

自然保育試驗研究成果論文集

(八十一年度至八十三年度)

第三冊

兩生類、淡水魚類、無脊椎動物、地理

行政院農業委員會 印行

目 錄

自然保育試驗研究成果論文集 (八十一年度至八十三年度)

第三冊 兩生類、淡水魚類、無脊椎動物、地理

計畫名稱	計畫編號	主持人或 主辦單位	頁
櫻花鉤吻鮭復育與族群生態學之研究	81 保育-01(51) 82 保育-02(6) 83 保育-04(11)	林曜松	1
大甲溪流域粗首獵生態學之研究	81 保育-01(53)	林曜松	22
大甲溪流域台灣間爬岩鰍生態學之研究	82 保育-02(9)	林曜松	36
高身鏟頰魚棲地環境之研究	82 保育-02(40)	戴永禔	49
高身鏟頰魚活動範圍與棲地環境之研究	83 保育-04(12)	戴永禔	59
去氧核醣核酸排序運用於原生種淡水魚類青 將魚分類鑑定之研究	83 保育-05(2)	曾晴賢	80
哈盆溪台灣馬口魚之生物學及生殖策略與環 境因子間的關係	82 保育-02(11)	呂光洋	102
環境開發對淡水魚資源之影響評估研究(一)	83 保育-06(5)	莊鈴川	112
翡翠樹蛙之研究	81 保育-01(39)	呂光洋	118
翡翠樹蛙之研究(二)	82 保育-02(11)	呂光洋	155
翡翠樹蛙之研究(三)	83 保育-04(8)	呂光洋	172
阿里山區台灣山椒魚現況調查	83 保育-04(9)	呂光洋	186
關渡自然保留區植群演替與底棲動物關係之 研究	81 保育-01(52) 82 保育-02(5)	林曜松	222
花東海岸山脈地景調查	81 保育-01(36)	王鑫	251
自然景觀及特殊地質地形現象登錄計畫之規 劃研究	82 保育-02(28)	王鑫	257
自然景觀及特殊地質地形現象登錄計畫之規 劃研究 (二)	83 保育-04(15)	王鑫	261

計畫名稱：中文：櫻花鉤吻鮭復育與族群生態學之研究

英文：Study of Formosan landlocked salmon recovery plan

計畫編號：81保育-01(51)；82保育-02(06)；83保育-04-(11)

執行期限：民國八十一年七月一日至八十三年六月三十日

計畫主持人：林曜松

計畫研究人員：張崑雄、曹先紹、戴永禔、莊鈴川

執行機關：國立臺灣大學

中文摘要：

本報告主要根據1992至1994年間，對櫻花鉤吻鮭族群及其棲息環境的研究結果（農委會計畫編號：81保育-01(51)；82保育-02(06)；83保育-04-(11)），並參照1987至1992年間的資料，整彙而成。櫻花鉤吻鮭族群在過去八年的調查中，因幼齡魚補充率降低等因素，有逐漸減少的趨勢，其年齡結構因幼齡魚比例降低，亦呈現不穩定之情況。鮭魚生殖活動的失敗，除受生殖季與孵化期間洪水衝擊外，遇枯水期產生之水量減少與水質惡化等因素的負面影響更大。生殖棲地不足、天然洪水災害、加上大甲溪上游集水區內的人為活動：如攔砂壩構築與農業開發等，應是造成櫻花鉤吻鮭族群與其分布區域縮減的主因。為在其歷史性分布區內，尋找適合鮭魚族群移地復育之溪段，特參考原生種魚類分布與物理性棲地環境資料，歸納出初步之溪流分類系統。根據此系統分析，發現南湖溪上游溪段可考慮為鮭魚移地復育之用，而雪山溪具備提供未來鮭魚復育養殖中心乾淨水源的潛力。本報告並建議進行櫻花鉤吻鮭復育工作時，應注意之事項與值得採取的策略。

中文關鍵語：族群動態、鮭魚保育、中型棲地、溪流分類系統

英文摘要：

This report combined results from all three studies (project numbers: 81 conservation-01(51), 82 conservation-02(06), and 83 conservation-04-(11)) which were supported by the Council of Agriculture, Republic of China. Demographic counts made by underwater observations in the Chichiawan Stream showed that the production of the Formosan landlocked salmon was declining due to fluctuating, but gradually decreasing numbers of young-of-the-year fish within the population. Both stochastic and deterministic mechanisms influenced the abundance and distribution of the salmon. Natural disturbances interacting with anthropogenic factors have contributed to the spatial and temporal variability of salmon habitat. In most recent times, human impacts are responsible for the failure of efforts to manage ecosystems in the upper Tachia River watershed. Without conservation measures, declines toward extinction for the salmon can be expected. There is an urgent need to restore the salmon distribution into other streams. A comprehensive study to develop a stream classification system that could be used to identify potential suitable salmon habitats was conducted in the upper Tachia River basin, the historical range of the Formosan landlocked salmon, during 1987 through 1994. This classification system identified Nanhu Stream as the best site for initial salmon reintroduction.

英文關鍵語：population dynamics、salmon conservation、mesohabitat、stream classification system

壹、前言

櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou*)是七種太平洋鮭魚中，亞洲地區的特產，分布範圍涵蓋日本、韓國、與中國東北。臺灣的櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*)是陸封型的鮭魚族群，受到冰河時期與地質變動的交互作用，而終生棲息於寒冷的高山溪流(Numachi et al. 1990)。依地理位置而言，此特有亞種乃世界鮭鱒魚類分布的第二南限，緯度僅略高於分布在墨西哥的陸封型虹鱒，其珍貴可見一般。早期的文獻顯示，櫻花鉤吻鮭在民國30年代以前廣布在大甲溪上游，松茂附近溪流合流處以上之各支流，包括合歡溪、南湖溪、有勝溪、七家灣溪、雪山溪與司界蘭溪等水域，在魚群數量較豐富的七家灣溪內，有時一人一夜間尚能投網捕獲十五斤左右的鮭魚(與儀及中村 1938; Kano 1940)。惟近數十年來，該區域在修築道路、墾植果菜、溪流截彎取直、建造水庫及攔砂壩等人為活動影響下，溪流環境逐漸受到破壞，目前只在武陵農場境內七家灣溪第六號攔砂壩下游約7公里的河段；加上雪山溪一號攔砂壩下游至其匯入七家灣溪前不及1公里的河段，仍有櫻花鉤吻鮭的分布(邱 1991; 林等 1992)。政府在民國七十三年，依據文化資產保存法，公告櫻花鉤吻鮭為珍貴稀有動物，並斥鉅資保護與復育此種廣受世界重視之瀕臨絕種魚類。櫻花鉤吻鮭保育及研究的工作，主要以武陵農場內的櫻花鉤吻鮭復育中心作為硬體設施，希望經由人工孵育的方式，挽救櫻花鉤吻鮭族群自我補充不足的危機；對其野外族群與棲息環境的追蹤調查，則集中七家灣溪及雪山溪。為避免櫻花鉤吻鮭因最後棲息環境的惡化而絕跡於臺灣，並對野外人工放流的地點及早展開調查，顯然有必要在櫻花鉤吻鮭曾經分佈過的其它支流，進行詳細的現場探勘，以尋求適合該魚移地復育的溪段，為整體復育計劃預謀出路。

貳、執行地點描述

文獻中記載曾有櫻花鉤吻鮭分布的六條溪流，均位於台中縣和平鄉境內，海拔1450至2500m，屬大甲溪之集水區。其東邊之南湖、合歡二支流，匯集南湖大山(海拔3470m)、中央尖山(3703m)、及合歡山(3416m)西坡面之水，於環山一帶注入主流，地形上多呈角階及肩狀平坦陵。西邊之七家灣溪、雪山溪、及司界蘭溪，則源自桃山(海拔3324m)、品田山(3529m)、雪山(3884m)和大劍山(3393m)一脈。

依河川縱剖面來看，大甲溪各支流間有流路愈長、比降愈小的關係。像合歡溪長35.6公里，比降1/21；南湖溪長27.1公里，比降1/13；雪山溪長10.6公里，比降1/7。受蘭陽溪河川襲奪作用影響，大甲溪主源頭至思源啞口一段，比降約1/6，而思源啞口至環山一段，則僅1/43，較諸本省其它河川上游，緩了許多(中華水土保持學會 1983)。大甲溪上游六條支流的流量受到日降雨量相當的影響，溶氧量都在7mg/L以上，酸鹼pH值在7至8.5mg/L CaCO₃，最高水溫在攝氏17度以下(Wang 1989; 林等 1989, 1993)。本區地層主要由粘板岩及石英質的砂岩組成，由於較堅固的砂岩層內常夾雜易崩解的粘板岩層，結構並不穩定，因此大雨過後，山壁崩塌的現象經常發生(中華水土保持學會 1983)。

自中橫公路於民國49年通車以來，大甲溪集水區即面臨到鉅大的開發壓力，農業在土地上的超限利用，以及大量使用的肥料、農藥，對溪流環境造成許多負面的傷害。像七家灣溪西面及有勝溪兩側的土地，多已開發為果園及菜園，水土流失在此地區時有所聞，水源區水質則已有優養化的傾向(林等 1987, 1988)。普遍設於大甲溪各支流的攔砂壩，高度多達4m以上，結合颱風期間挾帶的洪水，亦對魚群分布造成難以自行恢復的衝擊(林等 1990)。

由於上述大甲溪六條支流流域範圍極廣，為對以往櫻花鉤吻鮭曾悠游其間的天然水域作較通盤之瞭解，研究溪段包括：(1)七家溪灣自果二區旁一號壩至六號壩上方；(2)雪山溪一號壩至四號壩間；(3)南湖溪與中央間溪會流前之一段（圖一）；(4)思源派出所旁之有勝溪上游、及武陵風景區收費站旁的有勝溪下游；(5)環山地區松柏農場附近之司界蘭溪溪段；(6)合歡橋下之合歡溪溪段。

參、材料與方法

本研究的主旨，首在探討櫻花鉤吻鮭於大甲溪集水區內分佈的實際範圍，從而深入解析各支流的水域物理環境，將其棲息地加以分門別類，並依照鮭魚族群在各時期對棲息場所的不同需求，探尋並研判重新放流櫻花鉤吻鮭的適當區域。

一、棲地部份：

依Rosen's (1985) 所提之溪流分類系統，從相片基本圖與實地的測量工作中，蒐集各河道的：1.斜坡率 (gradient)，2.曲率 (sinuosity)，3.寬／深率，4.底質組成，5.山谷限制洪水情形，6.河道切割狀況，與7.地形土壤穩定性等資料，將各溪段型態 (stream morphology) 加以分門別類，以進行大環境的比較。

有鑑於本省溪流環境高度的歧異性 (diversity) 與鑲嵌模式 (mosaic pattern)，同時考量水生生物對棲息地物理因子的基本需求，在溯溪調查時，先將均質性 (homogeneous) 較高的溪段區分出來，例如一段急流、一個水潭、或是一個瀑布型臺階 (riffle, pool, or cascade)，將此類均質的棲息環境稱為中型棲地 (mesohabitat, Frissell et al. 1986)。中型棲地的調查，是由選定溪段的最上游開始，順流而下，藉伸縮皮尺測量距離，先將均質性較高的溪段區別開來，各別描述其特徵，加以定名為急流、水潭、或是瀑布型臺階，登記於防水記錄簿中，用噴漆在其邊界作上標記，再以Topcon AT-G7自動水準儀測定其相關位置。各中型棲地內，依Bovee等 (1982, 1986) Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) 的方法，劃分為均質的環境，依此判定穿越線的總數量，隨機選定至少一條穿越線，測量微棲地 (microhabitat) 因子。穿越線與水流垂直設置，除溪寬 (林等 1988) 外，於其上測溪水深度、流速、估計溪流內遮蔽物指數 (Index of instream cover; Bovee et al., 1982)、最顯著的底質石種類、與細砂包埋之狀況 (Embeddedness; Platts et al., 1983)。各溪段之下游地段，並置放一高低溫度計，以瞭解該區水溫變化的幅度，是否適合櫻花鉤吻鮭生存。

溪水之深度與流速乃利用Swoffer 2100型流速器，先量取各測量點的水深，再將感應流速之螺旋瓣調整至水面下十分之六水深的位置，測量平均水流速。溪流內遮蔽物指數分四個等級，若毫無遮蔽可言，則為1；僅視覺屏障為2；僅緩流作用為3；同時提供視覺屏障與緩流作用則為等級4。細砂包埋之狀況，依其細砂填塞於河床之嚴重程度，由1至4亦命名4個等級。

物理性棲地的適合度，是根據七家灣溪內櫻花鉤吻鮭對棲地的利用程度，決定考量的環境因子 (Tsao 1995)。其標準因鮭魚生活史階段及季節而有所差異，例如：櫻花鉤吻鮭生殖、孵化、與浮現期在秋末冬初，對於仔魚的棲所，僅需在秋、冬兩季考量即可。

二、魚群部份

為避免傷害數量稀少的櫻花鉤吻鮭族群，魚群的調查，在鮭魚現存區域的七家灣溪與雪山溪，以及需登山約8小時才能抵達的南湖溪上游，均採用直接觀察法。研究人員以浮潛方式，自研究區域的下游開始，Z字形逐步上游，並向溪流兩側的水域內目測 (Tsao 1995)。於防水記錄

簿上，記錄在每一個中型棲地內所觀察到的魚群種類、個體數量，以及參照臨近底質石大小所估計之魚體體長（至cm），同時註明該中型棲地之標號與位置，作為探討魚群數量與棲息地之間關聯性時的依據。在另三條支流：有勝溪、司界蘭溪、與合歡溪，魚類相調查改採主動性的漁法（active fishing technique），研究人員利用背負式電魚器，由選定之溪段下游開始，往上游Z字形進行約40分鐘的電氣捕魚，昏厥的魚以手抄網收集，計錄其種類、數量、並測量其體長（TL），待魚隻甦醒後，釋回原溪段。

根據文化資產保存法，櫻花鉤吻鮭活體的捕捉有嚴格限制，難以進行標識追蹤，若以鱗片為材料，因本島季節變化不大，鑑別其年齡亦相當困難（Day 1992）。前期研究顯示，櫻花鉤吻鮭仔魚在每年一月底開始浮現，至翌年一月長成18cm以上的一齡魚，該年夏季絕大多數一齡魚已超過20cm，且生殖中的親魚一般也大於20cm，本研究遂定義20cm以下為幼魚（I⁻），而以20cm以上者為成魚。5cm以下的仔魚因觀察不易，故排除在魚群統計外。為瞭解鮭魚族群的動態，可見之年死亡率與補充率計算如下：

$$(1) A_i = 1 - (N_{ai+1} / (N_{ai} + N_{yi}))$$

$$(2) R_{i+1} = (N_{yi+1} / N_{ai}) * 100$$

A_i = 第i年可見年死亡率

N_{ai} = 第i年成魚總數

N_{yi} = 第i年幼魚（目測體長5至20cm）總數

R_i = 第i年出生鮭魚的補充率

由於各溪流中沒有水量監測站的設置，故嘗試以研究區內日降雨量，推測洪水發生的時間。再考慮生殖季與孵育期間，櫻花鉤吻鮭受精卵對環境衝擊耐受度較低，因此，在此期間對洪水的定義也採取較寬的標準。1987至1994年間，有5%的日降雨量超過25mm，1%的日降雨量超過72.5mm。凡非生殖季（三至八月）中連續日降雨量超過72.5mm者，即將其降雨量累積並稱為重大洪水；生殖季與孵育期間（九至二月）凡有連續日降雨量超過25mm，並於七日內累積達100mm者，便視為洪水。根據此標準，八年內共發生重大洪水22次，且多集中非生殖季（表一）。

肆、結果與討論

一、溪流型態

研究區域涵蓋大甲溪上游六條支流，總長約14公里的溪段。這些海拔高度在1600m以上的源水溪流，斜坡率在0.03至0.1之間，底質主要是大型巨石搭配小巨石或卵石，大部份可歸類為A3型河道。由於其流量受降雨量直接影響，變化極大，漲枯水期不易掌握；漲水時，多數溪段內奔騰的湍流，往往限制研究人員橫越溪流進行測量；至於水量較緩時，各溪段內的平均流量以有勝溪上游0.03m³/sec最低，南湖溪上游0.72m³/sec最高，七家灣溪的0.54m³/sec次之（表二）。溪段截彎取直後以利兩岸農業開發的情形，以有勝溪最為嚴重，並包括七家灣溪三號攔砂壩下游、司界蘭溪二號壩以下、南湖溪四號壩以下、及大部份的合歡溪，因農業活動造成的優養化現象與泥沙淤積，亦隨處可見。

七家灣溪由源流高約20m之瀑布溢注入大型深潭之後，屬A3型的河道（表三）。瀑布至六號壩距離約962m，底質多由巨石組成，斜坡率很大，靠近六號壩頂處逐漸有B1型河道出現，坡度亦趨於緩和。六號壩至五號壩間之溪流長僅588m，除小段峽谷地形外，以B3型河道為主，最顯著之底質種類為中型卵石。七家灣溪壺號至三號壩間的河段，總長4.2公里，壩頂已由卵石、

礫石及細砂所淤塞。攔砂壩正下方除沖積成大型水潭外，多保留小段A3型河道，但大部份的溪段斜坡率已十分緩和（斜坡率在0.02至0.04之間），符合B型河道的特色。櫻花鉤吻鮭自六號壩下即有分布，其分布範圍內的溪段，多具備50%以上的B1或B3型河道。

雪山溪一至四號攔砂壩全長共1537m，攔砂壩間各溪段的長度均不超過650m（表三）。此區域內的溪谷狹窄，亦即其限制洪水向平行面流動的能力較強，兩岸仍保有台灣帝杉—台灣二葉松之過群叢（*Pseudotsuga wilsoniana*--*Pinus taiwanensis* Associates）、覆蓋十分良好，斜坡率小於0.04。河道的深度中等，底質石組成近上游部分多為巨石及大型卵石，靠下游臨壩頂部份則多卵石、礫石及砂，由此判斷本段雪山溪的河道型態應屬B1或B3型。民國77年3月，50隻人工復育的櫻花鉤吻鮭被放流至雪山溪一號壩下游，此後該區的魚群調查中，均陸續發現野生與人工放流的櫻花鉤吻鮭。

有勝溪的調查主要分兩個溪段，上游部分呈A3型河道，落差較大，斜坡率約0.06，僅次於合歡溪上游，底質主要由岩盤與大型巨石構成。雖有人工堆砌之採水潭及管線，兩岸植被尚稱良好，遮蔽度亦高。無論平均溪寬3.2m、平均溪深0.12m、流速0.08m/sec、流量0.03m³/sec，均是各溪段中最小的。思源派出所所以降的有勝溪在農業的開發、與溪流截彎取直的壓力下，已是面目全非的景象。有勝溪下游屬於較平緩的B型河道，底質石以大型巨石及卵石為主，溪流兩岸邊坡陡峭，岸緣植物受洪水漲落影響極大，一號壩頂已被石塊完全堆積。因農業在中游的高度開發，下段溪流除有優養化現象，洪水經常挾帶泥砂，亦造成下游溪域底質泥砂淤積情形嚴重。

司界蘭溪在環山部落附近匯入大甲溪，此段以上的大甲溪又稱伊卡丸溪，在匯入大甲溪前，司界蘭溪上建有兩座高度超過4m的攔砂壩。研究區域包括長度1.5公里的溪流，河谷與其它溪流相較，顯得較為開闊，漸往下游偶有狹窄的岩壁出現，至一號壩前已盡是狹窄的溪谷，呈A3型河道，斜坡率平均0.05，次於七家灣溪與雪山溪。水量穩定時，平均溪寬在6m左右、平均溪深為0.25m、平均流速在0.22m/sec、而流量約為0.33m³/sec。底質除岩床外，多為大型巨石與小型巨石所組成，泥砂淤積並不嚴重。松柏農場是司界蘭溪溪畔唯一的農業開發單位，農場以上的溪段，兩岸植被仍保留相當原貌。

南湖溪上游與七家灣溪上游之溪段，有頗多相似之處：底質石主要由巨石及中、大型卵石組成，河道切割為中等深度，其河道型態亦不脫A3、B1及B3三型，平均斜坡率在0.05（m/m）左右。溪谷較雪山溪寬廣，兩岸尚未有任何農業開發，植被則不若雪山溪茂密。無論在與南湖溪匯流前、或是合歡橋下的溪段，合歡溪皆被狹窄的溪谷所限制。合歡橋下往上游約400m，平均斜坡率0.1，在各調查溪段中稱冠，除溪水在岩盤與大型巨石組成的河床溢注而下外，明顯的水面落差更隨處可見。採水站旁緩流內，平均溪寬8.8m、平均溪深0.37m、平均流速0.09m/sec，由此推算其流量約為0.37m³/sec。溪岸兩側已有零星的農地開發，至於中游地區，邊坡傾斜度均極高，而農業的超限利用亦隨處可見。

二、中型棲地分析

整體而言，瀑布型台階是六條支流中，各類中型棲地的主要成份，比例高達36%（溪流長度）。水潭與急流區各佔約26%，出現比例次之；緩流區是最稀少的類別，出現率僅11%。各溪段間，中型棲地的分布不盡相似，而櫻花鉤吻鮭分布區與非分布區內之溪流，其中型棲地的組成，也存在相當大的差異。有櫻花鉤吻鮭分布的七家灣溪三個溪段，除二號壩至三號壩間緩流區較少而瀑布型台階較多外，其餘兩溪段均具備了比例各在四分之一左右的緩流區與水潭區。沒有櫻花鉤吻鮭分布的區域，縱使水潭在中型棲地上佔有相當程度的比例，緩流區的比例卻明顯較少。

七家灣溪一至三號攔砂壩間之中型棲地分布並不一致，二號壩上游共計1,601m，以瀑布型台階為主，佔41%；其次為水潭，佔溪流30%的長度；急流區則佔24.5%；緩流區十分稀少，僅

佔4%；二號壩下灘（2,577m）是以急流區佔37%最多；其次乃緩流區及水潭區分別佔25%及24%；瀑布型台階減少至14%。至於六號壩以上，是以急流為主（52%）、水潭居次（37%）、瀑布型台階與緩流區均十分少。六號壩下游，急流與水潭的環境仍為主體，分佔38%及29%，緩流區則大幅增加至28%。

雪山溪部份，中型棲地的特色是緩流區比例甚低，在8%到11%間，水潭區在上兩段溪段佔有率尚達30%，在二號至壹號壩間卻降至17%；各區環境以急流瀑布型台階為主而互有消長，四號至三號間急流區佔55%，在其餘二溪段之長度則僅佔全長的23%。

有勝溪上游584m溪段，主要由瀑布型台階構成（73%）；其次為小型水潭（23%）；緩流區僅佔調查溪流4%的長度；至於急流區，在此段溪域並未出現。有勝溪下游主成份由急流區（40%）取代，瀑布型台階與水潭類似，各佔21--22%；而緩流區在此溪域增加極多，約為17%。中型棲地在司界蘭溪的分布與有勝溪上游段類似，以瀑布型台階為主，佔調查溪段全長1542m中的80%。其它種類棲地環境依次為：水潭區的11%；急流區的8%；以及僅出現約1%長度的緩流區。合歡溪上游部份，在415m調查溪段內，以瀑布型台階與急流區最多，前者佔全長38%；後者37%。水潭區出現比例不高，僅佔19%，而緩流區更低，共6%。

南湖溪的研究溪段全長共1,951m，以瀑布型台階（45%）最高，水潭區（36%）居次，急流總長度佔調查全程的13%；而緩流區則僅出現了5%的長度。但依據目測底質石的資料，估計南湖溪在秋冬之際，其溪流內底面積上，能提供櫻花鉤吻鮭作為生殖棲地的比例，居六條溪流之冠（21.4%）。類似棲所在七家灣溪，佔其表面積的13%，其它溪流則在11%以下。

三、魚群分布

以往的資料顯示，除櫻花鉤吻鮭外，在研究區域可能出現的魚種至少還包括：*魚*（*Varicorhinus barbatulus*）、台灣纓口鰍（*Crossostoma lacustre*）及川虎（*Rhinogobius brunneus*）三種魚類。由於其體形、特徵差異極大，在水域中直接辨認並無困難，因此在櫻花鉤吻鮭保護區內，浮潛目測的資料亦作為界定各種魚類分布的佐證。在非櫻花鉤吻鮭保護區的溪段，則以背負式電魚器輔助淡水魚類的採集，以進一步瞭解上述各原生種初級淡水魚，在大甲溪上游六條支流的分佈情形。目前尚未發現任何魚蹤的溪段，包括南湖溪小木屋旁的南湖溪主流、雪山溪一號攔砂壩以上的溪段、司界蘭溪二號攔砂壩上游的溪段、以及合歡橋下採水站旁的合歡溪上游（圖一）。

纓口鰍的主要分布區域包括：七家灣溪在與有勝溪交匯前，可達武陵農場場部旁的溪段；有勝溪一號攔砂壩上游；司界蘭溪一號壩下游；南湖溪三號攔砂壩上游；與合歡溪一號壩上的溪段。魚則更上溯至雪山壹號攔砂壩下；七家灣溪櫻花鉤吻鮭復育中心附近的溪段；思源派出所旁的有勝溪；司界蘭溪一至二號壩間的溪段；南湖溪三號壩上游；以及合歡溪一號壩上游。纓口鰍多數分布於水溫較高、水深較淺的急流區，而魚在冬季，多集中較深的水潭區，例如在距七家灣溪壹號壩約900m上游的水潭內，研究人員便於10月初記錄到25隻10公分以上的魚。至於川虎，僅在有勝溪與七家灣溪交匯口附近的溪段有採集記錄。

櫻花鉤吻鮭的分布，仍是以武陵農場場本部旁的七家灣溪上游為主，由於與雪山溪在較上游處會流，櫻花鉤吻鮭亦分布達雪山溪一號壩以下的溪段。在七家灣溪中連續的攔砂壩分隔下，櫻花鉤吻鮭族群分布的上限在六號攔砂壩下方的深水潭，81年6月份的潛水觀察估記有5隻30 cm以上的成魚，18 cm以上的成魚有35隻。經82年1月人工復育計畫在六號壩上放流300尾鮭魚苗，83年1月潛水調查，發現有20尾左右的櫻花鉤吻鮭存活，因此，目前櫻花鉤吻鮭的分佈區已擴展至七家灣溪六號攔砂壩上游的溪段。配合七家灣溪壩一至三號壩間長期的觀測，研究人員依中型棲地的分界浮潛估算了各棲地內櫻花鉤吻鮭的數量。發現鮭魚無論體型大小，在水潭區出現的密度最高，此情形以冬季為甚。其次則在瀑布型台階與緩流區（表四）。

研究人員在雪山溪一號壩上游及南湖溪上游，以浮潛探尋櫻花鉤吻鮭的分布，均無所獲，證實櫻花鉤吻鮭在上述二段區域已經消失。81年2月3日，在有勝溪上游採集到一尾23cm的櫻花鉤吻鮭成魚。工作人員對此訊息，初時欣喜若狂；旋即面臨研判該魚從何而來的窘境。由於採集點的下游，是早經截灣取直、開發得面目全非的有勝溪中游；位於下游的另一有勝溪研究站，歷經多次魚相調查，從未記錄到櫻花鉤吻鮭的成魚或幼魚；至於採捕點更上游的溪段，已是落差劇增、溪谷漸窄的環境。因此，對此櫻花鉤吻鮭的再記錄，建議應持保留態度，並待進一步調查。

四、櫻花鉤吻鮭族群動態

根據1987至1993年在七家灣溪一至三號攔砂壩間的調查，夏季櫻花鉤吻鮭族群的數量一般較冬季時為多，且以最後兩年相差的比例最高（表五）。若僅比較每年夏季的資料，發現櫻花鉤吻鮭族群在研究期間有持續減少的情形，將總魚數取常態對數（Ln）後與時間呈負迴歸關係（ $r^2=0.64$ ；圖二A）：

$$\text{Ln}(\text{total number of the salmon}) = 7.5258 - 0.1617 (\text{accumulative years})$$

櫻花鉤吻鮭族群主要由小於20cm的幼魚組成，但在1991與1994年間，幼魚僅分別佔族群數的40.5%與36.5%。魚群數量及其年齡組成在以二號壩為界的上、下兩溪段間也有相當差異。上游溪段（二至三號壩）的鮭魚族群除1992年增加25%外，有持續降低的趨勢，1990年前魚群主要由幼魚組成，成魚數量則在1994年前均呈穩定狀態；下游溪段（一至二號壩）的鮭魚族群變動較大，在1989與1992年分別增加22%與49%，其餘年間呈降低的趨勢，除1988、1991、與1994年外，魚群主要由幼魚組成（圖三）。

櫻花鉤吻鮭族群動態反應了可見的年死亡率與補充率（來自上游溪段的移入量與往下游的移出量並未計算），最高年死亡率（78%）發生於1993年夏天至1994年夏天之間，最低年補充率則發生在1994年（圖二B）。經資料比對後發現，鮭魚族群的年死亡率與補充率似乎受到洪水發生時間與強度的影響。像發生於1990年6月，研究期間次高的重大洪水（連續3天日降雨量超過72.5mm，總和達310mm）即與次高的年死亡率有時間上的關聯。唯洪水在非生殖季間，對櫻花鉤吻鮭族群造成的負面影響，尚不十分明確（表一）。若洪水發生在生殖季或孵育期間，則會降低年補充率，洪水期間的平均日降雨量，與鮭魚的年補充率，亦呈現負迴歸的關係。在1988年9月的洪水過後，檢查5個櫻花鉤吻鮭的產卵場，發現填滿細砂的產卵場內，鮭魚卵存活率不及1%，而仍由卵石組成的產卵場內，鮭魚卵存活率則超過50%。

伍、結論

本研究的主旨，除標定目前櫻花鉤吻鮭及其它同區共生（sympatric）原生魚種分布的範圍外，亦運用河道型態之分類系統與中型棲地的研究，探討櫻花鉤吻鮭在特定溪段消失的原因，並比對各條溪流物理環境的異同，以利執行人工復育時適當放流點的選定。溪流棲息地主要受物理、水質、與生物等三種環境因子所影響（Marcus et al. 1990），而魚類依不同種類、不同年齡、不同體型、乃至不同時期，各有最適當的環境需求。隨著個體發育，鮭鱒魚類亦需要功能不盡相同的棲息地。例如在浮現期前，胚胎需要高度的溶氧，若產卵場內含砂量過高，受精卵因表面被細砂包覆，與外界的氣體交換受到限制，生存率自然降低（Wickett 1954）。鮭鱒魚類屬於冷水性的魚類，對於水溫的耐受度，即有最高臨界點的限制。據Watanabe & Lin（1985）所述，櫻花鉤吻鮭曾分布在海拔1600m，梨山以上的大甲溪各支流，而鄧（1959）記錄其分布區域夏季最高水溫17°C以下，林等（1987, 1988）調查七家灣溪鮭魚棲地後，建議夏季最高水溫18°C可能

是限制其往下游分布的因子。本研究中七家灣溪一號壩以上仍是櫻花鉤吻鮭主要的分布區，而有勝、雪山、南湖之上游溪段，水溫均低於17°C，故僅水溫應不致構成櫻花鉤吻鮭在大甲溪上游多數溪流消失的原因。至於水質部份，尤其是農業開發所造成營養鹽過剩的問題，雪山溪與南湖溪上游溪谷兩側並無類似七家灣溪或有勝溪兩岸之農業開發，且屬人跡較為罕至的區域。魚相調查之資料顯示，各溪段更往下游均有魚與縵口鰍之分布，以其在七家灣溪及雪山溪下游與櫻花鉤吻鮭共同分布之事實，足見各溪段的水質亦不致成為櫻花鉤吻鮭成魚分布上的限制因子。Fausch (1984) 指出，食物與空間乃影響鮭魚選擇棲息環境的主要兩個因素，就溪流中堪稱豐富的水生昆蟲相，與櫻花鉤吻鮭浮現後一年普遍達18cm以上的高生長率研判，食物也不應是造成鮭魚數量下降的因素。在與其它生物可能產生之種間競爭 (interspecies competition) 上，無論就體形或食性而言，魚及縵口鰍均難扮演排除櫻花鉤吻鮭的角色，即便在與此兩種魚類共同出現區域內對空間偶有競爭，亦不足以解釋鮭魚族群在單獨出現區域內，數量逐年下降的情形。因此，物理性棲地的不足與惡質化，較有可能是櫻花鉤吻鮭族群的限制因素。

七家灣溪一至三號攔砂壩間，櫻花鉤吻鮭數量逐年減少的情況，顯示鮭魚群在此溪段內的年移出率與死亡率，已超過移入率與補充率，此乃族群中幼魚數量降低所致。鮭魚族群在年齡結構上亦不穩定，呈現由正三角型 (幼魚數多過成魚數)，轉為直筒型 (幼魚數近似成魚數) 的傾向。無論族群數量與年齡結構的改變，除受到天然洪水衝擊外，也和集水區內人為活動的影響有關。發生於非生殖季的重大洪水，雖未必增加櫻花鉤吻鮭死亡率，但至少會單向改變 (自上游至下游) 魚群的分布 (林等1988)；發生在生殖季與孵化期間的洪水，則明顯降低仔魚的補充率。櫻花鉤吻鮭受精卵經發眼期、孵化期、到仔魚脫離底質石的浮現期，總共需要60天左右的时间，相較於大多數的原生種魚類，櫻花鉤吻鮭受精卵的發育，是極緩慢的過程。在這段時期內，對環境衝擊耐受度較低的受精卵或剛孵化的仔魚，卻倍受周遭環境的考驗。孵化率與存活率的降低，減少了新生命加入野外族群的機會，此年齡群屆成熟期時，因數量稀少，繁衍子代的潛力自然也有限，這些現象，都是櫻花鉤吻鮭族群欲振乏力的警訊。

洪水破壞溪流內的物理性棲地後，亦間接影響鮭魚族群的生存。例如水潭因洪水挾帶的泥砂而淤積後，原本偏好水潭的魚類，就必須遷就較不適合的棲所，溪流的生物最大生產量也因而降低 (Mattina et al. 1993, Seegrist and Grad 1972, Elwood and Waters 1969)。天然的重大洪水加上人為設置的攔砂壩，更造成壩頂魚群的流失 (林等1988)。此外，農業活動對櫻花鉤吻鮭族群具有潛在的負面衝擊，研究期間最低的櫻花鉤吻鮭年補充率，就與生殖季前水量過低有關，除部份溪段因缺水而乾涸外，農藥在枯水期間不易被稀釋，也造成下游溪段的優養化現象，而枯水期間，水溫更有昇高的傾向 (Tsao 1995)，均不利受精卵的孵化。

依所蒐集的資料來看，大甲溪上游各支流以A型河道為主，而目前櫻花鉤吻鮭的分布區，卻至少有50%以上的B型河道。在中型棲地的分布上，其它各支流的溪段，緩流區 (run) 的比例亦遠低於七家灣溪一至三號壩與五至六號壩間的溪段。前期研究顯示，緩流區是櫻花鉤吻鮭主要的產卵環境 (林等1989)，先不論其底質細砂之含量，單是緩流區不足，鮭魚族群可能就很難在該溪段順利繁衍新生代。至於有勝溪下游佔17%的緩流區，受到農業開發影響，無論就泥砂淤積或營養鹽過高的考量，均不再適合櫻花鉤吻鮭作為繁殖場所。另一方面，七家灣溪五至六號壩間的環境，在生殖季時提供了相當的產卵場地，因此其下游溪段仍保有櫻花鉤吻鮭的族群，亦不足為奇了。

由10月初櫻花鉤吻鮭所分布的中型棲地而言，冬季水潭無論對成魚或幼魚 (年齡0) 均十分重要，在其餘各類棲所中，除急流中鮭魚極少出現外，櫻花鉤吻鮭在瀑布型台階與緩流區似乎傾向隨機的出現。值得注意的是，以往七家灣溪二號壩上游為櫻花鉤吻鮭出現密度較高的區域似已改觀，幾個重點水潭內僅記錄到零星的鮭魚，夏、秋雨季中經常發生的颱風，勢必對鮭魚分布有影響，因此，積極的探尋適合櫻花鉤吻鮭生存的溪段，已屬燃眉之急。

綜合以上的分析，各溪流內環境因子，如避難所與生殖棲地不足、棲地惡化、重大洪水加上攔砂壩的阻絕、生殖季與孵化期間發生的洪水、枯水期水量不足與水質惡化等，均有可能是目前櫻花鉤吻鮭族群分布上，難再維持原貌的主要瓶頸。整合本研究室長期累積之資料，可為尋找適合櫻花鉤吻鮭移地復育之溪段，初步規劃出一個溪流分類系統。此分類系統首先考慮溪流的巨觀環境條件，如夏季最高水溫、與同區共生魚種的分布，再分析河道型態與均質棲地的狀況，以確定該溪段能提供足夠的避難所與生殖棲地，最後考量人為活動的潛藏衝擊，來認定某溪段鮭魚是否可賴以維持其族群、僅適合成魚與幼魚之生長、僅能補充水源、或根本不適合鮭魚生存（圖四）。除應用此分類系統外，由於以目測底質石的方式，估計生殖棲地面積時，發現南湖溪上游在各溪段中，具備最高之比例（Tsao 1995），因此建議南湖溪上游較適合櫻花鉤吻鮭的移地復育（表六）。

為解決櫻花鉤吻鮭移地復育與未來經營管理上可預見的難題，建議：

- 1) 利用此河道型態之分類系統與中型棲地的研究方法，調查本省北部其它的高山溪流，並評估未來櫻花鉤吻鮭移地復育的可行性。
- 2) 進一步蒐集櫻花鉤吻鮭使用均質棲地的資料，以深入瞭解各類中型棲地內實際可容納的魚群數量。
- 3) 收集國外治山防洪與設置鮭魚魚道的經驗，尋求攔砂壩的替代方案，以降低對迴游性魚類的衝擊，並於櫻花鉤吻鮭族群成功重建於七家灣溪以外之溪流時，進行構築魚道之試驗，以應用於現存之攔砂壩。
- 4) 選擇目前上游未開發的溪段，如雪山溪等，取得穩定而乾淨之天然水源，重行設計櫻花鉤吻鮭的保育繁殖中心，除定期於進行人工孵育工作外，更應規劃後開放此資訊給社會大眾，以落實櫻花鉤吻鮭復育的共識與支持。
- 5) 針對已遭受人為活動破壞的溪段，進行棲地復建的工作。
- 6) 監測並努力維持櫻花鉤吻鮭族群遺傳之歧異度。
- 7) 應用自然資源經濟的理念，重新考量大甲溪上游集水區土地與水資源的合理利用模式。
- 8) 根據目前已知有關櫻花鉤吻鮭族群與棲息環境的各項資料，重行擬訂復育計畫，設計工作流程及完成之時間表，如何時脫離瀕臨絕種狀態，何時將櫻花鉤吻鮭族群擴充至其它溪流等。

陸、引用文獻

- 邱健介，1991，探尋國寶魚櫻花鉤吻鮭魚的故鄉，臺灣林業月刊第十七卷第八期，p25-29。
- 中華水土保持學會，1983，德基水庫集水區水土保持第二期整理規劃報告，臺灣省政府及經濟部德基水庫管委會委託，中華水土保持學會辦理，344pp。
- 林曜松、楊平世、梁世雄、曹先紹、莊鈴川，1987，櫻花鉤吻鮭生態之研究（一）魚群分布與環境因子關係之初步研究，農委會76年生態研究第023號，55pp。
- 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關係之研究，農委會77年生態研究第012號，93pp。
- 林曜松、曹先紹、張崑雄，1989，櫻花鉤吻鮭之生殖生態與行為研究，農委會78年生態研究第008號，18pp。

- 林曜松、張崑雄，1990，臺灣七家灣溪櫻花鉤吻鮭族群生態與保育，農委會79年生態研究第001號，40pp。
- 林曜松、曹先紹、莊鈴川、戴永提，1992，櫻花鉤吻鮭棲地之調查研究（I）：以七家灣溪上游、雪山溪為主，臺灣省農林廳林務局保育研究系列-82-07號，40pp。
- 林曜松、張明雄、莊鈴川、曹先紹，1993，櫻花鉤吻鮭棲地之調查研究（II）：大甲溪上游六條支流，臺灣省農林廳林務局保育研究系列-83-09號，49pp。
- 楊平世、林曜松、黃國靖、梁世雄、謝森和、曾晴賢，1986，武陵農場河域之水棲昆蟲相及生態調查之研究，農委會75年生態研究第001號，48pp。
- 鄧火土，1959，台灣高地產陸封鮭魚的形態與生態，臺灣省水產試驗所報告，pp: 77-82。
- 與儀喜宣、中村廣司，1938，臺灣高地產梨山尊(櫻花鉤吻鮭)，天然紀念物調查報告第五輯，臺灣總督府內務局32pp。
- Armantrout, [ed.] Acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information. Amer. Fish. Soc., Bethesda, Maryland.
- Bisson, P. A.; J. L. Nielsen.; R. A. Palmason.; and L. E. Grove. 1982. A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low flow. pp 62-73. In: N. B.
- Bovee, K. D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper 12. U.S. Fish & Wildlife Serv. Biol. Rep. FWS/OBS-82/26. 248pp.
- Bovee, K. D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the Instream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper 21. U.S. Fish & Wildlife Serv. Biol. Rep. 86(7). 235pp.
- Day Y. T. 1992. Population ecology of Formosan landlocked salmon, *Oncorhynchus masou formosanus*. Ph.D. dissertation, National Taiwan Univ. 121pp (in Chinese).
- Elwood J. W., T. F. Waters. 1969. Effects of floods on food consumption and production rates of a stream brook trout population. Trans. Am. Fish. Soc. 98: 253-262.
- Fausch, K. D. 1984. Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1220-1227.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren, and M. D. Hurley. (1986) A hierarchical framework for stream classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management 10: 199-214.
- Kano, T. 1940. Zoogeographic studies of the Tsugitaka Mountains of Formosa. Inst. Ethnogr. Res. Tokyo. 145pp.
- Marcus, M. D.; M. K. Young; L. E. Noel; and B. A. Mullan. 1990. Salmonid-habitat relationships in the Western United States: a review and indexed bibliography. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Ft. Collins, CO 80526. General Tech. Rept. RM-188.
- Mattina F., G. Moccia, G. Gibertini, L. Quattrocchi, F. Giucca. 1993. Structural changes in a population of fario trout (*Salmo trutta fario*) in the Simbrivio River following changes in the riverbed. From discovery to commercialization. Oostende Belgium European Aquaculture Soc. No. 19 241pp.
- Numachi K. I., T. Kobayashi, K. H. Chang, Y. S. Lin. 1990. Genetic identification and differentiation of the Formosan salmon, *Oncorhynchus masou formosanus*, by restriction analysis of mitochondrial DNA. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 29 (3, Supplement): 61-72.
- Platts, W. S.; W. S. Megahan; and M. G. Wayne. 1983. Methods for evaluating stream, riparian, and biotic conditions. Gen. Tech. Rep. Int-138. Ogden, UT, USDA, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 70pp.

- Platts, W. S.; C. Armour.; G. D. Booth.; M. Bryant.; J. L. Bufford.; P. Cuplin.; S. Jensen.; G. W. Lienkaemper.; G. W. Minshall.; S. B. Monsen.; R. L. Nelson.; J. R. Swdell.; and J. S. Tuhy. 1987. Methods for evaluating riparian habitats with applications to management. USDA, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 177pp.
- Rosgen, D. 1985. A stream classification system. In: Riparian Ecosystem and Their Management; Reconciling Conflicting Uses. Proceeding of the First North American Riparian Conference, April 16-18, Tucson, Arizona. GTR-RM120, pp. 91-95.
- Seegrist D. W., R. Gard. 1972. Effects of floods on trout in Sagehen Creek, California. Trans. Amer. Fish. Soc. 101: 478-482.
- Tsao, E. H. S. 1995. An ecological study of the requirements of the Formosan landlocked salmon (*Oncorhynchus masou formosanus*). Ph. D. Dissertation. Colorado State Univ., Fort Collins, Colorado. 213 pp.
- Wang C. M. J. 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Ph. D. Thesis, Iowa State Univ. 138 pp.
- Watanabe, M.; and Y. L. Lin. 1985. Revision of salmonid fish in Taiwan. Bull. Biogeogr. Soc. Japan. 40:75-84.
- Wickett, W. P. 1954. The oxygen supply to salmon eggs in spawning beds. J. Fish. Res. Bd. Canada. 11(6):933-953.
- Wilkinson, L. 1987. Systat: The system for statistics. Systat, Inc., Evanston. 822pp.

表一、七家灣溪一至三號攔砂壩間櫻花鉤吻鮭年死亡率與洪水發生時間的關係

Year	Time of major "flood" before estimates were made (month/year)	Precipitation (mm)	Consecutive days with precipitation > 72.5 mm	Number of fish subjected to flood		Apparent annual mortality (%)
				YOY	Adult	
1987	Jul-87	109	1			
	* Sep-87	84	1			
	* Oct-87	75	1			
				1307	493	71
1988	May-89	137	1			
	May-89	174	2			
				561	529	68
1989	Jun-90	310	3			
				791	345	74
1990	Aug-90	86	1			
	* Sep-90	286	2			
	Jun-91	318	2			
	Jul-91	138	1			
				646	295	57
1991	Feb-92	73	1			
	Feb-92	94	1			
	Apr-92	122	1			
	Jun-92	106	1			
				275	404	41
1992	Jul-92	82	1			
	Aug-92	210	2			
	Sep-92	137	1			
	May-93	104	1			
	Jun-93	106	1			
	Jun-93	74	1			
				557	402	58
1993	May-94	131	1			
	Jul-94	231	1			
				541	402	78
1994				118	205	

Note: Major flood: daily precipitation greater than 72.5 mm (1% probability of occurrence);

YOY: young-of-the-year salmon range 5 to 19 cm in total length; Adult: salmon greater than 20 cm.

表二：大甲溪上游六條支流的物理環境

	mean width m	mean depth m	mean current velocity (m/sec)	mean discharge m ³ /sec	gradient (m/m)	dominant substrate type	total length of study section (m)
七家灣溪	6.8	0.42	0.30	0.54	0.03	size 6&4	5727
有勝溪	3.2	0.12	0.08	0.03	0.06	size 6&4	2669
雪山溪	7.2	0.24	0.19	0.40	0.04	size 6&4	1537
司界蘭溪	6.1	0.25	0.22	0.33	0.05	size 6&5	1542
南湖溪	8.3	0.32	0.24	0.72	0.05	size 6&4	1951
合歡溪	8.8	0.37	0.09	0.37	0.10	size 6&5	415

表三、 1993至1994年大甲溪上游各研究溪段之物理性棲地特徵

study section	length of study section (m)	dominant channel type (Rosgen's)	maximum summer temp. (C)	mean width m	mean depth m	mean current velocity (m/sec)	mean discharge m3/sec	gradient m/m	dominant substrate type
Chichiawan (above check dam #6)	962	A3	14	7.5	0.22	0.30	0.51	0.06	6
Chichiawan (check dam #5 to #6)	588	B3	15	8.8	0.27	0.20	0.54	0.02	4
Chichiawan (check dam #1 to #3)	3840	B1 & B3	17	10.4	0.35	0.28	1.23	0.03	6&4
Yousheng upstream	553	A3	15	3.2	0.12	0.08	0.03	0.06	6&4
Yousheng (above check dam #1)	2669	B1 & B3	17	4.8	0.35	0.26	0.60	0.03	5&4
Hsuehshan (check dam #3 to #4)	492	B1	15	8.3	0.25	0.30	0.64	0.04	5&4
Hsuehshan (check dam #2 to #3)	635	B1	15	8.9	0.21	0.30	0.67	0.04	5&4
Hsuehshan (check dam #1 to #2)	410	B3	15	8.8	0.24	0.32	0.72	0.04	5&4
Sukaran (above check dam #2)	1500	A3	16	6.0	0.25	0.22	0.33	0.05	6&5
Nanhu (above check dam #7)	1951	A3, B1 & B3	14	8.3	0.32	0.24	0.72	0.05	6&4
Hohuan (above check dam #5)	415	A3	16	8.8	0.37	0.09	0.37	0.10	6&5

表四、1992年冬至1994年夏季櫻花鉤吻鮭在七家灣溪各類中型棲地內的密度

Summer	Number of fish observed									Density (fish/ 100 m ²)					
	1993			1994			tlong (m)	tarea (m ²)	redd (m ²)	1993			94		
	YOY	ADULT	TOTAL	YOY	ADULT	TOTAL				YOY	ADULT	TOTAL	YOY	ADULT	TOTAL
meso															
pool	245	250	495	24	92	116	1242.88	12916.46	1936.61	1.90	1.94	3.83	0.19	0.71	0.90
riffle	85	44	129	28	68	96	1422.32	16708.18	2086.45	0.51	0.26	0.77	0.17	0.41	0.57
run	130	55	185	14	16	30	459.13	5061.37	478.82	2.57	1.09	3.66	0.28	0.32	0.59
cascade	88	48	136	8	24	32	650.18	6570.05	781.58	1.34	0.73	2.07	0.12	0.37	0.49
plunge pool	5	5	10	0	0	0	63.97	601.43	0.00	0.83	0.83	1.66	0.00	0.00	0.00
torrent	0	0	0	0	0	0	9.54	78.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Winter	1992			1993			tlong (m)	tarea (m ²)	redd (m ²)	1992			1993		
	YOY	ADULT	TOTAL	YOY	ADULT	TOTAL				YOY	ADULT	TOTAL	YOY	ADULT	TOTAL
meso															
pool	93	81	174	31	157	188	878.33	9694.96	2437.64	0.96	0.84	1.79	0.32	1.62	1.94
riffle	4	9	13	0	19	19	766.23	8477.16	708.17	0.05	0.11	0.15	0.00	0.22	0.22
run	8	2	10	1	16	17	365.62	4306.28	1059.07	0.19	0.05	0.23	0.02	0.37	0.39
cascade	14	17	31	7	15	22	1549.26	16318.10	828.18	0.09	0.10	0.19	0.04	0.09	0.13
plunge pool	0	3	3	7	12	19	195.68	1836.94	217.71	0.00	0.16	0.16	0.38	0.65	1.03
torrent	0	0	0	0	0	0	18.96	222.61	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Note: YOY: young-of-the-year salmon range 5 to 19 cm in total length; ADULT salmon greater than 20 cm in total length;
 tlong: total channel length; tarea: total surface areas; redd: total surface areas as potential spawning habitats.

表五、七家灣溪一至三號攔砂壩間櫻花鉤吻鮭族群調查

Year	Summer (June to August)			Winter (December to February)			winter/summer ratio (annual)
	YOY	ADULT	TOTAL	YOY	ADULT	TOTAL	
1987	1307	493	1800	747	408	1155	0.64
1988	561	529	1090	200	460	660	0.61
1989	791	345	1136	288	318	606	0.53
1990	646	295	941	275	404	679	0.72
1991	275	404	679	201	415	616	0.91
1992	557	402	959	135	118	253	0.26
1993	541	402	943	46	232	278	0.29
1994	118	205	323				

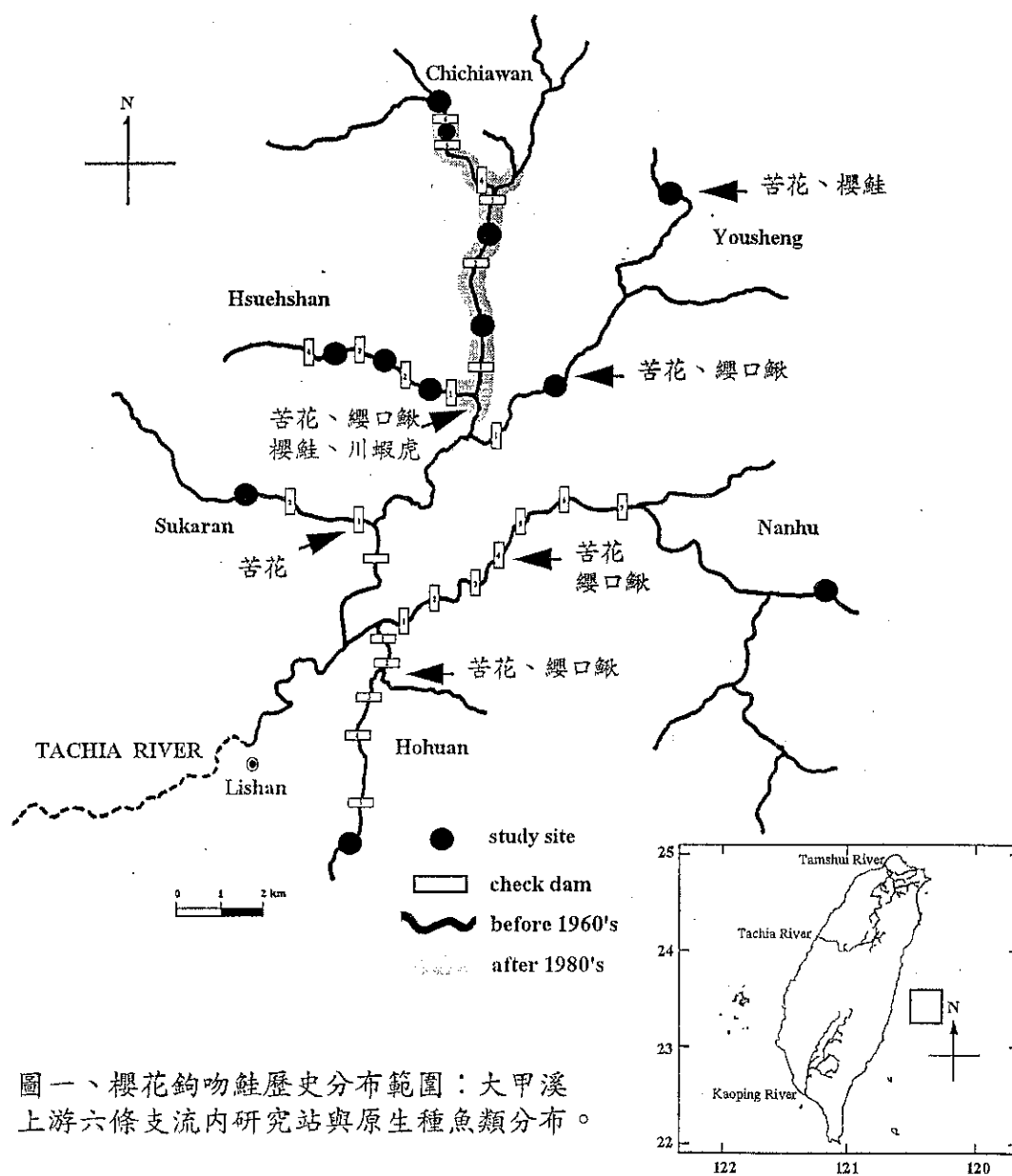
Note: Young of the year (YOY) salmon range 5 to 19 cm in total length

Adult salmon greater than 20 cm in total length.

表六、依溪流分類系統鑑別各溪段之最適用途

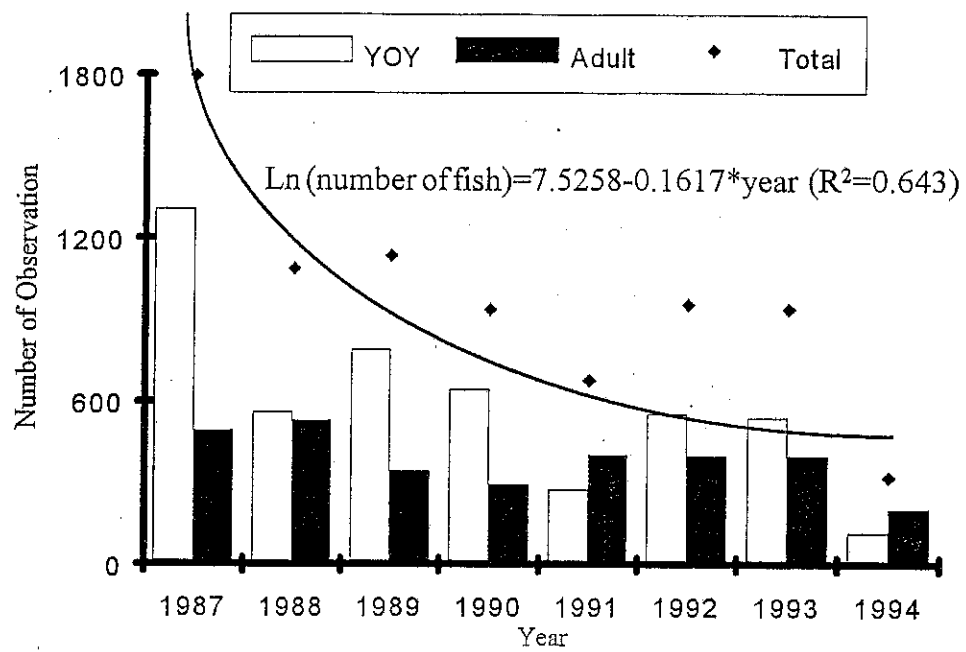
Stream Section	Length	Max. Summer Temp. (C)	Sympatric Species Down-stream	Dominant Channel Type	Mesohabitat Composition (Pool/Run) in %	Visual Identification of Salmon Redd (% of Surface Areas)	Intensity of Agricultural Activities	Evaluation for Salmon Reintroduction	Potential use
All sections above 1600m asl									
Yousheng upstream	>553	15	VB & CL	A3	23//4	11.06	moderate	Less than 50% B type channel, short of spawning habitats.	
(above check dam #1)	2669	17	VB & CL	B1 & B3	21//17	--	high	Habitat degradation, chemicals and eutrophication caused by intensive agricultural activities.	
Hsuehshan									
(check dam #3 to #4)	492	15	VB	B1	17//11	13.04	low	Less than 25% runs as salmon spawning habitats. Short	Water resources for salmon hatchery.
(check dam #2 to #3)	635	15	VB	B1	31//8	9.45	low	distances between check dams may result in a higher rate of losing fish.	
(check dam #1 to #2)	410	15	VB	B3	55//8	--	low	Close to field station of Shei-Pa National Park.	
Sukaran	>1500	16	VB & CL	A3	11//1	9.11	low	less than 50% B type channel short of spawning habitats	Potential rearing habitat for adult & young-of-year.
Nanhu	>1951	14	VB & CL	A3, B1, and B3	36//5	21.39	low	Less than 25% runs as salmon spawning habitats. High visual identification of potential spawning areas.	Potential site for salmon reintroduction.
Hohuan	>415	16	VB & CL	A3	19//6	--	moderate	less than 50% B type channel short of spawning habitats	
(above check dam #5)									

Note: VB: shovelmouth minnow (*Varicorhinus barartulus*); CL: Taiwan tasseled-mouth loach (*Crossostoma lacustre*); --: no data.

