.38214	1787 m
#4	觀魚臺	七家灣溪	E 121.31191	N 24.36768	1743 m
#5	繁殖場	七家灣溪	E 121.31382	N 24.35446	1727 m
#8	高山溪	高山溪	E 121.30897	N 24.35813	1786 m
#9	有勝溪	有勝溪	E 121.31030	N 24.34752	1776 m
#11	一號壩上游	七家灣溪	E 121.31163	N 24.36384	1762 m
#12	一號壩下游	七家灣溪	E 121.31173	N 24.35979	1712 m
#201	羅葉尾溪放流點	羅葉尾溪	E 121.34758	N 24.39468	2309 m
#202	南湖登山口	有勝溪	E 121.35241	N 24.39180	1945 m
#203	勝光	有勝溪	E 121.34144	N 24.36905	1874 m
#204	有勝溪下游	有勝溪	E 121.32397	N 24.35185	1752 m
#303	合歡溪上游	合歡溪	E 121.25302	N 24.16333	2650 m
A3	山溝 中游	七家灣溪	E 121.30775	N 24.37723	1843 m
A4	山溝 中之支游	七家灣溪	E 121.30778	N 24.37707	1780 m
A5	山溝 中之下游	七家灣溪	E 121.30813	N 24.37743	1875 m
A6	山溝	七家灣溪	E 121.30859	N 24.37730	1809 m
B1	排水溝	七家灣溪	E 121.31053	N 24.37438	1768 m
B3	排水溝 前	七家灣溪	E 121.30919	N 24.37585	1724 m
B4	排水溝 後	七家灣溪	E 121.30993	N 24.37484	1756 m

(資料來源：本研究資料)

表 4-6 108 年 01 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L
#2	桃山西溪	1/20	10	7.55	142.1	8.44	0.44	6.97
#3	二號壩	1/20	11.9	7.91	188.0	9.08	0.31	7.04
#4	觀魚臺	1/20	12.6	7.98	203.0	8.94	0.27	6.55
#5	繁殖場	1/20	12.3	8.03	116.6	8.11	0.26	6.63
#8	高山溪	1/20	10.3	7.47	160.3	8.33	0.62	6.74
#9	有勝溪	1/20	14.2	8.32	145.7	8.02	0.39	6.03
#12	一號壩上游	1/20	12.3	8.03	205.0	9.02	0.35	7.68
#13	一號壩下游	1/20	13.4	8.02	129.1	9.17	0.39	6.80
#201	羅葉尾溪放流點	1/20	10.2	6.91	120.8	8.52	0.42	5.11
#202	南湖登山口	1/20	11.7	6.28	72.6	8.94	0.28	5.63
#203	勝光	1/20	11.8	8.27	232	8.61	0.42	6.52
#204	有勝溪下游	1/20	13.8	7.83	137.2	8.09	0.32	5.77
A3	山溝 中	1/20	12.9	7.47	122.4	8.70	0.48	13.54
A4	山溝 中支	1/20	12.3	7.52	125.4	8.64	0.63	15.35
A5	山溝 中下	1/20	12.6	7.59	124.1	8.76	1.05	13.97
A6	山溝	1/20	13.3	7.44	123.8	8.44	0.53	9.02
B1	排水溝	1/20	13.5	7.49	57.5	8.41	2.21	4.64
B3	排水溝 前	1/20	14	7.01	90.2	8.36	2.94	9.95
B4	排水溝 後	1/20	14.6	7.18	97.1	7.89	2.6	9.05

站號	站名	採樣日期	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	1/20	0.0929	2.1	33.5133	0.4004	ND	0.08	0.8444
#3	二號壩	1/20	0.0268	1.70	45.3761	0.267	0.02	0.09	0.3899
#4	觀魚臺	1/20	0.1159	1.20	49.0591	0.4608	0.02	0.08	0.2631
#5	繁殖場	1/20	0.0572	1.30	44.7755	0.2954	0.01	0.05	0.4931
#8	高山溪	1/20	0.0912	1.30	38.9973	1.0273	0.02	0.03	1.0680
#9	有勝溪	1/20	0.4464	1.90	43.5069	1.3336	0.03	0.06	0.6612
#12	一號壩上游	1/20	0.0794	2.00	50.3611	1.2559	0.02	0.08	1.3400
#13	一號壩下游	1/20	0.0827	3.10	50.8688	0.4507	0.01	0.06	0.9066
#201	羅葉尾溪放流點	1/20	0.1432	1.7	39.6091	3.8306	0.02	0.05	2.544
#202	南湖登山口	1/20	0.0528	1.2	28.8043	0.5698	0.03	0.08	0.3885
#203	勝光	1/20	0.1032	1.7	68.1298	0.8547	ND	0.11	0.5715
#204	有勝溪下游	1/20	0.4169	2.3	41.115	1.1099	0.03	0.1	0.3638
A3	山溝 中	1/20	2.8139	2.00	19.7624	3.8067	0.10	0.05	0.6851
A4	山溝 中支	1/20	2.7651	1.70	21.2566	4.0191	0.10	0.05	0.9548
A5	山溝 中下	1/20	2.7794	1.9	21.1114	3.9663	0.1	0.19	0.5424
A6	山溝	1/20	2.7438	1.9	20.5913	3.8936	0.09	0.05	0.508
B1	排水溝	1/20	1.6664	4.3	11.0326	1.9442	0.04	0.07	0.5657
B3	排水溝 前	1/20	2.7008	2.5	9.1108	2.4686	0.04	0.05	0.2508
B4	排水溝 後	1/20	2.2874	4.2	10.6236	2.3003	0.04	0.13	0.5886

(資料來源：本研究資料)

表 4-7 108 年 04 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L
#2	桃山西溪	4/09	14.2	7.87	128.5	7.72	0.40	3.56
#3	二號壩	4/09	12.3	8.00	154.4	7.52	0.28	3.59
#4	觀魚臺	4/09	15.7	8.46	176.7	7.09	0.57	3.32
#5	繁殖場	4/09	16.2	7.95	181.1	7.48	0.33	3.88
#8	高山溪	4/09	16.2	7.95	170.8	8.54	0.51	3.91
#9	有勝溪	4/09	17.3	8.07	279.6	6.26	0.84	4.12
#12	一號壩上游	4/09	14.5	8.43	171.5	7.14	0.52	3.65
#13	一號壩下游	4/09	16.7	8.10	180.0	7.70	0.59	3.95
#201	羅葉尾溪放流點	4/09	14.4	7.54	150.8	6.47	0.58	4.465
#202	南湖登山口	4/09	16.3	7.27	131.8	6.07	0.34	4.347
#203	勝光	4/09	16.5	8.41	389.3	6.63	0.98	3.88
#204	有勝溪下游	4/09	19.2	8.09	245.3	5.52	0.47	4.597
A3	山溝 中	4/09	14.6	7.89	118.8	7.24	0.62	7.33
A4	山溝 中支	4/09	14.3	8.03	120.2	7.17	2.03	7.07
A5	山溝 中下	4/09	15.2	7.8	121.5	6.71	0.73	7.148
A6	山溝	4/09	14	7.79	119.8	7.25	1.66	6.772
B1	排水溝	4/09	17.7	7.65	100.2	6.12	2.08	6.663
B3	排水溝 前	4/09	17.6	7.62	99.8	4.97	6.9	6.786
B4	排水溝 後	4/09	18.1	7.58	109.9	6.18	2.56	6.558

站號	站名	採樣日期	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	4/09	0.0417	0.9	21.4514	0.2670	0.03	0.01	0.245
#3	二號壩	4/09	0.0430	ND	29.4488	0.0363	0.02	0.01	ND
#4	觀魚臺	4/09	0.0496	ND	31.3118	0.0844	0.02	ND	0.354
#5	繁殖場	4/09	0.0365	0.40	31.4014	0.0863	0.01	ND	0.406
#8	高山溪	4/09	0.0572	ND	29.9861	0.3992	0.01	ND	0.628
#9	有勝溪	4/09	6.0700	1.10	53.3310	3.6992	0.03	0.02	0.648
#12	一號壩上游	4/09	1.7980	ND	42.8710	0.3230	0.04	0.02	1.069
#13	一號壩下游	4/09	0.0496	0.40	33.1881	0.4295	0.01	ND	0.527
#201	羅葉尾溪放流點	4/09	0.0675	0.1	31.5308	1.8621	0.02	0.03	2.657
#202	南湖登山口	4/09	0.0214	ND	27.658	1.2189	0.02	0.01	0.7694
#203	勝光	4/09	0.2028	ND	15.3716	0.3187	0.02	0.02	0.4495
#204	有勝溪下游	4/09	0.684	1	39.1543	1.9351	0.04	0.02	0.4332
A3	山溝 中	4/09	2.6607	ND	14.8169	2.7486	0.09	0.03	0.769
A4	山溝 中支	4/09	2.5446	ND	15.1561	3.7862	0.10	0.03	2.110
A5	山溝 中下	4/09	2.564	ND	15.0457	2.6526	0.1	ND	1.018
A6	山溝	4/09	2.5253	0.4	15.1213	2.6143	0.1	ND	0.2194
B1	排水溝	4/09	1.2141	2.2	10.0187	1.4776	0.03	0.02	0.6334
B3	排水溝 前	4/09	2.4097	ND	8.7154	1.8546	0.05	ND	0.251
B4	排水溝 後	4/09	2.0666	ND	10.8087	2.3645	0.03	ND	0.1721

(資料來源：本研究資料)

表 4-8 108 年 07 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L
#2	桃山西溪	7/3	14.1	7.56	120.2	8.72	1.63	6.98
#3	二號壩	7/3	14.9	7.79	158.3	8.67	0.93	8.63
#4	觀魚臺	7/3	15	8.01	165.2	8.63	0.83	8.60
#5	繁殖場	7/3	15.7	7.97	152.0	8.61	1.13	6.64
#8	高山溪	7/3	17.1	7.9	151.1	8.11	2.02	9.44
#9	有勝溪	7/3	20.3	8.25	275.0	7.21	0.88	9.48
#12	一號壩上游	7/3	15.4	8.08	167.4	8.48	1.13	8.22
#13	一號壩下游	7/3	17.6	7.77	173.4	8.33	1.11	8.83
#201	羅葉尾溪放流點	7/3	14.8	7.6	133.8	8.15	0.48	9.85
#202	南湖登山口	7/3	16.7	7.24	128.7	6.98	1.34	9.25
#203	勝光	7/3	21.1	8.65	399	7.25	1.45	9.19
#204	有勝溪下游	7/3	20.1	8.18	259.3	7.98	0.98	10.13
A3	山溝 中	7/3	16.7	7.29	106.0	8.51	1.39	12.01
A4	山溝 中支	7/3	16.7	7.31	106.0	8.30	1.54	14.01
A5	山溝 中下	7/3	17.2	7.34	107.5	8.30	1.26	14.46
A6	山溝	7/3	16.5	7.23	106.2	8.44	2.36	14.4
B1	排水溝	7/3	15.9	7.44	86.1	7.93	6.29	13.21
B3	排水溝 前	7/3	15.3	7.55	106.4	8.3	3.5	12.94
B4	排水溝 後	7/3	16	7.22	113.7	8.02	14.4	13.15
C1	七卡山莊水源	7/3	15.8	7.67	154.4	7.61	0.25	14.11
C2	七卡山溝上游	7/3	12.6	6.58	51.7	8.08	39	14.68

站號	站名	採樣日期	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	7/3	0.5816	0.32	23.6308	0.4961	0.06	ND	0.461
#3	二號壩	7/3	0.6397	3.01	32.3983	0.5449	0.04	ND	0.763
#4	觀魚臺	7/3	0.7177	0.64	34.1253	1.0789	0.04	ND	1.695
#5	繁殖場	7/3	0.6425	0.23	30.3676	0.8938	0.03	ND	1.939
#8	高山溪	7/3	0.6203	0.50	29.9200	0.9994	0.04	ND	1.404
#9	有勝溪	7/3	1.4624	2.25	41.3789	1.7608	0.07	0.01	1.271
#12	一號壩上游	7/3	0.7418	0.66	34.7688	0.8631	0.04	0.01	1.416
#13	一號壩下游	7/3	0.7109	0.7	34.9955	0.8317	0.03	0.01	1.072
#201	羅葉尾溪放流點	7/3	0.62	1.0	30.8567	0.8566	0.05	ND	0.8893
#202	南湖登山口	7/3	0.6023	1.6	29.2006	2.1125	0.05	0.01	4.206
#203	勝光	7/3	1.0622	1.5	58.2757	1.9391	0.05	0.01	2.277
#204	有勝溪下游	7/3	1.293	2.6	38.8954	1.6466	0.07	0.01	1.694
A3	山溝 中	7/3	3.0441	0.6	16.1918	2.9158	0.10	ND	1.447
A4	山溝 中支	7/3	3.1285	1.0	15.9550	2.9238	0.10	0.01	0.777
A5	山溝 中下	7/3	3.1291	4.2	15.9321	2.924	0.1	ND	0.8021
A6	山溝	7/3	3.1248	0.6	15.9501	2.907	0.12	0.01	0.8749
B1	排水溝	7/3	1.5806	1.6	14.7304	1.7229	0.07	0.01	0.7925
B3	排水溝 前	7/3	2.3217	0.6	17.0358	2.3804	0.06	ND	1.199
B4	排水溝 後	7/3	2.3226	2.2	18.145	2.5099	0.07	0.01	0.6369
C1	七卡山莊水源	7/3	0.4762	0.73	33.749	0.9648	0.05	ND	2.243
C2	七卡山溝上游	7/3	0.4644	0.64	18.382	0.5538	0.05	0.01	0.804

(資料來源：本研究資料)

表 4-9 108 年 08 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L
#2	桃山西溪	8/16	13.8	7.54	107.6	9.07	0.90	7.79
#3	二號壩	8/16	15.1	7.53	149.0	8.34	0.79	7.59
#4	觀魚臺	8/16	15	7.86	162.0	8.57	0.62	8.83
#5	繁殖場	8/16	15.3	7.83	142.9	8.49	1.56	9.36
#8	高山溪	8/16	15	7.61	129.2	8.58	3.39	9.65
#9	有勝溪	8/16	17.6	7.70	240.0	7.85	6.77	9.69
#12	一號壩上游	8/16	15.6	7.83	165.5	8.25	0.98	9.19
#13	一號壩下游	8/16	15	7.88	161.3	8.55	0.71	8.88
#201	羅葉尾溪放流點	8/16	14.3	7.47	134.6	8.43	1.05	4.756
#202	南湖登山口	8/16	15.6	7.33	110.2	8.25	0.67	4.509
#203	勝光	8/16	16.9	8.07	341	7.81	3.13	4.046
#204	有勝溪下游	8/16	17.4	7.69	229	7.75	2.34	3.975
A3	山溝 中	8/16	15.8	7.29	99.6	8.26	1.15	7.98
A4	山溝 中支	8/16	15.9	7.33	100.8	8.26	1.42	7.82
A5	山溝 中下	8/16	15.9	7.31	103.1	8.25	1.96	6.963
A6	山溝	8/16	15.9	7.36	102.6	8.19	1.40	7.982
B1	排水溝	8/16	16.4	7.13	89	7.71	8.16	6.287
B3	排水溝 前	8/16	15.6	7.28	95	8.35	4.14	6.172
B4	排水溝 後	8/16	16.1	7.02	104.5	8.07	10.40	5.59

站號	站名	採樣日期	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	8/16	0.9200	0.13	18.7484	0.2921	0.03	0.01	0.693
#3	二號壩	8/16	1.0201	0.78	27.0178	0.1361	0.03	0.09	0.429
#4	觀魚臺	8/16	1.2573	0.14	30.3758	0.2736	0.03	0.03	0.456
#5	繁殖場	8/16	1.1238	0.64	25.3659	0.2645	0.03	0.03	0.695
#8	高山溪	8/16	1.1723	1.27	22.9547	0.2242	0.03	0.07	1.034
#9	有勝溪	8/16	6.5086	2.03	33.5112	1.4857	0.07	0.05	0.878
#12	一號壩上游	8/16	1.4032	1.15	30.8910	0.2578	0.03	0.03	0.414
#13	一號壩下游	8/16	1.4922	0.84	31.0527	0.2388	0.03	0.05	0.471
#201	羅葉尾溪放流點	8/16	0.693	0.73	22.9721	6.8442	0.14	0.08	1.043
#202	南湖登山口	8/16	0.9725	1.79	20.9559	0.7773	0.03	0.05	0.5645
#203	勝光	8/16	3.1294	0.91	48.5971	1.07	0.03	0.06	1.093
#204	有勝溪下游	8/16	5.5915	1.90	31.7079	1.3739	0.06	0.01	0.9393
A3	山溝 中	8/16	6.7983	1.10	12.5302	1.5564	0.10	0.02	0.737
A4	山溝 中支	8/16	7.3445	0.92	12.5178	1.5468	0.09	0.06	0.671
A5	山溝 中下	8/16	7.0603	1.14	12.8579	1.8242	0.1	0.07	0.6926
A6	山溝	8/16	7.3192	1.24	12.7185	1.6524	0.1	0.05	0.6308
B1	排水溝	8/16	5.3265	2.17	10.1761	1.29	0.07	0.04	1.096
B3	排水溝 前	8/16	8.8411	1.21	10.8168	1.5858	0.07	0.08	0.5402
B4	排水溝 後	8/16	7.4681	2.32	13.0311	1.8741	0.07	0.05	0.9994

(資料來源：本研究資料)

表 4-10 108 年 10 月溶解態分析數據

站號	站名	採樣日期	溫度	pH	導電度	溶氧	濁度	SiO ₂
		月/日	°C		µS/cm	mg/L	NTU	mg/L
#2	桃山西溪	10/02	12.5	7.74	99.2		0.20	2.98
#3	二號壩	10/02	13.3	7.99	143.7		0.29	3.44
#4	觀魚臺	10/02	15	8.19	162.7		0.26	3.72
#5	繁殖場	10/02	15.6	7.49	209.0		0.32	3.78
#8	高山溪	10/02	13.9	7.78	142.3		0.51	3.86
#9	有勝溪	10/02	14.5	8.25	221.0			4.30
#12	一號壩上游	10/02	15.1	8.25	162.6		0.32	3.79
#13	一號壩下游	10/02	14.1	8.13	159.4		0.37	3.69
#201	羅葉尾溪放流點	10/02						
#202	南湖登山口	10/02	16	7.23	96.2		0.33	4.055
#203	勝光	10/02	15.7	8.31	304		5.27	3.676
#204	有勝溪下游	10/02	14.2	8.13	214		3.29	4.235
A3	山溝 中	10/02	15.3	7.87	103.6		1.32	6.25
A4	山溝 中支	10/02	15.4	7.85	104.2		3.77	6.21
A5	山溝 中下	10/02	15.6	7.9	104.9		0.45	6.459
A6	山溝	10/02	15.6	7.8	104.9		1.66	6.213
B1	排水溝	10/02	15	7.88	86.4		0.88	5.916
B3	排水溝 前	10/02	15.6	7.74	94.2		1.12	5.978
B4	排水溝 後	10/02	15.6	7.6	107		2.75	5.843

站號	站名	採樣日期	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺ -N	TOC
		月/日	µg/L	µg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
#2	桃山西溪	10/02	0.2013	0.45	16.98	0.2275	0.03	0.04	0.875
#3	二號壩	10/02	0.0853	0.74	26.69	0.1513	0.02	0.13	0.206
#4	觀魚臺	10/02	0.0995	0.91	30.42	0.2620	0.03	0.07	0.997
#5	繁殖場	10/02	0.0282	0.87	28.12	0.2033	0.01	0.19	1.656
#8	高山溪	10/02	0.1766	0.61	25.20	0.1451	0.02	0.13	0.421
#9	有勝溪	10/02	1.4718	1.31	29.19	1.1990	0.04	0.09	0.206
#12	一號壩上游	10/02	0.1602	0.70	29.48	0.2448	0.01	0.01	0.425
#13	一號壩下游	10/02	0.1854	0.7	29.46	0.2219	0.02	0.04	0.500
#201	羅葉尾溪放流點	10/02							
#202	南湖登山口	10/02	0.1922	0.6	15.80	0.2176	0.05	0.09	0.4044
#203	勝光	10/02	0.4559	0.9	42.87	0.4559	0.02	0.05	0.5836
#204	有勝溪下游	10/02	1.167	1.6	28.67	0.9313	0.04	0.05	0.3407
A3	山溝 中	10/02	1.9865	1.0	12.07	2.0789	0.06	0.09	0.572
A4	山溝 中支	10/02	2.1292	0.9	12.33	2.1296	0.07	0.06	0.369
A5	山溝 中下	10/02	1.9982	1.1	12.09	2.0805	0.06	0.06	0.4582
A6	山溝	10/02	2.1068	1.2	12.46	2.1546	0.06	0.07	0.3765
B1	排水溝	10/02	1.0947	1.8	9.85	1.1246	0.03	0.04	0.3519
B3	排水溝 前	10/02	1.8501	1.0	9.95	1.5841	0.03	0.01	0.0461
B4	排水溝 後	10/02	1.9248	1.9	12.19	1.8325	0.03	0.05	0.1661

(資料來源：本研究資料)

表 4-11 陰離子界面活性劑檢測數據

陰離子界面活性劑mg/L					
日期	桃山西溪	二號壩	觀魚台	山溝	排水溝
107/2	<0.02	<0.02	0.020	<0.02	<0.02
107/7	<0.02	<0.02	<0.02	0.026	<0.02
107/10	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
108/01	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
108/04	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02

偵測範圍：0.020 to 0.300 mg/L as LAS (colorimeters)

(資料來源：本研究資料)

表 4-12 溶氧與氣溫季節變化

	冬溫		夏溫		冬氧		夏氧	
	(°C /10年)		(°C /10年)		(mg -O ₂ /L/10年)		(mg -O ₂ /L/10年)	
桃山西溪	+0.001	<	+ 0.003		- 0.003	<	-0.005	
二號壩	+0.0002	<	+0.002		-0.001	~	-0.001	
觀魚台	+0.004	>	+0.001		-0.003	~	-0.003	
高山溪	+0.003	>	+0.002		-0.003	>	-0.001	
繁殖場	+0.006	>	+0.002		-0.004	>	-0.003	
台灣平均	0.24 °C /10 年							
世界平均	0.18 °C /10 年							

(資料來源：本研究資料)

附圖

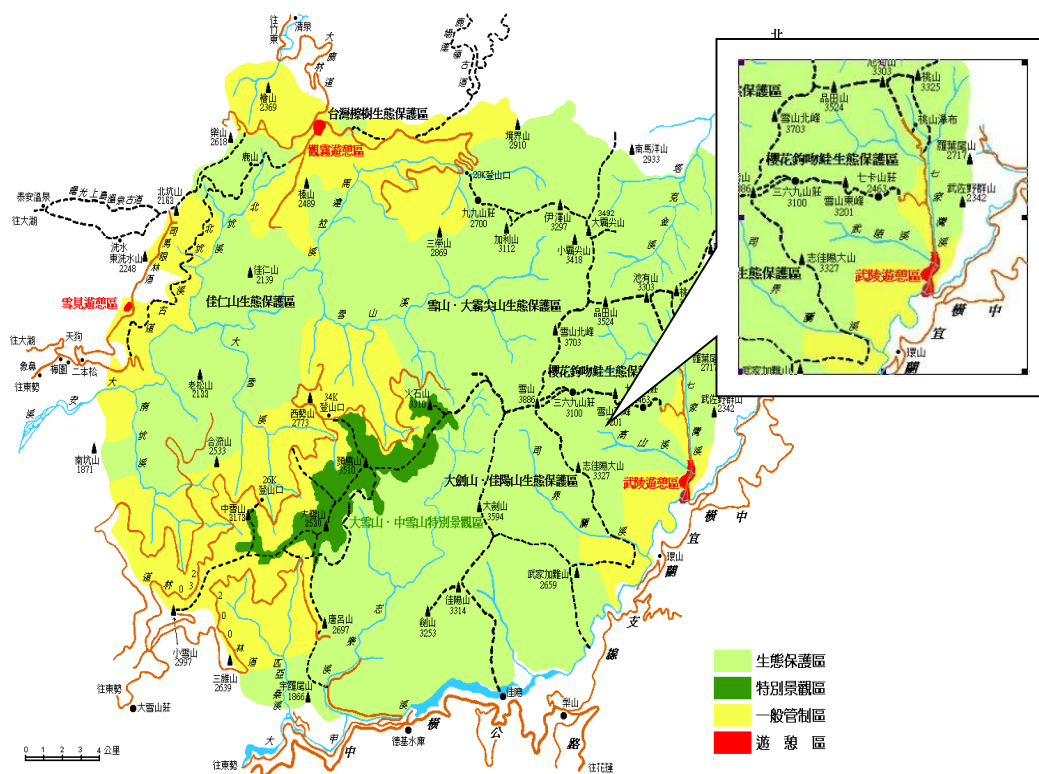


圖 4-1 雪霸國家公園
(資料來源：本研究資料)

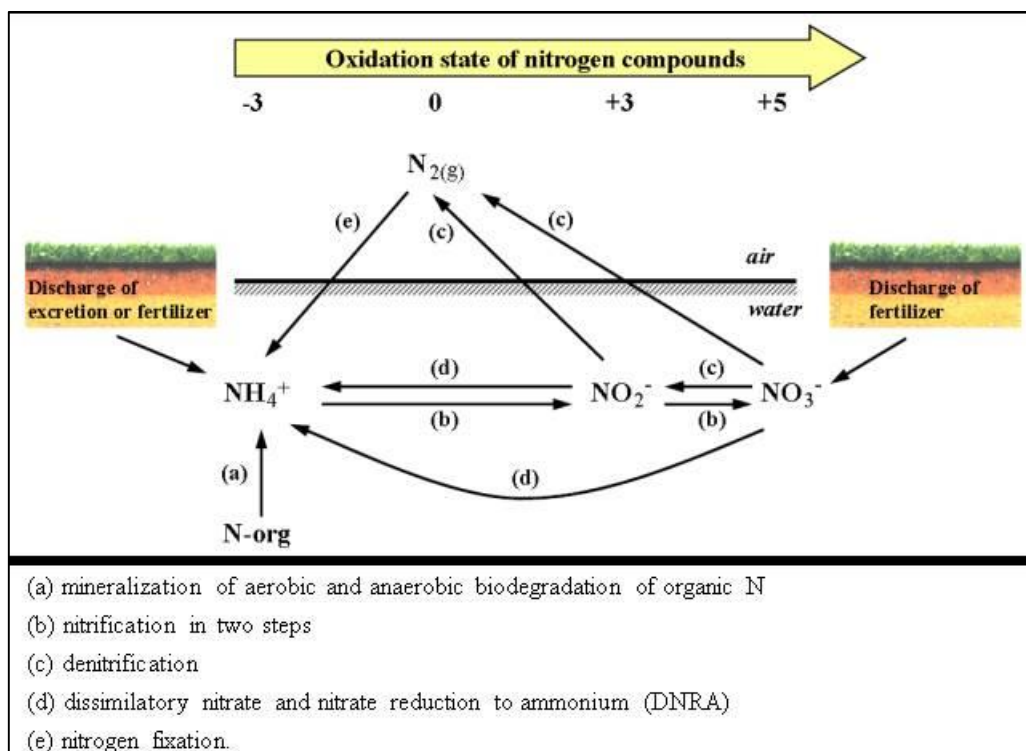


圖 4-2 氮素循環過程
(Kuan & Chen, 2014)

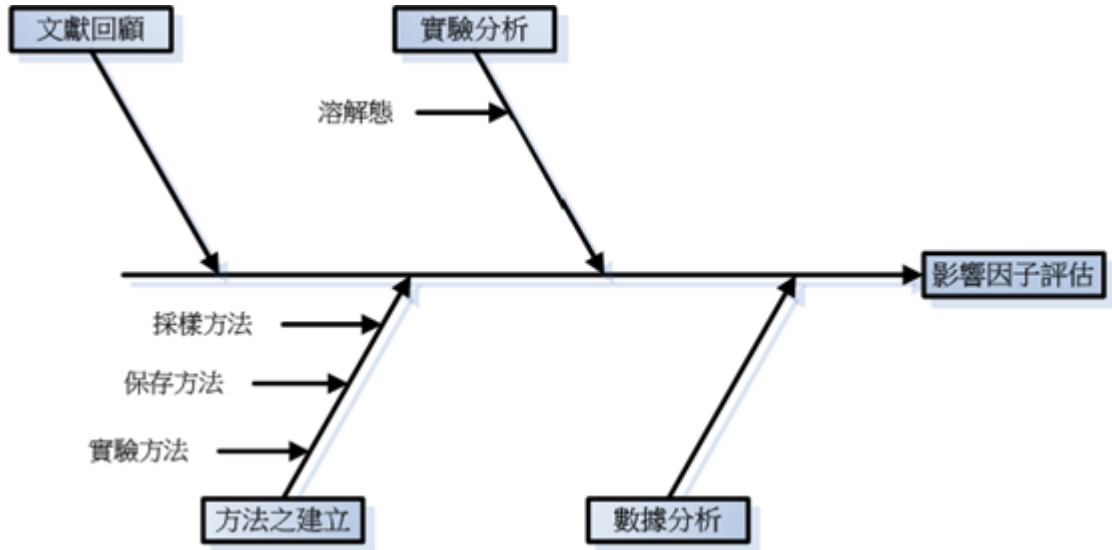


圖 4-3 流程圖
(資料來源：本研究資料)

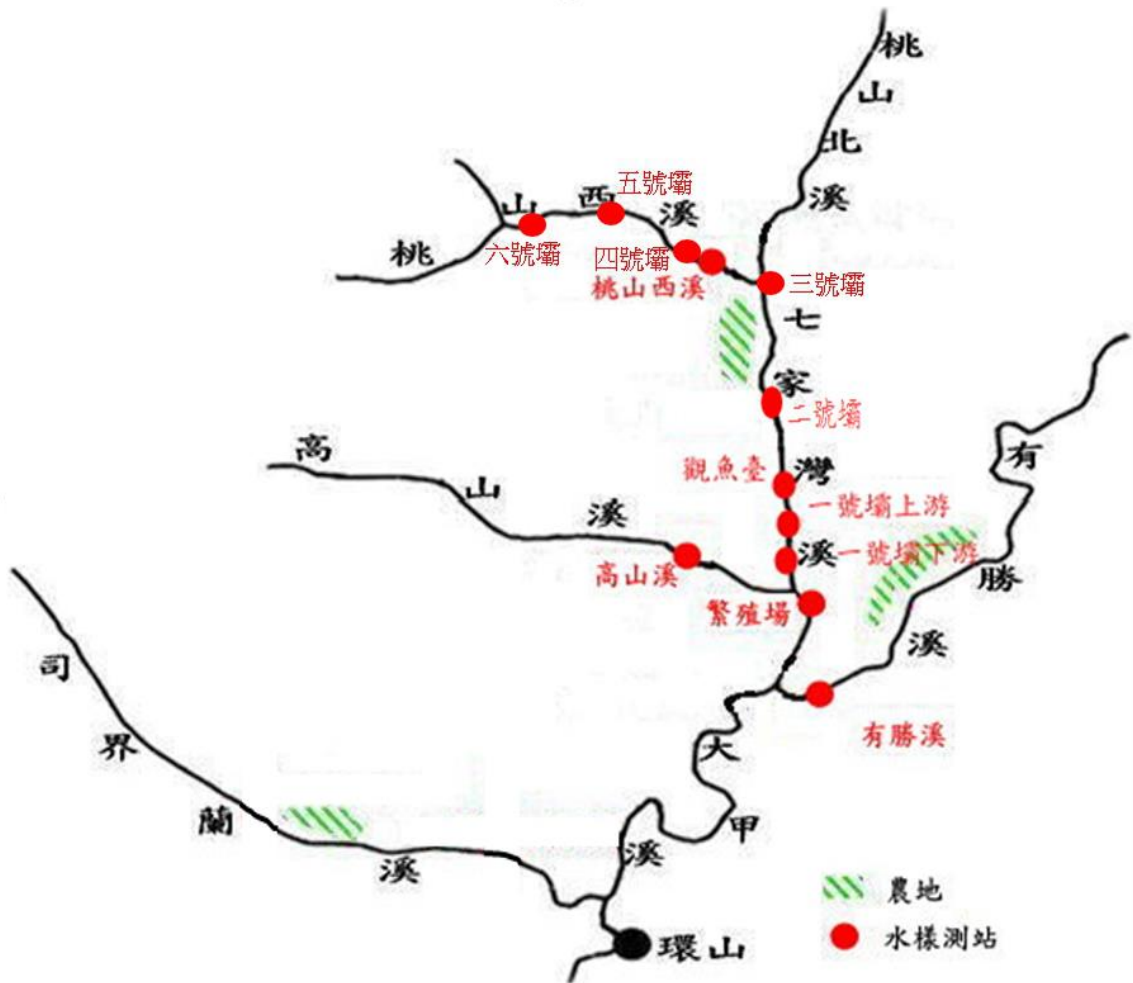


圖 4-4 武陵地區七家灣溪流流域水質採樣地點位置圖
(資料來源：本研究資料)

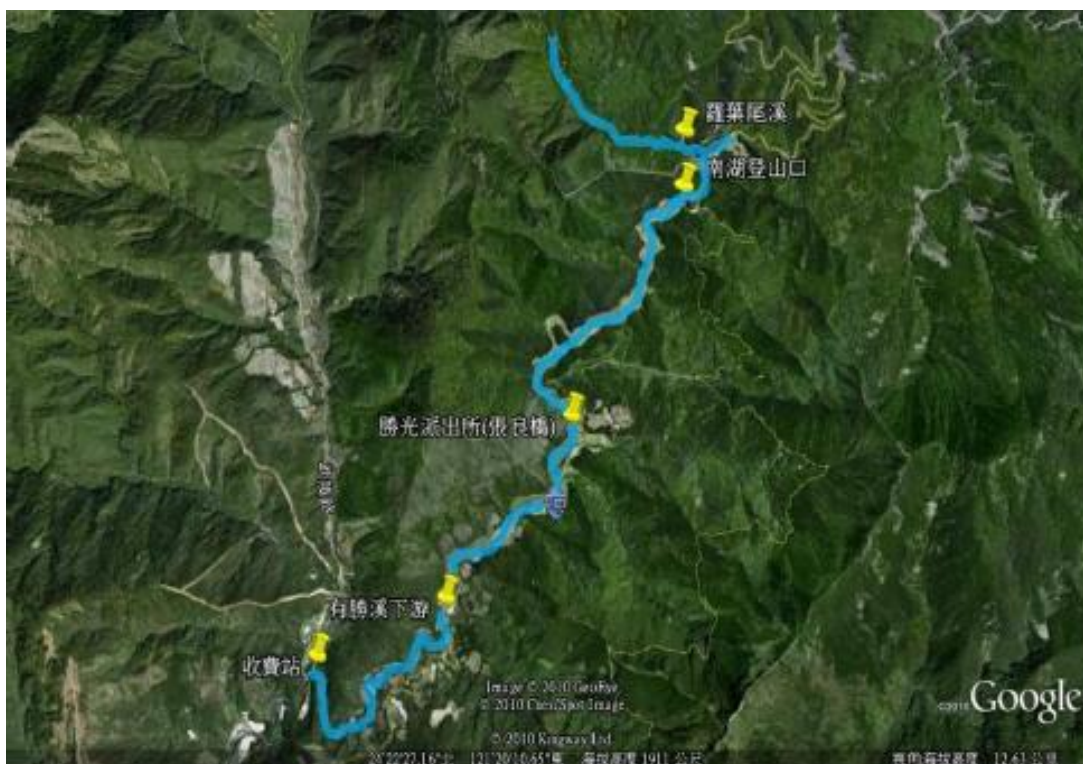


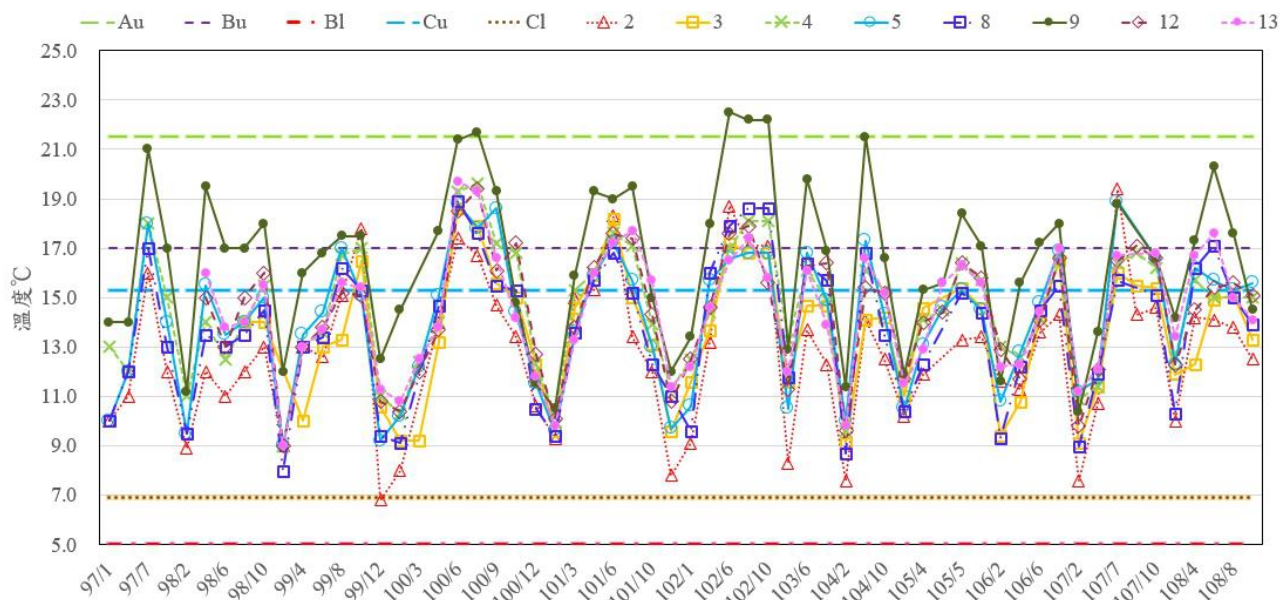
圖 4-5 羅葉尾溪、有勝溪流域採樣位置圖
(資料來源：本研究資料)



圖 4-6 山溝、排水溝採樣位置圖
(資料來源：本研究資料)

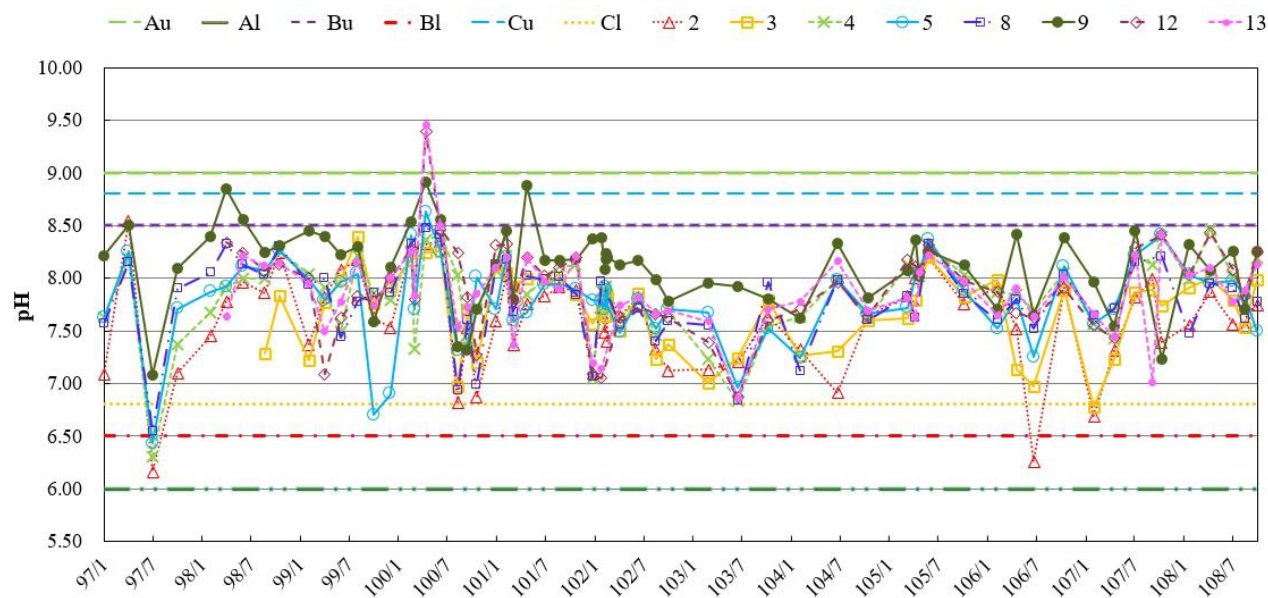


圖 4-7 武陵農場遊憩區測站位置圖
(資料來源：本研究資料)



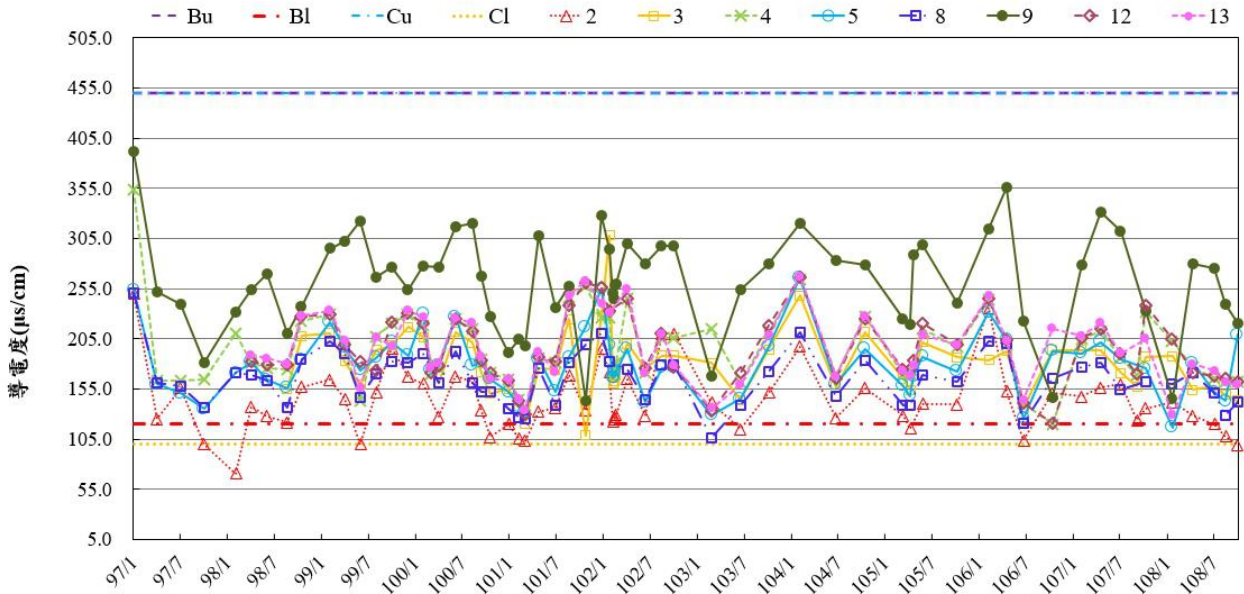
Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度上限(21.5℃) AI：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度下限(1.5℃)
 Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度上限(17℃) BI：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度下限(5℃)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度上限(15.3℃) CI：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度下限(6.9℃)

圖 4-8 武陵地區溪流溫度值變化
 (資料來源：本研究資料)



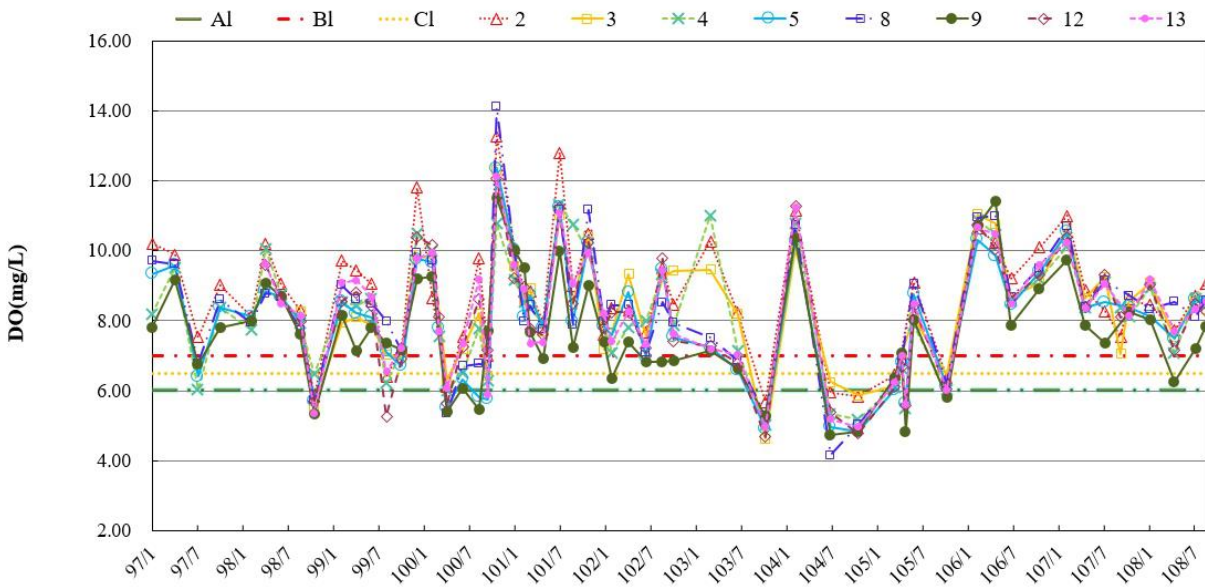
Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 上限(9) AI：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 下限(6)
 Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 上限(8.5) BI：陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 下限(6.5)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 上限(8.8) CI：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 下限(6.8)

圖 4-9 武陵地區溪流 pH 值變化
 (資料來源：本研究資料)



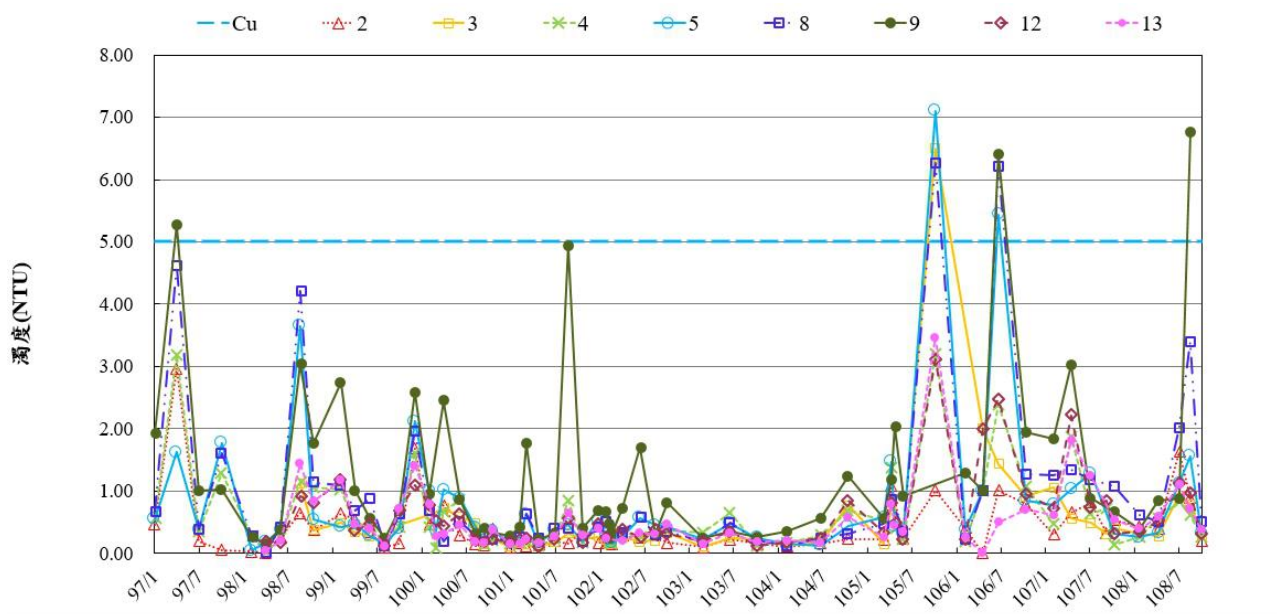
Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度上限(450 $\mu\text{s/cm}$)
 Bl：陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度下限(120 $\mu\text{s/cm}$)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度上限(450 $\mu\text{s/cm}$)
 Cl：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度下限(100 $\mu\text{s/cm}$)

圖 4-10 武陵地區溪流導電度值變化
 (資料來源：本研究資料)



Al：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溶氧值下限(6 mg/L)
 Bl：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溶氧值下限(7 mg/L)
 Cl：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溶氧值下限(6.5 mg/L)

圖 4-11 武陵地區溪流溶氧值變化
 (資料來源：本研究資料)



Cu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存濁度上限(5 NTU)

圖 4-12 武陵地區溪流濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

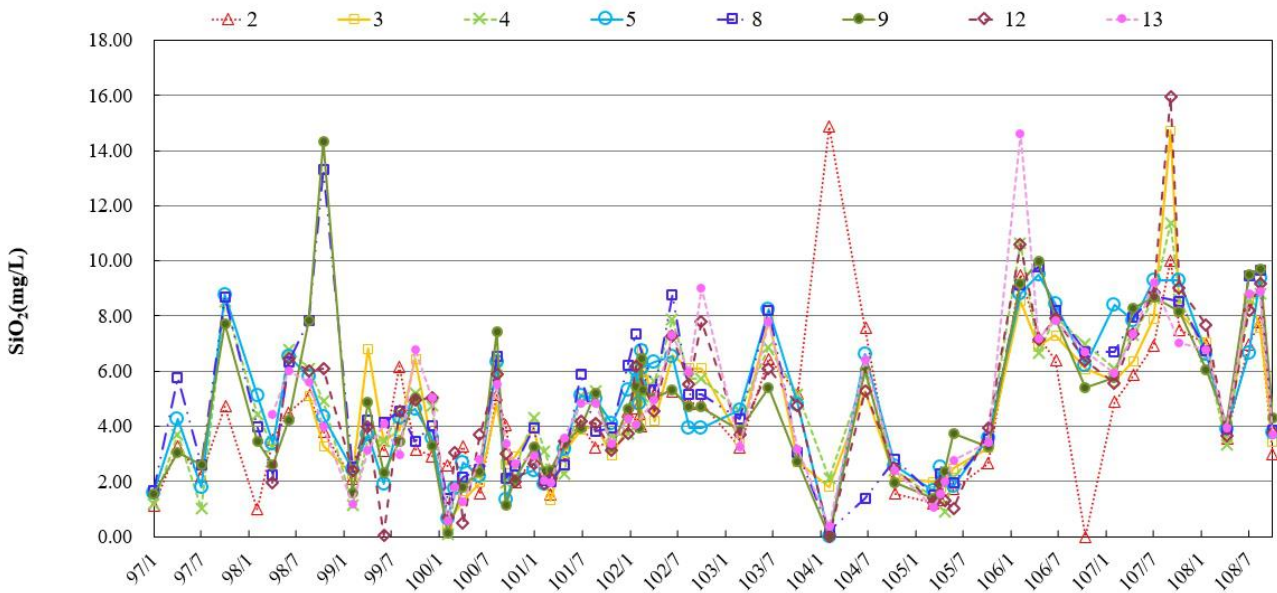
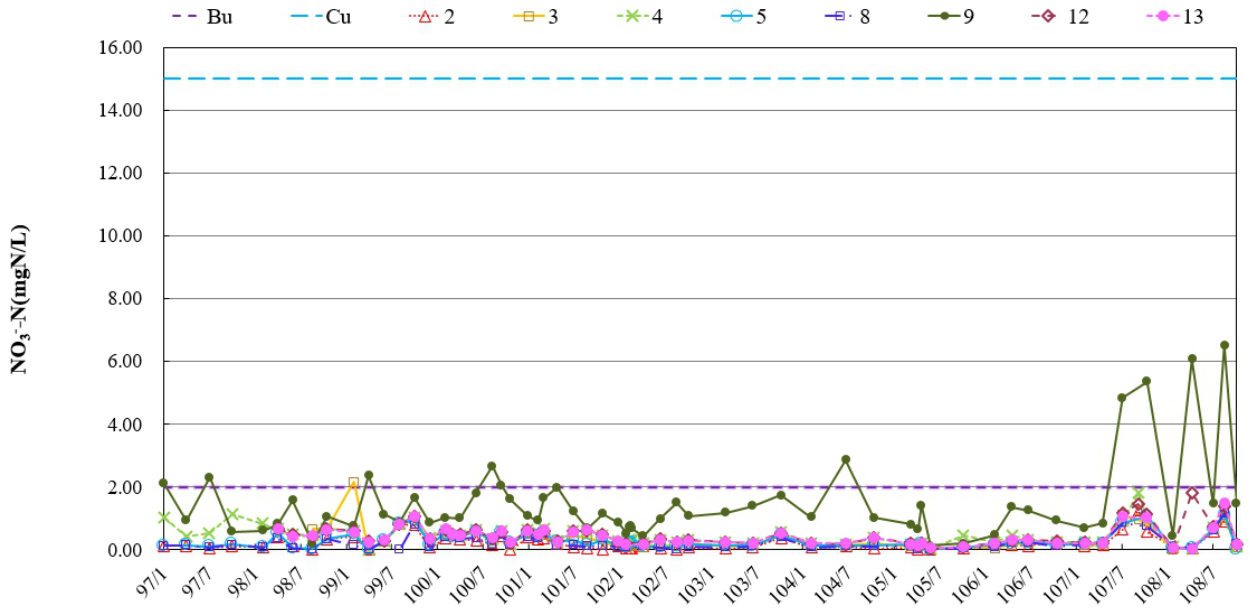
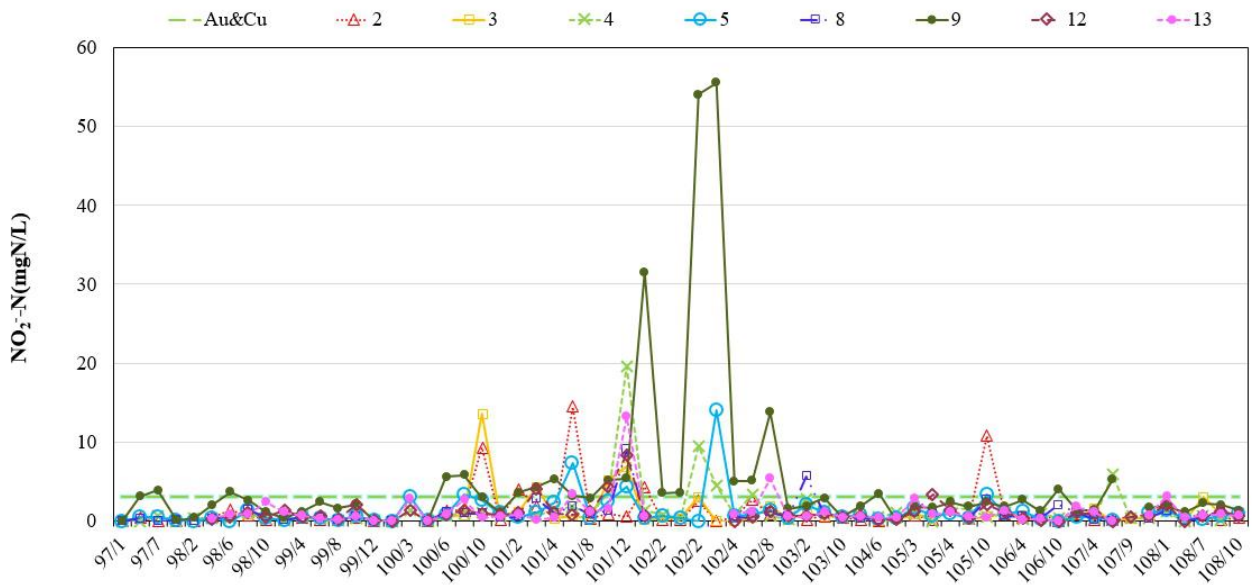


圖 4-13 武陵地區溪流 SiO₂ 值變化
(資料來源：本研究資料)



Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存硝酸鹽濃度上限(2 mg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準硝酸鹽濃度上限(15 mg/L)

圖 4-14 武陵地區溪流 NO₃-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)



Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準亞硝酸鹽濃度上限(3.0 µg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準亞硝酸鹽濃度上限(30 µg/L)

圖 4-15 武陵地區溪流 NO₂-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)

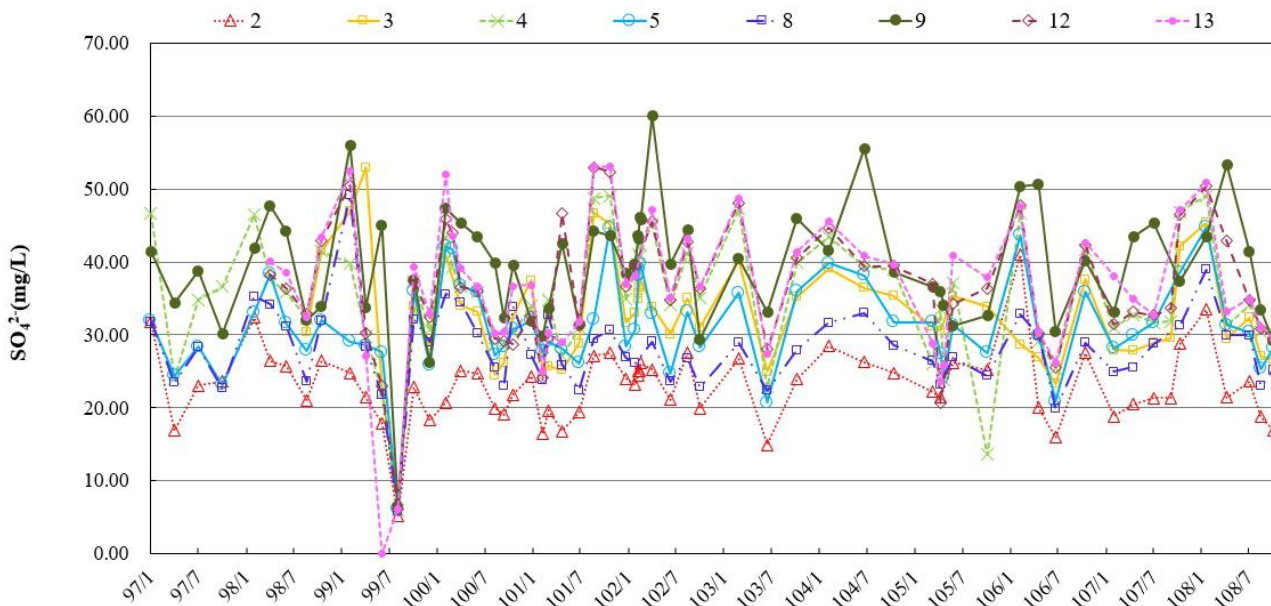
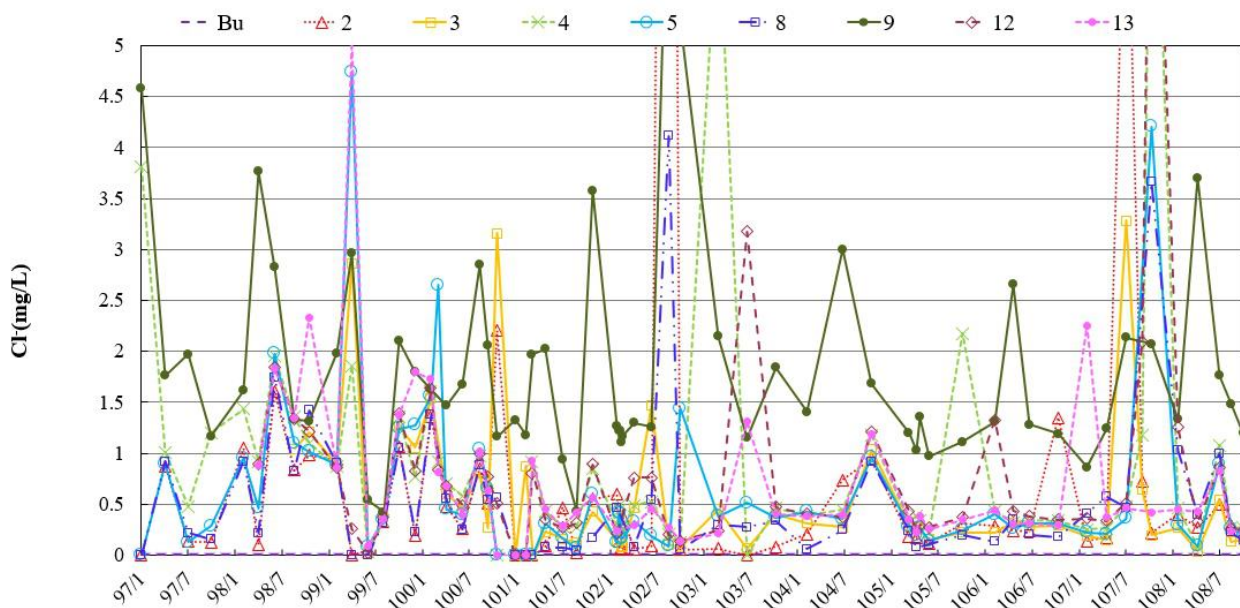


圖 4-16 武陵地區溪流 SO_4^{2-} 值變化
(資料來源：本研究資料)



Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存氯鹽濃度上限(0.01 mg/L)

圖 4-17 武陵地區溪流 Cl^- 值變化
(資料來源：本研究資料)

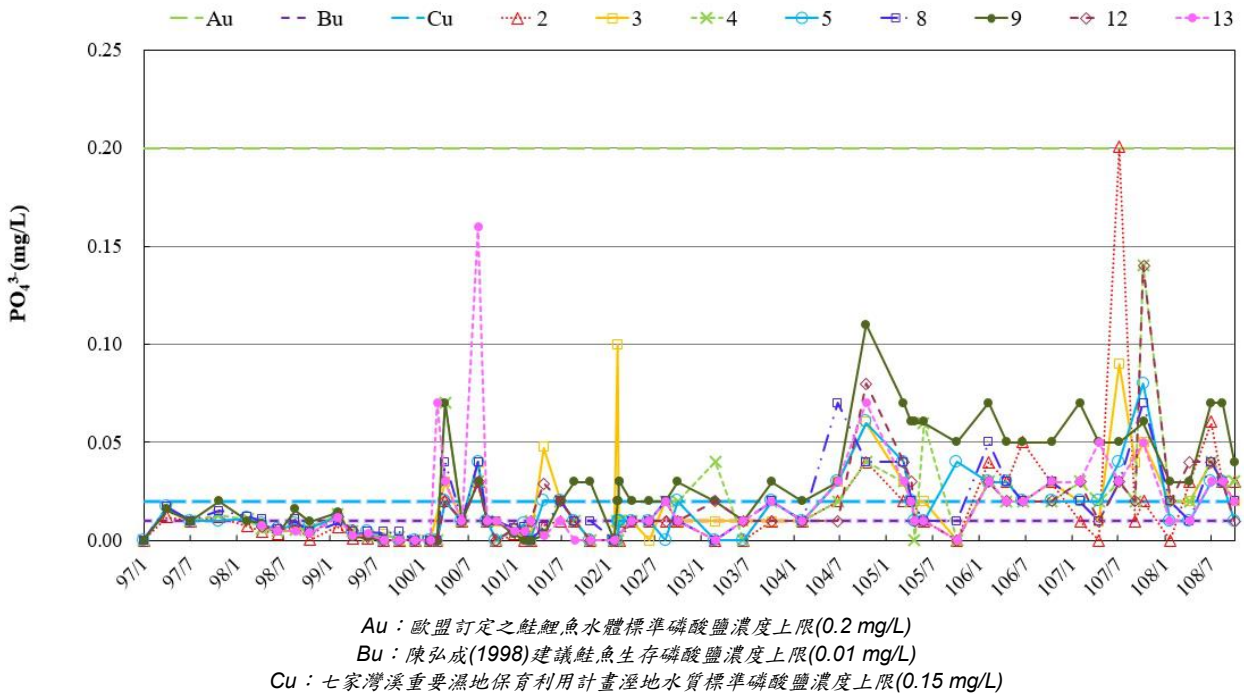


圖 4-18 武陵地區溪流 PO₄³⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

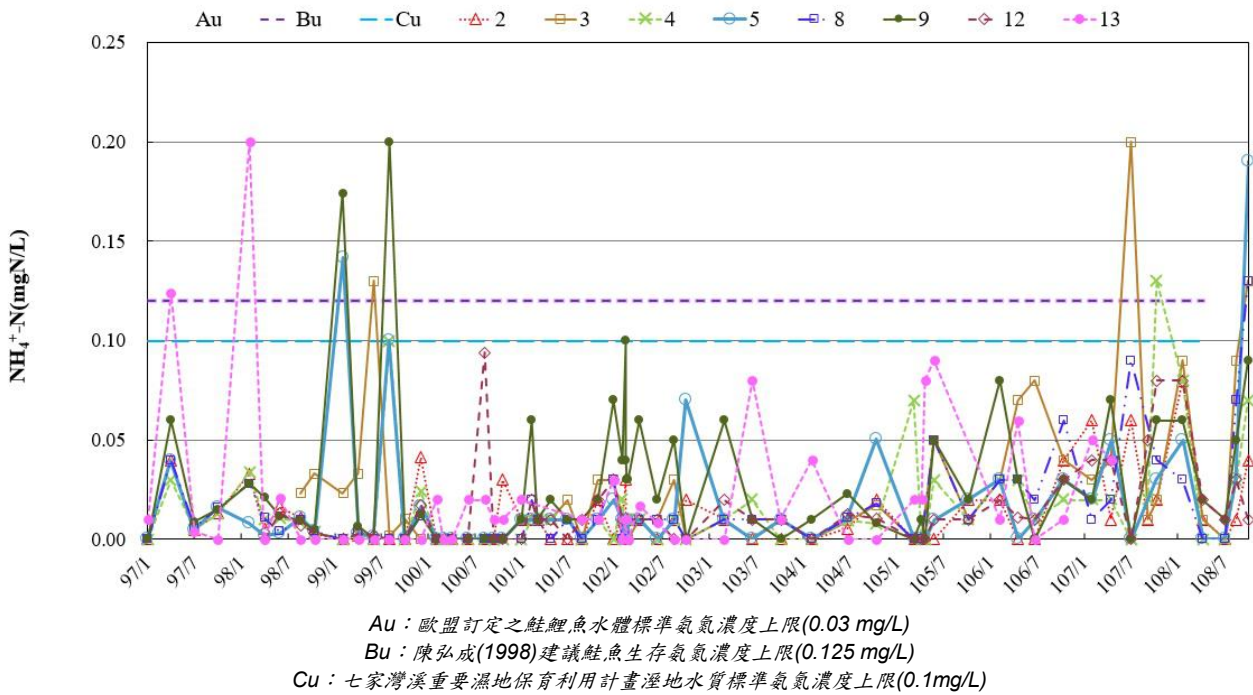


圖 4-19 武陵地區溪流 NH₄⁺-N 值變化
(資料來源：本研究資料)

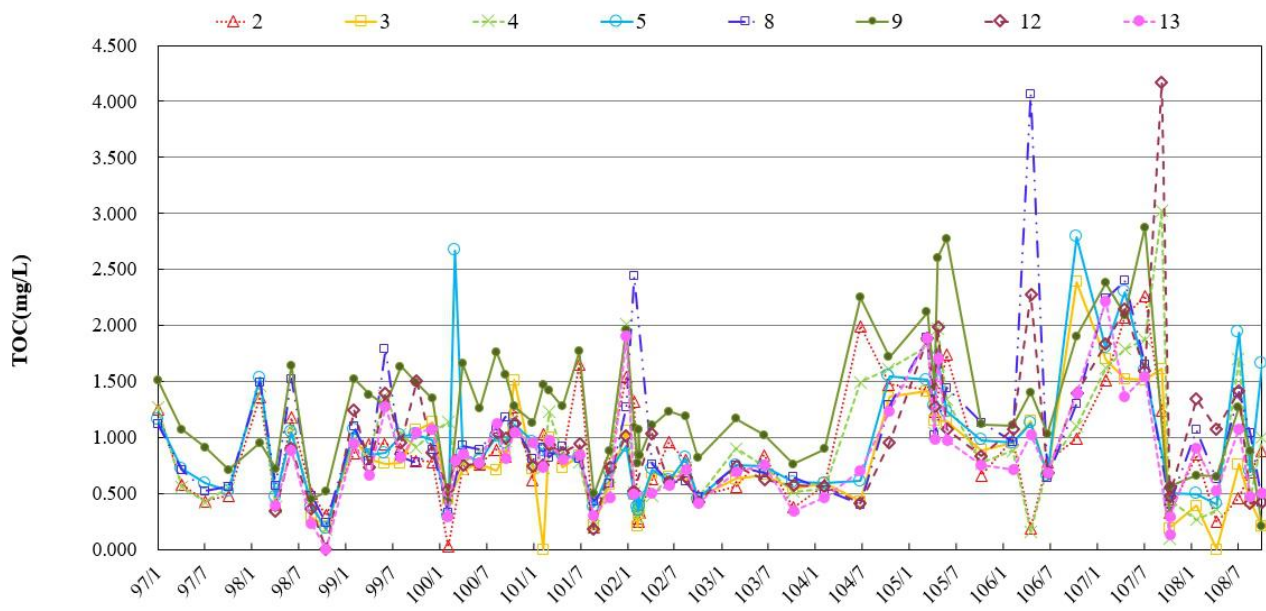
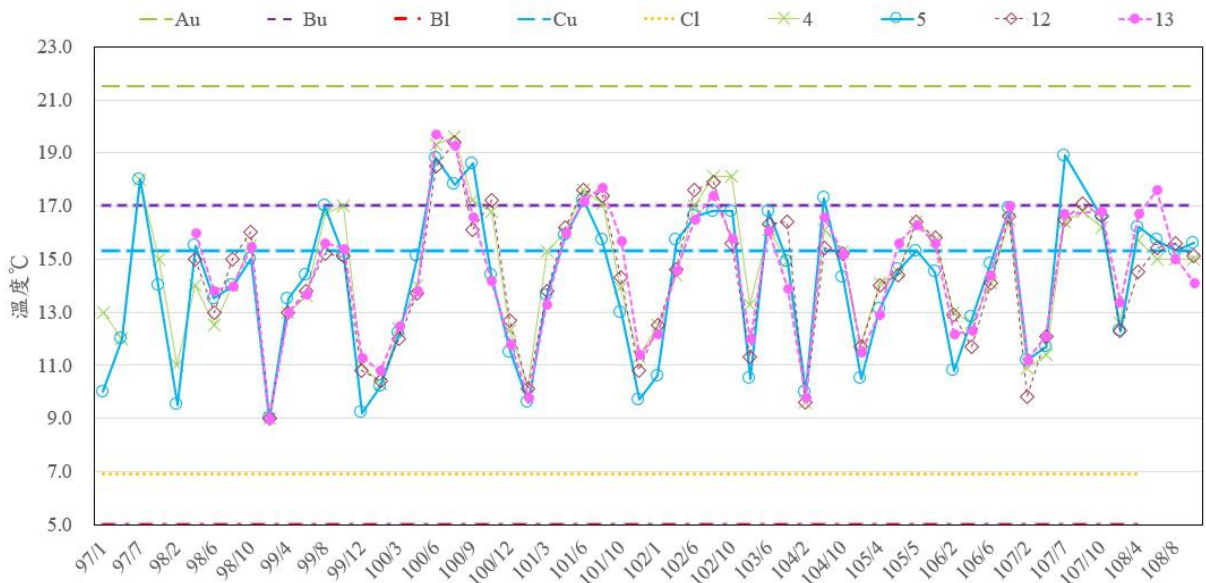
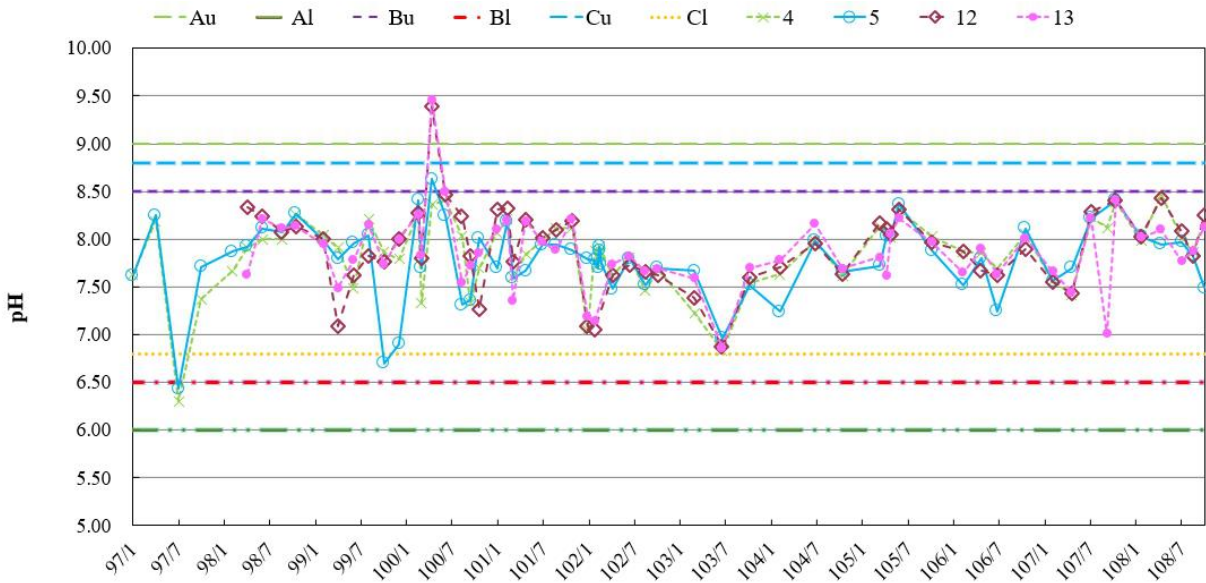


圖 4-20 武陵地區溪流 TOC 值變化
(資料來源：本研究資料)



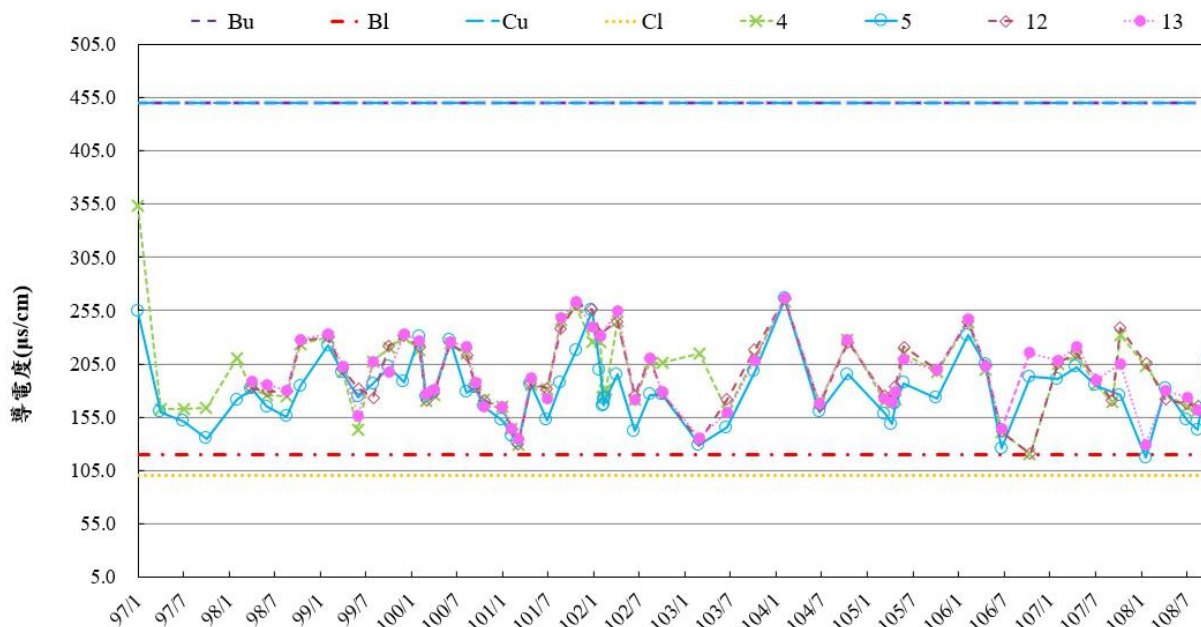
Au : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度上限(21.5°C) AI : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度下限(1.5°C)
 Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度上限(17°C) BI : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度下限(5°C)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度上限(15.3°C) CI : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度下限(6.9°C)

圖 4-21 一號壩壩體改善溫度值變化
 (資料來源：本研究資料)



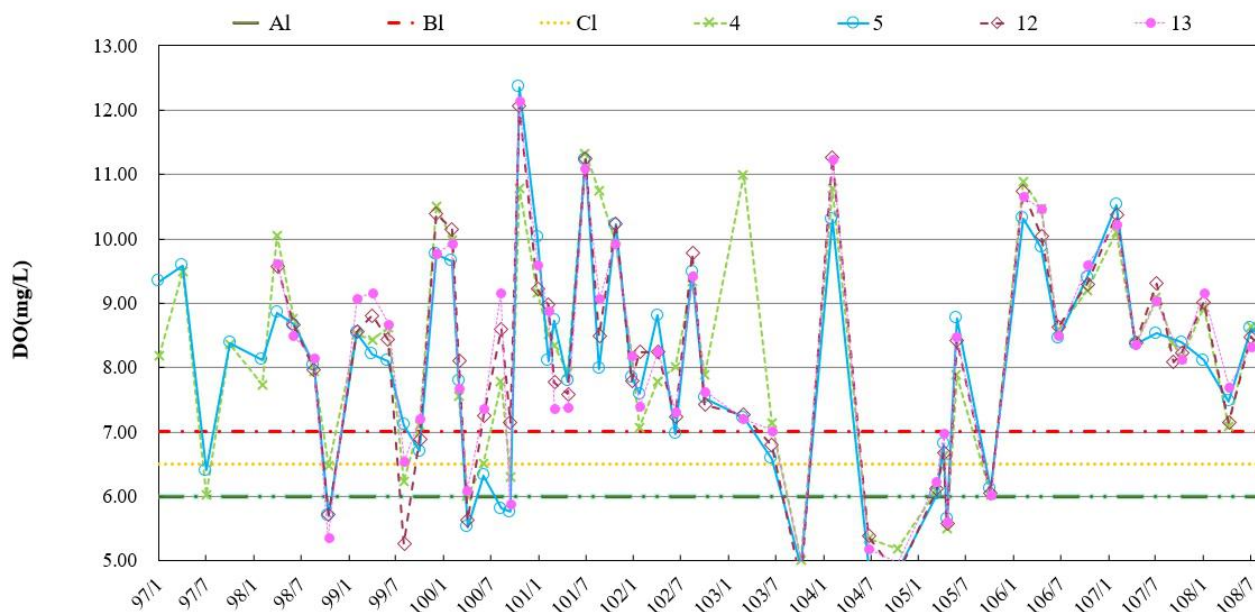
Au : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 上限(9) AI : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 下限(6)
 Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 上限(8.5) BI : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 下限(6.5)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 上限(8.8) CI : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 下限(6.8)

圖 4-22 一號壩壩體改善 pH 值變化
 (資料來源：本研究資料)



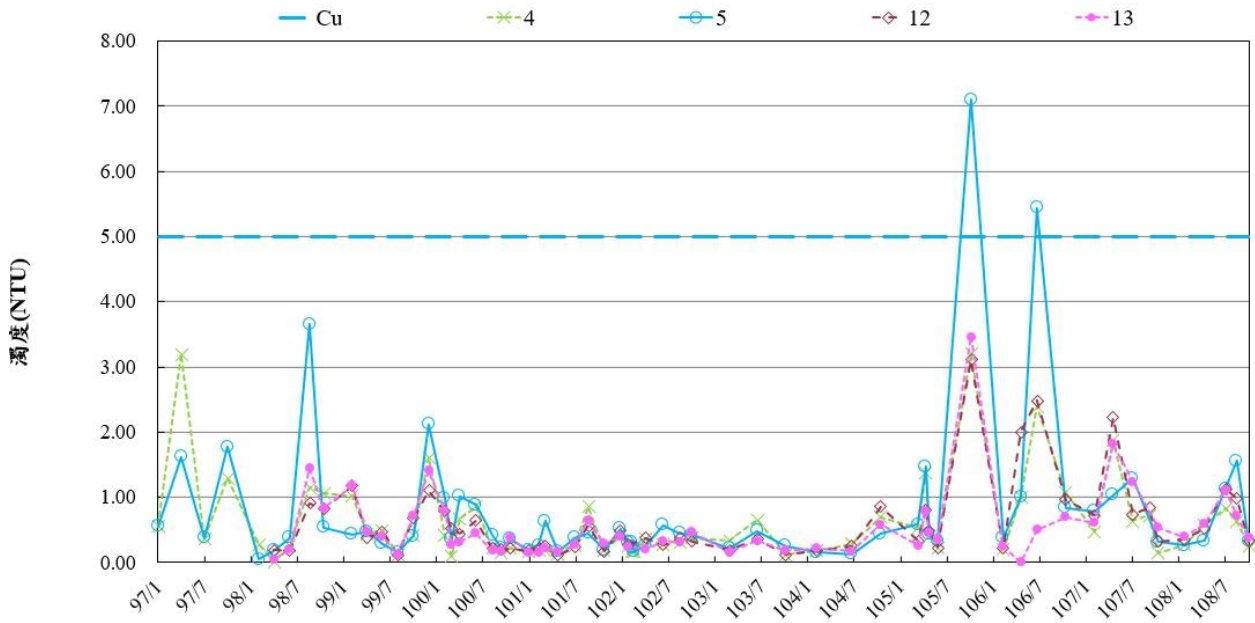
Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度上限(450 $\mu\text{s/cm}$)
 Bl : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度下限(120 $\mu\text{s/cm}$)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度上限(450 $\mu\text{s/cm}$)
 Cl : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度下限(100 $\mu\text{s/cm}$)

圖 4-23 一號壩壩體改善導電度值變化
 (資料來源：本研究資料)



Al : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溶氧值下限(6 mg/L)
 Bl : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存溶氧值下限(7 mg/L)
 Cl : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溶氧值下限(6.5 mg/L)

圖 4-24 一號壩壩體改善溶氧值變化
 (資料來源：本研究資料)



Cu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存濁度上限(5 NTU)

圖 4-25 一號壩壩體改善濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

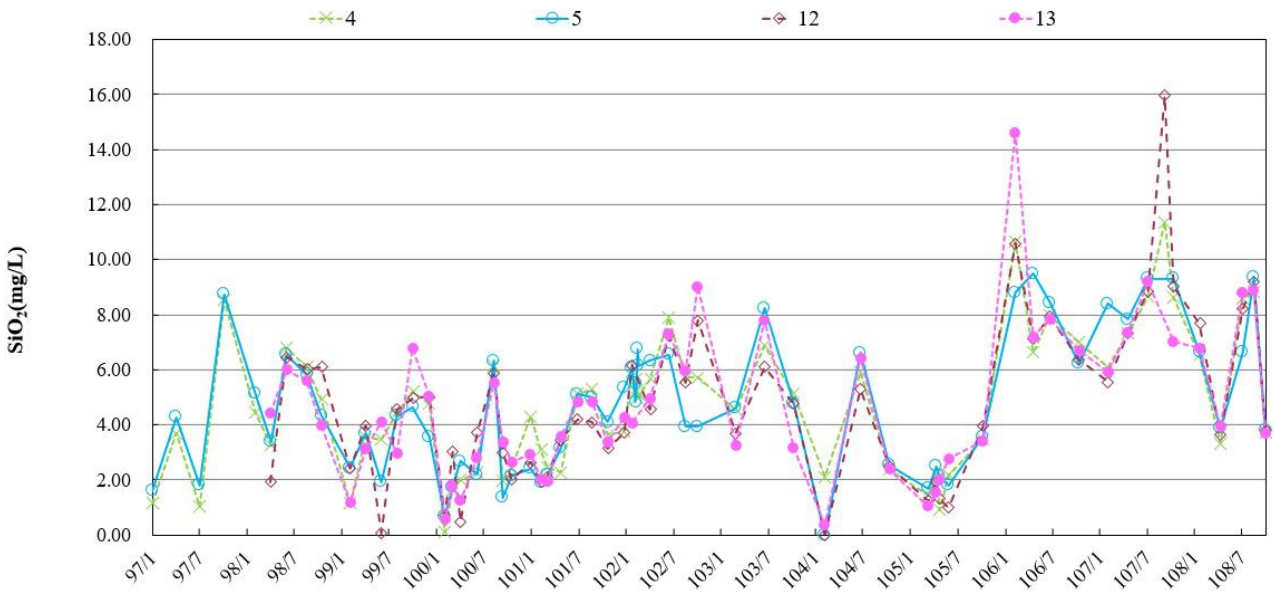
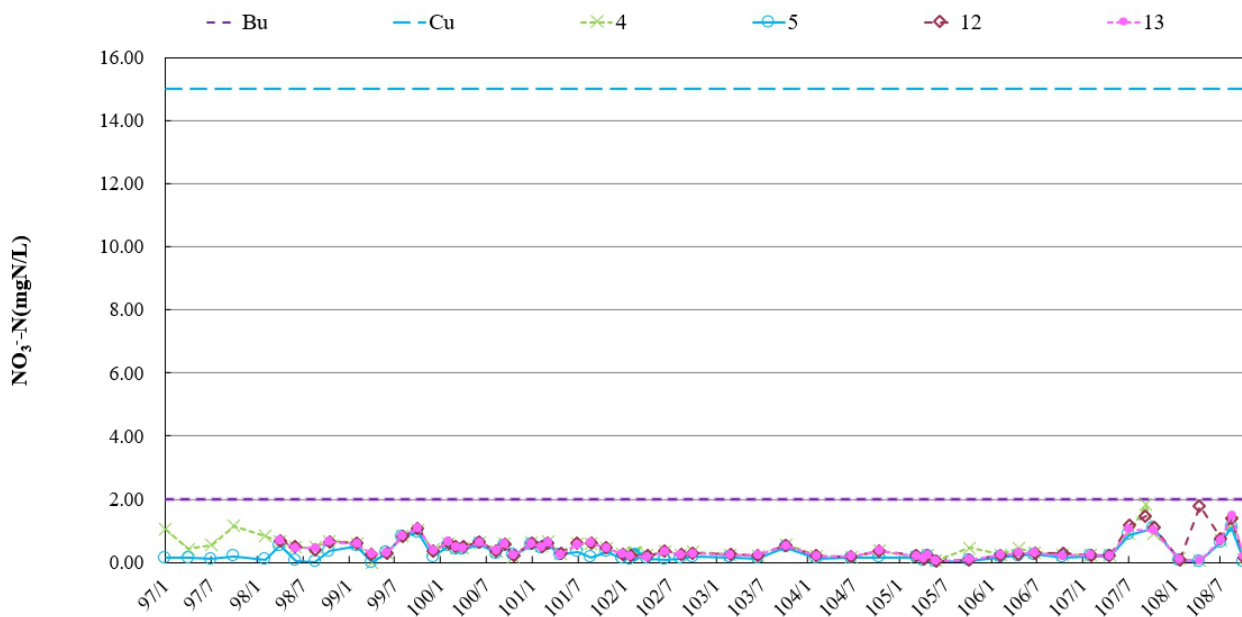
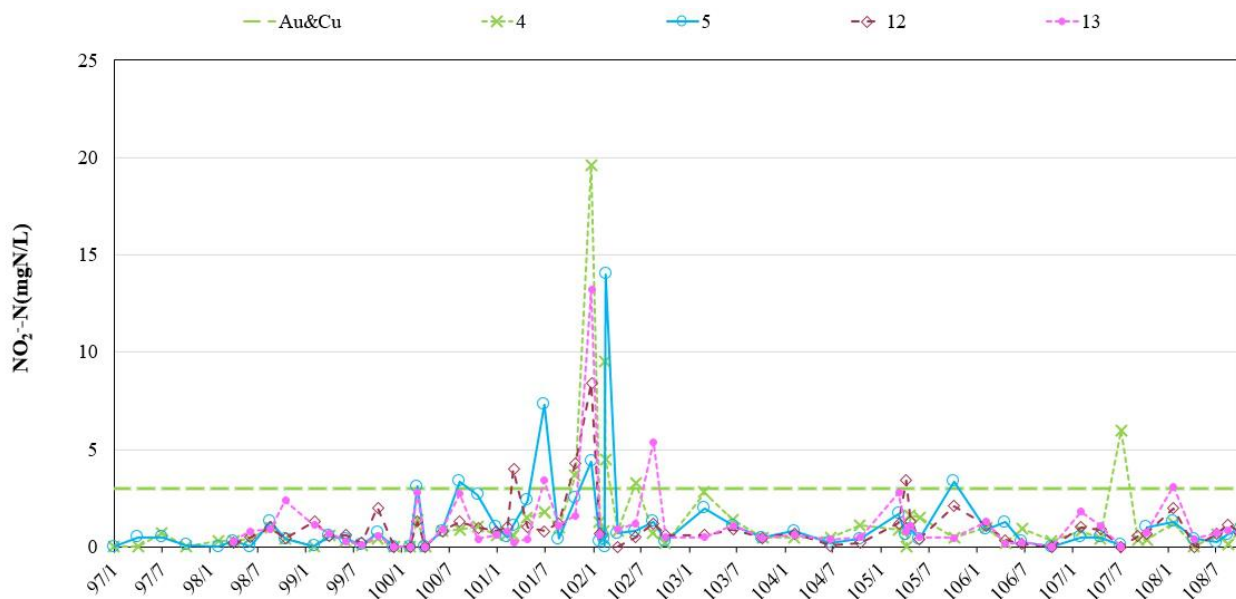


圖 4-26 一號壩壩體改善 SiO₂ 值變化
(資料來源：本研究資料)



Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存硝酸鹽濃度上限(2 mg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準硝酸鹽濃度上限(15 mg/L)

圖 4-27 一號壩壩體改善 NO₃-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)



Au：歐盟訂定之鮭魚水體標準亞硝酸鹽濃度上限(3.0 µg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準亞硝酸鹽濃度上限(30 µg/L)

圖 4-28 一號壩壩體改善 NO₂-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)

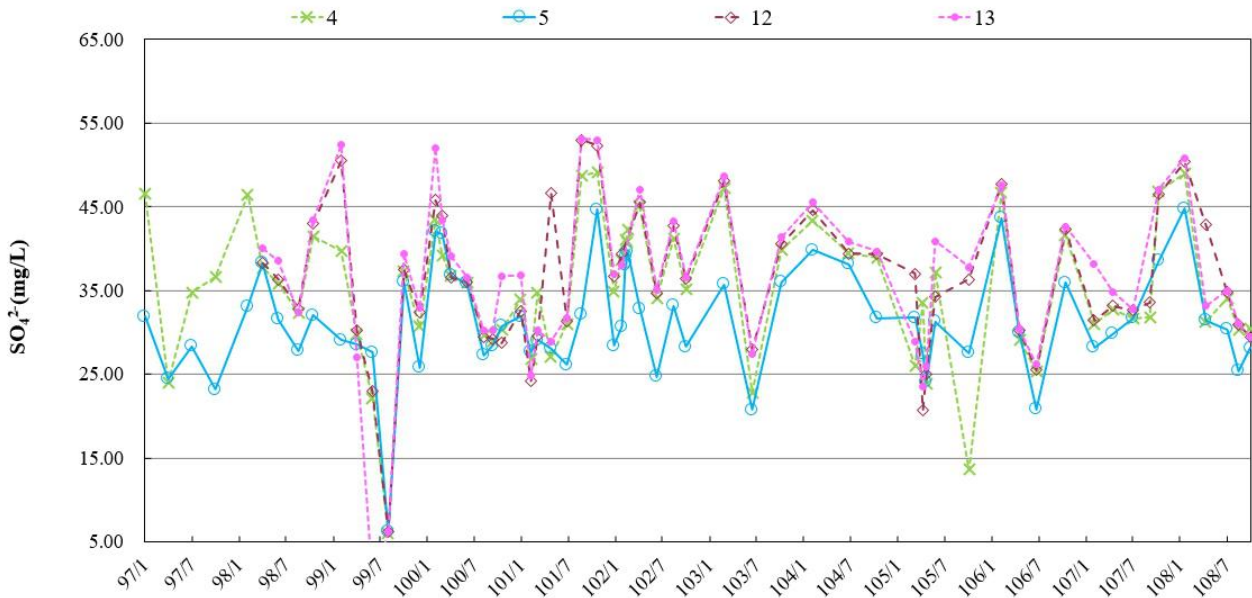
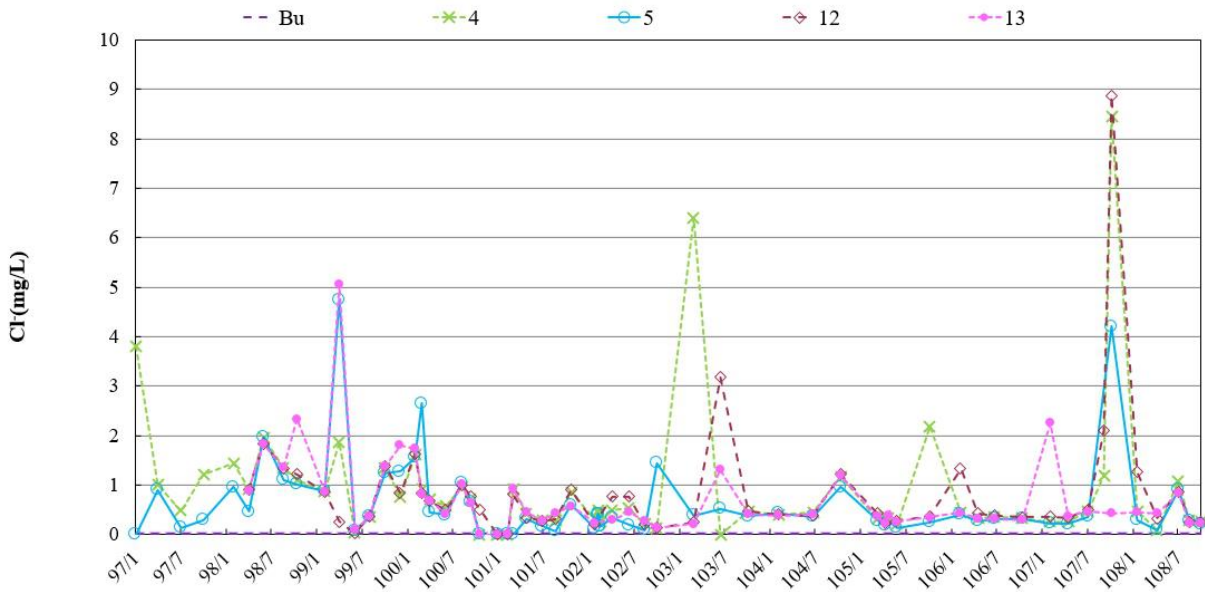
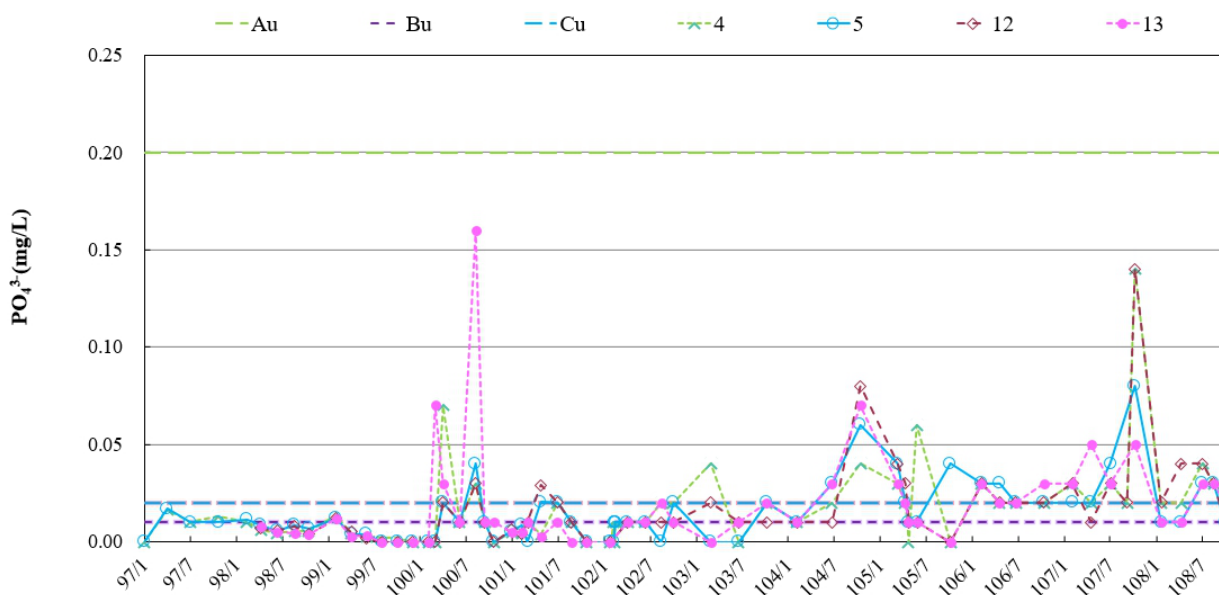


圖 4-29 一號壩壩體改善 SO_4^{2-} 值變化
(資料來源：本研究資料)



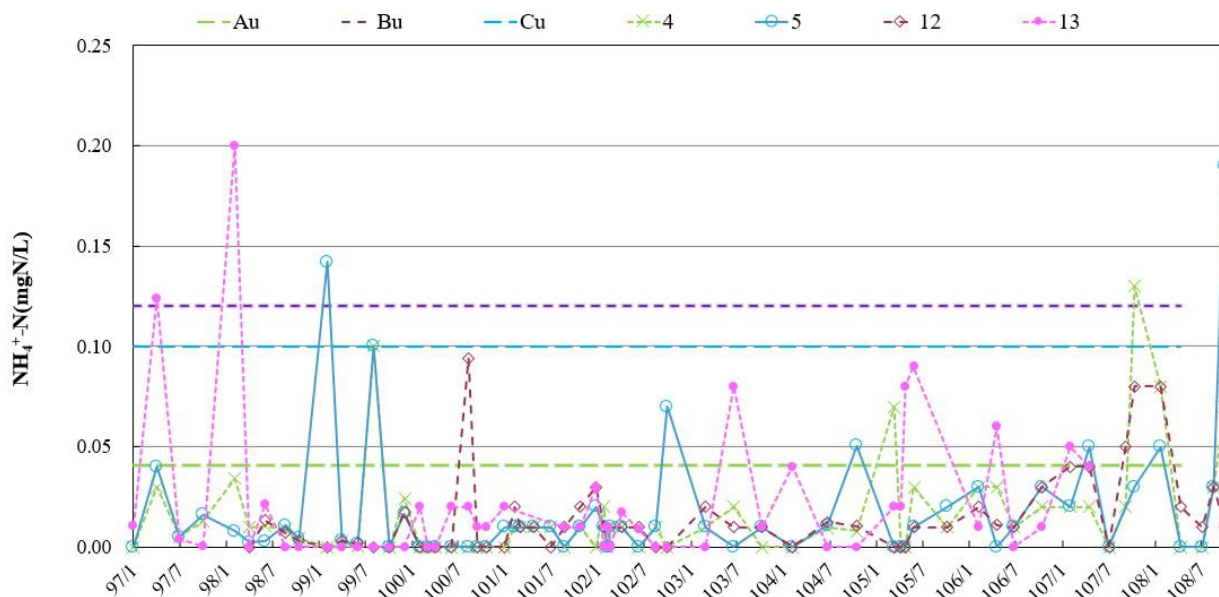
Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存氯鹽濃度上限(0.01 mg/L)

圖 4-30 一號壩壩體改善 Cl^- 值變化
(資料來源：本研究資料)



Au : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準磷酸鹽濃度上限(0.2 mg/L)
 Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存磷酸鹽濃度上限(0.01 mg/L)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準磷酸鹽濃度上限(0.15 mg/L)

圖 4-31 一號壩壩體改善 PO₄³⁻值變化
 (資料來源：本研究資料)



Au : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準氨氮濃度上限(0.03 mg/L)
 Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存氨氮濃度上限(0.125 mg/L)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準氨氮濃度上限(0.1mg/L)

圖 4-32 一號壩壩體改善 NH₄⁺-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)

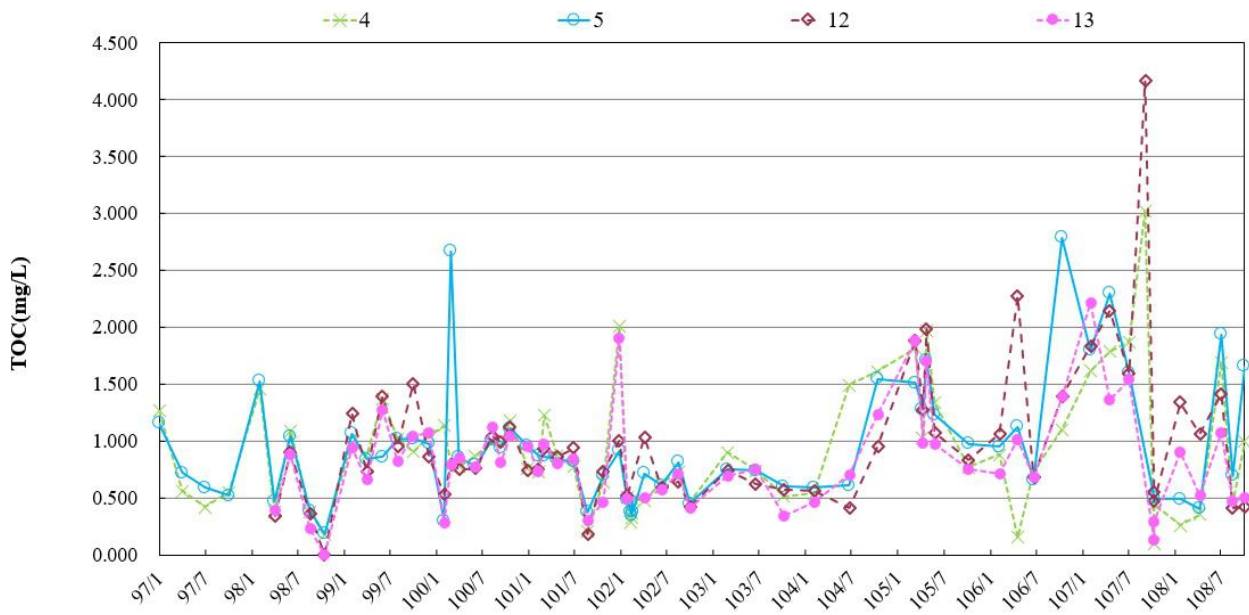
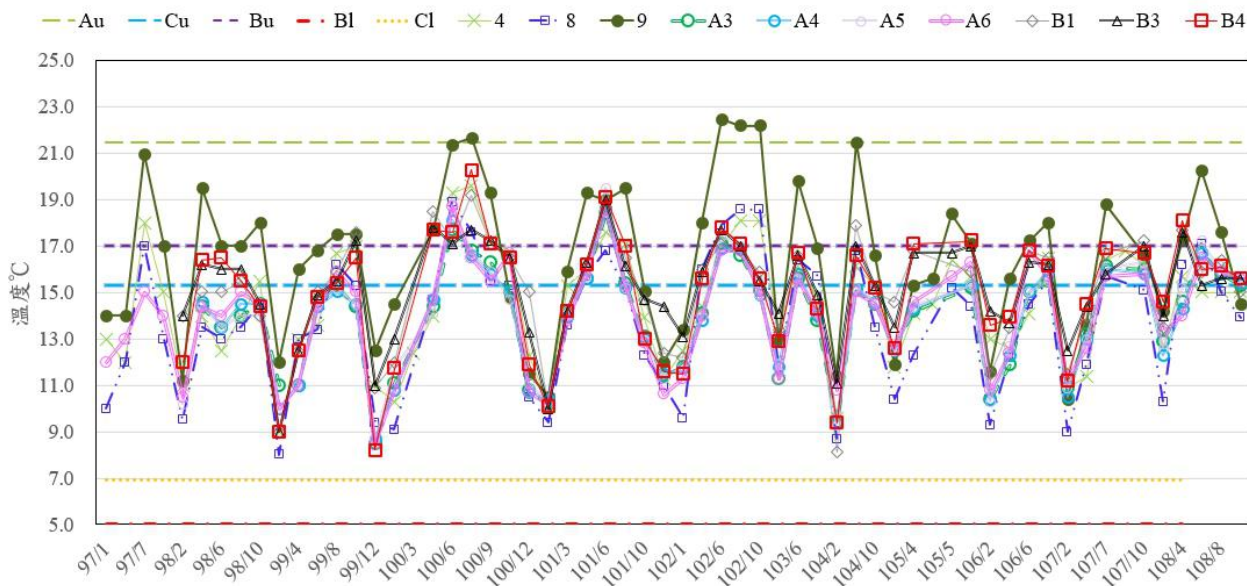
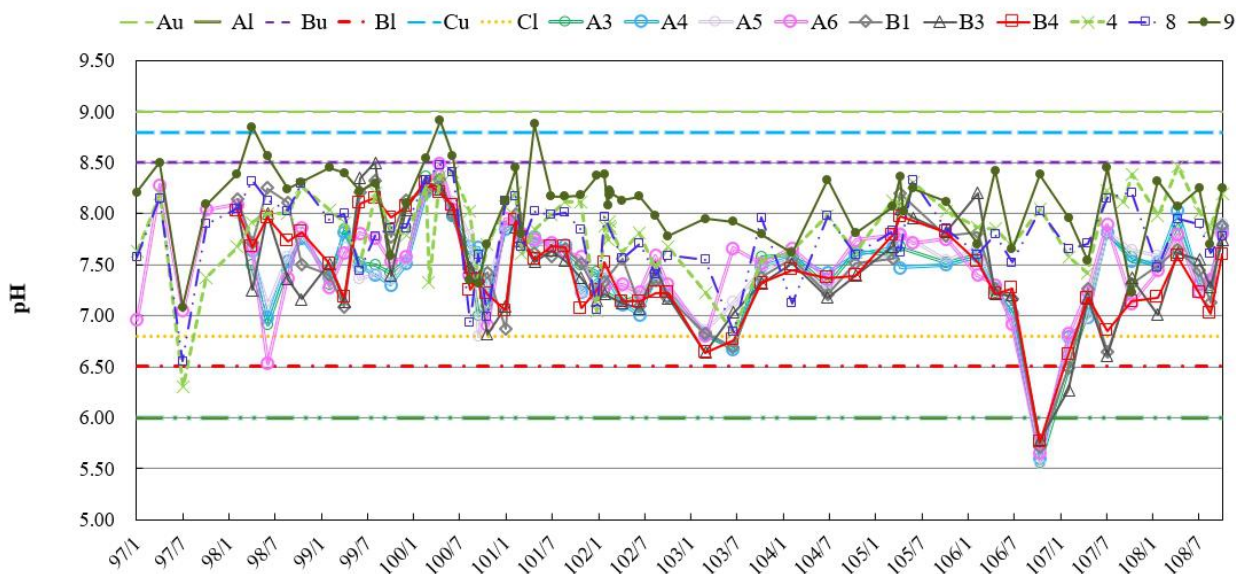


圖 4-33 一號壩壩體改善 TOC 值變化
(資料來源：本研究資料)



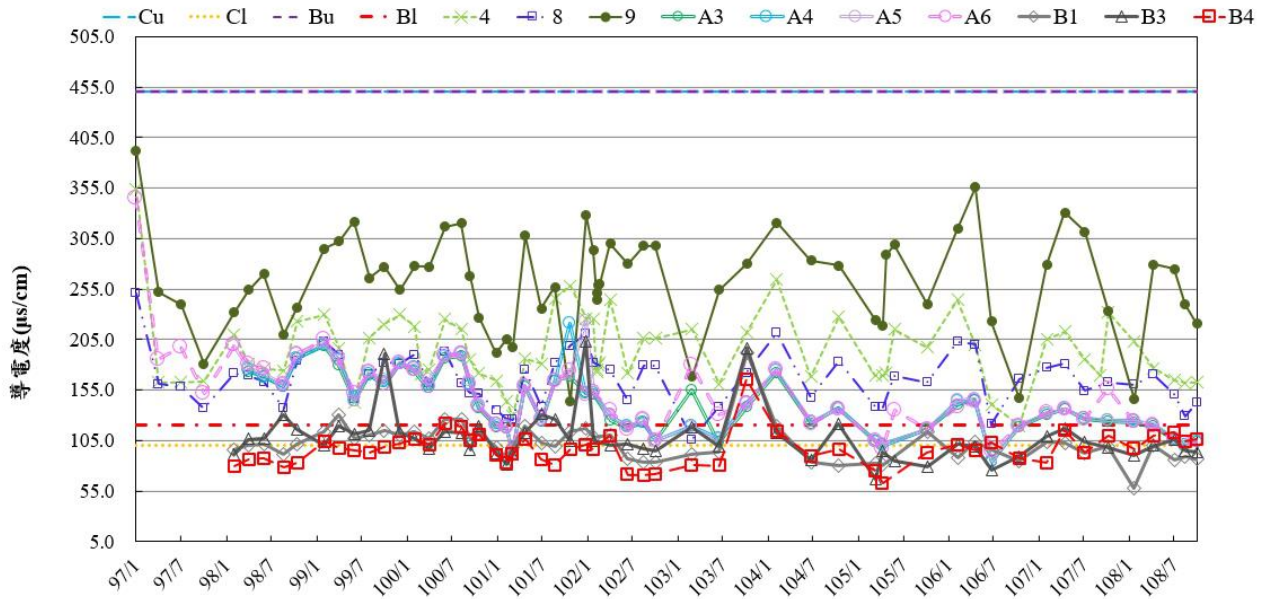
Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度上限(21.5°C) AI：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度下限(1.5°C)
 Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度上限(17°C) Bl：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度下限(5°C)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度上限(15.3°C) Cl：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度下限(6.9°C)

