

武陵地區長期生態監測暨生態模式建立  
— 溪流生態系食物來源與模式建構

內政部營建署雪霸國家公園管理處  
期末報告

PG9405-0372

094-301020500G1-005

# 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

受委託者：國立中興大學生命科學系

研究主持人：林幸助（國立中興大學生命科學系教授）

研究人員：溫珮珍、廖美齡、鐘豐昌、張玄勳、李翠芬

內政部營建署雪霸國家公園管理處

委託研究報告

中華民國九十四年十二月

## 目次

摘要 .....	VII
Abstract .....	IX
第一章、緒論 .....	1
第一節 研究緣起與背景 .....	1
第二節 計畫目標 .....	4
第二章、研究設計 .....	6
第一節 研究地區 .....	6
第二節 藻類研究方法 .....	8
第三節 有機碎屑研究方法 .....	11
第四節 櫻花鉤吻鮭族群動態模式方法 .....	15
第三章、結果 .....	18
第一節 附生藻類 .....	18
第二節 溪流粗顆粒有機碎屑收支模式 .....	34
第三節 櫻花鉤吻鮭族群動態模式 .....	47
第四章、討論 .....	49
第五章、參考文獻 .....	52



## 表次

表 1	生物量與環境因子逐步複迴歸分析 .....	22
表 2	生產力與環境因子逐步複迴歸分析 .....	23
表 3	不同溫度處理附生藻生產力變化趨勢 .....	26
表 4	不同營養鹽處理附生藻生產力變化趨勢 .....	27
表 5	各類型棲地型態特性 .....	29
表 6	利用七家灣溪與高山溪野外調查資料所建構之族群動態模式所估計 之各族群參數 .....	47
表 7	七家灣溪中櫻花鉤吻鮭不同動態模式之預測值與野外觀測之迴歸分 析表 .....	48



## 圖次

圖 1 雪霸國家公園東邊之武陵地區 .....	3
圖 2 雪霸國家公園武陵地區附近溪流 .....	5
圖 3 各測站位置圖 .....	7
圖 4 附生藻生產力培養裝置 .....	9
圖 5 各測站粗顆粒有機物質輸入取樣方式示意圖 .....	11
圖 6 櫻花鉤吻鮭族群的生活史 .....	15
圖 7 生物量季節差異 .....	18
圖 8 各測站單位面積葉綠素a含量 .....	19
圖 9 流速與藻類生物量迴歸分析 .....	19
圖 10 生產力季節差異 .....	20
圖 11 七家灣溪各測站單位面積年生產量 .....	21
圖 12 桃山西溪測站附生藻不同溫度添加營養鹽生產力變化 .....	24
圖 13 有勝溪測站附生藻不同溫度添加營養鹽生產力變化 .....	25
圖 14 三種棲地型態藻類生物量比較 .....	30
圖 15 武陵地區溪流與司界蘭溪附生藻類單位面積生物量 .....	31
圖 16 新繁殖場單位面積葉綠素a含量季節變化 .....	32
圖 17 七家灣溪各測站單位面積葉綠素a含量季節變化 .....	33
圖 18 各測站有機碎屑量垂直輸入量 .....	34
圖 19 各測站有機碎屑側向輸入量 .....	35
圖 20 各測站有機碎屑縱向傳輸量 .....	36
圖 21 各測站有機碎屑單位面積總傳輸量 .....	36
圖 22 粗顆粒有機碎屑總輸入量與溪岸植被覆蓋度相關圖 .....	37
圖 23 粗顆粒有機碎屑縱向輸出量與採樣位置流速相關圖 .....	37
圖 24 高山溪粗顆粒有機碎屑縱向傳輸量與日平均風速相關圖 .....	38
圖 25 各測站水體中懸浮態有機碎屑量季節變化 .....	39
圖 26 各測站底層單位面積LFBOM量季節變化 .....	40
圖 27 各測站底層單位面積SFBOM量季節變化 .....	40
圖 28 各測站底層單位面積細顆粒有機碎屑總量 (FBOM) 季節變化 .....	41
圖 29 各測站底層單位面積細顆粒有機碎屑量與底層流速趨勢 .....	41
圖 30 各測站底層單位面積粗顆粒有機碎屑 (CBOM) 量季節變化 .....	42
圖 31 各測站底層單位面積總有機碎屑 (BOM) 量季節變化 .....	43
圖 32 各測站底層粗、細有機碎屑量比較 .....	43
圖 33 各測站溪岸植被覆蓋度圖 .....	44
圖 34 粗顆粒有機碎屑量與溪岸植被覆蓋度相關圖 .....	44
圖 35 粗顆粒有機碎屑量與各測站流速相關圖 .....	45
圖 36 各測站底層單位面積粗顆粒有機碎屑組成 .....	45

圖 37 有機碎屑與附生藻類生物量比較 ..... 46



## 摘要

設立雪霸國家公園最重要的功能是自然資源與生物物種的保育，尤其是分布只侷限於武陵地區溪流，且數量已極為稀少的櫻花鉤吻鮭。保育工作需以宏觀的尺度來管理自然資源或棲地，也就是生態系管理，其基礎建立在園區內各項資源的瞭解與生態過程的掌握。然而自然營力與人為活動產生的干擾常因生態系錯綜複雜的作用而使得後果變得無法預測，而生態模式已成為一個最好的工具來預測與了解生態系受干擾的後果。為建構武陵地區溪流生態系食物網模式的後續目標，今年本計畫的目的在量化該溪流生態系之食物來源，包括石附生藻類與有機碎屑，並同時先行了解櫻花鉤吻鮭族群的動態變化與量化族群生活史參數。

附生藻類研究結果顯示單位面積生物量與生產量趨勢相似，皆以有勝溪年生產量最高，高山溪最低，且在夏季時生產量及生物量皆達到最高。複迴歸分析結果發現，當水中營養鹽濃度升高，藻類生物量增加。營養鹽添加實驗結果顯示在冬季與春季，當營養鹽濃度較低時，氮與磷是引發溪流藻類繁生的主要營養鹽。在夏天，營養鹽濃度高，水溫成為影響藻類生產力之主要因子。微棲地差異調查將棲地型態主要分為流、瀨及潭，分別採取藻類生物量比較，可知三種棲地型態中，以流的藻類生物量最高。由 2004 及 2005 年暴雨後對藻類生物量調查可知，在暴雨過後藻類生物量明顯下降，顯見暴雨對溪流初級生產力影響極大。

有機碎屑研究結果顯示有機碎屑傳輸以縱向傳輸為主，以高山溪最高，各測站有機碎屑全年淨輸入量與溪岸植被覆蓋度呈顯著相關。懸浮態有機碎屑以四月份源頭溪流幾個測站較高，颱風季節則呈現下降趨勢。底層蓄存的細顆粒有機碎屑量則以顆粒較小的 SFBOM 為主，除了桃山北溪與有勝溪外，各測站皆呈現二月份最高。細顆粒碎屑量與溪流底層流速大致呈現相反趨勢但不顯著。溪流底層顆粒態有機碎屑單位面積總蓄存量大致符合粗顆粒有機碎屑蓄存量的空間變化趨勢，與各測站溪岸植被覆蓋度呈現大致相同趨勢但相關性也不顯著。各站底層

刪除：七家灣溪流域

刪除：角

刪除：了解

刪除：建構

刪除：與生態系食物網兩個不同尺度之生態模式

刪除：群聚中若

刪除：量

刪除：較高時，將有明顯營養鹽限制發生

刪除：七家灣溪與高山溪有氮限制、磷限制或氮磷共同限制情形，但夏及秋季則不明顯

刪除：水溫與營養鹽交互作用實驗結果顯示，

刪除：。夏季水溫及水體營養鹽濃度升高時，藻類生物量也升高。

有機碎屑組成皆以葉片或破碎的葉片殘骸為主。颱風季節帶來的龐大水量造成底層粗顆粒有機碎屑與 LFBOM 的明顯沖刷效應，在 SFBOM 則不明顯。

為了解櫻花鉤吻鮭族群各年齡層的數量變化，我們建立一套矩陣模式，利用最小平方解法，藉由 1996-2004 年不同年齡層族群數量，來推估鮭魚相關生活史的參數，包括成長率、存活率與生殖率等。最後利用回歸分析，比較調查數據和模式預測的符合度。其中由夏季族群量預測到冬季族群量的模式預測效能，較由夏季預測到下一年夏季的模式效能佳，顯示秋末冬初之生殖季節決定鮭魚族群數量極易受環境因子的影響。七家灣溪整個鮭魚族群的成長率仍小於 1，代表族群處在一個負成長的狀態。而高山溪自 2001 年拆壩後，族群數量有明顯上升的趨勢，呈現正成長，顯示拆壩對鮭魚的族群數量的提升有正面的效應。由此可見生態模式在野生動物管理和生態保育上，是一項重要而有用的工具。

【關鍵字】櫻花鉤吻鮭、七家灣溪、附生藻類、有機碎屑、生態模式、年齡層矩陣模式

刪除：在

刪除：的重要性

刪除：食物網

刪除：生態系管理

## Abstract

One of the missions of Shei-Pa National Park is to conserve the natural resources, especially the Formosan landlocked salmon in the Chichiawan stream basin of Wulin area. In order to understand the dynamics of the Formosan salmon, it is necessary to construct a stage-dependent population matrix model and a trophic model to examine the interaction with other biota. Multiple regression analyses revealed that the increase of DIN and water temperature significantly explained the increase of biomass, and water temperature also explained the gross productivity. Nitrogen (N) content of green algae increase with DIN, implying N limitation. Nutrient enrichment experiments show that the primary productivity may be N limited, P limited or N and P co-limited in Chichiawan Stream and Kaoshan Stream in winter and autumn, but not in spring and summer. Interactive experiments of nutrient enrichment and water temperature indicate that water temperature was the main factor affecting the gross productivity. The biomass and gross production therefore might increase in summer when water temperature and nutrient loading were high.

In order to understand the population dynamics of the Formosan salmon, we constructed a stage-structure population matrix model to predict population sizes at different stages for the next year by the census data of the previous year from 1996 to 2004. We applied the least-squares solution to determine population parameters including growth rate, survival rate, and fecundity for the model. Regression analyses between the predicted number and the observed number were used to determine the feasibility of the model. Our results show that the performance of the matrix model of using the summer population number to predict the winter population number was better than the model of using summer or winter population number to predict the population number in next summer or winter. It suggests that the breeding season plays an important role in determining the population size for the next year. In addition, we found that the performance of the matrix model in the tributary Kaoshan Stream after 2001 when the dams in the stream were demolished

was better than the model before 2001 and the model of the dam Chichiawan Stream, implying the habitat improvement of a dam free-flow condition.

Ecological models appear to be a useful tool for managing and conserving the Formosan landlocked salmon.

【Keywords】 the Formosan salmon, the Chichiawan stream, periphyton, detritus, Ecosystem model, stage-structure matrix model.

刪除: Food web

刪除: Ecosystem  
management

## 第一章、緒論

### 第一節 研究緣起與背景

雪霸國家公園位於台灣中部，自然資源豐富，在 1937 年之日據時代即有將此區及太魯閣地區合併納入「次高太魯閣國家公園」之芻議。內政部自 1987 年開始進行本區自然資源之調查、分析與研究後，認為本區具備成立國家公園之價值與必要，乃由行政院核定實施「雪霸國家公園範圍」，研擬「雪霸國家公園計畫」，之後於 1992 年七月成立雪霸國家公園管理處。雪霸國家公園（圖 1）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，涵括了新竹縣五峰鄉和尖石鄉、苗栗縣泰安鄉、台中縣和平鄉，屬於高山型的國家公園。

設立雪霸國家公園最重要的功能之一便是自然資源的保育，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。牠是冰河時期的子遺生物，屬於陸封型的寒帶鮭鱒魚類，但居然能存活於地處熱帶與亞熱帶之季風氣候區之台灣島嶼，是演化學中生物地理學的重大發現（汪，1994）。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、桃山西溪與桃山北溪（曾，2004），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」。其現存棲息地的武陵地區流域，在民國 1999 年由行政院農委會依據「野生動物保護法」，公告為野生動物保護區。早期櫻花鉤吻鮭有關之研究計畫雖然完成超過 150 項之多（雪霸國家公園，2000），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，早被評估為雪霸國家公園保育研究的主要目標之

刪除：與

刪除：至今亦已

刪除：一

刪除：訂

一。因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。

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

刪除：。

生態系管理之基礎建立在各項資源的瞭解與掌握。然而生態系中因子複雜，環境的變化固然可由評估水質或底質等物理化學因子著手，但所得資料並無法藉以判知環境變化是否會影響生物存榮，更無法知道所測得的變化對生物的影響，包括長期累積效應與衝擊程度，也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個生物群之間的交互作用，其中主要為營養階層之食性關係及物質傳輸路徑，配合該生態系統之能量來源與流動路徑 (Winterbourn and Townsend, 1991)，來對武陵地區溪流生態系的結構與功能進行深入瞭解，並期望能進一步建立長期生態系監測系統。

所謂「生態模式」指的是以摘要的方式來描述一個錯綜複雜的生態結構與功能，而其具體表現就是生態系之物質循環與能量流動。以種間交互作用與食物網營養層為主的生態系研究與管理在現今全球變遷的環境下是迫切需要的，因為其

刪除：系

刪除：系



影響是全面的，而非只有單一生物個體。生態系的特質常無法由單一生物類群顯現，必須將所有生物類群整合分析後才能得知，因此生態系研究是生態學門中最具有挑戰性的。因為物種各有其不同的生活史及習性，經由食物鏈影響後，常使其關係十分複雜而不穩定，故生態系模式之建構遠較物理與化學模式複雜困難。對研究者而言，模式是一種可以幫助我們將科學知識整合、歸納並概念化的工具。在建立生態系模式的過程中，不但可以整合來自不同領域但相關密切之研究成果，亦可以更深一層透視生態系的運作與組成分子間相互關係，鑑別出過去對生態系知識的盲點，以協助確立未來生物與生態研究的優先順序。建立生態系模式後，在學術上不但可以作為驗證生態研究假說的工具，亦可以預測自然環境變遷與人為干擾對整體生態系的衝擊。在生物資源管理方面，模式本身可以作為管理階層者政策制定的主要依據。而在社會教育層面，模式亦可以簡明的圖形表示法讓一般社會大眾瞭解生態系錯綜複雜的交互關係與運作。以上所述都是成立雪霸國家公園的主要目的。

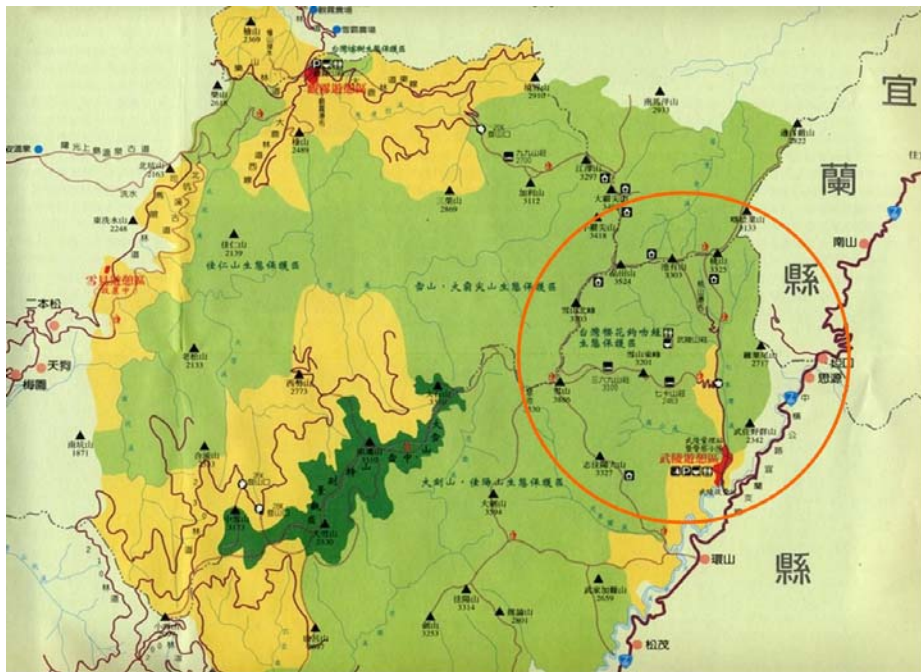


圖 1 雪霸國家公園東邊之武陵地區

刪除: 本計畫之研究範圍為

## 第二節 計畫目標

本研究計畫長期目標完全配合「台灣長期生態研究網」所規劃的目標，包括：

- (1) 瞭解武陵地區溪流的長期生態過程，(2) 尋找控制生態系過程的機制，(3) 提供生態系研究的科學資料，作為環境決策的參考，(4) 利用生態模式為手段，了解控制生態系過程的機制並預測生態系的變遷。長期目標是建構不同尺度之模式，具實際預測環境變遷與人為干擾之能力，提供作為武陵地區溪流生態系管理之決策參考。

本計畫今年度具體之研究內容及擬解決問題為：

1. 量化武陵地區溪流生態系主要食物來源，包括附生藻類與有機碎屑的相對重要性。
2. 了解附生藻類與有機碎屑的時空分布變化，包括季節性變化，以及七家灣溪上中下游間，以及與高山溪與有勝溪間之差異。
3. 了解附生藻類與有機碎屑與植被、水文與水質等環境因子間關係。
4. 建構櫻花鉤吻鮭年齡層族群動態矩陣模式。
5. 司界蘭溪附生藻類現況評估。