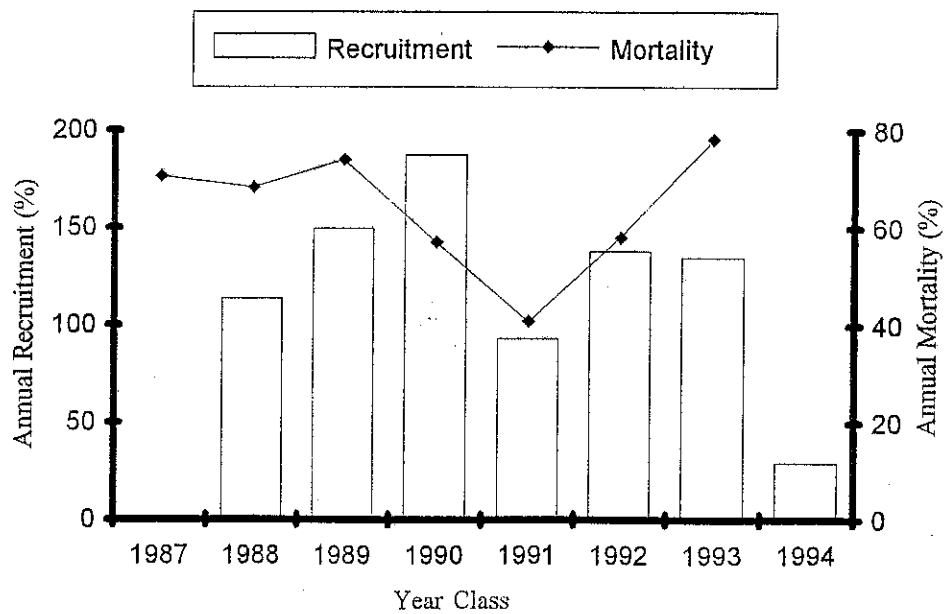


圖一、櫻花鉤吻鮭歷史分布範圍：大甲溪上游六條支流內研究站與原生種魚類分布。

A. 族群動態

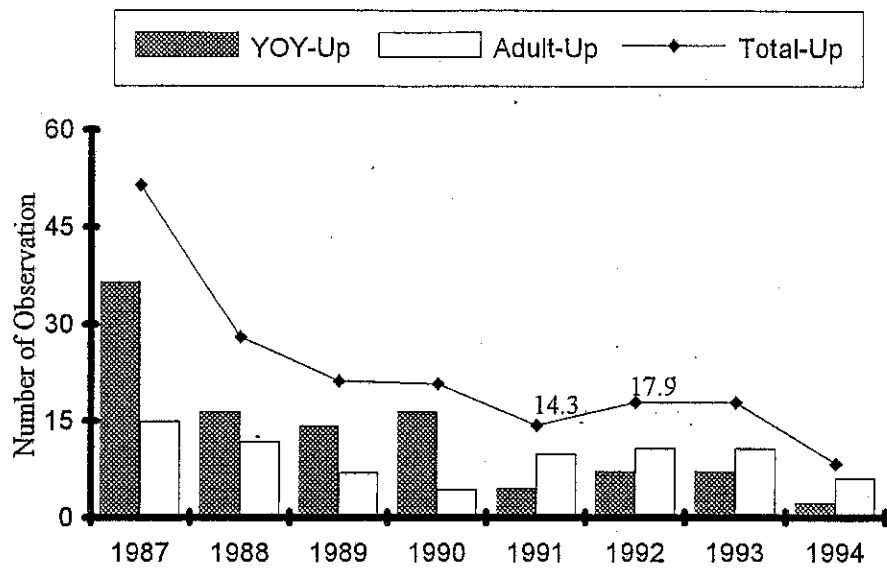


B. 可見年死亡率與補充率

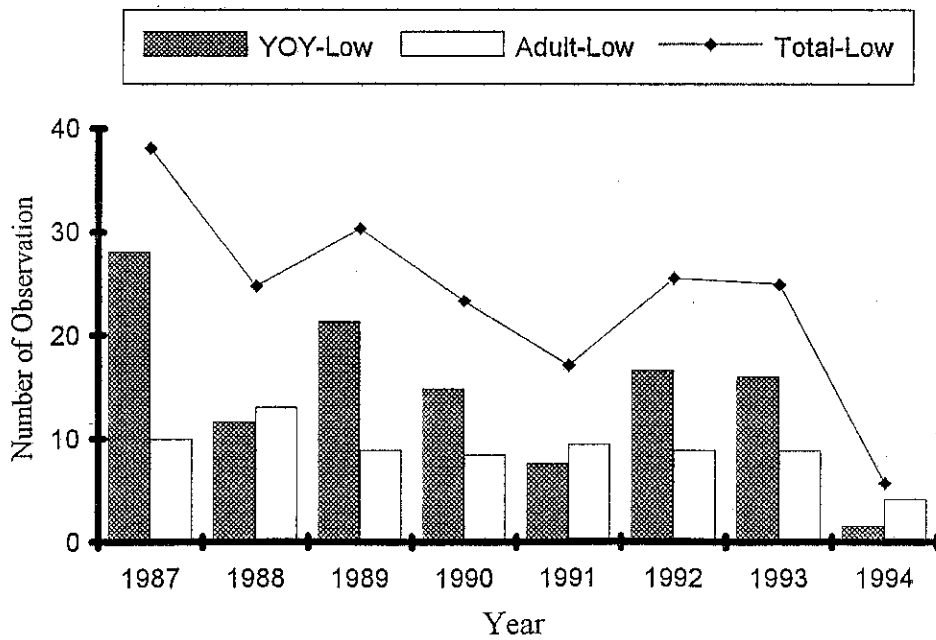


圖二、自1987至1994年七家灣溪一至三號攔砂壩間櫻花鉤吻鮭族群動態。

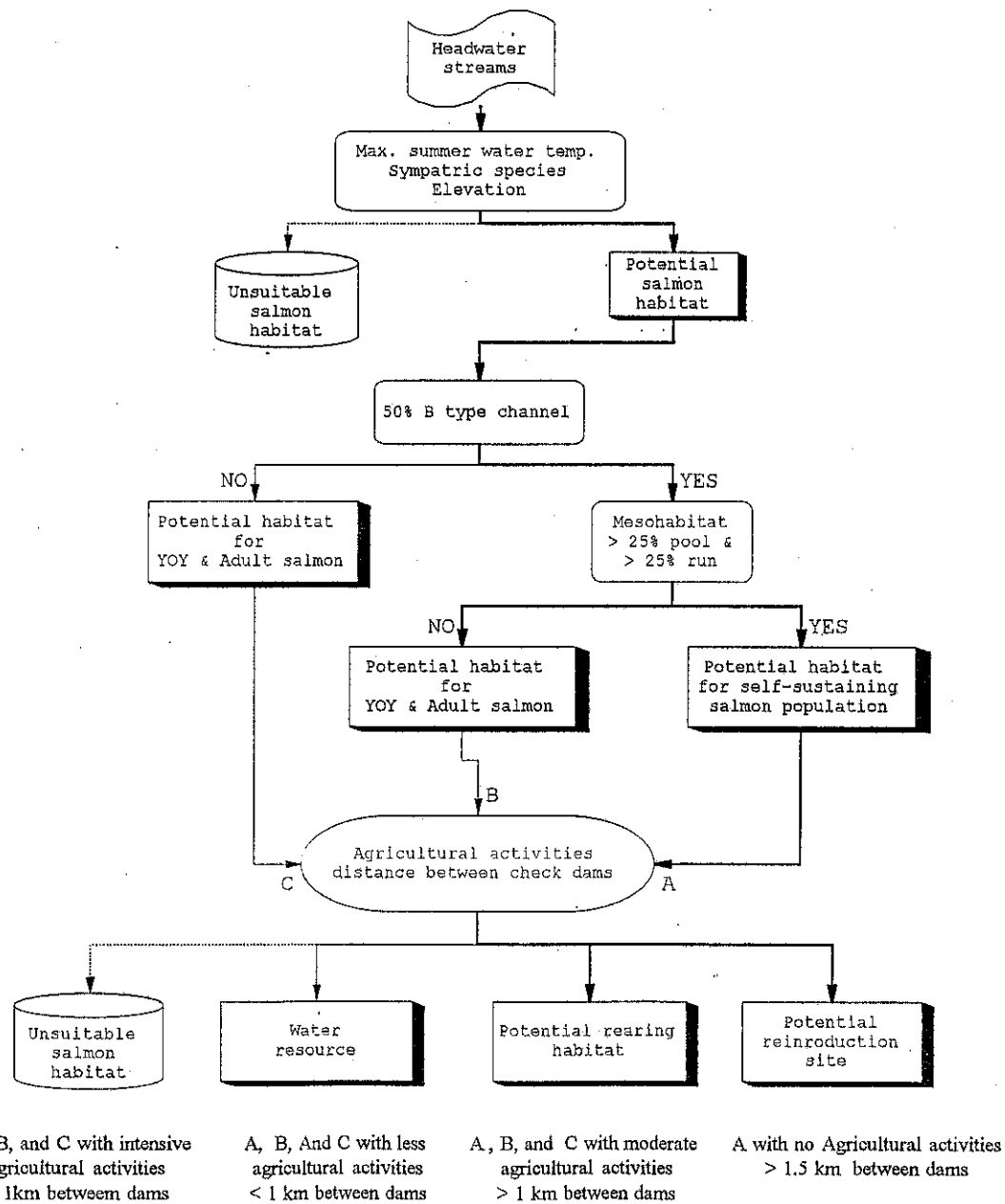
A. 上游溪段 (二至三號壩)



B. 下游溪段 (一至二號壩)



圖三、七家灣溪一至三號攔砂壩間兩溪段內櫻花鉤吻鮭密度變化。



圖四、鑑定溪段是否適合櫻花鉤吻鮭移地復育的溪流分類系統。

計畫名稱：

中文：大甲溪流域粗首鱖生態學之研究

英文：Study on the ecology of *Zacco pachycephalus* in Tachia Stream

計畫編號：81保育-01(53)

執行期限：民國八十年七月一日至民國八十一年六月三十日

計畫主持人：林曜松

計畫研究人員：莊鈴川、張明雄、張仁為

執行機關：國立臺灣大學

合作機關：無

中文摘要：

粗首鱖普遍分布於大甲溪中下游，自天輪壩以下之河段到平原區皆有分布。一般而言，該種魚較喜棲息在水流較緩的瀨區、急流附近的深潭及大型石頭所形成的遮蔽區。自民國八十年十一月至八十二年十月間，每季於松鶴、東卯及東勢三個採樣站，以電魚法進行魚類調查所捕獲的粗首鱖之最大體全長為 165 mm，其中以50-100mm的魚隻數量最多，100-150mm者次之，小於50mm者再次之，超過150mm的魚隻則只捕獲5尾。以各採樣站而言，依捕獲量多寡排序分別為東勢、松鶴、東卯。以季節變化來看，各站每季均以全長50-100mm的魚隻最多。

影響大甲溪魚類生態的環境因素主要為水庫的大量排水，颱風造成溪水的暴漲，水壩與攔砂壩的存在，以及外來種魚類的入侵。另外，毒魚、電魚的情況已因生態保育觀念的推廣及有關單位的大力取締而有改善。

中文關鍵語：大甲溪、粗首鱖、族群

英文摘要：

Zacco pachycephalus distributed in middle and downstream of Tachia Stream. Its habitats involve glide, pool near riffle and undercut. From November 1991 to October 1993, we captured the kind of fish with electrofishing every season on three sampling sites (Sung-ho, Tung-mao and Tung-shih). The biggest fish's total length (TL) was 165 mm. The amount of *Z. pachycephalus* with 50 - 100 mm TL was larger than the fishes with 100 - 150 mm TL. The number of 100 - 150 mm TL fishes was larger than the fish with under 50 mm TL. Only five fishes' TL were over 150 mm. According to sampling sites, sample size of Tung-shih was largest and that of Tung-mao was smallest. The amount of *Z. pachycephalus* with 50 - 100 mm TL was largest in every season.

英文關鍵語：Tachia Stream, *Zacco pachycephalus*, Population

壹、前言

粗首鱖(*Zacco pachycephalus*)屬於鯉目(Cypriniformes)、鯉科(Cyprinidae)，為臺灣特有種，除了花、東兩地以外，全省均極普遍；垂直分布則自平地到海拔 1000 公尺的溪流均可見其蹤跡(曾，1986)。粗首鱖體背呈淺灰綠色，體側及腹部為銀白色，雄魚的體側具有多條淺藍綠色不規則狀的狹長橫紋，各其鰭條為淡黃色，在繁殖期時雄魚有追星出現，臀鰭內側鰭條呈游離狀。粗首鱖的主要棲息地為河川中急流附近的水潭，水流較緩的瀨區，以及大石塊所形成的遮蔽區。本種與同屬的平領鱖(*Zacco platypus*)外形極為相似，可供分辨的特徵只有粗首鱖的口裂較大，可達眼睛的直下方，平領鱖的口裂較小，只到眼睛前緣的直下方，而且平領鱖的鱗片較大較亮，雄魚體側的橫紋顏色較粗首鱖鮮豔。

台灣地區有關溪流魚類的研究，早期主要著重在分類及分布上，近十年來則有較多生態學方面的研究(楊等，1986；呂與汪，1987；張，1989；Wang，1989；方與邵，1990，1991；林與張，1991，1992；張，1994)及魚類棲地改善研究(汪，1991，1992，1993)。

本研究乃針對大甲流域的粗首鱖進行其分布、相對豐度及族群結構之研究，以提供大甲溪魚類資源保育工作的參考。

貳、執行地點描述

大甲溪位於臺灣中西部，由東向西橫貫臺中縣境，為臺灣地區的主要河川之一，全長 124 公里，流域面積 1236 平方公里，是本省中部三大河川之一。主流源於中央山脈之匹亞南鞍部，與七家灣溪、司界蘭溪、南湖溪及合歡溪匯流後，始稱大甲溪。經德基水庫後，沿途納入七家灣溪、匹亞桑溪、小龍溪、鞍馬溪、西崙溪、稍來溪、鹿屏溪及十文溪。此溪段為噴砂地帶，懸崖間樓樓崖漸趨開闊，並有裡冷溪、東卯溪、橫流溪、阿寸溪、麻竹坑溪等支流來匯；過白冷後溪床開展並轉而向北十餘公里，在東勢轉折向西，而於清水鎮出海，匯注於臺灣海峽，其間並有石角溪、中崙溪及沙連河等支流來會。由於大甲溪水量蘊藏豐富，居全省之冠，水力資源之開發利用甚早。目前共築有德基水庫、青山壩、谷關壩、天輪壩及石岡壩，主要為供應蓄水發電之用；其中石岡壩也供灌溉飲水之用。

本研究的調查範圍自大甲溪上游的七家灣溪及有勝溪以下，沿大甲溪主流至出海口，並包含其間的司界蘭溪、南湖溪、合歡溪、匹亞桑溪、十文溪、裡冷溪、東卯溪、橫流溪、及沙連河等支流(圖一)。由於調查範圍廣闊，因此根據主流的水壩位置及水文狀況將整條大甲溪分隔成六個溪段，分別命名為 A、B、C、D、E、F，以便於描述與分析。以下即自上游至下游分別介紹各溪段之情況。

一、七家灣溪、有勝溪至德基水庫(A溪段)：

大甲河流域自七家灣溪、有勝溪以降，至德基水庫以上的溪流兩岸，農業活動是主要的人為開發行為，如蔬菜及果樹的耕種，因此這個溪段的兩岸多已遭人為開墾，而失去原有的植被覆蓋。本溪段水量穩定，但因溪岸的大量開發，部份溪段已有水質優養化的現象。本溪段的底石多為巨石、大型石塊及中型卵石。

二、德基水庫至谷關壩(B溪段)：

本溪段兩岸陡峭，是一個明顯的峽谷地形，兩岸陡峭的岩壁上長有茂密的植物，只有少數裸露的岩壁，橫貫公路沿著溪岸蜿蜒於山谷之中。由於地形的限制，本溪段開發情形較少，大致維持溪流原來的面貌。此段溪流量豐富，而且穩定，深潭、平瀨與急瀨交互出現，底石主要是大型岩石、巨石，愈往下游中型石塊出現愈多。

三、谷關壩至天輪壩(C溪段)：

谷關壩到天輪壩之間除了谷關電廠外，也是少有人為開發的情形，大甲溪兩岸地形還是植被頗為茂密的峽谷，但是溪床已較為寬廣。中橫公路緊鄰右岸山壁上方，山坡地上偶有陡峭的小徑可下達溪谷；除了這些小徑外，唯一可到達溪邊的通道是進入谷關電廠，自廠內道路旁的便道下到溪谷。本段溪流地下水豐富，水量較為穩定，溪水清澈，平瀨、急瀨及深潭明顯而且交互分布；底石多為大型石塊與巨石，但越往下游中型卵石出現越多，而且深潭底質多由細砂及小型礫石所構成。

四、天輪壩至天輪電廠排水口（D溪段）：

此溪段兩岸山勢已不若上游陡峭，沿岸的開發僅限於平緩坡地形成聚落，如谷關、麗陽、松鶴、裡冷、天冷等。本段已較上述溪段開闊，但是因天輪壩蓄水之故，使得溪流中出現許多裸露的河川地。本溪段的水量有明顯的豐水期及枯水期之分，豐水期時，水流湍急，水深明顯增加，枯水期時裸露的巨石都被溪水所淹沒。底石組成以巨石、大型石塊及中型卵石為主。

五、天輪電廠至石岡壩（E溪段）：

本段溪流較上一溪段開闊，溪床已相當寬廣，平緩坡地較多，開發情形也較為顯著。因兩岸坡地平緩，許多地區已開墾為果園，溪床也有砂石場進行採砂行為，人為開發已明顯增加。本溪段雖然坡度較緩，但水勢卻較上游幾個溪段大而且急；偶有深潭出現，但是水流仍以急瀨為主。底石以中、大型卵石為主，也可見巨石的分布。

六、石岡壩至出海口（F溪段）：

本段溪流水量受石岡壩影響，豐水期與枯水期有明顯的對比，枯水期時河道分歧，水量很小；豐水期時則多載於分歧的水道而消失不見，而出現寬闊的河面。河道的底質石以大型石塊及中型卵石為主，而且越往下游中型卵石越多。但是因溪床有許多砂石公司進行採砂，造成深潭，這種人為造成的深潭在水量增大時會被砂石填滿；水量變小時，又會因為採砂行為而形成新的水潭，水潭的底質則多為細砂。同時在較上游的河段，還有工廠及養殖場排放的廢水，水質常年呈污濁狀態，而且會發出惡臭。

除了為粗首鱗的分布情況而進行全溪段的調查外，另為進一步瞭解大甲溪粗首鱗族群結構及其變化的情形，在所有調查點當中，依據採樣的情況、水文狀況、人力及可及性等條件考慮下，選擇松鶴、東卯及東勢三個採樣站，採樣頻率以季節為單位，收集粗首鱗族群方面的資料。以下就這三個採樣站的水文狀況略作描述。

一、松鶴站：

位於松鶴派出所旁，溪床寬度在豐水期及枯水期時相差甚大，因受上游橫坑A施工區影響，經常造成水質混濁，底石上皆會覆蓋一層泥灰。本站水流以淺瀨為主，但散布有幾個深潭；底石則以中型卵石為主，另有大型石塊散布其間。

二、東卯站：

位於天輪電廠上游，東卯溪匯入大甲溪處附近。底石以大型石塊及中型卵石為主，但也有不少礫石散布。本區水流以急瀨及深的急流為主。

三、東勢站：

本站位於東豐橋上游溪段，河床寬廣，水流湍急且深，底石以卵石及礫石為主，溪岸則有大型石塊分布。豐水期與枯水期的水量有相當的差異，但即使在枯水期，水量仍比上游諸站大。

參、研究方法

為求全面瞭解粗首鱗在大甲溪流域分布的情形，故調查的範圍從最上游的有勝溪到出海口為止。調查點的選擇視溪流的水文狀況、可及性，並兼顧主流與支流皆能有調查站，以

講求工作效率等考量而定，其中主流部份共曾調查過二十一個採樣點，支流部份則共有十六個採樣點，其中松鶴、東卯及東勢每季均前往採樣以瞭解粗首鱖族群結構變化。

本研究是使用背負式電魚器，外接八伏特蓄電池，以間歇性連續放電方式採集魚類。採集時，由採樣站最下游處開始，以"Z"字形途徑向上游進行，歷時四十分鐘。收集魚類完畢後，即測量捕獲粗首鱖的體全長並記錄數量，除了將少數魚隻以10%福馬林固定帶回實驗室外，其餘的魚隻均放回原溪段中。

肆、結果與討論

一、結果

(一) 分布

大甲溪的粗首鱖自谷關至大甲之間的大甲溪主流及支流下游皆可見其蹤跡。自1991年11月至1993年10月在大甲溪流域主、支流的37個調查站共捕獲2274尾粗首鱖（表一），其中A、B、C三個溪段（即天輪壩以上的溪段）均未發現粗首鱖。在所捕獲的粗首鱖中，D溪段捕獲1011尾，E溪段捕獲1076尾，F溪段捕獲187尾。如果將各溪段的總捕獲魚數除以調查次數，所得到的各溪段平均捕獲粗首鱖魚數，以E溪段最多（約33尾），F溪段次之（約24尾），D溪段最少（約21尾）（表一）。

(二) 捕獲量的季節性變化

自1991年冬季到1993年秋季八個季節期間，松鶴、東卯及東勢三個研究站當中，松鶴及東勢站的平均捕獲量總和相當接近，分別為300及301尾；而東卯站則較少，僅有256尾。由平均捕獲量季節變化來看，松鶴、東卯及東勢三個研究站粗首鱖的平均捕獲量均顯示出，由1991年冬季至1992年春季逐漸遞減，直到1993年秋季才回升（表一）。由此可見，在過去的幾年比較，三個研究站自1991年冬季至1992年秋季這一年的捕獲量（松鶴173尾，東卯179尾，東勢186尾）均大於1992年冬季至1993年秋季整年的捕獲魚數（松鶴127尾，東卯77尾，東勢115尾）（表二）。就每季總平均捕獲量而言，只有1991年冬季，1992年春季及1993年秋季大於120尾（分別為231、126、135），其餘各季則均低於100尾。由此變化的情形來看，大甲溪粗首鱖的族群數量自1991年冬季到1993年秋季似乎有下降的趨勢。

(三) 族群結構

在研究期間於松鶴、東卯及東勢三個研究站所捕獲的1776尾粗首鱖中，以體長介於50-100mm間的魚體數量最多（佔70%），其次為體長在100-150mm間的魚隻，體長大於150mm的魚最少（僅捕獲5尾）。粗首鱖的體長分布在三個研究站間極為類似，均是以介於50-100mm間的魚隻數量最多，次多為體長在100-150mm間的魚隻，再其次是體長小於50mm的魚隻，數量最少的是大於150mm的粗首鱖（圖二）。

(四) 體長組成之季節性變化

松鶴站所捕獲的粗首鱖除了1993年春季外，每季皆以體長在50-100mm的魚隻所佔比例最高（50%以上），其中以1992年秋季的93%最為顯著，而以1993年的夏季最低（52%），體長小於50mm及100-150mm的魚隻其捕獲比例均有較明顯的季節性變化。體長大於150mm的則僅捕獲2尾（圖三）。

東卯站的捕獲情況與松鶴站頗為類似，體長介於50-100mm的粗首鱖所佔的捕獲比例除1993年春季外，每季都是最高的（58%-87%），而體長大於150mm的魚隻僅捕獲一尾。至於體長在50mm以下及100-150mm的魚體，則有季節性的變化（圖四）。

東勢站與其他兩站略有不同，體長在50-100mm的粗首鱗每季皆佔有最高的捕獲比例，而且均在60%以上（60%-87%）。但體長小於50mm及100-150mm的魚隻其捕獲比例也是有季節性變化，至於體長大於150mm的粗首鱗則僅捕獲2尾（圖五）。

若整合上述三個研究站的採樣資料可得知，大甲溪粗首鱗的體長組成大致上均以50-100mm的魚隻所佔比例最高，小於50mm及100-150mm的粗首鱗捕獲比例則隨季節不同而互有消長，大於150mm的魚隻所佔數量最少（圖六）。

二、討論

粗首鱗的垂直分布自平地到海拔1000公尺（曾，1986），本研究發現大甲溪的粗首鱗的分布範圍從平地到谷關（海拔高度約為800公尺），因此就海拔高度而言，在本研究中，谷關以下的大甲溪流域應該都可以發現粗首鱗，但是由採樣紀錄顯示，在大甲溪主流的採樣站皆有捕獲粗首鱗的紀錄；在支流部份，裡冷溪、東卯溪及橫流溪各溪的下游可發現粗首鱗，而十文溪全段及上述三條溪的上游均未曾有過發現該魚的紀錄。究其原因，可能與攔砂壩的設置有關；十文溪的引水壩將上游的溪水引至水庫，導致下游乾涸；裡冷溪、東卯溪及橫流溪每條溪上游及下游的調查站之間均有攔砂壩，因此推測可能是攔砂壩將溪流阻隔而影響魚類上溯。

一般而言，體型較大的魚多棲息於深潭（Matthews, 1986），本研究使用電魚法進行採樣，在整個研究期間僅捕獲過5尾體長大於150mm的粗首鱗，所佔比例極低，可能與電魚法不適用於深潭採樣有關。研究者曾以刺網於深潭中進行採樣，結果可捕獲體型較大的粗首鱗。

伍、結論

目前在臺灣的河川當中，大甲溪可算是開發程度較高的溪流之一，所以不可避免的，溪流沿岸的環境和溪中的水生物都會受到各種不同程度的影響。諸如農業活動、觀光設施、水壩的構建、電廠的設立、攔砂壩的建造、家庭與工業廢水的排放、採砂行為等人為開發利用的舉動，都會對整個大甲溪流域造成衝擊，直接或間接影響到生活於水中的各種生物；此外，非法的漁獵行為對溪中的魚類也造成很大的傷害。因此，對於這許多人為開發活動應該進行其對溪流環境與生物資源的影響評估研究，以確切瞭解這些開發行為對整個溪流造成何種影響，其程度又如何，並根據這些研究資料，制定針對各種人為開發及利用活動的管理辦法與規範，確實嚴格執行，以有效監督這些人為活動的進行。所以，目前對大甲溪流域而言，建立起一套合理可行的溪流資源經營管理制度，應是最重要的課題之一。

陸、引用文獻

- 方力行，邵廣昭，1990，魚類相與仔稚魚，新天輪水力發電工程施工期間生態調查，國立中山大學海洋資源系，7-96頁。
- 方力行，邵廣昭，1991，魚類相與仔稚魚，新天輪水力發電工程施工期間生態調查，國立中山大學海洋資源系，1-92頁。
- 呂光洋，汪靜明，1987，武陵農場河域之原產種魚類生態之初步研究，86頁。
- 汪靜明，1991，大甲溪魚類棲地改善之生態評估研究第一年研究報告，台灣電力公司79年度研究發展計畫—大甲溪魚類棲地生態研究及改善計畫。
- 汪靜明，1992，大甲溪魚類棲地改善之生態評估研究第二年研究報告，台灣電力公司80年度研究

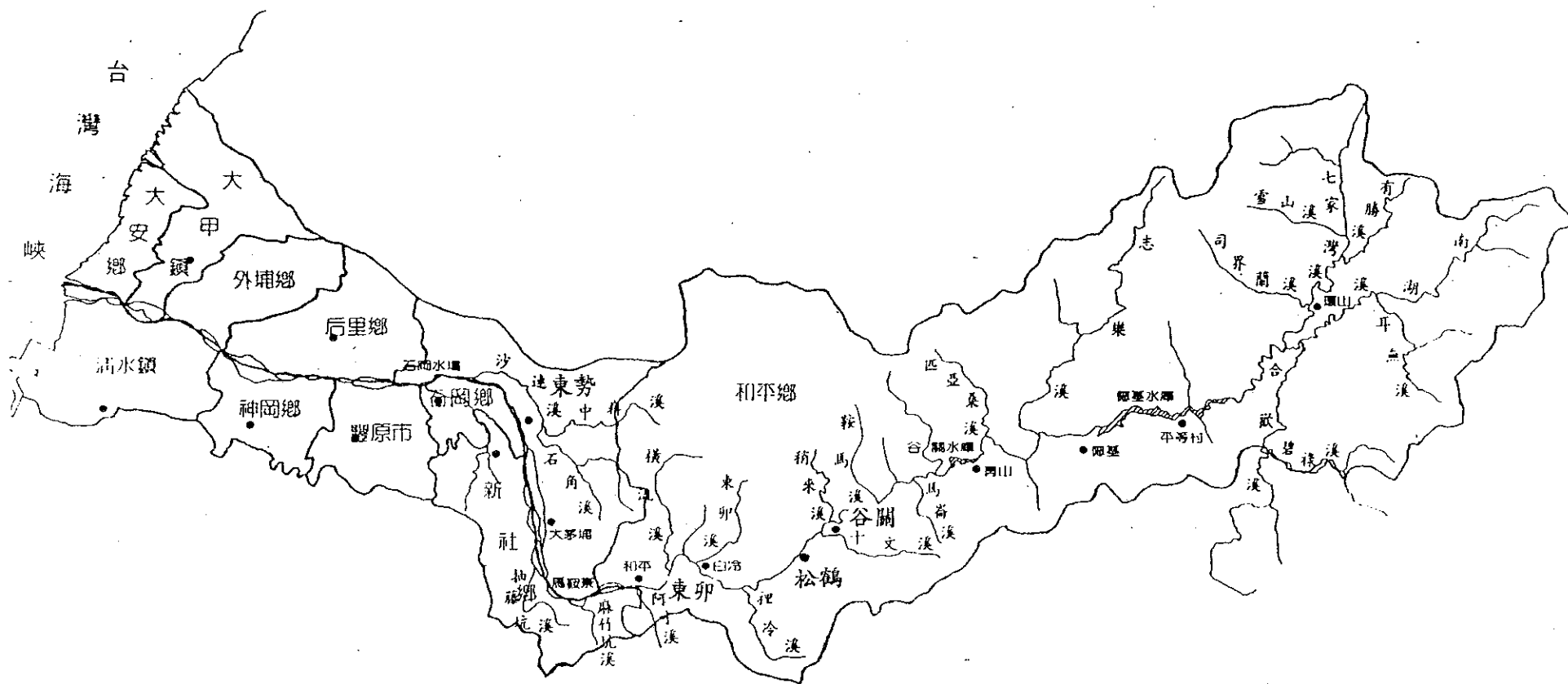
- 發展計畫—大甲溪魚類棲地生態研究及改善計畫，116頁。
- 汪靜明，1993，大甲溪魚類棲地改善之生態評估研究第三年研究報告，台灣電力公司81年度研究發展計畫—大甲溪魚類棲地生態研究及改善計畫，261頁。
- 林曜松、張明雄，1991，大甲溪石賓之族群分布研究，行政院農業委員會80年生態研究第002號，19頁。
- 林曜松、張明雄，1991，大甲溪魚類生態調查計畫研究報告（I），台灣電力公司79年度研究發展計畫，62頁。
- 林曜松、張明雄，1992，大甲溪魚類生態調查計畫研究報告（II），台灣電力公司80年度研究發展計畫，91頁。
- 張明雄，1989，有勝溪臺灣纓口鰍(*Crossostoma lacustre*)之生態學研究，國立臺灣師範大學生物研究所碩士論文，73頁。
- 張明雄，1994，大甲溪中、下游魚類群聚研究，國立台灣大學動物學研究所博士論文，95頁。
- 曾晴賢，1986，台灣的淡水魚類，台灣省教育廳，198頁。
- 楊平世，林曜松，黃國靖，梁世雄，謝森和，曾晴賢，1986，武陵農場河域之水棲昆蟲相及生態調查，48頁。
- Matthews, W. J. 1986. Fish faunal 'break' and stream order in the eastern and central United States. *Environmental Biology of Fishes* 17:81-92.
- Wang, C.M.J. 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Ph.D. dissertation. Iowa State University. Ames, Iowa. U.S.A. 138pp.

表一、1991年冬季至1993年秋季大甲溪流域各河段
粗首鱖之平均捕獲尾數

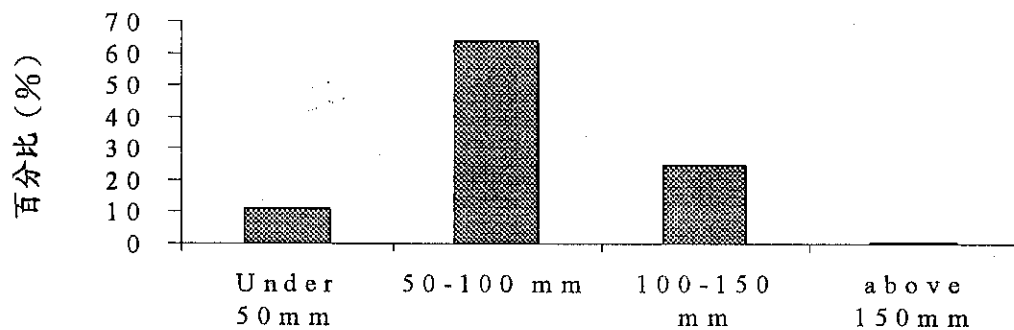
河段	總捕獲量	調查次數	平均捕獲魚數
D	1011	48	21.1
E	1076	33	32.6
F	187	8	23.4
合計	2274	89	

表二、1991年冬季至1993年秋季大甲溪流域各研究站粗首鱻
平均捕獲尾數之季節性變化

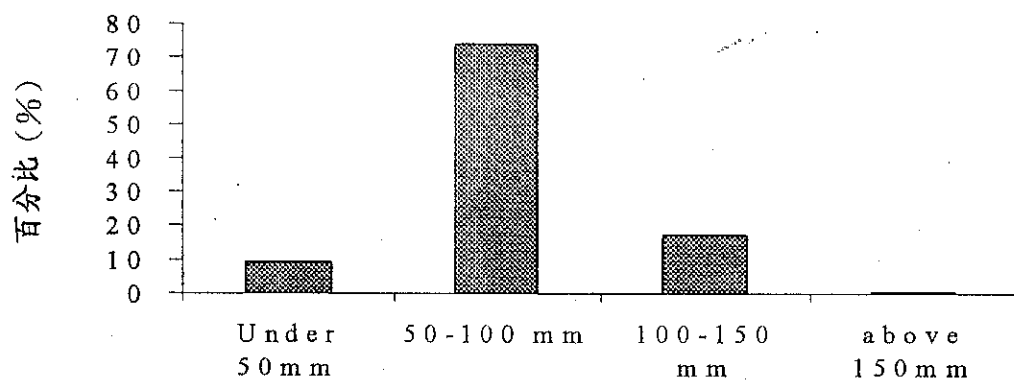
站名	1991	1992	1993							
	冬季	春季	夏季	秋季	冬季	春季	夏季	秋季	總計	季平均
松鶴	74	36	26	37	32	27	18	50	300	37.5
東卯	71	61	22	25	28	9	7	33	256	32
東勢	86	29	41	30	28	18	17	52	301	37.6
總計	231	126	89	92	88	54	42	135	857	
站平均	77	42	29.7	30.7	29.3	18	14	45		



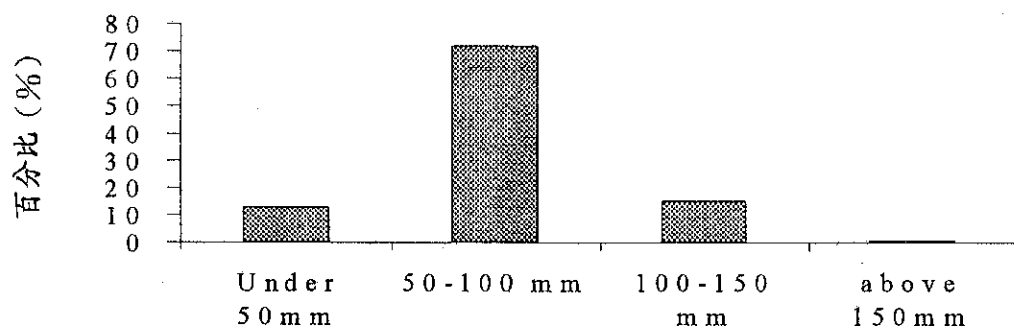
松鶴站 (N = 629)



東卯站 (N = 491)

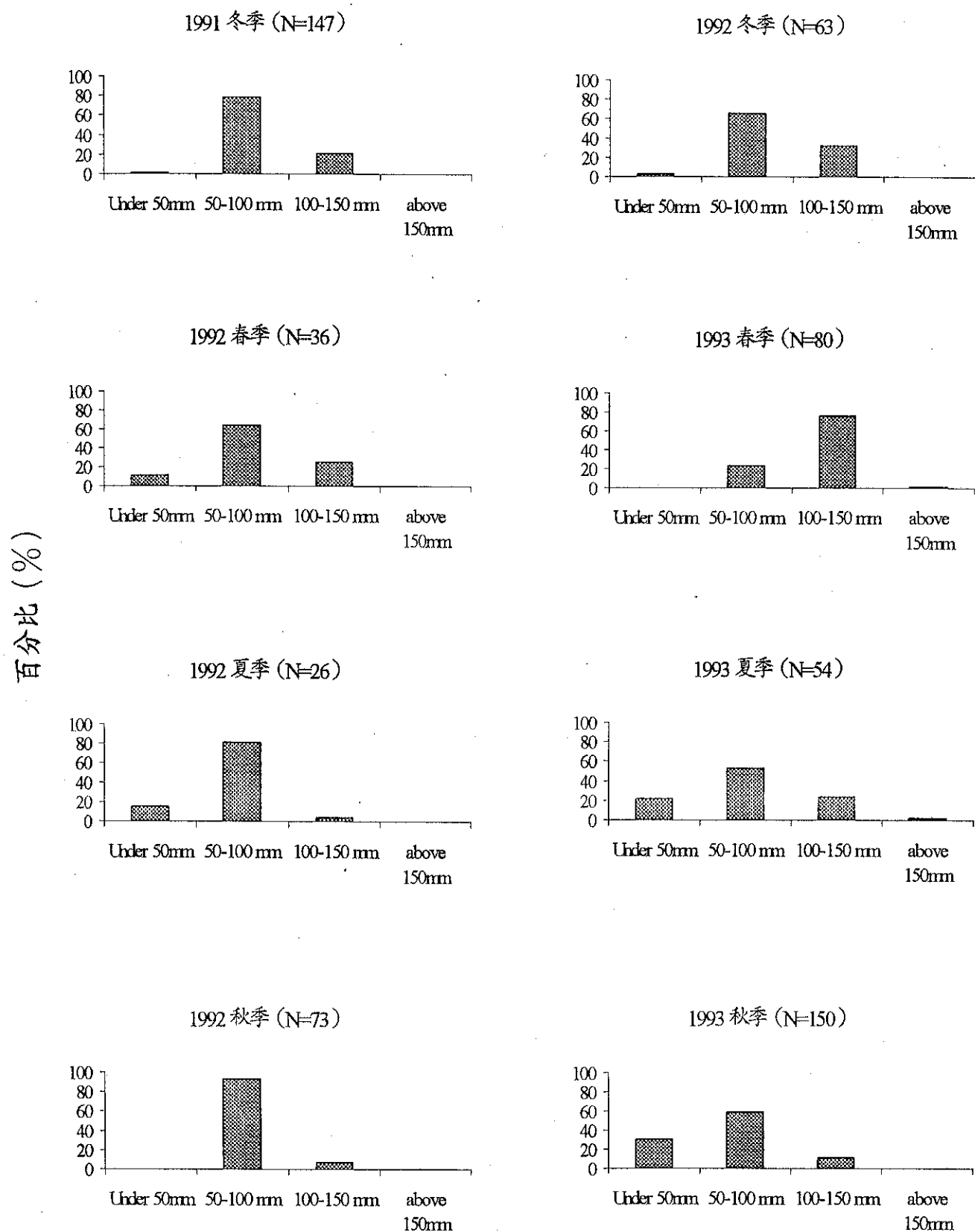


東勢站 (N = 656)



全長

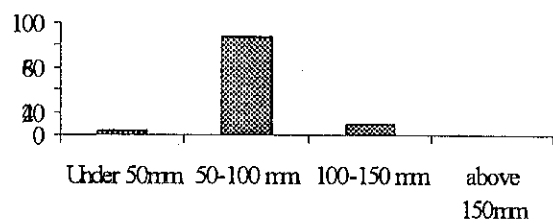
圖二、1991年11月至1993年10月大甲溪粗首鱺族群結構



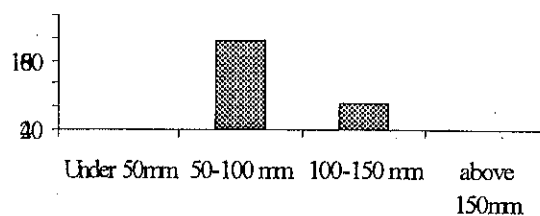
圖三、1991年11月至1993年10月松鶴站粗首鱚族群結構之季節變化

百分比 (%)

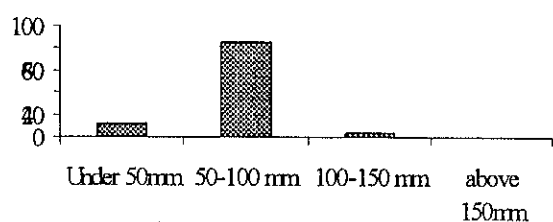
1991 冬季 (N=141)



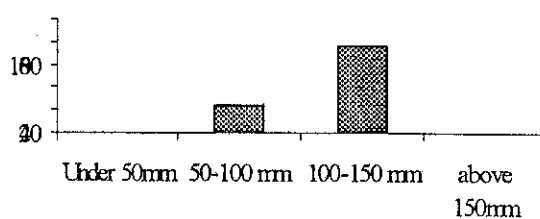
1992 冬季 (N=55)



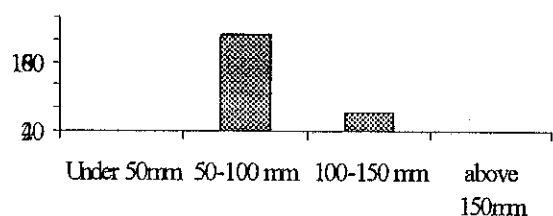
1992 春季 (N=61)



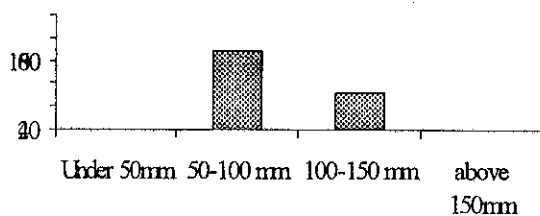
1993 春季 (N=25)



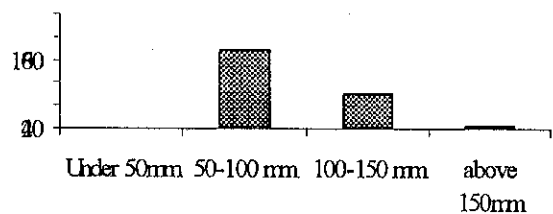
1992 夏季 (N=43)



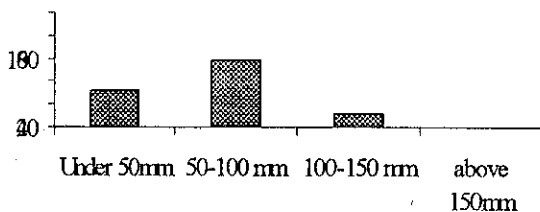
1993 夏季 (N=19)



1992 秋季 (N=50)

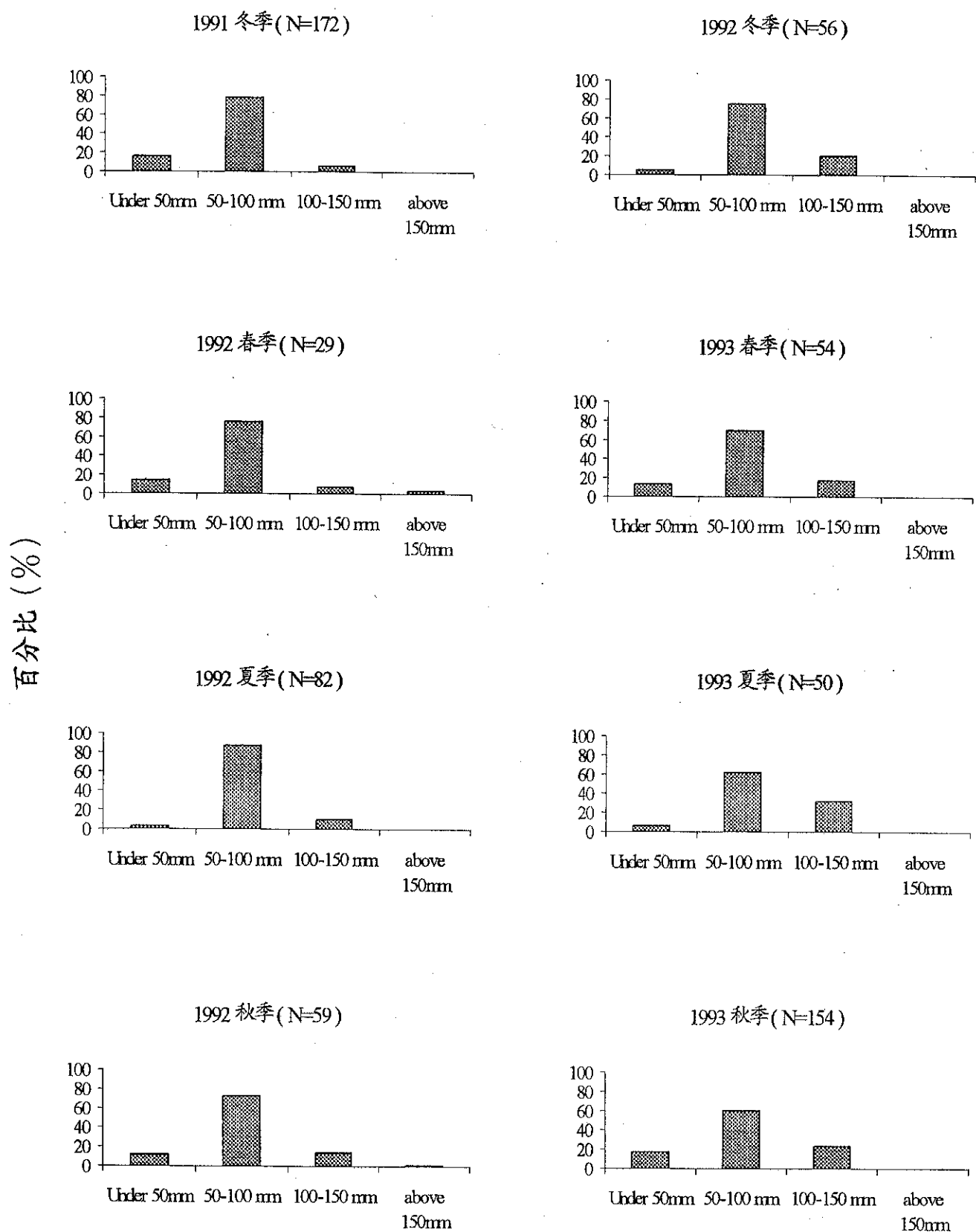


1993 秋季 (N=97)



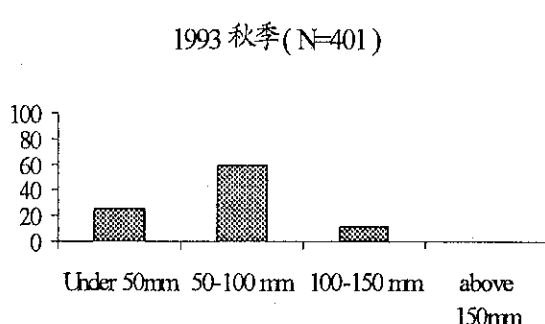
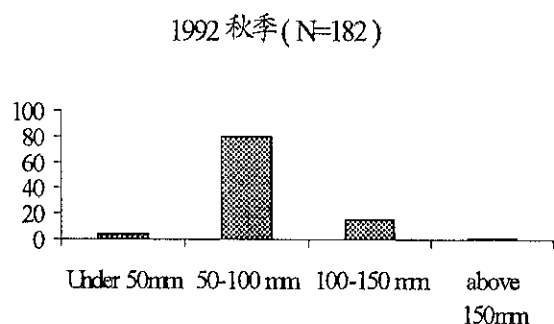
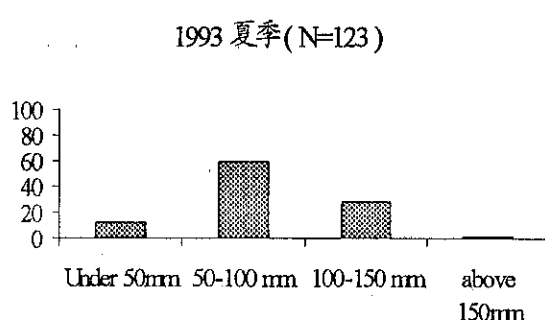
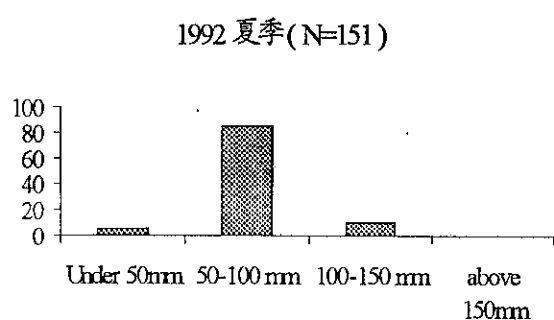
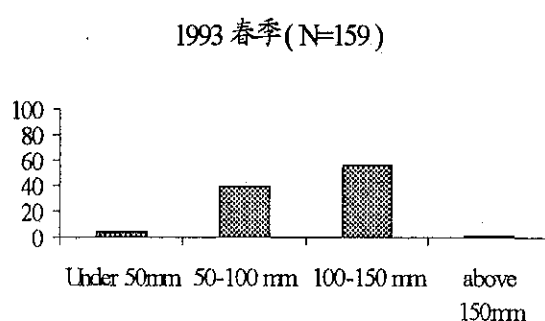
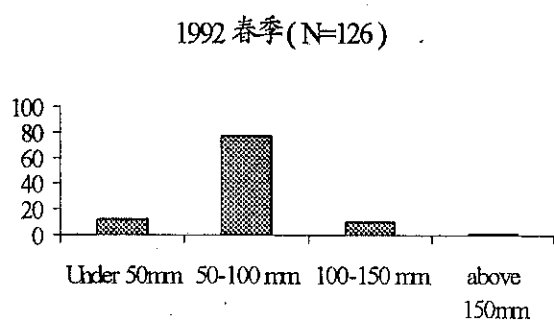
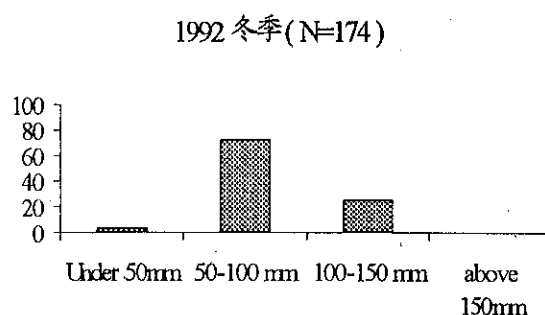
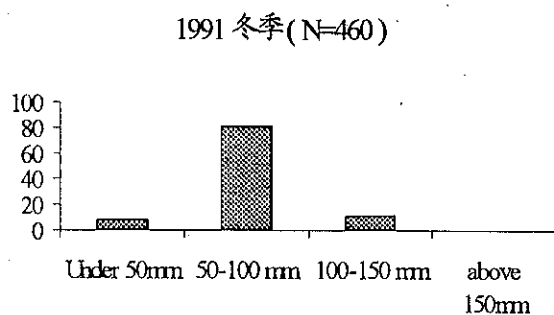
全長

圖四、1991年11月至1993年10月東卯站粗首鱸族群結構之季節變化



圖五、1991年11月至1993年10月東勢站粗首鱸族群結構之季節變化

百分比 (%)



全長

圖六、1991年11月至1993年10月大甲溪粗首鱲族群結構之季節變化

計畫名稱：

中文：大甲溪流域臺灣間爬岩鰍生態學之研究

英文：Study on the ecology of *Hemimyzon formosanum* in Tachia Stream

計畫編號：82保育-02(9)

執行期限：民國八十一年七月一日至民國八十二年六月三十日

計畫主持人：林曜松

計畫研究人員：莊鈴川、張明雄、張仁為

執行機關：國立臺灣大學

合作機關：無

中文摘要：

臺灣間爬岩鰍自大甲溪上游南湖溪至下游平原區皆有分布，其中以中河段之數量較上游及下游河段多。一般而言，該種魚較喜棲息在水流湍急並有岩石分布的河段。自民國1992年8月至1993年10月間，每季於東卯及東勢兩個採樣站，以電魚法進行魚類調查，捕獲的臺灣間爬岩鰍之最大體全長為96 mm，其中以51-70 mm的魚隻數量最多，71-90 mm者次之，31-50 mm者再次之，超過90mm的魚隻更次之，小於30 mm的個體數量最少。以各採樣的站捕獲量來看，則是東卯站大於東勢站。以季節變化而言，兩站每季一般以全長51-70mm及71-90 mm的魚隻佔大多數。

影響大甲溪魚類生態的環境因素主要為水庫的大量排水，颱風造成溪水的暴漲，水壩與攔砂壩的存在，以及外來種魚類的入侵。另外，毒魚、電魚的情況已因生態保育觀念的推廣及有關單位的大力取締而有改善。

中文關鍵語：大甲溪、臺灣間爬岩鰍、族群

英文摘要：

Hemimyzon formosanum distributed from upstream to downstream of Tachia Stream. Its habitats on riffle. From August 1992 to October 1993, we captured the fish with electrofishing every season on two sampling sites (Tung-mao and Tung-shih). The biggest total length (TL) of the fish was 96 mm. The number of 51 - 70 mm TL *H. formosanum* was largest. The second largest number of the fish was 71 - 90 mm TL . The number of 31 - 50 mm TL fishes was less than 71-90 mm ones and larger than the fish's TL above 90 mm. The number of the fish's TL under 30 mm TL was smallest. According to sampling sites, the sample size of Tung-mao was larger than that of Tung-shih. The number of 51 - 70 mm TL and 71-90 mm TL fish were larger than others in every season.

英文關鍵語：Tachia Stream, *Hemimyzon formosanum*, Population

壹、前言

臺灣間爬岩鰍 (*Hemimyzon formosanum*) 屬於鯉目 (Cypriniformes)、平鰭鰍科 (Homalopteridae)，為臺灣特有種，分布於本省中央山脈以西之溪流；臺灣間爬岩鰍身體扁平而略長，尾部側扁，頭部至腹鰭以前的身體略呈三角形，胸鰭及腹鰭均向兩側平伸，口部開於腹面。體色呈淺橄欖綠以至墨綠色，具有不規則之塊狀斑點，尤其背部之變化甚大（曾，1986）。臺灣間爬岩鰍主要棲息在河川中水流湍急的河段。本種與同屬的臺東間爬岩鰍 (*H. taitungensis*) 外形頗為類似，但是後者較為修長，而且其胸鰭後緣蓋及腹鰭的基部，臺灣間爬岩鰍則僅達腹鰭前緣；同時臺東間爬岩鰍僅分布花、東兩縣，與臺灣間爬岩鰍的分布有明顯的區隔。

台灣地區有關溪流魚類的研究，早期主要著重在分類及分布上，近十年來則有較多生態學方面的研究（楊等，1986；呂與汪，1987；張，1989；Wang，1989；方與邵，1990，1991；林與張，1991，1992；張，1994）及魚類棲地改善研究（汪，1991，1992，1993）。本研究乃針對大甲溪流域的臺灣間爬岩鰍進行其分布、相對豐度及族群結構之研究，以提供大甲溪魚類資源保育工作的參考。

貳、執行地點描述

大甲溪位於臺灣中西部，由東向西橫貫臺中縣境，為臺灣地區的主要河川之一，全長124公里，流域面積1236平方公里，是本省中部三大河川之一。主流源於中央山脈之匹亞南鞍部，與七家灣溪、司界蘭溪、南湖溪及合歡溪匯流後，始稱大甲溪。經德基水庫後，沿途納入志樂溪、匹亞桑溪、小雪溪、鞍馬溪、馬崙溪、稍來溪、良屏溪及十文溪，此溪段為峽谷地形；經谷關後溪床漸趨開闊，並有裡冷溪、東卯溪、橫流溪、阿寸溪、麻竹坑溪等支流來匯；過白冷後溪床開展並轉而向北十餘公里，在東勢轉折向西，而於清水鎮出海，匯注於臺灣海峽，其間並有石角溪、中料溪及沙連河等支流來會。由於大甲溪水量蘊藏豐富，居全省之冠，水力資源之開發利用甚早。目前共築有德基水庫、青山壩、谷關壩、天輪壩及石岡壩，主要為供應蓄水發電之用；其中石岡壩也供灌溉飲水之用。

本研究的調查範圍自大甲溪上游的七家灣溪及有勝溪以下，沿大甲溪主流至出海口，並包含其間的司界蘭溪、南湖溪、合歡溪、匹亞桑溪、十文溪、裡冷溪、東卯溪、橫流溪、及沙連河等支流（圖一）。由於調查範圍廣闊，因此根據主流的水壩位置及水文狀況將整條大甲溪分隔成六個溪段，分別命名為A、B、C、D、E、F，以便於描述與分析。以下即自上游至下游分別介紹各溪段之情況。

一、七家灣溪、有勝溪至德基水庫 (A溪段)：

大甲溪流域自七家灣溪、有勝溪以降，至德基水庫以上的溪流兩岸，農業活動是主要的人為開發行為，如蔬菜及果樹的耕種，因此這個溪段的兩岸多已遭人為開墾，而失去原有的植被覆蓋。本溪段水量穩定，但因溪岸的大量開發，部份溪段已有水質優養化的現象。本溪段的底石多為巨石、大型石塊及中型卵石。

二、德基水庫至谷關壩 (B溪段)：

本溪段兩岸陡峭，是一個明顯的峽谷地形，兩岸陡峭的岩壁上長有茂密的植物，只有少數裸露的岩壁，橫貫公路沿著溪岸蜿蜒於山谷之中。由於地形的限制，本溪段開發情形較少，大致維持溪流原來的面貌。此段溪流量豐富，而且穩定，深潭、平瀨與急瀨交互出現，底石主要是大型岩石、巨石，愈往下游中型石塊出現愈多。

三、谷關壩至天輪壩 (C溪段)：

谷關壩到天輪壩之間除了谷關電廠外，也是少有人為開發的情形，大甲溪兩岸地形還是植被頗為茂密的峽谷，但是溪床已較為寬廣。中橫公路緊鄰右岸山壁上方，山坡地上偶有

陡峭的小徑可下達溪谷；除了這些小徑外，唯一可到達溪邊的通道是進入谷關電廠，自廠內道路旁的便道下到溪谷。本段溪流地下水豐富，水量較為穩定，溪水清澈，平瀨、急瀨及深潭明顯而且交互分布；底石多為大型石塊與巨石，但越往下游中型卵石出現越多，而且深潭底質多由細砂及小型礫石所構成。

四、天輪壩至天輪電廠排水口（D溪段）：

此溪段兩岸山勢已不若上游陡峭，沿岸的開發僅限於平緩坡地形成聚落，如谷關、麗陽、松鶴、裡冷、天冷等。本段已較上述溪段開闊，但是因天輪壩蓄水之故，使得溪流中出現許多裸露的河川地。本溪段的水量有明顯的豐水期及枯水期之分，豐水期時，水流湍急，水深明顯增加，枯水期時裸露的巨石都被溪水所淹沒。底石組成以巨石、大型石塊及中型卵石為主。

五、天輪電廠至石岡壩（E溪段）：

本段溪流較上一溪段開闊，溪床已相當寬廣，平緩坡地較多，開發情形也較為顯著。因兩岸坡地平緩，許多地區已開墾為果園，溪床也有砂石場進行採砂行為，人為開發已明顯增加。本溪段雖然坡度較緩，但水勢卻較上游幾個溪段大而且急；偶有深潭出現，但是水流仍以急瀨為主。底石以中、大型卵石為主，也可見巨石的分布。

六、石岡壩至出海口（F溪段）：

本段溪流水量受石岡壩影響，豐水期與枯水期有明顯的對比，枯水期時河道分歧，水量很小；豐水期時則多數分歧的水道都消失不見，而出現寬闊的河面。河道的底質石以大型石塊及中型卵石為主，而且越往下游中型卵石越多。但是因溪床有許多砂石公司進行採砂，造成深潭，這種人為造成的深潭在水量增大時會被砂石填滿；水量變小時，又會因為採砂行為而形成新的水潭，水潭的底質則多為細砂。同時在較上游的河段，還有工廠及養殖場排放的廢水，水質常年呈污濁狀態，而且會發出惡臭。

除了為瞭解臺灣間爬岩鰍的分布情況而進行全溪段的調查外，另為進一步探討大甲溪臺灣間爬岩鰍族群結構及其變化的情形，在所有調查點當中，依據採樣的情況、水文狀況、人力及可及性等條件考慮下，選擇東卯及東勢兩個採樣站，採樣頻率以季節為單位，收集臺灣間爬岩鰍族群方面的資料。以下就這兩個採樣站的水文狀況略作描述。

一、東卯站：

位於天輪電廠上游，東卯溪匯入大甲溪處附近。底石以大型石塊及中型卵石為主，但也有不少礫石散布。本區水流以急瀨及深的急流為主。

二、東勢站：

本站位於東豐橋上游溪段，河床寬廣，水流湍急且深，底石以卵石及礫石為主，溪岸則有大型石塊分布。豐水期與枯水期的水量有相當的差異，但即使在枯水期，水量仍比上游諸站大。

參、研究方法

為求全面瞭解臺灣間爬岩鰍在大甲河流域分布的情形，故調查的範圍從最上游的有勝溪到出海口為止。調查點的選擇視溪流的水文狀況、可及性，並兼顧主流與支流皆能有調查站，以講求工作效率等考量而定，其中主流部份共曾調查過二十一個採樣點，支流部份則共有十六個採樣點，其中東卯站及東勢站每季均前往採樣以瞭解臺灣間爬岩鰍族群結構的變化。

本研究是使用背負式電魚器，外接八伏特蓄電池，以間歇性連續放電方式採集魚類。採集時，由採樣站最下游處開始，以“Z”字途徑向上游進行，歷時四十分鐘。收集魚類完畢後，即測量捕獲臺灣間爬岩鰍的體全長並記錄數量，除了將少數魚隻以10%福馬林固定帶回實驗室外，其餘的魚隻均放回原溪段中。

肆、結果與討論

一、結果

(一) 分布

大甲溪的臺灣間爬岩鰍自南湖溪至大甲溪高速公路橋之間的大甲溪主流及除東卯溪外的支流下游皆可見其蹤跡。自1992年8月至1993年10月在大甲溪流域主、支流的37個調查站共捕獲1798尾臺灣間爬岩鰍(表一)，A、B、C、D、E、F六個溪段均可發現臺灣間爬岩鰍。在所捕獲的臺灣間爬岩鰍中，A溪段僅捕獲一尾臺灣間爬岩鰍，B溪段共捕獲353尾魚，C溪段捕到274尾，D溪段捕獲690尾，E溪段捕獲418尾，F溪段捕獲31尾。如果將各溪段的總捕獲魚數除以調查次數，所得到的各溪段臺灣間爬岩鰍平均捕獲魚數，按數量多寡而言，依序為C溪段(137尾)、B溪段(70.6尾)、D溪段(49.3尾)、E溪段(27.9尾)、F溪段(15.5尾)、A溪段(1尾)(表一)。

(二) 捕獲量的季節性變化

自1992年秋季到1993年秋季五個季節期間，東卯及東勢兩個研究站的平均捕獲量總和相差近一倍，分別為335.9及166.6尾。由平均捕獲量季節變化來看，東卯及東勢兩個研究站臺灣間爬岩鰍的平均捕獲量均顯示出，由1992年秋季的最高峰而逐漸遞減，直到1993年秋季才回升；而且每一季的平均捕獲量，東卯站幾乎都是東勢站的兩倍(表二)。由此變化的情形來看，大甲溪臺灣間爬岩鰍在兩個研究站的數量似乎有下降的趨勢。

(三) 族群結構

在研究期間於東卯及東勢兩個研究站分別捕獲685及410尾臺灣間爬岩鰍，東卯站以體長介於51-70mm及71-90mm的魚體數量最多(分佔44%及43%)，其次為體長在31-50mm間的魚隻(12%)，體長大於90mm的魚捕獲10尾(1%)，體長小於30mm的魚則未捕獲；東勢站以體長介於31-50mm及51-70mm的魚體數量最多(分佔30%及42%)，其次為體長在71-90mm間的魚隻(25%)，體長大於90mm的魚捕獲9尾(2%)，體長小於30mm的魚最少，僅捕獲2尾(1%)。

臺灣間爬岩鰍的體長分布在兩個研究站間略為不同，除了均是以介於51-70mm間的魚隻數量最多，小於30mm及大於90mm的魚隻最少外，東卯站71-90mm的魚數大於31-50mm的魚數，而東勢站則兩者相差不多(圖二)。

(四) 體長組成之季節性變化

東卯站所捕獲的臺灣間爬岩鰍，以體長介於51-70mm及71-90mm的個體佔大部份，每季這兩種體長範圍的臺灣間爬岩鰍都佔當季所有捕獲量的70%以上，而其他體長的魚隻除了1993年秋季有較多31-50mm的個体外(28%)，其他季節的數量均極少。至於體長介於51-70mm及71-90mm的個體，在各季節間均有些微的變化(圖三)。

東勢站與東卯站的情形不同，體長在51-70mm的臺灣間爬岩鰍除了在1993年春季數量是次多的外，每季皆佔有最高的捕獲比例，而且均在40%以上。但體長在31-50mm的個體在1992年秋季、1993年春及秋季三個季節所佔捕獲比例較71-90mm的臺灣間爬岩鰍高，而1992年冬季及1993年夏季則是71-90mm的個體比31-50mm的魚隻多(圖四)。

若綜合上述兩個研究站的採樣資料來代表大甲溪臺灣間爬岩鰍的體長組成，大致上每個季節均以51-70mm的魚隻所佔比例最高，71-90mm的個體次之，31-50mm的臺灣間爬岩鰍再次之，小於30mm及大於90mm的魚隻所佔數量最少(圖五)。

二、討論

本研究發現大甲溪的臺灣間爬岩鰍的分布範圍從平地到南湖溪(海拔高度約2000公尺)，因此就海拔高度而言，在本研究中，南湖溪以下的大甲溪流域應該都可以發現臺灣間爬岩鰍，但是由採樣紀錄顯示，在大甲溪主流的採樣站皆有捕獲臺灣間爬岩鰍的紀錄；在支流部份，匹亞桑溪、裡冷溪及橫流溪各溪的下游可發現臺灣間爬岩鰍，而十文溪全段及上述

三條溪的上游均未曾有過發現該魚的紀錄。究其原因，可能與攔砂壩的設置有關；十文溪的引水壩將上游的溪水引至水庫，導致下游乾涸；裡冷溪及橫流溪每條溪上游及下游的調查站之間均有攔砂壩，因此推測可能是攔砂壩將溪流阻隔而影響魚類上游。

此外，一般認為臺灣間爬岩鰕是以啃食溪流中岩石上的藻類為食（曾，1986），但由研究期間帶回實驗室的標本解剖發現，其胃內有水棲昆蟲的殘骸，所以有關臺灣間爬岩鰕的食性實有進一步研究的必要。

伍、結論

目前在臺灣的河川當中，大甲溪可算是開發程度較高的溪流之一，所以不可避免的，溪流沿岸的環境和溪中的水生物都會受到各種不同程度的影響。諸如農業活動、觀光設施、水壩的構建、電廠的設立、攔砂壩的建造、家庭與工業廢水的排放、採砂行為等人為開發利用的舉動，都會對整個大甲溪流域造成衝擊，直接或間接影響到生活於水中的各種生物；此外，非法的漁獵行為對溪中的魚類也造成很大的傷害。因此，對於這許多人為開發活動應該進行其對溪流環境與生物資源的影響評估研究，以確切瞭解這些開發行為對整個溪流造成何種影響，其程度又如何，並根據這些研究資料，制定針對各種人為開發及利用活動的管理辦法與規範，確實嚴格執行，以有效監督這些人為活動的進行。所以，目前對大甲溪流域而言，建立起一套合理可行的溪流資源經營管理制度，應是最重要的課題之一。

陸、引用文獻

- 方力行，邵廣昭，1990，魚類相與仔稚魚，新天輪水力發電工程施工期間生態調查，國立中山大學海洋資源系，7-96頁。
- 方力行，邵廣昭，1991，魚類相與仔稚魚，新天輪水力發電工程施工期間生態調查，國立中山大學海洋資源系，1-92頁。
- 呂光洋，汪靜明，1987，武陵農場河域之原產種魚類生態之初步研究，86頁。
- 汪靜明，1991，大甲溪魚類棲地改善之生態評估研究第一年研究報告，台灣電力公司79年度研究發展計畫—大甲溪魚類棲地生態研究及改善計畫。
- 汪靜明，1992，大甲溪魚類棲地改善之生態評估研究第二年研究報告，台灣電力公司80年度研究發展計畫—大甲溪魚類棲地生態研究及改善計畫，116頁。
- 汪靜明，1993，大甲溪魚類棲地改善之生態評估研究第三年研究報告，台灣電力公司81年度研究發展計畫—大甲溪魚類棲地生態研究及改善計畫，261頁。
- 林曜松、張明雄，1991，大甲溪石賓之族群分布研究，行政院農業委員會80年生態研究第002號，19頁。
- 林曜松、張明雄，1991，大甲溪魚類生態調查計畫研究報告（I），台灣電力公司79年度研究發展計畫，62頁。
- 林曜松、張明雄，1992，大甲溪魚類生態調查計畫研究報告（II），台灣電力公司80年度研究發展計畫，91頁。
- 張明雄，1989，有勝溪臺灣纓口鰕(*Crossostoma lacustre*)之生態學研究，國立臺灣師範大學生物研究所碩士論文，73頁。
- 張明雄，1994，大甲溪中、下游魚類群聚研究，國立台灣大學動物學研究所博士論文，95頁。
- 曾晴賢，1986，台灣的淡水魚類，台灣省教育廳，198頁。
- 楊平世，林曜松，黃國靖，梁世雄，謝森和，曾晴賢，1986，武陵農場河域之水棲昆蟲相及生態調查，48頁。

Wang, C.M.J. 1989. Environmental quality and fish community ecology in an agricultural mountain stream system of Taiwan. Ph.D. dissertation. Iowa State University. Ames, Iowa. U.S.A. 138pp.