圖 4-34 山溝與七家灣溪測站之溫度值比較
 (資料來源：本研究資料)



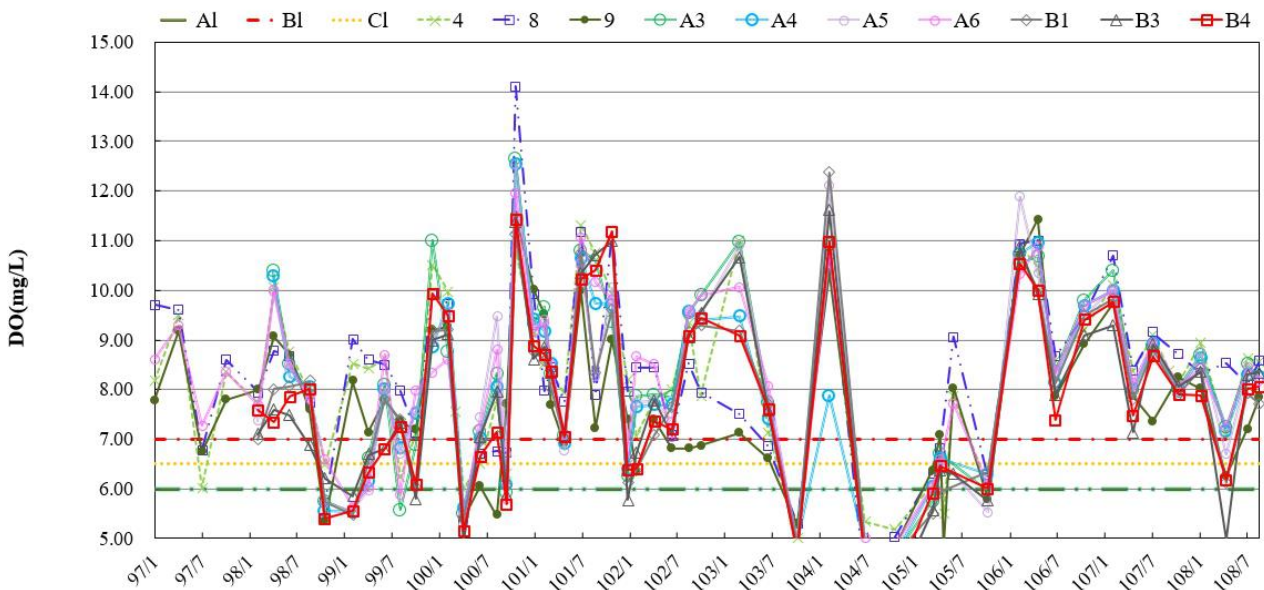
Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 上限(9) Al：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 下限(6)
 Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 上限(8.5) Bl：陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 下限(6.5)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 上限(8.8) Cl：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 下限(6.8)

圖 4-35 山溝與七家灣溪測站之 pH 值比較
 (資料來源：本研究資料)



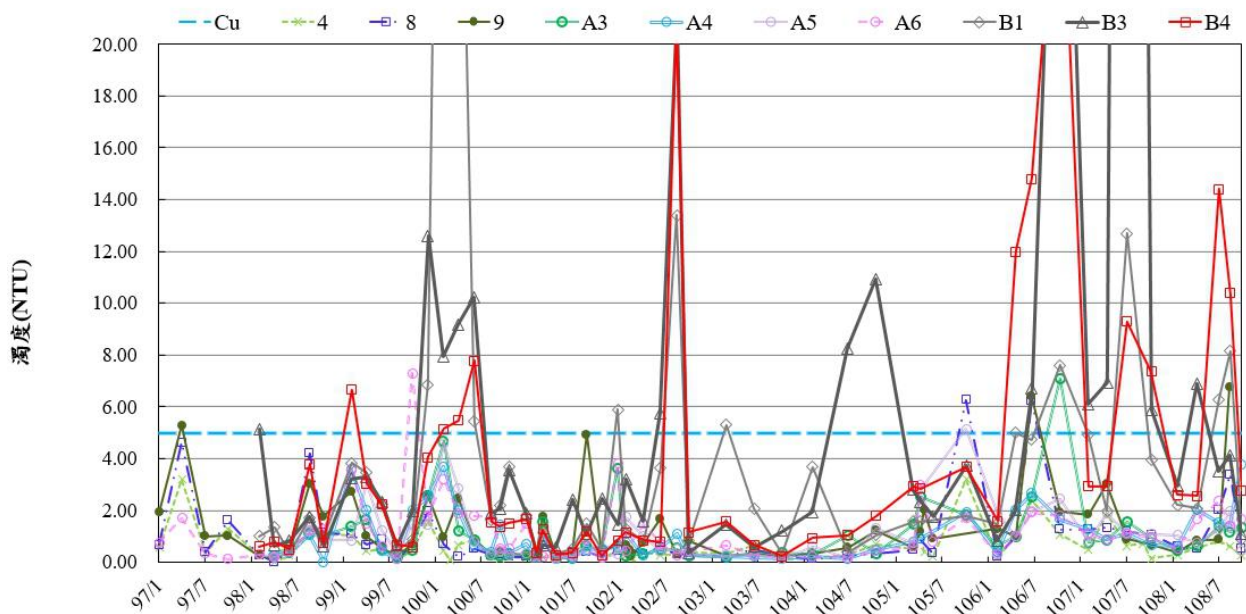
Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度上限(450 $\mu\text{s/cm}$)
 Bl : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度下限(120 $\mu\text{s/cm}$)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度上限(450 $\mu\text{s/cm}$)
 Cl : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度下限(100 $\mu\text{s/cm}$)

圖 4-36 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)



Al : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溶氧值下限(6 mg/L)
 Bl : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存溶氧值下限(7 mg/L)
 Cl : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溶氧值下限(6.5 mg/L)

圖 4-37 山溝與七家灣溪測站之溶氧值比較
 (資料來源：本研究資料)



Cu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存濁度上限(5 NTU)

圖 4-38 山溝與七家灣溪測站之濁度值比較
(資料來源：本研究資料)

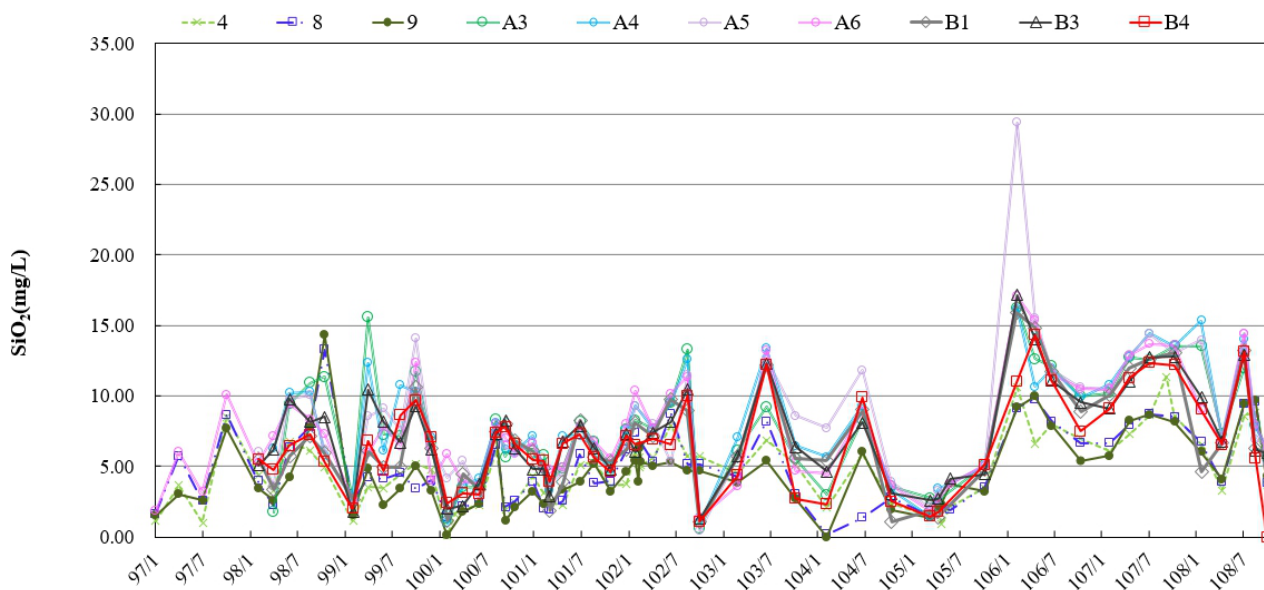
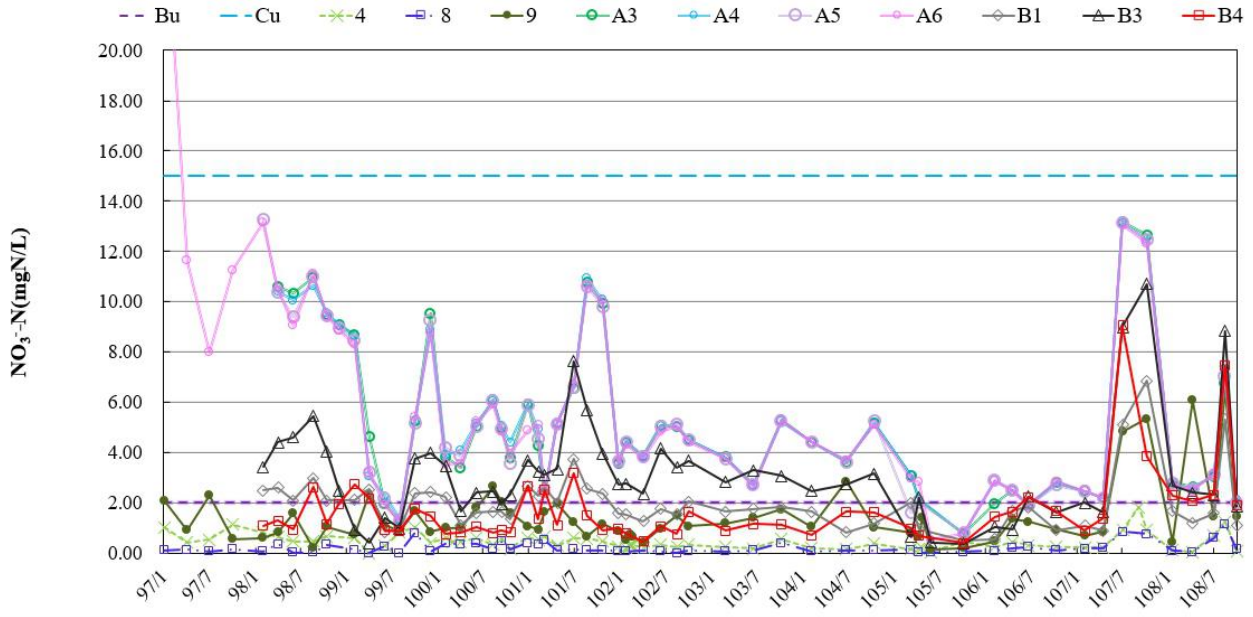
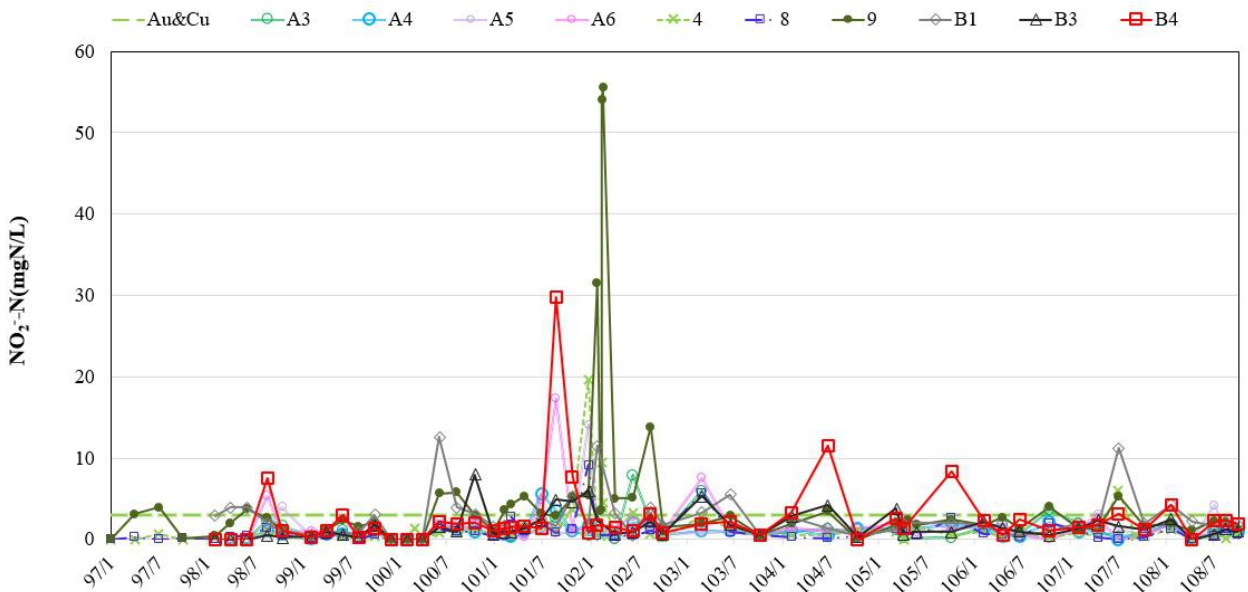


圖 4-39 山溝與七家灣溪測站之 SiO₂ 值比較
(資料來源：本研究資料)



Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存硝酸鹽濃度上限(2 mg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準硝酸鹽濃度上限(15 mg/L)

圖 4-40 山溝與七家灣溪測站之 NO₃-N 值比較
 (資料來源：本研究資料)



Au：歐盟訂定之鮭魚水體標準亞硝酸鹽濃度上限(3.0 µg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準亞硝酸鹽濃度上限(30 µg/L)

圖 4-41 山溝與七家灣溪測站之 NO₂-N 值比較
 (資料來源：本研究資料)

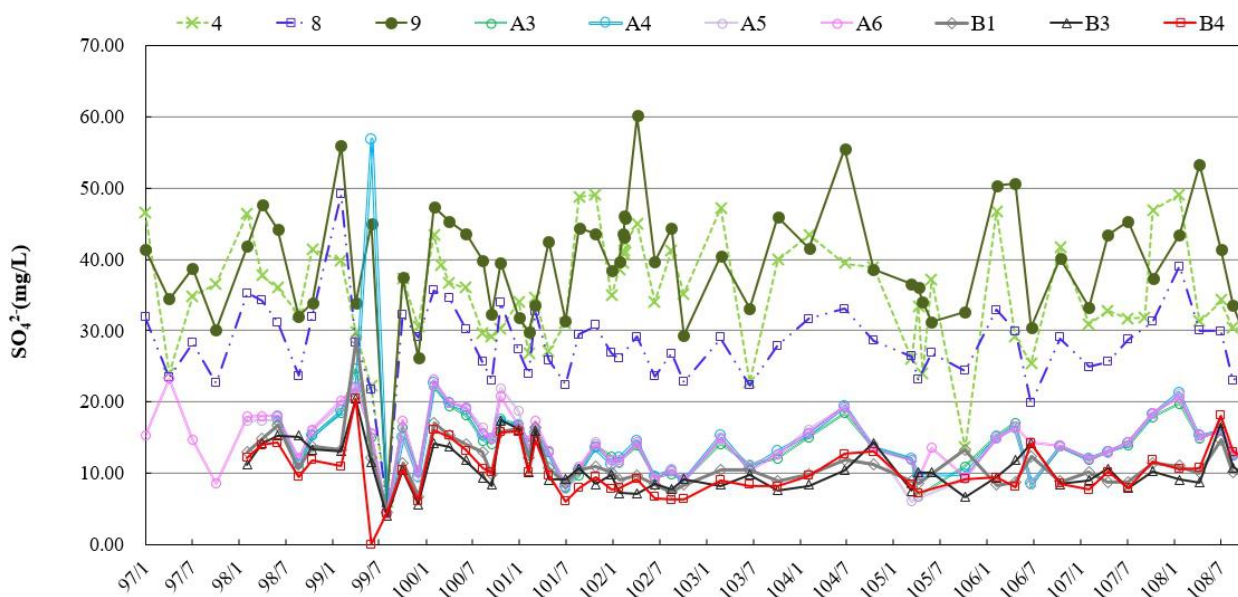
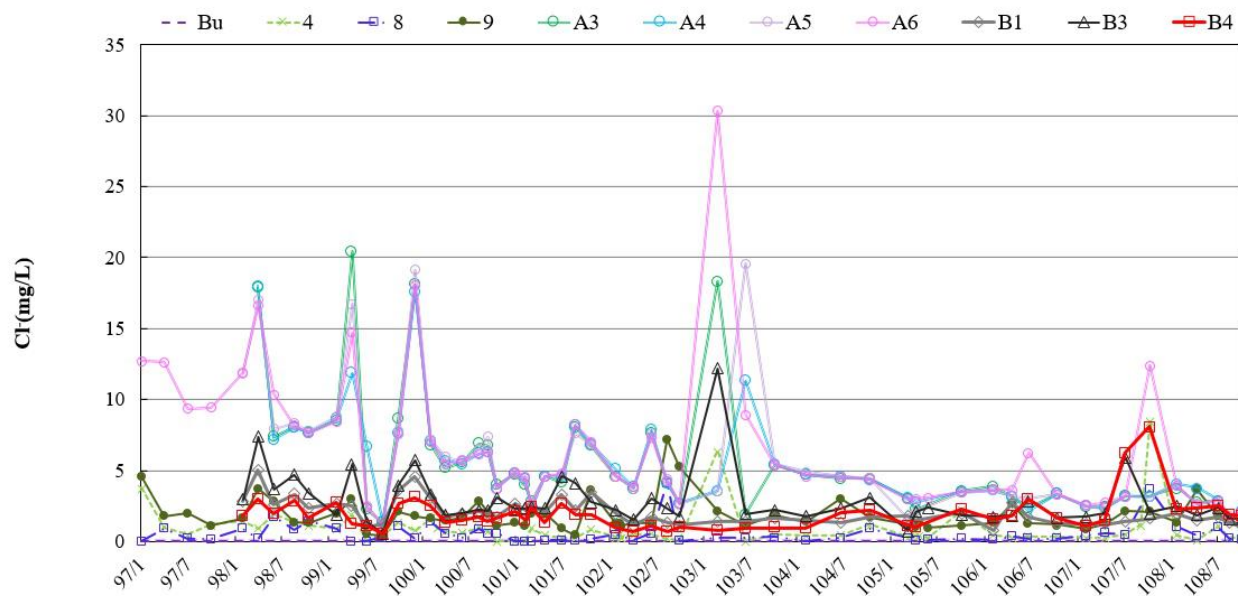
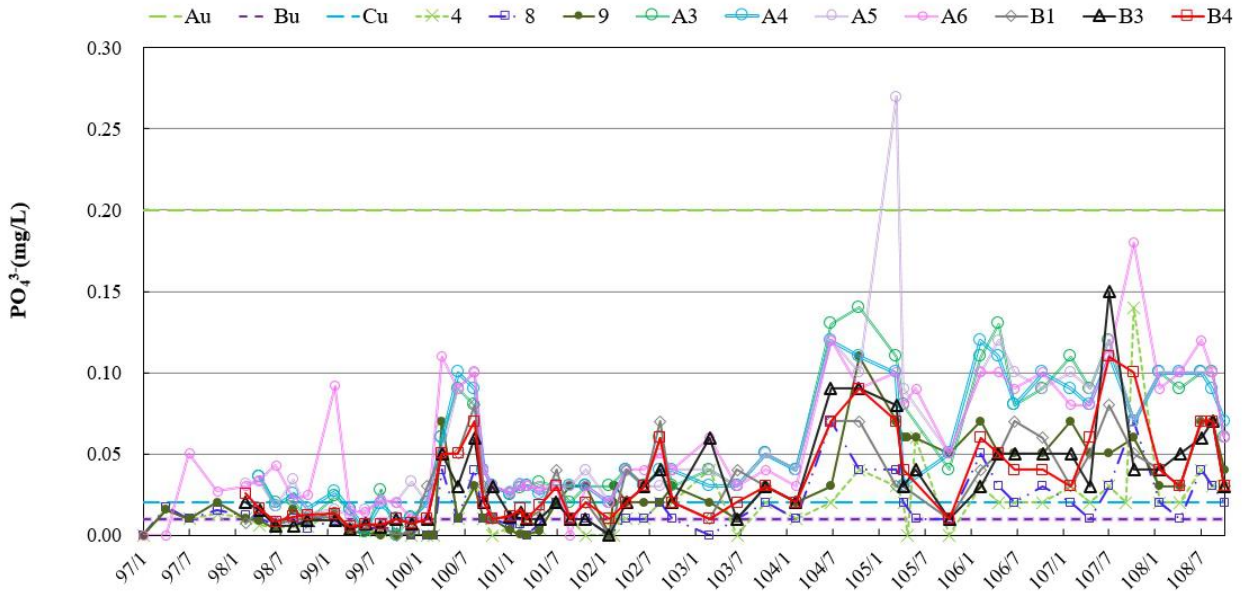


圖 4-42 山溝與七家灣溪測站之 SO_4^{2-} 值比較
(資料來源：本研究資料)

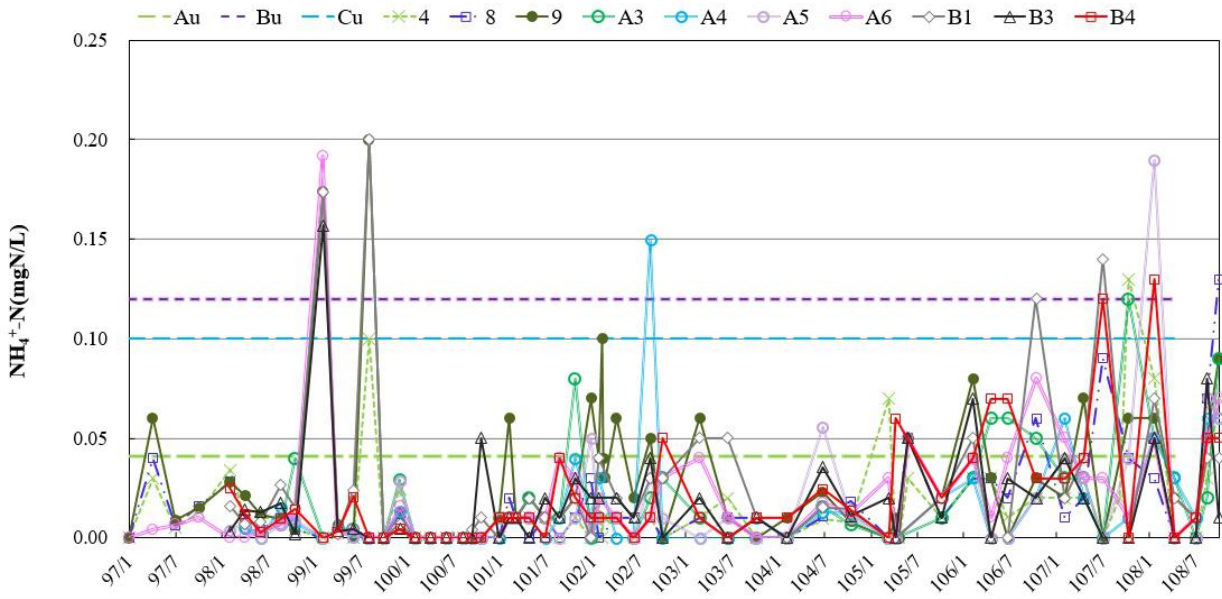


Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存氯鹽濃度上限(0.01 mg/L)
圖 4-43 山溝與七家灣溪測站之 Cl^- 值比較
(資料來源：本研究資料)



Au : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準磷酸鹽濃度上限(0.2 mg/L)
 Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存磷酸鹽濃度上限(0.01 mg/L)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準磷酸鹽濃度上限(0.15 mg/L)

圖 4-44 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)



Au : 歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準氨氣濃度上限(0.03 mg/L)
 Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存氨氣濃度上限(0.125 mg/L)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準氨氣濃度上限(0.1mg/L)

圖 4-45 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)

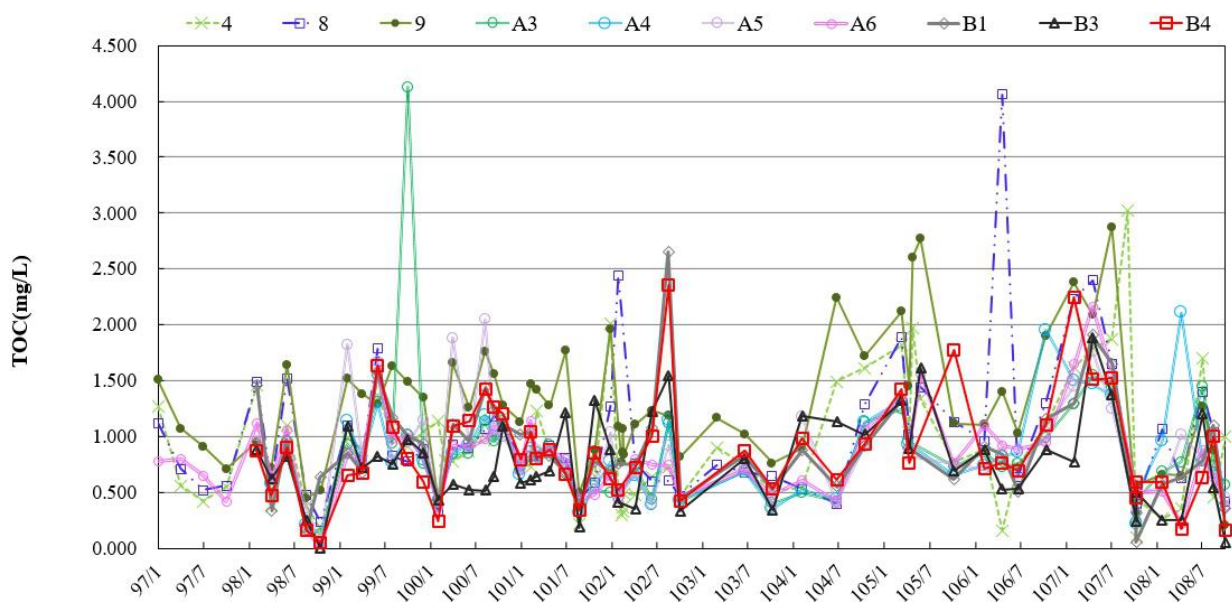
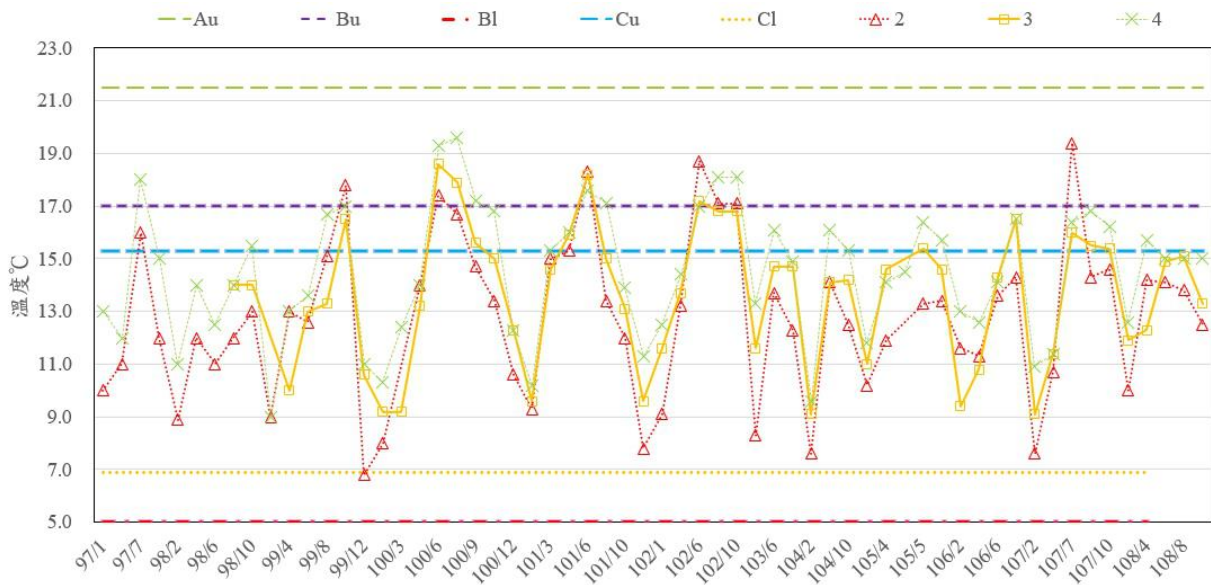
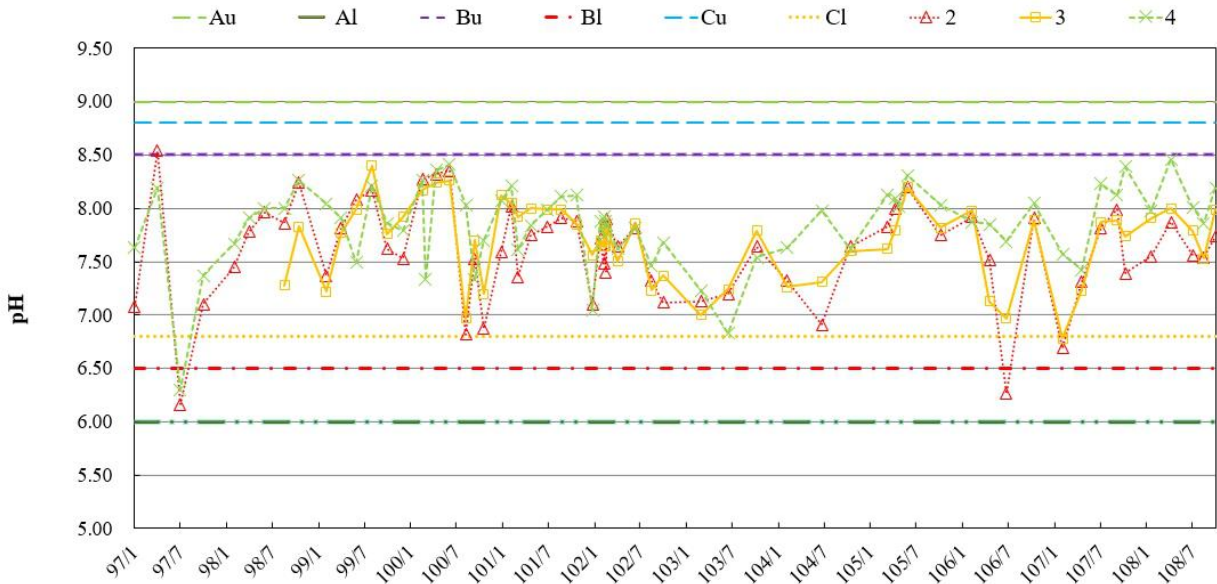


圖 4-46 山溝與七家灣溪測站之 TOC 值比較
(資料來源：本研究資料)



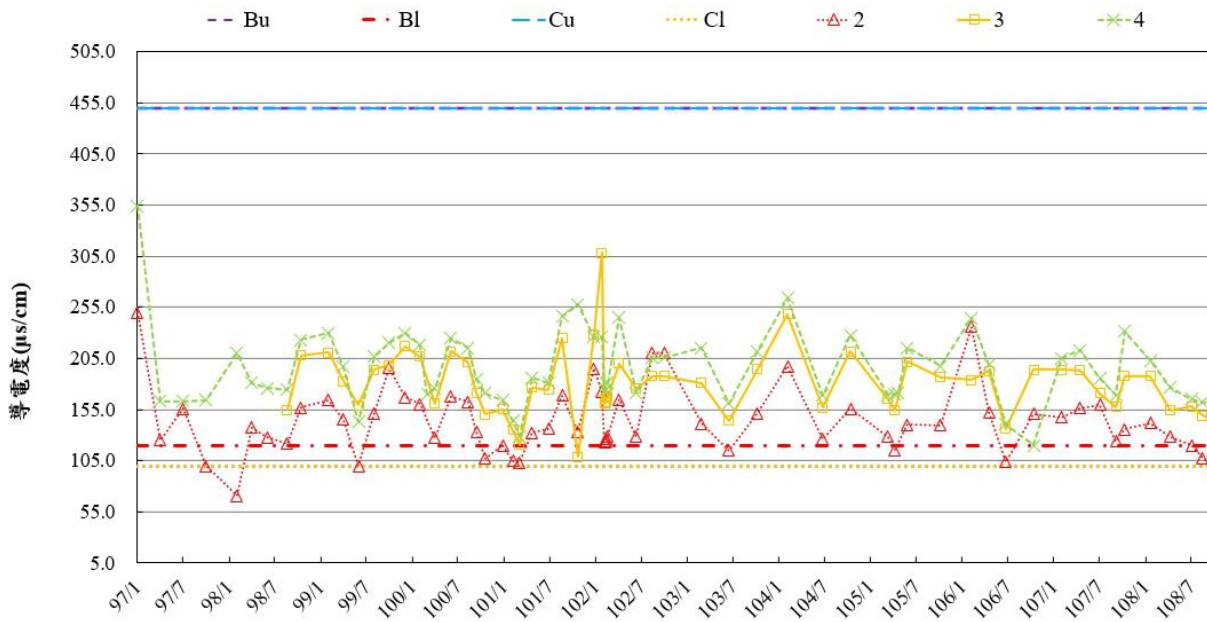
Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度上限(21.5°C) AI：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度下限(1.5°C)
 Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度上限(17°C) BI：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度下限(5°C)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度上限(15.3°C) CI：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度下限(6.9°C)

圖 4-47 8.1ha 回收農用地溫度值變化
 (資料來源：本研究資料)



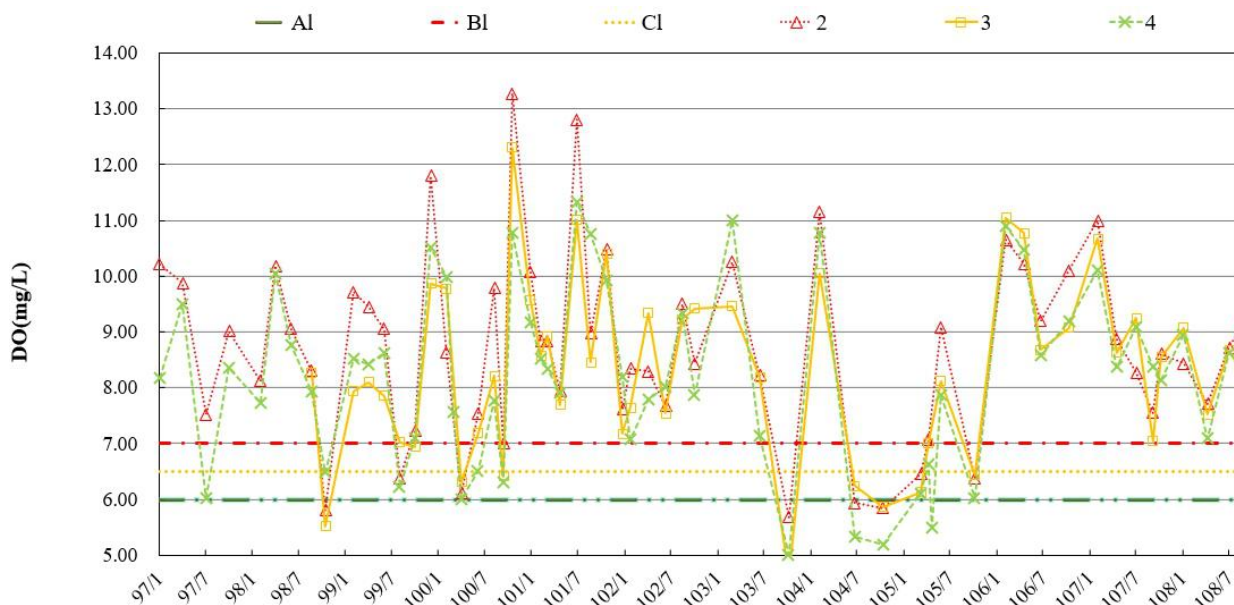
Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 上限(9) Al：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 下限(6)
 Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 上限(8.5) BI：陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 下限(6.5)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 上限(8.8) CI：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 下限(6.8)

圖 4-48 8.1ha 回收農用地 pH 值變化
 (資料來源：本研究資料)



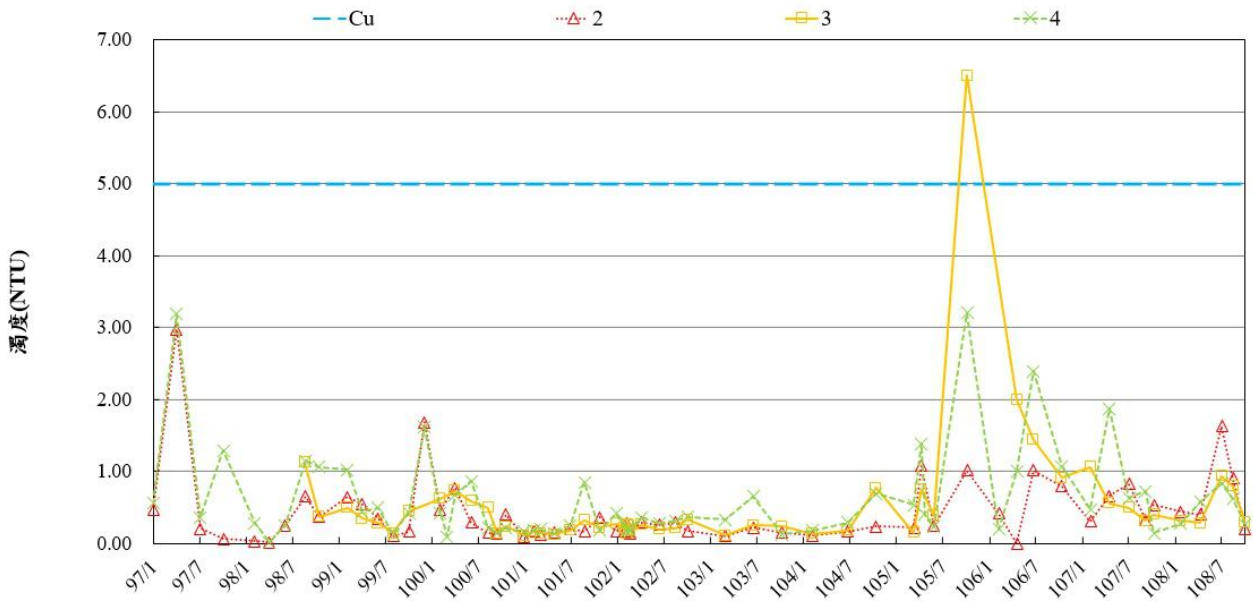
Bu : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度上限(450 μ s/cm)
 Bl : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度下限(120 μ s/cm)
 Cu : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度上限(450 μ s/cm)
 Cl : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度下限(100 μ s/cm)

圖 4-49 8.1ha 回收農用地導電度值變化
 (資料來源：本研究資料)



Al : 歐盟訂定之鮭魚水體標準溶氧值下限(6 mg/L)
 Bl : 陳弘成(1998)建議鮭魚生存溶氧值下限(7 mg/L)
 Cl : 七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溶氧值下限(6.5 mg/L)

圖 4-50 8.1ha 回收農用地溶氧值變化
 (資料來源：本研究資料)



Cu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存濁度上限(5 NTU)

圖 4-51 8.1ha 回收農用地濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

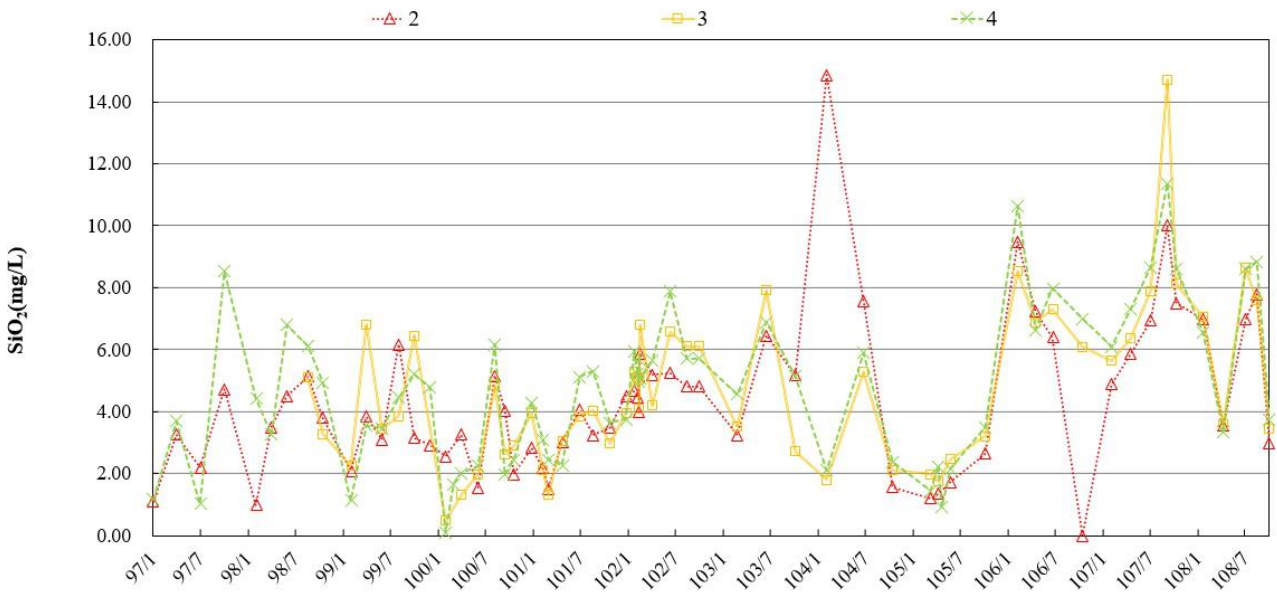
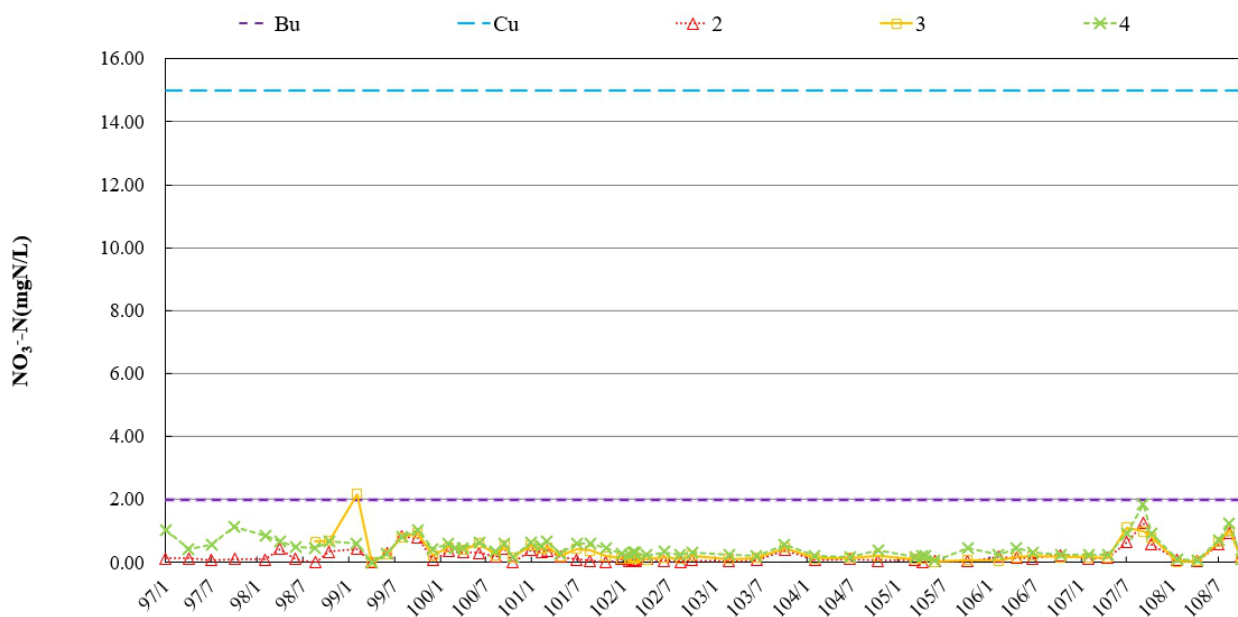
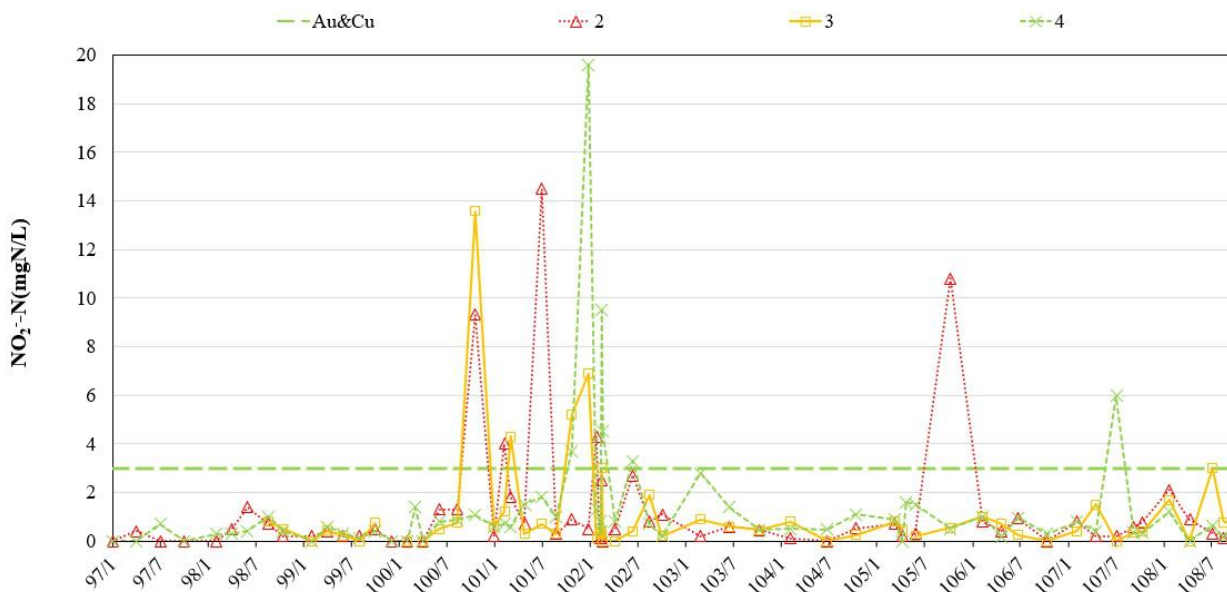


圖 4-52 8.1ha 回收農用地 SiO₂ 值變化
(資料來源：本研究資料)



Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存硝酸鹽濃度上限(2 mg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準硝酸鹽濃度上限(15 mg/L)

圖 4-53 8.1ha 回收農用地 NO₃⁻-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)



Au：歐盟訂定之鮭魚水體標準亞硝酸鹽濃度上限(3.0 µg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準亞硝酸鹽濃度上限(30 µg/L)

圖 4-54 8.1ha 回收農用地 NO₂⁻-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)

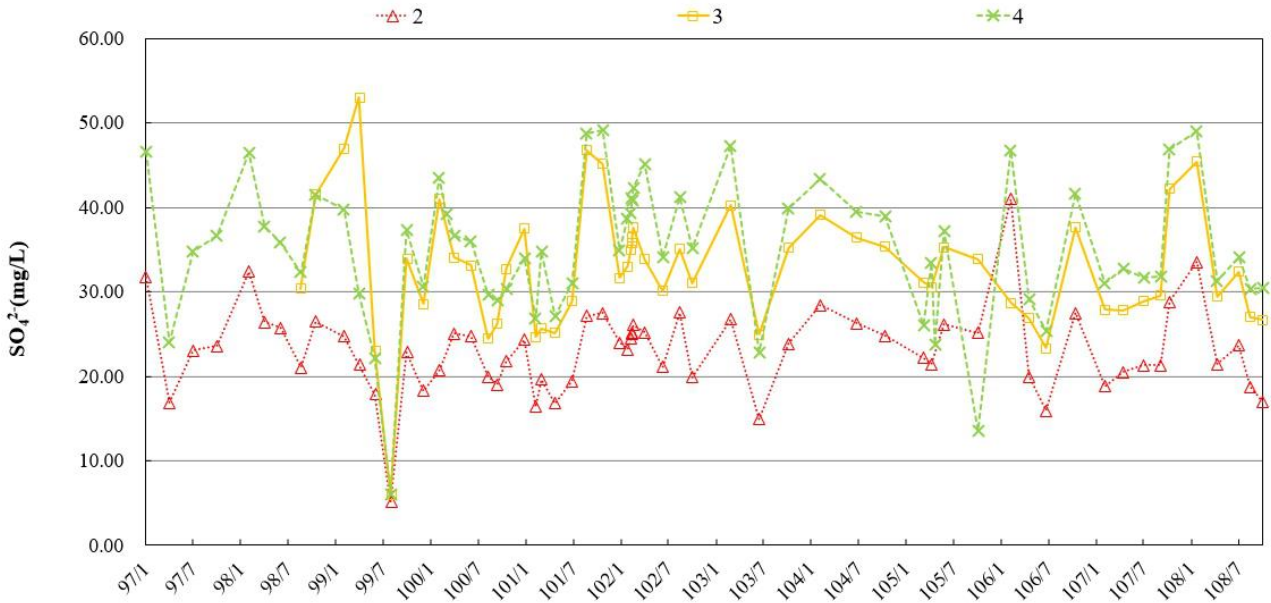
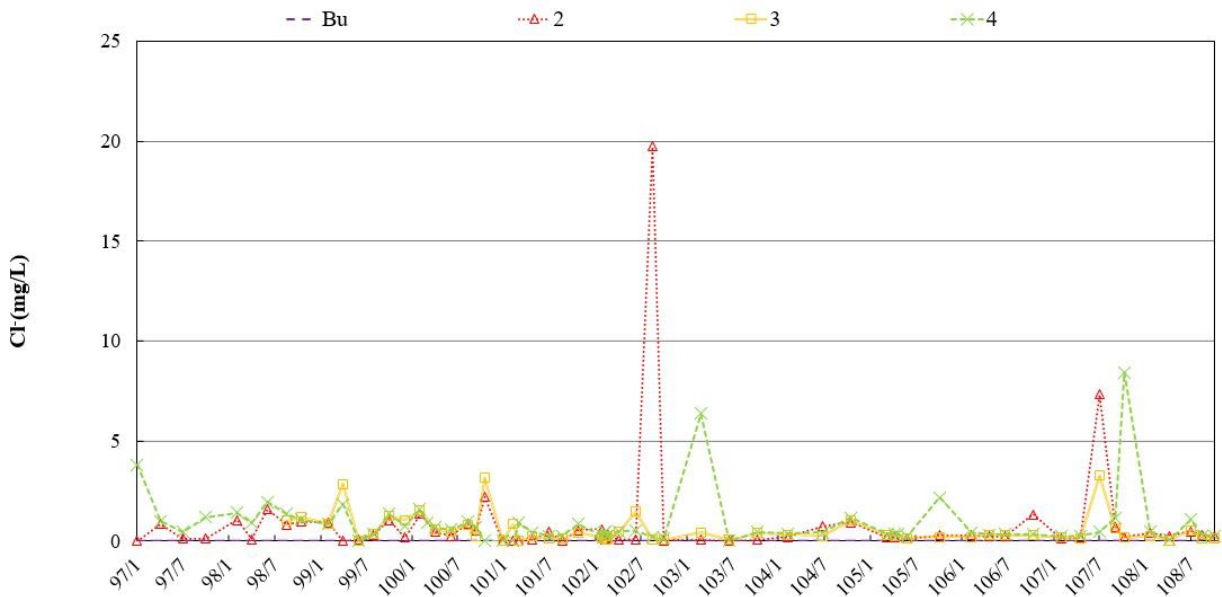


圖 4-55 8.1ha 回收農用地 SO_4^{2-} 值變化
(資料來源：本研究資料)



Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存氯鹽濃度上限(0.01 mg/L)
圖 4-56 8.1ha 回收農用地 Cl^- 值變化
(資料來源：本研究資料)

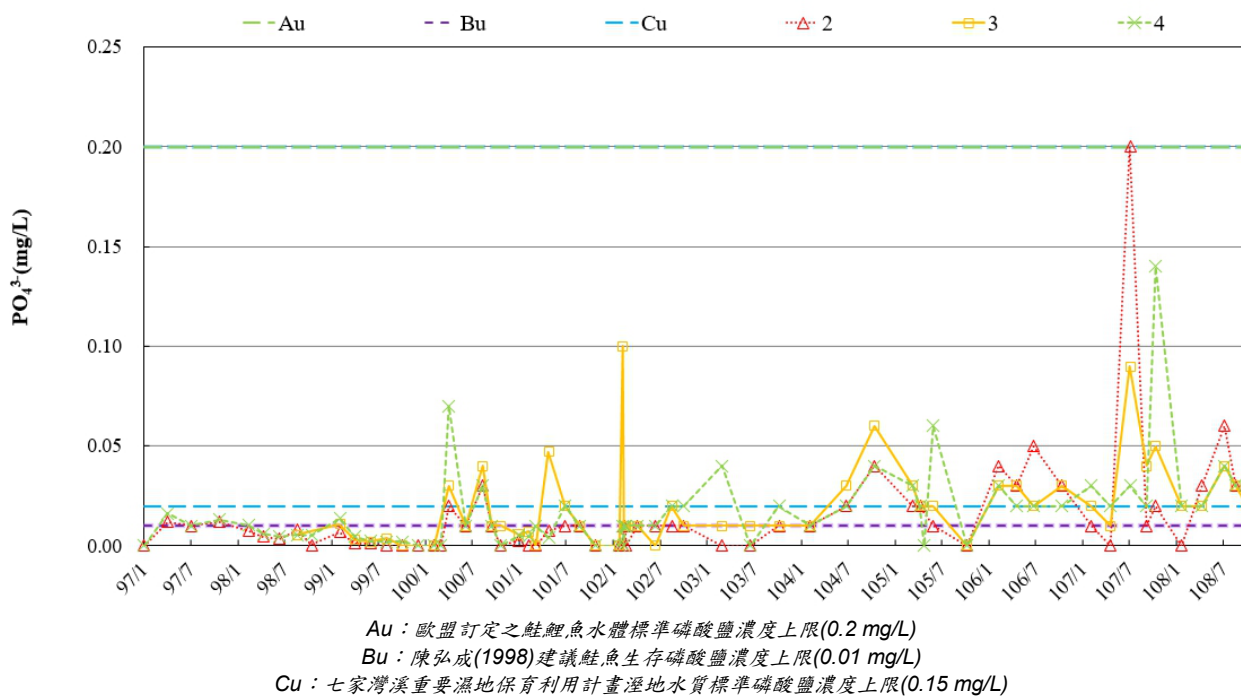


圖 4-57 8.1ha 回收農用地 PO₄³⁻值變化
(資料來源：本研究資料)

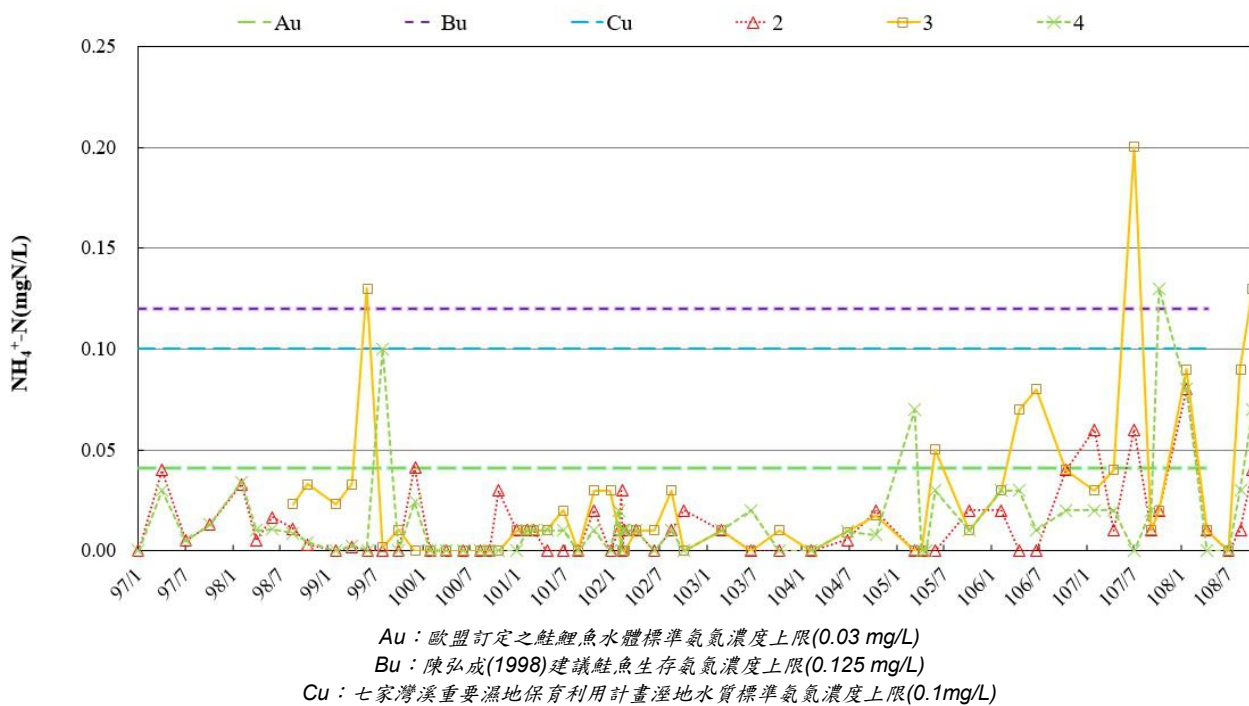


圖 4-58 8.1ha 回收農用地 NH₄⁺-N 值變化
(資料來源：本研究資料)

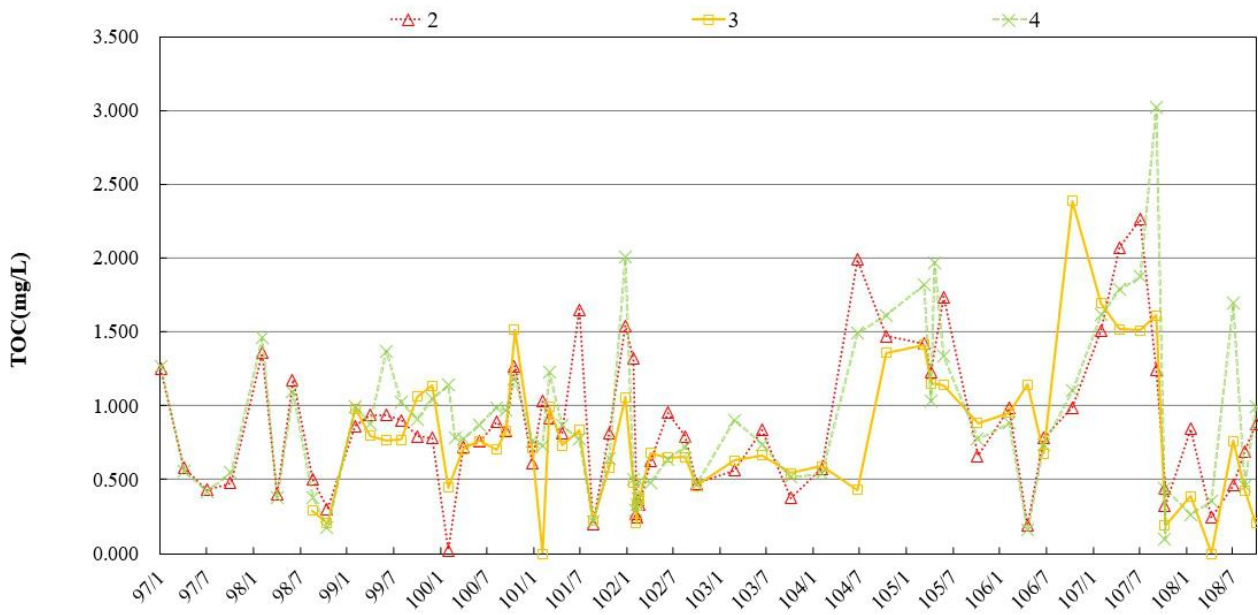
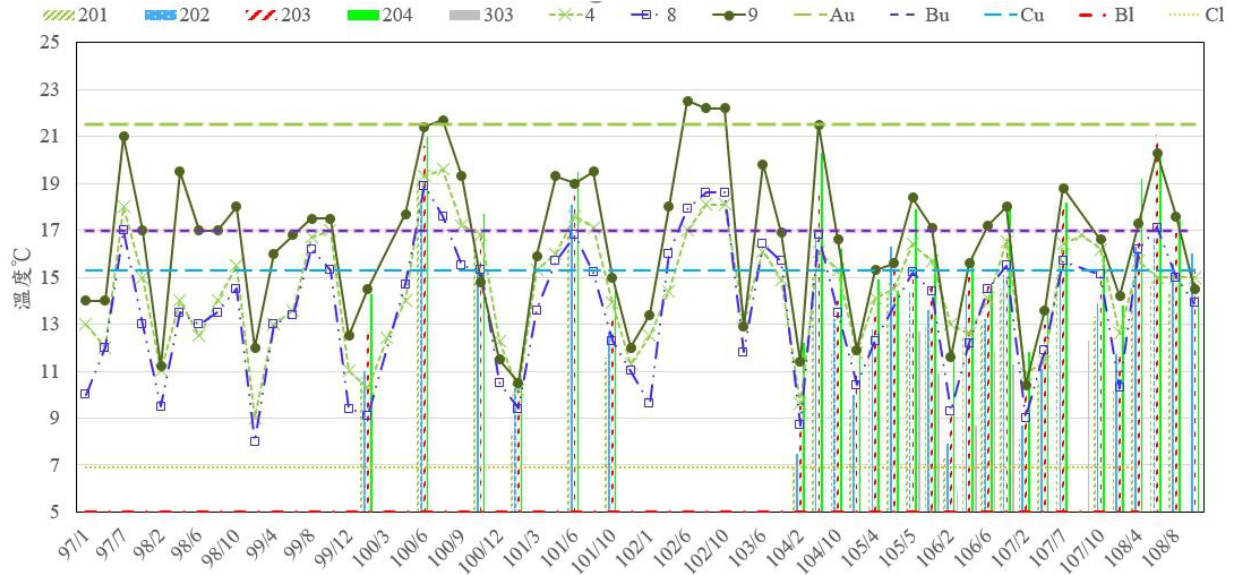
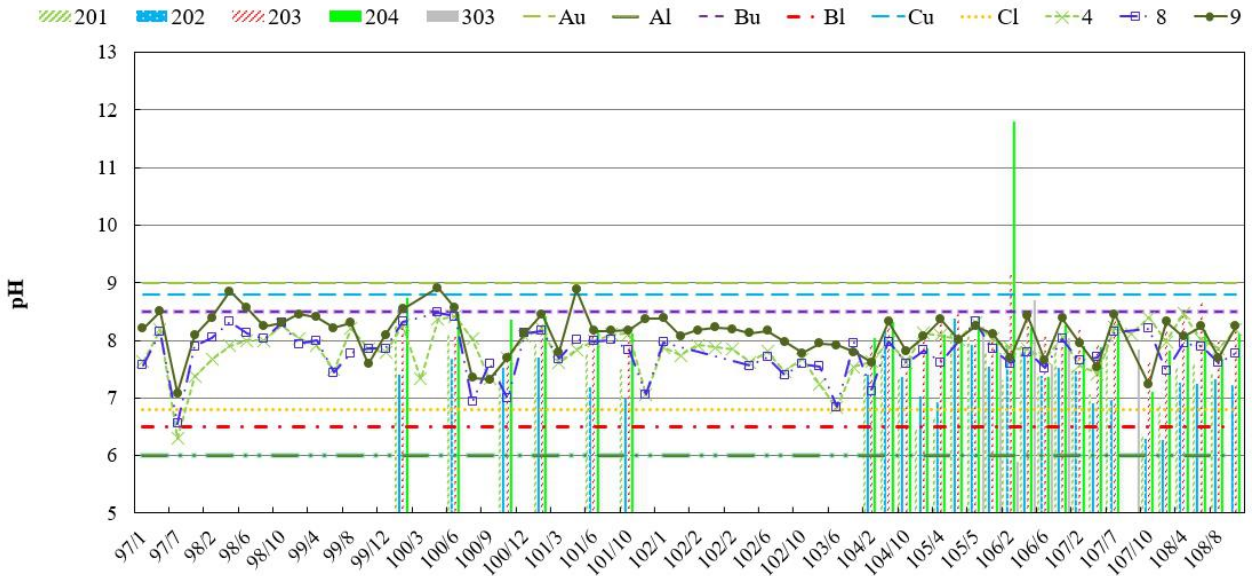


圖 4-59 8.1ha 回收農用地 TOC 值變化
(資料來源：本研究資料)



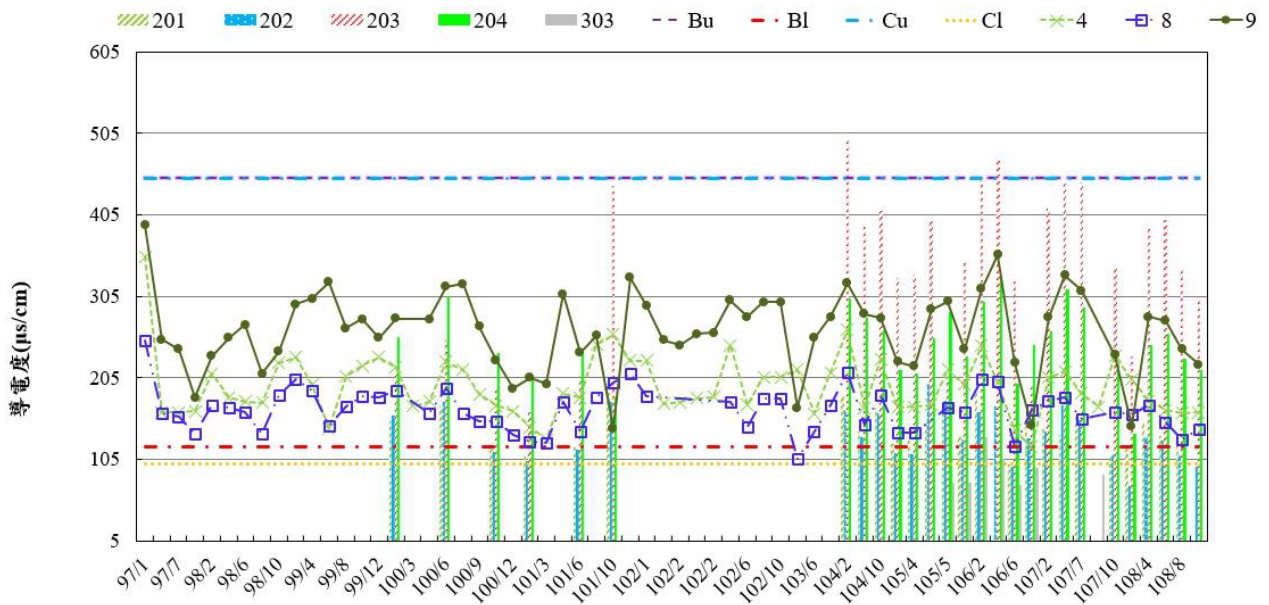
Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度上限(21.5°C) Al：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準溫度下限(1.5°C)
 Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度上限(17°C) Bl：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溫度下限(5°C)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度上限(15.3°C) Cl：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溫度下限(6.9°C)

圖 4-60 羅葉尾溪與七家灣溪溫度值變化
 (資料來源：本研究資料)



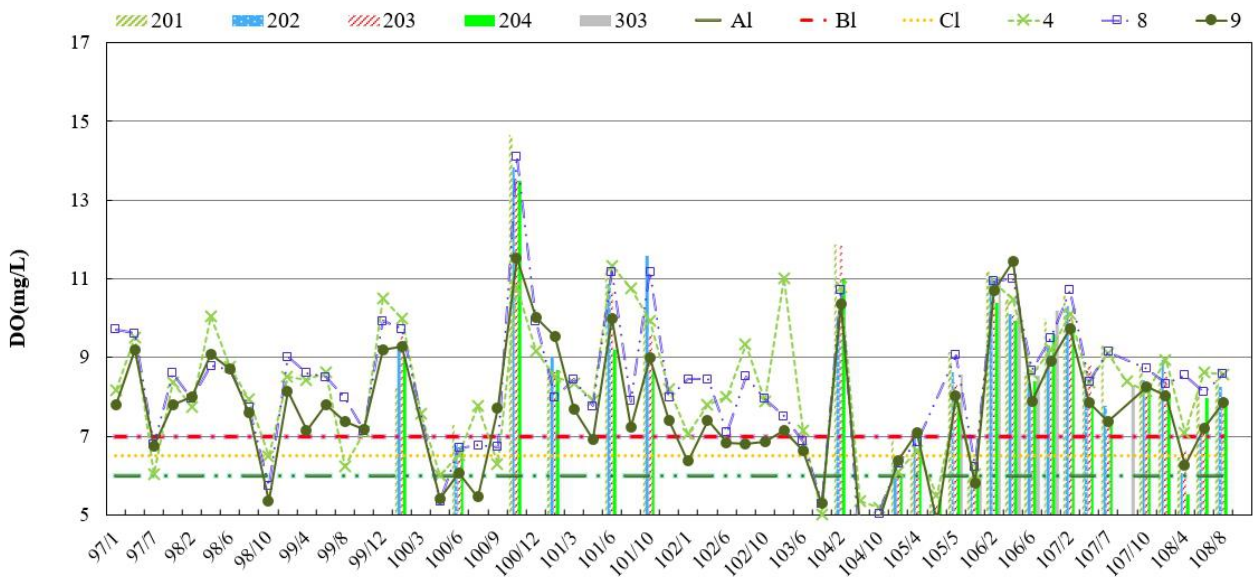
Au：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 上限(9) Al：歐盟訂定之鮭鯉魚水體標準 pH 下限(6)
 Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 上限(8.5) Bl：陳弘成(1998)建議鮭魚生存 pH 下限(6.5)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 上限(8.8) Cl：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準 pH 下限(6.8)

圖 4-61 羅葉尾溪與七家灣溪 pH 值變化
 (資料來源：本研究資料)



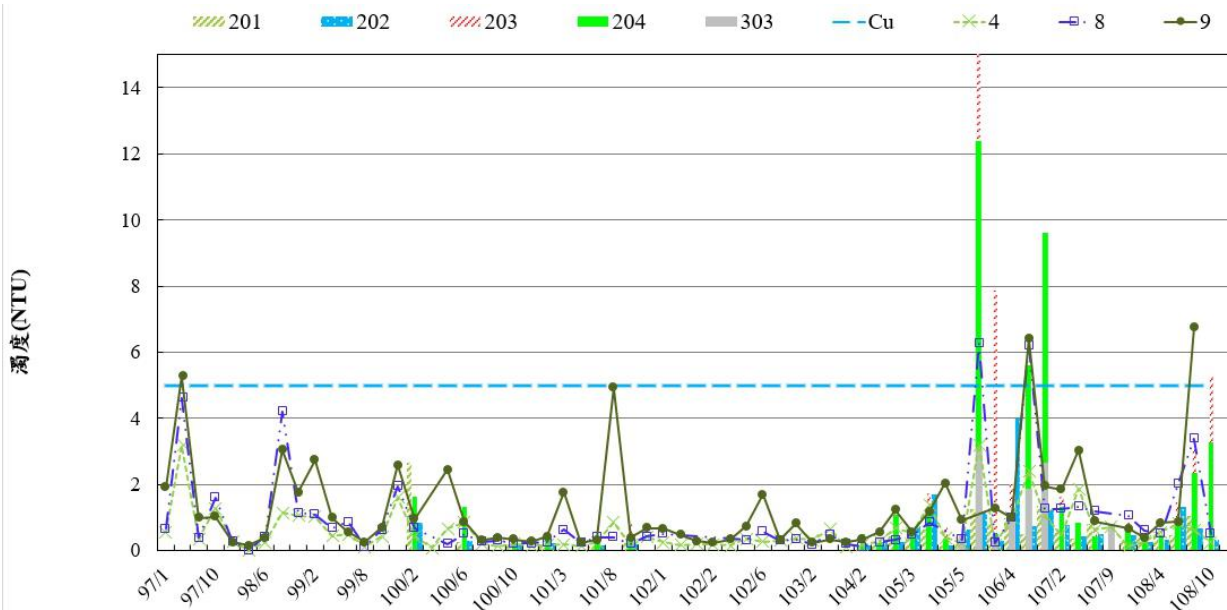
Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度上限(450 $\mu\text{s/cm}$)
 Bl：陳弘成(1998)建議鮭魚生存導電度下限(120 $\mu\text{s/cm}$)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度上限(450 $\mu\text{s/cm}$)
 Cl：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準導電度下限(100 $\mu\text{s/cm}$)

圖 4-62 羅葉尾溪與七家灣溪導電度值變化
 (資料來源：本研究資料)



Al：歐盟訂定之鮭魚水體標準溶氧值下限(6 mg/L)
 Bl：陳弘成(1998)建議鮭魚生存溶氧值下限(7 mg/L)
 Cl：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準溶氧值下限(6.5 mg/L)

圖 4-63 羅葉尾溪與七家灣溪溶氧值變化
 (資料來源：本研究資料)



Cu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存濁度上限(5 NTU)

圖 4-64 羅葉尾溪與七家灣溪濁度值變化
(資料來源：本研究資料)

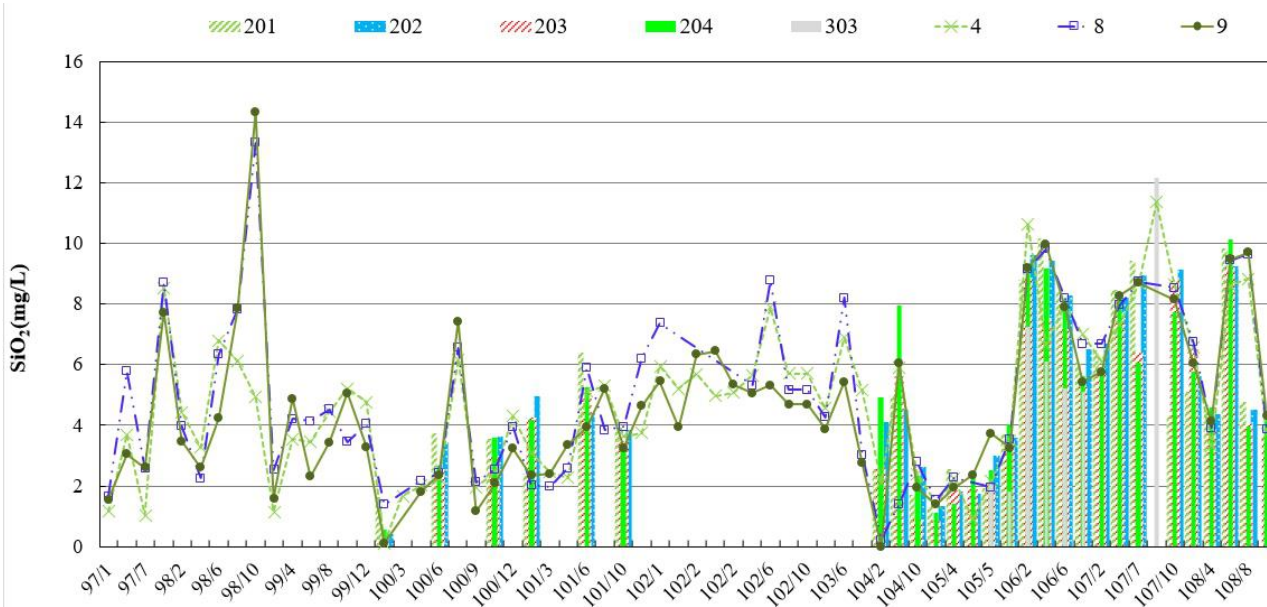
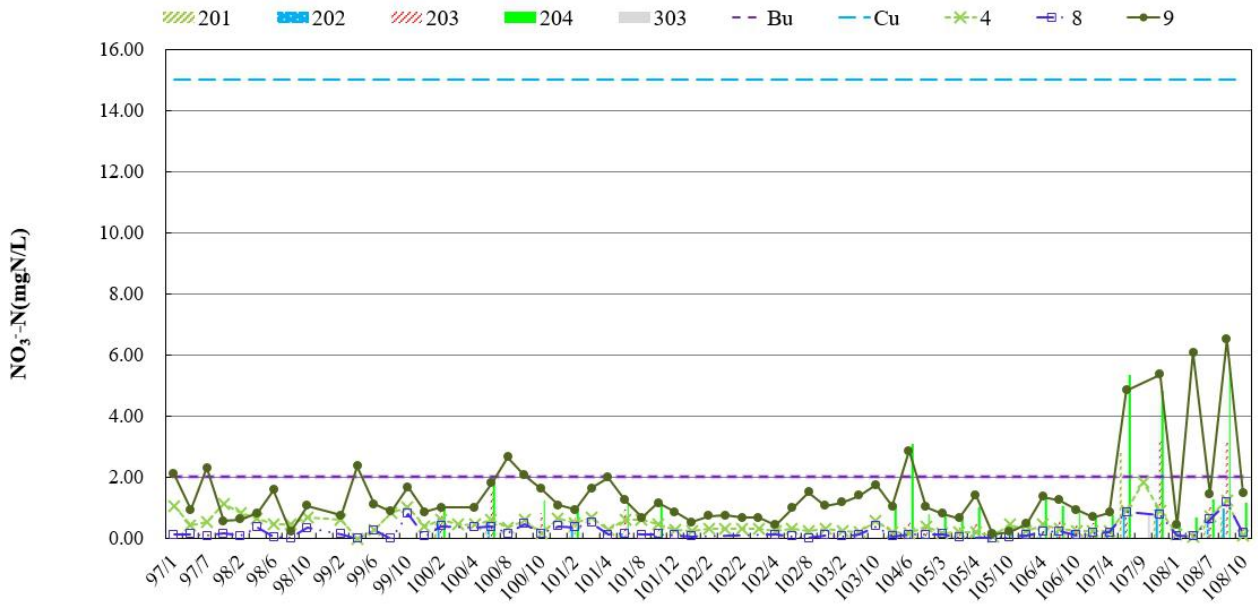
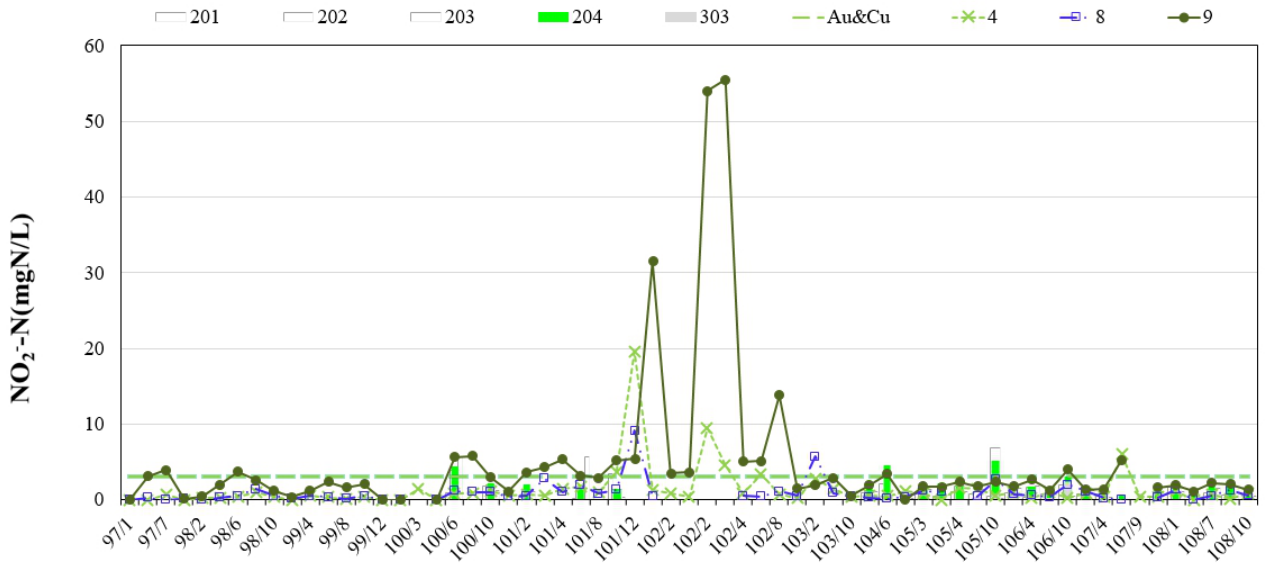


圖 4-65 羅葉尾溪與七家灣溪 SiO₂ 值變化
(資料來源：本研究資料)



Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存硝酸鹽濃度上限(2 mg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準硝酸鹽濃度上限(15 mg/L)

圖 4-66 羅葉尾溪與七家灣溪 NO₃⁻-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)



Au：歐盟訂定之鮭魚水體標準亞硝酸鹽濃度上限(3.0 µg/L)
 Cu：七家灣溪重要濕地保育利用計畫溼地水質標準亞硝酸鹽濃度上限(30 µg/L)

圖 4-67 羅葉尾溪與七家灣溪 NO₂⁻-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)

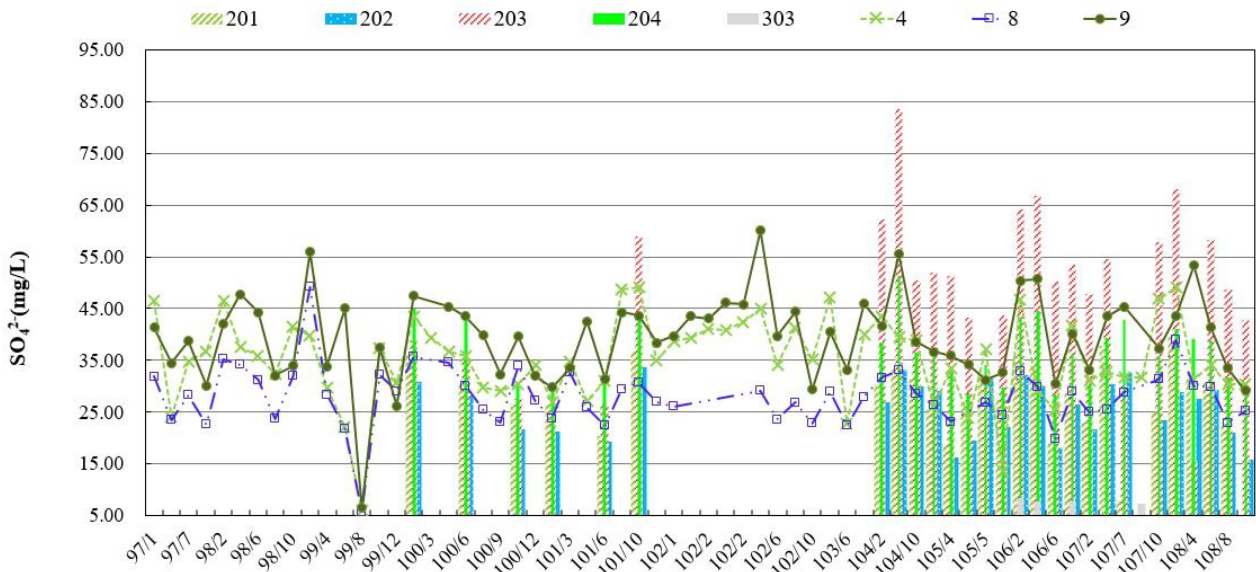
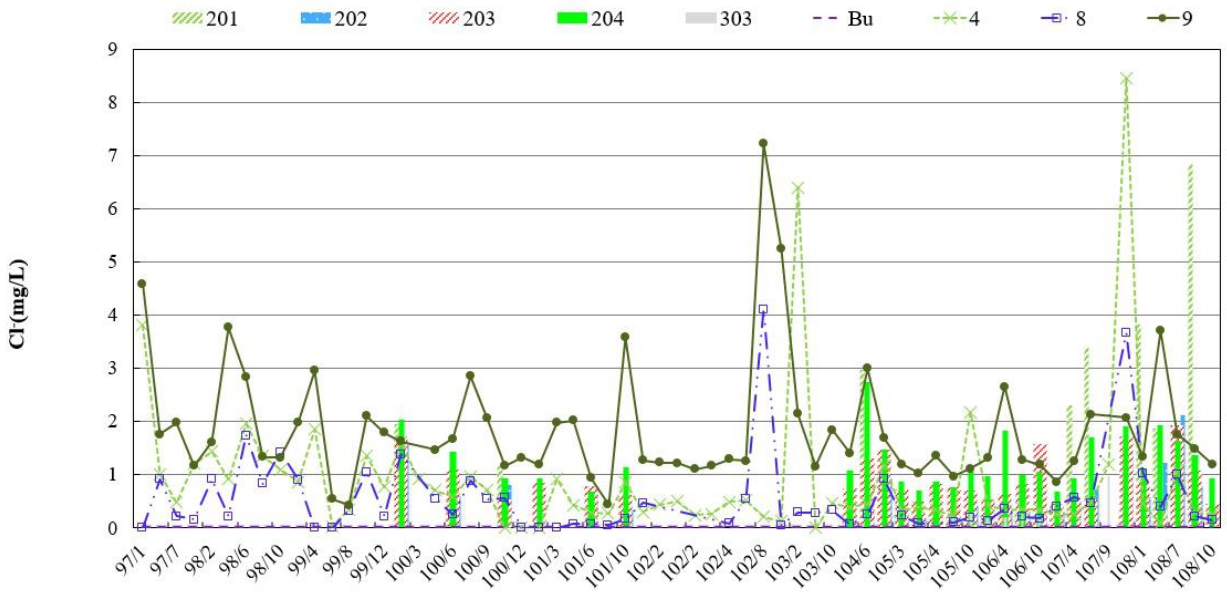


圖 4-68 羅葉尾溪與七家灣溪 SO_4^{2-} 值變化
(資料來源：本研究資料)



Bu：陳弘成(1998)建議鮭魚生存氯鹽濃度上限(0.01 mg/L)

圖 4-69 羅葉尾溪與七家灣溪 Cl^- 值變化
(資料來源：本研究資料)

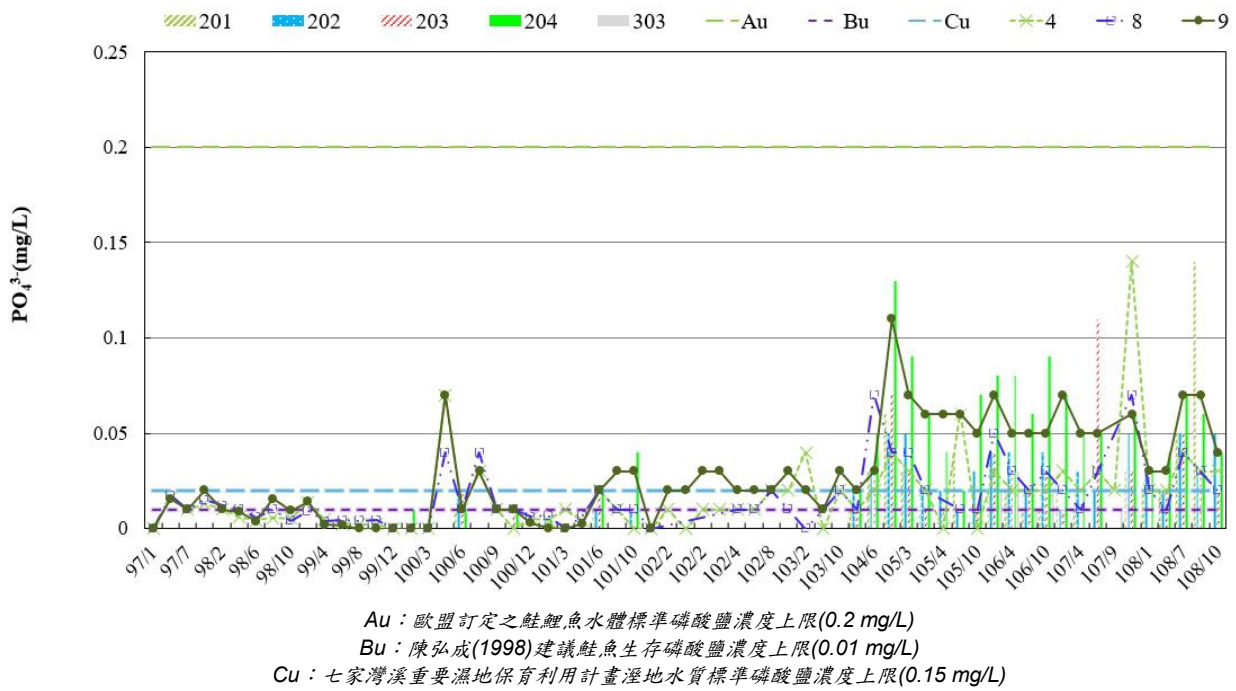


圖 4-70 羅葉尾溪與七家灣溪 PO_4^{3-} 值變化
 (資料來源：本研究資料)

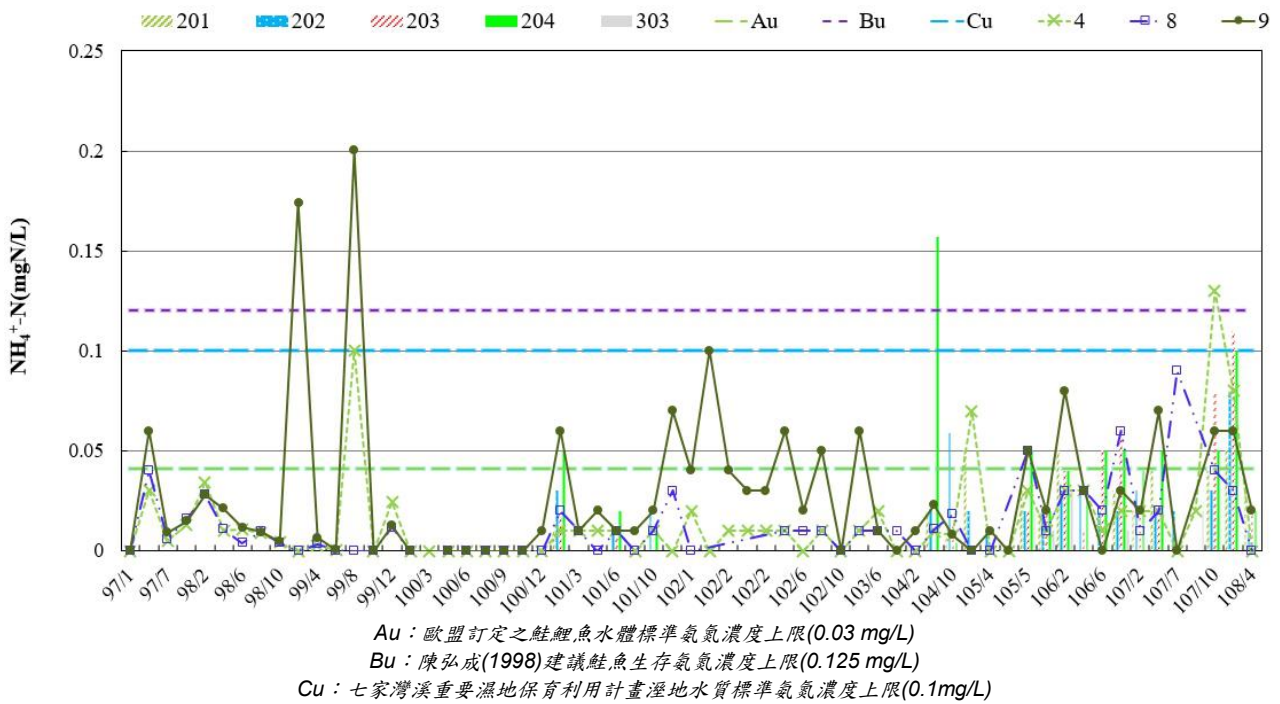


圖 4-71 羅葉尾溪與七家灣溪 NH_4^+-N 值變化
 (資料來源：本研究資料)

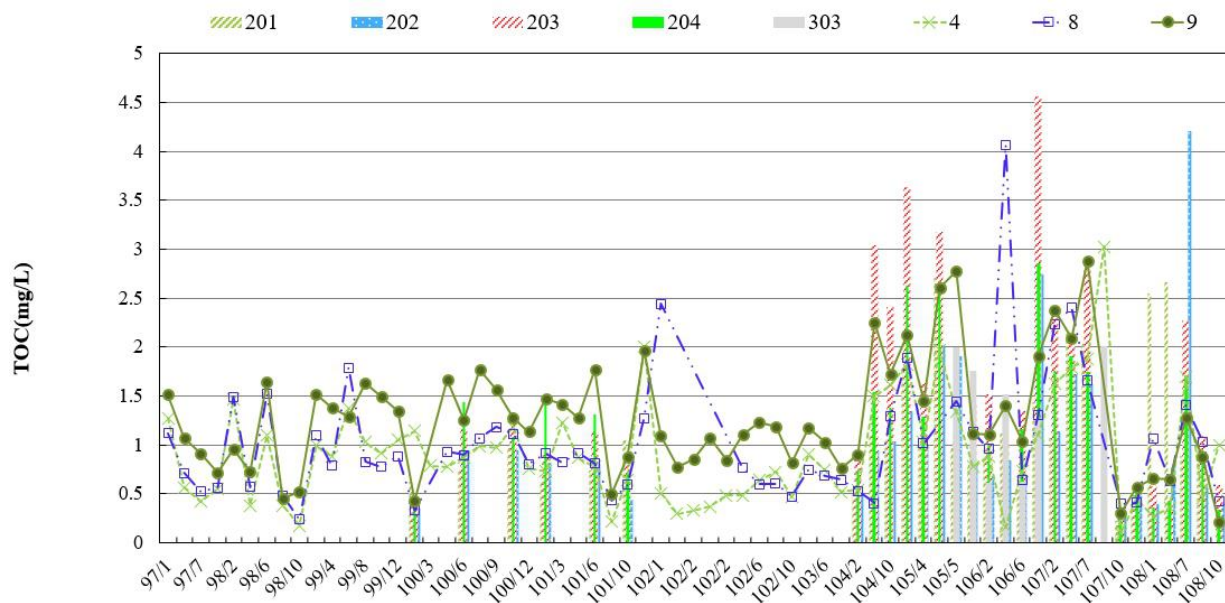


圖 4-72 羅葉尾溪與七家灣溪 TOC 值變化
(資料來源：本研究資料)