刪除：長期生態監測

刪除：及

刪除：比較

刪除：七家灣溪、

刪除：2

刪除：以

刪除：及

刪除：棲地

刪除：之互動

刪除：3

刪除：4. 建構溪流流域生態系食物網模式(圖 2)，了解水域生態系中的生物組成、結構和各種生物的食性關係與交互作用。

刪除：之生態環境資料初步了解、整理與評估

刪除：長期目標是建構不同尺度之模式，具實際預測環境變遷與人為干擾之能力，提供作為武陵地區溪流生態系管理之決策參考。



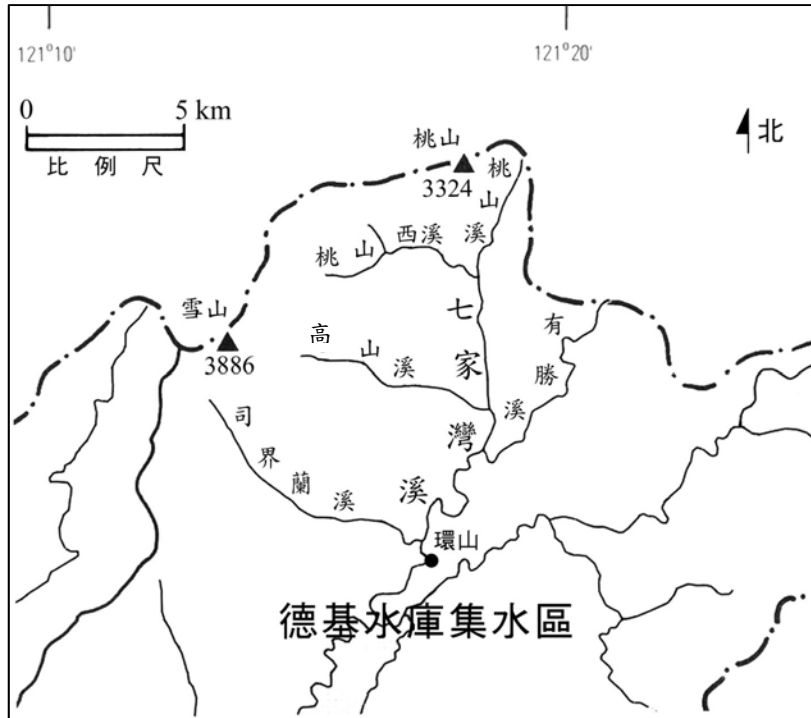


圖 2 雪霸國家公園武陵地區附近溪流

## 第二章、研究設計

### 第一節 研究地區

武陵地區位於台灣中部，其中主要溪流為七家灣溪，與司界蘭溪匯集後即成為大甲溪上游，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，進行實地觀測、調查與探勘。今年同時針對司界蘭溪附生藻類現況做初步採樣與評估。武陵地區面積約 46 公頃，是一個由雪山山脈所圍繞成的山谷。南北走向呈葫蘆形的狹長谷地，終年平均氣溫為 15°C 左右。

刪除：七家灣

刪除：域

刪除：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。

刪除：圖 4

在武陵地區三條主要溪流共設立 5 個長期固定測站(圖 3)，包括有勝溪下游靠近遊憩區收費站之有勝溪測站(測站#9)，高山溪一號壩之高山溪測站(測站#8)，七家灣溪一號壩上觀魚臺附近之七家灣溪一號壩測站(測站#4)，桃山西溪武陵吊橋上游之桃山西溪測站(測站#2)與櫻花鉤吻鮭繁殖場測站(測站#5)。測站#9 屬於高度優養化之有勝溪，附生藻類繁生，可與測站#8 之寡營養鹽之高山溪測站相對照；測站#2、4、5 皆屬於七家灣溪，其中測站#2 與測站#8 類似，但測站#4 與測站#5 皆為經過農業區之果園與菜園，與測站#1 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。今年增加四個一般測站，包括測站#1 之桃山北溪、測站#3 之七家灣溪二號壩、測站#6 之萬壽橋上游以及測站#7 之迎賓橋下之匯流口，與前述之五個固定測站共九個測站，藉以探討不同環境因子對附生藻類及有機碎屑之影響。附生藻類與有機碎屑採樣每 2-3 個月一次，目的在建立生物與環境因子於各測站之季節性變化趨勢。

刪除：復育池

刪除：新繁殖場之繁殖場

刪除：測站

刪除：另外有機碎屑研究

刪除：西溪匯流至桃山

刪除：之前

刪除：舊復育中心下游

刪除：棲地類型之

刪除：生物

刪除：今年度

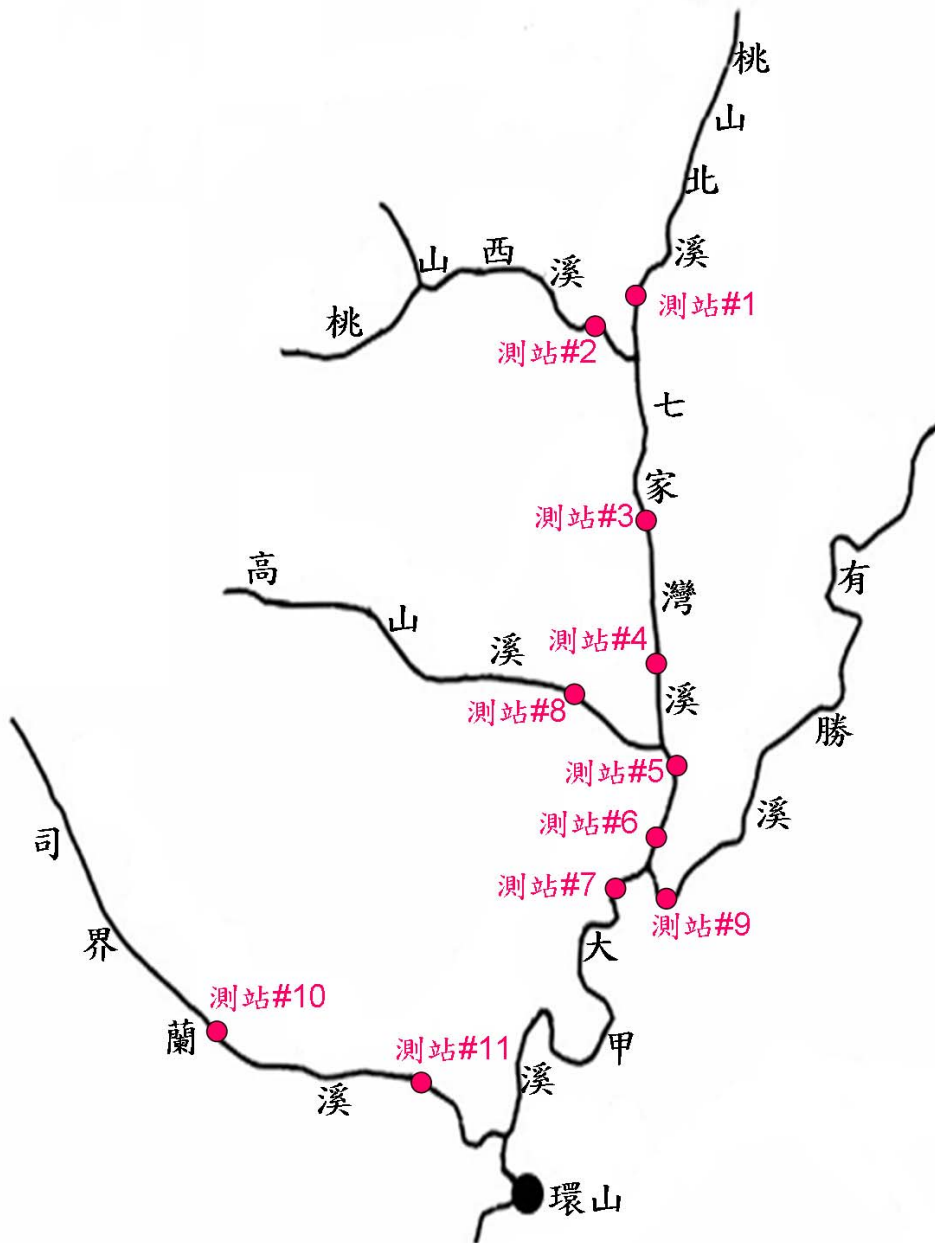


圖 3 各測站位置圖

刪除: 4

## 第二節 藻類研究方法

### 1. 藻類生產力測定

武陵地區溪流中附生藻類大多附生於溪流中石塊上。附生藻類的初級生產量是使用微觀生態箱(圖 4)進行實驗(Lin *et al.* 2005)，利用箱內溶氧在培養前後差異而獲知。溶氧測定法則是以預先在實驗室以修正過 Winkler method (Pai *et al.* 1993)校正之溶氧電極(YSI Model 52, YSI 5905 BOD probe)測定，於上午 9 點至下午 2 點陽光充足時進行培養。培養箱為透明壓克力材質，可使光線直接穿透。實驗於培養前先測得起始溶氧值，將所有培養裝置遮光，培養 2-3 小時後測量溶氧值，此為微觀生態箱中群集進行呼吸作用之單位時間內單位面積之溶氧變化( $\text{mmole O}_2 \text{ hr}^{-1} \text{ m}^{-2}$ )，為群集呼吸量(R)。之後再於照光狀態下，並以遮光網維持固定光度進行培養，測得溶氧變化即為群集單位面積淨生產量(Net community production, NP)。將呼吸量與淨生產量相加，即為微觀生態箱中藻類群聚之總生產量(Gross community production, GP)。

測完溶氧變化值後取出藻板及石頭，將上面的附生藻類全數刮下，置於 4°C 冰箱中冷藏帶回實驗室。取定量體積附生藻，以 90 % 丙酮萃取葉綠素 a，遮光冷藏 24 小時後以分光光度計測波長 630、647、664、750 nm 之吸光值後，套用公式計算葉綠素 a 的濃度(Parsons *et al.* 1984)。生物量以單位面積葉綠素 a 含量( $\text{mg Chla m}^{-2}$ )表示之。生物量估計方法為將石頭上藻類全數刮下置於樣品瓶中，將之冷藏帶回實驗室後，取固定體積樣品測得葉綠素 a 濃度，再推算回樣品瓶中總葉綠素 a 濃度，即可知此石頭上總葉綠素 a 含量。

刪除：，生物量以單位面積葉綠素 a 含量( $\text{mg Chla m}^{-2}$ )表示之。生物量估計方法為將石頭上藻類全數刮下置於樣品瓶中，將之冷藏帶回實驗室後，取固定體積樣品測得葉綠素 a 濃度，再推算回樣品瓶中總葉綠素 a 濃度，即可知此石頭上總葉綠素 a 含量。

刪除：聚

刪除：聚

刪除：聚

刪除：力

刪除：力

刪除：力

刪除：，之後簡稱為 GP

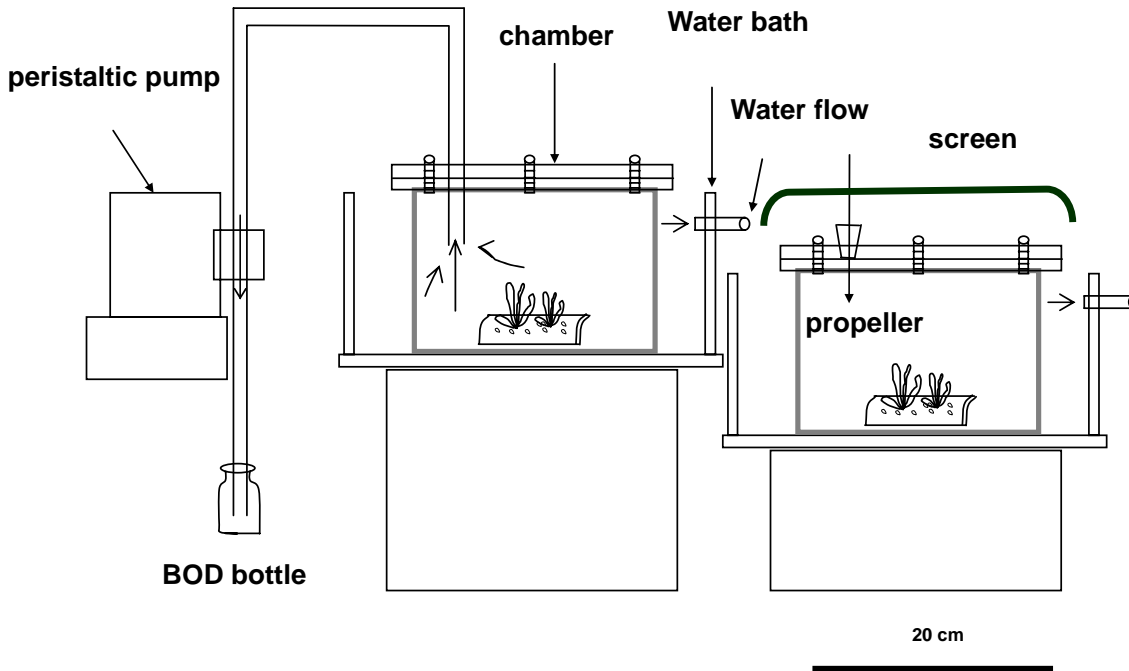


圖 4 附生藻生產力培養裝置

## 2. 營養鹽添加實驗

本營養鹽添加實驗是利用 Lin *et al.* (2005) 所設計的藻類生產力培養箱系統(可視同一種微觀生態池 microcosm) 進行實驗。將  $\text{NH}_4+\text{NO}_3$  和  $\text{PO}_4$  添加於附生藻類之培養箱中，添加後培養箱中水體 DIN 濃度增加  $30\mu\text{M}$ ，DIP 濃度增加  $2\mu\text{M}$ 。實驗於上午 9 點至下午 2 點間，即陽光最充足時進行培養。之後以溶氧變化來監測附生藻生產力的變化。本實驗目的在檢測溪流中附生藻生產力受何種營養鹽限制，是氮或磷限制，或者是氮與磷共同限制。

由環境因子結果可知冬季平均溫度約  $7^\circ\text{C}$ ，夏季約為  $14^\circ\text{C}$ ，本實驗與營養鹽添加實驗裝置類似(圖 4)，將裝置分為兩組，分別置於  $7^\circ\text{C}$  與  $14^\circ\text{C}$  水槽中進行培養，溫度利用恆溫控制器以循環水流方式控制，每組也以較高濃度之  $\text{NH}_4+\text{NO}_3$  與  $\text{PO}_4$  添加在附生藻類培養箱中，於陽光最充足時進行培養。同樣以溶氧變化來監測附生藻在不同

溫度下添加營養鹽後生產力的變化。本實驗欲藉由水溫及營養鹽兩個不同因子，來探討水溫是否會影響藻類生產力，進而影響營養鹽限制之情形。

### 第三節 有機碎屑研究方法

根據 Webster 等人(1995)的定義，溪流的枯落物輸入(litter input)包括任何進入溪流的異生性（陸源輸入的）有機質，即葉、枝條、花、果實與昆蟲排遺等。而進入溪流的途徑，可分為垂直掉落(direct litter fall)與側向移動(lateral transport)兩種，如針對某一特定河段，還需考慮上游輸入(transport)的量（圖 5）。側向移動係指枯落物先落於上坡或河道兩旁的非行水區，如邊坡或石塊、倒木上，再藉由其他的營力進入水體，如風力吹落、重力滑落，或是於下次豐水期或氾濫時的高水位將其淹沒。故本研究針對垂直掉落與側向移動輸入及上游輸入的量測量，此外，也測量溪流生態系統輸出到下游的量(transport downstream)。

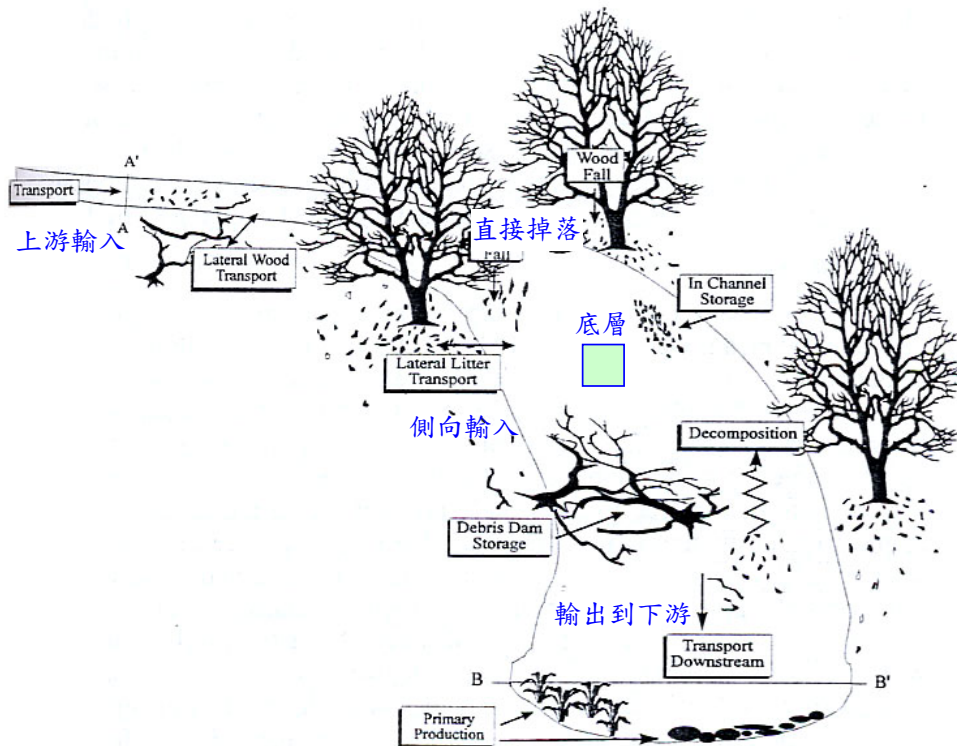


圖 5 各測站粗顆粒有機物質輸入取樣方式示意圖(修改自 Minshall, 1996.)