表一、1992年秋季至1993年秋季大甲溪流域各河段
臺灣間爬岩鰍之平均捕獲尾數

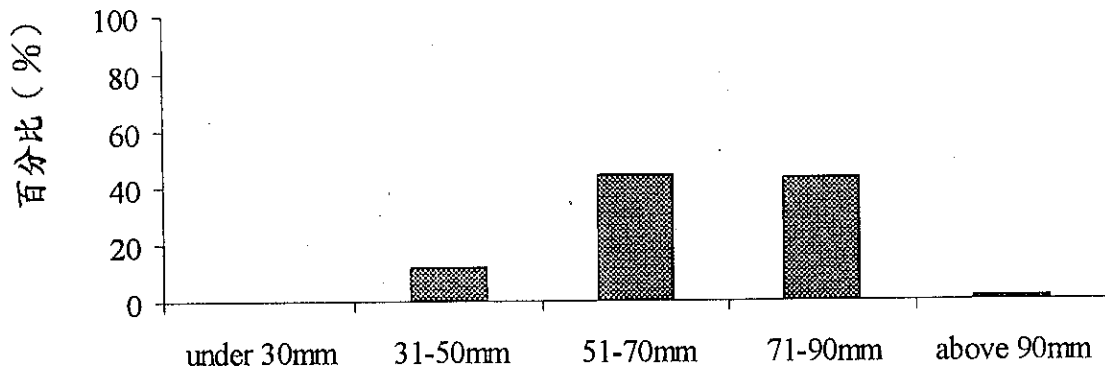
河段	總捕獲量	調查次數	平均捕獲魚數
A	1	1	1
B	353	5	70.6
C	274	2	137
D	690	14	49.3
E	418	15	27.9
F	31	2	15.5
合計	1798	39	

表二、1992年秋季至1993年秋季大甲溪流域各研究站台灣間爬岩鰕
平均捕獲尾數之季節性變化

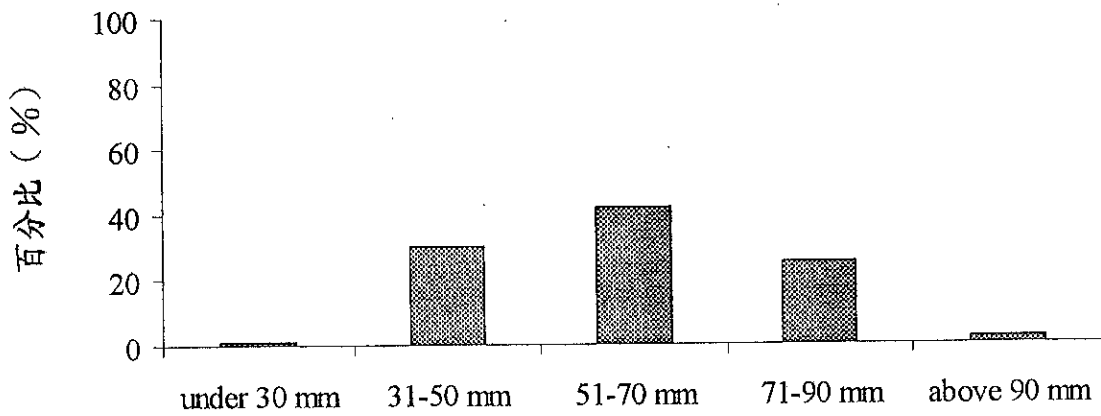
站名	1992		1993				季平均
	秋季	冬季	春季	夏季	秋季	總計	
東卯	107	74.5	68.7	34	51.7	335.9	67.2
東勢	48.5	40.5	28.3	22	27.3	166.6	33.3
總計	155.5	115	97	56	79	502.5	
站平均	77.8	57.5	48.5	28	39.5		

圖一、大甲溪流域圖

東卯站 (N=685)

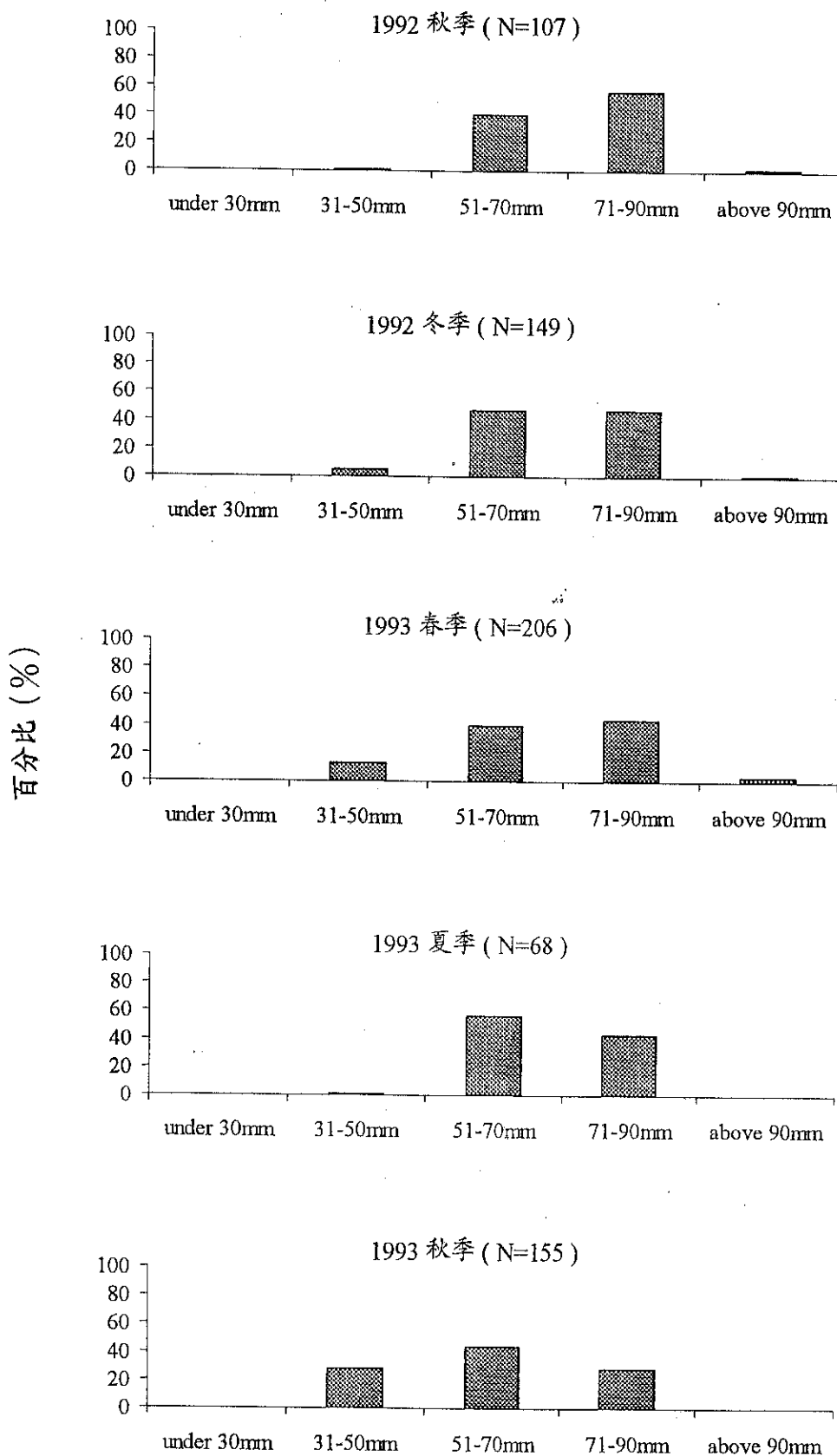


東勢站 (N=410)

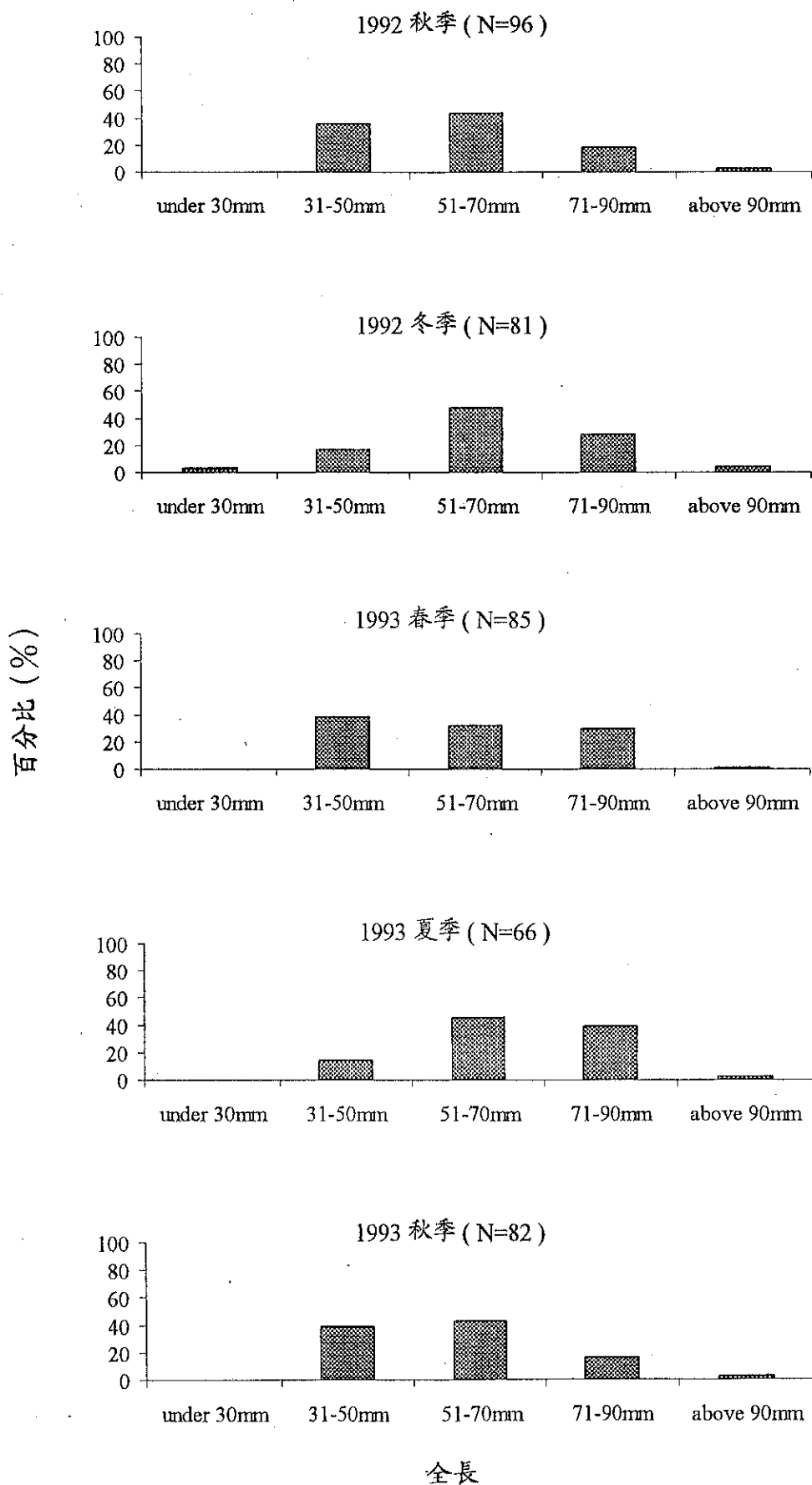


全長

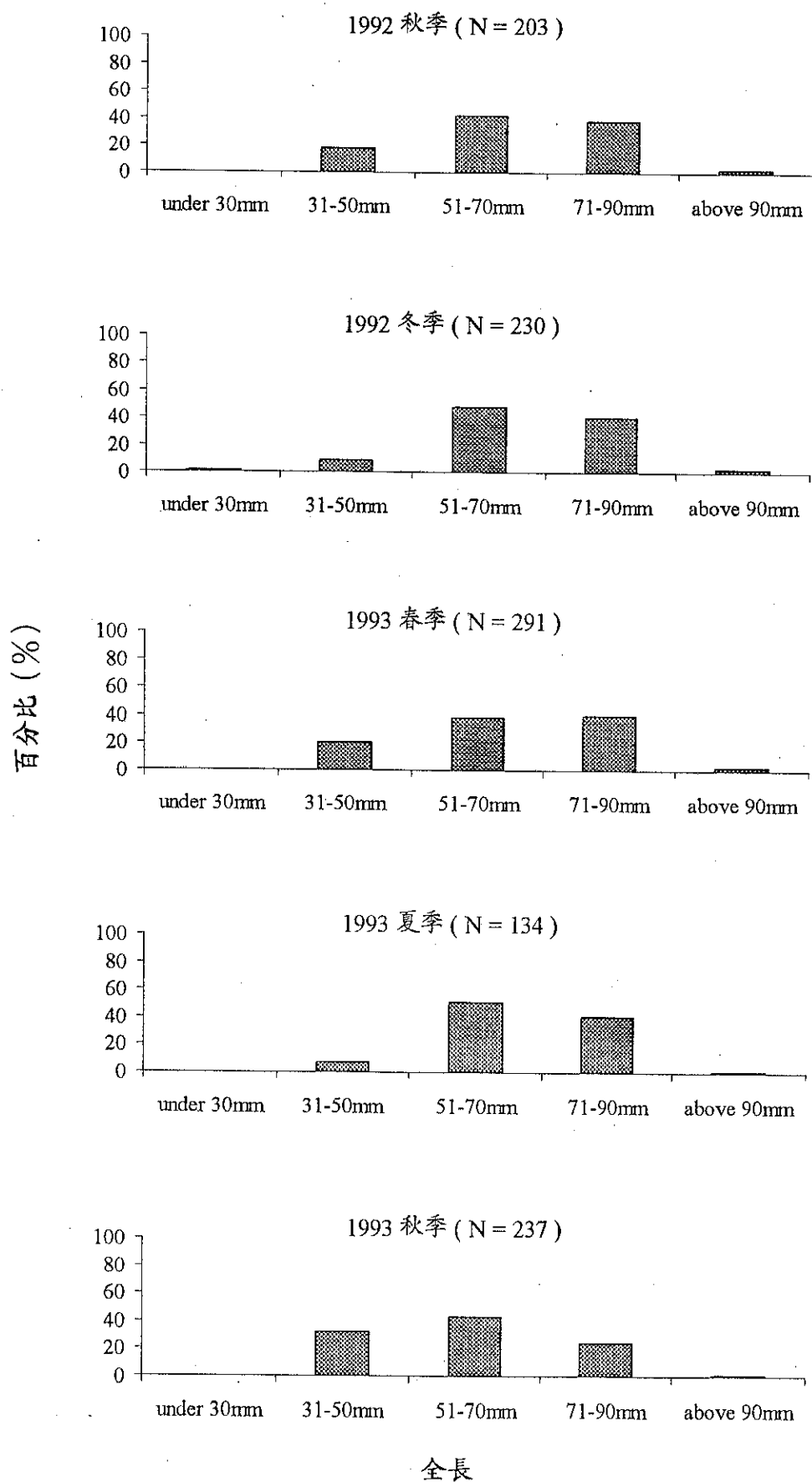
圖二、1992年8月至1993年10月大甲溪臺灣間爬岩鰕之族群結構



圖三、1992年8月至1993年10月東卯站臺灣間爬岩鰕族群結構之季節變化



圖四、1992年8月至1993年10月東勢站臺灣間爬岩鰕族群結構之季節變化



圖五、1992年8月至1993年10月大甲溪臺灣間爬岩鰕族群結構之季節變化

計畫名稱： 中文：高身鏟頰魚分布與棲地環境之研究
英文：Distribution and habitat requirement of *Varicorhinus alticorpus*

計畫編號： 82保育-02(40)
執行期限： 民國八十一年七月一日至八十二年六月三十日
計畫主持人： 戴永禎 副教授
計畫研究人員： 張仁為
執行機關： 屏東技術學院森林資源技術系
合作機關： 台南市聖功女中
中文摘要：

高身鏟頰魚 (*Varicorhinus alticorpus*) 又名「高身鰕魚」，屬「鯉科」(Cyprinidae)，為臺灣地區特有種，僅分佈於高屏溪與花蓮、台東之溪流中。高身鏟頰魚和台灣鏟頰魚之外型類似，尤其是體長 3 cm 以下的個體，利用上頰追星的數目與鱗片上色素排列的形式，可以很快速地在野外分辨種類。

自1992年11月至1993年6月間，以電魚法、網魚法所採集之高身鏟頰魚12尾，體長介於41~229 mm，體重0.7~131.0 g。高身鏟頰魚出現地點之微棲地特性分別為深度30~160 cm，溪寬9.9~25.5 m，水溫17~24℃，溪流型態有緩坡瀨、快急瀨、溝潭三種。對於底質石組成的選擇，則似乎偏向出現於大巨石(S6)與小巨石(S5)河段。

就底棲型魚類而，台灣間吸鰾是優勢種，其次為褐吻蝦虎，而日本禿頭鯊則相當稀少。棲息於水體的魚種，以台灣石魚賓最多，其次為台灣鏟頰魚，而高身鏟頰魚與台灣馬口魚則較少。

高身鏟頰魚經公告為瀕臨絕種魚類，依法需嚴加保護，瞭解高身鏟頰魚的棲息地需求，以做為保育工作的基本依據。

中文關鍵語： 鯉科、瀕臨絕種、特有種、分佈、種組成、鑑識

英文摘要：

Mein minnow (*Varicorhinus alticorpus*; Cyprinidae), which is endemic in Taiwan, distributes in the Kaoping River and most streams in Hualien and Taitung. By the number of pearl organ and the arranging pattern of scale pigment, the mein minnow is able to distinguished with its relative, kooye minnow (*Varicorhinus barbatulus*).

Between November 1992 and June 1993, 12 mein minnow were captured using gill-netting and eletrofishing. The depth of spots where the minnows were captured, were between 30 and 160 mm. The width were between 9.9 and 25.5 m. Water temperature were between 17 and 24 °C. Low and high gradient riffles and trench pool are three types of stream habitat where the minnow occurred. Large and small boulder were the substrates the minnow preferred.

The demersal fishes community in Baolai, *Hemimyzon formosanum* is the most abundant, common freshwater goby (*Rhinogobius brunneus*) is the second abundant, and Japanese monk goby (*Sicyopterus japonicus*) is the least. In the community inhabits stream water column, *Acrossocheilus paradoxus* is the most abundant species, and kooye minnow is the second. Mein minnow and horse-mouthed chub (*Candidia barbata*) was less abundant. °

It is essential to understand the habitat requirement for conserving this legally endangered species.

英文關鍵語

Cyprinidae, endangered species, endemic species, distribution, species composition, identification

壹、前言

高身鏟頰魚 (*Varicorhinus alticorpus*) 又名「高身鏟魚」、「赦免」、或「免仔」，魯凱語稱「kuau」，屬鯉科 (Cyprinidae)。臺灣西部地區之高身鏟頰魚分布於高屏溪水域，而在東部地區則分布於花蓮、台東境內的溪流（曾晴賢，1986；林曜松等，1992；陳正修，1992；王順調，1993）。成魚體高而側扁，腹部圓，頭較小而短圓，下頷有銳利之角質層，無鬚。眼小而瞳孔周圍均為銀白色，鰓蓋下緣、腹鰭胸鰭和臀鰭均成粉紅色，側線下之腹側成淡紅色（林曜松等，1992）。

依據野生動物保育法施行細則第二十八、二十九條之規定，公告高身鏟頰魚為保育類魚種，依法需嚴加保護。惟自保護以來，相關研究仍付之闕如；本研究之目的在瞭解高身鏟頰魚的棲息地需求，以做為保育工作的基本依據。

貳、執行地點描述

本研究之地點以高身鏟頰魚分佈台灣西部之高屏溪為主，並選取支流荖濃溪、濁口溪沿線高身鏟頰魚族群量較多之處作為取樣點。荖濃溪為高屏溪支流之一，由玉山而下沿途納入許多小支流，於海拔 400 m 處插匯主要小支流——寶來溪。至茂林附近納入大支流「濁口溪」繼續往下流至「六龜」附近流出山區，「隘寮溪」則於「鹽埔」附近注入，至「橫口」附近與「楠梓仙溪」匯流而成「高屏溪」。

高屏溪發源於中央山脈，位於東經 120 度 23 分至 121 度間，北緯 22 度 27 分至 23 度 28 分之間，南流於新園鄉注入台灣海峽，西界曾文溪上游，東隔秀姑巒山上游與卑南溪相鄰（溫清光，1989）。流域面積 3257 平方公里，全長 171 公里，流經屏東縣及高雄縣。其主要支流有楠梓仙溪、荖濃溪、美濃溪、濁口溪、隘寮溪，其中以楠梓仙溪與荖濃溪為最大（溫清光，1989）。

參、研究方法

一、採集高身鏟頰魚

自 81 年 12 月間至 84 年 7 月間在高屏溪水系的荖濃溪、濁口溪、隘寮溪利用台製電漁器以電漁法，同時利用網目三分、五分、七分、一寸、一寸四分的刺網 (gill nets；戴永禎，1994；1995) 進行高身鏟頰魚的採集工作。採得魚體以 10% 福馬林保存，再測量魚體全長 (TL: Total length, mm)、頭叉長 (FKL: Fork length, mm)、體重 (BW: Body weight, g)。並計算高身鏟頰魚分布範圍內的不同溪流魚種族群相對密度。

二、棲地環境

1. 本實驗主要以電、網魚法進行，並同時就採得高身鏟頰魚之所在地進行棲地因子測量。
2. 所在位置之微棲地因子包括
 - (1) 溪深 (stream depth)：使用 swoffer 流速器測量，單位公分 (cm)。
 - (2) 溪寬 (stream width)：使用 30 公尺皮尺進行測量。單位為公尺 (m)。
 - (3) 流速 (velocity)：使用 swoffer 流速器測量，單位每秒公尺 (m/s)。
 - (4) 底質石組成：採戴永提 (1992) 底質石組成分類公制法。以一公尺直徑之範圍用肉眼估算各底質石所佔比例。
 - (5) 溪流棲地型態 (stream habitat type)：根據邱健介 (1991) 之分類系統，其中在本研究實驗地出現較多之類型有：
 - A. LGR：緩斜瀨，流急水淺，部份底質石露出水面，水花濺動的河段。斜坡率小於 4%，底質石通常以卵石為主。
 - B. HGR：急斜瀨，流急，水深中等，底質石大部分露出水面，水花四濺的陡斜河段。斜坡率 > 4%，底質石以巨石為主。
 - C. BWP：洄水潭，在河道邊緣因水流遇到巨石、樹木、根株、巨型倒木、岩壁等障礙物以致迴旋掏挖河道而成，水流較緩，底質石以細泥為主。
 - D. TRP：深切潭，在穩定之底質或母岩由水流下切作用而形成之長段水潭，河道橫斷為典型之 U 型，水流非常快，流向一致。
 - E. LSP：側刷潭，水流因遇到障礙物如根株、巨石、倒木、岩壁等，使水流掏深之潭區寬小於溪寬 60% 者。
 - F. RUN：深流，水流快速，水面稍成動盪，主流中無障礙物之長直河段，斜坡率小於 3%。底質石組成典型為礫石、卵石、巨石。
 - G. MCP：河道一邊為岩壁，對岸則為內彎之深潭，掏挖之潭寬達河寬之 60% 以上。水流緩慢，底質石變化很大。
 - H. EGW：邊緣水，沿著溪流邊緣，流速緩有時成停滯狀之淺水區，底質石變化大，包括細沙至巨石。
 - I. POW：水渦，在水流快速、佈滿巨石或其他障礙物之河段，水留在障礙物後形成漩渦，或一系列被急流所圍繞的小潭。
 - J. GLD：淺流，水流平緩，水面極少水花濺起的寬淺水談河段。底質石由卵石、礫石、砂所組成。

三、採集地點

本實驗主要以高屏溪水系中之蕃薯溪、濁口溪與隘寮溪為採集範圍（圖一）。

1. 荖濃溪：梅山之梅蘭林道、寶來之寶來溪露營地、大津之大津社區。
2. 濁口溪：茂林之茂林谷。
3. 隘寮溪：屏東縣三地鄉廣興村。
4. 楠梓仙溪：甲仙。

肆、結果與討論

一、分辨高身鏟頰魚與台灣鏟頰魚的簡易方法

台灣鯉科之鏟頰魚，共有高身鏟頰魚（*Varicorhinus alticorpus*）與台灣鏟頰魚（*V. barbatulus*）兩種，體型上最大的差異即在前者成魚的軀體前半部較後者相對為高，故有「高身」之稱，然而體長約 7 公分以下時，此特徵差異並不明顯，頗難分辨兩者（黃文山，1993）。

根據現有的文獻描述，二者差異如表一，主要在比較側線鱗數目與有無觸鬚。但這些方法皆無法迅速在野外鑑定種類，尤其是 3 公分以下的小魚更加困難，而且台灣鏟頰魚之短小觸鬚，並不容易觀察到。因此在野外必須有一個簡便的方法，以便快速地判斷區分。

第一個快速的鑑定方法是，高身鏟頰魚在吻端，即鼻孔的前方，上唇的上方有四個追星，但此特徵在 3 公分以下的小魚則非常難辨認，而大型的魚（全長 35.5 cm；黃文山，1993）則有八個追星，台灣鏟頰魚的追星則為數十個細小的白點狀，所以本方法適用於體長 3 公分以上之個體。第二個方法則是由鱗片上的色素分布來判斷，高身鏟頰魚側線以上的鱗片，其色素排列在鱗片周緣，所以看起來呈菱形紋路，而側線以下的鱗片色素較不密集，菱形紋路較鬆散不明顯（圖二A）。台灣鏟頰魚側線上的鱗片色素較散，側線下鱗片的色素則密集分布於內緣，所以遠觀時，側線下鱗片以逆向生長的感覺，呈〈字型（圖二B）。此方法亦適用於體型小於 3 公分的小魚。至於分辨仔稚魚的方法，仍需進一步詳細觀察。

二、棲息地選擇

自 1992 年 11 月至 1993 年 6 月間，以電魚法、網魚法所採集之高身鏟頰魚 12 尾，體長介於 41~229 mm，體重 0.7~131.0 g（表二）。高身鏟頰魚出現地點之微棲地特性分別為深度 30~160 cm，溪寬 9.9 ~ 25.5 m，離岸距離 1 m ~ 7 m，水溫 17 ~ 24 °C，溪流型態有緩坡瀨（Low gradient riffles），快急瀨（High gradient riffles），與溝潭（Trench pools）等三種。對於底質石組成的選擇，則似乎偏向出現於大巨石（S6）與小巨石（S5）河段（表三）。

所有的棲地因子資料必須等取樣數夠大時，才有意義，進一步必須克服捕捉方法的效率（例如：下網的方法與地點），才能增加樣本數。雖然電漁法在夜間實施的效果遠比日間來得好，善基於人員安全因素仍然採行日間電漁。

三、相對數量

於寶來溪高身鏟頰魚的相對數量為 1.1 %，而其他魚種則依次為：臺灣間吸鰱 (*Hemimyzon formosanum*) 為 61.5 %；臺灣石魚賓 (*Acrossocheilus paradoxus*) 為 16.4 %；褐吻蝦虎 (*Rhinogobius brunneus*) 為 12.6 %；臺灣鏟頰魚 (*Varicorhinus barbatulus*) 為 7.69%；日本禿頭鯊 (*Sicyopterus japonicus*) 為 0.4 %；臺灣馬口魚 (*Candidia barbata*) 為 0.4 %。

就底棲型魚類而，臺灣間吸鰱是優勢種，其次為褐吻蝦虎，而日本禿頭鯊則相當稀少。然而褐吻蝦虎與日本禿頭鯊都會進行遷移的行為，所以各種相對數量也會受到季節的影響。棲息於水體的魚種，以臺灣石魚賓最多，其次為臺灣鏟頰魚，而高身鏟頰魚與臺灣馬口魚則非常稀少。

臺灣間吸鰱的相對數量最多達 61.5%，乃基於電漁法對魚種的選擇性所致。電魚多半在溪流較淺之處進行，而臺灣間吸鰱則喜好棲息魚急流之石縫中。深潭是不容易實施電漁法的棲地，所以在水體中活動的魚類魚台灣石魚賓、台灣鏟頰魚則相對地較底棲型魚類為少。高身鏟頰魚的相對數量僅 1.1%，可能實際的數量很低，也可能是所使用的採集方法對魚種有不同的選擇性所致。在假設電漁法配合刺網漁法可涵蓋不同魚種與體型的前提下，溪流魚類群聚的相對數量才有實質的意義，應加強研究網具、漁法對魚種與體型的選擇性。

伍、建議

- 一、建議應盡快對台灣鯉科魚類的系統分類學進行整理與研究，包括型態、解剖、分子生物學等研究以確定高身鏟頰魚的分類地位。
- 二、所有的棲地因子資料必須等取樣數夠大時，才有意義，進一步必須改進捕捉方法的效率。
- 三、由於電漁法實施時，易受到警察查緝之干擾，必須先行辦妥電漁許可，才能進行採集工作。然而在現場也時時可見非法電漁的民眾，如何區分學術電漁者與違法者，簡化學術電漁許可程序，將有助於溪流魚類研究之發展。

陸、引用文獻

- 沈世傑，1986。台灣魚類檢索。南天書局，台北。
- 王順調，1993。茂林鄉濁口溪魚類資源保護計劃之研究報告。高雄縣茂林鄉公所。
- 方力行，1995。瑪家水庫環境影響評估：高屏溪高身魚固魚保育計畫初步研究報告。中興工

程顧問公司。

林曜松、張明雄、莊鈴川、張仁為，1992。高雄縣淡水魚資源調查報告。台灣省農林廳林務局屏東林區管理處。

邱健介，1991。森林溪流淡水魚類棲地調查、棲地改善概說。於林曜松編，森林淡水魚保育訓練班論文集。農委會、林務局。

陳正修，1992。高雄縣楠梓仙溪和濁口溪魚類資源生態調查計劃報告。高雄縣政府。

曾晴賢，1986。台灣的淡水魚類。台灣省政府教育廳自然科學教育叢書。

陳兼善，1979。台灣脊椎動物誌，上冊。台灣商務印書館。

黃文山，1993。記台灣中部高身鏟頰魚 (*Varicorhinus alticorpus*)。野生動物保育彙報及通訊 1 (3) : 10。

曾晴賢，1986。台灣的淡水魚類。台灣省政府教育廳。

沈世傑，1994。臺灣魚類誌。台灣大學動物系。

溫清光，1989。高屏溪流域河川水質規劃。水資會研究報告第 79 號。

表一 高身鏟頰魚與台灣鏟頰魚的差異。

參考文獻	高身鏟頰魚	台灣鏟頰魚
陳兼善，1979	無鬚，L.I. ^a 43 ^b	鬚兩對短小，L.I. 46 - 47
沈世傑，1986	無觸鬚，L.I. 43	2 對觸鬚，L.I. 46 - 47
曾晴賢，1986	L.I. 43	L.I. 46 - 47
沈世傑，1994	體略高，體色銀白，成體之腹側呈紅色，L.I. 43	體較圓長，體色略棕黃 L.I. 46 - 47

a L.I.代表側線鱗為 1 列。

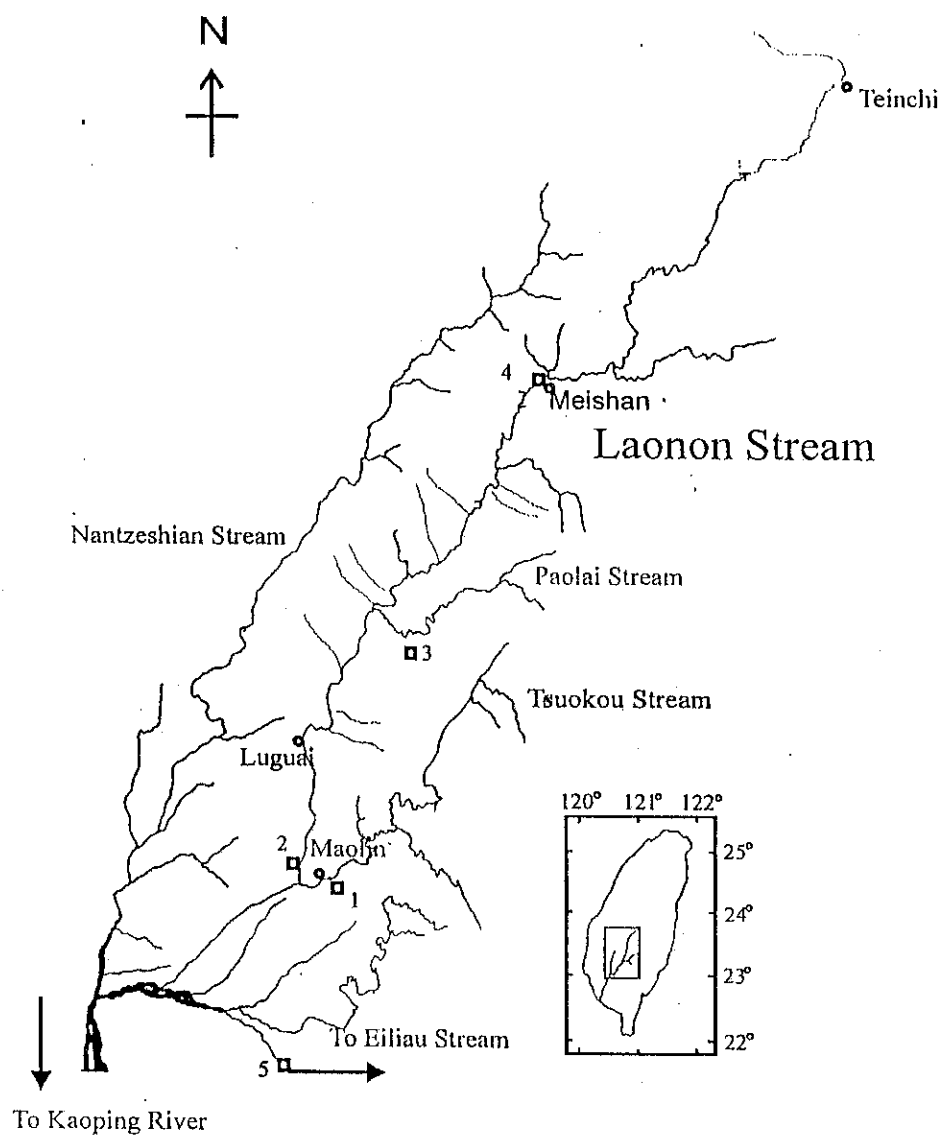
b 側線鱗數。

表二 高身鏟頰魚的基本型態資料與捕捉方法。

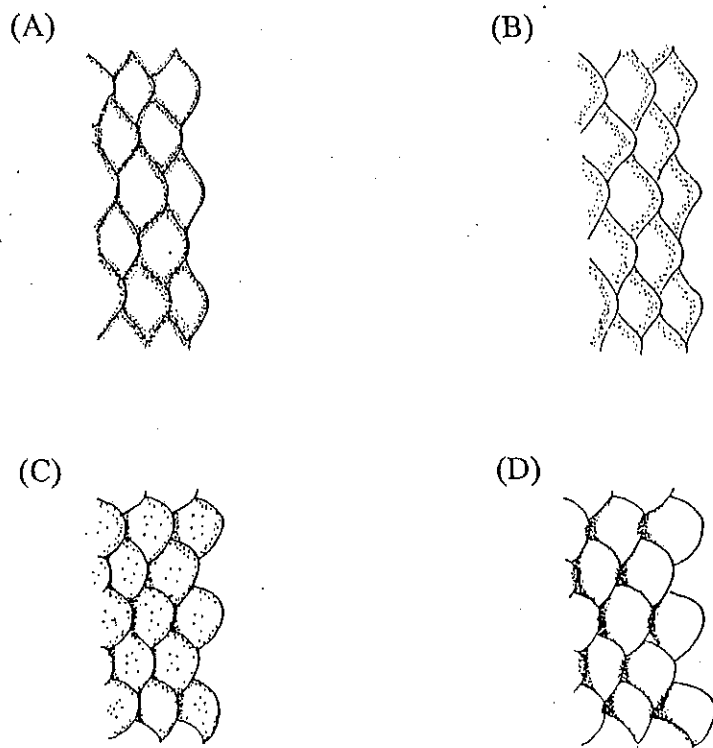
日期	全長	頭叉長	體重	採集法
81.12.19	----	----	----	刺網
81.12.20	201	175	----	電漁
	----	128	35	電漁
	90	85	10	電漁
82.01.16	229	195	131	刺網
82.02.21	104	---	----	電漁
	----	---	----	電漁
82.04.25	134	116	20	電漁
	62	55	2	電漁
	45	41	1	電漁
	41	57	0.7	電漁
	52	47	1.4	電漁

表三 高身鏟頰魚捕獲地點之底質石組成。

全長	S1	S2	S3	S4	S5	S6	Total
----	0	0	20	0	40	40	100
----	0	40	40	20	0	0	100
90	0	0	10	0	40	50	100
104	0	0	0	10	0	90	100
201	0	0	30	0	35	35	100
229	0	0	0	0	0	100	100



圖一 採集地點。1：茂林谷，2：大津社區；3：寶來露營區；4：梅蘭林道；5：廣興村。



圖二 高身鏟頷魚與台灣鏟頷魚鱗片色素分布樣式；高身鏟頷魚 (A) 側線以上與 (B) 側線以下之鱗片；台灣鏟頷魚 (C) 側線以上與 (D) 側線以下之鱗片。

計畫名稱： 中文 高身鏟頰魚活動範圍與棲地環境之研究
英文 Home range and habitat requirement of *Varicorhinus alticorpus*

計畫編號 83保育04(12)
執行期限 民國八十二年七月一日至八十三年六月三十日
計畫主持人 戴永禎 副教授
計畫研究人員 張仁為
執行機關 屏東技術學院森林資源技術系
合作機關 台南市聖功女中
中文摘要

高身鏟頰魚 (*Varicorhinus alticorpus*) 又名高身魚固魚，屬鯉科 (Cyprinidae)。臺灣西部地區之高身鏟頰魚分布於高屏溪水域，而在東部地區則分布於花蓮、台東境內的溪流。依據野生動物保育法施行細則第二十八、二十九條之規定，公告高身鏟頰魚為保育類魚種，依法需嚴加保護。惟自保護以來，相關研究仍付之闕如；本研究之目的在瞭解高身鏟頰魚的棲息地需求與活動範圍，以做為保育即溪流魚類資源經營管理之基本依據。

自 81 年 12 月至 84 年 7 月間於高屏溪水系之荖濃溪、濁口溪、隘寮溪，以電漁法、網漁法共採集高身鏟頰魚 186 尾，體長介於 16~353 mm，體重 0.7~564 g。根據體長頻度圖可分辨出 5 個年齡群，且該族群呈現穩定的現象。肥滿度指標以 4-6 月略低於其他季節，而 10-12 月之變異最大。頭叉長與體重之最佳迴歸關係為 $\text{Log BW} = 3.1429\text{Log FKL} - 5.0725$ ， $R^2 = 0.9634$ 。小魚 (TL < 180mm) 顯著地比大魚 (TL > 180mm) 在比例上頭部較為細長。

高身鏟頰魚之棲息地會因體型大小而異，大魚偏好生活在深潭或主河道較深處，底質石組成多為 S2 與 S3 之小礫石與大礫石，流速較慢，河道較窄；而小魚則出沒於各種急瀨型的棲息地，流速較快，河道較寬，較大魚為細長的頭部適合在由大巨石 (S6) 所堆疊成的石縫、洞穴中以刮食附著藻類。

自 1993 年 7 月起，標放高身鏟頰魚達 7 尾，目前尚無回收。因為採集後標本受驚嚇或其他原因使得能提供放流之個體數偏低，有待改進捕捉技術、研究地點或改用無線電追蹤方法、潛水觀察法，以了解高身鏟頰魚活動特性與活動之範圍。

中文關鍵語 瀕臨絕種、特有種、棲息地、形質、網具選擇性、族群生態
英文摘要

Mein minnow (*Varicorhinus alticorpus*: Cyprinidae) distributes in the Kaoping River, and Rivers in Hualien and Taitung. According to the Wildlife Conservation Law and its regulation, it has been regarded as an endangered species legally. Information on the life history characteristics, habitat preference, home range is essential for conserving this endemic species of freshwater fish in Taiwan.

Between December 1992 and July 1995, 186 individuals was captured with electrofishing and gill-netting along three tributaries of the Kaoping River. The total length of the fish captured were between 16 and 353 mm, while the body weight were between 0.7 and 564 g. Based on the histogram of total length, 5 cohorts was recognized, and its population structure was stable. Condition factor of April-June were slightly lower than those of the other seasons. the regression model of fork length and body weight was $\text{Log BW} = 3.1426\text{Log FKL} - 5.0425$, $R^2=0.9634$. the head of small minnows ($\text{TL} < 180 \text{ mm}$) exhibits significantly elongated than that of large minnows ($\text{TL} > 180 \text{ mm}$).

The habitat preference was significantly different by body size of the minnow. Large minnow preferred slow and narrow pool and main channel with substrate S2 and S3, while the small minnow preferred fast and wide riffle with large boulder (S6).

Seven minnows has been marked with VI tags since July 1993, and no individuals has been recaptured. The bad health condition affect the number of releasable minnows. To improve capture methods, to try telemetry, to change study site, or to try visual methods would be the next step to study home range of the minnow, which is important information for water utilities constructions endangered, endemic, habitat, morphometrics, gear selectivity, population ecology

英文關鍵語

壹、前言

「高身鏟頰魚」(*Varicorhinus alticorpus*) 又名「高身魚固魚」，屬鯉科 (Cyprinidae)。臺灣西部地區之高身鏟頰魚分布於高屏溪中游水域，而在東部地區則分布於花蓮、台東境內的溪流（曾晴賢，1986；林曜松等，1992；陳正修，1992；王順調，1993；戴永提，1994；方力行，1995；戴永提，未發表；Day, unpublished）。行政院農業委員會與經濟部已於民國七十八年依據野生動物保育法施行細則第二十八、二十九條之規定，公告高身鏟頰魚為保育類魚種，依法嚴加保護。惟自保護以來，有關其研究仍付之闕如；又因南化水庫與相關工程、美濃水庫、瑪家水庫、高屏溪整治工程等興建在即，勢必對高身鏟頰魚部分之生存環境造成衝擊。研究高身鏟頰魚的活動範圍與棲地需求等資料，將可做為保育工作的基本依據，所以提出本研究計畫。

目前對高身鏟頰魚棲地需求已有初步認識（戴永提，未發表），惟高身鏟頰魚為瀕臨絕種之魚種，取樣標本數不足，故需進一步深入調查。本研究目的在於：（1）描述高身鏟頰魚之族群生態與型質差異（2）瞭解高身鏟頰魚對棲地的選擇條件。（3）進行高身鏟頰魚之標放，以期了解活動範圍。

貳、執行地點描述

高屏溪發源於中央山脈，位於東經 120 度 23 分至 121 度間，北緯 22 度 27 分至 23 度 28 分之間，南流於新園鄉注入台灣海峽，西界曾文溪上游，東隔秀姑巒山上游與卑南溪相鄰（溫清光，1989）。流域面積 3257 平方公里，全長 171 公里，流經屏東縣及高雄縣。其主要支流有楠梓仙溪、荖濃溪、美濃溪、濁口溪、隘寮溪，其中以楠梓仙溪與荖濃溪為最大（溫清光，1989；方力行，1995；戴永提，1995）。

荖濃溪發源於中央山脈玉山東山東坡與秀姑巒山西南坡，平行於楠梓仙溪，流經梅山、桃源、寶來、六龜、至大津納入濁口溪，經竹子門而出谷，流入屏東平原，河流開始分岐向西南流，於磚子地之北納入隘寮溪，後折向西行，至領口與南下之楠梓仙溪相會而成高屏溪（溫清光，1989；方力行，1995；戴永提，1995）。

經濟部水資會委託成功大學於 76 年 11 月至 77 年 10 月間，進行高屏溪流域河川水質監測，並予以保障水質之規劃（溫清光，1989）。高屏溪流域汙染量以超過河川涵容能力甚多，楠梓仙溪下游與本流汙染更為嚴重，主要的汙染源為養豬廢水，佔汙染量之 59%；其次為工業及家庭汙水，分別佔 28% 及 12%（溫清光，1989）。

戴永提 (1994) 曾就 82 年 11 月至 83 年 10 月間，描述高屏溪支流荖濃溪與濁口溪的水文與水質環境。其溪水呈微鹼性 ($7.5 < \text{pH} < 8.6$)、非常硬 ($\text{turbidity} < 10 \text{ FTU}$)、溶氧高 ($\text{DO} > 8.7 \text{ ppm}$)、有機物質量少 ($\text{total phosphorus} < 1.5 \text{ mg/l}$; $\text{ammonia nitrogen} < 0.34 \text{ mg/l}$)。

參、研究方法

一、採集高身鏟頰魚

自 81 年 12 月間至 84 年 7 月間在高屏溪水系的荖濃溪、濁口溪、隘寮溪利用台製電漁器以電漁法，同時利用網目三分、五分、七分、一寸、一寸四分的刺網 (gill nets; 戴永提，1994；1995) 進行高身鏟頰魚的採集工作。採得魚體以 10% 福馬林保存，再測量魚體全長 (TL: Total length, mm)、頭又長 (FKL: Fork length,

mm) 之體量 (BW: Body weight, g) 之體質指數 (Condition factor, K) 之計算公式如下 (modified from Hoar, 1976; 戴永提, 1994) :

$$K = 10^5 \times (BW/FKL^3)$$

標本進一步以 bus-truss 法 (Bookstein et al., 1985) 測量 18 形質變數 (B1-B18; 周嘉樺, 1994), 為了消除體長的變異, 再除以全長得 18 個比例變數 (C1-C18)。然後標本則解剖腹腔取出生殖腺以肉眼判斷性別。

二、棲地環境

1. 本實驗主要以電、網魚法進行, 並同時就採得高身鏟頰魚之所在地進行棲地因子測量。

2. 所在位置之微棲地因子包括

(1) 溪深 (stream depth): 使用 swoffer 流速器測量, 單位公分 (cm)。

(2) 溪寬 (stream width): 使用 30 公尺皮尺進行測量。單位為公尺 (m)。

(3) 流速 (velocity): 使用 swoffer 流速器測量, 單位每秒公尺 (m/s)。

(4) 底質石組成: 採戴永提 (1992) 底質石組成分類公制法。以一公尺直徑之範圍用肉眼估算各底質石所佔比例。底質石組成歧異度指標 (ISD: Index of Substrate Diversity) 乃仿照 Simpson species diversity index (Krebs, 1978), 如下列公式:

$$ISD = 1 - (S1^2 + S2^2 + S3^2 + S4^2 + S5^2 + S6^2)$$

(5) 溪流棲地型態 (stream habitat type): 根據邱健介 (1991) 之分類系統, 其中在本研究實驗地出現較多之類型有:

A. LGR: 緩斜瀨, 流急水淺, 部份底質石露出水面, 水花濺動的河段。斜坡率小於 4%, 底質石通常以卵石為主。

B. HGR: 急斜瀨, 流急, 水深中等, 底質石大部分露出水面, 水花四濺的陡斜河段。斜坡率 > 4%, 底質石以巨石為主。

C. BWP: 洄水潭, 在河道邊緣因水流遇到巨石、樹木、根株、巨型倒木、岩壁等障礙物以致迴旋掏挖河道而成, 水流較緩, 底質石以細泥為主。

D. TRP: 深切潭, 在穩定之底質或母岩由水流下切作用而形成之長段水潭, 河道橫斷為典型之 U 型, 水流非常快, 流向一致。

E. LSP: 側刷潭, 水流因遇到障礙物如根株、巨石、倒木、岩壁等, 使水流掏深之潭區寬小於溪寬 60% 者。

F. RUN: 深流, 水流快速, 水面稍成動盪, 主流中無障礙物之長直河段, 斜坡率小於 3%。底質石組成典型為礫石、卵石、巨石。

G. MCP: 河道一邊為岩壁, 對岸則為內彎之深潭, 掏挖之潭寬達河寬之 60% 以上。水流緩慢, 底質石變化很大。

H. EGW: 邊緣水, 沿著溪流邊緣, 流速緩有時成停滯狀之淺水區, 底質石變化大, 包括細沙至巨石。

- I. POW: 水溝，在水流快速，佈滿巨石或其他障礙物之河段，水留在障礙物後形成漩渦，或一系列被急流所圍繞的小潭。
- J. GLD: 淺流，水流平緩，水面極少水花濺起的寬淺水澗河段。底質石由卵石、礫石、砂所組成。

三、採集地點

本實驗主要以高屏溪水系中之荖濃溪、濁口溪與隘寮溪為採集範圍（圖一）。

1. 荖濃溪：梅山之梅蘭林道、寶來之寶來溪露營地、大津之大津社區。
2. 濁口溪：茂林之茂林谷。
3. 隘寮溪：屏東縣三地鄉廣興村。

四、標放試驗

採集時若有健康良好之個體（全部為電漁法所得之個體），則以標魚器將魚標籤埋入魚體眼後脂肪中。

1. 以 MS222 加以麻醉高身鏟頰魚。
2. 注入標籤。
3. 待甦醒後，釋回原溪流。

肆、結果與討論

一、漁具、漁法對高身鏟頰魚體型大小的選擇性

不同漁具、漁法對高身鏟頰魚體型大小的有選擇的差異（圖二、三），電漁法所捕獲之高身鏟頰魚體長在三分網與五分網所捕獲之體長範圍內。而就刺網部份不同網目所捕獲之高身鏟頰魚體長重疊的範圍很大（圖二），不論由平均值、最大值、最小值都有隨著網目增加而增加的趨勢。概言之，三分網與五分網間，所捕獲的魚體全長差 5 cm，五分網與七分網間差 2.5 cm，七分網與一寸網間差 7.5 cm，而一寸網與一寸四分網間則差 6 cm（表五）。不同漁具、漁法對高身鏟頰魚體重亦有選擇的差異（圖三），其選擇現象與對體長的選擇類似。

網具的結構、操作的方法、採集的時間、採集的季節、魚類族群結構、習性、性別等，以及上述因子間的交互作用都會影響到漁具、漁法對捕捉時之選擇性 (Bagenal, 1978)。進行漁獲量、生殖週期、形質比較、年齡鑑定等研究時先必須了解研究工具與操作方法對目標魚種體型大小的選擇（戴永提，1995）。相同的漁具與漁法對不同魚種所捕獲之體長亦有不同（表一）。除了三分網所捕獲之高身鏟頰魚之全長平均值較台灣石魚賓為小外，電漁法、五分網、七分網、一寸網所捕獲的高身鏟頰魚平均比台灣石魚賓為大。由於台灣石魚賓整體體型比高身鏟頰魚小，所以一寸四分網尚可網到平均 288.7mm 之高身鏟頰魚。

未來進行高身鏟頰魚族群監測計畫時，需注意漁法與漁具的選擇。

二、高身鏟頰魚的生物學

(一) 族群生態

民國 81 年 12 月至 84 年 7 月間，在高屏溪共捕獲高身鏟頰魚 186 尾，單月之平均捕獲個體數 (abundance, N) 每月採 5.8 尾 (表二)。捕獲最多的月份是 84 年 2 月達 21 尾 (表二)，以刺網為工具所捕獲之單月每網捕獲個體數 (npn) 平均為 1.7 尾，以電漁法所捕獲之單月每分鐘捕獲個體數 (npm) 則為 0.1 尾。總個體數之月變化與每網捕獲個體數之月變化相似 (圖四)，期間差異乃電漁法與刺網法收穫量不同所致，例如：83 年 5 月電魚所獲較多 (圖五)，使得總收穫量提高。

礙於採集方法 (圖六) 與鑑別方法 (戴永禎，未發表)，很少採集到小於三公分的個體。由體長頻度圖可得知，高身鏟頰魚至少有五個年齡群 (cohorts)，一是小於 40 mm 者、二是 40~100 mm、三是 100 mm~180 mm、四是 180 mm~260 mm、五是 260 mm 以上。因為最大的個體為 360 mm，所以可把 180 mm 以下之個體稱為「小魚」，而以上者稱為「大魚」。是否一個年齡群代表一歲，還需以鱗片來加以判別。而由各年齡群的數量可看出，高屏溪的高身鏟頰魚族群結構呈現穩定現象 (stable)。

以下將根據體全長 180mm 的分界，比較體型大小不同之高身鏟頰魚型態差異與對棲息地選擇之差異。

(二) 肥滿度指標

民國 81 年 12 月至 84 年 7 月間，高身鏟頰魚在高屏溪各季的肥滿度指標並無顯著的差異 (group t-test, $p's > 0.05$)。但是由平均值來看，每年的 4-6 月稍比其他季節為低，10-12 月之變異 (range 最大) 則較大 (圖七)。

茂林之高身鏟頰魚肥滿度指標介於 1.4 至 2.2 之間 (蘇六裕，1993)，其變異範圍遠小於本研所得資料 (0.4~3.3，表三)。比較高屏溪高身鏟頰魚與台灣石魚賓的肥滿度指標 (K, 表三)，平均值 (Mean) 皆為 1.7，然而高身鏟頰魚的最小值 (Min.) 比台灣石魚賓者為小，最大值 (Max.)、標準差 (SD) 則以前者較大，高身鏟頰魚之變異係數 (CV) 則比台灣石魚賓者大 2.5 倍，表示高身鏟頰魚肥滿度指標的變異比台灣石魚賓為大。

民國 81 年 12 月至 84 年 7 月間，在高屏溪所捕獲之高身鏟頰魚最大個體之頭叉長為 306mm，最小者為 37 mm；最大個體之體重為 564.1 g，最小者為 0.7 g。其頭叉長與體重的迴歸關係如下：

簡易

$$\begin{aligned} BW = & 1.2521FKL - 92.4898 & R^2 = 0.7426 \\ & t=20.38^{**} & t=-12.14^{**} & N = 146 \end{aligned}$$