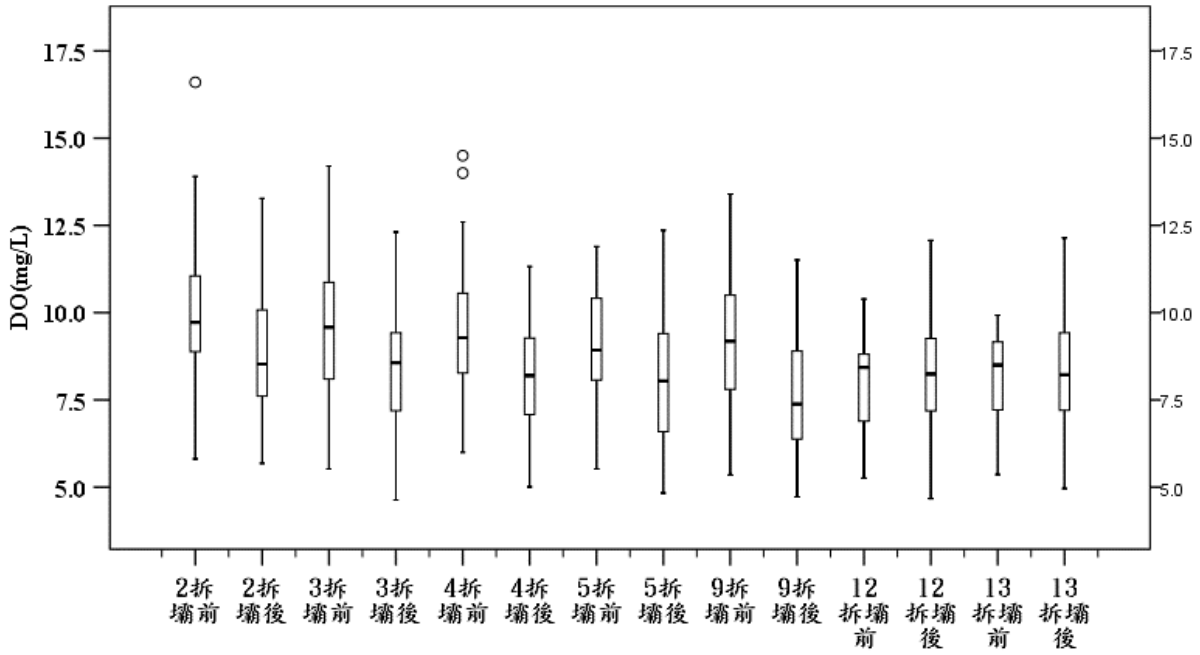


圖 4-73 一號壩拆壩前後 DO 溶氧比較盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

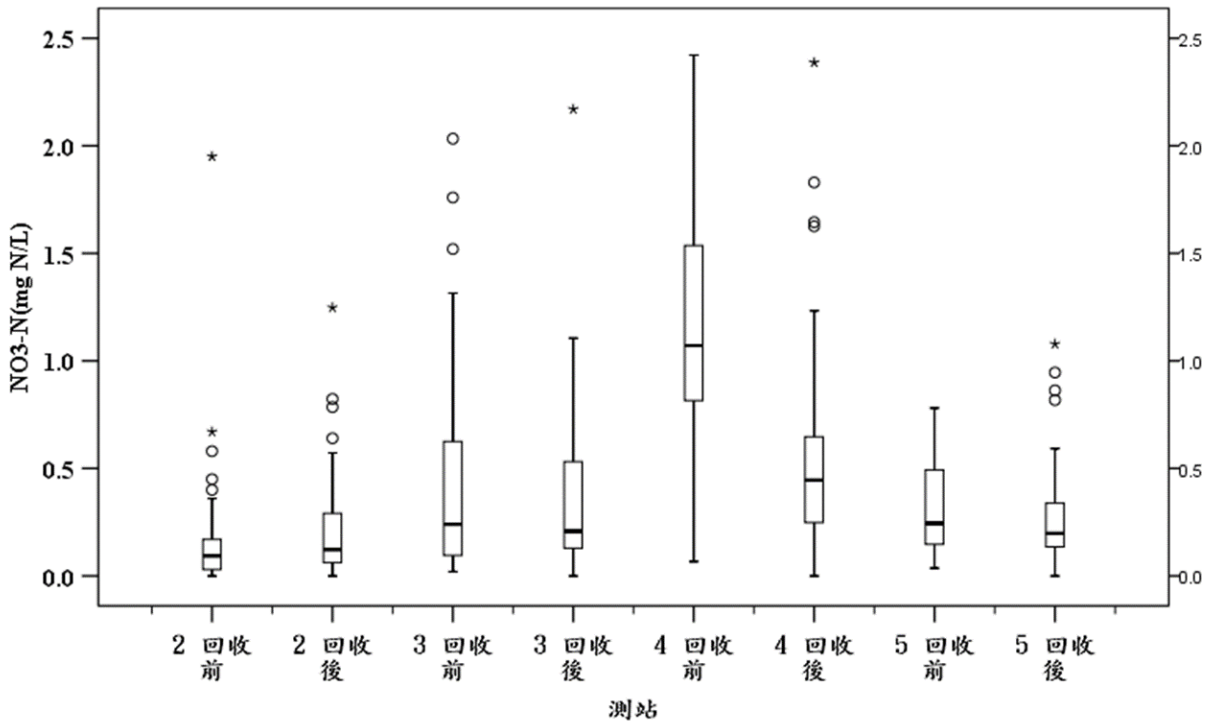


圖 4-74 8.1 公頃農用地回收成效盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

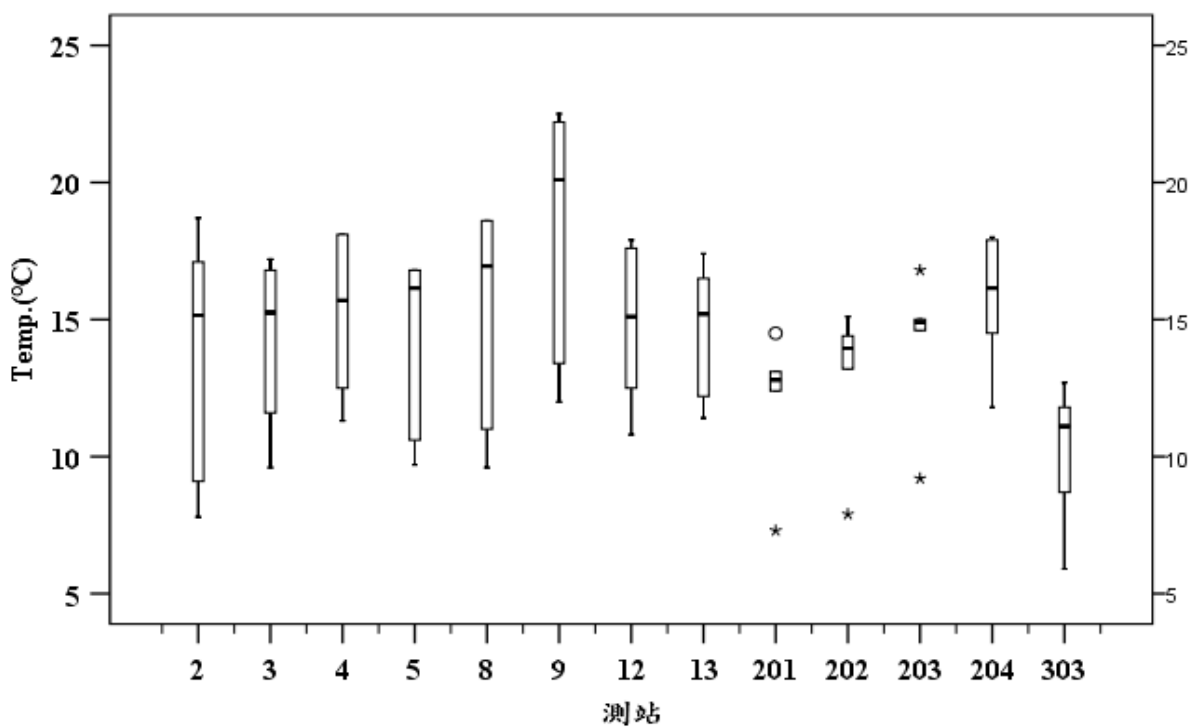


圖 4-75 歷年溫度盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

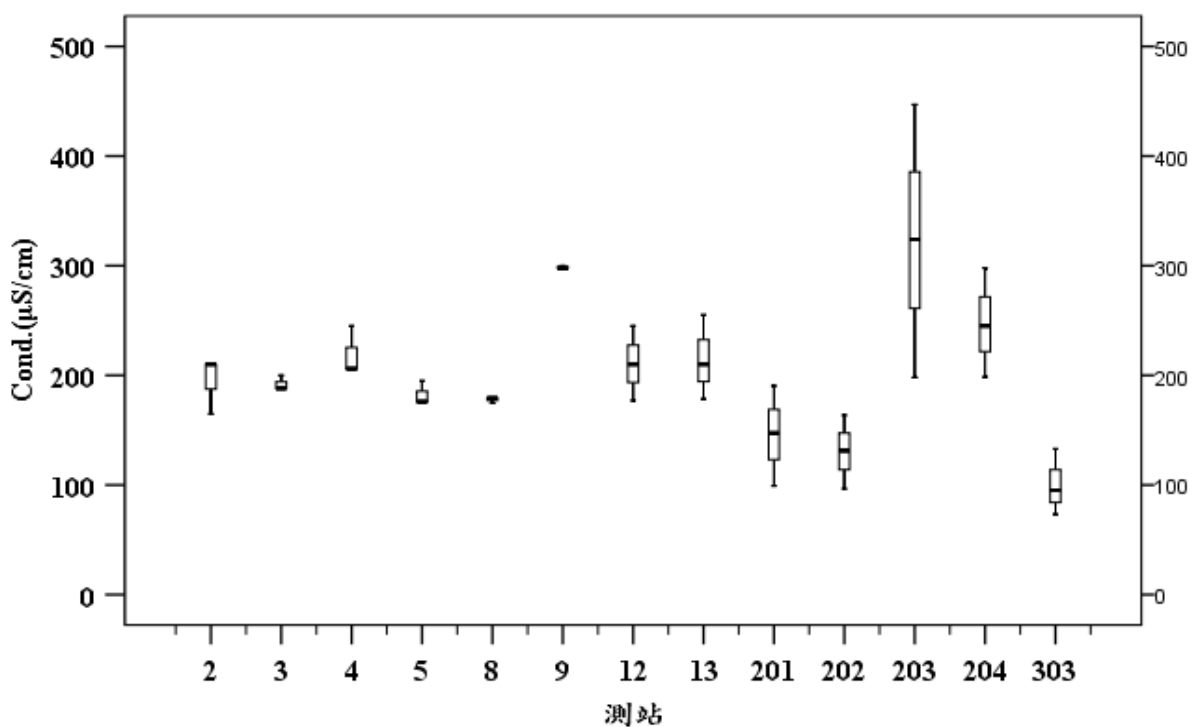


圖 4-76 歷年導電度盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

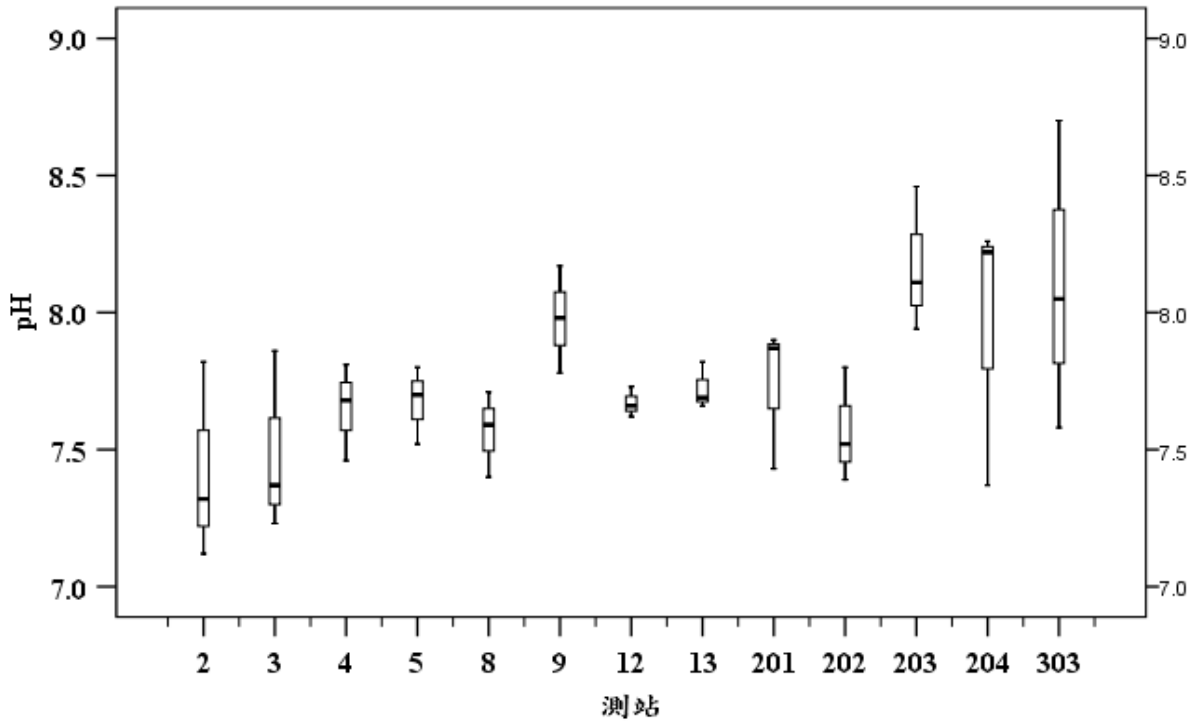


圖 4-77 歷年 pH 盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

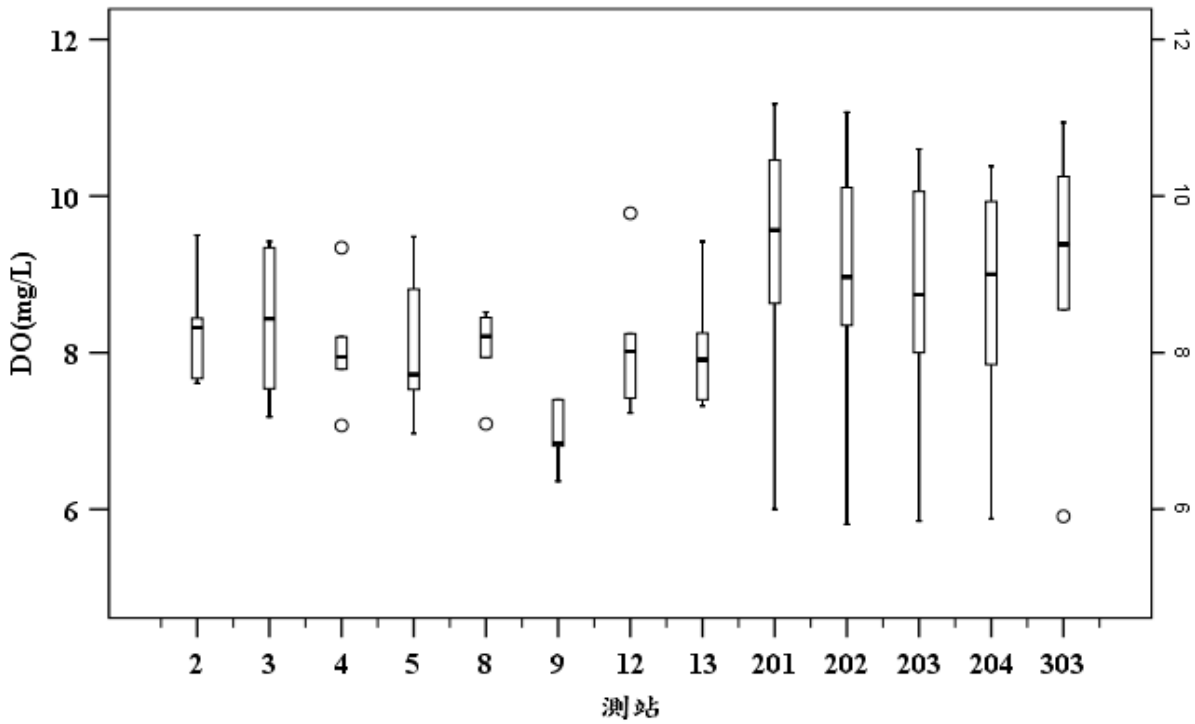


圖 4-78 歷年溶氧盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

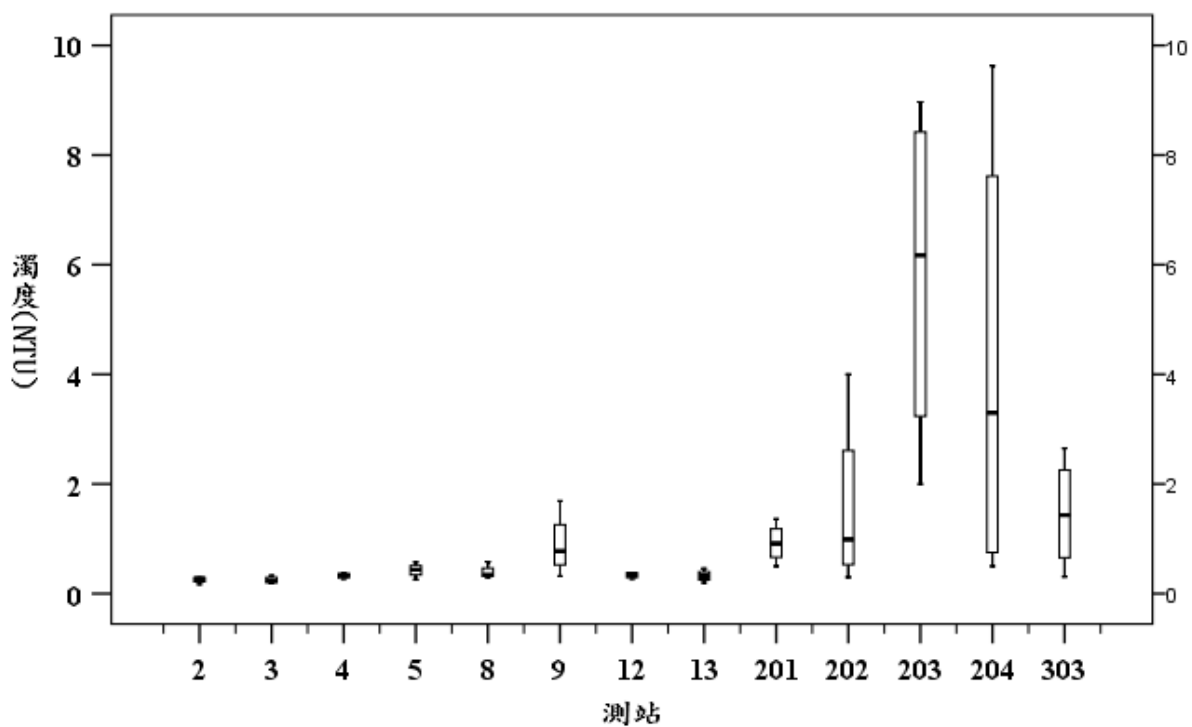


圖 4-79 歷年濁度盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

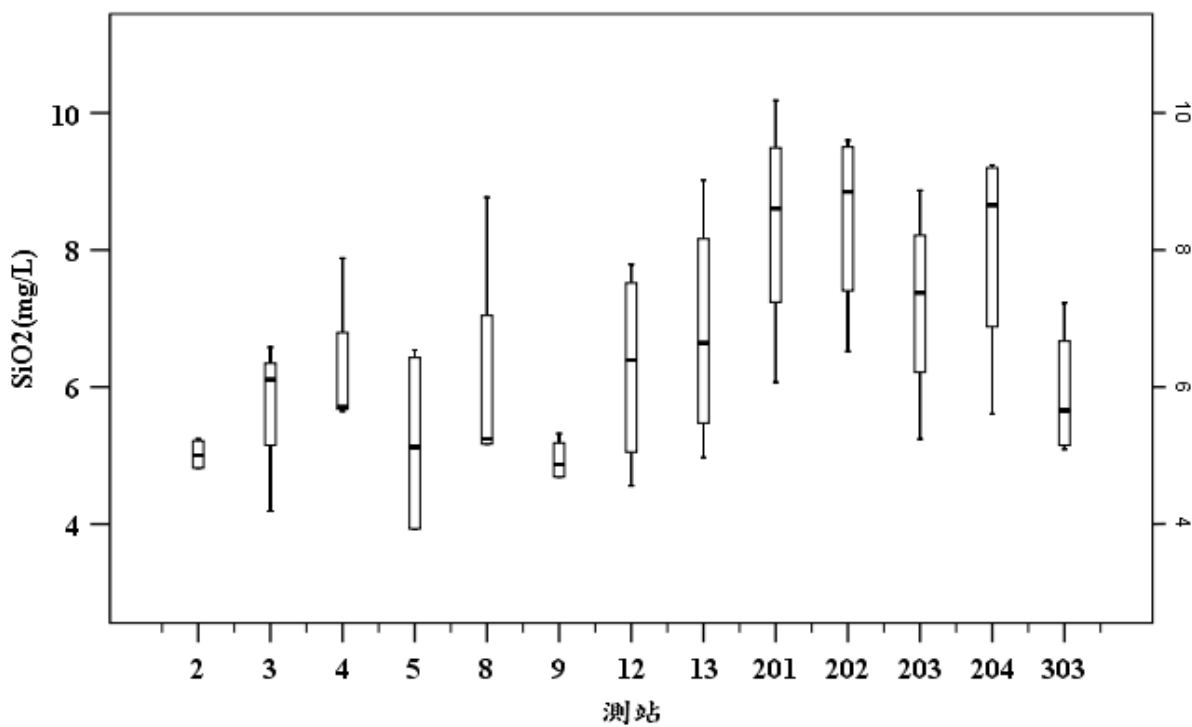


圖 4-80 歷年矽酸鹽盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

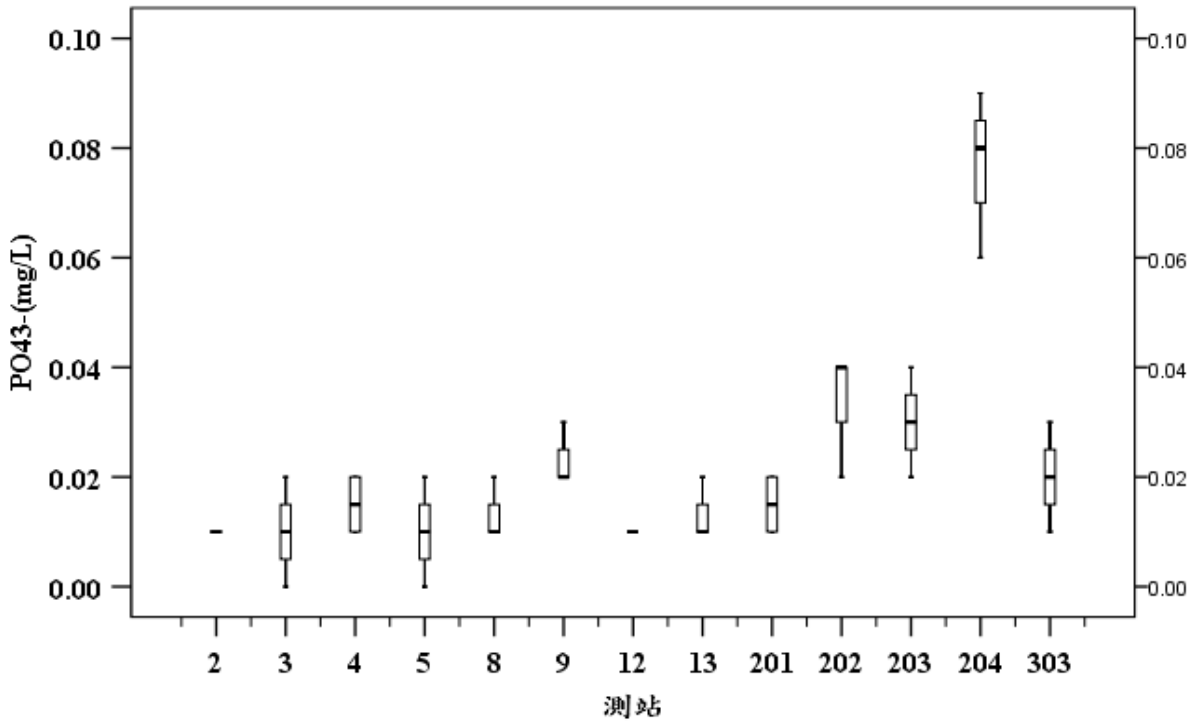


圖 4-81 歷年磷酸鹽盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

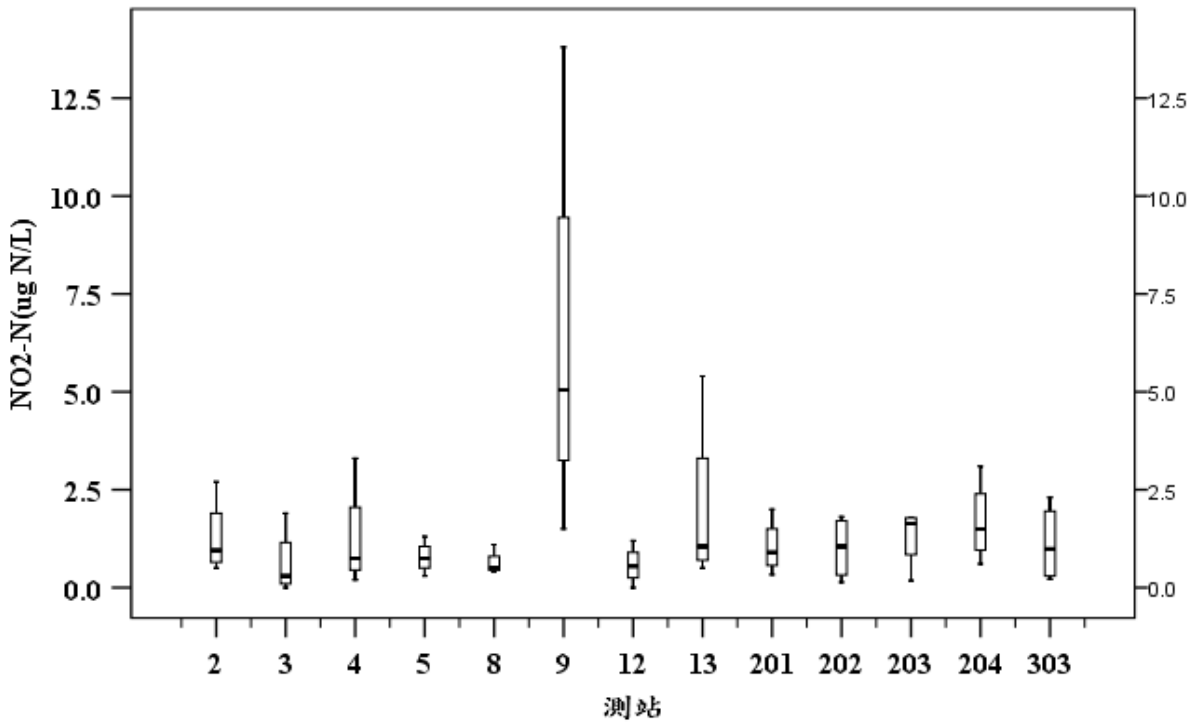


圖 4-82 歷年亞硝酸鹽氮盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

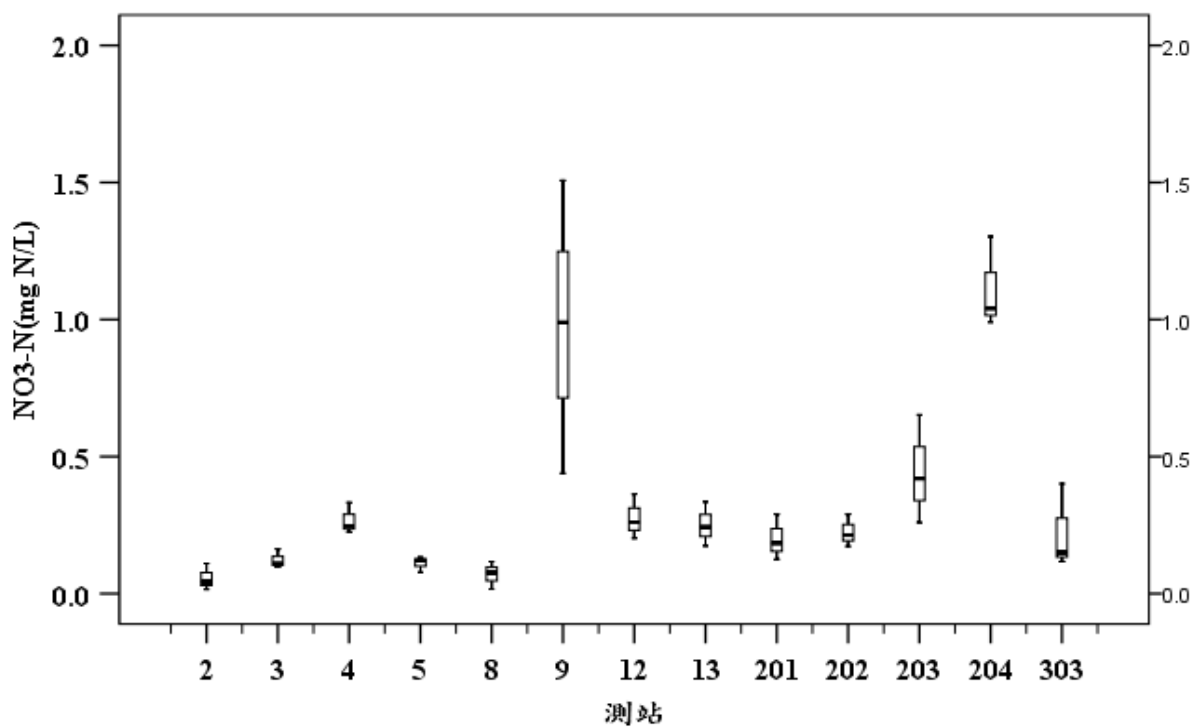


圖 4-83 歷年硝酸鹽氮盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

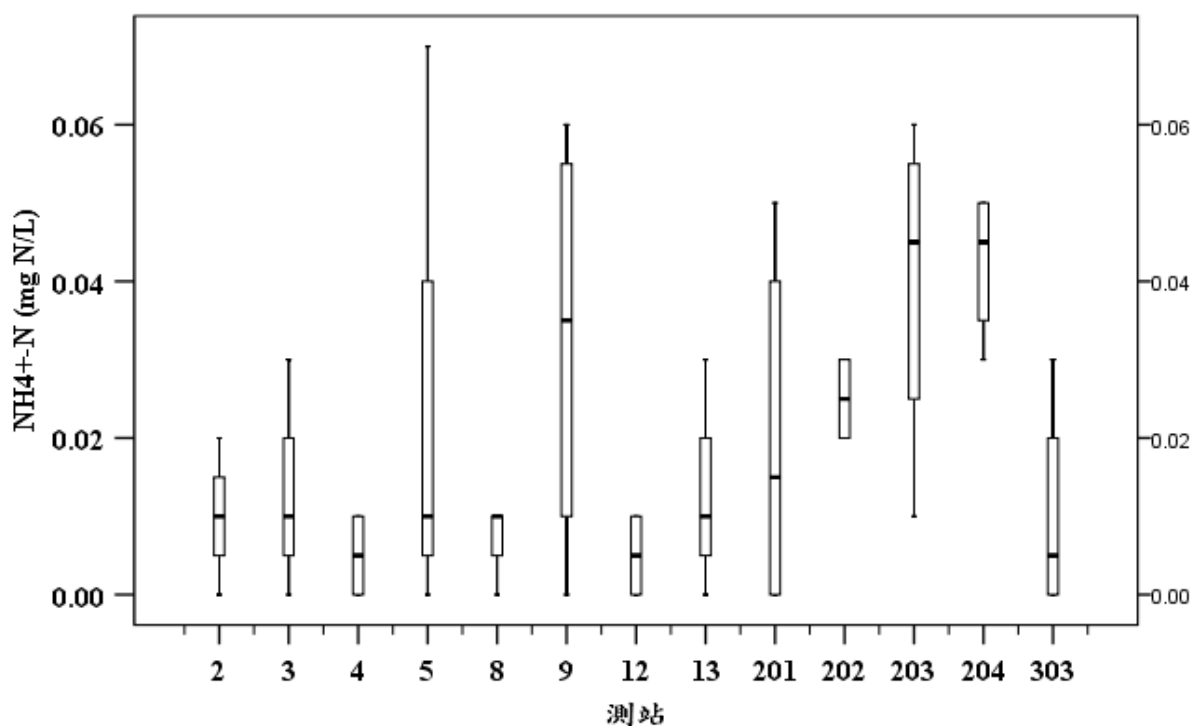


圖 4-84 歷年氨氮盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

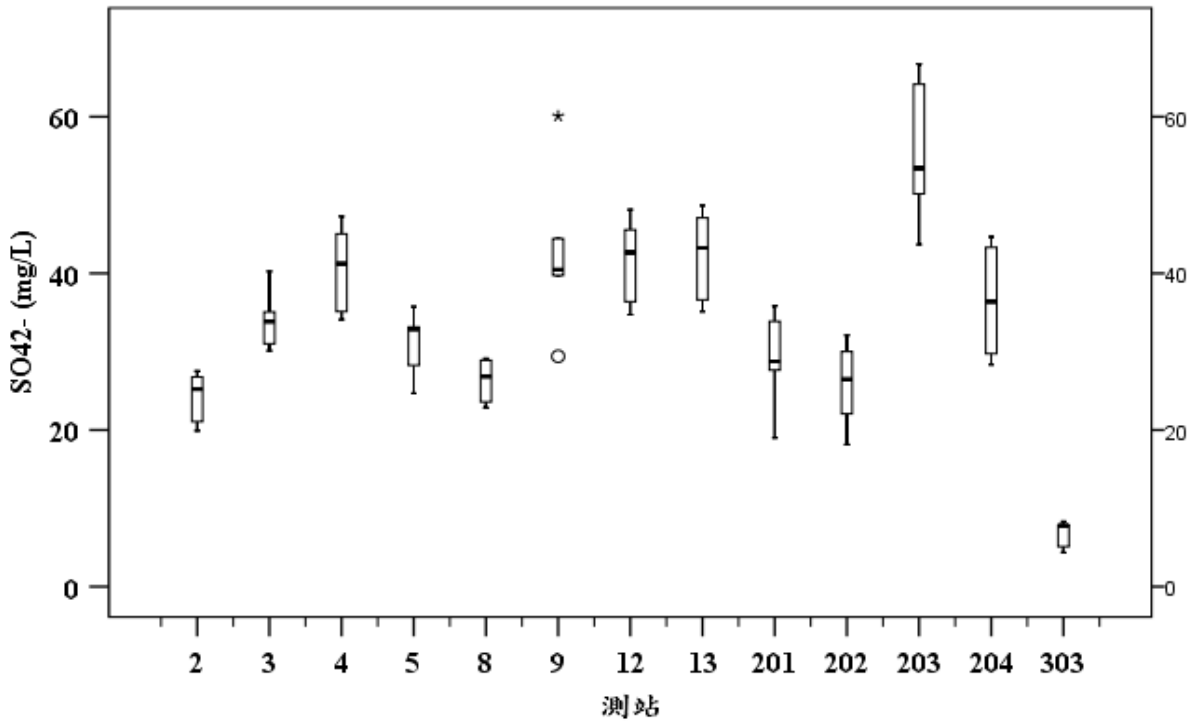


圖 4-85 歷年硫酸鹽氮盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

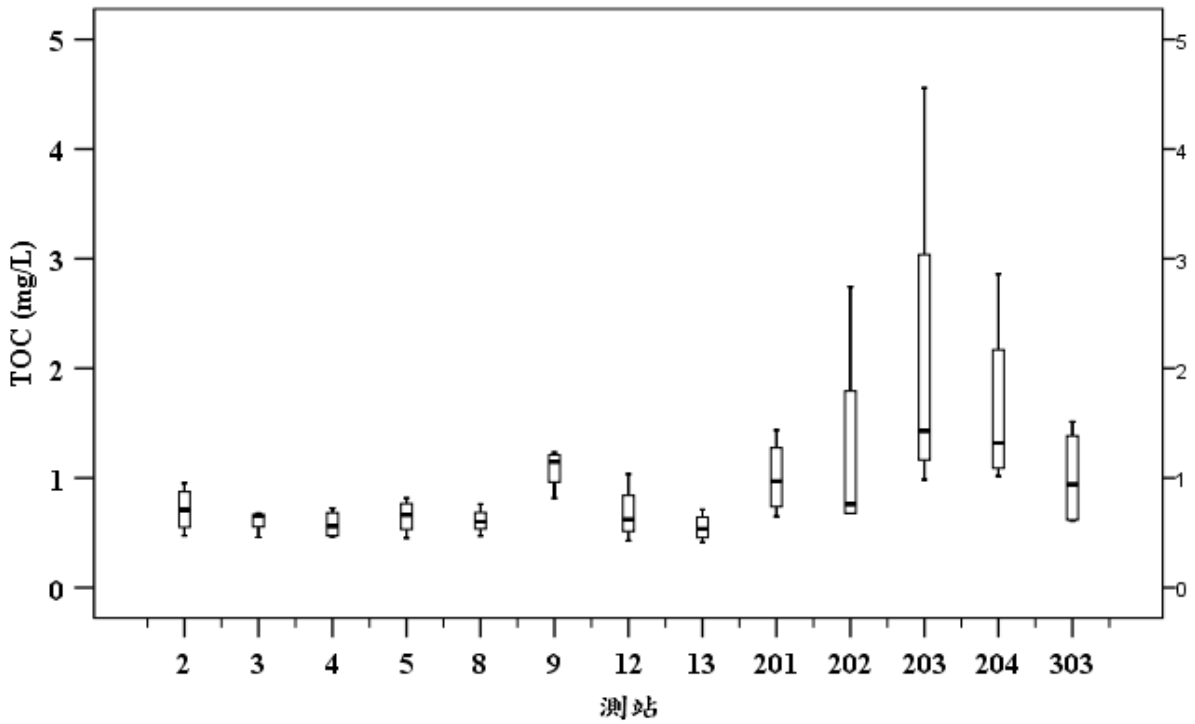


圖 4-86 歷年總有機碳盒鬚圖
(資料來源：本研究資料)

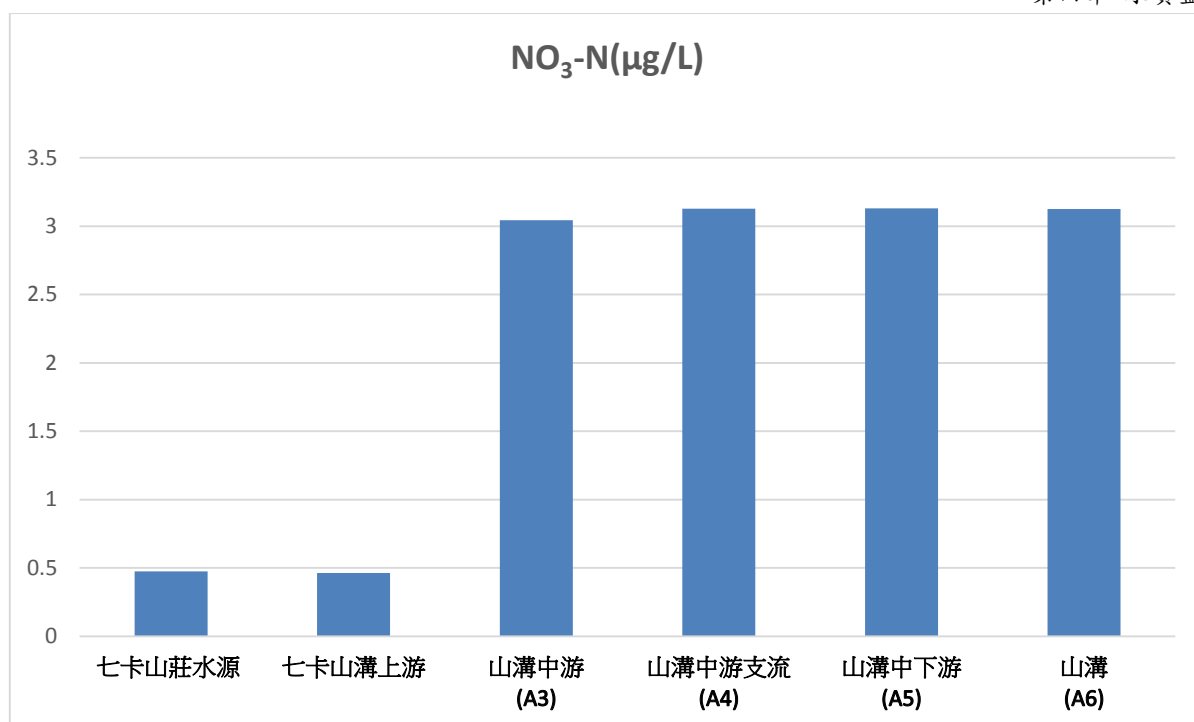


圖 4-87 七卡山莊、山溝硝酸鹽氮比較
(資料來源：本研究資料)

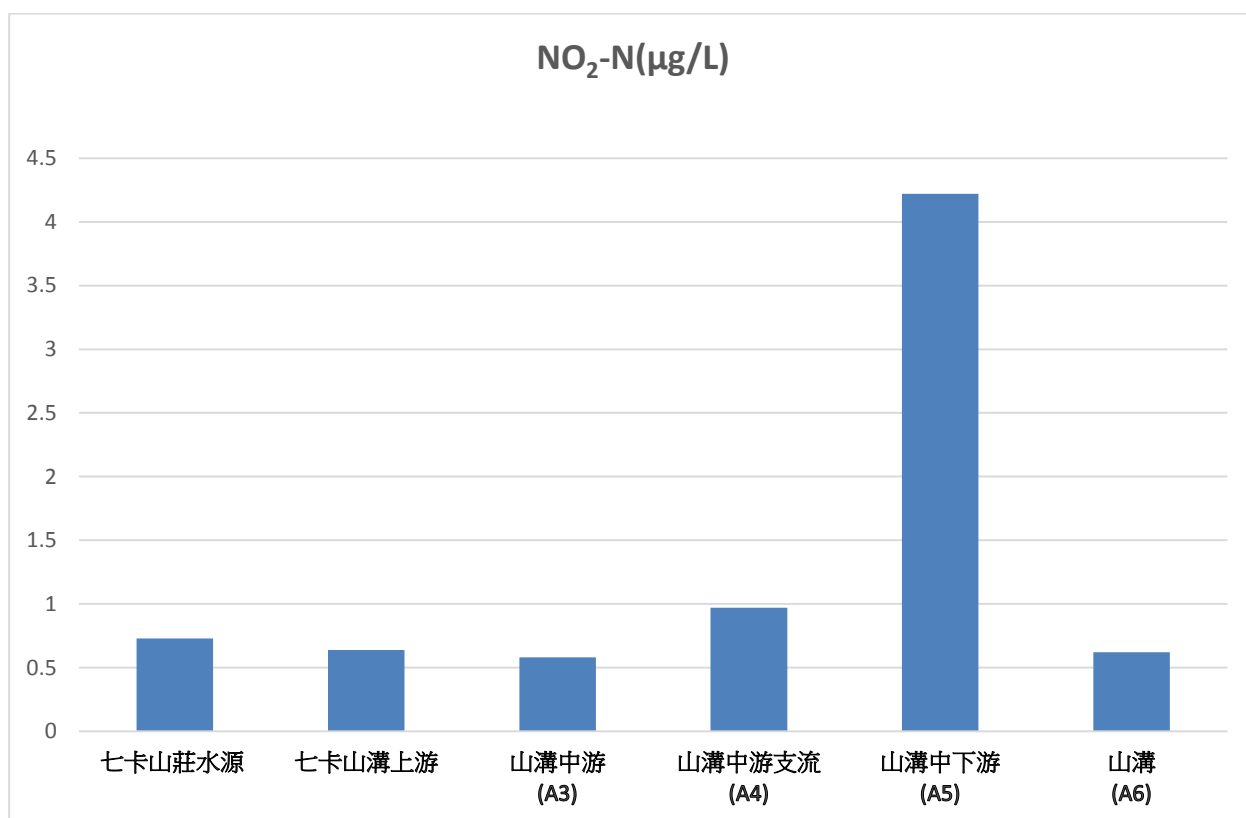


圖 4-88 七卡山莊、山溝亞硝酸鹽氮比較
(資料來源：本研究資料)

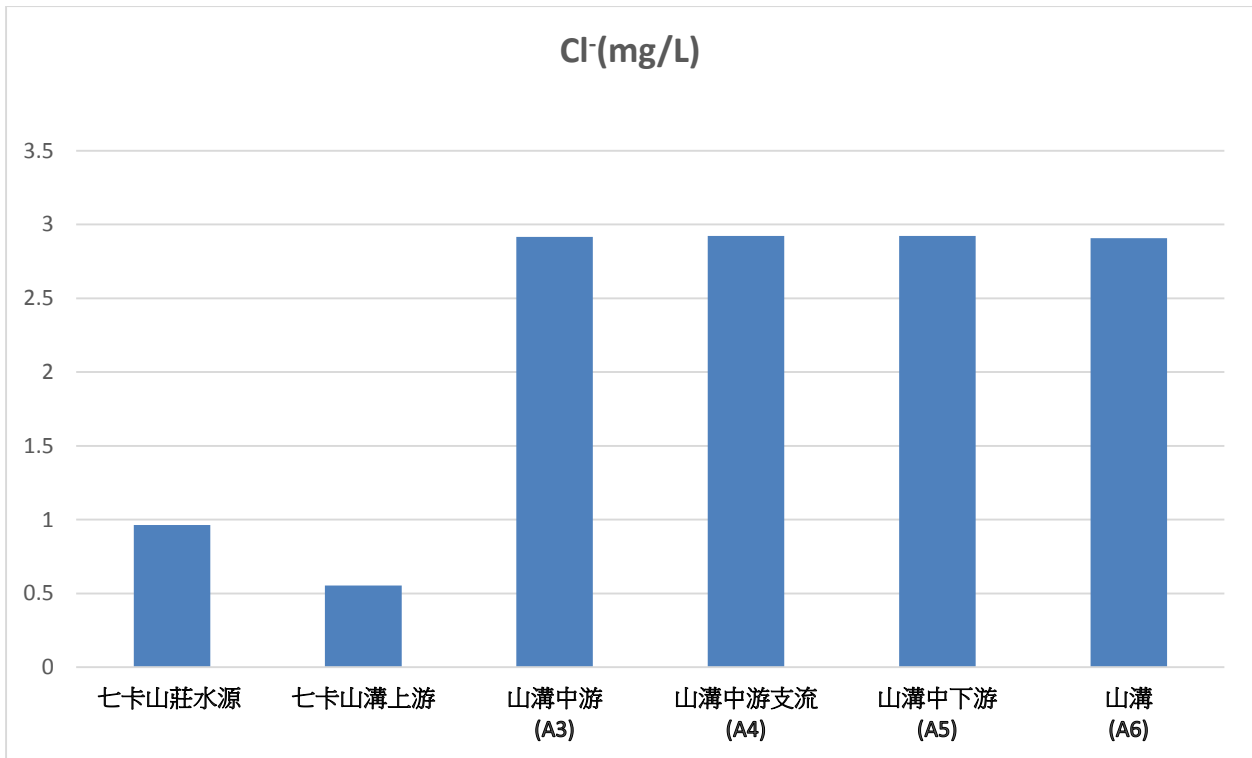


圖 4-89 七卡山莊、山溝氯鹽比較
(資料來源：本研究資料)

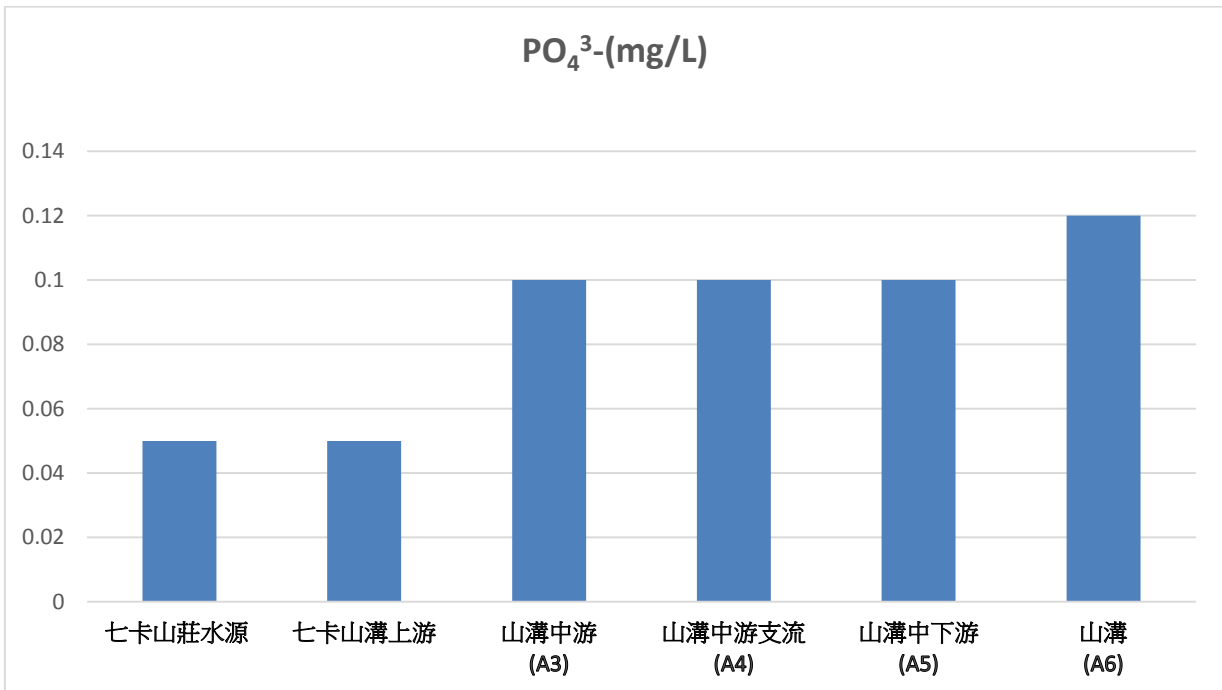


圖 4-90 七卡山莊、山溝磷酸鹽比較
(資料來源：本研究資料)

第五章 水棲昆蟲研究

郭美華、丘明智、陳昭汝、謝宗澤、王惇彥

國立中興大學昆蟲學系

摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭，水棲昆蟲，群集結構，快速生物評估法Ⅱ，溪流

一、研究緣起

生活在雪霸國家公園內七家灣溪流域的臺灣櫻花鉤吻鮭 *Oncorhynchus masou formosanus*(Jordan and Oshima, 1919)，是屬於臺灣地區特有陸封型鮭魚，自日據時期被列為天然紀念物，而今日被視為國寶魚，並於 1984 年被政府列入瀕危絕種的保育名錄中，皆顯示對臺灣櫻花鉤吻鮭的保育工作是其可持續生存顯著重要。為了保護臺灣櫻花鉤吻鮭棲息地，監測其主要食物來源水棲昆蟲，對棲息環境及水質變化可以提供重要的見解。2011 年 5 月 23-30 日進行七家灣溪一號壩體(高 16.5 m)改善工程，本計畫長期監測武陵地區七家灣溪及有勝河流域壩體改善後溪流水棲昆蟲群集，做為此鮭魚棲息環境水質評估的生物指標。於桃山西溪、七家灣溪、高山溪、有勝溪及羅葉尾溪等採樣監測站採集，並以快速生物評估法Ⅱ(RBPⅡ指數)及多元尺度分析(MDS)評估武陵地區農業活動及拆壩對水棲昆蟲的影響，希冀提供生態研究的科學資料，作為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略日後評估作業的參考。

二、研究方法及過程

2019 年的 1 月、4 月、7 月、8 月、10 月於桃山西溪、七家灣溪、高山溪、有勝溪及羅葉尾溪共計九個採樣監測站，以定面積的舒伯氏水網在河域中採樣，每一樣點重複取樣六次。持續收集並建置永久測站的水棲昆蟲生態資料庫，以多樣性指數、快速生物評估法Ⅱ(RBPⅡ)及多元尺度分析(MDS)等研究方法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集結構變動，以作為進行棲地改善評估依據及監測七家灣溪一號防砂壩改善後溪流棲地水棲昆蟲群集及生物量的變化。

三、重要發現

本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 73 分類群(taxa)，分屬 6 目 42 科。由連續多年數據(2003 至 2019 年)看出，水棲昆蟲密度及大型昆蟲食餌，幾乎以每年年初為高峰，然 2017 年及 2018 年以 4 月及 10 月為高峰，2019 年回復為 1 月年初高峰且

創新高。各測站的多樣性指數於各年變化區間相似。快速生物評估法Ⅱ(RBPⅡ指數)評估武陵地區棲地維持在無損害與中度損害的間，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集結構變動具相同傾向，且於2009~2019年有勝溪測站與其他測站群集結構相近。2011年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個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，等同遭受一小型洪水的衝擊，8年連續監測發現，每年的多樣性波動範圍已逐漸縮小。七家灣溪一號壩拆除對大型無脊椎動物群落的長期效應，約為4年回復。

四、主要建議事項

根據研究發現，本研究針對水棲昆蟲研究，提出下列具體建議。

1.立即可行性建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：國立中興大學昆蟲學系

近十年來觀察到的史無前例的流量超過了自然變化的程度，廣泛認為是主要的環境問題。雪霸國家公園是臺灣櫻花鉤吻鮭重要棲息地，監測其主要食物來源水棲昆蟲是必要的基本工作及利用生物指標進行環境監測至關重要。長期的毛翅目生態學數據還可評估氣候的可能影響並提供有價值的基準。歷史分析表明，毛翅目物種面臨氣候變遷的巨大影響。我們建議雪霸國家公園進行監測計劃，並優先考慮三種毛翅目昆蟲:捕食者黑頭流石蠶、刮食者臺灣黑管石蛾及濾食者角石蛾為指標物種及監測重點。建議每年四次(二月、四月、六月、十月)於固定樣站：桃山西溪、觀魚台站、繁殖場、高山溪、有勝溪站等5個樣站為優先考量。若經費不足至少每年二月、十月做一次監測。

2.中長期建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：國立中興大學昆蟲學系、中央研究院生物多樣性研究中心

建立與國際接軌的武陵地區生態資料庫，提供生態研究的科學資料，作為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略的參考。

ABSTRACT

The *Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan and Oshima, 1919) in Cijiawan brook drainage area of Shei-Pa National Park is belonging to a special continental-closed type of salmon in Taiwan area. Since Japanese occupied Taiwan, the *Oncorhynchus masou formosanus* has been classified as natural memorial. For the present time, it is regarded as a national precious fish. The salmon was listed as an endangered species by the Taiwanese government in 1984. Both stages of strategies show that the preservation of the *Oncorhynchus masou formosanus* is significantly important for its sustainable surviving. Biological monitoring of aquatic insects can provide important insights into changes in stream water and habitat quality. To protect the habitat of the Formosan salmon, programs to monitor stream quality using aquatic insects. One check dam, with a height of 16.5 m, was present within our study area in the Cijiawan Stream watershed. The dam was demolished and removed by excavators from 23-30 May 2011. The main goal of this research includes long-term monitoring of aquatic insects in reaches downstream of a check dam after it was removed. The surber sampler was used to collect six samples of aquatic insects along the streams at the 9 sampling sites were collected during the months of January, April, July, August and October, 2019. The rapid bioassessment protocol II (RBPII) and was a reliable method for assessing water quality, and a non-metric multidimensional scaling (MDS) plot were used to show the composition similarity among site-time samples, the plot indicated that the community structures of Cijiawan Stream. Furthermore, it can provide the Management Department of Shei-Pa National Park the guideline for the preservation of the *Oncorhynchus masou formosanus* in Cijiawan and Gaoshan Streams.

During the research period, we have collected 73 taxa of aquatic insects belong to 42 families, within 6 orders. According to the data from 2003 to 2019, we found that abundance and large-sized peak of aquatic insects were present in January or February almost every year, however, the peak moving begins in April 2017 and April 2018. The peak were present in January 2019. 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 Hehuan Stream was non-impaired. 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 the Cijiawan Stream and Gaoshan

Stream shifted to the same trends, and, from year 2009 to 2019, the community structures of Yousheng Stream and the two streams began to tend toward higher similarity. The short-term impact persisted for approximately 2.5 months after the dam removal, and, thus, led to the decline in the number and diversity of aquatic insect communities in the Cijiawan Stream. When these flooding events happened after dam removal, the repeats of the negative short-term effect, caused by the removal, increased the impacts of these floods. Eight years of continuous monitoring found that the annual fluctuation range of diversity has been gradually reduced. The long-term implications of dam removal for macroinvertebrate communities recovered 4 years in the Chichiawan Stream.

This project comes to the long-term strategies.

For immediately strategies :

1. The unprecedented flow discharge observed during recent decade exceed natural variability to such an extent that it is widely recognized as a major environmental problem. The use of bioindicators is essential for environmental monitoring. Longer term Trichoptera-ecological data can also provide valuable baselines for assessing climate impacts. Historical analyses showed Trichoptera species have face great impacts of climatic changes and Shei-Pa National Park is an important sanctuary for the *Oncorhynchus masou formosanus*. We suggest Shei-Pa National Park shall conduct monitor programs and priority of indicator three caddisfly species include: the predator, *Rhyacophila nigrocephala*, the scammer, *Uenoa taiwanensis*, and the filter-feeder, *Stenopsyche* sp. These species can be used as environmental bioindicators.

For long-term strategies:

1. Establish an ecological database of international standards for Wuling area, and provide scientific information on ecological research as a reference for the establishment of the *Oncorhynchus masou formosanus* conservation measures and Wuling area management strategy.

Keywords: *Oncorhynchus masou formosanus*, aquatic insects, community structure, rapid bio-assessment protocol II (RBP II), stream

一、前言

武陵地區的溪流生態系是國寶魚臺灣櫻花鉤吻鮭的棲息地，而國寶魚是一種嗜食昆蟲的魚類，且溪流中的水棲昆蟲更是其主要的食物來源(1937年上野調查12尾國寶魚胃內容物，其中96%為昆蟲，水棲昆蟲更佔74%)。長期進行此處的水棲昆蟲研究有其必要性及具重要意義。從2003年開始，雪霸國家公園管理處推動武陵地區長期生態研究計劃架構，希望透過大空間、大時間的尺度，跨學門資料整合共享的方式，來了解生態系統間能量的移動情況，並希望能建立完整的環境變遷預測模式。2009年起邁入生態系統的經營管理，在2011年5月完成七家灣溪一號防砂壩改善工程，但此生態系也面臨農業肥料、農藥、遊客干擾、颱風暴雨、棲地破壞甚至全球氣候變遷等問題。本研究為延續性的工作，目的在於監測七家灣溪一號防砂壩改善後的水棲昆蟲群集動態變化短、中及長期變化過程，並探討生物間以及生物與環境間的變化機制與生態效應。總計畫的最終目的是期望所建構的武陵地區溪流生態系模式具有實際預測環境變遷與人為活動干擾的能力，並與生態、環境的監測資料相輔助，提供作為武陵地區溪流生態系與防砂壩改善工程經營管理的決策參考。

(一) 水棲昆蟲研究現況

過去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，1987；楊等，1986；楊及謝，2000)。目前武陵溪流水棲昆蟲可達6目42科73分類群(taxa)。與2000年報導40分類群(taxa)相比，此地區的物種數逐年微量增加，雖可能因測站及採集月份增多有關，但每樣站仍可採到40分類群(taxa)，全年的物種數57~73分類群(taxa)，暗示我們所採的樣本中已包含了此地水棲昆蟲群集的所有(或幾乎所有)物種數了。就物種數及科數而言，七家灣溪棲地並沒有劣化(林等，2009)，也充分顯現出棲地保育的績效。例如，農業區下游的#4觀魚台測站於2006年農地回收後，水棲昆蟲數量及大型食餌比例明顯持續上升並較以往及大部分其他測站為高，多樣性指數及RBPII數值波動上下限區間範圍已提升，棲地評比已提升至優良測站，且#3二號壩測站(農業區旁)，多樣性變高及棲地評比提升，證實農地回收政策已具有成效(郭，2014)。

過去40年來受颱風及梅雨影響，溪流流量暴增，至2008年，以2005年為最嚴重的一年，其次依序為2007年、2008年、2004年，是此地流量暴增的前4名(Chiu *et al.*, 2008)。2012年的溪流流量暴增，可以進前五名(Chiu *et al.*, 2016)。由連續10年以上(2003年至2017年)水棲昆蟲數量的研究數據顯示，在歷經較嚴重的洪流，可能未來會造成水棲昆蟲群集中體型較大物種的比例下降(郭，2010，Chiu and Kuo, 2012)。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，影響來年水棲昆蟲組成拓殖回復的方向。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，生物量下降，且由底棲幼蟲、成蟲羽化的組成再次驗證颱風季節對昆蟲群集結構及組成的影響(郭，2008)，而由歷年大型食餌數據也證實了洪流對昆蟲群集結構及組成的衝擊(郭，2009)。就整體趨勢而言，若當年度有發生洪水，將導致來年年初大型食餌密度下降(Chiu and Kuo, 2012)。進行2003年至2014年，洪水流量與大型食餌密度的迴歸分析($y = 1.2 + 2.1x - 0.6x^2$, $p = 0.039$, $R^2 = 0.51$, $x =$ 當年最大流量, $y =$ 來年大型食餌密度, 流量資料來自台灣電力公司水文水資源資料管理供應系統)，顯示若當年度有極端流量(過低 $< 10 \text{ m}^3/\text{s}$; 過高 $> 200 \text{ m}^3/\text{s}$)發生後，來年1、2月的大型食餌密度大幅降低(郭，2014)。由過去研究發現洪流減弱，角石蛾科Stenopsychidae(大體形物種)會增加及黑管石蛾科Uenoidae回復採樣的記錄，我們認為毛翅目這二科的物種可作為極端洪流的生物指標(郭，2012)。

整合10年(2003-2012)來武陵地區水棲昆蟲對能量的利用情形，發現水棲昆蟲5個取食功能群的群集組成都存在，七家灣溪、桃山西溪及高山溪皆以採食者(33~46%)及刮食者(35~37%)為主，而有勝溪則以採食者(73%)為優勢取食功能群，其他取食功能群的組成皆佔10%以下，明顯不同於其他溪流，且有勝溪的刮食者及捕食者，尤其是刮食者(8%)，所佔比例相較於其他溪流較低(郭，2012)。

(二) 棲地評比及多樣性

每年季節性的颱風及暴增的流量，常讓此地接受嚴峻考驗，流量為武陵地區溪流生態系主要驅動力，對溪流生態系造成連鎖的骨牌效應(Chiu *et al.*, 2008)，棲地評等往往在颱風及洪流衝擊後都會趨向劣化，各測站多樣性指數也受到影響，長期監測水棲昆蟲在每年前半年多樣性指數波動小於後半年，且颱風強度越大波動變大(林等，2009)。2003~2017年以快速生物評估法II(Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II)作為棲地評價標準，並以武陵地區的#8高山溪為無干擾參考站(Plafkin *et al.*, 1989)。各測站於流量暴增後，其評等往往都會趨向劣化，可能由無損害降至中度損害，流量暴增的情況下，群集結構變化受此強力的物理因子影響遠大於水質或棲地因子，群集結構起先為高留存的抗急流的物種居多，後續發展為快速拓殖的物種為主，且其他研究也顯示季節性變化會明顯影響棲地評估的準確性(Šporka *et al.*, 2006; Alvarez-Cabria *et al.*, 2010)。連續超過10年數據看出，水棲昆蟲密度以每年年初為高峰。颱風季此處溪流遭受損害而影響溪流中的生物，水棲昆蟲密度下降的每年的低點，RBP II結果顯示武陵地區棲地無損害降至中度損害。

洪流擾動過後，物種可能大量減少，進而造成物種多樣性的降低，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，下半年洪流過後，年終至來年年初的持續拓殖回復，物種數的增加的確會多樣性上升，具正相關，而小型且生活史短的物種，則因非常態干擾影響，其比例提升導致均勻度下降，終究會造成多樣性降低。這樣的現象說明了颱風及梅雨季節所帶來洪流對多樣性有一定的影響力，而其干擾時間點、頻度及強度的常態與否，則決定正向或負向影響(Chiu and Kuo, 2012)。

每年的7至9月為臺灣的颱風季，探討颱風季前後影響鮭魚族群變化的相關因子為何？將2004至2015年12年資料，每年6月及10月鮭魚數量為反應變數(Y)，每年6月及10月平均大型食餌水昆數量、pH、溶氧、導電度、濁度、水溫、雨量、流量等8個因子為解釋變數(X_k ，第k個)。12年的資料顯示，鮭魚族群數量平均有3000多尾，每年颱風季後鮭魚族群數量大多呈現下降約30%至50%不等的趨勢，僅2009年至2011年及2014年為上升的趨勢。颱風季前沒有任何相關因子可解釋變異，颱風季後大型食餌水昆為解釋颱風季後鮭魚族群變異的主要因子，其次為導電度、pH、濁度及水溫。颱風可能影響鮭魚數量的上限，水昆則可調控鮭魚數量，颱風也會影響水昆，然而增強了水昆調控鮭魚的力量。我們的研究確定颱風季後大型食餌水昆、導電度、pH、濁度及水溫是研究臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動背後的驅動因素(郭，2017)。

(三) 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對七家灣溪的水棲昆蟲群集產生約2.5個月的短期負面直接影響，等同遭受一小型洪水的衝擊，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(Chiu *et al.*, 2013)。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。一號壩下游測站首當其衝，水棲昆蟲個體數及多樣性大幅下降，顯現出受到洪水及改善工程的影響，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(Chiu *et al.*, 2013)。

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(林等，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(郭，2011)，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(林等，2011)，下游的環境改變較上游明顯(王，2011；葉，2011)。壩體上游的兩測站，可能季節性變化所造成的影響大於壩

體改善短期影響，但壩體下游的兩測站除了季節性變化的影響外，還有壩體改善工程短期衝擊。#13 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，更下游的#5 繁殖場測站相較的下僅遭受細顆粒物質衝擊及掩蓋(葉，2011)，結果的確也顯示出#13 一號壩下游測站水棲昆蟲個體數及多樣性大幅下降，並於2013年10月更大幅下降，且下降幅度大於#5 繁殖場測站(郭，2013)，如此大幅下降現象，與國外其他研究雷同(Thomson *et al.*, 2005, Orr *et al.*, 2008)。然而2012年8月的颱風所引發的溪流變動，已經不僅是拆壩所造成的影響，大型底質挾帶沖刷到更下游的#5 繁殖場測站，淤積明顯(王，2012)，由離一號壩較遠的#4 觀魚台測站及#5 繁殖場測站多樣性指數的波動明顯變大且下降，及水昆數量高峰連續3年仍然低迷，此影響將持續進行中(郭，2014)。六年連續監測發現，每年的多樣性波動範圍已逐漸縮小，顯示逐漸有回穩的趨勢(郭，2017)。

(四) 武陵溪流藻食者

藻食者(grazer)是溪流中一群生活在底質環境，以石附生藻為食的水棲昆蟲。在溪流底棲生態中，石附生藻是最主要能將陽光的能量帶進食物鏈中的生產者，而取食它的藻食者則是扮演著將能量傳遞至更高營養階層的初級消費者，兩者都是食物鏈中不可少的一部份。石附生藻幾乎在溪流環境中的任何地方都會出現，它不僅最為藻食者的食物，更提供許多底棲無脊椎生物重要的棲息微環境。武陵地區溪流中的藻食者水棲昆蟲主要有毛翅目的臺灣黑管石蛾(*Uenoa taiwanensis*)、蜉蝣目的扁蜉蝣(*Rhithrogena ampla*)、雙翅目的搖蚊(*Chironomidae spp.*)、鞘翅目的圓花蚤(*Cyphon spp.*)等(Chiu *et al.*, 2016)。根據武陵地區溪流的長期生態監測，溪流環境中最主要的驅動因子—流態(flow regime)，具有主導石附生藻以及藻食者的功能。夏季時絲狀綠藻大量發生，但是藻食者只取食一小部分的絲狀綠藻。然而冬季及春季時，溪流中多數是矽藻，藻食者藻食了許多矽藻。我們觀察到冬季水棲昆蟲數量達高峰，大量發生的藻食者群集，取食了許多的石附生藻，但是因為藻類生長得更加快速，所以藻類群集同樣在冬季時達到頂點(Chiu *et al.*, 2016)。

隨著近年來氣候變遷的影響，極端不可預測超出以往流量的洪水事件不斷發生，廣泛認為是主要的環境問題，威脅淡水生物多樣性(Pletterbauer *et al.*, 2018)。雪霸國家公園武陵溪流是臺灣櫻花鉤吻鮭重要棲息地，21世紀以來史無前例的流量暴增超過了自然變化的程度，2005年7月海棠颱風更帶來了近50年最大的極端洪水(最大日流量為 $610 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$)，2005年為最嚴重的一年且為極端洪水事件年。10年來的洪水事件年(日流量超過 $200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$)有2007年、2008年、2012年、2015年，可能會使藻食者與藻類的關係受到影響。原本高流速會使藻食者有著更高的取食效率，但因夏季時發生的極端洪水超出藻

食者能承受的範圍，所以夏季時藻食者數量低到高流量帶來的高取食效率無法補償。而另一個長期監測結果是，在極端洪水發生後，藻食者取食活動並沒有明顯的下降。藻食者群集雖然被極端洪水干擾而改變，機會主義者搖蚊族群迅速回復，且有強大的藻食能力。K 選汰的物種臺灣黑管石蛾受到極端洪水劇烈的衝擊，r 選汰的物種搖蚊迅速拓展族群，因此整體藻食者群集的藻食活動在極端洪水發生後並沒有明顯的變化(Chiu *et al.*, 2016)。

雖然藻食活動並不會受到極端洪水的影響產生明顯改變，然而藻食者群集結構改變可能透過營養階層影響武陵地區高階捕食者，對溪流生態系造成連鎖的骨牌效應(Chiu *et al.*, 2016)。例如臺灣櫻花鉤吻鮭、褐河烏等以水棲昆蟲為主食的明星物種。褐河烏無論繁殖季餵幼鳥或非繁殖季時，取食捕抓高比例的蜉蝣(江等, 2015)。褐河烏數量和水棲昆蟲群集結構有高度相關，兩者都和流量呈現負相關，洪水造成水棲昆蟲數量減少，數量又無法在短期恢復，使褐河烏沒有足夠食物育雛，間接影響褐河烏族群，發生在颱風季的洪水也會通過溪流生態系中由下而上的效應，直接衝擊褐河烏，造成族群數量驟減(Chiu *et al.*, 2008)。而為了躲避洪水危害，褐河烏會遷移到附近溪流有勝溪避難，待水退去再回到原本的溪流(Hong *et al.*, 2012)。武陵地區的溪流不僅為臺灣櫻花鉤吻鮭保護區，同時武陵地區所屬之大甲河流域亦為臺灣中部地區重要水資源上游集水區，保護水資源永續利用不被汙染破壞是重要的議題及政策。對於武陵地區生態系的管理者而言，了解溪流生態系中不同角色間在極端氣候變化下的關係，將有助於棲地保育管理。

二、材料與方法

(一) 研究地區

本年度的計劃範圍詳如圖 5-1，水棲昆蟲採樣係以武陵地區為主，包含桃山西溪、七家灣溪、高山溪、有勝溪及羅葉尾溪等設置樣站進行一年五次(2、4、7、8 及 10 月)。溪流底質粒徑多樣，可見淺流、淺瀨亦有部份深潭，河床底質組成有礫石及卵石等，昆蟲研究之底質石大小與棲地類型建議參考表 3-1 與表 3-2。分布地點如圖 5-1，描述如下：

桃山西溪測站(#2)於桃山西溪的武陵吊橋前方約50公尺處，植被多生長於兩側山壁的上。二號壩測站(#3)位於武陵地區農業區旁。觀魚台測站(#4)位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。一號壩上游測站(#12)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。一號壩下游測站(#13)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。繁殖場測站(#5)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。高山溪測站(#8)位於高山溪已拆防砂壩上游方向50公尺，兩岸植被較密，陽光不易透入。有勝溪測站(#9)位於雪霸國家公園入園收費口旁，為有勝溪最下游處的測站。一側為滿布灌木的山壁，另一側緊鄰道路。羅葉尾溪測站(#14)為有勝溪上游的測站。河道寬約5公尺。該測站區段的濱岸植物生長茂盛並遮蔽部分河道，因此河道的日照稀疏。

本計畫範圍內所設置的 9 個永久樣站的座標

測站名稱	座標	
#2 桃山西溪測站	E 121°18'27.0"	N 24°23'52.9"
#3 二號壩測站	E 121°18'36.4"	N 24°22'55.7"
#4 觀魚台測站	E 121°18'38.0"	N 24°22'15.0"
#12 一號壩上游測站	E 121°18'41.9"	N 24°21'48.8"
#13 一號壩下游測站	E 121°18'41.9"	N 24°21'49.8"
#8 高山溪測站	E 121°18'30.5"	N 24°21'28.3"
#5 繁殖場測站	E 121°18'49.8"	N 24°21'16.1"
#9 有勝溪收費口測站	E 121°18'37.9"	N 24°20'50.9"
#14 羅葉尾溪測站	E 121°21'4.30"	N 24°23'40.4"

(二) 研究材料及方法

各樣站在 50 公尺範圍內以定面積的舒伯氏水網(Surber sampler)(網框面積 30.48 × 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。將採獲的水棲昆蟲以水盤承接並置入 70~75 %酒精中，攜回實驗室，將水棲昆蟲由

碎屑砂石中挑出，再使用分類檢索資料於顯微鏡下鑑定出分類群(taxa)並計算其數量(Kang, 1993; Kawai and Tanida, 2005; Merritt *et al.*, 2008)。

根據 Liao 等人於 2012 發表鮭魚胃內含物催吐的研究結果，鮭魚大小與所食入的水棲昆蟲可分為兩群(Liao *et al.*, 2012)。我們將體型大於 1 公分以上的那群定義為大型昆蟲食餌，包含蜉蝣目(蜉蝣科、扁蜉蝣科)、毛翅目(角石蛾科、流石蛾科、網石蛾科、弓石蛾科)、積翅目(石蠅科)及雙翅目(大蚊科)等 4 目 8 科 19 分類群(詳述如下表)水棲昆蟲數量加總計算並以時間動態呈現其變化。

鮭魚大型昆蟲食餌名錄(4 目 8 科)

目名	科名	種(屬)名	功能取食群
蜉蝣目	扁蜉科 Heptageniidae	<i>Rhithrogena ampla</i>	Scraper 刮食者
		<i>Epeorus erratus</i>	Scraper 刮食者
		<i>Afronurus floreus</i>	Scraper 刮食者
		<i>Nixe</i> sp.	Scraper
	蜉蝣科 Ephemeriidae	<i>Ephemera sauteri</i>	Collector-gatherer
毛翅目	網石蛾科 Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	Collector-filter
		<i>Himalopsyche</i> sp.	Predator
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	Predator
	流石蛾科 Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i> spp.	Predator
	角石蛾科 Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.	Collector-filter
	弓石蛾科 Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	Collector-filter
積翅目	石蠅科 Perlidae	<i>Neoperla</i> spp.	Predator
		<i>Gibosia</i> sp.	Predator
雙翅目	大蚊科 Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	Collector-gatherer
		<i>Eriocera</i> sp.A	Predator
		<i>Eriocera</i> sp.B	Predator
		<i>Dicranota</i> sp.	Predator
		<i>Tipula</i> sp.	Shredder
		<i>Erioptera</i> sp.	Collector-gatherer

- Scraper：刮食者
- Collector-gatherer：採集採食者
- Collector-filter：採集濾食者
- Predator：捕食者
- Shredder：碎食者

(1) 夏農-威納多樣性指數(Shannon-Wiener's index)

各測站昆蟲的分類群及數量輸入統計軟體 PRIMER 6 進行 Shannon-Wiener's index 分析多樣性(Ludwing and Reynolds, 1988; Krebs, 1999)。

$$H' = - \sum [P_i \ln P_i]$$

P_i = proportion of total sample belonging to i 'th taxon = n_i/N

n_i = number of individuals of taxon i in the sample

N = total number of individuals in the sample = $\sum n_i$

$H' = 0$ 時表示此採樣站僅發現一個物種；當物種愈多，個體數越平均時， H' 愈大。

(2) 快速生物評估法 II (Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II)

參考美國環保署的快速生物評估法 II (Rapid Bioassessment Protocol II, RBP II) 作為棲地評價標準 (Plafkin *et al.*, 1989)，因此本研究地區係以 #8 高山溪為無干擾參考站，各測站依據和無干擾參考站的相對分數範圍評比棲地無損害 (>79%)、中度損害 (29~72%) 及嚴重損害 (<21%)，其中此分數範圍間的不確定區間 (如 79 到 72% 以及 29 到 21%)，則需要額外增加棲地的物理化學因子等資訊，才能決定此棲地損害評比。

RBP II 可反應出群集結構及功能的整合指標，共有八項生物指標，其分別為：

1. 分類群豐度 (taxa richness)，在採樣站所採獲的水棲昆蟲的分類群。
2. Hilsenhoff 生物指標 (BI)，與科級生物指標 (FBI) 相同，唯在分類鑑定上，必須至屬或種的層級。
3. 樣本中刮食者與濾食性採食者個體數的比例 (ratio of scrapers/fil. collectors)。
4. 蜉蝣目 (Ephemeroptera, E)、積翅目 (Plecoptera, P) 及毛翅目 (Trichoptera, T) EPT 三目與搖蚊科 (Chironomidae) 豐度的比例 (ratio of EPT and Chironomid abundances)。
5. 優勢科級分類群所佔的百分比 (percent contribution of dominant family)。
6. 蜉蝣目 (E)、積翅目 (P) 及毛翅目 (T) 三目水棲昆蟲的種類數的和 (EPT index)。
7. 群集失落指數：community loss = $(d-a)/d$ ，其中 d ：在參考站所採獲的全部種類數， a ：在採樣站採獲的種類數。
8. 樣本中碎食者與全部個體數的比例 (ratio of shredders and total) (Plafkin *et al.*, 1989)。

(3) 生物量

水棲昆蟲群落的生物量 (現存量) 是溪流生態系結構優劣和功能高低的最直接表現，也是溪流生態系環境品質的綜合表現，而測定水棲昆蟲的生物量對研究鮭魚生長和溪流生態系的生產力是具有重要性的。我們利用武陵地區 2003 到 2006 的所有樣站的生物量資料，去推算本研究各站各時間生物量，例如各站各時間的各分類群數量乘上相對應季節 (1-3、4-6、7-9 及 10-12 月) 的相同科級平均體重 (溼重)，如無此科級則採用目級計算。

$$B_i = \sum_j W_{ij} \times N_{ij}$$

$$W_{ij} = SW_{kp}$$

B_i 為第 i 時間點的生物量， W_{ij} 為第 j 科級分類群在第 i 時間點的平均個體體重， N_{ij} 為第 j 科級分類群在第 i 時間點的數量。

SW_{kp} 為第 p 科級或目級分類群於第 k 季的平均個體體重，其中第 j 科級分類群屬於第 p 科級或目級分類群，以及第 i 時間點屬於第 k 季。

(4) 多元尺度分析(Non-metric multidimensional scaling, MDS)

將各站的各分類群的數量以 $\log(X+1)$ 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測點彼此間的關係。得到圖形的壓縮值(stress)，可信建議值為小於 0.2，以此來推測及判定各測站的關係(Clarke and Warwick, 2001)。

由於七家灣溪上游及有勝溪均有果園及菜園分布，因此以#2 桃山西溪測站為無農業活動、#3 二號壩測站為輕度農業活動、#9 有勝溪測站為重度農業活動，作圖探討農業活動面向的議題。#8 高山溪曾於 1999 年 4 月拆除四號攔砂壩，為全台第一座為保育而拆除的攔砂壩，迄今已 20 年，因此以#8 高山溪測站為參考測站，並與#4 觀魚台測站、#12 一號壩上游測站、#13 一號壩下游測站、#5 繁殖場測站作圖探討壩壩體改善面向的議題。

(5) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種

武陵地區溪流有三種優勢的毛翅目昆蟲分別屬於不同取食功能群，黑頭流石蠶 (*Rhyacophilidae nigrocephala*) 屬於捕食者、臺灣黑管石蛾 (*Uenoidae taiwanensis*) 屬於刮食者及角石蛾 (*Stenopsyche* sp.) 屬於濾食者(林等, 2012)。然而此地區溪流近 50 年來出現極端洪流的年度, 2004, 2005, 2007, 2008, 於 2005 年為最大，日流量達到 $609 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Chiu and Kuo, 2012)，此三種毛翅目昆蟲數量在極端洪流後皆明顯下降。故進行 2003 年至 2016 年間，三種石蠶蛾在臺灣櫻花鉤吻鮭族群活動範圍內，分別位於桃山西溪(測站#2)、七家灣溪(觀魚台測站#4 及繁殖場測站#5)、高山溪(測站#8)、有勝溪(測站 9) 五個取樣點，每月數量經過對數轉換後與採集日前一個月的日流量平均值進行線性迴歸分析，探討監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種的可能性。

本研究欲探討不同流量特徵與三種石蠶蛾族群變化的相關因子為何? 將 2003 至 2016 年資料，以每年採集四次的三種石蠶蛾族群總數量為反應變數(Y)，年平均流量、年最大日流量、年最小日流量、前一年平均流量、前一年最大日流量、前一年最小日流量

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

等 6 個因子為解釋變數(X_k , 第 k 個), 利用 SAS 的 Proc Reg 進行逐步迴歸(stepwise) 分析, 自迴歸式最顯著的解釋變數逐步進行討論, 每加入一個新變數後, 檢驗迴歸式中的原來變數是否由於此變數的加入而成不顯著($p > 0.05$), 若是則將此變數予以刪除, 最後求得迴歸方程式(SAS Institute, 2004), 篩選出流量特徵影響石蠶蛾族群變動的最終模型。調查期間的流量資料由台電公司提供, 因 2014 年僅採集三次, 14 年資料僅 $N=13$ 筆資料進行分析。石蠶蛾族群總數量及年最大日平均流量皆經對數轉換過。

三、結果

(一) 物種數及個體數

本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 73 分類群(taxa)(表 5-7)，分屬 6 目 42 科(表 5-1、表 5-2、表 5-3、表 5-4、表 5-5、表 5-6)。**#13** 一號壩下游測站增加了雙翅目長足蛇科 Dolichopodidae(4 月調查時)，**#14** 羅葉尾溪測站增加了鞘翅目龍蝨科 Dytiscidae、毛翅目螺石蛾科 Helicopsychidae 及石蛾科 phryganeidae。

圖 5-2 武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量。各測站水棲昆蟲密度高峰出現在 1 月，例如**#2** 桃山西溪測站(1755 昆蟲(個體數/平方公尺))、**#3** 二號壩測站(6753 昆蟲(個體數/平方公尺))、**#4** 觀魚台測站(7070 昆蟲(個體數/平方公尺))、**#5** 繁殖場測站(6887 昆蟲(個體數/平方公尺))、**#8** 高山溪測站(4803 昆蟲(個體數/平方公尺))、**#9** 有勝溪測站(5717 昆蟲(個體數/平方公尺))、**#12** 一號壩上游測站(11914 昆蟲(個體數/平方公尺))、**#13** 一號壩下游測站(5196 昆蟲(個體數/平方公尺))、**#14** 羅葉尾溪測站(5624 昆蟲(個體數/平方公尺))，以**#12** 一號壩上游測站為最高且創新高，無農業活動的**#2** 桃山西溪測站為最低。1 月後各測站族群密度下降至 10 月有回升，然而**#9** 有勝溪測站水蟲密度 1 月後持續下降至 10 月時為各測站最低(93 昆蟲(個體數/平方公尺))。

(二) 大型昆蟲食餌

圖 5-3 武陵地區溪流測站大型昆蟲食餌數量變化圖。由圖可看出 2019 年年初數量高於 2017 年及 2018 年，且高峰出現在 1 月，的後下降至 10 月時回升。七家灣溪 7 測站中，1 月大型食餌密度最多為**#12** 一號壩上游測站的 3929 昆蟲(個體數/平方公尺)；4 月大型食餌數量最多則為**#5** 繁殖場測站 1600 昆蟲(個體數/平方公尺)、**#2** 桃山西溪測站大型食餌密度為最低，於 1 月、4 月分別約為 627 及 335 昆蟲(個體數/平方公尺)；7 月大型食餌數量最多則為**#14** 羅葉尾溪測站約 498 昆蟲(個體數/平方公尺)；8 月大型食餌數量最多則為**#8** 高山溪測站約 662 昆蟲(個體數/平方公尺)；10 月大型食餌數量最多則為**#12** 一號壩上游測站約 1112 昆蟲(個體數/平方公尺)。**#9** 有勝溪測站 1 月水蟲密度(627 昆蟲(個體數/平方公尺))的後持續下降至 10 月時為各測站最低，本年度大型食餌密度為最低值為 10 月**#9** 有勝溪測站約 16 昆蟲(個體數/平方公尺)。

壩體改善面向來看，1 月、4 月、7 月、8 月、10 月**#8** 高山溪測站大型食餌數量約 1780、630、254、663、1655(個體數/平方公尺)長期效應指標，**#4** 觀魚台測站、**#12** 一號壩上游測站、**#13** 一號壩下游測站、**#5** 繁殖場測站等測站大型食餌數量大都有高於此指標，然而於 8 月則低於此指標。

(三) 生物量

圖 5-4 水棲昆蟲生物量與其密度及大型昆蟲食餌有相同變化趨勢，每年年初生物量達最高峰，隨後隨時間遞減，颱風季來臨時，生物量最少，再逐漸增加至來年年初，如此週而復始。七家灣溪自 2011 年壩體改善後其高峰的生物量逐漸下滑，而於 2015 年 2 月再度回升至 5000~9400 毫克/平方公尺，2016 年年初則降至 800-2100 毫克/平方公尺，至 10 月則降至 160~260 毫克/平方公尺。2017 年的生物量高峰出現在 4 月，高山溪測站約 5000 毫克/平方公尺。2018 年在農業活動及壩體改善面向來看，皆以 4 月為高峰，分別為#3 二號壩測站 5410 毫克/平方公尺及#12 一號壩上游測站 11256 毫克/平方公尺。#9 有勝溪測站生物量為最低，於 2 月、4 月分別約為 508 及 3967 毫克/平方公尺。#14 羅葉尾溪測站生物量於 2 月約 4515 毫克/平方公尺；#4 觀魚台測站於 10 月出現高峰約 10000 毫克/平方公尺。2019 年生物量高峰出現在 1 月，#12 一號壩上游測站 42286 毫克/平方公尺，#2 桃山西溪測站為最低 4772 毫克/平方公尺。各測站 10 月時生物量回升至 1500~5500 毫克/平方公尺，僅#9 有勝溪測站沒有回升，1 月約 6600 毫克/平方公尺下降至 67 毫克/平方公尺(100 倍)。

(四) 多樣性

由 2003~2019 年的各測站 Shannon-Wiener's index 比較結果可看出，大多數時間點#8 高山溪測站 Shannon-Wiener's index 較其他測站為高，而#9 有勝溪測站則較其他測站為低，其他各測站則在這兩測站的指數數值間波動，十多年來指數數值波動範圍有上升趨勢，尤其是#9 有勝溪收費口測站及#4 觀魚台測站 (圖 5-5)。由圖可看出#14 羅葉尾溪測站的多樣性指數數值波動範圍與#2 桃山西溪測站(無農業活動)相似，甚至於 2014 年及 2015 年颱風後多樣性指數較#2 桃山西溪測站為高。

#9 有勝溪測站(重度農業活動) 指數值波動範圍較大，颱風後多樣性指數下降較其他測站來得大，2019 年 1 月的 3.2，颱風季後 10 月的多樣性指數下降至 0.9 為各測站最低者。2019 年#2 桃山西溪測站多樣性指數維持在 2.5-2.7。

#8 高山溪測站 Shannon-Wiener's index 值 1 月、4 月、7 月、8 月、10 月分別為 3.0、2.5、1.9、2.8、2.6。2019 年壩體改善上下游的四測站多樣性在 1.8-3.7。#4 觀魚台測站、#12 一號壩上游測站、#13 一號壩下游測站、#5 繁殖場測站於 1 月分別為 3.4、3.7、3.0 及 3.3；4 月分別為 2.6、2.6、2.7 及 2.8；7 月分別為 2.1、2.3、2.3 及 2.4；8 月分別為 2.1、2.5、1.8 及 2.0；10 月分別為 2.9、3.1、2.5 及 2.5。顯示壩體改善的空間效應。壩體改善面向可看出壩體上下游的四測站多樣性僅 7 月時低於#8 高山溪測站，其他月份的多樣性皆

高於#8高山溪測站。

(五) 棲地評比

由快速生物評估法Ⅱ(RBP II)所得的相對分數可知，各測站都介於無損害到中度損害的間(圖 5-6)。颱風季此處溪流遭受損害而影響溪流中的生物，水棲昆蟲密度下降的每年的低點，RBP II 結果顯示武陵地區棲地無損害降至中度損害。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#9 有勝溪測站最為明顯。2018 年各測站為無損害，然 2018 年 4 月#9 有勝溪測站為中度損害。2019 年大多數測站為無損害程度，#9 有勝溪測站及 4 月#12 一號壩上游測站為中度損害。

(六) 農業活動對水棲昆蟲群集結構的影響

2003~2019 年農業活動面向各測站的 MDS 分析顯示於圖 5-7 軸 1 時間變異，軸 2 空間變異，可看出年度變化，stress 值為小於 0.2，其分析結果仍具有群集組成變異的代表性。2003 年與 2011 年為無洪流發生的年分，2005 及 2008 則為洪流發生嚴重的年分(流量分別為 610 秒/立方公尺與 307 秒/立方公尺)，進一步推測及判定各測站的關係，#14 羅葉尾溪測站的群集結構與#2 桃山西溪測站(無農業活動)較相仿，#9 有勝溪測站(重度農業活動)為一類群，分析圖上可看出兩類群於 2008 年有交集，各站的群集結構大致約一年完成一個循環。分析圖顯示，群集結構大致隨著年份，往同一方向轉移(MDS 軸 1 的正向)，且 2011 年結構已逆時針方向回移至 2003 年的狀態，並超越而成為此轉移方向的新極值。2016 年梅姬颱風以及艾利颱風過後，2017 年上半年則呈現與 2011 年相仿的狀態。由 MDS 分析結果圖可得知 2017 年與 2011~2015 年相仿，符合過去每年上半年都會逆時針方向回移的現象，但後半年則受颱風季節的洪流強度影響，而改變為另一方向(MDS 軸 2)的相對應轉移量。2018 年與 2003 年相仿，2019 年與 2011 年相仿，且皆為無颱風影響年，上半年 MDS 軸 1 的正向回移，後半年 MDS 軸 2 的相對應轉移量變化較小。

(七) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響

壩體下游的#13 一號壩下游測站水棲昆蟲個體數由 2011 年 5 月 17 日的 1100 昆蟲(個體數/平方公尺)大幅降至 5 月 31 日(拆壩後第 1 天)的 70 昆蟲(個體數/平方公尺)；更下游的#9 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)。因 2011 年 6 月下旬的米雷颱風所造成的洪水，兩者於 7 月 4 日又降至 300~500 昆蟲(個體數/平方公尺)，#13 一號壩下游測站下降較大，#5 繁殖場測站於 8 月大幅回升至 3200 昆蟲(個體數/平方公

尺)，而#13 一號壩下游測站於 9 月才回升至 3200 昆蟲(個體數/平方公尺)。2011 年 8 月下旬強烈颱風南瑪都侵台，10 月份調查結果，#13 一號壩下游測站大幅下降至 300~800 昆蟲(個體數/平方公尺)，2012 年年初有回升至 4700~7000 昆蟲(個體數/平方公尺)，但 2012 年 6 月到 8 月的泰利、蘇拉與天秤颱風過後降至 600 昆蟲(個體數/平方公尺)以下，10 月時有回升至 600~2000 昆蟲(個體數/平方公尺)，並在 2013 年年初水昆密度高峰呈現 1900~4600(個體數/平方公尺)，其中離壩體較遠的兩站(#4 觀魚台與#5 繁殖場測站)的水昆密度則高於緊鄰壩體的#12 一號壩上游及#13 下游測站，2013 年蘇力、潭美、康芮、天兔及菲特等颱風過後，10 月則降至 60~200 昆蟲(個體數/平方公尺)，其中緊鄰壩體的#13 一號壩下游為最低值；2014 年 2 月則升至 1200~2800 昆蟲(個體數/平方公尺)，於 2015 年 2 月進而提升至 3000~5300 昆蟲(個體數/平方公尺)而 6 月則下滑至 1200~1500(個體數/平方公尺)，10 月則降至 60~200 昆蟲(個體數/平方公尺)；2016 年 2 月回升至 600-1500 昆蟲(個體數/平方公尺)，4 月則降至 550-800 昆蟲(個體數/平方公尺)，5 月回升至 1600-2800 昆蟲(個體數/平方公尺)，9 月底受梅姬颱風影響，10 月初則降至 100-170 昆蟲(個體數/平方公尺)；2017 年 2 月#12、#13 一號壩上下游測站有 600-1200 昆蟲(個體數/平方公尺)，4 月有 1150-3800 昆蟲(個體數/平方公尺)較 2 月為高，6 月降至 90-210 昆蟲(個體數/平方公尺)，10 月回升至 950-3700 昆蟲(個體數/平方公尺)。2018 年 2 月#12、#13 一號壩上下游測站約有 1200-1500 昆蟲(個體數/平方公尺)，4 月約有 5000-10000 昆蟲(個體數/平方公尺)較 2 月為高；2019 年 1 月#12、#13 一號壩上下游測站約有 5000-12000 昆蟲(個體數/平方公尺)，4 月約有 2000-2800 昆蟲(個體數/平方公尺)。

#12 一號壩上游測站水棲昆蟲密度 2019 年 1 月升高至新高點，約有 12000 昆蟲(個體數/平方公尺)。圖 5-2 中顯現壩體改善初期(2011~2013)，#4 觀魚台測站年初水棲昆蟲密度為四測站中最高者，但隨年下降，直到 2015 年回升及#13 一號壩下游測站的水棲昆蟲密度為四測站中最高者，2019 年年初高峰(5195-11914 昆蟲(個體數/平方公尺)超越#8 高山溪測站(4803 昆蟲(個體數/平方公尺))。1 月#12 一號壩上游測站 11914 昆蟲(個體數/平方公尺)及#4 觀魚台測站 7070 昆蟲(個體數/平方公尺)為最高。壩體改善面向來看，各測站 4 月後大型食餌數量大都有高於長期效應指標(1000 昆蟲(個體數/平方公尺))。

壩體上游的#12 一號壩上游測站有山溝水匯入，壩體下游的#13 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#4 觀魚台測站為低，且上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。2011 年年初這兩測站在維持 2.4~2.5(壩體改善前)，和#4 觀魚台測站及#5 繁殖場測站相比則不

相上下。2011 年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，顯現出多樣性指數的不確定性，波動變化加劇尤其是壩體下游的#13 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，颱風季節使得壩體上下游的四測站再次承受負面衝擊，再一次且加深下降幅度，#13 一號壩下游測站由 2.5 下降至 1.5 且為最低者，2012 年 4 月的降雨較多而流量提升，使此測站再降至 1.1。2012 至 2014 年颱風季的影響，對#13 一號壩下游測站的衝擊較其他三站為大，多樣性為最低者，直到 2015 回升至最高者，然而受颱風季影響，2016~2017 多樣性下降。颱風季影響各測站的多樣性下降，此現象高山溪亦是如此。

2018 年四測站的 Shannon- Wiener's index 值落於 2.2-3.3 的間，且#4 觀魚台測站及#5 繁殖場測站的多樣性高於#12 一號壩上游測站及#13 一號壩下游測站。2019 年四測站的 Shannon- Wiener's index 值落於 1.8-3.7 的間。1 月 3.0-3.7；4 月 2.6-2.8；7 月 2.1-2.4；8 月 1.8-2.5；10 月分別為 2.5-3.1。快速生物評估法 II 所得的相對分數可知，各測站無損害，追蹤 8 年顯示逐漸回穩。

四測站昆蟲組成以#13 一號壩下游測站變化較大，但都趨向 MDS 軸一負值驅動，經過 2.5 個月，順著 MDS 軸一正向歸回，各測站回至相似結構，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(Chiu *et al.*, 2013)。MDS 分析顯示 2017 及 2018 年已漸逆時針反向回移，回復與 2011 年的群集結構相似(圖 5-8)，且依此相似度結構分析，現有四測站群集結構較 2011 年小化的空間緊密結構，揭示壩體改善過程的空間效應，已顯現由上而下流域暢通的理想狀態。

各測站 EPT 三目(蜉蝣目、積翅目及毛翅目)與搖蚊科(Chironomidae)豐度的比例(ratio of EPT and Chironomid abundances)結果見圖 5-9。以水棲昆蟲回復指標為 EPT% 大於 75% 來看，七家灣溪一號壩拆除後，長期效應約為四年。

(八) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種

將 1967 至 2008 年流量資料計算出事件發生機率，取大於 95% 信賴區間(日流量超過 $200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$)的事件定義為極端洪水(Chiu and Kuo, 2012)。過去 50 年來，極端流量的前 6 名出現在 2000 年後(圖 5-10)。2005 年 7 月發生最大的極端洪水，日流量達到 $609 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Chiu and Kuo, 2012)，於 2005 年 7 月及 8 月接連發生三次極端洪水後，造成三種石蠶蛾數量急遽下降(圖 5-11)，圖中可看出 2003 年以刮食者臺灣黑管石蛾最多，捕食者黑頭流石蛾次的，濾食者斑紋角石蛾最少，在 2004 年 8 月發生極端洪水後三種石蠶蛾採集數量皆大幅下降，來年 2005 年 7 月及 8 月接連發生三次極端洪水後，造成三種石蠶

蛾採集數量急遽下降約 84-100%，刮食者臺灣黑管石蛾此後至 2006 年底更是完全沒有採集紀錄，捕食者黑頭流石蛾在 2006 年 10 月有回彈趨勢。

捕食者黑頭流石蛾最大體長約 23 mm，2003-2019 年捕食者黑頭流石蛾的密度變化圖得知，2011 年 5 月七家灣溪一號防砂壩改善工程的影響不大(圖 5-12)，前一個月平均日流量對其族群變動為負影響，解釋變異為 20% (圖 5-13; $y = -0.05x + 4.04$, $p = 0.0006$)；壩體改善對濾食者角石蛾(最大體長約 58 mm)的影響為一年(圖 5-14)，前一個月平均日流量對其族群變動為負影響，解釋變異為 18.6%(圖 5-15; $y = -0.05x + 2.19$, $p = 0.001$)；壩體改善對刮食者臺灣黑管石蛾(最大體長約 13 mm)沒有影響(圖 5-16)，前一個月平均流量對其族群變動為負影響，解釋變異為 7% (圖 5-17; $y = -0.06x + 2.16$, $p = 0.0379$)。

篩選出流量特徵影響石蠶蛾年族群變動的最終模型(表 5-8)，得知年平均流量及前一年最大日流量可以解釋三種石蠶蛾年族群變動。年平均流量對捕食者黑頭流石蛾年族群變動為負影響，解釋變異為 38% (\log 年密度 = $2.86 - 0.07$ 年平均流量, $p = 0.0149$, R square adj = 0.3784)；年平均流量及前一年最大日流量對濾食者角石蛾年族群變動為負影響，解釋變異為 73% (\log 年密度 = $3.33 - 0.09$ 年平均流量 - 0.56 (log 前一年最大日流量), $p = 0.0006$, R square adj = 0.7276)；前一年最大日流量對刮食者臺灣黑管石蛾年族群變動為負影響，解釋變異為 48% (\log 年密度 = $5.27 - 1.85$ (log 前一年最大日平均流量), $p = 0.0054$, R square adj = 0.4764)。

四、討論

(一) 物種數及個體數

2019 年調查水棲昆蟲有 73 分類群(taxa)，由歷年調查的物種數 43~70 分類群，與過去楊與謝(2000)報導有 40 分類群(taxa)相比，每樣站仍可採到 40 分類群。

流量為武陵地區溪流生態系主要驅動力，對溪流生態系造成連鎖的骨牌效應(Chiu *et al.*, 2008)，近 50 年來受颱風影響，溪流流量暴增，以 2005 年為最嚴重的一年且為極端洪水事件年(日流量超過 $200\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ，Chiu and Kuo, 2012)，其次依序為 2007 年、2008 年、2012 年、2015 年及 2004 年，是此地流量暴增的前 6 名都發生在近 10 年(Chiu *et al.*, 2016)。由連續 10 年以上(2003 年至 2014 年)水棲昆蟲數量的研究數據顯示，在歷經較嚴重的洪流，可能未來會造成水棲昆蟲群集中體型較大物種的比例下降(郭，2010)。水棲昆蟲數量及大型食餌於每年的 1 或 2 月為高峰，2003 年至 2004 年初期達到最高，但受到 2004 年及 2005 年洪流影響，2005~2006 年的大型食餌數明顯較少，顯示溪流流量暴增對水棲昆蟲群集中體型較大物種的影響。當流量為常態發生而非突然暴增時，其來年年初大型食餌比例則會增加，此現象發生於 2003 年初、2010~2012 年初及 2019 年初，反的，嚴重洪流出現，來年年初大型食餌比例則會下降，數據顯示，2012 年受到 8 月的中度颱風影響，而 2013 年年初高峰的水昆及大型食餌數量皆變少，重演 2005 至 2009 年的大型洪水的影響。2013 年受到颱風影響，10 月水昆數量大幅下降，且 2014 年年初水昆及大型食餌數量也較 2013 年年初低，但 2015 年年初大型食餌數量已上升且較 2012~2014 年年初高峰為多，後半年受到南卡、蘇迪勒、天鵝及閃電等颱風影響，又再度下滑且較 2014 年 10 月為少，2016 年年初則有上升，但高峰落在 5 月，10 月則因受颱風影響又降至當年最低。2017 年年初則稍有回復，高峰落在 4 月及 10 月，與 2016 年同樣為高峰後延。2018 年沒有颱風侵襲，高峰落在 4 月及 10 月，而 2019 年年初則有上升，回復到年初高峰且創新高。

由連續 17 年數據(2003 至 2019 年)顯示，每年年初為水棲昆蟲發生高峰，然 2016 至 2018 年發現水棲昆蟲高峰有延後發生的趨勢與以前年初發生不同，我們推測原因與近十年有 6 年出現極端洪流有關。水棲昆蟲面對洪水壓力增加時改變生活史策略，此擴展適應(exaptation)手段，使水棲昆蟲可在此特定環境生存，躲避颱風季時流量大增的風險。

(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的降低，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，例如大多數測站的多樣性指數在歷經 2004 年 7 月及 9 月的颱風，其暴雨所帶來的洪流，其群集生態反應於均勻度指數的數值上升(郭，2005)。下半年洪流過後，年終至來年年初的持續拓殖回復，物種數的增加的確會正向關聯於多樣性上升，而小型且生活史短的物種因非常態干擾影響(Chiu and Kuo, 2012)，其比例的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 於溼季前的逐月下降趨勢(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 2007~2018 年相近時期的數值變化，而 2012~2014 年洪流過後，雖然物種數必然減少，不過多樣性大致持平或小幅上升，乃因均勻度上升；另一方面，2013 至 2019 年數量持續回升，優勢物種數量增長更甚，終致均勻度下降，而呈現 2 月或 4 月有些測站的多樣性下降。昆蟲生存策略有些為 r 型，有些為 k 型，有些為 r 和 k 型混合。以大型食餌中的 4 目 8 科來看，當生物多樣性指標的值變小，可能是毛翅目昆蟲減少，雙翅目及蜉蝣目昆蟲增加。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、頻度及強度的常態與否則決定正向或負向影響，但於來年初皆可恢復。

(三) 棲地評比

以 2003~2019 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，群集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，群集結構起先為高留存的抗急流的物種居多，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。除此的外，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#4 觀魚台測站棲地可維持在無損害程度，且幾乎所有測站 2011 年颱風季節後，棲地劣化幅度最小，於 2012 年颱風季節後，棲地劣化幅度又再增大；#13 一號壩下游測站首當其衝，此結果說明了 RBPII 或許可用來偵測到颱風所引發的洪流對武陵地區溪流的影響，但似乎無法僅與洪流強度有關聯，應還有其他因子的交互作用也包含在內，其他研究也顯示季節性變化會明顯影響棲地評估的準確性(Šporka *et al.*, 2006, Alvarez-Cabria *et al.*, 2010)。另

一方面，2015年2月~6月除了#4觀魚台測站及10月#9有勝溪收費口中度損害，其餘測站皆維持無損害程度，顯現出受到洪水及改善工程的影響，七家灣溪已於2015年逐漸出現回穩跡象。2016年起大部分測站為無損害程度，然而，#9有勝溪收費口於颱風季節後及2016年5月、2017年2月、2018年4月為中度損害。2019年大多數測站為無損害程度，#9有勝溪測站及4月#12一號壩上游為中度損害。

(四) 農業活動的影響

#4觀魚台測站2006年至2010年的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)提升，#3二號壩測站(農業區旁)2010年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)。
#9有勝溪測站(重度農業活動)Shannon- Wiener's index及RBPII數值波動範圍較大，颱風後多樣性指數下降較其他測站來得大，棲地評比為中度損害，此與有勝溪以採食者(73%)為優勢取食功能群，其他取食功能群的組成皆佔10%以下，明顯不同於七家灣溪、桃山西溪及高山溪，且有勝溪的刮食者及捕食者，尤其是刮食者(8%)，所佔比例相較於其他溪流較低有關(郭，2012)。由於農業活動所施用的氮肥僅少量被植物利用，將殘留在土壤中，通過降雨、沉降和逕流的淋洗而進入地表水或地下水，造成水體的污染。硝酸鹽是氮素最高度氧化的最後產物，過多水體酸化，出現藻華，河川或水庫「優養化」，有勝溪則測得硝酸鹽濃度(13.1 mg/L)較武陵地區溪流為高(0.1-5.4 mg/L)(彭，2009)。武陵地區的七家灣溪流域不僅為臺灣櫻花鉤吻鮭保護區，同時武陵地區所屬的大甲河流域亦為台灣中部地區重要水資源的上游集水區，保護水資源永續利用不被汙染破壞是重要的議題及政策，水體中硝酸鹽濃度長期監測有其必要性。

(五) 一號壩壩體改善部分拆除工程的影響

我們已報導四壩測站昆蟲組成以#13一號壩下游測站變化較大，但都趨向MDS軸一負值驅動，經過2.5個月，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(Chiu *et al.*, 2013)，隨著時間演進，及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。2012-2014年的洪水衝擊，可以看到拆壩後的影響力已可達#12一號壩上游棲地，當然#13一號壩下游測站也因底質嚴重掏刷也同受衝擊，同時表現出水棲昆蟲數量及多樣性大幅下降，但於2017年的資料影響顯示每年的多樣性波動範圍已逐漸縮小，且MDS分析顯示2017年年初已漸趨向拆壩前狀態及快速生物評估法II

所得的相對分數可知，各測站無損害，追蹤6年顯示逐漸回穩(郭，2017)。

以大型食餌數量高於 (1000昆蟲(個體數/平方公尺)) 及水棲昆蟲EPT%大於75%來看，七家灣溪一號壩拆除對大型無脊椎動物群落之長期效應，約為4年可回復。2018年各測站4月後#4 觀魚台測站及#5 繁殖場測站之多樣性高於#12 一號壩上游測站及#13 一號壩下游測站，2019年年初各測站之多樣性皆高於去年度年初，而#12 一號壩上游測站之多樣性為壩體改善前後之新高，顯見壩體改善之空間效應(郭，2018)。

(六) 監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種

氣候對水生群集的生物地理結構產生巨大影響，決定生物地理分佈格局的重要因素(Reyjol *et al.*, 2007)，許多證據發現氣候引起的魚類分佈變化(Comte *et al.*, 2013)，氣候變遷影響物種分佈模式的變化通常是水生生態系研究的中心主題，但淡水環境中氣候變遷影響的研究仍然很少(Pletterbauer *et al.*, 2018)。

三種毛翅目水蟲的生活史類似，卵、幼蟲、蛹在水域，羽化為成蟲在陸棲。體型大小不一，體型大者生活史較長。壩體改善對毛翅目大型物種濾食者角石蛾影響為一年(圖 5-14)、中型物種捕食者黑頭流石蛾影響不大(圖 5-12)、小型物種刮食者臺灣黑管石蛾沒有影響(圖 5-16)，前一個月平均日流量對其族群變動皆為負影響(圖 5-13、圖 5-15、圖 5-17)。此三種石蠶蛾數量上佔武陵地區溪流毛翅目昆蟲數量約 63%生物量上佔約 85% (丘，2004; 郭等，2004)，這三種石蠶蛾面對現今氣候變遷下的洪水來臨時的生物反應，並沒有相關文獻報導。洪水發生後此三種石蠶蛾數量下降比例不同，臺灣黑管石蛾更是在 2006 年完全消失。前一年最大日流量對刮食者臺灣黑管石蛾年族群變動為負影響，解釋變異為 48%；年平均流量對捕食者黑頭流石蛾年族群變動為負影響，解釋變異為 38%；年平均流量及前一年最大日流量對濾食者角石蛾年族群變動為負影響，解釋變異為 73%(表 5-8)，還有其他的原因存在，需待進一步研究探討。Brewin 等人 (1995)年曾發表特大規模洪水事件，使得喜馬拉雅山的水棲昆蟲物種密度及種豐富度大幅下降；本研究三種石蠶蛾面對極端洪水時，密度減少 84~100%，與 Robinson 等人 (2004)在瑞士進行的實驗性質的洪水實驗，水棲昆蟲密度下降 14%到 92%，相雷同。極端洪水最終導致物種密度及豐富度大幅下降是不爭的事實(Robinson *et al.*, 2004; Suren and Jowett, 2006)。

隨著近年來氣候變遷的影響，近十年極端不可預測超出以往流量的洪水事件不斷發生，威脅淡水生物多樣性(Dudgeon *et al.*, 2006; Woodward *et al.*, 2010)。我們之前的研究(Chiu and Kuo, 2012)，指出極端洪水後不利於此地區 K 選汰物種的水棲昆蟲，棲位將短期為 r 選汰物種(例如：蜉蝣、搖蚊)所佔據，同時流量過低時也不利於 K 選汰物種數量。三種石蠶蛾均有攀附的抗性特徵 (resistance trait)屬於 K 選汰物種，極端洪水後 2006 年

數量大幅下降，且前一個月平均日流量對三種石蠶蛾族群密度皆為負影響，因此，流量為影響此三種石蠶蛾族群變動的主因之一，然而有不同的生物反應。

Taira and Tanida (2013)報告指出一些流石蛾屬 *Rhyacophila* 幼蟲有不尋常的行為和形態，反應了利用伏流區(hyporheic zone)的能力。我們認為捕食者黑頭流石蛾其不築固定巢的行為特性，易於利用扁平的頭部、細長有彈性的腹部、短胸足及細長的肛門原足，潛入伏流區(hyporheic zone) 避難抵抗洪水，族群變動(圖 5-12)相較於另兩種石蠶蛾族群變動(圖 5-14、圖 5-16)有較好的抗性(resistance)與回彈力(rebound rate)表現。築固定巢的濾食者角石蛾及刮食者臺灣黑管石蛾，面對洪水是否也能利用伏流區避難，有待進一步研究。

水棲昆蟲面對洪水時的適應手段，主要為生活史策略及改變行為(Lytle and Poff, 2004)，有一種石蠶蛾 *Phylloicus aeneus* 可與洪水發生時間同步並縮短其生活史，能以成蟲階段逃離洪水發生的惡劣環境，進而降低死亡率(Lytle, 2002)。此外自然環境提供的避難所，例如：有機碎屑構築的堤壩、較深且有縫隙的棲息地，皆能減少洪水對水棲昆蟲的影響(Townsend *et al.*, 1997)。

石蠶蛾在溪流中密度下降不只影響臺灣櫻花鉤吻鮭，也會影響到此地生態系中其他頂級掠食者，例如褐河烏(*Cinclus pallasii*) (Chiu *et al.*, 2008)。大型的毛翅目幼蟲為七家灣溪褐河烏偏好給雛鳥的獵物，且在育雛後期這種偏好大型獵物的狀況越明顯，繁殖季餵食雛鳥的獵物以毛翅目幼蟲為主(約 50%)，其次為蜉蝣、積翅目，再來是雙翅目，也會捕捉臺灣櫻花鉤吻鮭的幼鮭餵飼雛鳥 (Chiu *et al.*, 2009)。褐河烏於非繁殖季取食了較多雙翅目，無論繁殖季或非繁殖季時都會取食高比例的蜉蝣目(江等, 2015)。褐河烏數量和水棲昆蟲群集結構有高度相關，兩者都和流量呈現負相關，洪水造成水棲昆蟲數量減少，數量又無法在短期恢復，使褐河烏沒有足夠食物育雛，間接影響褐河烏族群，發生在颱風季的洪水也會通過溪流生態系中的自下而上效應，直接衝擊褐河烏，造成族群數量驟減，而為了躲避洪水危害，褐河烏會遷移到附近溪流有勝溪避難，待水退去再回到原本的溪流 (Chiu *et al.*, 2009; Hong *et al.*, 2012; Hong *et al.*, 2016)。然而不只此類頂級掠食者，溪流生態系裡各物種皆會因為毛翅目昆蟲下降受到衝擊，進而對濱岸生態系造成影響，監測具衡量氣候變遷影響的指向性物種，即此三種石蠶蛾族群變動，而非單純的生物指標，期望面臨不同的和不斷變化的環境壓力，氣候變化等快速短時間突發起強烈作用，物種的遺傳、族群在受到環境重大變化時具指向性的功能，提供給保育當局日後評估經營管理策略作業的參考。

五、結論與建議

(一)結論

本年度採樣調查水棲昆蟲共計有 73 分類群(taxa)，分屬 6 目 42 科。由連續 17 年數據(2003 至 2019 年)看出，水棲昆蟲密度幾乎以每年年初為高峰，然 2017 年及 2018 年以 4 月及 10 月為高峰。2019 年回復以年初為高峰。大型食餌數量及生物量以 2019 年年初為最高且較 2011 年為高。各測站的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的間，多元尺度分析(MDS)顯示桃山西溪、七家灣溪及高山溪的水棲昆蟲群集結構變動具相同傾向，2009~2019 年#9 有勝溪測站與其他測站群集結構相近。

重度農業活動的有勝溪，水棲昆蟲密度、大型食餌及生物量皆為各測站最低表現者，且生物多樣性最低，棲地中度損害，顯示農業活動對武陵溪流有不利影響。極端氣候頻繁是未來氣候變遷的趨勢，面對頻繁的颱風與強降雨的衝擊，農業活動對生物多樣性的影響不容忽視，將加劇不利影響，應加以注意防範。

壩體上游兩測站的水棲昆蟲密度一直都較壩體下游的兩測站為多，但於 2015~2019 年的資料顯示，壩體上下游的分界不若以往明顯，這可能表示壩體改善後，上下游的棲地環境差異正在逐漸縮小。2011 年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 個月的短期負面直接影響，導致數量和多樣性下降，等同遭受一小型洪水的衝擊，以大型食餌數量高於 (1000 昆蟲(個體數/平方公尺)及水棲昆蟲 EPT% 大於 75%，定義為七家灣溪一號壩拆除的長期效應回復指標，約為四年。2019 年一號壩上游的水棲昆蟲密度、大型食餌及生物量皆為各測站最高表現者，且生物多樣性最高，顯示壩體改善的空間效應。

8 年連續監測發現，目前各測站棲地無損害，每年的生物多樣性波動範圍已逐漸縮小，且能維持高度生物多樣性，拆壩就是挽回溪流生態系自體調適能力的方法，透過一號壩壩體的改善，創造健全、多樣化的武陵溪流生態系統。

訂定出衡量氣候變遷影響的指向性物種:黑頭流石蛾 *Rhyacophila nigrocephala*、角石蛾 *Stenopsyche sp.*、臺灣黑管石蛾 *Uenoa taiwanensis*。

(二)建議事項

根據研究發現，本研究針對水棲昆蟲研究，提出下列具體建議。

1.立即可行性建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：國立中興大學昆蟲學系

近幾十年來觀察到的史無前例的流量超過了自然變化的程度，廣泛認為是主要的環境問題。雪霸國家公園是臺灣櫻花鉤吻鮭重要棲息地，監測其主要食物來源水棲昆蟲是必要的基本工作及利用生物指標進行環境監測至關重要。長期的毛翅目生態學數據還可評估氣候影響並提供有價值的基準。歷史分析表明，毛翅目物種將面臨更大的氣候變遷影響。我們建議雪霸國家公園進行監測計劃，並優先考慮三種毛翅目昆蟲：捕食者黑頭流石蠶、刮食者臺灣黑管石蛾及濾食者角石蛾為指標物種及監測重點。建議每年四次(二月、四月、六月、十月)於固定樣站：桃山西溪、觀魚台站、繁殖場、高山溪、有勝溪站等5個樣站為優先考量。若經費不足至少每年二月、十月做一次監測。

2.中長期建議：

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：國立中興大學昆蟲學系、中央研究院生物多樣性研究中心

建立與國際接軌的武陵地區生態資料庫，提供生態研究的科學資料，作為訂定臺灣櫻花鉤吻鮭保育措施與武陵地區經營管理策略的參考。

六、參考文獻

- 上野益三，1937。台灣大甲溪的鱒的食性與寄生蟲 (日文)。台灣博物學會會報，第27期，153-159頁。
- 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。
- 王筱雯，2012。101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，2004。武陵地區的水棲昆蟲調查及水質監測。國立中興大學昆蟲學研究所碩士論文。臺中市。
- 丘明智，2009。武陵地區洪流及河鳥與溪流昆蟲的關係。國立中興大學昆蟲學研究所博士論文。臺中市。
- 江允中、丘明智、洪孝宇、孫元勳、郭美華。2015。應用次世代定序分析褐河鳥 (*Cinclus pallasii* Temminck, 1820) 糞便殘存DNA探討其非繁殖季的食性。台灣昆蟲，第35期，213-226頁。
- 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，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。
- 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、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，第62期，213-223頁。
- 林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉昭憲、蔡尚惠，2011。武陵地區溪流生態系長期暨整合研究。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 林幸助、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，2012。武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號壩防砂壩體改善後研究。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。
- 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，2003。武陵地區水生昆蟲研究(二)。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究

報告。

郭美華，2004。武陵地區水生昆蟲研究(三)。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。

郭美華，2005。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立：水棲昆蟲長期生態監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2006。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第六章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2007。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第七章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2008。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第七章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2009。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2010。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2011。武陵地區長期生態監測暨生態模式建立，第四章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2012。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，2013。台灣櫻花鉤吻鮭歷史溪流放流及環境生態監測計畫，第三章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2014。七家灣溪及高山溪鮭魚族群及棲地監測，第三章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2017。武陵地區七家灣溪壩體改善後臺灣櫻花鉤吻鮭棲地監測暨現存其它棲地調查與改善評估，第三章水棲昆蟲研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處保育研究報告。

郭美華，2018。武陵地區溪流生態系評估，第五章水棲昆蟲研究。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

曾晴賢，2012。武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號壩防砂壩體改善後研究。第六章臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析。內政部營建署雪霸國家管理處委託辦理計畫案。

農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印，2000。櫻花鉤吻鮭研究保育研討會論文集。

楊平世、謝森和，2000。以水棲昆蟲的群集結構及功能組成監測七家灣溪環境品質。農委會、特生中心、營建署及雪霸公園管理處編印。櫻花鉤吻鮭研究保育研討會論文集，151-177頁。

楊平世、林曜松、黃國靖、梁世雄、謝森和、曾晴賢，1986。武陵農場河域的水棲昆蟲相與生態調查。農委會75年生態研究第1號。

彭宗仁，2009。水體中硝酸鹽污染的危害。

<https://www.spnp.gov.tw/Article.aspx?a=eB4LeTfYuzo%3Dandlang=1>

葉昭憲，2011。100年度武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究，第二章物理棲地研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。

Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE transactions on automatic control, 19(6), 716-723.

Alvarez-Cabria, M., Barquin, J. and Juanes, J. A. 2010. Spatial and seasonal variability of macro invertebrate metrics: Do macroinvertebrate communities track river health? Ecological Indicators, 10, 370-379.

Brewin, P. A., Newman, T. M. L. and Ormerod. S. J. 1995. Patterns of macroinvertebrate distribution in relation to altitude, habitat structure and land-use in streams of the Nepalese Himalaya. Arch Hydrobiol, 135: 79-100.

Chiu, M.-C., Kuo, M.-H., Sun, Y.-H. Hong, S.-Y. and Kuo, H.-C. 2008. Effects of flooding on avian top-predators and their invertebrate prey in a monsoonal Taiwan stream. Freshwater Biology, 53: 1335-1344.

Chiu, M.-C., Kuo, M.-H., Tzeng, C.-S., Yang, C.-H., Chen, C.-C., and Sun, Y.-H. 2009. Prey Selection by Breeding Brown Dippers, *Cinclus pallasii*, in a Taiwanese Mountain Stream. Zoological Studies, 48: 761-768.

Chiu, M.-C. and Kuo, M.-H. 2012. Application of r/K selection to macroinvertebrate responses to extreme floods. Ecological Entomology, 37: 145-154.

Chiu, M.-C., Yeh, C.-H., Sun, Y.-H. and Kuo, M.-H. 2013. Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. Aquatic Ecology, 47: 245-252.

Clarke, K. R. and Warwick, R. M. 2001. Changes in marine communities: an approach to

- statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Comte, L., Buisson, L., Daufresne, M., and Grenouillet, G. 2013. Climate-induced changes in the distribution of freshwater fish: observed and predicted trends. *Freshwater Biology*, 58: 625–639.
- Dudgeon, D., Arthington, A., Gessner, M., Kawabata, Z-I., Knowler, D., Lévêque, C., Naiman, R., Prieur-Richard, A-H., Soto, D., Stiassny, M., and Sullivan, C. 2006. *Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges*. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81: 163–182.
- Hong, S.-Y., Kuo, C.-C., and Sun, Y.-H. 2012. An observation of brown dippers escaping typhoon at chichiawan creek. *Nat Conserv Q*, 77: 63-68.
- Hong, S.-Y., Walther, B. A., Chiu, M.-C., Kuo, M.-H. and Sun, Y.-H. 2016. Length of recovery period after extreme flood is more important than flood magnitude in influencing reproductive output of an avian predator in a stream ecosystem. *The Condor*, 118(3): 640-654.
- Jordan, D. S., and Oshima, M. 1919. *Salmo formosanus*, a new trout from the mountain streams of Formosa. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 71(2): 122-124.
- Kang, S.-C. 1993. *Ephemeroptera of Taiwan (excluding Baetidae)*. PhD dissertation, National Chung Hsing Univ., Taichung, Taiwan.
- Kawai, T. and Tanida, K. 2005. *Aquatic insects of Japan: manual with keys and illustrations*. Tokai Univ. Press, Tokyo.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. Addison-Welsey Educational Publishers, INC., Menlo Park, CA.
- Liao, L.-Y., Chiu, M.-C., Huang, Y.-S. and Kuo, M.-H. 2012. Size-dependent foraging on aquatic and terrestrial prey by the endangered Taiwan salmon. *Zoological Studies*, 51: 671-678.
- Ludwing, J. A. and Reynolds, J. F. 1988. *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley and Sons, New York.
- Lytle, D. A. 2002. Flash floods and aquatic insect life-history evolution: Evaluation of multiple models. *Ecology*, 83: 370-385.
- Lytle, D. A., and Poff, N. L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends Ecology Evolution*, 19: 94-100.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. and Berg, M. B. 2008. *An introduction to the aquatic Insects of North America*. Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, IA.
- Orr, C. H., Kroiss, S. J., Rogers, K. L. and 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. and 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.
- Pletterbauer, F., Melcher, A., and Graf, W. 2018. Climate Change Impacts in Riverine Ecosystems. In: Schmutz S., Sendzimir J. (eds) *Riverine Ecosystem Management*. Aquatic Ecology Series, vol 8. Springer, Cham
- Reyjol, Y., Hugueny, B., Pont, D., Bianco, P. G., Beier, U., Caiola, N., Casals, F., Cowx, I. G., Economou, A., Ferreira, MT., Haidvogel, G., Noble, R., de Sostoa, A., Vigneron, T., and Virbickas, T. 2007. Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 65–75
- Robinson, C. T., Aebischer, S. and Uehlinger, U. 2004. Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. *J N Am Benthol Soc*, 23: 853-867.
- SAS Institute 2004. *SAS/STAT User's guide, version 9.1*. SAS Institute, Cary, NC, USA.
- Shieh, S.-H. and 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.
- Šporka, F., Vlek, H. E., Bulánková, E. and Krno, I. j. 2006. Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 566, 543-555.
- Suren, A.M., and Jowett. I. G. 2006. Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. *Freshwater Biology*, 51: 2207-2227.
- Taira, A. and Tanida, K. 2013. Unusual behaviour and morphology of some Rhyacophila Pictet, 1834 caddisfly (Trichoptera: Rhyacophilidae) larvae reflect their ability to use the hyporheic zone. *Aquatic Insects*, 35: 23-37.
- 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. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 192-207.
- Townsend, C. Doledec, R., S. and Scarsbrook. M. R. 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: A test of habitat templet theory. *Freshwater Biology*, 37: 367-387.