在每一測站各設置一取樣河段 (47m~128m)，各取樣河段的微棲地環境條件要分別能代表各測站所在的河域狀況 (如圖 5 的 A/A'斷面到 B/B'斷面之間河段)，分別依據枯落物進入系統方式的不同設置取樣容器。

## 1. 粗顆粒有機碎屑傳輸量

### (1)垂直掉落的枯落物 (direct litter fall)

每一個測站的溪流橫斷面放置 4 個開口為直徑 67cm、高度 67cm 的塑膠桶，在溪流橫斷面平均放置 4 個塑膠桶 (圖 5)，每個塑膠桶底部均鑽孔防止積水、底部鋪放大塊鵝卵石，再鋪上一層網目約 1mm 的網子，以直徑 53cm 的竹框將網子箍緊至桶子深度約 1/2 處，網子邊緣以長尾夾固定在塑膠桶邊緣。

取樣間隔平日為 60 天左右，颱風時應較縮短。每次以皮尺測量河道 (行水區、非行水區) 寬度。每次收集得之枯落物樣本，置於塑膠封口袋內攜回實驗室，以 60°C 烘乾至少 12 小時後，分類稱其乾重。

將所得枯落物乾重，換算為單位面積日平均枯落率，乘以該月天數，可得各月份平均值，再乘以可接收枯落物範圍的總面積即可得直接掉落的枯落物總量。

### (2)側向輸入的枯落物 (lateral litter transport)

以直徑 8 英寸(20.32cm)、長 1.2m 的 PVC 水管，縱切鋸開 1/4 作為開口，以錨釘固定在取樣河段沿岸 (圖 5)，分別沿著兩邊河岸各設置 3 個 PVC 水管，縱向開口分別面向兩岸，兩端分別以管帽或扁平大石頭封住。取樣頻率則與垂直掉落枯落物同步。

### (3)縱向輸入(transport)及輸出 (transport downstream)的有機物

在每一測站的取樣河段上、下游河流橫斷面各放置 3 個攔網 (開口 25cm×25cm、網目 1mm)，以錨釘與繩索平均固定在匯流口河道的橫斷面上 (如圖 5)，連續 24 小時收集攔截到的有機物樣本。每一個攔截點分別以流速計測定水流速度，以皮尺量測河道 (行水區、非行水區) 寬度。

## 2. 溪流底層蓄存量 (benthic organic matter)

此部分採樣與中興大學昆蟲系郭美華老師實驗室合作，以舒博士水網 (Surber



net, 30cm×30cm 開口、網目 250 $\mu$ m) 定面積擾動底質，採集 6 個樣本，將有機碎屑、水棲昆蟲收集至網中，將大片的有機碎屑挑出帶回實驗室分析，剩餘細顆粒待水生昆蟲挑揀完畢後再進一步過篩分為粗顆粒 (>1mm)、細顆粒態有機碳 (FBOM, Fine benthic particulate organic matter) 包含顆粒較大(介於 250 到 1mm 之間)的 LFBOM 與顆粒較小 (0.7 $\mu$ m 到 250 $\mu$ m) 的 SFBOM。

在每個實驗河段以圓柱形壓克力採樣框定面積，適當擾動底質將底質顆粒在水體懸浮均勻，以攜帶式沉水馬達(外覆 250 $\mu$ m 尼龍網)抽水至澄清，紀錄抽水總體積、溪水深度後，取樣 1L 帶回過濾，重複 3 次。另外每個實驗河段採流動水樣 6L，過濾後分析水體中懸浮態有機碎屑。

### 3. 樣品處理

每次收集到的有機物質樣本，置於塑膠封口袋內攜回實驗室，先以水將泥沙等非有機質成分洗淨，粗分為是否陸源輸入，再以 60 $^{\circ}$ C 烘乾至少 12 小時後，依下述成分分類原則分類稱其乾重。將每點收集到的有機物乾重換算成單位體積水體的每小時平均有機質量，乘以 24 小時即為日平均值，再估算每日流經此河段的總水體體積，相乘後即可得上游總輸入量及輸出至下游的總有機物量。為了解有機質之組成成分特性，將枯落物進一步區分為以下三類：

- (1) 落葉 (包括殘破的葉脈、葉柄，以及著生於葉部之蟲癭)
- (2) 枝條 (直徑 <2cm)，以及樹皮、殘幹等木本植物剝落之部位
- (3) 其他 (包括花、果實、芽苞，蘚苔、地衣等附生植物，動物之排遺，螺類的殼，以及羽毛、獸毛等)
- (4) 藻類
- (5) 蟲與動物 (昆蟲、幼蟲、蛹、繭與他種節肢動物)

水樣則先以 0.7 $\mu$ m 玻璃纖維濾紙過濾，再攜回實驗室在 60 $^{\circ}$ C 下烘乾至少 12 小時稱其乾重，再以 450 $^{\circ}$ C 灰化 12 小時候稱其剩餘重量，乾重扣除掉剩餘重量可得有機碎屑的 AFDW (Ash Free Dry Weight)。

#### 4.環境因子資料

每次取樣垂直與側向輸入，也量測當時的樹冠罩蓋度、植被離岸距離、風速；每次取樣河內縱向傳輸，也同時測量取樣位置的水流速度。

## 第四節 櫻花鉤吻鮭族群動態模式方法

Leslie(1945, 1948) 和 Latkovitch (1965)提出矩陣式來描述族群動態在不同年齡層的動態變化。過去二十年來，族群矩陣模式已經廣泛的應用在野生動物管理和生態保育上，來預測族群數的得成長趨勢。自 1996 年開始櫻花鉤吻鮭族群數量的調查數據進一步以體長的大小來分別紀錄三個年齡層族群數量：其中夏季幼魚大小為 5-8 cm，冬季幼魚為 < 15 cm，亞成魚 <25 cm，而成魚 > 25 cm (曾, 2003)。

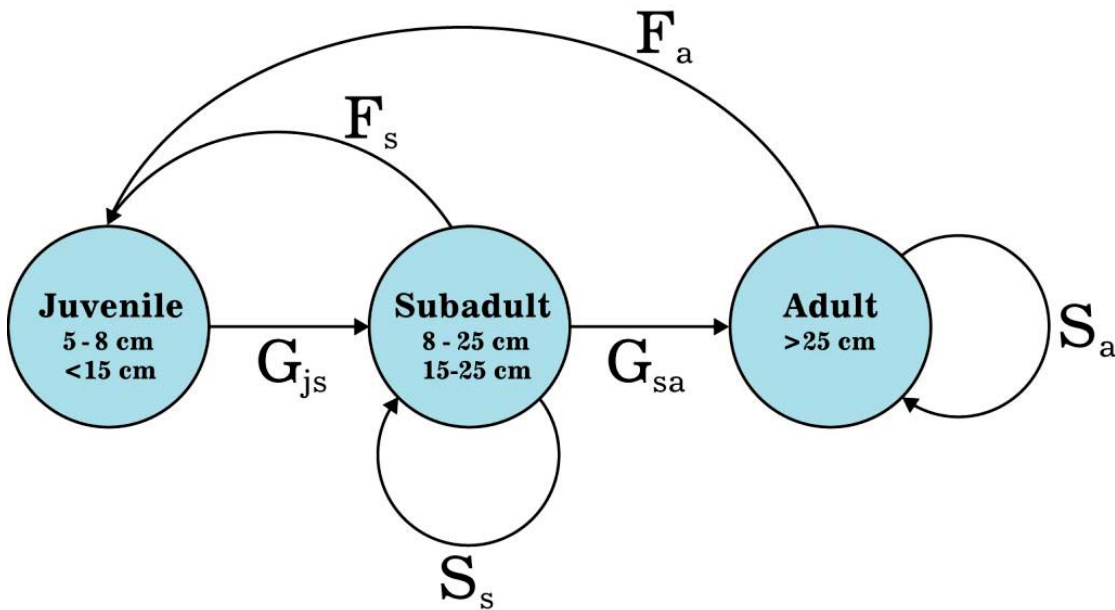


圖 6 櫻花鉤吻鮭族群的生活史。

圓圈分別表示幼魚、亞成魚、成魚的類別， $G_{js}$  是幼魚存活而且成長到亞成魚得機率， $G_{sa}$  表示亞成魚存活且成長到成魚的機率， $S_s$  是亞成魚存活且留在同一階段的機率， $S_a$  表示成魚存活且停留在成魚階段的機率， $F_s$  是亞成魚的淨生殖率， $F_a$  是成魚的淨生殖率 (Caswell, 2004; Oli, 2003)。

我們結合 Leslie (1945)矩陣模式建構櫻花鉤吻鮭的族群動態矩陣模式  $M$ ，如方程式(1)所示：

$$M = \begin{bmatrix} 0 & F_s & F_a \\ G_{js} & S_s & 0 \\ 0 & G_{sa} & S_a \end{bmatrix} \quad (1)$$

因此，t 年和 t+1 年各族群數量的矩陣關係，可如方程式(2)和(3)所示。

$$N(t+1) = MN(t) \quad (2)$$

$$\begin{bmatrix} n_j(t+1) \\ n_s(t+1) \\ n_a(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 & F_s & F_a \\ G_{js} & S_s & 0 \\ 0 & G_{sa} & S_a \end{bmatrix} \begin{bmatrix} n_j(t) \\ n_s(t) \\ n_a(t) \end{bmatrix} \quad (3)$$

其中N表示族群數量的向量，N(t)表示在t時間幼魚、亞成魚、成魚的數量。因為櫻花鉤

吻鮭的生殖季節約在秋末冬初，因此由夏季到冬季的數量變化矩陣模式可如方程式(4)所示：

$$\begin{bmatrix} n_j(t+1) \\ n_s(t+1) \\ n_a(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} S_j & 0 & 0 \\ G_{js} & S_s & 0 \\ 0 & G_{sa} & S_a \end{bmatrix} \begin{bmatrix} n_j(t) \\ n_s(t) \\ n_a(t) \end{bmatrix} \quad (4)$$

冬季到夏季的數量變化矩陣模式如(5)式所示：

$$\begin{bmatrix} n_j(t+1) \\ n_s(t+1) \\ n_a(t+1) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 & F_s & F_a \\ G_{js} & S_s & 0 \\ 0 & G_{sa} & S_a \end{bmatrix} \begin{bmatrix} n_j(t) \\ n_s(t) \\ n_a(t) \end{bmatrix} \quad (5)$$

若將 1996 到 2004 年的調查數據帶入第(3)式可以得到第(6)式的線性方程式：

$$\begin{cases} n_j(1997) = F_s \cdot n_s(1996) + F_a \cdot n_a(1996) \\ n_s(1997) = G_{js} \cdot n_j(1996) + S_s \cdot n_s(1996) \\ n_a(1997) = G_{sa} \cdot n_s(1996) + S_a \cdot n_a(1996) \\ \\ n_j(1998) = F_s \cdot n_s(1997) + F_a \cdot n_a(1997) \\ n_s(1998) = G_{js} \cdot n_j(1997) + S_s \cdot n_s(1997) \\ n_a(1998) = G_{sa} \cdot n_s(1997) + S_a \cdot n_a(1997) \\ \vdots \\ \\ n_j(2004) = F_s \cdot n_s(2003) + F_a \cdot n_a(2003) \\ n_s(2004) = G_{js} \cdot n_j(2003) + S_s \cdot n_s(2003) \\ n_a(2004) = G_{sa} \cdot n_s(2003) + S_a \cdot n_a(2003) \end{cases} \quad (6)$$

為了得到矩陣的參數  $F_s$  和  $F_a$ ，我們重新整理第(6)式，得到第(7)式的矩陣關係：

$$\begin{bmatrix} n_j(1997) \\ n_j(1998) \\ | \\ n_j(2004) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} n_s(1996) & n_a(1996) \\ n_s(1997) & n_a(1997) \\ | & | \\ n_s(2003) & n_a(2003) \end{bmatrix} \begin{bmatrix} F_s \\ F_a \end{bmatrix} \quad (7)$$

進一步寫成矩陣和向量的關係，如第(8)式

$$N_j(t+1)_{(8 \times 1)} = N_{sa}(t)_{(8 \times 2)} F_{sa}(2 \times 1) \quad (8)$$

$N_j(t+1)_{(8 \times 1)}$  向量表示自 1997 到 2004 年幼魚的族群數量， $N_{sa}(t)_{(8 \times 2)}$  表示自 1996 到 2003 年亞成魚和成魚數量構成的矩陣， $F_{sa}(2 \times 1)$  表示亞成魚和成魚的淨生殖率向量。

一般而言，若以 8 個方程式去解 2 個未知數，無法同時找到一組滿足八個方程式的解，因此我們利用數值分析中的最小平方法來找到一組最接近的解。

$$N_j(t+1)_{(8 \times 1)} = N_{sa}(t)_{(8 \times 2)} F_{sa}(2 \times 1) \quad (9)$$

$$F_{sa} = \begin{bmatrix} F_s \\ F_a \end{bmatrix} = (N_{sa}^T N_{sa})^{-1} N_{sa}^T N_j \quad (10)$$

我們也可以用類似的方法找到另兩組參數值  $\begin{bmatrix} G_{js} \\ S_s \end{bmatrix}$  和  $\begin{bmatrix} G_{sa} \\ S_a \end{bmatrix}$

我們根據調查的數據算出每一個矩陣的參數值後，就可以找出矩陣的特徵固有值

以及族群的成長率  $\lambda$  (Case, 2000; Caswell, 2001)。

$$M * w = \lambda w \quad (11)$$

$$\lambda = e^r \quad (12)$$

其中  $r$  是族群潛在成長率 (instinctive population growth rate)，而  $w$  是穩定的族群分布向量 (stable stage population distribution)。

### 第三章、結果

#### 第一節 附生藻類

##### 1. 生物量時空變化

附生藻類生物量在夏季時較高，秋季時最低(圖 7)。另外測站間有顯著差異(圖 8)，高山溪測站平均藻類生物量為  $46.3 \text{ mg Chla m}^{-2}$ ，是所有測站最低。桃山西溪測站的  $62.4 \text{ mg Chla m}^{-2}$  亦低。七家灣溪一號壩測站平均藻類生物量略高，為  $79.3 \text{ mg Chla m}^{-2}$ ，七家灣溪與高山溪匯流後之繁殖場測站藻類生物量可能因營養鹽濃度降低，生物量也降低，平均為  $68.2 \text{ mg Chla m}^{-2}$ 。位於武陵收費站下方有勝測站生物量則明顯較七家灣溪各測站和高山溪測站高出許多，可達  $269 \text{ mg Chla m}^{-2}$ ，為其他測站生物量 3-10 倍。推測春季及冬季生物量的累積可能與水量有關，由流速與生物量關係得知(圖 9)，當流速低時，生物量升高。而夏季生物量高，可能是當時高生產力所導致(圖 10)。

刪除：顯著差異

刪除：七家灣溪三測站則以

刪除：為最

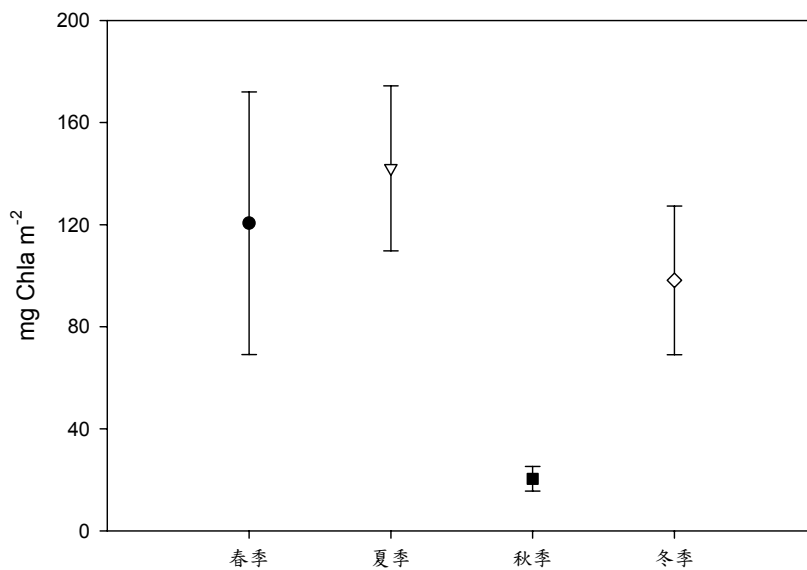
刪除：，

刪除：新

刪除：較

刪除：。略低於桃山西溪測站

刪除：河段



格式化：置中，縮排：第一行：0 字元

圖 7 生物量季節差異

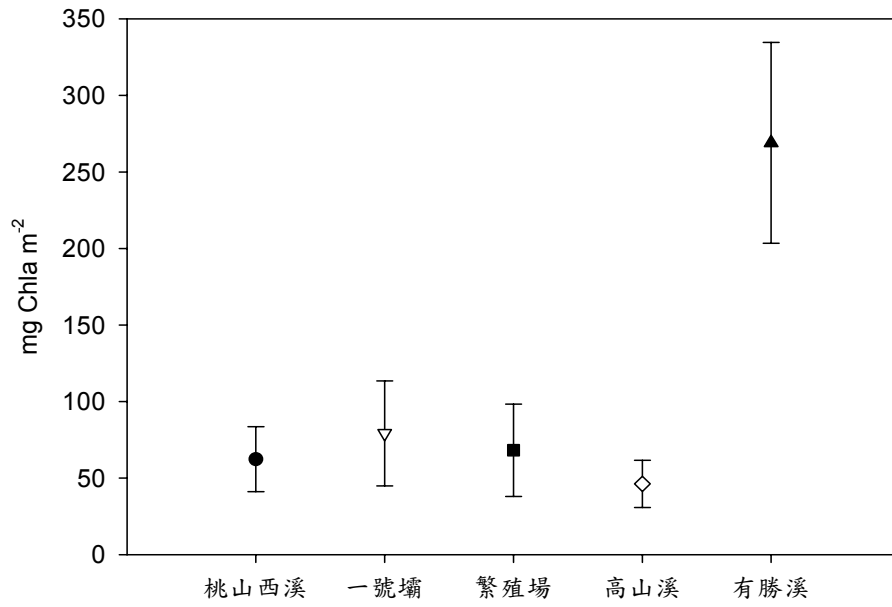


圖 8 各測站單位面積葉綠素 a 含量(n = 6-8)