對數

$$\begin{aligned} \text{Log BW} = & 3.1429\text{LogFKL} - 5.0725 & R^2 = 0.9634 \\ & t=61.6^{**} & t=-49.5^{**} & N = 146 \end{aligned}$$

由 R^2 值得知對數迴歸關係是較佳的模式 ($.9634 > 0.7426$ ；圖八) 由簡易線性迴歸之圖形觀之，可知觀測值在預測值迴歸線左右兩端向上偏離，應呈現上凹曲線的關係。若從資源利用的角度來看 (目前是完全禁止捕撈)，欲以單位努力收穫重量作為標準的話，限制捕撈的頭叉長應限定在 200 至 250 mm 間。

高屏溪台灣石魚賓頭叉長與體重的關係為 (戴永禎，1995)：

對數

$$\text{Log BW} = 3.09 \text{ Log FKL} - 4.97 \quad R^2=0.9827$$

高身鏟頰魚之族群年齡結構與棲地利用 (3.15 > 3.09)，也就是在相同體長之高身鏟頰魚之體重比石魚賓稍重。

(三) 不同體型大小之形質差異

根據高身鏟頰魚之族群年齡結構 (圖六)，將 180 mm 以下視為小魚，以上者視為大魚。將 Bus-truss 法 (Bookstein, et al., 1985; 周嘉樺, 1994) 所得之 18 個形態變數除以全長 (TL)，所得之比例作為體型大小形質比較的新變數 (表四)。18 個變數中只有 C1 與 C9 有顯著的差異 (表四)，也就是小魚由吻端至頭背交接處 (C1) 比大魚顯著為長，且吻端至胸鰭基前緣 (C9) 亦比大魚為長。所以，可以推論高身鏟頰魚之小魚在相同體長下，其頭部形狀較大魚為細長。是否這種頭部形狀的差異影響高身鏟頰魚對棲息地的選擇性，則需進一步探討。

(四) 雌雄性別之形質差異

以解剖目視生殖腺判定性別，在比較 18 形質與體全長比例之雌雄差異，發現所有的形質變數比例都沒有顯著的性別差異 (表四)。

由體型大小、性別對形質的比較得知，某些高身鏟頰魚背部特別隆起的原因並非體型大小或性別所致。

三、高身鏟頰魚的棲地利用

不同體型對地型態的選擇性不同 (表五)。捕捉到高身鏟頰魚個體數超過 8 尾以上之七種溪流棲地類型型態 (LGR, GLD, BWP, TRP, RUN, MCP)，以 LGR 與 GLD 最多，各佔 24.6% 與 %，次者為 HGR 與 RUN，各佔 13.4% 與 11.2%，以上四種皆屬於急瀨 (riffle) 的型態。而另外三種 BWP、TRP、MCP (6.0%, 6.7%, 6.0%)，則皆屬於深潭 (pool) 型態。根據高身鏟頰魚之族群年齡結構 (圖六)，將 180 mm 以下視為小魚，以上者視為大魚。由在各個棲地類型出現之高身鏟頰魚平均體全長得知，小魚數量較多且出現於 LRG、GLD、HRG 等急瀨型棲地為主，以 BWP、TRP 等深潭型棲地為副；大魚則數量較少並棲息於 MCP 與 RUN 等棲地型中 (表五)。

高身鏟頰魚有隨著體長越長而出現地點越深的現象 (圖九)，雖然體長對溪深的簡易迴歸關係之 R^2 很小 (0.1453)，但仍呈現顯著的迴歸關係 (F-test, $p < 0.05$)，其模式如下：

$$\text{Depth} = 0.32 \text{ TL} + 34.62, \quad R^2 = 0.1453, N = 113$$

根據高身鏟頰魚之族群年齡結構 (圖六)，將 180 mm 以下視為小魚，以上者視為大魚。比較大、小魚對底質石組成 (S1-S6)、底質石組成歧異度 (ISD)、流速 (velocity)、溪寬 (stream width)、溪深 (stream depth) 的選擇性。小魚比大魚顯著地較少利用 S2 與 S3 底質石型之棲地，而顯著地較常使用 S6 型 (表六)。大、小魚對底質石組成之歧異度則並無顯著地差異 (表六； $p > 0.05$)。

小魚對棲地流速的需求變異很大 ($SD = 147.3$)，所以與大魚並無顯著的差異。但是大魚則喜歡流速較緩之所在，其棲地之平均流速僅 0.4 m/s。小魚顯著地偏好出現於溪流較寬 (mean = 24.4 m)、較淺 (mean = 70.7 cm) 的地方，而大魚則喜歡較窄 (mean = 18.7)、較深 (mean = 104.3) 的溪段 (表六)。

高身鏟頰魚生存於高屏溪主流與大型支流各處，而不出現在較陡短狹小的支流 (Day, Unpublished)，並且會同時出沒於急瀨與深潭 (蘇六裕, 1993)。本研究更

進一步瞭解高身鏟頰魚的棲地選擇會因體型大小而異，大魚偏好生活在深潭或主河道較深處，底質石組成多為 S2 與 S3 之小礫石與大礫石，流速較慢，河道較窄；而小魚則出沒於各種急瀨型的棲息地，流速較快，河道較寬，較大魚為細長的頭部適合在由大巨石 (S6) 所堆疊成的石縫、洞穴中以括食附著藻類。

四、標放試驗

在調查高屏溪高身鏟頰魚之棲息地過程時，選擇較健康個體進行標放試驗（全部電漁法所得之個體），共標放七尾（表七）。主要釋放地點在寶來露營區與茂林之茂林谷，標放個體之體全長 (TL) 介於 42 mm 至 305mm 間，體重介於 1.0 g 至 416.5 g 之間（表七）。釋放個體處之微棲地描述如表八，包括溪流棲地型態（邱健介，1991）、底質石組成（戴永禎，1992）均相當歧異，採集點之流速介於 0 至 1.05 m/s 間，溪深介於 32 mm 至 110 mm 間，溪寬則介於 11 至 40 mm 之間。直至 84 年 7 月仍無再捕獲記錄。

眼瞼魚標法 (VI tags) 的好處是對魚體傷害很小，而且可以辨認個體。另一個好處是標籤本身的價錢便宜，可以大量施用，所以在歐美地區用在大量養殖或自然生產之鮭魚幼魚在釋放或降海前，注射於大量的個體以利回收。但是這種標籤在小於 10 mm 之個體身上已非常難適用，標籤常會因眼瞼損而掉落。而且在高身鏟頰魚捕獲量很低的時候，根本無法回收。故欲改進對高身鏟頰魚活動範圍之研究，有下列三種改進方案：

- (1) 改變研究地點：研究高身鏟頰魚活動範圍應該選擇台灣東部溪流，以族群數量較大地點（戴永禎，1994），配合傷害性較小的採集方法，進行大量的標識研究。但是仍然會面臨電漁法所獲個體體型較小，而不易標識的問題。
- (2) 改用無線電追蹤器：除了陸地上進行無線電追蹤研究所有的困難外，追蹤水裡傳送無線電波會因介質不同而改向。另外就是發報器重量受限，選用 1 g 之發報器對 100g 以下的個體仍嫌太重，而電池壽命只有一星期。由刺網捕捉之大型高身鏟頰魚，通常遭受很大的緊迫壓力，非常容易死亡，在麻醉、施放發報器的冗長過程中，也很容易造成緊迫而是高身鏟頰魚致死。發報器不亦由嘴部塞入胃中，因為高身鏟頰魚的咽喉非常窄小。若藉由手術將發報器埋入體腔，則在魚隻尚未回復正常行為前，電池就會用完。
- (3) 染料配合潛水觀察法：本法仍需極小傷害性之捕捉法先行實施，染料一般特性是用於暫時標識，所以需在短時間內有大量技術人員之人力配合才可行。

伍、建議

一、相對數量與降級

根據戴永禎 (1994)、Day (unpublished) 等報告，高身鏟頰魚在濁口溪茂林之相對數量達 11%，在東部溪流則高達 25%，造成東部民眾誤捕而犯重罪者時有所聞。建議將高身鏟頰魚予以降級。由限制大眾對高身鏟頰魚的利用轉變成對溪流生態的保存是較可行的策略。故應儘速在高屏溪以及東部溪流劃設溪流棲地經營保護區，保護完整的溪流集水區，以確保台灣特有種—高身鏟頰魚種源之保護。

二、棲地經營管理

高身鏟頰魚棲息於高屏溪主流，隨者體型大小不同而利用各種不同的棲息地型態。進行水資源利用時，必須審慎考慮各項工程施工與營運是否對高身鏟頰魚的生存造成威脅。建議：

- (1) 加強對高身鏟頰魚迴游行為之研究。
- (2) 加強高身鏟頰魚游泳生理與行為之研究。能否適應魚道、攔河堰、水庫等環境。
- (3) 加強對高身鏟頰魚生殖行為、生態與棲地的了解。

陸、引用文獻

- 王順調，1993。茂林鄉濁口溪魚類資源保護計劃之研究報告。高雄縣茂林鄉公所。
- 方力行，1995。瑪家水庫環境影響評估：高屏溪高身魚固魚保育計畫初步研究報告。中興工程顧問公司。
- 林曜松、張明雄、莊鈴川、張仁為，1992。高雄縣淡水魚資源調查報告。台灣省農林廳林務局屏東林區管理處。
- 邱健介，1991。森林溪流淡水魚類棲地調查、棲地改善概說。於林曜松編，森林淡水魚保育訓練班論文集。農委會、林務局。
- 陳正修，1992。高雄縣楠梓仙溪和濁口溪魚類資源生態調查計劃報告。高雄縣政府。
- 曾晴賢，1986。台灣的淡水魚類。台灣省政府教育廳自然科學教育叢書。
- 溫清光，1989。高屏溪流域河川水質規劃。水資會研究報告第79號。
- 戴永提，1992。台灣櫻花鉤吻鮭之族群生態學研究。台大博士論文。
- 戴永提，1994。荖濃溪高身鏟頰魚分佈與保育策略。林務局。
- 戴永提，1995。台灣石魚賓 (*Acrossocheilus paradoxus*) 之生物學研究。海博館籌備處。
- 戴永提，未發表。高身鏟頰魚之棲息地需求。農委會生態研究報告。
- 蘇六裕，1993。高身鏟頰魚棲地利用 (*Varicorhinus alticorpus*) 及生態特性。中山大學碩士論文。
- Bagenal, T. 1978. Methods for assessment of fish production in fresh waters, 3rd. ed. Balckwell Sci., Oxford.
- Bookstein, F. B. Chernoff, R. Elder, J. Humphries, G. Smith, and R. Struss. 1985. Morphometrics in evolutionary biology. acad. Nat. Sci. Philadelphia. Special Publ. No. 15.
- Day, Y. T. Unpublished. Distribution of mein minnow *Varicorhinus alticorpus* in Kaoping River, Taiwan.
- Hoar, W. S. 1976. Smolt transformation: evolution, behavior, and physiology. J. Fish. Res. Bd., Canada 33:1234-1252.
- Krebs, C. J. 1978. Ecology: the experimental analysis of distrubution and abundance, 2nd edition. Harper and Row, Publ., New York.

表一 不同漁具漁法對台灣石魚賓與高身鏟頰魚全長（平均值，mm）的選擇性。

魚 種	電漁法	三分網	五分網	七分網	一寸網	一寸四分	參考文獻
台灣石魚賓	67.8	88.6	129.6	151.3	189.1	-----	戴永禎， 1995
高身鏟頰魚	89.5	82.7	131.0	154.0	229.1	288.7	本研究

表二 民國 81 年 12 月至 84 年 7 月間高屏溪高身鏟頰魚之月捕獲量(N) 與單位努力收穫量 (npn, npm)。

	Mean	Min.	Max.	SD	CV(%)
N	5.8	0	21.0	5.4	94.2
NPN	1.7	0	11.0	2.1	122.5
NPM	0.1	0	0.3	0.1	126.1

表三 高屏溪台灣石魚賓與高身鏟頰魚肥滿度指標之比較。

魚 種	Mean	Min.	Max.	SD	CV(%)
台灣石魚賓*	1.7	1.2	1.9	0.2	9.5
高身鏟頰魚	1.7	0.4	3.3	0.4	24.4

*：資料來源為戴永禎，1995。

表四 18 個形質對體全長比例之平均值 (Mean)、標準偏差 (SD)，以及體型與性別差異。

變數	體型差異		t	性別差異		t
	小魚	大魚		雌魚	雄魚	
	Mean(SD)	Mean(SD)		Mean(SD)	Mean(SD)	
C1	0.16(0.02)	0.14(0.02)	2.50*	0.15(0.02)	0.16(0.02)	-1.54
C2	0.24(0.04)	0.23(0.02)	1.21	0.25(0.02)	0.24(0.03)	1.27
C3	0.14(0.03)	0.14(0.02)	-0.03	0.13(0.02)	0.13(0.03)	0.04
C4	0.29(0.06)	0.27(0.03)	0.68	0.28(0.02)	0.28(0.06)	0.23
C5	0.10(0.02)	0.10(0.01)	0.25	0.10(0.02)	0.10(0.02)	0.24
C6	0.21(0.04)	0.19(0.03)	1.49	0.21(0.03)	0.20(0.04)	1.60
C7	0.19(0.04)	0.18(0.02)	0.67	0.19(0.02)	0.18(0.04)	0.67
C8	0.25(0.04)	0.24(0.03)	0.84	0.25(0.03)	0.25(0.04)	0.29
C9	0.20(0.03)	0.17(0.02)	3.16**	0.19(0.03)	0.19(0.04)	-0.55
C10	0.16(0.03)	0.16(0.02)	0.04	0.16(0.02)	0.17(0.03)	-1.23
C11	0.34(0.08)	0.33(0.03)	0.51	0.34(0.02)	0.32(0.08)	-0.70
C12	0.28(0.03)	0.28(0.03)	-0.13	0.28(0.02)	0.28(0.03)	-0.48
C13	0.25(0.04)	0.26(0.04)	-0.72	0.24(0.03)	0.25(0.04)	-0.67
C14	0.31(0.06)	0.31(0.04)	-0.06	0.30(0.03)	0.30(0.04)	-0.42
C15	0.23(0.04)	0.24(0.04)	-0.66	0.22(0.02)	0.23(0.04)	-0.55
C16	0.20(0.04)	0.21(0.03)	-0.47	0.20(0.02)	0.20(0.04)	-0.16
C17	0.32(0.07)	0.31(0.04)	0.16	0.32(0.03)	0.30(0.07)	1.05
C18	0.23(0.06)	0.25(0.03)	-0.42	0.25(0.02)	0.23(0.07)	1.19

* : $p < 0.05$

** : $p < 0.01$

表五 不同體長高身鏟頰魚對棲地類型 (stream habitat type) 的選擇。

Habitat Type	Total Length		N	%	F
	Mean	SD			
LGR	91.48	39.01	33	24.6	
GLD	105.63	48.03	43	32.1	
HGR	121.94	32.86	18	13.4	
BWP	140.62	9.15	8	6.0	
TRP	179.44	88.85	9	6.7	
RUN	198.07	47.83	15	11.2	
MCP	216.88	60.73	8	6.0	
Total	128.37	62.14	134	100.0	16.91**

** : $p < 0.01$

表六 高身鏟頰魚之棲地選擇。

變數	體型差異		t
	小魚 Mean(SD)	大魚 Mean(SD)	
S1(%)	11.6(539.0)	12.3(499.6)	-0.16
S2(%)	12.8(153.0)	24.1(208.3)	-4.56**
S3(%)	11.4(115.0)	16.4(118.9)	-2.39*
S4(%)	12.8(115.5)	14.0(88.1)	-0.60
S5(%)	16.4(151.3)	13.9(151.7)	1.06
S6(%)	35.1(585.4)	19.3(430.9)	3.47**
ISD ^a	0.63(0.03)	0.68(0.04)	-1.47
Velocity(m/s)	2.4(147.3)	0.4(0.3)	0.63
Width(m)	24.4(191)	18.7(79.7)	2.27*
Depth(cm)	70.7(2083.4)	104.25(3863.7)	-2.78**

* : $p < 0.05$

** : $p < 0.01$

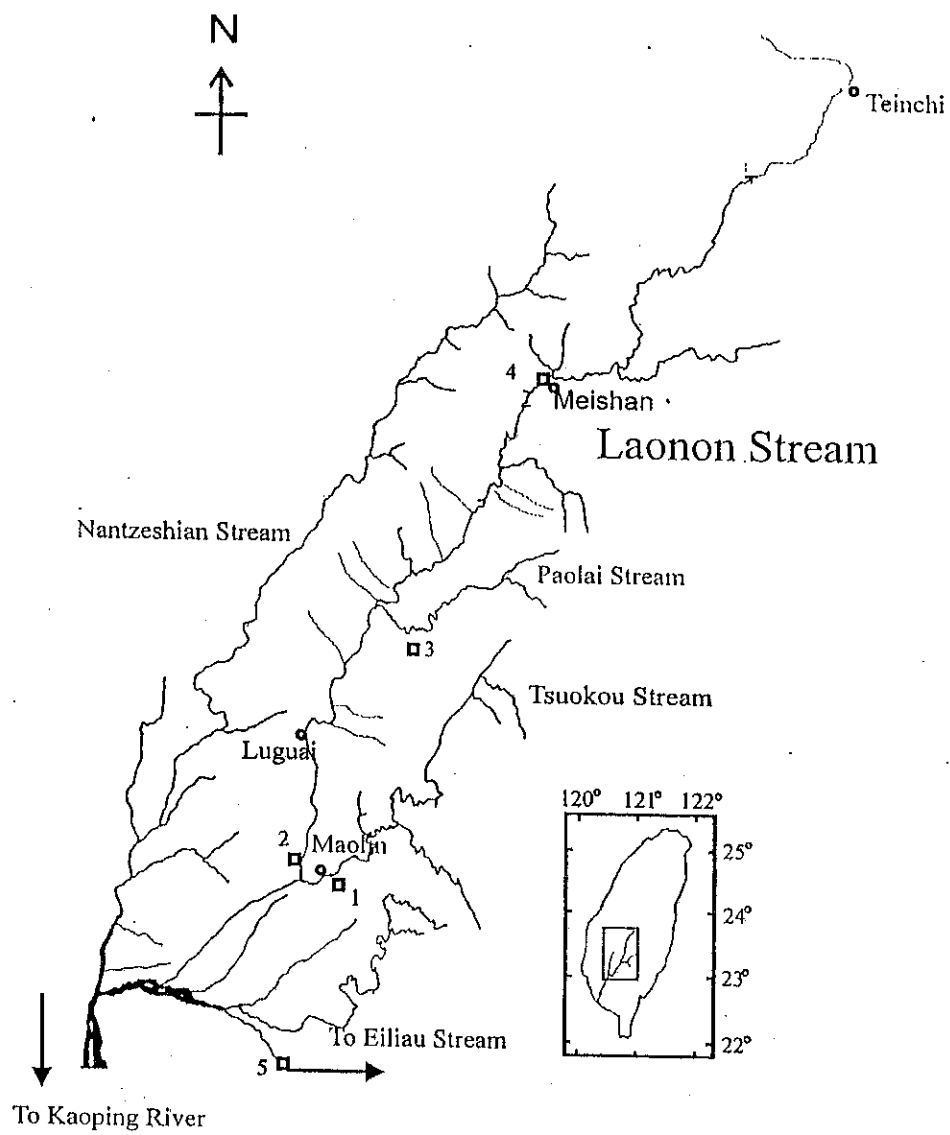
a : Index of habitat diversity (戴永禎, 1992)

表七 標放高身鏟頰魚之基本資料。

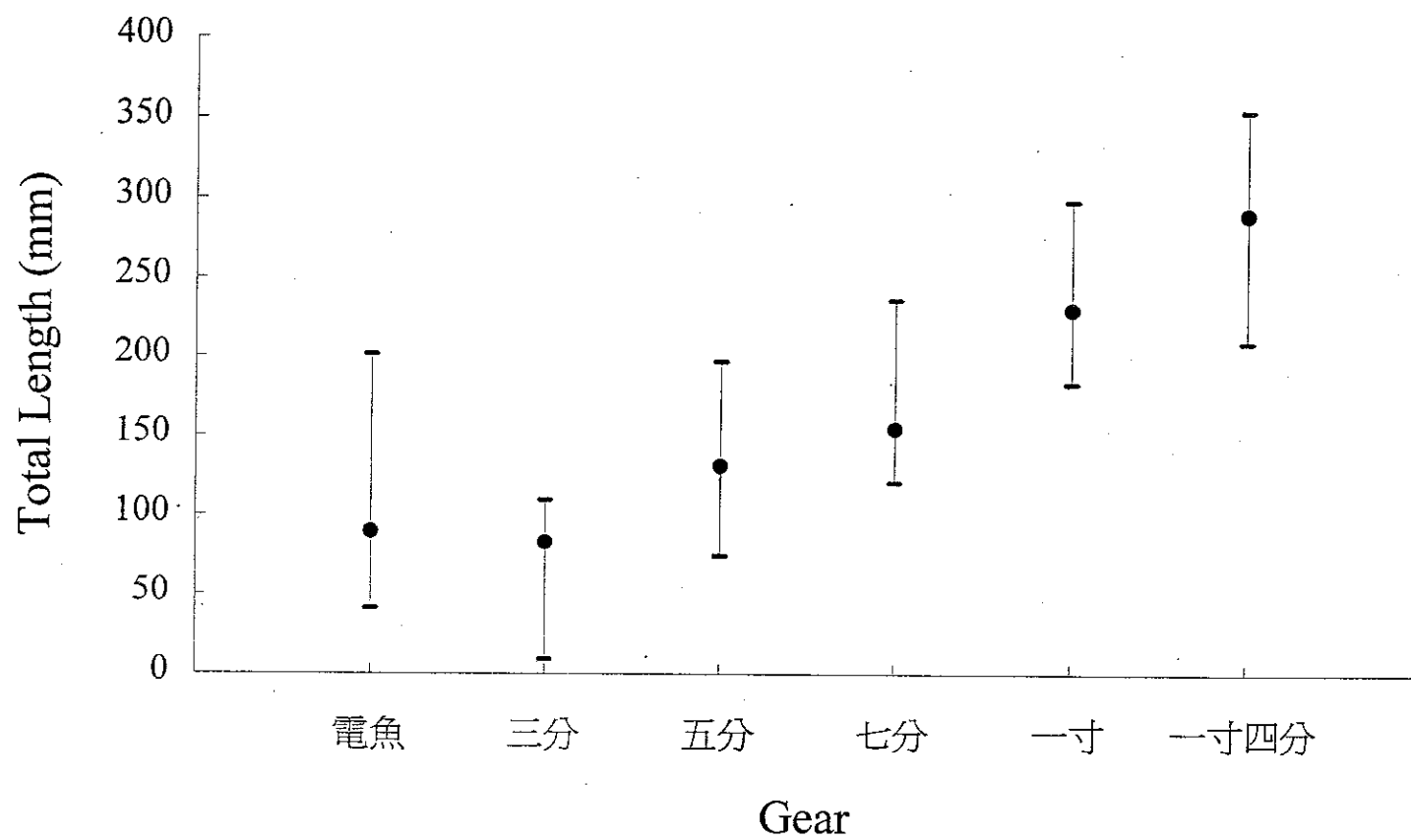
採集日期	標放地點	標號	TL	FKL	BW
82.10.20	寶來溪露營區	J00	123	110	24.6
82.10.21	寶來溪露營區	J01	125	110	25.1
82.12.11	寶來溪露營區	J02	159	135	40.0
82.12.14	茂林茂林谷	J08	118	167	15.2
82.12.14	茂林茂林谷	J07	92	79	7.3
83.01.13	茂林茂林谷	J10	42	38	1.0
83.01.14	茂林茂林谷	J11	305	254	416.5

表八 標放高身鏟頰魚之棲息地特性。

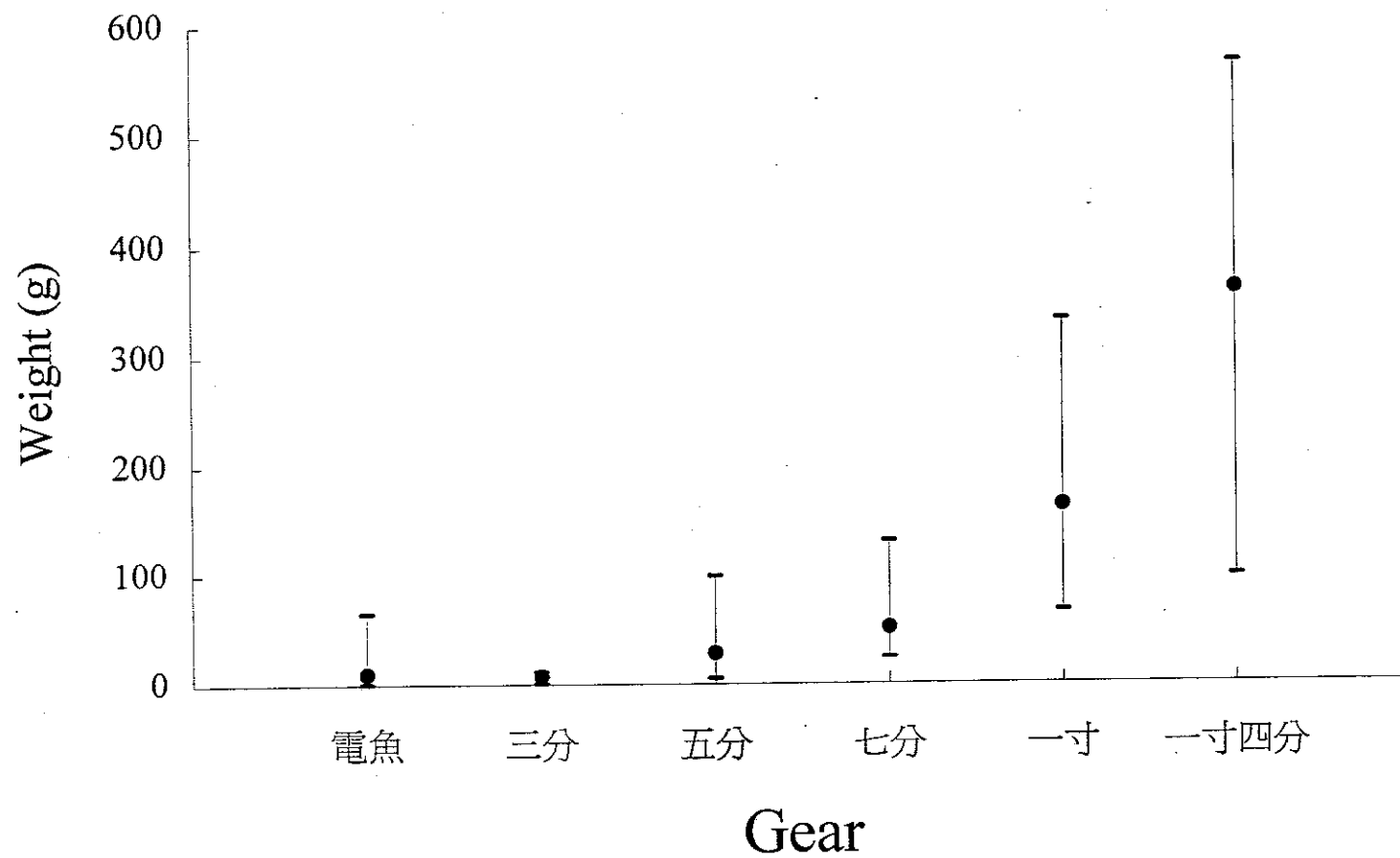
標號	溪流棲地型態	S1(%)	S2	S3	S4	S5	S6	Velocity (m/s)	Stream (cm)	Depth	Stream Width (m)
J00	EGW	99	0	0	0	0	1	1.05	68		15
J01	POW	0	15	40	30	5	10	0.24	110		11
J02	BWP	45	50	0	5	0	0	0.00	77		14
J08	LGR	0	5	5	5	10	75	0.07	63		25
J07	LGR	0	5	5	5	10	75	0.07	63		25
J10	LGR	0	10	25	40	10	15	0.68	32		13
J11	MCP	0	35	10	10	40	5	0.36	73		40



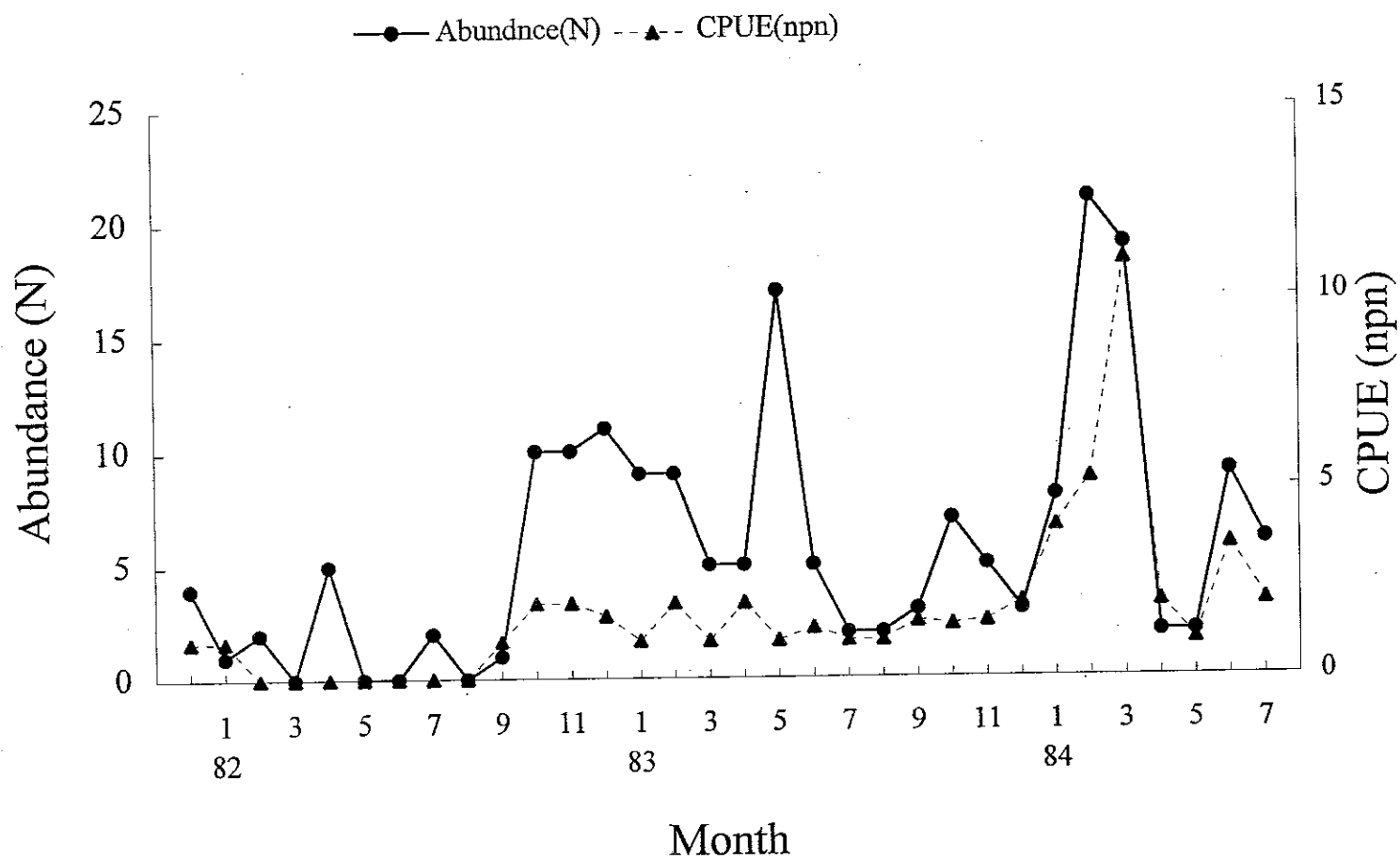
圖一 採集地點。1：茂林谷，2：大津社區；3：寶來露營區；4：梅蘭林道；5：廣興村。



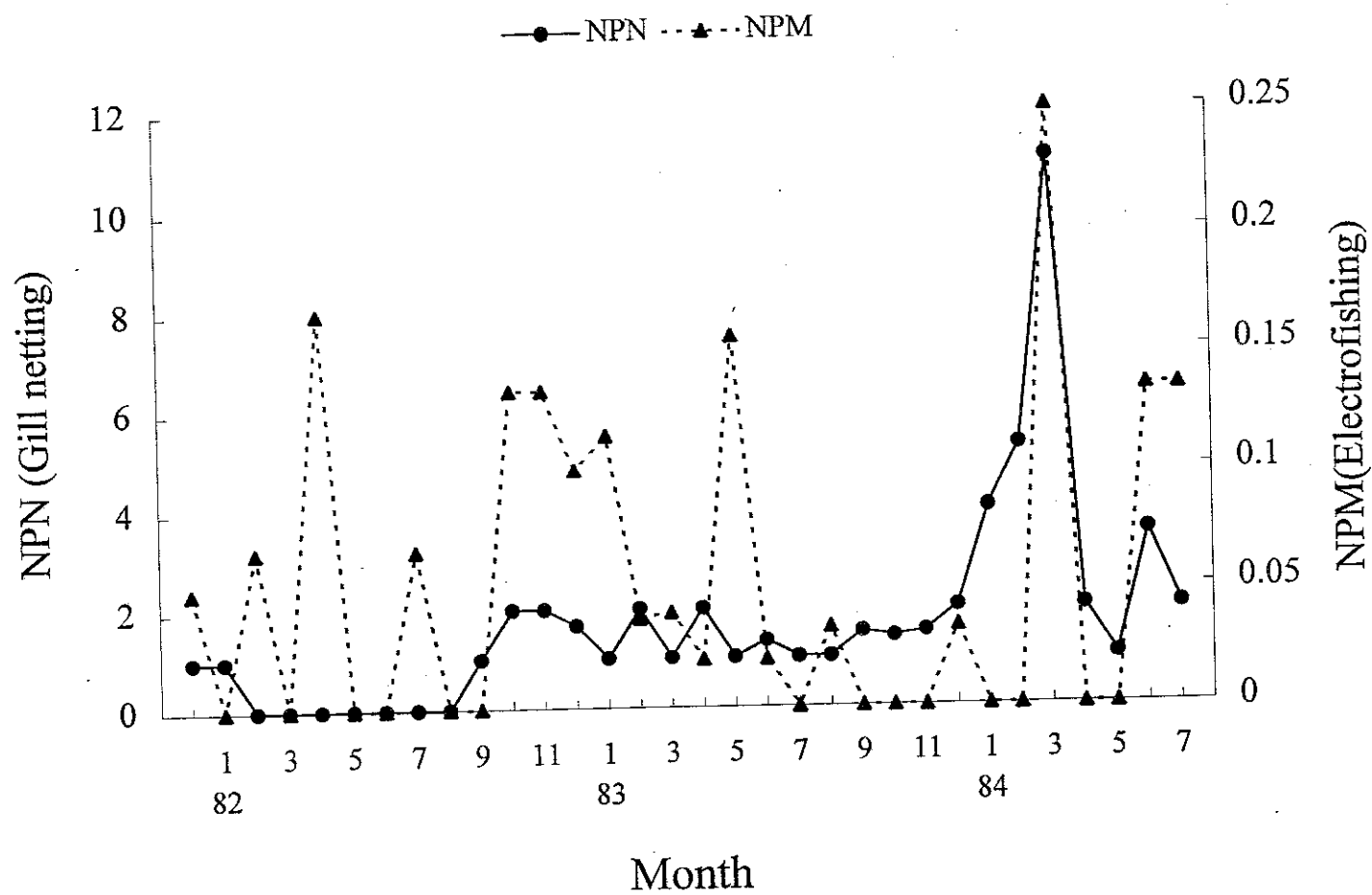
圖二 不同漁具與網目對高身鱧頰魚全長的選擇性。圓點代表平均值，上下短橫線各代表最大值與最小值。



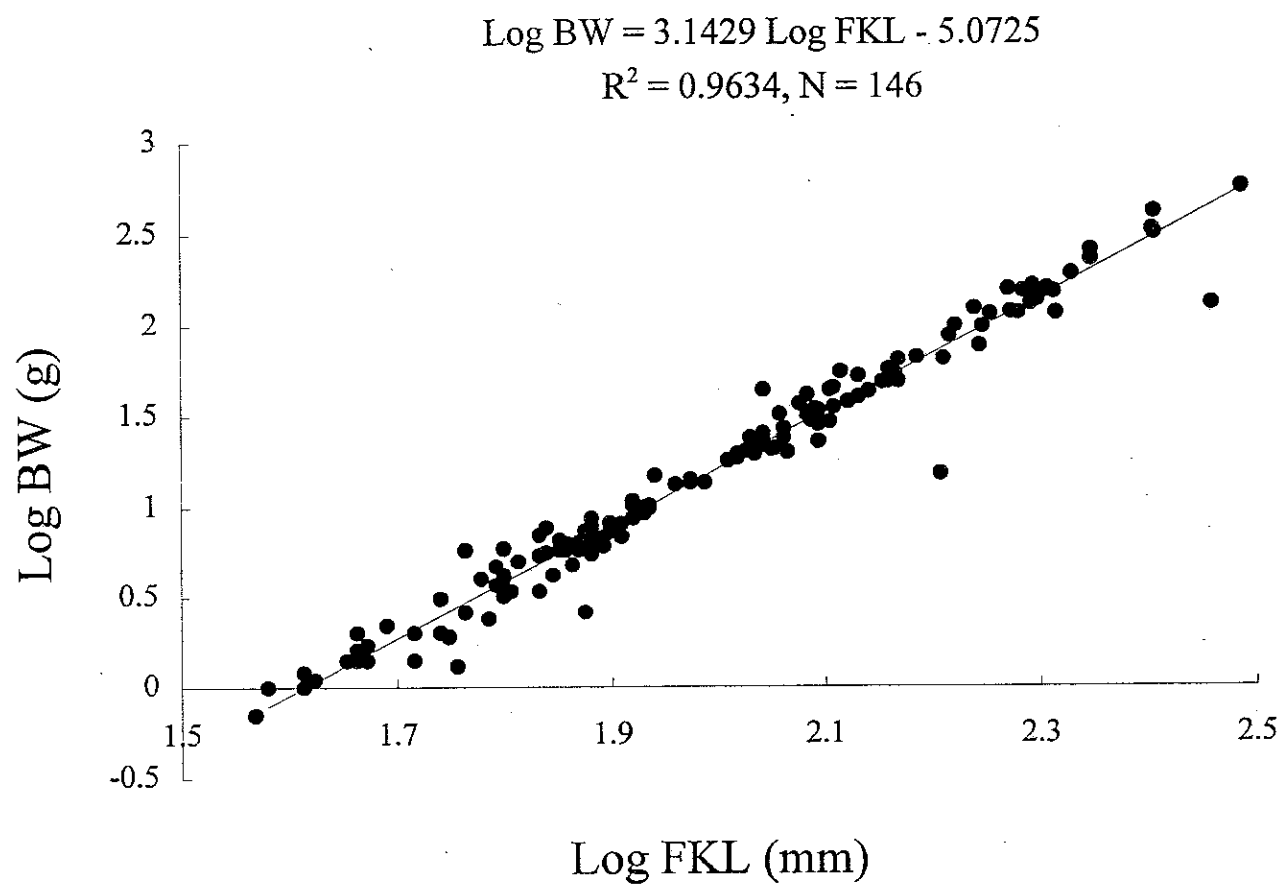
圖三 不同漁具與網目對高身鏟頰魚體重的選擇性。圓點代表平均值，上下短橫線各代表最大值與最小值。



圖四 高身鏟頰魚單月總捕獲量 (abundance) 與單位努力捕獲量 (NPN: 刺網每張所捕獲之尾數) 之月變化。



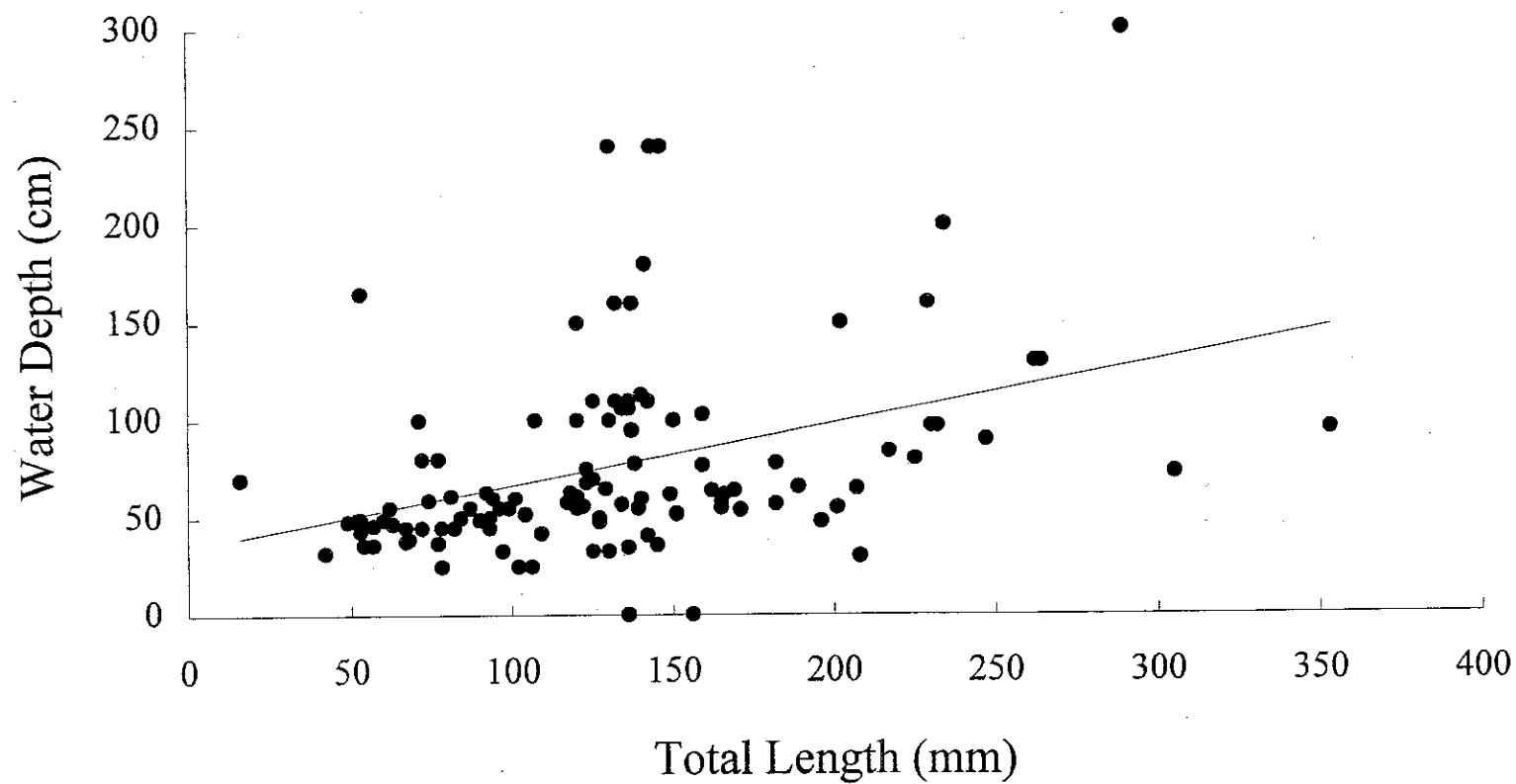
圖五 高身鏟頰魚單位努力捕獲量之月變化。NPN:刺網每張所捕獲尾數；NPM:電漁法每分鐘所捕獲尾數。



圖八 高身鏟頰魚體長與體重之對數迴歸關係。

$\text{Depth} = 0.32 \text{ TL} + 34.62$

$R^2 = 0.1453, N = 113$



圖九 高身鏟頰魚體長與棲息地溪深 (cm) 之簡易線性迴歸關係。

計畫名稱：中文：去氧核糖核酸排序運用於原生種淡水魚類 -- 青 魚 -- 分類
鑑定之研究

英文：Classification and Identification of *Oryzias latipes*, an Indigenous
Freshwater Fish, by DNA Sequence Analysis.

計畫編號：83 保育 - (05)

執行期限：82 年 07 月 01 日至 83 年 06 月 30 日

計畫主持人：曾晴賢

計劃研究人員：林思民

執行機關：國立清華大學

中文摘要

為瞭解台灣青 魚的分布現狀，以及利用粒線體DNA定序的方法，建立分類鑑定技術。利用已知脊椎動物粒線體DNA排序的保守區段，在 D-loop 外圍的 Cytochrome b gene 及 12SrRNA gene 上合成引子，並利用聚合酶連鎖反應增幅青 魚的 D-loop。增幅所得的雙股DNA產物經純化後直接以雙去氧核糖核酸鏈停止法加以定序。定序得到台灣青 魚族群 D-loop 附近序列約 1400 base pairs，日本族群約 1500 base pairs，整段包含完整的 D-loop 區和三個轉譯核糖核酸基因（tRNA-Thr、tRNA-Pro 及 tRNA-Phe），以及部分的 Cytochrome b 基因及 12S rRNA 基因。比對十七隻採自單一族群（宜蘭雙連埤）之台灣青 魚及三隻日本青 魚，可發現族群內的相似度為 99% 以上，族群間的相似度僅為 90.4%。這種族群間的差異程度在類似的族群研究裡，甚至已大過某些魚類種間之差異，顯示台灣和日本這二族群間的遺傳差異已相當顯著。但是由於兩者之間在外形上尚無法明確判別，且缺乏其他領域相關的研究報告，關於台灣族群的分類定位尚須進行更多的實驗謹慎探討。

中文關鍵語：青 魚，粒線體去氧核糖核酸，台灣

Abstract

To elucidate the taxonomic position of the medaka fish (*Oryzias latipes*) population found in Taiwan, we sequenced the displacement loop (D-loop) region of mitochondrial DNA of the medaka fish collected from Yi-lan, Taiwan and compared with those collected from Japan. Mitochondrial DNAs were extracted from fresh specimens and subjected to polymerase chain reaction (PCR). Primers were designed according to the conservative sequence of two genes around D-loop, cytochrome B and 12S rRNA. Sequencing reactions were performed by dideoxy nucleotide procedure. PCR products of about 1400 base pairs and 1500 base pairs were obtained from the specimens collected from Taiwan and Japan, respectively. These products include entire D-loop region, three tRNA genes and partial sequences of cytochrome b gene and 12S rRNA gene. Heteroplasmy was found in both populations. A 11-base-pair tandem repeat exists at 5' region of D-loop. The repeat number varies from 7 to 14. Comparing the sequences from 17 samples of Taiwanese population and 3 of Japanese population, we obtained a 90.4% interpopulation similarity and a 99% intrapopulation similarity. This difference stated for a great diversity of these two populations during evolution. Nevertheless, their morphology is so similar that to distinguish them is quite difficult. To sum up, although we found genetically difference between the Taiwanese population and the Japanese population of medaka

fish, further studies other than molecular analysis are required to understand the phylogenetic relationship between these two populations.

Key words: Medaka, *Oryzias latipes*, mitochondrial DNA, Taiwan

壹、前言

(一) 青魚簡介與分佈狀況

青魚 (Medakas)，或稱稻田魚 (ricefishes)，學名 *Oryzias latipes*，分類上屬於形目 (Order Cyprinodontiformes)、青魚科 (Family Oryziidae)。本科在全世界僅一屬，約七到十種 (Rosen, 1964; Yamamoto, 1975)，局限分佈於東亞、東南亞的沿岸及島嶼國家，為一類生活於淡水或半淡鹹水靜水或緩流水域的小型魚種 (圖 1, 2)。關於台灣產青魚的記錄，最早為日據時代大島正滿所報告 (Oshima, 1919; Oshima, 1923)。如今遍佈全島各地的吳郭魚及大肚魚當時尚未正式引進台灣，青魚被記錄為普遍分佈全省的田間小魚，採集地點包括今天的宜蘭、龜山島、桃園、大溪等地，而在分類上被鑑定為與日本所產者同種的 *Oryzias latipes*。台灣光復之後，數十年間竟未有任何關於青魚的任何觀察或研究報告。十餘年前，日本的青魚專家，如酒泉滿、江上信雄等人，陸續來台灣探查青魚的蹤跡，都無功而返，因此本種一直被認為很可能已瀕臨絕種。直到三、四年前，宜蘭的民間水族愛好者林春吉先生，首先於宜蘭河上游的雙連埤當地發現該魚的蹤跡 (圖 3)；隨後有數位水族同好及研究者詳細証實本種的存在 (林, 1993；陳, 1993；翁, 1993)，並已有繁養殖成功的初步記錄，而且成功的保存了該種的種源於數個不同的地方。

(二) 粒線體 DNA 研究應用於青魚的研究價值

由美國國家醫學文獻資料庫 (MEDLINE) 查詢系統顯示從 1989 到 1993 年間相關於此魚在國際間發表的文獻超過八十篇，研究價值與發表論文數已與同為形目而不同科的網紋胎 (孔雀魚, *Poecilia reticulata*) 及食蚊 (大肚魚, *Gambusia affinis*) 並駕齊驅，而被廣泛應用於基因轉殖、生物技術、環境監測指標、一般生理和生態實驗的研究。日本國內有許多專門的實驗室進行青魚的相關研究；民間則成立相關保育團體或同好會的組織來保護這種魚類。在台灣亦有學者由日本進口本種魚類，做為進行基因轉殖研究工作的實驗材料。相信本種如能在台灣有效的保護和育種，除了可以達到保育本省珍稀魚類資源之外，未來亦有可能提供做為其他生物學研究的素材。

貳、材料與方法

(一) 標本採集

自八十三年至八十四年間，在台灣北部較未受污染地區的池沼、水田等靜水域，以撈網進行採集工作；但是除雙連埤唯一的族群之外均無所獲。日本青魚標本則由台北愛魚水族館提供活體供研究。

(二) DNA 萃取

從冰存的魚體上剪取少量肌肉組織，依比例大約每 10 mg 加入 100 ml 的 digestion buffer (配方詳見附錄)，研磨後置於 37 °C 八至十六小時，再以等量體積的飽和酚溶液 (Phenol, pH 8.0) 萃取、離心、沈澱後乾燥取得粗的 DNA。

(三) DNA 引子之設計

經比較設計參與 PCR 反應的五條引子 (圖 4)，分別是：

PL1: Cytochrome b (L) 5'- CCTAACATGAATTGGAGG - 3'..18 mer

PL2: Cytochrome b (L) 5'- ATTATCCTAACATGAATTGG - 3'20 mer

PL3: D-loop (L) 5'- CCTGAAAACCCCCGGAAAC - 3'20 mer

PH1: 12S rRNA (H) 5'- GGGCATTCTCACGGGGATGCG - 3'21 mer

PH2: tRNA-Phe (H) 5'- ATCTTAACATCTTCAGTG - 3'...18 mer

定序的十條引子，其所在位置、取向、排序及長度分別是（圖 4）：

PL4: Cyt b (L) 5'- GCTCAATTGCAAGAGCGCCGG - 3'...21 mer

PL5: tRNA-Pro (L) 5'- CCTTGTGCTCAGAGAAAGGGG - 3'...21 mer,

PL6: D-loop (L) 5'- GCCCTAAAATGGTCGAGTACGAGC - 3'...24 mer

PL7: D-loop (L) 5'- TTTCACAGTGCATACAGACC - 3'...20 mer

PL8: D-loop (L) 5'- TTGCATAACCCAAAACGGCC - 3'...20 mer

PH3: D-loop (H) 5'- ATATCTTACAATAATTCACC - 3'...20 mer

PH4: D-loop (H) 5'- AAAAAGGGAACCAGCTGCCC - 3'...20 mer

PH5: D-loop (H) 5'- ATTGACTTGCATGGACGAGG - 3'...20 mer

PH6: D-loop (H) 5'- GCATGCAGGTACGGCGGACC - 3'...20 mer

PH7: D-loop (H) 5'- ATGCACGTGTTGGGGGCCGG - 3'...20 mer

（四）聚合 連鎖反應

雙股DNA之聚合 連鎖反應（Polymerase ChainReaction，簡稱PCR）的條件為：總體積為50ml Buffer:50 mM KCl、10 mM Tris(pH 8.3)、1.5 mM MgCl₂、0.1% gelatin;dNTP2.5 mM (dGTP, dATP, dTTP, dCTP);Super Taq polymerase 0.5 unit;primers0.5 mM for each;DNA 1 ml 反應條件設定為：變性（denature）93 °C 30 秒；鏈合（annealing）50 °C 40 秒；複製延伸（extension）72 °C 50 秒總共進行35 回合。

（六）DNA定序

DNA定序工作是以Sanger等人（1977）提出的雙去氧核糖核酸鏈停止法（dideoxy nucleotide chain termination）進行，放射性物質以[a-35S]dATP 標定。

（七）DNA序列分析

以中研院分生所巨分子資料庫中心的GCG系統，進入「Comparison」、「Evolution Analysis」、「RNA Folding」、「Mutiple Sequence Analysis」等功能選項，執行各項分析、比對及繪圖功能。

參、結 果

（一）現生青 魚分佈調查

自1993-1995年之間，經過多次野外搜尋，目前除了宜蘭雙連埤之外，並沒有其他的分佈地被發現（圖3）。因此本實驗只有一個族群、十七尾個體被用來做DNA定序分析。

（二）台灣產青 魚粒線體DNA定序結果

利用PH1及PL1，增幅出全部十七尾台灣產青 魚粒線體DNA一段大約1400-1500bp（圖5）；包含了Cytochrome b gene 的後段一小部分，完整的tRNA-Thr gene、tRNA-Progene、D-loop及tRNA-Phe gene，以及12S rRNA gene 的前段一小部分。定序得到的DNA總長度為1412bp（圖6），包含D-loop左右的上下游，共計：

Cytochrome b gene(partial) 133 bp
tRNA-Thr gene 74 bp

tRNA-Pro gene 70 bp
D-loop 1002 bp
tRNA-Phe gene 69 bp
12S rRNA gene(partial) 66 bp

(三) 日本產青 魚粒線體DNA定序結果

日本產青 魚定序得到的DNA總長度為1552bp（圖7），包括：

Cytochrome b gene(partial) 215 bp
tRNA-Thr gene 74 bp
tRNA-Pro gene 70 bp
D-loop 1060 bp
tRNA-Phe gene 69 bp
12S rRNA gene(partial) 66 bp

(五) 青 魚族群內個體變異分析

本實驗中所進行定序的十七尾台灣族群經過序列比對，發現共可分為十二種基因型，分別簡記為基因型A、基因型B等至基因型L。經過「Lineup」及「Pretty」功能的比對之後，將所有基因型的完整排序連同日本青 魚的兩個基因型（M及N）列於圖；就基因型與魚隻的數量分配情形而言，共有五條魚屬於最常見的基因型A，兩條魚屬於次常見的基因型B。其餘的十種基因型，皆各僅有一條魚屬之。

(六) 台灣與日本之間的族群差異

日本青 魚的兩個基因型很明顯地和台灣族群有很大的差異，以不同的統計方法計算答案雖略有不同，但結果都在8%至10%之間（圖8）。

肆、討論

(一) 青 魚族群內及族群間變異分析

青 魚在台灣與日本兩族群間所發生變異的位置，和族群內所發生變異的位置有明顯的不同。族群內的變異以D-loop後段發生得最頻繁，但在族群間卻以D-loop前段的變異最為明顯，包括大段的插入與短缺現象（圖9）。tRNA基因也有類似的現象。Cyt b gene與12S rRNA在族群內的變異都非常小，但族群之間的差異Cyt b的變異顯然較12S rRNA要明顯得多。綜上所述，我們獲得的結論包括：

- (1) 族群內的基因變異度比較（以台灣族群而言），D-loop後段>D-loop前段>12S rRNA>tRNA-Phe>Cytochrome b後段>D-loop中段>tRNA Pro & Thr（圖8）。
- (2) 族群間的基因變異度比較結果，D-loop前段>D-loop後段>Cytochrome b後段>D-loop中段>tRNA-Thr>12S rRNA>tRNA Pro & Phe（圖10）。
- (3) 青 魚粒線體D-loop兩端A、T rich的left domain（L）和right domain（R）兩端較不穩定，中間G、C為主的central domain（C）較為保守。

(二) D-loop region 應用於族群及分類研究的合宜性

在完成青 魚粒線體D-loop定序工作之後，我們從Genbank中取得其他已知魚種完整的D-loop region，嘗試以這些D-loop的核酸排序重建魚種之間的演化關係。三個分支分別是鮭形目的鮭與鱒，鯉形目的鯉魚、鰱魚和鰻口鰻，以及同屬於棘鰭魚總目（Acanthopterygii）之下的青 魚及鮪魚（圖11）。

〔三〕從基因差異探討保育價值與分類地位

本實驗的定序範圍雖然包含了完整的 D-loop 區，但由於在標本採樣工作上的缺失，仍有極多空缺與疏失留待填補。首先由於本魚種在台灣本島內已瀕臨絕跡，種源的搜集極為不易，迄今仍只有雙連埤是台灣現知的唯一族群，缺乏本地族群之間的比對資料。日本族群部分則因採樣族群不夠廣，定序隻數不夠多，使其族群代表性大打折扣。

確認雙連埤的種源是當初定序的重要工作目標之一。雖然在定序工作中並沒有使用同屬異種或任何第三地的同種族群加入比對，但單就台灣與日本兩族群在基因層次的差異，已可證明族群之間已歷經相當長久的隔離與分化。

台灣青魚在分類上的定位也是長久以來亟待解決的問題。由於數十年間台灣青魚族群在國際、國內的銷聲匿跡，導致目前所建立的分類依據仍然停留在外部形質的測量，而這些測量值並不能提出顯著的證據支持台灣族群可獨立成為一個新種 (Uwa and Parenti, 1988)。台灣與日本族群之間百分之十的基因差異已大過平鰭鰍科及褐吻鰍種間的變異程度 (曾, 1992; 陳, 1994); 但與鰻鱺科、鯢科或鯛科的魚種相比又遠遠不及 (桑, 1992; 王, 1993)。所以以目前 D-loop 定序所得到的結果，亦無法有效界定台灣族群的分類地位。不同的生物在相同的分類階層之間可能會表現出截然不同的基因差異程度，任何分類工作若僅憑單一證據便妄下定論，可能是相當危險的作法。關於這方面的進一步研究，未來將繼續深入探討的工作包括：

- (1) 完成台灣族群在同功異構及核型比對方面的相關研究，以填補國際上在青魚分類系統中的資料空缺。
- (2) 廣泛搜集日本、琉球、韓國、中國大陸等地所產之 *Oryzias latipes*，或搜集鄰近各地 *Oryzias* 屬的不同品種，建立粒線體基因分類系統。
- (3) 在謹慎控制下進行不同地域族群之雜交實驗，配合基因研究所得結果，作為種化問題探討的參考。
- (4) 繼續尋訪台灣各地未受污染的天然池沼，探尋珍貴的台灣原生物種。

在遭受人為遊憩、開發壓力及外來種污染的多重生存壓力之下，如何針對現存台灣原生的雙連埤青魚族群採取適切而有效之保育措施，是目前迫切的問題。同時對於台灣本土其他淡水濕地的調查、研究與保育工作必須刻不容緩地持續進行，否則，更多珍貴的原生物種亦將步上青魚的後塵。

伍、參考文獻

- 江上信雄，山上健次郎，鳩昭絃。青魚的生物學。東京大學出版會出版，東京，315 頁。
- 林春吉，(1993)。青魚的發現，水族生態，56:41-43。
- 翁炎，(1993)。青魚的飼養與繁殖，水族生態，56:50-55。
- 陳淑琦，(1993)。探訪青魚的故鄉，水族生態，56:46-49。
- 陳義雄，(1994)。台灣產褐吻鰍相似種群系統分類之研究。國立中山大學海洋資源研究所，碩士論文。
- 曾晴賢，(1992)。台灣鰻口鰍之粒線體基因組和台灣產平鰭鰍科魚類之分子演化的研究。國立台灣大學動物學研究所，博士論文。
- Awise, J. C., E. Bermingham, L. Kessler, and N. C. Saunders, (1984), Characterization of mitochondrial DNA variability in a hybrid swarm between subspecies of bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Evolution*, 38(5):931-941.
- Awise, J. C., G. S. Helefan, N. C. Saunders, L. S. Hales, (1986). Mitochondrial DNA differentiation in

- North Atlantic eels: Population genetic consequences of an unusual life history pattern. *Proc. natl. Acad. Sci. USA*, 83:4350-4354.
- Avise, J. C., J. Arnold, R. M. Ball, E. Bermingham, L. T. Neigel, J. E. Reeb, N. C. Saunders, (1987), Intra-specific phylogeography: the mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematics. *Rev. Ecol. Syst.*, 18:489-522.
- Bermingham, E. and J. C. Avise, (1986). Molecular zoogeography of freshwater fishes in the southeastern United States. *Genetics*, 113:939-965.
- Bernatchez, L and R. G. Danzmann, (1993). Congruence in control region sequence and restriction site variation in mitochondrial DNA of brook charr (*Salvelinus fontinalis mitchill*). *Mol. Biol. Ev.*, 10(5):1002-1014.
- Brown, G. G., G. Gadaleta, G. Pepe, C. Saccone and E. Sbisa, (1986). Structural conservation and variation in the D-loop-containing region of vertebrate mitochondrial DNA. *J. Mol. Biol.*, 192:503-511.
- Buroker, N. E., J. R. Brown, T. A. Gilbert, P. J. O'Hara, A. T. Beckenbach, W. K. Thomas and M. J. Smith (1990) Length heteroplasmy of sturgeon mitochondrial DNA : an illegitimate elongation model. *Genetics*, 124:157-163.
- Cantatore, P. and C. Saccone, (1987). Organization, structure, and evolution of mammalian mitochondrial genes. *Internatl. Rev. Cytol.*, 108:149-208.
- Chang, Y. S., F. L. Huang and T. B. Lo (1994) The Complete Nucleotide Sequence of carp (*Cyprinus carpio*) Mitochondrial Genome. *J. Mol. Evol.*, 38:138-155
- Danzmann, R. G., M. M. Ferguson and S. K. A. Arndt, (1993). Mitochondrial DNA variability in ontario and New-York rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Zool.*, vol 71(10):1923-1933.
- Digby, T. J., M. W. Gray and C. B. Lazier (1992) Rainbow trout mitochondrial DNA: sequence and structural characteristics of the non-coding control region and flanking tRNA genes. *Gene.*, 143:197-204.
- Giuffra, E., L. Bernatchez and R. Guyomard, (1994). Mitochondrial control region and protein-coding genes sequence variation among phenotypic forms of brown trout *Salmo trutta* from northern Italy. *Mol. Ecol.*, 3(2):161-171.
- Grachev, M. A., S. J. Slobodyanyuk, N. G. Kholodilov, S. P. Fyodorov and S. I. Belikov, (1992). Comparative study of 2 protein-coding regions of mitochondrial DNA from 3 endemic sculpins (*Cottoidei*) of lake Baikal. *J. Mol. Evol.*, vol 34(1):85-90.
- Graves, J. E., S. D. Ferris and A. E. Dizon, (1984). Close genetic similarity of Atlantic and Pacific skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) demonstrated with restriction endonuclease analysis of mitochondrial DNA. *Marine Biol.*, 79:315-319.
- Hanzawa, N., H. Yonekawa and K. I. Numachi, (1987). Variability of mitochondrial DNA in Japanese dace, *Tribolodon hakonesis* (*Cyprinidae*). *Jpn. J. Genet.*, 62:27-38.
- Johansen, S. P., H. Guddal and T. Johansen (1990) Organization of the mitochondrial genome of Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Nucleic Acids Res.*, 18:411-419.
- Kirilchik, S. V., M. P. Rikhvanova, N. G. Kholodilov and S. Y., (1992). Cloning and restriction mapping of the mitochondrial DNA from a representative of the lake Baikal fish Fauna, the sculpin fish (*Cottus kessleri*, *Cottoidea*). *Mol. Biol. Ev.*, vol 9(5):917-931.
- Moran, P. and Kornfield, I., (1993). An ancestral polymorphism in the mbuna species flock (*Teleostei*, *Cichlidae*) of lake Malawi. *Mol. Biol. Ev.*, 10(5):1015-1029.
- Numachi, K. I., T. Kobayashi, K. H. Chang and Y. S. Lin, (1990). Genetic identification and differentiation of the Formosan salmon, *Oncorhynchus masou formosanus*, by restriction analysis

- of mitochondrial DNA. Bull. Inst. Zool. Acad. Sinica, 29(3, supplement):61-72.
- Oshima, M. (1919). Contribution to the study of the freshwater fishes of the island of formosa. Ann. Carneg. Mus., XII(2-4):169-328.
- Oshima, M. (1923). Studies on the distribution of the freshwater fishes of Taiwan and discuss the geographical relationship of Taiwan island and the adjacent area. Zool. Mag., 35(411):1-49(in Japan).
- Sakaizumi, M., (1985a). Electrophoretic comparison of proteins in five species of *Oryzias* (Pisces:Oryziatidae). Copeia, 1985:521-522
- Sakaizumi, M., (1985b). Species-specific expression of parvalbumins in the genus *Oryzias* and its related species. Comp. Biochem. Physiol., 80B:499-505.
- Sakaizumi, M., (1986). Genetic diversity and evolution in wild populations of the Medaka *Oryzias latipes* (Pisces: Oryziatidae). In "Modern Aspects of Species" K. Iwatsuki, P. H. Raven and W. J. Bock eds., Univ. Tokyo Press, Tokyo, 161-179.
- Sakaizumi, M., H. Uwa and S. R. Jeon, (1987). Genetic diversity of the East Asian populations of the freshwater fish, *Oryzias*. Zool. Sci., 4:1003.
- Sakaizumi, M., K. Moriwaki and N. Egami, (1983). Allozymic variation and regional differentiation in wild populations of the fish *Oryzias latipes*. Copeia, 1983:313-318.
- Sakaizumi, M., N. Egami and K. Moriwaki, (1980). Allozymic variation in wild populations of the fish *Oryzias latipes*. Proc. Japan Acad., 56(B):448-451.
- Sanger, F., S. Nicklen, and A. R. Coulson (1977) DNA Sequencing with Chain-terminating Inhibitors. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 74:5463-5467.
- Shedlock, A. M., J. D. Parker, D. A. Crispin, T. W. Pietsch and G. C. Burmer (1992) Evolution of the salmonid mitochondrial control region. Mol. Phylogenet. Evol., 1(3):179-192
- Sturmbauer, C., E. Verheyen and A. Meyer, (1994). Mitochondrial phylogeny of the Lamprologini, the major substrate spawning lineage of cichlid fishes from lake Tanganyika in eastern Africa. Mol. Biol. Ev., vol 11(4):691-703.
- Tzeng, C. S., C. F. Hui, S. C. Shen and P. C. Huang, (1992). The complete nucleotide sequence of the *Crossostoma lacustre* mitochondrial genome: conservation and variations among vertebrates. Nucleic Acids Res., 20:4853-4858.
- Uwa, H. and L. R. Parenti, (1988). Morphometric and meristic variation in ricefishes, genus *Oryzias*: a comparison with cytogenetic data. Japanese Journal of Ichthyology, vol. 35(2):159-165.
- Uwa, H. and S. R. Jeon, (1987). Karyotypes in two divergent groups of a ricefish, *Oryzias latipes*, from Korea. Kor. J. Limnol., 20:139-147.
- Uwa, H., (1986). Karyotype evolution and geographical distribution in the ricefish genus *Oryzias* (Oryziidae). In "Indo-Pacific Fish Biology" T. Uyeno, R. Arai, T. Taniuchi and K. Matsuura eds., Ichthyol. Soc. Japan, 867-876.
- Wilson, G. M., W. K. Thomas and A. T. Beckenbach, (1985). Intra and inter specific mitochondrial DNA sequence divergence in *Salmo*: rainbow, steelhead, and cutthroat trouts. Can. J. Zool., 63:2088-2094.
- Yamamoto, T. 1975. Medaka (Killifish): Biology and strains. Keigaku Publ. Co., Tokyo, 365pp, 18 pls.