Woodward, G., Perkins, D. M., and Brown, L. E. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365: 2093–2106

■ 附表

表 5-1、鮭魚大型昆蟲食餌名錄(4 目 8 科)

目名	科名	種(屬)名	功能取食群
蜉蝣目	扁蜉科 Heptageniidae	<i>Rhithrogena ampla</i>	Scraper
		<i>Epeorus erratus</i>	Scraper
		<i>Afronurus floreus</i>	Scraper
		<i>Nixe</i> sp.	Scraper
毛翅目	蜉蝣科 Ephemeraidae	<i>Ephemeria sauteri</i>	Collector-gatherer
	網石蛾科 Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	Collector-filter
		<i>Himalopsyche</i> sp.	Predator
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	Predator
	流石蛾科 Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i> spp.	Predator
	角石蛾科 Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.	Collector-filter
	弓石蛾科 Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	Collector-filter
積翅目	石蠅科 Perlidae	<i>Neoperla</i> spp.	Predator
		<i>Gibosia</i> sp.	Predator
雙翅目	大蚊科 Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	Collector-gatherer
		<i>Eriocera</i> sp.A	Predator
		<i>Eriocera</i> sp.B	Predator
		<i>Dicranota</i> sp.	Predator
		<i>Tipula</i> sp.	Shredder
		<i>Erioptera</i> sp.	Collector-gatherer

- Scraper：刮食者
- Collector-gatherer：採集採食者
- Collector-filter：採集濾食者
- Predator：捕食者
- Shredder：碎食者

(資料來源：本研究資料)

表 5-2、2019 年 1 月的水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	桃山 西溪	二號 壩	觀魚 台	高山 溪	繁殖 場	一號 壩上 游	一號 壩下 游	羅業 尾溪	有勝 溪	
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Deronectes</i> sp.									1.8	
	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	5.4	25.1	32.2	440.7	64.5	59.1	16.1	5.4	14.3	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	3.6	1.8	1.8	14.3	7.2	9.0	1.8			
	Hydrophilidae	<i>Ametor</i> sp.									3.6	
	Psephenidae	<i>Ectopria</i>										9.0
<i>Eubrianax</i> sp.											107.5	
Diptera	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	127.2	175.6	34.0	175.6	41.2	39.4	10.7	817.0	10.7	
	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.	1.8			3.6				3.6		
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.					1.8					10.7
		<i>Bibiocephala</i> sp.				1.8	7.2					
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	1.8	17.9	26.9	19.7	25.1	7.2	3.6	19.7	1.8	
		<i>Ceratopogon</i>				1.8		1.8		7.2		
	Chironomidae	Chironomidae sp.B	310.0	1026.6	763.2	232.9	478.4	944.2	469.4	822.4	224.0	
		Chironomidae sp.C	41.2	179.2	354.7	627.1	824.2	696.9	802.7	252.6	797.3	
		Chironomidae sp.D			5.4	9.0	5.4				3.6	
		Chironomidae sp.E				1.8	3.6					
		Chironomidae spp.	5.4	35.8	23.3	48.4	39.4	44.8	34.0	34.0	17.9	
		Tanypodinae spp.		114.7	100.3	16.1	17.9	168.4	130.8	28.7	120.0	
	Dixidae	Dixidae									3.6	
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.		7.2	1.8							
		<i>Dolichocephala</i> sp.		14.3	9.0		9.0	5.4		1.8		
		<i>Hemerodromia</i>						12.5	1.8	1.8		
	Psychodidae	<i>Pericoma</i>		1.8	1.8							
		<i>Psychoda</i>									1.8	
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	19.7	277.7	50.2	16.1	301.0	120.0	3.6	182.7	279.5	
	Thaumaleidae	Thaumaleidae sp.		1.8		5.4					1.8	
Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	16.1	68.1	154.1	19.7	229.3	487.3	57.3	44.8	28.7		
	<i>Dicranota</i> sp.				3.6		1.8					
	<i>Eriocera</i> sp.A	17.9	52.0	105.7	181.0	100.3	69.9	14.3	35.8			
	<i>Eriocera</i> sp.B	1.8	7.2	37.6	25.1	30.5	23.3	10.7	12.5	7.2		
	<i>Ameletus</i>											
	<i>camtschaticus</i>	3.6			3.6					30.5		
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	50.2	295.6	381.6	43.0	508.8	580.5	84.2	35.8	206.0	
		<i>Baetiella bispinosa</i>	23.3	521.4	756.1	9.0	519.6	1599.9	55.5	204.2	55.5	
		<i>Baetis</i> spp.	202.5	1272.1	1238.0	673.7	413.9	2126.7	1137.7	664.7	2653.4	
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.		1.8			1.8	1.8	1.8			
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	34.0	7.2	1.8	14.3	12.5	1.8		247.2		
		<i>Cincticostella fusca</i>	21.5	12.5	16.1	35.8	14.3		1.8	141.5	3.6	
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>		1.8	5.4		10.7	5.4	3.6	10.7	25.1	
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	10.7	12.5	111.1	50.2	12.5	5.4	397.7	96.7	211.4	
		<i>Epeorus erratus</i>	21.5	53.7	152.3	87.8	216.8	163.0	32.2	82.4	9.0	
		<i>Nixe</i> sp.		9.0	21.5		1.8		17.9		17.9	

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

		<i>Rhithrogena ampla</i>	455.1	1159.2	1413.6	1510.3	1804.2	2365.0	648.6	279.5	413.9
		<i>Paraleptophlebia</i>									
	Leptophlebiidae	sp.	1.8	9.0		1.8				166.6	
Odonata	Gomphidae	<i>Sinogomphus formosanus</i>			1.8					17.9	1.8
Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	17.9	739.9	161.2	103.9	320.7	465.8	220.4	145.1	116.5
		<i>Protonemura</i> spp.	25.1	43.0	7.2	9.0	9.0	16.1	3.6	372.7	
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.	3.6	3.6		1.8	7.2	5.4	1.8	14.3	1.8
		<i>Neoperla</i> spp.	66.3	96.7	152.3	186.3	172.0	181.0	143.3	268.7	1.8
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	7.2	3.6	3.6	1.8	1.8		7.2	91.4	
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.			3.6						
	Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	1.8			1.8	35.8			30.5	
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.		1.8		3.6	184.5	9.0	1.8	9.0	3.6
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>								17.9	
	Hydrobiosidae	<i>Apsilochorema</i> sp.	35.8			9.0	7.2		1.8	3.6	
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	69.9	123.6	290.2	9.0	184.5	1040.9	5.4	17.9	118.2
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>		1.8	16.1			5.4	25.1	1.8	
		<i>Stactobia</i>	3.6	7.2	3.6	1.8	1.8	9.0			
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	17.9	35.8	68.1	150.5	41.2	7.2	670.1	134.4	301.0
	Phryganeidae	<i>Eubasilissa</i>								1.8	
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.		12.5	5.4		9.0	5.4		1.8	
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	12.5	62.7	139.7	39.4	86.0	247.2	41.2	14.3	44.8
		<i>Rhyacophila</i> spp.	19.7	75.2	34.0	9.0	44.8	60.9	25.1	48.4	16.1
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	19.7	175.6	376.2	3.6	77.0	288.5	111.1	68.1	1.8
	Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	78.8	7.2	7.2		1.8	32.2		3.6	

(資料來源：本研究資料)

表 5-3、2019 年 4 月的水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	桃山 西溪	二號 壩	觀魚 台	高山 溪	繁殖 場	一號		羅業 尾溪	有勝 溪		
								壩上 游	壩下 游				
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	1.8	10.7	7.2	75.2	34.0	21.5	14.3	3.6	35.8		
		<i>Zaitzevia</i> sp.B			1.8	7.2	3.6	3.6	1.8		1.8		
	Psephenidae	<i>Ectopria</i>									1.8		
		<i>Eubrianax</i> sp.									121.8		
Diptera	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	60.9	100.3	30.5	75.2	46.6	9.0	5.4	987.2	1.8		
	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.				1.8							
		<i>Atherix</i> sp.		1.8		3.6	1.8						
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.		3.6	7.2		9.0						
		<i>Bibliocephala</i> sp.	1.8		3.6		12.5		5.4		1.8		
	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	5.4			10.7	21.5	10.7	14.3	39.4	7.2		
	Chironomidae	Chironomidae sp.B		62.7	467.6	80.6	23.3	69.9	77.0	127.2	340.4	28.7	
				9.0	91.4	338.6	231.1	528.5	200.7	259.8	164.8	440.7	
		Chironomidae sp.D				1.8	1.8	1.8	7.2	14.3			
		Chironomidae sp.E			5.4	1.8	7.2	1.8	1.8				
		Chironomidae spp.	7.2	12.5	44.8		17.9	28.7	62.7	50.2	132.6		
		Tanypodinae spp.		28.7	32.2	12.5	48.4	10.7	64.5	69.9	114.7		
		Dolichopodidae	Dolichopodidae							1.8			
		Empididae	<i>Chelifera</i> sp.			3.6		3.6					
			<i>Clinocera</i> sp.A					1.8					
			<i>Dolichocephala</i> sp.		1.8			1.8					
	<i>Hemerodromia</i>						1.8						
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	127.2	26.9	37.6	7.2	121.8	5.4	191.7	186.3	12.5		
	Tabanidae	<i>Silvius</i> sp.									1.8		
	Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.		14.3	28.7	1.8	1.8	34.0	5.4	19.7	5.4		
<i>Dicranota</i> sp.										1.8			
<i>Eriocera</i> sp.A			50.2	46.6	50.2	91.4	44.8	21.5	37.6	14.3			
<i>Eriocera</i> sp.B			5.4	28.7	16.1	16.1		9.0	5.4	14.3			
<i>Erioptera</i> sp.										1.8			
<i>Ameletus camtschaticus</i>										10.7			
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	103.9	78.8	64.5	14.3	100.3	41.2	112.9	26.9	19.7		
		<i>Baetiella bispinosa</i>	12.5	50.2	109.3	32.2	173.8	66.3	148.7	35.8	87.8		
		<i>Baetis</i> spp.	66.3	139.7	170.2	55.5	100.3	139.7	238.3	150.5	824.2		
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.				1.8	1.8		1.8				
<i>Acerella montana</i>			1.8	1.8		3.6			19.7	5.4			
Ephemerellidae	<i>Cincticostella fusca</i>	7.2	5.4	3.6		3.6			109.3				
	Ephemeridae	<i>Ephemera</i>			1.8		1.8		1.8	1.8	30.5		

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

		<i>sauteri</i>																		
		<i>Afronurus</i>																		
	Heptageniidae	<i>floreus</i>		5.4	23.3	7.2	3.6	1.8	9.0	14.3	186.3									
		<i>Epeorus erratus</i>	52.0	17.9	23.3	9.0	14.3	5.4	41.2	116.5	5.4									
		<i>Nixe</i> sp.									68.1									
		<i>Rhithrogena</i>																		
		<i>ampla</i>	259.8	722.0	874.3	485.5	1340.1	1080.4	980.0	467.6	202.5									
		<i>Paraleptophlebia</i>																		
	Leptophlebiidae	sp.									34.0									
		<i>Sinogomphus</i>																		
Odonata	Gomphidae	<i>formosanus</i>									19.7									
		<i>Amphinemura</i>																		
Plecoptera	Nemouridae	sp.	66.3	91.4	75.2	66.3	263.4	53.7	154.1	188.1	25.1									
		<i>Protonemura</i>																		
		spp.	43.0	12.5	5.4	16.1	9.0		3.6	148.7										
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.			3.6		3.6	3.6		12.5	1.8									
		<i>Neoperla</i> spp.	16.1	327.9	118.2	75.2	102.1	123.6	75.2	474.8	1.8									
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.		7.2	1.8	7.2		1.8	1.8	146.9	1.8									
Trichoptera	Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	3.6		1.8	1.8	17.9	1.8		12.5										
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.		10.7	10.7	120.0	96.7	5.4	3.6	30.5										
		<i>Apsilochorema</i>																		
	Hydrobiosidae	sp.				5.4	3.6		1.8	14.3										
		<i>Hydropsyche</i>																		
	Hydropsychidae	spp.	52.0	12.5	35.8	32.2	23.3	32.2	44.8	5.4	3.6									
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>		1.8							1.8									
		<i>Stactobia</i>			1.8															
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	10.7	10.7	5.4	109.3	30.5		12.5	80.6	283.1									
		<i>Himalopsyche</i>																		
	Rhyacophilidae	sp.						1.8	5.4											
		<i>Rhyacophila</i>																		
		<i>nigrocephala</i>		21.5	35.8	12.5	73.5	91.4	37.6	10.7	105.7									
		<i>Rhyacophila</i> spp.	3.6	3.6	14.3	3.6	23.3	3.6	3.6	64.5										
		<i>Stenopsyche</i>																		
	Stenopsychidae	sp.A	9.0	73.5	37.6	1.8	5.4	26.9	30.5	21.5	1.8									
		<i>Uenoa</i>																		
	Uenoidae	<i>taiwanensis</i>	9.0	3.6		3.6	1.8				1.8									

(資料來源：本研究資料)

表 5-4、2019 年 7 月的水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	桃山 西溪	二號 壩	觀魚 台	高山 溪	繁殖 場	一號 壩上 游	一號 壩下 游	羅業 尾溪	有 勝 溪	
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Oreodytes</i> sp.								1.8	17.	
	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A		3.6	1.8	52.0	17.9	3.6	7.2	3.6	9	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	1.8	1.8		1.8	1.8			1.8		
	Hydrophilidae	<i>Ametor</i> sp.	1.8									
	Psephenidae	<i>Eubrianax</i> sp.								112.9		
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	25.1	5.4		1.8	5.4	5.4	10.7	112.9		
	Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.				1.8	1.8				
			<i>Atherix</i> sp.								7.2	
		Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.	5.4	26.9	1.8		43.0		7.2		
			<i>Bibliocephala</i> sp.	14.3	7.2		3.6	23.3		1.8		1.8
Ceratopogonidae		<i>Bezzia</i> sp.	1.8	1.8				1.8		12.5		
Chironomidae		sp.B	204.2	34.0	95.0	43.0	145.1	256.2	188.1	91.4	28.	
		sp.C	1.8	1.8	3.6	3.6	5.4	5.4	12.5	59.1	7	
Chironomidae		sp.D								5.4		
		sp.E									1.8	
Chironomidae		spp.				1.8		5.4		23.3	5.4	
	Tanypodinae spp.		5.4	3.6			19.7	7.2	5.4	9		
Empididae	<i>Hemerodromia</i>								3.6			
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	421.0	48.4	12.5	16.1	243.7	1.8	52.0	141.5	1		
Tabanidae	<i>Silvius</i> sp.				1.8							
Thaumaleidae	Thaumaleidae sp.							3.6				
Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.		5.4	10.7	3.6	3.6	7.2	3.6	35.8	7.2		
	<i>Eriocera</i> sp.A	10.7	3.6	10.7	10.7	17.9	7.2	12.5	23.3			
	<i>Eriocera</i> sp.B	1.8	1.8	3.6	3.6	5.4	5.4	14.3	3.6	10.		
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	458.7	9	139.7	77.0	195.3	87.8	132.6	50.2	3	
		<i>Baetiella bispinosa</i>	155.9	73.5	98.5	26.9	96.7	44.8	75.2	152.3	1	
	Baetidae	<i>Baetis</i> spp.	57.3	23.3	64.5	73.5	48.4	181.0	41.2	293.8	.9	
		<i>Caenis</i> sp.			1.8							
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	12.5		1.8	7.2	12.5	3.6	3.6	100.3	1.8	
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>							1.8	1.8	5.4	
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	1.8	1.8	12.5	1.8		48.4	5.4	16.1	5	
		<i>Epeorus erratus</i>	21.5	1.8		1.8	3.6	12.5		53.7		
		<i>Rhithrogena ampla</i>	121.8	6	107.5	191.7	272.3	132.6	164.8	121.8	8	

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

		<i>Paraleptophlebia</i>											
	Leptophlebiidae	sp.											5.4
Odonata	Gomphidae	<i>Sinogomphus formosanus</i>											10.7
Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura</i> sp.	5.4		1.8	5.4	17.9	14.3	9.0	249.0			3.6
		<i>Protonemura</i> spp.	1.8		1.8		7.2			232.9			
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.						1.8		14.3			3.6
		<i>Neoperla</i> spp.	5.4	64.5	16.1	39.4	44.8	37.6	57.3	268.7			
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	1.8							78.8			
Trichoptera	Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	1.8				1.8		1.8	19.7			
	Glossosomatida												
	e	<i>Glossosoma</i> sp.			1.8	21.5	3.6			3.6			60.9
		<i>Apsilochorema</i>											
	Hydrobiosidae	sp.											12.5
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	14.3	12.5	17.9	3.6	19.7	17.9	46.6	16.1			3.6
	Hydroptilidae	<i>Stactobia</i>											1.8
	Lepidostomatida												
	e	<i>Goerodes</i> sp.	3.6	1.8	1.8	16.1	19.7	5.4		68.1			
	Rhyacophilidae	<i>Himalopsyche</i> sp.	1.8			3.6							
		<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	1.8	3.6	9.0	9.0	7.2	12.5	21.5	43.0			25.1
		<i>Rhyacophila</i> spp.	3.6	3.6	5.4	3.6	1.8	3.6	1.8	23.3			
	Stenopsychidae	<i>Stenopsyche</i> sp.A	3.6	9.0			1.8	7.2	7.2	14.3			
		<i>Uenoa</i>											
	Uenoidae	<i>taiwanensis</i>	9.0		3.6								

(資料來源：本研究資料)

表 5-5、2019 年 8 月的水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	桃山	二號	觀魚	高山	繁殖	一號	一號	羅業	有勝		
			西溪	壩	台	溪	場	壩上	壩下			尾溪	
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A		1.8	1.8	154.1	12.5	12.5	23.3	14.3	5.4		
		<i>Zaitzevia</i> sp.B			1.8	9.0							
	Psephenidae	<i>Ectopria</i>									1.8		
		<i>Eubrianax</i> sp.				1.8					26.9		
Diptera	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	3.6	1.8	5.4	3.6		1.8		231.1			
	Athericidae	<i>Atherix</i> sp.				1.8							
		<i>Bibiocephala</i> sp.				3.6	3.6					1.8	
	Ceratomopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.				1.8				1.8	1.8		
		Chironomidae	sp.B	28.7	1.8	25.1	82.4	16.1	1.8	19.7	139.7	17.9	
	sp.C		5.4	3.6	7.2	103.9	1.8	1.8	14.3	114.7	17.9		
	sp.D					1.8					3.6	1.8	
	sp.E						1.8				1.8		
	Tanypodinae	spp.	1.8		1.8	3.6	3.6	1.8		12.5	5.4		
		spp.		5.4	1.8	10.7		1.8	7.2	12.5	10.7		
	Empididae	<i>Chelifera</i> sp.				1.8							
		<i>Hemerodromia</i>									10.7		
		<i>Holorusia</i>										1.8	
	Psychodidae	<i>Pericoma</i>									10.7		
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	460.	4		12.5	60.9	82.4	12.5	9.0	342.2	48.4	
		Stratiomyidae	<i>Oxycera</i>									1.8	
			Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.		3.6	1.8	19.7			1.8	1.8	21.5
		<i>Dicranota</i> sp.							1.8		1.8		
		<i>Eriocera</i> sp.A		14.3	37.6	1.8	37.6	1.8	1.8	7.2	1.8	1.8	1.8
		<i>Eriocera</i> sp.B		10.7	1.8	19.7			16.1	9.0	5.4		
		Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	89.6	16.1	125.4	184.5	68.1	145.1	7.2	21.5	41.2
<i>Baetiella bispinosa</i>	66.3			7.2	71.7	71.7	112.9	146.9	16.1	78.8	333.2		
<i>Baetis</i> spp.	154.			1	82.4	297.4	327.9	41.2	172.0	419.2	284.9	297.4	
Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>		37.6	12.5	26.9	152.3	23.3	17.9	1.8	741.7	3.6		
	<i>Cincticostella fusca</i>					1.8					23.3		
	<i>Ephemera sauteri</i>									7.2			
Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>		1.8	3.6	10.7	30.5			7.2	80.6	1.8	10.7	
	<i>Epeorus erratus</i>		12.5	1.8	14.3	28.7	37.6	1.8	3.6	19.7			

		<i>Nixe</i> sp.								19.7	
		<i>Rhithrogena</i>	261.								
		<i>ampla</i>	6	182.7	225.7	499.9	238.3	267.0	103.9	100.3	182.7
		<i>Paraleptophleb</i>									
	Leptophlebiidae	<i>ia</i> sp.								41.2	
		<i>Sinogomphus</i>									
Odonata	Gomphidae	<i>formosanus</i>				1.8					
		<i>Amphinemura</i>								1126.	
Plecoptera	Nemouridae	sp.	84.2	5.4	37.6	96.7	12.5	23.3	23.3	9	3.6
		<i>Protonemura</i>									
		spp.	19.7		9.0	125.4	7.2	7.2		562.6	
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.			1.8	1.8				3.6	
		<i>Neoperla</i> spp.	53.7	25.1	23.3	73.5	37.6	34.0	34.0	139.7	
		<i>Cerconychia</i>									
	Styloperlidae	sp.				3.6				52.0	
		<i>Arctopsyche</i>									
Trichoptera	Arctopsychidae	sp.	1.8			9.0	7.2			12.5	
	Glossosomatida										
		<i>Glossosoma</i> sp.		7.2	7.2	3.6	1.8		1.8	25.1	
		<i>Apsilochorema</i>									
	Hydrobiosidae	sp.	1.8			1.8	5.4	1.8	3.6	10.7	
		<i>Hydropsyche</i>									
	Hydropsychidae	spp.	9.0	5.4	10.7	39.4	9.0	23.3		32.2	17.9
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>									1.8
	Lepidostomatida										
		<i>Goerodes</i> sp.	12.5	1.8	1.8	59.1	7.2		3.6	68.1	
		<i>Himalopsyche</i>									
	Rhyacophilidae	sp.	3.6				1.8	1.8		1.8	
		<i>Rhyacophila</i>									
		<i>nigrocephala</i>		9.0	16.1	12.5	9.0	5.4	5.4	9.0	3.6
		<i>Rhyacophila</i>									
		spp.	5.4		5.4	9.0	3.6			21.5	
		<i>Stenopsyche</i>									
	Stenopsychidae	sp.A	9.0	14.3	23.3	23.3	1.8	37.6	14.3	30.5	
		<i>Uenoa</i>									
	Uenoidae	<i>taiwanensis</i>	1.8							1.8	

(資料來源：本研究資料)

表 5-6、2019 年 10 月的水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	桃山	二號	觀魚	高山	繁殖	一號	一號	羅業	有勝	
			西溪	壩	台	溪	場	壩上	壩下			尾溪
Coleoptera	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	48.4	9.0	5.4	155.9	12.5	80.6	57.3	32.2		
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	1.8	1.8		12.5	1.8		3.6			
	Hydrophilidae	<i>Ametor</i> sp.				1.8						
	Psephenidae	<i>Eubrianax</i> sp.								21.5		
Diptera	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	26.9	7.2		34.0		1.8		342.2		
	Athericidae	<i>Atherix</i> sp.				1.8				3.6		
	Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.		5.4		3.6	39.4	9.0				1.8
		<i>Bibiocephala</i> sp.	10.7		3.6	7.2	7.2	3.6			1.8	1.8
	Chironomidae	sp.B	86.0	37.6	1030.2	229.3	310.0	546.4	186.3	134.4	12.5	
		sp.C	12.5	3.6	23.3	69.9	37.6	52.0	25.1	68.1	7.2	
		spp.				1.8	7.2		9.0	1.8	14.3	1.8
	Tanypodinae	spp.	1.8	5.4	1.8	3.6	1.8	14.3	9.0	1.8	1.8	
		<i>Setacera</i> sp.						1.8				
	Psychodidae	<i>Pericoma</i>									5.4	
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	240.1	148.7	53.7	102.1	100.3	50.2	17.9	179.2	7.2	
	Thaumaleidae	sp.				3.6	1.8					
		<i>Antocha</i> sp.		1.8	10.7	14.3	1.8	10.7	5.4	9.0		
	Tipulidae	<i>Eriocera</i> sp.A	1.8			14.3		3.6		1.8		
		<i>Eriocera</i> sp.B		5.4	7.2	26.9	3.6	12.5	16.1	9.0		
		spp.	505.2	188.1	797.3	220.4	204.2	1893.8	584.1	304.6	21.5	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	129.0	103.9	666.5	268.7	306.4	842.1	125.4	1.8	7.2	
		<i>Baetiella bispinosa</i>	172.0	130.8	512.4	35.8	193.5	437.2	118.2	30.5	7.2	
	Caenidae	<i>Baetis</i> spp.	505.2	188.1	797.3	220.4	204.2	1893.8	584.1	304.6	21.5	
		<i>Caenis</i> sp.						1.8	1.8			
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	17.9	52.0	86.0	14.3	14.3	103.9	32.2	324.3	1.8	
		<i>Cincticostella fusca</i>		5.4	16.1		1.8	5.4		25.1		
	Ephemeridae	<i>Ephemerella sauteri</i>								3.6	1.8	
		<i>Afronurus floreus</i>			3.6			3.6	48.4	3.6		
	Heptageniidae	<i>Epeorus erratus</i>	39.4	9.0	25.1		3.6	16.1	3.6	34.0		
		<i>Rhithrogena ampla</i>	584.1	318.9	567.9	236.5	215.0	928.1	143.3	107.5	12.5	
<i>Paraleptophlebia</i> sp.									87.8			
Leptophlebiidae	<i>Sinogomphus formosanus</i>								5.4			
	<i>Amphinemura</i> sp.	23.3	17.9	9.0	10.7		62.7	7.2	204.2	1.8		
Plecoptera	Nemouridae	<i>Protonemura</i> spp.	28.7	3.6	3.6	26.9	5.4		1.8	224.0	1.8	
		<i>Gibosia</i> sp.			1.8	7.2	1.8	3.6		7.2		

武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議

		<i>Neoperla</i> spp.	145.1	60.9	50.2	93.2	30.5	93.2	28.7	222.2	
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	19.7			1.8			1.8	73.5	
Trichoptera	Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	1.8	5.4	1.8	3.6	1.8			12.5	
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp. <i>Apsilochorema</i>			1.8	5.4	3.6	1.8		5.4	
	Hydrobiosidae	sp. <i>Hydropsyche</i>							1.8	1.8	
	Hydropsychidae	spp.	23.3	17.9	17.9	12.5	16.1	30.5	43.0	3.6	
	Hydroptilidae	<i>Stactobia</i>		1.8						1.8	
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp. <i>Himalopsyche</i>	7.2	10.7		7.2	1.8	1.8		17.9	1.8
	Rhyacophilidae	sp. <i>Rhyacophila nigrocephala</i>		1.8		1.8	3.6		1.8		
		<i>Rhyacophila</i> spp. <i>Stenopsyche</i>	12.5	3.6	17.9	14.3	5.4	39.4	16.1	12.5	1.8
		<i>Stenopsyche</i> sp.A	12.5	3.6	5.4	3.6	3.6	9.0	5.4	9.0	1.8
	Stenopsychidae	sp.A <i>Uenoa</i>	16.1	30.5	89.6	3.6	19.7	75.2	64.5	12.5	
	Uenoidae	<i>taiwanensis</i>	21.5		1.8			1.8			

(資料來源：本研究資料)

表 5-7、2019 年水棲昆蟲資源組成及個體數 (individuals / square meter)

Order	Family	Taxon	桃山 西溪	二號 壩	觀魚 台	高山 溪	繁殖 場	一號	一號	羅業 尾溪	有勝 溪	
								壩上 游	壩下 游			
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Deronectes</i> sp.									1.8	
		<i>Oreodytes</i> sp.									1.8	
	Elmidae	<i>Zaitzevia</i> sp.A	55.5	50.2	48.4	877.9	141.5	177.4	118.2	59.1	73.5	
		<i>Zaitzevia</i> sp.B	7.2	5.4	5.4	44.8	14.3	12.5	7.2	1.8	1.8	
	Hydrophilidae	<i>Ametor</i> sp.	1.8			1.8					3.6	
	Psephenidae	<i>Ectopria</i>									12.5	
		<i>Eubrianax</i> sp.			1.8						390.6	
	Scirtidae	<i>Cyphon</i> sp.	243.7	290.2	69.9	290.2	93.2	57.3	26.9	2490.4	12.5	
	Diptera	Athericidae	<i>Asuragina</i> sp.	1.8			7.2	1.8			3.6	
			<i>Atherix</i> sp.		1.8		7.2	1.8			10.7	
Blepharoceridae	<i>Agathon</i> sp.	5.4	35.8	9.0	3.6	93.2	9.0	7.2			12.5	
	<i>Biocephala</i> sp.	26.9	7.2	7.2	16.1	53.7	3.6	7.2	1.8	7.2		
Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i> sp.	9.0	19.7	26.9	32.2	46.6	19.7	19.7	73.5	9.0		
	<i>Ceratopogon</i>				1.8		1.8		7.2			
Chironomidae	Chironomidae sp.B		691.6	1567.7	1994.1	610.9	1019.4	1825.7	990.8	1528.3	311.7	
			69.9	279.5	727.4	1035.6	1397.5	956.7	1114.4	659.3	1291.8	
	Chironomidae sp.C				7.2	10.7	7.2	1.8	7.2	26.9	1.8	
					5.4	5.4	10.7	1.8	1.8	1.8	1.8	
	Chironomidae sp.D		14.3	48.4	71.7	60.9	60.9	89.6	98.5	134.4	163.0	
			1.8	159.5	139.7	43.0	68.1	215.0	218.6	118.2	274.1	
	Chironomidae sp.E										3.6	
											1.8	
	Dixidae	Dixidae										
	Dolichopodidae	Dolichopodidae									1.8	
Empididae	<i>Chelifera</i> sp.		7.2	5.4	1.8	3.6						
	<i>Clinocera</i> sp.A					1.8						
	<i>Dolichocephala</i> sp.			16.1	9.0		10.7	5.4		1.8		
	<i>Hemerodromia</i>						1.8	12.5	1.8	16.1		
	<i>Holorusia</i>										1.8	
Ephydriidae	<i>Setacera</i> sp.							1.8				
Psychodidae	<i>Pericoma</i>		1.8	1.8						16.1		
	<i>Psychoda</i>									1.8		
Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	1268.5	501.7	166.6	202.5	849.2	189.9	274.1	1032.0	372.7		
Stratiomyidae	<i>Oxycera</i>									1.8		
Tabanidae	<i>Silvius</i> sp.				1.8					1.8		
	Thaumaleidae											
Thaumaleidae	sp.		1.8		9.0	1.8		3.6		1.8		
Tipulidae	<i>Antocha</i> sp.	16.1	93.2	206.0	59.1	236.5	541.1	73.5	130.8	43.0		
	<i>Dicranota</i> sp.				3.6	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8		
	<i>Eriocera</i> sp.A	44.8	143.3	164.8	293.8	211.4	127.2	55.5	100.3	16.1		
	<i>Eriocera</i> sp.B	3.6	30.5	78.8	91.4	55.5	57.3	59.1	35.8	32.2		

		<i>Erioptera</i> sp.									1.8
Ephemeroptera	Ameletidae	<i>Ameletus camtschaticus</i>	3.6			3.6					41.2
	Baetidae	<i>Acentrella lata</i>	831.3	607.4	1377.8	587.7	1178.9	1696.7	462.2	136.2	340.4
		<i>Baetiella bispinosa</i>	430.0	782.9	1548.0	175.6	1096.5	2295.1	413.9	501.7	508.8
		<i>Baetis</i> spp.	985.4	1705.6	2567.4	1350.9	808.0	4513.1	2420.5	1698.5	4493.4
	Caenidae	<i>Caenis</i> sp.		1.8	1.8	1.8	3.6	3.6	5.4		
	Ephemerellidae	<i>Acerella montana</i>	102.1	73.5	118.2	188.1	66.3	127.2	37.6	1433.3	12.5
		<i>Cincticostella fusca</i>	28.7	23.3	37.6	35.8	19.7	5.4	1.8	299.2	3.6
	Ephemeridae	<i>Ephemera sauteri</i>		1.8	7.2		12.5	5.4	17.9	16.1	60.9
	Heptageniidae	<i>Afronurus floreus</i>	14.3	23.3	161.2	89.6	16.1	66.3	541.1	132.6	439.0
		<i>Epeorus erratus</i>	146.9	84.2	215.0	127.2	275.9	198.9	80.6	306.4	14.3
		<i>Nixe</i> sp.		9.0	21.5		1.8		37.6		86.0
		<i>Rhithrogena ampla</i>	1682.3	2558.5	3189.1	2923.9	3869.9	4772.9	2040.7	1076.8	856.4
	Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp.	1.8	9.0		1.8				335.0	
Odonata	Gomphidae	<i>Sinogomphus formosanus</i>			1.8	1.8				53.7	1.8
		<i>Amphinemura</i> sp.	197.1	854.6	284.9	283.1	614.5	619.9	413.9	1913.5	150.5
Plecoptera	Nemouridae	<i>Protonemura</i> spp.	118.2	59.1	26.9	177.4	37.6	23.3	9.0	1540.8	1.8
	Perlidae	<i>Gibosia</i> sp.	3.6	3.6	7.2	10.7	12.5	14.3	1.8	52.0	7.2
		<i>Neoperla</i> spp.	286.7	575.1	360.1	467.6	387.0	469.4	338.6	1374.2	3.6
	Styloperlidae	<i>Cerconychia</i> sp.	28.7	10.7	5.4	14.3	1.8	1.8	10.7	442.5	1.8
Trichoptera	Apataniidae	<i>Manophylax</i> sp.			3.6						
	Arctopsychidae	<i>Arctopsyche</i> sp.	10.7	5.4	3.6	16.1	64.5	1.8	1.8	87.8	
	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i> sp.		19.7	21.5	154.1	290.2	16.1	10.7	130.8	3.6
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> sp.								17.9	
		<i>Apsilochorema</i> sp.	37.6			16.1	16.1	1.8	9.0	43.0	
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> spp.	168.4	172.0	372.7	96.7	252.6	1144.9	139.7	75.2	143.3
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i> sp.		3.6	16.1			5.4	25.1	1.8	3.6
		<i>Stactobia</i> sp.	3.6	9.0	5.4	1.8	1.8	9.0		3.6	
	Lepidostomatidae	<i>Goerodes</i> sp.	52.0	60.9	77.0	342.2	100.3	14.3	686.2	369.1	585.9
	Phryganeidae	<i>Eubasilissa</i> sp.								1.8	
		<i>Himalopsyche</i> sp.	5.4	14.3	5.4	5.4	16.1	7.2	7.2	3.6	
	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	26.9	100.3	218.6	87.8	181.0	396.0	121.8	89.6	181.0
		<i>Rhyacophila</i> spp.	44.8	86.0	64.5	28.7	77.0	77.0	35.8	166.6	17.9
		<i>Stenopsyche</i> sp.A	57.3	302.8	526.7	32.2	105.7	435.4	227.5	146.9	3.6
	Uenoidae	<i>Uenoa taiwanensis</i>	120.0	10.7	12.5	3.6	3.6	34.0		7.2	

(資料來源：本研究資料)

表 5-8、逐步回歸篩選出流量特徵影響石蠶蛾年族群變動的最終模型(2003-2016 年)

Variable	Parameter Estimate	Standard Error	F value	Pr>F	Partial R-Square	Model R-Square adj
黑頭流石蛾 <i>Rhyacophila nigrocephala</i>						
Intercept	2.86140	0.22698	158.92	<.0001		
Average Discharge	-0.07491	0.02599	8.3	0.0149	0.4302	
Model			8.3	0.0149	0.4302	0.3784
角石蛾 <i>Stenopsyche sp.</i>						
Intercept	3.33077	0.40472	67.73	<.0001		
Average Discharge	-0.09194	0.02785	10.9	0.0080	0.6106	
Log (Pre-Max. Daily)	-0.55596	0.20786	7.15	0.0233	0.1624	
Model				0.0006	0.7730	0.7276
臺灣黑管石蛾 <i>Uenoa taiwanensis</i>						
Intercept	5.27779	1.18670	19.78	0.001		
Log (Pre-Max. Daily)	-1.85351	0.53704	11.91	0.0054	0.5199	
Model				0.0054	0.5199	0.4764

調查期間的流量資料由台電公司提供，因 2014 年僅採集三次，14 年資料僅 N=13 筆資料進行分析。石蠶蛾年族群總數量(Y)及年最大日平均流量(Pre-Max. Daily)皆經對數轉換過。

(資料來源：本研究資料)

■ 附圖

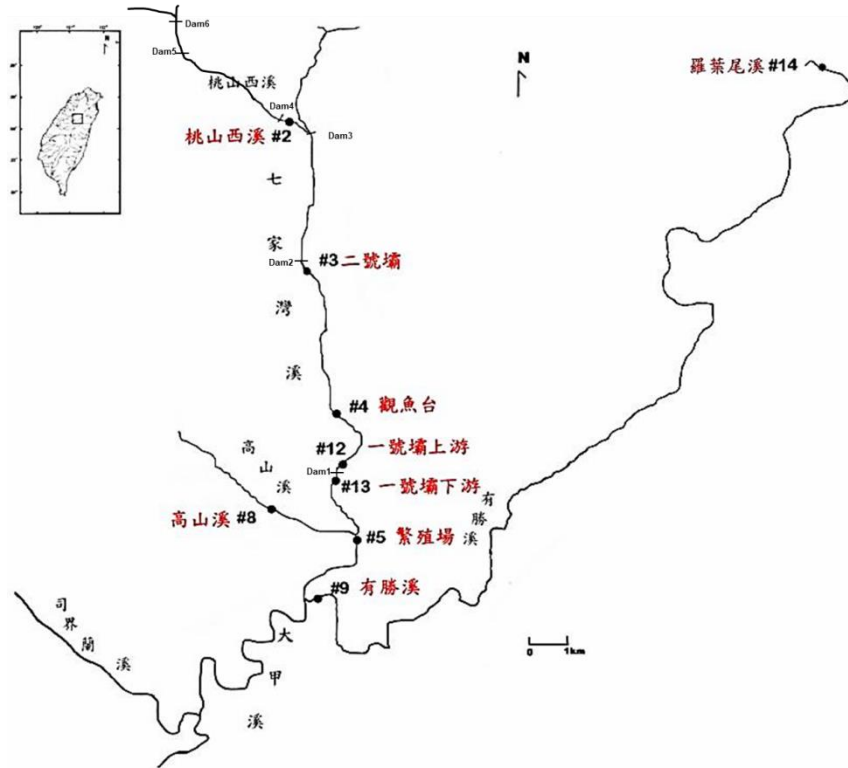


圖 5-1 武陵地區溪流水棲昆蟲監測調查測站的相關位置圖。
(資料來源：本研究資料)

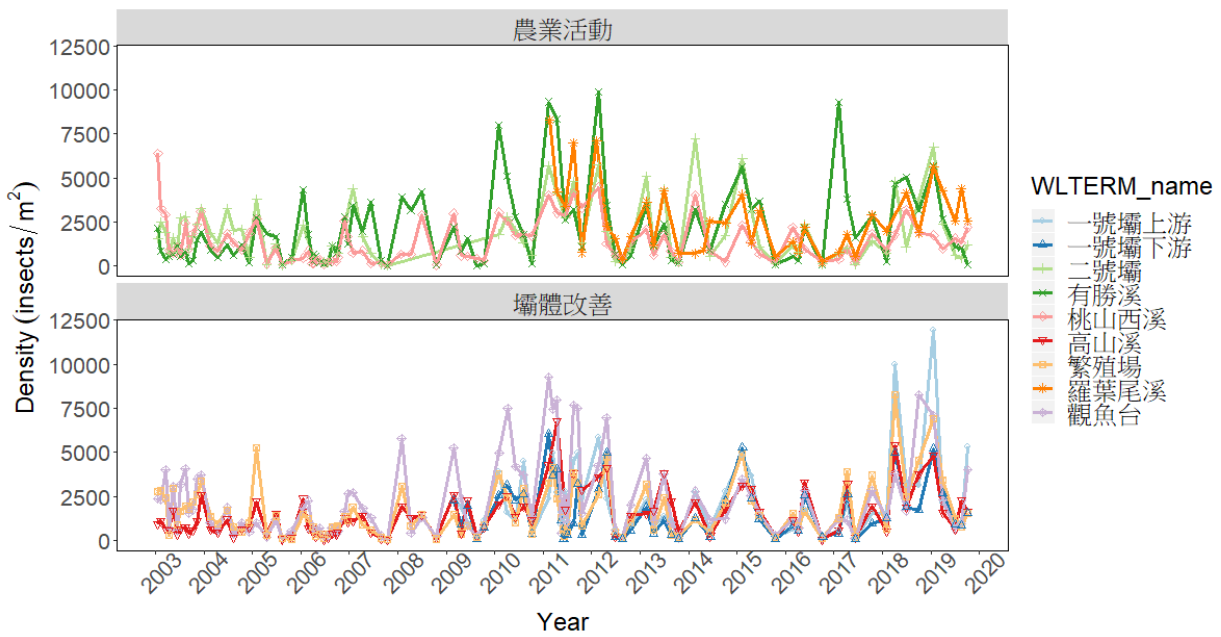


圖 5-2 武陵地區溪流測站水棲昆蟲各月數量。
(資料來源：本研究資料)

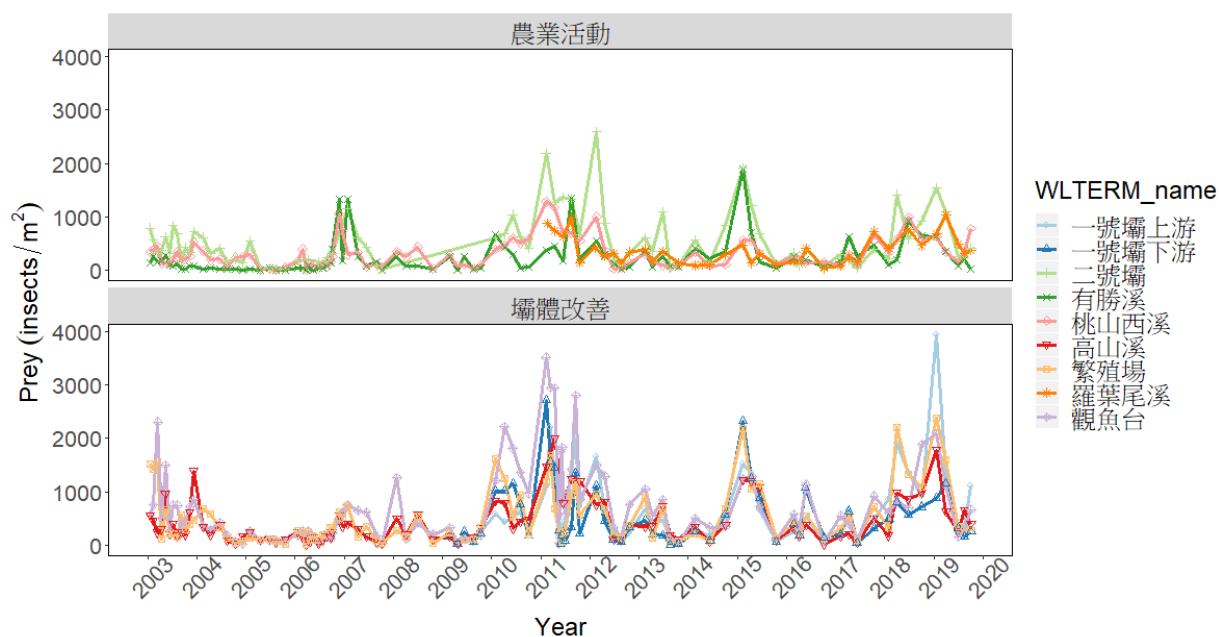


圖 5-3 武陵地區溪流測站大型昆蟲食餌數量變化圖。
(資料來源：本研究資料)

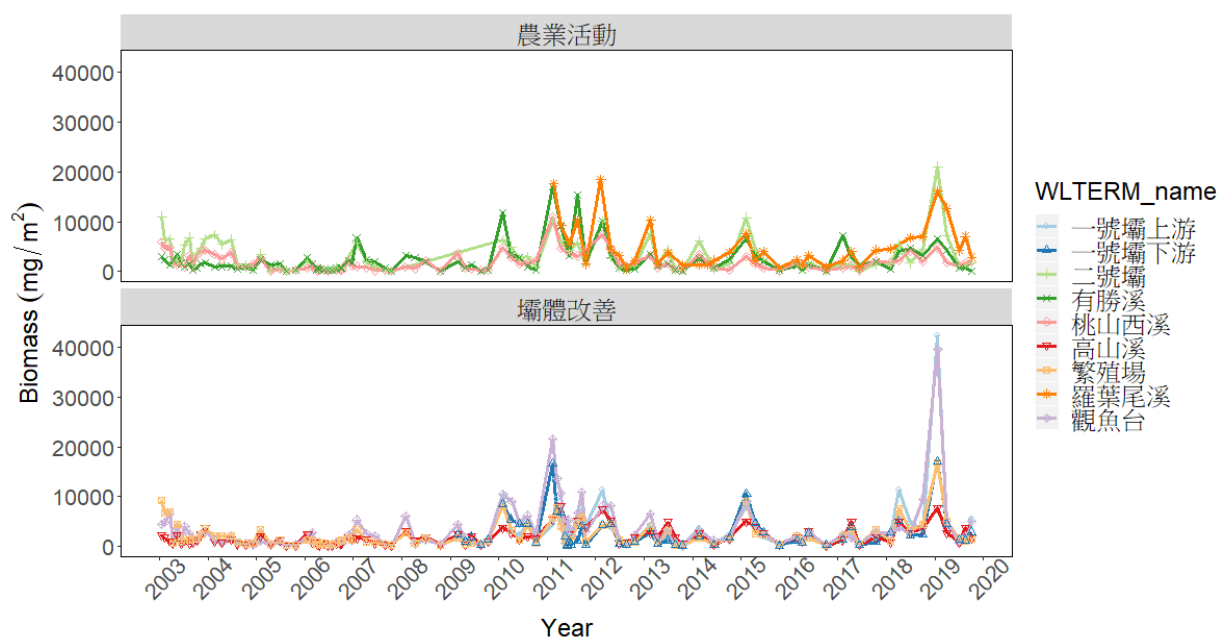


圖 5-4 武陵地區溪流測站的水棲昆蟲生物量(濕重)變化圖。
(資料來源：本研究資料)

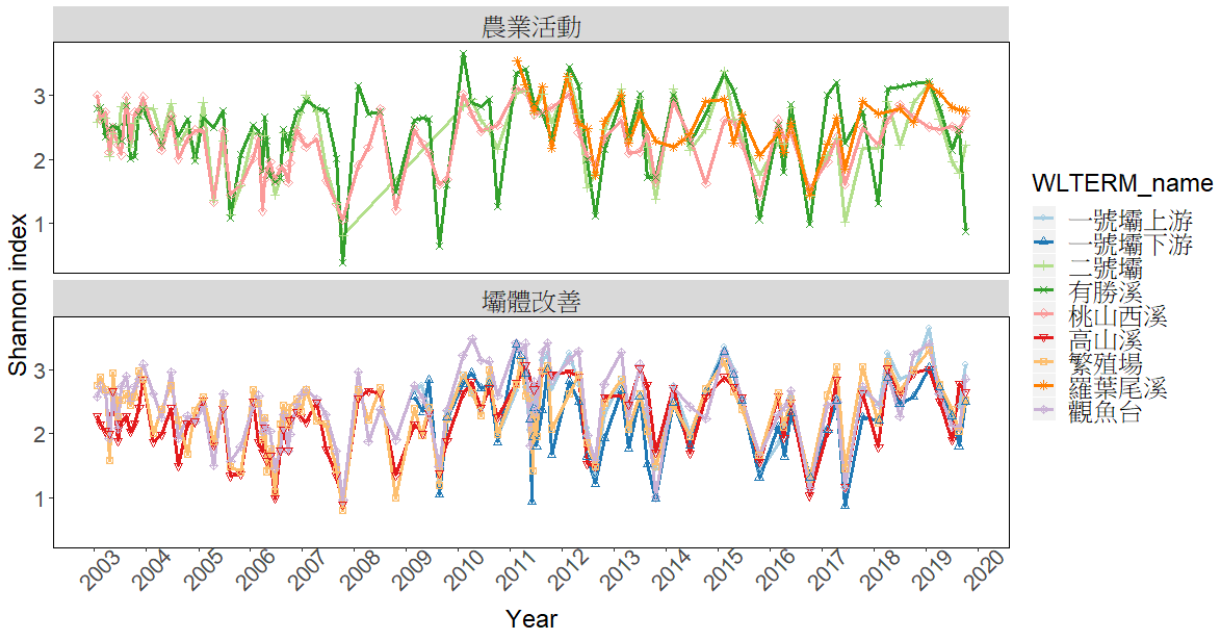


圖 5-5 武陵地區溪流測站水棲昆蟲的 Shannon- Wiener's index。
(資料來源：本研究資料)

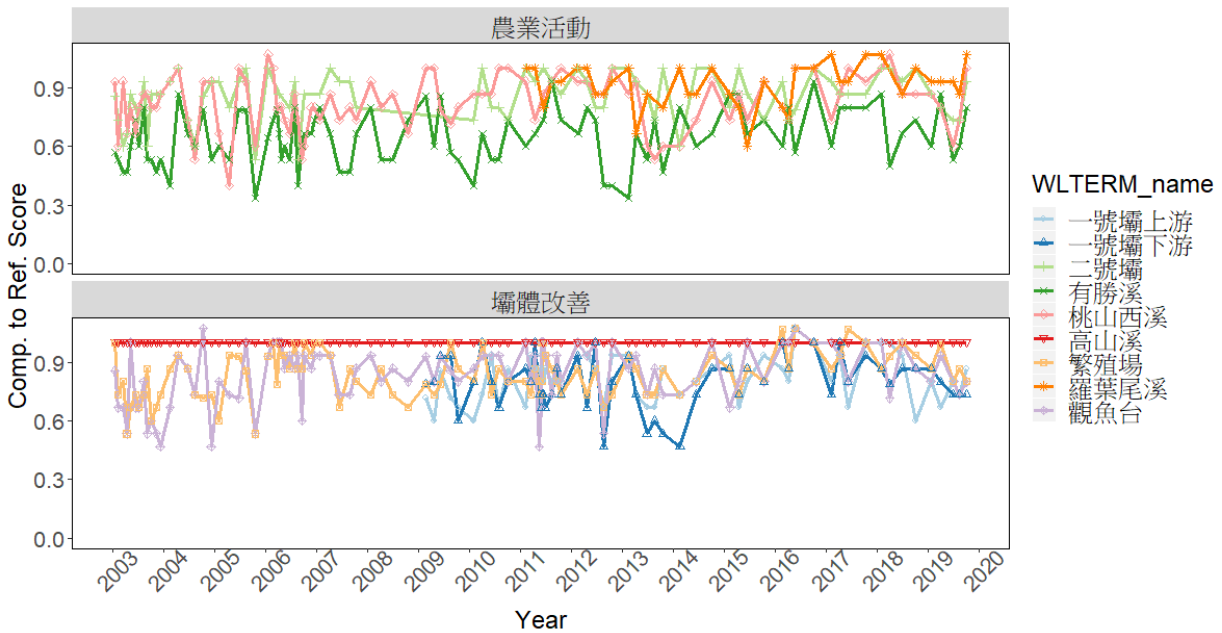


圖 5-6 武陵地區溪流測站水棲昆蟲的 RBPII 相對分數。
(資料來源：本研究資料)

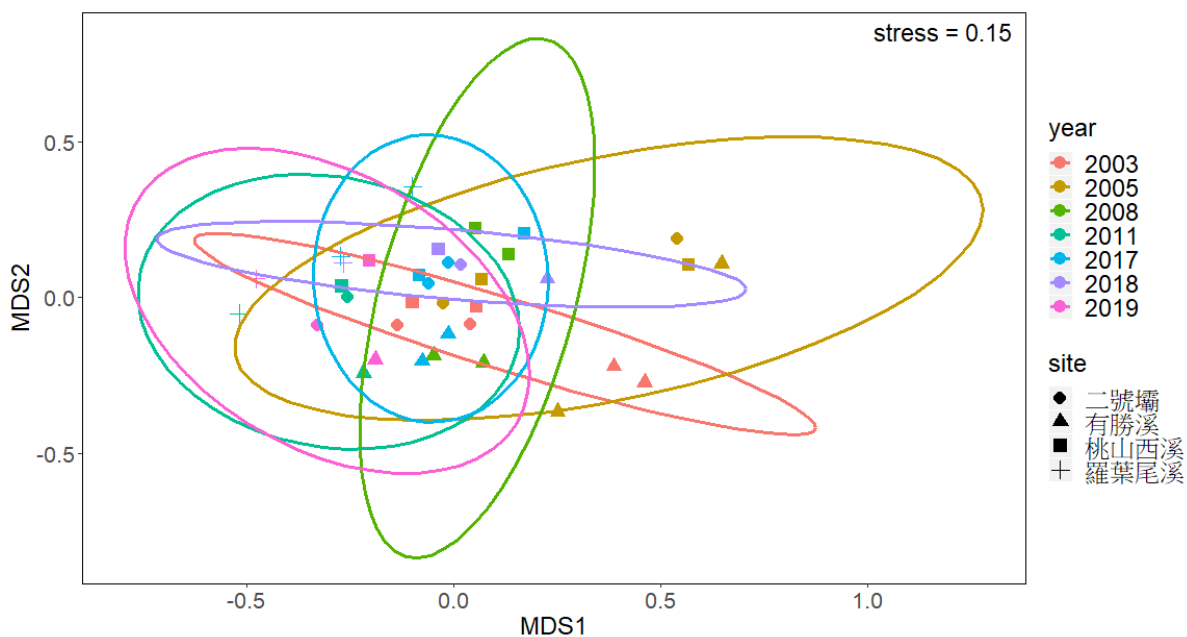


圖 5-7 武陵地區農業活動各測站水棲昆蟲的 MDS 分析。
(資料來源：本研究資料)

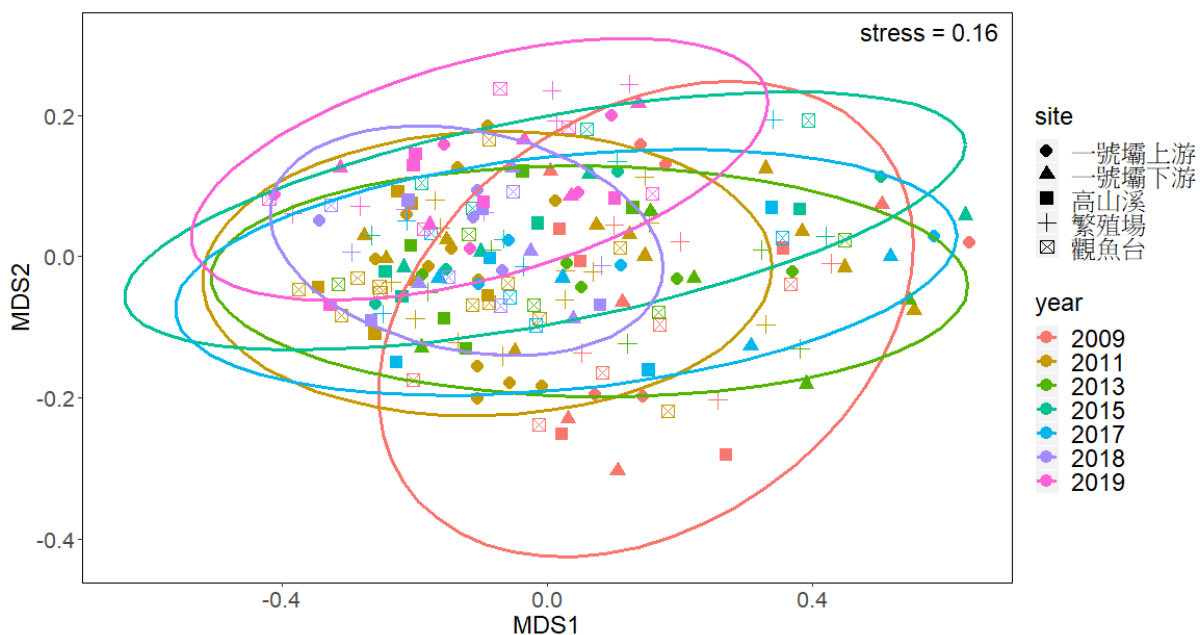


圖 5-8 一號壩壩體上下游四測站水棲昆蟲的 MDS 分析。
(資料來源：本研究資料)

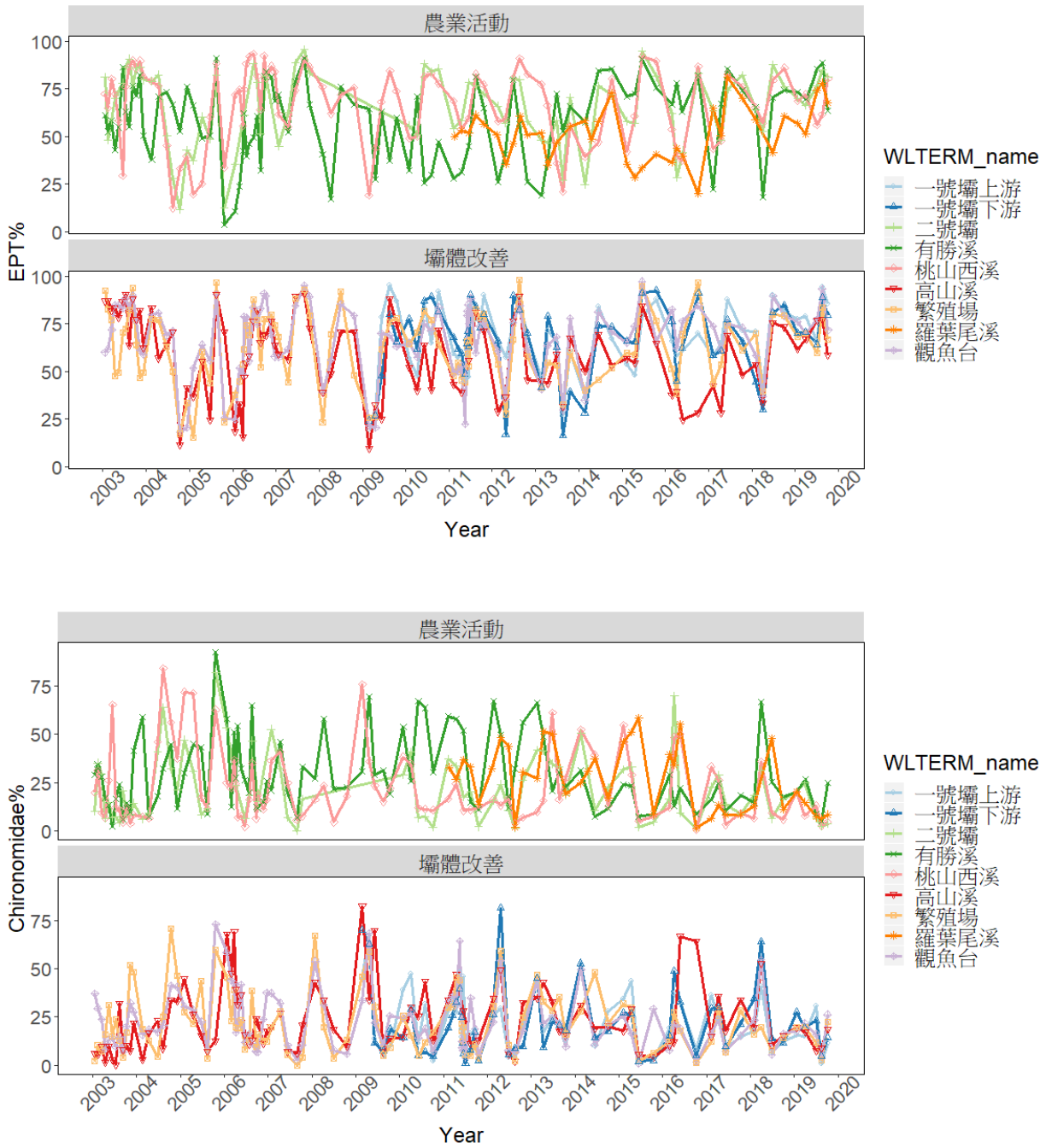


圖 5-9 各測站蜉蝣目(Ephemeroptera, E)、積翅目(Plecoptera, P)及毛翅目(Trichoptera, T)EPT 三目與搖蚊科(Chironomidae)豐度的比例(ratio of EPT and Chironomid abundances)。(資料來源：本研究資料)

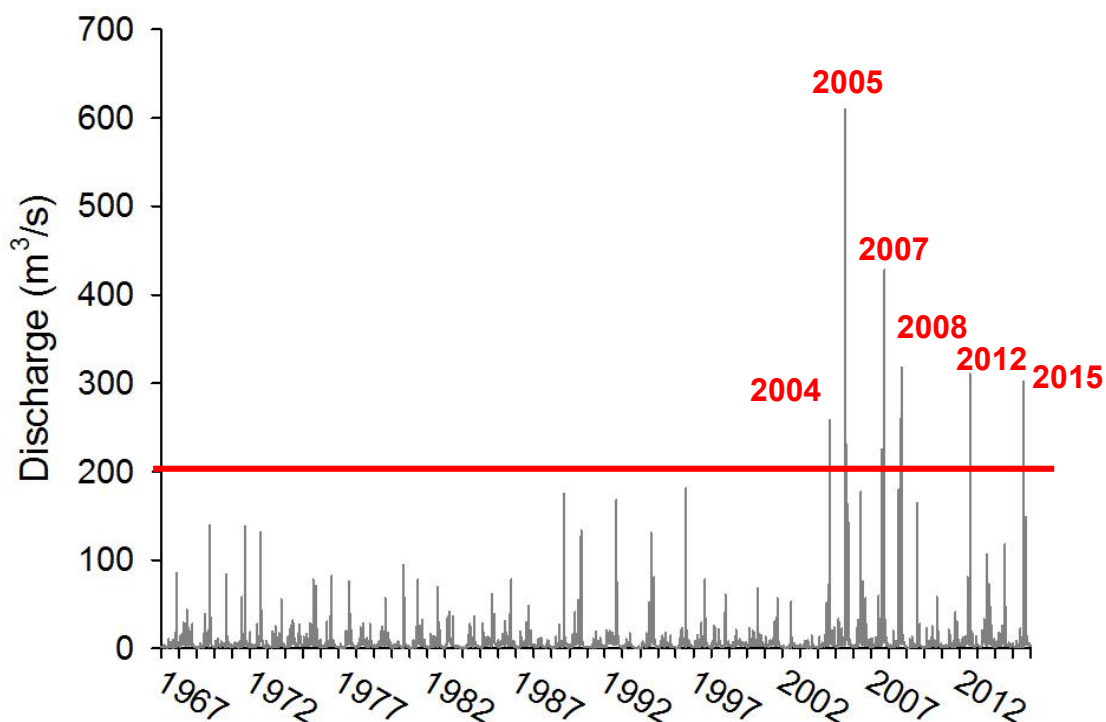


圖 5-10 以對數常態分佈將 1967 至 2008 年流量資料計算出事件發生機率，取大於 95%信賴區間(日流量超過 $200\text{m}^3\text{s}^{-1}$)的事件定義為極端洪水(Chiu and Kuo, 2012)。過去 50 年來，極端流量的前 6 名出現在 2000 年後。

(資料來源：本研究資料)

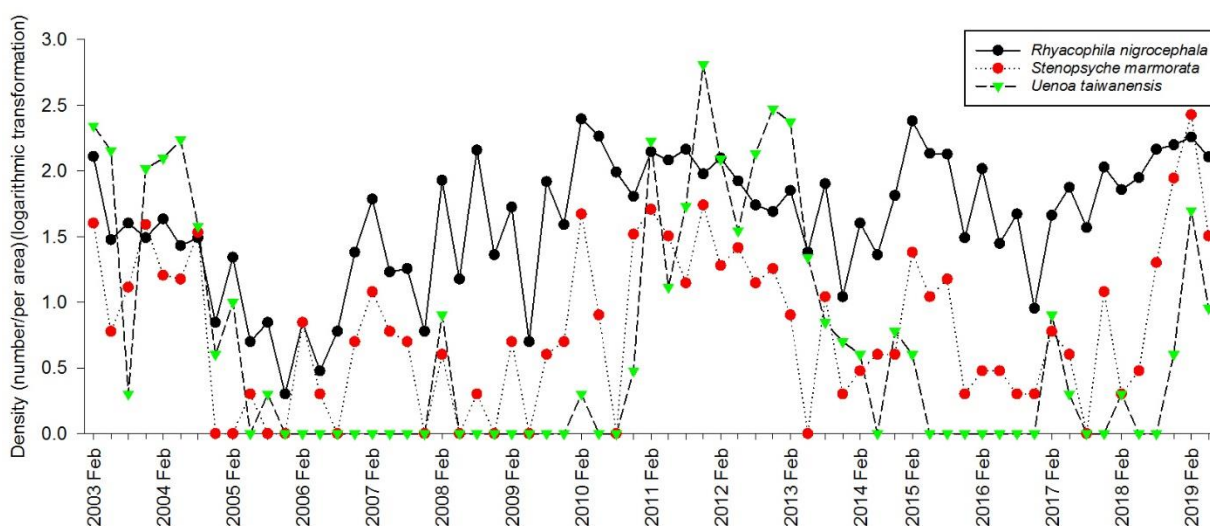


圖 5-11 三種石蠶蛾 2003~2019 年採到數量變化圖。

(資料來源：本研究資料)

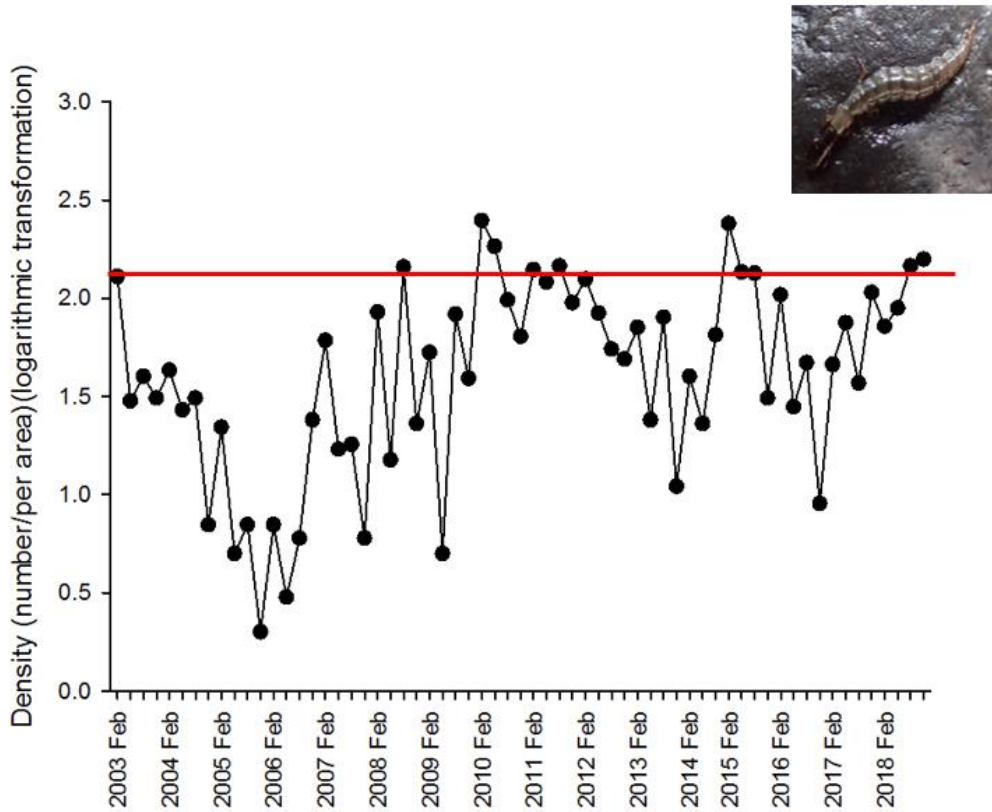


圖 5-12 黑頭流石蛾 *Rhyacophila nigrocephala* 每月密度(2003-2019, n=65)。
(資料來源：本研究資料)

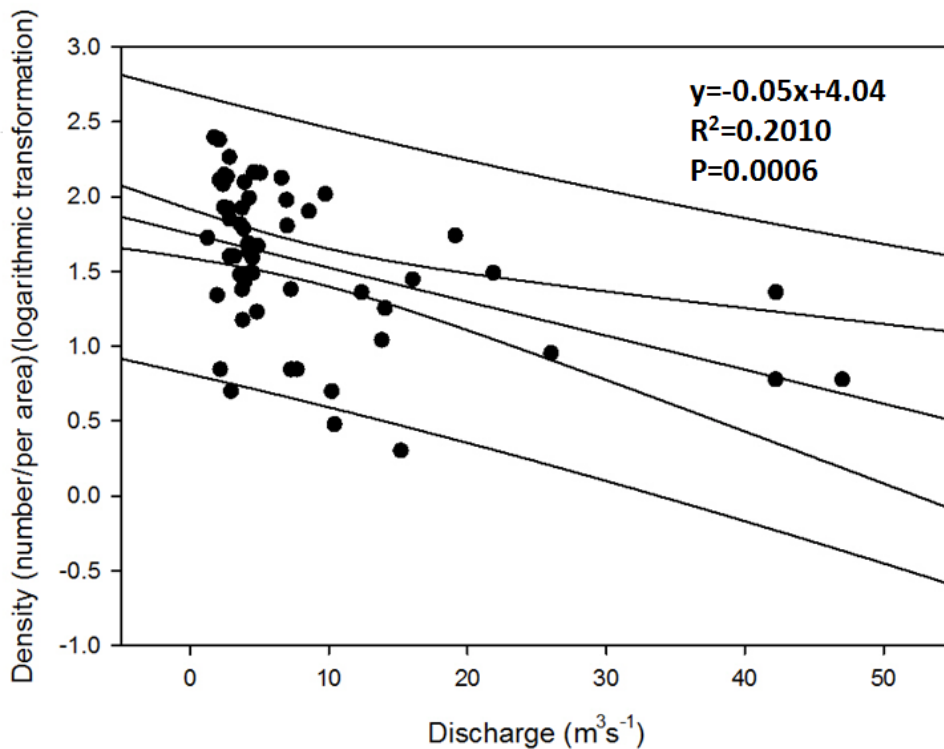


圖 5-13 黑頭流石蛾 *Rhyacophila nigrocephala* 每月密度與前一個月平均日流量回歸圖。
(資料來源：本研究資料)

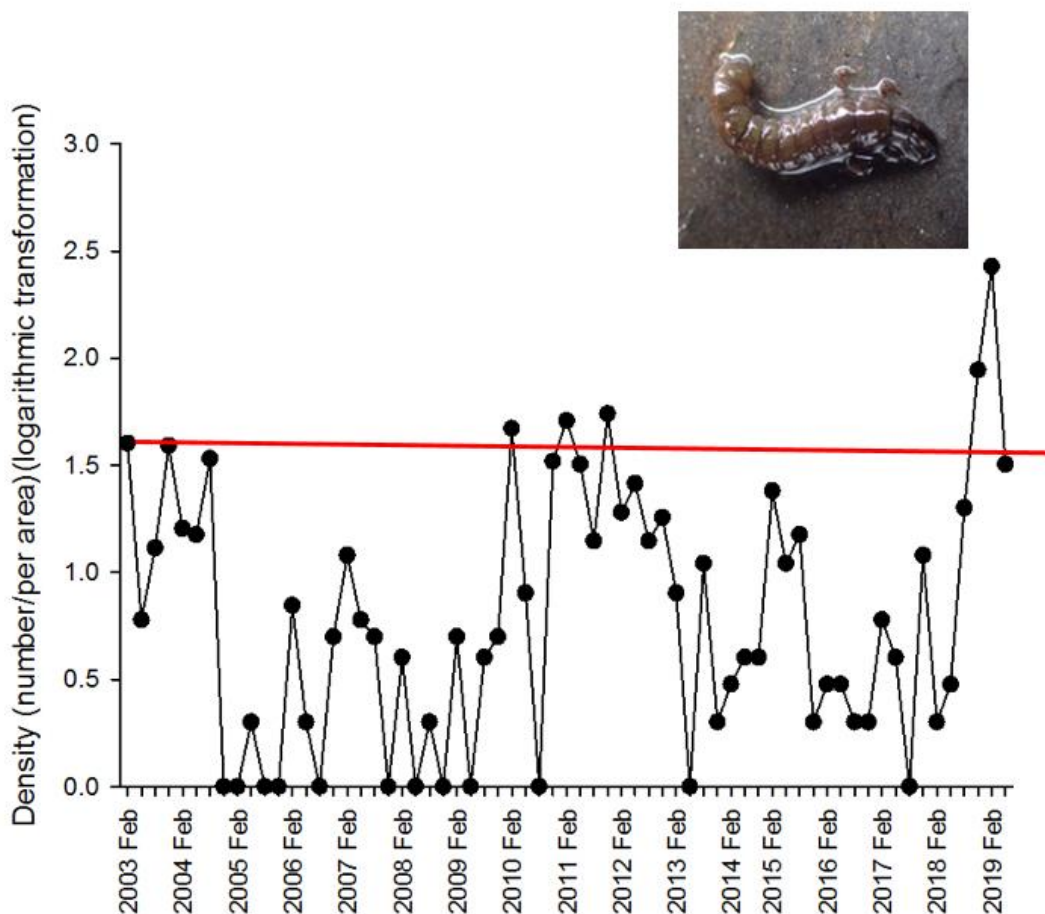


圖 5-14 角石蛾 *Stenopsyche sp.* 每月密度(2003-2019, n=65)。
(資料來源：本研究資料)

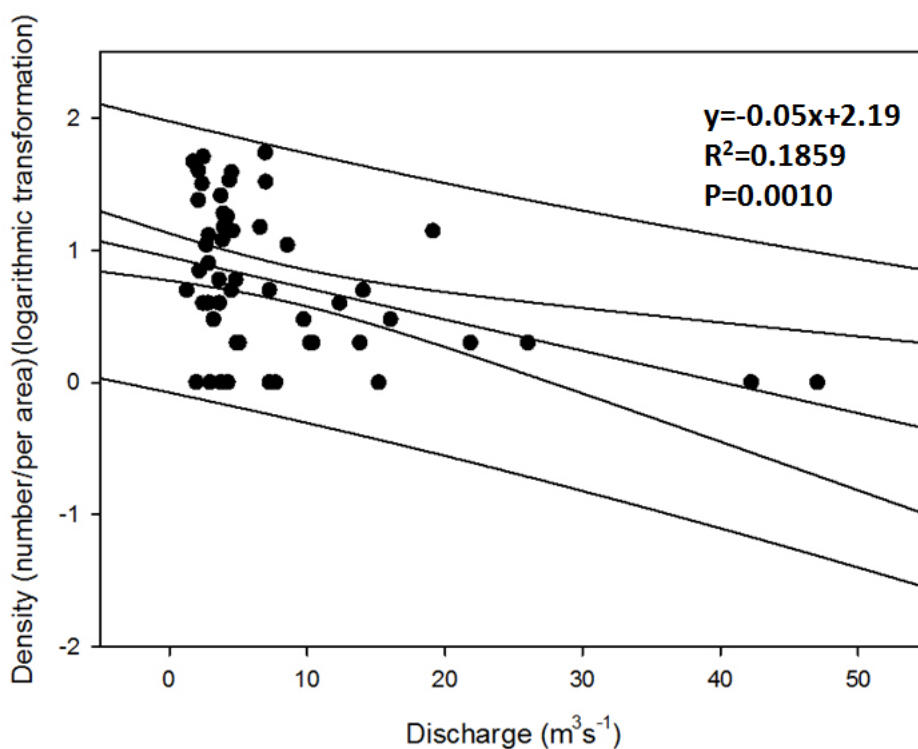
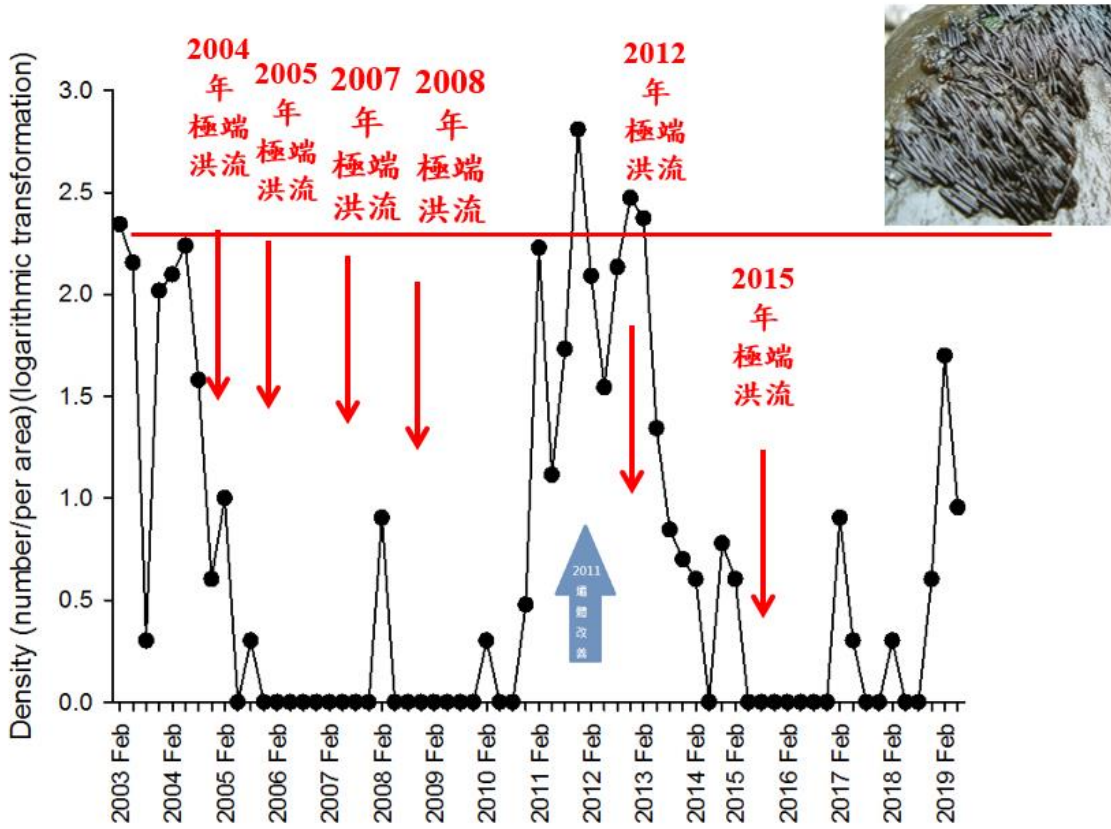


圖 5-15 角石蛾 *Stenopsyche sp.* 每月密度與前一個月平均日流量回歸圖。
(資料來源：本研究資料)



1

圖 5-16 臺灣黑管石蛾 *Uenoa taiwanensis* 每月密度(2003-2019, n=65)。
(資料來源：本研究資料)

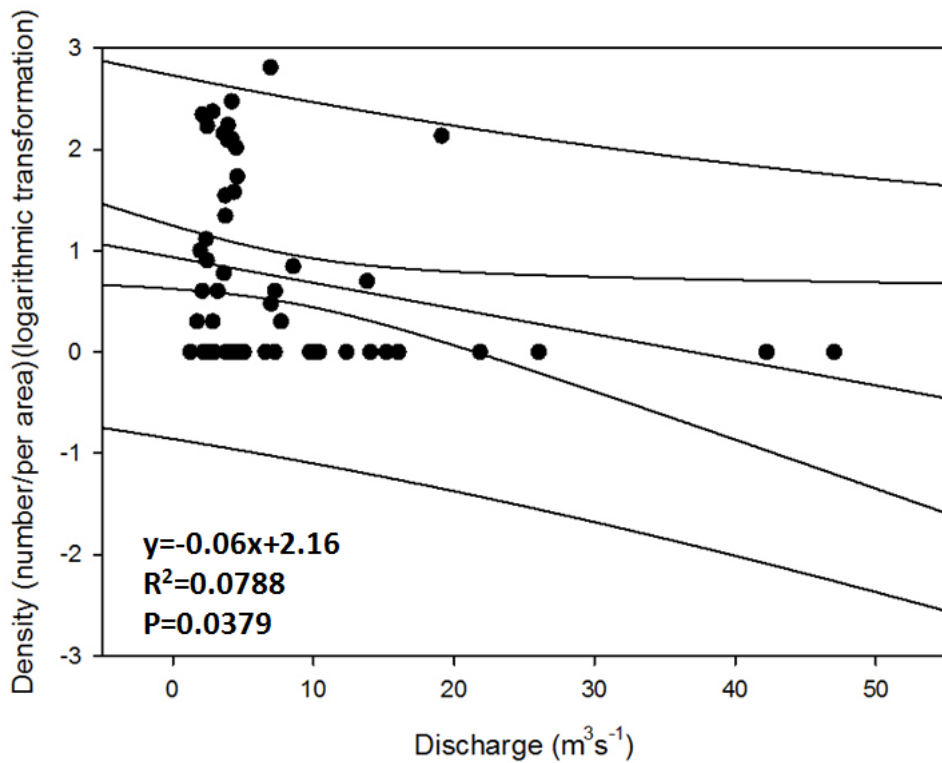


圖 5-17 臺灣黑管石蛾 *Uenoa taiwanensis* 每月密度與前一個月平均日流量回歸圖。
(資料來源：本研究資料)

第六章 臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析

曾晴賢、陳彥谷

清華大學生物資訊與結構生物研究所

摘要

關鍵詞：臺灣櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、族群數量、生態調查、壩體改善

一、研究緣起

臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)，為櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou*)的臺灣特有亞種，是「瀕臨絕種」保育類野生動物，也是臺灣特有的冰河子遺生物。但因為颱風洪水、農業開發、防砂壩阻隔等諸多因素衝擊，使得生存棲地環境變化很大，並且造成嚴重威脅其生存。雪霸國家公園管理處因此自 1994 年開始進行臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況的普查工作，以瞭解並掌握臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量多寡、年齡結構組成和分布範圍的最新動態與變化情形，以建立基礎資料並據以擬定復育計畫。

二、研究方法及過程

本研究除定期調查各固定樣點的魚類族群分布與數量外，於 2019 年 6 月底與 9 月底完成七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭的全面族群數量普查，瞭解 2018 年繁殖季節後新生幼魚加入族群數量與分布狀況及 2019 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。同時現今已距 2011 年七家灣溪一號壩壩體改善工程有 8 年的時間，進一步評估分析四處固定樣站(一號壩上、下游各兩處樣站)之監測結果，以了解壩體改善前後各樣站鮭魚與臺灣白甲魚數量之變化情形，能否反映壩體改善之效益。

三、重要發現

1、2019 年針對共同樣站的定期調查已經完成五次，監測資料結果顯示大部分樣站與歷年資料差異不大，十月份的調查跟 2018 年十月份相仿，發現繁殖場樣站鮭魚數量上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵

襲武陵地區、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象，一號壩的改善讓鮭魚可以自由移動。另外，在上游樣站的二號壩，於一號壩工程改善後，2011年10月開始記錄到一尾臺灣白甲魚之後，至今持續有穩定的紀錄，也顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。

- 2、今(2019)年夏季普查時因水量非常大，許多河段無法到達，也有許多河段無法過溪讓兩岸都有調查人員計數，且水中可視範圍較小，因此有嚴重低估的情形。普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 2,847 尾。其中一齡小魚有 1,122 尾，佔族群總數的 39.4%，而二齡中型鮭魚有 1,394 尾，佔 49.0%，三齡大型成魚則有 331 尾，佔 11.6%。族群結構呈現以中型鮭魚最多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的桶型族群結構，以族群結構比例來看顯示今年六月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好，而整體數量則是有嚴重低估的情形。
- 3、今年除了夏季武陵地區水量較為豐沛外，夏秋季並無嚴重的豪雨風災，提供了良好的環境給臺灣櫻花鉤吻鮭成長。秋季普查的結果顯示七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,392 尾，較去年秋季普查多了 333 尾，其中一齡小魚有 1,696 尾，佔族群總數的 31.5%，二齡中型鮭魚有 2,567 尾，佔 47.6%，三齡大型成魚則有 1,129 尾，佔 20.9%。秋季普查時水況良好，水質清澈，普查數量的準確度與以往相當，由於夏季水量太大造成嚴重低估，因此秋季整體數量較夏季高了不少。秋季鮭魚的族群結構呈現以中型鮭魚最多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的桶型族群結構，顯示今年整體的更新狀況相當良好，且受到 2012 年蘇拉以及 2013 年蘇力颱風影響的鮭魚族群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長。
- 4、今年秋季在迎賓橋至一號壩之間觀測到有 1,168 尾鮭魚，數量較多，與 2018 年相仿。研判造成此現象的原因可能為高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低，且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且一號壩以下河段跟前幾年比起來(蘇力、蘇拉颱風後)被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定，還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，顯示一號壩改善帶來的正面效益。

- 5、桃山西溪樣站之監測數量，頗能反映整體武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭族群受風災影響之狀況，以及每年幼魚更新之族群健康狀況。此樣站周邊對魚類來說為一個 Y 形的封閉式系統，上有四號壩與四號副壩阻隔，下有三號壩的極高落差，桃山北溪的支流也有一個天然的小瀑布落差。歷年整合此 Y 型封閉式河段歷年臺灣櫻花鉤吻鮭族群普查的結果，其與整個武陵地區歷年的數量變化相比之下，可以發現兩者之間的變化有著顯著的相似關係。但 2012、2013 年颱風之後至今，本樣站的鮭魚因三號壩、四號壩的阻擋都在平均尾數以下，無法有效補充，須持續監測密切觀察。
- 6、二號壩樣站 2005 年至 2011 年為止，皆未曾有過臺灣白甲魚的紀錄。但在 2011 年一號壩壩體改善後的歷次調查都已經有臺灣白甲魚的紀錄，且從 2012 年蘇拉颱風的大水過後其族群數量顯著上升，顯見與七家灣溪一號壩改善工程完成後，使得魚類洄游廊道暢通有關。然而七家灣溪河段一直以來臺灣白甲魚與臺灣櫻花鉤吻鮭皆有共域的現象，且其生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣白甲魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。
- 7、觀魚台樣站的臺灣白甲魚的歷年族群數量資料也顯示，一號壩壩體改善已經對七家灣溪之生態帶來正面效益。從 2006 年以來，觀魚台當地的臺灣白甲魚一直只有零星的紀錄，但自 2011 年五月底一號壩壩體改善工程完成後，六月份以後的調查馬上就看到比往年更多的臺灣白甲魚出現在此樣站。研究人員亦於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發現一尾從一號壩下游標放的臺灣櫻花鉤吻鮭個體上溯至此，直接地顯示一號壩改善工程後所產生的正面效益。
- 8、繁殖場樣站在一號壩改善之後有比以往更多的中小型鮭魚族群，可能是因為有較多的魚可自由來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站之鮭魚族群，不再因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法上溯繁殖，而有更多的幼魚可以在此處棲息。且 2018、2019 年秋季的調查皆發現此處鮭魚數量上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象。

- 9、高山溪樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量，從 2005 年到 2010 年夏季為止，都少於本溪流的平均尾數。直到 2010 年夏季之後，才開始有比較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，且大部分數量都高於平均尾數。然而從 2012 年蘇拉颱風後，可能由於微棲地的改變(樣站附近就有 3 處崩塌地致使河床淤積)，讓此處的鮭魚數量又再下降至今。
- 10、從歷年的普查資料研判，2004 年以前一號壩以上河段是有臺灣白甲魚的分布的，之後由於連年颱風將大部分臺灣白甲魚族群沖到一號壩下，在 2011 年一號壩壩體改善後臺灣白甲魚族群才又回到七家灣溪一號壩~三號壩之間的河段棲息，且近年有分布上限往上移的現象。高山溪一號壩是臺灣白甲魚自然分布的上限。原本在高山溪一號壩下的殘材壩，於 2012 年四月崩解之後仍舊無更多的臺灣白甲魚上溯到高山溪樣站，顯示其在高山溪的分布上限並未大幅往上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。
- 11、七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集研究與鮭魚普查結果顯示，已有部分標誌的臺灣櫻花鉤吻鮭可上溯至三號壩下。在二號壩以上河段所發現的臺灣白甲魚與一號壩上游樣站所發現過的臺灣白甲魚幼魚群，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。高山溪殘材壩下游河段之魚類數量原本在一號壩壩體改善後有較明顯增加的趨勢，但是在七家灣溪主流漸趨穩定之後，則數量又漸漸恢復以往的水平；2012 年蘇拉颱風過後，又可見到比壩體改善後更為大量的臺灣白甲魚躲在此處。顯示高山溪殘材壩前河段可以提供臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚做為在壩體改善工程期間或是洪水影響時的重要庇護所。

四、主要建議事項

- 1、立即可行之建議：高山溪與七家灣溪倒木殘材移除工作
主辦機關：雪霸國家公園管理處
協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

2018、2019 年調查殘材壩對高山溪臺灣櫻花鉤吻鮭的影響及評估，發現高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，但只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議國家公園仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。

2、立即可行之建議：野生臺灣櫻花鉤吻鮭的人工遷徙工作

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

目前七家灣溪雖已完成一號壩壩體改善的工作，但目前仍有三號壩、四號壩、六號壩、桃山北溪一號壩等壩體影響鮭魚的自由移動，阻斷基因交流。為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣溪流域的基因交流，提高基因多樣性，以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，建議可以將迎賓橋~三號壩之間的中下游野生族群，適時適量的以人工或陷阱方式捕捉，並以人工方式搬運到四號壩上，以及桃山北溪一號壩以上等二河段放流，此兩河段皆為臺灣櫻花鉤吻鮭繁殖季時傳宗接代的重要河段，中下游族群於此流放，藉此提高基因多樣性，也可補充因先前颱風過後此二河段日漸稀少的野生鮭魚族群，最終目標則是建議能依序對四號壩及三號壩進行壩體改善的工作。

3、長期性建議：七家灣溪一號壩壩體改善後魚類族群動態變遷研究

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

2011 年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據與寶貴資源。針對魚類研究往後的具體建議如下五點：

(1)以臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚兩種魚類做為指標物種。

(2)至少保留桃山西溪、二號壩、繁殖場、高山溪等四個固定樣站，每年二

月、四月、六月、八月、十月施做調查研究。

- (3) 若經費不足每年進行普查工作時，建議針對七家灣溪二號壩~三號壩、三號壩~四號壩(加上無名溪之 Y 形封閉河段)、五號壩~六號壩，於每年夏季與秋季做該三段河段的普查。
- (4) 若經費不足每年進行普查工作時，依經費狀況與天然災害的強度時間而定，至少每三~五年做一次夏季與秋季的武陵地區七家灣溪流流域全河段的普查。
- (5) 若經費許可則建議仍能每年進行武陵地區長期生態監測以及鮭魚族群數量普查。

4、長期性建議：收費亭旁攔砂壩以及有勝溪之改善工作

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣溪流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，目前七家灣溪對於臺灣櫻花鉤吻鮭隻野生族群最大承載量約為 5,800 尾，近幾年在沒有颱風的年度鮭魚族群數量都已可突破 5,000 尾，表示若要族群數量進一步上升，則必須擴大其棲息面積，除了正在進行的於歷史溪流放流衛星族群的工作之外，也應考慮以增設魚道或拆壩的方式改善收費亭旁有勝溪之攔砂壩，使七家灣溪鮭魚族群可進一步利用有勝溪河段，並且於近二十年完成有勝溪畔的農地回收、植被種植等工作，降低溪水受日光的曝曬時間以降低水溫，未來有望讓回到有勝溪的野生族群往上游與放流成功的羅葉尾溪族群會合，形成比現在更為龐大的臺灣櫻花鉤吻鮭野生族群棲息流域。

ABSTRACT

Studies on population dynamics of the Formosan landlocked salmon *Oncorhynchus masou formosanus*

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 July and October of 2019 in order to know the population and the distribution of new born juveniles attending to the salmon group after the 2018 breeding season and the distribution and the amount of the adults before 2019 breeding season. For the further analysis the result of the investigation was compared with the amount and the variation of the population structure of the salmon over the years. In order to coordinate with the work of the improvement of the first dam, the investigation on the four of the eight joint sites, two were in the upstream of the fist dam and two were in the downstream, and the new site which was the reach from the flow junction to the wood dam and residue checkdam in the downstream of Gao-shan creek were monitored intensively to know the variation of the population of the salmon in the sites before and after the improvement of the first dam.

The major findings are as follows:

1. The population survey on the joint site had completed five times in 2019 and the result revealed that only a few difference with the data over the years. After the improvement of the first dam, the joint site of the second dam in the upstream of the first dam was investigated *Onychostoma barbatulum*, indicated that the improvement of the first dam had positive benefits of fish traced.

2. The investigation showed that the total amount of the salmon was 2847 in June of 2019. The amount of the one-aged juvenile was 1122, the two-aged adult was 1394, and the three-aged adult was 331. The result showed that the type of the population pyramid of the salmon was barrel structure which the amount of the two-aged adult was the most, followed by the one-aged juvenile and the three-aged adult was the least. In conclusion, the population of salmon was well renewed before June this year.

3. The investigation showed that the total amount of the salmon was 5392 in October of 2019. The amount of the one-aged juvenile was 1696, the two-aged adult was 2567, and the three-aged adult was 1129. The result showed that the type of the population pyramid of the salmon was barrel structure which the amount of the two-aged adult was the most, followed by the one-aged juvenile and the three-aged adult was the least. In conclusion, the population of salmon was well renewed this year.

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 over the past few years, it found that some marked salmons could swim through the first dam to the third dam. Besides, the adult

fish of *Onychostoma barbatulum* was found in the upstream of the second dam and groups of the juvenile fish of *Onychostoma barbatulum* were found on the joint site in the upstream of the first dam. In conclusion, the two major species of fish in Chichiawan creek could swim through the first dam to the upstream. The investigation also showed that the reach before the wood dam and residue checkdam in Gao-shan creek was the shelter for fish during and after the construction.

5. The upper limit of the distribution of *Onychostoma barbatulum* was moved up in the Chichiawan creek after the improvement of the first dam. Perhaps the phenomenon was caused by the benefits of the improvement of the first dam, and the impact of Global Climate Change. On the contrary, the upper limit of the distribution of *Onychostoma barbatulum* didn't moved up in the Gao-shan creek after the disintegration of the woods dam. It may because of Gao-shan creek is narrower than Chichiawan creek, and the shade beside the river is more than Chichiawan creek.

For the main recommendations:

1. For short-term strategies

The investigation of the effect of the wood dam and residue checkdam in the Gao-shan creek on the Taiwan masu salmon showed that the fallen and residue woods had been cut and the suggestion to Shei-Pa National Park headquarters is that keep an eye on the fallen and residue woods which had been cut in Chichiawan and Gao-shan creek can be drift by the flood after typhoon or not to prevent the woods form a high dam causing the activity limitation of the salmon.

2. For long-term strategies

Improving the first dam aimed at keeping the Chichiawan creek smooth that could increase the use of the habitat and the opportunity of the gene

change of the salmon. It also solved the problem that the salmon in the downstream could not to reproduce. Suggestion is that Shei-Pa National Park headquarters should keep monitoring the changes of the fish, environment and biotic factors, and the record can also provide the basis to the improvement of dam in the future.