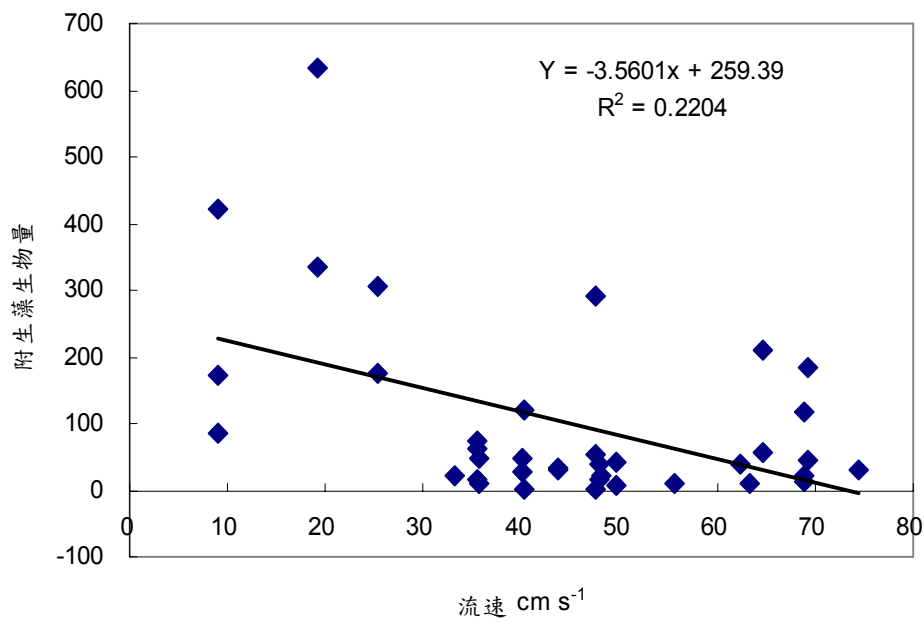


圖 9 流速與藻類生物量迴歸分析

## 2. 生產量時空變化

各測站單位面積生產量(GP)則以夏季最高(圖 10)，尤其有勝溪測站夏季時生產力明顯高於其他測站，其他季節有勝溪仍略微偏高，但與其他測站差異不大。

將測得各測站之附生藻單位面積年生產量利用光合作用差商值 1.2 (photosynthetic quotient)，將氧的生產力轉換為每年碳固定之生產量(圖 11)。結果與單位面積葉綠素 a 趨勢相近。有勝溪生產量最高為  $32.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，高山溪年生產量最低為  $7.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，桃山西溪與繁殖場兩測站分別為  $13.8$  及  $12.4 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ ，略低於七家灣溪一號壩測站之年生產量  $18.1 \text{ g C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ 。

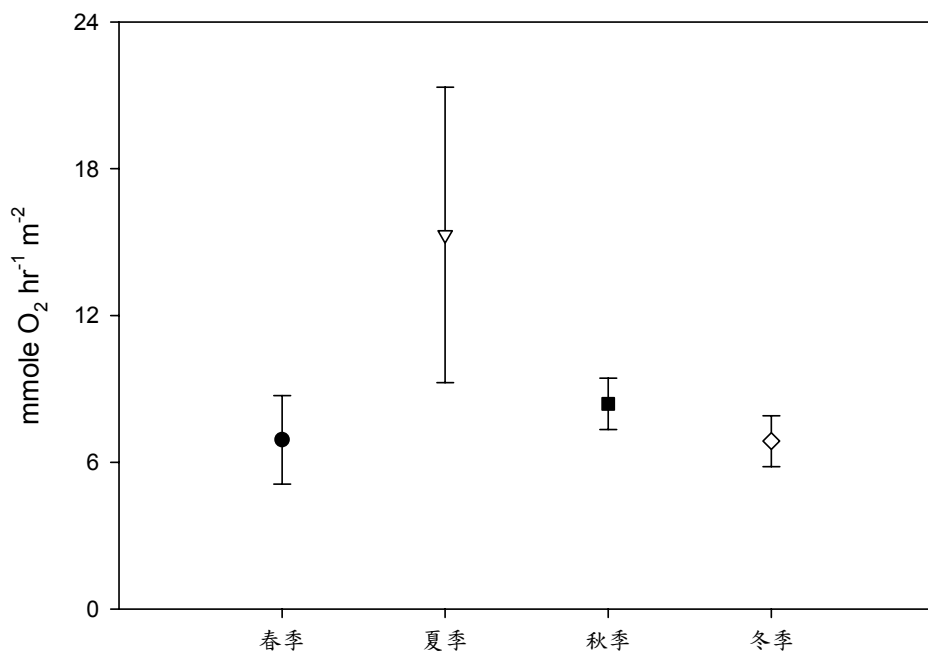


圖 10 生產力季節差異

刪除: 力

刪除: 並無明顯季節變化

刪除: , 測站間

刪除: 力

刪除: 測站

刪除: 測站

刪除: 測站

刪除: 新

刪除: 測站

格式化: 置中, 縮排: 第一行: 0 字元



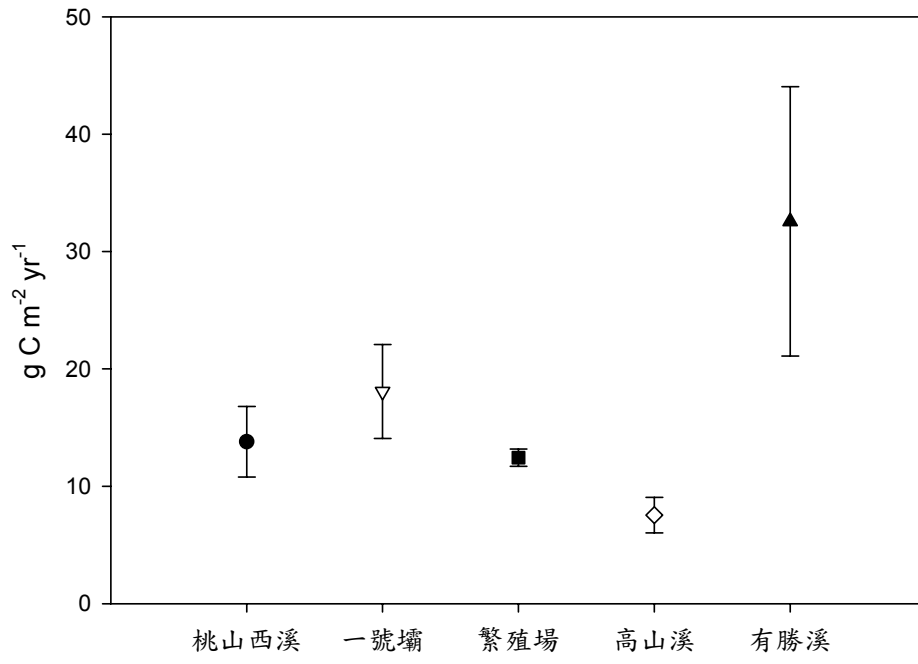


圖 11 七家灣溪各測站單位面積年生產量(n=4~6)

### 3. 環境因子迴歸分析

將水溫、水體營養鹽 DIN 及 DIP、光遮減係數、pH 值與流速等環境因子，分別與附生藻生物量及生產力進行逐步複迴歸分析(表 1、表 2)。其中附生藻類生物量與水溫及水體 DIN 濃度有顯著正向迴歸關係，顯示水溫與營養鹽可能為附生藻類生物量的主要影響因子，同時亦暗示附生藻類大量增生可能因 DIN 大量輸入所造成。生產力則是與水溫呈顯著正向迴歸關係，顯示水溫是影響藻類生產力主要因子。

表 1 生物量與環境因子逐步複迴歸分析

環境因子	Parameter estimate	Standard error	t Value	p
截距	-37.886	295.175	-0.13	0.899
水溫	17.411	7.536	2.31	0.027*
DIN	0.574	0.258	2.22	0.034*
DIP	527.458	311.522	1.69	0.100
光遮減係數	-2.294	10.237	-0.22	0.824
pH 值	-20.723	36.351	-0.57	0.573
流速	-0.062	1.118	-0.06	0.956

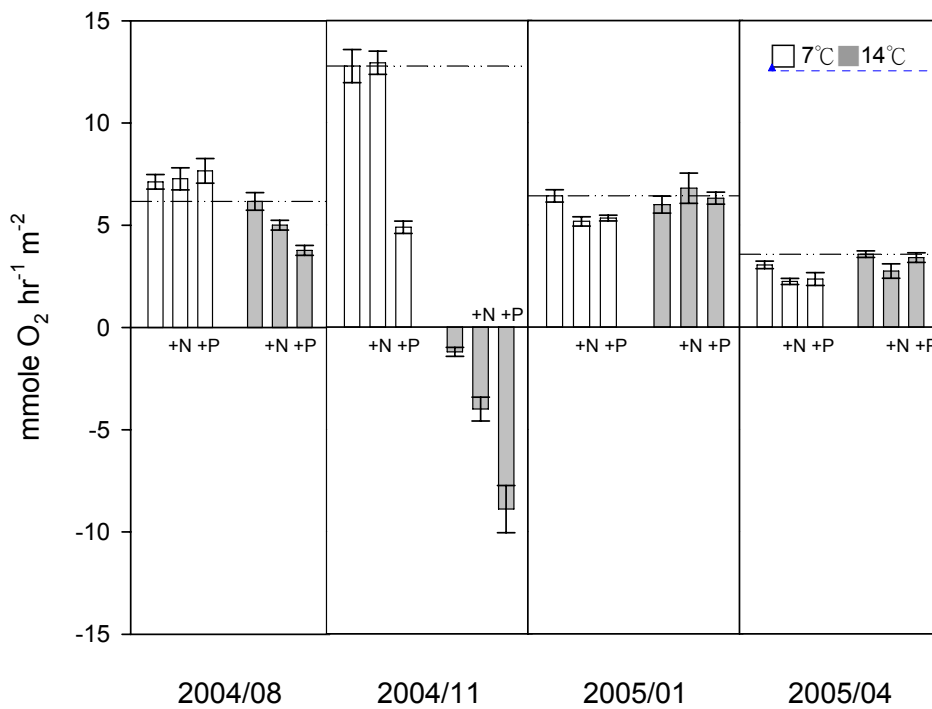
- 刪除: 力
- 格式化: 字型: (符號) 標楷體
- 格式化: 字型: (符號) 標楷體
- 格式化: 字型: (符號) 標楷體
- 刪除: 推測
- 刪除: 力
- 刪除: 力
- 刪除: 力

表 2 生產力與環境因子逐步複迴歸分析

環境因子	Parameter estimate	Standard error	t Value	p
截距	-6.046	25.741	-0.23	0.816
水溫	2.897	0.656	4.41	< 0.001***
DIN	0.001	0.023	0.05	0.959
DIP	4.051	26.879	0.15	0.881
光透減係數	0.500	0.894	0.56	0.580
pH 值	-2.516	3.179	-0.79	0.435
流速	-0.005	0.097	-0.05	0.958

#### 4. 溫度與營養鹽對藻類生產力影響

不同水溫下添加營養鹽對藻類生產力影響結果，桃山西溪測站水溫較低，藻類較適應低溫環境，因此在升溫處理時生產力有下降趨勢(圖 12)。有勝溪測站水溫較高，因此降溫處理時生產力下降(圖 13)。其餘測站在冬季時給予較高溫度，生產力有升高的趨勢(表 3)。將不同溫度及營養鹽結果進行分析發現溫度相對於水體營養鹽為影響藻類生產力主要因子。附生藻營養鹽添加實驗方面，七家灣溪各測站與高山溪分別於不同季節有營養鹽限制情形，有勝溪無顯著變化趨勢。不同季節間，夏季時各測站無論添加何種營養鹽皆無生產力顯著提高之現象，顯示冬季有營養鹽限制情形發生(表 4)。



格式化: 字型: 10 點

圖 12 桃山西溪測站附生藻不同溫度添加營養鹽生產力變化(n=5~7)  
 “-----” 為當季水溫處理下對照組 GP 值

刪除: (透明與灰階?)

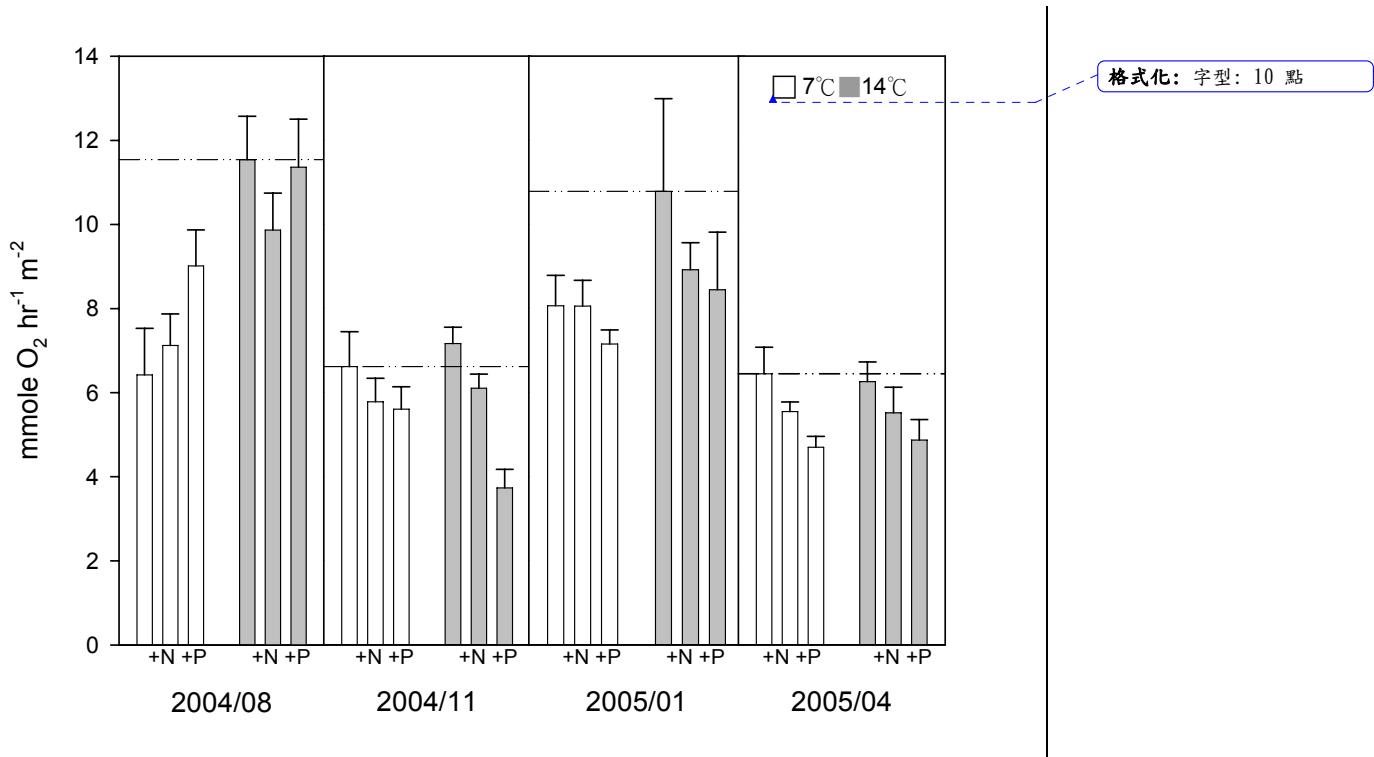


圖 13 有勝溪測站附生藻不同溫度添加營養鹽生產力變化(n=5~7)  
“-----” 為當季水溫處理下對照組 GP 值

表 3 不同溫度處理附生藻生產力變化趨勢

2004 年 8 月	桃山西溪	一號壩	繁殖場	高山溪	有勝溪
7°C	↗	↘	↗ *	↗ ***	↘ *
14°C	-- <sup>a</sup>	--	--	--	--
<b>2004 年 11 月</b>					
7°C	--	↗	↗ **	--	--
14°C	↘ ***	--	--	--	--
<b>2005 年 1 月</b>					
7°C	--	--	--	--	↘
14°C	↘	↗ ***	↗ *	↗	--
<b>2005 年 4 月</b>					
7°C	↘	↘	↘ *	--	--
14°C	--	--	--	--	--

<sup>a</sup>-- 表示測站當時水溫，視為對照組，箭號則是相對於對照組生產力變化趨勢

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$

刪除: 新

表 4 不同營養鹽處理附生藻生產力變化趨勢

2003 年 2 月	桃山西溪	一號壩	繁殖場	高山溪	有勝溪
+ N	+ <sup>a*</sup>	--	--	+*	--
+ P	--	+*	--	--	--
<b>2003 年 7 月</b>					
+ N	+*	--	--	--	--
+ P	+*	--	--	+*	--
<b>2003 年 8 月</b>					
+ N	--	--	--	--	--
+ P	--	--	--	+*	--
<b>2004 年 1 月</b>					
+ N	+	--	+	--	--
+ P	--	--	--	--	--
<b>2004 年 3 月</b>					
+ N	--	+ <sup>**</sup>	--	--	--
+ P	--	--	--	--	--