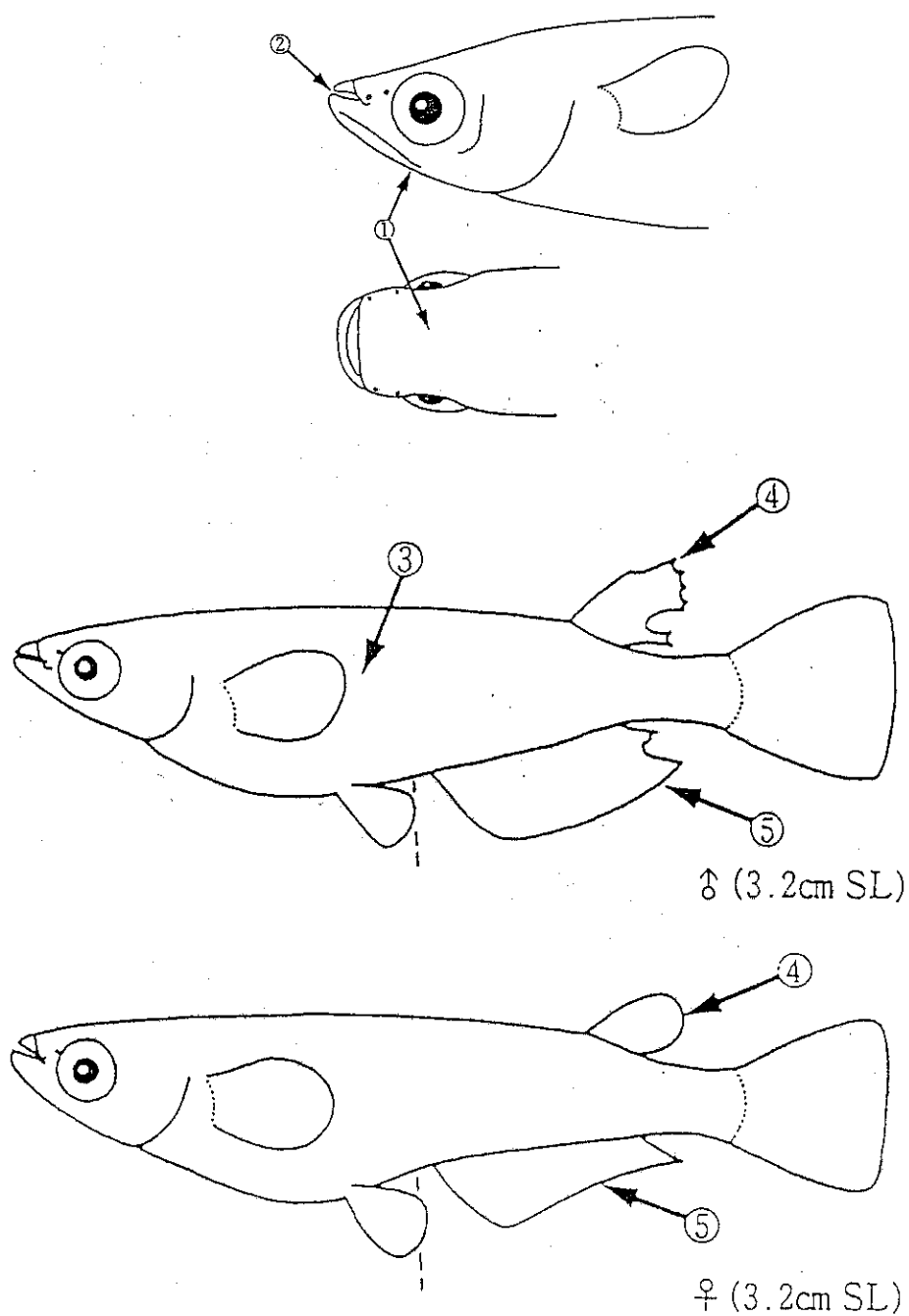


圖 1：青鱗魚(*Oryzias latipes*)，圖上為雄魚，下為雌魚。特徵包括：(1)頭部平扁，眼大而高位；(2)嘴小，上位，下頷突出；(3)無側線；(4)成熟雄魚的背鰭後緣有缺刻，而雌魚背鰭圓滑平整；(5)雄魚的臀鰭較大，有缺刻；雌魚臀鰭窄小而無缺刻 (from Nakabo, T., 1993. Fishes of Japan with Pictorial Keys to The Species.)

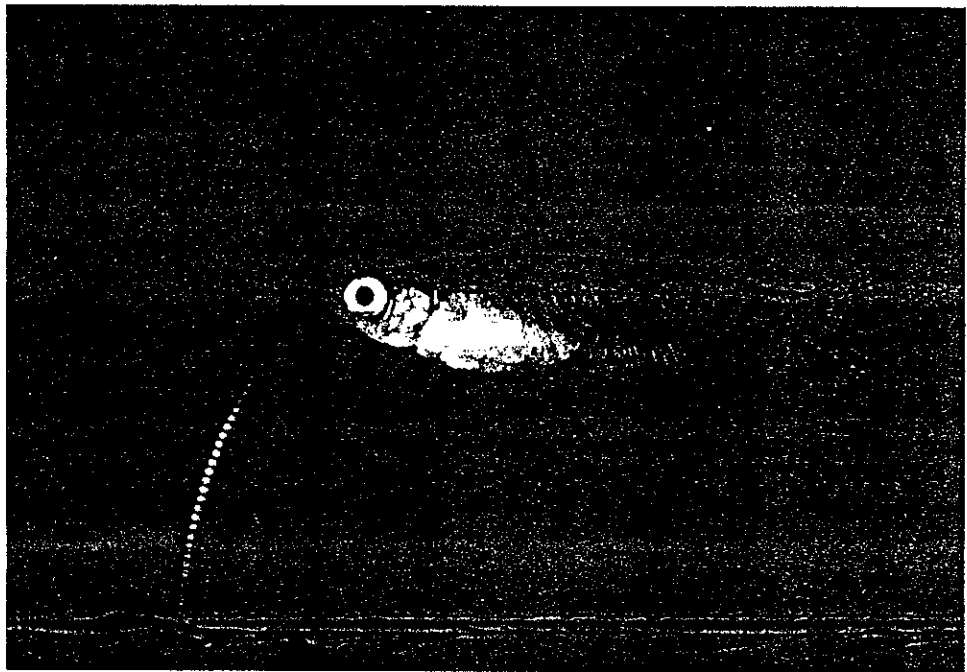


圖 2：雌性青鱗魚照片。圖中清晰可見以黏膜及細絲懸垂於臀鰭前方的成熟卵粒，為數大約 20 顆左右。由於這種未受精卵的卵粒大、採集方便，而且在採集過程中不會傷及親魚，所以青鱗魚成為研究遺傳學與胚胎發育的良好題材。

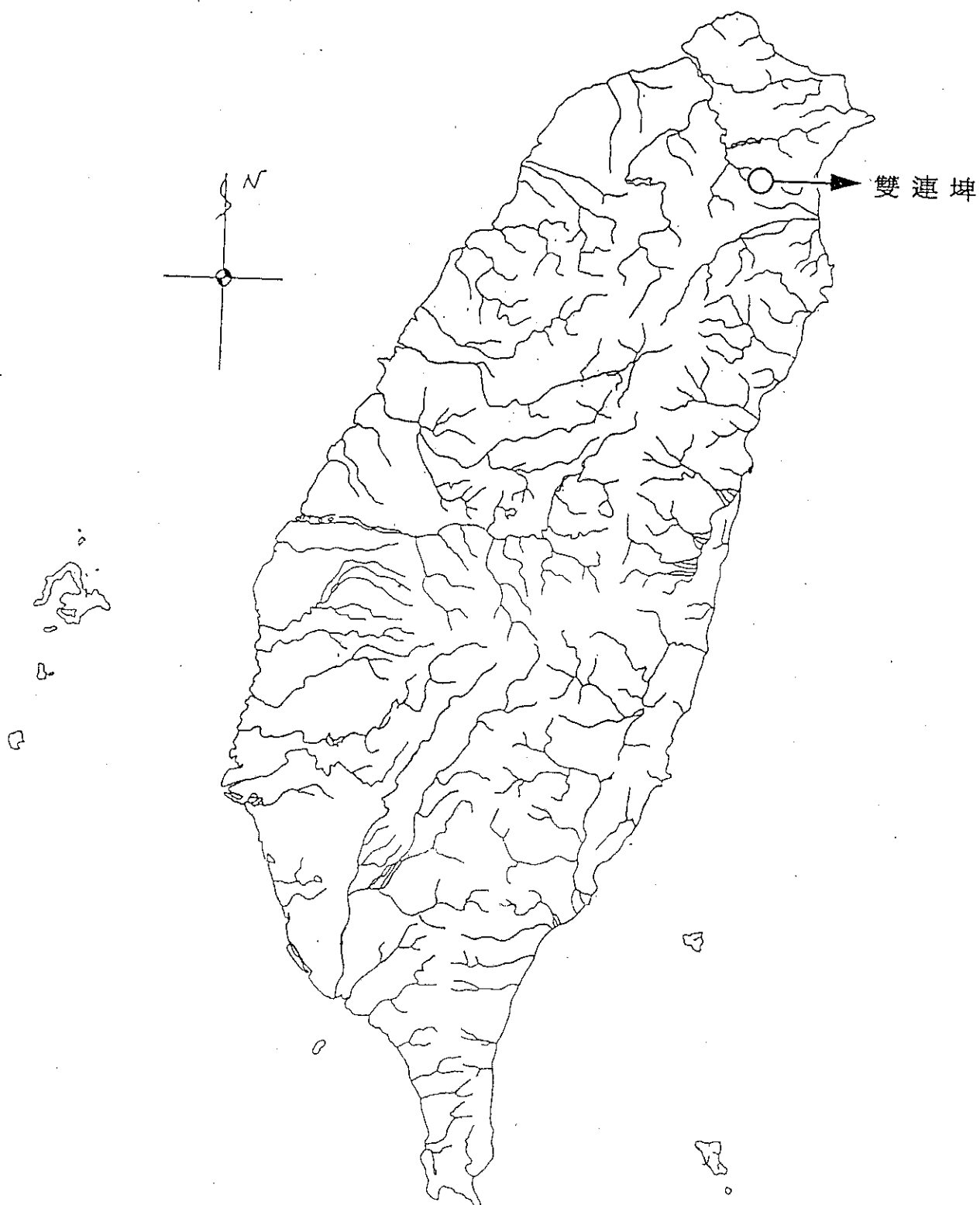


圖 3：青鱗魚採集地理位置圖。目前僅知的唯一產地——雙連埤，座落於宜蘭縣員山鄉，在宜蘭河的上游，海拔約300公尺，接近於宜蘭河與北勢溪的分水嶺，距福山植物園僅二十分鐘車程。

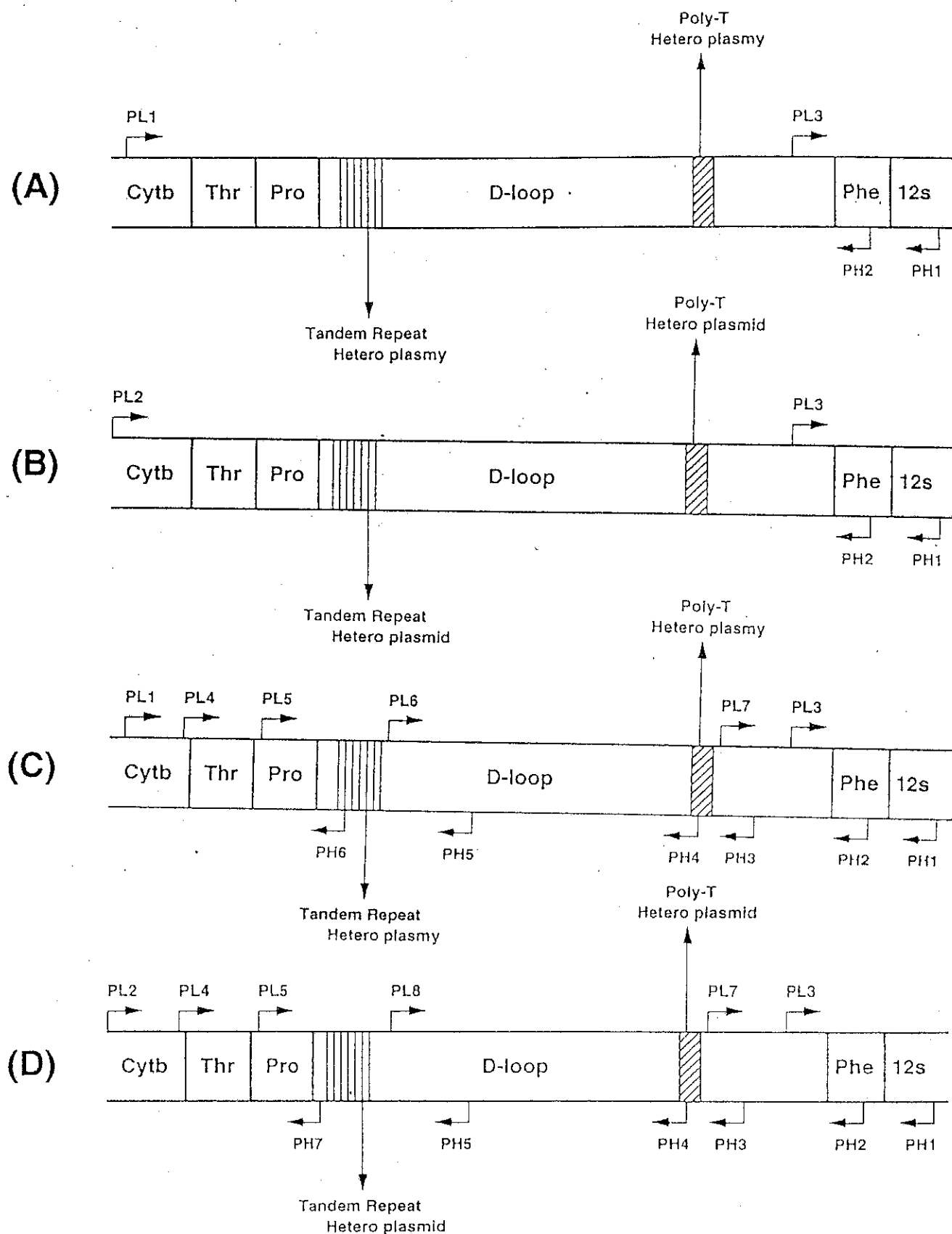


圖 4：本實驗所使用各引子位置。圖（A）：台灣青鱗魚族群 PCR 用各引子；圖（B）：日本青鱗魚族群 PCR 用各引子；圖（C）：台灣青鱗魚定序用各引子；圖（D）：日本青鱗魚定序用各引子。由於兩族群間在 D-loop 前端及 Cyt b gene 之內的序列差異相當大，必須選用不同的引子參與反應。

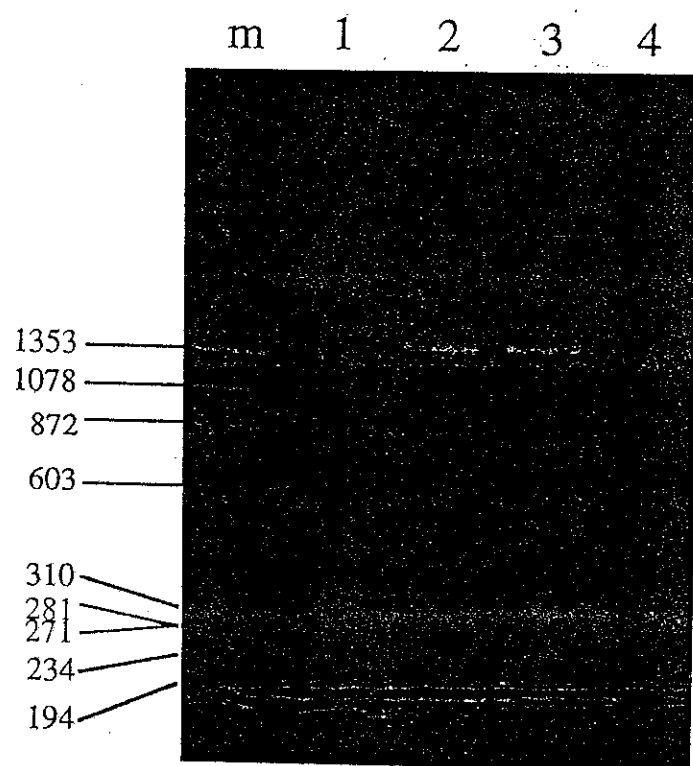


圖 5 : Single-cell P C R 增幅 D N A 明膠照片，使用 Marker 爲 Φ X/HaeIII，引子爲 PLI 及 PHI，增幅所得 D N A 片段長度大約在 1450 base pairs。Lane 1 的模版是卵細胞未經 lysis buffer 處理，僅以研磨棒加以均質化後直接增幅，故未成功。Lane 2 爲經過 lysis buffer 處理後的卵細胞，成功的增幅產物。Lane 3 使用一般魚鰭組織粗萃取的 D N A 爲模版，作爲 positive control。Lane 4 爲 negative control。實際上由於一個卵細胞只有一套染色體，卻有成千上百的粒線體，因此 single-cell P C R 的產物反較一般 P C R 產物更純。

-275TGAAT TGGAGGAATA CCTGTAGAAC -251
 -250 ACCCATTTAT TATTATTGGT CAAATCGCGT CTTTATTTA CTTTCCATT -201
 -200 TTTCTTGTA TAGCACCAGC AGCAGGGTGA CTAGAAAACA AAGTCTTAAA -151
 Cyt b ---::--- Thr
 -150 ATGACAATGC ATGAGAAGCT CAATTGCAAG AGCGCCGGTC TTGTAAACCG -101
 Thr ---:
 -100 GAGGCCGAAG GTTAAAATCC TTCCTTGTGC TCAGAGAAAG GGGACTCTAA -51
 :--- Pro
 -50 CCCCCGCCCC TGGCTCCCAA AGCCAGGATT CTAAACTAAA CTATTCTCTG -1
 :--- D-loop
 1 CCGAGGTCCG CCGTACCTGC ATGCGCGTTG CATGCCCTAA AATGGTCGAG 50
 (tandem repeat hetero plasmid)
 51 TACGAGCAGC CACACACACT GCACACACGT GAACGCAAAA CGTTCTCTCA 100
 101 ACTCTCGAAA AATAAGCGTC GCCGGACTCT GCCAAAATAG TGCCGAGCAC 150
 151 TTCCAAAAAG TCCCAAAAAA GTCCCAAAAT ACCAATATGT ATTATCCCCA 200
 :----- HSP -----:----- TAS -----:
 201 TAAATGGTTT GAACCATATT TGCCTAGTAC ACCTGGTCCA TGCAAGTCAA 250
 251 TTATATTTAC CCCGCGCTCC AGGCCGCGAGT ACATACACCT ACGATTGGTG 300
 301 TATTTAGCAC AAGTGTGCCA CAACTAGTTT CAAGTCATCC ACATCCTTCC 350
 351 TTCAATTGTT ATTTAATGTA GTAAGAGCCC ACCATCAGTT GATTCTCTAA 400
 401 TGTTAACGGT CCTTGTAAGG TCAGGGACAG AAATCGTGGG GGTTTCACTT 450
 451 CTTGAACTAT TCCTGGCATT TGGCTCTACA TCTCAAGGCC ATTTAGTTTC 500
 501 TCGTCTCTCA CACTTTCACT GGCCCTGACA TTGGTTAATG GTGGAGTACA 550
 551 TACTCCTCGT TACCCACCAA GCCGGGCGTT CTTTCTAATG GGCAGCTGGT 600

601	TCCC TTTTTT TTT CCTTTTC ATTTGCATTT CACAGTGCAT ACAGACCTTG	650
	(poly-T hetero plasmy)	
651	TTGACAAGGT TGAACATTTA GAACTCGACT GCAAGAAATA TGGTGAATTA	700
701	TTGTAAGATA TTAACAGATG AATTGCATAA TTGATATCAT GTGCATAATA	750
751	GTCAAAAAAA TCTAGGAACG TTCCTATCAT TATGACCCCC GGCTTCTACG	800
801	CGT CAAACCC CCCTACCCCC CTATACTAGA AGGAGCTCTG TCATTCC TGC	850
	:----- CSB-2 -----:	:--
851	AAACCCCCCG GAAACAGGAA AGCCCCTACT AATATTTTAT CCCTTGCAAA	900
	---- CSB-3 -----:	
		D-loop ---::--- Phe
901	TTTGTGTATA TTTACATTAT TTGTA ATATT GCAAAAGCTA GCGTAGCTTA	950
		TI region
951	ACTAAAGCAT AACACTGAAG ATGTTAAGAT AAACCTTAGA TTGGTTTCGC	1000
	Phe ---::--- 12s rRNA	
1001	AAGCACAAAA GTTTGGTCCT GACTTTTCTA TCACCTCTAG CTAAACTTAC	1050
1051	ACATGCAAGT ATCCGCATCC C	1071

圖 6 : 台灣青鱗魚族群D-loop週邊的基本排序，以保守序列基因型 A 為代表。一些特殊區段以粗黑體並加底線表示，包括兩處發生異質化 (heteroplasmy) 的區域，以及比對其他魚種已定序基因庫後找到特殊功能區相似序列，如 H S P (heavy strand promoter)、T A S (termination associated sequence)、兩處 C S B s (consensus sequence blocks) 及 T I region (transcriptional initiation region) 等。

-357 CCTCTAA -351
 -350 ACAACGAAGC CTTACATTTT GACCTTTTAC CCAATTCCTT TTCTGACTCC -301
 -300 TAGTAGCAGC GTAATGGTTT TAACCTGAAT TGGTGGGATG CCCGTAGAAC -251
 -250 ACCCATTTAT TATCATTGGT CAAATCGCAT CTTTTCTTTA TTTTTCCTC -201
 -200 TTTCTTATTA TAGCACCAGC GGCGGGATGA CTAGAAAATA AAGTCTTAAA -151
 Cyt b ---:--- Thr
 -150 GTGACAATGC ACGAGAAGCT CAATTGTAAG AGCACCGGTC TTGTAAATCG -101
 Thr ---:
 -100 GGGGTCGAAG GTTAAAATCC TTCCTTGTGC TCAGAGAAGG GGGACTCTAA -51
 :--- Pro
 -50 CCCCCGCCCC TGGCTCCCAA AGCCAGGATT CTAAACTAAA CTATCTCTG -1
 Pro ---:
 :--- D-loop
 1 CCGAGCGCTG CCATTCGTAG CTTCAAACAT GTCTAAGCTG TAAAGACATT 50
 51 CTTCCGGCCC CCAACACG**TG CATGCGCGTT** GCATAACCCA AACGGCCTA 100
 (tandem repeat hetero plasm)

101 GTGAACAAAA GTGTGTTTGA TGCGCACGCG TGTGAACGCG TGTGCGCAAA 150
 151 ACGTTCACAC AACACTCAA AATGTGCGTC GCCGGGCTCT GCCAATATAG 200
 201 TGCCGAGTAC **TTCCAAAAAG TCCCAAAAA GTCCCAAAAT ACATATATGT** 250
 :----- HSP -----:--- TAS --
 251 **ATTAT**CCCCA TATGTGGTTT TAACCATTTT TGCCTAGTAC ACCTCGTCCA 300
 ----:
 301 TGCAAGTCAA TTATATTTAC CCCGCGCTCC AGGCCGCAGA GCATACACCT 350
 351 ACGATTGGTG TATTTAGCAC AAGTGTGCCT CAGCTAGTTT CAAGTCGTCA 400
 401 GCATCCTTCC TTCAATTGTT ATTTAATGTA GTAAGAGCCC ACCATCAGTT 450
 451 GATTTCTTAA TGTTAACGGT TATTGAAGGT GAGGGACAAA AATCGTGGGG 500

501	GTTTCACTTC TTGAATTATT CCTGGCATTG GGCTCTACAT CTCAAGGCCA	550
551	TATAGTTTCT CGTCTCTCAC ACTTTCCTG GCCCTGACAT TGGTTAATGG	600
601	TGGAGTACAT ACTCCTCGTT ACCCACCAAG CCGAGCGTTC TTTCTAATGG	650
651	GCAGGGGGTT CTCTTTTTTT TTCCTTTCAA TTTGCATTTC ACAGTGCATA	700
	(poly-T hetero plasmy)	
701	CAGACCTTGT TGACAAGGTT GAACATTTAG AACTCGGCCG CAAAGAATAT	750
751	GGTGAGTTAT TGTAAGATAT TAACAGATGA ATTGCATAAC TGATATCAAG	800
801	AGCATAAATG GCCAAATGAA TCTAGGAACT TCCTATTATT TCGACCCCCG	850
851	GCTTCTGCGG GCAAACCCCC CTACCCCCCT ATACTAGTAA AAGCTCTATC	900
	:----- CSB-2 -----:	
901	ATTCCCTGCAA ACCCCCCGGA AACAGGAAAG CCCCTACTAA TATTTTTTAC	950
	:----- CSB-3 -----:	
951	CTCCCTAAAT TGTGTGTATT TACATTATTT GTAATATTGC AAAAGCTAGC	1000
	D-loop ----::--- Phe TI region	
1001	GTAGCTTAAC TAAAGCATGA CACTGAAGAT GTTAAGATAA ACCTTAGATT	1050
	Phe ----::--- 12s rRNA	
1051	GGTTTCGCAA GCACAAAAGT TTGGTCCTGA CTTTTCTATC AACTCTAGCT	1100
1101	AAACTTACAC ATGCAAGTAT CCGCATCCC	1129

圖 7 : 日本青鱗魚族群D-loop週邊的基本排序，以保守序列基因型M為代表。日本族群在定序過程中在Cyt b gene處多讀到了八十多個鹼基對。

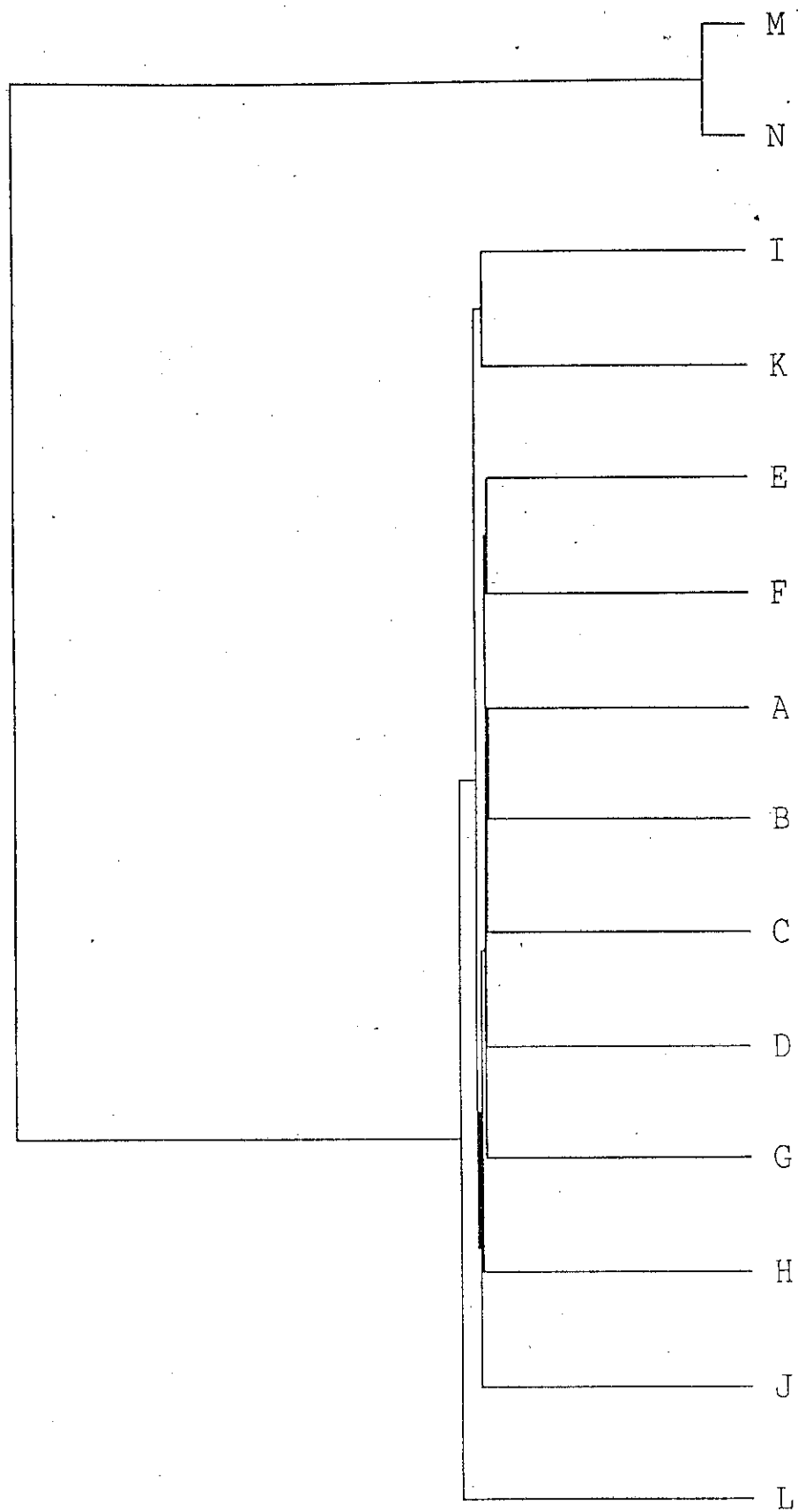


圖 8 : 青鱗魚各基因型以「PileUp」繪圖功能計算所得的類緣關係圖。圖中顯見族群間的變異遠大於族群內的變異，兩族群明顯地被劃分為不同的類群。就台灣族群本身而言，基因型 L 與其他基因型差距較大，基因型 I 及 K 次之。

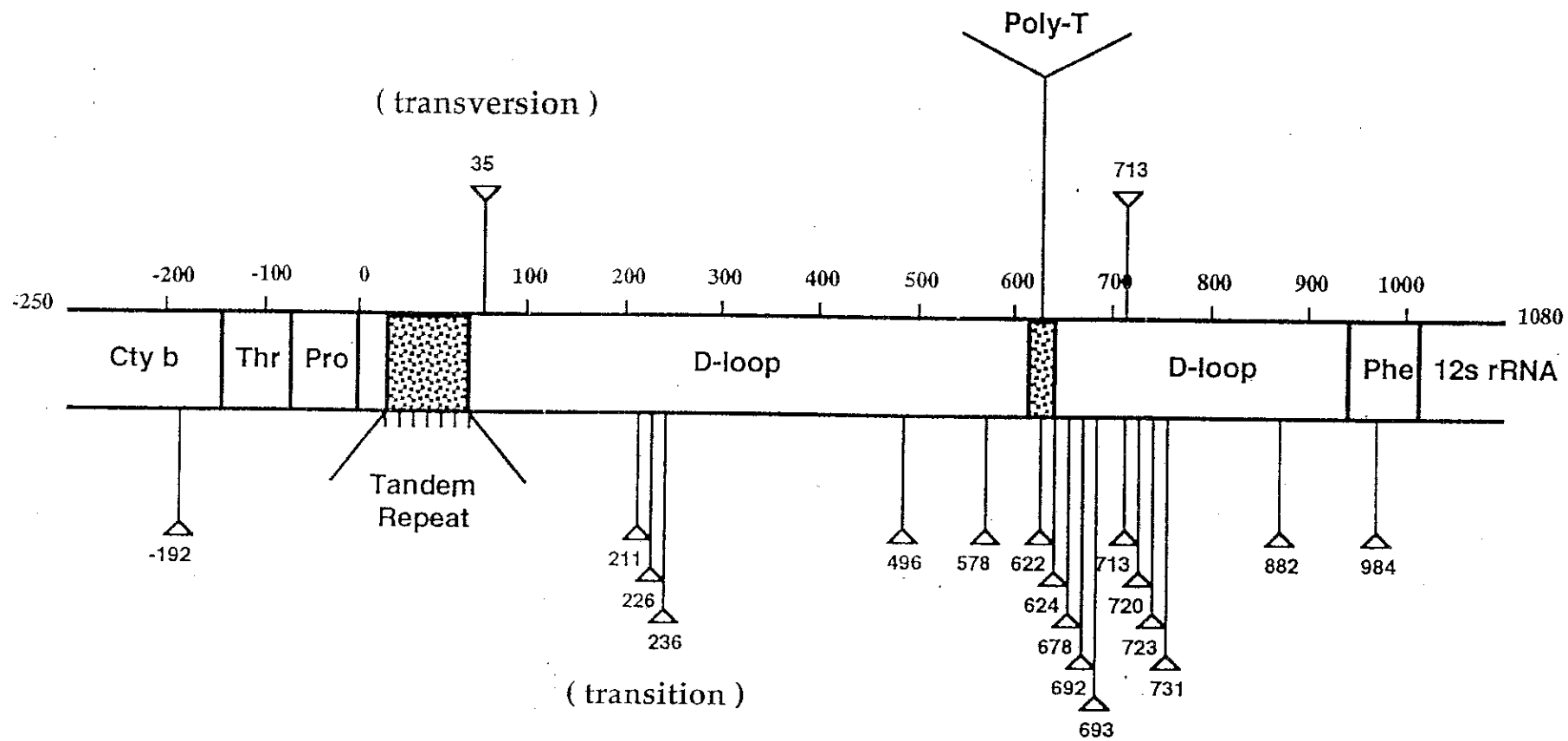


圖 9 : 台灣族群十九處變異的相關位置。標於數線下方者為轉換 (transition) 點，上方者為顛換 (transversion) 點。各變異點之相對位置分別標示在數線之上。

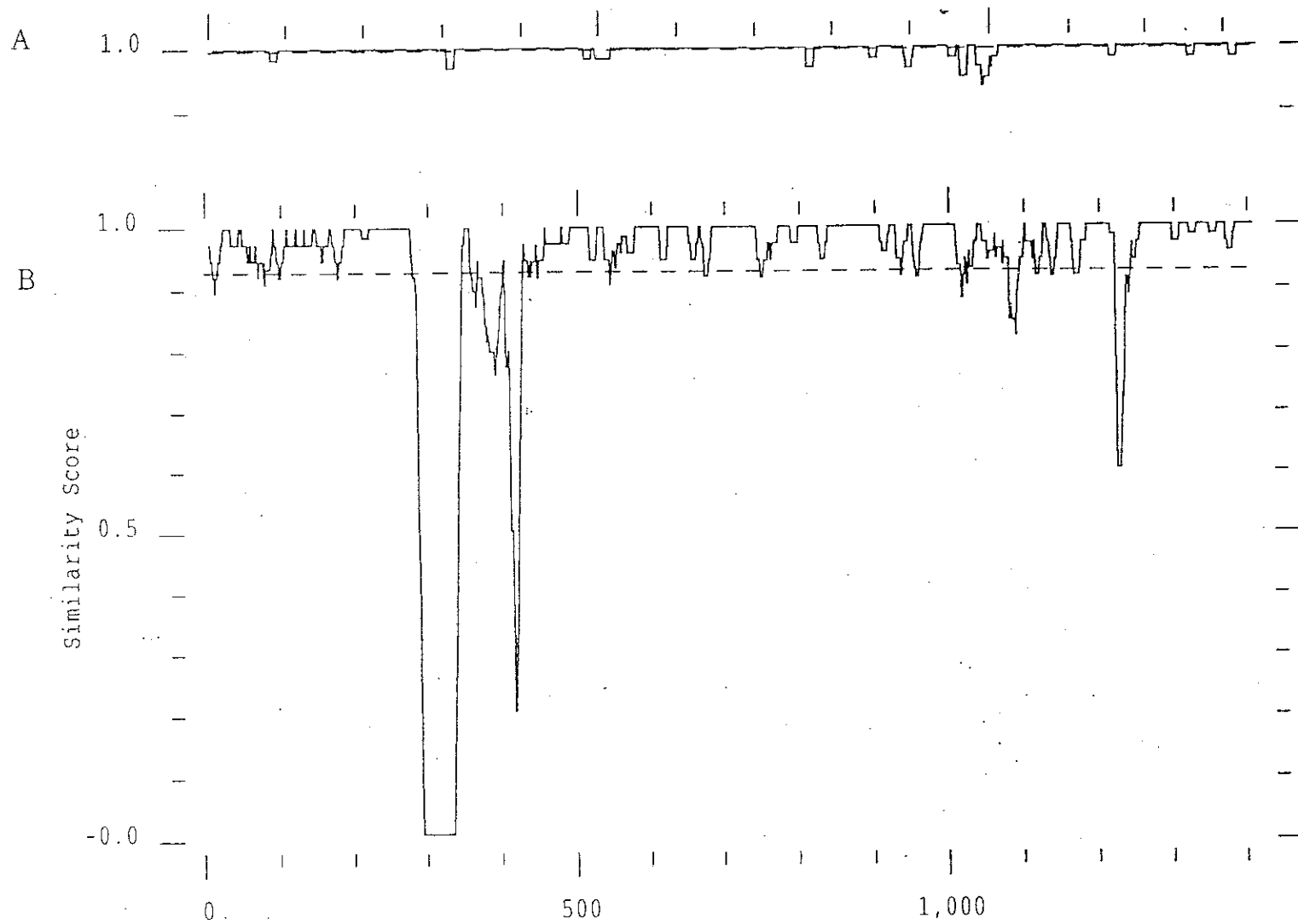


圖 10：青鱗魚族群內（圖 A）及族群間（圖 B）各區段的變異曲線。橫軸以base pairs為單位表示位置，其中尺標數值以整段定序輸入序列計算，因此D-loop實際上座落於從尺標 276至1211之處。縱軸數值代表相似度，而平均相似度以水平方向的虛線標示。台灣族群族群內的相似度在99%至100%之間，而十二個台灣青鱗魚基因型和兩個日本青鱗魚基因型的平均相似度約93%。台灣族群內的變異主要發生在D-loop的後段，但台灣日本兩族群間的變異則主要發生在D-loop前段。

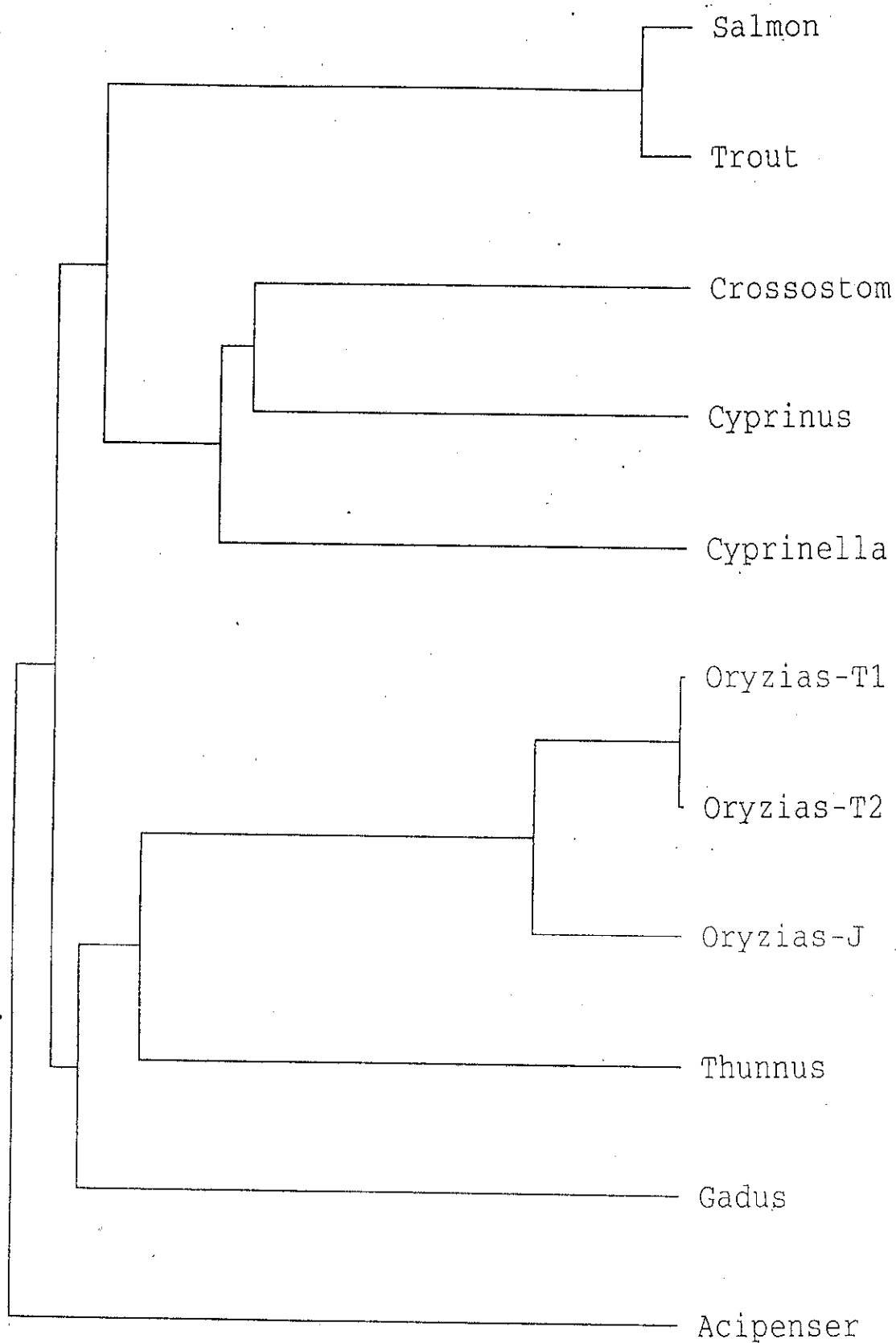


圖 11：各魚種完整D-loop排序以「PileUp」繪圖功能繪出的類緣關係圖。除了鯉形目內的親緣關係與實際略有不同之外，這是我們選用諸多GCC提供的運算程式中與傳統分類系統結果最為接近的一個圖。

計畫名稱：哈盆溪臺灣馬口魚 (*Zacco barbata*) 之生物學及生殖策略與環境因子間之關係

The Study on the Reproductive Biology of *Zacco barbata* in Ha-Pen Creek and Its Relationship with Environmental Factors

計畫編號：82保育-02(10)

執行期限：81.7~82.8

計畫主持人：呂光洋

計畫研究人員：顏俊雄、鄭振寬、高保齡

執行機關：國立臺灣師範大學生物系

合作機關：無

摘要

本研究從民國81年2月至82年4月，探討哈盆溪臺灣馬口魚 (*Zacco barbata*) 其族群結構、兩性差異及生殖週期。經過一年多在哈盆溪以電魚法所捕獲的魚隻發現，臺灣馬口魚的雌雄比例與1:1並無顯著差異。每個月所捕獲的臺灣馬口魚可由第二性徵分辨其性別，第二性徵包括頭部及臀鰭上的追星與體側的婚姻色。兩性體型較大的個體其頭部的追星及體側的婚姻色終年可見，雄魚比雌魚明顯。只有在生殖季時才能在成熟雄魚的臀鰭上發現追星，雌魚則終年皆未發現。由每個月卵徑頻度分布、成熟度指標 (GSI, gonadosomatic index)，及生殖腺發育狀態發現，民國81年哈盆溪的臺灣馬口魚其生殖季為4-10月，生殖高峰為4-7月，且為多次產卵。82年的生殖季則至4月尚未開始。兩性的體型有顯著差異，雄魚的平均體長較雌魚為大，其中生殖腺已達性成熟狀態的雄魚，其平均體長亦較雌魚為大。所發現已達性成熟的最小雌魚及雄魚分別為79mm與75mm，雌魚於長至110mm以上生殖腺完全達到性成熟狀態，而雄魚長至130mm時仍有8%未達性成熟。因此，大部份雄魚要比雌魚長至較大體長才達到性成熟狀態。體型較大的雌魚其孕卵數較多，但是卵徑並不會比較大。體型較小的雌魚貢獻在生殖方面能量的比例不會比較少。因此，可能由於生殖策略不同而造成兩性體型的差異。

關鍵詞：臺灣馬口魚、追星、G S I

Abstract

This research was conducted in Ha-Pen Nature Reserve from February 1992 to April 1993. The purpose of this study is to investigate the population structure, sexual differences and reproductive biology of *Zacco barbata*, an endemic freshwater fish of Taiwan in Ha-Pen Creek. After more than one year survey, the result showed that the sex ratio of *Z. barbata* was not significantly different from 1:1. The sexual dimorphism can be distinguished in mature individuals by their secondary sexual characters, which include the pearl organs locating on the head and anal fins, and the breeding color on lateral sides. Generally speaking, males are larger than females in the average total length. The smallest sexually mature males and females investigated were 75 mm and 79 mm, respectively. From GSI (gonadosomatic index) data, gonad development and egg diameter, we found out that the breeding season of *Z. barbata* in Ha-Pen Creek was from April to October in 1992, and the peak of breeding season was from April to July. Based on the development of eggs in ovary, we discovered that females of *Z. barbata* have multiple spawning. Females with longer total length usually had heavier ovaries, due to containing more eggs instead of bigger

eggs. We suspected that the relative energy input to the breeding efforts in smaller females were about the same as that of larger ones. The breeding strategy taken by *Z. barbata* was discussed in the report.

Key word : *Zacco barbata*, pearl organs, GSI

壹、前言

臺灣的淡水魚有一百五十餘種以上(曾, 1986), 以往的研究多偏向分類及分布, 除了對櫻花鉤吻鮭(*Oncorhynchus masou formosanus*) (林等, 1993; 詹等, 1991; 林等, 1990; 林等, 1989; 曹, 1988; 莊, 1988), 臺灣纓口鰱(*Crossostoma lacustre*) (張, 1989)及臺灣石(*Acrossocheilus paradoxus*) (林及張, 1991; 林及許, 1990)做過較詳盡的生殖及棲地利用的研究, 及探討平鰭鰈科(Homalopteridae) (曾, 1981)分布之外, 其餘多僅為觀察所得之描述。因此, 本省淡水魚在生態學方面的基礎研究仍是相當缺乏的。

臺灣馬口魚(*Zacco barbata*), 為本省特有種魚類, 屬鯉科(Cyprinidae) 屬(Zacco)。最早由 T. Regan 在日月潭發現, 原本學名為Candida barbata (曾, 1986), 後來才併入 屬(Zacco) (曾, 1990)。

臺灣馬口魚分布於本省西部各河川中上游及其支流, 東部至今尚未發現。性喜冷水域, 為雜食性(曾, 1990; 詹, 1989)。大甲溪馬口魚攝取的食物包括水棲昆蟲、藻類、環節動物、有機碎屑等。產卵期為3~12月, 於溪流旁之沙中(曾, 1986)。其他有關生活史的資料則頗為缺乏。

本研究要收集有關臺灣馬口魚的基本資料, 並藉著探討哈盆溪馬口魚的生殖生態、棲地的利用, 以及族群數量和族群密度變化, 以便瞭解本省溪流淡水魚對於環境因子的需求及所棲息之溪流生態系的特性, 作為經營管理之依據。

貳、執行地點描述

哈盆溪位於台北縣烏來鄉與宜蘭縣員山鄉交界處(北緯2446, 東經12134), 為南勢溪上游支流之一(圖1), 海拔從520至1230公尺。屬於溫暖、濕潤、夏熱型氣候(張等, 1986)。根據臺灣省林業試驗所福山分所的氣象資料, 從民國81年5月至82年4月, 月平均氣溫為11.6°C至24.3°C, 最低氣溫2.0°C, 最高34.2°C; 年雨量為1904mm, 主要集中在3~6月, 是本省中低海拔少數尚未遭到人為破壞的溪流之一。本區植被主要為由殼斗科、樟科、茶科、柿樹科及胡桃科等為主要樹種(張等, 1986)。兩岸則多樹蔭與草叢。溪流形態具多樣性, 急瀨、平瀨及平潭皆多, 深潭則極為少見, 僅在中下游處零星分布。中上游以平瀨為主, 平潭處則多有倒樹或為雜草遮蓋。下游坡度較陡, 且大石林立, 溪流型態以急瀨為主。

哈盆溪的魚類相包括臺灣馬口魚(*Zacco barbata*)、臺灣鏟頰魚(*Varicorhinus barbatulus*)、臺灣石(*Acrossocheilus paradoxus*)、褐吻鰕虎(*Rhinogobius brunneus*)、花鰱(*Cobitis taenia*)等六種。除了臺灣石與花鰱的族群數量較少之外, 其他四種魚類均頗為常見。

為了研究每個月不同棲地型態馬口魚族群數量的變化, 共取四段溪流作為研究站(圖2)。各研究站其特色如下:

- 一、新竹區站: 位於福山植物園開闢的竹區旁, 與哈盆溪及南勢溪的匯流處距離約4.7公里。溪流型態以平瀨及平潭為主。此段溪流在乾季時與中下游的水域並不相連接。
- 二、西洋菜站: 位於哈盆自然保留區內, 與匯流口距離約2.3公里。溪流型態以平瀨與平潭為主, 最大特色是兩岸雜草叢生且蓋住水面。
- 三、小木屋站: 位於哈盆自然保留區內, 與匯流口距離約1.7公里, 在西洋菜站的下游約600公尺, 以平瀨及平潭為主, 兩岸樹蔭密佈。
- 四、匯流口站: 位於哈盆溪與南勢溪匯流口處, 水流略急, 大石較多, 河道較寬, 兩岸有雜草蓋住水面。

參、材料與方法

二、野外調查

民國81年2月至82年4月，每個月在各研究站內一人以電魚法由下游往上游以Z字型方向進行50分鐘電魚，使單位努力捕獲量C P U E (Capture-Per-Unit-Effort) 維持相同，2~3人在後面以手撈網撈魚。因為各研究站的溪寬並不相同，因此電魚範圍長度也就不同。捕獲之魚隻皆記錄其體全長 (total length)。每月所捕獲魚之依其體長及數量分級隨機取樣 (6-60隻)，以福馬林保存，帶回實驗室做進一步研究。

二、實驗室研究

由野外取樣帶回之臺灣馬口魚，先記錄外部形質，測量體全長，以及觀察第二性徵，包括頭部與臀鰭是否有圓錐狀突起的追星 (pearl organ)，身體側面是否有婚姻色 (breeding color)。以LIBROR Model EB-280電子天平測量體全重。將魚解剖後，取出生殖腺，稱其重量，並觀察生殖腺的成熟程度，將其區分為四個時期：未成熟 (Immature phase, I)，發育期 (Development phase, D)，生殖期 (Ripen phase, R)，休止期 (Spent phase, S)，其標準與張 (1989) 相同。將生殖腺已經成熟的個體分別計算其成熟度指標 (GSI, gonadosomatic index)，由此求得每月GSI的平均值，作為判定生殖季節的主要依據。其中

$$GSI = \frac{GW}{TW - GW} \times 100\%$$

TW: 體全長 (g)
GW: 生殖腺重 (g)

為了瞭解臺灣馬口魚卵粒成熟度變化的情形，每個月選取已具生殖能力雌魚的卵巢2-8個不等，若同時有不同成熟狀態的卵巢，則各種成熟狀態的卵巢均取2-3個。將卵巢內的卵粒分離並均勻混合後，隨機取樣200顆卵粒，測量卵徑。

在已達生殖期 (R phase) 的卵巢取0.5g，計算已成熟或即將成熟的卵粒數量以求得孕卵數 (fecundity)。卵粒的成熟程度因外觀而定，已成熟卵粒為深橘黃色，即將成熟卵粒則為乳黃色。取成熟卵粒100顆，測量卵徑並求其平均值。

$$F = \frac{OW}{0.5g} \times N$$

F: 孕卵數 (粒)
OW: 卵巢重 (g)
N: 卵粒數 (粒)

三、資料分析

本研究所有的數據皆以 MacIntosh 的 StatView軟體處理，其中：

雌雄比例 (Sex ratio) 以 Chi-square test 分析是否與1:1有顯著差異；全部捕獲的雌雄魚之間的平均體長及生殖腺已經達到性成熟狀態的雌雄魚之間的平均體長以 independant t-test 分析是否有顯著差異，四個研究站的族群數量以Friedman test分析。

所解剖具有成熟或即將成熟卵粒的雌魚，分析其體全長、體全重、卵巢重、GSI、孕卵數、成熟卵粒的卵徑之間的相關性；卵徑與月份之間以Spearman test 分析其相關性。

肆、結果與討論

一、結果

(一) 雌雄第二性徵

臺灣馬口魚的第二性徵包括頭部與臀鰭上的追星，以及體側的婚姻色。在81年2月至81年12月觀察，不論雌雄，其頭部皆有追星。而婚姻色亦在每個月之雌雄個體均可觀察到，但在較小的個體其體色較淡。體長相當的雌雄魚之間，雄魚體色通常較雌魚鮮艷，尤其是腹鰭靠近腹部及頭部的部位會呈鮮紅色。此段期間所觀察的132隻雌魚中，其臀鰭上均未發現追星。125隻

雌魚中，生殖腺未達性成熟狀態的14隻雄魚其臀鰭上均未發現追星。生殖腺已達性成熟狀態的111隻雄魚中，臀鰭上有追星的雄魚在每個月所佔的比例如圖3，從3月的12.5%開始上升，10月達到最高點91%，然後迅速降到11月的10%，12月則為0%。在4-10月已達性成熟的雄魚中，臀鰭上有追星的雄魚有60隻，無追星的雄魚有26隻，其體長間有顯著差異($t=7.73$, $df=84$, $P<0.001$)，有追星的雄魚其體長較大。

(二) 雌雄體型差異

在解剖並量得體長的臺灣馬口魚中，雄魚的平均體長為117.6mm ($n=198$, $SD=26.0$ mm)，雌魚的平均體長為111.8mm ($n=209$, $SD=21.0$ mm) (圖4)，兩性間有顯著差異($t=2.48$, $df=405$, $P<0.01$)。其中，生殖腺已成熟的雄魚其平均體長為122.7mm ($n=167$, $SD=24.0$ mm)，已成熟雌魚則為115.5mm ($n=190$, $SD=17.6$ mm) (圖5)，亦有顯著差異($t=3.24$, $df=355$, $P<0.001$)。