Keyword : *Oncorhynchus 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, 1919) ，為櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou*)的臺灣特有亞種 (Ho et al., 2016; Gong et al., 2016) ，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生態價值，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，農委會委託台大動物系林曜松教授等人再次詳細調查時，發現只剩下七家灣溪約五公里左右的溪段，有這種國寶魚的存在(林等, 1988)。之後又根據民國八十年(1991)林務局邱健介先生等人之調查，臺灣櫻花鉤吻鮭的棲地大概是以七家灣溪武陵農場迎賓橋為下限，向上至七家灣溪上游桃山西溪六號壩底下約七公里長之區域(邱, 1991)。近年來由於人工復育的幼魚都放流在七家灣溪與高山溪的上游地區，所以後來的調查結果顯示，臺灣櫻花鉤吻鮭的分布範圍之最上游約在池有溪匯流點以下附近，海拔約在 1980 公尺左右，距離分布範圍的最

低點七家灣溪與有勝溪匯流點約有八公里左右的距離。雖然過去亦曾經發現有極少數鮭魚個體會分布到更下游的大甲溪和平農場附近(曾, 1996), 但是這種情形應該是颱風等天災所帶來之洪水將部份個體沖刷到下游地區的結果, 並未能夠在此下游河段建立穩定的族群。

雪霸國家公園管理處自民國八十三年(1994)五月起開始, 委託辦理臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況的普查(曾, 1994、1995、1996、1997、1998、1999、2000、2001、2002、2003、2004、2005、2006、2007、2008、2009、2010、2011、2012、2013、2014、2018), 本項研究計畫延續林曜松教授等人在七家灣溪主流域的族群數量調查工作(林等, 1988; 林等, 1990; 林等, 1991; Tsao, 1995), 以瞭解並掌握臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量多寡、年齡結構組成和分布範圍的最新動態與變化情形。這些臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動與分布資料不僅關係到本種珍貴保育類動物的存續問題, 復為提供一般大眾了解臺灣櫻花鉤吻鮭族群現況, 為雪霸國家公園管理處建立一個接續以往本種珍貴魚類之保育工作的基礎生態資料, 因此有必要持續且全面調查該種魚類的分布現況, 以瞭解其族群數量和分布變化情形。

多年來的調查結果分析顯示, 天然災害如颱風、梅雨, 對於臺灣櫻花鉤吻鮭族群的威脅最大, 經常會影響整個鮭魚族群的數量與分布變化(曾等, 2000)。加上此地甚多防砂壩阻隔的重疊效應, 往往使得被洪水沖到下游的鮭魚無法再回到上游地區, 影響族群的天然分布。而天然災害對臺灣櫻花鉤吻鮭族群最深遠的影響, 主要是在產卵季節時對於新生族群的傷害, 例如在 1994 年十月的產卵季開始時, 正好碰上豪雨使得溪水高漲, 許多已經產完卵的巢場和卵均被沖毀。洪水同時挾帶甚多的泥沙, 覆蓋許多未被沖毀的鮭魚產卵場, 導致魚卵的死亡率大增(曾, 1995)。

每年新生幼魚的加入對整個臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響甚巨, 各河段魚卵孵化死亡率的高低影響到當年度各河段新生族群的加入(楊, 1997)。如七家灣溪一號壩至二號壩之間的河段雖然在多年來都觀察到有許多產卵場, 幼魚的數量卻都是偏低的。在 1995 年的調查中, 發現此段唯一的一尾幼魚是在觀魚台棲地改善

後的深潭中所記錄到的，其餘近二公里的河段竟然看不到其他的幼魚蹤跡(曾，1995)。這樣的現象提醒我們對各河段的水文水質特性進一步的調查分析，以了解魚群分布與環境因子之間的關係。由於七家灣溪流域長期進行水質監測與分析(陳，1996、1997、1998、1999、2000)，因此本研究只就最有可能影響鮭魚族群的水溫條件著手分析研究，自1996年起開始就加上水溫長期監測與分析的工作，探討水溫在臺灣櫻花鉤吻鮭生活史各個階段所扮演的角色，以了解天然族群數量的變化與水溫之間的關聯。進一步研究影響水溫變化的各相關因子，期能提供一良好的策略作為管理單位棲地改善及經營管理的依據。同時為了瞭解臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量、結構及分布溪段的變化，提供管理單位保育經營政策擬定之精確的參考資訊與基本資料，持續進行長期而全面性的族群監測是相當重要的。

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2004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，不過颱風後的調查結果顯示，族群損失並未如預期般嚴重，大多數河道雖然因為風災洪水沖刷或是泥沙淤積完全改觀，但各河段仍保有許多良好的棲地環境。在2008年夏季的調查中，因鮭魚族群結構良好，幼鮭

數量的增加使的整個數量回到歷史上的新高點，但武陵地區在九月中旬又受到辛樂克颱風(Sinlaku)的侵襲，此次的雨量也對鮭魚的數量帶來衝擊。接下來的2009~2012年初整個武陵地區可謂是風調雨順，鮭魚的族群量亦不斷攀升，至2011年秋季以及2012年夏季調查達到歷史最高點，並已接近七家灣溪流域所預估的最大承載量。但2012年八月的蘇拉颱風(Saola)的降雨為武陵地區帶來相當大的洪水事件，大多數河道因風災洪水沖刷或泥沙淤積而改觀，鮭魚族群數量也受到衝擊而減少約三分之一。由於2012年蘇拉颱風洪水影響，使得武陵地區七家灣溪河床已變的相當不穩定，再經歷2013年七月的蘇力颱風(Soulik)所帶來的洪水事件影響，造成河道的側向侵蝕與崩塌，使棲地環境改變甚大，多數深潭與峽谷地形被填滿。2013年秋季普查結果顯示臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量跟颱風前相比減少了約三分之二。2014年無颱風侵襲武陵地區，因此鮭魚族群數量逐漸復原。雖然數量仍在一千多尾，但是其中小魚佔了近七成的數量，前景仍相當樂觀。2015~2017年因棲地漸趨穩定，鮭魚族群數量回升至3,528尾，2018年秋季普查則數量上升到5,059尾，族群結構偏向較穩定的金字塔形，顯示整體的更新狀況相當良好，且受到2012年蘇拉以及2013年蘇力颱風影響的鮭魚族群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長，可說是漸趨穩定。

由於整個河床棲地在洪水衝擊後將完全改觀，由以往對賀伯風災的觀察經驗，棲地恢復以及族群穩定通常都需要二至三年以上的時間，甚至可能因為連續的天災，以及氣候變遷造成幼魚更新狀況不佳而使得族群數量跌到谷底，但由調查結果看來，風災後對於棲地的影響似乎沒有想像中來得長，不過即使如此，因為造成臺灣櫻花鉤吻鮭族群不穩定的各項因子依舊存在，許多河段的防砂壩依舊矗立，因此仍有必要密切且持續地監測風災後臺灣櫻花鉤吻鮭族群變動以及棲地回復情形。

二、材料與方法

本年度計畫為「武陵地區溪流生態系評估」的子計畫，配合各相關計畫的共同樣點(圖 6-1)進行定期監測工作，依照總計畫之預定進度，過去監測地點共有 5 個主要樣站，此 5 個主要樣站分別為「桃山西溪」樣站、「觀魚台」樣站、「高山溪」樣站、「繁殖場」樣站以及「有勝溪」樣站。除上述 5 個樣站之外，2010 年分別於七家灣溪一號壩的上、下游 100 公尺處新增二個共同樣站，並針對觀魚台、一號壩上游、一號壩下游、繁殖場與高山溪殘材壩前河段進行密集監測作業，以了解七家灣溪一號壩壩體改善後，對其上下游鮭魚族群的影響。同時，為了監測 8.1 公頃的農場回收後是否能改善七家灣溪的水質狀況，新增一處「二號壩」樣站進行監測(圖 6-1)，於 2、4、6、10 月進行監測工作，並新增一次颱風大水過後的即時監測，於 8 月完成。此外，2018 年開始新增羅葉尾溪一年一次的監測(6 月份)，所以調查樣站總共有九處，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，在夏季及秋季分別進行兩次普查工作，**每次普查的工作盡量都在一周內完成，且若中間有極端洪流事件，則必須重新再數。**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。調查範圍如圖 6-1 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)等支流，而湧泉池則於 2018 年 4 月以及 2019 年 10 月前往勘查，發現這幾年來已跟七家灣溪無水流流通，池水已乾掉剩約 1/3 (照片 6-6)，目前裡面無鮭魚生存，水溫也因無流動而較高，故未作調查。

族群數量調查採用浮潛法，此法是野外調查魚類的方法中花費較少，破壞性最低的方法(林等，1988)，由於本流域平常水質清澈，對於族群數量已屆瀕臨絕種的臺灣櫻花鉤吻鮭而言，這無異是最為合適的方法。調查時採三人一組，其中一人於岸上記錄，二人穿著防寒衣、面鏡、呼吸管以浮潛的方式在左、右兩岸直

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)，包含臺灣白甲魚(*Onychostoma barbatulum*)、纓口台鰍(*Formosania lacustre*)與明潭吻鰕虎魚(*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，特別是數量最多的臺灣白甲魚，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「武陵地區溪流生態系評估」總計畫的需要，在總計畫選擇的九個共同樣點(圖 6-1)中進行定點監測。於 2、4、6、10 月進行監測工作，並於 8 月完成一次颱風大水後的即時監測。此外羅葉尾溪則一年進行一次監測(6 月)，以瞭解共同樣區內魚類種類與數量分布等狀況。今年已完成全部的五次調查，各樣點調查結果如表 6-1 所示。各個固定河段的調查結果與歷年總結說明如下：

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 6-1)，2 月以中型以及小型的鮭魚數量較多，4 月則是以中型的鮭魚數量較多，2 月份總數較 4 月來的多一些，總體而言 2 月、4 月的鮭魚數量跟往年同期相似，本樣站如同往年 6 月以後的鮭魚數量才有高峰期出現，8 月、10 月則是看當年是否有受到颱風影響而有所增減，12 月、2 月、4 月則通常數量較少。而本樣站因三號壩的阻隔，今年仍沒有臺灣白甲魚的紀錄。

以 2005~2019 年為止此樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的曲線圖(圖 6-4)來看，可得出此樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的平均尾數(Baseline)約為 24 尾，且此樣站在各個颱風事件後幾乎都可快速反應出臺灣櫻花鉤吻鮭族群變化的趨勢。如 2005 年在春季豪雨以及接連而來的海棠、馬莎、泰利、龍王等數個颱風的侵襲之後，在當年颱風後的調查中，本樣站調查範圍中幾無鮭魚存在，而當年度秋季整個武陵地區鮭魚的普查結果也只剩下總數 523 尾的鮭魚(圖 6-2)。2006 年以後此樣站的鮭魚總數持續成長，與武陵地區整體鮭魚總數的情況相似，其中很明顯的可以看出在 2008 年有個幼魚大發生的繁殖季，之後又因辛樂克、薔蜜強颱風的侵襲而使數量銳減，這個曲線變化也與武陵地區整體鮭魚族群數量的變化如出一轍；另外在

2006 年以及 2011 年本樣站也都可以看出有對應到武陵地區鮭魚族群幼魚大量發生的波峰。從總數量來看 2008 到 2012 年間本樣站的鮭魚總數大致上都可維持在平均尾數以上，而相對應的此時期武陵地區鮭魚總數則都維持在 3000 尾以上，2011 年的高峰期同時也是武陵地區歷年來鮭魚總數的高峰，直到 2012 年蘇拉颱風的影響，使得族群總數量下降約 1/3。本樣站可以如此反應鮭魚族群整體種況，其原因可能在於此樣站周邊對魚類來說為一個 Y 形的封閉式的系統，上有四號壩與四號副壩阻隔，下有三號壩的極高落差，進入桃山北溪的支流後也有一個自然的岩盤落差，因此在正常的狀況下這個區域中的於是無法跟其他區域交流的。然而因本樣站位處上游，遭受颱風侵襲後棲地的變化相對較中、下游小，且四號副壩前以及樣站下游都有深潭可供鮭魚躲藏，支流桃山北溪水量較小也可供鮭魚在主流洪流時期躲藏之用。且歷年來此樣站因海拔較高遮蔽較好水溫都低，此處的鮭魚族群更新狀況良好。歷年研究發現此 Y 型封閉式河段歷年普查的結果與武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群歷年的變化相比之下，可以發現兩者之間有顯著的相似關係。

綜合歷年結果來看，此樣站監測數量頗能反映整體武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭族群受風災影響之狀況以及每年幼魚更新之族群健康狀況，建議往後應要列為持續施作研究的樣站。且必須注意在 2012、2013 年的蘇拉、蘇力颱風影響過後，本樣站的鮭魚調查數據則大部分都少於平均尾數，因三號壩、四號壩的阻擋，使得本樣站的鮭魚無法被有效的經由遷移來補充，因此數量低於一定數量以下便無法快速經由繁殖來增加，須持續監測。

而 2005~2019 年為止此樣站臺灣白甲魚數量的曲線圖(圖 6-4)一如所預料的沒有記錄到有臺灣白甲魚族群在此活動的跡象，因正常狀況下臺灣白甲魚是無法越過三號壩而來到本樣站的。唯有 2012 年蘇拉颱風過後的 10 月份普查在此處發現一尾中小型臺灣白甲魚，並進行捕捉拍照確認(圖 6-4)。這尾臺灣白甲魚研判有可能是人為方式帶到該樣站的。

Site3：二號壩

本樣站設立目的在於瞭解樣站旁之 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溪二號壩前，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小型深潭，通常也是這二處深潭有較多的鮭魚紀錄。在今年浮潛的調查紀錄上(表 6-1)，三種體型的鮭魚都可以在此樣站被發現，其中以中型及小型的鮭魚數量較多，大型鮭魚較少一些。

以 2005~2019 年為止此樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的曲線圖(圖 6-5)來看，可得出此樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的平均尾數(Baseline)約為 29 尾，雖然 2008~2009 年本樣站並未做監測調查，但仍可從趨勢看出自 2006 以後本樣站的鮭魚總數是穩定成長的，2010~2012 年間的鮭魚總數基本上都有超過平均尾數，2019 年 6、8、10 月的調查也是都超過平均尾數的。一號壩壩體改善工程結束後，從迎賓橋到此處基本上對於魚類的洄游是暢行無阻的，在壩體改善後的幾個月內本樣站鮭魚數目有明顯的升高，也有大量小魚的發現，這應該跟 2011 年武陵地區整體鮭魚族群數量上升、幼魚在繁殖季孵化成長良好、以及壩體改善造成的廊道暢通帶來的正面效益都有相關。

為了進一步了解壩體改善是否對魚類洄游帶來正面的效益，我們以 2005~2019 年為止本樣站臺灣白甲魚數量的曲線圖(圖 6-5)來看，顯然可以看出 2005 年至 2011 年為止此樣站皆未曾有過臺灣白甲魚的紀錄，但在 2011 年壩體改善後的 10 月份與 12 月份以及 2012 年的調查都有臺灣白甲魚的紀錄，且 2012 年蘇拉颱風的大水過後一直到目前為止數量大部分都在 20 尾以上，2018 年 10 月的調查更是記錄到 196 尾的數量，可看出應與七家灣溪一號壩改善工程完成後所使魚類洄游廊道暢通有關。本樣站從壩體改善後第一次出現魚至今所計算出的臺灣白甲魚平均尾數(Baseline)約為 30 尾，2019 年則僅 2 月調查的臺灣白甲魚總數恰為平均尾數，其他月分則少於平均尾數。然而七家灣溪河段一直以來臺灣白甲魚與臺灣櫻花鉤吻鮭皆有共域的現象(照片 6-5)，且其生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣白甲魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。本樣站因位於七家灣溪主流中下游與高山溪之間暢通廊道的最上游樣站，也可作為研究一號壩壩體改善後對於七家灣溪中兩種指標魚種(臺灣櫻花鉤吻鮭與

臺灣白甲魚)的正面影響，故建議往後應要列為持續施作研究的樣站。

Site4：觀魚台

本河段的調查點位於觀魚台下游約 150m 的七家灣溪河段，棲地主要是平瀨地形，但有較多的大石頭，在較上游河段的轉折處有個深潭區。此處通常開始記錄到較多的臺灣櫻花鉤吻鮭，而以往在一號壩改善前臺灣白甲魚的分布在此處開始也開始受到侷限，在該區域及其以上河段的數量通常都相當零星，本樣站在一號壩改善前可以視為是臺灣白甲魚的過渡地帶，在一號壩壩體改善之前的歷年調查都只有發現零星記錄，然而壩體改善過後的今年在五次調查皆有臺灣白甲魚的紀錄，所記錄到的多為中型及小型個體，且 2018 年 6 月以及 10 月也有在此處記錄到臺灣白甲魚繁殖的魚苗，是為共同樣區中記錄到魚苗的最上游樣站。在鮭魚的紀錄方面，6 月份有紀錄到較多的數量，五次的調查三種體型的鮭魚都可以在此樣站被發現(表 6-1)。本樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭就歷年的資料來看(圖 6-6)，是處在一種動態的變化當中，通常每年年中會因為新生幼魚的加入而在數量上有小波峰出現；本樣站臺灣櫻花鉤吻鮭的平均尾數(Baseline)約為 10 尾。而本樣站臺灣白甲魚的歷年資料則可看出一號壩壩體改善所帶來的正面效益。從 2006 年以來臺灣白甲魚一直只有零星的紀錄，但自 2011 年 5 月底一號壩壩體改善工程完成後，6 月份以後的調查馬上就看到比往年更多的臺灣白甲魚出現在此樣站，今年 7 月以及 10 月也有在此處記錄到臺灣白甲魚繁殖的魚苗。從一號壩壩體改善之後所計算出臺灣白甲魚在此樣站目前的平均尾數約為 21 尾。

Site5：繁殖場

本河段調查點位於七家灣溪與高山溪匯流後，新復育心中旁的七家灣溪河段，棲地型態主要是水深較深的平瀨環境，在高山溪匯流點附近有個小型深潭區，大多數魚群都是在平瀨區域被紀錄到，不過臺灣櫻花鉤吻鮭通常分布在匯流點附近的水潭區，且此處通常開始記錄到較多的臺灣白甲魚。在鮭魚與臺灣白甲魚調查的結果部分(表 6-1)，2、4、8 月份都有相當多鮭魚的紀錄，其中以中型以及小型的鮭魚較多，大型魚則較少，而 10 月的調查如同 2018 年的 10 月，發現此處

鮭魚數量較為上升，其中大型鮭魚就有 40 尾，中型鮭魚則有 64 尾，小型鮭魚 18 尾，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象；臺灣白甲魚則是較鮭魚為少，三種體型都有，大部分為中小型魚，與臺灣櫻花鉤吻鮭共域棲息。本樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭就歷年的資料來看(圖 6-7)可計算出其平均尾數(Baseline)約為 20 尾，且在 2011 年一號壩壩體改善之後到 2012 年蘇拉颱風前，許多次的調查數量都高於平均尾數，今年 2、4、8、10 月的調查亦高於平均尾數許多，而自 2005 年到 2011 年壩體改善前的調查則只有少數幾次調查數量等於或高於平均尾數。而且一號壩改善之後也有比以往更多一些中小型鮭魚的紀錄，可能是因為有較多的魚可來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站其鮭魚族群不再是因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法繁殖的死族群，而有更多的幼魚可以在此處通過或棲息。本樣站因位於七家灣溪主流中下游與高山溪之間暢通廊道的中繼匯流口，也是七家灣溪主流受擾動時魚類前往高山溪避難的必經之路，故建議往後應要列為持續施作研究的樣站。

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，近年則由於颱風過後樣站附近就有 3 處崩塌地致使河床淤積，轉變成水深很淺的河段，不適合魚類棲息。本河段都是以臺灣櫻花鉤吻鮭為主要魚類，以往有時可以記錄到零星的臺灣白甲魚個體，不過 2006~2012 年的調查都只記錄到臺灣櫻花鉤吻鮭，2013 年以後則又零星有臺灣白甲魚的記錄。今年本樣站僅在 4 月以及 8 月記錄到臺灣白甲魚，鮭魚則在 2、4、8、10 月有記錄。本樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭就歷年的資料來看(圖 6-8)可計算出其平均尾數(Baseline)約為 7 尾，數量原本就不多，且 2005 年到 2010 年夏季為止的數量都少於平均尾數，直到 2010 年夏季之後才開始有比較多臺灣櫻花鉤吻鮭的紀錄，且大部分數量都高於平均尾數，一直到 2012 年蘇拉颱風後，可能由於棲地的改變(附近有 3 處崩塌地)，讓此處的鮭魚數量又再下降。由於高山溪一號壩就歷年的普查資料來看，已是臺灣白甲魚大部分分布的上限，

因此位於高山溪一號壩上游的本樣站，過去到現在都只有零星的調查紀錄(圖 6-8)。本樣站下游原有個殘材壩，在 2012 年 4 月崩解之後仍無多量臺灣白甲魚上溯來此之記錄，顯示其在高山溪的分布上限並未上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。本樣站由於是七家灣溪流域支流高山溪中監測臺灣櫻花鉤吻鮭唯一之樣站，也可持續觀察臺灣白甲魚之分布上限與氣候變遷水溫變化之間的關係，故建議往後應要列為持續施作研究的樣站。

Site9：有勝溪

有勝溪的調查點位於收費站旁防砂壩上游河段，雖然在歷史的紀錄上有勝溪也曾有過臺灣櫻花鉤吻鮭，但目前該河段只以臺灣白甲魚為主，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。2 月份沒有記錄到臺灣白甲魚(表 6-1)，4 月臺灣白甲魚的記錄中型魚 31 尾，幼魚數量有 37 尾的紀錄，在 6 月以及 10 月的調查更可以觀察到有好上百隻的魚苗在岸邊，以往 2009 年、2010 年及 2011 年的 6 月~10 月間也曾觀察到有整群魚苗在岸邊。本樣站由 2005 年到 2018 年為止臺灣白甲魚的曲線分布圖(圖 6-9)可看出，在 2009~2011 這 3 年間都有臺灣白甲魚繁殖的大發生，在繁殖季都可見到有魚苗群整堆整堆出現在岸邊，讓調查的數量有非常大量的上升來到千尾以上，由這曲線也可看出臺灣白甲魚的繁殖季節相當長，從六月到十月之間基本上都可見到大量的幼魚以及魚苗。扣除大量發生的魚苗，本站計算所得到的臺灣白甲魚平均尾數(Baseline)約為 35 尾，今年 4 月、6 月、8 月、10 月調查的數量也高於平均尾數。

(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後的八年間，對臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群的影響，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 公里的觀魚台(上游)和繁殖場(下游)進行監測作業。

從圖 6-6 中可以看出，距離一號壩較遠的上游樣站(觀魚台)中，鮭魚的數量幾乎沒有明顯的改變，且自 2005 年至今，觀魚台樣站鮭魚的數量變化較為不穩定，只呈現原本既有的動態變化，故無法單由此樣站數據判定壩體改善後對鮭魚族群的增加是否有所助益；但是研究人員曾於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發現一尾從一號壩下游標放的鮭魚個體上溯至此(照片 6-4)，直接地顯示一號壩改善工程後所產生的效益。而觀魚台樣站的臺灣白甲魚則在壩體改善後的八年間很明顯的可以看到與之前相比有增加的現象(圖 6-6)，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)馬上就有增加的趨勢，其中壩體改善當年以八月與九月增加較多，且 2012 年至 2013 年的所有調查也都有在此紀錄到臺灣白甲魚，2014 年 10 月增加到有 81 尾的記錄，2018 年 10 月則是記錄到歷史新高的 205 尾，而且包含有一些新孵化的魚苗，應是本樣站首次記錄有臺灣白甲魚魚苗，且是共同測站有魚苗分布的最上游站。在距離一號壩較遠的下游樣站(繁殖場)上，鮭魚的數量也是呈現波動變化(圖 6-7)，研判此樣站位於高山溪匯流進入七家灣溪的位置上(圖 6-1)，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。在壩體改善之後也有比以往更多一些中小型鮭魚的紀錄，可能是因為有較多的魚可來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站其鮭魚族群不再是因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法繁殖的死族群，而有更多的幼魚可以在此處通過或棲息。在 2018 年 10 月的調查則在此處記錄到曾未有過的 251 尾的鮭魚記錄，其中小魚就有 209 尾(整個迎賓橋到高山溪匯流口小魚都是前所未有的多)，2019 年 10 月也跟 2018 年相仿，在繁殖場樣站也記錄到較多量的鮭魚，其中大型鮭魚就有 40 尾，中型鮭魚則有 64 尾，小型鮭魚 18 尾。造成此現象的原因可能是 10 月時高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低(七家灣溪匯流口以上水溫約 14.9 度、高山溪水溫約 10 度、迎賓橋水溫約 10.4 度、再往下游 100 公尺的開闊河段約 13 度)，且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且迎賓橋至高山溪匯流口跟前幾年比起來(蘇力、蘇拉颱風後)被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定，2018 及 2019 年又幾乎無颱風侵襲武陵地區，讓成長較緩慢的小魚得以存活，最後還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，同時綜合以上等多重效應所產生之特殊現象。在臺灣

白甲魚部分，2013~2018 年也呈現增加的趨勢(圖 6-7)，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，在壩體改善後，臺灣白甲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 6-1)，由於受到的干擾程度較大，其棲地也有明顯的改變(照片 6-1，照片 6-2)。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，近年由於颱風使樣站左岸有崩塌，因此樣站河道一直處在只有急瀨跟淺流的棲地類型。在魚類的監測部分(圖 6-10)，2011 年 6 月 4 日的調查結果上，一號壩上游樣站沒有發現任何魚類的紀錄，其原因可能是距離施工的日期較近，干擾仍大，整個棲地樣貌與水文條件尚未恢復穩定，但是一個星期過後，便開始有魚類的紀錄，且臺灣白甲魚較壩體施工前有較多的數量紀錄，甚至在 9 月的監測記錄上，發現 171 尾臺灣白甲魚的幼魚群，這是 2009 年以來首次在一號壩上游觀測到的臺灣白甲魚繁殖現象，目前則是上到觀魚台都有觀測到臺灣白甲魚魚苗(圖 6-10)。從一號壩體改善至今八年間，臺灣白甲魚在本樣站的數練明顯比壩體改善前增加，顯示一號壩壩體改善後，確實有益於臺灣白甲魚的自由移動。在一號壩下游樣站部分，則因為峽谷深潭的棲地受到一號壩體的施工影響，堆積許多的礫石與細沙導致河道抬升，也讓原本的深潭完全消失。也因為原本較適合魚類利用的棲地減少，且魚類已可往上游上溯，不再被限制在一號壩下，而使此樣站的臺灣櫻花鉤吻鮭數量反而減少。不過經過 2012 年蘇拉颱風大水沖刷，把壩體改善後填在巨石縫隙下的土石運走之後，反而又變成可讓魚類棲息躲藏的空間出現，使得臺灣白甲魚的數量在蘇拉颱風後反而增多(圖 6-11)，目前有較多數的臺灣白甲魚以及少數的臺灣櫻花鉤吻鮭會棲息於本樣站左岸的大白石下方，2018 年 4 月的調查也在本樣站發現到一尾已死亡的中型鮭魚(照片 6-3)。

若我們從 2002 年至 2019 年七家灣溪中下游河段(迎賓橋至三號壩)的臺灣白甲魚族群的數量變化來看，下游河段(迎賓橋至一號壩)的臺灣白甲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

都是臺灣白甲魚適合棲息的棲地，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(圖 6-12)，在 2004 年夏季以後，遭逢敏督莉以及艾莉颱風侵襲，以及 2005 年多個連續颱風，包含七月強烈颱風海棠，八月份中度颱風馬莎、輕度颱風珊瑚、強烈颱風泰利，九月份強烈颱風龍王，超大且連續豪雨所帶來的洪水，使中游河段的臺灣白甲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白甲魚族群的衝擊放大，導致 2004 年至 2011 年夏季這段期間，中游河段的臺灣白甲魚數量都相當零星，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白甲魚的紀錄。但是在 2011 年 5 月底一號壩改善工程結束後，在 2011 年以及 2012 年的十月份秋季普查中二號壩至三號壩之間的河段都有臺灣白甲魚的紀錄，2013~2019 年則夏秋季都有記錄(2015~2017 年僅作夏季調查)，且數量逐漸增多，有相當明顯的變化。特別是 2012 年八月武陵地區也曾經遭逢十年一度級的蘇拉颱風洪水事件影響，但秋季普查以及接下來的兩年調查時仍能在七家灣溪中游二號壩至三號壩之間發現臺灣白甲魚的族群，此現象應該也是一號壩改善工程施工後所產生的正面效應，亦即可以讓被洪水沖到一號壩以下的臺灣白甲魚個體能自由上溯至中游河段棲息利用，而不至於像 2004 年夏季颱風之後連續七年在一號壩以上的族群數量都相當低(圖 6-12)。2018 年夏季則可觀察到一~三號壩間臺灣白甲魚數量為歷史新高、其中包含有許多的魚苗，但秋季由於水溫降低，因此臺灣白甲魚分布則又往下游移動，此河段的數量相比夏季來的減少。由近年整體結果看來，2011 年一號壩壩體改善之後，從 2011 年秋季以後開始整體的臺灣白甲魚分布上限在七家灣溪有上移的現象，可能與壩體改善後原本在下游的魚類可自由通過有關；但高山溪的固定樣站，其下游殘材壩在 2012 年四月崩解之後仍只有零星臺灣白甲魚之記錄，顯示其在高山溪的分布上限並未上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。

(三)臺灣櫻花鉤吻鮭普查族群數量與分布

今(2019)年於 6 月的夏季普查時因水量非常大，許多河段無法到達，也有許多河段無法過溪讓兩岸都有調查人員計數，且水中可視範圍較小，因此有嚴重低

估的情形。普查結果顯示(表 6-2)七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 2,847 尾。其中一齡小魚有 1,122 尾，佔族群總數的 39.4%，而二齡中型鮭魚有 1,394 尾，佔 49.0%，三齡大型成魚則有 331 尾，佔 11.6%。族群結構呈現以中型鮭魚最多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的桶型族群結構，以族群結構比例來看顯示今年六月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好，而整體數量則是有嚴重低估的情形。

由於 2012 年蘇拉颱風洪水影響，使得武陵地區七家灣溪河床變的相當不穩定，在經歷 2013 年七月份蘇力颱風所帶來的洪水事件影響，造成河道的側向侵蝕與崩塌，使棲地環境改變甚大，多數深潭與峽谷地形被填滿，然而 2018、2019 年普查時發現，雖然上游仍有許多深潭與峽谷地形底質仍高，但下游漸有一些小潭出現，可供鮭魚活動。今年除了夏季武陵地區水量較為豐沛外，夏秋季並無嚴重的豪雨風災，提供了良好的環境給臺灣櫻花鉤吻鮭成長。秋季普查的結果顯示(表 6-2)家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,392 尾，較去年秋季普查多了 333 尾，其中一齡小魚有 1,696 尾，佔族群總數的 31.5%，二齡中型鮭魚有 2,567 尾，佔 47.6%，三齡大型成魚則有 1,129 尾，佔 20.9%。秋季普查時水況良好，水質清澈，普查數量的準確度與以往相當，由於夏季水量太大造成嚴重低估，因此秋季整體數量較夏季高了不少。秋季鮭魚的族群結構呈現以中型鮭魚最多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的桶型族群結構，顯示今年整體的更新狀況相當良好，且受到 2012 年蘇拉以及 2013 年蘇力颱風影響的鮭魚族群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長。

2018 年秋季在迎賓橋至高山溪匯流口有觀測到有 1,227 尾鮭魚，且小魚很多，迎賓橋往下游超過 100 公尺的河段也都有看到小鮭魚，可以說是本研究進行以來前所未有的現象，2019 年秋季在迎賓橋至一號壩之間觀測到有 1,168 尾鮭魚，數量較多，與 2018 年相仿。研判造成此現象的原因可能為高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低(七家灣溪匯流口以上水溫約 14.9 度、高山溪水溫約 10 度、迎賓橋水溫約 10.4 度、再往下游 100 公尺的開闊河段約 13 度)，且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且迎賓橋至高山溪匯流口跟前幾年比起來(蘇力、蘇拉颱風後)被沖刷出很多小深潭，棲

地漸趨穩定，2018 年又幾乎無颱風侵襲武陵地區，讓成長較緩慢的小魚得以存活，最後還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，同時綜合以上等多重效應所產生之特殊現象。另外 2018、2019 年也發現到高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高(照片 6-8)，造成由七家灣溪回溯高山溪的魚類族群阻隔，今年調查發現高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。

今年七家灣溪流域各個河段的鮭魚數量上(表 6-2，圖 6-13)，可以看出以中游河段所佔的比例較高，上游與下游河段次之，而與高山溪比例較低。在今年夏季的普查結果上，下游河段(迎賓橋至一號壩)所佔的比例為 11%(圖 6-13A)，整體來說已較過去幾年為高，過往此河段的鮭魚比例約為總河段的 1.5~5%左右，然而秋季相當特殊的是與 2018 年秋季相仿，下游河段的鮭魚佔的比例更加提高，佔 22%。夏季以及秋季都是中游河段(一號壩至三號壩)所佔的比例最高，夏季為 54%，秋季稍上升為 55%(圖 6-13B)。上游河段(三號壩以上，含桃山西溪與桃山北溪)夏季佔 29%，夏季跟往年一樣都是以中游與上游河段所佔的比例較高，二者所佔的比例大約八成左右(圖 6-13C)，秋季上游則僅有 16%，比例上反而較下游來的少，是 2018、2019 年才記錄到的極少發生的現象。特別值得注意的是由於蘇力、蘇拉颱風的影響以及四號壩的阻隔，目前四號壩至五號壩的鮭魚數量變的相當少，被颱風帶走的鮭魚因攔沙壩的阻隔而無法回到四號壩上，2013 年在四號壩至五號壩這一區段甚至完全不見任何鮭魚蹤跡。高山溪夏季所佔比例則為 5%，秋季僅有 7%(圖 6-13D)，較往年為低，2018、2019 年調查發現高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的魚類族群阻隔，高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，連帶使高山溪整體比例降低。以歷年結果來看自 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在非面臨天災的狀況下似乎會有增加的趨勢。

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如圖 6-2、6-3，探討 1987 年以來的族群調查結果。1987 年至 1993 年以前的調查結果取自 Tsao(1995)，其統計河段為七家灣溪一號壩至三號壩之間河段，唯當時的七家灣溪上游與高山溪河段，並沒有臺灣櫻花鉤吻鮭族群的存在，整體族群總量也大都在 1,000 尾以下。1994 年以後由本研究團隊進行調查，調查的期間可以見到有數個大型風災或是繁殖期豪雨是讓臺灣櫻花鉤吻鮭族群下降最主要的原因。如 1996 年的賀伯颱風、1998 年五、六月的連續豪雨，2000 年十一月才來到的象神颱風接連著 2001 年的桃芝、納莉颱風更是使得族群數量僅剩下岌岌可危的 400 尾左右(圖 6-2)。從 1987 年至 2001 年的鮭魚族群總量全都在 2,500 尾以下，且只有少數時間有超過 1,000 尾。但自 2001 年完成高山溪所有壩體改善後，2001 年至 2002 年的繁殖季低水溫加上春季乾旱，以及可利用的棲地增加，產生鮭魚繁殖大發生的現象(圖 6-3)，族群總數一口氣衝破 3,000 尾以上。自此之後除了 2005 年兩次普查結果因為受到當年度春季豪雨與夏季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 6-2)。至 2011 年秋季以及 2012 年夏季達到歷年族群數量最高的 5,479 尾，接近武陵地區七家灣溪臺灣櫻花鉤吻鮭保護區最大承載量的 5,807 尾(林，2010)，顯示 2008 年至 2012 年颱風季前臺灣櫻花鉤吻鮭族群量處於一穩定的狀態，此結果亦顯示 2008 年歷經卡玫基、辛樂克、薔蜜颱風侵襲之後的 4 年間，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。然而 2012 年度十月份的秋季普查結果顯示，受到八月蘇拉颱風所帶來的洪水事件影響，臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩 3,764 尾，跟颱風前相比減少了約三分之一(圖 6-2)。但由於風災過後臺灣櫻花鉤吻鮭的族群結構仍屬更新狀況良好的筒型結構，並且一號壩改善工程後種種證據顯示被洪水沖往下游的魚還是能夠透過生態廊道回到七家灣溪的中游，2013 年夏季的普查結果即可見到不少新生幼鮭的出生以及族群數量的些微復原。然而由於

2012 年蘇拉颱風洪水影響，使得武陵地區七家灣溪河床變的相當不穩定，在經歷 2013 年七月份蘇力颱風的影響後，造成河道的側向侵蝕與崩塌，使棲地環境改變甚大，多數深潭與峽谷地形被填滿，秋季普查臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量僅剩 1,245 尾，跟颱風前相比減少了約三分之二，出乎原本只會下降三分之一的預測。連同歷史調查結果以及天災資料來看的話，這也證明七家灣溪的鮭魚族群會受到最大影響的天災有兩類，一是連續衝擊的颱風或洪水事件，容易造成棲地的變動；二則是在繁殖季發生的颱風或豪雨，會對剛出生的新生族群產生威脅。2015~2017 年則因武陵地區未受風災以及洪水的嚴重侵襲，鮭魚族群數量則又成長兩倍，上升為約 3,528 尾，2018 年以及 2019 年秋季普查臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量又回到 5,000 尾以上，來到約 5,059 尾以及 5,392 尾。未來在一號壩已經改善的情況下但卻可能更容易有極端氣候降雨的條件下，七家灣流域中的臺灣櫻花鉤吻鮭族群是否有持續增長的空間值得我們繼續關注與研究監測。

若比較歷年的族群結構變化(圖 6-2、6-3)，雖然僅有 2002 年、2006 年、2008 年這幾年有幼魚大發生的時期才有穩定的金字塔型結構，但其他時候也能多能維持以中型鮭魚居多的中胖桶型結構，且小型鮭魚與中型鮭魚的族群數量差異並不明顯。自 2002 年族群狀況穩定以後，就一直是中小型鮭魚多於大型鮭魚，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载力有關聯，而 Hjort(1904)在進行大西洋鯡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

雪霸國家公園於 1999-2001 年間為了臺灣櫻花鉤吻鮭的保育，曾在高山溪陸續進行四座攔沙壩的改善工程，而根據研究顯示，高山溪四座壩體的拆除了可以改善族群之間的阻隔，降低基因同質化的問題之外，也因為壩體的拆除後可將細沙與淤泥從中上游帶走，提高大石頭的比例，增加洪水與渡冬的避難處所，對於高山溪的鮭魚族群確有正面的效應(鐘豐昌，2007)。而 2011 年雪霸國家公園更於 5 月 26 日針對七家灣溪一號壩進行壩體改善，並於 5 月 30 日完成，本研究同時配合壩體改善前後，針對魚類族群進行密集的監測工作(圖 6-3)。

根據已經完成的監測資料顯示，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 2011 年九月份時於一號壩上游樣站調查到的臺灣白甲魚幼魚魚群(171 尾)(圖 6-10)，這是近年來的第一次紀錄，顯示臺灣白甲魚已經開始在一號壩上游建立族群；(2) 從 2002 年至 2014 年七家灣溪中下游河段(迎賓橋至三號壩)的臺灣白甲魚族群的數量變化、二號壩以及觀魚台固定樣站歷年來的監測結果來看(圖 6-5、圖 6-6)，也可以推測在一號壩壩體改善後，拓展，或可以說是恢復了臺灣白甲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臺灣櫻花鉤吻鮭(照片 6-4)，如：三號壩下深潭、觀魚台固定樣站或二號壩等，這些記錄都顯示臺灣櫻花鉤吻鮭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，從歷年研究的資料上的顯示可以得知此河段為壩體改善產生干擾時的重要庇護

河段，無論是臺灣櫻花鉤吻鮭或臺灣白甲魚都會利用此河段當成其庇護所，以避開壩體改善時所產生的濁度或河中滾動之砂石，此一現象亦值得將來國內要進行類似的河川構造物改善時，可以參考的工程安排選項之一。也就是說，在工程進行的同時，也要將工程影響範圍內的魚類是否有庇護躲藏的空間考量進去。

(三)氣候變遷對臺灣櫻花鉤吻鮭族群的影響探討

人類當前所面臨最重大的環境議題之一是氣候變遷(Scott et al. 2002)，氣候變遷對於整個生態系的影響可從不同的層級討論，對於生物個體的層級上，氣候變遷可能會影響個體的形態、生理狀況與行為上的改變；對族群層級而言，可能會影響族群的出生與死亡率，也會改變遷移的模式，造成族群量的增加或減少與族群結構的改變，也會影響物種的空間與時間分布模式，而族群結構的改變也會造成物種與物種之間相互關係的重新組合；就生態系統而言，氣候變遷的影響包含能量與物質的循環、土地利用模式等等(白梅玲等，2004)。

淡水魚類的分布深深地受到水溫而有所限制，如果水溫上升，對於冷水性的淡水魚類是個相對不利的環境限制，但對溫水域的淡水魚類而言卻是可以增加其擴張的機會；而總雨量的改變與雨量季節的分布響影了溪水流量及豐水期、枯水期的週期，進而影響淡水魚的繁殖週期(Winder & Schindler,2004)。而根據白梅玲(2004)的研究顯示，當未來二氧化碳倍增所造成的氣候暖化，將導致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富度受到的衝擊各有不同，魚種最豐富的低海拔地區(<500m)豐富度呈現大幅度下滑；中海拔地區(1000~2000m)魚種豐富度為微幅增加；而 2000m 以上的高海拔地區原本的魚種豐富度就偏低，氣候變化對此海拔區域的改變不大。也就是說，當氣候變化時，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(白梅玲等，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、2011、2012、2013、2014、2018)，幾乎每年都強調如果沒有將影響臺灣櫻花鉤吻鮭繁衍最嚴重的一號壩(已於 2011 年進行改善工程)和二號壩(已於 2002 年自然崩毀)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 2002 年的自然崩毀，以及 1999 年至 2001 年間的高山溪個壩體改善工程(圖 6-3)，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，因此自 2002 年以後繁衍之族群數量增加甚多，族群數量也更顯穩定，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。且歷年的調查中也發現一號壩之基礎已經嚴重損壞，如果不儘速改善則萬一突然崩壞，所產生的突發狀況有時更難收拾。

如今，雪霸國家公園已於 2011 年五月底完成一號壩改善工程，讓七家灣溪自迎賓橋至三號壩之間的中游河段暢通，預計除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題。還有，面對當今氣候變遷對整個生態系的衝擊與極端氣候的難以預料的情況下，擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣流域的棲息面積與改善河道暢通，都能增加鮭魚在面對溫度上升或極端氣候所帶來負面衝擊時的生存機會。因此，一號壩壩體的改

善，對七家灣溪中的臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲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研究魚類與其他環境與生物因子的變化，其研究成果亦可提供往後全臺灣溪流壩體改善時之重要依據與寶貴資源。

(四)臺灣櫻花鉤吻鮭歷年各河段數量與總數量之相關性分析

本研究團隊自 1994 年開始進行每年兩次的臺灣櫻花鉤吻鮭族群普查至今已累積二十一年的調查資料，本分析欲從這些珍貴的資料中得到各河段族群數量與總族群之間的關係，找出相關性較高的幾條模式河段，以提供往後調查規劃的科學量化參考。

整個七家灣流域曾存在著許多攔砂壩或自然落差等，有些雖現已不存在，但是以下討論仍依照這些阻隔將整個調查範圍分成主要九個河段，分別為 1.迎賓橋~一號壩、2.一號壩~二號壩、3.二號壩~三號壩(含湧泉池)、4.三號壩~四號壩(含無名溪之 Y 形河段)、5.四號壩~五號壩、6.五號壩~六號壩、7.桃山北溪小瀑布~桃山北溪一號壩、8.桃山北溪一號壩~最上游詩崙溪匯流點、9.高山溪全段。分析時選擇的模型為對數預測模型，因為如果未取自然對數而直接建立模型的話，會導致常數項過大，這種模型較不合理。

分析結果(表 6-3)顯示，與全河段總數相關性最高的河段為五號壩至六號壩(0.93)，其次為一號壩至二號壩以及二號壩至三號壩(0.9)。其中由於一號壩至二號壩以及二號壩至三號壩是所有河段中最長的兩段，分別為 2.88 公里以及 1.6 公里，這兩個河段所包含的族群數量比例也非常高，因此和總族群數量相關性當然會比較高。但是相反地，與總族群數量相關性最高竟然是長度只有 0.68 公里的五號壩至六號壩河段，這也表示了此河段比較可以反映出整個河段的變化情形，將來若要選擇模式河段預測全河段總數可以優先考慮此河段。

從表 6-4 中也可以看出各河段對於每個齡級的相關性，例如過去報告提到的

三號壩至四號壩的 Y 形河段雖然在總數的相關性比不上前面提到的三個河段，但是對於幼鮭的相關性卻非常高(0.9)，僅略低於二號壩至三號壩(0.91)。因此也建議如果在夏季無法做到普查時，可以針對此一河段做調查，以了解當年新生幼鮭的數量以及前一年的繁殖狀況。雖然二號壩至三號壩的相關性較高，但考慮到調查人力與時間，調查長度只有 0.677 公里的 Y 形河段是比較有效率的選擇。

另外，從五號壩至六號壩以及二號壩至三號壩的各齡級相關性(表 6-3)中，可以發現五號壩至六號壩雖然對於總數的相關性最高，但是對於各齡級的相關性卻不如二號壩至三號壩來的好，這是因為各齡級的數量加總後，可相互抵消個別齡級間反向之變異性，所以大大的增加了總數的相關性(圖 6-14)。也因為如此，如果想要調查各齡級數量以了解族群結構時，以五號壩至六號壩單一河段做為模式河段所估算出來的齡級數量結果可能會有些誤差。圖 6-14 中縱座標為全河段的數量取自然對數，橫坐標為模式河段的數量取自然對數。如果散佈圖上的點越集中於一條線則表示相關性越高，反之，越分散則相關性越低。其中五號壩至六號壩大中小魚的分布狀況其實不如二號壩至三號壩來的集中，但是當加總成總數時，剛好抵銷了各齡級反向的變異性，導致相關性變高，分布狀況也明顯集中。

為了瞭解模型預測的能力，可以利用過去的資料做檢驗，以五號壩至六號壩去做預測得到的預測誤差比率(prediction error rate，以下簡稱 PER)平均為 0.25(表 6-4、表 6-5)，雖然預測能力仍然有些差距，但已是所有河段中預測能力最好的。不過如果不要考慮人為因素影響導致預測失準的年份，如 1999 年到 2001 年的高山溪拆壩導致下游難以計數，以及 2001 年二號壩至三號壩數量疑似受人為干擾影響，導致數量異常減少等事件，這三年的 PER 分別為 0.34、0.69、0.94，扣除掉這些失準的年份則平均 PER 可以降至 0.17，甚至更低。另外，從表 2-4 也可以看出在巨大的颱風事件後，預測能力也較差，例如 1996 年的賀伯颱風造成上游河段族群數量銳減導致 PER 為 0.34，2013 年的蘇力颱風造成整個七家灣溪數量減少三分之二，而 PER 為 0.43。這可能是因為五號壩至六號壩為上游河段，地形與環境因子和中下游有很大的差異，對於一些環境的改變無法完全和全河段有相同程度的反應。所以如果可以再多調查一個中下游的河段，兩個河段一起做預測的話，能夠互補不足，讓預測能力更佳。

因此，綜合以上幾點，建議未來如果在經費與狀況允許的情況下，能至少對兩個河段做調查，讓預測的結果能夠更接近實際情況。理想的模式河段可以選擇五號壩至六號壩以及二號壩至三號壩，前者對於總數的相關性較高，後者對於各齡級數量的相關性較高，且兩河段各屬上游與中游，不同的環境狀況可以提供互補的資訊讓預測能力更佳。另外，如果想要調查夏季幼鮭的數量，可以選擇三號壩至四號壩的 Y 形河段做為模式河段，以了解前一年的繁殖狀況。以上為較折衷的調查方法以提供在經費有限的情況下，讓臺灣櫻花鉤吻鮭的基本族群動態資料得以延續下去。但是七家灣溪的環境變動較大，且天然災害頻繁，對於臺灣櫻花鉤吻鮭與棲地環境都造成極大的影響，加上近年來的氣候變遷、攔沙壩拆除等原因，都可能使得預測模型逐漸失真，甚至導致最佳的模式河段改變。因此仍建議往後每年仍可以做一次普查，如此可以修正預測模型，也可以確實了解魚群數量的真實狀況。

五、結論與建議

(一) 結論

總結今(2019)年至秋季為止臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查結果整理分述如下：

- 一、2019 年針對共同樣站的定期調查已經完成五次，監測資料結果顯示大部分樣站與歷年資料差異不大，十月份的調查跟 2018 年十月份相仿，發現繁殖場樣站鮭魚數量上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲武陵地區、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象，一號壩的改善讓鮭魚可以自由移動。另外，在上游樣站的二號壩，於一號壩工程改善後，2011 年 10 月開始記錄到一尾臺灣白甲魚之後，至今持續有穩定的紀錄，也顯示一號壩壩體改善對於魚類的上溯有正面的效益。
- 二、今(2019)年夏季普查時因水量非常大，許多河段無法到達，也有許多河段無法過溪讓兩岸都有調查人員計數，且水中可視範圍較小，因此有嚴重低估的情形。普查結果顯示，七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 2,847 尾。其中一齡小魚有 1,122 尾，佔族群總數的 39.4%，而二齡中型鮭魚有 1,394 尾，佔 49.0%，三齡大型成魚則有 331 尾，佔 11.6%。族群結構呈現以中型鮭魚最多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的桶型族群結構，以族群結構比例來看顯示今年六月之前武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群更新狀況良好，而整體數量則是有嚴重低估的情形。
- 三、今年除了夏季武陵地區水量較為豐沛外，夏秋季並無嚴重的豪雨風災，提供了良好的環境給臺灣櫻花鉤吻鮭成長。秋季普查的結果顯示七家灣溪與高山溪河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量共計有 5,392 尾，較去年秋季普查多了 333 尾，其中一齡小魚有 1,696 尾，佔族群總數的 31.5%，二齡中型鮭魚有 2,567 尾，佔 47.6%，三齡大型成魚則有 1,129 尾，佔 20.9%。秋季普查時水況良好，水質清澈，普查數量的準確度與以往相當，由於夏季水量太大造成嚴重低估，因此秋季整體數量較夏季高了不少。秋季鮭魚的族群結構呈現以中型鮭魚最多，小型鮭魚次之，而大型鮭魚較少的桶型族群結構，顯示今年整體的更新狀況相當良好，且受到 2012 年蘇拉以及 2013 年蘇力颱風影響的

鮭魚族群數量在近幾年因無大型風災洪水侵襲而有成長。

- 四、今年秋季在迎賓橋至一號壩之間觀測到有 1,168 尾鮭魚，數量較多，與 2018 年相仿。研判造成此現象的原因可能為高山溪水溫低，匯進七家灣溪之後讓匯流口以下水溫也低，且高山溪水濁帶來很多有機質，可提供給小鮭魚覓食的環境。並且一號壩以下河段跟前幾年比起來(蘇力、蘇拉颱風後)被沖刷出很多小深潭，棲地漸趨穩定，還有因一號壩改善後鮭魚可自由移動的正面效益，不再被一號壩阻隔，顯示一號壩改善帶來的正面效益。
- 五、桃山西溪樣站之監測數量，頗能反映整體武陵地區的臺灣櫻花鉤吻鮭族群受風災影響之狀況，以及每年幼魚更新之族群健康狀況。此樣站周邊對魚類來說為一個 Y 形的封閉式系統，上有四號壩與四號副壩阻隔，下有三號壩的極高落差，桃山北溪的支流也有一個天然的小瀑布落差。歷年整合此 Y 型封閉式河段歷年臺灣櫻花鉤吻鮭族群普查的結果，其與整個武陵地區歷年的數量變化相比之下，可以發現兩者之間的變化有著顯著的相似關係。但 2012、2013 年颱風之後至今，本樣站的鮭魚因三號壩、四號壩的阻擋都在平均尾數以下，無法有效補充，須持續監測密切觀察。
- 六、二號壩樣站 2005 年至 2011 年為止，皆未曾有過臺灣白甲魚的紀錄。但在 2011 年一號壩壩體改善後的歷次調查都已經有臺灣白甲魚的紀錄，且從 2012 年蘇拉颱風的大水過後其族群數量顯著上升，顯見與七家灣溪一號壩改善工程完成後，使得魚類洄游廊道暢通有關。然而七家灣溪河段一直以來臺灣白甲魚與臺灣櫻花鉤吻鮭皆有共域的現象，且其生態棲位亦不同，一號壩以上臺灣白甲魚數量的增加與遷徙應不會使臺灣櫻花鉤吻鮭族群受到威脅。
- 七、觀魚台樣站的臺灣白甲魚的歷年族群數量資料也顯示，一號壩壩體改善已經對七家灣溪之生態帶來正面效益。從 2006 年以來，觀魚台當地的臺灣白甲魚一直只有零星的紀錄，但自 2011 年五月底一號壩壩體改善工程完成後，六月份以後的調查馬上就看到比往年更多的臺灣白甲魚出現在此樣站。研究人員亦於 2011 年 8 月 10 日於此樣站發現一尾從一號壩下游標放的臺灣櫻花

鈎吻鮭個體上溯至此，直接地顯示一號壩改善工程後所產生的正面效益。

八、繁殖場樣站在一號壩改善之後有比以往更多的中小型鮭魚族群，可能是因為有較多的魚可自由來往於七家灣溪與高山溪之間，使得原本位於一號壩下游的本樣站之鮭魚族群，不再因為水溫較高且被一號壩阻隔而無法上溯繁殖，而有更多的幼魚可以在此處棲息。且 2018、2019 年秋季的調查皆發現此處鮭魚數量上升，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象。

九、高山溪樣站的臺灣櫻花鈎吻鮭數量，從 2005 年到 2010 年夏季為止，都少於本溪流的平均尾數。直到 2010 年夏季之後，才開始有比較多的臺灣櫻花鈎吻鮭，且大部分數量都高於平均尾數。然而從 2012 年蘇拉颱風後，可能由於微棲地的改變(樣站附近就有 3 處崩塌地致使河床淤積)，讓此處的鮭魚數量又再下降至今。

十、從歷年的普查資料研判，2004 年以前一號壩以上河段是有臺灣白甲魚的分布的，之後由於連年颱風將大部分臺灣白甲魚族群沖到一號壩下，在 2011 年一號壩壩體改善後臺灣白甲魚族群才又回到七家灣溪一號壩~三號壩之間的河段棲息，且近年有分布上限往上移的現象。高山溪一號壩是臺灣白甲魚自然分布的上限。原本在高山溪一號壩下的殘材壩，於 2012 年四月崩解之後仍舊無更多的臺灣白甲魚上溯到高山溪樣站，顯示其在高山溪的分布上限並未大幅往上移，可能與高山溪河道較窄、兩側林相遮蔽程度較高，使水溫仍保持在較低溫有關。

十一、七家灣溪一號壩壩體改善後，五處固定樣站之密集研究與鮭魚普查結果顯示，已有部分標誌的臺灣櫻花鈎吻鮭可上溯至三號壩下。在二號壩以上河段所發現的臺灣白甲魚與一號壩上游樣站所發現過的臺灣白甲魚幼魚群，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。高山溪殘材壩下游河段之魚類數量原本在一號壩壩體改善後有較明顯增加的趨勢，但是在七家灣溪主流漸趨穩定之後，則數量又漸漸恢復以往的水平；2012 年蘇拉颱風過後，又可見比壩體改善後更為大量的臺灣白甲魚躲在此處。顯示高

山溪殘材壩前河段可以提供臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚做為在壩體改善工程期間或是洪水影響時的重要庇護所。

(二) 建議

1、立即可行之建議：高山溪與七家灣溪倒木殘材移除工作

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

2018、2019年調查殘材壩對高山溪臺灣櫻花鉤吻鮭的影響及評估，發現高山溪二號壩堆積之殘材壩明顯變高，造成由七家灣溪回溯高山溪的族群阻隔，高山溪二~四號壩間的鮭魚數量明顯降低，建議立即拆除二號殘材壩。因為林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，把殘材壩徹底鋸斷，但只想以洪水等天然的力量將殘材攜帶而下實屬不易，建議即刻以公文與林務局溝通，並以人力將鋸斷的殘材移至原地的河岸旁。並建議國家公園仍須針對這些殘材壩之後續情況進行監測，使其不致形成高落差而影響鮭魚的自由移動阻斷基因交流。

2、立即可行之建議：野生臺灣櫻花鉤吻鮭的人工遷徙工作

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

目前七家灣溪雖已完成一號壩壩體改善的工作，但目前仍有三號壩、四號壩、六號壩、桃山北溪一號壩等壩體影響鮭魚的自由移動，阻斷基因交流。為擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣溪流域的基因交流，提高基因多樣性，以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，建議可以將迎賓橋~三號壩之間的中下游野生族群，適時適量的以人工或陷阱方式捕捉，並以人工方式搬運到四號壩上，以及桃山北溪一號壩以上等二河段放流，此兩河段皆為臺灣櫻花鉤吻鮭繁殖季時傳宗接代的重要河段，中下游族群於此流放，藉此提高基因多樣性，也可補充因先前颱風過後此二河段日漸稀少的野生鮭魚族群，最終目標則是建議能依序對四號壩及三號壩進行壩體改善的工作。

3、長期性建議：七家灣溪一號壩壩體改善後魚類族群動態變遷研究

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

2011 年度七家灣溪一號壩壩體的改善工程的主要目標之一，就是希望可以透過壩體改善後使得七家灣溪河道暢通，除了可增加棲地利用之外，也應可擴大七家灣溪中鮭魚之基因交換機會，並減少下游魚類無法順利繁衍的問題，故建議主管機關在壩體改善後應持續進行魚類族群動態變遷之研究，與其他環境與生物因子變化的生態模式研究，其研究結果亦可提供往後壩體改善時之重要依據與寶貴資源。針對魚類研究往後的具體建議如下五點：

- (1)以臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚兩種魚類做為指標物種。
- (2)至少保留桃山西溪、二號壩、繁殖場、高山溪等四個固定樣站，每年二月、四月、六月、八月、十月施做調查研究。
- (3)若經費不足每年進行普查工作時，建議針對七家灣溪二號壩~三號壩、三號壩~四號壩(加上無名溪之 Y 形封閉河段)、五號壩~六號壩，於每年夏季與秋季做該三段河段的普查。
- (4)若經費不足每年進行普查工作時，依經費狀況與天然災害的強度時間而定，至少每三~五年做一次夏季與秋季的武陵地區七家灣溪流域全河段的普查。
- (5)若經費許可則建議仍能每年進行武陵地區長期生態監測以及鮭魚族群數量普查。

4、長期性建議：收費亭旁攔砂壩以及有勝溪之改善工作

主辦機關：雪霸國家公園管理處

協辦機關：雪霸國家公園管理處武陵管理站

擴大臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣溪流域的棲息面積與改善河道暢通，都能增加鮭魚在面對溫度上升或極端氣候所帶來負面衝擊時的生存機會，目前七家灣溪對於臺灣櫻花鉤吻鮭隻野生族群最大承載量約為 5,800 尾，近幾年在沒有颱風的年度鮭魚族群數量都已可突破 5,000 尾，表示若要族群數量進一步上升，則必須擴大其棲息面積，除了正在進行的於歷史溪流放流衛星族群的工作之外，也應考慮以增設魚道或拆壩的方式改善收費亭旁有勝溪之攔砂壩，使七家灣溪鮭魚族群可進一步利用有勝溪河段，並且於近二十年完成有勝溪畔的農地回收、植被種植等工作，降低溪水受日光的曝曬時間以降低水溫，未來有望讓回到有勝溪的野生族群往上游與放流成功的羅葉尾溪族群會合，形成比現在更為龐大的臺灣櫻花鉤吻鮭野生族群棲息流域。

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。台北。
- 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。台北。
- 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。

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。台北。

曾晴賢，1994。臺灣櫻花鉤吻鮭族群調查及觀魚台附近河床之改善研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。24 頁。苗栗。

曾晴賢，1995。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。
- 曾晴賢，2011。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(十三)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。47 頁。苗栗。
- 曾晴賢，2012。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(十四)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。52 頁。苗栗。
- 曾晴賢，2013。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(十五)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。73 頁。苗栗。
- 曾晴賢，2014。七家灣溪及高山溪鮭魚族群及棲地監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。186 頁。苗栗。
- 曾晴賢，2018。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(十六)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。68 頁。苗栗。
- 黃沂訓，2014。臺灣櫻花鉤吻鮭歷史溪流放流及環境生態監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。177 頁。苗栗。

- 廖林彥、陳嘉修。2011。以無線電追蹤探討七家灣溪一號壩改善前後對臺灣櫻花鉤吻鮭移動模式之影響。內政部營建署雪霸國家公園管理處。28 頁。苗栗。
- 廖林彥，2015。臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布及流放成效監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。58 頁。苗栗。
- 廖林彥，2016。臺灣櫻花鉤吻鮭族群分布及放流監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。61 頁。苗栗。
- 廖林彥，陳建呈。2017。臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布及放流成效監測。內政部營建署雪霸國家公園管理處。47 頁。苗栗。
- 鐘豐昌，2007。壩體改善對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。台中。
- 葉昭憲、段錦浩、連惠邦。2001。七家灣溪河床棲地改善之試驗研究(四)。內政部營建署雪霸國家公園管理處。72 頁。苗栗。
- 楊正雄，1997。水溫對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。台北。
- Hjort, J. 1914. Fluctuations in the great fisheries of Northern Europe. Rapp. P.-v. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 20, 1-28.
- Kano, T. 1940. Zoogeographical studies of the Tsugitaka Mountains of Formosa. Inst. Ethnogr. Res. Torkyo. 145pp.
- Scott, D, Malcolm, J.R., Lemieux, C. 2002. Climate change and modeled biome representation in Canada's national park system: implication for system planning and park mandates, Global Ecology & Biogeography, 11, 475-484.
- Tsao, E. H. 1995. An ecological study of the habitat requirements of the Formosan landlocked salmon(*Oncorhynchus masou formosanus*). Ph. D. Dissertation, Colorado State Univ. 213pp.
- Tsao, E. H., Y. S. Lin. E. P. Bergersen, R. Behnke and C. R. Chiou. 1996. A

- stream classification system for identifying reintroduction sites of Formosan landlocked salmon(*Oncorhynchus masou formosanus* Jordan and Oshima). *Acta Zoologica Taiwanica* 7(1):39-59.
- Wang, C. J. 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Ph. D. Dissertation, Iowa State Univ. 138pp.
- Watanabe, M., and Y. L. Lin 1985. Revision of the salmonid fish in Taiwan. *Bull. Biogeog. Soc. Japan* 40(10): 75- 84.
- Winder, M., Schindler, D., 2004. Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem, *Ecology*, 85, 2100-2106
- Ho & Gwo 2010. *Salmo formosanus* Jordan & Oshima, 1919 (currently *Oncorhynchus formosanus*) (Pisces, SALMONIDAE, SALMONINAE): proposed conservation of the specific name. *Bulletin of Zoological Nomenclature*, 67(4):300-302.

表 6-1、2019 年武陵地區固定樣點魚類組成相調查結果

時間自 2019.2 至 2019.10

調查時間	2019.2 月						2019.4 月						2019.夏季						2019.8 月颱風後						2019.秋季											
	臺灣櫻花 鉤吻鮭			臺灣 白甲魚			臺灣櫻花 鉤吻鮭			臺灣 白甲魚			臺灣櫻花 鉤吻鮭			臺灣 白甲魚			臺灣櫻花 鉤吻鮭			臺灣 白甲魚			臺灣櫻花 鉤吻鮭			臺灣 白甲魚								
地點 / 體型	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	苗	大	中	小	大	中	小	苗	大	中	小	大	中	小	大	中	小	苗
#2 桃山西溪	2	8	8	0	0	0	1	6	0	0	0	0	1	20	11	0	0	0	-	0	10	4	0	0	0	-	4	8	9	0	0	0	-			
#3 二號壩	2	6	2	10	15	5	7	17	3	0	3	0	1	16	29	0	1	0	-	7	29	16	0	10	2	-	5	12	15	3	3	7	-			
#4 觀魚台	3	0	0	1	0	0	3	3	1	0	6	0	1	6	6	0	2	3	0	0	4	0	0	7	25	0	8	0	1	4	15	10	0			
#5 繁殖場	3	13	12	3	2	8	0	45	26	11	19	13	1	7	5	0	0	7	0	0	17	50	0	6	11	0	40	64	18	17	42	12	0			
#8 高山溪	0	1	2	0	0	0	0	9	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	-	0	5	4	0	1	2	-	0	3	2	0	0	0	-			
#9 有勝溪	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	37	0	0	0	56	102	510	50	0	0	0	0	1	478	0	0	0	0	6	129	347	125			
#12 一號壩上游	3	4	0	3	2	0	4	7	0	3	13	3	1	3	0	0	0	0	0	0	6	1	0	13	20	36	15	3	1	6	12	23	52			
#13 一號壩下游	6	2	2	25	3	1	2	8	7	1	5	0	0	2	2	13	7	28	0	0	6	3	1	10	50	91	9	5	3	18	100	109	0			
#14 羅葉尾溪	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	8	11	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			

(資料來源:本研究團隊)

表 6-2、武陵地區 2018~2019 年夏秋兩季臺灣櫻花鉤吻鮭普查結果

調查時間	2018 年夏季			2018 年秋季			2019 年夏季			2019 年秋季			
	大	中	小	大	中	小	大	中	小	大	中	小	
地點 / 體型													
分類小計	471	929	2062	538	2338	2183	331	1394	1122	1129	2567	1696	
總計(尾)	3462			5059			2847			5392			
下游	迎賓橋~高匯	12	1	10	26	411	790	18	118	57	70	338	267
	高匯~一號壩	17	24	2	13	98	244	13	85	35	129	257	107
中游	一~二號壩	113	117	21	135	136	35	127	301	266	390	500	191
	二~三號壩	235	360	1152	198	967	794	113	359	372	377	934	590
上游	三~四號壩	2	56	103	18	104	17	3	51	34	25	109	128
	四~五號壩	12	42	73	7	23	16	15	23	16	2	3	5
	五~六號壩	12	207	184	33	256	189	13	211	206	69	143	81
	桃山北溪	20	87	184	76	180	55	26	172	59	20	120	148
高山溪	高匯~二號壩	31	19	324	17	145	37	3	63	32	39	132	100
	二~四號壩	17	16	9	15	18	6	0	11	45	8	31	79

(資料來源:本研究團隊)

表 6-3、各河段族群數與全河段總數的相關性

	河段	相關性			
		總數	大魚	中魚	小魚
下游	迎賓橋至一號壩	0.48	0.21	0.61	0.74
中游	一號壩至二號壩	0.9	0.75	0.92	0.87
	二號壩至三號壩(含湧泉池)	0.9	0.87	0.91	0.91
上游	三號壩至四號壩(含無名溪)	0.87	0.19	0.87	0.9
	四號壩至五號壩	0.54	0.42	0.7	0.64
	五號壩至六號壩	0.93	0.77	0.84	0.88
	桃山北溪小瀑布至桃山北溪一號壩	0.8	0.52	0.87	0.58
	桃山北溪一號壩至最上游	0.75	0.56	0.8	0.65
支流	高山溪全段	0.77	0.7	0.64	0.72

相關性界於 0 到 1 之間，數值越大代表相關性越高。

(資料來源:本研究團隊)

表 6-4、以五號壩至六號壩為模式河段預測歷年全河段總數結果

年份	觀測值(尾)	預測值(尾)	絕對差值(尾)	預測誤差比率
1996	1237	818	419	0.34
1997	1703	962	741	0.44
1998	637	627	10	0.02
1999	782	1047	265	0.34
2000	794	1339	545	0.69
2001	408	791	383	0.94
2002	4221	4086	135	0.03
2003	3042	4181	1139	0.37
2004	1611	1628	17	0.01
2005	523	698	175	0.33
2006	2270	2444	174	0.08
2007	2009	1600	409	0.2
2008	3149	3090	59	0.02
2009	4545	4084	461	0.1
2010	4049	4457	408	0.1
2011	5476	4280	1196	0.22
2012	3764	3816	52	0.01
2013	1245	706	539	0.43
2014	1648	1546	102	0.06

預測誤差比率(PER)=差值/觀測值，界於 0 到 1 之間，數值越大代表誤差越大。

(資料來源:本研究團隊)

表 6-5、不同模式河段的預測結果

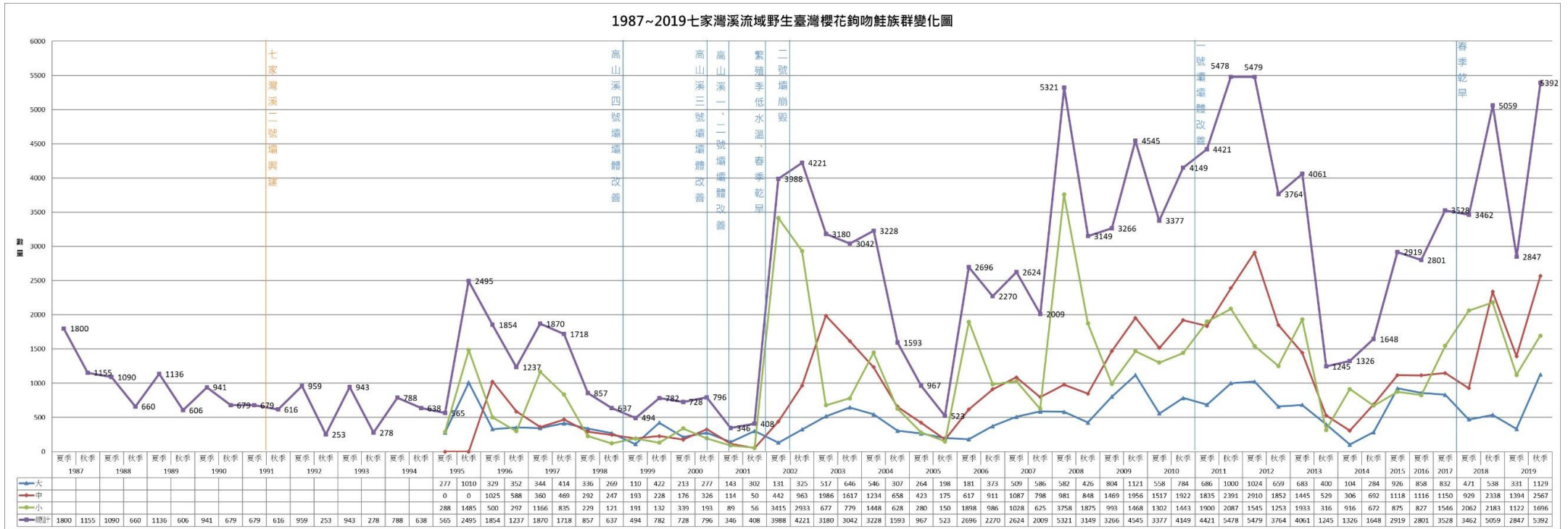
模式河段	相關性	平均預測誤差比率	平均絕對差值(尾)	平均方均差(尾)
五號壩至六號壩	0.93	0.25	381	508
二號壩至三號壩	0.9	0.31	639	863
一號壩至二號壩	0.9	0.33	694	938
三號壩至四號壩	0.87	0.36	710	950
四號壩至五號壩	0.54	0.74	1068	1262

(資料來源:本研究團隊)



圖 6-1：武陵地區溪流生態系評估之調查樣站位置圖

(資料來源:本研究團隊)

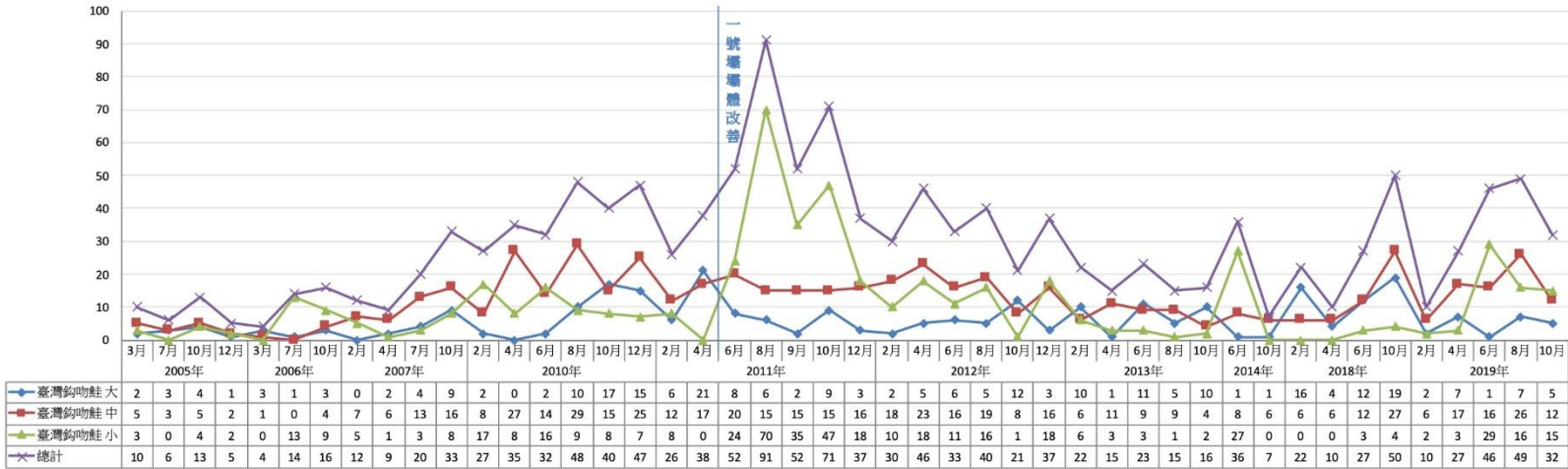


(族群資料來源:本研究團隊)

圖 6-3、1987 年至 2019 年武陵地區臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量年度變化與壩體改善時間圖

(資料來源:本研究團隊)

二號壩 臺灣櫻花鉤吻鮭



二號壩 臺灣白甲魚

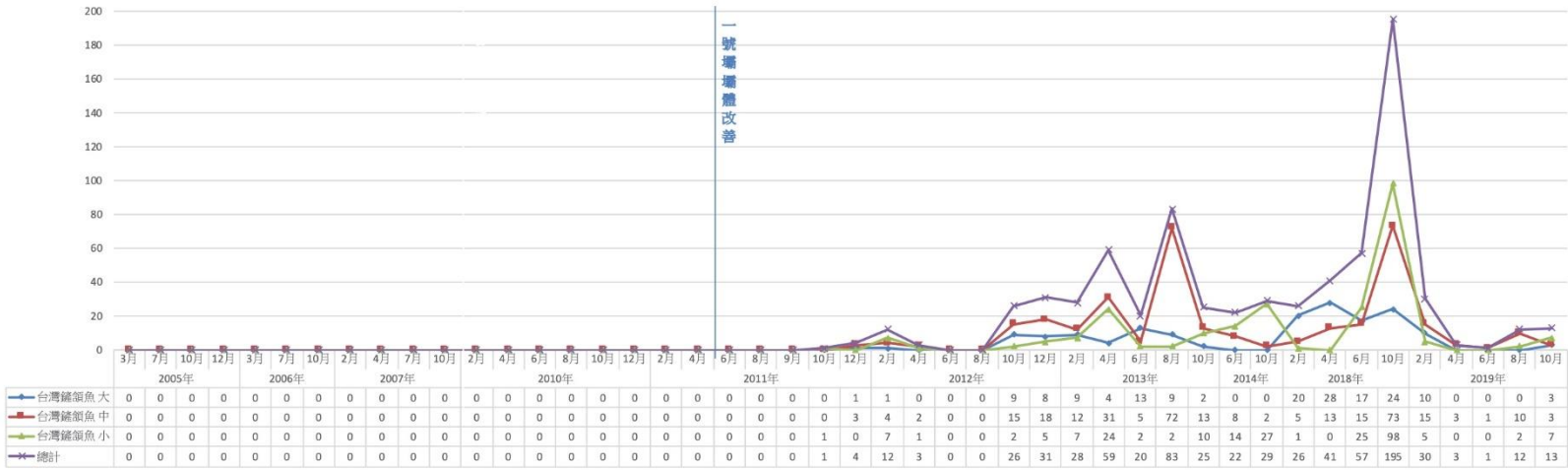
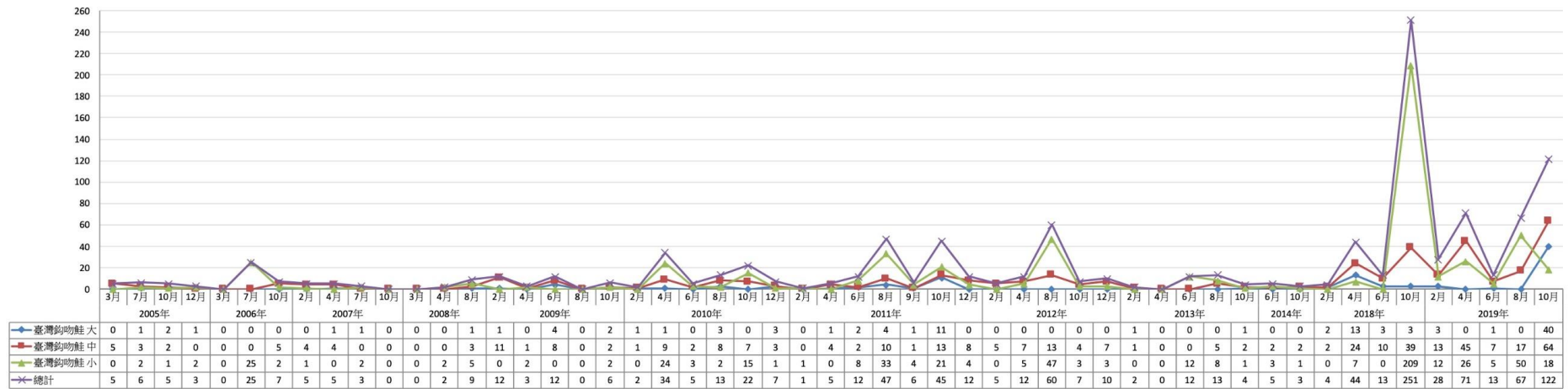


圖 6-5、二號壩固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖(資料來源:本研究團隊)

繁殖場 臺灣櫻花鉤吻鮭



繁殖場 臺灣白甲魚

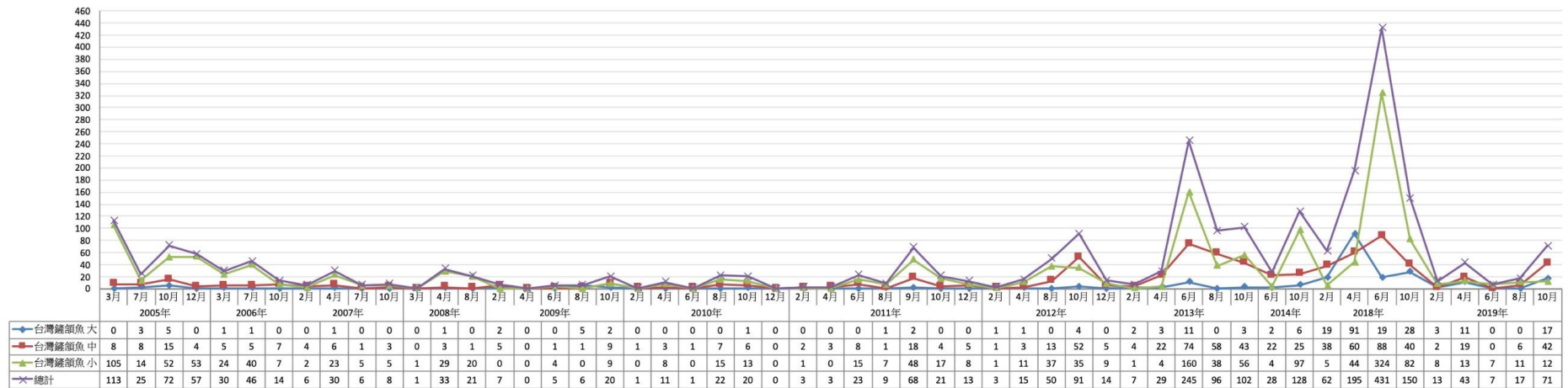
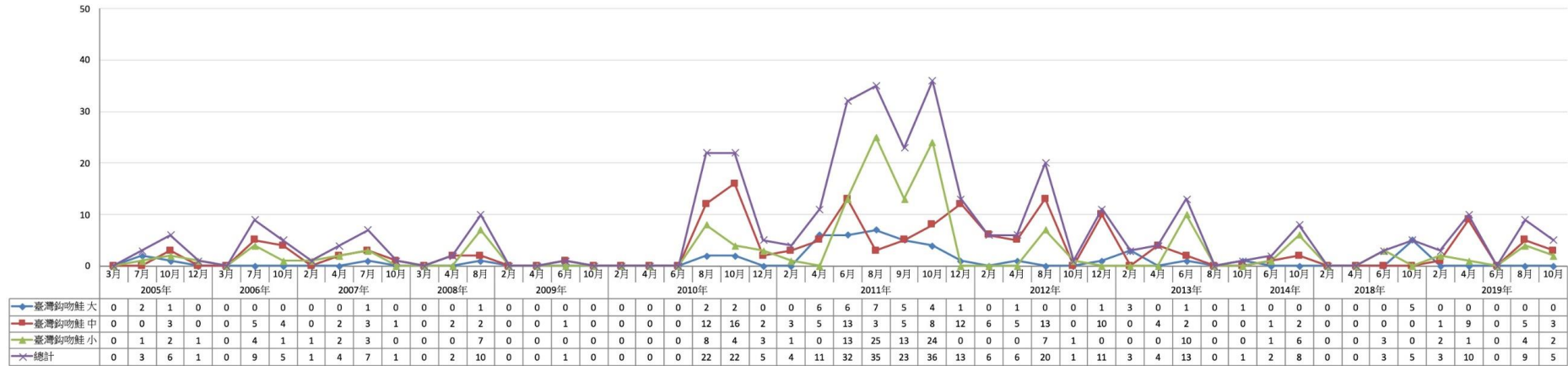


圖 6-7、繁殖場固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖

(資料來源:本研究團隊)

高山溪 臺灣櫻花鉤吻鮭



高山溪 臺灣白甲魚

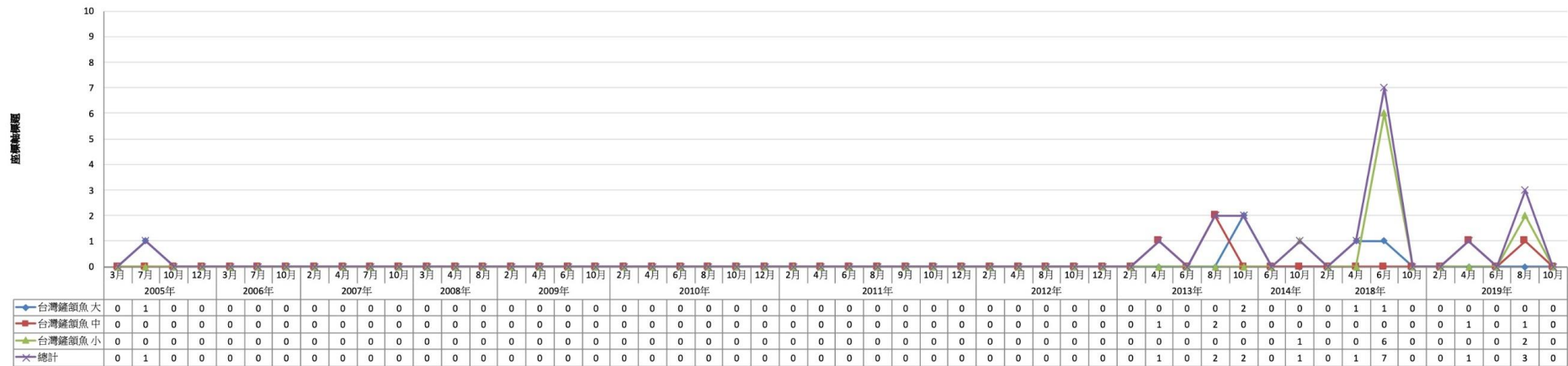
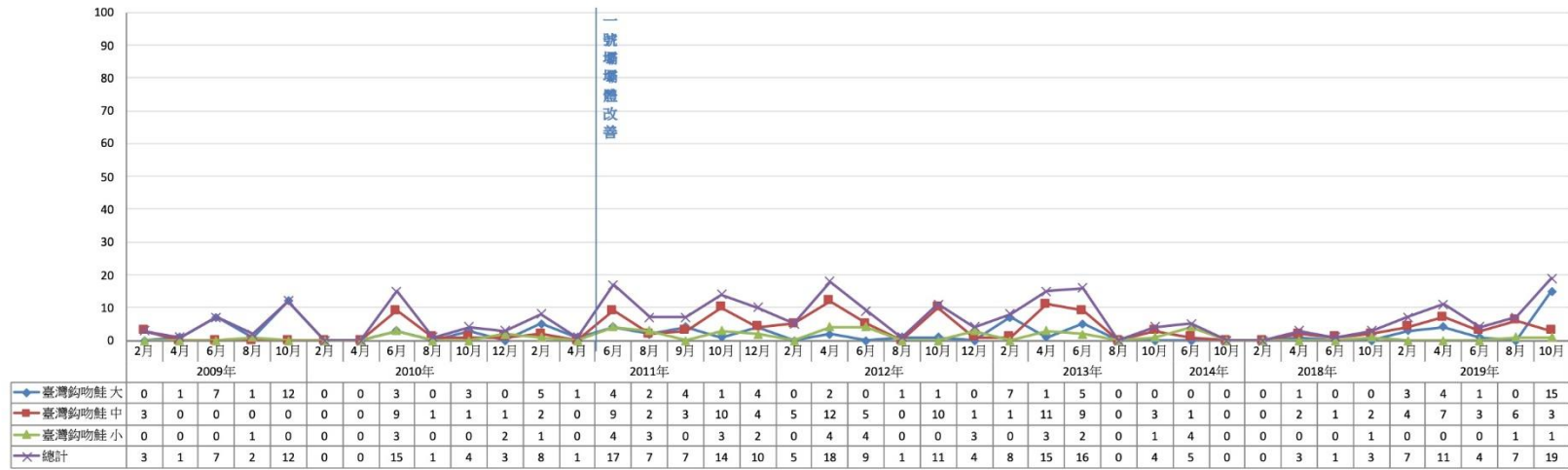


圖 6-8、高山溪固定樣站 2005 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖

(資料來源:本研究團隊)

一號壩上游 臺灣櫻花鉤吻鮭



一號壩上游 臺灣白甲魚

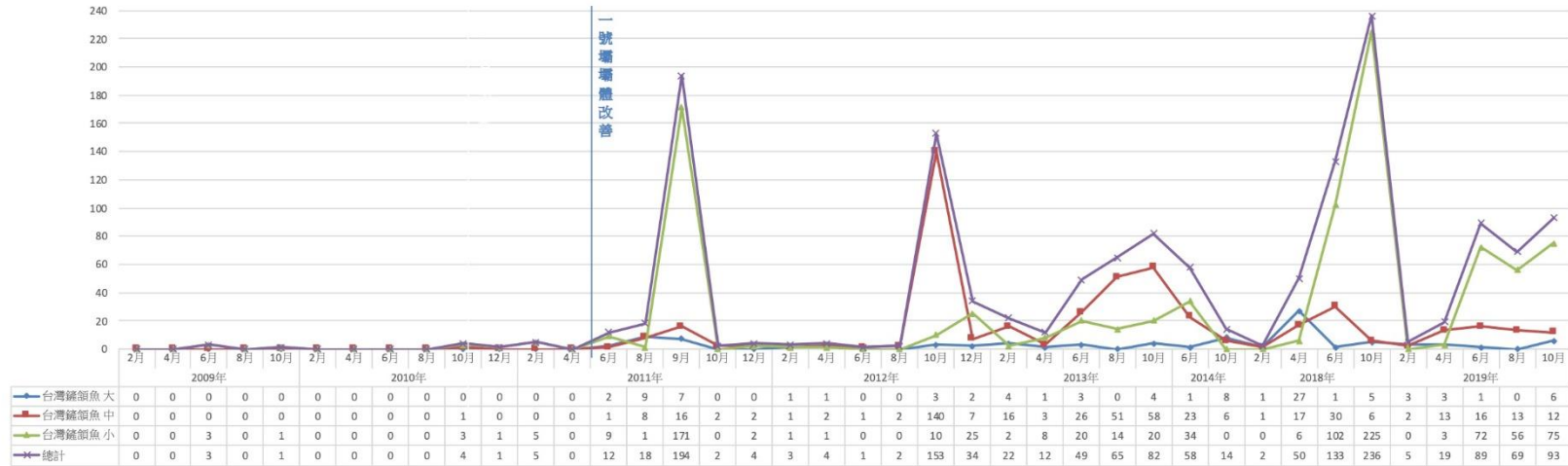
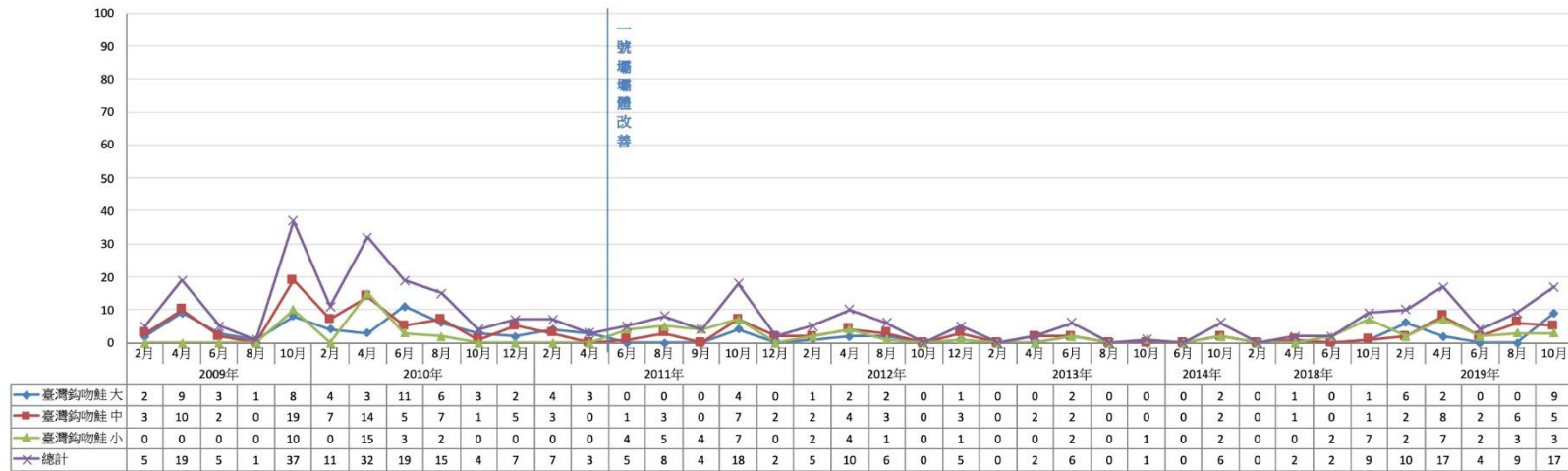


圖 6-10、一號壩上游固定樣站 2009 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖(資料來源:本研究團隊)

一號壩下游 臺灣櫻花鉤吻鮭



一號壩下游 臺灣白甲魚

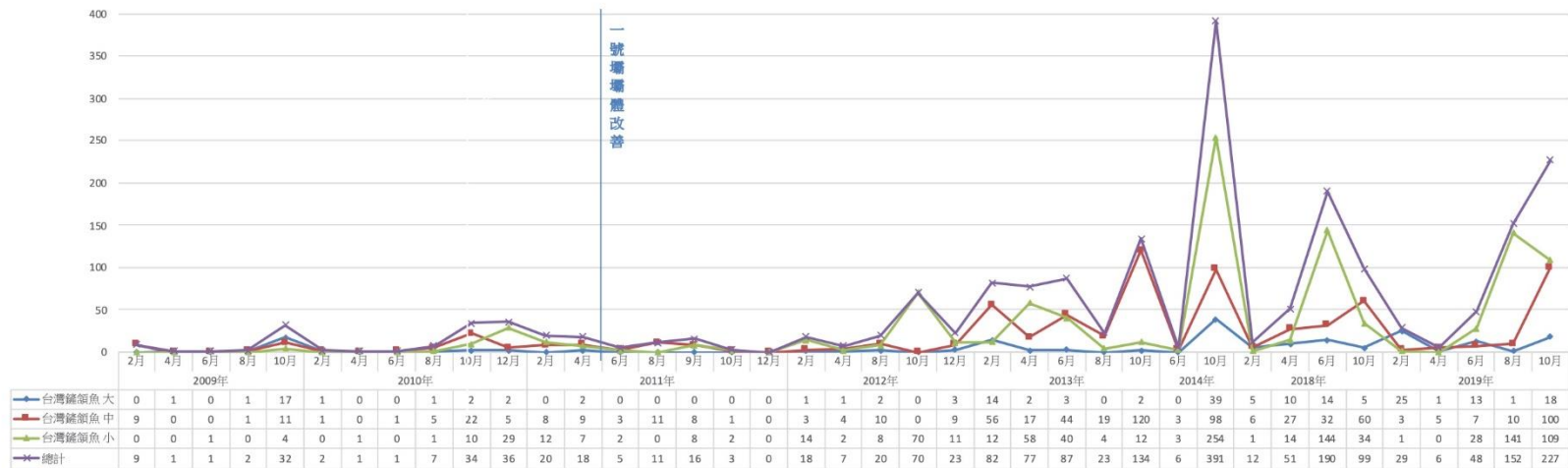


圖 6-11、一號壩下游固定樣站 2009 年至 2019 年臺灣櫻花鉤吻鮭與臺灣白甲魚族群變化曲線圖

(資料來源:本研究團隊)

七家灣溪 中游 (一號壩~三號壩)
臺灣白甲魚

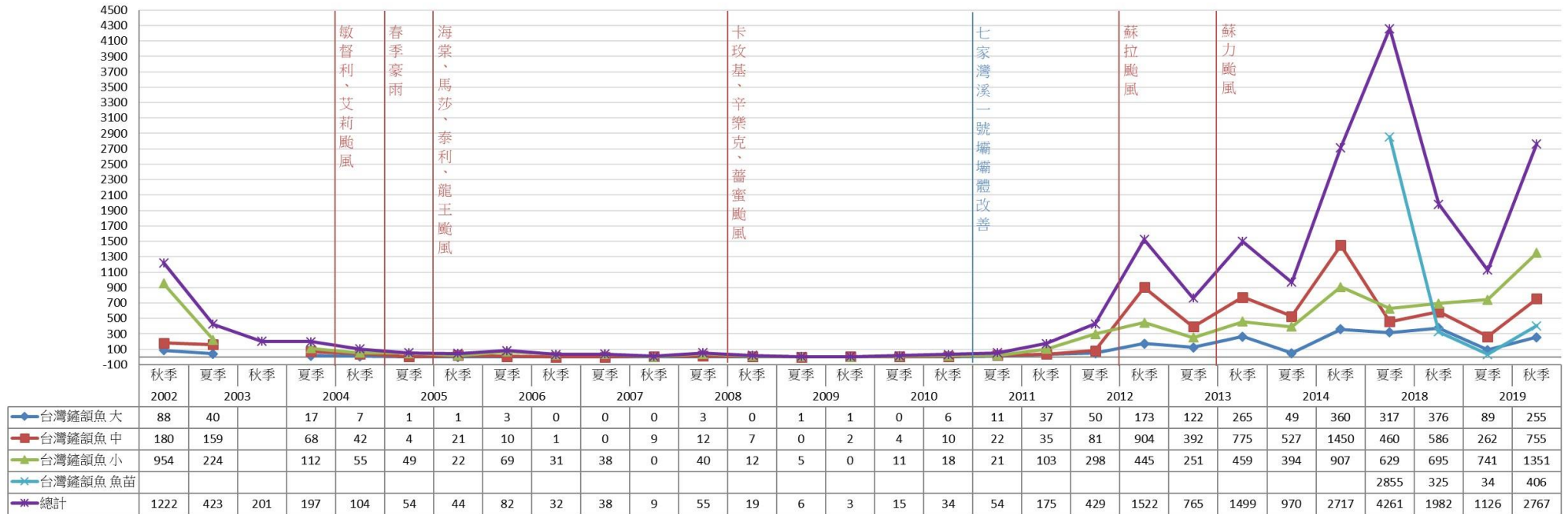


圖 6-12、七家灣溪 2002 年至 2019 年一號壩~三號壩之臺灣白甲魚族群變化曲線圖

(資料來源:本研究團隊)

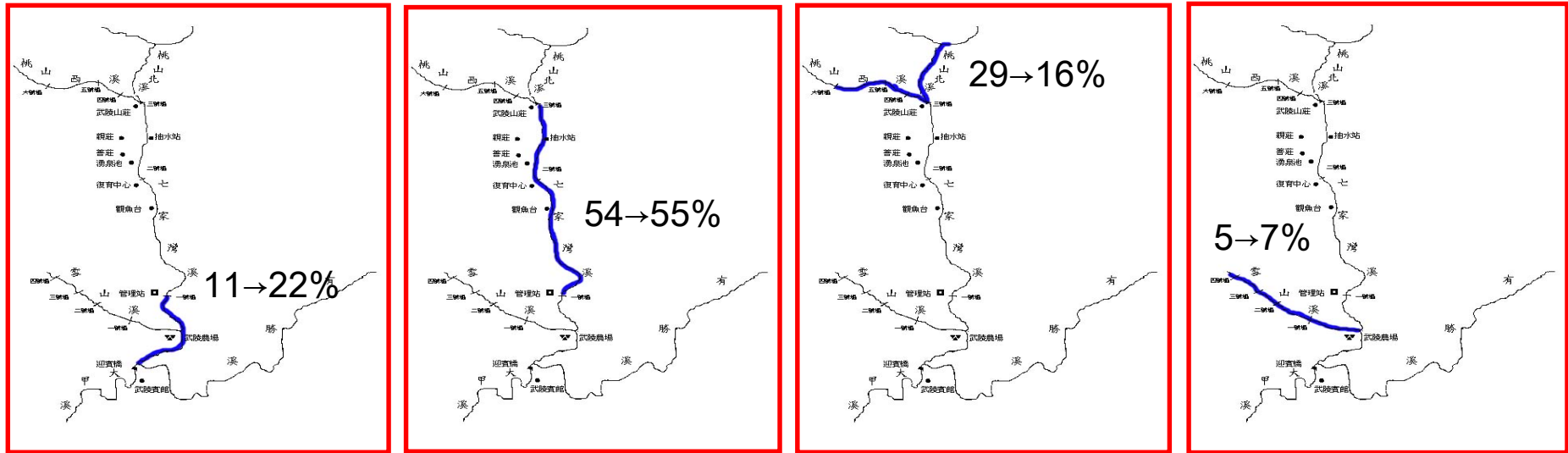


圖 6-13A、下游河段

圖 6-13B、中游河段

圖 6-13C、上游河段

圖 6-13D、高山溪

圖 6-13 A~D、2019 年夏季與秋季武陵地區各河段臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量分布百分比

(資料來源:本研究團隊)

全河段與模式河段相關性散佈圖

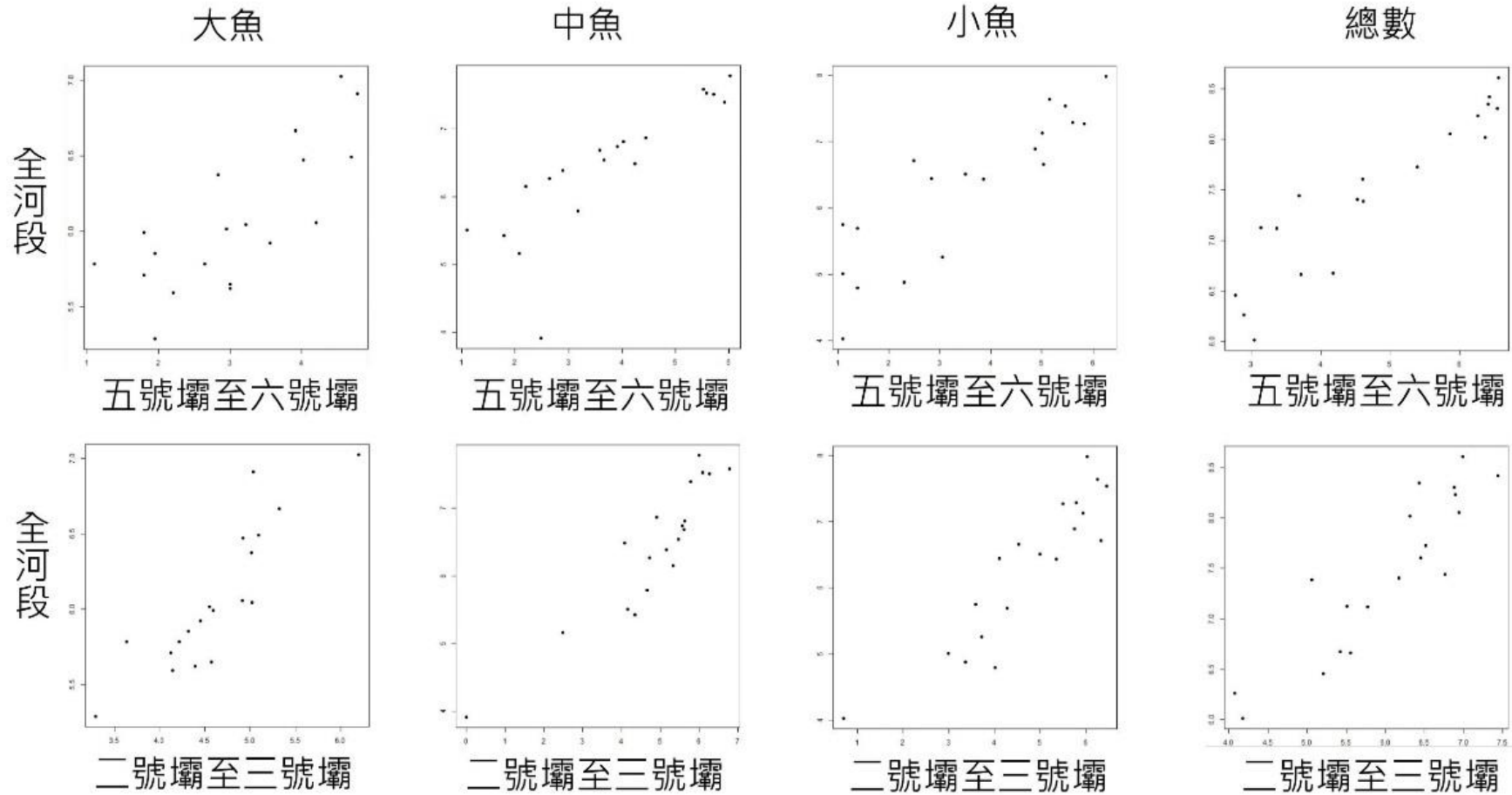


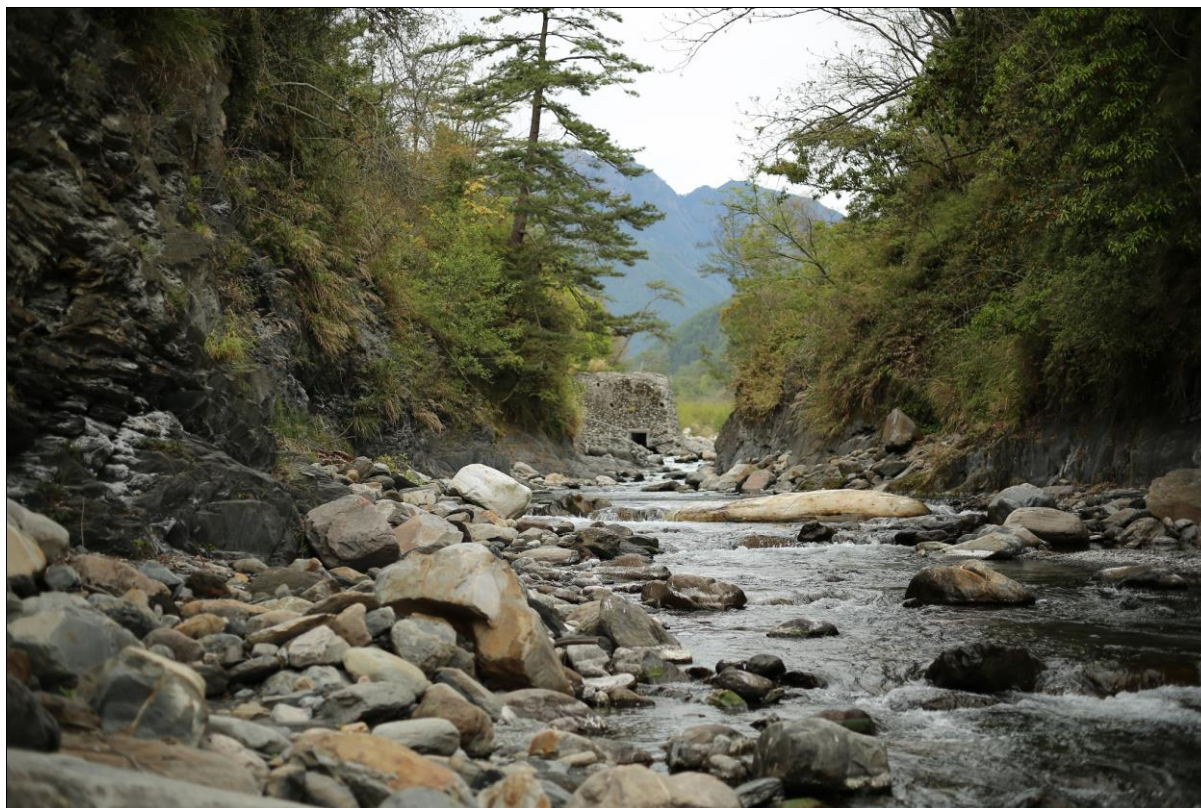
圖 6-14、全河段與模式河段對於各齡級的相關性散佈圖

(資料來源:本研究團隊)



照片 6-1、七家灣溪一號壩下游樣站壩體改善前之環境照

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-2、七家灣溪一號壩下游樣站壩體改善後之環境照

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-3、2018.04.12 於一號壩下游樣站所記錄的死亡中型鮭魚

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-4、2011.06.17 於一號壩下游樣站所拍攝到標放的鮭魚

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-5、2018.04.12 所拍攝鮭魚與臺灣白甲魚共域情形

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-6、2019.09.24 所拍攝湧泉池乾涸情形

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-7、2014.6 月所拍攝高山溪二號壩殘材堆積情形

(照片來源:本研究團隊)



照片 6-8、2018.6 月所拍攝高山溪二號壩殘材堆積情形

(照片來源:本研究團隊)

第七章 兩生類研究

吳聲海、孫雅筠、郭正農、張宸崧、陳怡音、黃盈修、周冠宇、張樂妍

國立中興大學生命科學系

摘要

關鍵詞：七家灣溪、兩生類、蝌蚪密度

一、研究緣起

延續過去的研究，調查武陵地區七家灣溪流域的兩生類數量以及與一號攔砂壩壩體改善工程施工後兩生類監測。

二、研究方法

溪流兩生類均在固定樣站，以 D 形網及徒手捕捉；並於每次調查測量相關環境因子(流速、水深、水溫、底石、覆蓋度等)。

三、重要發現

1. 今年一月的蝌蚪以梭德氏赤蛙為主。四月在部分測站(#4、#7、#9)出現盤古蟾蜍的新生蝌蚪。梭德氏赤蛙蝌蚪十月在桃山西溪(#2)和觀魚台(#4)最多。七月的有勝溪(#9)有最高的盤古蟾蜍蝌蚪密度。蛙類數量以今年新增的迎賓橋(#7)和有勝溪(#9)最多。
2. 繼 2012 年 10 月之後首次在樣區內記錄到斯文豪氏赤蛙的蝌蚪，並繼 2010 年 10 月之後首次記錄到莫氏樹蛙(雄蛙)。
3. 2011 年壩體改善工程施行後，短期之內一號壩上游(#12)及下游(#13)的蝌蚪密度降低，但近幾年密度已回升。以拆壩前的梭德氏赤蛙蝌蚪密度最高峰值作為 100%回復之指標，今年一月一號壩上游及下游皆已高於指標。且今年四月七家灣溪的平均蝌蚪密度為 2005 年以來最大值。

四、主要建議事項

(一)立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

建議可在武陵地區梭德氏赤蛙(9-11月)與盤古蟾蜍(1-4月)的生殖高峰期，於路殺尖峰時段(18:30-21:30)進行交通管制，並於迎賓橋、遊客中心、武陵氣象站、觀魚台等地點設置宣導標語，以降低路殺事件發生率。

(二)中長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

武陵地區溪流的兩生類至今已長期監測達 16 年，兩生類族群依生活史變化，長期調查的結果數量穩定，但每年仍會有不同的季節性大水事件，並受到環境、氣候因子的變化而影響。兩生類為溪流生態系中重要的次級消費者，兩生類族群的繁殖、形態、食性等變化和環境、生產者息息相關，但其相關性仍需繼續研究，且生活史涵蓋水域及陸域，因此其數量變動可作為重要環境指標。建議繼續以長期監測兩生類的族群、生態、形態調查，建立梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍作為溪流生態的指標性物種。

根據長期監測結果，梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍於六、七月變態上岸，溪流內的蝌蚪數量理應最為稀少，若未來進行拆壩計畫，建議於六、七月執行，對兩生類族群衝擊最小。

ABSTRACT

The research is an extension study of the long-term monitoring of amphibians inhabiting Qijiawan River before and after the dam removal in 2011. We caught frogs by hand and used aquatic D-nets to collect tadpoles, and measured environmental parameters (current speed, depth, water temperature, canopy cover, etc.) concurrently. The results show that *Bufo bankorensis* and *Rana sauteri* are the most abundant anurans in Qijiawan River area. More *B. bankorensis* and their tadpoles are found at Yousheng Creek in April than in January, while density of *R. sauteri* tadpoles were higher in Qijiawan River in January. Highest density of *B. bankorensis* tadpoles are found at Yousheng Creek in July. Most *R. sauteri* are found in October, and a high density of their tadpoles are found at Yousheng Creek. Tadpole density decreased immediately after dam removal, but has since recovered in recent years and the average density recorded this January was the highest since 2005.