<sup>a</sup> + 表示添加營養鹽後生產力上升

\* p < 0.05, \*\* p < 0.01, \*\*\* p < 0.001

表 4(續). 不同營養鹽處理附生藻生產力變化趨勢

2004 年 8 月	桃山西溪	一號壩	繁殖場	高山溪	有勝溪
+ N	--	--	--	--	--
+ P	--	--	--	--	--
<b>2004 年 11 月</b>					
+ N	--	--	--	--	--
+ P	--	--	--	--	--
<b>2005 年 1 月</b>					
+ N	--	--	+*	--	--
+ P	--	--	--	--	--
<b>2005 年 4 月</b>					
+ N	--	--	--	--	--
+ P	--	--	--	+*	--

<sup>a</sup> + 表示添加營養鹽後生產力上升

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$



### 5. 微棲地差異分析

2005 年夏季進行主要五測站微棲地差異之實驗，主要在五個主要測站針對不同微棲地採集藻類生物量。首先依照 Montgomery (1997)對各棲地型態特性的描述(表 5)，將各測站約 50 公尺河段分為三種型態，分別為流、瀨及潭，並將採得生物量與棲地型態進行進一步分析。桃山西溪、高山溪及有勝溪採樣河段棲地型態皆為瀨，一號壩及繁殖場則三種棲地型態皆有。棲地型態與生物量之關係，則以三種棲地型態皆有之一號壩及繁殖場測站進行分析，三種棲地型態藻類生物量皆以流的藻類生物量為最高(圖 14)。

刪除: 表 4 水體溫度與營養鹽添加對藻類生產力變方分析表(可以考慮拿掉)

2004 年 8 月

刪除: <sup>a</sup> Ch1:桃山西溪測站, Ch2:七家灣溪一號壩, Ch3:新繁殖場, K:高山溪, Y:有勝溪

-----分節符號(下一頁)-----

刪除: 新

刪除: 新

表 5 各類型棲地型態特性

棲地型態	流況	底質	河床坡度 平均值
潭(Pool)	水勢緩和、水面平靜無擾動 流況屬緩流(tranquil flow)	幾乎無石塊突出水面	0.5 %
瀨(Riffle)	水面有波紋、局部水流域組會有水躍，流況屬緩流	局部有石塊突出水面	1 %
流(Rapid)	石塊或石肋阻水形成跌水-水躍，石肋間尚有水渦潭(pocket pool)，水渦潭長度小於河寬	多處石塊突出水面，時快可能集結成不規則石肋(rib)，石肋方向約略垂直河向	2.5 %
湍瀑瀨 (Cascade)	眾多石塊阻水，形成一系列短的梯狀潭，緩流水域少於面積 50 %，流況亦稱為湍流(tumbling flow)	石塊突出、穿插於河面，石塊分布情形似階梯狀	5 %
獨立梯狀潭 (Isolated Step)	水位落差明顯，足以區分為上下游二種不同水域	石塊聚集，寬度跨越河寬	> 10 %

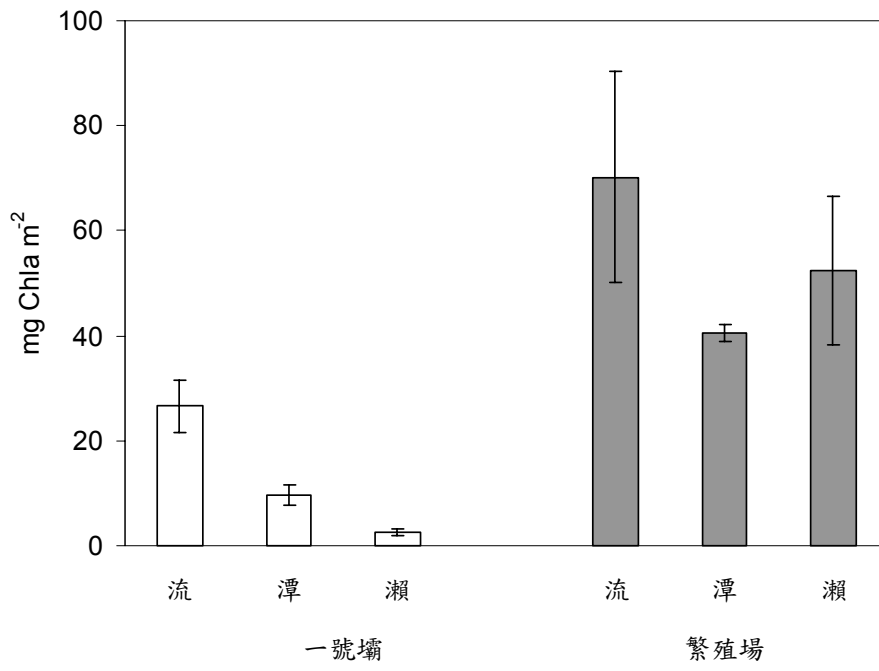


圖 14 三種棲地型態藻類生物量比較

### 6. 颱風暴雨影響分析

2005 年 10 月進行武陵地區 七家灣溪 四個一般測站及司界蘭溪兩測站藻類生物量之調查。司界蘭溪上下游藻類生物量相近，略低於七家灣溪沿岸(圖 15)。七家灣溪則以二號壩採得生物量最高可達  $279 \text{ mg Chla m}^{-2}$ ，上游桃山北溪較低，約為  $56.1 \text{ mg Chla m}^{-2}$ 。有勝溪生物量則明顯較之前測得生物量為低，為歷年來平均生物量的三分之一，推測可能因為颱風季後造成整個有勝溪河道改變，之後並連續有數次大量降雨，使得生物量較以往來得低許多。

刪除: 新增

刪除: 新增

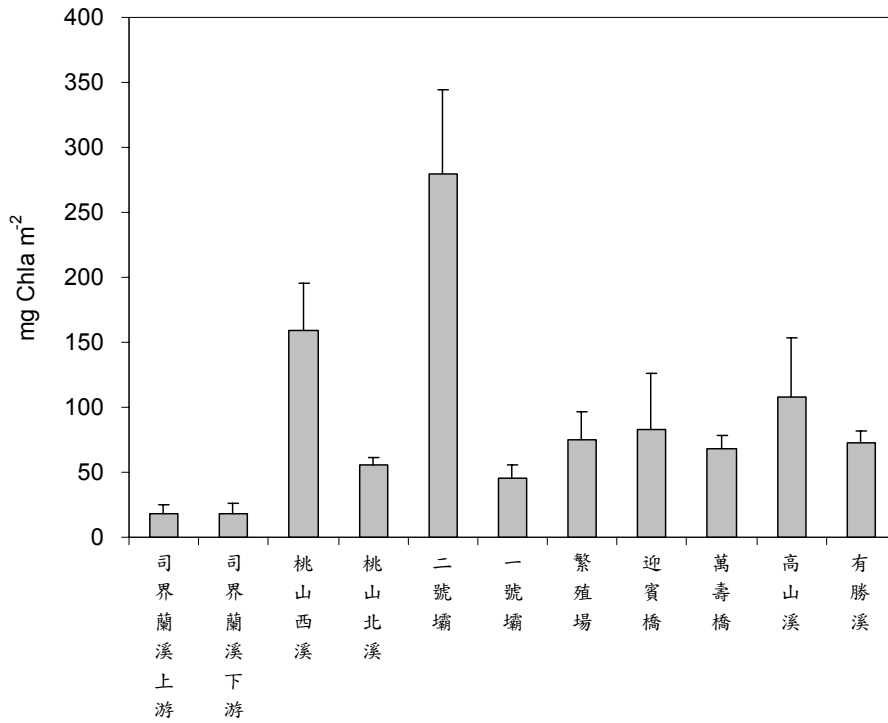


圖 15 武陵地區溪流與司界蘭溪附生藻類單位面積生物量

刪除: 九測站

2004 年比對夏季颱風後所帶來大量降雨，及其對附生藻類生物量影響進行調查，發現在連續降雨或是短時間大量降雨後，生物量明顯下降。2004 年 7 月敏督利颱風引進西南氣流造成的降雨，為武陵地區溪流帶來極大水量，也造成8 月附生藻類生物量大量下降(圖 16)，沒有像 2003 年時生物量極高的現象。

刪除: 水中

刪除: 的

2005 年夏季則在颱風前及颱風大量降雨後進行藻類生物量採樣(圖 17)，可明顯看到七月中颱風前生物量趨勢與往年差異不大，以有勝溪為最高，七家灣溪上游測站及高山溪生物量較低。但在八月初颱風過後，所有測站生物量皆明顯下降，甚至趨近於零。

刪除: .

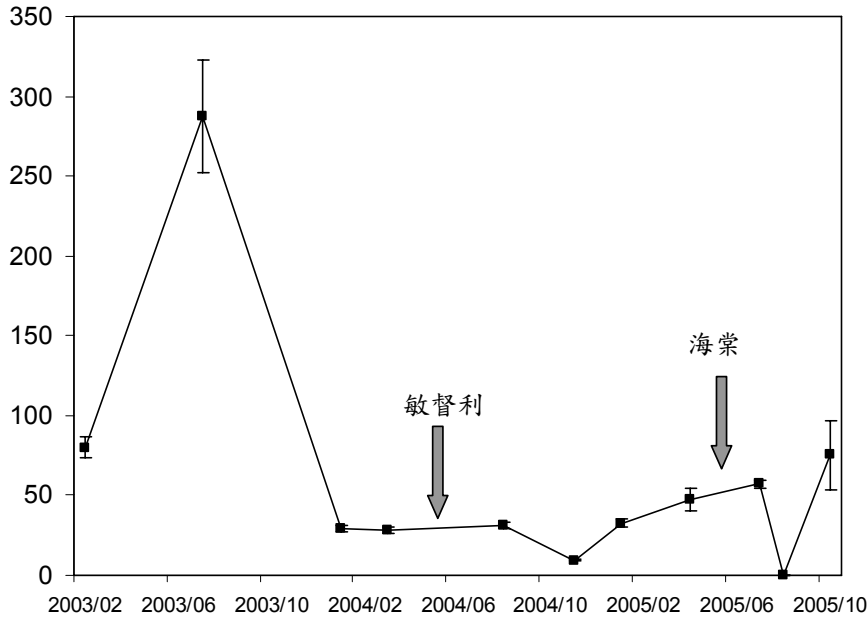
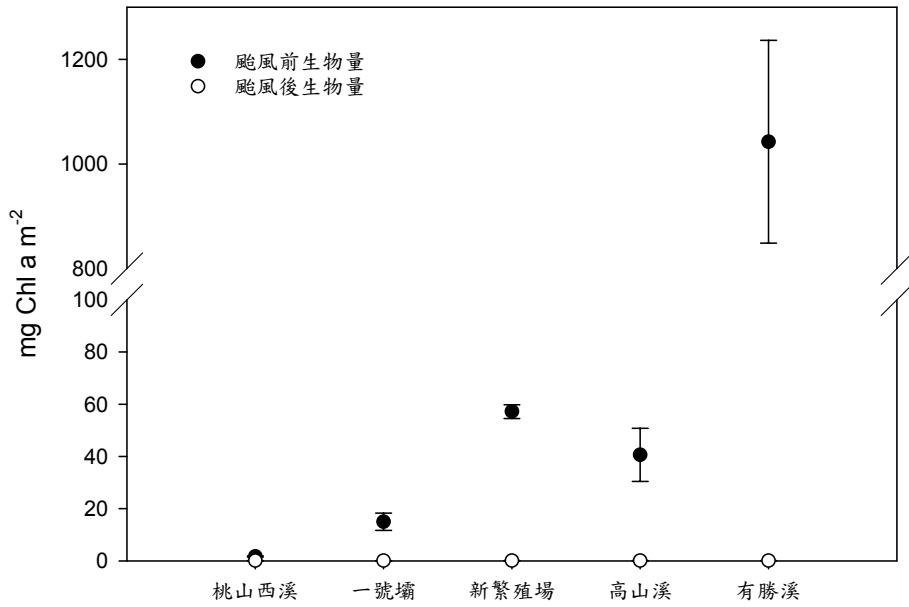


圖 16 新繁殖場單位面積葉綠素 a 含量季節變化  
箭號表示颱風發生



**刪除:** 圖 16 七家灣溪各測站單位面積葉綠素 a 含量季節變化

圖 17 七家灣溪各測站單位面積葉綠素 a 含量季節變化

**格式化:** 標題 2, 置中, 行距: 單行間距, 貼齊格線

## 第二節 溪流粗顆粒有機碎屑收支模式

### 1. 粗顆粒有機碎屑傳輸

垂直枯落物輸入以高山溪最高、有勝溪次之，七家灣溪主流冬季則沿著上游往下游依序遞減，春季此趨勢則不明顯（圖 18）；側向輸入溪流生態系統中的枯落物量，則在不同季各地點間並無呈現穩定相同的趨勢（圖 19）；縱向傳輸在空間變化上不論是縱向輸入量或輸出量皆以高山溪測站顯著高於其他測站，有勝溪則是最低。各測站縱向輸入量與輸出量相比，高山溪和桃山西溪縱向輸入量皆高出輸出量許多，繁殖場和一號壩的縱向輸出量高於輸入量，而有勝溪的縱向輸入量與輸出量相當（圖 20）。