(三) 族群結構

民國81年2月至82年4月四個研究站以電魚法所捕獲的臺灣馬口魚數量如表1。實驗期間帶回實驗室所解剖的臺灣馬口魚共441隻，其中雄魚214隻，雌魚227隻，雄魚隻數：雌魚隻數=0.94:1，與1:1的比例無顯著差異($\chi^2=0.38$, $df=1$, $P>0.05$)。其中，成熟雄魚有184隻，成熟雌魚有208隻，雄魚：雌魚=0.88:1，與1:1的比例亦無顯著差異($\chi^2=1.47$, $df=1$, $P>0.05$) (表2)。為了鑑定魚隻年齡，曾經以背鰭下方接近腹部的鱗片觀察是否有年輪現象，結果年輪並不明顯而無法依此鑑定魚隻年齡。因此，只能人為地將每個月臺灣馬口魚的族群根據體長分為小於60mm，60-90mm，90-120mm，120mm以上等4個年齡群(表3)。其中以60-90mm這個年齡群所佔的比例最高(31-53%)，再來依序為90-120mm(14-44%)，小於60mm(8-35%)，120mm以上的年齡群其所佔的比例最少(5-20%)。

(四) 生殖週期

由每個月分析卵徑分佈頻度，成熟度指標(GSI)及生殖腺發育狀態(圖6、圖7、圖8)發現，民國81年哈盆溪的臺灣馬口魚其生殖季節為4-10月，生殖高峰為4-7月，82年的生殖季節至4月為止尚未開始。

由卵徑的分佈頻度來看，81年2月的卵粒直徑在0.2-1.1mm之間，3月有較大卵粒出現(1.2-1.8mm)，4-10月有成熟卵粒(2.2mm以上)，11月至82年2月卵徑皆小於1.2mm，3月起才開始有較大卵粒(1.2-1.5mm)出現，4月則有接近成熟卵粒(圖6)。

雌魚的成熟度指標從81年3月開始上升，於4-7月達到高峰後逐漸下降，11月起至82年3月為最低，82年則從4月開始上升。雄魚的成熟度指標變化並不如雌魚的明顯，不過除了81年4月較低之外，變化的趨勢仍能與雌魚互相配合(圖7)。

在81年4-10月可發現生殖腺達到生殖期(R phase)的雌魚，而休止期(S phase)的雌魚於6-10月亦可發現。82年的臺灣馬口魚生殖腺至4月為止都仍停留在發育期(D phase)(圖8)。從單一卵巢的卵粒外觀與卵徑的分佈頻度(圖9)來看，同時有成熟及發育中的卵粒存在。因此，臺灣馬口魚在生殖季中應為多次排卵。

(五) 孕卵數與卵徑

在每個月所解剖的臺灣馬口魚中，卵巢內有成熟卵粒或即將成熟卵粒的雌魚分別有22及16隻。其體全長、體全重、卵巢重、成熟度指標、孕卵數(卵巢內已經成熟或即將成熟的卵粒數量)，成熟卵粒的平均卵徑如表4所示。這些測量值之間的相關性如表5。

其中，卵巢重與體全長之間有顯著正相關($n=22$, $r=0.92$, $p<0.001$)，卵巢重與孕卵數間有顯著正相關($n=22$, $r=0.82$, $p<0.001$)，孕卵數與體全長之間有顯著正相關($n=38$, $r=0.73$, $p<0.001$)。成熟度指標及卵徑與體全長、卵巢重、孕卵數之間並無顯著相關($n=22$, $p>0.05$)。

若以各個月份來看，其有6月（ $n=8$ ）及7月（ $n=6$ ）的測量值適合分析因子之間的相關性，結果與前面一致。因此，體長較大的雌魚會有較重的卵巢，原因是有數量較多的卵粒，而不是有比較大的卵粒。由GSI及卵徑與體全長之間無顯著相關，表示體長較小的雌魚貢獻在生殖方面能量的比例（GSI的值）並不會比較少，且成熟卵粒也不會比較小，只是所排出來的卵數比較少。

因為雌魚的體長與卵徑間並無相關，再將每個月中的卵徑平均，以Spearman test分析卵徑與月份之相關性，發現兩者之間並無相關（ $n=6$, $Z=-1.24$, $p>0.05$ ）。

二、討論

（一）雌雄第二性徵（Secondary sexual characters）

體型較小的臺灣馬口魚無法從外形分辨其性別，而體型較大的雌雄個體在外部形質的最大差異主要為頭部追星的大小、臀鰭上追星的有無，以及身體側面婚姻色之鮮豔與否。因此，可以把這些形質當作第二性徵（Secondary sexual characters）。在這些第二性徵中，頭部的追星及婚姻色在雌雄魚終年可見，而臀鰭上的追星只有雄魚在4-10月較為明顯（圖3），與曾（1990）認為雌魚沒有追星的說法不同。其中，雄魚頭部的追星較雌魚明顯，婚姻色也較為鮮豔。體長較大的雄魚與體長較小的雄魚比起來，追星比較大，婚姻色較鮮豔。雌魚並非沒有追星，只是追星較雄魚不明顯。在臺灣的溪流魚類中，臺灣鏟頰魚與臺灣石的頭部也有追星，而且雄魚的追星明顯地比雌魚為大；牠們的臀鰭上則沒有追星（私人觀察）。但是，對臺灣馬口魚而言，這些第二性徵存在的目的是否為吸引異性是值得懷疑的。因為牠們頭部上的追星及體側鮮豔的顏色是終年可見的，而不是只在生殖季時才出現。

與臺灣馬口魚同屬的*Zacco temminckii*也有與其相同的第二性徵（Katano, 1990），即頭部及臀鰭上的追星，以及體側的婚姻色。這些第二性徵出現的情形也與臺灣馬口魚一樣：雄魚的第二性徵比雌魚明顯；體長大的雄魚比體長小的雄魚明顯，不同體長的雌魚則差異不大；頭部的追星與婚姻色雌雄魚終年均可看到，只有生殖季的雄魚其臀鰭上才有追星。在*Z. temminckii*的生殖行為研究中（Katano, 1985, 1987），無論是雄魚或雌魚，平時即會因競爭食物而互相攻擊，頭部的追星就是當攻擊的武器。臺灣馬口魚在平時可看到個體之間會互相追逐，雖然不知道其目的何在，但顯然個體之間有攻擊的行為，臺灣馬口魚頭部追星的作用可能即在於此。關於體側的婚姻色（breeding color），Katano認為或許應該將其改稱為警戒色（warning color）。因為個體大的雄魚其體側的顏色比較鮮豔，通常頭部追星也比較大，因此功用可能在於警告其他個體不要與其競爭食物或與雌魚交配的機會，以期減少彼此互相攻擊而浪費能源。因此，臺灣馬口魚體側鮮豔的顏色或許也不是吸引異性，而是警告其他臺灣馬口魚不要與其競爭食物或與雌魚交配的機會。因為Katano探討*Z. temminckii*第二性徵的功用是由其行為研究所做的推論，臺灣馬口魚的第二性徵雖然可能與*Z. temminckii*相同，但其功用仍得研究其生殖與攝食的行為，才能證實是否也與*Z. temminckii*相同。

（二）雌雄體型差異（Sexual size dimorphism）

在解剖的臺灣馬口魚中，雄魚的平均體長較雌魚為大（圖4），亦即體型比例（Size ratio，雄魚體長/雌魚體長） >1 ，兩性已成熟個體的體型比例（adult size ratio）（圖5）及達到性成熟時的體型比例（Size ratio at maturity）（圖8）也都大於1，這些比例彼此之間應該有關係。

在不同種之兩棲爬蟲類及魚類的這些比例之間，Shine（1990）發現當某一性別達到性成熟的平均體長較大，則已成熟個體的平均體長也會比較大，因此這個性別的個體的平均體長就此另一性別個體的平均體長為大。他認為兩性於達到性成熟前的生長速率，存活率，以及此時的年齡等差異均會影響其體型比例，而造成了兩性體型差異（Sexual size dimorphism）

造成個體差異的原因是非常複雜的，主要受到了遺傳及環境因子的影響（Shine, 1990）。Parker（1992）利用生活史模式解釋兩性體型差異。他認為兩性達到性成熟時的體型比例乃在反應兩性的適應度（fitness）。一般而言，雌性個體大的好處是其孕卵數較高，雄性個體的大小則由性擇（sexual selection）所影響，亦即個體較大則獲得交配的

Davies, 1987)。雖然，較晚達到性成熟則個體體型會較大 (Jennings and Philipp, 1992) 但幼魚 (juvenile) 的死亡率，以及雄魚間的競爭會而降低了適應。兩性採取的策略可能因此有所不同 (Reznick et al., 1993)。臺灣馬口魚達到性成熟的雌魚及雄魚的體長分別為79mm與75mm，雌魚長至110mm時已完全達到性成熟，仍有8%的雄魚於長至120-130mm時未達性成熟 (圖8)。體型較小的雌魚其GSI，亦即貢獻在生殖方面能量的比例並不會比體型大的雌魚為少，這些可能是兩性之間生殖策略的差異所造成。雖然雄魚長至80mm左右即有個體達到性成熟，但大多數的雄魚寧願先把能量投資在生長而非生殖方面；而雌魚較早即把能量投資在生殖方面。可能是雄魚之間的競爭較明顯，尤其在爭取與雌魚交配的機會上面，體型較大的雄魚佔有優勢，因此寧願較晚成熟。因為早成熟體型小，可能因此沒有交配的機會，所投資的能量就都浪費掉了。雌魚則採取較早成熟的策略，可在生殖季中無論個體大小都有交配的機會。

除了臺灣馬口魚之外，同屬的*Z. temminckii*及*Z. platypus* (川那部及水野, 1990) 的雄魚體型也較雌魚為大，在演化上應有其意義。在*Z. temminckii*中，主宰雄個體或明顯大的雄個體有優先交配的機會，通常其體型較大，階級較高 (Katano, 1983, 1990, 1992)，而且在同一個生殖季中可以與一隻以上的雌魚交配。這些行為可能使得雄魚在演化上趨向體型較大，體型比例因此大於1。因為臺灣馬口魚與其分類地位十分接近，是很有可能。且生態習性相當類似，因此馬口魚的生殖行為及生殖策略與*Z. temminckii*相同。

(三) 族群動態 (Population dynamics)

哈盆溪臺灣馬口魚的年齡無法由其鱗片上的年輪及體長一分佈頻度區分，日本的*Z. temminckii*也有這樣的情形 (Katano, 私人聯絡)。鱗片上年輪的形成與其在一生中生長的速率的變化有關。哈盆溪的冬季並不是很長，臺灣馬口魚在一年中的大部分時間都可以生長，因此年輪不是很明顯。臺灣馬口魚的生殖季頗長，除了冬季之外，在哈盆溪經常可以發現約2~3公分的仔魚。對於其族群而言，經常有新加入的個體，使得其體長一分佈頻度趨向於常態分佈，所以無法由體長決定個體的年齡。有勝溪的臺灣鏢口魚有明顯的生殖季節 (4~7月)，對其而言，每年出生的魚隻體長皆成常態分佈，而不同年齡其體長分佈重疊的程度較少，因此可以由體長區分不同年次孵化的魚隻而決定其年齡 (張, 1989)。值得注意的是，若以體長區間來看 (表2)，以體長60~90mm的比例最多，而體長小於60mm的比例卻不多，與實際的情形可能有相當大的差異，這可能與魚隻收集方法的選擇性有關。以電魚法甚難捕獲體型小的仔魚。因此，可能低估了體長小於60mm的臺灣馬口魚在族群中所佔的比例。

(四) 生殖策略 (reproductive strategy)

魚類的生殖策略包括：個體的年齡及體長要長到多大才達到性成熟？在一年的什麼時候開始生殖？生殖季有多長？是單次產卵或多次產卵？孕卵數的多寡？卵粒的大小？是否有親代保護？是否有生殖遷移 (Mann and Mills, 1984) 等？這些策略並不能單純地以r-或K-selection來預測。當環境的變動比較容易預測時，魚類的生殖策略通常較具專一性；而當環境的變動比較不容易預測時，生殖策略也會隨之而有所變動。在解剖的臺灣馬口魚中，生殖季時雌魚卵巢內有成熟度不同的卵粒，而且其大小呈不連續分佈 (圖9)，因此可以認為哈盆溪的臺灣馬口魚為多次產卵 (multiple spawning) (Wallace and Selmen, 1981)，以增加仔魚存活機會，多次產卵的魚類大都生活於熱帶以及亞熱帶的水域 (Burt et al., 1988; Nikolsky, 1963)，其特性為體型較小，生殖季較長，孕卵數隨著年齡的增加而增加 (Burt et al., 1988)。這也是一些生活於環境因子不穩定的魚類所採取的一種生殖策略。

多次產卵對於魚類的好處 (McEvoy, 1992) 有：可以增加孕卵數；因為生殖季長，而且每次排卵的時間都有間隔，可以分散魚卵及仔魚被捕食的機會；減少仔魚之間對於食物的競爭；分散因為食物以及氣候等不穩定的環境因子所增加產卵失敗的危險。

哈盆溪的臺灣馬口魚其生殖季從4月到10月，算是蠻長的；雌魚在生殖季中為多次產卵；孕卵數隨著雌魚體型增大而增加；但卵徑並不隨著雌魚體型變大而增加，也不會隨著季節而有所變

化。同時並未觀察到臺灣馬口魚有親代保護的行為。顯示哈盆溪臺灣馬口魚的雌魚所採取的生殖策略是產下較多的卵，以增加子代存活的机会，這種策略與哈盆溪環境因子的變化有密切的關係。臺灣馬口魚的生殖季正是台灣的颱風季節，由於颱風所引起溪水的暴漲以及混濁度的增加，對於正在孵化的魚卵與剛孵化的仔魚是相當不利的，會使得牠們的死亡率增加許多（張，1989）。藉由多次產卵可以降低雌魚的能量投資在生殖上面所冒的風險，也增加了子代的存活率。

對於多次生殖的魚類而言，當卵巢中成熟卵粒排出後，會由較小的卵粒補充（recruitment）。而牠在一個生殖季排卵的次數以及每次排卵的數量受到了環境因子變化的影響（Kjesbu et al., 1991; Conover, 1985; Wootton, 1973）。

在歸納了北美包括57科216種的淡水與海水魚類的生活史之後，Winemiller及Rose（1992）將這些魚類的生活史策略分為三類；機會型策略（opportunistic strategy）：孕卵數少，成熟早，幼魚存活率低，環境的變化不容易預測。週期型策略（periodic strategy）：孕卵數多，成熟晚，幼魚存活率低，環境的變化具有週期性。平衡型策略（equilibrium strategy）：孕卵數少，成熟晚，幼魚存活率高，環境相當穩定。與這些魚類比較起來，哈盆溪臺灣馬口魚的生活史策略屬於機會型策略，顯示出哈盆溪環境因子具有不容易預測的特性。台灣許多溪流都有明顯的豐水期與枯水期，颱風帶來大量雨水使得溪水暴漲，也增加了環境的不可預測性，因此，本省大部分的溪流魚類的特性應該是成熟較早，多次產卵以增加子代存活的机会。與臺灣馬口魚同一屬的*Z. platypus*，在日本溪流中魚卵的孵化期為2~4天（川那部及水野，1990），臺灣馬口魚魚卵的孵化期應該也差不多。

大甲溪中游臺灣馬口魚的生殖季約為3~12月（詹，1989），哈盆溪臺灣馬口魚的生殖季約為4~10月（圖7），應該是兩個地點的環境因子不同而造成生殖季的長短不同，而環境因子中影響生殖週期最重要的就是光週期的長度，溫度的高低以及食物的多寡（Mann and Mills, 1984），Conover（1992）曾歸納許多屬於不同科的魚類，發現生活在低緯度的魚類，其生殖季較其生活於高緯度的同種魚為長。Cushing（1990）認為魚類生殖季的長短乃藉由該地區食物的可供給性（food availability）反應在子代的最大存活率，亦即雌魚根據該地區食物的利用性決定生殖季的長短。Conover（1992）則以仔魚的越冬存活率解釋。他認為生殖季的長短是天擇的結果，魚類一方面希望生殖季越長越好，以便產下更多的子代。但由食物多寡所決定的生長季（growth season）卻限制了生殖季的長度。在較高緯度地區，冬季比較長，當年生殖季出生的仔魚，若體型較大，其越冬存活率會比較高。體型的大小則由出生日（birth date）與生長速率（somatic growth rate）決定。因此，生殖活動會在生長季結束前停止，以免較晚出生的仔魚因為體型過小而無法度過生命中的第一個冬天。在較低緯度地區，冬季較短，由體型所造成越冬死亡率的差異較小，而且生殖季的長短與生長季差不多。所以，除了光週期的影響之外，棲地食物的多寡以及冬季的長短可能都造成哈盆溪的臺灣馬口魚其生殖季比大甲溪中游的臺灣馬口魚略短。

台灣其他一些溪流魚類的生殖季長短也有地理差異，溫度所造成生長季長短不同似乎比光週期的影響更大。例如臺灣鏟頰魚及台灣鯉科魚在武陵農場流域的生殖季分別為4~6月及4~7月（呂等，1987；張，1989），而在哈盆溪則分別為5~11月及4~8月（私人觀察），雖然哈盆溪的緯度比武陵農場為高，但其水溫比較高，可能使得生長季比較長，所以生殖季也比較長。

伍、結論

經過一年多在哈盆溪以電魚法所捕獲的魚隻發現，臺灣馬口魚的雌雄比例與1:1並無顯著差異。每個月所捕獲的臺灣馬口魚可由第二性徵分辨其性別，第二性徵包括頭部及臀鰭上的追星與體側的婚姻色。兩性體型較大的個體其頭部的追星及體側的婚姻色終年可見，雄魚比雌魚明顯。只有在生殖季時才能在成熟雄魚的臀鰭上發現追星，雌魚則終年皆未發現。

陸、參考文獻

- 周郡部藩哉, 永野信彦. 1990. 日本の淡水魚. 山と溪谷社, 東京.
- 呂光洋, 汪靜明. 1987, 武陵農場河域之原產種魚類生態之初步研究農委會生態研究第 010號. 57 頁.
- 林曜松, 張明雄. 1991. 大甲溪石 之族群分佈研究. 農委會生態研究第002號, 16頁.
- 林曜松, 張崑雄, 張瓊文, 張耀文. 1990, 武陵農場魚類教育中心初步規劃. 農委會生態研究第 2 號. 1 頁.
- 林曜松, 曹先紹, 張崑雄. 1989. 櫻花鉤吻鮭之生殖生態與行為研究. 農委會生態研究第 8 號.
- 林曜松, 曹先紹, 莊鈴川, 戴永禎. 1993. 櫻花鉤吻鮭棲地之調查研究 (I) —以七家灣溪上游, 雪山溪為主. 臺灣省農林廳林務局保育研究系列82-07 號.
- 林曜松, 許嘉恩. 1990. 桶后溪石 資源之生態研究. 農委會生態研究第36號. 15頁.
- 張明雄. 1989. 有勝溪臺灣纓口鰍 (*Crossostoma lacustre*) 之生態學研究. 國立臺灣師範大學生物研究所碩士論文.
- 張豐緒, 王鑫, 王穎, 林曜松, 呂光洋, 劉小如, 徐國士. 1986. 哈盆地區自然資源之調查. 農委會生態研究第013 號.
- 曹先紹. 1988. 武陵農場櫻花鉤吻鮭族群分佈與環境因子間關係之探討. 國立臺灣大學動物學研究所碩士論文.
- 莊鈴川. 1988. 櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus*) 資源生物學的基礎研究. 國立臺灣大學漁業科學研究所碩士論文.
- 曾晴賢. 1981. 臺灣的平鰭鰍科魚類. 中國文化大學碩士論文.
- 曾晴賢. 1986. 臺灣的淡水魚類. 臺灣省政府教育廳自然科學教育叢書6 頁.
- 曾晴賢. 1990. 臺灣淡水魚 (1). 臺灣野生動物資源調查手冊3). 農委會. 81 頁.
- 詹見平. 1989. 大甲溪魚類生態調查報告. 教育部. 15 頁.
- 詹榮桂, 莊鈴川, 林曜松, 張崑雄. 1991. 臺灣陸封型櫻鮭形質測定及其他 *Oncorhynchus* 屬魚種間之比較研究. 農委會生態研究第001 號.
- Burt, A., D. L. Kamer, K. Nakatsura, and C. Spry. 1988. The tempo of reproduction in *Hyphessobrycon pulchripinnis* (Characidae), with a discussion of multiple spawning' in fishes. *Environmental Biology of Fishes* 22, 15-27.
- Conover, D. O. 1985. Field and laboratory assessment of patterns in fecundity of a multiple spawning fish: the Atlantic silverside, *Menidia menidia* *Fishery Bulletin* 83, 33 1-341.
- Conover, D. O. 1992. Seasonality and the scheduling of life history at different latitudes. *Journal of Fish Biology* 41, 161-178.
- Cushing, D. H. 1990. Plankton production and year-class strength in fish population: an update of the match/mismatch hypothesis. *Advances in Marine Biology* 26, 249-293.
- Katano, O. 1983. Spawning of the dark chub, *Zacco temmincki* (Temminck and Schlegel) (Pisces: Cyprinidae), with special reference to male social status. *Physiology and Ecology Japan* 20, 33-52.
- Katano, O. 1985. Aggressive behavior and dominance relationship of the dark chub, *Zacco temmincki*, with special reference to their individual recognition. *Japanese Journal of Ichthyology* 32, 225-238.
- Katano, O. 1987. Social structure of the dark chub, *Zacco temmincki*, in a small pond in relation to individual differences. *Physiology and Ecology Japan* 24, 1 - 132.
- Katano, O. 1990. Dynamics relationships between the dominance of male dark chub, *Zacco temmincki*,

- and their acquisition of females. *Animal Behavior* 40, 1018-1034.
- Katano, O. 1992. Cannibalism on eggs by dark chub, *Zacco temminckii* (Temminck and Schlegel) (Cyprinidae). *Journal of Fish Biology* 41, 655-661.
- Kjesbu, O. S., J. Klungsoyr, H. Kryvi, P. R. Whitthames, and M. G. Wallker. 1991. Fecundity, atresia, and egg size of captive Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to proximate body composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 2333-2343.
- Mann R. H. K., C. A. Mills, and D. T. Crisp. 1984. Geographic variation in the life-history tactics of some species of freshwater fish. in: otts, G. W. and R. J. Wootton. (ed.) *Fish Reproduction*. Academic Press. London and New York.
- McEvoy L. A. and J. McEvoy. 1992. Multiple spawning in several commercial fish species and its consequences for fisheries management, cultivation and experimentation. *Journal of Fish Biology* 41, 125-136.
- Nikolsky, G. V. 1963. *The Ecology of Fishes*. New York: Academic Press.
- Reznick, D., A. Meyer, and D. Frear. 1993. Life history of *Brachyrhaphis rhabdophora* (Pisces: Poeciliidae). *Copeia* 1, 103-111.
- Wallace, R. A. and K. Selman. 1981. Cellular and dynamic aspects of oocytes growth in teleosts. *American Zoologist* 21, 325-343.
- Winemiller K. O. and K. A. Rose. 1992. Patterns of lifehistory diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 2196-2218.
- Wootton, J. 1973. The effect of size of food-ration on egg production in female threespined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Journal of Fish Biology* 5, 89-96.

計畫名稱：

中文：環境開發對淡水魚資源之影響評估研究（一）

英文：Effects of enviromental impact on freshwater fish in Taiwan

計畫編號：83保育-06(5)

執行期限：民國八十二年七月一日至八十三年六月三十日

計畫主持人：莊鈴川

計畫研究人員：蘇逸峰、張明雄、曹先紹、張士晃

執行機關：國立臺灣大學

合作機關：無

中文摘要：

大甲溪流域自七家灣溪、有勝溪以降，至德基水庫以上的溪流兩岸，農業活動是主要的人為開發行為，如蔬菜及果樹的耕種。自德基水庫以下至谷關，兩岸陡峭，為一明顯的峽谷地形。溪岸植被茂密，只有少數裸露的岩壁。本河段已開發的地方較少，其間只有谷關壩、天輪壩以及谷關地區的遊樂區為較大的人為開發情形。谷關到天輪的溪段則較上一溪段開闊，平緩坡地較多，開發情形也較為顯著，以在平緩的坡地形成聚落為主要開發情形，如谷關、麗陽、松鶴、裡冷、天冷等地區。天輪至石岡的溪床已相當寬廣，因兩岸坡地平緩，許多地區已開墾為果園，溪床也有砂石場進行採砂行為，人為開發已明顯增加。由石岡到出海口的溪段，則因枯水與豐水期有明顯的對比，枯水期水量小，河道分歧，豐水期時則水量豐沛，形成寬闊的河面。河床上有多家砂石公司進行採砂，造成許多的深潭，對河床的破壞甚劇；另外，工業廢水的排放對溪流水質的影響也不容忽視。

在研究期間共發現二十三種淡水魚，其中台灣鏟頰魚、褐吻鰕虎、台灣石鱸、粗首鱨以及台灣纓口鰍等五種淡水魚數量較多，分布也較廣。以各溪段的魚類數量而言，以德基水庫到谷關段最為豐富，谷關至天輪段次之。

中文關鍵語：環境開發、淡水魚、資源

英文摘要：

Agriculture is the major enviromental impact between Chichawan Stream and Dechi Dam in Tachia Stream. From Dechi Dam to Kukuan in Tachia Stream, the geographic morphology is a valley with vegetation. There are Kukuan Dam, Tianlun Dam and excursion center on Kukuan in this section of the stream. The stream width is larger than upstream on the section from Kukuan to Tianlun. There are many villages in this section (such as Kukuan, Liyang, Sungho, Lileng and Tianlen). From Tianlun to Shihgang, the stream width is very large. Orchards are the major enviromental impacts in this area. The action of mind sand is the most serious enviromental impact in the section from Shihgang to seashore.

We found 23 species of freshwater fish in Tachia Stream. The amounts of *Varicorhinus barbatulus*, *Rhinogobius brunneus*, *Acrossocheilus paradoxus*, *Zacco pachycephalus* and *Crossostoma lacustre* are larger and distribution of the five species are wider than other freshwater fish species in Tachia Stream. According to the resources of freshwater fish in each section of the stream, the number of captured fish is the biggest in the section from Dechi Dam to Kukuan. The secondary one is the section from Kukuan to Tianlun.

英文關鍵語：Enviromental impact、Freshwater fish、Resource

壹、前言

由於目前台灣大部份的溪流都面臨環境開發的壓力，致使溪流環境遭受嚴重的破壞，造成棲息於溪流中水生物的生存危機，其中淡水魚在溪流生態系中扮演消費者的角色，以攝取有機碎屑、水中植物（如藻類）、水中動物（如浮游動物、蝦、蟹、魚類等）為食，為溪流生態系物質能量循環上重要的一員；另外，淡水魚種類眾多，棲息於溪流中各種不同的環境，因此也可以做為檢測溪流環境品質的一種指標；除此之外，淡水魚尚具有觀賞、食用等經濟價值，因此可說是溪流中極為重要的水生物。故實有必要針對環境開發對溪流淡水魚資源所造成的影響進行研究，以做為溪流生態保育及經營管理上的參考依據。

本年度計畫乃以大甲溪流域為研究示範區，建立收集魚類資源與環境開發情形資料的方式。規劃資料整理與分析的模式。嘗試分析淡水魚資源與環境開發之間的關係，並建立初步的資料庫及選擇適當魚種做為評估指標。

貳、執行地點描述

大甲溪位於臺灣中西部，由東向西橫貫臺中縣境，為臺灣地區的主要河川之一，全長124公里，流域面積1236平方公里，是本省中部三大河川之一。主流源於中央山脈之匹亞南鞍部，與七家灣溪、司界蘭溪、南湖溪及合歡溪匯流後，始稱大甲溪。經德基水庫後，沿途納入志樂溪、匹亞桑溪、小雪溪、鞍馬溪、馬崙溪、稍來溪、良屏溪及十文溪，此溪段為峽谷地形；經谷關後溪床漸趨開闊，並有裡冷溪、東卯溪、橫流溪、阿寸溪、麻竹坑溪等支流來匯；過白冷後溪床開展並轉而向北十餘公里，在東勢轉折向西，而於清水鎮出海，匯注於臺灣海峽，其間並有石角溪、中崙溪及沙連河等支流來會。由於大甲溪水量蘊藏豐富，居全省之冠，水力資源之開發利用甚早。目前共築有德基水庫、青山壩、谷關壩、天輪壩及石岡壩，主要為供應蓄水發電之用；其中石岡壩也供灌溉飲水之用。

本研究的調查範圍自大甲溪上游的七家灣溪及有勝溪以下，沿大甲溪主流至出海口，並包含其間的司界蘭溪、南湖溪、合歡溪、匹亞桑溪、十文溪、裡冷溪、東卯溪、橫流溪、及沙連河等支流（圖一）。由於調查範圍廣闊，因此根據主流的水壩位置及水文狀況將整條大甲溪分隔成六個溪段，分別命名為A、B、C、D、E、F，以便於描述與分析。以下即自上游至下游分別介紹各溪段之情況。

一、七家灣溪、有勝溪至德基水庫（A溪段）：

大甲溪流域自七家灣溪、有勝溪以降，至德基水庫以上的溪流兩岸，農業活動是主要的人為開發行為，如蔬菜及果樹的耕種，因此這個溪段的兩岸多已遭人為開墾，而失去原有的植被覆蓋。本溪段水量穩定，但因溪岸的大量開發，部份溪段已有水質優養化的現象。本溪段的底石多為巨石、大型石塊及中型卵石。

二、德基水庫至谷關壩（B溪段）：

本溪段兩岸陡峭，是一個明顯的峽谷地形，兩岸陡峭的岩壁上長有茂密的植物，只有少數裸露的岩壁，橫貫公路沿著溪岸蜿蜒於山谷之中。由於地形的限制，本溪段開發情形較少，大致維持溪流原來的面貌。此段溪流量豐富，而且穩定，深潭、平瀨與急瀨交互出現，底石主要是大型岩石、巨石，愈往下游中型石塊出現愈多。

三、谷關壩至天輪壩（C溪段）：

谷關壩到天輪壩之間除了谷關電廠外，也是少有人為開發的情形，大甲溪兩岸地形還是植被頗為茂密的峽谷，但是溪床已較為寬廣。中橫公路緊鄰右岸山壁上方，山坡地上偶有陡峭的小徑可下達溪谷；除了這些小徑外，唯一可到達溪邊的通道是進入谷關電廠，自廠內道路旁的便道下到溪谷。本段溪流地下水豐富，水量較為穩定，溪水清澈，平瀨、急瀨及深潭明顯而且交互分布；底石多為大型石塊與巨石，但越往下游中型卵石出現越多，而且深潭底質多由細砂及小型礫石所構成。

四、天輪埧至天輪電廠排水口（D溪段）：

此溪段兩岸山勢已不若上游陡峭，沿岸的開發僅限於平緩坡地形成聚落，如谷關、麗陽、松鶴、裡冷、天冷等。本段已較上述溪段開闊，但是因天輪埧蓄水之故，使得溪流中出現許多裸露的河川地。本溪段的水量有明顯的豐水期及枯水期之分，豐水期時，水流湍急，水深明顯增加，枯水期時裸露的巨石都被溪水所淹沒。底石組成以巨石、大型石塊及中型卵石為主。

五、天輪電廠至石岡埧（E溪段）：

本段溪流較上一溪段開闊，溪床已相當寬廣，平緩坡地較多，開發情形也較為顯著。因兩岸坡地平緩，許多地區已開墾為果園，溪床也有砂石場進行採砂行為，人為開發已明顯增加。本溪段雖然坡度較緩，但水勢卻較上游幾個溪段大而且急；偶有深潭出現，但是水流仍以急瀨為主。底石以中、大型卵石為主，也可見巨石的分布。

六、石岡埧至出海口（F溪段）：

本段溪流水量受石岡埧影響，豐水期與枯水期有明顯的對比，枯水期時河道分歧，水量很小；豐水期時則多數分歧的水道都消失不見，而出現寬闊的河面。河道的底質石以大型石塊及中型卵石為主，而且越往下游中型卵石越多。但是因溪床有許多砂石公司進行採砂，造成深潭，這種人為造成的深潭在水量增大時會被砂石填滿；水量變小時，又會因為採砂行為而形成新的水潭，水潭的底質則多為細砂。同時在較上游的河段，還有工廠及養殖場排放的廢水，水質常年呈污濁狀態，而且會發出惡臭。

參、研究方法

- 一、收集相關文獻資料，整理並輸入電腦建立檔案。
- 二、定期至大甲河流域收集魚類族群與環境開發現況資料。
- 三、利用地理資訊系統（GIS）之分析模式將魚類分布、棲地狀況、環境開發等資料整合，探討環境開發對淡水魚資源的影響。

肆、結果與討論

研究期間在大甲河流域共發現二十三種淡水魚，其中屬於臺灣特有種者共有臺灣石鱚、臺灣馬口魚、臺灣纓口鰍、臺灣、臺灣間爬岩鰍、埔里中華爬岩鰍、粗首鱚及短吻鏢柄魚等八種（表一）。由於大甲溪長達124公里之遠，溪中孕育的魚類自上游到下游種類有相當的差異，因此擬自上游開始，按照各個溪段分別加以介紹大甲河流域的魚種分布的情形。

一、七家灣溪、有勝溪至德基水庫溪段（A溪段）：

本溪段的魚種共有櫻花鉤吻鮭、臺灣鏢領魚、臺灣纓口鰍、褐吻虎、臺灣間爬岩鰍及臺灣石鱚六種淡水魚。其中櫻花鉤吻鮭僅分布於武陵農場內的七家灣溪部份河段，因族群量稀少，已被公告為珍貴稀有之保育類動物。其餘五種淡水魚在本溪段中以臺灣鏢領魚分布最廣，數量也最多，其次為臺灣纓口鰍，這兩種魚在七家灣溪及有勝溪即有相當多的族群量；臺灣間爬岩鰍的數量最少，而且分布在本溪段較下游處。

二、德基水庫至谷關埧（B溪段）：

本溪段共發現臺灣鏢領魚、臺灣石鱚、臺灣纓口鰍、臺灣間爬岩鰍及褐吻虎等五種淡水魚。本溪段仍是以臺灣鏢領魚的數量最多。

三、谷關埧至天輪埧溪段（C溪段）：

此溪段出現的魚種是臺灣鏢領魚、臺灣石鱚、臺灣纓口鰍、臺灣間爬岩鰍、脂鯢及褐吻虎等六種淡水魚。

四、天輪埧至天輪電廠溪段（D溪段）：

本段溪流共發現十一種淡水魚，包括臺灣鏟頰魚、臺灣纓口鰍、臺灣間爬岩鰍、臺灣石鱚、褐吻 虎、脂鮠、香魚、臺灣 、臺灣馬口魚、泥鰍及粗首鱖。其中香魚只在本溪段出現，未見於大甲溪其他溪段。臺灣馬口魚及泥鰍則出現本溪段較下游處。

五、天輪電廠至石岡埧溪段（E溪段）：

此段溪流出現的魚種有粗首鱖、臺灣石鱚、褐吻 虎、臺灣間爬岩鰍、臺灣纓口鰍、臺灣鏟頰魚、脂鮠、短吻鏟柄魚、臺灣馬口魚、臺灣 、埔里中華爬岩鰍、吳郭魚、花鰍、白鰻、鯰魚及鯽魚等十六種，其中以粗首鱖、臺灣石鱚、褐吻 虎、臺灣間爬岩鰍與臺灣纓口鰍為主要魚種。

六、石岡埧至出海口（F溪段）：

本段溪流共曾捕獲十八種魚類（表一），主要的魚種有褐吻 虎、粗首鱖及吳郭魚。

伍、結論

目前在臺灣的河川當中，大甲溪可算是開發程度較高的溪流之一，所以不可避免的，溪流沿岸的環境和溪中的水生物都會受到各種不同程度的影響。諸如農業活動、觀光設施、水壩的構建、電廠的設立、攔砂壩的建造、家庭與工業廢水的排放、採砂行為等人為開發利用的舉動，都會對整個大甲河流域造成衝擊，直接或間接影響到生活於水中的各種生物；此外，非法的漁獵行為對溪中的魚類也造成很大的傷害。因此，對於這許多人為開發活動應該進行其對溪流環境與生物資源的影響評估研究，以確切瞭解這些開發行為對整個溪流造成何種影響，其程度又如何，並根據這些研究資料，制定針對各種人為開發及利用活動的管理辦法與規範，確實嚴格執行，以有效監督這些人為活動的進行。所以，目前對大甲河流域而言，建立起一套合理可行的溪流資源經營管理制度，應是最重要的課題之一。

附錄：大甲溪魚類的中文名稱與學名對照表

鮭形目 Salmoniformes

鮭科 Salmonidae

櫻花鉤吻鮭 *Oncorhynchus masou formosanus*

香魚科 Plecoglossidae

香魚 *Plecoglossus altivelis*

鰻目 Anguilliformes

鰻鱺科 Anguillidae

白鰻 *Anguilla japonicus*

鯉目 Cypriniformes

平鰭鰍科 Homalopteridae

臺灣纓口鰍 *Crossostoma lacustre*

臺灣間爬岩鰍 *Hemimyzon formosanum*

埔里中華爬岩鰍 *Sinogastromyzon puliensis*

鯉科 Cyprinidae

臺灣鐘領魚 *Varicorhinus barbatulus*

臺灣石鰕 *Acrossocheilus paradoxus*

臺灣馬口魚 *Zacco barbata*

粗首鰕 *Zacco pachycephalus*

短吻鏢柄魚 *Abbottina brevirostris*

鯽魚 *Carassius auratus*

鯉魚 *Cyprinus carpio*

鰍科 Cobitidae

泥鰍 *Misgurnus anguillicaudatus*

花鰍 *Cobitis taenia*

鯰目 Siluriformes

科 Amblycipitidae

臺灣 *Liobagrus formosanus*

鮠科 Bagridae

脂鮠 *Leiocassis adiposalis*

鯰科 Siluridae

鯰魚 *Parasilurus asotus*

鯽目 Cyprinodontiformes

胎鯽魚科 Poeciliidae

大肚魚 *Gambusia affinis*

鱸目 Perciformes

虎科 Gobiidae

褐吻蝦虎 *Rhinogobius brunneus*

極樂吻蝦虎 *Rhinogobius giurinus*

鱧科 Channidae

鱧魚 *Channa maculate*

慈鯛科 Cichlidae

吳郭魚 *Tilapia sp.*

表一.大甲溪各溪段的魚類分布狀況

魚種\河段	A	B	C	D	E	F
櫻花鉤吻鮭	x					
臺灣鏟頰魚	x	x	x	x	x	x
臺灣纓口鰍	x	x	x	x	x	x
臺灣間爬岩鰍	x	x	x	x	x	x
臺灣石鱚	x	x	x	x	x	x
褐吻 虎	x	x	x	x	x	x
脂鯢			x	x	x	x
香魚				x		
臺灣				x	x	
臺灣馬口魚				x	x	
埔里中華爬岩鰍					x	
泥鰍				x		x
粗首鱖				x	x	x
鯽魚					x	x
吳郭魚					x	x
短吻鏢柄魚					x	x
花鰍					x	x
鯰魚					x	x
白鰻					x	x
極樂吻 虎						x
鱧魚						x
鯉魚						x
大肚魚						x

A：七家灣溪、有勝溪至德基水庫

B：德基水庫至谷關埧

C：谷關埧至天輪埧

D：天輪埧至天輪電廠

E：天輪電廠至石岡埧

F：石岡埧至出海口

計畫名稱：翡翠樹蛙之研究

The Study of the Emerald Green Tree Frog, *Rhacophorus smaragdinus*

計畫編號：81保育-01(39)

執行期限：80.7-81.6

計畫主持人：呂光洋

計劃研究人員：陳賜隆

執行機關：國立台灣師範大學生物系

合作機關：無

摘要

從1990年9月至1992年4月在翡翠水庫附近研究翡翠樹蛙 (*Rhacophorus smaragdinus*) 的生殖行為。結果顯示，翡翠樹蛙有明顯的雌雄異型，雌蛙SVL $X=72.0$ mm，雄蛙SVL $X=56.4$ mm。翡翠樹蛙是長時間生殖(prolong breeder)的蛙類，9-11月及3月為生殖高峰，生殖活動受雨量和溫度影響。雄蛙在池中平均累積停留天數為6.23天，雌蛙僅在產卵當天出現，每夜生殖活動的雌雄性比(OSR)偏向雄性。雄蛙會重覆遷出及遷入生殖場所。雄蛙叫聲可分為宣告叫聲、求偶叫聲、遭遇叫聲、釋放叫聲及壓迫叫聲等五種。雌蛙受雄蛙叫聲吸引而主動接近雄蛙形成配對，雌蛙對於雄蛙具有選擇性。配對形成後由雌蛙選擇產卵場所。雌蛙在產卵前或產卵中會有吸水行為，大多在晴天發生。泡沫卵塊主要由雌蛙以後肢踢打形成，產卵所需時間在2-5小時，配對至產卵結束的時間大多在4小時以上。卵數平均為419顆。雄蛙可交配多次，雌蛙可多次產卵，交配系統屬雜交(promiscuity)方式。雄蛙的交配成功次數與其在池中累積停留天數有顯著相關，體長較大的雄蛙獲得交配成功的機會較高。雌雄蛙配對並無體型相配的情形。產卵位置離水高低與雌蛙產卵當天的天氣狀況有關。卵塊孵化失敗率高，主要原因為遭蠅類寄生、乾死及被雨水打落水中。

關鍵詞：翡翠樹蛙、樹蛙科、生殖行為

ABSTRACT

The reproductive behavior of emerald green tree frog (*Rhacophorus smaragdinus*) were studied at Tatung Shan Area near Feitsui Dam in northern Taiwan from September, 1990 to April, 1992. One hundred and forty-four days were spent in field. Frogs were marked by toe-clipping and waist-band marking method. The sexual dimorphism of *Rhacophorus smaragdinus* was obvious. On the average, females were larger than males (SVL $X=72.0$ mm vs. $X=56.4$ mm). It was a prolonged breeder. Results indicated that it bred all the year round. It seems that the reproductive peaks fell on September, October, November and March. The breeding activity was affected both by the rainfall and temperature. Most males stayed in breeding pond several days ($X=6.23$ days) and all females appeared only one night when they were ready to lay eggs. The operational sex ratio(OSR) in the pond was skewed toward males every night. Males repeatedly used the breeding pond. The calls of male may separate into advertisement, courtship, encounter, release and distress calls. Females were attracted by males' calls and touched the mate actively. Both the mate and laying site were determined by females. There was a water-absorbing behavior before or between laying eggs in the sunny days. Foamy egg mass was completed only by

female using hindlegs. The egg deposit time was last about two to five hours. The time from amplexus to finish foamy egg mass was mostly more than four hours. The mean clutch size was 419. Males mated several times. Multiple clutches were found in females. The mating system was promiscuity. There was a significant correlation between the male mating success and the number of days that males stayed in breeding pond. The larger males had high mating success. There was no size assortative mating in amplexus.

The heights of deposit sites depended on the weather condition. The mortality of egg masses was high because of being parasitized by dipterous fly, dryout and fallen into water due to heavy rain.

Keywords: *Rhacophorus smaragdinus*, Rhacophoridae, Reproductive behavior

壹、前言

翡翠樹蛙(*Rhacophorus smaragdinus*)是臺灣特有種的綠色樹蛙，分布侷限於臺灣北部少數低海拔的山區，由於分布地區狹小，目前為臺灣稀有的樹蛙(呂和陳，1982；Lue and Mou，1983；呂等，1990)。政府於1989年公布野生動物保育法將其列為珍貴稀有保育類野生動物。

翡翠樹蛙的棲息環境為低海拔的闊葉林及果園，產卵方式是將泡沫狀卵塊(foamy egg mass)產在靜止水域的邊緣或其附近上方的植物體上，蝌蚪孵化後則落入水中生活(呂和陳，1982)。在臺灣，同屬於樹蛙科的莫氏樹蛙(*Rhacophorus moltrechti*)、台北樹蛙(*Rhacophorus taipeianus*)及白領樹蛙(*Polypedates megacephalus*)也以泡沫卵塊的方式來生殖(Liang and Wang，1978；呂和陳，1982；Lue and Mou，1983；Day and Yu，1987；楊，1987；何等，1989；張，1989；呂和賴，1990)。

近年來，陸續有人研究臺灣樹蛙科的生殖方式和生殖行為，台北樹蛙有Liang and Wang(1978)、呂和陳(1982)、Day and Yu (1987)和楊(1987)的研究，艾氏樹蛙(*Chirixalus eiffingeri*)有呂和陳(1982)、Ueda(1986)、Kuramoto and Wang(1987)和莊(1988)的研究，面天樹蛙(*Chirixalus idiootocus*)有Kuramoto and Wang(1987)和張(1989)的研究，白領樹蛙有呂和陳(1982)和張(1989)的研究。就演化觀點而言，生殖隔離(reproductive isolation)是種化(speciation)的主要機制，因此對於其生殖行為及生活史的研究，再比較其他樹蛙的研究，將有助於瞭解臺灣樹蛙科演化的親緣關係(phylogeny)。

目前有關翡翠樹蛙的研究相當少，僅有分類方面(呂和陳，1982；Lue and Mou，1983；Mou et al.，1983)，核型報告(Lai and Lue，1993)，蝌蚪分類(何等，1989)，另有簡單的生殖方式及生殖季節的介紹(呂和陳，1982；Lue and Mou，1983；何等，1989；呂和賴，1990)，大略的分布狀況(呂和陳，1982；呂等，1990)，叫聲分析(Chou，1992)，其他如生殖行為、生活史及生態方面的研究則一片空白。

本研究乃是針對翡翠樹蛙之生殖行為進行觀察，以瞭解其生殖季節、鳴叫、配對形成、產卵、交配系統等生殖行為。

貳、執行地點描述

實驗地位於臺北縣翡翠水庫附近(北緯24度54分，東經121度34分)(圖一)，海拔 376 公尺，主要植被為低海拔闊葉林和人工栽植的植物。氣候溫和潮濕，從1990年9月至1992年4月，月平均溫度在13-29°C，2月最低，7月最高。以1991年為例，年降雨天數290天以上，每月降雨量均在100 mm以上，年降雨量3016.4 mm，以9月705.4 mm最高(圖二)。

實驗池為一長寬各為3.7公尺的正方形水池，水深約1.95公尺。雨水是唯一的水源，水深度整年變化不大。水池南邊與地面相接，長有一棵約7公尺高的蒲葵(*Livistona chinensis*)和一棵約7.5公尺高的臺灣肖楠(*Calocedrus formosana*)，北邊為人工栽植的海欖果(*Cerbera manghas*)，其他則為自生的植物，以五節芒(*Miscanthus floridulus*)、銀合歡(*Leucaena glauca*)、月桃(*Alpinia speciosa*)、姑婆芋(*Alocasia odora*)、野牡丹(*Melastoma candidum*)等植物為主。

池面有浮萍(*Spirodela polyrrhiza*)生長，有時會蓋住水面。水池中有仰泳椿、蜻蜓幼蟲、水蠍、搖蚊幼蟲、龍蝨和水黽等。在池中出現的蛙類尚有盤古蟾蜍(*Bufo bankorensis*)、中國樹蟾(*Hyla chinensis*)、小雨蛙(*Microhyla ornata*)、面天樹蛙、白領樹蛙、莫氏樹蛙、臺北樹蛙、腹斑蛙(*Rana adenopleura*)、貢德氏蛙(*Rana guentheri*)、古氏赤蛙(*Rana kuhlii*)、拉都希氏蛙(*Rana latouchii*)、澤蛙(*Rana limnocharis*)和長腳赤蛙(*Rana longicrus*)等13種。

參、材料與方法

調查時間

從1990年9月至1992年4月共20個月，研究者每星期至少到實驗池一次進行觀察，每次1-4天，共144天，包括58天的夜間觀察。

標記、體長及體重

將第一次捕捉的個體依Martof(1959)的去趾法(toe-clipping method)進行永久編號。另為減少因捕捉干擾的影響，參考楊(1987)的腰環上標法作為暫時標記，以為辨識。所有個體在第一次捕獲時，測量其吻肛長(snout-vent length, SVL)，每隻測量三次，取中間值及以彈簧秤稱體重。

錄音

使用SONY TC-D5M錄音機及TDK SA-X60及MA-X60錄音帶，配合audio-technica ATM 53指向式麥克風錄音，並記錄當時雄蛙的行為，以了解不同叫聲所代表的意義。之後則以Kay Elemetrics DSP Sona-graph model 5500分析其聲譜。有關聲音的分類及鳴聲結構，則使用Duellman and Trueb(1986)所定義之名詞。

生殖行為及卵塊

以夜間觀察為主，觀察其求偶、配對及產卵等生殖行為。白天於池中記錄卵塊的數目、所在位置及離水的高度，卵塊的受精率是以孵化或卵裂發育的卵數除以所有卵數而得，卵塊是否成功孵化或乾燥致死？卵塊是否遭蠅類寄生？為了解卵塊所含的卵數及平均卵徑，不定時取回部份卵塊，以清水漂洗，計算所含的卵數，再隨機取30顆，測量其卵徑，求平均值，來代表此一卵塊的平均卵徑。

肆、結果與討論

結果

一、生殖族群

實驗期間，在實驗池附近捕獲雄蛙125隻共300隻次，雌蛙42隻共47隻次。雄蛙體長為46.3-63.3 mm，平均56.4 mm(圖三)。

體重為5.8-14.1 g，平均9.2 g。雄蛙體長與體重有顯著的正相關($r=0.73$, $p<0.01$, $N=300$)(圖四)。雌蛙體長為65.3-76.9 mm，平均 72.0 mm(圖三)。產卵前體重為18.4-38.7 g，平均27.6g。產卵後體重為15.9-25.4 g，平均20.4 g。雌蛙體長與產卵前及產卵後體重均有顯著的正相關(圖五)。雌蛙的體長及產卵前後的體重均顯著大於雄蛙($p<0.01$)。因此翡翠樹蛙具有明顯的雌雄異型(sexual dimorphism)。

二、生殖活動

翡翠樹蛙的生殖活動為整年生殖，除1990年12月外，其餘19個月均可發現成蛙(圖六、圖八)，但由卵塊的出現可知其仍有生殖活動。生殖活動受降雨量及溫度的影響(圖七)，生殖高峰在9-11月，另一小高峰在3月。以1991年為例，一年內共產了148個卵塊，其中61.5%(91/148)的卵塊產於這4個月，而9-11三個月的降雨日也最多，佔整年降雨量的 37.9%。1、2月因溫度低，所產的卵塊只有11個，佔全年的 7.4%。最低峰則出現在4月，兩年各發現2個卵塊，1991年4月的降雨量為當年最少的月份，只有108 mm。降雨量雖高，但溫度低的月份，其卵塊少如2月；溫度

2月；溫度高，但降雨量少的月份，卵塊亦少。成蛙在下過雨的夜晚出現的數量較多，在下小雨的白天也會進行生殖，久未下雨，則很少活動。此外溫度低於10°C，也未發現成蛙活動，但在12°C的雨夜則曾發現其進行生殖活動，顯示溫度對生殖活動的影響，可能沒有雨量的影響來得大。

雄蛙一般在天剛黑時，開始鳴叫及活動，大部分於清晨即停止鳴叫，離開水池，少數留在池邊的雄蛙，則隱藏於植物枝葉間或葉柄基部。雌蛙只在將產卵的當天，才會出現，非下雨天的夜晚通常在21時後才出現；剛下過雨的夜晚在天黑後即可發現，下小雨的白天亦可發現雌蛙出來產卵，但通常在中午以後，雌蛙產完卵後便離開水池。生殖活動雄雌性比(operational sex ratio, OSR)變化相當大，比例偏向雄性。雄蛙為0-13隻，雌蛙為0-6隻(圖六)。扣除雌蛙為出現的天數，每夜雄雌性比可高達13，平均3.1(範圍由0.67-13, S.D.=2.76, N=44)。

自1990年10月開始標記，新個體加入生殖族群如圖八所示。依體長大小，分大型雄蛙(SVL>Mean+1 S.D.=59.81 mm)，中型雄蛙(Mean-1S.D.=52.99 mm<SVL<Mean+1 S.D.=59.81 mm)及小型雄蛙(SVL<Mean-1 S.D.=52.99 mm)，則每月雄蛙體型組成並無顯著差異，但2-4月有較多小型雄蛙參與生殖活動。每月新加入之雄蛙亦無太大差異。以平均體長來看，1991年9-11月之生殖高峰過後，平均體長有逐漸減小的趨勢(圖九)，但並無顯著差異。以每月新加入雄蛙來看，生殖高峰之平均體長略大(圖十)。雌蛙出現的時間較短，所以捕獲的隻數少，尚看不出是否有差異。

在標記的125隻雄蛙中，50.4 % 的個體被捕捉二次以上(捕捉間隔超過一周以上)，33.6 % 被捕捉三次以上，17.6 % 被捕捉四次以上，最多曾被捕捉過14次，平均被捕捉2.34次(S.D.=2.03, N=125)(圖十一)。若將同一雄蛙在連續二次調查均有發現視為停留，則雄蛙在池中累積停留天數為1-44天，平均6.23天(S.D.=8.71, N=125)，有31.2 % 只出現一天，70.4 % 出現的天數在五天以內，只有20 % 出現天數超過十天以上(圖十二)。若雄蛙在兩次捕獲之間有連續七天以上未曾觀察到，則可能有暫時遷出的現象，在實驗池有 43.2 % 的雄蛙曾暫時遷出，次數為1-11次，間隔天數為10-271天，平均61.7天(S.D.=53.2, N=121)(圖十三)。雌蛙在池中停留時間甚短，標記的42隻雌蛙中，僅11.9 % (5/42)曾被捕捉二次，而有一隻曾捕捉三次(圖十一)。由結果顯示，雌蛙可產二次以上的卵，曾發現五隻雌蛙重覆至池中產卵(表一)。其中一隻曾三度至池中產卵，產卵的位置及交配的雄蛙皆不同。只有一隻雌蛙在相隔三個月後，又與同一隻雄蛙配對。兩次產卵間隔時間自75-120天，平均95天(N=6)。由解剖四隻剛產完卵的雌蛙，腹中尚有未成熟的卵粒，可推知雌蛙能多次產卵。雌蛙產卵後所減輕重量為5-12.9 g，平均9.08 g(S.D.=2.46, N=28)，佔雌蛙產卵前體重的18.52-41.88 %，平均30.4 % (S.D.=6.21, N=28)。產卵後減輕的重量和其產卵前體重有明顯的相關($r=0.72$, $p<0.01$, N=28)，和體長亦呈顯著的相關($r=0.65$, $p<0.01$, N=26)(圖十四)，顯示體型較大的雌蛙在生殖時所耗費的能量較大。

三、鳴叫行為

雄蛙鳴叫位置自池邊至離水池達四公尺的植物上，但以離地二公尺以下之五節芒及灌叢上鳴叫為主。叫聲依Duellman and Trueb(1986)的分類，可分成下列幾種：

1. 宣告叫聲(advertisement call)：

宣告叫聲主要由“呱”單音節(single-note)所組成(圖十五之A)，內含4-15個脈衝(pulse)，有個體差異(圖十五之B)，基礎頻率(fundamental frequency)為0.6-1.88 KHz，持續時間為0.14-0.61秒。鳴叫時不張口，雄蛙間會組成合唱(chorus)，由數隻雄蛙在同一段時間輪流發出叫聲，以吸引雌蛙接近。合唱在剛天暗後即形成，以天暗後二小時最頻繁，每小時約有5-7陣(bouts)，愈晚合唱次數愈少，午夜12時以後則很少鳴叫。合唱中，雄蛙會發出似“咯、咯、咯、．．．”的短促叫聲(圖十五之C)，每次3-11聲不等，通常於宣告叫聲之後形成“呱、咯、咯、咯、．．．”的型式。

2. 求偶叫聲(courtship call)：

連續發出短促多音節“呱、呱、呱、．．．”的叫聲。通常在雌蛙接近雄蛙時發出。

3. 遭遇叫聲(encounter call)：

當未配對的雄蛙跳到正進行假交配的雄蛙身上欲爭奪雌蛙時，配對中的雄蛙會發出短促似"咯咯咯"的遭遇叫聲(圖十五之D)。當有侵入者(intruder)加入時，配對的雄蛙亦會發出此種叫聲。

4. 釋放叫聲(release call)：

當雄蛙被另一雄蛙抱住而形成假交配時，下方之雄蛙會發出類似遭遇叫聲"呱呱呱"多音節而急促的釋放叫聲(圖十五之E)。雄蛙被其它蛙類之雄蛙誤抱時也會發出此叫聲。通常下方的雄蛙發出此叫聲時，0.5-1分鐘內，上方的雄蛙便會放開它而離去。

5. 壓迫叫聲(distress call)：

為雄蛙或雌蛙被捕食者咬住時所發出的叫聲，類似"吱"的單一長音節。實驗期間發現翡翠樹蛙被蛇類咬住時曾發出此種叫聲，不會重覆發出。壓迫叫聲為雌蛙唯一能發出的叫聲。

四、配對的形成

翡翠樹蛙是由雄蛙發出叫聲而由雌蛙主動接近雄蛙形成配對，雌蛙對雄蛙有選擇性(female choice)。雄蛙並沒有衛星雄蛙(satellite male)或領域防衛(territorial defence)的行為。雌蛙通常於天黑後，雄蛙已活動二、三小時後才到水池附近，雨後的夜晚較早出現，下小雨的天氣，通常在白天下午就會出來產卵；非雨天的夜晚，雌蛙出現的時間通常在22時以後。進入池中之前，通常會先聆聽附近雄蛙鳴叫，雌蛙停留時間不定，曾有一雌蛙在20分後即完成配對。但亦有四隻雌蛙在停留四小時後，放棄配對而離開。雌蛙並非於鳴叫的雄蛙間遊走選擇，通常是在旁聆聽一段時間後，以爬行方式主動靠近雄蛙，雄蛙發覺雌蛙接近，叫聲會轉為急促的求偶叫聲。雌蛙在選擇雄蛙後，通常即形成穩定配對。雌蛙欲配對時，會主動鑽入雄蛙腹下，形成腋部假交配(axillary amplexus)，雌蛙形成配對後便不再更換，偶有其他雄蛙前來爭奪配對(intercept)，但未曾發生取代的情形(表二)。

配對通常是一雄蛙和一雌蛙進行，觀察到70次配對，只有八次為二隻雄蛙與一隻雌蛙共同進行，另有一次為三隻雄蛙加入共同配對。參與共同配對雄蛙的體長並不一定較小，有些比配對的雄蛙大(表三)。形成假交配姿勢至開始產卵的時間為4-383分鐘(表四)，一般在一小時以上。受干擾時，雌蛙會暫時離開水池，或背著雄蛙四處遊走。

雌蛙形成配對後，會背著雄蛙，四處尋找合適的產卵位置，有些個體會背著雄蛙先進入水中，攀住池壁或植物，靜待20-70分鐘，測量吸水後的體重較先前體重為重。有些踢打卵泡中的雌蛙會背著雄蛙再進入水中吸水一、二次，再回到原處去繼續踢打卵泡。在水池上方植物產卵的雌蛙背著雄蛙直接跳入水中吸水，爬回原處產卵，顯示雌蛙在方向及位置上的認識有相當程度。吸水行為都發生在晴天或雨後放晴的天氣。

五、產卵

雌蛙不會在地面上產卵，開始產卵後，雄蛙會不斷地振動腹部，可能在刺激雌蛙產卵，而雌蛙會先由泄殖腔口排出透明黏液，再以後肢將黏液混合空氣踢打成泡沫狀。每次連續踢打10-20秒，之後會有20-60秒的短暫休息，雌蛙於踢出一小堆泡沫後，才開始排卵，卵排出後雌蛙又開始踢打，將產出的卵往後踢，使其混入泡沫中。在雌蛙開始踢打時，雄蛙的泄殖腔口亦流出透明液體，此時雄蛙會以後肢踢打數下，其他時間並不會踢打卵泡，卵塊主要由雌蛙完成，雄蛙除排精時會踢打泡沫外，其餘時間都保持靜止。剛踢出的泡沫呈白色，卵泡形成2-4小時後，整個卵泡會變成淡黃色或乳黃色，外面形成一層硬膜。

翡翠樹蛙之配對產卵時間相當長，在觀察的22對配對中，從形成配對到產完卵，雌蛙離開，大都在4小時以上(表四)，只有二次少於4小時，最長超過10小時。雌蛙產卵時間在1-5小時，最長為5小時27分。產卵時間長短與雌蛙體長並無關係。

參與共同配對的雄蛙並不是一開始踢打卵泡即已加入，通常是在雌蛙已踢出一小團卵泡後5-39分鐘才加入。除了排精時，會以後肢踢打幾下外，並不直接參與踢打卵泡的形成。加入後

六、雄蛙交配成功率(male mating success)

雄蛙可進行多次交配活動，所捕獲的125隻雄蛙中，有62隻曾交配成功，63隻未見其交配成功，近半數的雄蛙曾交配成功(49.6%)。交配成功次數最多7次(圖十六)，這62隻雄蛙曾獲得111次交配成功，有37.1%交配成功二次以上，其間隔天數為0-217天(0表示同一天內曾交配二次)(表五)。

比較曾交配成功和未成功的雄蛙體型，並無顯著差異($t=2.18$, $p>0.01$)；而分析35對雌雄蛙配對體型間，亦無顯著的相關性。因此，雌雄蛙配對時並無體型相配(size assortative)的情形。但若將雄蛙依體長大小來分組，再將該組雄蛙獲得配對總次數除以該組雄蛙隻數，做為該組雄蛙的平均獲得配對次數，可發現體型較大的雄蛙獲得交配成功的次數較多(圖十七)。