Keywords: Qijiawan River, amphibians, tadpole density

一、前言

七家灣流域的蛙類群落由盤古蟾蜍(*Bufo bankorensis*)、梭德氏赤蛙(*Rana sauteri*)及斯文豪氏赤蛙(*Odorrana swinhoana*)組成，其中斯文豪氏赤蛙數較少。梭德氏赤蛙及盤古蟾蜍的成、幼體在時、空間分布上各有不同。在時間尺度上，梭德氏赤蛙常於下半年出現，盤古蟾蜍則較集中於上半年；在空間分布上，盤古蟾蜍蝌蚪在有勝溪多於七家灣溪，梭德氏赤蛙蝌蚪密度以七家灣流域高於有勝溪。兩者成體數量在七家灣溪均以下游測站較多。

梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍的蝌蚪是七家灣流域最重要的植食性動物，兩者皆以矽藻為主食(Chen et al., 2008)。同時蝌蚪和變態後的蛙均為櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus formosanus*)的食物，因此魚類數目應會影響兩生類的數量。

在一號壩拆除後，植食性的臺灣白甲魚(*Onychostoma barbatulum*)和肉食性的櫻花鉤吻鮭數量均增加。因此溪流食物網中同時增加與蝌蚪競爭的種類和蝌蚪掠食者的數量。此食物網中成員的改變，對蝌蚪在一號壩改善前後的影響可能有數量上的差異和成長速度上的差異。若競爭者影響力強，則蝌蚪的生長速度可能降低。若掠食者的影響大，則蝌蚪的數量會降低。蛙類蝌蚪可因掠食者的種類而改變其外表體型和行為(Relyea, 2001)，七家灣溪的蝌蚪已知會因處在的溪段流速不同而有不同的含沙量。掠食者和競爭者的增加，可能會改變蝌蚪的覓食行為，進而改變其胃含物中無機物含量；亦可能造成其外型的改變。盤古蟾蜍可能因為皮膚毒性能有較佳的禦敵能力，且其蝌蚪棲息於較為緩流處，魚類對其影響應小於梭德氏赤蛙數量的變動不受掠食者影響。

本計劃除了依照過去監測的方法，每年至少四次在所有共同樣站調查各生活史階段兩生類的數量和生物量，並將藉由在共同測站的採樣，與研究期間魚類數目監測結果比較，檢視兩生類蝌蚪是否受到各種魚類出現、及環境改變，而有數量上、生態區位上、形態上的改變。

二、研究方法

(一)長期監測

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)撈取蝌蚪一趟，由 2004 年至 2005 年的調查紀錄得知，在穿越線中撈取一趟的蝌蚪數佔重複撈取到將所有蝌蚪捉出的平均比例為 68.9%，因此自 2006 年起在穿越線中僅撈取一趟，並將此密度(蝌蚪隻數/1m*溪寬)乘以 1.451 後即可與自 2004 年以來之監測資料比較。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、體重。

夜間的蛙類調查，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一趟並徒手捕捉所有發現之蛙類，搜尋範圍為離水 5m 之內。由 2004 年至 2005 年的調查紀錄得知，左右岸發現的蛙數量無顯著差異，且捕捉一趟的隻數佔捕捉到完的平均比例為 79.8%，且 90%以上的個體均在離水 5 m 之內。因此將單位面積隻數乘以 3.785 後即可與自 2004 年以來之資料比較。捕捉到之個體分辨種類並記錄性別、體長、體重後於原溪段放回。

(二)掠食者和競爭者以及溪流環境對蝌蚪影響

在採集攜回的蝌蚪中，每一測站取至多 5 隻計算灰化後無機物質含量。有機物和無機物的測定方法為，將蝌蚪樣本置入 60 °C 烘箱(Deng Yng, DS45)中，乾燥 72 小時，利用電子天秤(精確度至 0.0001 g)(Ohaus, E02140)秤量乾重(g)；將烘乾後之樣品移入灰化爐(Cherng Huei, CH2002)中，以 500 °C 灰化 5 小時；待冷卻後移入 60 °C 烘箱

乾燥 1 小時，秤量灰重(g)，此重量即代表無機物重；而乾重減掉灰化重則可得到有機物重，經換算後可得樣本之有、無機物含量(%)，計算公式如下：

$$\text{無機物含量(\%)} = \text{灰化重} / \text{乾重} \times 100\%$$

$$\text{有機物含量(\%)} = (\text{乾重} - \text{灰化重}) / \text{乾重} \times 100\%$$

各項蝌蚪測量值和數目、發育期數等資料，均與 2004 年至 2018 年調查保存的蝌蚪作比較，以了解壩體改善前後之改變。

(三)梭德氏赤蛙蝌蚪的食性初步分析

由於拆壩前的樣本數缺乏，難以每年每季的食性變化做探討，僅對蝌蚪腸道內藻類的多樣性初步分析。在一號壩上游和下游測站(#12、#5)在拆壩前後(2011、2019年)的春季蝌蚪各採集梭德氏赤蛙蝌蚪3隻，共12隻，立即犧牲後以福馬林固定。在實驗室中將腸道取出，製成永久玻片，每隻製成3片玻片，在光學顯微鏡下記數及辨識藻類中藍綠藻(Cyanobacteria)、綠藻(Cholorophyta)及矽藻(Bacillariophyta)各類群數量，比較拆壩前後之差異。

(四)路殺調查

本研究團隊於108年10月進行路殺調查。園區內道路每 2km 為一調查路段，調查時間自日落後一小時、即19:00開始至22:20結束。從新鮮屍體可維持濕潤約一小時，推估蛙類穿越馬路之尖峰時段及路殺熱點。

三、 結果

(一)環境因子

為了解溪流對蝌蚪形態及食性的可能影響，本年度於有勝溪與七家灣溪的匯流處新增一測站迎賓橋(#7)。本年度調查各測站棲地因子之描述性統計如表 7-1，今年八月因颱風過境，增加一次調查。溪畔以一號壩上游(#12)最為開闊，而支流桃山西溪(#2)、高山溪(#8)及有勝溪(#9)較為鬱閉，而各測站在四月的鬱閉程度皆較一月高。各測站在四月的平均水寬皆大於一月，八月的平均水寬皆大於七月，十月平均水寬和四月相當。平均水深有部分測站在四月皆增加，在七月全部測站的平均水深皆大於四月，八月和七月相比變化不大。除了一號壩附近的測站(#12、#13)之外，各測站平均流速在四月皆較一月減緩，各測站平均流速在七月皆大於一、四月，皆在八月達到最快平均流速，在十月減緩。

(二)生活史

七家灣溪流域的蛙類群落由盤古蟾蜍、梭德氏赤蛙及斯文豪氏赤蛙組成。本年度共調查到盤古蟾蜍 380 隻、梭德氏赤蛙 332 隻、斯文豪氏赤蛙 24 隻，總計 737 隻(表 7-2)。在一月的調查中，僅 4 個測站有調查到變態後個體，共捕獲蛙類 11 隻，包括 10 隻梭德氏赤蛙與 1 隻盤古蟾蜍。四月的盤古蟾蜍幼蛙比例高達 75%，在 277 隻盤古蟾蜍中有 223 隻在有勝溪(#9)捕獲，其中有 182 隻為平均體長 19.62 ± 2.62 (mm)的幼蛙，判斷為變態一年或以上的個體(表 7-3)。四月的一號壩下游(#13)捕獲的莫氏樹蛙(*Rhacophorus moltrechti*)為 2010 年 10 月之後首筆調查記錄。與四月相比，七月的盤古蟾蜍平均體型增大。七、八月蛙類數量不多，八月颱風過境後的梭德氏赤蛙減少、盤古蟾蜍變化不大，皆捕獲到 10 隻斯文豪氏赤蛙。十月適逢梭德氏赤蛙的生殖季，共調查到梭德氏赤蛙 230 隻，多為雄蛙(雌雄比=1:11.5)，數量以今年新增的迎賓橋(#7)和有勝溪(#9)最多。

各測站蛙類形質及生物量如表 7-3，有勝溪(#9)在梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍的繁殖季(四

月和十月)均為蛙類生物量最大的測站，八月的颱風對各測站的蛙類生物量影響不大，而在八月在一號壩下游(#13)捕獲到本年度體型最大的盤古蟾蜍成蛙個體。

本年度各測站之蝌蚪形質及生物量如表 7-4。梭德氏赤蛙蝌蚪在各測站的數量及平均密度依序為一月>十月>八月>七月，一月最大數量及密度出現在有勝溪(#9)和觀魚台(#4)，十月桃山西溪(#2)和觀魚台(#4)最多。四月及七月的有勝溪(#9)有最高的盤古蟾蜍蝌蚪密度。

一月於蝌蚪調查中捕獲的梭德氏赤蛙蝌蚪為渡冬後待成長的個體，平均發育期數為 27.0 ± 2.0 期，多數未超過 30 期；四月調查時平均期數增加至 31.4 ± 4.6 期，且有已達 43 期(即將變態)的個體；七月時僅有少數期數較大的個體(最大平均期數為 36.85 ± 10.27 期)，且在岸邊發現幼蛙，顯示大多已變態上岸；今年八月因颱風新增加的調查卻在各測站均有少數發育早期的梭德氏赤蛙蝌蚪(25-28 期)；十月出現大量發育早期的蝌蚪(25-30 期)、期數<25 期之幼體及卵塊。

今年一月為 2012 年 10 月後首次記錄到斯文豪氏赤蛙的蝌蚪；另外，僅在一號壩上游(#12)捕獲 1 隻盤古蟾蜍蝌蚪，在岸邊積水處有觀察到其聚集，但因在樣線之外故不計入；四月時在迎賓橋(#7)及有勝溪(#9)測站亦有捕獲盤古蟾蜍蝌蚪，發育期數平均為 27.6 ± 0.5 期，應為年初孵化個體；在觀魚台(#4)捕獲大量 23 及 24 期(尚未開始進食隻剛破卵而出)的幼體，但因蝌蚪定義為 25 期之後故不計入；七月在迎賓橋(#7)及有勝溪(#9)測站有捕獲聚集的盤古蟾蜍蝌蚪，平均期數分別為 30.8 ± 3.5 期及 31.7 ± 3.5 期，其他測站和八月的所有測站均只有少數期數不一的盤古蟾蜍蝌蚪；十月僅有少數期數較大的個體，多數已變態上岸。(表 7-4、圖 7-1)

(三)掠食者和競爭者以及溪流環境對蝌蚪影響

一號壩拆除後，上、下游的櫻花鉤吻鮭族群得以連接，同時原僅分布在一號壩下游的臺灣白甲魚向上游拓展，一號壩上游(#12)、觀魚臺(#4)、二號壩(#3)等測站在拆壩後開始有臺灣白甲魚的記錄。植食性的臺灣白甲魚和肉食性的櫻花鉤吻鮭數量均增加，因此溪流食物網中同時增加蝌蚪的競爭者和掠食者的數量。蝌蚪的無機物含量會反映其體

內的含砂量，而食砂行為及攝入砂的量會因處在的溪段流速不同而異(吳，2012)，掠食者和競爭者的增加，可能會改變蝌蚪的覓食行為，進而改變其體內含砂量。

我們假設在拆壩後，臺灣白甲魚出現於一號壩上游，成為蝌蚪潛在的競爭者，且同樣與蝌蚪成為櫻花鉤吻鮭的獵物。在臺灣白甲魚一同競爭藻類資源、或較佳覓食棲地的狀況下，可能會改變蝌蚪實際攝食的藻類類群，並轉而攝入較多砂石中的碎屑，導致體內的無機物比例增加。為了驗證此假說，我們對拆壩前後(2011、2019年)一號壩上游(#12)、下游的繁殖場(#5)的梭德氏赤蛙蝌蚪腸道內含物、環境中藻類葉綠素濃度(mg/m²)及蝌蚪無機物含量(體內含砂量)分析。其中葉綠素 a(Chl a)濃度代表石附生藻類總生物量、葉綠素 b(Chl b)主要為綠藻生物量所貢獻、葉綠素 c(Chl c)主要為矽藻生物量所貢獻(林，2018)。

1. 無機物含量分析

由於拆壩前的無機物含量資料不足，僅對今年上下游的無機物含量做分析，並加上去年的資料觀察蝌蚪無機物含量整體趨勢。結果由兩年的整合資料發現上下游穩定隨季節變化，在夏季的無機物含量會達到高峰；上游均略高於下游或差異不大，僅在今年颱風過後的八月和十月無機物含量為下游較高。可知夏季的溪流濁度可能較高，造成蝌蚪含沙量也增加；由於今年和去年臺灣白甲魚數量是在秋季的數量達到高峰，所以由競爭增加造成無機物含量影響的可能性低。(圖 7-2)

2. 蝌蚪的食性、無機物含量和環境

由去年的分析可知(林，2018)，葉綠素 b 的量與蝌蚪數量、密度呈正相關，且與蝌蚪含砂量呈負相關，我們認為蝌蚪主要營養來源為綠藻。臺灣白甲魚的數量與葉綠素 a 的量呈正相關，然而與葉綠素 b 及 c 的量無關，我們可知臺灣白甲魚也吃藻類，但不確定類群。臺灣白甲魚數量與蝌蚪數量微呈負相關但不顯著，推測臺灣白甲魚與蝌蚪可能存在競爭關係。

拆壩前後腸道內含物類群如表 7-5，在拆壩前後的上下游藻類類群數皆為綠藻>矽藻

>藍綠藻。作為對照組的下游，在拆壩前後的腸道內藻類類群除了矽藻比例略微增加，其他類群均無明顯改變；上游在拆壩前後，腸道內含的矽藻類群比例下降、綠藻比例增加、藍綠藻不變。為主要營養來源的綠藻在拆壩後的蝌蚪腸道內類群比例增加，並且去年的分析顯示上游在拆壩前後的無機物含量於觀魚台(#4)並無明顯差異(Mann-Whitney U test, 2月: $U=81, p=0.056$ ；4月: $U=109, p=0.284$)，推測可能原因為在資源充足的情況下競爭影響不大。其他子計畫調查結果發現今年的溪流綠藻量大增，推測可能為腸道內綠藻類群比例增加的主要原因，建議在拆壩後至去年的上游蝌蚪進行食性分析，去除溪流中綠藻在今年增加的影響。

(四)路殺調查

本研究團隊於108年10月10日執行路殺調查。發現蛙類路殺熱點為迎賓橋至武陵路3km處(圖7-7)，其中又以迎賓橋至武陵氣象站(武陵路0km)以及觀魚台附近(武陵路2km-2.5km)路殺情形最為嚴重。而從新鮮屍體可維持濕潤約一小時，推估18:30-21:30為蛙類穿越馬路之尖峰時段(圖7-8)。此調查結果可協助在改善路殺現象上，提供經營管理之建議。

四、 討論

(一)生活史

梭德氏赤蛙的繁殖季節主要為秋冬兩季。因此十月及翌年一、二月易調查到大量剛孵化的蝌蚪，而七月大部分梭德氏赤蛙蝌蚪已變態，故調查到的蝌蚪數量稀少。我們針對七家灣溪測站(#3、#4、#5、#12、#13)的調查資料，利用 kernel density estimation 來估計梭德氏赤蛙蝌蚪期數的概率分布(圖 7-9)：2018 年二月的蝌蚪期數的密度高峰約為 26 期，且大多數個體介於 25 期至 30 期之間。四月的期數分布則較為分散，沒有明顯高峰，但明顯相對二月而言，多數蝌蚪的期數已大於 30。七月的期數分布更為分散且右移，然而大多數蝌蚪已變態上岸故樣本數很少。十月已進入梭德氏赤蛙的繁殖季節，這時期的蝌蚪剛孵化不久，密度高峰為 27 期，25 期次之。2019 年一月的蝌蚪期數分布無明顯高峰，但仍以小於 30 期的個體佔大多數。

我們發現今年梭德氏赤蛙蝌蚪成長較早。相較於去年二月，今年相同調查季(一月)的蝌蚪期數較大(Mann-Whitney U test, $U=23499$, $p<0.05$)，在概率分布上也整體些微右移(圖 7-9)，推測是今年冬季較去年溫暖使得渡冬的蝌蚪發育較快。今年四月亦有期數偏大的現象，然而四月及七月這兩年的期數差異在統計上不顯著(四月： $U=9030$, $p=0.358$ ；七月： $U=93.5$, $p=0.776$)。而去年十月的期數較今年大($U=4759.5$, $p<0.05$)，表示去年的繁殖期可能較早開始。然而梭德氏赤蛙的繁殖期從秋季開始，兩年的調查無法涵蓋完整的兩個生殖週期，建議調查可從下半年開始，或持續進行三年以上的監測，方可對於環境因子對其繁殖情況的影響，有更肯定及完整的詮釋。

(二)壩體改善工程對兩生類的影響

一號壩改善工程於 2011 年五月底施行。壩體拆除後，一號壩上游(#12)、一號壩下游(#13)蝌蚪密度皆降低，該年生殖季的密度亦為為歷年來最低(圖 7-3、圖 7-4)，顯示該年夏季拆壩工程與三起颱風造成的大水確實對蝌蚪密度造成負面影響。而拆壩後夏季及秋季的蛙類密度皆上升，顯示工程實施後，並未造成鄰近測站蛙密度下降，然而，次

年(2012)生殖季的蛙密度降低許多，應與 2011 年蝌蚪大幅減少有關。

本計畫以梭德氏赤蛙的蝌蚪密度為拆壩後族群量回復之指標。由於盤古蟾蜍蝌蚪在此兩測站調查到的數量較少(圖 7-3b、圖 7-4b)，且有聚集行為，因此不以其密度作為回復指標之參考。排除 2004 年極端氣候影響下的調查數據後，我們以 2008 年起至拆壩前的梭德氏赤蛙蝌蚪密度最大值作為 100%回復之指標。一號壩上游(#12)之 100%回復指標為 2011 年 4 月的蝌蚪密度 2.195(隻/m²)，拆壩隔年(2012 年)10 月即達回復指標的 40%，0.877(隻/m²)；今年 1 月調查時密度為 3.138(隻/m²)，已高於指標(圖 7-3a)。一號壩下游(#13)之 100%回復指標為 2011 年 3 月的蝌蚪密度 1.941(隻/m²)，至 2018 年 2 月調查蝌蚪密度為 1.742(隻/m²)，已達回復指標的 89.7%；今年 1 月調查到的密度為 3.874(隻/m²)，已高於指標。(圖 7-4a)

(三)長期監測

蝌蚪密度係指單位調查面積的蝌蚪數量，而調查樣線的溪水寬度易受到天候的影響。我們檢視從 2004 年至 2013 年、以及 2018 年所有調查季，七家灣溪各測站(#3、#4、#5、#12、#13)的平均蝌蚪密度(圖 7-5)，並將此長期監測資料與大尺度的氣候事件比對(圖 7-7)。2004 年適逢聖嬰年，降雨量少導致溪水流量少且窄，使得秋冬季繁殖的梭德氏赤蛙當年度的蝌蚪密度相較其他年份高出許多。2010 年 5 月至 2012 年 5 月則為反聖嬰年，數次強降雨現象間接影響武陵地區發生多次季節性大水，其中包括東北季風降雨(2011)、米雷颱風(2011)、蘇拉颱風(2012)、蘇力颱風(2012)、梅雨(2012)等。2013 年四月的春雨及十月的颱風亦導致該年調查蝌蚪稀少。洪水事件可能會將蝌蚪帶離原生溪段、或增加溪水寬度，而降低此蝌蚪密度。而聖嬰現象之波動可能影響洪水事件發生的次數，間接影響溪流中蝌蚪的密度。今年四月的平均蝌蚪密度為 2005 年以來最大值，應與去年武陵地區無颱風事件有關。

梭德氏赤蛙蝌蚪在秋天開始孵化，次年春季盤古蟾蜍蝌蚪開始孵化，夏季洪水來臨前，兩者大多已變態上岸，兩物種皆以時間上避開夏季大水為因應生殖策略。2011 年選擇在夏季拆除一號壩，實屬對兩生動物影響最小的時間。

七家灣溪歷年的成蛙密度較不受季節性大水影響，而是與前一年的蝌蚪數量有關。歷年來蛙密度變動不大，除了 2011 年，梭德氏赤蛙與盤古蟾蜍在生殖季的密度皆為歷年來最大峰值，推測可能是因為 2010 年間洪水事件少，蝌蚪存活率高，使得次年生殖季的成蛙密度大幅上升。(圖 7-6)

(四) 颱風影響

八月上旬的利奇馬颱風侵臺，在八月中旬颱風過境後增加一次調查。在環境因子方面，鬱閉程度、水深變化不大，平均流速則明顯增加，為今年最快平均流速；在蛙類調查發現，梭德氏赤蛙減少，而對盤古蟾蜍、斯文豪氏赤蛙數量及所有蛙類形質皆無影響；蝌蚪方面，梭德氏赤蛙蝌蚪在各測站的數量及平均密度和七月相比反而增加，盤古蟾蜍蝌蚪和七月調查結果差異不大。(表 7-1、表 7-2、圖 7-6)

除了梭德氏赤蛙的數量漸少以外，和七月的結果相比，颱風對兩生類沒有造成明顯改變。梭德氏赤蛙在七月有發現 29 隻成蛙，在颱風過後僅捕捉到 3 隻成蛙，但由於梭德氏赤蛙繁殖季於十月，今年和去年秋季皆捕捉到一二百隻成蛙，因此夏季颱風造成的數量減少於今年度整體情況影響不大。

五、 結論與建議

結論

- (一) 七家灣溪流域沿溪蛙類主要為梭德氏赤蛙、盤古蟾蜍、斯文豪氏赤蛙三種。
- (二) 今年一月調查到的蝌蚪以梭德氏赤蛙為主。四月在部分測站(#4、#7、#9)出現盤古蟾蜍的新生蝌蚪。七月調查到梭德氏赤蛙蝌蚪稀少，大部分蝌蚪已變態；十月則有新生蝌蚪、卵塊及大量期數較小(<25)的梭德氏赤蛙幼體。
- (三) 八月上旬的颱風造成夏季的梭德氏赤蛙數量減少，但對今年度整體影響不大。
- (四) 今年四月調查到的莫氏樹蛙為 2010 年 10 月之後首筆調查記錄。
- (五) 影響蝌蚪密度的主要因素為生活史、微棲地及洪水事件。影響成蛙密度的主要因素為生活史(生殖季)及前一年的蝌蚪數量。
- (六) 今年四月的平均蝌蚪密度為 2005 年以來最大值，應與去年武陵地區無颱風等洪水事件有關。
- (七) 2011 年壩體改善工程施行後，短期之內一號壩上游(#12)及下游(#13)的蝌蚪密度降低，但近幾年密度已回升。以拆壩前的梭德氏赤蛙蝌蚪密度最高峰值作為 100% 回復之指標，今年一月的調查顯示，一號壩上游及下游皆已高於指標。

建議事項

1. 立即可行建議：路殺現象改善

主辦機關：雪霸國家公園管理處

蛙類在穿越道路時容易遭車輛輾斃，當園區內車流量增加、或是生殖季節大量成蛙移動至溪邊交配時，將大幅增加路殺發生頻率。今年十月調查發現路殺熱點為日落後至夜間十時左右的迎賓橋至觀魚台沿路。建議可在武陵地區梭德氏赤蛙(9-11 月)與盤古蟾蜍(1-4 月)的生殖高峰期，於迎賓橋、遊客中心、武陵氣象站、觀魚台等地點設置宣導標語，以降低路殺事件發生率，並可將宣導重點放在住宿區(露營區/武陵賓館/武陵富野/武陵山莊)及收費站，並以宣導手冊及解說方式進行。

2. 中長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

武陵地區溪流的兩生類至今已長期監測達 16 年，兩生類族群依生活史變化，長期調查的結果數量穩定，但每年仍會有不同的季節性大水事件，並受到環境、氣候因子的變化而影響。兩生類為溪流生態系中重要的次級消費者，兩生類族群的繁殖、形態、食性等變化和環境、生產者息息相關，但其相關性仍需繼續研究，且生活史涵蓋水域及陸域，因此其數量變動可作為重要環境指標。建議繼續以長期監測兩生類的族群、生態、形態調查，建立梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍作為溪流生態的指標性物種。

根據長期監測結果，梭德氏赤蛙和盤古蟾蜍於六、七月變態上岸，溪流內的蝌蚪數量理應最為稀少，若未來進行拆壩計畫，建議於六、七月執行，對兩生類族群衝擊最小。

六、 參考文獻

- 林幸助、王筱雯、吳聲海、官文惠、邵廣昭、孫元勳、郭美華、曾晴賢、楊正澤、葉昭憲，2010。武陵地區溪流生態系長期監測暨整合研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 林幸助、王筱雯、官文惠、邵廣昭、郭美華、曾晴賢、葉昭憲，2013。武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- 林幸助、吳聲海、官文惠、孫元勳、郭美華、曾晴賢、葉昭憲、端木茂甯，2018。武陵地區溪流生態系評估。內政部營建署雪霸國家公園管理處。
- Akers, E.C., Taylor, C.M., and Altig, A.R. 2008. Effects of clay-associated organic material on the growth of *Hyla chrysoscelis* tadpoles. *Journal of Herpetology* 42: 408–410.
- Chen, H.C., Lai, B.C., Fellers, G.M., Wang, W.L., and Kam, Y.C. 2008. Diet and foraging of *Rana sauteri* and *Bufo bankorensis* tadpoles in subtropical taiwanese streams. *Zoological Studies* 47: 685–696.
- Gillespie, G.R. 2002. Impacts of sediment loads, tadpole density, and food type on the growth and development of tadpoles of the spotted tree frog *Litoria spenceri*: an in-stream experiment. *Biological Conservation* 106: 141–150.
- Gosner, K. L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herpetologica* 16:183–190.
- Lai, S.J., Kam, Y.C., Hsu, F.H., and Lin, Y.S. 2002. Elevational effects on the growth and development of tadpoles of Sauter's frog *Rana sauteri* Boulenger in Taiwan. *Acta Zoologica Taiwanica* 13: 11–20.
- Ranvestel, A.W., Lips, K.R., Pringle C.M., Whiles, M.R., and Bixby, R.J. 2004. Neotropical tadpoles influence stream benthos: evidence for the ecological consequences of decline in amphibian populations. *Freshwater Biology* 49: 274–

285.

Relyea RA. 2001. Morphological and behavioral plasticity of larval anurans in response to different predators. *Ecology* 82: 523–540.

Rondeau, S.L., and Gee, J.H. 2005. Larval anurans adjust buoyancy in response to substrate ingestion. *Copeia* 2005: 188–195.

Smith-Gill, S.J., and Berven, K.A. 1979. Predicting amphibian metamorphosis. *American Naturalist* 113: 563–585.

Wassersug, R.J., and Feder, M.E. 1983. The effects of aquatic oxygen concentration, body size and respiratory behaviour on the stamina of obligate aquatic *Bufo americanus* and facultative air-breathing *Xenopus leavis* and *Rana berlandieri* anuran larvae. *Journal of Experimental Biology* 105: 173–190.

Wood, S.L.R., and Richardson, J.S. 2009. Impact of sediment and nutrient inputs on growth and survival of tadpoles of the Western Toad. *Freshwater Biology* 54: 1120–1134.

表 7-1、2019 年各測站棲地因子數值(平均值±標準差)。(底石大小：(1)砂粒<0.2cm(2)

碎石 0.2-1.6cm(3)卵石 1.7-6.4cm(4)圓石 6.5-25.6cm(5)大石 25.7-51.2cm(6)巨石>

51.2cm)

測站	水寬 (m)	水深 (m)	流速 (m/s)	水溫 (°C)	覆蓋度 (%)	底石平均	底石標準差
一月							
2	8.30±2.21	0.227±0.127	0.16±0.11	8.4±0.1	29.7±12.6	4.0±0.4	1.2±0.4
3	6.94±0.48	0.325±0.102	0.44±0.23	10.7±0.3	29.6±5.9	4.3±0.4	1.1±0.3
4	12.07±3.54	0.211±0.047	0.22±0.08	11.6±0.4	33.5±5.4	3.9±0.2	0.6±0.2
5	16.64±4.89	0.185±0.043	0.33±0.12	10.2±0.3	30.3±4.6	4.2±0.2	1.0±0.2
7	12.73±2.28	0.254±0.088	0.53±0.17	10.8±0.1	31.7±2.5	3.7±0.5	0.7±0.3
8	7.04±3.39	0.151±0.050	0.43±0.23	7.7±0.1	51.3±10.7	3.8±0.6	1.0±0.5
9	5.93±1.72	0.179±0.067	0.28±0.14	12.3±0.0	47.0±2.5	4.2±0.1	0.6±0.2
12	9.77±3.14	0.243±0.139	0.39±0.04	9.9±0.8	19.2±11.1	3.6±0.2	0.9±0.1
13	8.50±1.30	0.293±0.045	0.40±0.13	12.2±0.5	58.1±6.1	4.4±0.7	1.3±0.3
四月							
2	10.03±2.47	0.297±0.133	0.30±0.23	13.0±0.6	53.4±19.2	3.4±0.3	1.1±0.2
3	8.17±0.65	0.356±0.055	0.23±0.06	12.6±0.0	66.1±4.0	3.7±0.6	1.2±0.5
4	13.13±3.88	0.261±0.070	0.12±0.02	13.2±0.0	56.4±6.2	3.2±0.1	0.9±0.2
5	18.27±7.02	0.219±0.079	0.32±0.13	14.5±0.1	60.8±5.6	3.9±0.3	1.1±0.0
7	13.87±2.86	0.247±0.097	0.33±0.03	14.3±0.1	53.2±1.8	3.7±0.5	1.2±0.5
8	8.07±3.29	0.171±0.013	0.24±0.12	13.3±0.1	74.2±2.0	3.6±0.1	0.9±0.4
9	6.17±2.07	0.180±0.048	0.22±0.19	15.4±0.1	51.5±5.9	3.1±0.6	0.7±0.3
12	13.00±0.62	0.178±0.047	0.52±0.36	13.9±0.1	32.9±8.1	3.4±0.1	1.0±0.4
13	8.63±1.99	0.313±0.074	0.50±0.36	13.7±0.1	52.6±5.1	3.8±1.0	0.8±0.0
七月							
2	11.90±0.56	0.390±0.022	0.39±0.20	16.2±1.1	35.2±11.4	4.2±0.4	1.1±0.6
3	11.64±0.94	0.464±0.161	0.64±0.22	15.1±0.3	38.0±4.9	4.5±0.8	1.0±0.4
4	14.40±3.96	0.436±0.040	0.43±0.12	16.2±0.1	47.7±3.6	4.1±0.2	0.8±0.2
5	24.62±2.20	0.286±0.072	0.43±0.15	15.2±0.0	60.7±7.4	5.0±0.3	1.0±0.2
7	26.33±8.53	5.378±8.489	0.58±0.16	15.6±0.5	53.7±10.4	4.0±0.2	1.0±0.2

表 7-1(續)

測站	水寬 (m)	水深 (m)	流速 (m/s)	水溫 (°C)	覆蓋度 (%)	底石平均	底石標準差
8	8.64±2.28	0.360±0.092	0.37±0.12	15.6±0.1	63.2±5.7	3.8±0.2	1.1±0.8
9	7.30±2.27	0.263±0.048	0.29±0.02	18.5±0.1	51.2±3.3	3.5±0.3	0.7±0.3
12	14.83±1.72	0.367±0.125	0.39±0.17	15.5±0.1	11.3±2.8	4.4±0.4	1.1±0.1
13	11.38±0.13	0.473±0.067	0.38±0.02	16.7±0.3	56.2±2.7	5.2±0.7	1.3±0.6
14	4.79±3.10	0.329±0.121	0.19±0.10	15.0±0.1	74.2±12.9	4.3±0.3	1.4±0.7
八月							
2	13.00±0.17	0.328±0.027	0.36±0.07	13.7±0.1	60.5±5.9	4.0±0.2	0.9±0.1
3	11.90±1.42	0.366±0.038	0.46±0.02	14.2±0.1	43.8±2.8	4.4±0.4	1.0±0.5
4	16.23±2.00	0.373±0.100	0.37±0.10	14.7±0.1	61.1±7.1	4.0±0.5	0.9±0.2
5	26.20±2.31	0.350±0.059	0.60±0.06	15.0±0.1	65.8±3.2	4.8±0.3	0.9±0.3
7	28.43±2.84	0.379±0.085	0.64±0.05	17.0±0.1	53.2±7.3	3.9±0.2	1.0±0.3
8	9.80±1.67	0.353±0.082	0.53±0.00	14.6±0.0	82.3±8.3	3.8±0.3	1.0±0.7
9	8.90±1.31	0.218±0.049	0.64±0.07	18.1±0.1	79.8±1.4	4.0±0.6	1.4±0.2
12	16.17±1.53	0.350±0.080	0.50±0.32	14.8±0.4	10.4±3.4	4.0±0.0	1.0±0.3
13	11.43±1.36	0.308±0.122	0.22±0.22	15.5±0.1	56.0±15.9	4.8±1.1	1.0±0.3
十月							
2	10.85±0.18	0.273±0.071	0.27±0.12	12.6±0.1	34.9±18.8	4.7±0.3	1.0±0.1
3	8.97±1.04	0.408±0.046	0.34±0.07	14.5±0.2	39.4±5.3	4.7±0.6	1.1±0.1
4	14.73±3.24	0.242±0.024	0.23±0.09	15.9±0.2	37.6±8.2	4.3±0.4	0.8±0.2
5	22.47±3.69	0.332±0.079	0.39±0.10	15.3±0.2	61.4±5.5	4.9±0.4	0.9±0.1
7	18.70±3.50	0.218±0.160	0.41±0.26	16.3±0.2	43.6±6.8	4.3±0.5	1.1±0.2
8	8.77±2.21	0.247±0.146	0.22±0.07	13.9±0.0	63.8±7.4	4.0±0.4	0.9±0.2
9	8.31±2.72	0.197±0.042	0.41±0.07	17.7±0.1	57.2±2.0	3.8±0.4	1.1±0.1
12	13.85±1.90	0.278±0.060	0.38±0.05	13.8±0.2	18.8±5.3	4.6±0.1	0.9±0.2
13	10.77±0.38	0.381±0.113	0.26±0.08	13.9±2.1	65.4±10.7	4.9±0.1	1.3±0.3

(資料來源：本研究資料)

表 7-2、2019 年各測站蛙類數量與密度(隻/ m²)。

一月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.000
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.000
4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0.004
5	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0.004
7	0	0	0	0	0	6	1	7	0	0	0	0	7	0.028
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.000
9	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0.008
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.000
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.000
總計	0	0	1	1	0	9	1	10	0	0	0	0	11	
平均	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	1.0	0.1	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.005

四月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
2	0	0	0	0	0	6	1	7	0	0	0	0	7	0.028
3	0	0	1	1	1	5	2	8	0	0	0	0	9	0.036
4	4	11	7	22	0	1	1	2	0	0	0	0	24	0.096
5	1	1	8	10	0	6	0	6	0	0	0	0	16	0.064
7	0	4	7	11	0	8	1	9	0	0	0	0	20	0.080
8	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0.008
9	4	37	182	223	0	12	3	15	0	0	0	0	238	0.952
12	0	4	1	5	0	2	0	2	0	0	0	0	7	0.028
13	1	1	2	4	0	0	1	1	0	3	0	3	8	0.032
總計	11	58	208	277	1	41	9	51	0	3	0	3	331	
平均	1.2	6.4	23.1	30.8	0.1	4.6	1.0	5.7	0.0	0.3	0.0	0.3	36.8	0.147

七月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
2	1	1	0	2	0	8	0	8	0	0	0	0	10	0.040
3	2	0	3	5	0	8	0	8	0	1	0	1	14	0.056
4	0	2	1	3	0	3	0	3	0	0	0	0	6	0.024
5	0	0	1	1	0	2	0	2	0	0	1	1	4	0.016
7	2	4	6	12	0	2	0	2	1	3	0	4	18	0.072
8	1	0	2	3	0	0	0	0	0	0	2	2	5	0.020

表 7-2(續)

七月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
9	0	1	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0.016
12	0	1	0	1	0	4	0	4	0	1	0	1	6	0.024
13	0	0	1	1	1	1	1	3	0	1	0	1	5	0.020
14	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.008
總計	6	11	17	34	1	28	1	30	1	6	3	10	74	
平均	0.6	1.1	1.7	3.4	0.1	2.8	0.1	3.0	0.1	0.6	0.3	1.0	7.4	0.030

八月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
2	1	0	0	1	0	0	4	4	0	0	0	0	5	0.020
3	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	0.008
4	0	3	1	4	0	0	0	0	1	0	0	1	5	0.020
5	1	1	9	11	1	0	1	2	1	1	1	3	16	0.064
7	0	4	0	4	0	0	0	0	1	1	1	3	7	0.028
8	1	0	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0.016
9	2	0	10	12	0	0	1	1	1	0	2	3	16	0.064
12	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	2	0.008
13	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.004
總計	5	9	23	37	1	2	8	11	4	2	4	10	58	
平均	0.6	1.0	2.6	4.1	0.1	0.2	0.9	1.2	0.4	0.2	0.4	1.1	6.4	0.026

十月

測站	盤古蟾蜍				梭德氏赤蛙				斯文豪氏赤蛙				總計	密度
	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計	雌	雄	幼	合計		
2	0	0	0	0	0	12	0	12	0	0	0	0	12	0.048
3	0	1	0	1	1	28	0	29	0	0	0	0	30	0.120
4	0	0	0	0	2	16	2	20	0	0	0	0	20	0.080
5	1	0	1	2	1	25	1	27	0	0	0	0	29	0.116
7	0	1	3	4	2	48	0	50	0	0	1	1	55	0.220
8	0	0	0	0	1	19	0	20	0	0	0	0	20	0.080
9	1	7	13	21	8	30	2	40	0	0	0	0	61	0.244
12	0	0	0	0	1	25	0	26	0	0	0	0	26	0.104
13	0	2	1	3	2	4	0	6	0	0	0	0	9	0.036
總計	2	11	18	31	18	207	5	230	0	0	1	1	262	
平均	0.2	1.2	2.0	3.4	2.0	23.0	0.6	25.6	0.0	0.0	0.1	0.1	29.1	0.116

表 7-3、2019 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)(所有物種合計)。

測站	物種	隻數	平均吻肛長	平均體重	生物量	測站生物量
一月						
4	梭德氏赤蛙	1	34.50	3.85	0.015	0.015
5	梭德氏赤蛙	1	33.30	2.90	0.012	0.012
7	梭德氏赤蛙	7	30.41±4.37	3.29±0.98	0.092	0.092
9	盤古蟾蜍	1	21.85	1.00	0.004	0.016
9	梭德氏赤蛙	1	35.20	2.90	0.012	
四月						
2	梭德氏赤蛙	7	32.52±7.00	3.35±2.03	0.094	0.094
3	盤古蟾蜍	1	37.05	4.40	0.018	0.146
3	梭德氏赤蛙	8	33.00±9.14	4.02±2.97	0.129	
4	盤古蟾蜍	22	49.01±19.33	15.30±11.66	1.347	1.361
4	梭德氏赤蛙	2	23.95±12.66	1.80±1.77	0.014	
5	盤古蟾蜍	10	32.57±14.89	4.92±6.97	0.197	0.282
5	梭德氏赤蛙	6	35.03±0.60	3.56±0.44	0.085	
7	盤古蟾蜍	11	36.01±19.41	8.80±11.77	0.387	0.509
7	梭德氏赤蛙	9	32.77±6.91	3.38±1.21	0.122	
8	盤古蟾蜍	1	58.10	27.50	0.110	0.129
8	梭德氏赤蛙	1	33.80	4.70	0.019	
9	盤古蟾蜍	223	26.78±15.68	4.12±8.56	3.671	3.898
9	梭德氏赤蛙	15	33.21±9.80	3.77±2.38	0.226	
12	盤古蟾蜍	5	48.55±14.48	14.44±9.05	0.289	0.320
12	梭德氏赤蛙	2	35.45±1.48	3.95±0.64	0.032	
13	盤古蟾蜍	4	42.73±28.09	13.86±15.52	0.222	0.614
13	莫氏樹蛙	1	39.20	5.25	0.021	
13	梭德氏赤蛙	1	15.70	0.35	0.001	
13	斯文豪氏赤蛙	3	63.93±1.70	30.83±6.79	0.370	
七月						
2	盤古蟾蜍	2	50.45±12.37	12.15±7.57	0.097	0.222
2	梭德氏赤蛙	8	36.85±1.85	3.90±0.37	0.125	
3	盤古蟾蜍	5	49.51±18.19	18.33±17.80	0.367	0.700
3	梭德氏赤蛙	8	36.09±1.62	3.81±0.27	0.122	
3	斯文豪氏赤蛙	1	80.75	53.00	0.212	
4	盤古蟾蜍	3	49.43±9.98	12.32±7.68	0.148	0.196
4	梭德氏赤蛙	3	36.45±1.46	4.05±0.18	0.049	

表 7-3(續)

測站	物種	隻數	平均吻肛長	平均體重	生物量	測站生物量
七月						
5	盤古蟾蜍	1	39.10	2.40	0.010	0.051
5	梭德氏赤蛙	2	38.50±2.12	3.93±0.67	0.031	
5	斯文豪氏赤蛙	1	31.90	2.45	0.010	
7	盤古蟾蜍	12	41.60±14.05	9.27±8.62	0.445	0.876
7	梭德氏赤蛙	2	33.45±2.62	3.90±0.07	0.031	
7	斯文豪氏赤蛙	4	61.78±17.50	24.99±21.77	0.400	
8	盤古蟾蜍	3	36.85±10.27	5.48±4.78	0.066	0.091
8	斯文豪氏赤蛙	2	33.63±0.11	3.10±0.42	0.025	
9	盤古蟾蜍	4	33.29±10.66	4.55±5.64	0.073	0.073
12	盤古蟾蜍	1	62.20	29.50	0.118	0.227
12	梭德氏赤蛙	4	33.91±2.26	4.09±0.74	0.065	
12	斯文豪氏赤蛙	1	52.20	11.00	0.044	
13	盤古蟾蜍	1	20.95	1.60	0.006	0.083
13	梭德氏赤蛙	3	28.90±13.03	5.45±5.94	0.065	
13	斯文豪氏赤蛙	1	33.15	2.85	0.011	
14	盤古蟾蜍	2	60.55±13.22	25.25±10.96	0.202	0.202
八月						
2	盤古蟾蜍	1	93.10	88.00	0.352	0.361
2	梭德氏赤蛙	4	18.20±2.37	0.58±0.19	0.009	0.004
3	梭德氏赤蛙	2	17.85±1.48	0.45±0.07	0.004	
4	盤古蟾蜍	4	52.85±17.28	15.80±9.92	0.253	0.425
4	斯文豪氏赤蛙	1	72.40	43.00	0.172	
5	盤古蟾蜍	11	32.37±12.80	4.87±5.50	0.214	0.552
5	梭德氏赤蛙	2	30.48±7.46	2.80±2.55	0.022	
5	斯文豪氏赤蛙	3	57.28±31.43	26.27±24.11	0.315	
7	盤古蟾蜍	4	56.34±5.02	17.50±4.65	0.280	0.540
7	斯文豪氏赤蛙	3	56.67±27.22	21.67±26.27	0.260	
8	盤古蟾蜍	4	40.48±18.12	12.25±17.88	0.196	0.196
9	盤古蟾蜍	12	29.15±13.07	4.03±5.98	0.194	0.530
9	梭德氏赤蛙	1	21.30	0.80	0.003	
9	斯文豪氏赤蛙	3	47.37±42.99	27.75±46.55	0.333	
12	梭德氏赤蛙	2	33.68±1.80	2.90±0.42	0.023	0.023
13	盤古蟾蜍	1	61.60	22.50	0.090	0.090
十月						
2	梭德氏赤蛙	12	35.06±1.37	3.78±0.39	0.181	0.181

表 7-3(續)

測站	物種	隻數	平均吻肛長	平均體重	生物量	測站生物量
3	梭德氏赤蛙	29	34.80±2.67	3.68±1.12	0.427	
3	盤古蟾蜍	1	68.60	33.00	0.132	0.559
5	盤古蟾蜍	2	48.98±30.37	18.05±22.56	0.144	0.531
5	梭德氏赤蛙	27	34.72±3.68	3.58±1.03	0.387	
7	盤古蟾蜍	4	27.69±19.34	5.10±8.94	0.082	0.857
7	梭德氏赤蛙	50	35.64±2.65	3.86±1.09	0.772	
7	斯文豪氏赤蛙	1	21.00	0.80	0.003	
8	梭德氏赤蛙	20	35.00±1.93	3.65±1.19	0.292	0.292
9	盤古蟾蜍	21	35.39±19.97	8.99±12.61	0.755	1.466
9	梭德氏赤蛙	40	36.83±5.38	4.44±2.43	0.711	
12	梭德氏赤蛙	26	34.56±2.78	3.62±0.60	0.376	0.376
13	盤古蟾蜍	3	45.12±9.58	11.22±6.17	0.135	0.246
13	梭德氏赤蛙	6	37.84±4.47	4.63±1.95	0.111	

(資料來源：本研究資料)

表 7-4、2019 年兩生類調查各測站的蝌蚪總數、平均密度(隻/m²)、平均期數、平均全長(mm)、平均濕重(g)、生物量(g/m²)及平均無機物含量(%)。

測站	物種	隻數	平均密度	平均期數	平均全長	平均濕重	生物量	無機物含量
一月								
2	梭德氏赤蛙	90	3.112±3.307	26.7±1.6	24.80±5.52	0.24101±0.17164	0.852	10.93±1.30
3	梭德氏赤蛙	60	2.863±2.832	28.2±1.9	31.56±6.29	0.36988±0.20964	1.065	11.49±2.10
4	梭德氏赤蛙	125	3.176±1.955	27.9±2.0	29.60±6.67	0.33630±0.23147	1.133	15.27±7.81
5	梭德氏赤蛙	53	0.984±0.502	26.8±2.6	23.01±7.35	0.18649±0.20303	0.194	13.39±3.70
7	梭德氏赤蛙	105	2.949±4.394	25.5±1.1	20.35±4.15	0.11983±0.08384	0.326	22.35±11.67
7	斯文豪氏赤蛙	1	0.028±0.049	29.0	42.25	0.58950	0.015	6.17
8	梭德氏赤蛙	32	1.235±0.951	26.7±1.8	24.40±7.12	0.19237±0.16252	0.291	15.53±2.04
9	梭德氏赤蛙	63	3.423±1.048	27.3±1.3	27.40±6.08	0.25622±0.14340	0.893	15.46±4.33
12	盤古蟾蜍	1	0.029±0.050	38.0	35.45	0.68324	0.023	15.77
12	梭德氏赤蛙	69	2.163±1.064	28.2±2.1	31.46±5.57	0.35937±0.17223	0.846	16.83±2.57
13	梭德氏赤蛙	77	2.670±3.452	26.1±1.4	22.30±5.56	0.15820±0.12377	0.471	18.95±6.33
13	斯文豪氏赤蛙	2	0.067±0.115	26.5±2.1	29.85±10.54	0.24532±0.20368	0.019	14.95±3.49
四月								
2	梭德氏赤蛙	36	1.220±0.148	28.6±3.0	28.04±5.66	0.26334±0.14526	0.306	15.01±2.50
3	梭德氏赤蛙	23	0.930±0.181	31.7±3.8	33.88±5.54	0.42710±0.18022	0.401	19.25±6.12
4	梭德氏赤蛙	27	0.806±0.658	33.8±5.4	34.32±6.07	0.46741±0.23596	0.320	16.19±2.97
5	梭德氏赤蛙	25	0.366±0.403	29.4±3.8	27.14±7.05	0.26741±0.18641	0.122	24.15±7.64
7	盤古蟾蜍	1	0.021±0.036	28.0	9.70	0.01290	0.000	11.11
7	梭德氏赤蛙	27	0.609±0.689	33.4±4.2	34.91±5.80	0.49194±0.20517	0.319	30.68±16.20
8	梭德氏赤蛙	24	0.852±0.755	29.8±5.0	27.25±8.07	0.24834±0.20544	0.246	37.38±8.41
9	盤古蟾蜍	53	2.930±3.142	27.6±0.6	12.69±0.95	0.02158±0.00557	0.061	35.44±9.11
9	梭德氏赤蛙	25	1.179±0.982	33.4±4.2	34.68±4.66	0.44446±0.14454	0.601	23.28±6.20
12	梭德氏赤蛙	22	0.569±0.314	32.0±4.4	31.06±3.91	0.38264±0.14394	0.216	19.60±4.68
13	梭德氏赤蛙	6	0.220±0.198	28.5±1.5	29.05±3.26	0.27796±0.09562	0.064	32.78±9.37
七月								
2	梭德氏赤蛙	2	0.057±0.050	30.0±7.1	27.53±14.53	0.30027±0.34395	0.017	34.89±3.20
3	梭德氏赤蛙	8	0.233±0.065	38.5±3.5	35.91±2.32	0.50555±0.08094	0.101	27.37±8.94
4	盤古蟾蜍	7	0.159±0.191	31.1±5.9	22.16±6.97	0.17534±0.09247	0.028	61.75±1.84
4	梭德氏赤蛙	3	0.060±0.055	35.7±1.5	35.23±0.78	0.49267±0.02757	0.034	41.81±4.86
5	梭德氏赤蛙	2	0.026±0.022	35.0±8.5	32.68±7.88	0.43794±0.29914	0.012	39.13±24.26
7	盤古蟾蜍	44	0.456±0.590	30.8±3.5	22.89±4.44	0.14199±0.07523	0.077	66.45±6.10
7	梭德氏赤蛙	3	0.030±0.052	38.7±6.8	32.55±3.15	0.37399±0.05375	0.014	27.06±19.93
7	斯文豪氏赤蛙	2	0.020±0.034	25.5±0.7	25.03±0.04	0.10460±0.00390	0.003	34.42±18.07

表 7-4(續)

測站	物種	隻數	平均密度	平均期數	平均全長	平均濕重	生物量	無機物含量
七月								
8	梭德氏赤蛙	4	0.137±0.134	37.0±3.7	33.95±3.25	0.37543±0.09639	0.058	29.76±12.16
9	盤古蟾蜍	45	1.699±1.720	31.7±3.5	25.08±5.63	0.21419±0.13085	0.440	62.69±11.09
9	梭德氏赤蛙	2	0.111±0.097	41.0±0.0	39.70±4.24	0.59312±0.17531	0.054	23.47±1.74
12	盤古蟾蜍	2	0.042±0.037	29.5±2.1	24.45±2.19	0.18200±0.00724	0.008	52.78±0.23
12	梭德氏赤蛙	1	0.026±0.045	36.0	39.40	0.61908	0.014	29.94
14	盤古蟾蜍	1	0.093±0.160	28.0	23.50	0.17688	0.012	0.00
八月								
2	盤古蟾蜍	4	0.104±0.180	27.8±1.0	16.46±4.96	0.06666±0.05834	0.007	60.90±9.18
2	梭德氏赤蛙	14	0.363±0.503	25.9±0.8	17.53±2.83	0.05997±0.03080	0.022	36.89±9.06
3	梭德氏赤蛙	5	0.123±0.214	25.4±0.5	17.63±1.76	0.04755±0.02037	0.007	35.66±6.21
4	盤古蟾蜍	29	0.533±0.864	27.6±1.0	16.97±2.25	0.05985±0.03259	0.034	65.02±5.97
4	梭德氏赤蛙	3	0.060±0.062	25.7±0.6	16.33±1.02	0.04314±0.01141	0.003	39.94±4.08
5	盤古蟾蜍	18	0.222±0.385	30.2±2.2	20.73±4.24	0.11477±0.06610	0.026	53.73±11.18
5	梭德氏赤蛙	5	0.062±0.107	26.8±1.3	19.88±5.02	0.07874±0.06329	0.005	26.71±4.20
7	盤古蟾蜍	12	0.128±0.190	33.3±4.1	24.67±4.89	0.19270±0.09582	0.027	62.11±6.36
7	梭德氏赤蛙	1	0.011±0.018	26.0	16.85	0.04850	0.001	37.82
7	斯文豪氏赤蛙	1	0.011±0.018	28.0	27.75	0.20091	0.002	39.43
8	梭德氏赤蛙	2	0.070±0.122	25.5±0.7	17.93±0.11	0.05241±0.00033	0.004	46.62±5.79
9	盤古蟾蜍	4	0.138±0.145	36.5±2.5	29.71±2.53	0.27483±0.05327	0.041	63.44±15.10
9	梭德氏赤蛙	1	0.042±0.072	26.0	18.30	0.06295	0.002	51.72
12	盤古蟾蜍	1	0.023±0.040	35.0	28.00	0.24503	0.005	34.81
12	梭德氏赤蛙	3	0.069±0.119	26.0±0.0	17.68±2.20	0.07255±0.05395	0.004	37.49±11.49
13	梭德氏赤蛙	1	0.026±0.044	26.0	16.80	0.05102	0.001	36.63
十月								
2	梭德氏赤蛙	55	1.691±0.805	25.3±0.5	17.47±2.81	0.07120±0.04702	0.120	19.34±6.70
3	梭德氏赤蛙	26	1.050±1.124	25.5±1.2	19.34±6.11	0.10902±0.14366	0.105	22.19±10.51
4	梭德氏赤蛙	76	1.630±1.718	26.0±1.4	20.53±4.57	0.10783±0.10857	0.185	18.34±4.96
5	梭德氏赤蛙	20	0.287±0.252	25.7±0.7	17.03±2.94	0.06044±0.03457	0.018	24.08±3.60
7	梭德氏赤蛙	4	0.063±0.067	26.0±0.0	16.61±1.51	0.05207±0.01885	0.004	51.87±4.23
8	梭德氏赤蛙	40	1.522±0.639	26.6±1.5	26.04±8.14	0.25256±0.20900	0.384	21.13±7.69
9	盤古蟾蜍	2	0.059±0.101	30.0±1.4	21.68±2.86	0.15875±0.05834	0.013	67.57±8.31
9	梭德氏赤蛙	18	0.527±0.912	25.2±0.7	15.12±3.03	0.05018±0.06666	0.036	39.90±8.51
12	梭德氏赤蛙	17	0.418±0.093	25.9±0.7	20.40±3.39	0.10402±0.06795	0.043	29.74±6.17
13	梭德氏赤蛙	6	0.188±0.167	25.7±0.5	17.68±1.36	0.06680±0.01821	0.012	24.95±6.54

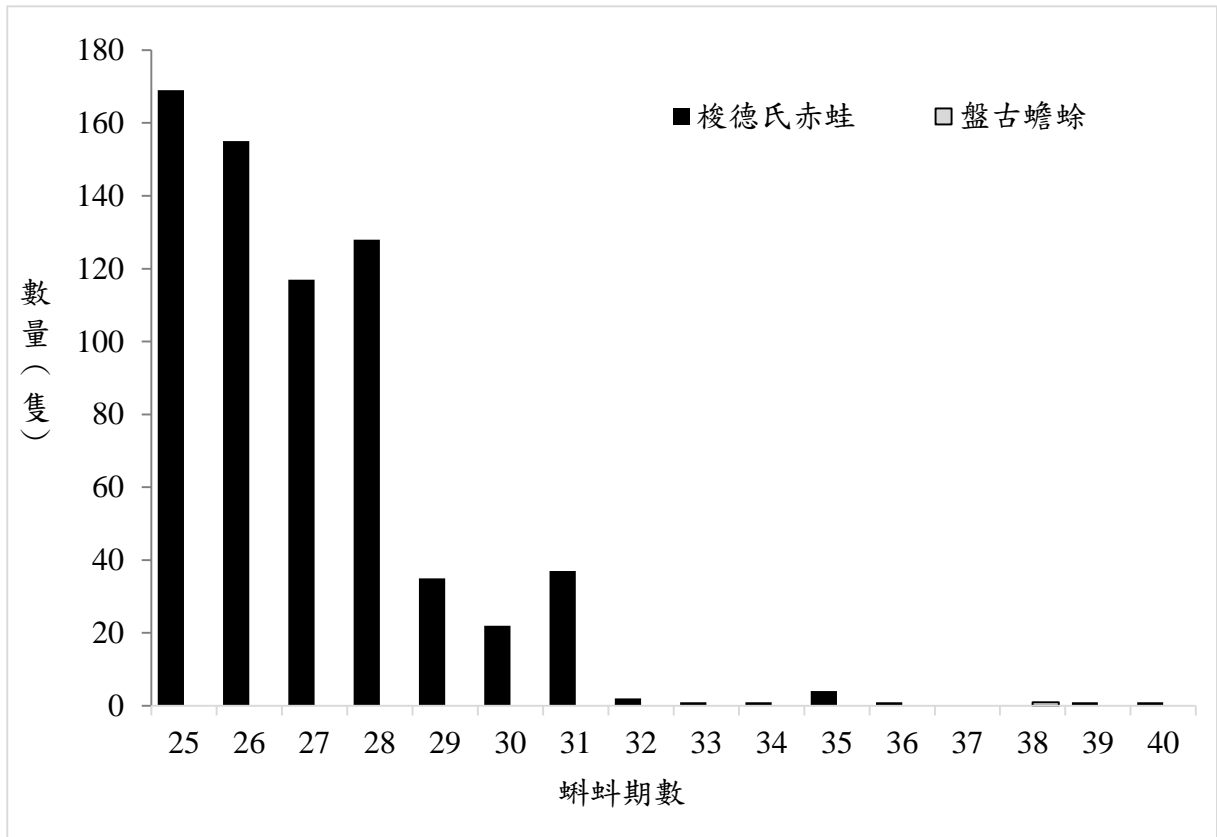
(資料來源：本研究資料)

表 7-5、一號壩上游和下游測站(#12、#5)在拆壩前後(2011、2019 年)的蝌蚪中各選三隻，腸道內含物中矽藻(Bacillariophyta)、綠藻(Cholorophyta) 及藍綠藻(Cyanobacteria)的類群數及占總類群數比例。

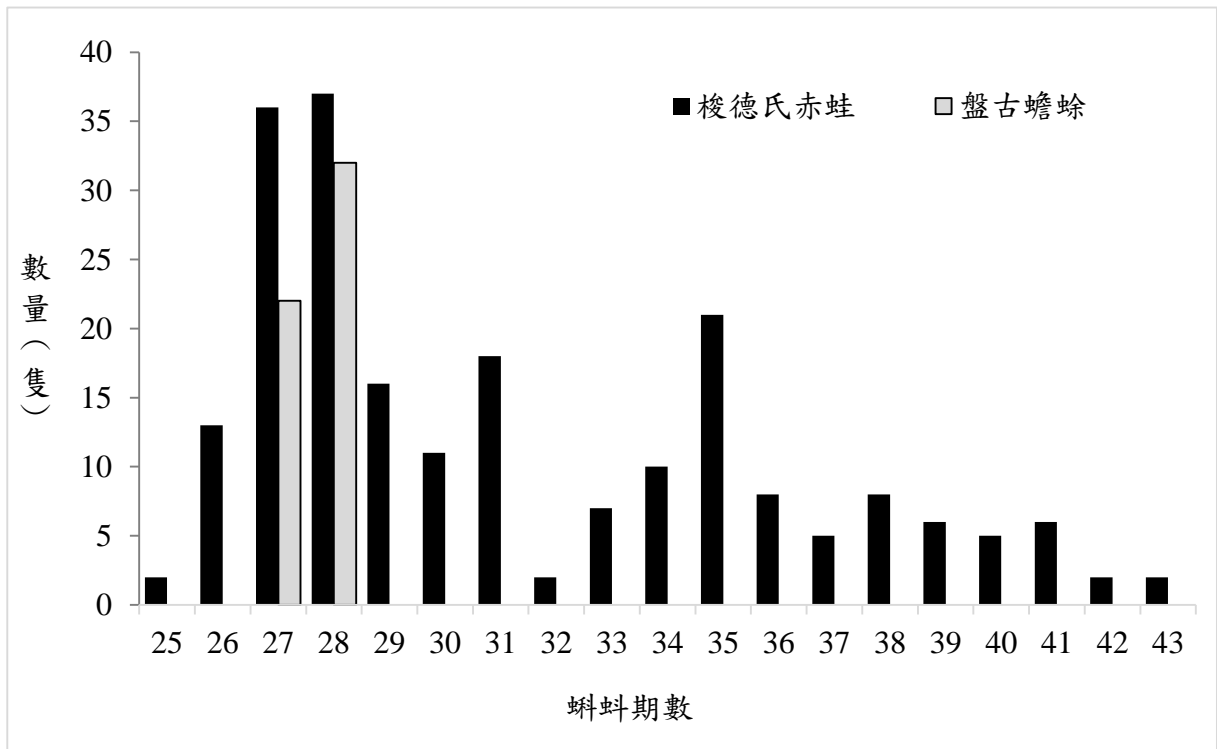
	一號壩上游					繁殖場				
	1	2	3	合計	百分比	1	2	3	合計	百分比
Bacillariophyta										
2011 年	7	10	9	13	40.63	4	5	9	10	31.25
2019 年	10	6	12	11	31.43	10	7	10	13	38.24
Cholorophyta										
2011 年	8	7	8	14	43.75	9	10	5	15	46.88
2019 年	6	12	10	18	51.43	13	6	5	15	44.12
Cyanobacteria										
2011 年	4	3	6	5	15.63	2	3	3	7	21.88
2019 年	2	1	4	6	17.14	3	2	3	6	17.65

(資料來源：本研究資料)

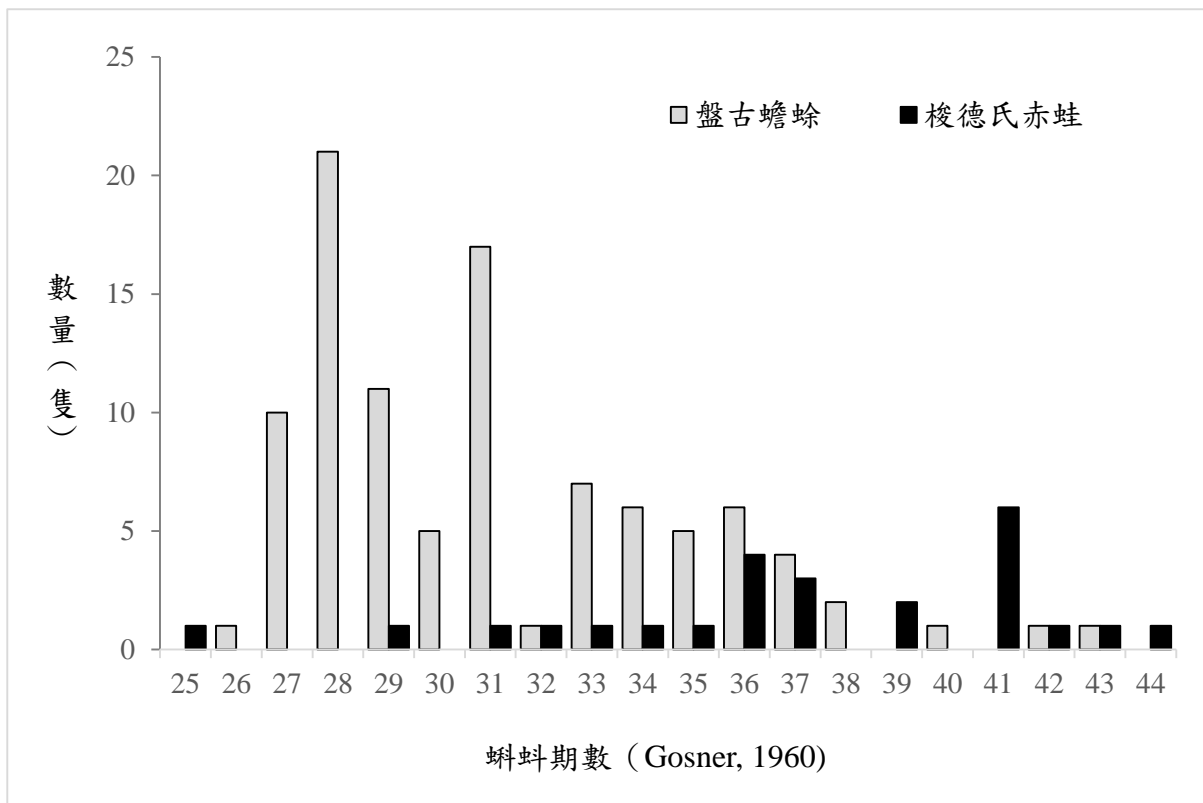
a.



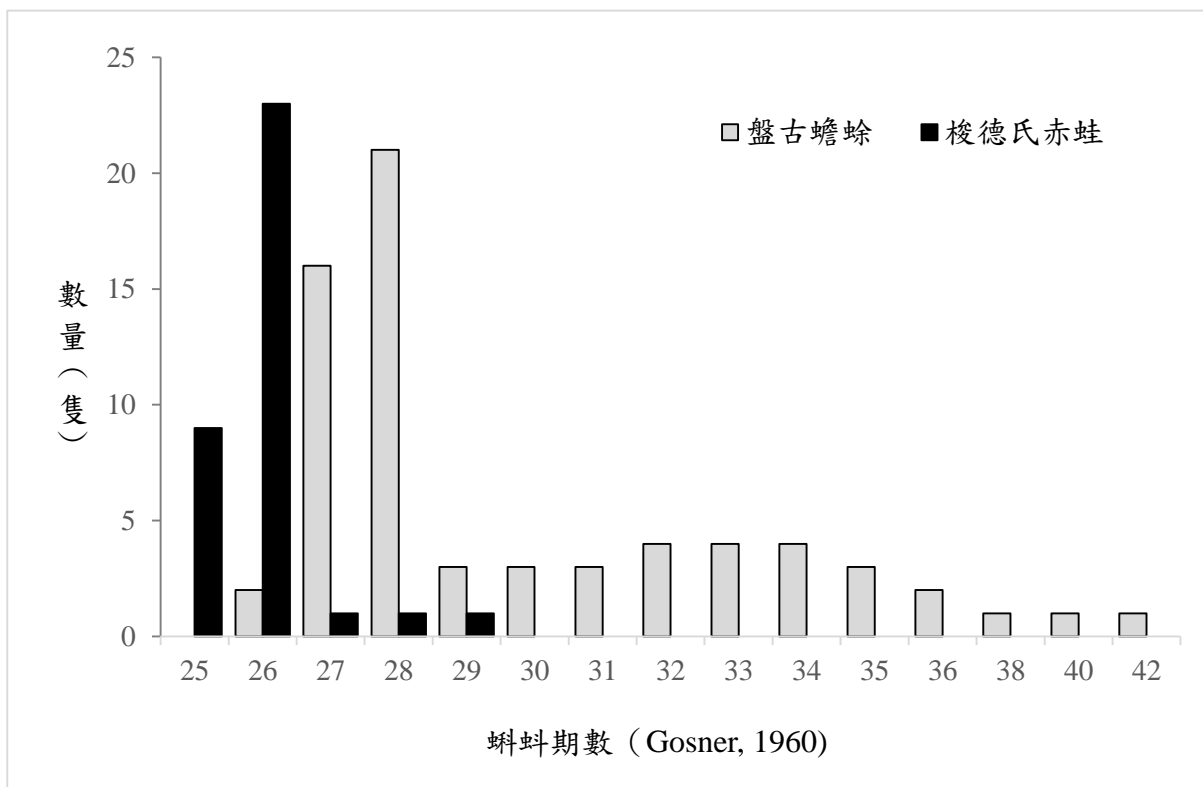
b.



c



d



e

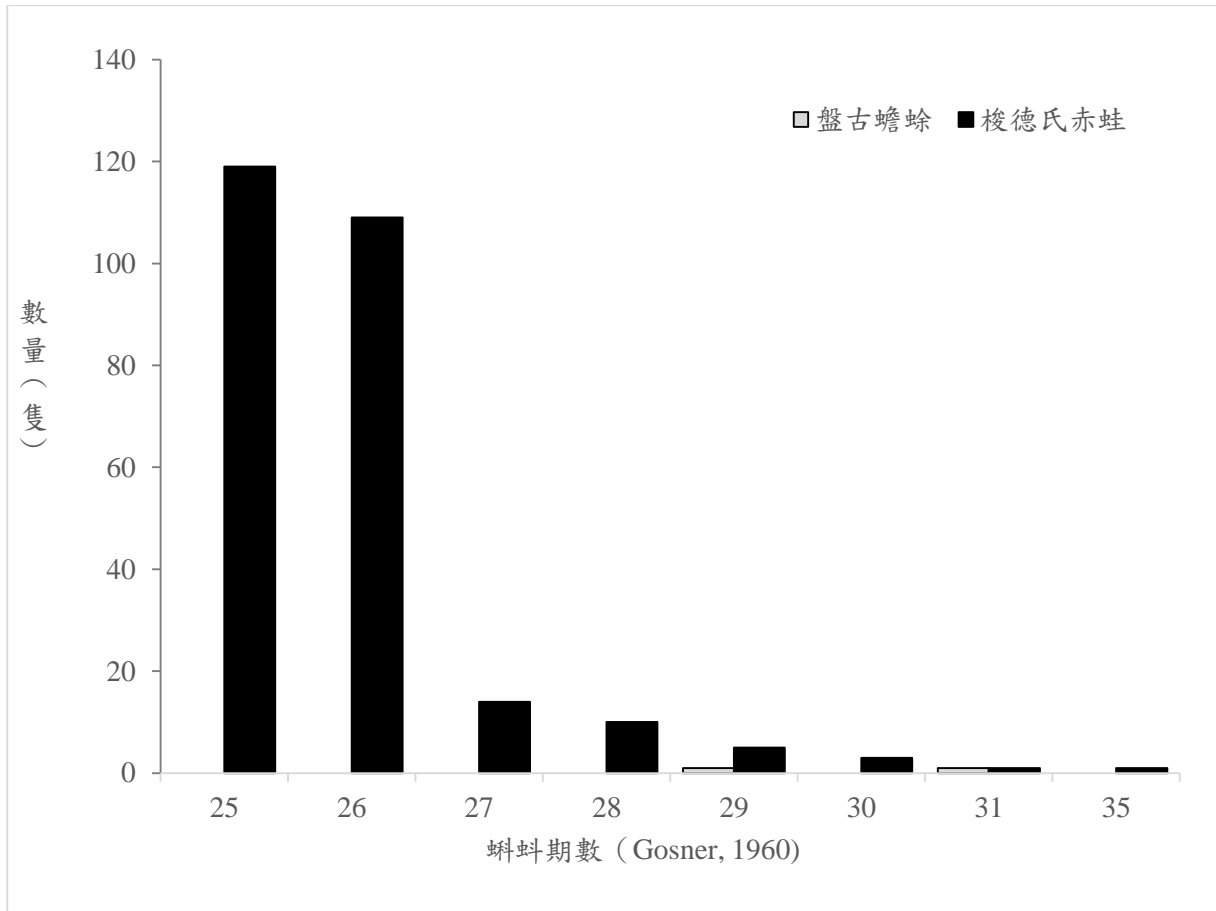


圖 7-1、2019 年 1 月(a.)、4 月(b.)、7 月(c.)、8 月(d.)、10 月(e.)蝌蚪期數(Gosner, 1960) 分布。(資料來源：本研究資料)

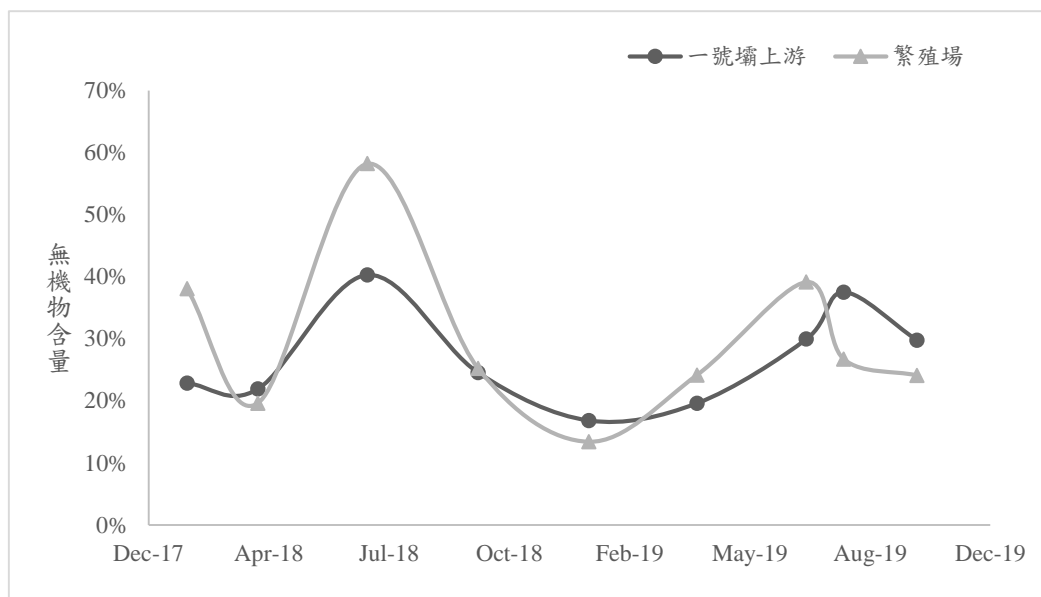
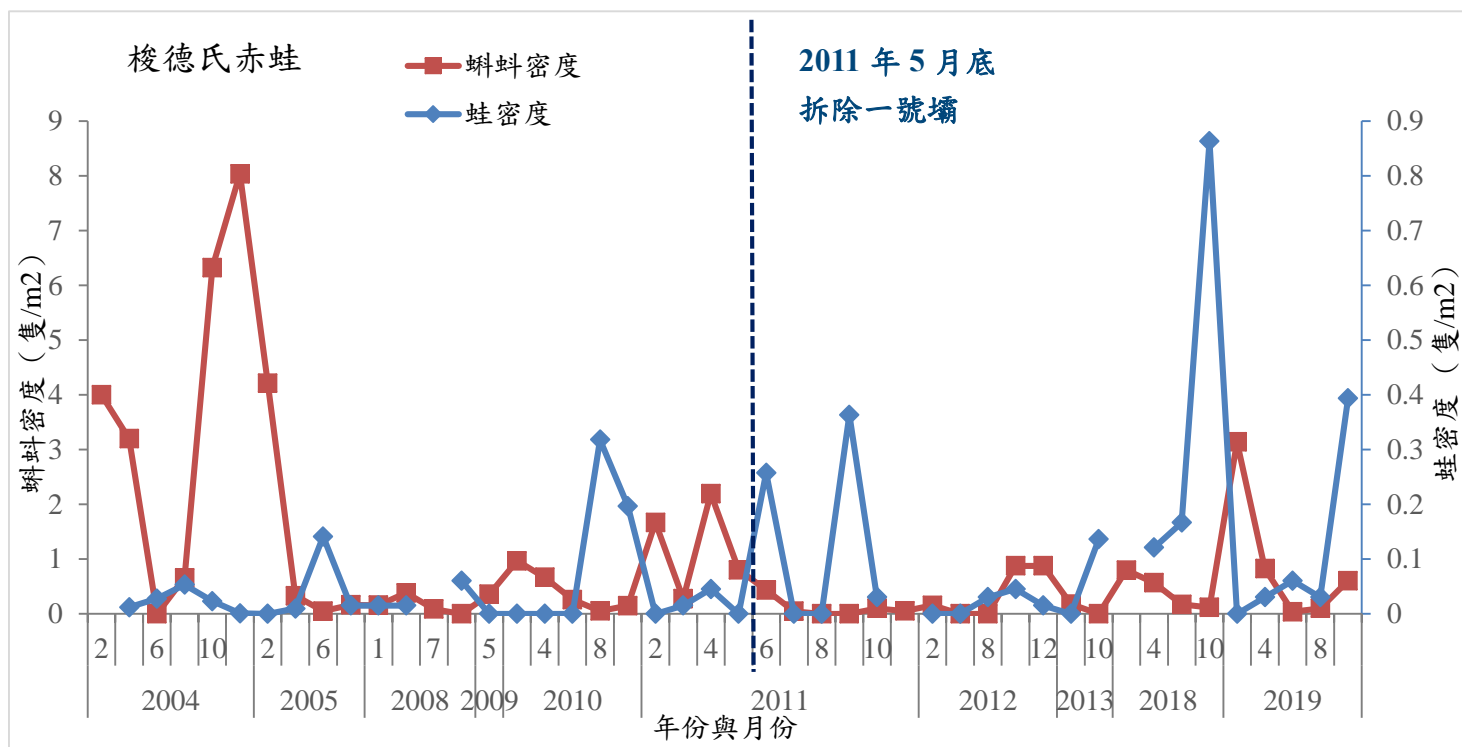


圖 7-2、2018 年至 2019 年 10 月，一號壩上游(#12)和繁殖場(#5)的平均無機物含量。

(資料來源：本研究資料)

a.



b.

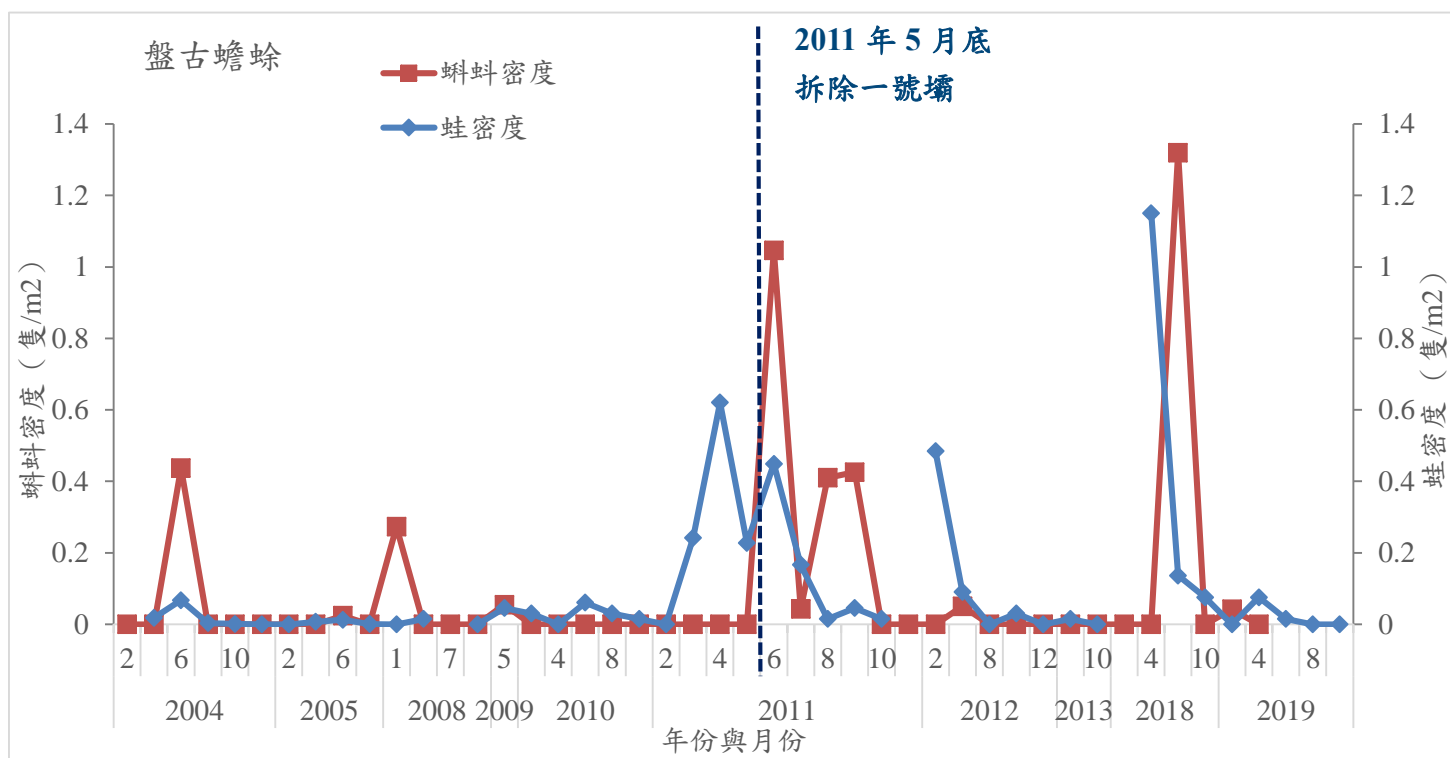


圖 7-3、2004 年至 2019 年 10 月，一號壩上游(#12)蝌蚪及蛙類密度(隻/m²)：a. 梭德

氏赤蛙、b. 盤古蟾蜍。(資料來源：本研究資料)

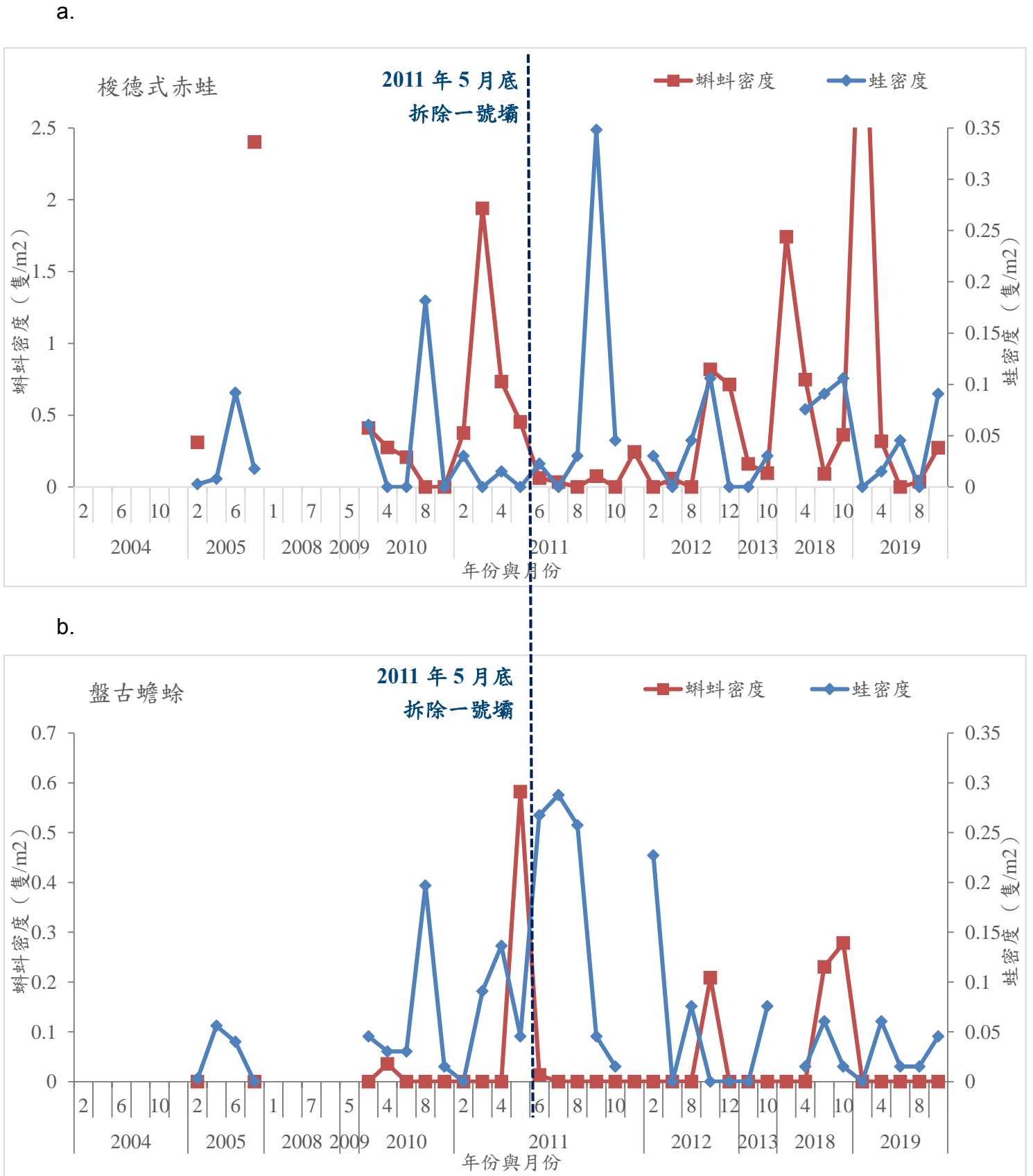


圖 7-4、2004 年至 2019 年 10 月，一號壩下游(#13)蝌蚪及蛙類密度(隻/m²)：a. 梭德

氏赤蛙、b. 盤古蟾蜍。(資料來源：本研究資料)

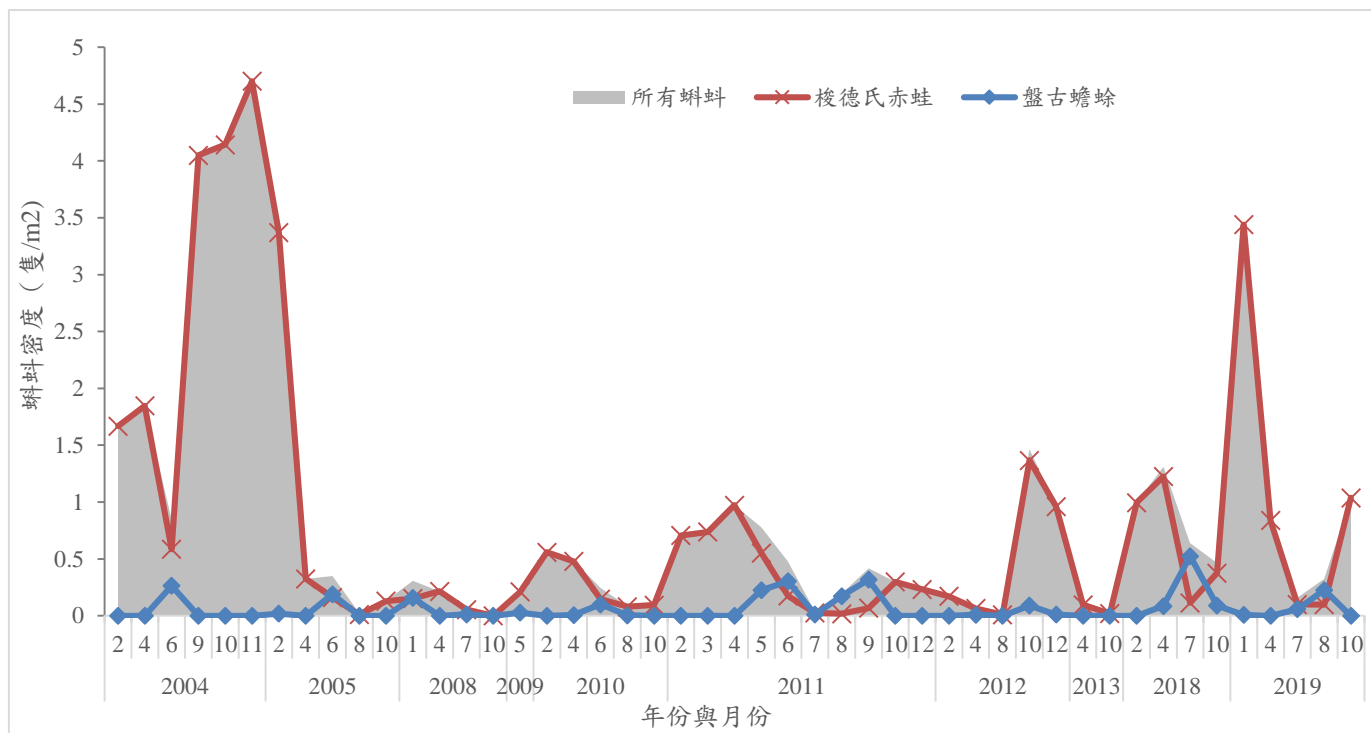


圖 7-5、2004 年至 2019 年 10 月，七家灣溪測站(#3、#4、#5、#12、#13)平均蝌蚪密度(隻/m²)。

(資料來源：本研究資料)

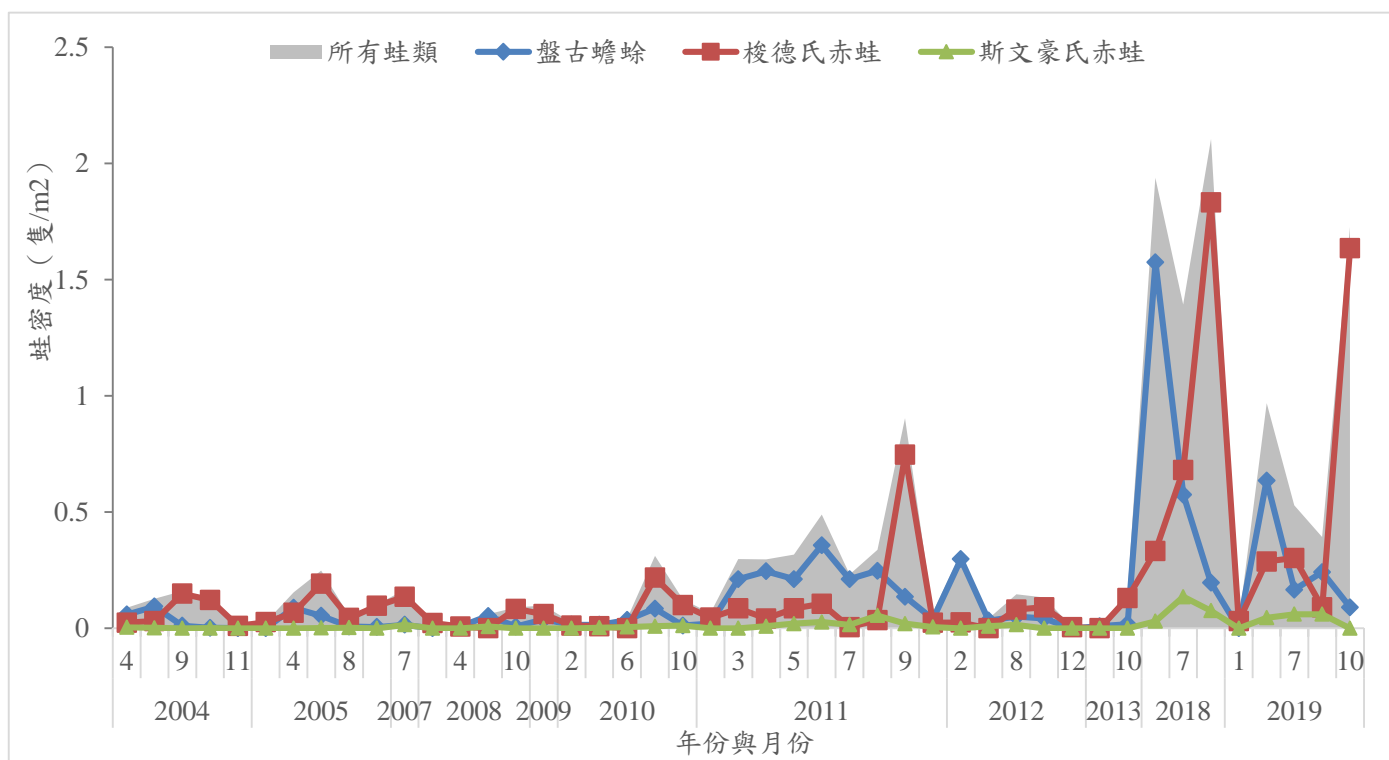


圖 7-6、2004 年至 2019 年 10 月，七家灣溪測站(#3、#4、#5、#12、#13)平均蛙密度(隻/m²)。

(資料來源：本研究資料)

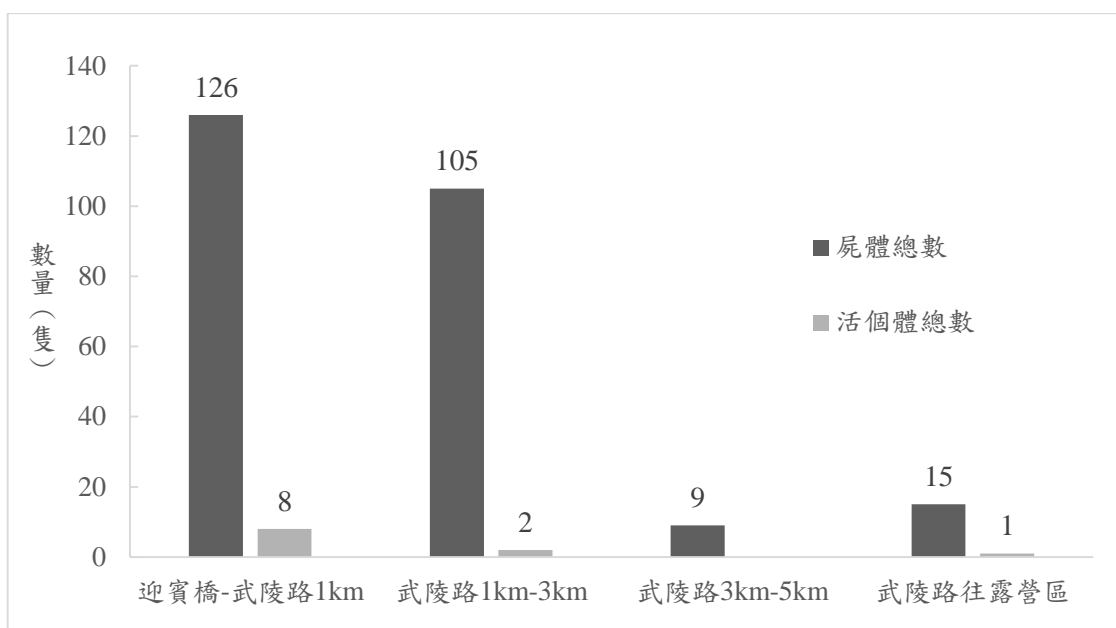


圖 7-7、各路段調查到兩生動物數量統計。(資料來源：本研究資料)

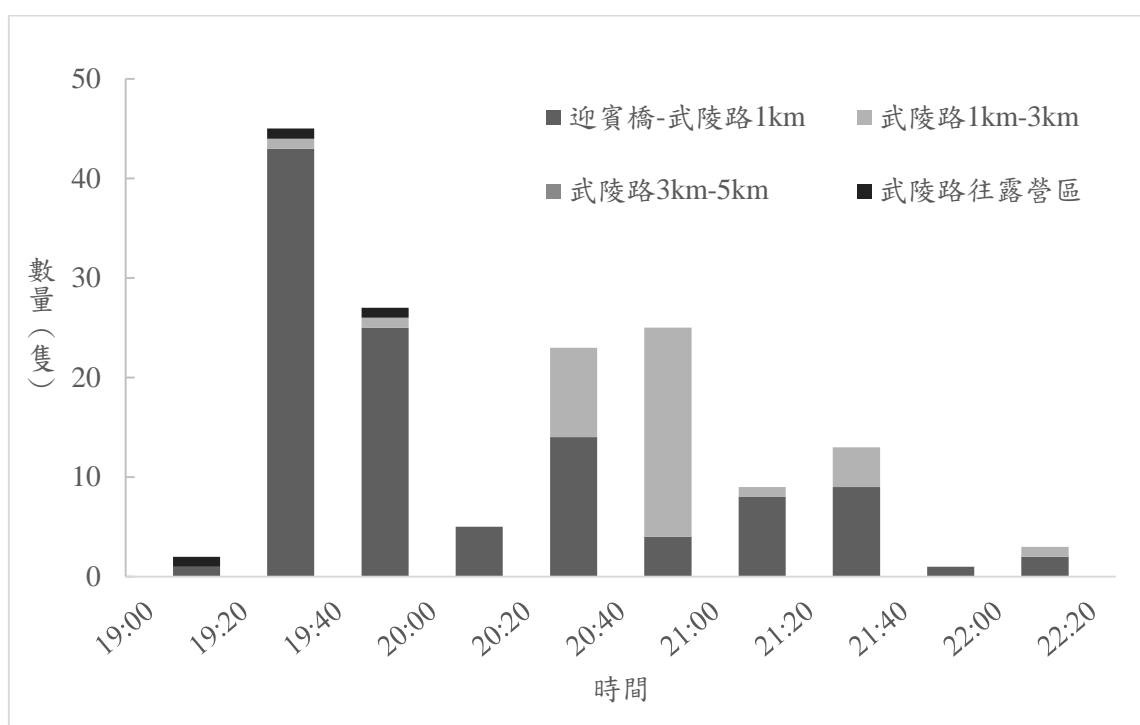


圖 7-8、各時段調查到兩生動物新鮮屍體數。(資料來源：本研究資料)

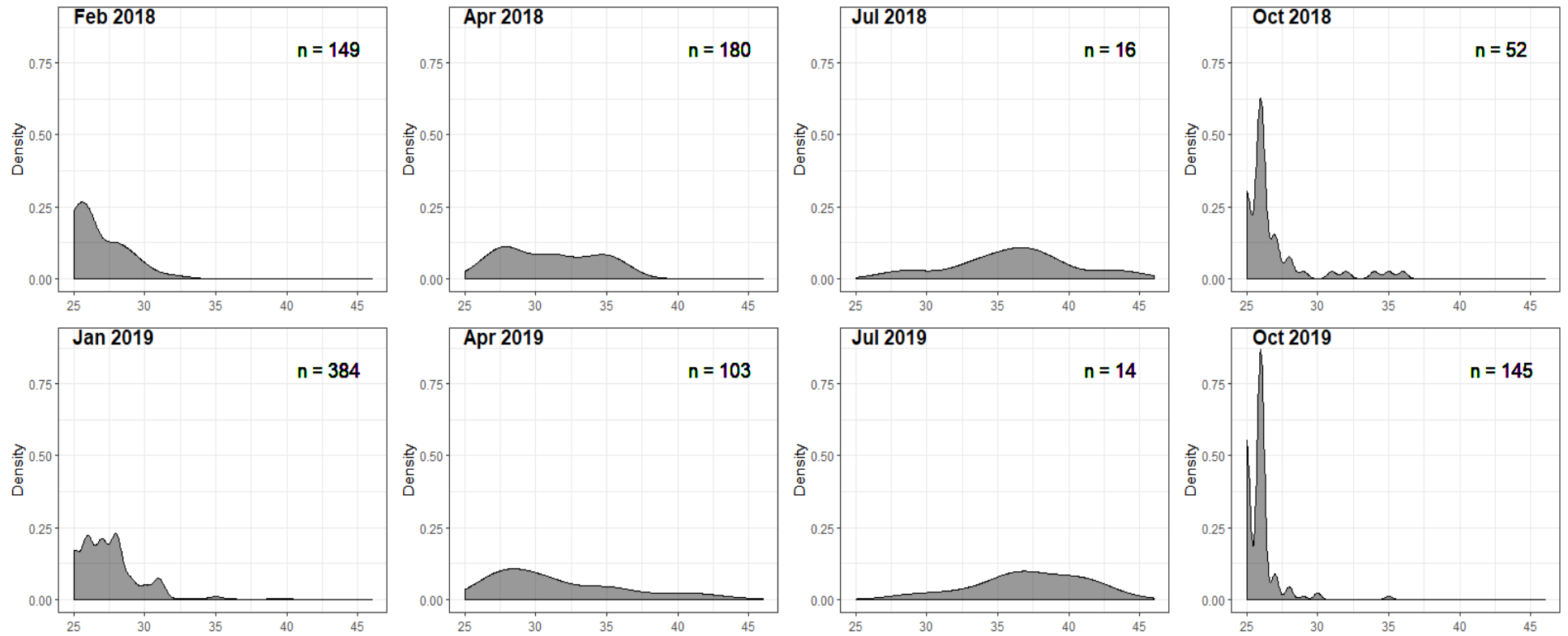


圖 7-9、以 kernel density estimation 估算 2018 年及 2019 年，七家灣溪測站(#3、#4、#5、#12、#13)梭德氏赤蛙蝌蚪期數(Gosner, 1960)之概率分布。

(資料來源：本研究資料)

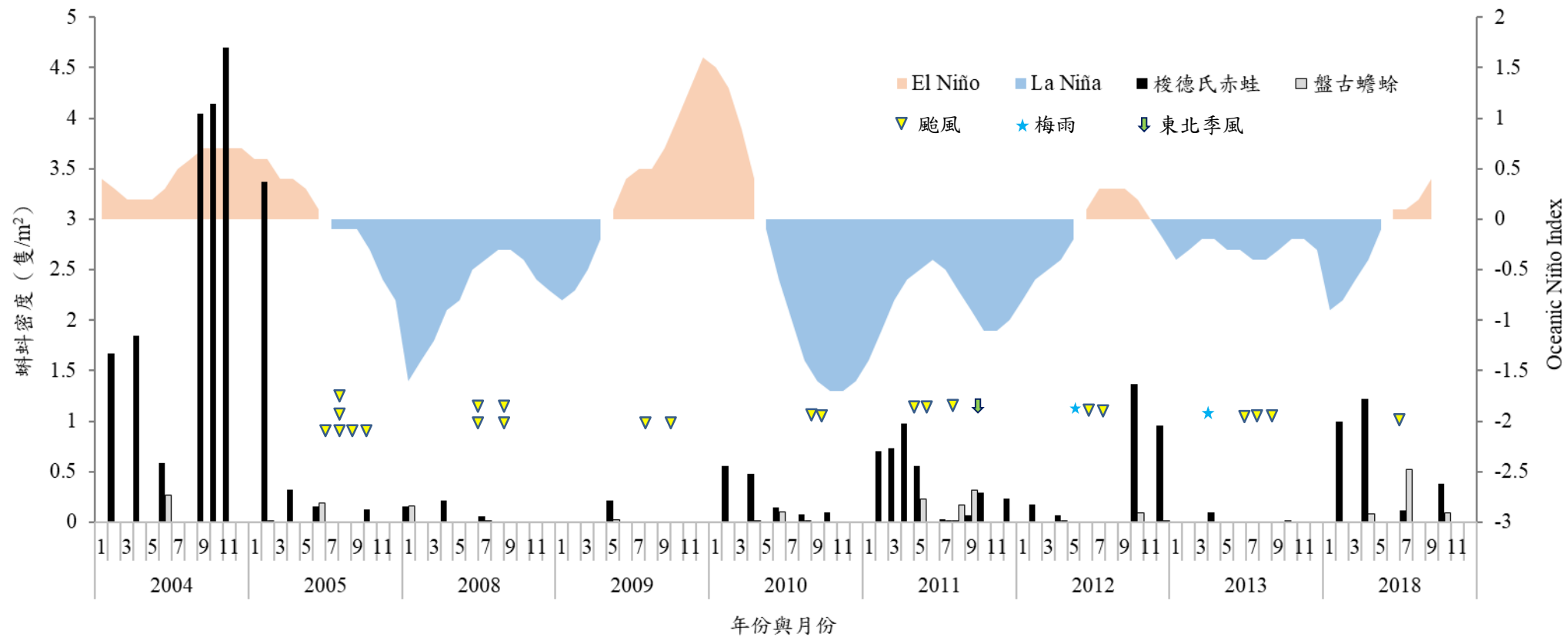


圖 7-10、2004 年至 2018 年，七家灣溪測站(#3、#4、#5、#12、#13)平均蝌蚪密度(隻/m²)、聖嬰-反聖嬰指標(ONI)與季節性大水事件。

(資料來源：本研究資料)

第八章 鳥類研究

孫元勳、洪孝宇、陳宏昌、謝季恩、李秋珊

國立屏東科技大學野生動物保育研究所

摘要

關鍵詞：拆壩、河鳥、族群趨勢、溪流鳥類、長期監測

一、研究緣起

雪霸國家公園為改善臺灣櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)的棲地環境，在 2011 年拆除七家灣溪一號攔砂壩，當時已對溪流鳥類進行拆壩短期影響監測，但長期效應仍未評估，此外也將持續監測七家灣溪和有勝溪的溪流鳥類族群動態，以評估氣候變遷和極端氣候之長期影響。

二、研究方法及過程

溪流鳥類調查範圍包括七家灣溪、高山溪和有勝溪，2019 年度在 1、4、7、8、10 月共進行 5 次全溪段的鳥類調查，並在 3 月增加河鳥(*Cinclus pallasii*)繁殖調查，紀錄指標鳥種河鳥的繁殖狀況。本研究並彙整過去七家灣溪自 2003 年、有勝溪自 2012 年以來的鳥類調查記錄，呈現各種溪流鳥類的平均月份變化和年間長期趨勢，探討其可能的變化原因。

三、重要發現

1. 過去的研究已知七家灣溪的河鳥數量和繁殖狀況受夏秋季颱風影響很大，近年更證明巢位周邊的溪流型態(特別是淺瀨的面積)是影響河鳥食物量的重要因子之一，跟每個河鳥巢位的繁殖產出有高度相關性，此新發現已在 2019 年初發表於國際期刊 *Journal of Ornithology*。
2. 根據物理棲地計畫所提供 2018 年 11 月的七家灣溪全河段測量資料，換算出河鳥偏好覓食的淺瀨面積，結果顯示七家灣溪中段(分流處到二號壩之間)的平均淺瀨面積最大，是較佳的河鳥棲地。不過溪流型態會隨流量改變，年間可能會有差異。
3. 2019 年 8 月颱風過後，七家灣溪的河鳥數量下降，但有勝溪的數量並未增加，狀況與以往經驗不同。隨後發現因為有勝溪的臨溪農路施工導致溪水比七家灣

溪更加混濁，可能因此河鳥是前往其他小支流躲避颱風，屬人為因素改變河鳥的正常行為。

4. 七家灣溪河鳥在繁殖季的平均數量約 30 隻，有勝溪約 18 隻。2013-2016 年間兩條溪的河鳥數量都有下降趨勢，跟夏季洪水和冬季大水接連發生有關，2017 年後因無極端洪水，七家灣溪的河鳥數量已逐漸恢復。
5. 過往有勝溪雖然棲地品質較差，卻是洪水期間七家灣溪河鳥的避難所，惟近年來有勝溪的河鳥數量下降幅度大且恢復慢，可能是河鳥會優先往棲地品質較高的七家灣溪尋找繁殖棲地
6. 鉛色水鶉的族群變化受洪水或拆壩的影響較不明顯，因其活動不局限於溪流，族群變化的影響因子更加複雜，但 2007-2011 年間在七家灣溪有一個族群高峰，跟水棲昆蟲的高峰期吻合。
7. 鴛鴦是唯一在有勝溪的數量多於七家灣溪的溪流鳥類，可能跟其主食的水芹菜在有勝溪較多有關。水芹菜的生長受颱風影響很大，多年的資料顯示有勝溪的鴛鴦數量跟前一年的洪水流量有顯著相關性。
8. 溪流鳥類在七家灣溪繁殖的有河鳥、鉛色水鶉、紫嘯鶉和鴛鴦，屬於冬季候鳥的有小剪尾、綠蓑鶯和所有其他鶯科鳥類，本研究呈現各種溪流鳥類的月份變化和年間長期趨勢。翠鳥在過去相當少見，但近年來在有勝溪穩定出現，可能有繁殖。
9. 2019 年七家灣溪河鳥共繁殖 11 對 12 窩，其中 7 窩繁殖成功，產出幼鳥 25 隻；有勝溪共繁殖 5 對 5 窩，4 窩繁殖成功，產出幼鳥 15 隻。因為前兩年均無颱風侵襲，兩條溪今年的繁殖表現都在近 5 年的平均值之上。
10. 統計 2015-2019 年共 12 窩河鳥巢遭到台灣獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的 21.1%，是 2004-2006 年的 6.2 倍，其他掠食者所佔的比例則降低。被獼猴掠食的巢位都集中在七家灣溪分流處到抽水站之間。

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。

1. 台灣獼猴掠食河鳥巢的比例近年來明顯增加，雖然目前尚未對河鳥族群造成衝擊，但建議在獼猴活動熱區加強監控。

2. 指標鳥種河烏經多年研究監測，已累積豐富研究成果，建議善加利用其容易觀察之特性，進行影像紀錄並轉化成解說教育素材。
3. 黃魚鴉(*Ketupa flavipes*)是溪流生態系的最頂端掠食者，但因其行蹤隱密，一般鳥類調查難以發現其蹤跡，無法進行長期監測；且過去的研究發現其在武陵地區的繁殖巢樹有緊鄰馬路或是離溪過遠的情況，顯示溪畔缺乏適合繁殖的巢樹。本研究建議仿照日本保育毛腿魚鴉的方式，在溪畔隱密地點架設黃魚鴉巢箱，彌補其巢樹不足的問題，且有利於日後長期監測。2019年已嘗試性架設2個巢箱，需觀察後續利用情況。

二、中長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

1. 建議未來可優先考慮拆除位於桃山西溪的四號壩和六號壩，因為這兩個壩位於台灣櫻花鉤吻鮭分布範圍的最上游，形成鮭魚往上游移動的阻礙，拆除六號壩不僅可擴大鮭魚的分布範圍，以因應未來氣候變遷可能導致的下游水溫升高趨勢，也可增加上游溪段的魚類資源，對於上游的食魚性鳥類(如河烏和黃魚鴉)將有正面助益，不過拆壩時間應避開溪流鳥類的主要繁殖季(1-5月)。

ABSTRACT

Keywords: dam-improving, Brown Dipper, population trend, stream birds, Long-term monitoring

In order to improve the stream habitat of Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*), the Dam 1 of Chichiawan Stream was torn down in 2011. We had investigated the short-term effects of dam removal on stream birds, but long-term effects were not examined yet. Populations of all stream birds were surveyed along with Yosheng Stream and Chichiawan Stream five times in 2019. The indicator species, Brown dipper (*Cinclus pallasii*), was banded and surveyed for their reproductive performance. The long-term average breeding population of Brown dipper in Chichiawan Stream was around 30, which had more fluctuations in summer and increased before the breeding season annually. The dipper population in Yosheng Stream was only 1/2 to 2/3 of Chichiawan Stream. Food availability estimated using the area of stony riffles was significant correlated with all aspects of reproductive performance of Brown Dippers. Yosheng Stream is a poor habitat to Dippers since its area of stony riffles was smaller than Chichiawan Stream; however, this relatively poor quality streams may provide an important refuge for birds during typhoons. The Plumbeous Water Redstart (*Rhyacornis fuliginosus*) is another abundance stream bird species, and its population increased during 2007-2011 which was consistent with the trend of aquatic insects. Mandarin Duck (*Aix galericulata*) was the only species that population in Yosheng Stream was higher than Chichiawan Stream. There were 12 broods produced by 11 Dipper pairs in Chichiawan Stream in 2019, and totally 25 fledglings were produced from seven successful broods. In Yosheng Stream, there were five broods produced by five Dipper pairs, and four successful broods produced 15 fledglings in 2019. There were 12 Dipper broods predated by Formosan macaque (*Macaca cyclopis*) from 2015 to 2019, which was over six times higher than the period of 2004 to 2006.

This project comes to the following immediate and long-term strategies:

Immediate strategy:

1. To monitor the effects of Formosan macaque on birds' population and reproduction, and to consider appropriate population control on Formosan macaques.
2. Considered making a documentary of Brown Dipper for environmental education.
3. Its difficult to monitor Tawny Fish-owl population, and this top raptor may face a crisis of lacking suitable nest trees. Considered setting nest boxes for this endanger owl in order to support their survival and to long-term monitoring.