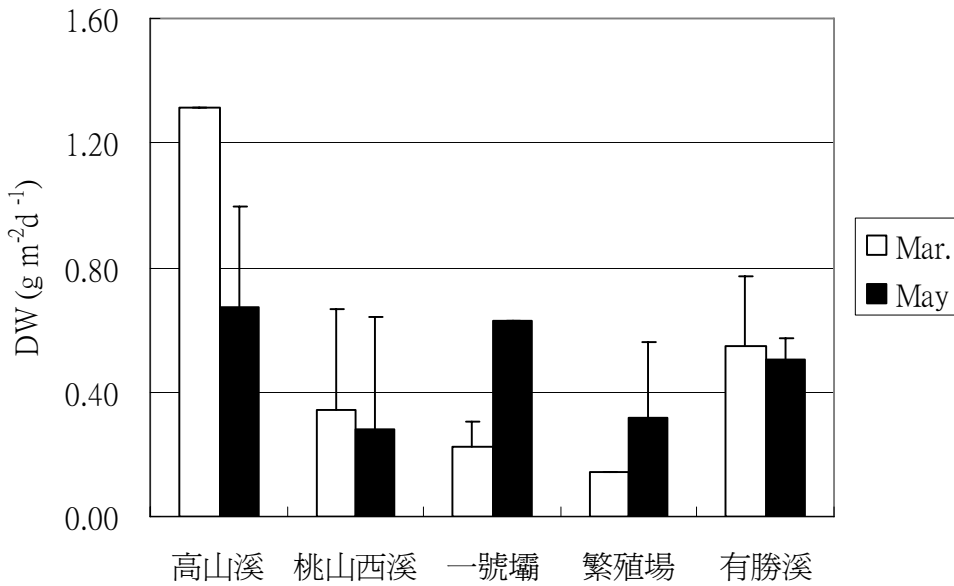


圖 18 各測站有機碎屑量垂直輸入量

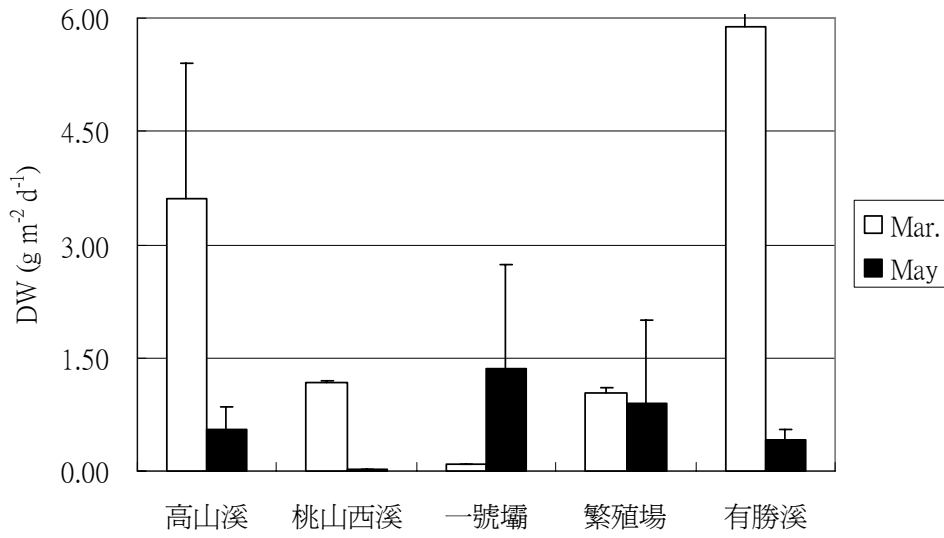


圖 19 各測站有機碎屑側向輸入量

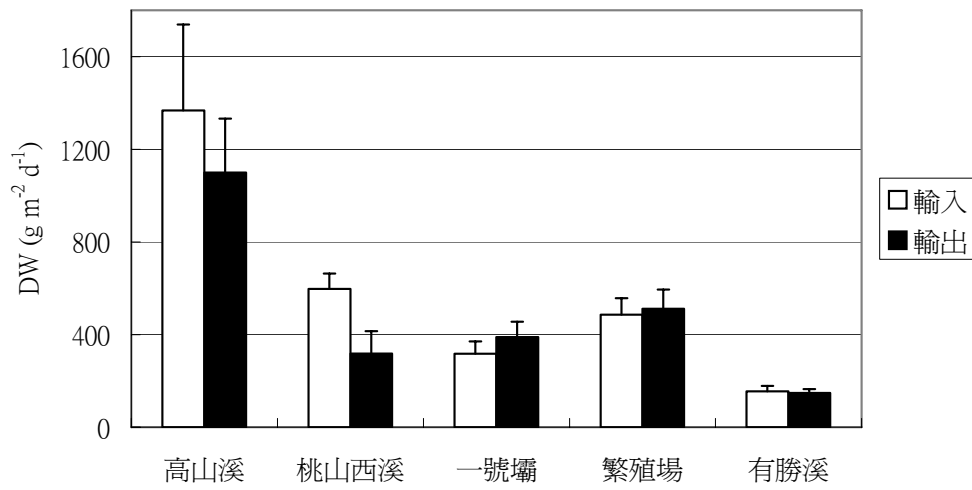


圖 20 各測站有機碎屑縱向傳輸量

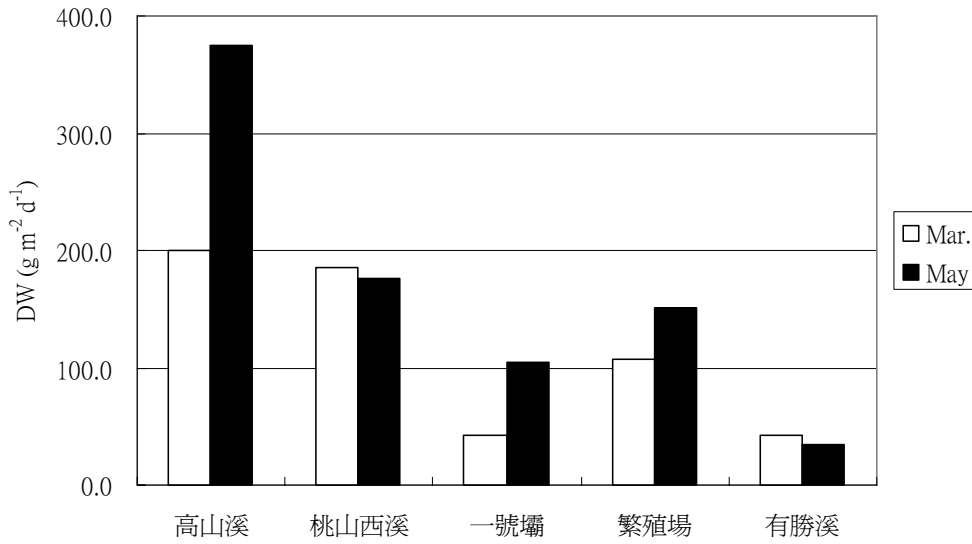


圖 21 各測站有機碎屑單位面積總傳輸量



為了解溪流生態系之能量來源和物質傳輸路徑，本研究計算武陵地區各溪流系統的粗顆粒有機碎屑單位面積傳輸量及組成成份，結果顯示武陵地區各溪流系統皆以河中縱向輸入為最主要的碎屑來源（94.64~99.77%），其中又以高山溪的總傳輸量最高（冬季  $197 \text{ gm}^{-2}\text{d}^{-1}$ 、春季  $374.5 \text{ gm}^{-2}\text{d}^{-1}$ ，圖 21）。

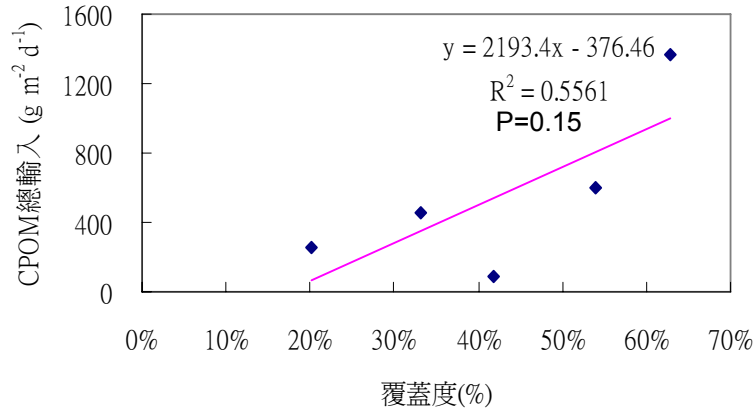


圖 22 粗顆粒有機碎屑總輸入量與溪岸植被覆蓋度相關圖

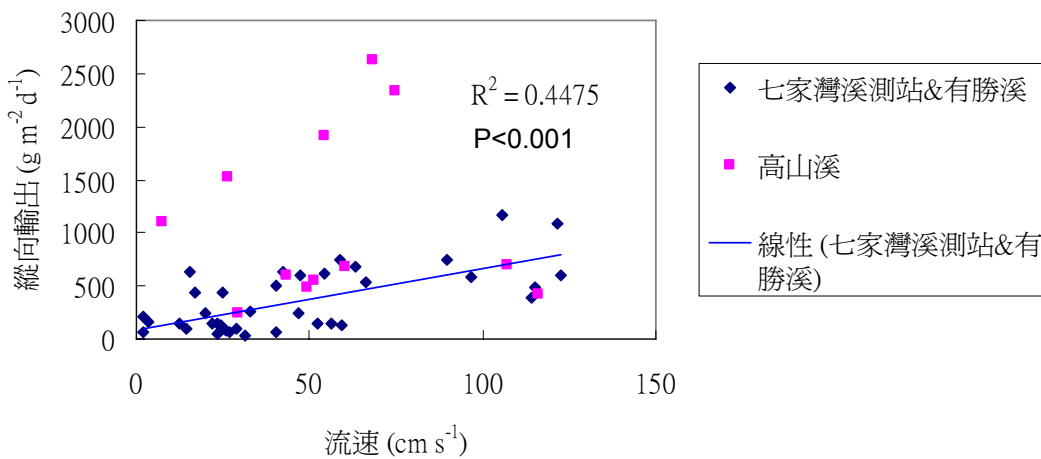


圖 23 粗顆粒有機碎屑縱向輸出量與採樣位置流速相關圖

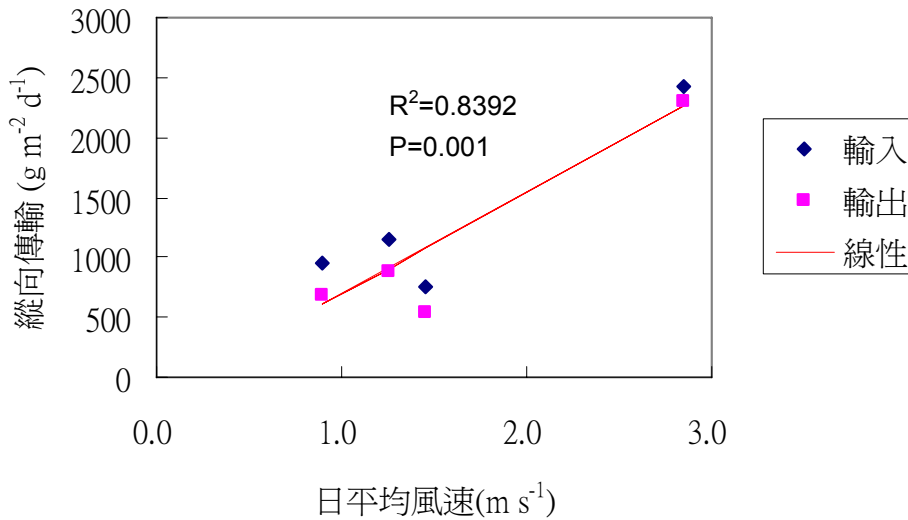


圖 24 高山溪粗顆粒有機碎屑縱向傳輸量與日平均風速相關圖

將各測站不同傳輸路徑的有機碎屑輸入量加總，扣除藻類的部份，可得粗顆粒有機碎屑總輸入量，各測站的有機碎屑總輸入量與溪岸植被覆蓋度趨勢相符合（圖 22），雖然相關性不夠達到顯著水準（ $P=0.15$ ），但解釋程度仍相當高（ $R^2=0.5561$ ）。

另外因測站內各採樣位置的流速變異很大，所以將所有測站內不同採樣位置的有機碎屑縱向輸出量與流速作圖，發現兩者呈現非常顯著的相關性（圖 23， $P<0.01$ ），唯讀高山溪測站除外。進一步分析高山溪各採樣位置的縱向輸出量，發現在二月份高山溪各採樣位置的縱向輸出量皆大於同流速的其他測站，推測可能與二月份風速較高有關，因此將高山溪各採樣位置縱向傳輸量與採樣日的日平均風速（2004，中央氣象局武陵氣象站）作圖，發現兩者呈現極顯著相關（圖 24， $P=0.001$ ），且解釋程度相當高（ $R^2=0.8392$ ）。

## 2. 溪流底層有機碎屑蓄存量

水體中的懸浮態有機顆粒 (SPOM) 濃度 ( $>0.7\mu\text{m}$ ) 以桃山北溪、桃山西溪及高山溪四月份的水中懸浮有機碎屑濃度明顯高於同月份其他測站，應為源頭溪流冬季枯水期所蓄積的大量有機質，因春季融雪及降雨輸出所致；此外，各測站皆呈現從四月到十月遞減趨勢，可能在冬季蓄積的有機質已逐漸輸出，到了 8 月 10 月颱風季節豐水期的稀釋效應造成濃度更低 (圖 25)。

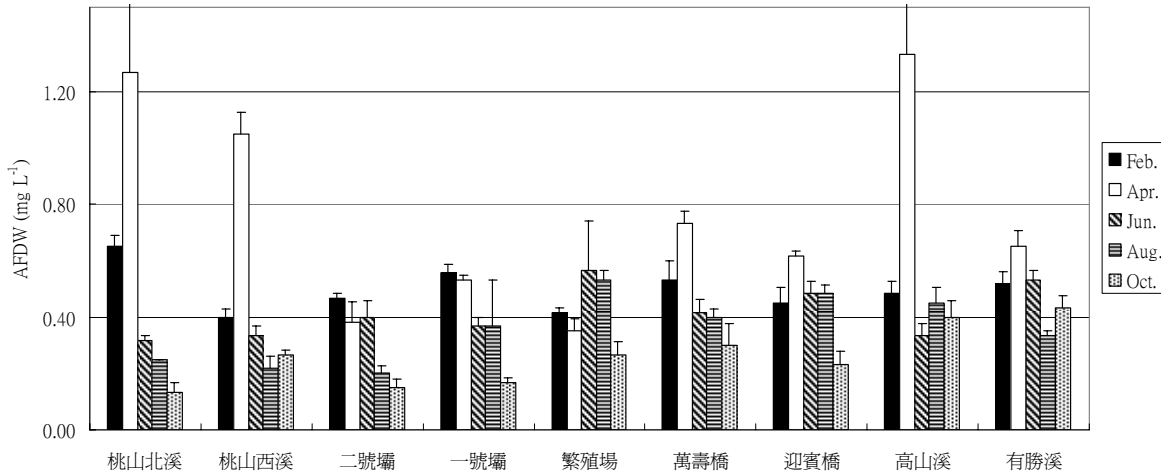


圖 25 各測站水體中懸浮態有機碎屑 (SPOM) 量季節變化

溪流底層細顆粒有機碎屑 (FBOM) 單位面積蓄存量在各測站皆以顆粒等級較小 ( $0.7\sim 250\mu\text{m}$ ) 的 SFBOM 比顆粒等級較大的 LFBOM 多 (圖 26、27)。除了在 8 月份因繁殖場施工導致繁殖場 LFBOM 量明顯高於其他測站，LFBOM 在桃山北溪、高山溪等源頭測站較高，應為粗顆粒有機碎屑輸入較多所致；LFBOM 量在有勝溪較高的原因，則因樣品中藻類量多所致。另外，颱風季節 (8、10 月) 的 LFBOM 量則明顯變低，應為水量變大沖刷底層所致。

細顆粒有機碎屑中顆粒等級較小的 SFBOM 單位面積蓄存量則與總細顆粒有機碎屑量 (FBOM) 的時空變化趨勢大致相符 (圖 27、28)，扣除因 8 月份繁殖場施工對繁殖場、萬壽橋兩站造成的影響，各測站在 SFBOM 與總細顆粒有機碎屑量皆以二月份最高，桃山北溪及有勝溪則以四月份最高，推測源頭溪流測站 (包括桃山北溪、桃山西溪及高山溪) 二月份的 SFBOM 值較高應與較多粗顆粒有機碎屑輸入有關，然而有勝溪、一號壩與繁殖場的

SFBOM 值較高則應屬於藻類生物量較高所影響。颱風季節的豐水量對 SFBOM 單位面積蓄存量與總細顆粒有機碎屑量的沖刷效應並不明顯。各測站總細顆粒有機碎屑量大致與底層流速呈現相反趨勢，但此負相關並不夠顯著（圖 29， $P=0.14$ ）。

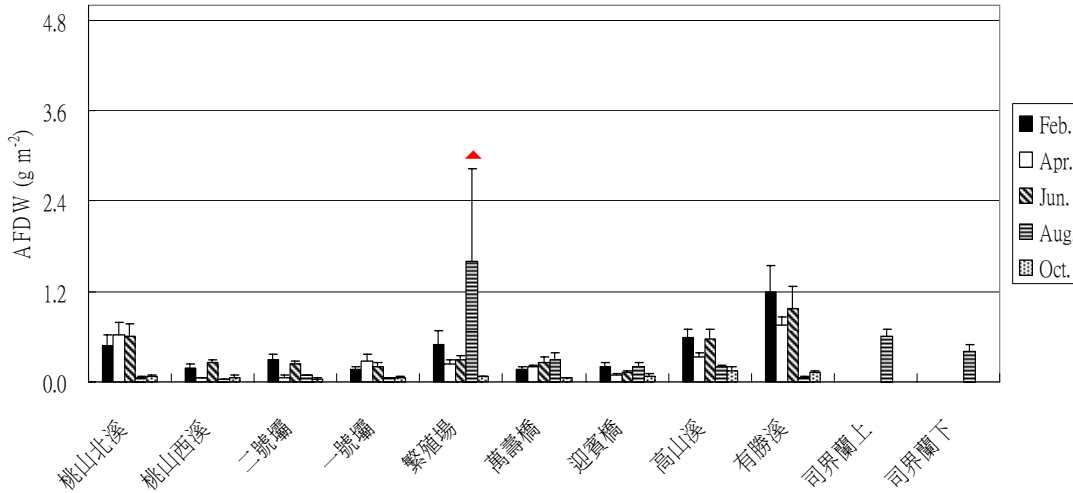


圖 26 各測站底層單位面積 LFBOM(250-1000  $\mu\text{m}$ )量季節變化(▲,因 8 月繁殖場施工導致明顯的增加)

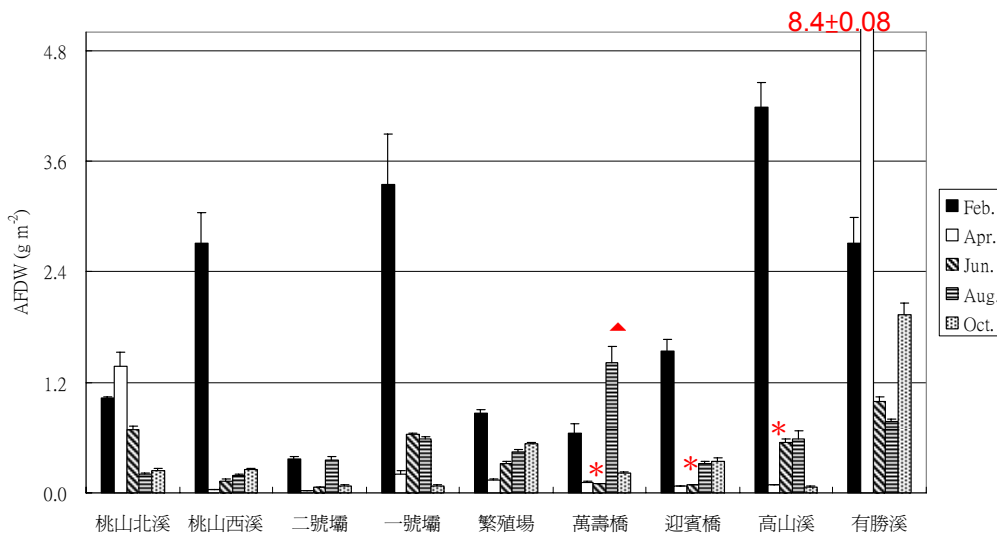


圖 27 各測站底層單位面積 SFBOM(0.7-250  $\mu\text{m}$ )量季節變化

(\* ,萬壽橋、迎賓橋、高山溪 6 月的乾重值依 4 月的 AFDW/乾重 比例推估而得；▲,因 8 月繁殖場施工導致明顯的增加)

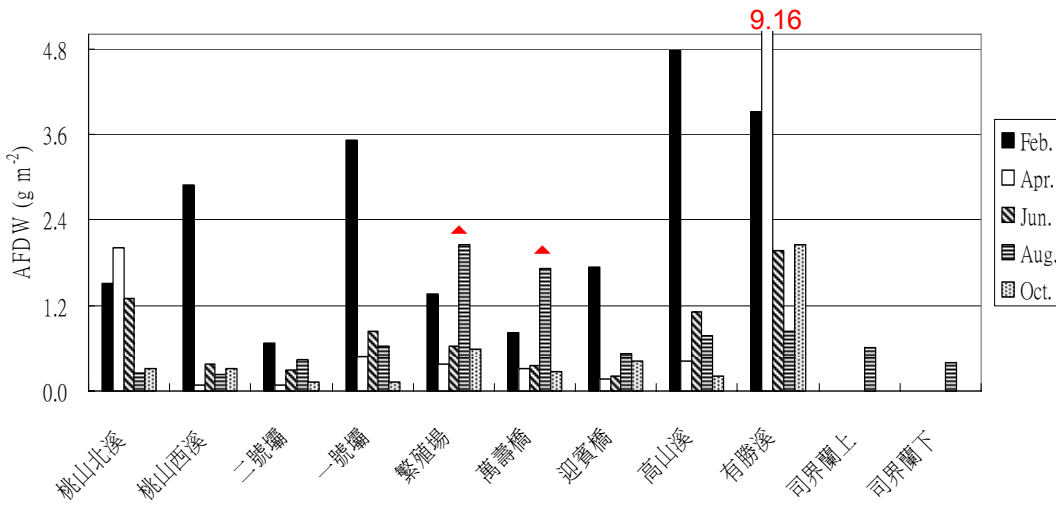


圖 28 各測站底層單位面積細顆粒有機碎屑總量 (FBOM) 季節變化 (▲, 因 8 月繁殖場施工導致明顯的增加)