雄蛙交配成功次數與其在池中累積停留天數及被捕捉次數有明顯相關(圖十八、圖十九)，而比較曾交配成功與未交配成功雄蛙之累積停留天數，發現前者之平均累積停留天數顯著多於後者。分析其被捕捉次數，亦發現相同情形，被捕捉次數愈多代表在池中停留時間愈長，即有愈多的交配機會(表六)。

七、卵塊

實驗期間共發現258個卵塊，1990年9-12月65個，1991年有148個，1992年1-4月有45個(圖七)。最多的為1991年9月有38個，1990年9月有31個，最少的為1991年4月及1992年4月各只有2個。卵塊的縱軸平均為115 mm，橫軸平均為91 mm，厚度平均為66mm($N=48$)。卵粒淡黃色，全黃卵，無法分辨動植物性極。所含的卵數為119-822顆，平均419.1顆($N=49$)，平均卵徑為2.17-2.59mm，平均2.32 mm($N=15$)，雌蛙體長和體重與其所產的卵數沒有顯著相關($r=0.21$, $p>0.05$)，和所產的平均卵徑大小亦無顯著相關($r=0.30$, $p>0.05$, $N=15$)。

產卵位置以蒲葵上最多，共有99個(38.4%)，其次為池壁95個(36.8%)和銀合歡上46個(17.8%)(表七)產卵位置離水高度為0-4.4公尺，與雌蛙當天產卵的天氣狀況有關，雨天時，雌蛙通常爬上2-4公尺高的蒲葵上產卵；非雨天則通常產在池壁上、銀合歡或野牡丹上。由已知產卵當天天氣狀況的174個卵塊，有119個在雨天所產，產卵位置離水的高度由0-4.3公尺，平均1.54公尺；另有55個在非雨天所產，產卵位置離水的高度由0-2.2公尺，平均0.12公尺，兩者有顯著差異($t=8.23$, $p<0.01$)。

卵塊的受精率為41.4-99.1%，平均88.3%($N=33$)，孵化率為40-98.3%，平均85.6%($N=32$)。卵塊約4-7天孵化，12月溫度較低時孵化則需9-12天。觀察到得258個卵塊中，只有二個未受精。258個卵塊只有76個(29.5%)成功孵化且落入水中，其餘均失敗，主要原因是被蠅類寄生，共有138個(53.9%)，乾死者有31個(12.0%)，被雨水打入水中者10個(3.9%)，二個未受精，1個產在水池外(表八)。卵塊遭寄生的情形發生在2-11月，3-10月所產卵塊遭寄生比例由50-100%，尤其是5-8月卵塊無一倖免。蝌蚪入水後至變態為幼蛙的時間一般多在40-90天。變態之幼蛙體長為14.3-19.7 mm，平均為16.7 mm($S.D.=1.13$, $N=54$)，體重為0.19-0.7 g，平均為0.37 g($S.D.=0.11$, $N=54$)。

討論

翡翠樹蛙雌蛙的體型顯著比雄蛙大，體型上差異的原因，除了雌蛙需要較大的體型來容納卵之外，還包括如性擇、能量考慮、性成熟時間、生長速率、死亡率、生殖策略及特殊產卵場所等因素之影響(Shine, 1979; Woolbright, 1983; Howard, 1985; Fukuyama and Kusano, 1989)。據觀察結果，翡翠樹蛙大都產卵於水池上方之植物，雌蛙需背負雄蛙，且泡沫卵塊主要由雌蛙完成，故體型過大的雄蛙對雌蛙之體力是一大負荷，因此可能造成雌雄體型上的差異。

翡翠樹蛙的生殖季節可長達一年，為長時間生殖 (prolonged breeding) 的蛙類(Wells,

1989)。據觀察結果，翡翠樹蛙大都產卵於水池上方之植物，雌蛙需背負雄蛙，且泡沫卵塊主要由雌蛙完成，故體型過大的雄蛙對雌蛙之體力是一大負荷，因此可能造成雌雄體型上的差異。

翡翠樹蛙的生殖季節可長達一年，為長時間生殖 (prolonged breeding) 的蛙類(Wells, 1977a)。但生殖季節之長短因地區、氣候而有所差異，在海拔220公尺的翡翠谷，翡翠樹蛙之生殖季節為3-10月(Lue and Mou, 1983)，何等(1990)則認為其生殖季節為4-12月，兩者有所差異，可能因觀察時間不足所至。台北樹蛙(楊, 1987)和艾氏樹蛙(莊, 1988)的生殖季節長短都因不同地區而有所差異。雖然翡翠樹蛙全年皆可進行生殖活動，但受雨量和溫度的影響，這與台灣以往的蛙類研究結果相同(楊, 1987；莊, 1988；張, 1989；張, 1989；徐, 1991)。Duellman and Trueb(1986)認為大部分熱帶和亞熱帶的種類全年皆可生殖，雨量是最主要的影響因子，而大部分溫帶的蛙類，生殖活動有週期性，同時受雨量及溫度的影響。目前在台灣，大部分的蛙類都行週期性生殖活動，只有莫氏樹蛙(呂, 個人連絡)、拉都希氏蛙(徐, 1991)和翡翠樹蛙全年皆有生殖活動。

雄蛙在當夜溫度低於10°C時便停止鳴叫，雄蛙會在下雨的白天活動，雌蛙也會在白天配對產卵，另曾在12°C的雨天裡發現翡翠樹蛙正在產卵，因此雨量因子的影響可能較溫度因子的影響來得大，與Duellman and Trueb(1986)的說法吻合。以卵塊數目代表生殖活動的強度，生殖最高峰在9-11月，其次在3月，4月及1、2月為低峰。

生殖活動的性比偏向雄性，主要是因雄蛙在池中停留較長時間，所以每次觀察到的雄蛙比雌蛙多。在長時間生殖的蛙類中，由於雄蛙的停留時間較長，性比都偏向雄性(Emlen, 1976)。不過翡翠樹蛙雄蛙之累積停留天數平均為6.23天，而平均雄雌性比卻高達3.1，可能與雄蛙重覆至池邊活動有關。此外，亦可能是生殖族群本身即偏向雄蛙，如美洲林蛙(*Rana sylvatica*)及喬木樹蛙(*Rhacophorus arboreus*)生殖族群的雌雄性在四年間均偏向雄蛙，最高達雄：雌=4：1(Howard, 1985)及2.5：1(Toda, 1989)。

在生殖高峰後，活動的雄蛙平均體長有逐漸減小的趨勢，可能是小型個體在生殖季節後期才達成熟，可以進行生殖活動，或是小型個體在生殖高峰後有較大的交配成功機會。在長時間生殖的蛙類，如牛蛙(*Rana catesbiana*)(Howard, 1981)、庭園蟾蜍(*Bufo woodhousei*)(Sullivan, 1987)、黃條背蟾蜍(*Bufo calamita*)(Vine, 1982)、台北樹蛙(楊, 1987)及艾氏樹蛙(莊, 1988)出現的雄蛙體型亦會隨著生殖季節高峰過後而逐漸變小。

雄蛙出現及停留天數的長短和其體長大小有正相關，這可能是體型較大的雄蛙能在池中停留較長的時間，以增加交配成功的機會。雄蛙有重覆遷出遷入的現象，雄蛙被捕捉的次數平均為2.34次，雌蛙則為1.16次，主要是雄蛙停留時間較長，且有重覆遷出遷入的現象；而雌蛙只有在即將產卵時才會出現，因此較不易觀察到。

雌蛙和雄蛙對生殖的投資不同，雌蛙產卵所費的能量較大，產卵後，需要較長時間來恢復體力和能量；雄蛙排精所花的能量遠比雌蛙產卵來得少，所採取的生殖策略為在池中停留較長時間，以爭取更多的交配機會。曾在距實驗池超過200公尺的水池發現標記過的雄蛙正在鳴叫求偶。因此遷出期間除了覓食與休息外，亦有可能會變更生殖場所，與台北樹蛙(楊, 1987)和白領樹蛙(張, 1989)類似。

由解剖發現和調查結果顯示，翡翠樹蛙雌蛙具有多次產卵(multiple clutches)的情形。多次產卵在熱帶地區長時間生殖之蛙類中，是相當普遍的現象(Wells, 1976；Howard, 1978a；Kluge, 1981；Perrill, 1983；Ueda, 1986)，國內亦曾在艾氏樹蛙(莊, 1988)及白領樹蛙(張, 1989)發現此情形。雌蛙在一個生殖季節中可產卵2次以上，對雌蛙而言，較有利於後代的繁衍。多次產卵亦為長生殖季節蛙類，在演化上的適應(Wells, 1976；Perrill, 1983)，雌蛙有充分的時間補充能量，為下一次產卵作準備。雌蛙兩次產卵間隔平均95天，且解剖時發現雌蛙脂肪體很小，因此攝食可能為其發育第二批卵之主要能量來源，與艾氏樹蛙(Ueda, 1986；莊, 1988)及白領樹蛙(張, 1989)相似，但後二者的產卵間隔天數較短，可能是因其卵數較少所致，亦可能是因本研究觀察的次數太少(N=6)。

雌蛙產卵體重減輕量和其產卵前體重及體長有明顯相關，顯示體型較大的雌蛙在生殖時所投資的能量較大。這與白領樹蛙(張，1989)和面天樹蛙(張，1989)相同。Duellman and Trueb(1986)認為雌蛙體型愈大，所產的卵數也就愈多，這也是蛙類生殖的一般原則。

翡翠樹蛙可發出五種叫聲，不同的叫聲可傳達不同的訊息。比較翡翠樹蛙和同一池中生殖的共域性(sympatric)之其他蛙類，其叫聲結構及頻率均相差很多，因此其宣告叫聲可能也具有種間的生殖隔離(premating isolation)(Duellman and Pyles, 1983)的作用。

翡翠樹蛙的釋放叫聲可提供雄蛙間的溝通，釋放叫聲在聚集生殖(aggregative breed)的蛙類中相當普遍(Kiester, 1977, cited by 張，1989; Penna and Veloso, 1987)。Duellman and Trueb(1986)認為壓迫叫聲具有警告同種的其他個體的功能，亦可用來驚嚇捕食者。

翡翠樹蛙的配對行為和一般具有雌性選擇的蛙類相似，均是由雄蛙停留在固定的地方鳴叫，雌蛙受雄蛙的鳴聲吸引主動接近，形成配對。不過從雌蛙會主動接近在許多鳴叫雄蛙間的特定對象，以及已形成配對雌蛙會拒絕其他雄蛙的擁抱來看，雌蛙對於配對雄蛙是具有選擇性的。

雌性選擇的觀念在蛙類的研究已普遍地被接受(Ryan, 1980; Sullivan, 1983; Robertson, 1986a)。以往的研究顯示，雌蛙對於雄蛙的選擇依據可能有體型大小或是年齡(Berven, 1981; Gatz, 1981; Gerhard et al., 1987)、領域的佔有及品質(Emlen, 1968; Wells, 1977b; Howard, 1978b; 莊, 1988)、鳴叫地點及叫聲(Fellers, 1979a, b; Greer and Wells, 1980; Ryan, 1980; Fairchild, 1984; Sullivan, 1982; Whitney and Krebs, 1975; Arak, 1988)、合唱中的地位或所在位置(Woodward, 1982)等。翡翠樹蛙雌蛙並不在雄蛙鳴叫位置中產卵，可見位置並不具任何會影響雌蛙選擇的資源，因此雌蛙選擇配對是依據雄蛙本身的差異(Emlen, 1976; Bradbury and Gibson, 1983)。由行為觀察可知，雄蛙叫聲是雌蛙選擇的依據之一。雌蛙選擇依據可能是鳴聲的頻率(Ryan, 1980; Robertson, 1986b; 楊, 1987; Asquith and Altig, 1990)、強度(Whitney and Krebs, 1975; Fellers, 1979b; Greer and Wells, 1980)、叫聲組成(Schwartz, 1986; Backwell, 1988)及鳴叫速度(Sullivan, 1982; 1983; 1987; Schwartz, 1986; Howard, 1988)等各種特質的選擇。翡翠樹蛙的宣告叫聲有個體差異，且尚會加入“咯”的音節，本研究缺乏對個別雄蛙的聲音分析，因此無法得知雌蛙對雄蛙叫聲的選擇標準究竟為何，有待更進一步的研究。

翡翠樹蛙在配對及產卵時，雄蛙與雌蛙間一直保持腹部假交配的姿勢，這種姿勢的好處是方便雌蛙活動，且卵粒受精的效率也較高(Rabb, 1973)，所以演化上較晚出現的蛙種，大多採取此種假交配姿勢(Duellman and Trueb, 1986)，由翡翠樹蛙的受精率高情形，亦支持這種觀點。

翡翠樹蛙完成配對後，便不再更換配偶，這和台北樹蛙(楊, 1987)、白領樹蛙(張, 1989)在配對後可能因不滿意配對雄蛙而會更換配偶的情形不同，但和面天樹蛙(張, 1989)的情形相同，這與美洲林蛙(Howard, 1980; 1985)等行短時間生殖(explosive breeding)的種類中，雌蛙在雄蛙爭奪配對時毫無抵抗能力，因此雄蛙即使已獲得配對，也可能被其他雄蛙所取代，並不能算是交配成功的情形不同。已配對的雌雄蛙對前來爭奪配對的雄蛙都有防禦動作，所以獲得配對後，即可確定交配成功。

配對產卵通常為一雄一雌進行，少數為二隻以上雄蛙參與共同配對產卵。Coe(1974)認為這是雄蛙間的合作行為(cooperative behavior)；Kasuya et al.(1987)則認為是精子競爭(sperm competition)的行為，只是雄蛙間一種增加自身生殖利益的策略，利用加入別人的配對，來提高自己子代數目。翡翠樹蛙配對雄蛙因為要抱緊雌蛙而不能有效的拒絕其雄蛙他的加入，但當其他雄蛙欲加入配對時，會發出遭遇叫聲，有時會以後肢踢打對方的競爭行為，且每次共同參與的組成分子不同，因此並非合作而傾向競爭。此外參加的雄蛙皆會排精，並以後肢踢打卵泡，因此傾向支持精子競爭的說法，這和白領樹蛙、台北樹蛙、喬木樹蛙及薛氏樹蛙有相同的情形(Okada, 1966; Kasuya et al., 1987; 楊, 1987; 張, 1989)。最近有人提出雌蛙選擇較大雄蛙交配可使其所產的卵有較高的受精率，因雌蛙產生比雄蛙所能受精的卵數還要多的說法

(Robertson, 1990)。基於這樣考量，天擇壓力或許會對多雄受精(multiple males fertilization)的現象有利，但翡翠樹蛙所產的卵數並不很多，且受精率都相當高，目前結果並不支持這樣的說法。

翡翠樹蛙雌蛙會背著雄蛙進入水中吸水，這種行為在白領樹蛙(張, 1989)、喬木樹蛙(Toda, 1989)、葉泡蛙(Phyllomedusa callidryas)及雜色葉泡蛙(Phyllomedusa dacnicolor)(Pyburn, 1970)也曾發現。以喬木樹蛙為例，雌蛙吸水後的體重可達吸水前的1.5倍。將水分儲存在膀胱中，可使卵在產下時受到充分的潤澤，且有助於泡沫的形成。白領樹蛙及喬木樹蛙只有在產卵前才有吸水行為，翡翠樹蛙在產卵前及產卵中都會進行，可能是翡翠樹蛙所產的卵數較多所致。這種吸水行為都發生在晴天或雨後放晴的天氣，支持這樣的解釋。

蛙類中，以泡沫卵塊生殖方式可於樹蛙科、細趾蟾科(Leptodactylidae)、龜蟾科(Myobatrachidae)、非洲樹蛙科(Hyperoliidae)及1種雨蛙科(Hylidae)等種類發現。泡沫卵塊的功用，可能有保護卵及胚胎免於乾燥(Heyer, 1969, cited by Duellman and Trueb, 1986; Duellman and Trueb, 1986; 楊, 1987; 張, 1989)、或防止胚胎過早落入水中，缺氧無法繼續發育(楊, 1987)、防止熱傷害(Gorzula, 1977, cited by Haddad et al., 1990)、或作為蝌蚪初期之食物來源(Tanaka and Nishihira, 1987)等，有些則同時具有多項功能。此外泡沫物質可能具有抑制蝌蚪發育的功能(Pisano and Del Rio, 1968, cited by Coe, 1974)，在乾旱時期可使已孵化的蝌蚪在巢中不會因生長迅速，導致食物缺乏而全數死亡。

翡翠樹蛙的交配系統(mating system)有相當大的彈性。調查期間中雄蛙交配次數可達七次，但由於並非每夜均進行觀察，因此有低估的可能。體型大小會影響雄蛙獲得交配成功的機會，所以翡翠樹蛙屬於Emlen and Oring(1977)所定義的雄性優勢一夫多妻制(male dominance polygyny)，生殖季長，生殖活動之性比(OSR)偏向雄性，雌蛙對配偶的選擇，是造成一夫多妻的主要因素(Emlen and Oring, 1977; Wells, 1977a; Howard, 1978a; Ryan, 1980)。但翡翠樹蛙雄蛙亦有參與共同配對產卵的情形，且雌蛙在不同時間可與不同雄蛙交配，長時間來看是屬於雜交(promiscuity)的交配系統。

翡翠樹蛙是屬於體型依賴型(size-dependent)之非逢機交配，體型較大的雄蛙獲得交配成功的機會比較大，雄蛙交配成功可能由許多因素共同影響(Duellman and Trueb, 1986)，例如體長大小及年齡(楊, 1987; 莊, 1988; Toda, 1989)、遷入生殖場所的時間、在生殖場所停留的時間(Gowdin and Roble, 1983; 莊, 1988; 張, 1989)、領域行為(Wells, 1977b; Howard, 1978b)、挑釁行為(Kluge, 1981)、鳴叫地點的選擇及叫聲(Fellers, 1979a, b; Greer and Wells, 1980; Whitney and Krebs, 1975)。在許多長時間生殖的蛙類，其體長和活動時間都是影響交配成功的因子，翡翠樹蛙亦有相同情形的影響作用。此外雄蛙採取的生殖策略也會影響交配成功的次數，如採行衛星行為(satellite behavior)、悄入行為(sneaking behavior)、參與共同配對行為等替代性生殖策略(alternative reproductive strategy)都可增加交配成功的次數，翡翠樹蛙並沒有衛星行為，但後兩種策略都曾發現。由不同策略轉變(switch)成另一種策略的彈性與否，也可增加雄蛙生殖成功的機會。

翡翠樹蛙產卵位置以蒲葵最多，其次為池壁，產卵位置離水高低與當天產卵時的天氣狀況有關，雨天所產的高度高，大都在蒲葵和銀合歡上，非雨天則通常產於一公尺以下的植物體上和池壁上，兩者有顯著差異。在所觀察的258個卵塊只有76個成功孵化且順利落入水中，其餘均失敗，失敗原因有遭蠅類寄生，過度乾旱及被雨水打落水中，以致卵無法繼續發育或遭蝌蚪吃食。尤其遭蠅類寄生的問題，是目前翡翠樹蛙生殖最大的問題。相同的寄生情形亦發生於在同池生殖的台北樹蛙及白領樹蛙身上，但台北樹蛙的卵塊產在泥巢中，大部分有良好覆蓋，因此順利孵化情況比較好，而翡翠樹蛙卵塊大都曝露，較易遭寄生，某些月份寄生比例高達100%。相同的蠅類寄生情形亦曾在同樣產泡沫卵塊的斑腿樹蛙(Pope, 1931)、白領樹蛙(張, 1989)、台北樹蛙(楊, 未發表)及薛氏樹蛙(Okada, 1966)中被發現。

本研究著重於翡翠樹蛙生殖行為之定性描述和收集部分生態資料，為更深入瞭解影響翡翠樹蛙生殖行為的因子，未來應進行定量的研究，如微氣候(microclimate)和微棲地(microhabitat)

- 一、翡翠樹蛙有明顯的雌雄異型性，雌蛙體長及體重均比雄蛙大。
- 二、翡翠樹蛙為長時間生殖的蛙類，全年均可生殖，9-11月及3月為生殖高峰，生殖活動受雨量及溫度影響。
- 三、雄蛙停留在生殖場所時間較雌蛙來得長，雌蛙只在產卵當天才會出現，雄蛙則可停留一段時間，且會重複遷出及遷入生殖場所，顯示雌雄蛙採取不同的生殖策略。
- 四、雄蛙叫聲可分為宣告叫聲、求偶叫聲、遭遇叫聲、釋放叫聲及壓迫叫聲等五種。雌蛙則只能發出壓迫叫聲。
- 五、雌蛙受雄蛙叫聲吸引而主動接近雄蛙形成配對，雌蛙對雄蛙及產卵場所具有選擇性，泡沫卵塊主要由雌蛙以後肢踢打形成。
- 六、產卵時間在2-5小時，配對至產卵結束的時間大多在4小時以上。
- 七、雄蛙可交配多次，雌蛙可多次產卵，交配系統屬雜交方式。雌雄蛙配對並無體型相配的情形。
- 八、雄蛙的交配成功次數與其在池中累積停留天數有顯著相關，體長較大的雄蛙獲得交配成功的機會較高。
- 九、產卵位置離水高低與雌蛙產卵當天的天氣狀況有關。卵塊孵化失敗率高，主要原因為遭蠅類寄生、乾死及被雨水打落水中。

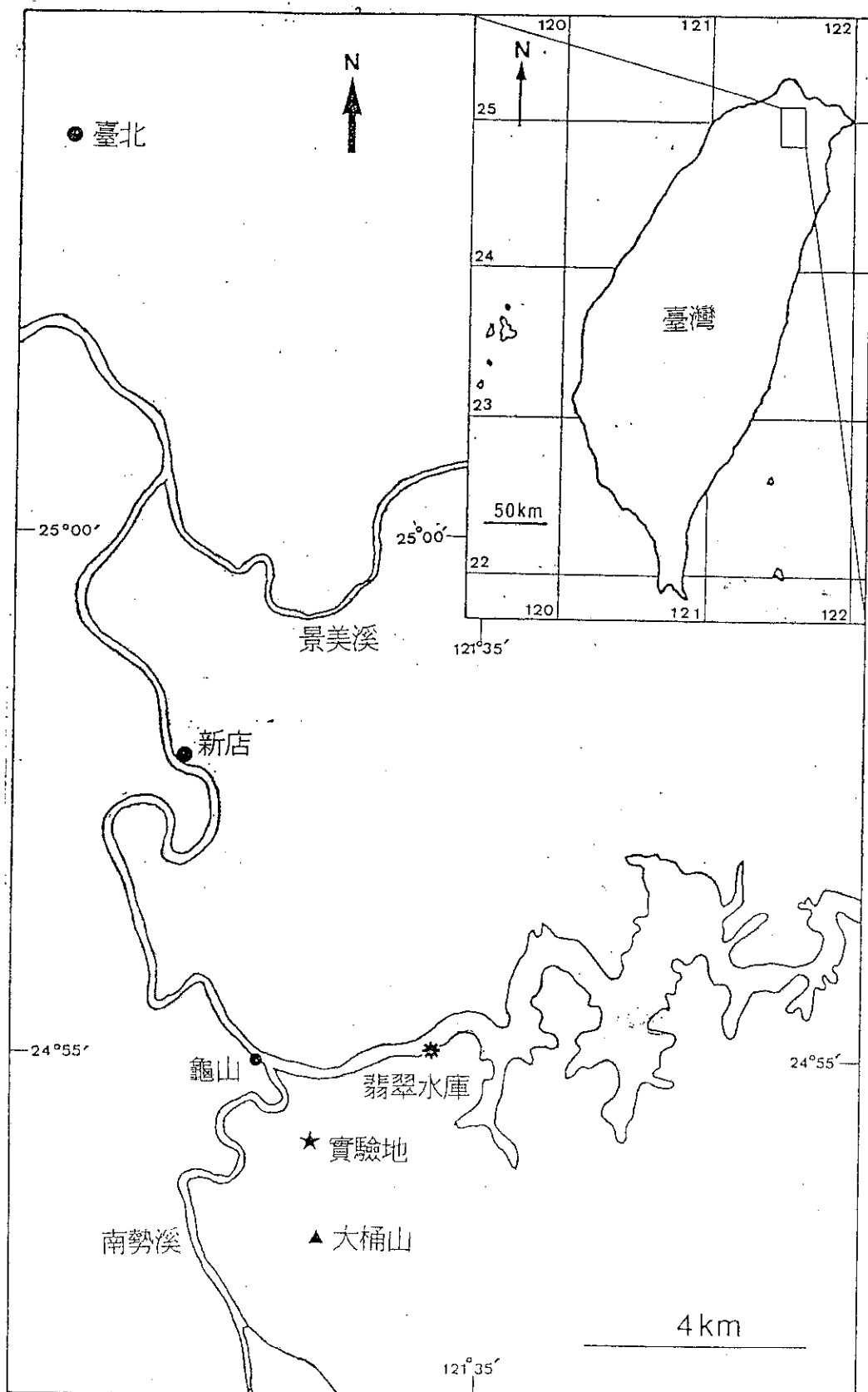
陸、引用文獻

- 何建樂、呂光洋、陳世煌·1989·臺灣區無尾兩棲類蝌蚪之分類·臺灣省立博物館年刊·32:1-16.
- 呂光洋、林政彥、莊國碩·1990·臺灣區野生動物資料庫(一)兩棲類(II)·農業委員會79年生態研究第008號·157頁·
- 呂光洋、陳世煌·1982·臺灣實用登山求生自然全集3·臺灣的兩棲類·張正雄發行·189頁·
- 呂光洋、賴俊祥·1990·臺灣的兩棲類動物·臺灣省政府教育廳出版·110頁·
- 徐勝輝·1991·臺灣中部拉都希氏蛙的年生殖型式·東海大學生物學研究所碩士論文·45頁·
- 張淑美·1989·白領樹蛙生殖行為之研究·臺灣大學動物學研究所碩士論文·67頁·
- 張耀文·1989·面天樹蛙生殖行為之研究·臺灣大學動物學研究所碩士論文·66頁·
- 莊國碩·1988·艾氏樹蛙生殖生物學之研究·台灣師範大學生物研究所碩士論文·74頁·
- 楊懿如·1987·台北樹蛙生殖行為之研究·臺灣大學動物學研究所碩士論文·58頁·
- Arak, A. 1988. Callers and satellites in the natterjack toad: evolutionarily stable decision rules. *Anim. Behav.* 36:416-432.
- Asquith, A. and R. Altig. 1990. Male call frequency as a criterion for female choice in *Hyla cinerea*. *J. Herpetology* 24(2):198-201.
- Backwell, P. R. 1988. Functional partitioning in the two-part call of the leaf-folding frog, *Arixalus brachycnemis*. *Herpetologica* 44(1):1-7.
- Berven, A. K. 1981. Mate choice in the wood frog, *Rana sylvatica*. *Evolution* 35(4):707-722.
- Bradbury, J. W. and R. M. Gibson. 1983. Leks and mate choice. In *Mate Choice*. P. Bateson (ed.) Cambridge Univ. Press. Cambridge. Pp.109-138.
- Chou, W. H. 1992. Calls of the emerald treefrog, *Rhacophorus smaragdinus*, in Taiwan. *Bull. Natl. Museum Natural Science*. 3:241-246.
- Coe, M. 1974. Observations on the ecology and breeding biology of the genus *Chiromantis* (Amphibia: Rhacophoridae). *J. Zool., Lond.* 172:13-34.
- Day, Y.-T. and H.-T. Yu. 1987. Note on a breeding record of *Rhacophorus taipeianus* (Anuran: Rhacophoridae) in Taiwan. *J. Taiwan Mus.* 40(1):1-4.

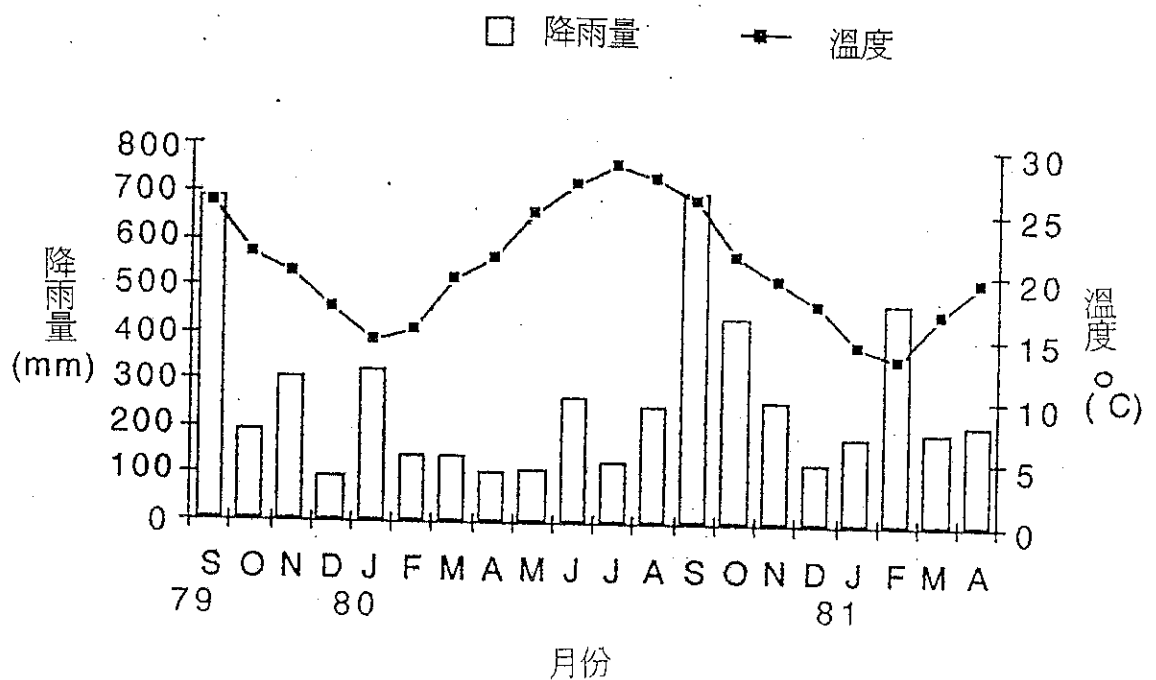
- Duellman, W. E. and L. Trueb 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill Book Company. New York. 670 pp.
- Duellman, W. E. and R. A. Pyles. 1983. Acoustic resource partitioning in anuran communities. *Copeia* 1983(3):639-649.
- Emlen, S. T. 1968. Territoriality in the bullfrog, *Rana catesbeiana*. *Copeia* 1968(2):240-243.
- Emlen, S. T. 1976. Lek organization and mating strategies in the bullfrog. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 1:283-313.
- Emlen, S. T. and L. W. Oring. 1977. Ecology, sexual selection, and the evolution of mating systems. *Science* 197:215-223.
- Fairchild, L. 1984. Male reproductive tactics in an explosive breeding toad population. *Zool.* 24:407-418.
- Fellers, G. M. 1979a. Aggression, territoriality, and mating behaviour in North American treefrogs. *Anim. Behav.* 27:107-119.
- Fellers, G. M. 1979b. Mate selection in gray treefrogs, *Hyla versicolor*. *Copeia* 1979:286-290.
- Fukuyama, K. and T. Kusano. 1989. Sexual size dimorphism in a Japanese stream-breeding frog, *Buergeria buergeri* (Rhacophoridae, Amphibia). Pp.306-313. In M. Matsui, T. Hikida and R. C. Goris (eds.), *Current Herpetology in East Asia*. Herpetological Society of Japan, Kyoto.
- Gatz, Jr. A. J. 1981. Non-random mating by size in American toads, *Bufo americanus*. *Anim. Behav.* 29:1004-1012.
- Gerhardt, H. C., R. E. Daniel, S. A. Perrill, and S. Schramm. 1987. Mating behaviour and male mating success in the green treefrog. *Anim. Behav.* 35:1490-1503.
- Godwin, G. J. and S. M. Roble. 1983. Mating success in male treefrogs, *Hyla chrysoscelis* (Anura: Hylidae). *Herpetologica* 39(2):141-146.
- Greer, B. J. and K. D. Wells. 1980. Territorial and reproductive behavior of the tropical american frog *Centrolenella fleischmanni*. *Herpetologica* 36(4):318-326.
- Howard, R. D. 1978a. The Evolution of mating strategies in bullfrogs, *Rana catesbeiana*. *Evolution* 32(4):850-871.
- Howard, R. D. 1978b. The influence of male-defended oviposition site on early embryo mortality in bullfrogs. *Ecology* 59:789-798.
- Howard, R. D. 1980. Mating behaviour and mating success in woodfrogs, *Rana sylvatica*. *Anim. Behav.* 28:705-716.
- Howard, R. D. 1981. Sexual dimorphism in bullfrogs. *Ecology* 62(2):303-310.
- Howard, R. D. 1985. Proximate mechanisms of sexual selection in wood frogs. *Evolution* 39(2):260-277.
- Howard, R. D. 1988. Sexual selection on male body size and mating behaviour in American toads, *Bufo americanus*. *Anim. Behav.* 36:1796-1808.
- Kasuya, E., H. Shigehara, and M. Hirota. 1987. Mating aggregation in the Japanese treefrog, *Rhacophorus arboreus* (Anura: Rhacophoridae): a test of cooperation hypothesis. *Zool. Sci.* 1987(4):693-697.
- Kluge, A. G. 1981. The life history, social organization, and parental behavior of *Hyla rosenbergi* Boulenger, a nest-building gladiator frog. *Misc. Publ. Mus. Zool. Univ. Michigan*. No.160.
- Kuramoto, M. and C.-S. Wang. 1987. A new rhacophorid treefrog from Taiwan, with comparisons to *Chirixalus eiffingeri* (Anura, Rhacophoridae). *Copeia* 1987(4):931-942.
- Lai, J. S. and K. Y. Lue. 1993. Karyotype of the emerald green tree frog *Rhacophorus smaragdinus*. *Bull. Inst. Zool., Academia Sinica* 32(3):214-216.
- Liang, Y.-S. and C.-S. Wang. 1978. A new tree frog, *Rhacophorus taipeianus*, (Anura: Rhacophoridae)

- from Taiwan(Formosa). Quart. J. Taiwan. Mus. 31(1 & 2):185-202.
- Lue, K.-Y. and Y.-P. Mou 1983. *Rhacophorus smaragdinus* (Anura:Rhacophoridae) A new Rhacophorid tree frog from Taiwan. J. Taiwan Mus. 36(2):15-22.
- Martof, B. S. 1959. Territoriality in the green frog, *Rana clamitans*. Ecology 34(1):165-174.
- Mou, Y.-P., J. P. Risch, and K. Y. Lue. 1983. *Rhacophorus prasinatus*, a new tree frog from Taiwan, China(Amphibia, Anura, Rhacophoridae). Alytes 2(4):154-162.
- Okada, Y. 1966. Fauna Japonica Anura(Amphibia). Biogeo. Soc. Japan. 229.pp+24pl.
- Penna, M. and A. Veloso 1987. Vocalizations by Andean frogs of the genus *Telmatobius* (Leptodactylidae). Herpetologica 43(2):208-216.
- Perrill, S. A. 1983. Multiple egg clutches in *Hyla regilla*, *H. cinerea* and *H. gratiosa*. Copeia 1983(2): 513-516.
- Pope, C. H. 1931. Notes on amphibians from Fu-kien, Hainan, and other parts of China. Bull. Amer. Mus. Nat. Hist. 61:397-611.
- Pyburn, W. F. 1970. Breeding behavior of the leaf-frogs *Phyllomedusa callidryas* and *Phyllomedusa dacnicolor* in Mexico. Copeia 1970(2):209-218.
- Rabb, G. B. 1973. Evolutionary aspects of the reproductive behavior of frogs. In Evolutionary Biology of the Amphibians: contemporary research on major problems J. L. Vial(ed.). Missouri Press, Pp. 213-227.
- Robertson, J. G. M. 1986a. Male territoriality, fighting and assessment of fighting ability in the Australian frog *Uperoleia rugosa*. Anim. Behav. 34:763-772.
- Robertson, J. G. M. 1986b. Female choice, male strategies and the role of vocalizations in the Australian frog *Uperoleia rugosa*. Anim. Behav. 34: 773-784.
- Robertson, J. G. M. 1990. Female choice increases fertilization success in the Australian frog, *Uperoleia laevigata*. Anim. Behav. 39(4):639-645.
- Ryan, M. T. 1980. Female mate choice in a neotropical frog. Science 209:523-525.
- Schwartz, J. J. 1986. Male calling behavior and female choice in the Neotropical treefrog, *Hyla microcephala*. Ethology 73:116-127.
- Shine, R. 1979. Sexual selection and sexual dimorphism in the Amphibia. Copeia 1979:297-306.
- Sullivan, B. K. 1982. Sexual selection in woodhouses's toad(*Bufo woodhousei*). I. Chorus organization. Anim. Behav. 30:680-686.
- Sullivan, B. K. 1983. Sexual selection in woodhouses's toad(*Bufo woodhousei*). II. Female choice. Anim. Behav. 31:1011-1017.
- Sullivan, B. K. 1987. Sexual selection in woodhouses's oad(*Bufo woodhousei*). III. Seasonal variation in male mating success. Anim. Behav. 35:912-919.
- Tanaka, S. and M. Nishihira. 1987. Foam nest as a potential food source for anuran larvae: a preliminary experiment. J. Ethol. 5:86-88.
- Toda, M. 1989. The life history of the Japanese treefrog *Rhacophorus arboreus* in the Kanazawa Castle. Master's Thesis. Kanazawa University.
- Ueda, H. 1986. Reproduction of *Chirixalus eiffingeri* (Boettger). Sci. Rep. Lab. Amphibian Biol., Hiroshima Univ. 8:109-116.
- Vine, G. 1982. War-games and sex-games in the Britain toad. New Scientist 15(7):145-147.
- Wells, K. D. 1976. Multiple egg clutches in the greenfrog(*Rana clamitans*). Herpetologica 32:85-87.
- Wells, K. D. 1977a. The social behaviour of anuran amphibians. Anim. Behav. 25:666-693.
- Wells, K. D. 1977b. Territoriality and male mating success in the green frog(*Rana clamitans*). Ecology 58:750-762.
- Whitney, C. L. and J. R. Krebs. 1975. Mate selection in pacific tree frogs. Nature 255:325-326.

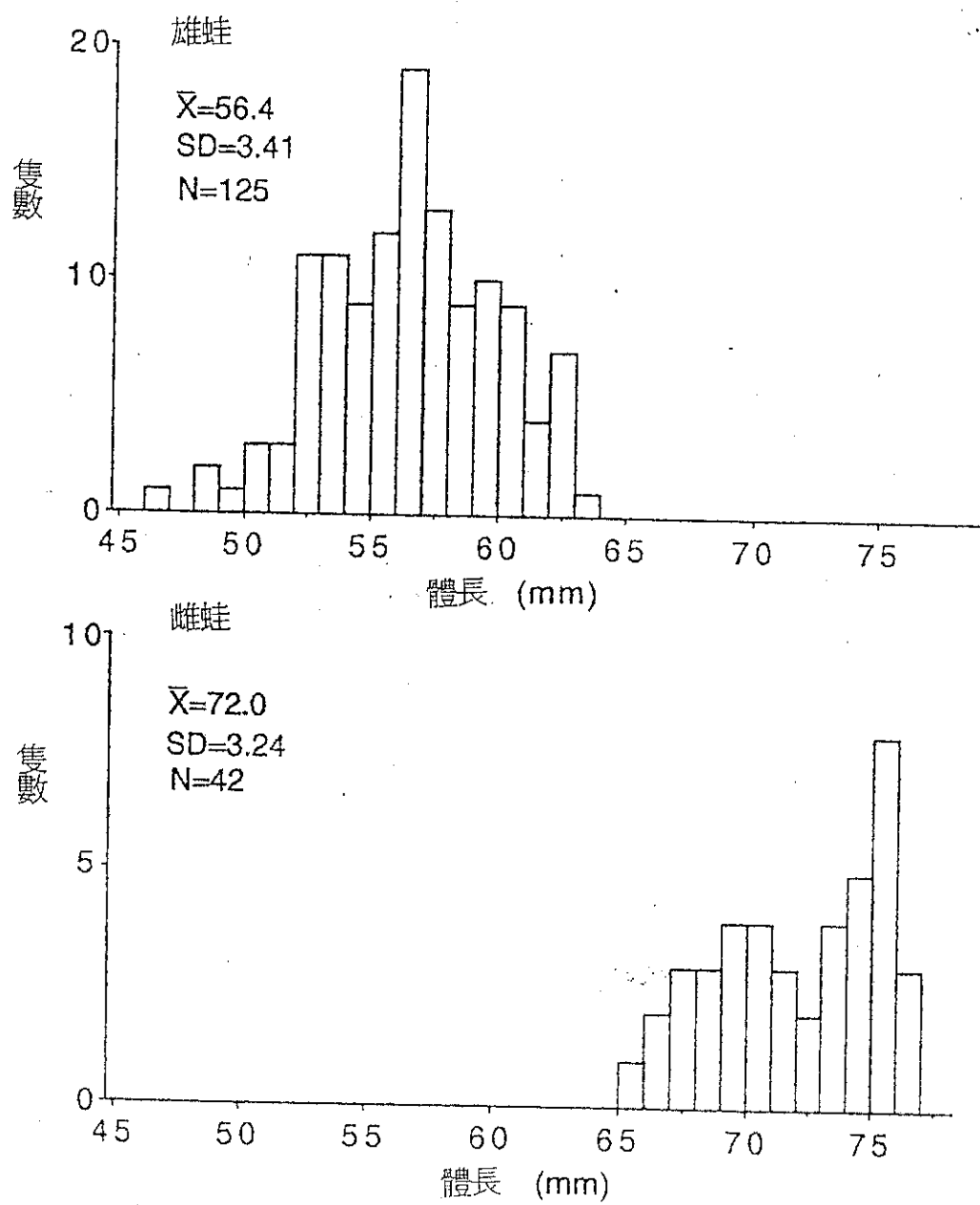
- Woodward, B. 1982. Male persistence and mating success in the woodhouse's toad (*Bufo woodhousei*). *Ecology* 63(2):583-585.
- Woolbright, L. L. 1983. Sexual selection and size dimorphism in anuran amphibian. *Amer. Nat.* 121(1):110-119.



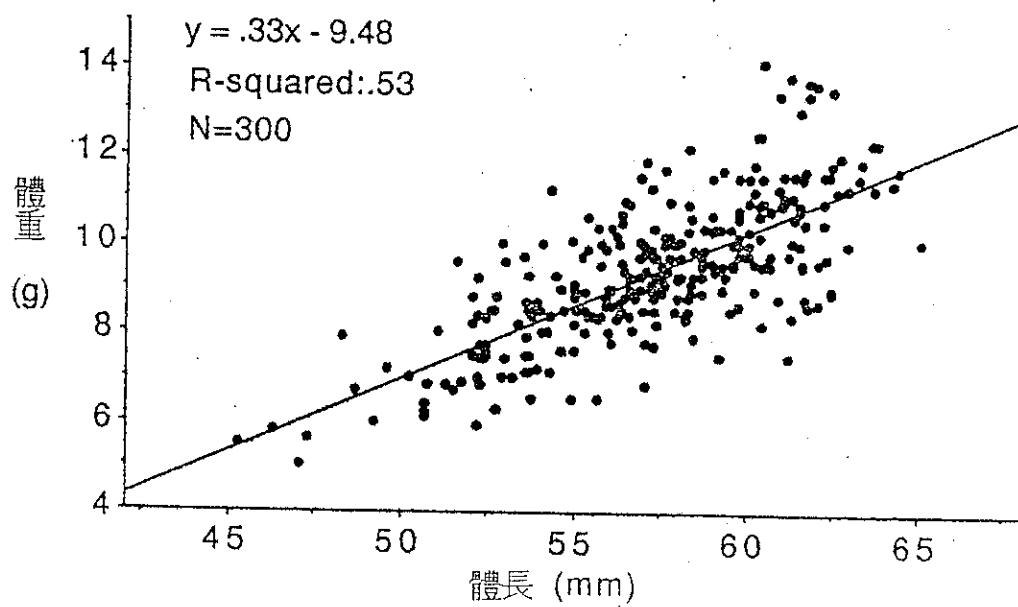
圖一、翡翠樹蛙(*Rhacophorus smaragdinus*)實驗地之地理相關位置



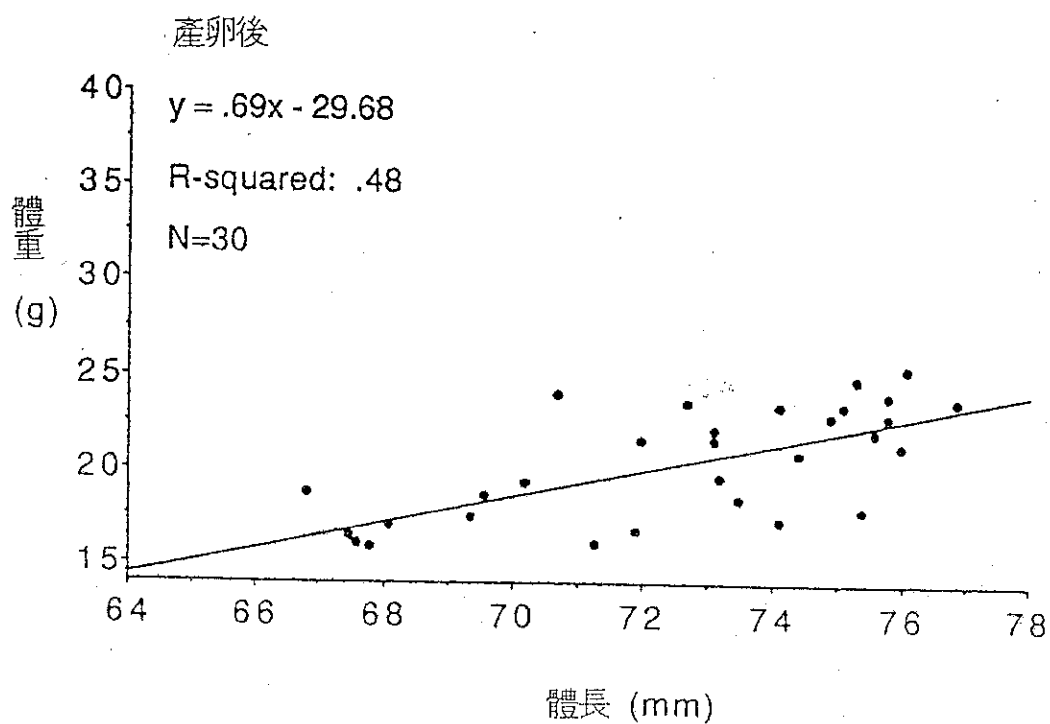
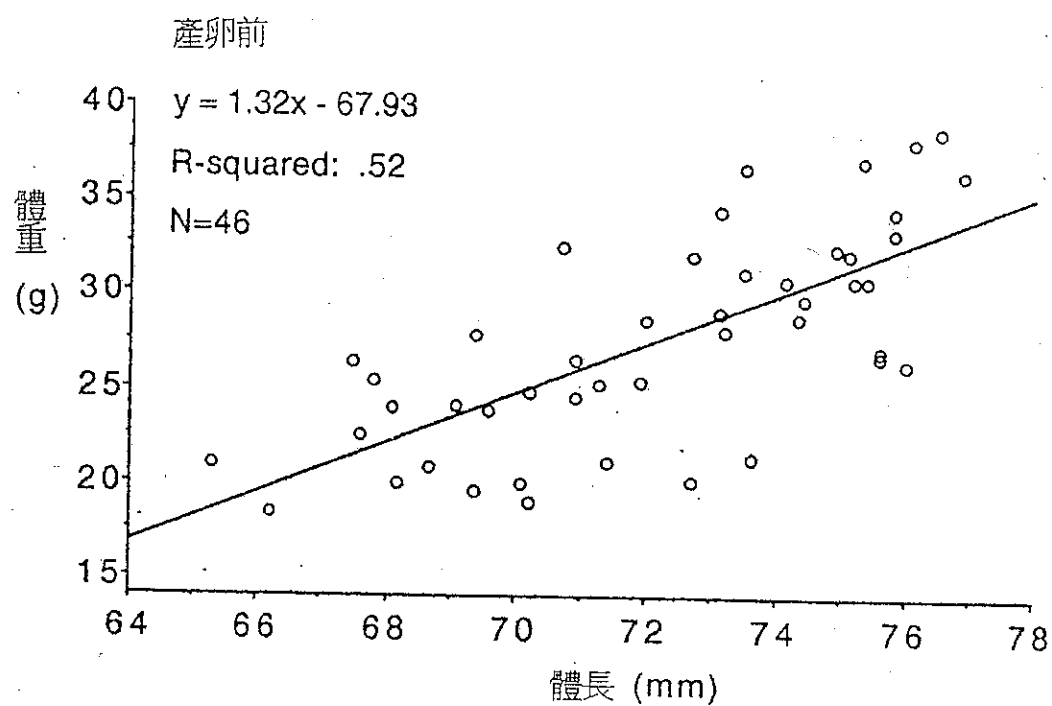
圖二、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)實驗地附近在民國79年9月至81年4月之月平均溫度及累積降雨量(資料來源：翡翠水庫氣象測候站所)



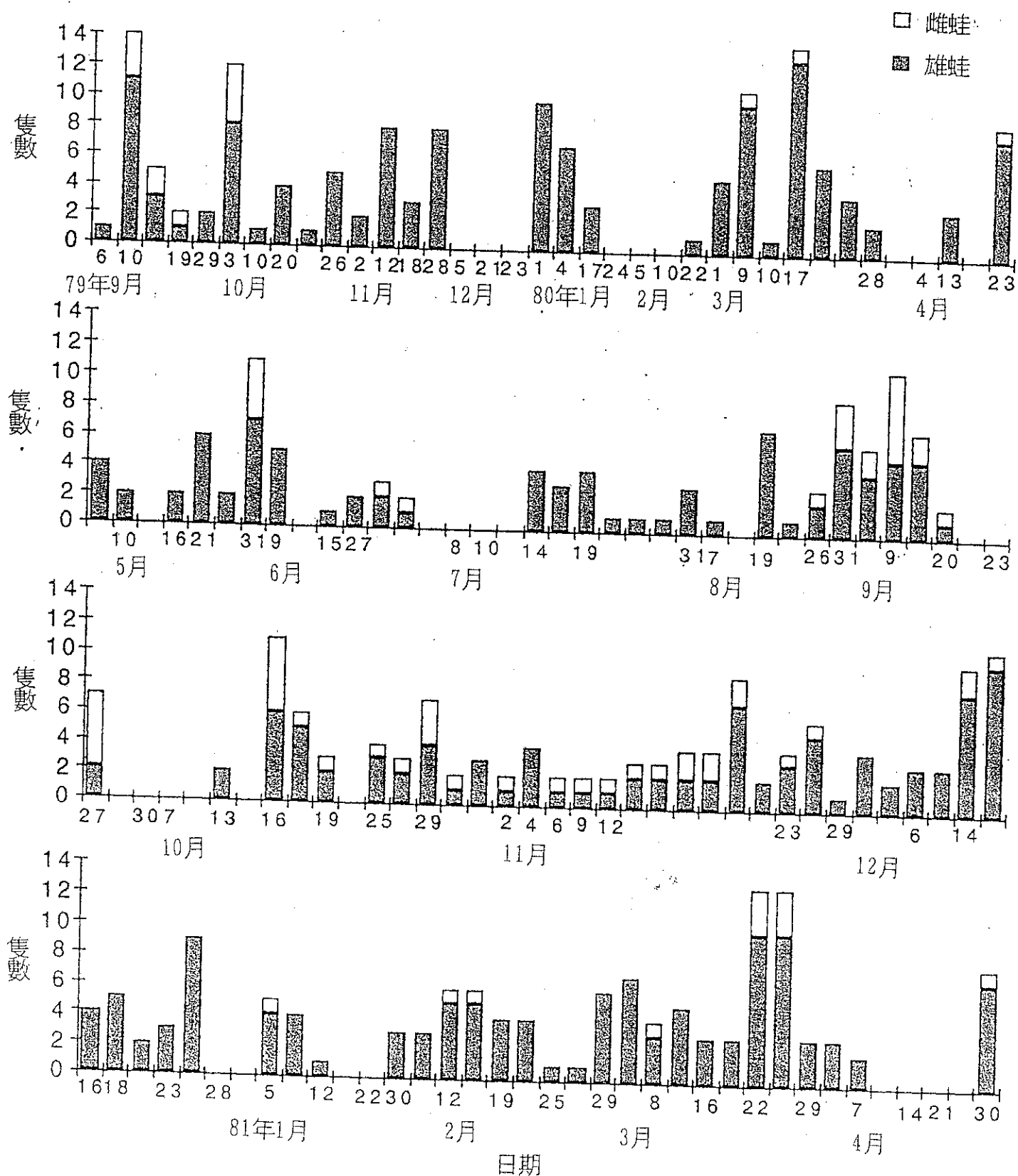
圖三、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雌雄蛙生殖族群之體長分布



圖四、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙生殖族群的體長和體重之關係

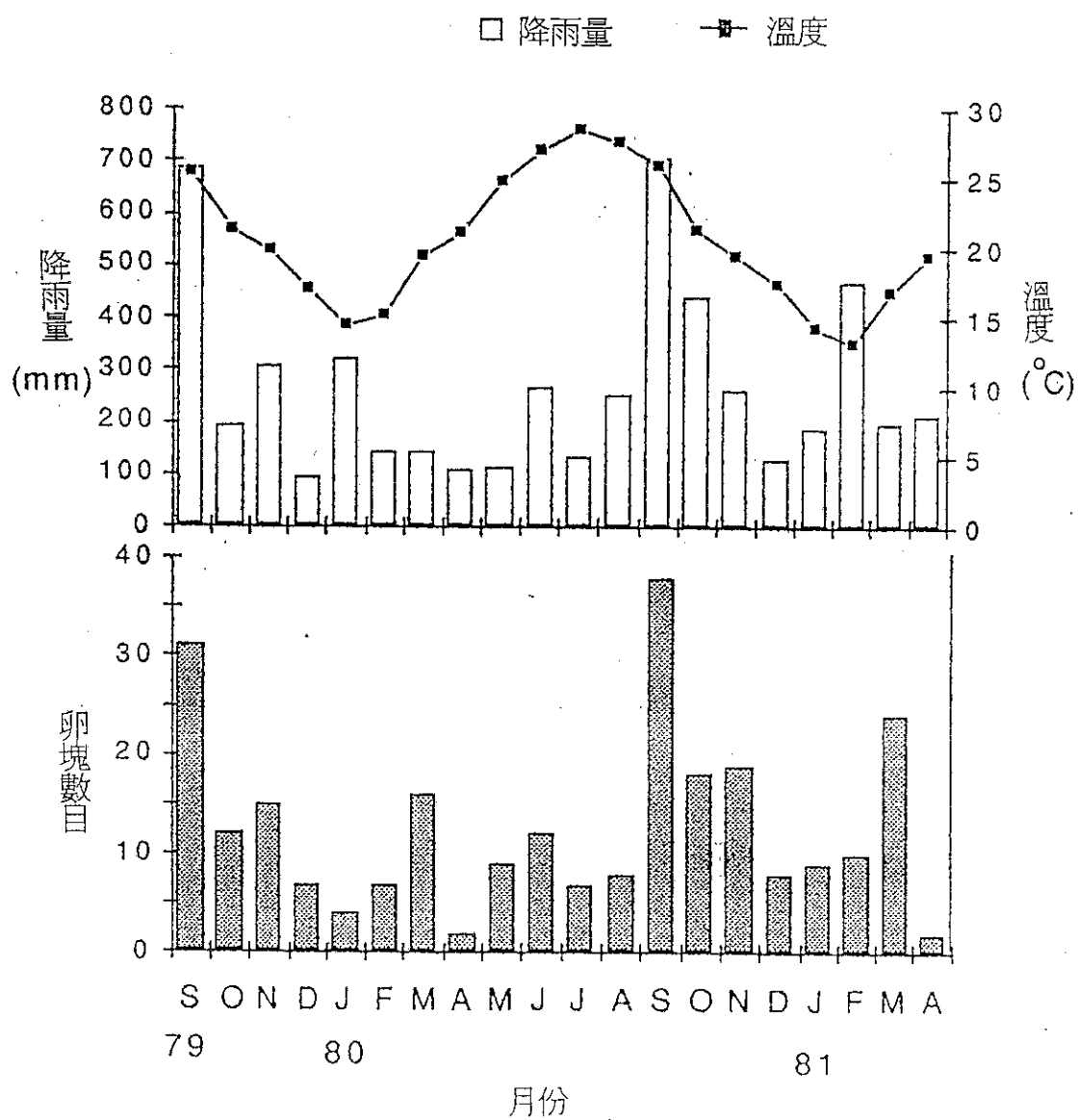


圖五、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雌蛙產卵前後體重和體長之關係

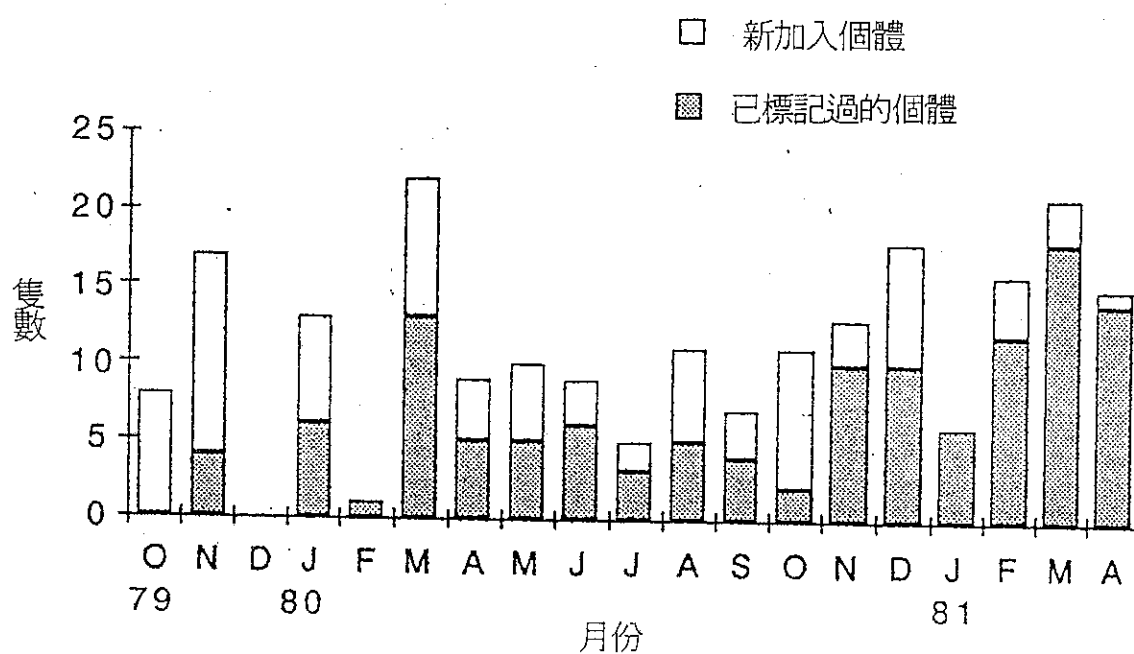


圖六、實驗地附近出現的翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雌雄蛙數目

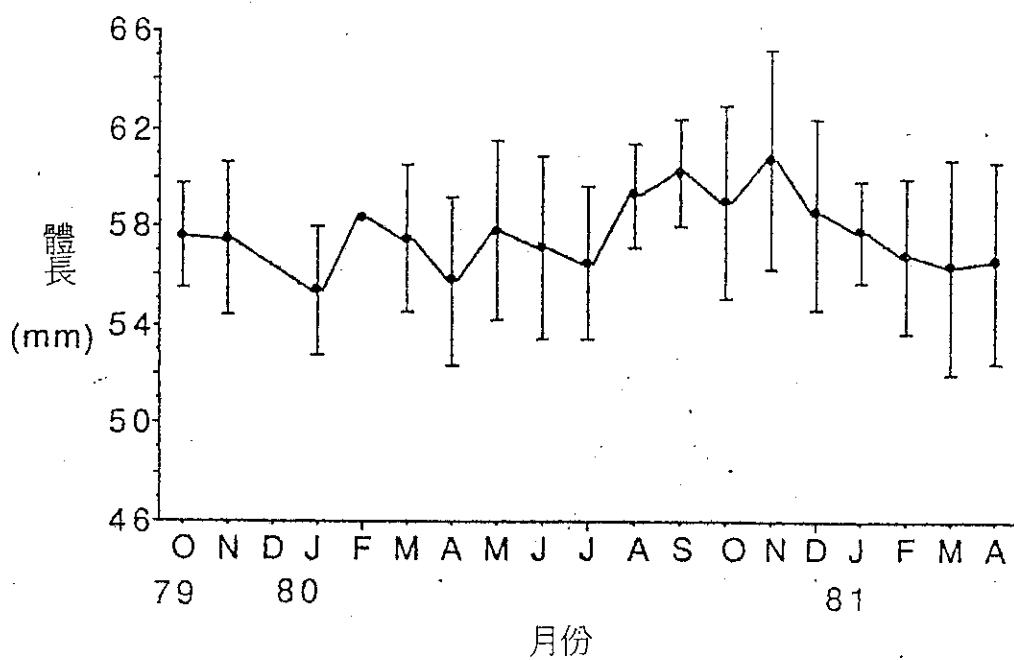
(未標示日期者表示為與前一天連續觀察)