Long-term strategy:

1. In order to expand the distribution area of the Formosan landlocked salmon, and to increased fish resource in up-stream for avian fish predators, we suggest to remove Dam 4 and Dam 6 in Chichiawan Stream in near future

一、前言

(一)研究背景

台灣溪流建構許多攔砂壩，目的在降低溪流泥沙沖刷，以延長水庫壽命。位於德基水庫上游的七家灣溪和高山溪也有多座攔砂壩，然而此處是臺灣櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*，下稱鮭魚)的重要棲息地，而攔砂壩會隔離鮭魚族群，讓鮭魚只能單向往下游擴散，無法上溯到上游河段(Chung et al., 2008)。雪霸國家公園管理處在 1999 年 4 月至 2000 年 6 月間已陸續將高山溪的 4 座攔砂壩拆除，2011 年 5 月則拆除了七家灣溪的一號壩。

(二)拆壩的短期影響

將非必要的水壩和攔砂壩拆除以恢復原有溪流生態系統是世界趨勢，美國在最近數十年已拆除超過 1000 座攔砂壩(O'Connor et al., 2015)，研究顯示因拆壩造成的干擾和水文改變可在短時間內就恢復穩定(例如一年)，特別是經過週期性的洪水沖刷之後(Orr et al., 2008; Tullos et al., 2014)。至於拆壩對溪流生物的影響，目前多聚焦於移除鮭魚的洄游障礙，對更高階陸域脊椎動物影響的研究則較為缺乏(Tonra et al., 2015a)。

2011 至 2013 年研究團隊曾對拆除七家灣溪一號壩影響溪流鳥類的短期效應進行監測，結果顯示溪流指標物種河烏(*Cinclus pallasii*)在拆壩半年內，原本在壩體下游 800 m 內的族群會往更下游移動，躲避因拆壩導致的砂石沖刷，因此建議溪流施工應避開河烏的繁殖季(武陵地區是 1-4 月)，可將影響減到最輕；而隔年蘇拉颱風則造成壩體上游到分流處之間侵蝕嚴重，該區的河烏往更上游移動躲避，顯示颱風引發的洪水會擴大拆壩效應(孫元勳等，2013)。至於另一種數量也相當多的溪流鳥類的鉛色水鵪(*Rhyacornis fuliginosus*)，因為棲地專一性不如河烏強烈，當溪流棲地發生短暫變化時(如洪水或工程干擾)，可以往溪流兩岸樹林暫時躲避，因此對干擾的忍受度較高(孫元勳等，2013)。

(三)拆壩的長期效應

拆壩除了造成短期干擾，也會帶來長期效應。在北美某些有鮭魚洄游的溪流，在拆壩打通鮭魚上溯路徑之後，原本在壩體上游的魚類捕食者便可能因此獲利。以美洲河烏(*Cinclus mexicanus*)為例，雖然其主食是水棲昆蟲，但也會捕食小魚，

且小魚的營養價值較高(Obermeyer et al., 1999; Obermeyer et al., 2006)。而在美國華盛頓州一項針對拆壩影響美洲河鳥的研究顯示，在拆壩前上游的魚類資源較少，河鳥的繁殖表現也較下游差，拆壩後上游的魚類資源增加，河鳥的繁殖和存活率都因此提升(Tonra et al., 2015b)；此外經同位素追蹤顯示，上游的河鳥確實在拆壩之後攝取到來自海洋、由鮭魚洄游帶進入內陸的元素成分(Tonra et al., 2015a)。

過去在七家灣溪調查河鳥育雛期的食性，同樣是以水棲昆蟲為主食，魚類約占 3.9%(Chiu et al., 2009)，然而不同河鳥巢位的魚類組成比例有很大的差異，例如 2004 年在分流處的一對河鳥，平均每 3 小時即可捕捉 1 隻小鮭魚，換算整個繁殖季可能捕捉高達 400 隻的小鮭魚(孫元勳，2007)。2011 年以前在一號壩上游俗稱苦花的臺灣白甲魚(*Onychostoma barbatulum*)數量並不多，但是在拆壩後魚類上溯的阻礙消失，在壩上測站的魚類調查顯示不論鮭魚或苦花的數量都有增加趨勢(曾晴賢和陳彥谷，2012)。本研究在 2018 年 3 月記錄分流處河鳥育雛獵物 2,211 隻，僅 0.4%是魚類，其中有 7 隻苦花、沒有台灣櫻花鉤吻鮭，跟同溪段夏季小魚的比例相符。此巢紀錄的魚類數量遠低於 2004 年，可能跟親鳥較不偏好捕魚有關，但所捕捉的魚類皆為苦花，顯示拆壩後苦花上溯的確有分散鮭魚被河鳥捕食的壓力。

(四)洪水與河鳥族群長期監測

除了拆壩的影響監測，研究團隊過去也長期參與七家灣溪的生態監測計畫，並對河鳥的生活史(洪孝宇等，2011)以及洪水對其繁殖和族群的影響有深入的研究，包括洪水流量跟水棲昆蟲的生物量以及河鳥的數量有負相關(Chiu et al., 2008)、河鳥在育雛期偏好較大型的獵物(Chiu et al., 2009)、以及利用長期繫放資料證實洪水會導致河鳥年存活率降低(Chiu et al., 2013)。

近年的研究發現，影響武陵地區河鳥繁殖的關鍵並非洪水的強度，而是發生洪水的時間，越接近年底的颱風對冬季繁殖的河鳥影響越大，因為遭洪水沖走的水棲昆蟲族群沒有足夠的時間可以恢復，在食物不足的情況下會導致繁殖時間延後、繁殖比例降低、整體繁殖產出降低、進而影響到下一季的族群數量(Hong et al., 2016)。洪水除了間接影響河鳥繁殖，更對河鳥的行為有直接的衝擊，研究團隊利用個體繫放目擊調查，發現在洪水期間河鳥會從主流往流量較小的支流移動，移動距離遠超過平常的活動範圍，並且造成主流的數量大幅下降、支流的數量卻異常增加的特殊現象，然而最終牠們幾乎都會回到原本的繁殖領域，顯示這樣的避難行為

可能有助於提高河烏在洪水期間的存活率，並證實有勝溪是七家灣溪河烏族群在洪水期間重要的避難所(Hong et al., 2018)。

過去研究指出河烏以水棲昆蟲為主食，並且偏好在淺瀨環境覓食，本研究嘗試結合此兩項因子，調查武陵地區各河烏巢位周邊的淺瀨面積，並乘上由水棲昆蟲子計畫所調查的水棲昆蟲密度，得到各巢位周邊河烏可利用的水棲昆蟲總量，結果顯示此食物量與各巢位領域長度和繁殖產出有高度相關，可作為河烏巢位品質的指標，並且發現淺瀨面積和水棲昆蟲密度的年間變化分別受到不同機制影響，此最新研究於今年初發表在國際鳥類學期刊 *Journal of Ornithology* (Hong et al., 2019)。

(五)研究目的

本研究將彙整七家灣溪自 2003 年、有勝溪自 2012 年至今的溪流鳥類族群動態，並比較兩條溪的鳥類族群變化差異，以及監測指標物種河烏的繁殖狀況，探討氣候因素(如颱風)、人為因素(如拆壩)以及生物因素(如天敵掠食)造成的影響。

二、研究方法

(一)研究地區

研究地區位於台中市和平區的武陵農場及其鄰近地區(圖 8-1)，海拔高度約 1700-2000 m，主要溪流是七家灣溪和有勝溪。七家灣溪的研究範圍自迎賓橋到 6 號攔砂壩，以及高山溪自匯流口到 3 號壩，總長度約 8.5 km，有勝溪則是從收費站到思源，長度同樣是 8.5 km，此範圍涵蓋總計畫所需之各監測站(圖 8-2)，並在 7 月份納入羅葉尾溪。七家灣溪流量資料取自台灣電力公司，流量測站位於七家灣溪和有勝溪匯流處。

(二)溪流鳥類族群調查

配合總計畫共同取樣時間，2019 年在 1、4、7、10 月以步行方式沿溪調查一次(涵蓋所有共同測站)，此外在河鳥繁殖季額外增加繁殖調查(3 月)，8 月分則是在颱風過後增加一次颱風後監測。使用雙筒望遠鏡記錄溪鳥種類、數量、出現地點、腳環顏色、性別和成幼。

各種常見溪流鳥類將呈現族群數量在一年中的月變化，以及 2003-2019 年間(2009 年未調查)族群的長期趨勢。由於部分鳥類有遷徙習性，因此一年中的數量有明顯的高低變化，長期年間趨勢只呈現各年度高峰期的平均數量。有勝溪的溪流鳥類從 2012 年開始調查，因此將呈現 2012-2019 年的族群變化，並與七家灣溪進行比較。

(三)河鳥繁殖調查

繁殖季(1-4 月)在溪畔的岩壁上尋找河鳥巢位，找到巢後記錄產卵和孵化時間、窩卵數，若發現時巢中已有幼鳥，則以體重推算日齡，並以孵卵期 16 天、育雛期 25 天估計離巢時間(洪孝宇等，2011)，在幼鳥 16-20 日齡時給予腳環和色環標記。只要巢中有 1 枚卵或 1 隻幼鳥存活，即定義該階段為繁殖成功。幼鳥是否成功離巢的判斷方式為：1. 研究人員觀察到幼鳥離巢或在巢位附近看到幼鳥；2. 最後一次探巢時幼鳥的羽毛發育已接近離巢狀態。繁殖失敗的原因歸類為下列三項：「天候因素」為大雨過後前往探巢時，發現幼鳥濕透死在巢中或整個巢被上漲溪水沖走；「遭到捕食」是研究人員觀察到捕食者、巢中僅存殘骸、巢被外力破壞、或在未到正常離巢日前，巢中卵或雛鳥消失；「放棄繁殖」則是親鳥築好巢但是沒有產卵。

(四)拆壩前後鳥類族群變化比較

孫元勳等(2013)已調查過七家灣溪一號壩拆壩前後兩年上下游的河烏和鉛色水鶉數量變化，本研究將延續當時的調查方式，將 2018-2019 年的資料加入分析，以呈現長期的變化趨勢，並將未受拆壩影響的高山溪列為對照樣區。先前的調查監測 2011 年 5 月一號壩拆除前後這兩種溪鳥在壩址上下游各 800 m 內的數量變化，選定此範圍係依據成大團隊對本溪泥沙運動的觀測結果，這個範圍的沖刷和淤積影響較大(王筱雯，2012)。有鑑於溪鳥數量本身會隨月份變化，為消除此一時間因子，本研究以離壩址更遠、影響較輕微的溪段(801-1600 m)為對照組。由於拆壩工程是在 5 月底進行，當時研究將拆壩前一年半到拆壩後兩年半共計 4 年(2010-2013 年)的研究期間，以每年 1-5 月和 6-10 月為單位區分成 8 個時期，分析兩種溪流鳥類在拆壩前後的數量變化(孫元勳等，2013)。

(五)溪流型態整合分析

根據本團隊今年年初所發表的文章(Hong et al., 2019)，溪流型態考慮河烏覓食習性，可依照底質及水深分成 3 種，分別是淺瀨(水深 < 50 cm，底質為佔 80%以上之卵石)、淺灘(水深 < 50 cm，底質為佔 80%以上之砂石)及深潭(水深 > 50 cm，底質不限)，河烏偏好淺瀨的環境覓食，巢位周邊的淺瀨面積越大則繁殖表現越好。不過本團隊過去僅自行測量各巢位周邊的溪流型態，未進行七家灣溪全溪段的調查，本次結合物理棲地計畫所量測之 2018 年 11 月全溪段溪流型態資料(逢甲大學葉昭憲老師提供)，計算整條七家灣溪的溪流型態組成。

物理棲地計畫的調查範圍是七家灣溪自迎賓橋至三號壩共 7 km，測量河寬、流速、水深和底質等棲地因子，本研究取其中水深和底質數據換算成河烏適用之溪流型態(與物理棲地原本之溪流型態定義不同)，並計算自迎賓橋起往上游每 500 m 各種溪流型態之面積。

三、結果

(一)溪流鳥類族群長期監測

2019 年共進行 5 次七家灣溪和有勝溪全溪段溪流鳥類調查(表 8-1)。2019 年 1 月繁殖季初期的河鳥數量 47 隻，追平 2013 年 11 月的水準。8 月份在利奇馬颱風過後新增一次調查，七家灣溪河鳥數量由 7 月份的 37 隻略降到 27 隻，有勝溪則從 16 隻降到 12 隻，未出現避難行為。

溪流指標物種河鳥自 2003 年起調查至今(2009 年未調查)，除 2003 年七家灣溪的族群量一度達到 50-60 隻，後續年度的高點約在 40-50 隻，低的時候則僅有個位數，且均為夏季颱風過後(圖 8-3)。2012 年起開始調查有勝溪，在相同長度(8.5 km)的調查區域內，有勝溪的河鳥數量約僅七家灣溪的 2/3 到 1/2，但在夏季颱風過後，兩條溪的河鳥數量會互為消長(圖 8-4)。近年來兩條溪的河鳥數量都呈現下降趨勢，尤其在 2016 年年初有一個明顯低谷(非颱風季)，至 2017 年底七家灣溪的數量回升，但有勝溪的數量仍然偏低(圖 8-4)。

一年中各月份的河鳥數量變化，七家灣溪多數月份在 30 隻上下，夏季(8-10 月)的波動範圍較大，而接近年底的 11-12 月是一整年中數量最多的時候，平均可達到 36 隻以上(圖 8-5a)。有勝溪各月份的河鳥數量在 15-20 隻之間，8 月份的平均數量最高，9 月的數量則降到最低(圖 8-5b)，這是受到颱風過後七家灣溪的河鳥到有勝溪避難，然後又返回七家灣溪的結果。以高峰期的長期趨勢而言，七家灣溪的河鳥在 2003-2008 年間呈現下降的趨勢，2011-2013 年數量逐漸恢復，但 2014-2017 年又往下降，2018-2019 年則回升至往年的高點(圖 8-6a)。有勝溪自 2012 年調查以來數量就逐年降低，到 2016 年降到最低點，2017-2019 年開始緩慢回升，但仍未回復至 2012 年的數量(圖 8-6b)。

武陵地區常見的溪流鳥類除了河鳥，還包括鉛色水鵝、紫嘯鵝(*Myophonus insularis*)、鴛鴦(*Aix galericulata*)、小剪尾(*Enicurus scouleri*)和綠蓑鷺(*Butorides striata*)，後兩種並未在七家灣溪繁殖。此外像是翠鳥(*Alcedo atthis*)以及一些鷺科鳥類如蒼鷺(*Ardea cinerea*)、夜鷺(*Nycticorax nycticorax*)、大白鷺(*Ardea alba*)、中白鷺(*Ardea intermedia*)和小白鷺(*Egretta garzetta*)等，偶然會出現在武陵地區，是此地較不常見的溪流鳥類。

鉛色水鵝在七家灣溪一年中的高峰期是在 4-6 月的繁殖季，平均數量約 110

隻，其他月份的數量在 80 隻上下(圖 8-7a)，有勝溪的月份變化類似七家灣溪，但數量較少，高峰期約在 70 隻左右(圖 8-7b)；2003-2019 年間的長期趨勢顯示七家灣溪在 2007-2011 年有一波高峰，之後又逐漸下降(圖 8-8a)，有勝溪自 2012 年開始調查，鉛色水鵝的數量呈現下降的趨勢(圖 8-8b)。

七家灣溪紫嘯鵝的高峰期在 4-7 月(圖 8-9a)，同樣是繁殖季，但比鉛色水鵝略晚，有勝溪的紫嘯鵝數量很少，多數月份平均不到 1 隻，僅 6 月份平均超過 1 隻(圖 8-9b)；七家灣溪在早期(2004-2005)平均有 5-6 隻，近年來則是 2-3 隻，有降低的趨勢(圖 8-10a)，有勝溪因為數量很少，看不出明顯趨勢(圖 8-10b)。

鴛鴦是少數溪流鳥類中，有勝溪的數量高於七家灣溪的種類，七家灣溪各月份平均約 5-8 隻，波動幅度不大(圖 8-11a)，而有勝溪平均可達 15 隻，且有明顯的月份變化，在冬季的數量較低(圖 8-11b)。長期趨勢而言，七家灣溪在 2012 年有一個小高峰，之後開始下降，到 2017 年才有小幅回升(圖 8-12a)，而有勝溪的趨勢也相同，在 2012 年平均數量最高達 25 隻，到 2017 年平均僅 10 隻，2018 年有小幅回升(圖 8-12b)。

小剪尾在七家灣溪一年中的高峰期是冬季(11-1 月)，春季數量最低，夏季數量會略為增加(圖 8-13a)，有勝溪的月份趨勢類似七家灣溪，不過在春季(4-6 月)數量會降為 0(圖 8-13b)。七家灣溪從 2003 年以來的長期趨勢，小剪尾數量在 5-15 隻之間波動，近年來約維持在 10 隻左右(圖 8-14)，有勝溪的數量略低，平均在 5-8 隻之間，2018 年有一度數量增加，2019 年又再降低。

綠蓑鷺在武陵是冬候鳥，七家灣溪和有勝溪的數量都是在冬季最高(11 月到隔年 2 月)，夏季偶然在七家灣溪會看到滯留個體(圖 8-15a、b)；2003 年冬季七家灣溪的平均值曾達到 6 隻，近年來平均 1-2 隻(圖 8-16a)，有勝溪自 2012 年以來的平均值約在 2 隻上下。其他鷺科鳥類的數量變化趨勢跟綠蓑鷺類似，出現時間同樣是冬季(圖 8-17a、b)；整理兩條溪自 2012 年以來的數量變化，2013 年有一個高峰，其他年份則相當零星，平均 1-2 隻(圖 8-18a、b)。

翠鳥在七家灣溪的紀錄非常少，2012 年至今僅有 1 筆紀錄，但在有勝溪幾乎每次調查都有 1-2 隻，以冬季的數量較為穩定(圖 8-19a、b)；且近年來數量有逐漸增加的趨勢，從 2012-2013 年的少於 1 隻到 2017-2018 年平均 2 隻，2019 年更達到 3 隻(圖 8-20a、b)。

(二)河烏繁殖狀況調查

2019年1-4月間在七家灣溪(含高山溪)共發現11處河烏繁殖巢位(圖8-21)，有1個巢位繁殖2次，因此共12窩，其中7窩繁殖成功，共產出離巢幼鳥25隻，高於近5年平均值18.4隻(表8-2)。有5窩繁殖失敗，其中3巢4窩判斷遭台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)破壞，另1巢則是遭其他哺乳類掠食者入侵。有勝溪今年有5處繁殖巢位(圖8-21)，全部都只生1窩，其中4處繁殖成功，產出離巢幼鳥15隻，只有一巢疑似遭其他哺乳類掠食者入侵，離巢幼鳥數也略高於近五年平均的13隻(表8-2)。

近年來在七家灣溪幾乎每年都有1-3個河烏巢被獼猴掠食，統計2015-2019年共12窩河烏巢遭到獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的21.1%；相較之下，2004-2006年僅1巢遭到獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的3.4%，換算近5年河烏巢被獼猴掠食的比例是早年的6.2倍，而其他掠食者所佔的比例則從早年的31%下降到近年的22.8%(表8-3)。統計近5年獼猴掠食河烏巢的地點，都集中在七家灣溪中上游的分流處到抽水站之間，一號壩下游以及有勝溪尚未有紀錄(圖8-22)。

(三)一號壩上游河烏食性調查

2018年本團隊曾長時間觀察一號壩到三號壩之間的兩個巢(觀魚台下游的分流處和上游的水濺洞)，紀錄2,211隻河烏育雛獵物，辨認出的獵物中有82.3%是水棲昆蟲、13.8%是蝌蚪、僅0.4%是魚類，魚類包括7隻苦花和1隻纓口台鰍(*Formosania lacustre*)。對照當年度清華大學團隊6月份在一號壩到觀魚台之間的魚類普查資料(僅比較鮭魚和苦花)，記錄到苦花小魚290隻(另有魚苗2,080隻)和鮭魚小魚1隻，苦花在溪流中小魚所佔的比例(99.7%)，跟在河烏食性中所佔的比例(100%)相當接近。

然而2019年在一號壩到三號壩之間，僅位於舊復育池下游的一個河烏巢繁殖成功，其餘4巢5窩都遭到天敵(主要是獼猴)掠食，而舊復育池的河烏巢位於岩縫中，難以觀察親鳥育雛行為，故今年度無法進行此溪段的河烏育雛食性紀錄。

(四)拆壩前後鳥類族群變化

2011年5月七家灣溪一號壩拆除，當時首先影響下游河段，部分河烏移動到更下游躲避干擾(圖8-23)，隔年蘇拉颱風引發洪水，一號壩上游向源侵蝕嚴重，原

一號壩上游河鳥往更上游移動(圖 8-24)。到 2013 年的蘇力颱風，上下游的河鳥數量變化已趨於一致，而 2018-2019 年無颱風，數量跟拆壩前相去不遠；高山溪的數量變化不受拆壩影響，僅受洪水影響。

七家灣溪一號壩下游的鉛色水鵝在 2011 年拆壩前後數量並無明顯波動(圖 8-25)，上游的鉛色水鵝在 2012 年蘇拉颱風過後數量大幅降低，但更上游河段的數量並未增加，此變化趨勢跟河鳥不同(圖 8-26)。2019 年鉛色水鵝在一號壩上下游的數量大致相當，但都較拆壩前略為降低，高山溪也有相同趨勢。

(五) 溪流型態整合分析

根據物理棲地計畫的測量數據所計算的 3 種溪流型態，並以每 500 m 為單位計算面積，深潭在七家灣溪下游的面積最大，往上游逐漸遞減，河鳥所偏好的淺灘則是在七家灣溪中段(分流處到二號壩之間)的面積最大，至於底質為沙子的淺灘則無明顯趨勢，但面積都很小(圖 8-27)。

四、討論

(一)河烏族群數量變化

本團隊自 2003 年起長期監測七家灣溪的河烏族群波動，已證實夏季洪水會直接驅動河烏在七家灣溪和有勝溪之間移動的避難行為(Hong et al., 2018)，以及間接地透過降低水棲昆蟲豐富度影響河烏冬季繁殖表現和族群量(Chiu et al., 2008; Hong et al., 2016)，因此夏季洪水是影響河烏族群波動的一大主因。不過 2019 年 8 月利奇馬颱風過後，七家灣溪跟有勝溪的河烏數量都降低，並未出現河烏前往有勝溪避難的行為。利奇馬颱風帶來的雨量並不算大，然而颱風後調查時發現有勝溪的濁度高於七家灣溪(圖 8-28)，此乃有勝溪上游約 1.5 km 處的蘭花橋一帶有臨溪農路在施工，導致下游的溪水混濁(圖 8-29)。因此雖然颱風使七家灣溪的河烏數量稍微降低，但因為有勝溪的溪水混濁，可能使河烏往其他支流避難(如梨園坑溪)，未前往有勝溪，且有勝溪下游混濁區的河烏也都不見蹤影，這是一個因人為因素干擾河烏行為的事件。同樣的狀況在 10 月份調查時再度發生，此時七家灣溪的河烏數量已稍微回升，但有勝溪的數量則比 8 月份更低。

七家灣溪的河烏數量在 2003 年一度有 50-60 隻的水準，但之後的高點都僅有 40-50 隻，且上下波動的幅度很大，可能是因為在 2003 年以前七家灣溪曾連續數年未有劇烈洪水侵襲(圖 8-30，七家灣溪 1996-2003 年間的洪水均小於 80 m³/s)，但自 2004 年起幾乎每年夏季都有劇烈洪水，且動輒達到 200-300 m³/s 甚至以上的流量(圖 8-30)，因此河烏數量無法回升至 2003 年的水準。不過這僅是相當初步的推測，可能需要再有連續數年無劇烈洪水，才能夠驗證河烏在這樣的情況下族群和繁殖表現會是如何，這也顯示長期監測的重要性。

2016 年年初七家灣溪的河烏族群出現一個低點，這很可能是因為當年 3 月出現不尋常的春季大雨，雖然最大流量僅 34 m³/s，但已遠高於歷年 3 月平均值 4.6 (sd = 4.6) m³/s (資料來源：台灣電力公司)，此時正逢河烏繁殖季後半段，連續大雨和上漲且混濁的溪水可能導致河烏覓食困難，因此繁殖失敗或產出幼鳥數減少。相較於 2015 年的 2 月中旬到 3 月初，全台遭逢 10 年大旱，七家灣溪平均流量僅 1.8 (sd = 0.06) m³/s (資料來源：台灣電力公司)，二號壩到抽水站之間也斷流，當年度河烏遭逢天敵掠食的比例大幅增加，推測是因為水位降低，以往河烏巢下方賴以阻隔地面掠食者的深潭變淺，導致掠食者更容易入侵(洪孝宇，2015)。河烏繁

殖季(1-3 月)是七家灣溪一年中流量相對低且穩定的時期，上述監測資料顯示此時不尋常的大雨或乾旱對河烏繁殖表現有不同層面的影響，再加上前一年度的夏季是否有洪水會間接影響河烏繁殖季的食物量，各種因素的交互作用或排列組合可能有多種複雜情況，這也是需要更長期的監測來持續觀察。

七家灣溪的河烏在每年 11-12 月的繁殖季前夕，數量幾乎都是當年的高點，而且會出現一些無腳環的河烏，但是當 1 月份繁殖季開始，河烏數量就會下降，顯示有部分未繁殖的河烏離開七家灣溪。加拿大哥倫比亞的美洲河烏已被證實有海拔遷徙行為，當地冬季在主流的河烏數量是夏季的 5 倍，而透過無線電追蹤發現自 3 月初開始有些個體會往較高海拔的支流移動(Morrissey et al., 2004)，這些在支流繁殖的遷徙個體開始繁殖的時間比留在主流的個體平均晚兩周，第二窩的比例也只有留鳥的 1/3 (Morrissey, 2004)。我們目前還不清楚每年年底七家灣溪增加的河烏是來自哪裡，也不知道在 1 月份離開七家灣溪的河烏去了哪裡，但每年 1-2 月是武陵地區最冷的月份，卻也是河烏的繁殖季，所以這些河烏進出七家灣溪的目的很可能並非「度冬」，遷移的模式顯然跟美洲河烏不同，這部分還有待未來透過發報器追蹤來解答。

有勝溪的河烏族群僅約七家灣溪的 1/2 到 2/3，每年繁殖巢位也少於七家灣溪，顯示有勝溪的棲地品質較差，但因為有勝溪的集水區僅約七家灣溪的一半，夏季的洪水流量較低，成為七家灣溪河烏在颱風期間重要的避難所(Hong et al., 2018)。羅葉尾溪的溪流鳥類很少，歷年來的調查也從未見過河烏，推測是因為流量太小，水域面積不足以支持河烏建立繁殖領域。本團隊最新發表的研究已證實，水域(特別是淺瀨)的面積，是影響河烏繁殖表現的關鍵因素之一(Hong et al., 2019)。從淺瀨面積的觀點，同樣也可解釋為何有勝溪的棲地品質較差，因為有勝溪的流量較七家灣溪小，單位溪流長度內的水域面積小於七家灣溪，因此即使淺瀨的比例較高，實際淺瀨面積仍然比七家灣溪小，因此河烏的數量較低(李秋珊，2019)。然而並非流量越大就代表越好的棲地，七家灣溪和有勝溪匯流之後的大甲溪，單位溪流長度內的水域面積高於七家灣溪，但深潭的比例高，實際淺瀨面積反而低於七家灣溪，因此以武陵地區主要的三條溪(有勝溪、七家灣溪和大甲溪)而言，七家灣溪的流量正好最適合河烏生存，河烏的密度也最高(李秋珊，2019)。

(二)其他溪流鳥類數量變化

在七家灣溪進行繁殖的溪流鳥類還包括鉛色水鵝、紫嘯鵝和鴛鴦，鉛色水鵝雖然是數量最多的溪流鳥類，但是因其可適應的環境並不局限於溪畔，在離溪數百公尺遠的馬路邊、停車場或小山溝都可見其蹤跡，因此其族群波動不單純僅受到溪流環境變化的影響，所以相對於河鳥而言，鉛色水鵝並不是一個良好的溪流指標鳥種。鉛色水鵝的長期族群趨勢在 2007 年突然大幅增加，2011 年之後又逐漸降低，影響其族群變化的機制仍不清楚，不過對照中興大學團隊調查水棲昆蟲數量變化的長期趨勢，2007 年起有增加趨勢並且在 2011 年達到高峰，之後又逐漸降低，此外 2004-2008 年間頻繁的洪水大幅改變溪床環境，溪床開闊度增加可能也是影響其食物量和領域大小的因素之一(孫元勳等，2013)。近年來七家灣溪鉛色水鵝的數量逐年下降，已回到 2006 年之前的水準，故這樣的下降幅度應該是屬於正常範圍內波動，而有勝溪近年的鉛色水鵝數量也是呈現下降趨勢，可能 2012 年開始調查有勝溪時族群量正好位在高點。

鉛色水鵝在七家灣溪的繁殖季主要是每年 4-5 月份，紫嘯鵝則是 5-6 月，而河鳥則是在年初的 1-3 月進行繁殖，3 種鳥類的繁殖季有明顯錯開。繁殖季錯開的原因除了因食性有所區隔，所以食物豐富度的高峰期不同之外，對溪流環境的依賴程度也有差異，紫嘯鵝除了築巢在溪畔岩壁，其食性多來自溪畔森林的昆蟲、兩棲和爬蟲類(孫元勳，2004)，因此覓食較不受夏季洪水影響。繁殖結束之後，七家灣溪的紫嘯鵝在秋冬季數量下降，目前並不清楚是往低海拔降遷或只是因為未鳴唱所以不易發現。有勝溪的紫嘯鵝數量明顯少於七家灣溪，可能是因為缺乏其築巢所需的大型岩壁，根據觀察紫嘯鵝在七家灣溪岩壁上的築巢位置經常較河鳥高出許多，有時可距離水面 10-15 m (河鳥大多在 1-2 m 之間)，因此有勝溪多數小型的岩壁僅河鳥會使用，無法讓紫嘯鵝築巢繁殖。

鴛鴦是唯一一種在有勝溪的數量高於七家灣溪的溪流鳥類，推測原因可能跟食物豐富度有關。有勝溪在巡溪調查時經常可見水中有水芹菜(豆瓣菜 *Nasturtium officinale*)，尤其若 1-2 年以上無颱風洪水發生，水芹菜可長滿覆蓋大面積的水域，但七家灣溪則很少看到水芹菜生長，即使有也僅零星小簇，這可能跟有勝溪沿岸農田施用肥料，使溪水中營養鹽較高有關。水芹菜是鴛鴦的主食之一(孫元勳，2002)，豐沛的食物可能讓有勝溪能夠支持較大量的鴛鴦族群。有勝溪在 2012 年的鴛鴦數量最多，此後逐年下降，很可能跟洪水發生的頻率有關，2012 年之前有兩年無颱風，故七家灣溪和有勝溪的鴛鴦數量都在高點，2012-2017 年間颱風頻繁導致水

芹菜生長不易，而 2017-2018 年無颱風，鴛鴦族群似有回升趨勢。有勝溪的鴛鴦的數量在夏季最高，冬季降低，根據以往的無線電追蹤研究，部分族群會移往德基水庫度冬(Sun et al., 2014)。

小剪尾在七家灣溪和有勝溪的季節趨勢類似，在春季數量最低，此時應是在更高海拔的上游或支流溪澗進行繁殖，夏季起開始有幼鳥出現因此數量增加，到冬季成鳥降遷到七家灣溪和有勝溪的主流過冬，因此冬季是小剪尾數量最多的時候，屬於季節性的海拔遷徙。綠簑鷺和其他鷺科鳥類同樣屬於冬候鳥，在冬季的數量最多，長期而言尚無明顯的變化趨勢。翠鳥在七家灣溪相當罕見，但有勝溪有逐漸穩定的趨勢，是否有留鳥在此繁殖值得觀察。

(三)河鳥繁殖狀況調查

今年七家灣溪共有 11 對河鳥進行繁殖，整體繁殖成功率 58%(以 12 窩計算)，產出 25 隻幼鳥高於近 5 年平均值。洪孝宇等(2011)指出河鳥繁殖失敗原因主要為天敵和天候因素兩大類，今年(2019)繁殖季並未出現異常降雨等天候狀況，因此並無任何 1 巢因天候因素繁殖失敗。有勝溪今年 5 對河鳥繁殖，符合歷年平均，但繁殖成功率達 80%，僅 1 巢繁殖失敗，因此雖然繁殖密度低於七家灣溪，成功率卻相當高，推測原因有二，一是因為有勝溪沿岸人為活動頻繁，因此掠食者的數量較少，二是有勝溪有不少水泥堤岸和鐵橋，部分河鳥築巢在鐵橋鋼梁上或是水泥堤岸的排水管中，這樣的人工巢位下方經常是懸空或垂直的水泥鋪面，比起天然岩壁更不容易被掠食者入侵，因此被掠食的機率較低。

會掠食河鳥蛋或幼雛的天敵，以往被直接目擊或是被自動相機記錄的包括台灣獼猴、黃鼠狼(*Mustela sibirica*)、台灣松雀鷹(*Accipiter virgatus*)和臭青公(*Elaphe carinata*)，其中台灣獼猴是目前觀察到唯一會將整個巢破壞掉的天敵。在 2004-2006 年間曾發現有一個在二號壩上游的巢遭到破壞，但當時未觀察到掠食者。自 2012 年起，幾乎每年都有發現河鳥巢被破壞，有時附近還遺留獼猴排遺，到 2015 年終於以自動相機記錄到獼猴掠食河鳥巢的畫面，該隻獼猴先是以手伸進巢中抓取幼雛，之後又將整個河鳥巢翻落岩壁，最後僅剩些許基部巢材殘留在岩壁上。

比較 2004-2006 年以及 2015-2019 這兩個年份區間，河鳥巢被獼猴掠食的比例提升 6.2 倍之多(從 3.4%到 21.1%)，而其他掠食者的比例則下降，顯示獼猴已

成為七家灣溪河鳥繁殖期間最主要的掠食者。被獼猴掠食的巢位集中在七家灣溪分流處到抽水站之間，此區間可能是獼猴活動的熱區。目前獼猴掠食河鳥巢的情況尚未對河鳥族群造成明顯影響，部分原因是近 3 年都未發生大颱風，因此河鳥的繁殖狀況較佳，倘若在多年連續發生颱風，河鳥繁殖狀況差的情況下，獼猴掠食可能就會對族群有較大的影響，未來值得密切注意。

(四)拆壩前後比較

孫元勳等(2013)的調查顯示 2011 年拆壩後首先影響的是下游的河鳥，隔年洪水過後影響上游的河鳥，2013 年上下游的波動跟對照組已趨於一致。2018-2019 年各溪段的河鳥平均數量與拆壩前已無明顯差異，顯示上下游的溪流型態已經達到一個穩定狀態。鉛色水鵝在拆壩後半年的數量無明顯變化，但隔年洪水過後上游數量降低，這是因為嚴重向源侵蝕使溪床產生劇烈變化所致(孫元勳等，2013)。2019 年鉛色水鵝各溪段的數量波動也都趨於一致，但相較於拆壩前有略微減少的趨勢，原因尚不明，但因為連對照組的數量也下降，故應與拆壩無關。

過去在美洲河鳥的研究顯示，拆壩之後讓鮭魚可迴游上溯，能增加上游溪段的食物資源，提昇上游河鳥的繁殖表現和族群密度(Tonra et al., 2015b)。以此觀點，本研究建議未來可優先考慮拆除位於桃山西溪的六號壩，因該壩位於台灣櫻花鉤吻鮭分布範圍的最上游，形成鮭魚繼續往上游移動的障礙，以往調查顯示六號壩以上的河鳥密度也較低(曾晴賢，1998)。拆除六號壩不僅可擴大鮭魚往上游的分布範圍，因應未來氣候變遷可能導致的下游水溫升高趨勢，也可增加上游溪段的魚類資源，對於上游的食魚性鳥類(如河鳥和黃魚鴉)也會有正面助益。

(五)溪流型態整合分析

根據 2018 年 11 月物理棲地子計畫之全溪段測量資料，換算成河鳥適用之溪流型態面積，結果顯示淺瀨在七家灣溪中段(分流處到二號壩之間)的面積最大，代表此區域對河鳥而言棲地品質最好，往下游因流量變大，深潭面積增加，往上游則是溪寬變窄，淺瀨面積都會下降。此結果跟本團隊以往測量河鳥巢位周邊溪流型態的結果相符，七家灣溪中段的巢位平均淺瀨面積最大(李秋珊 2019)，然而溪流型態會受到流量高低而改變，每年的結果可能會不相同，需有長期資料來分析其中的變化因素。雖然七家灣溪中段是河鳥的最佳棲地，但此處卻也是獼猴掠食河鳥巢

的熱區，是否因此形成生態陷阱，值得後續注意。

(六)黃魚鴉族群長期監測之規劃

黃魚鴉(*Ketupa flavipes*)是台灣最大型的貓頭鷹，也是武陵溪流生態系最高階的掠食者，有相當重要且特殊的生態地位。然而因其晝伏夜出、活動範圍大且叫聲不響亮的習性，無論是日夜間調查都難以發現其行蹤，因此一般的溪流鳥類監測都無法有效調查其族群變化。本團隊在 2010 年起接受雪霸國家公園管理處委託，進行黃魚鴉的生態研究和影片拍攝計畫，透過捕捉繫放和 VHF 無線電追蹤，總算能夠掌握武陵地區黃魚鴉的行蹤，並首度發現其利用大樹的樹洞進行繁殖，獲得繁殖行為、活動範圍和幼鳥播遷等珍貴的生態資料和影像記錄(孫元勳等，2014)。然而捕捉繫放和無線電追蹤需耗費大量人力和時間，因此在研究計畫結束之後，就無法持續掌握武陵地區黃魚鴉的繁殖狀況和族群變動。

此外，在當年的研究中也發現，武陵的黃魚鴉很可能面臨可用巢樹不足的危機。武陵地區因為早年的農業開墾和伐木造林等歷史因素，溪畔的原始森林幾乎都被移除，取代的是農田或人造二葉松林。然而黃魚鴉所需的巢樹至少胸高直徑要 1 m 以上，並且要有主幹或大側枝斷裂形成凹洞，才能夠讓黃魚鴉繁殖使用(孫元勳等，2014)，而武陵地區廣大的人造二葉松林的樹木都太小，無法提供這樣的巢樹。本團隊先前在武陵地區發現的 3 棵黃魚鴉巢樹，有一棵位於省道台 7 甲線正上方的一小塊殘存林地內，四周被農田和道路圍繞，承受干擾壓力極大，且此巢樹已在 2016 年的颱風中倒塌；而另一棵巢樹位在山坡上，跟有勝溪主流的距離長達 400 m，遠高於日本毛腿魚鴉(*Bubo blakistoni*)的巢樹和溪流平均 100 m 距離，長距離會導致親鳥往返溪流獵食的時間增加，對育雛非常不利，因此這兩棵巢樹應該都不是黃魚鴉理想的巢樹，顯示武陵地區溪畔可用的巢樹可能非常缺乏。

俄羅斯的研究指出有無巢樹是毛腿魚鴉生存的關鍵(Slaght et al., 2013)，而日本北海道的毛腿魚鴉因早年的森林砍伐破壞棲地，族群量一度不到 100 隻，後來透過設置人工巢箱，讓毛腿魚鴉得以繼續繁衍而不至於滅絕，目前野外的巢箱超過 170 個，有 80%的族群會使用巢箱繁殖，並且一個領域內需要有好幾個巢箱，毛腿魚鴉每年會輪替使用(Takenaka, 2018)。根據日本以人工巢箱復育毛腿魚鴉的成功經驗，以及有鑑於武陵地區的黃魚鴉很可能面臨巢樹缺乏的情況，本研究建議應在武陵地區的溪畔適當地點嘗試設置黃魚鴉的巢箱，測試黃魚鴉對人工巢箱的接

受度。而倘若黃魚鴉能夠接受人工巢箱，未來在繁殖和族群監測上也會相對容易許多，不僅可持續監測其繁殖狀況以及對鮭魚的捕食行為，影像紀錄也能夠成為解說教育的難得素材。

五、結論與建議

(一)結論

1. 過去的研究已知七家灣溪的河鳥數量和繁殖狀況受夏秋季颱風影響很大，近年更證明巢位周邊的溪流型態(特別是淺瀨的面積)是影響河鳥食物量的重要因子之一，跟每個河鳥巢位的繁殖產出有高度相關性，此新發現已在 2019 年初發表於國際期刊 *Journal of Ornithology*。
2. 根據物理棲地計畫所提供 2018 年 11 月的七家灣溪全河段測量資料，換算出河鳥偏好覓食的淺瀨面積，結果顯示七家灣溪中段(分流處到二號壩之間)的平均淺瀨面積最大，是較佳的河鳥棲地。不過溪流型態會隨流量改變，年間可能會有差異。
3. 2019 年 8 月颱風過後，七家灣溪的河鳥數量下降，但有勝溪的數量並未增加，狀況與以往經驗不同。隨後發現因為有勝溪的臨溪農路施工導致溪水比七家灣溪更加混濁，可能因此河鳥前往其他小支流避難。
4. 七家灣溪河鳥在繁殖季的平均數量約 30 隻，有勝溪約 18 隻。有勝溪雖然淺瀨的比例較高，但實際淺瀨面積較小，跟七家灣溪相比是較差的河鳥棲地。2013-2016 年間兩條溪的河鳥數量都有下降趨勢，跟夏季洪水和冬季大水接連發生有關，近年因無極端洪水，七家灣溪的河鳥數量有逐漸恢復。
5. 近年有勝溪的河鳥數量下降幅度大且恢復慢，可能是河鳥會優先往棲地品質較高的七家灣溪尋找繁殖棲地。不過有勝溪雖然棲地品質較差，卻是洪水期間七家灣溪河鳥的避難所。
6. 鉛色水鶉的族群變化受洪水或拆壩的影響較不明顯，因其活動不局限於溪流，族群變化的影響因子更加複雜，但 2007-2011 年間在七家灣溪有一個族群高峰，跟水棲昆蟲的高峰期吻合。
7. 鴛鴦是唯一在有勝溪的數量多於七家灣溪的溪流鳥類，可能跟其主食的水芹菜在有勝溪較多有關。水芹菜的生長受颱風影響很大，多年的資料顯示有勝溪的鴛鴦數量跟前一年的洪水流量有顯著相關性。
8. 溪流鳥類在七家灣溪繁殖的有河鳥、鉛色水鶉、紫嘯鶉和鴛鴦，屬於冬季候鳥的有小剪尾、綠蓑鶯和所有其他鶯科鳥類，本研究呈現各種溪流鳥類的月份變

化和年間長期趨勢。翠鳥在過去相當少見，但近年來在有勝溪穩定出現，可能有繁殖。

9. 2019 年七家灣溪河鳥共繁殖 11 對 12 窩，其中 7 窩繁殖成功，產出幼鳥 25 隻；有勝溪共繁殖 5 對 5 窩，4 窩繁殖成功，產出幼鳥 15 隻。因為前兩年均無颱風侵襲，兩條溪今年的繁殖表現都在近 5 年的平均值之上。
10. 統計 2015-2019 年共 12 窩河鳥巢遭到台灣獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的 21.1%，是 2004-2006 年的 6.2 倍，其他掠食者所佔的比例則降低。被獼猴掠食的巢位都集中在七家灣溪分流處到抽水站之間。

(二)建議

一、立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

1. 台灣獼猴掠食河烏巢的比例近年來明顯增加，雖然目前尚未對河烏族群造成衝擊，但建議在獼猴活動熱區加強監控。
2. 指標鳥種河烏經多年研究監測，已累積豐富研究成果，建議善加利用其容易觀察之特性，進行影像紀錄並轉化成解說教育素材。
3. 黃魚鴉(*Ketupa flavipes*)是溪流生態系的最頂端掠食者，但因其行蹤隱密，一般鳥類調查難以發現其蹤跡，無法進行長期監測；且過去的研究發現其在武陵地區的繁殖巢樹有緊鄰馬路或是離溪過遠的情況，顯示溪畔缺乏適合繁殖的巢樹。本研究建議仿照日本保育毛腿魚鴉的方式，在溪畔隱密地點架設黃魚鴉巢箱，彌補其巢樹不足的問題，且有利於日後長期監測。2019年已嘗試性架設2個巢箱，需觀察後續利用情況。

二、中長期性建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處。

1. 建議未來可優先考慮拆除位於桃山西溪的四號壩和六號壩，因為這兩個壩位於台灣櫻花鉤吻鮭分布範圍的最上游，形成鮭魚往上游移動的阻礙，拆除六號壩不僅可擴大鮭魚的分布範圍，以因應未來氣候變遷可能導致的下游水溫升高趨勢，也可增加上游溪段的魚類資源，對於上游的食魚性鳥類(如河烏和黃魚鴉)將有正面助益，不過拆壩時間應避開溪流鳥類的主要繁殖季(1-5月)。

五、參考文獻

- 王筱雯，2012。七家灣溪一號壩壩體改善工程水文泥砂監測(研究報告)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 沈世傑，2004。台灣櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(七)(研究報告)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 李秋珊，2019。武陵地區冬季溪流流量對河烏(*Cinclus pallasii*)繁殖棲地之影響。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 洪孝宇、陳惠玲、郭智筌、曾建偉、孫元勳，2011。七家灣溪河烏繁殖生物學。國家公園學報 21，30-36。
- 洪孝宇，2015。當河烏遇上 10 年大旱。國家地理雜誌地理新聞 <https://www.natgeomedia.com/news/ngnews/13210>。
- 孫元勳，2002。七家灣溪鴛鴦生態族群調查(四)(研究報告)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 孫元勳，2004。櫻花鉤吻鮭天敵之研究(二)(研究報告)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 孫元勳，2007。是誰在偷吃國寶魚? 科學發展 417，35-39。
- 孫元勳、洪孝宇、汪采葳，2013。102 年度武陵地區溪流生態系及七家灣溪一號防砂壩壩體改善後研究-鳥類研究(研究報告)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 曾晴賢，1998。櫻花鉤吻鮭族群監測和生態調查(一)(研究報告)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- 曾晴賢、陳彥谷，2012。臺灣櫻花鉤吻鮭族群監測與動態分析(研究報告)。內政部營建署雪霸國家公園管理處，苗栗縣。
- Chiu, M.-C., M.-H. Kuo, S.-Y. Hong, and Y.-H. Sun. 2013. Impact of extreme flooding on the annual survival of a riparian predator, the Brown Dipper *Cinclus pallasii*. *Ibis* 155, 377-383.
- 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. *Freshwat. Biol.* 53, 1335-1344.
- Chiu, M.-C., M.-H. Kuo, C.-S. Tzeng, C.-H. Yang, C.-C. Chen, and Y.-H. Sun. 2009. Prey selection by breeding Brown Dippers *Cinclus pallasii* in a Taiwanese mountain stream. *Zool. Stud.* 48, 761-768.
- 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 Kaoshan Stream, Taiwan. *Zool. Stud.* 47, 25-36.
- Hong, S.-Y., B. A. Walther, M.-C. Chiu, M.-H. Kuo, and Y.-H. Sun. 2016. Length of the recovery period after extreme flood is more important than flood magnitude in influencing reproductive output of Brown Dippers (*Cinclus pallasii*) in Taiwan. *The Condor* 118, 640-654.
- Hong, S.-Y., T.-W. Wang, Y.-H. Sun, M.-C. Chiu, M.-H. Kuo, and C.-C. Chen. 2019. Stream type influences food abundance and reproductive performance of a stream specialist: the Brown Dipper (*Cinclus pallasii*). *J. Ornithol.* 160, 105-115.
- Hong, S. Y., S. P. Sharp, M. C. Chiu, M. H. Kuo, and Y. H. Sun. 2018. Flood avoidance behaviour in Brown Dippers *Cinclus pallasii*. *Ibis* 160, 179-184.
- Morrissey, C. A. 2004. Effect of altitudinal migration within a watershed on the reproductive success of American dippers. *Can J Zool* 82, 800-807.
- Morrissey, C. A., L. I. Bendell-Young, and J. E. Elliott. 2004. Seasonal trends in population density, distribution, and movement of American dippers within a watershed of southwestern British Columbia, Canada. *Condor* 106, 815-825.
- O'Connor, J. E., J. J. Duda, and G. E. Grant. 2015. 1000 dams down and counting. *Science* 348, 496-497.
- Obermeyer, K. E., A. Hodgson, and M. F. Willson. 1999. American Dipper, *Cinclus mexicanus*, foraging on Pacific salmon, *Oncorhynchus* sp., eggs. *Can. Field-Nat.* 113, 288-290.
- Obermeyer, K. E., K. S. White, and M. F. Willson. 2006. Influence of salmon on the nesting ecology of American dippers in southeastern Alaska. *Northwest Sci.* 80, 26-33.
- Orr, C. H., S. J. Kroiss, K. L. Rogers, and E. H. Stanley. 2008. Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream. *River Res. Appl.* 24, 804-822.
- Slaght, J. C., S. G. Surmach, and R. Gutiérrez. 2013. Riparian old-growth forests provide critical nesting and foraging habitat for Blakiston's fish owl *Bubo blakistoni* in Russia. *Oryx* 47, 553-560.
- Sun, Y.-H., M.-C. Chiu, C.-F. Li, M. Liu, H.-J. Wu, and P. Chiang. 2014. The seasonal home range and movements of Mandarin Ducks *Aix galericulata* on tributaries of the Tachia River, central Taiwan. *Forktail*, 41-44.
- Takenaka, T. 2018. Ecology and Conservation of Blakiston's Fish Owl in Japan. Pages 19-46 in *Biodiversity Conservation Using Umbrella Species*. Springer.
- Tonra, C. M., K. Sager-Fradkin, S. A. Morley, J. J. Duda, and P. P. Marra. 2015a. The rapid return of marine-derived nutrients to a freshwater food web following dam removal. *Biol. Conserv.* 192, 130-134.
- Tonra, C. M., K. Sager-Fradkin, and P. P. Marra. 2015b. Barriers to salmon migration impact body condition, offspring size, and life history variation in an avian consumer. *Ecography* 39, 1-10.
- Tullos, D. D., D. S. Finn, and C. Walter. 2014. Geomorphic and Ecological Disturbance and Recovery from Two Small Dams and Their Removal. *PloS one* 9, e108091.

表 8-1、2018-2019 年七家灣溪各溪段鳥類數量(2018/3 和 2019/8 為額外調查)，
七家灣溪前段: 迎賓橋至觀魚台、七家灣溪後段: 觀魚台至三號壩、桃山西溪: 三號
壩至六號壩、高山溪: 匯流口至二號壩

月份	鳥種	七家灣前段	七家灣後段	桃山西溪	高山溪	總計	羅葉尾溪
2018/1							
	鉛色水鵝	30	29	14	7	80	
	河烏	22	10	3	2	37	
	小剪尾	2				2	
	綠蓑鷺	1	1			2	
	黃魚鴉		1			1	
2018/3							
	鉛色水鵝	34	24	14	10	82	
	河烏	10	11	2	1	24	
	鴛鴦	2			2	4	
	綠蓑鷺			1		1	
2018/4							
	鉛色水鵝	30	21	8	7	66	
	河烏	13	11	1	3	28	
	鴛鴦	3	4	2		9	
	紫嘯鵝	1			2	3	
2018/7							
	鉛色水鵝	27	25	9	10	71	2
	河烏	13	21	3	1	38	
	小剪尾	4	1			5	
	鴛鴦	1	4			5	
	紫嘯鵝	1				2	1
	小白鷺	1				1	
2018/10							
	鉛色水鵝	22	20	11	9	62	
	河烏	20	11	2	3	36	
	鴛鴦		4			4	
	小剪尾	1		1	1	3	
	翠鳥	1				1	

(資料來源:本研究資料)

表 8-1 (續)

月份	鳥種	七家灣前段	七家灣後段	桃山西溪	高山溪	總計	羅葉尾溪
2019/1							
	鉛色水鵝	29	20	11	8	68	
	河鳥	20	21	5	3	49	
	小剪尾	1	3	2	4	10	
	大白鷺	1	1			2	
	綠蓑鷺		1			1	
2019/4							
	鉛色水鵝	29	21	12	8	70	
	河鳥	17	11	6	1	35	
	鴛鴦	2	5			7	
	小剪尾			2		2	
	紫嘯鵝				1	1	
	綠蓑鷺	1				1	
2019/7							
	鉛色水鵝	40	29	11	6	86	4
	河鳥	14	17	4	5	40	
	鴛鴦	3	1	2		6	
	小剪尾	2	2			4	
	紫嘯鵝	1		1	2	4	
2019/8							
	鉛色水鵝	18	22	7	9	56	
	河鳥	8	11	5	1	25	
	小剪尾	3	1			4	
	鴛鴦	2				2	
	紫嘯鵝			1		1	
	翠鳥	1				1	
2019/10							
	鉛色水鵝	18	15	12	11	56	
	河鳥	12	12	5	2	31	
	小剪尾		4			4	
	紫嘯鵝			1	1	2	

表 8-2、2018-2019 年武陵河烏繁殖概況

		1 月數量	繁殖對數	繁殖窩數	成功窩數	總幼鳥數
七家灣溪	2018	37	12	14	7	22
	2019	47	11	12	7	25
	近 5 年平均	32.2	9.6	11.4	5.2	18.4
有勝溪	2018	17	6	6	5	14
	2019	20	5	5	4	15
	近 5 年平均	15.2	5.4	5.4	4.2	13

(資料來源:本研究資料)

表 8-3、2004-2006 年以及 2015-2019 年七家灣溪河烏繁殖狀況和失敗原因比較

	2004-2006	%	2015-2019	%
繁殖窩數	29		57	
成功窩數	11	37.9	26	45.6
猴子掠食	1	3.4	12	21.1
其他掠食者	9	31.0	13	22.8
天候因素	8	27.6	3	5.3

(資料來源:本研究資料)



圖 8-1、武陵樣區圖

(資料來源：本研究資料)



圖 8-2、武陵地區溪流各測站相對位置圖

(資料來源：總計畫提供)

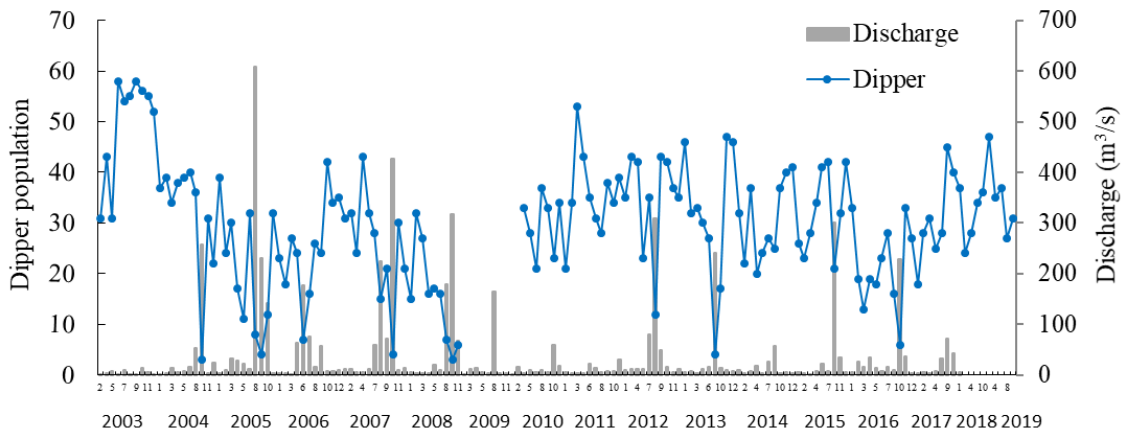


圖 8-3、2003-2019 年七家灣溪河鳥族群波動以及前一個月最大溪水流量
(資料來源：河鳥族群為本研究資料、溪水流量來源為台灣電力公司)

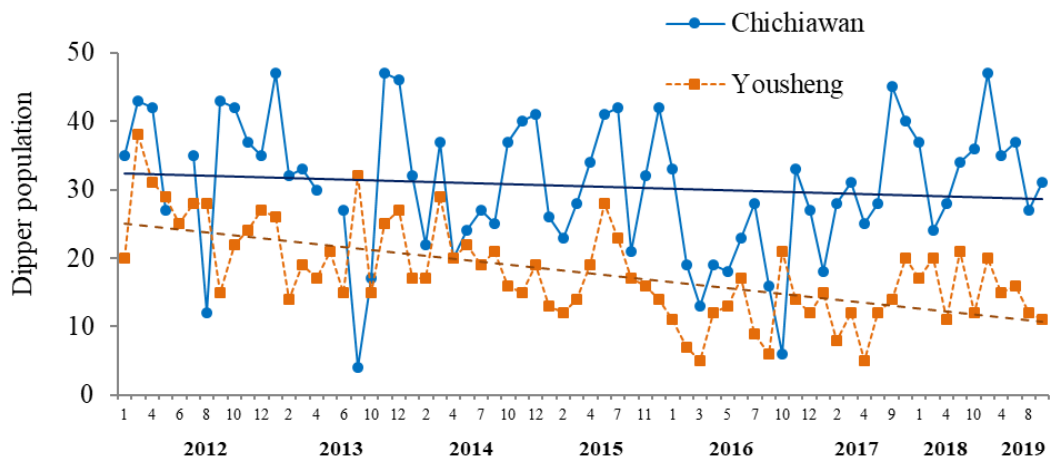


圖 8-4、2012-2019 年七家灣溪和有勝溪河鳥族群波動
(資料來源：本研究資料)

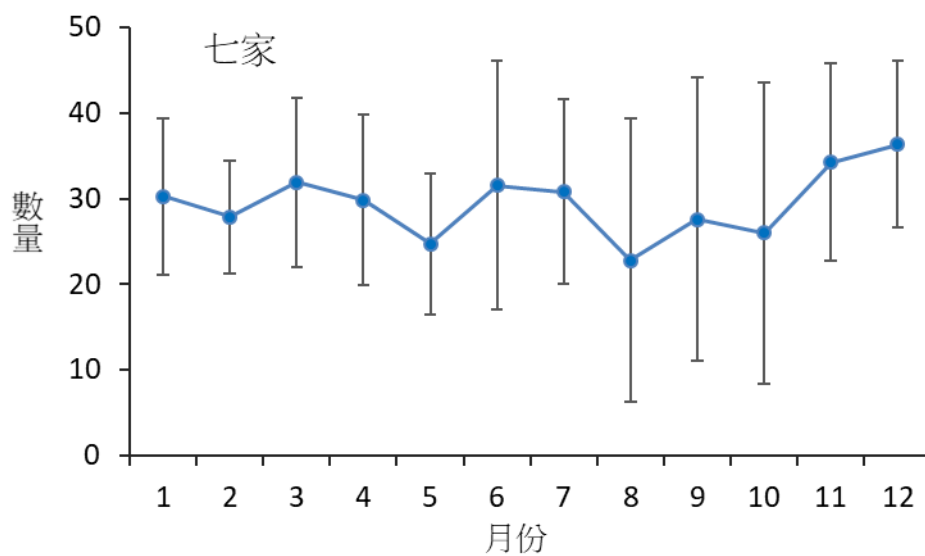


圖 8-5a、2003-2019 年七家灣溪各月份河鳥平均族群量
(資料來源：本研究資料)

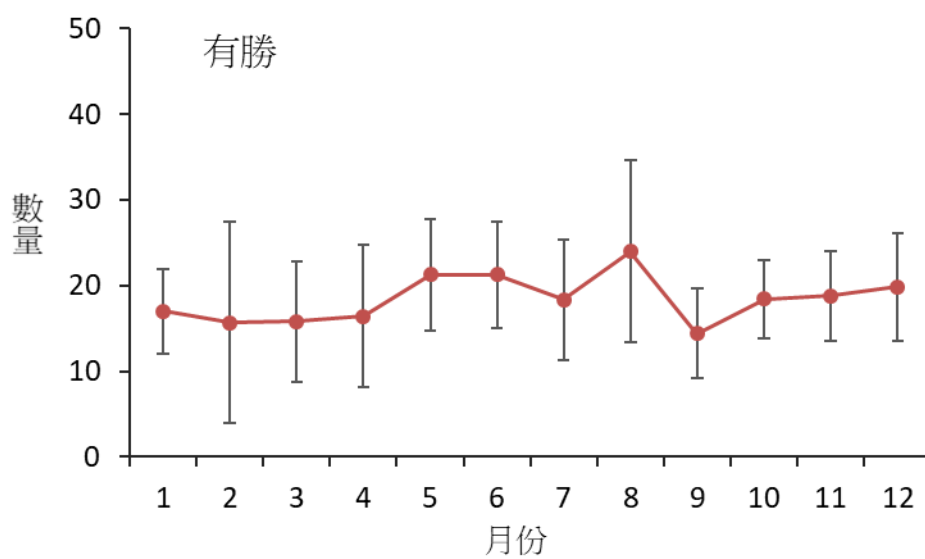


圖 8-5b、2012-2019 年有勝溪各月份河鳥平均族群量
(資料來源：本研究資料)

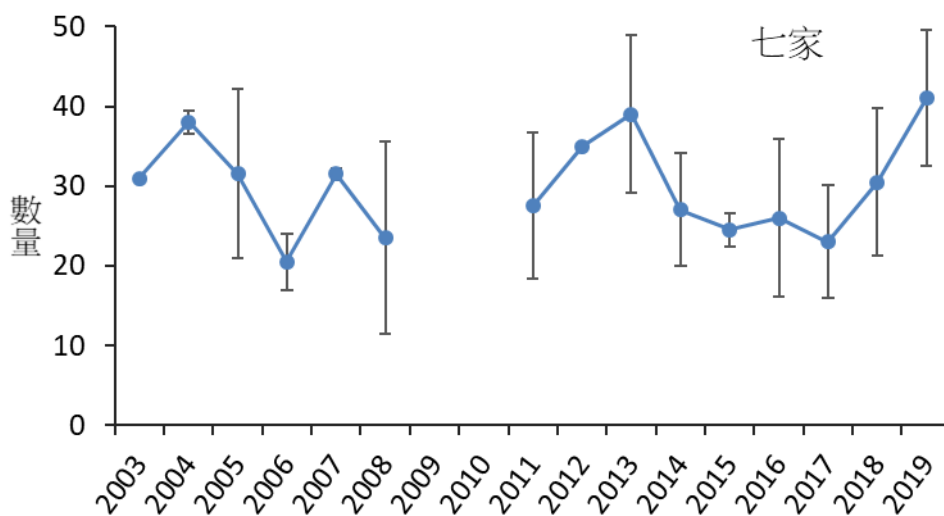


圖 8-6a、2003-2019 年七家灣溪河鳥高峰期平均數量的長期趨勢(2009-2010 年未調查)(資料來源：本研究資料)

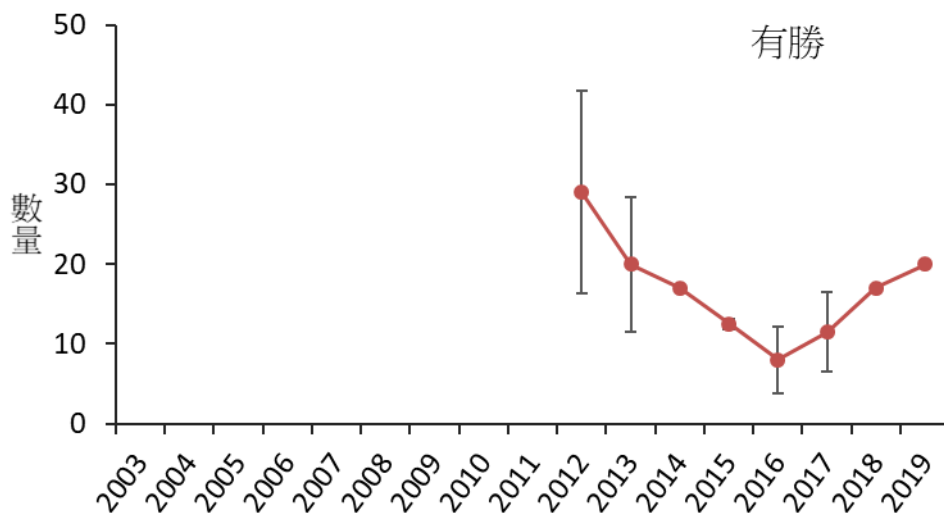


圖 8-6b、2012-2019 年有勝溪河鳥高峰期平均數量的長期趨勢(資料來源：本研究資料)

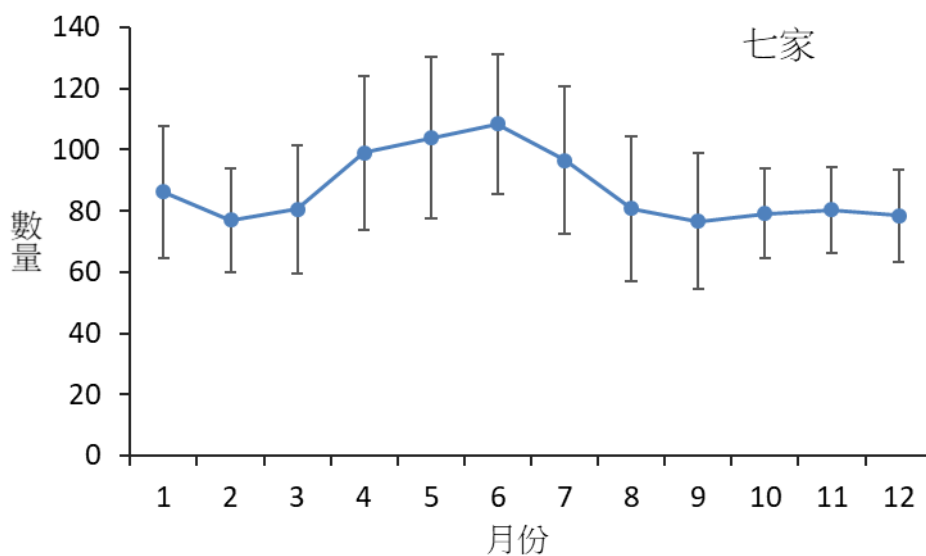


圖 8-7a、2003-2019 年七家灣溪各月份鉛色水鵝平均族群量
(資料來源：本研究資料)

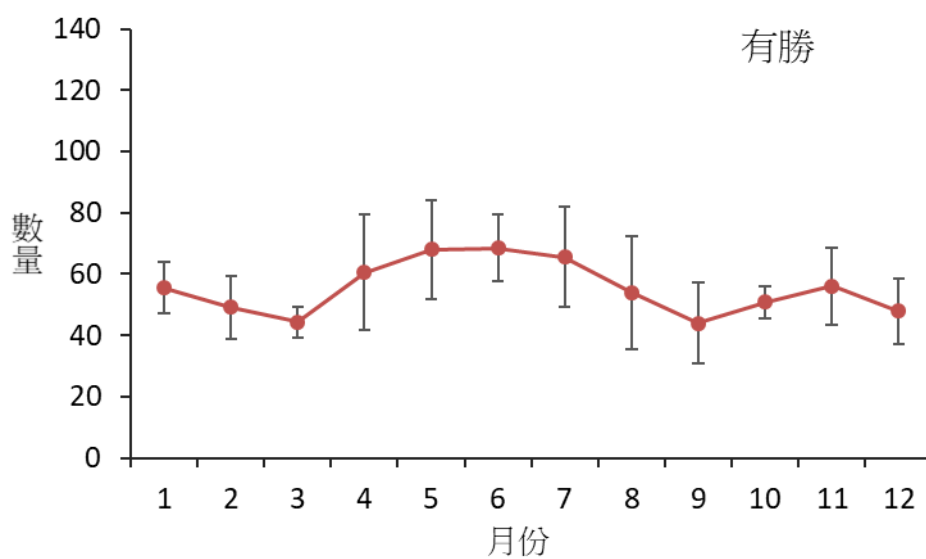


圖 8-7b、2012-2019 年有勝溪各月份鉛色水鵝平均族群量
(資料來源：本研究資料)

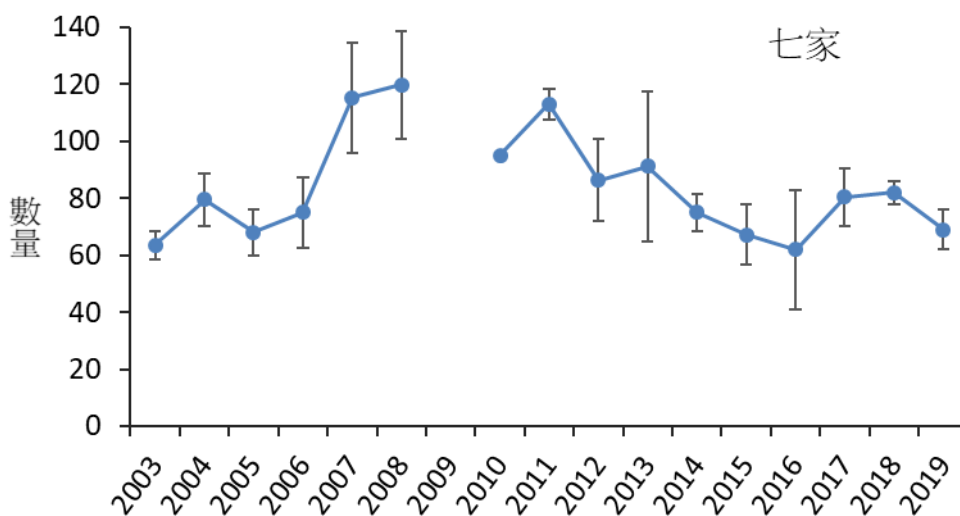


圖 8-8a、2003-2019 年七家灣溪鉛色水鵝高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)

(資料來源：本研究資料)

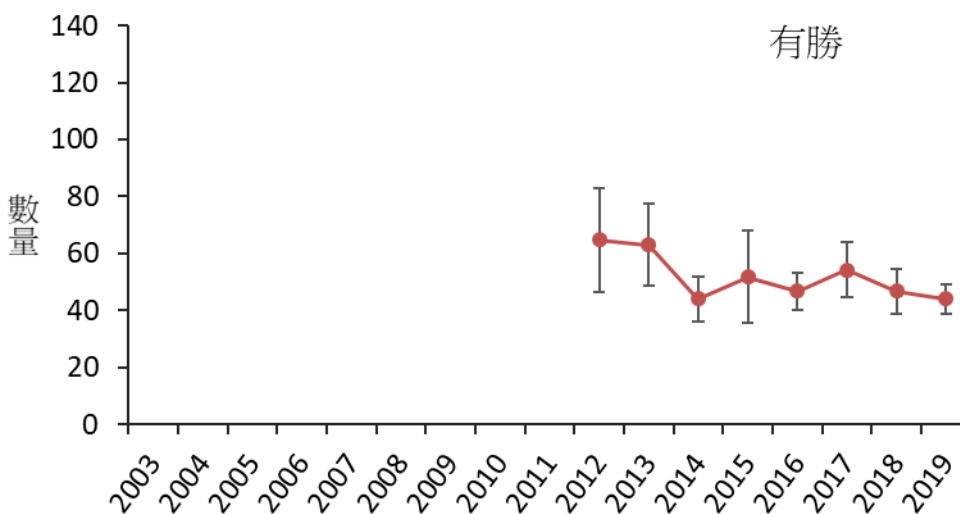


圖 8-8b、2012-2019 年有勝溪鉛色水鵝高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)

(資料來源：本研究資料)

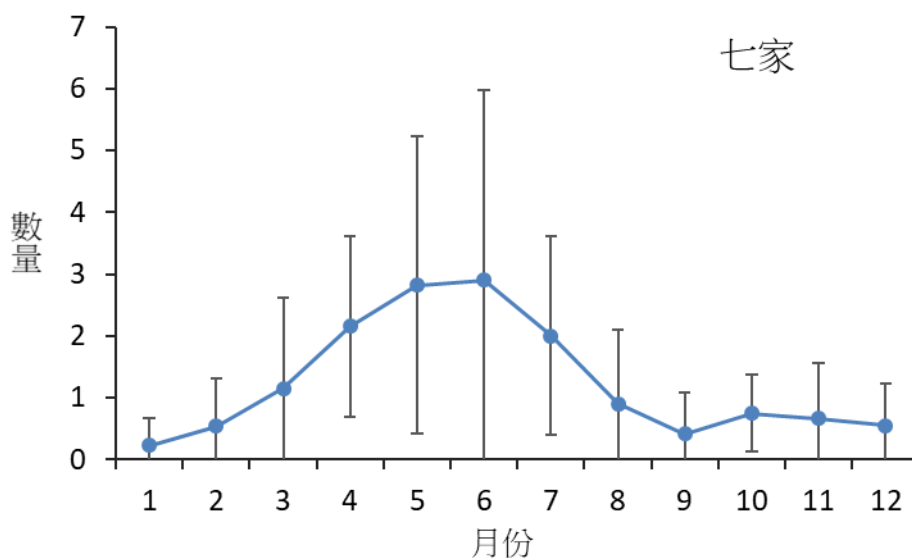


圖 8-9a、2003-2019 年七家灣溪各月份紫嘯鶇平均族群量
(資料來源：本研究資料)

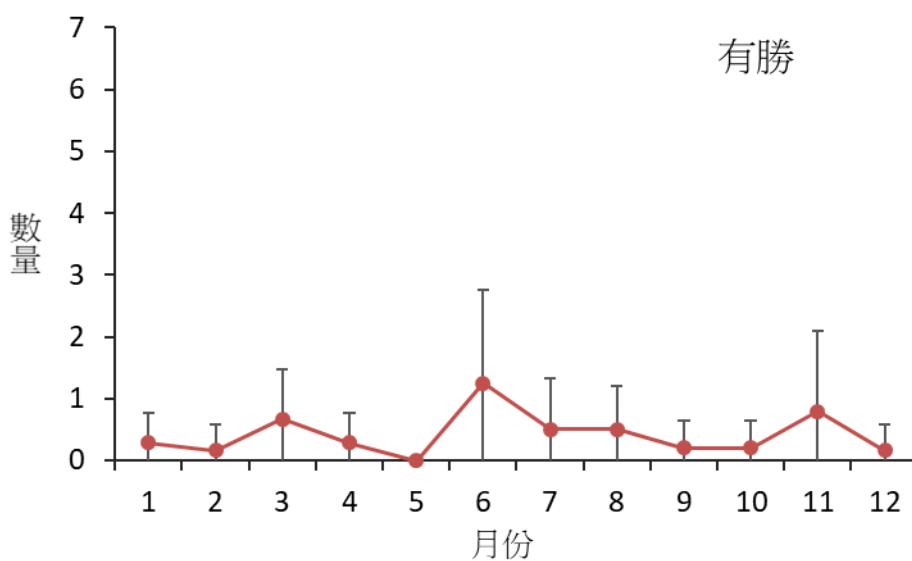


圖 8-9b、2012-2019 年有勝溪各月份紫嘯鶇平均族群量
(資料來源：本研究資料)

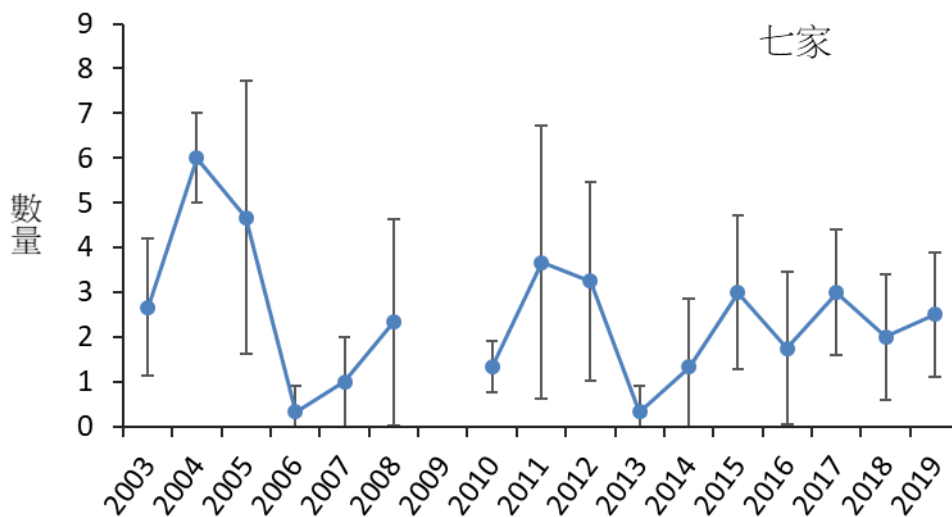


圖 8-10a、2003-2019 年七家灣溪紫嘯鶇高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)

(資料來源：本研究資料)

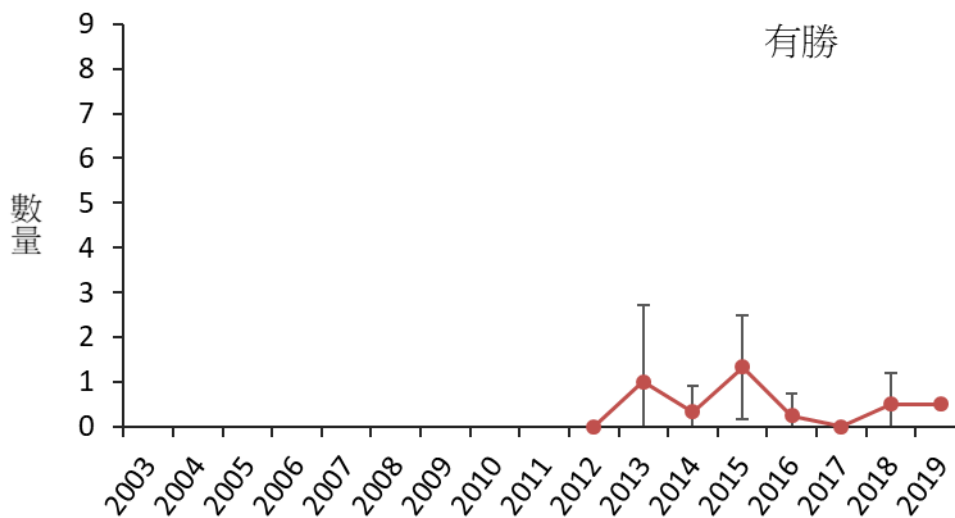


圖 8-10b、2012-2019 年有勝溪紫嘯鶇高峰期平均數量的長期趨勢

(資料來源：本研究資料)

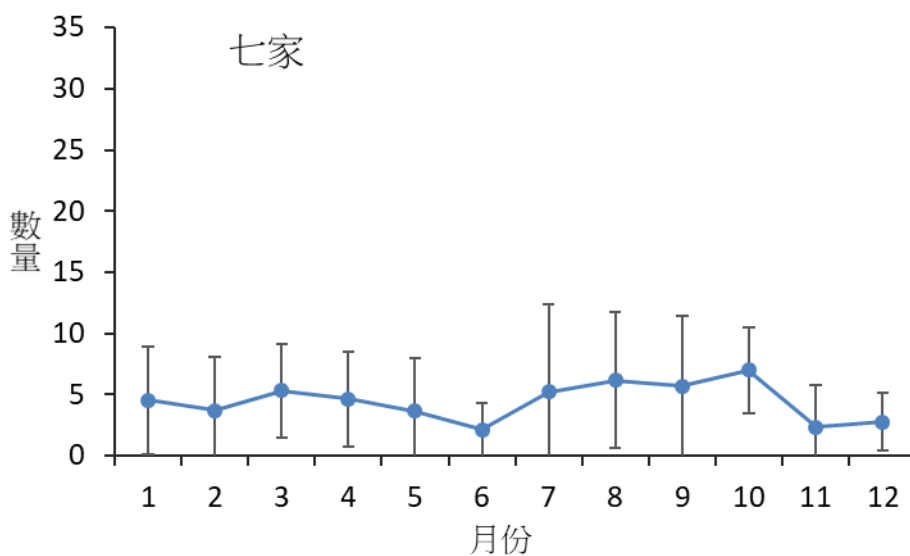


圖 8-11a、2006-2019 年七家灣溪各月份鴛鴦平均族群量
(資料來源：本研究資料)

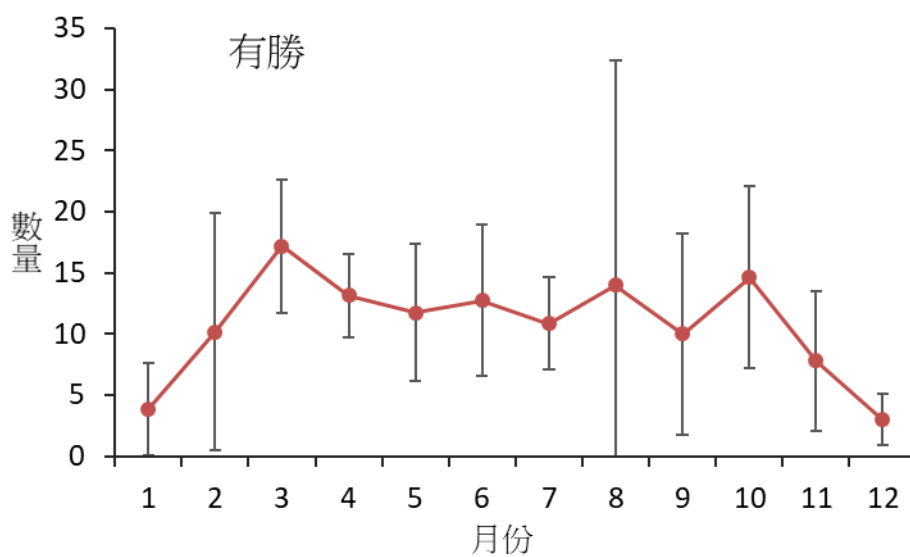


圖 8-11b、2012-2019 年有勝溪各月份鴛鴦平均族群量
(資料來源：本研究資料)

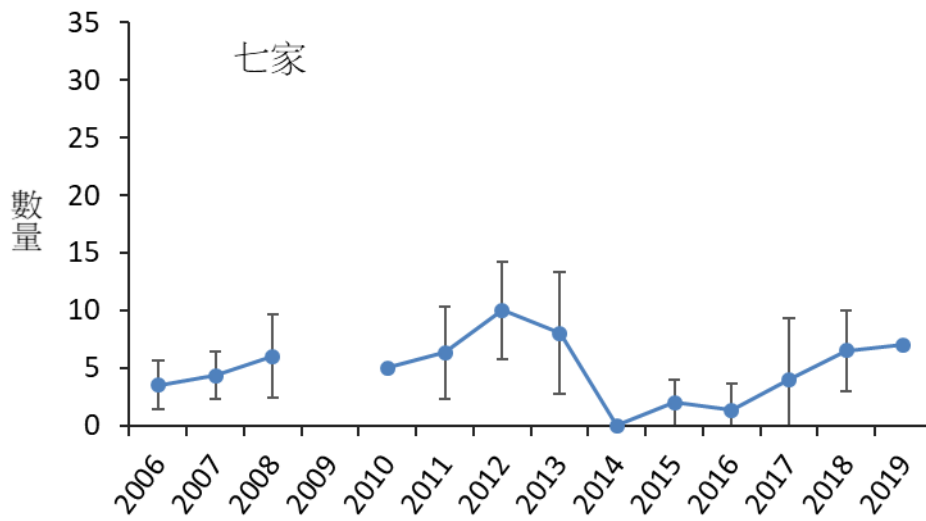


圖 8-12a、2006-2019 年七家灣溪鴛鴦高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)
(資料來源：本研究資料)

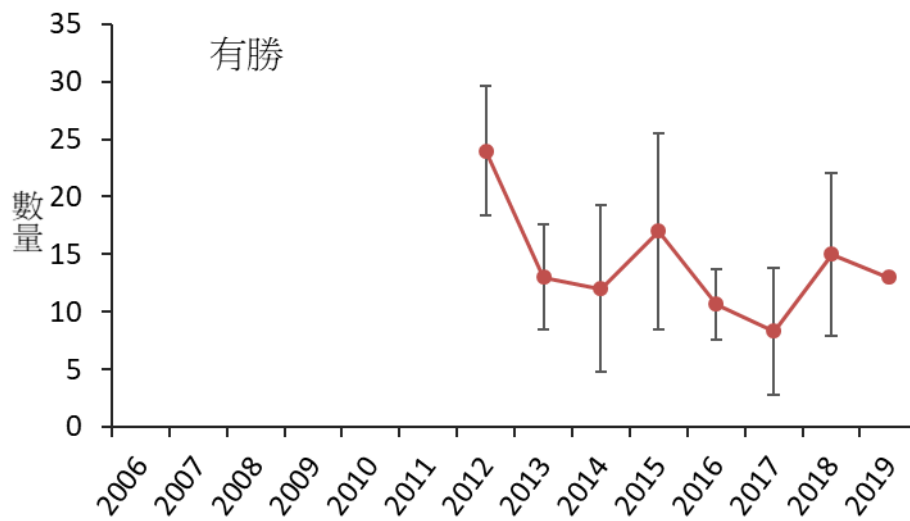


圖 8-12b、2012-2019 年有勝溪鴛鴦高峰期平均數量的長期趨勢
(資料來源：本研究資料)

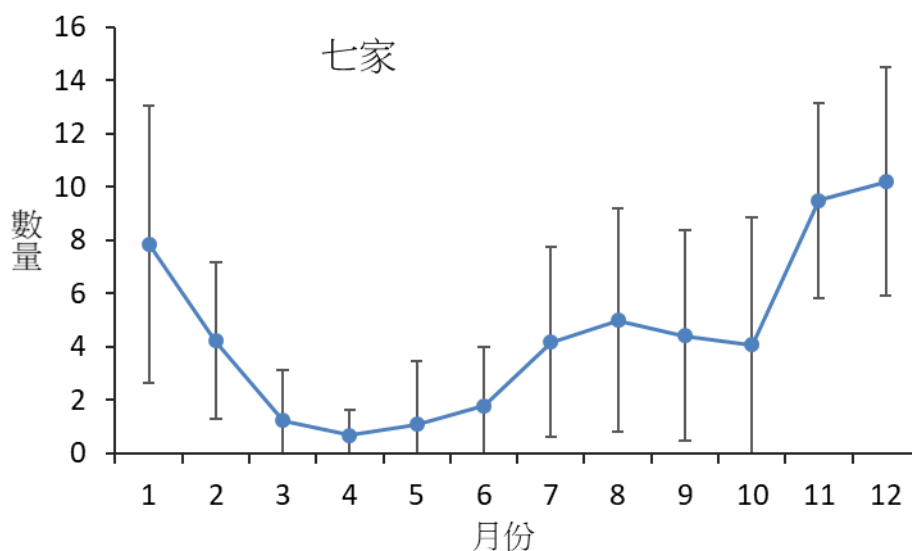


圖 8-13a、2003-2019 年七家灣溪各月份小剪尾平均族群量
(資料來源：本研究資料)

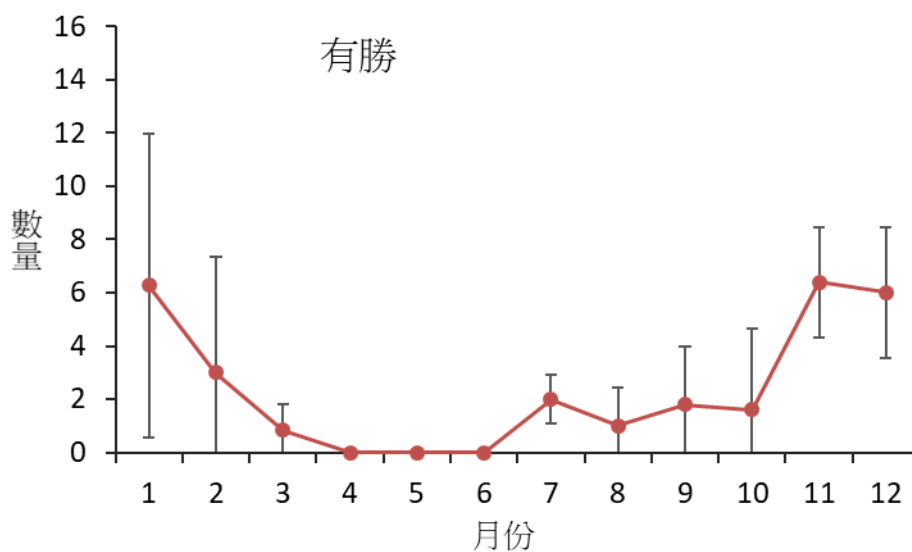


圖 8-13b、2012-2019 年有勝溪各月份小剪尾平均族群量
(資料來源：本研究資料)

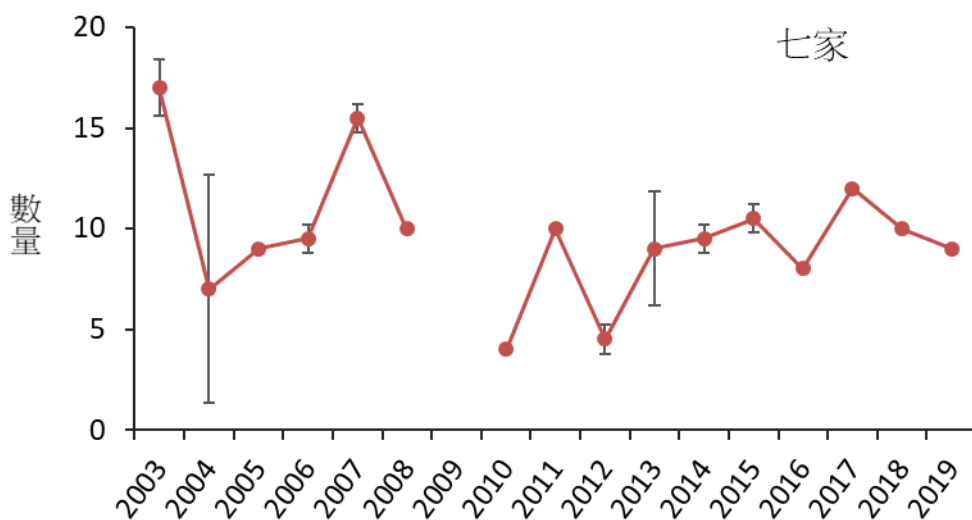


圖 8-14a、2003-2019 年七家灣溪小剪尾高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)

(資料來源：本研究資料)

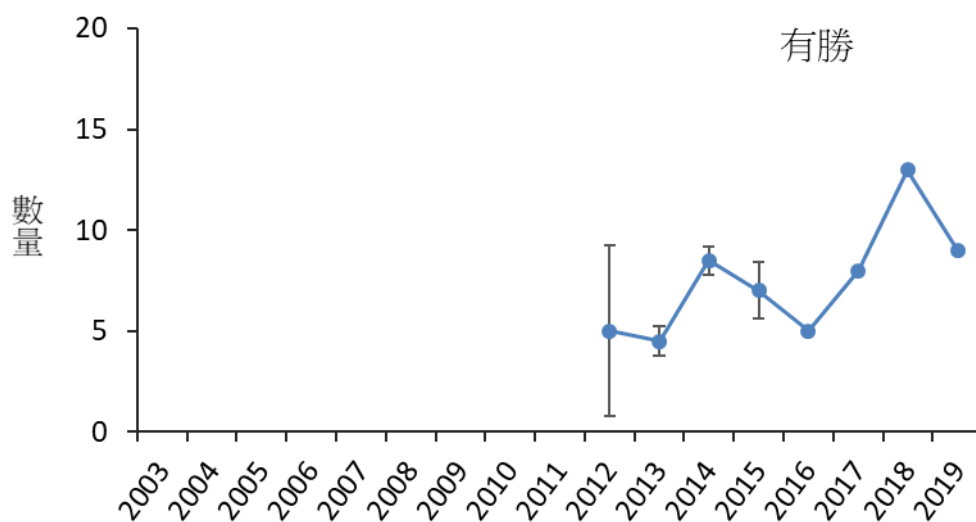


圖 8-14b、2012-2019 年有勝溪小剪尾高峰期平均數量的長期趨勢

(資料來源：本研究資料)

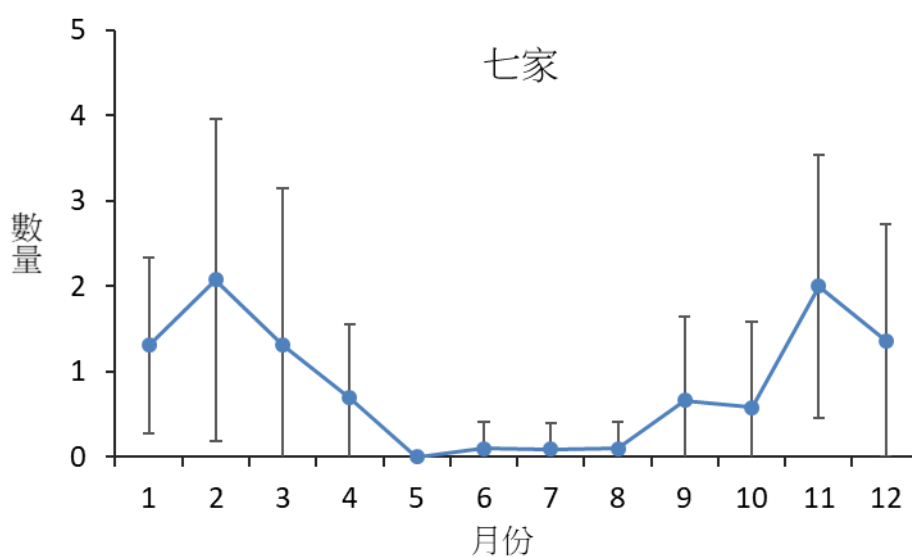


圖 8-15a、2003-2019 年七家灣溪各月份綠蓑鷺平均族群量
(資料來源：本研究資料)

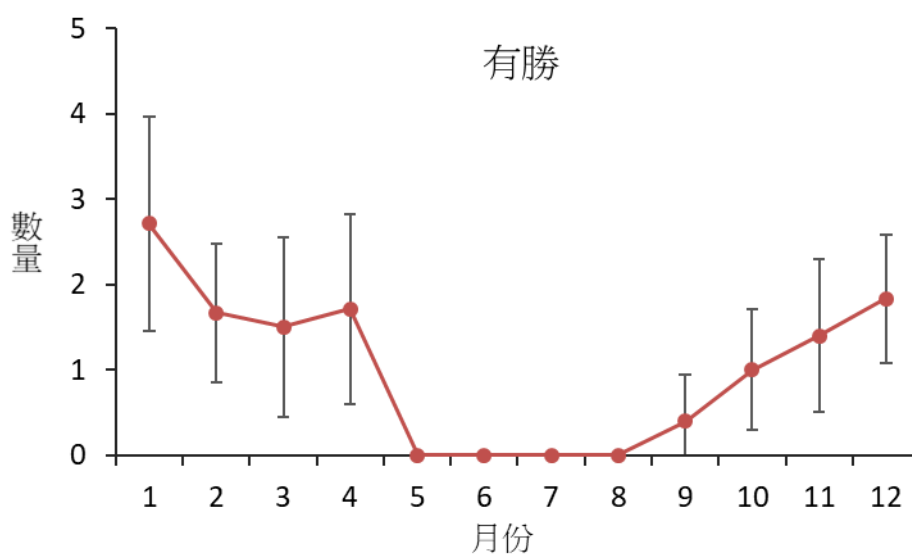


圖 8-15b、2012-2019 年有勝溪各月份綠蓑鷺平均族群量
(資料來源：本研究資料)

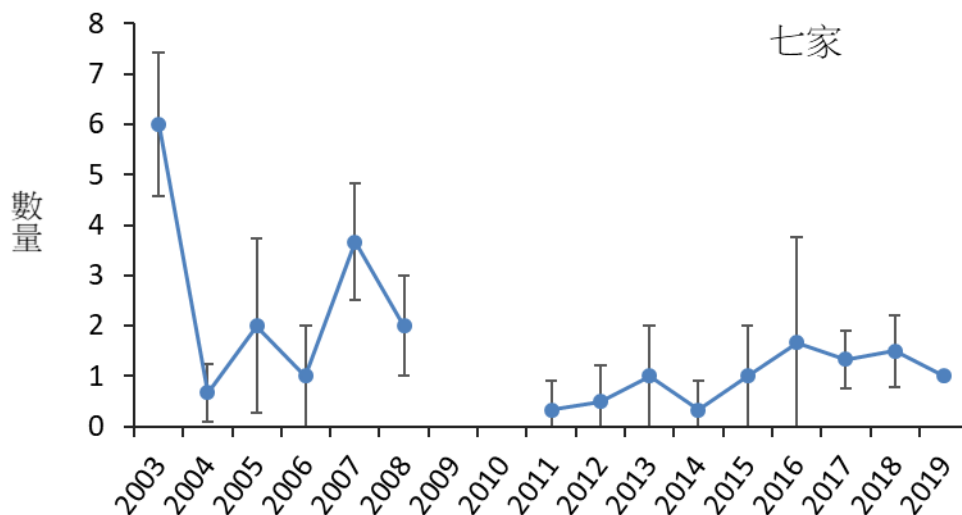


圖 8-16a、2003-2019 年七家灣溪綠翼藍鶯高峰期平均數量的長期趨勢(2009 年未調查)

(資料來源：本研究資料)

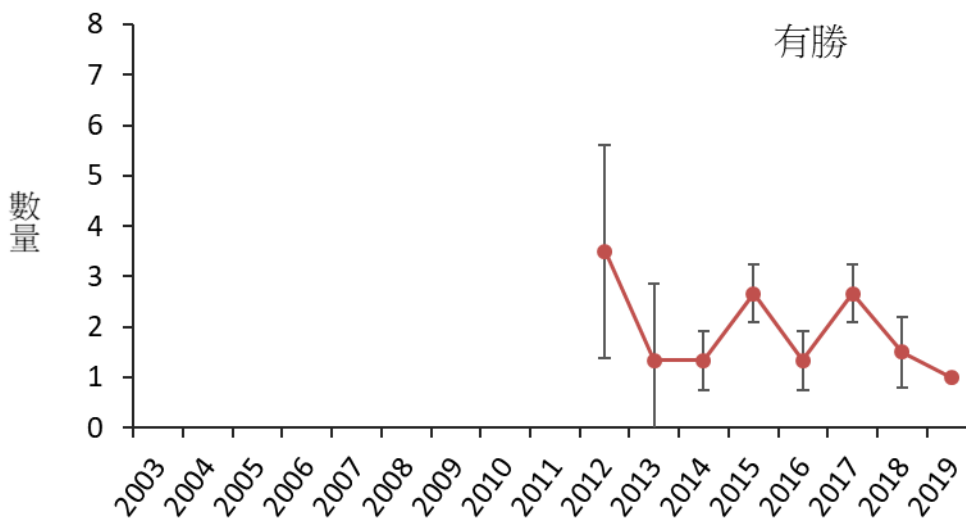


圖 8-16b、2012-2019 年七家灣溪綠翼藍鶯高峰期平均數量的長期趨勢

(資料來源：本研究資料)

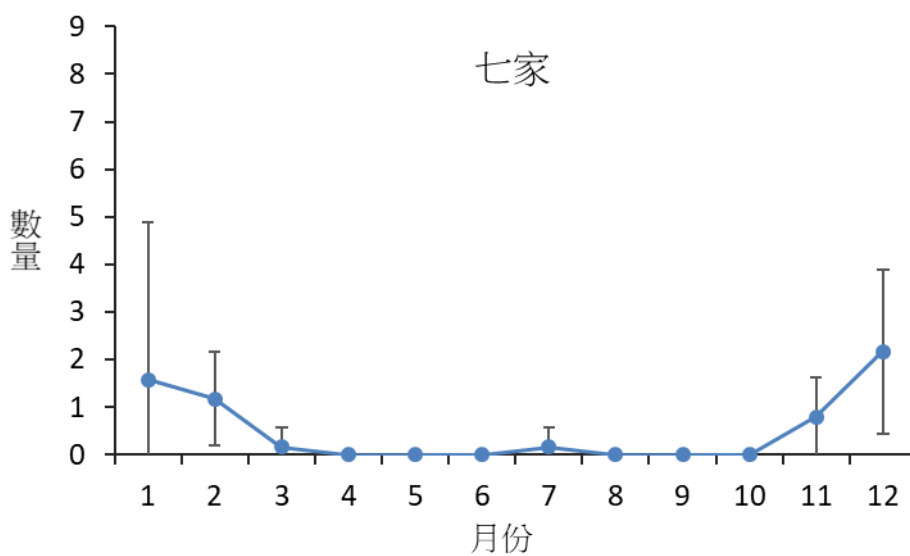


圖 8-17a、2012-2019 年七家灣溪各月份其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白鷺)平均族群量
(資料來源：本研究資料)

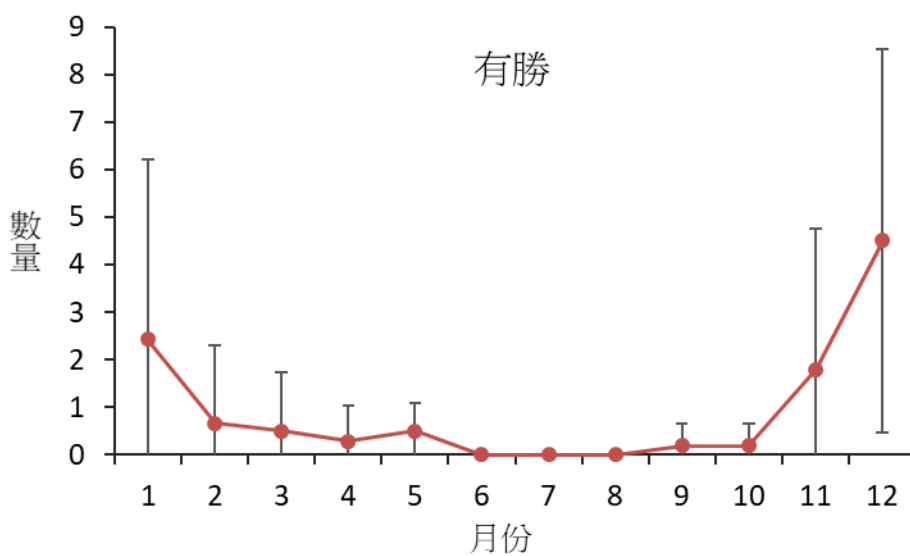


圖 8-17b、2012-2019 年有勝溪各月份其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白鷺)平均族群量
(資料來源：本研究資料)

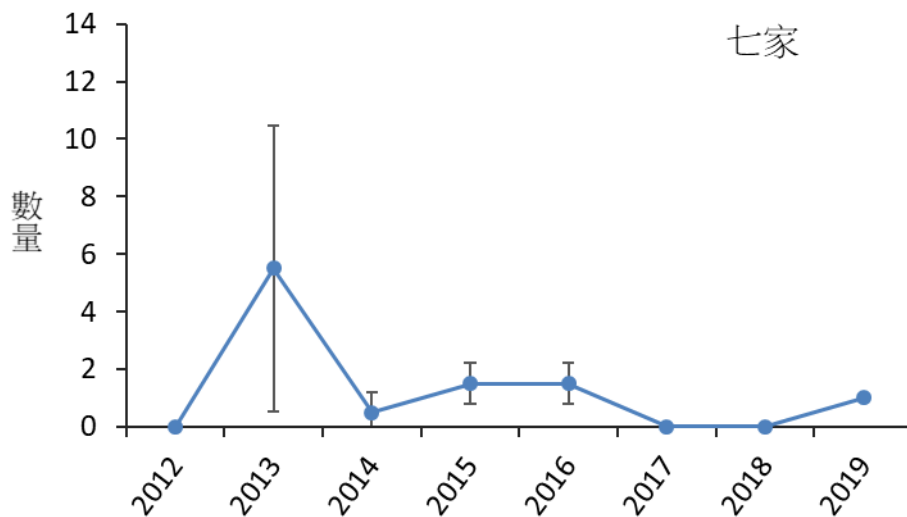


圖 8-18a、2012-2019 年七家灣溪其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白鷺)高峰期平均數量的長期趨勢
(資料來源：本研究資料)

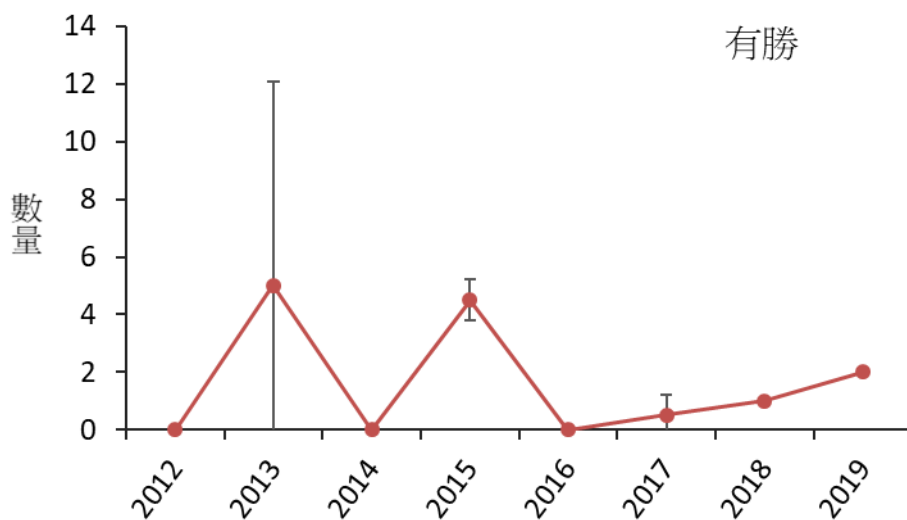


圖 8-18b、2012-2019 年有勝溪其他鷺科(蒼鷺、夜鷺、大白鷺、中白鷺和小白鷺)高峰期平均數量的長期趨勢
(資料來源：本研究資料)

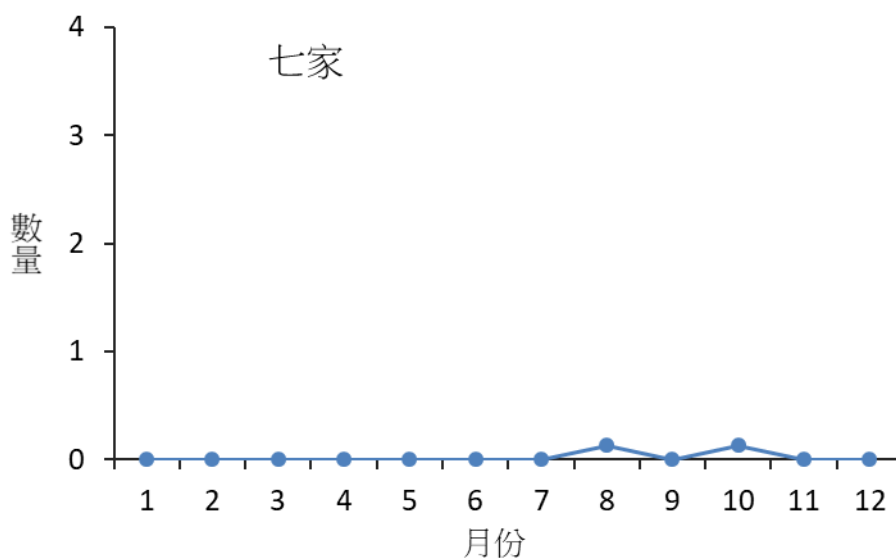


圖 8-19a、2012-2019 年七家灣溪各月份翠鳥平均族群量
(資料來源：本研究資料)

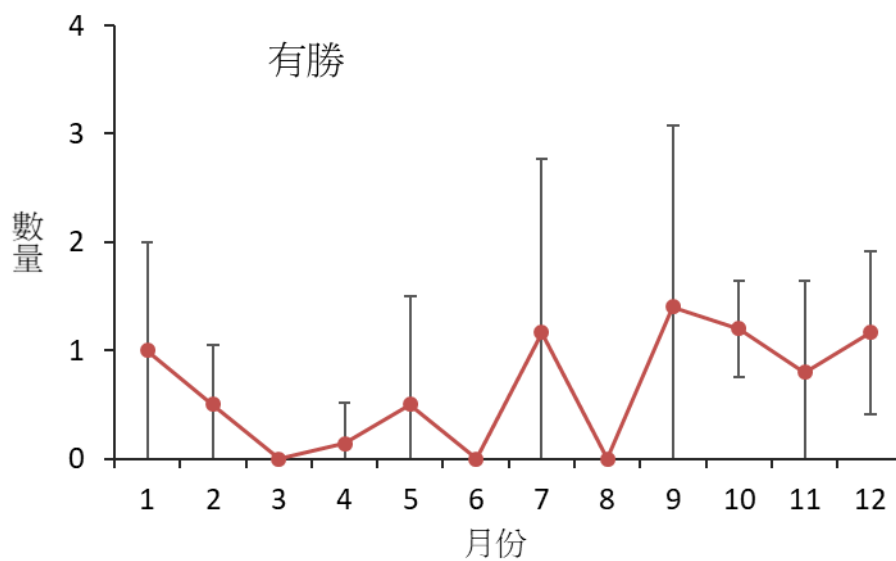


圖 8-19b、2012-2019 年有勝溪各月份翠鳥平均族群量
(資料來源：本研究資料)

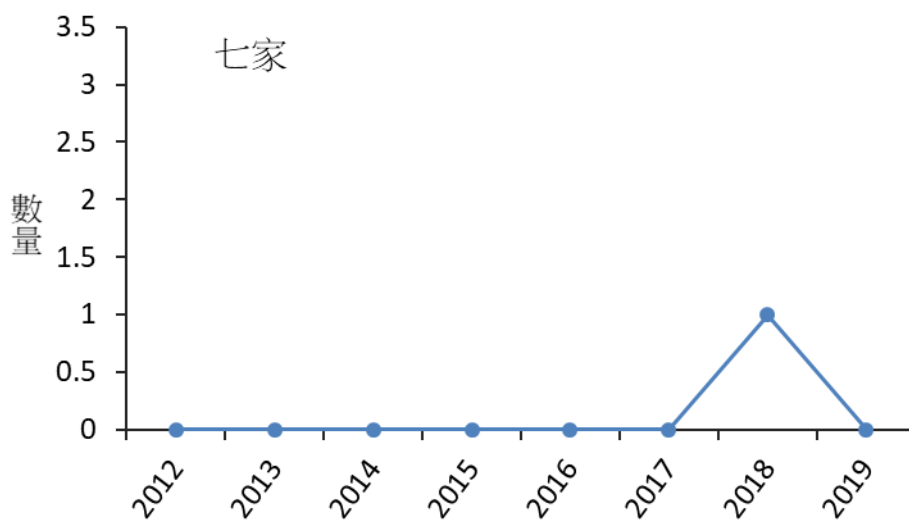


圖 8-20a、2012-2019 年七家灣溪翠鳥高峰期平均數量的長期趨勢

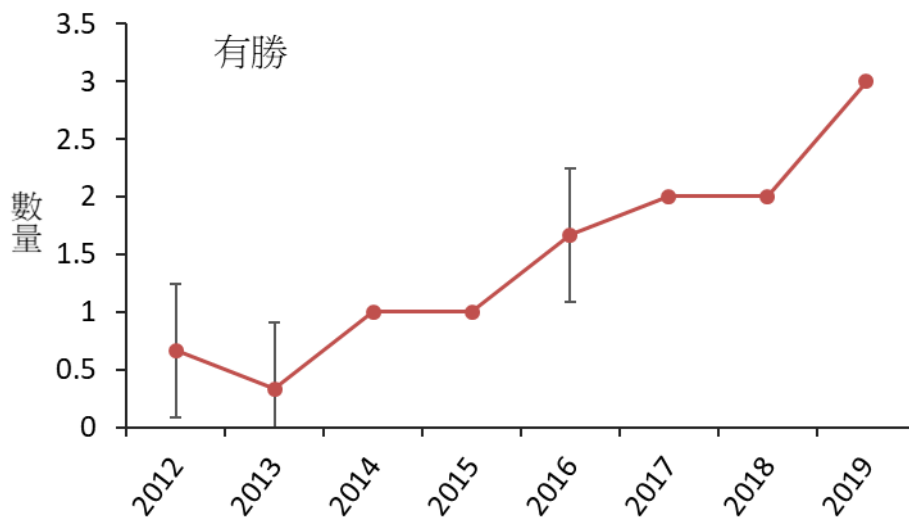


圖 8-20b、2012-2019 年有勝溪翠鳥高峰期平均數量的長期趨勢

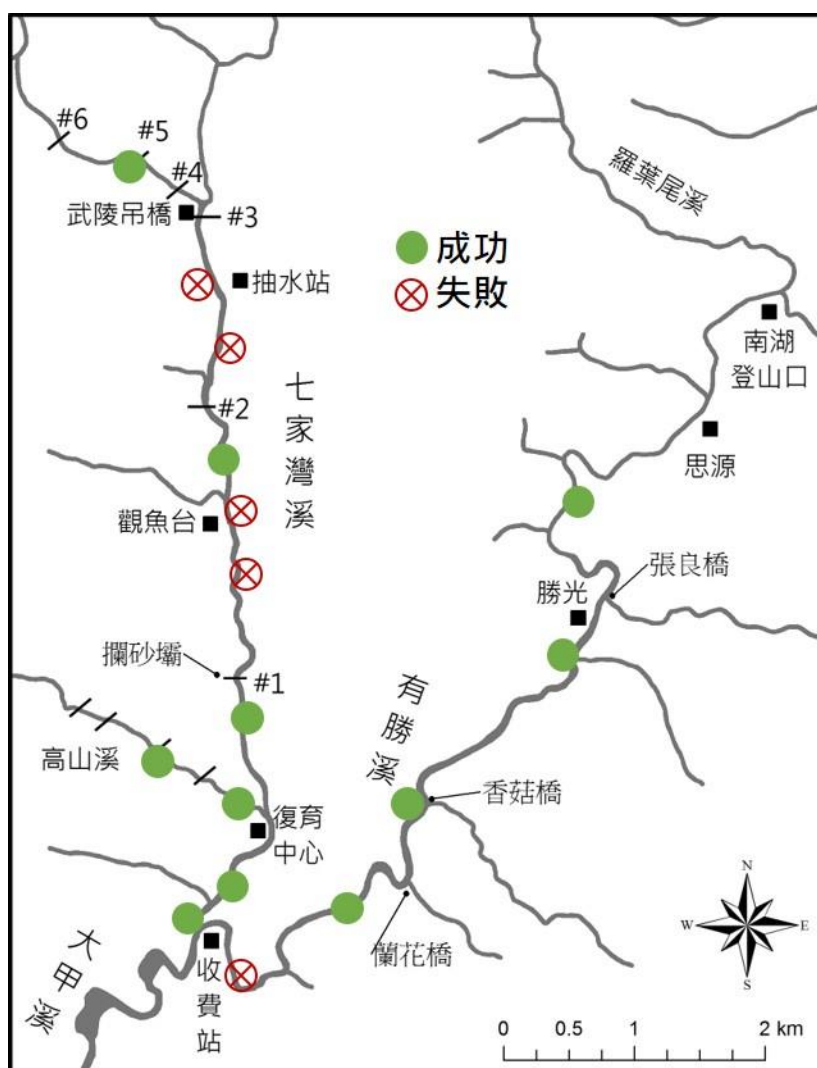


圖 8-21、2019 年武陵河鳥巢位分布圖

(資料來源：本研究資料)

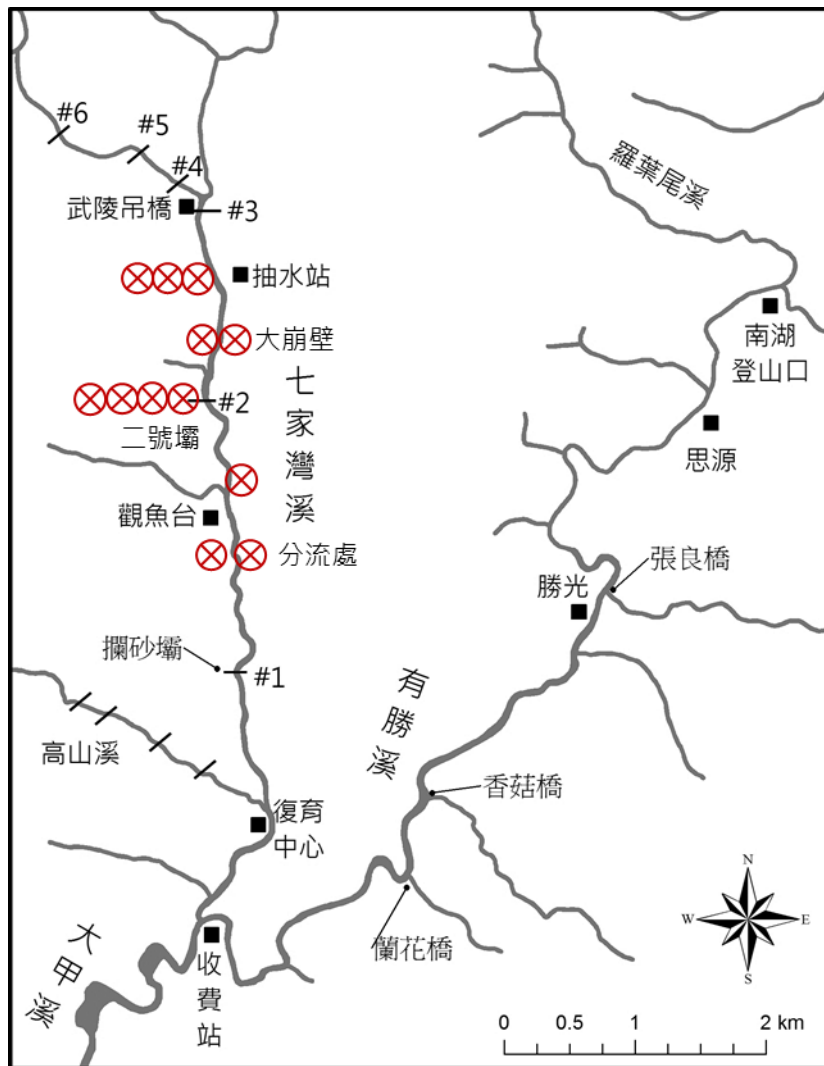


圖 8-22、2015-2019 年武陵地區遭獼猴掠食的河鳥巢位分布
(資料來源：本研究資料)

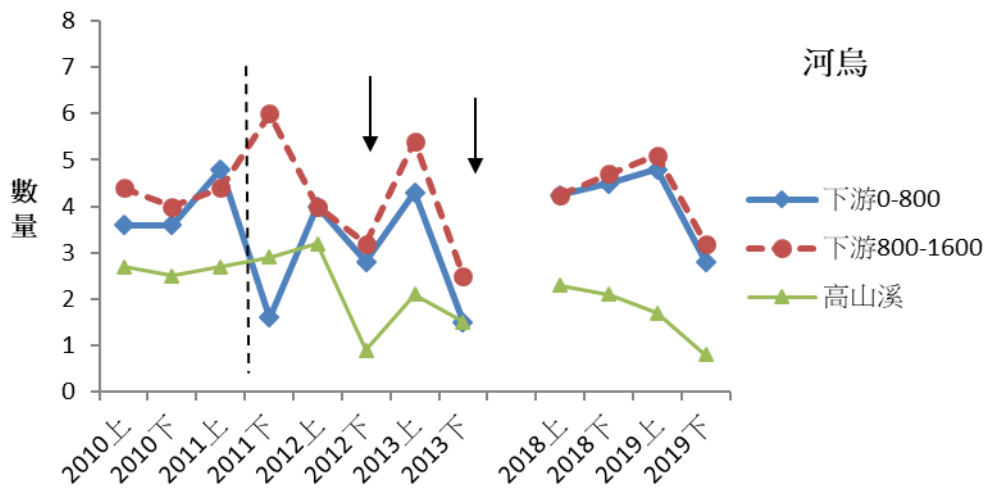


圖 8-23、2011 年七家灣溪一號壩拆除前後下游河段每半年河鳥平均數量變化並與高山溪比較(虛線表示 2011 拆壩，箭頭表示 2012 蘇拉颱風和 2013 蘇利颱風)
(資料來源：本研究資料)

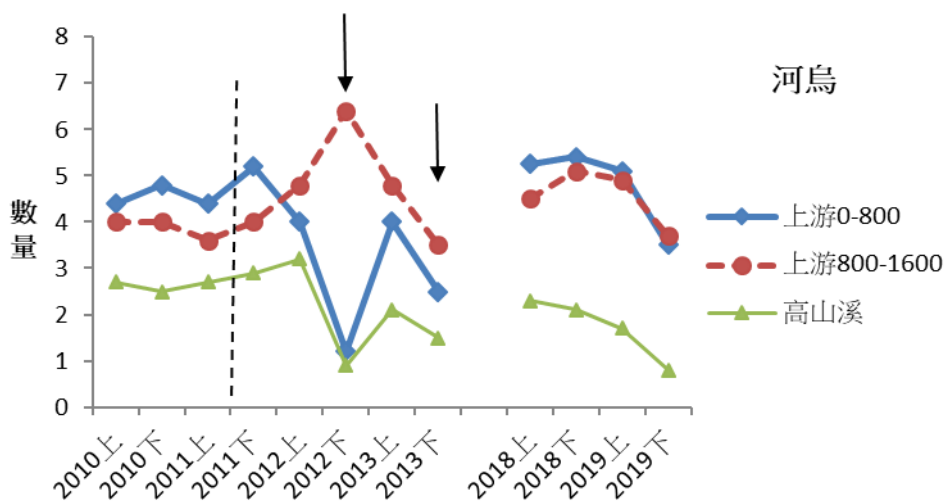


圖 8-24、2011 年七家灣溪一號壩拆除前後上游河段每半年河鳥平均數量變化並與高山溪比較(虛線表示 2011 拆壩，箭頭表示 2012 蘇拉颱風和 2013 蘇利颱風)
(資料來源：本研究資料)

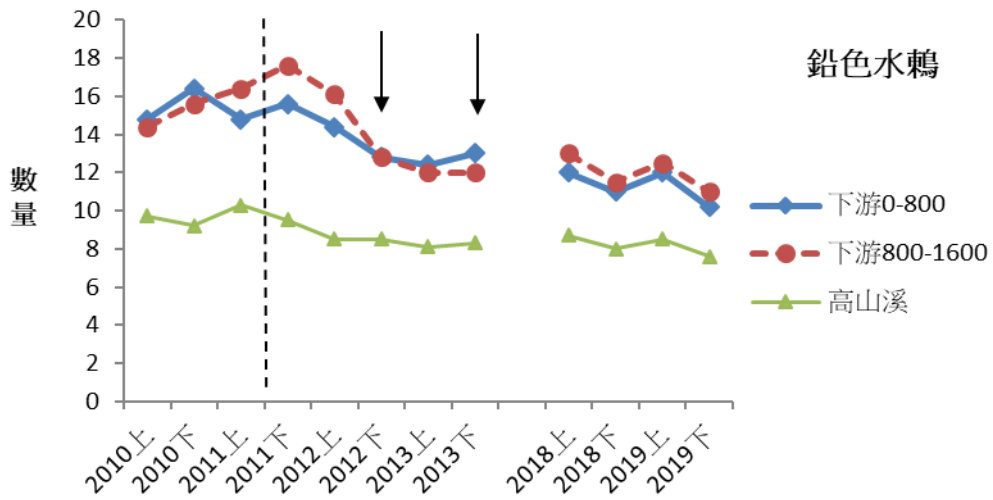


圖 8-25、2011 年七家灣溪一號壩拆除前後下游河段每半年鉛色水鵝平均數量變化並與高山溪比較(虛線表示 2011 拆壩，箭頭表示 2012 蘇拉颱風和 2013 蘇利颱風)
(資料來源：本研究資料)

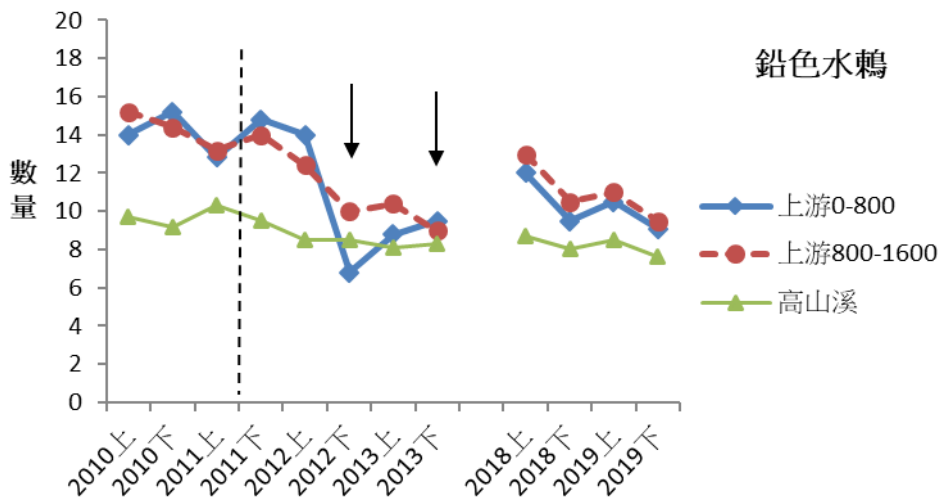


圖 8-26、2011 年七家灣溪一號壩拆除前後上游河段每半年鉛色水鵝平均數量變化並與高山溪比較(虛線表示 2011 拆壩，箭頭表示 2012 蘇拉颱風和 2013 蘇利颱風)
(資料來源：本研究資料)

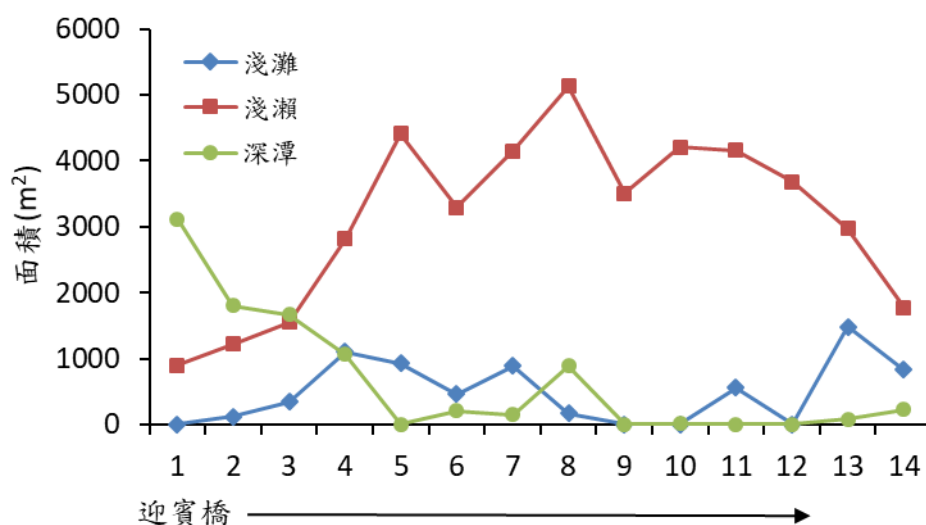


圖 8-27、根據物理棲地子計畫所測量之棲地數據，換算成依據河鳥習性所劃分的 3 種溪流型態，從七家灣溪迎賓橋至三號壩每 500 m 的面積，其中淺瀨是最適合河鳥覓食的棲地類型。
(資料來源：物理棲地子計畫)



圖 8-28、2019 年 8 月利奇馬颱風過後，有勝溪濁度高於七家灣溪(洪孝宇拍攝)



圖 8-29、2019 年 8 月颱風過後，有勝溪蘭花橋一帶的臨溪農路施工，導致下游溪水混濁，相同情況 10 月再度發生。(洪孝宇拍攝)

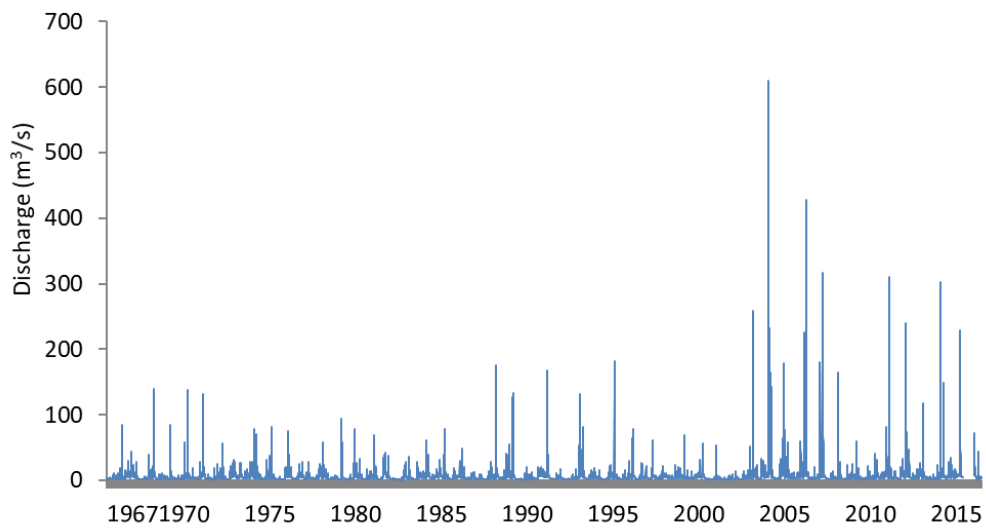


圖 8-30、七家灣溪 1967-2017 年每日溪水流量
(資料來源: 台灣電力公司)

第九章 生態資料庫建構

端木茂甯、柯智仁、張俊怡、李宜軒、曾鈺絜

中央研究院生物多樣性中心

摘要

武陵地區生態監測於民國 94 年、102 年、107 年及 108 年的評估計畫後，累積收集有鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共 101,967 筆(涵蓋 15 綱 103 目 422 科 903 種生物物種)，水體環境資料共 2,856 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 4,645 筆，環境溫度監測資料 9,136 筆(包括空氣、水、土表、土下溫度)，河川流量模擬推估資料 4,107 筆，以及及物理棲地調查資料 3,826 筆。本年度則新增水生昆蟲資料 875 筆，水質資料 94 筆，藻類資料 276 筆，鳥類資料 72 筆，魚類資料 271 筆，兩生類 141 筆，河道地形資料 1,789 筆，及棲地類型資料 2,037 筆。所有新增資料均已匯入《武陵地區長期生態監測及生態模式建立》資料庫網站¹，並提供公開查詢。

系統中資料均以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」供第一線的研究人員登錄原始調查資料，後轉換為泛用於科技部、農委會計畫的達爾文核心集(Darwin Core, DwC)及生態詮釋資料語言(Ecological Metadata Language, EML)格式，供未來在國家層級整合及未來學者回顧及分析使用。

本年度監測計畫除了按既有流程持續補充調查資料、建置 Zotero 文獻資料庫以協助各子計畫蒐集文獻外，亦進行資料庫系統的介面優化，同時於系統上呈現圖表式資料。關於生態資料庫建構，立即可行的建議是可考慮在系統上計算並呈現更多圖表式的資料，且可匯出供各子計畫使用；中長期則建議持續更新系統介面，以提高網站性能。

關鍵詞：達爾文核心集、生態調查資料

¹ <http://wlterm.biodiv.tw/>

ABSTRACT

The Long Term Ecological Monitoring and Ecological Model Establishment for Wulin Area project had collected 101,967 records of species occurrence covering bird, fish, amphibian, insect and plant, totaling 15 classes, 103 orders, 422 families or 903 species, as well as 2,856 waterbody readings, 4,645 algae and organic debris records, 9,136 environmental monitoring readings, 4,107 records of stream discharge modeling and 3,826 records of physical habitats. All data is available at “The Long Term Ecological Monitoring and Ecological Model Establishment for Wulin Area” project website². Data is collected using “Simple general data format for ecological survey” designed by Biodiversity Research Center, Academia Sinica and is used by first-line survey undertakers. Data is then converted to Darwin Core, DwC, and Ecological Metadata Language, EML, which are used by Ministry of Science and Technology and Council of Agriculture, to ensure national level integration and future analysis. Other than accumulating new information of project data, data quality and readability checks are also conducted followed with suggestions provided. To calculate and exhibit graphs that could be downloaded by researchers can be the short term advice for the database. As for the long term advice, we suggest the database can be reformed for better effectiveness.