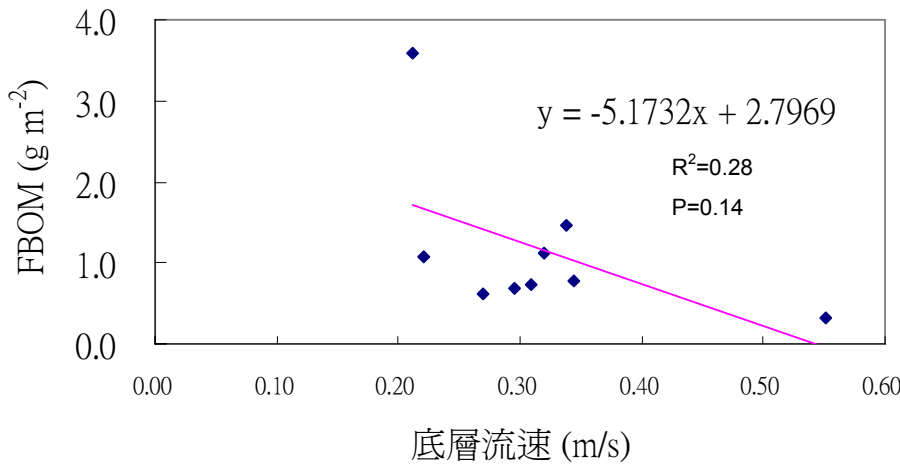


圖 29 各測站底層單位面積細顆粒有機碎屑量與底層流速呈現相反趨勢

溪流底層粗顆粒有機碎屑 (CBOM) 單位面積蓄存量以高山溪、繁殖場最高, 在同一採樣時間 (8 月) 司界蘭溪的底層有機碎屑高於七家灣溪各測站; 七家灣溪主流測站呈現由桃山北溪至一號壩上游至下游遞減趨勢 (圖 30), 繁殖場因直接接受高山溪有機碎屑的傳輸所

致，而此段又屬於忽然開闊平坦的河道，因此蓄存了比七家灣溪主流其他測站較多的有機碎屑量。季節變化趨勢繁殖場也大致與高山溪相符，僅繁殖場 8 月份採樣遇施工導致粗顆粒有機碎屑量比高山溪多。另外，各測站在颱風來臨前（2、4、6 月）的底層粗顆粒有機碎屑也較颱風季節後的量明顯高出許多。底層粗顆粒有機碎屑量大致與各測站溪岸植被覆蓋度呈現相同趨勢（圖 30、32）、而與各測站流速呈現相反趨勢，但此兩相關性皆不顯著（圖 34、35， $P=0.22, 0.11$ ）。

顆粒態有機碎屑單位面積總滯留量（BOM）大致符合粗顆粒有機碎屑（CBOM）的空間變化趨勢，唯獨一號壩、有勝溪的細顆粒態有機碎屑高於粗顆粒態有機碎屑（圖 31、圖 32）。各站底層有機碎屑組成皆以葉片或破碎的葉片殘骸為主（>60%）、枝條、其他如果實種子等所佔比例極低（圖 36）

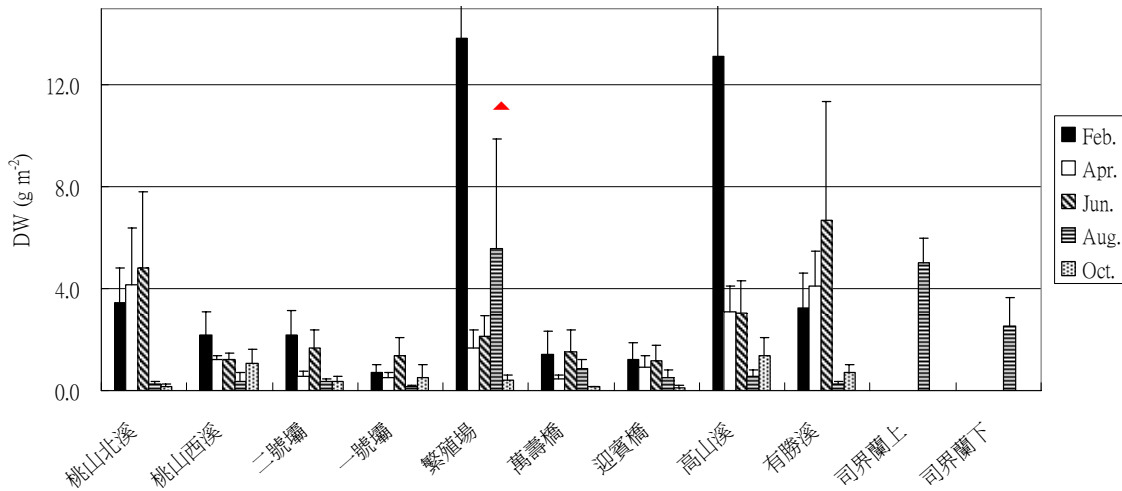


圖 30 各測站底層單位面積粗顆粒有機碎屑（CBOM）量季節變化（▲,因施工導致明顯的增加）

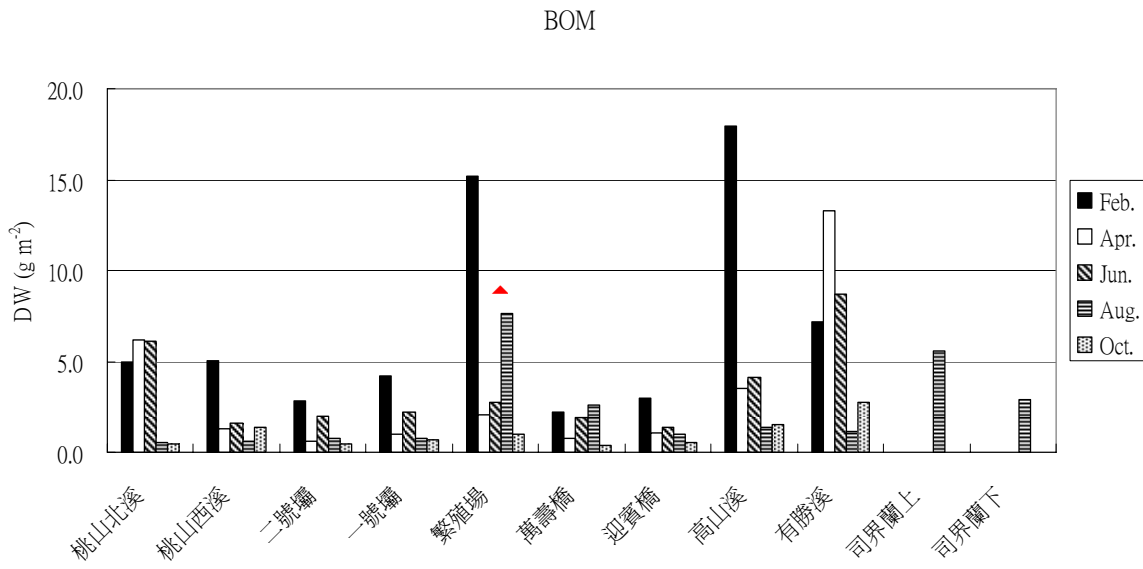


圖 31 各測站底層單位面積總有機碎屑 (BOM) 量季節變化 (▲, 因施工導致明顯的增加)

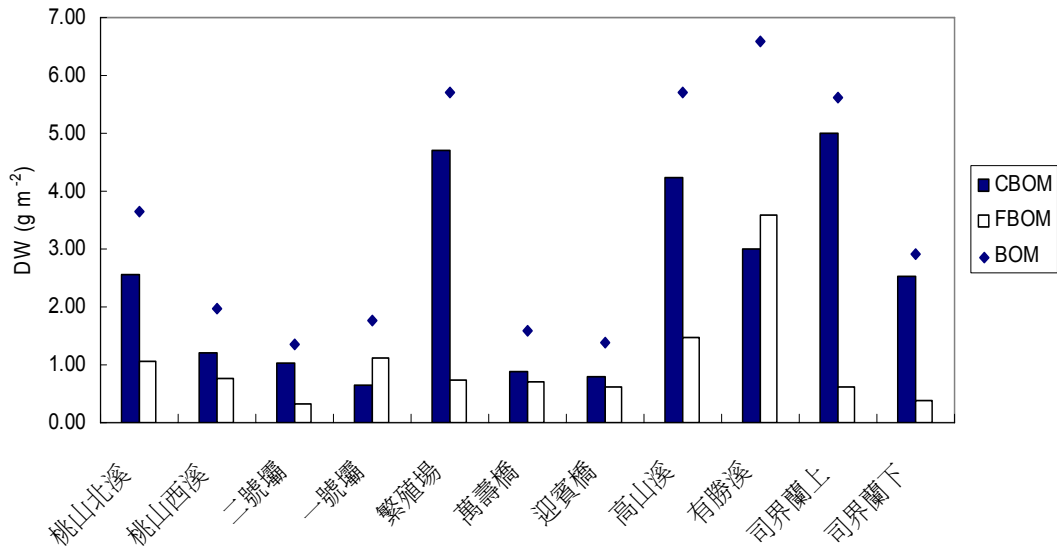


圖 32 各測站底層粗、細有機碎屑量比較

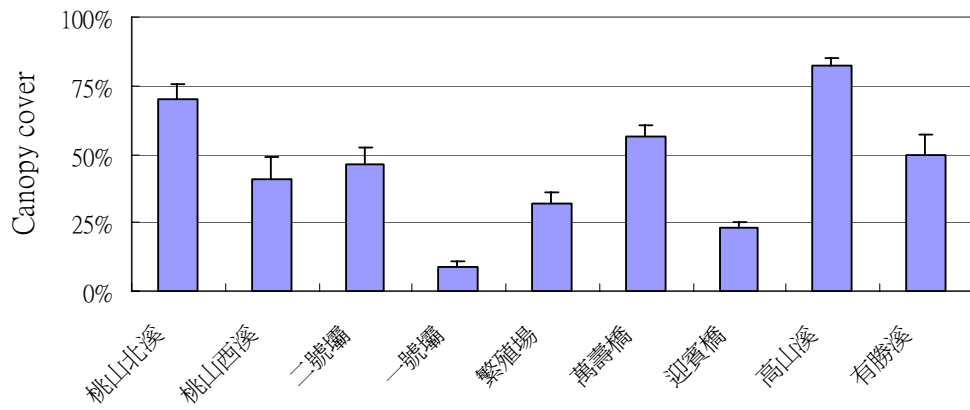


圖 33 各測站溪岸植被覆蓋度圖

蓋度

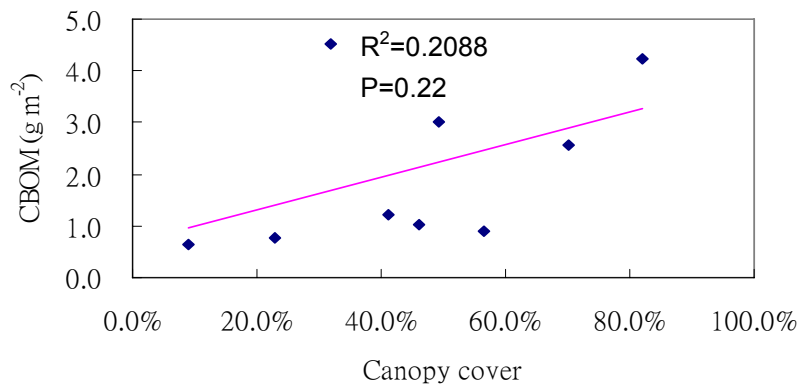


圖 34 粗顆粒有機碎屑量與溪岸植被覆蓋度相關圖



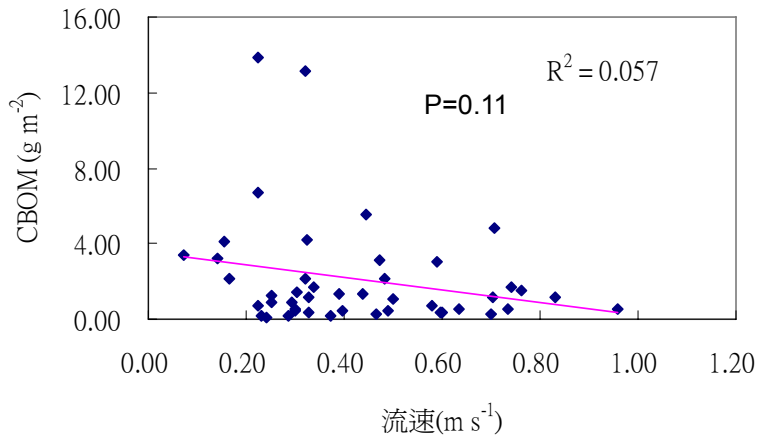


圖 35 粗顆粒有機碎屑量與各測站流速相關圖

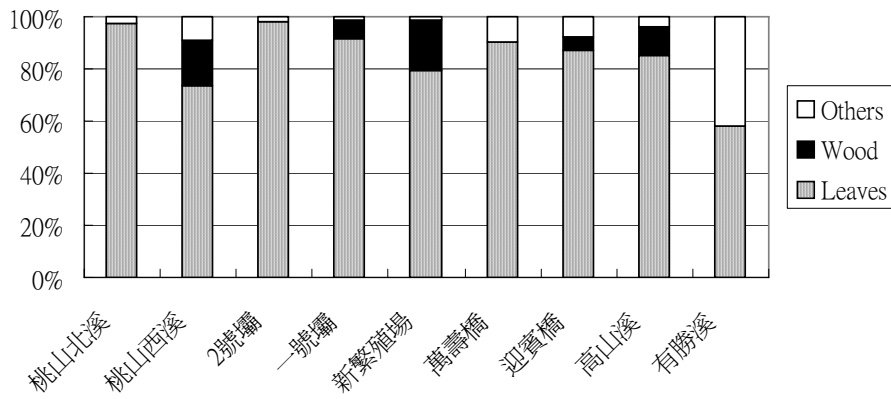


圖 36 各測站底層單位面積粗顆粒有機碎屑組成 (2 月)

進一步將整個系統中食物來源做比較，可以發現藻類生物量大於有機碎屑蓄存量(圖 37)，高山溪及繁殖場則是有機碎屑量大於藻類生物量。若以淨生產量來看，高山溪及繁殖場有機碎屑的輸入量則遠低於藻類，但桃山西溪、一號壩及有勝溪則是遠大於藻類生產量。

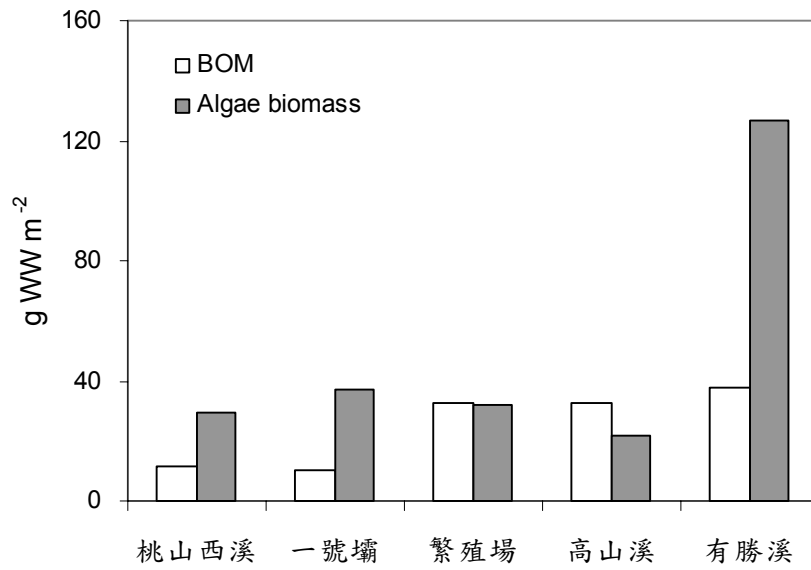


圖 37 有機碎屑與附生藻類生物量比較

### 第三節 櫻花鉤吻鮭族群動態模式

在七家灣溪和高山溪不同時期的模式可以得到不同的參數值如表 6 所示，其中在由夏季族群量預測下一年夏季族群量的矩陣模式中，成魚的存活率很接近實際野外調查的估計值(曾, 2000)。一般而言，夏季到冬季的模式估算值的效能較夏季到隔年夏季的效能好，顯示應該是歷經生殖季節的影響。整個七家灣溪鮭魚族群的成長率( $\lambda$ )均小於 1，顯示仍處於不穩定和衰減的狀態，必須密切注意。高山溪拆壩前後的比較，可以發現拆壩前得到的許多參數是負值，不合模式假設和常理，無法進一步預測。但自 2001 年拆壩後，族群的成長率( $\lambda$ )大於 1，顯示族群有穩定和成長的趨勢，推估拆壩的行為對鮭魚族群的保育是有正面的效果，這樣的結果支持曾(2003)所提出的論點。