The project has included 875 records of aquatic insects, 94 waterbody readings, 276 records of algae, 72 records of birds, 271 records of fish, 141 records of amphibian, 1,789 records of streamway ,and 2,037 records of habitat type this year. New records of 2019 project year have been imported to the database for public access.

Keywords: Darwin Core, Ecological Survey Data

² <http://wlterm.biodiv.tw/>

一、前言

「生物多樣性資訊學」中包括生態分布資訊之資料，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。生態分布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布資料，也是生物學領域中探討生物地理分布、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，雖然過去十年持續有資料庫建置方式、欄位格式及資料公開程度的討論，如何建立一長期生態監測及資料統整之案例，吾人仍需持續努力，以展示資料整合對研究及主管機關決策之影響力。

為了促成基於數據的保育決策，本計畫延續 2005 年、2013 年及 2018 年的評估計畫，基於過去資料庫的建置成果，持續落實長期監測資料庫之推動與資料庫之整合分享，延伸武陵地區生態系評估計畫累積資訊的時間尺度，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。

本子計畫亦透過與其他子計畫互動的機會，將國際上資料活動的最佳範例引入，協助研究人員得利於大數據時代的資料共享。例如推動資料論文(Data Paper)的建立，及註冊 ORCID(ORCID.org, 2017)使得學者們的資料活動能得到引用等等。

二、材料及方法

為了後續系統研究能奠基於前人之成果，所有紀錄、描述資料以及後設資料，均以電子化保存及管理。同時，為使國內生物多樣性資料未來能與國際上其它長期生態監測計畫交換，我們將生態、環境因子資料以生態詮釋資料語言(EML)予以建檔保存。無論單筆資料或是單一研究資料集(dataset)，均詳細記載空間分布資訊，包含座標值、座標格式及參照之大地基準。

實際資料的記載，我們繼續使用「通用生態資料格式」為基礎來建立 WALTER 計畫資料格式的規範。生態調查資料，由實際負責調查的研究人員，詳細填列後，交給本子計畫團隊。雖然大部分子計畫均有使用此資料收集模式的經驗，但本團隊仍針對初次參與的人員提供必要的諮詢協助，特別是對資料欄位值屬性定義瞭解，務使調查資料的記錄順利進行。

「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為了在國內推動生物多樣性資訊保存的標準化所設計，主要以國際通用的達爾文核心集(Darwin Core)為基礎，配合中文資料的需求適度修改。該資料格式過去提供多種資料提供方法及介面，由於使用 Excel 表者仍為大宗，為了簡化維護成本，本次計畫僅使用 Excel，若其他計畫有既定的流程格式，本團隊則專案處理，確保計畫資料以標準保存。

為了未來可能的國際資料交換需求，本計畫收集的資料，配合一般資料查詢及資料呈現的需求建立關聯式資料庫，並更新至本團隊所建置的《武陵地區長期生態監測及生態模式建立》資料庫網站。未來待相關研究計畫論文發表後，可進一步併入 GBIF 全球的資料索引，以追蹤資料如何被其他學術發表引用(GBIF.org, 2017)。目前全世界每年使用 GBIF 上所流通資料的學術論文數量持續增加，2017 年總共有超過一千篇(GBIF.org, 2017)，研究資料若能在 GBIF.org 上對研究在國際上的能見度將有很大助益。

資料的細節包含：

1. 名稱(title)；
2. 資料擁有人(owner)，包含姓名、組織、職稱與聯絡資訊；
3. 研究合作個人或機關(Associated Parties)資訊，包含姓名、組織、職稱與聯絡資訊；
4. 研究內容摘要(Abstract)；
5. 關鍵字(Keywords)；
6. 資料提供使用規則訂定(Usage Rights)；
7. 資料使用聯絡人(Contacts)資訊，包含姓名、組織、職稱與聯絡資訊；
8. 資料內容描述，包含材料方法(Methods)、研究時間(Temporal Coverage)、地點(Geographic Coverage)、對象之分類(Taxonomic Coverage)；
9. 變數(欄位)名稱(Name)；
10. 變數(欄位)內容說明(Label)；
11. 變數(欄位)定義(Definition)；
12. 變數(欄位)量測定義，包含量測種類(Category)的細項定義，若為名義(Nominal)或順序尺度(Ordinal)選項必須包含值的描述與定義，若為等距(Interval)或等比尺度(Ratio)選項，則必須包含單位(Unit)、精度(Precision)與數值型態(Number Type)，時間(Date-Time)類型則須有格式(Format)與精度(Precision)。
13. 依 9~12 項所述的原始資料(raw data)。

由於《武陵地區長期生態監測及生態模式建立》資料庫網站建置多年，介面漸不符合使用需求，因此本團隊於今年度配合於網站上新增呈現物理棲地資料的頁面，並將網站介面進行部分優化。同時，除了原有的文字資料外，也在新版網站上設計統計圖表的呈現，強化對資料探索的支援。

此外，為有效整理各子計畫所參考引用的研究文獻，以及基於過去多年於武陵地區調查分析的研究成果，本團隊也建置 Zotero 文獻資料庫，協助各子計畫蒐集文獻。

三、 結果

本年度共收集水生昆蟲資料 875 筆，水質資料 94 筆，藻類資料 276 筆，鳥類資料 72 筆，魚類資料的 271 筆，兩生類 141 筆，河道地形資料 1,789 筆，棲地類型資料 2,037 筆。歷年累計收集鳥類、魚類、兩棲類、昆蟲及植物調查資料共 101,967 筆(涵蓋 15 綱 103 目 422 科 903 種生物物種)，水體環境資料共 2,856 筆，藻類及有機碎屑調查記錄 4,645 筆，環境溫度監測資料 9,136 筆(包括空氣、水、土表、土下溫度)，河川流量模擬推估資料 4,107 筆，以及物理棲地調查資料 3,826 筆。所有資料均由各參與子計畫按「簡便通用生態分布資料格式」記載繳交至本計畫。

計畫資料庫網站的 URL，因應系統交接，已改為 <http://wlterm.biodiv.tw>，並仍可使用 <http://wlterm.biodiv.sinica.edu.tw>。

本團隊今年針對系統介面進行部分優化，除了重整頁面規畫外(圖 9-1 至 9-3)，尚修復了水質調查頁面的資料呈現問題(圖 9-4)。而過去未於系統上呈現的物理棲地調查資料，現也可以於系統中查詢。此外，為了強化資料的查詢功能，新版介面亦提供針對各主要資料欄位進行資料篩選的功能。

另外本年度也於系統上實作資料視覺化的呈現，目前已呈現的圖表為各子計畫調查資料之數量變化。為了能讓生態資料庫在面對使用者時能更有效地傳達資料的意義，除了目前的呈現內容之外，本計畫亦建議能於系統上增加更多圖表式資料，且可匯出供各子計畫使用，使計畫報告內特定的圖表風格達到一致。

至於系統功能方面，目前仍提供下列功能：

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。

在全球唯一識別碼的推動上，由於 LSID(Life Science Identifier)不見實務上大規模的應用，且生物多樣性社群尚未能在有限的經濟規模下³研發全球的識別碼解析服務，本計畫決定停止 LSID 的支援，轉以調查計畫的組織及專案編號，提供至少能在國家尺度解析的唯一性。

本計畫所建置的 Zotero 文獻資料庫，截至今年度 11 月 22 日前，共蒐集了 387 筆文獻資料，包含櫻花鉤吻鮭文獻 106 篇、鳥類文獻 29 篇、水質文獻 30 篇、藻類文獻 33 篇、水生昆蟲文獻 65 篇、資料庫文獻 28 篇及資料整合文獻 96 篇。文獻資料庫網址為 <https://www.zotero.org/groups/2219372/wlterm/>，登入後可供查詢或瀏覽。

³ 以文獻發表的 DOI 為例，費用可見 <https://www.crossref.org/fees/>，改以使用在資料紀錄上，尺度將更為龐大。

四、 討論

目前計畫之網站前端資料均以表格方式提供瀏覽及查詢，雖然能滿足資料回溯查找的需求，但對於洞察資料趨勢、支援研究議題的探索，仍有改善空間。未來建議在系統上增加更多圖表式資料，並追蹤後續在資料庫使用上是否帶來實質助益。

在敏感資料的呈現上，目前仍針對保育物種隱蔽其確切位置。本團隊與林務局及特有生物研究保育中心(特生中心)合作，已研擬適合在國內推廣的敏感資料開放原則，包含決定資料敏感性的方式及等級，以及據以顯示資料的作法，目前此原則已於特生中心所建置的「台灣生物多樣性網絡」系統中試用，建議未來本計畫所建置的資料庫可以採用此原則。

下方為本計畫對於未來武陵地區生態資料庫的相關建議，以下分別從立即可行之建議、及長期性建議加以列舉。

立即可行之建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

1. 系統上增加更多圖表式資料，且可匯出供各子計畫使用，使計畫報告內特定的圖表風格能達到一致。
2. 可將資料集由 TaiBIF 的 IPT 發布。
3. 委託調查計畫時，明確訂定資料授權條款。

長期性建議—檢討行政檢查制度，並推廣私人自行檢查制度

主辦機關：雪霸國家公園管理處

1. 持續優化系統介面及內容，並可同時考慮將 XML 規格的資料改為 JSON 規格儲存，以提高網站性能。
2. 建立長期生物多樣性監測網及監測資料管理系統，利用資料庫有效彙整監測資料。
3. 開發以資料為基礎的決策支援工具。

五、結論與建議

結論

本計畫收集的原始生態調查資料，除了已匯入計畫資料庫以外，將按國家公園指示上傳至指定系統。另外也將以原始檔案及 Darwin Core Archive 格式，提供委辦單位雪霸國家管理處結案及保存之用。雪霸國家管理處可將其整合入管理處的網站。在計畫研究人員於期刊發表研究成果後，可以選定之 CC 授權，與國家生物多樣性入口網 TaiBIF 整合開放，使用 TaiBIF 網站提供的 GIS 系統，依物種學名或地點查詢到本計畫各測站的物種，並提供國際研究社群交流，促進合作。

建議

建議一

生態資料庫建構：立即可行建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

可考慮在系統上計算並呈現更多圖表式的資料，且可匯出供各子計畫使用，除了使計畫報告內特定的圖表風格能達到一致，也能具體呈現整體的資料狀況。另外也建議管理處於委託調查計畫時，可以明確訂定資料授權條款，未來若有公開資料庫的需求，較不會有相關爭議。

建議二

系統介面持續優化：中長期建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

由於系統已建置十數年，其介面設計已趨老舊，雖今年度已有優化部分系統介面，但仍有可持續更新之處。另本計畫資料使用 XML 規格儲存的部分，在資料交換上較 JSON (JavaScript Object Notation) 占去較多傳輸頻寬，影響網站前端的反應速度。因此中長期建議持續更新系統介面，並可同時考慮將 XML 規格的資料改為 JSON 規格儲存，以提高網站性能。

建議三

建立長期生物多樣性監測網及監測資料管理系統：中長期建議

主辦機關：雪霸國家公園管理處

由於生物多樣性及環境除了受到短期事件的衝擊外，也可能受到長期變遷的影響，而後者需要持續不間斷的資料才能反映其變化趨勢，並進一步探討背後可能機制。因此建議未來可建立長期生物多樣性監測網及監測資料管理系統，利用資料庫有效彙整監測資料，同時也可嘗試開發以資料為基礎的決策支援工具，以利經營管理上的永續利用。

六、參考文獻

- 邵廣昭，彭鏡毅，賴昆祺等人，2006。臺灣生物多樣性資料庫及資訊網之整合。兩岸生物科技智慧財產權及微生物資源保護研討會，台灣大學。
- 邵廣昭，賴昆祺，林永昌等人，2008。數位典藏計畫中生物多樣性資料之整合。昆蟲與蠟蟬標本資源之管理與應用研討會，國立自然科學博物館。
- Borer, E.T., Seabloom, E.W., Jones, M.B., Schildhauer, M., 2009. Some Simple Guidelines for Effective Data Management. *The Bulletin of the Ecological Society of America* 90, 205–214.
- Chavan, V., Penev, L., 2011. The data paper: a mechanism to incentivize data publishing in biodiversity science. *BMC Bioinformatics* 12, S2.
- Chavan, V., Penev, L., Hobern, D., 2013. Cultural Change in Data Publishing Is Essential. *BioScience* 63, 419–420.
- Cribb, J., Hartomo, T.S., 2010. *Open Science: Sharing Knowledge in the Global Century*. CSIRO Publishing, Collingwood, VIC.
- Duke, C.S., Porter, J.H., 2013. The Ethics of Data Sharing and Reuse in Biology. *bisi* 63, 483–489.
- Fegraus, E.H., Andelman, S., Jones, M.B., Schildhauer, M., 2005. Maximizing the Value of Ecological Data with Structured Metadata: An Introduction to Ecological Metadata Language (EML) and Principles for Metadata Creation. *The Bulletin of the Ecological Society of America* 86, 158–168.
- GBIF.org, 2007a. Literature resources of 2017. <https://www.gbif.org/resource/search?contentType=literature&year=2017,2017>
- GBIF.org, 2007b. Literature tracking. <https://www.gbif.org/literature-tracking>
- Hampton, S.E., Anderson, S.S., Bagby, S.C. et al, 2015. The Tao of open science for ecology. *Ecosphere* 6, art120.
- Ingwersen, P., Chavan, V., 2011. Indicators for the Data Usage Index (DUI): an incentive for publishing primary biodiversity data through global information infrastructure. *BMC Bioinformatics* 12 Suppl 15, S3.

- Kano, Y., Musikasinthorn, P., Iwata, A. et al, 2016. A dataset of fishes in and around Inle Lake, an ancient lake of Myanmar, with DNA barcoding, photo images and CT/3D models. *Biodiversity Data Journal* 4, e10539.
- Michener, W.K., 2015. Ecological data sharing. *Ecological Informatics* 29, 33–44.
- Michener, W.K., Brunt, J.W., Helly, J.J. et al, 1997. Nongeospatial Metadata for the Ecological Sciences. *Ecological Applications* 7, 330–342.
- Moritz, T., Krishnan, S., Roberts, D. et al, 2011. Towards mainstreaming of biodiversity data publishing: recommendations of the GBIF Data Publishing Framework Task Group. *BMC Bioinformatics* 12, S1.
- Nielsen, M., 2013. *Reinventing Discovery: The New Era of Networked Science*, Reprint edition. Princeton University Press
- ORCID.org, 2017. What is ORCID. <https://orcid.org/content/about-orcid>
- Palmer, C.L., Heidorn, P.B., Wright, D., Cragin, M.H., 2007. Graduate curriculum for biological information specialists: A key to integration of scale in Biology. *The International Journal of Digital Curation*
- Penev, L., Mietchen, D., Chavan, V. et al, 2016. *Pensoft Data Publishing Policies and Guidelines for Biodiversity Data*. Pensoft.
- Reichman, O.J., Jones, M.B., Schildhauer, M.P., 2011. Challenges and Opportunities of Open Data in Ecology. *Science* 331, 703–705.
- Roberts, D., Moritz, T., 2011. A framework for publishing primary biodiversity data. *BMC Bioinformatics* 12, I1.
- Robertson, T., Döring, M., Guralnick, R. et al, 2014. The GBIF Integrated Publishing Toolkit: Facilitating the Efficient Publishing of Biodiversity Data on the Internet. *PLOS ONE* 9, e102623.
- Shao, K.T., Huang, S.C., Chen, S. et al, 2008. Establishing a Taiwan Biodiversity Information Network and Its Integration with Germplasm Databanks. APEC-ATCWG Workshop.
- Strasser, C.A., Hampton, S.E., 2012. The fractured lab notebook: undergraduates and ecological data management training in the United States. *Ecosphere* 3, art116.

- Vanderbilt, K.L., Lin, C.C., Lu, S.S. et al, 2015. Fostering ecological data sharing: collaborations in the International Long Term Ecological Research Network. *Ecosphere* 6, art204.
- White, R.L., Sutton, A.E., Salguero-Gómez, R. et al, 2015. The next generation of action ecology: novel approaches towards global ecological research. *Ecosphere* 6, art134.
- Wieczorek, J., Bloom, D., Guralnick, R. et al, 2012. Darwin Core: An Evolving Community-Developed Biodiversity Data Standard. *PLOS ONE* 7, e29715.

表 9-1 通用生態資料格式-計畫資料表

欄位名稱	欄位說明
計畫名稱	該調查計畫的名稱
計畫代號	該調查計畫的名稱在管理單位的代號或編碼
執行期限	該調查計畫執行起迄期限
委託單位	該調查計畫的委託單位
執行單位	該調查計畫的執行單位
主持人英文姓名	主持人英文姓名
主持人中文姓名	主持人中文姓名
主持人地址	主持人普通郵件地址
主持人 E-Mail	主持人 E-Mail
協同主持人姓名	協同主持人姓名
調查方法摘要	調查方法摘要
計畫摘要	計畫摘要

(資料來源：本研究資料)

表 9-2 通用生態資料格式-測站資料表(調查時間地點資料表)

欄位名稱	欄位說明
時間地點代號	此代號為主資料表同名欄位的參照關連欄位(自行)
緯度	十進位緯度
經度	十進位經度
經緯度誤差	單位： m
調查日期時間	調查日期時間
調查地(英文)	主持人中文姓名
調查地(中文)	主持人普通郵件地址
最低海拔高度	主持人 E-Mail
最高海拔高度	協同主持人姓名
最淺深度	單位： m
最深深度	單位： m
PH 值	
DO 值	
鹽度	
溫度	單位：攝氏度
濁度	
底質	
調查點描述	
其他環境測值	可自行增加環境測值欄位

(資料來源：本研究資料)

表 9-3 通用生態資料格式-調查資料表(主資料表)

欄位名稱	欄位說明
時間地點代號	此代號為測站資料表同名欄位的關連欄位
科名	調查物種的拉丁科名
學名	調查物種的拉丁學名
個體數(面積/密度)	個體數(面積/密度)
體長範圍	體長範圍
單位	體長單位
生物量	生物量
單位	生物量單位
調查者英文名	調查者英文姓名
調查者中文名	調查者中文姓名
調查方法	調查方法
鑑定者英文名	鑑定者英文名
鑑定者中文名	鑑定者中文名

(資料來源：本研究資料)

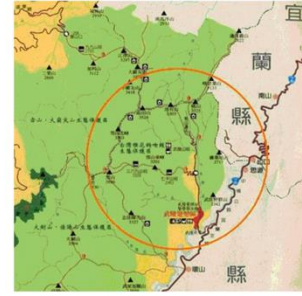
計畫簡介

- 計畫緣由
- 計畫目標
- 研究測站
- 參與人員

- 現象影像
- 測站資料
- 衛星地圖
- 門別統計
- 剛別統計
- 目別統計
- 科別統計
- 物種統計
- 物種紀錄
- 水質調查
- 元素通量
- 溫度監測
- 藻類與碎屑
- 流量推估

壹、研究計畫緣由

雪霸國家公園內劃設許多生態保護區與特別景觀區。其中最知名的為發現於大甲溪上游武陵地區的陸封型櫻花鉤吻鮭。牠是冰河時期的孑遺生物，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，是演化學中生物地理學的重大發現。由於具有重要的學術價值，但魚群數量卻早已稀少到瀕臨絕種的程度，且分布範圍現今只侷限於七家灣溪、高山溪與桃山北溪(曾, 2005)，因此政府於1984年七月依「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，又稱為「國寶魚」。其現存棲息地的七家灣溪流域，在民國1999年由行政院農委會，公告為野生動物保護區。因此七家灣溪可以稱為「櫻花鉤吻鮭生態系」。雖然這種明星化的稱謂，表面上看似和生物多樣性保育精神有些背離，但是若其保育有助於七家灣溪生態系的完整，則櫻花鉤吻鮭扮演所謂傘護種(Umbrella species)的角色，也有利於與社會大眾的溝通和關注，也是另一種保育策略。



武陵地區七家灣溪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櫻花鉤吻鮭(Wang, 1989; Tsao, 1995; 曾及楊, 2001)及與鮭魚生存有關的水生昆蟲(林等, 1987)。國家公園成立後才開始擴大到溪流其他相關生物之自然資源調查研究工作，因此與櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫至今已超過百項之多(雪霸國家公園, 2000; 2003)，但資料一直缺乏整合(林, 2002)。而生態相關資料的整合與模式建構為雪霸國家公園保育研究的主要目標之一，此亟需推動長期生態研究，建立生態系模式，以瞭解武陵地區生態系的長期生態現象與過程。溪流或濱岸棲地(riparian habitat)的兩生類及爬蟲類均未成為主要的研究對象、或只有非量化的附帶性質資料(袁, 1995; 呂, 2002)。兩生類及爬蟲類，食性及生活史多樣，在溪流生態系中，可能是魚類食物種類(水生昆蟲)的主要競爭者及七家灣集水區生態系中的能量傳遞者，或是水中及近水棲地的掠食者。對於這些動物瞭解的增加，不但是生物學上有意義的研究，也能對七家灣溪生態系統的運作，有更進一步的認識(林及謝, 2002)。對這類生物的長期監測，亦可作為反應環境狀況的良好指標。武陵地區溪流生態系受水環境參數之影響甚巨。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。而營養鹽在水中不同分佈型態，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，進而影響櫻花鉤吻鮭之主要棲息地的溪流。雪霸國家公園內的集水區亦是台灣中部地區水資源的主要供應區。山坡地的超限利用及濫墾的現象會使水質受到污染，大甲溪的德基水庫因上游山坡的墾植蔬果，導致水土流失，致水庫的壽命減短。而過度的使用肥料，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。物理棲地的改變對於生物族群影響亦很明顯。雪霸國家公園曾於1999至2001年間陸續完成四座防砂壩之壩體改善工程，為瞭解改善工程完成後對生物之影響應持續追蹤監測。然而近兩年多場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。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，對河川生態系具有較重要互動關係之非生物因子包括流速、水溫、遮蔭、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、河床坡度及泥沙來源息息相關。颱風對一地區生物群聚、食性與死亡率之影響甚鉅(Wiley, 1994)。九十三年八月艾利颱風挾著豐沛雨量，重創七家灣溪生態環境，溪流植被和附生藻受到嚴重破壞、溪床變寬且上升、深潭減少，對當地生態系的造成衝擊。九十四年全年豪雨不斷，從三月雪、七月強烈颱風海棠，八月中度颱風馬莎、程度颱風珊瑚、強烈颱風泰利，九月強烈颱風麗王等接連多次的風災侵襲。這兩年連續的幾個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。此一探討將有助於雪霸管理處對於大自然干擾的處理策略和教育解說。為瞭解環境變遷對武陵地區生態系之影響，本計畫將利用物理棲地與化學水質所建立之資料，透過空間

圖 9-1 系統首頁介面優化(資料來源：本研究資料)

計畫簡介

- 計畫緣由
- 計畫目標
- 研究測站
- 參與人員

- 現象影像
- 測站資料
- 衛星地圖
- 門別統計
- 剛別統計
- 目別統計
- 科別統計
- 物種統計
- 物種紀錄
- 水質調查
- 元素通量
- 溫度監測
- 藻類與碎屑
- 流量推估

測站資料 共 152 筆

測站	緯度	經度	誤差	地名	最高海拔	最低海拔	地點描述
1	24.39816	121.30928	15	桃山北溪	1891	1895	與桃山西溪匯流後進入七家灣溪，河川上多礫石
2	24.3986	121.3078	15	桃山西溪	1890	1892	匯入七家灣溪，採樣地點上方為武陵吊橋下方，上游處有一欄
3	24.38245	121.31012	15	二號壩	1824	1825	溪流旁有大片果園，主要植物為水蜜桃樹、蘋果樹與梨樹
4	24.37245	121.31112	15	觀魚台	1782	1786	七家灣溪流的中段，與道路相鄰甚近；2009年本計畫將測站移
5	24.35433	121.31351	15	繁瑣場	1711	1714	由德年橋旁進入，河床寬廣
6	24.3482	121.3081	15	萬壽橋	1679	1685	七家灣溪下游，溪水清澈
7	24.3469	121.308	15	迎賓橋	1661	1667	七家灣溪下游與有勝溪的匯流口，匯流後流至大甲溪
8	24.35787	121.30847	15	高山溪	1736	1758	德年橋進入，步行約十分鐘，原位於此處攔砂壩已拆除，溪岸
9	24.34748	121.31053	15	有勝溪	1710	1712	有勝溪下游，旁為武陵收費口，流速緩慢，上游有農田栽種
10	24.32782	121.27285	15	司界蘭溪上游	1829	1856	原始林相豐富，此處有櫻花鉤吻鮭原生種存在
11	24.32128	121.28407	15	司界蘭溪下游	1498	1525	為環山部落，匯入大甲溪，上游種植大片高麗菜園，溪流湍急
12	24.3626	121.31143	15	一號壩上游100M			2009年新設固定測站
13	24.36055	121.31155	15	一號壩下游100M			2009年新設固定測站
14	24.37701	121.30903	15	小支流(山溝)			
15				植物臨時樣區			
16	24.37706	121.31008	2200	七家灣溪三號壩至一號壩溪段			每兩百公尺為一樣區。即：A-01為三號壩往下游兩百公尺，A
17	24.35629	121.31123	15	高山溪-德年橋工寮旁	1722	1722	
18	24.35905	121.31257	15	兆豐橋茶園	1763	1763	
19	24.35731	121.31349	15	兆豐橋茶園	1756	1756	
20	24.36058	121.31182	15	兆豐橋茶園	1767	1767	
21	24.34575	121.31059	15	德年橋旁工寮步道	1707	1707	
22	24.3436	121.31414	15	武陵農場收費站前斜坡下	1751	1751	
23	24.3436	121.31414	15	有勝溪	1751	1751	
24	24.38222	121.30517	15	露營區	1948	1948	
25	24.38315	121.30418	15	露營區	1987	1987	

圖 9-2 介面優化後之測站資訊呈現(資料來源：本研究資料)

武陵地區生態監測及生態模式建立 雪霸國家公園委託辦理計畫

生物物種調查紀錄共 101194 筆

測站	門	綱	目	科	學名	中文名	調查日	地點	緯度	經度	調查者
	關鍵字										
6	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Varicorhinus barbatulus	台灣鱧頭魚	2007-02-07	萬壽橋	24.3482	121.3081	楊正雄
5	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Varicorhinus barbatulus	台灣鱧頭魚	2007-02-07	繁殖場	24.35433	121.31351	楊正雄
5	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Varicorhinus barbatulus	台灣鱧頭魚	2007-02-07	繁殖場	24.35433	121.31351	楊正雄
5	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-07	繁殖場	24.35433	121.31351	楊正雄
5	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-07	繁殖場	24.35433	121.31351	楊正雄
4	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-07	觀魚台	24.37245	121.31112	楊正雄
6	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-07	萬壽橋	24.3482	121.3081	楊正雄
6	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Varicorhinus barbatulus	台灣鱧頭魚	2007-02-07	萬壽橋	24.3482	121.3081	楊正雄
3	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-07	二號壩	24.38245	121.31012	楊正雄
3	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-07	二號壩	24.38245	121.31012	楊正雄
6	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-07	萬壽橋	24.3482	121.3081	楊正雄
10	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-08	司界蘭溪上游	24.32782	121.27285	楊正雄
8	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-08	高山溪	24.35787	121.30847	楊正雄
10	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-02-08	司界蘭溪上游	24.32782	121.27285	楊正雄
2	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-04-23	桃山西溪	24.3986	121.3078	楊正雄
5	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-04-23	繁殖場	24.35433	121.31351	楊正雄
5	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-04-23	繁殖場	24.35433	121.31351	楊正雄
1	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-04-23	桃山北溪	24.39816	121.30928	楊正雄
5	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Varicorhinus barbatulus	台灣鱧頭魚	2007-04-23	繁殖場	24.35433	121.31351	楊正雄
6	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Varicorhinus barbatulus	台灣鱧頭魚	2007-04-23	萬壽橋	24.3482	121.3081	楊正雄
4	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-04-23	觀魚台	24.37245	121.31112	楊正雄
7	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Varicorhinus barbatulus	台灣鱧頭魚	2007-04-23	迎賓橋	24.3469	121.308	楊正雄
3	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-04-23	二號壩	24.38245	121.31012	楊正雄
5	Chordata	Actinopterygii	Cypriniformes	Cyprinidae	Varicorhinus barbatulus	台灣鱧頭魚	2007-04-23	繁殖場	24.35433	121.31351	楊正雄
6	Chordata	Actinopterygii	Salmoniformes	Salmonidae	Oncorhynchus formosanus	台灣鈞吻鮭	2007-04-23	萬壽橋	24.3482	121.3081	楊正雄

圖 9-3 介面優化後之物種調查紀錄呈現(資料來源：本研究資料)

武陵地區生態監測及生態模式建立 雪霸國家公園委託辦理計畫

水質監測 共 881 筆

測站	測站站名	緯度	經度	高度	深度	調查日期	
關鍵字							
1	桃山北溪	24.39816	121.30928	1895	0.52	2005-01-31	內容
1	桃山北溪	24.39816	121.30928	1895	0.52	2005-04-04	內容
1	桃山北溪	24.39816	121.30928	1895	0.52	2005-06-26	內容
1	桃山北溪	24.39816	121.30928	1895	0.52	2005-08-21	內容
1	桃山北溪	24.39816	121.30928	1895	0.52	2005-10-23	內容
1	桃山北溪	24.39816	121.30928	1895	0.52	2005-12-03	內容
2	桃山西溪	24.3986	121.3078	1892	0.43	2005-02-01	內容
2	桃山西溪	24.3986	121.3078	1892	0.43	2005-04-04	內容
2	桃山西溪	24.3986	121.3078	1892	0.43	2005-06-26	內容
2	桃山西溪	24.3986	121.3078	1892	0.43	2005-08-21	內容
2	桃山西溪	24.3986	121.3078	1892	0.43	2005-10-23	內容
2	桃山西溪	24.3986	121.3078	1892	0.43	2005-12-03	內容
3	二號壩	24.38245	121.31012	1825	0.8	2005-01-31	內容
3	二號壩	24.38245	121.31012	1825	0.8	2005-04-03	內容
3	二號壩	24.38245	121.31012	1825	0.8	2005-06-26	內容
3	二號壩	24.38245	121.31012	1825	0.8	2005-08-21	內容
3	二號壩	24.38245	121.31012	1825	0.8	2005-10-22	內容
3	二號壩	24.38245	121.31012	1825	0.8	2005-12-03	內容
4	觀魚台	24.37245	121.31112	1786	0.75	2005-01-31	內容
4	觀魚台	24.37245	121.31112	1786	0.75	2005-04-02	內容
4	觀魚台	24.37245	121.31112	1786	0.75	2005-06-26	內容
4	觀魚台	24.37245	121.31112	1786	0.75	2005-08-21	內容
4	觀魚台	24.37245	121.31112	1786	0.75	2005-10-23	內容
4	觀魚台	24.37245	121.31112	1786	0.75	2005-12-03	內容
5	繁殖場	24.35433	121.31351	1714		2005-02-01	內容

圖 9-4 修復後之水質調查頁面(資料來源：本研究資料)

「武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議」

期中審查會議委員意見回覆表

壹、會議時間：108年6月19日(一)上午9時30分

貳、會議地點：本處第一會議室

參、主席：楊處長模麟

記錄：黃奕絲 技士

委員	審查意見	回覆與辦理情形
黃奕絲 技士	1.報告書內容有出現臺灣白甲魚和臺灣鏟頰魚，建議統一採用臺灣白甲魚。	遵照辦理。將於期末報告修正。
	2.統計 2015-2019 年共 12 窩河鳥巢遭到臺灣獼猴掠食，佔所有繁殖窩數的 21.1%，是 2004-2006 年的 6.2 倍，請持續加強監測。	遵照辦理。
	3.報告有提到建議設置黃魚鴉之巢箱，在下半年有考慮設置嗎？或有其他的考量。	預計先設置測試性質之巢箱，觀察黃魚鴉明年是否會使用。
	4.水生昆蟲報告有提到一號壩下游測站 4 月為中度損害，是否可以跟水質監測研究進行比對，以釐清是否是因為人為活動頻繁所造成的。	一號壩下游四月時中度損害，RBP II 計算時，8 項指標中，由於優勢分類群太優勢、碎食者太少，因此計算出中度損害。
	5.本次兩生類研究中，有發現斯文豪氏赤蛙 3 隻與莫氏樹蛙 1 隻，因數量很稀少，請再持續觀察；另外武陵地區的盤古蟾蜍體色偏紅是正常的變異嗎？	斯文豪氏赤蛙成體在調查中經常出現，本次調查中有 3 隻為蝌蚪。七家灣溪河道並非斯文豪氏赤蛙理想生殖環境，因此樣區內蝌蚪稀少屬正常。莫氏樹蛙鮮少到溪流環境，但在森林中常可聽到或見到。盤古蟾蜍體色偏紅是正常的變異，但武陵地區偏紅的盤古蟾蜍的比例並沒有較高。長年在水中的雄蟾蜍體色也會偏紅。
	6.水質部分有很多監測數據，也有	可提供各項目之月份盒鬚圖當作參考，

	和國內外文獻資料做比對，惟引用國內文獻是 1998 年陳弘成老師的建議數值，本計畫經長期監測後，是否可以歸納或提供建議水質數值，對櫻花鉤吻鮭有何影響，提供現場經營管理人員參考。	監測有無明顯的水質變化。
	7. 資料庫 p.9-3 2018 年(本期第一年)是否為誤植?	2018 年的資料已於去年結案前匯入資料庫中，今年度則已匯入 1 月和 4 月的資料，報告中的 2018 年應為誤植。
	8. 石附生藻類生物量監測，如何選取判定為具有樣區粒徑代表性的石頭?	於樣區內的溪流河段撿取 10 至 15 公分大小的石頭作為附生藻之取樣目標。
	9. 綠藻並非七家灣溪草食性水棲昆蟲之主要食物來源，反而會降低水中溶氧量，導致水質惡化，因此透過葉綠素 b 比例 < 30% 來評估溪流生態系運作健康與否? 是否可以提出更具體措施，以利現場經營管理。	以基本的水質因子可初估藻類的生物量，但要現場區分出綠藻及矽藻或精確之生物量，還是需要對藻類做進一步的分析。
于淑芬 課長	1. 魚類的部分：2-4 月共同調查樣站，p.6-41 表 6-1 臺灣白甲魚 2 月份大、中、小魚均有約 15 尾，可是為什麼 4 月份只剩下中魚 3 尾? 因為之前有提到二號壩這個地方，白甲魚比較不耐低溫，但 2 月份應該是水溫較低，為什麼二號壩同一地方，4 月的數量比 2 月還來的少，原因為何?	臺灣白甲魚可適應之水溫約為攝氏 10~25 度，二號壩樣站之水溫全年之大部分水溫範圍應該都為臺灣白甲魚可接受之水溫，然而本計畫之魚類固定樣站僅有調查 50 公尺之河段，而臺灣白甲魚為會河內洄游的游泳性魚類，活動範圍甚廣，因此目前所做的調查並無法確切判明為何 4 月時此 50 公尺之河段之臺灣白甲魚會比 2 月時來的少，關於臺灣白甲魚的族群動態分布還是應由夏季以及秋季普查的數據來看會比較清楚。
	2. p.6-32 結論的部分，結論 3 至 8 點並未針對 2018 及 2019 年的狀況做比較，大部分的描述都是 2012 年颱風狀況，請再補充!	因 2011 年一號壩壩體改善、2012 及 2013 年的颱風事件為近幾年武陵地區造成魚類族群動態或數量變化最大的事件，文中對於 2018、2019 年的描述都是以「持續至今」來表達，並未清楚敘明年份，將於期末報告中敘明比較。
	3. p.6-30、31 表 6-2 鮭魚數量的推算，有分大、中、小魚及各河段，	此部分之河段數量相關性模型係用 1996~2014 年間每一年的夏、秋季普查

<p>材料方法未敘明，用幾年的資料做估算？亦有建議在人力和經費不足的情況下，依據表 6-2 若只要知道族群數量可以只計算 5、6 號壩，計算 2、3 號壩則可知道齡級，是否可再更明確說明！</p>	<p>之臺灣櫻花鉤吻鮭調查數據來進行分析，因此材料方法與歷年之普查方式一樣。其中所分析出的結果與全河段總數相關性最高的河段為五號壩至六號壩 (0.93)，各齡級數量相關性最高的河段為二號壩至三號壩(大魚 0.87、中魚 0.91、小魚 0.91)。</p>
<p>4. 報告書中未見溪鳥調查的表格，包括調查時間、種類、數量。</p>	<p>將在期末報告補上。</p>
<p>5. 河鳥承載量最高峰約 40-50 隻，在武陵地區承載量是否就是 30 隻，承載量是否可以推算或有證據可以顯示與水量、氣候變遷有關，國外是否有相關的研究？</p>	<p>河鳥數量在一年中不同季節會上下波動(受繁殖季、幼鳥播遷、年底競爭領域等影響)，也會受前一年有無颱風影響。30 隻是歷年平均值，最高數量則曾經超過 60 隻，但持續的時間很短。建議未來以繁殖領域數量來推算乘載量，繁殖領域數量會受棲地品質和颱風影響，目前七家灣溪最高的繁殖領域數量是 12 對。</p>
<p>6. 水棲昆蟲的部分，2019 年有 70 個分類群，楊平世及謝森和老師之前做的研究是 40 個分類群，但報告書又提及每一個樣站都可以找到 40-50 個分類群，是否可以再說明清楚目前調查成果與以前的差異？例如是因為環境變好，所以生物多樣性變高或是其他因素？</p>	<p>於每一個樣站皆可採集到 40-50 個分類群，而不同樣站環境不盡相同，因此有不同分類群的差別。全部樣站合併計算可達 70 個分類群。</p>
<p>7. 今年 2019 年水棲昆蟲的數量高峰期 1 月和 4 月，2017-2018 年數量高峰期 4 月到 10 月，之前有提及水生昆蟲的高峰期在每年的年初約 1 月的時候，但 2017-2018 年數量高峰期是在 4 月到 10 月，推測可能是極端洪流造成生活史改變的策略，但 2018 年並未有颱風，是否可以更詳細說明原因。</p>	<p>每年年底若有遇颱風或強降雨，則影響隔年年初水生昆蟲數量。2018 年末無颱風或強降雨、又逢暖冬，因此 2019 年初水生昆蟲數量回升。</p>
<p>8. 報告提及 4 月份水質變差可能受櫻花季遊客多之原因。但櫻花季是</p>	<p>一號壩下游四月時中度損害，RBPII 計算時，8 項指標中，由於優勢分類群太</p>

<p>在 2 月，而調查時間在 4 月，以水質來說，如果是 2 月檢測有可能因遊客因素變差，然而水生昆蟲可能會有延遲，是否是受櫻花季影響，請再說明。</p>	<p>優勢、碎食者太少，因此計算出中度損害。</p>
<p>9.水蟲的長期建議部分，將巨石放七家灣溪實際上是不可行！請再提其他經營管理建議，請依規定格式撰寫。</p>	<p>長期性建議：減緩暴增流量及增加鮭魚陸域食餌之土地利用類型。由 10 年以上數據可看出，當流量為常態發生而非突然暴增時，其隔年年初中大型食餌比例會增加，因此土地利用類型考慮以能增加水留存量且不易被洪水移除為主，並達減緩暴增流量之效為佳。如此一來可於暴雨過後，減少對水棲昆蟲群聚之衝擊，植被恢復得以增加此鮭魚陸域補足食餌，及其食物來源獲得維持。</p>
<p>10.兩生類的部分，拆壩後梭德氏赤蛙的密度減少，報告中有比較 2008 年之前，每一年恢復的速度，在 2012 年已經恢復 40%，直到今年已經超過 100%，算是完全恢復，所以可以說是人工干擾之後需要經過 8 年才會恢復嗎？</p>	<p>拆壩時間是梭德氏赤蛙變態成青蛙上到森林的時間，且非蟾蜍生殖季，故對兩生類影響小。蛙及蝌蚪數量變動和每年氣候溫度甚至調查時間都有關，但本年度數量是歷年前幾高，顯示干擾對兩生類長期影響有限。</p>
<p>11.本計畫是屬於委託研究案，有固定的撰寫格式，內容需包含立即可行和長期性建議，請依規定格式撰寫。</p>	<p>遵照辦理，於期末報告中加入。</p>
<p>12.團隊間提出的建議應先討論，以避免意見不一致。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>13.物理棲地報告章節，因報告書是採黑白印刷，建議將圖表現線條顏色改為線條型式變化表示，以利閱讀。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>14.多樣性指標 SIDI 在羅葉尾溪棲地 0.52-0.54 之間，認為棲地是很穩定的，而七家灣溪的各個測站是</p>	<p>該處原義僅就指標數值維持在相對小範圍內而言，由於本年度已改採櫻花鈎吻鮭偏好棲地比率作為標準，SIDI 分析將於期末報告中刪除。</p>

	否屬穩定，請再說明清楚。	
	15.山溝水主要是監測露營區水質，惟在報告書圖表中難以看出往年的變化，露營區完成汙水處理設施後，水質是否有改善？或是仍有不足，需再增加汙水處理措施，請再整理說明。	擬請雪管處協助取得相關設施設置時間、處理容量等資料，再進行評估分析。
	16.報告有提到藻類在一號壩以下有增加，但有勝溪的藻類卻是減少的，是什麼因素造成的呢？請再詳細說明。	藻類生物量取決於流速及日照強度，對照3月份的雨量圖可發現有較大的雨勢，加上有勝溪鬱閉度相對較一號壩高，才會造成此原因。
廖林彥 主任	1. 拆除1號壩後，臺灣白甲魚上溯，從食性及生態位階對鮭魚沒有影響，但共域棲地是否有競爭呢？因為鮭魚會攻擊臺灣白甲魚，為何臺灣白甲魚不離開，是否棲息地太少(深潭太少)？另拆壩後，小臺灣白甲魚是否上溯能成為鮭魚食物？	因目前臺灣櫻花鉤吻鮭未達七家灣溪最高承載量，鮭魚及苦花可利用之棲地仍廣，應不會有共域棲地的競爭。過去所觀察到臺灣櫻花鉤吻鮭驅趕大型臺灣白甲魚的行為，僅發生在接近繁殖季的時間，可能是確保領域的短暫行為，因而不至於使苦花不敢與鮭魚共域而另覓其他棲地。臺灣櫻花鉤吻鮭的主要食餌為水蟲為主，偶有攝食梭德氏赤蛙的記錄，苦花魚苗則較靠岸邊淺灘，鮭魚應難以獵食。
	2. 拆壩的正面，從鳥的觀點，臺灣白甲魚可能成為河鳥的食物。赤蛙呢？	河鳥會捕食梭德氏赤蛙的蝌蚪，但尚未觀察過捕食成蛙。
	3. 極端氣候，都提到極端洪流，當200 cms時有預警作用，那極端乾旱，如何提前作為與因應？	應加強巡守較容易乾涸的河段，避免斷流。同時要監測水文狀況，了解可能斷流情況發生時的流量，藉由監測經常流量的變化來做預警。
	4. 綠蓑鷺非原生、也非保育，肯定會以魚為食，七家灣溪有1-2隻，有無移除的必要性嗎？	不建議移除，1-2隻的食量並不多，移除後可能也還會有其他個體從有勝溪或大甲溪移入。
	5. 遊憩人數對武陵生態系的影響是什麼？水質都會導入汙水處理廠，飯店(三家)亦是。即使處理不完全亦是流到下游去。若有影響，人數不應是影響生	遊憩人數增加，則增加整體環境負荷，包括用水、汙水、廢棄物等等。

	態系的因子。露營區亦放置了獨立化糞池，水處理後排出。	
	6. 武陵農場從早期農業轉型到遊憩，對於露營區山溝水也到導入獨立汙水處理場，但目前數值有點異常。可否有警示數據可提供，另露營區的水質變異與人數，是否有相關？	遊憩人數增加，則增加整體環境負荷，包括用水、汙水、廢棄物等等。擬請雪管處協助取得相關設施設置時間、處理容量、歷年月遊憩人數等資料，再進行評估分析。
	7. 高山溪曾經也以人工方式移除1、2號壩殘材，但是一直未獲很好的效果，請協助提供更具體移除殘材建議。	幾年前高山溪1號殘材壩的移除成效良好，進行非常成功，但目前2號殘材壩的主要殘材非常粗大，建議以公文與林務局溝通，尋求適合的機具以及專業人力來進行殘材切割的工作，藉以於短時間內完成而減少河道干擾。
	8. 系統成熟度應該是一個動態，影響鮭魚族群最大承載量為5,800尾，若未來復育做得更好，是否能再增加鮭魚族群的數量？	主要是要考量整個集水區的基礎生產量，以及鮭魚棲地的大小來評估，這方面的工作通常需要有更長久的研究資料來判斷會比較客觀。
	9. 如何評估“人”的因素，若將來人都遷移，魚數量會增加嗎？	以歷史的角度來看，在大甲溪上游尚未被人們開墾以前，臺灣櫻花鉤吻鮭的數量其實是相當多的，因此未來若人們不再利用此地區，並做好農地回收、造林以及壩體改善等工作，讓其可以恢復歷史上的原貌，如此相信在此地生存的鮭魚一定可以增加。
	10. 是否可以直接用臺灣白甲魚來做研究，以釐清水質狀況對魚是否有影響。	從生態的角度的確是可以看出臺灣白甲魚跟水質有密切的關係，但是由於相關基礎資料仍少，有必要做此方面的研究工作。
	11. 可以用生態補償來進行露營區人數的碳回饋嗎？	目前國內並無相關法規，暫難以執行
楊國華 課長	1. 針對鮭魚數量調查的部分，有提到鳥類的調查和鮭魚的數量變化間之關係，期末報告時請再做整合分析。	遵照辦理。
	2. 目前在七家灣溪的濕地保育利	2018年秋季的確在迎賓橋到繁殖場出現難得一見的鮭魚數量大幅上升之情

	<p>用計畫，有劃定核心保育區，劃設區塊從觀魚臺到武陵吊橋之間，當時是因考量此區塊鮭魚調查數量最多，符合重要棲息環境而劃設，而今天的報告中提到的繁殖場到一號壩之間的鮭魚調查數量反而比觀魚臺到武陵吊橋之間還要多，是否未來在通盤檢討有可能作相對應之劃設管理。</p>	<p>形，應是一號壩改善的正面效益結合棲地回穩、無風災侵襲、高山溪水溫低、食物多等多重效應所產生之現象，但觀魚臺到武陵吊橋之間仍是每年普查鮭魚分布最多的核心區域，在 2018 年秋季仍然是比迎賓橋到繁殖場的區段多的。</p>
	<p>3. 簡報一開始有提到九種鳥類，但後面監測似乎針對黃魚鴉、翠鳥、灰鵲鴿，沒有其他相關的數據。</p>	<p>黃魚鴉行蹤隱密，一般溪流鳥類調查難以發現，翠鳥和灰鵲鴿的數量少，佔溪流鳥的比重很低。</p>
	<p>4. 水質監測報告中建議在人為活動密集區，溪岸邊緩坡回填土適量混摻生質炭材(biochar)，可減緩營養鹽、污染物沖淋入溪，並具提升土壤孔隙之效用。是否有其他相關案例？</p>	<p>Joseph D. Brown, Sr., P.E, 2019 “A Field Study of Biochar Amended Soils: Water Retention and Nutrient Removal from Stormwater Runoff” Funded through the Chesapeake Bay Stewardship Fund by a National Fish and Wildlife Foundation grant. University of Delaware, Department of Civil and Environmental Engineering</p>
<p>胡景程 技士</p>	<p>1. 獼猴掠食河鳥巢，如果需要付出更大的能量，為什麼還要冒險到溪岸掠食河鳥巢，請再詳細說明原因。</p>	<p>河鳥築巢在岩壁上，目標其實很明顯，靠的是陡峭岩壁和下方深潭來阻隔掠食者。倘若被獼猴發現，以獼猴的攀爬能力，要掠食河鳥巢並不困難。</p>
	<p>2. 報告有提到建議在武陵地區設置黃魚鴉的巢箱，也有引用日本相關的案例，然整個武陵地區可承載黃魚鴉對數有多少？如果假設可容納黃魚鴉的生態基礎有限，是否還需要廣設巢箱？或是因為限制黃魚鴉的因</p>	<p>估計七家灣溪(含高山溪)可乘載的黃魚鴉約 3-4 對，有勝溪約 2 對。從過去研究發現，武陵的黃魚鴉巢樹有緊鄰馬路或離溪過遠的問題，受人為干擾的壓力大，顯示溪畔可能缺乏適合巢樹。因為黃魚鴉需要夠大的領域範圍，架設巢箱不一定會增加族群，但可提供更適合繁殖的地點，作為缺乏原始林的棲地補償，而且便於研究監測。</p>

	子是巢洞不足，所以才需要設置巢箱呢？	
	3. 兩生類路殺熱點量有多少是否有統計數據？有助於未來本處在經營管理上交通管制、宣導等等論述上更可合理說服民眾。	目前並無路殺數量的統計數據。本年度會擇期調查在夜間出現時段，以及不同路段路殺數量，提供更具體數據及建議。
伍珍擘 技佐	1. 是否有參考溫度和溶氧的相關性比較？以便於來整合歷年的資料是否有因氣候變遷造成水質變化。	溫度愈高會使溶氧降低，本計畫長期研究顯示，武陵地區水溫隨時間漸增、溶氧漸減。
	2. 水質取樣前是否能夠加入雨量因素、旱季長度進行探討。	由於本計畫經費限制，僅能進行每季一次的採樣，暴雨臨前之採樣分析，始能反應旱季長度之影響。
鄭瑞昌 副處長	1. 七家灣溪生態受颱風、豪雨影響比較大，另一因素為人為因子如農業土地利用與遊客人數，是否可以在期末簡報時，將受人為影響因子納入評估探討。	擬請雪管處協助取得相關設施設置時間、處理容量、歷年月遊憩人數等資料，再進行評估分析。
	2. 本處開口合約是否可以支援處理高山溪二號壩之殘材？	敦請貴處研議
	3. 臺灣櫻花鉤吻鮭在七家灣的最大承載量約 5,800 尾，下限約 2,900 尾，最低約 1,450 尾，有所依據嗎？如果族群數量下降至警戒值應該如何處理？	此方面的評估在最大承載量部分係採取生態系統模擬來估計，下限和最低值則係根據過往二十餘年的統計數值，以較直觀的判斷所提出的建議值。族群數量如果下降到警戒值，則應該檢討這期間的環境因子是否有異常，同時根據過往的建議事項採取因應對策。
	4. 物理棲地報告中有關流量推估結果在數個計畫間之差異產生應預作規劃。	將於期末報告載明分析方法、資料來源及分析範圍等基本條件，以利區分本報告與其它計畫之差異。

	5.山溝水水質最直接反應出露營區狀況，是否可以提供水質警戒值？	可提供各項目之月份盒須圖當作參考，監測有無明顯的水質變化。
	6.新聞稿請朝向較容易引起民眾興趣方向來撰寫。	遵照辦理。
楊模麟 處長	1.每個子計畫會從自己的角度提出建議，惟提供的建議有互相衝突時，應彼此充分討論，提出最適的方案。	遵照辦理。
	2.請提供本處預警機制建立與運作之規劃，如乾旱之水位回報，以利本處經營管理。	乾旱水位可以冬天乾季水位為基準，本計畫將於期末報告中研議規劃
	3.淤積的部分，是否可由衛星影像來比對？	衛星影像可用於判識地表之覆蓋條件(如崩塌地)，然而前、後期比對則可進行覆蓋類型之面積與比例變異。
	4.高山溪二號壩堆積之殘材變高，如果對鮭魚族群有顯著影響，應提供建議處理措施。	因為二號壩堆積之主要殘材相當粗大，且林木為林務局主管權責，建議管理處可以跟林務局商議，並行文至林務局商界專業人力及機具，把二號壩之主要殘材鋸斷，藉以於短時間內完成而減少河道干擾。
	5.請於期末簡報之前，重新回顧檢視，以歸納出短期、中期、長期建議等。	遵照辦理。
謝森和 委員	1.本研究為整合型研究，涵蓋生態系統中物理化學與生物的調查，建議溪流棲地的分類與底質的大小分類與描述，應以物理棲地研究為基礎，且名稱一致。	將以對照表方式於期末報告中呈現。
	2.樣站的分類如農業活動的影響也應以水質監測為依據。	起初調查時為了表達農業活動對水蟲的影響，因此才會將樣站區分為壩體改善及農業活動進行比較。
	3.颱風後將增加一次颱風後採	根據武陵長期生態研究過去的經驗，颱

<p>樣，需考量不同物種的恢復力及洪水強度，以決定颱風後的採樣時間。</p>	<p>風後 1-2 週之第一次監測可以看到颱風影響短期效應，第二次 10 月秋季採樣可以看到颱風影響長期效應，各有不同生態意義。各子計畫協同採樣才能整合分析資料。</p>
<p>4. 魚類調查各樣站的面積為何？以此換算魚類的密度，建議以單位距離數來呈現魚的數目。</p>	<p>魚類調查各樣站皆是以長度 50 公尺的河段來進行調查的，因此單位距離的魚類密度跟所調查到的魚類數目是正相關的。</p>
<p>5. 魚類的調查中之相關分析無法做預測，是否應為回歸分析？</p>	<p>過往是有運用回歸分析來了解鮭魚族群的動態變化，未來如有必要也會進行此方面的分析。</p>
<p>6. 水蟲調查每一站採 6 個樣本，是合併計算，還是分開計算？</p>	<p>本研究採合併計算。</p>
<p>7. 三種石蠶蛾的生活史資料為何？若不知其生活史，作任何的推論要非常小心。</p>	<p>依據生物學基本概念，推測體型大者生活史長。因而做此假設來進行流量與三種石蠶蛾的相關分析。確切生活史待探討。</p>
<p>8. MDS 軸 1 與軸 2 分別代表什麼意義？解釋資料多少變異？</p>	<p>MDS 軸 1 時間；軸 2 地點。 解釋資料多少變異：stress 接近 0.2，整體可信，細節可能有誤，所用 MDS 為非尺度分析無法以百分比來呈現解釋變異。</p>
<p>9. 水蟲多樣性指數、RBPII 等指數可能因地而異，且這些指數對環境因子的反應可能非線性？</p>	<p>同意，未來會使用機器學習來關聯還舊變化。</p>
<p>10. 魚類調查、鳥類調查與兩棲類調查的捕捉率為何？</p>	<p>魚類調查是以肉眼計數河段中所有的魚，所以並沒有捕捉率可以計算。鳥類調查是以望遠鏡目視觀察計數，另外在繁殖季於巢中繫放幼鳥，故無需計算捕捉率。兩生類成體的調查均未標記個體，無法計算捕捉率。因為蝌蚪會活動，無法在單位面積內圈住所有個體，因此蝌蚪採樣使用 D 型網穿越河道一趟，計算其數量。</p>
<p>11. Fig 1.9 右邊應加入左邊的圖，在極端洪水的情形下，不會有</p>	<p>文中有提及，當流況變動大時，藻類生物量變少，造成食物網內生物量減少，</p>

	物種間的競爭嗎？	物種間對資源的競爭會增加。
楊正雄 委員	<p>1.目前研究成果(例如：粒徑大於25cm以上大石頭比例與幼魚族群關係，或是大型食餌比例對於鮭魚或河烏食物的關鍵，或是附生藻類(綠藻)的比例>30%代表水質條件不佳等)，在其他櫻花鉤吻鮭生態復育策略的應用性是否可以推廣，如果可以的話，建議或許可以使用在(1)目前臺灣櫻花鉤吻鮭復育溪流選擇的棲地環境評估之用。(2)有勝溪上游(羅葉尾溪)與下游匯流點鮭魚廊道建立的可行性等。</p>	<p>食物雖然對於鮭魚的族群數量有相當重要的關係，但是復育溪流河段的棲地環境評估還有其他諸如避難所、繁殖場等等條件，而族群間的生態廊道更重要的條件可能是水文和水質(譬如水溫)，因此復育工作可能需要多面向的考量。</p>
	<p>2.臺灣櫻花鉤吻鮭各項保育工作推動多年，武陵的整合性研究在各項經費人力受限下，個人覺得目前成果斐然。但在大眾認知中仍少有推廣，比不上其他實際作為(例如造林或是人工放流等)，知識性轉換的隔橫可能是最大的原因。因為長期監測工作的推動需要更多官方與學者和民眾的支持，因此建議將整合性研究中重要成果(例如河烏為 keystone species 的結論，或是獼猴對河烏危害等)以科普解說方式帶入。此部分可以由解說課或找專人與研究團隊老師合作以生態系統介紹的方式切入，作為未來經營管理(政策說明)、生態觀光與解說教育的媒體素材等。人員可以包含管理處自己的所有志工，場域上則可以先以臺灣櫻花鉤吻鮭復育中心作為推動據點(每年參觀人</p>	<p>感謝委員提供建議，科普解說此一方面的轉化則需要更多人力的參與，相信本研究團隊樂於提供支援，配合管理處規畫辦理。</p>

<p>數可觀，且有現場感)。</p>	
<p>3.表 1-8 族群復育指標，族群數量與年齡結構等應該是分別的，但目前排版方式容易誤導讓人以為有連帶關係(亦即同時要滿足數量和結構的標準才是最佳或最差等)，因為此為重要結論，可能會被其他報告引用或使用，建議修正避免誤導。</p>	<p>感謝委員建議，會於期末報告進行修正。</p>
<p>4. eDNA 目前的測試結果，雖然在量的估計上有不夠準確之處，但至少已經可以偵測到臺灣櫻花鉤吻鮭的存在。建議管理處可以使用在以往放流河段，在其調查不易，偵測率也低的情況下，幫助確認鮭魚是否仍存活在該區域。</p>	<p>感謝委員鼓勵，將會持續監測並改善 eDNA 之準確度，使其更具參考性。</p>
<p>5. p.1-28 中提到本區藻類可以分成四個季節，其中 10、11、12 三個月份接連代表三次組成變動，對照以往水溫與流量關係，剛好也是變動最為激烈的時期。或許監測時可以以此三個月份為主要的監測時期。</p>	<p>感謝委員建議，但受限於計畫時程，無法完整調查全年資料，若往後還有合作，會再與管理站討論如何因應。</p>
<p>6.高山溪的殘材壩目前觀察已經影響到高山溪二號破壩以上的鮭魚族群，而建議應該或必須處理，目前建議方式皆為人工伐除或移除(物理棲地與鮭魚族群都有提出)。但以往在管理站的經驗，此方法耗費人力且具危險性，在管理角度上非重機械很難進行。有鑑於此區域(或是各破壩)經常性發生殘材壩體，頻率約在 3-5 年間，個人認為之前拆壩時，保留壩基過寬，</p>	<p>建議如同壩體改善時之方式，利用小型挖土機進行挖除，藉以於短時間內完成而減少河道干擾。</p>

<p>導致目前壩體開口過小，因此容易在關鍵段(壩體地點通常在谷口，本來就是最狹窄之處)發生堆積，是否考慮一次性以重機械選擇在合適時機點增加開口方式辦理？</p>	
<p>7. 露營區旁山溝水質不佳，是否可尋覓更上游一個未受污染的地點採樣作為基準點。七卡步道路上的水源應該與此山溝是同個水源，路邊有兩個地點可以採樣。或許也可以釐清是否七卡山莊開始就已經帶有高濃度硝酸鹽進入。</p>	<p>已於今年七月份採樣工作中，增設七卡步道水源之採樣分析。</p>
<p>8. 目前報告書黑白呈現，無法閱讀太複雜或是沒有色彩的圖形，建議都以盒鬚圖分析圖呈現即可，更為清楚直觀。</p>	<p>水質研究報告之圖形後續將以盒鬚圖為主要呈現方式。其餘因各生物調查資料相差甚遠，難以一致之表格呈現，會儘量依委員之建議做更改。</p>
<p>9. 表 4-2 歐盟建議鮭魚水質標準中似乎沒有硝酸鹽，請問是否有魚類的上限範圍數值？有勝溪測站今年硝酸鹽最高，達 6.7，是否與羅葉尾溪族群無法擴散至有勝溪會有關連性？</p>	<p>歐盟建議總氮濃度，可部分解釋硝酸鹽氮仍對水質有相當程度之影響。</p>
<p>10. RBPII 分析包含 8 種次指標，屬於複合性指標，並且是量化級分數相加而得？有關於調查流域範圍內大多被評定為無損，僅少數區域歸屬在中度損害，建議可以清查其各次指標的項目，釐清是哪些項目影響其總和分數。可作為未來的參考。</p>	<p>同意。未來會呈現細項。</p>
<p>11. 指標物種提到的三種石蠶蛾，如果要作為指標的話，是否有建議的調查頻度或樣站規劃。如果可以先量化，未來就可以直接採用。另</p>	<p>目前僅探討極端洪流對三種石蠶蛾之影響，對於是否可作為指標物種仍需進一步研究。 Stenopsyche sp. 較為保守，一律都用 Stenopsyche sp.，報告會再進行修正。</p>

<p>Stenopsyche mamorata 斑紋角石蛾在名錄上註記為 Stenopsyche sp.，是否為不同種類或是註記方式不同而已？</p>	
<p>12. 鮭魚和白甲魚族群數量與分布之間的關係一直受到關注。表 6-1(p.6-41)中，在 2 月調查時通常會因低溫少見到臺灣白甲魚個體，例如有勝溪的調查就符合這樣的狀況，但今年 2 月在二號壩難得發現不少數量，此點需要特別注意。雖然因為沒有環境資料比對發生什麼狀況，但可能猜測或許與其左岸的支流匯入是否有關？</p>	<p>在 2011 年一號壩壩體改善之後，二號壩樣站就開始有臺灣白甲魚記錄，由圖 6-5 可見 2012 年 2 月為 12 尾，2013 年 2 月為 28 尾，2014~2017 年未有固定樣站之調查研究計畫，2018 年 2 月為 26 尾，2019 年 2 月為 30 尾，所以其實 2 月的調查數據變化並沒有太大。</p>
<p>13. 鳥類成果中有提到影片拍攝的建議，也建議可將目前成果以解說教育型式推動，例如此地區的河鳥十分常見，相對臺灣其他地方卻十分少見，又例如小剪尾是外國人專程來臺灣賞鳥旅客的目標物種，但在臺灣其他地方常不穩定出現，武陵地區在 11-12 月時有 6-12 尾的數量，可成為吸引人(無論是臺灣或是外國遊客)注目或是導覽的重要目標種類。建議可以選擇合適點位建立或提供賞鳥地圖(合適的時間)，吸引更多人關注此地的溪流環境。</p>	<p>配合管理處的規畫辦理。</p>
<p>14. 黃魚鴉巢箱的構想，日本經驗中因為巢箱設置數量增加狀況如何？是否其原因也有餵食的成分在內？臺灣黃魚鴉以往都在非樹洞環境築巢，是否真的合適？建議仔細評估。</p>	<p>1. 日本北海道因為棲地開發，原始森林大量消失，毛腿魚鴉失去可築巢的大樹，從原本的遍布北海道變成僅剩小區域分布，數量一度少於 80 隻。在廣設巢箱之後，毛腿魚鴉的數量目前已上升到 150 隻左右，有 8 成族群依靠巢箱繁殖。 2. 日本對毛腿魚鴉的餵食是在魚類資源</p>

	<p>缺乏的地方進行，武陵地區魚類和其他水生生物豐富，應沒有缺乏食物問題。</p> <p>3.武陵地區以往發現的3處黃魚鵝巢樹都是大樹樹洞，但是有緊鄰馬路或離溪過遠的情況，顯示溪畔可能缺乏適合繁殖的巢樹。過去在低海拔地區曾紀錄黃魚鵝以崖薑蕨為巢，但武陵地區缺乏大型樹生蕨類，應該都是以樹洞為主。</p>
<p>15.兩棲類因應路殺的管理建議，是否有實際觀察資料顯示其數量與性別等？如果要管制的話，不建議採用整個上半夜人力管制，因為武陵路平時車流量小，最大車流量為露營區遊客來往場部(南谷區域)的車流量，因此可在特定時間(假日前後)針對富野遊客以解說教育宣導的方式進行，或許效果會更好。</p>	<p>目前並無路殺數量的統計數據。本年度會擇期調查在夜間出現時段，以及不同路段路殺數量，提供更具體數據及建議。</p>
<p>16.資料集除了點位資料之外，目前本計畫中的各子計畫都已是使用固定調查方法(自2004年以來)、頻度與目的的方式進行監測，因此建議在資料呈現上可以使用以往常用的點位型資料型態(Occurrence data)之外，也考慮使用「事件型資料(Sampling-event data)」敘明。</p>	<p>目前資料庫已有部分包含事件型資料格式，當初資料庫設計之目的是為了結合環境狀態與生物調查資料，提供研究團隊後續資料整合之應用。</p>
<p>1.拆壩之影響宜區分施工期環境干擾及施工後碰到極端事件之影響，應有遲滯時間之合理說明，並提出拆壩後續之保育管理對策。</p>	<p>拆壩之生態短期影響(2.5年內)在2011~2013年之武陵長期生態研究已有詳細記錄，並有SCI期刊論文發表(Chang et al. 2017 Aquatic Sciences)。今年研究重點在於探討拆壩之生態長期影響(8年)，並提出後續拆之保育管理策略。</p>
<p>2. p.6-32 Y型封閉式河段(未拆壩區位)歷年臺灣櫻花鉤吻鮭族群變</p>	<p>在水溫以及棲地狀況好的河段，雖然鮭魚仍能在該河段繁殖，但若此河段的鮭</p>

林昭遠
委員

<p>化與整個武陵地區歷年數量相比，有顯著正相關，是否意謂壩對鮭魚之生育地影響不大。</p>	<p>魚被大水沖到壩下，便無法回到其生育地以傳宗接代，另外過於破碎的棲地也會造成基因多樣性的降低，因此壩體的存在對鮭魚之生育地還是有不少負面影響存在。</p>
<p>3. 臺灣櫻花鉤吻鮭受颱風豪雨影響極大，賀伯颱風損失達 1/3。2011 年 5 月拆壩，碰到 2012 年蘇拉颱風損失達 2/3，而 2005 年之最大暴雨災情未如此嚴重，是否為拆壩造成之後遺症。</p>	<p>2012 年 8 月的蘇拉颱風的降雨為武陵地區帶來相當大的洪水事件，大多數河道因風災洪水沖刷或泥沙淤積而改觀，鮭魚族群數量也受到衝擊而減少約 1/3。由於蘇拉颱風影響，使得武陵地區七家灣溪河床已變的相當不穩定，再經歷 2013 年 7 月的蘇力颱風，造成河道的側向侵蝕與崩塌，使棲地環境改變甚大，多數深潭與峽谷地形被填滿，2013 年秋季普查結果顯示臺灣櫻花鉤吻鮭族群數量跟颱風前相比減少了約 2/3，並非為拆壩造成之後遺症。</p>
<p>4. 若以拆壩可增加上游段的魚類資源，對上游的食魚性鳥類將有正面助益之說明，那對鮭魚而言是否為負面結果？</p>	<p>拆壩可增加上游段的魚類資源，並增加其基因多樣性，此對臺灣櫻花鉤吻鮭而言為正面效益。魚類跟鳥類原本就是食物鏈上的關係，完整的溪流生態系應包含生產者(藻類)、初級消費者(魚類)、次級消費者(鳥類)，在原本沒有魚的溪段引進鮭魚，將會對上一層的鳥類有益，也使整個生態系更完整，故鳥類捕食魚類是正常現象，應不至於有負面影響。</p>
<p>5.p.5-43~45 各圖中之 R2 過低解釋率<20%，模式有待探討說明。</p>	<p>此三張圖皆依據流量探討與三種石蠶蛾的影響，結果顯示流量會影響石蠶蛾但並非主要影響之因素。</p>
<p>6. 生態系統評估及保育對策研議，宜有熱點區位之篩選及其對應之策略說明。</p>	<p>於整合計畫中提及，若在最小人力、物力的限制下，可於 2 號壩至 3 號壩間以及 5 號壩及 6 號壩間，進行河段評估而快速了解整體河段族群狀況。</p>
<p>7. 宜根據指標物種對超出環境容受性之適宜範圍，提出具體之對策說明。</p>	<p>本研究期中報告已根據武陵長期生態研究初步提出指標生物之容忍門檻值及恢復時間，希望能在夏天颱風洪水後進一步驗證。</p>

<p>8.以陸源物質傳輸觀念，監測點位所獲之資料多為非點源污染，宜以遙聯結及遙藕合之概念找出點源及其傳輸路徑，方能真找到熱點區位，並提出保育對策。</p>	<p>山溝水之營養鹽點源污染經過多年武陵長期生態研究已確認，並已提出復育策略。持續監測之目的也在找出是否還有其他可能污染源。</p>
<p>9.水質分析 NO₃--N 及 NO₂- -N，表、圖及內文說明之單位不同，內文及圖之單位宜再檢核修正。</p>	<p>將於期末報告統一單位之表示方式。</p>
<p>10.有關保育對策人類干擾(參與)之樣態及幅度宜有定位說明。</p>	<p>人類介入拆壩干擾之目的在於協助櫻花鉤吻鮭提升未來颱風洪水因氣候變遷增強之抵抗力，否則根據族群模式估算櫻花鉤吻鮭族群數量可能很快因人為築壩阻絕鮭魚回歸上游而滅絕。</p>

「武陵地區溪流生態系評估與保育對策研議」

期末審查會議委員意見回覆表

壹、會議時間：108 年 12 月 9 日(一)上午 10 時 30 分

貳、會議地點：本處第一會議室

參、主席：楊處長模麟

記錄：黃奕絲 技士

委員	審查意見	回覆與辦理情形
謝森和 委員	1. 物理棲地研究子計畫請提出與其他研究一樣的樣區地圖，並標記樣站位置。	遵照辦理，修正後如圖 3-5 所示。
	2. 圖 3-12~3-19 各樣站河道縱向高程剖面圖，X 軸及 Y 軸的單位為何？X 軸的數值是否可以代表河道的長度？因該數值會涉及坡度等，進而影響流速、底質等，請再說明。	河道縱向高程剖面圖之 X 軸表示與相對起點的距離而其單位為公尺，Y 軸則為海拔高程而其單位亦是公尺。各站所取觀測範圍視其環境狀況而決定所對應之代表河段。已針對各圖進行修正。
	3. 加權粒徑如何計算？	加權粒徑 $\sum di * \%i$ ，係將各級礫石的粒徑 di 乘以所占百分比 $\%i$ 後，再予以累加所得之粒徑。相關文字修正於 P.3-11。
	4. 每一樣站河段長度為何？	各站代表河段長短不一，係依環境狀況決定；然而，各樣區之底質及物理棲地資料，則皆是由一百公尺內六條穿越線所獲數據計算而得。
	5. 在魚類調查方面，因在文章中談到許多的壩，但未在圖中標示(如第 4、5、6 號壩)。	武陵地區壩體位置標示於資料整合章節圖 1-12 中。
	6. 圖 6-13 呈現鮭魚在七家灣溪下、中、上游及高山溪河段的族群百分比，若以單位面積或單位河段表示則可能有不同的結果。	此圖所呈現的是各壩體分段間的魚類數量比例，以供國家公園訂定保育策略參考之用。若以今年秋季普查數據來看單位長度河段的魚群密度，則迎賓橋~一號壩下游河段由於沒有一號壩的阻隔，秋季出現較多鮭魚，密度約為 584 尾/km，一號壩~三號壩中游河段原本就魚多密度高，約為 542 尾/km，顯見一號壩改

		善後成效卓越。四號壩~六號壩以及桃山北溪的上游河段由於受到三、四號壩的阻隔，以及桃山北溪壩體的阻隔，密度約為 244 尾/km，高山溪支流河段由於受到高山溪二號殘材壩影響，密度約為 130 尾/km。
7.	圖 6-14 可用簡單迴歸分析建立： $\log(\text{全河段數量})=a+b \log(\text{模式河段數量})$ 模式。	圖 6-14 中縱座標為全河段的數量取自然對數，橫坐標為模式河段的數量取自然對數。如果散佈圖上的點越集中於一條線則表示相關性越高，反之，越分散則相關性越低。
8.	水質監測建議回顧武陵地區的地質結構、岩石化學組成，以反應武陵地區溪流的天然水質。	雪霸國家公園的地質大多屬於板岩、砂岩與頁岩，其組成主要為粘土、石英及長石等礦物，二氧化矽佔其主要成分，因而溪流內矽酸鹽的來源應與地質相關。
9.	水質資料需要進一步做統計分析，如水質的長期趨勢分析，另外以統計分析比較拆壩前後之差異。	拆壩前後各測站溶氧變化已利用統計盒鬚圖比較表示，並於報告 P.4-15~4-18 討論長期變化與拆壩前後之差異。
10.	昆蟲研究之底質石大小與棲地類型建議參考表 3-1 與表 3-2。	遵照辦理。修改見報告書 P.5-10。
11.	水棲昆蟲棲地評比以樣站 8 高山溪為參考站之理由為何？	由於當初調查並無前人設立，因此依現地情況挑選最接近原始狀態且不易受人為干擾之樣站作為參考測站。且有長期資料佐證可以樣站 8 高山溪為參考站。
12.	水蟲生物量利用 $B_i = \sum_j W_{ij} \times N_{ij}$ 測量，無法反應出真正的生物量。	感謝委員建議，雖然推算出來的生物量可能無法反應出真正的生物量，但與圖 5-2 密度變化、圖 5-3 大型食餌變化趨勢相同，仍有一定參考價值。
13.	MDS 分析之軸 1 及軸 2 分別代表什麼環境梯度？	軸 1 時間變異，軸 2 空間變異。只是要看年度變化。與環境因子有關的部分，不是原來目的，且要深入進行有相對應的統計分析。
14.	鳥類調查時間為 1、3、4、7、8、10 月，圖 8-5,7,9,11 其他月份資料來自哪裏？圖中垂	鳥類數量的月份變化，資料來自 2003-2019 年的平均值，圖中的誤差線代表 SD。

	直線代表什麼？	
	15. 請描述河烏食性調查法？	本年度(2019 年)因無適當巢位可供觀測，故未進行食性調查。過去曾利用巢位觀測法和排遺分析法，成果皆已發表。
	16. 藻類研究過程中是否有同時測量環境因子，如有請描述於報告中。	藻類研究同時收集的環境因子，描述於 p.2-11 中。
	17. 表 2-3 至表 2-7 黑色圓圈代表什麼？這些表只有矽藻的資料，其他藻類的資料呢？	黑色圓圈表示存在此藻種，會於報告書中加以說明。藻類鑑定為額外增加的內容，目前只針對矽藻做進一步的鑑定。
	18. 最近這幾年綠藻有增加的趨勢，除了上游的樣站較不受人為活動的影響外，下游的樣站則明顯受影響，可否與水質資料做整合分析。	與水質研究團隊討論過，確實近年來水中 NO ₃ 有增高的趨勢，為綠藻增加的原因之一，但主要原因還是雨量太少造成。
	19. 兩棲類研究中梭德氏赤蛙食性分析中 n=3 應不具代表性。	食性分析中拆壩前的樣本缺乏，所以僅對 2011 和 2019 的一號壩上游及繁殖場做初步的腸道內含物多樣性分析，腸道藻類有近 300 筆數據進行分析，詳細方法請見報告書中研究方法及表 7-5。
	20. 資料整合所使用的統計方法或模式需做詳細說明，尤其模式中所以使用參數如何得到亦需說明之。	遵照辦理，已補充於期末報告書中。
林昭遠 委員	1. 建議利用相同圖資加值利用建立物理棲地變遷模式，量化分析指標魚種之事宜棲地環境。	根據本團隊過去研究成果，與櫻花鉤吻鮭族群數量較有關連之物理棲地參數為深潭或小型礫石以上底質之棲地百分比，故歷年溪流環境之相關比較亦以此二指標進行分析。
	2. 拆壩效益宜採拆壩前後物理棲地變遷對指標魚種族群消長進行量化評估其效益。	承前回覆意見所述，壩體改善之棲地影響量化評估如圖 3-51 所示，相關說明如 P.3-11 至 P.3-12。
	3. 各子計畫間宜有跨域整合之成果產出。	感謝委員建議，武陵研究團隊於研究期間已整合累積至少 37 篇 SCI 期刊論文及 28 篇國內其他優良期刊論文。
	4. 魚類研究宜提出拆壩前之調整數據，俾供了解拆壩前後之族群變化。	圖 6-2~圖 6-12 皆包含有拆壩前之調查歷史數據。

	<p>5. 魚類族群之消長與棲地變遷關係甚大，除了壩體阻隔外，宜有建壩造成棲地變化之影響論述。</p>	<p>壩體阻隔主要為阻斷魚類上溯以及基因交流的生態廊道，且壩體附近的微棲地隨著時間的變化也較小。因此建壩造成的魚類族群負面影響是成魚無法上溯到較上游的產卵場繁殖，過於破碎的棲地也會造成基因多樣性的降低，同時被困在下游高水溫的族群則成為死族群，造成魚類族群遭受大型風災水災之後的復原力較為緩慢。</p>
	<p>6. 生態資料庫建構時間為 2004 年，建議各子計畫宜善用資料庫，提出加值利用之研究成果。</p>	<p>感謝委員建議。</p>
<p>楊正雄 委員</p>	<p>1. 表面流速推算通量流速/流量的計算基準，此推算法是否有與其他方法比較？差異多少？</p>	<p>若需要將河川表面流速轉換成平均流速時，表面流速修正係數約等於 0.85，相關說明及文獻引用已補充於 P.3-7。</p>
	<p>2. 福錄數(Fr)對應水深/流速數值，是否完全對應。若不是，則在簡報中的表應該要修正，與表 3-2 不同。</p>	<p>遵照辦理，其對應關係應如表 3-2 所示。</p>
	<p>3. 研究成果中底質比例取得方式是否可再詳述。因為章節中有用加權粒徑與流量比較的分析，是否加權粒徑與 D50 意義相同？以及目前這類棲地底質調查方法是否可作為 D50 的計算基礎？</p>	<p>各樣區之底質及物理棲地資料，皆由一百公尺內共六條穿越線所獲 18 組數據計算而得。加權粒徑與 D50 意義雖不相同，但皆可視為各樣區之底質特徵；本研究並無河床質採樣及粒徑分布曲線分析，故無 D50。</p>
	<p>4. 殘材壩本計畫建議先處理土砂再處理木材的話，如果這樣是必要措施的話，有鑑於此區域(或是各破壩)經常性發生殘材壩體，頻率約在 3-5 年間，個人認為之前拆壩時，保留壩基過寬，導致目前壩體開口過小，因此容易在關鍵段(壩體地點通常在谷口，本來就是最狹窄之處)發生堆積，可考慮直接以機器性方式將壩體開口增加</p>	<p>若避免後續殘材堆積，高山溪二號壩應可將所餘壩體移除，但仍需考量河道環境變動等因素之綜合影響，故建議進一步分析後實施。</p>

	(將壩基/側壩)完全拆除。	
	5. 結論中建議族群穩定結構，與(調查)季節會有關係。建議應註明適用的月份(或是時間)作為參考。建議水溫數值/地點，應也有季節(或月份)的差異，建議也應註記。	建議的魚類調查季節以歷年資料以及水況的經驗來看，建議以秋季調查來看為佳。同時秋季數據也可反映若有風災水災後的族群關係，可較早知道警訊。
	6. 結論中以模式河段估計總數量建議，因牽涉到未來監測系統 SOP 的一致以及調查工作的延續，建議是否可以再釐清(1)不同情境(最佳/雙河段最佳/短距離最佳)之間的差異，因其中各情境討論有重複河段，是否取交集狀況即為最佳方式之類？(2)各河段區分依據，因目前 Dam5 和 Dam2/2 副以及 Dam1 都已經不是阻隔，若各獨立河段的比較為重要基礎，則在分析上應該要考慮是否改以 Dam4-6 以及高山溪匯流點至-Dam3 這樣的型式敘述會比較好。(3)在調查方法與努力量的敘述上，建議更加清楚，例如，建議全河段調查應完成的週期或是避免事項(例如不有洪水事件等)，以便建立監測 SOP 的一致性。	(1) 建議未來如果在經費與狀況允許的情況下，能至少對兩個河段做調查，讓預測的結果能夠更接近實際情況。理想的模式河段可以選擇五號壩至六號壩以及二號壩至三號壩，前者對於總數的相關性較高，後者對於各齡級數量的相關性較高，且兩河段各屬上游與中游，不同的環境狀況可以提供互補的資訊讓預測能力更佳。 (2) 目前研究仍採用往年的分段法來計數鮭魚數量，是為了能夠整合二十年來的數據，一號壩上下游分開看也能得知一號壩改善後所造成的效益，比方說近兩年秋季下游鮭魚數量增加便是其一。 (3) 遵照辦理。
	7. 放流建議中目前建議在未來氣候變遷壓力下，以採捕搬運的方式針對上游族群進行補充與復育。建議(1)可以訂立啟動時機(例如上游特定族群數量低於多少或是特殊事件之後?)。(2)亦可將高山溪上游納入，(3)可與目前鮭魚復育中心操作方式結合，野外捕獲成魚個體在人工復育完成未死亡的個體，	(1) 目前調查數據顯示四號壩以上以及高山溪二號壩以上的族群數量明顯受到影響，建議即刻啟動辦理。 (2) 高山溪二號殘材壩建議即刻處理，若處理完成生態廊道暢通後，則高山溪應觀察鮭魚是否有上溯，再考慮採捕搬運補充族群數量。 (3) 此建議可供雪霸國家公園做為復育計畫的參考。

<p>就可以當作是補充的上游復育族群。可以減少對野外族群捕獲壓力。</p>	
<p>8. XML 格式與 JSON 格式儲存介面問題，建議再做說明釐清，以及預估可能需要的經費，讓管理單位可做期程/經費預先考量。</p>	<p>謝謝委員建議。兩種格式的差異主要在於傳輸資料量，以及介接的便利性，JSON 是現今系統普遍使用的格式。提出此中長期建議主要著眼在未來系統是否更常、更大量的使用，以及是否必須與研究人員的資料管理流程介接。一般而言若是系統必須更新以提供 JSON 格式，則需另以開發經費支應，費用約在 150k 之譜。</p>
<p>9. 拆壩前後溶氧(DO)比較，在報告中圖 4-73 與 ppt 簡報似乎有所不同。</p>	<p>報告圖誤植，已修正如修正版報告 P.4-80，圖 4-73。</p>
<p>10. 七卡水源採樣位置以及七卡採樣與露營區山溝水質比較結果，並未放在報告中。此為重要管理依據，建議請補上。</p>	<p>已將七卡水源採樣分析結果補充於報告 P.4-33~4-34，表 4-8 內。</p>
<p>11. 魚類水體標準制訂的原因為何？鮭魚水質標準目前建議參考歐盟標準。想請問是否有美國/加拿大/或是日本的標準？以及是否有其他淡水魚類的水質標準可供參考。</p>	<p>主要是因為就現有可蒐集之資料，僅有歐盟訂定鮭魚生存溪流水質標準，其他國家或地區尚未訂定。</p>
<p>12. 因應路殺的管理建議，實際觀察資料(數量與性別)可作為經營管理參考。如果要管制的話，不建議採用整個上半夜人力管制，因為武陵路平時車流量小，潛在造成路殺的都為住宿旅客，因此建議宣導可將重點放在住宿區(露營區/武陵賓館/武陵富野/武陵山莊)及收費站，會以單純設立告示牌果效更好且更為持續。</p>	<p>會議中委員提及可將宣導重點放在住宿區(露營區/武陵賓館/武陵富野/武陵山莊)及收費站，並以宣導手冊及解說方式進行，團隊認為是很好的方式，會將路殺調查的建議做更改。</p>
<p>13. 大型食餌的比重在鮭魚生活史中，那個時期(幼魚/成魚，或</p>	<p>依據過去研究結果，颱風後水蟲密度受流量影響，適逢鮭魚繁殖季，進而影響</p>

<p>是那個月份)最為重要？</p>	<p>鮭魚族群。至於對幼魚或成魚哪個影響較大需進一步研究，由於此為另一議題，因此無法針對此議題給予具體回應。</p>
<p>14. 大型食餌拆壩後回復期約 4 年的結論(P5-24)，個人覺得是未來經營管理判斷的重要結論，建議納入在圖 1-8 中及結論建議中。</p>	<p>感謝委員建議，但圖 1-8 中是指壩體拆除會對各群集負面直接影響，文中也有提及拆壩後五年連續監測發現，水棲昆蟲的多樣性波動範圍已逐漸縮小，顯示逐漸有回穩之趨勢。拆壩後雖然水棲昆蟲可以在短時間內透過生態功能轉換的方式恢復，並維持生態功能正常，但是拆壩的後續影響時間仍需要持續監測。</p>
<p>15. 鳥類研究中有依據物理棲地子計畫所測量之棲地數據重新進行溪流型態整合分析，是否物理棲地子計畫統計之數據能夠完全轉換成溪流型態之分類依據？</p>	<p>鳥類計畫是利用物理棲地測量的原始資料(河寬、底質和水深)，依照河鳥習性重新進行棲地分類，轉換上無問題。</p>
<p>16. 黃魚鴉巢箱設置樂觀其成，如果可以成為研究與環教熱點，十分期待。</p>	<p>感謝委員肯定，將持續監測。</p>
<p>17. 附生藻類 Chla 歷年變化中，有勝溪測站 2018-2019 是明顯變化(變小)，應該與有勝溪農地回收有關。但 2006-2013 之間，在 2011 有特別高值，以及 2009 年明顯低值，可能當時是否有什麼事件影響？</p>	<p>附生藻主要的變動主要還是受到雨量影響，2011 年及 2009 年的變動都受到是否有颱風所造成。</p>
<p>18. 拆壩建議事項中建議增加(1)目前建議中有特定類群(兩棲類/鳥類)對於拆壩時間的建議，若各類群都有時間建議，建議可以彙整成一個總表呈現。以及應考量水文狀況。(2)上下游拆壩的考量是否有不同？因之前 Dam1 拆除時間為 5 月，主管機關最後決定因素為何，是否生物性因素為主要考量，如果比照當時狀況也決</p>	<p>2011 年拆除一號壩時間為五月底，剛好是介於鳥類繁殖季的尾聲，兩生類也變態上岸之間點。若要在拆除一個壩體，也建議仿照這時間點為優先。當初在評估拆除一號壩壩體時間也經過嚴謹評估後決議。</p>

	<p>定在 5 月是否適合？ (3)另拆壩的建議，評估中建議也應加入桃山北溪的 Dam1，亦應將自然落差也納入考量，例如 Dam3 本身的岩盤落差，即便 Dam3 拆除，仍有不可跨越之落差存在。</p>	
	<p>19. 高山溪殘材壩處理因目前建議處理方式並非一次性的方案，建議在考量對族群長期穩定以及環境衝擊許可的前提下，是否可將高山溪 Dam1 與 Dam2 殘壩壩基與側壩拆除納入作為解決方案之一。</p>	<p>若避免後續殘材堆積，高山溪二號壩應可將所餘壩體移除，但仍需考量河道環境變動等因素之綜合影響，故建議進一步分析後實施。</p>
	<p>20. 部分圖表(圖 1-4/圖 1-5 等)仍有臺灣鈎吻鮭 / 鈎吻鮭 / <i>Oncorhynchus formosanus</i>/ 這樣的使用狀況，建議為了避免引起爭議，仍請全數修正為一致用語。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>黃奕絲 技士</p>	<p>1. 報告書 p.1-79 圖 1-3 武陵長期生態監測共同測站的地圖，建議增加標註 1 至 6 號壩的位置。</p>	<p>遵照辦理。</p>
	<p>2. 有關資料庫之資料授權部份，請再清楚說明。</p>	<p>資料的授權需要管理處與研究人員達成共識，建議至少上個階段以前已經發表文章的資料，可按照大部分 GBIF 的資料以 CC-BY 授權開放，亦即「允許使用者重製、散布、傳輸以及修改著作(包括商業性利用)，惟使用時必須按照著作人或授權人所指定的方式，表彰其姓名」。</p>
	<p>3. 報告書 p.7-14 建議可在武陵地區梭德氏赤蛙(9-11 月)與盤古蟾蜍(1-4 月)的生殖高峰期，於路殺尖峰時段(18:30-21:30)進行交通管制，以降低路殺事件發生率。惟全年交通管制含括</p>	<p>會議中委員提及可將宣導重點放在住宿區(露營區/武陵賓館/武陵富野/武陵山莊)及收費站，並以宣導手冊及解說方式進行，團隊認為是很好的方式，會將路殺調查的建議做更改。</p>

	7 個月，在執行上恐有難度。	
	4. 報告書 p.8-2 三、重要發現 5. 近年有勝溪的河烏數量下降幅度大且恢復慢，可能是河烏會優先往七家灣溪尋找繁殖棲地，有勝溪雖然棲地品質較差，但卻是洪水期間七家灣溪河烏的避難所。請修正，使語句更為流暢。	已修正為： 5. 過往有勝溪雖然棲地品質較差，卻是洪水期間七家灣溪河烏的避難所，惟近年來有勝溪的河烏數量下降幅度大且恢復慢，可能是河烏會優先往棲地品質較高的七家灣溪尋找繁殖棲地。
	5. 報告書 p.1-54 及 7-7 排版編號格式及引用文獻缺漏之部份，請修正。	遵照辦理。
于淑芬 課長	1. 有關棲地底質部分，葉老師的研究中發現 2019 年羅葉尾溪的大石頭變少，是什麼原因造成，請再於報告書中敘明。	巨石減少通常為細質顆粒所掩蔽，然對照 2019 年降雨量充足，故並非前述原因所致，本團隊將持續觀測以確認其原因。
	2. 臺灣白甲魚拆壩前 1 號壩上游，之前的調查數量都很少，尤其在觀魚臺。繁殖場在 2011 年拆壩前調查到最多是 68 尾，2012 年拆壩後是 91 尾，2019 年最多大約 71 尾。觀魚臺的部份，2012 年調查到最多大約 11 尾，2011 年以前拆壩前最多大約 16 尾，2019 年拆壩後最多大約 32 尾，似乎拆壩後觀魚臺臺灣白甲魚數量變多，繁殖場反而變少，是什麼原因？	本計畫之魚類固定樣站僅有調查 50 公尺之河段，而臺灣白甲魚為會河內洄游的游泳性魚類，活動範圍甚廣，目前所做的調查整合普查結果來看，在觀魚台的部分由於一號壩的改善，使得臺灣白甲魚得以上溯而數量增加，是為壩體改善的效益；繁殖場的臺灣白甲魚則是處於動態變化之中。
	3. 簡報中有提及七卡山莊和露營區水質監測資料及水溫分析資料有分冬溫和夏溫，請在報告書中補充列入。	七卡水質及七卡與露營區水質比較圖，已補充於報告書 P.4-87~4-88，圖 4-87~圖 4-90。
	4. 報告書 p.5-26 提及 2015-2019	雖然上下游棲地環境差異正在逐漸縮

	<p>年的資料顯示，壩體上下游的分界不若以往明顯，這可能表示壩體改善後，上下游棲地環境差異正在逐漸縮小。是否可以用水棲昆蟲來說明在 2015 年拆壩後之溪流環境已達穩定狀況。</p>	<p>小，在 2015 年、2016 年亦有出現極端洪流，流量對水蟲影響大，對溪流環境穩定程度不敢大膽定奪。</p>
	<p>5. 資料整合分析有提及物質循環指數(FCI)及 O/C 值是否能代表溪流的健康程度？而該數據是多少，是表示溪流狀況良好？</p>	<p>FCI 越高，可代表系統越成熟，FCI 及 O/C 值越高，代表系統的彈性(抵抗力)越好。</p> <p>由於食物網模式複雜，不同類型生態系統的功能群比例與食性大不相同，分析出的數值不易比較，只有 TPP/TR=1 是較常用的標準。</p>
	<p>6. 報告書 p.2-3 中長期建議有提及 8.1 公頃農地回收後，除了減少農業營養鹽輸入外，也藉此復育沿岸植被，提升流域遮蔽度，對於降低溪流石附生藻類群集中綠藻生物量比例有所助益，惟 8.1 公頃農地距離溪流岸很遠，建請修正文字。</p>	<p>遵照辦理。</p>
<p>胡景程 技士</p>	<p>1. 中長期建議的第六點提及在收費亭旁的有勝溪之攔砂壩以增設魚道或拆壩的方式改善，惟因該區在本處範圍外，是否有更有利之說帖，以利後續改善措施之執行？</p>	<p>目前此壩體的管轄權為羅東林管處，建議雪霸國家公園可向羅東林管處提出台灣櫻花鉤吻鮭長期復育的規畫需求，共同改善有勝溪之棲地狀況。</p>
<p>楊國華 課長</p>	<p>1. 2019 年 10 月 15 日隘口之吊橋工程預計至明年 5 月完工，在這段期間希望貴團隊能夠協助監測，以了解該工程施工是否會影響水質或魚群數量等。</p>	<p>武陵團隊今年為最後一年計畫，若有需要再請管理處商議使否持續監測。</p>
	<p>1. 高山溪 2、3 殘材壩要重新處</p>	<p>若避免後續殘材堆積，高山溪二號壩應</p>

廖林彥 主任	<p>理，是否壩體也要一併檢討，建議重新改善高山溪 2、3 壩體工程。</p>	<p>可將所餘壩體移除，但仍需考量河道環境變動等因素之綜合影響，故建議進一步分析後實施。</p>
	<p>2. 七家灣溪 4-6 壩的鮭魚族群，預期有基因獨特性是很好的人工復育種源的來源。</p>	<p>若族群量太少，則容易有基因庫的瓶頸效應，建議仍須注意。</p>
	<p>3. 報告書中有敘述露營區廢水均以排入土壤的方式，但農場在 A 區有設置化糞池，建議修正文字。</p>	<p>遵照辦理。</p>
	<p>4. 鮭魚百年活動之保育策略座談會上，楊平世老師建議溪濱多種樹，曾晴賢老師建議恢復湧泉池避難河道，請教老師：溪濱距離多遠種樹對於水棲昆蟲量是有助益的？是否有方法可以恢復湧泉池避難河道之功能。</p>	<p>增加水中有機碎屑，有利於提升水棲昆蟲的數量。 設法讓湧泉池水流與主流相通，即可形成生態廊道，魚在面臨颱風洪水時即可游進水流較緩之湧泉池，就可形成避難河道。</p>
	<p>5. 七家灣溪族群承載量，是否會隨著保育措施或森林茂密而增加，反之是否會因人為活動增加而減少？措施包括 1.減少汙染 2.增加昆蟲量。昆蟲量如何增加？但減少汙染的層面，若露營區是汙染源，可是鮭魚數量在那裡卻是最多，如何解釋？</p>	<p>七家灣的承載量主要是受到棲地大小的限制，保育措施或森林茂密則可以穩定族群數量，人為活動的影響雖不會立即反映，但由結果說明，若露營區所造成的營養鹽汙染持續增加，水中綠藻生物量也隨之增加，若不加以控制，則會導致水質惡化，間接影響生態系的平衡。另外，增加水中有機碎屑，有利於提升水棲昆蟲的數量。</p>
	<p>6. 目前還是有農作，農作有無影響生態？</p>	<p>農作亦會影響溪流水質及生態，本計畫過去曾經利用非點源汙染模式，模擬過不同的土地利用型態對七家灣溪流水質之影響，結果顯示農作型態對水質之負面影響相當顯著，細節請參閱執行團隊已發表之論文 1. Chang, C.L., W.H.* Kuan, P.S. Lui, and C.Y. Hu. "Relationship between Landscape Characteristics and Surface Water</p>

		Quality.", Environmental Monitoring and Assessment 147 (2008): 57-64. 2. Kuan, W.H.*, C.L. Chang, and P.S Lui. "A Variety of Meteorological and Geographical Characteristics Effects on Watershed Responses to a Storm Event.", World Academy of Science, Engineering and Technology 59 (2009): 466-69.
	7. 8.1 公頃距離七家灣溪很遠，也還未成林，如何說明對於環境改善是正向的。	溪流水源除了源頭外，最重要的來源為溪流兩旁逕流。當下雨時，土壤中的多餘的肥料會隨著雨水沖刷至溪流中，造成營養鹽濃度升高。除了溪流流域外，附近人為活動都有可能造成汙染源直接或間接影響溪流生態。
	8. 七家灣溪 3 號壩若能夠增加深潭似乎不用拆除，畢竟鮭魚不是洄游型。四號壩亦然。故有增加深潭的方法嗎？	數種水利工程設施具有導流或塑造河道地形之功能，然其施作過程亦可能造成生態及河道環境干擾，若有需求建議進一步分析及綜合考量後決定。
鄭瑞昌 副處長	1. 報告書 p.6-11 提及臺灣櫻花鉤吻鮭...非常重要的學術和經濟價值，為避免爭議，建議刪除”經濟”二字或改為生態。	遵照辦理。
	2. 報告書 p.6-12 提及過去因洪水沖刷曾發現極少數鮭魚個體分布到更下游的大甲溪和平農場附近，請問經過這麼多年該河段(現為台中市政府的封溪護魚河段)是否仍有臺灣櫻花鉤吻鮭存在？數量是多少？及水質、水溫狀況如何？	可惜由於本計畫的經費及調查期程限制，未能往大甲溪和平農場附近施作調查。但以這兩年秋季下游水溫低魚多的狀況來看，確實那附近是有機會出現鮭魚的。
楊模麟 處長	1. 本案為整合型研究計畫，不同子計畫團隊間是否有經過共同討論後，提供本處建議？	於 108 年 11 月 7 日工作會報中，各子計畫有互相討論重要成果及整合，並提出相關建議。
	2. 生態資料庫建構提及物種紀錄部份，在三年來差異量非常	計畫經費與能支援的調查項目以及頻度有關，這兩年計畫經費較 2013 年之前

	<p>低，是調查頻度或方法不同所導致嗎？</p>	<p>少，所以資料量相對較少。</p>
	<p>3. 是否可建立各種警訊，以提供本處參考。</p>	<p>於 p1-44 中內文提及，有將過去七家灣溪長期監測的研究，各項生物以及環境因子的復育指標進行彙整於表 1-7，當數值高於或低於復育指標，就為環境及生物警訊。</p>
	<p>4. 新聞稿請以本研究案研究重要成果綜整後再重新撰寫。</p>	<p>遵照辦理。</p>