表 6 利用七家灣溪與高山溪野外調查資料所建構之族群動態模式所估計之各族群參數  
NA: data not available

Parameters	Sj	Fs	Fa	Gjs	Ss	Gsa	Sa	$\lambda$
Chichiawan Stream								
Summer to next summer	0	0.55	1.16	0.49	0.37	0.18	0.52	0.93
Summer to winter	0.79	0	0	0.17	0.63	0.09	0.79	NA
Winter to next summer	0	-0.76	3.72	0.49	0.47	0.26	0.37	0.94
Kaoshan Stream								
Summer to next summer (2001—2004)	0	0.20	3.88	0.34	0.72	0.40	0.55	1.30
Summer to next summer (1997—2001)	0	-0.14	1.11	-0.11	0.83	0.47	-0.09	0.77

表 7 表示模式預測值與野外觀測值迴歸分析的結果。在所有的模式中，發現亞成魚的預測效能較佳，以七家灣溪冬季到隔年夏季的矩陣模式所估算的結果相關性高達近 0.9，也呈現顯著相關。由夏季到冬季的模式中，成魚的預測效能較差，推測應該是這段暴雨洪水期間，成魚能躲避的地點是不足的。而冬季到隔年夏季的模式中，幼魚預測的效能最差，推論是這個階段是鮭魚卵孵出加入幼魚的階段，受到環境變動的影響較明顯。

表 7 七家灣溪中櫻花鉤吻鮭不同動態模式之預測值與野外觀測之迴歸分析表

Chichiawan stream		observe-estimate regression equation	R <sup>2</sup>	p-value
summer-to-summer	juvenile stage	$y=925.02+0.04x$	0.00	0.96
	sub-adult stage	$y=-45.07+1.04x$	0.87	0.001***
	adult stage	$y=137.04+0.62x$	0.41	0.09 *
summer-to -winter	juvenile stage	$y=-76.00+1.05x$	0.94	<0.001***
	sub-adult stage	$y=25.14+0.97x$	0.86	<0.001***
	adult stage	$y=261.77+0.34x$	0.23	0.20
winter-to summer	juvenile stage	$y=556.55+0.440078$	0.02	0.75
	sub-adult stage	$y=2.98+1.00x$	0.90	<0.001***
	adult stage	$y=24.78+0.93x$	0.79	0.003***

\*:  $p<0.1$  ; \*\*:  $p<0.01$  ; \*\*\* :  $p<0.001$

## 第四章、討論

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982) 對開放水域優養化程度依水體中溶解態無機磷(DIP)及溶解態無機氮濃度(DIN)，分為寡養水域(Oligitrophic)、中度優養水域 (Mesotrophic)、優養化水域(Eutrophic)及過優養化水域(Hypertrophic)，其中 DIP 濃度小於  $0.5 \mu\text{M}$ ，即為寡營養鹽水域，而 DIN 濃度小於  $40 \mu\text{M}$  為寡營養鹽水域， $40\sim 60 \mu\text{M}$  為中度優養化水域，大於  $150 \mu\text{M}$  以上則為優養化水域。Dodds (1998)提出寡營養鹽至中度優養化水域底棲附生藻類生物量為  $20 \text{ mg Chla m}^{-2}$ ，中度優養化至優養化水域則為  $70 \text{ mg Chla m}^{-2}$ 。由本實驗各測站不同季節 DIP 濃度來看，有勝溪略高於其餘測站，五個測站間差異不大，並皆低於  $0.3 \mu\text{M}$ ，對磷而言應為寡營養鹽之開放水域。但有勝溪 DIN 濃度平均達  $200 \mu\text{M}$ ，且生物量平均高達  $270 \text{ mg Chla m}^{-2}$ ，應可視為高度優養化之溪流。而七家灣溪下游一號壩及新繁殖場兩河段之 DIN 濃度與生物量接近中度優養化水域標準。

將營養鹽組成分開來看，可知水體中 DIN 主要是由硝酸鹽及亞硝酸鹽組成(官 2005)，比較過去研究測得營養鹽值(陳，1998~2000) 發現在地上建物接管至污水處理場後，水體中  $\text{NH}_4$  濃度明顯下降，但是  $\text{NO}_3$  濃度則無太大改變。再與其他未受污染水域比較 (Marcus 1980)，本次實驗所測得 DIN 與 DIP 除七家灣溪下游兩測站與有勝溪之外，皆與其他未受污染水域營養鹽量相當，因此推測七家灣溪下游 DIN 濃度及生物量的提高，極有可能是因為七家灣溪沿岸所進行之農業活動施用肥料，造成  $\text{NO}_3$  的大量輸入所致。

水體中營養鹽為溪流中附生藻類主要利用來源，因此營養鹽濃度也直接影響溪流中藻類生物量。本次調查分別對七家灣溪、高山溪及有勝溪不同河段進行生物量的估計，結果顯示三條溪流附生藻生物量明顯依其營養鹽濃度變化而有所不同。有勝溪於武陵收費站下方河段營養鹽含量高，其生物量即單位葉綠素 a 含量較七家灣溪和高山溪各河段來的高，尤以夏季可見附生藻增生為冬季時兩倍以上。七家灣溪單位面積葉綠素 a 含量可知生物量下游較上游來的多，與本實驗測得各河段營養鹽含量趨勢類似。由生物量與環境因子複迴歸分析，顯示葉綠素 a 生物量與水體 DIN 有顯著正向迴歸關係( $p < 0.05$ )。由此可見營養鹽是影響武陵地區三條主要溪流藻類生物量因素之一。

就營養鹽添加之結果顯示，氮和磷均是溪流藻類生長所需營養鹽，由下游水體氮含量遠高於上游，磷含量則無差異的情形來看，七家灣溪下游河段藻類氮源充足，相對而言磷則為

缺乏的狀態，因此磷應該成為七家灣溪下游藻類的限制營養鹽。七家灣溪上下游與高山溪附生藻分別於不同時期在添加  $\text{NO}_3+\text{NH}_4$  及  $\text{PO}_4$  後單位面積生產力(GP)明顯升高，有氮限制、磷限制或氮磷共同限制之情形。

而夏季進行之營養鹽添加實驗，五測站之單位葉綠素 a 生產力皆無明顯增加之趨勢。表示冬季時易有營養鹽限制之情形，反之夏季營養鹽限制情形便不顯著。就不同水溫對藻類生產力影響而言，桃山西溪生產力在升溫處理時有下降趨勢，推測應為桃山西溪平均水溫較低，藻類群聚應適應較低溫環境。其餘測站則是發現在冬季時，若給予升溫處理，生產力有升高趨勢，除此外並無明顯升高或降低之趨勢。結果顯示營養鹽與溫度對藻類生產力在不同測站、不同季節，溫度或營養鹽成為不同之主要影響因子，顯示藻類生產力變化絕不是只受單一環境因子影響而改變。

由生物量變化對照雨量變化發現生物量亦受大量降雨影響，當降雨量少時，河床受到干擾程度小，生物量開始累積，在連續降雨或是大量降雨後，生物量明顯下降。尤其是 2004 年 7 月敏督利颱風引進西南氣流造成的降雨，為武陵地區溪流帶來極大水量，也造成水中藻類生物量大量的下降。推測與降雨後河道改變有關。大量降雨前河床底質穩定，藻類生物量可穩定累積，但大量降雨之後河道明顯變寬並加深(葉 2004)，水流變大也導致水體濁度提高，導致附生藻附生之石塊不斷翻動且被刮除，且水中照光度降低，因此附生藻類生物量明顯下降。

刪除: 接受

但將水流流速與藻類生物量進行迴歸分析發現當水流流速降低，藻類生物量即有累積的機會，因此測得生物量提高。而武陵地區溪流及司界蘭溪共十一個測站藻類生物量的調查結果顯示，司界蘭溪藻類生物量較其他測站來的低，初步結果測得司界蘭溪水流流速略高於其他溪流，因此推測藻類生物量的偏低可能與水流流速較快有關。

粗顆粒有機碎屑收支模式的結果顯示桃山西溪、高山溪為源頭溪流，有機碎屑總輸入量也高，推測河岸植被覆蓋度較高應為粗顆粒有機碎屑總輸入量高於其他三測站的主要原因。且粗顆粒有機碎屑的縱向輸出量與採樣位置流速呈現非常顯著的相關，顯示流速越快的地方縱向輸出量也越高，然而在高山溪測站的有機碎屑縱向輸出量增加更受到採樣日風速的影響。

水中懸浮態有機顆粒 (SPOM) 在春季也呈現桃山北溪、桃山西溪、高山溪等源頭溪流測站明顯高於其他測站的現象，推測原因應與冬季源頭溪流的有機碎屑輸入量較高，而在春季因融雪及降雨水量開始增加，將有機碎屑沖刷帶出所致。

溪流底層的大型細顆粒有機碎屑 LFBOM 單位面積蓄存量在颱風季節 (8、10 月) 各測站的量皆有明顯降低，但颱風季節豐水量對 SFBOM 單位面積蓄存量與總細顆粒有機碎屑 (FBOM) 量的沖刷效應卻不明顯。各測站總細顆粒有機碎屑 (FBOM) 量大致與底層流速

呈現相反趨勢，但此負相關不夠顯著 ( $P=0.14$ )，顯示流速對底層的細顆粒有機碎屑蓄存量雖有影響，但可能有其他影響更為顯著的因素存在。

溪流底層粗顆粒有機碎屑量 (CBOM) 大致與各測站溪岸植被覆蓋度呈現相同趨勢、且與各測站流速呈現相反趨勢，但此兩相關性皆不顯著 ( $P=0.22$ 、 $0.11$ )，推測各溪流粗顆粒態有機碎屑蓄存量除了受到覆蓋度、流速些微影響之外，可能還受到其他主要因素所影響，影響因素有待未來進一步釐清。另外，大部分測站皆呈現粗顆粒有機碎屑高於細顆粒有機碎屑量，而一號壩、有勝溪的細顆粒態有機碎屑卻高於粗顆粒態有機碎屑，推測一號壩應為底層淘洗嚴重，粗顆粒有機碎屑不易滯留所致；而有勝溪應為颱風季節前有較多藻體破片累積所致 (圖 36，有勝溪「其他」類)。

根據矩陣模式估算的結果顯示，台灣櫻花鉤吻鮭的族群仍處在負成長的狀態，相關的保育工作仍須密切的注意，同時高山溪自 2001 年拆壩後，族群數量有逐漸增加的趨勢，且呈正成長，顯示攔砂壩對鮭魚數量成長的確是一項阻力，透過矩陣模式所得到的參數也可以提供相關保育措施的參考，顯示模式的應用的確是生態保育上一項有用的工具。

## 第五章、參考文獻

- 上野益三。1937。台灣大甲溪の鱒の食性と寄生蟲。台灣博物會報 27。153~159 頁。
- 沈世傑、曾晴賢、楊正雄，2004，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，39 頁。
- 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。台中縣。185 頁。
- 汪靜明。1994。武陵地區環境生態。雪霸國家公園管理處印行。
- 林幸助、謝莉顯。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九十一年度研究報告。13、19 頁。
- 孫元勳。2003。櫻花鉤吻鮭天敵之研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處九十二年研究報告。10、11 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 -- 八十七年度研究報告，內政部營建署雪霸國家公園管理處，85 頁。
- 陳弘成，1999，武陵地區溪流水源水質監測系統之規劃與調查(五)八十八年度研究報告，內政部營建署雪霸國家公園管理處，78 頁。
- 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)八十九年期末報告，內政部營建署雪霸國家公園管理處，106 頁。
- 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九十二年研究報告。21、22 頁。
- 雪霸國家公園管理處。2000。與國家公園有約保育研究成果展—摘要簡冊。內政部營建署雪霸國家公園管理處。89 頁。
- 雪霸國家公園編印。2000。雪霸國家公園自然資源研究方向芻議-歷年保育研究計畫總檢討。
- 曾晴賢、游智閔、楊正雄。2000。七家灣溪櫻花鉤吻鮭族群數量變動的研究。國家公園學報10(2)：190-210 頁。
- 曾晴賢。2001。櫻花鉤吻鮭族群監測與生態調查(四)。內政部營建署雪霸國家公園管理處九十年研究報告。34 頁。
- 曾晴賢。2003。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九十二年度期中報告。
- 彭楨惠。1999。哈盆溪粗顆粒有機物之收支研究。國立台灣大學森林學研究所資源保育組碩士論文。13~20 頁。
- 楊平世、林曜松。1986。櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus formosanus*, Jordan & Oshima) 之食性。



- 自然文化景觀保育論文集（二）鮭鱒魚保育專輯。行政院農委會林業特刊第九號。16~18頁。
- 葉昭憲、梁惟喬，2004，高山溪河道變化及物理棲地調查研究(二)，內政部營建署雪霸國家公園管理處，84頁。
- 雷淇祥等。1989。大甲溪上游浮游生物相及水質之調查。中央研究院動物研究所。66、67頁。
- Caswell H. 2004. Sensitivity analysis of equilibrium in density-dependent matrix population models. *Ecology Letters*, 7: 380-387.
- Christensen, V., C. J. Walters and D Pauly. 2002. Ecopath with Ecosim Version 5, Help system. University of British Columbia, Fisheries Centre, Vancouver, Canada.
- Dodds WK and Gudder DA. 1992. The ecology of *Cladophora*. *J Phycol* 28: 415-427.
- Dodds WK Smith VH and Zander B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Wat Res* 32(5): 17455-1462.
- Hildrew, A. G., M. K. Dobson, *et al.* 1987. Flow and retention in the ecology of stream invertebrates. *Verb. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.* 24.p.1742-1747.
- Lefkovich LP. 1965. The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics* 21: 1-18. In Case, T. J., 2000. *An Illustrated Guide to Theoretical Ecology*. Oxford University Press, Inc. New York, NY, USA. Pp. 72-75.
- Leslie PH. 1945. On the use of matrices in certain population mathematics. *Biometrika*, 33: 183-212.
- Leslie PH. 1948. Some further notes on the use of matrices in population mathematics. *Biometrika*, 35: 213-245.
- Lin H-J, K-T Shao, R-Q Jan, C-P Chen, H-L Hsieh and Y-T Hsiao. 2005a. A trophic model for the estuary of Danshui River in northern Taiwan. Submitted to *Estuaries*.
- Lin H-J, X-X Dai, K-T. Shao, H-M Su, W-T Lo, H-L. Hsieh, J-J Hung. 2005b. Effects of system-scaled removal of oyster-culture pens on the Tapong Bay (Taiwan): model simulations and field observations. Submitted to *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*.
- Lin HJ, Wang TC, Su HM and Hung JJ. 2005. Relative importance of phytoplankton and periphyton on oyster-culture pens in a eutrophic tropical lagoon. *Aquaculture* 243:

- Lohman Kirk and Priscu JC. 1992. Physiological indicators of nutrient deficiency in *Cladophora* (Chlorophyta) in the Clark Fork of the Columbia River, Montana. *J Phycol* 28: 443-448.
- Marcus MD. 1980. Periphytic community response to chronic nutrient enrichment by a reservoir discharge. *Ecology* 61(2) 387-399.
- Minshall, G. W. 1996. Organic matter budgets. In Hauer, F. R. and G. A. Lamberti. *Method in Stream Ecology*. Academic Press, p.595.
- Montgomery DR and JM Buffington. 1997 Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *GSA Bulletin* 109(5) 596-611.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, OECD, Paris. 154 p.
- Oli MK. 2003. Partial life-cycle analysis: a simplified for post- breeding census data. *Ecological Modelling*, 168: 101-108.
- Pai SC, Gong GC and Liu KK. 1993. Determination of dissolved oxygen in seawater by direct spectrophotometry of total iodine. *Mar Chem* 41:343-351.
- Parsons TR, Maita Y and Lalli CM. 1984. Fluorometric determination of chlorophylls. In: *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press Inc., NY USA
- Wang, C.M.J. 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. P.h.D. Department of Animal Ecology, Iowa State University. p. 138
- Webster, J. R., J.B. Wallance and E. F. Benfield. 1995. Organic processes in streams of the eastern United States. In C. E. Cushing, G. W.Minshall, and K. W. Cummins (eds). *River and Stream Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam. p. 117-187.
- Winterbourn, M. J. and C. R. Townsend. 1991. Streams and rivers: one-way flow systems. In: Barnes, R. S. K. and K. H. Mann. (2<sup>nd</sup> ed.) *Fundamentals of Aquatic Ecology*, pp.230-242. Blackwell Science. Oxford. 416:389-395.

表 4 水體溫度與營養鹽添加對藻類生產力變方分析表(可以考慮拿掉)

2004 年 8 月	df	溫度	df	營養鹽	df	溫度 X 營養鹽
桃山西溪	1	< 0.001***	2	< 0.05*	2	< 0.01**
一號壩	1	< 0.001***	2	--	2	--
新繁殖場	1	--	2	--	2	--
高山溪	1	< 0.001***	2	< 0.05*	2	--
有勝溪	1	--	2	--	2	--
<b>2004 年 11 月</b>						
桃山西溪	1	< 0.001***	2	< 0.001***	2	--
一號壩	1	--	2	< 0.05*	2	< 0.01**
新繁殖場	1	< 0.001***	2	< 0.01**	2	--
高山溪	1	< 0.05	2	< 0.01**	2	--
有勝溪	1	--	2	--	2	--
<b>2005 年 1 月</b>						
桃山西溪	1	--	2	--	2	--
一號壩	1	< 0.001***	2	--	2	--
新繁殖場	1	< 0.001***	2	--	2	--
高山溪	1	< 0.001***	2	--	2	--
有勝溪	1	--	2	--	2	--
<b>2005 年 4 月</b>						
桃山西溪	1	< 0.01**	2	< 0.05*	2	--
一號壩	1	< 0.001***	2	--	2	--
新繁殖場	1	< 0.001***	2	--	2	--
高山溪	1	--	2	--	2	--
有勝溪	1	--	2	< 0.05*	2	--