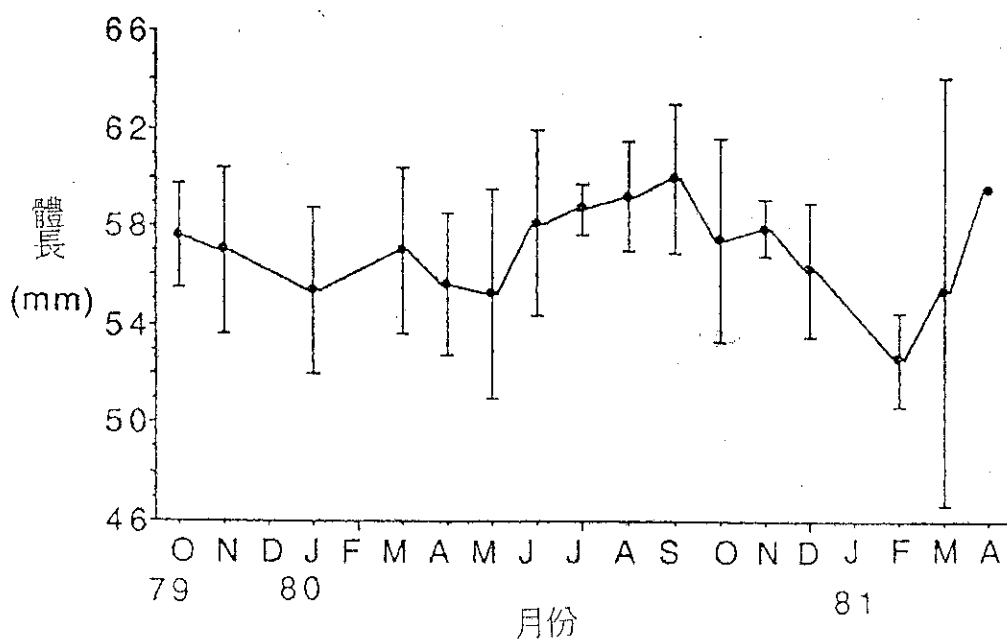
圖七、實驗地附近每月平均溫度、累積降雨量和翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)
卵塊數目月變化之關係



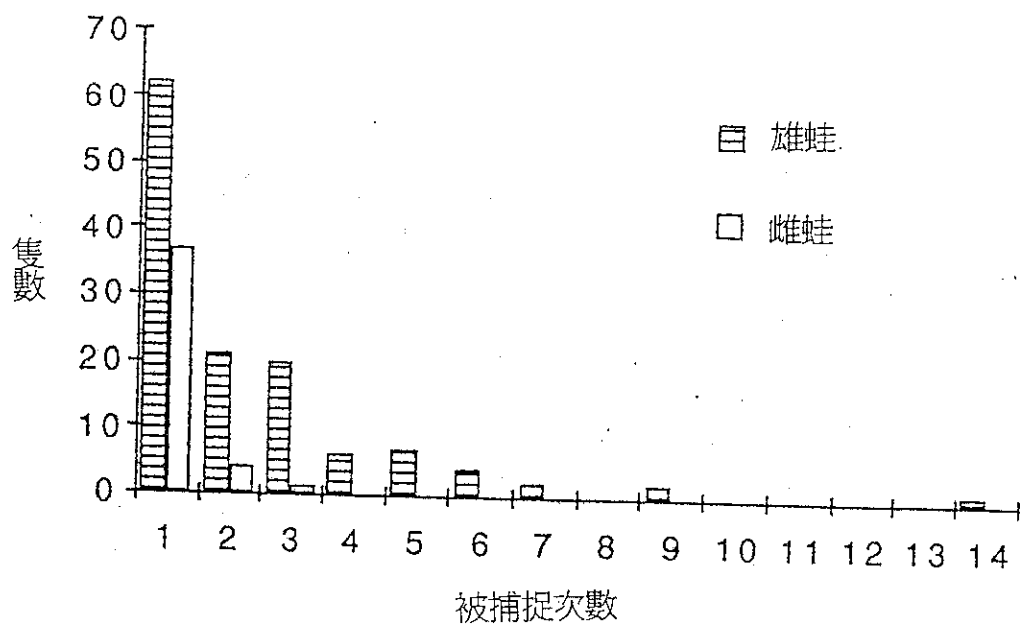
圖八、各月份翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙已標記過的個體及新加入個體之隻數



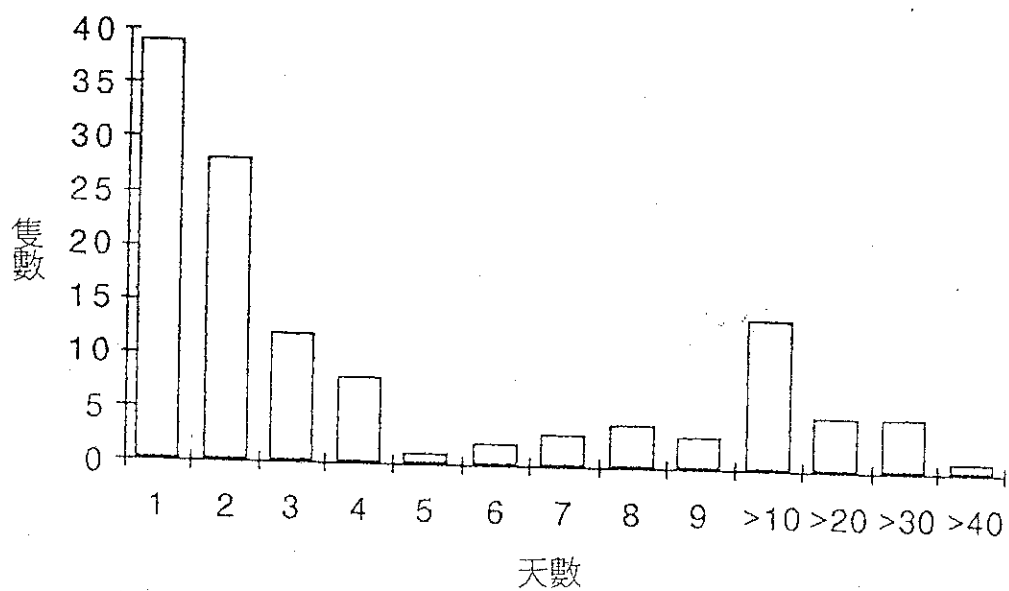
圖九、每月實驗池中翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙之平均體長



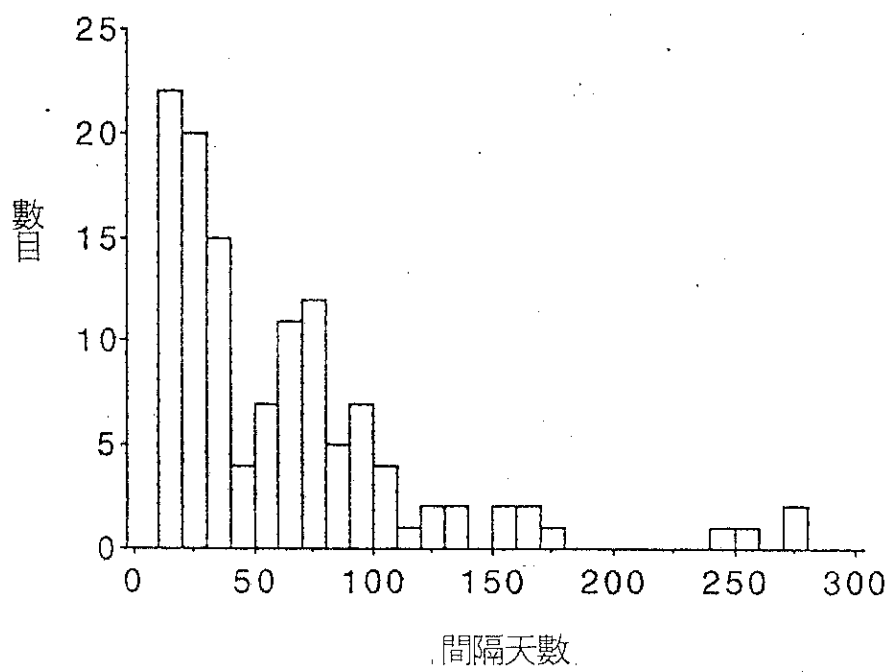
圖十、每月新加入翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙之平均體長



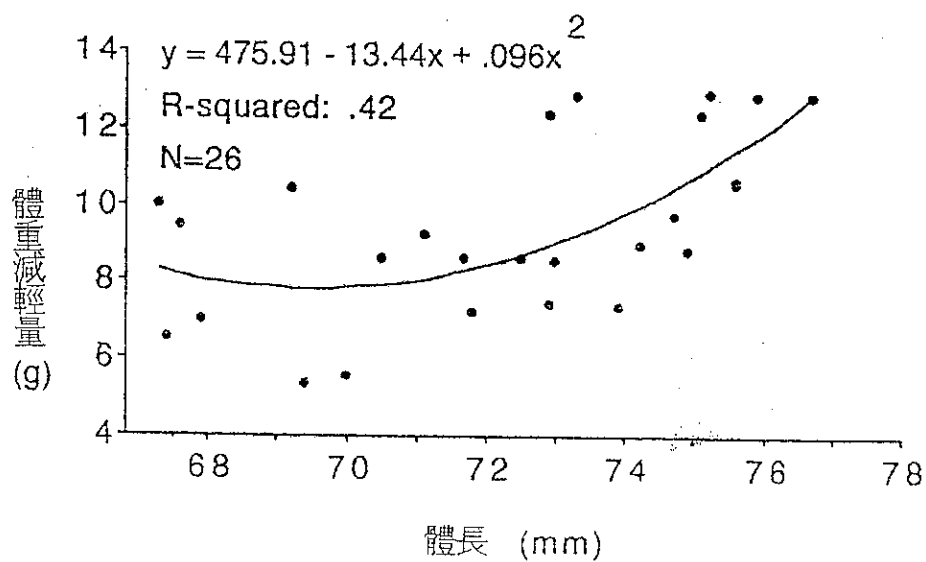
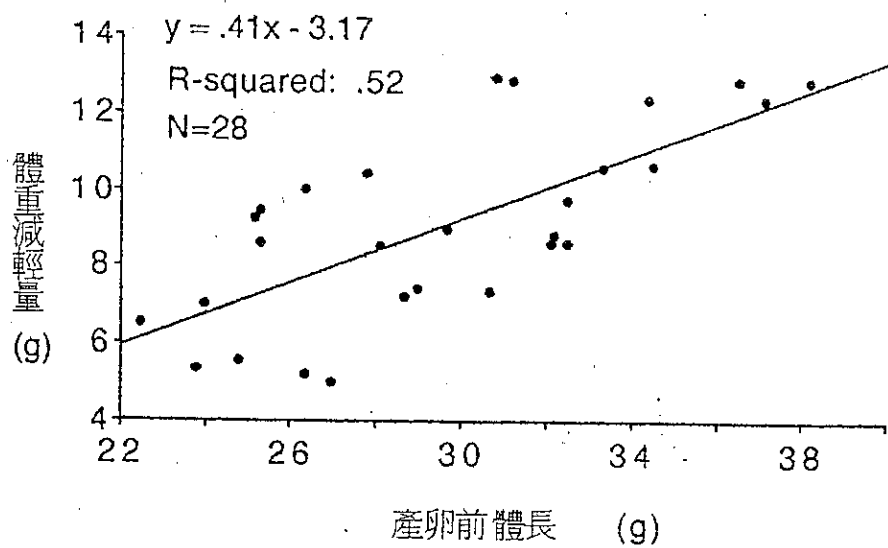
圖十一、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雌雄蛙在實驗池附近被捕捉次數



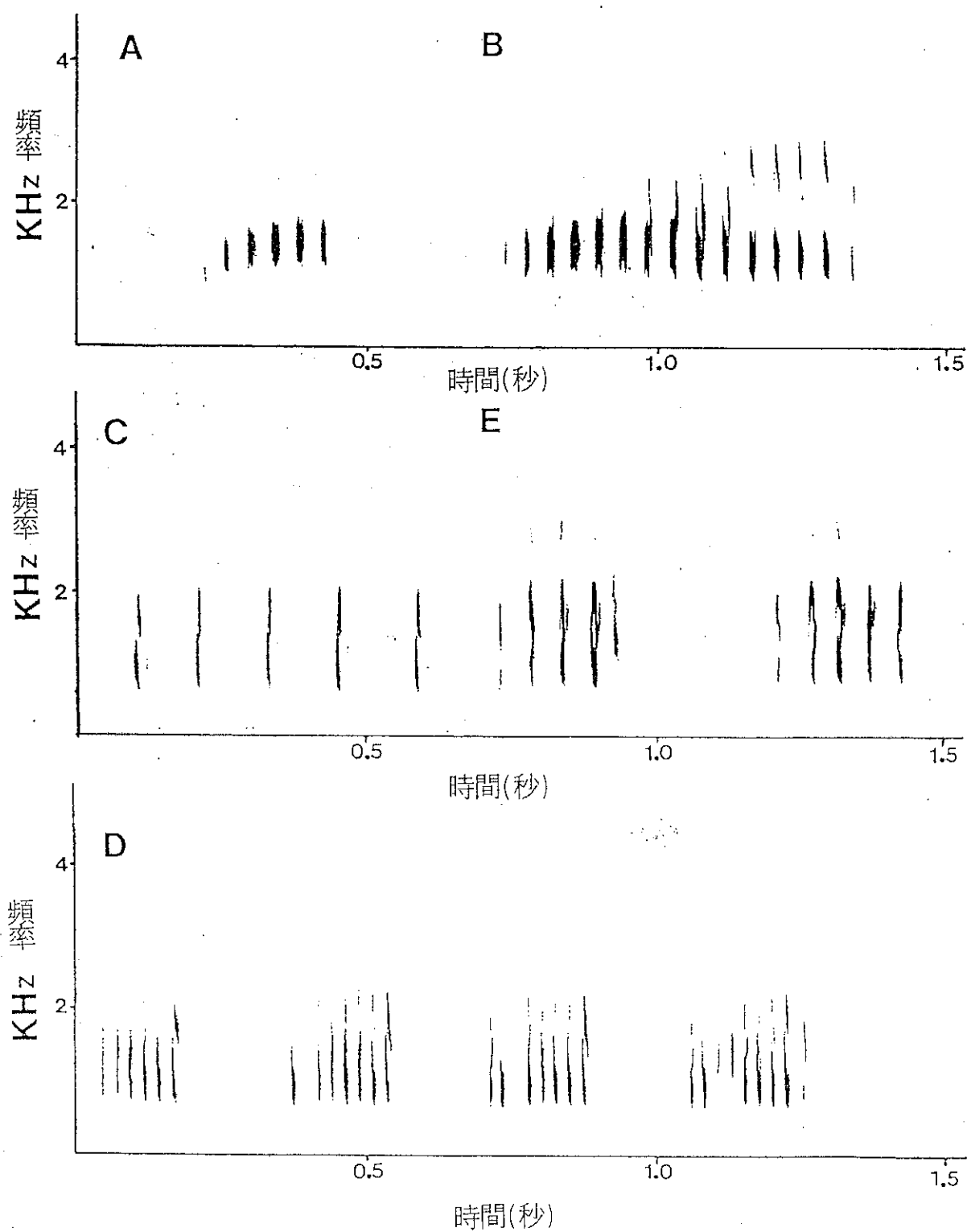
圖十二、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙在實驗池之累積停留天數



圖十三、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙遷出遷入之間隔天數



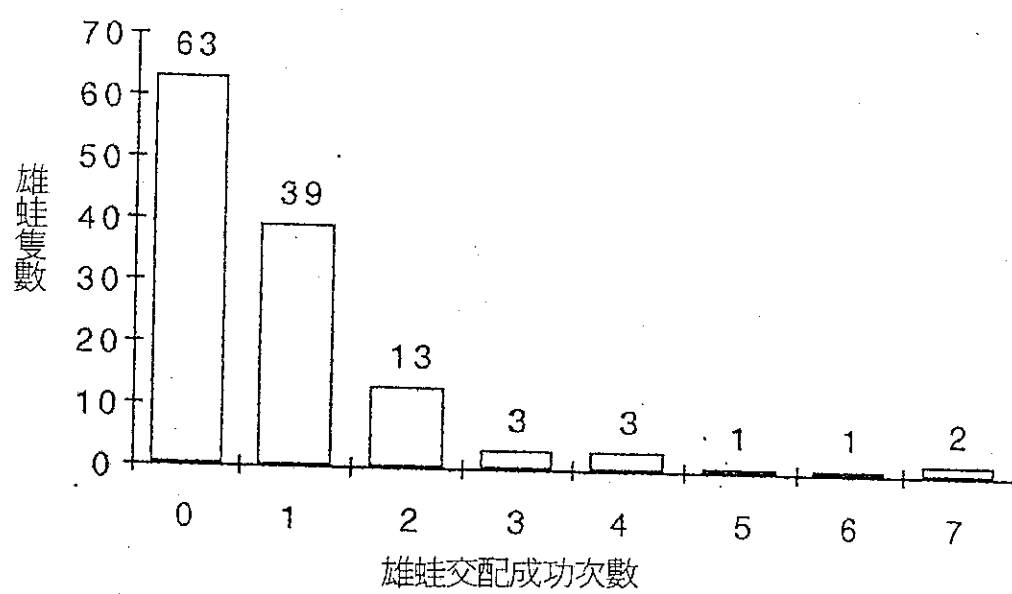
圖十四、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雌蛙產卵體重減輕量和產卵前體重及體長之關係



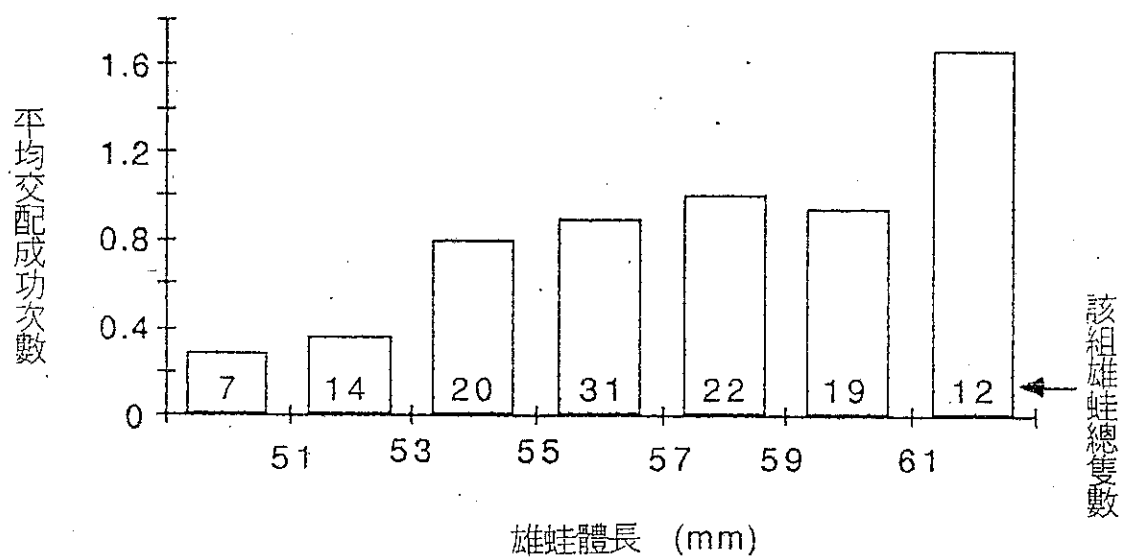
圖十五、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)之鳴叫聲音聲譜(spectrograph)

A. B. C. 宣告叫聲(advertisement call)

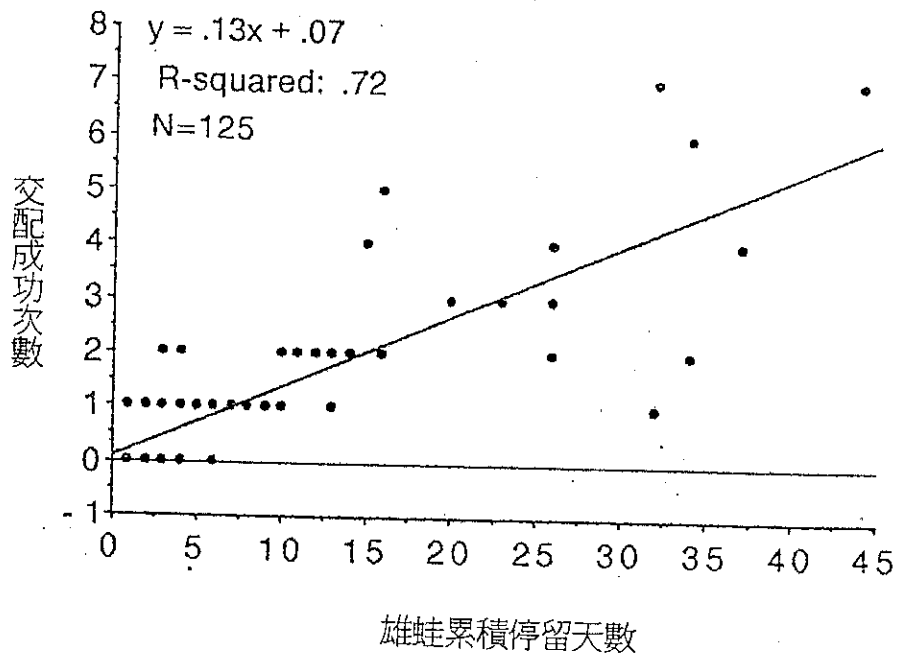
D. 遭遇叫聲(encounter call) E. 釋放叫聲(release call)



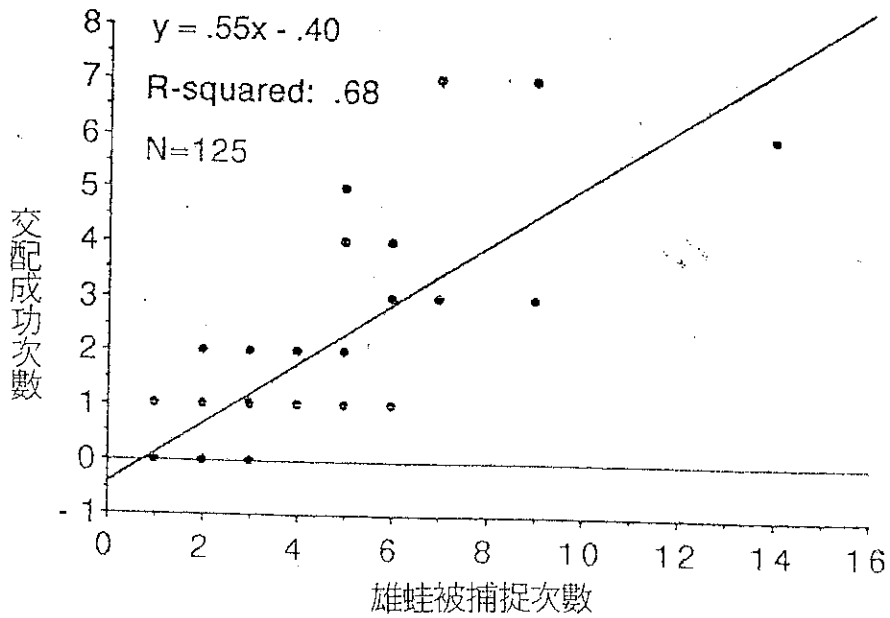
圖十六、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙獲得交配成功之次數



圖十七、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)各體長組雄蛙平均交配成功次數



圖十八、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙累積停留天數和交配成功次數之關係



圖十九、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙被捕捉次數和交配成功次數之關係

表一、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雌蛙多次產卵的日期
及間隔天數

雌蛙編號	體長(mm)	產卵日期			產卵間隔天數	
		1st	2nd	3rd	D1	D2
53	73.5	5/31	8/31		92	
55	76.1	5/31	9/9		101	
83	72.0	9/9	11/23	3/22	75	120
122	76.0	12/14	3/22		99	
132	67.5	12/15	3/8		84	

表二、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)爭奪者與形成配對雄蛙之體長

日期	配對雄蛙體長(mm)	爭奪配對雄蛙體長(mm)
1991		
3/17	48.7	56.3
4/23	51.5	55.8
8/31	54.3	60.4
12/14	53.8	61.1
1992		
3/22	54.2	60.0

表三、參與共同配對的翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙之體長

日期	配對雄蛙體長(mm)	參與配對的其它雄蛙體長(mm)	
		(一)	(二)
1991			
3/18	48.7	56.3	
5/31	54.4*	56.4	
5/31	56.4	60.2	
1992			
2/19	58.5	56.5	
3/22	54.2	57.1	
3/22	52.4	54.3	60.0

* 該雄蛙為白領樹蛙(*Polypedates megacephalus*)

表四、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雌蛙配對及產卵所需的時間

日期	配對時間	開始產卵	結束產卵	產卵時間	全部時間 [^]
1991					
3/9	*	23:35	02:46	3時05分@	
3/18#	21:20	22:21	23:58	1時37分	2時38分
4/23	*	23:17	01:25	2時08分	
5/31#	18:50	22:50	01:16	2時26分@	6時26分
5/31	*	18:08	21:22	3時14分@	
5/31#	19:50	19:54	00:26	4時32分@	4時36分
6/28	23:35之前	01:17	03:24	2時25分	>4時07分
8/26	19:35	22:45	00:29	1時54分	4時54分
8/31	17:58	00:21	04:40	4時19分@	10時21分
8/31	02:09	05:20	06:45	1時25分	4時36分
9/9	21:20之前	23:58	02:49	2時51分	>5時29分
9/9	22:40	01:48	03:55	2時07分	5時05分
9/10	16:40	19:25	22:46	3時21分@	6時06分
9/27	19:00之前	21:07	23:43	2時36分	>4時43分
10/25	*	19:02	00:29	5時27分@	
11/17	*	16:23	18:45	2時22分	
12/14	22:18	03:20	05:09	1時49分	6時51分
12/15#	20:05之前	01:45	06:13	4時28分@	>10時08分
1992					
3/8	23:17	01:28	03:47	2時19分	4時30分
3/9	*	12:07	14:30	2時23分	
3/22#	*	18:30	22:50	4時20分@	
3/22#	23:07	01:35	02:36	1時01分	3時29分
平均				X=2時50分	X>5時36分

* 表示配對時間不確定

[^] 自配對至結束產卵的時間

表示為多隻雄蛙共同配對

@ 包括吸水時間

表五、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)雄蛙多次交配的情形

編號	體長 (mm)	交配次數及日期							交配間隔時間 (天)
		1	2	3	4	5	6	7	
1	56.4	10/3	3/28						176
7	54.9	2/22	9/27	10/17	11/13	2/19	3/8		217, 20, 27, 98, 18
8	60.5	11/18	1/28	6/9					10, 193
11	61.3	4/12	5/10						29
14	57.2	11/12	5/10						179
20	57.1	5/21	5/31	8/26					10, 87
43	55.1	5/31	5/31	5/31	6/9	8/19	8/31	9/9	0, 0, 0, 9, 71, 12, 9
48	52.3	5/19	5/31						12
60	56.6	6/28	7/22						24
82	62.7	9/27	12/1	12/18	12/24				65, 17, 6
92	58.7	9/20	12/6	12/24	2/19				77, 18, 57
95	62.1	10/17	10/25						8
96	57.8	10/17	11/23	12/24					37, 31
102	61.4	10/25	10/31	11/17	12/4	12/14	2/12	3/9	6, 17, 17, 10, 60, 26
112	60.1	10/25	11/14	11/15	12/18	3/9			20, 1, 33, 82
113	59.2	10/31	12/18						48
114	59.1	11/13	12/1	3/10	3/22				18, 100, 12
118	54.0	12/14	12/24						10
121	54.6	12/14	3/16						93
126	56.5	2/12	5/1						61
142	52.1	3/16	3/22						6
153	61.0	3/9	3/29						20

表六、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)獲得交配的雄蛙和其它雄蛙的平均停留天數、平均被捕捉次數及體長之比較

	隻數	平均停留 天數	平均被捕 捉次數	體長
獲得交配的雄蛙	62	10.93	3.42	57.09
未獲交配的雄蛙	63	1.60	1.29	55.78
t 值		7.07	6.89	2.18

** $P < 0.01$

* $0.01 < P < 0.05$

表七、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)每月之產卵位置

月份	產卵位置					
	蒲葵	池壁	銀合歡	野牡丹	海欖果	其他*
1990.9	17	9	5			
10	6	5	1			
11	2	9	4			
12	3	3	1			
1991.1	1	2	1			
2	4	3				
3	3	11	2			
4		2				
5		7	2			
6		5	7			
7		7				
8	4	2	2			
9	20	4	10	3		1
10	9	3	5	1		
11	3	8	3	1	4	
12	1	5	2			
1992.1	4	1		3		1
2	5	3	1	1		
3	16	6		2		
4	1			1		
合計	96	93	45	12	4	2

*其他為產於水池外及花盆壁上

表八、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)卵塊每月孵化成功或失敗數情形

月份	成功 數目	失 敗 原 因				
		遭寄生	乾死*	被雨打落水中	未受精	水池外
1990.9	4	24	3			
10	2	9	1			
11	6	7	2			
12	7					
1991.1	4					
2	4	2	1			
3	1	13	1		1	
4	1	1				
5	0	9				
6	0	11		1		
7	0	7				
8	0	8				
9	4	28	3	2		1
10	1	6	11			
11	12	4	3			
12	8					
1992.1	8		1			
2	6			4		
3	7	8	5	3	1	
4	1	1				
總計	76	138	31	10	2	1

* 包含蝌蚪孵化但乾死者

計畫名稱：翡翠樹蛙之研究(二)

The study of the Emerald Green Tree Frog, *Rhacophorus smaragdinus*(II)

計畫編號：82保育-02(11)

執行期限：81.7-82.6

計畫主持人：呂光洋

計畫研究人員：陳賜隆

執行機關：國立台灣師範大學生物系

合作機關：無

摘要

從1990年9月至1992年4月在翡翠水庫附近收集翡翠樹蛙 (*Rhacophorus smaragdinus*) 的生活史及生態資料。根據幼蛙在實驗室內的生長情形估計，翡翠樹蛙雄蛙約需一年半至二年可達性成熟，雌蛙則需二年半至三年達性成熟。翡翠樹蛙可全年生殖，卵塊最多的月份為9-11月及3月，生殖活動受雨量及溫度影響。產卵位置離水高低與雌蛙產卵當天的天氣狀況有關。卵塊損失主要遭寄生蠅類寄生、乾死及遭雨水打落水中被蝌蚪吃食，蝌蚪 主要為水生昆蟲所捕食，翡翠樹蛙成蛙的天敵主要為蛇類，共棲 蛙類對池中資源的利用，與翡翠樹蛙有不少競爭的情形。 關鍵詞：翡翠樹蛙、性成熟、天敵、寄生蠅、資源利用。

ABSTRACT

The life history and ecological data of Emerald green tree frog, *Rhacophorus smaragdinus* were studied at Tatung Shan Area near Feitsui Dam in northern Taiwan from September, 1990 to April, 1992. Males of *Rhacophorus smaragdinus* took about one and a half to two years and females took two and a half to three years to reach the maturity estimated by juveniles raised in the laboratory. *Rhacophorus smaragdinus* can breed all year round. The breeding peaks were September to November, and March. The breeding activity was affected both by the rainfall and temperature. The heights of egg masses deposit sites depended on the weather condition. The egg masses were parasitized by dipterous larvae and eaten by the tadpoles in breeding pond. Tadpoles were chiefly eaten by aquatic insects. The snakes were the major predators for adult frogs. There were severe competitions among *Rhacophorus smaragdinus* and other frogs used the same pond for breeding.

Keywords: *Rhacophorus smaragdinus*, Maturity, Reproduction, Predators, Parasitized dipterous fly, Resource partitioning.

壹、前言

翡翠樹蛙(*Rhacophorus smaragdinus*)是臺灣特有種的綠色樹蛙，分布侷限於臺灣北部少數低海拔的山區，由於分布地區狹小，目前為臺灣稀有的樹蛙(呂和陳，1982；Lue and Mou，1983；呂等，1990)。政府於1989年公布野生動物保育法將其列為珍貴稀有保育類野生動物。

翡翠樹蛙的棲息環境為低海拔的闊葉林及果園，產卵方式是將泡沫狀卵塊(foamy egg mass)產在靜止水域的邊緣或其附近的植物體上，蝌蚪孵化後則落入水中生活(呂和陳，1982)。

目前有關翡翠樹蛙的研究相當少，僅有分類方面(呂和陳，1982；Lue and Mou，1983；Mou et al.，1983)，核型報告(Lai and Lue，1993)，蝌蚪分類(何等，1989)，另有簡單的生殖方式及生殖季節的介紹(呂和陳，1982；Lue and Mou，1983；何等，1989；呂和賴，1990)，大略的分布狀況(呂和陳，1982；呂等，1990)，叫聲分析(Chou，1992)，其他如生殖行為、生活史及生態方面的研究則一片空白。

本研究乃是延續翡翠樹蛙之生殖行為觀察後，進一步收集其生活史、生態方面及與其他生物間之關係的資料，以期有助翡翠樹蛙的保育。

貳、執行地點描述

實驗地位於臺北縣翡翠水庫附近(北緯24度54分，東經121度34分)(圖一)，海拔 376 公尺，主要植被為低海拔闊葉林和人工栽植的植物。氣候溫和潮濕，從1990年9月至1992年4月，月平均溫度在13-29°C，2月最低，7月最高。以1991年為例，年降雨天數在290天以上，每月降雨量均在100 mm以上，年降雨量3016.4mm，以9月705.4 mm最高(圖二)。

實驗池為一長寬各為3.7公尺的正方形水池，水深約1.95公尺。雨水是唯一的水源，水深度整年變化不大。水池南邊與地面相接，長有一棵約7公尺高的蒲葵(*Livistona chinensis*)和一棵約7.5公尺高的臺灣肖楠(*Calocedrus formosana*)，北邊為人工栽植的海欖果(*Cerbera manghas*)，其他則為自生的植物，以五節芒(*Miscanthus floridulus*)、銀合歡(*Leucaena glauca*)、月桃(*Alpinia speciosa*)、姑婆芋(*Alocasia odora*)、野牡丹(*Melastoma candidum*)等植物為主。

池面有浮萍(*Spirodela polyrrhiza*)生長，有時會拓殖蓋住水面。水池中有仰泳椿、蜻蜓幼蟲、紅娘華、搖蚊幼蟲、龍虱和水黽等。在池中出現的蛙類尚有盤古蟾蜍(*Bufo bankorensis*)、中國樹蟾(*Hyla chinensis*)、小雨蛙(*Microhyla ornata*)、面天樹蛙(*Chrixalus idiotocus*)、白領樹蛙(*Polypedates megacephalus*)、莫氏樹蛙(*Rhacophorus moltrechti*)、臺北樹蛙(*Rhacophorus taipeianus*)、腹斑蛙(*Rana adenopleura*)、貢德氏蛙(*Rana guentheri*)、古氏赤蛙(*Rana kuhlii*)、拉都希氏蛙(*Rana latouchii*)、澤蛙(*Rana limnocharis*)和長腳赤蛙(*Rana longicrus*)等13種。

參、材料與方法

調查時間

從1990年9月至1992年4月共20個月，研究者每星期至少到實驗池一次進行觀察，每次1-4天，共144天，包括58天的夜間觀察。

幼蛙生長情形

從野外採回的蝌蚪，於實驗室內以魚飼料飼養，待完成變態，尾巴完全消失後，以果蠅及可獲得的昆蟲飼養，每隔2-4週測量其體長及體重，試圖求得其達性成熟所需的時間，以做為野外成蛙生長的參考。

卵塊資料

白天於池中記錄卵塊的數目、所在位置及離水的高度，卵塊的受精率是以孵化或卵裂發育的卵數除以卵塊內所有卵數而得。另外也注意卵塊是否成功孵化或乾燥致死？卵塊是否遭蠅類寄生？為了解卵塊所含的卵數及平均卵徑，不定時取回部份卵塊，以清水漂洗，計算所含的卵數，隨機取出30顆卵粒，在解剖顯微鏡下測量其卵徑，取其平均值，代表此一卵塊的平均卵徑。

與其他生物的關係

觀察翡翠樹蛙卵塊、蝌蚪及成蛙的天敵，和出現於池中會影響翡翠樹蛙生殖的其他蛙的種類、數量及其生殖季節變化。

肆、結果與討論

結果

幼蛙生長情形

蝌蚪變態上岸後，約3-5天尾巴即完全消失，一星期左右已會捕食昆蟲，實驗室內以果蠅及可獲得之昆蟲飼養，曾見其吃食果蠅、家蠅、肉蠅、蚊子、大蚊、白蟻、草蛉及等足目之鼠婦，不食之昆蟲有蛾、瓢蟲、星椿象及蛾蠅。野外曾發現成蛙吃食蝨蜥。實驗室內之飼養環境並非理想狀態，可能因提供之食物不充足或營養不均造成不同之生長速率，最終結果僅作參考，圖三為幼蛙體長及體重與天數之關係，幼蛙在生長天數520天內其體長及體重呈三次相關(圖四)。假設幼蛙為等速生長，估計雄蛙達性成熟約需一年半至二年，雌蛙則可能須二年半至三年的時間才會達到性成熟進行生殖。

卵塊資料

由卵塊出現的時間可知翡翠樹蛙的生殖活動為整年生殖，卵塊的數量的多寡受降雨量及溫度的影響(圖五)，卵塊數量最多的月份在9-11月，次多的月份為3月。以1991年為例，一年內共產了148個卵塊，其中61.5%(91/148)的卵塊產於這4個月，而9-11三個月的降雨日也最多，佔整年降雨量的37.9%。1、2月因溫度低，所產的卵塊只有11個，佔全年的7.4%。最低峰則出現在4月，兩年各發現2個卵塊，1991年4月的降雨量為當年最少的月份，只有108 mm。降雨量雖高，但溫度低的月份，其卵塊少如2月；溫度高，但降雨量少的月份，卵塊亦少。

實驗期間共發現258個卵塊，1990年9-12月65個，1991年有148個，1992年1-4月有45個(圖五)。最多的為1991年9月有38個，1990年9月有31個，最少的為1991年4月及1992年4月各只有2個。卵塊的縱軸平均為115 mm，橫軸平均為91 mm，厚度平均為66mm(N=48)。卵粒淡黃色，全黃卵，無法分辨動植物性極。所含的卵數為119-822顆，平均419顆(N=49)，平均卵徑為2.17-2.59mm，平均2.32 mm(N=15)，雌蛙體長和體重與其所產的卵數沒有顯著相關($r=0.21$ ， $p>0.05$)，和所產的平均卵徑大小亦無顯著相關($r=0.30$ ， $p>0.05$ ， $N=15$)。

產卵位置以蒲葵上最多，共有99個(38.4%)，其次為池壁95個(36.8%)和銀合歡上46個(17.8%)(表一)產卵位置離水高度為0-4.4公尺，與雌蛙當天產卵的天氣狀況有關，雨天時，雌蛙通常爬上2-4公尺高的蒲葵上產卵；非雨天則通常產在池壁上、銀合歡或野牡丹上。由已知產卵當天天氣狀況的174個卵塊，有119個在雨天所產，產卵位置離水的高度由0-4.3公尺，平均1.54公尺；另有55個在非雨天所產，產卵位置離水的高度由0-2.2公尺，平均0.12公尺，兩者有顯著差異($t=8.23$ ， $p<0.01$)。卵塊的受精率為41.4-99.1%，平均88.3%(N=33)，孵化率為40-98.3%，平均85.6%(N=32)。卵塊約4-7天孵化，12月溫度較低時孵化則需9-12天。觀察到得258個卵塊

中，只有二個未受精。258個卵塊只有76個(29.5 %)成功孵化且落入水中，其餘均失敗，主要原因是被蠅類寄生，共有138個(53.9 %)，乾死者有31個(12.0 %)，被雨水打入水中者10個(3.9 %)，二個未受精，1個產在水池外(表二)。卵塊遭寄生的情形發生在2-11月，3-10月所產卵泡遭寄生比例由50-100 %，尤其是5-8月卵塊無一倖免。蝌蚪入水後至變態為幼蛙的時間一般多在40-90天。變態之幼蛙體長為14.3-19.7 mm，平均為16.7 mm(S.D.=1.13, N=54)，體重為0.19-0.7 g，平均為0.37 g(S.D.=0.11, N=54)。

翡翠樹蛙卵塊、蝌蚪及成蛙之天敵卵塊的天敵主要為寄生蠅科(Tachinidae)之蠅類寄生，從2月至11月均有大量的卵泡遭寄生，某些月份的比例甚至高達100%，該蠅活動力強，清晨天未亮即可見其於剛產下之卵塊上產卵，夜晚有時可見其於水池旁之銀合歡上休息。蠅卵的發育速度極快，曾於1991年9月1日見一蠅在剛產之卵塊上產卵，當天晚間12時清洗卵塊時已有肉眼可見之小蛆。然翡翠樹蛙卵之發育日數約4-10天(視當時溫度而有變化)，則遠比不上蠅蛆的生長速度。實驗期間有138個卵塊遭寄生(表二)，另有四個卵塊因蠅寄生較晚而有蝌蚪孵化外，其餘大都因寄生而失敗。此外除蠅類直接產卵於卵塊上，若卵塊距離過近，遭其他卵塊上已有寄生的蛆亦會侵入卵塊中。由卵塊中同時有不同大小體型的蛆，可知會有二隻以上的成蠅將卵產在同一卵塊中，蠅蛆數目約在9-100隻。

卵塊因天久未雨而變得乾鬆，常招來螞蟥(Formicidae 蟻科)吃食其中之卵粒。有些卵塊則因靠近水面，而成為許多蝌蚪的食物，如白領樹蛙蝌蚪、腹斑蛙及拉都希氏蛙的蝌蚪，翡翠樹蛙蝌蚪亦會吃食同類的卵塊。另曾於1991年8月間見一材棺龜(Mauremys mutica)在池中吃食落入水中的卵塊。

翡翠樹蛙蝌蚪的主要捕食者為水生昆蟲，實驗池中的水生昆蟲有蜻蜓幼蟲(Polycathagina spp., Aeschnidae 蜻蜓科)、紅娘華(Laccotrepes spp., Nepidae 水蠍科)、仰泳椿(Anisops spp.及Enithares sinica, Notonectidae 仰泳椿科)及龍虱(Dytiscidae 龍虱科)(水黽不計)，其中蜻蜓幼蟲及仰泳椿全年可見，野外及實驗室內曾見蜻蜓幼蟲及水蠍捕食蝌蚪，仰泳椿及龍虱雖未親眼目睹，但據其食性推測極有可能會捕食剛自卵孵化，活動力不佳的蝌蚪。剛孵化的蝌蚪入水前二天，因腹中尚有卵黃，並不會進食，且有垂直浮在水面下休息的行為，體型尚小，很有可能成為水池中數量眾多仰泳椿之食物。

翡翠樹蛙成蛙的天敵主要為蛇類，實驗期間曾親眼見赤尾青竹絲(Trimeresurus stejnegeri)和紅斑蛇(Dinodon rufozonatum)捕食正在交配的翡翠樹蛙。於實驗池附近發現的蛇類共有15種及其出現月份見表三，其中除紅竹蛇(Elapheporphyracea)、台灣鈍頭蛇(Pareas formosensis)及環紋赤蛇(Calliophis maccllellandi)不以蛙類為食，其餘種類雖未親眼目睹其捕食翡翠樹蛙，但以其食性而言，很有可能會捕食翡翠樹蛙。此外在1991年9月9日及1991年10月31日曾見二隻雌蛙及一隻雄蛙被車壓死在路上，可能是因其於地面活動緩慢，且雌蛙腹中有卵行動緩慢所致。1991年10月18日亦曾見家犬追咬翡翠樹蛙致死，顯示人類活動亦可能會影響翡翠樹蛙的生存。實驗期間曾於三隻翡翠樹蛙腹面皮下發現有鉤頭蟲(Acanthocephala)，另有一隻雄蛙曾於肛門處發現線蟲(nematode)，但由於僅此四例，尚無法了解體內寄生蟲是否對其生殖或生存造成影響。

實驗期間於池中除翡翠樹蛙外，尚發現13種蛙類(表四)，其中莫氏樹蛙僅發現一次，古氏赤蛙發現三次，並無進行生殖活動，其餘蛙種均會利用實驗池進行生殖，而其中小雨蛙、貢德氏蛙、澤蛙及長腳赤蛙數量少於十隻，中國樹蟾及面天樹蛙少於20隻，對翡翠樹蛙影響較小，其餘五種則與翡翠樹蛙有較大而直接的影響。翡翠樹蛙與實驗池的其他蛙類的生殖隔離情形、生殖季節及空間利用情形列於表五，在體型上只與白領樹蛙相似，和其他蛙種大致可區別。叫聲方面則完全與其他蛙種不同，在鳴叫位置的選擇與中國樹蟾、面天樹蛙、及白領樹蛙有部份重疊。生殖行為及產卵位置方面與白領樹蛙及台北樹蛙有相似及重疊之處。由於翡翠樹蛙全年皆有生殖，與利用實驗池進行生殖的種類均有部份重疊，而與拉都希氏蛙則完全重疊。

討論

翡翠樹蛙成蛙雌雄體型差異大，可能同時受許多因素影響，Toda(1989) 研究日本的喬木樹蛙(*Rhacophorus arboreus*)發現，在野外雄雌蛙分別需要二年及三年時間才達性成熟。翡翠樹蛙與喬木樹蛙體型相若，相同的現象可能也適用於翡翠樹蛙。由實驗室內飼養所得幼蛙的生長情形估計顯示，雄蛙達性成熟約需一年半到二年，雌蛙需二年半到三年才達性成熟，此估計和Toda(1989)不完全相同，可能是因喬木樹蛙為溫帶蛙類生長較慢所致。

以卵塊出現的數目來代表生殖活動的強度，發現翡翠樹蛙的生殖活動最高峰在9-11月，另一高峰為3月，而4月及1-2月為低峰，雖然翡翠樹蛙全年皆可進行生殖活動，但受雨量與溫度的影響。

翡翠樹蛙產卵位置以蒲葵最多，其次為池壁，產卵位置離水高低與當天的天氣狀況有關，雨天所產的高度高，大都在蒲葵和銀合歡上，非雨天則通常產於一公尺以下的植物體上和池壁上，兩者有顯著差異。產於蒲葵上的卵泡較易因乾燥而死，產於池壁者則易被水中蝌蚪吃食。分析雨天和非雨天所產的卵塊孵化成功率並無太大差異，雌蛙在雨天選擇較高的位置來產卵，必須花較多的能量。這是否可使後代有較大的存活機會，則需更進一步的研究。

在所觀察的258個卵塊只有76個成功孵化且順利落入水中，其餘均失敗，失敗原因有遭蠅類寄生，過度乾燥及遭雨水打落水中，以致卵無法繼續發育或遭蝌蚪吃食。尤其遭蠅類寄生的問題，是目前翡翠樹蛙最大的問題。相同的寄生情形在同一池子生殖的台北樹蛙及白領樹蛙也曾發生，但台北樹蛙的卵泡會產在巢中，大部分有良好覆蓋，因此情況比較好，而翡翠樹蛙卵塊均很曝露，較易遭寄生，某些月份寄生比例高達100 %。相同的蠅類寄生情形亦曾在同樣產泡沫卵塊的斑腿樹蛙(*Polypedates leucomystax megacephalus*)(Pope, 1931)、白領樹蛙(張, 1989)、台北樹蛙(楊, 未發表)及薛氏樹蛙(*Polypedates schlegelii*)(Okada, 1966)中被發現。

昆蟲以兩棲類為寄生對象的只有雙翅目，有的產卵在蛙卵、胚胎、蝌蚪或成體上(Duellman and Trueb, 1986)，主要的有家蠅科(Muscidae)(張, 1989)、果蠅科(Drosophilidae)、渚蠅科(Ephydriidae)、麗蠅科(Calliphoridae)、Chiromidae、蚤蠅科(Phoridae)、蛾蚋科(Psychodidae)和寄生蠅科(Tachinidae)的昆蟲(Bokermann, 1957; Tyler, 1962; Villa, 1978; Duellman and Trueb, 1986)，寄生的卵都非產在水中的蛙卵。蠅類產卵的時間要與蛙卵發育的時間一致，因為一旦蛙卵發育成胚胎，其肌肉即可扭動以避開蠅蛆的攻擊，這由翡翠樹蛙有少數卵泡因寄生較晚而仍有孵化的蝌蚪來看，是支持此一看法。

實驗池中，卵塊遭寄生的情形相當嚴重，顯示蠅類活動極為積極，曾於清晨天未亮即見蠅類在剛產的卵塊上產卵，而當夜12時即可見小蛆出現，這也是卵塊遭寄生比例高且極少成功孵化的原因。此蠅或有可能為卵胎生蠅類。目前初步鑑定為寄生蠅科蠅類(Tachinidae)，以往並無研究指出此科蠅類會寄生在蛙卵上，有關蠅類和翡翠樹蛙兩者的關係值得更進一步的研究。除蠅類寄生外，卵塊貼近水面也會被同種或異種蝌蚪所吃食，此外也曾見柴棺龜吃食落入水中的卵塊，在國外，水生的蝶螈和山椒魚也會吃蛙類的卵(Duellman and Trueb, 1986; Maeda and Matsui, 1989)。

兩棲類的蝌蚪除了有魚、龜、涉禽(wading birds)和小型哺乳類捕食外，主要是水生昆蟲的食物，如蜻蛉目幼蟲、龍蝨科、仰泳椿科和水蠟科，尤其是在永久性水域(Duellman and Trueb, 1986)。翡翠樹蛙蝌蚪目前發現的捕食者亦為這些水生昆蟲，對於蝌蚪的數量有很大的影響。有關水生昆蟲對不同體型大小的蝌蚪間的關係，亦是將來亟待研究的問題。

翡翠樹蛙成蛙的天敵主要為蛇類，這與其他蛙類的主要捕食者為蛇類相同(Duellman and Trueb, 1986; Maeda and Matsui, 1989)，此外人類過頻的活動可能也會對成蛙造成影響，例如太多的車輛經過其生殖場所附近(Maeda and Matsui, 1989)。

在實驗池中除翡翠樹蛙外，尚發現13種蛙類，其中莫氏樹蛙僅發現1次，古氏赤蛙發現3次，並無進行生殖活動，其餘蛙種均利用實驗池生殖，而其中小雨蛙、貢德氏蛙、澤蛙及長腳

赤蛙樹量少於10隻，中國樹蟾及面天樹蛙少於20隻，對翡翠樹蛙影響較小，其餘5種則與翡翠樹蛙有較大而直接的影響，盤古蟾蜍於10月至隔年3月生殖，雄蛙在池中，經常會干擾翡翠樹蛙之配對生殖，尤其是吸水行為的進行，對於產卵後虛弱之雌蛙有不利的影響。臺北樹蛙之雌雄蛙體型均較翡翠樹蛙小，加上叫聲及生殖行為之隔離，二者未曾有雜交情形出現，但對池邊生殖地點及池中資源之利用有影響，但兩者之生殖季節僅10月至隔年3月重疊。白領樹蛙從2月底至9月到池中進行生殖活動，雖然叫聲有生殖前隔離，但其體型大小、生殖行為、產卵位置及蝌蚪對水池之利用情形均與翡翠樹蛙相若，為翡翠樹蛙主要的競爭者。在1991年5月31日曾發現一翡翠樹蛙雌蛙與白領樹蛙雄蛙配對且共同踢打卵泡，中途有一翡翠樹蛙雄蛙加入共同配對，最後此卵泡遭寄生而無法得知受精情形。此外白領樹蛙蝌蚪會吃食產於池壁貼水面或落入水中之卵泡，對翡翠樹蛙影響不小。腹斑蛙亦於3月至10月進入池中生殖，其叫聲、生殖行為及產卵位置與翡翠樹蛙截然不同，只是其產卵數多，蝌蚪是池中之優勢者，對池中資源利用具舉足輕重之地位，且會吃食卵泡，對翡翠樹蛙不無影響。拉都希氏蛙則全年進行生殖活動，數量眾多，蝌蚪亦為池中之優勢者；成蛙則經常誤抱翡翠樹蛙雄蛙或雌蛙，而翡翠樹蛙雄蛙亦常誤抱拉都希氏蛙。與翡翠樹蛙同一池子生殖蛙類在空間及時間的隔離機制和對池中資源的利用與分配也是相當有趣的現象。在生殖前隔離機制(premating isolation mechanism)方面，翡翠樹蛙可在體型、叫聲、鳴叫位置、生殖行為、產卵位置及生殖季節與其他蛙種產生隔離或部分重疊，至於對池中資源的利用則需更進一步的量化研究。

本年度之研究，著重收集翡翠樹蛙之生活史及生態方面的資料，為更深入瞭解影響翡翠樹蛙生殖行為的變因，未來應進行定量的研究。例如微氣候(microclimate)和微棲地(microhabitat)對雌蛙產卵位置的選擇、蠅類寄生、不同階段的捕食者及其他蛙種與翡翠樹蛙整個族群的關係及資源分配利用情形的研究等，將有助於翡翠樹蛙的保育。

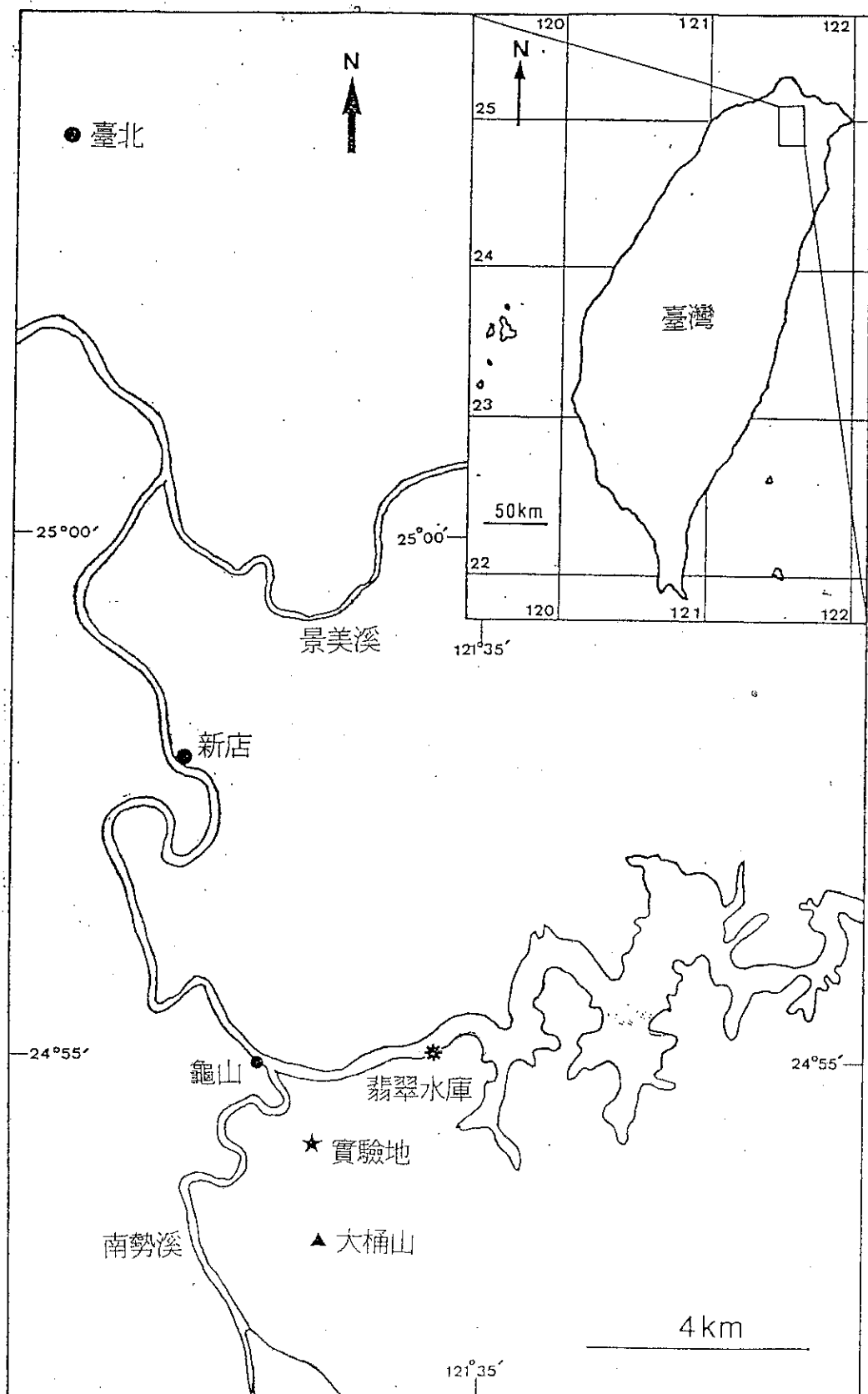
伍、結論

- 一、由翡翠樹蛙幼蛙生長情形來推測雌雄蛙達性成熟所需的時間不同。
- 二、由卵塊出現的時間可知翡翠樹蛙全年均可生殖，9-11月及3月為生殖高峰，生殖活動受雨量和溫度影響。
- 三、產卵位置離水高低與雌蛙產卵當天的天氣狀況有關。
- 四、卵塊孵化失敗率高，主要因為遭蠅類寄生、乾死及被雨水打落水中。
- 五、翡翠樹蛙蝌蚪的天敵主要為水生昆蟲。共棲蛙類的蝌蚪對其食物亦有競爭。
- 六、翡翠樹蛙成蛙的天敵主要為蛇類，人類活動對其生存亦有影響。
- 七、共棲蛙類與翡翠樹蛙對池中資源分配利用有相當大的競爭及影響。

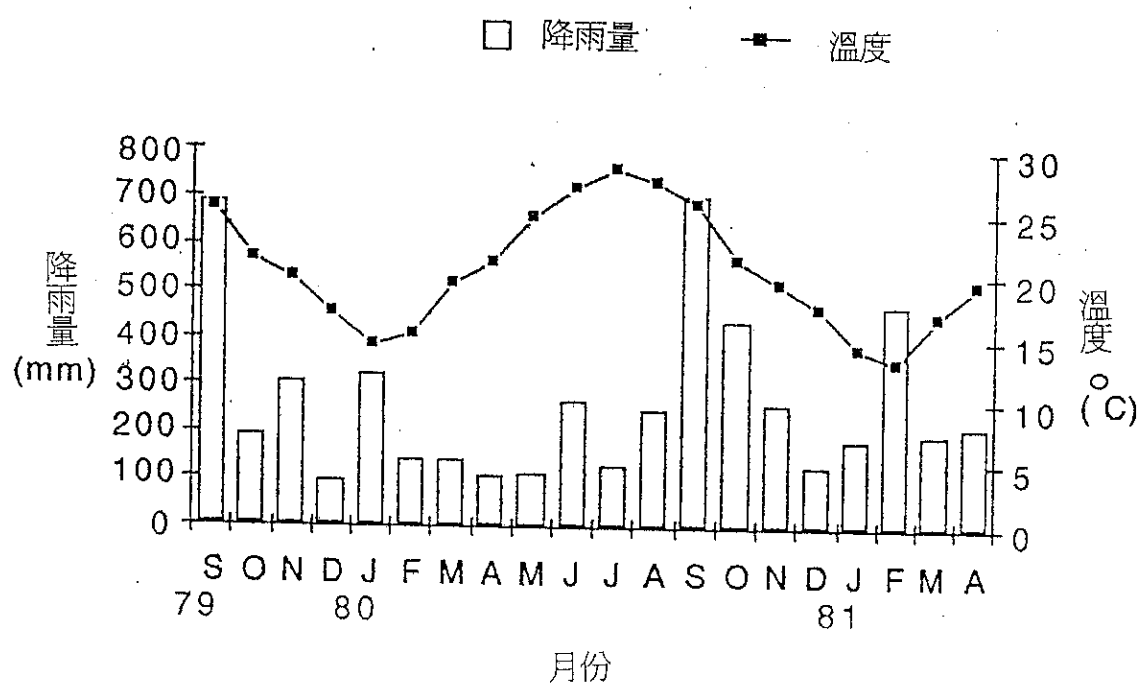
陸、引用文獻

- 何建樂、呂光洋、陳世煌·1989·臺灣區無尾兩棲類蝌蚪之分類·臺灣省立博物館年刊·32:1-16·
- 呂光洋、林政彥、莊國碩·1990·臺灣區野生動物資料庫(一)兩棲類(II)·農業委員會79年生態研究第008號·157頁·
- 呂光洋、陳世煌·1982·臺灣實用登山求生自然全集 3·臺灣的兩棲類·張正雄發行·189頁·
- 呂光洋、賴俊祥·1990·臺灣的兩棲類動物·臺灣省政府教育廳出版·110頁·
- 張淑美·1989·白領樹蛙生殖行為之研究·臺灣大學動物學研究所碩士論文·67頁·

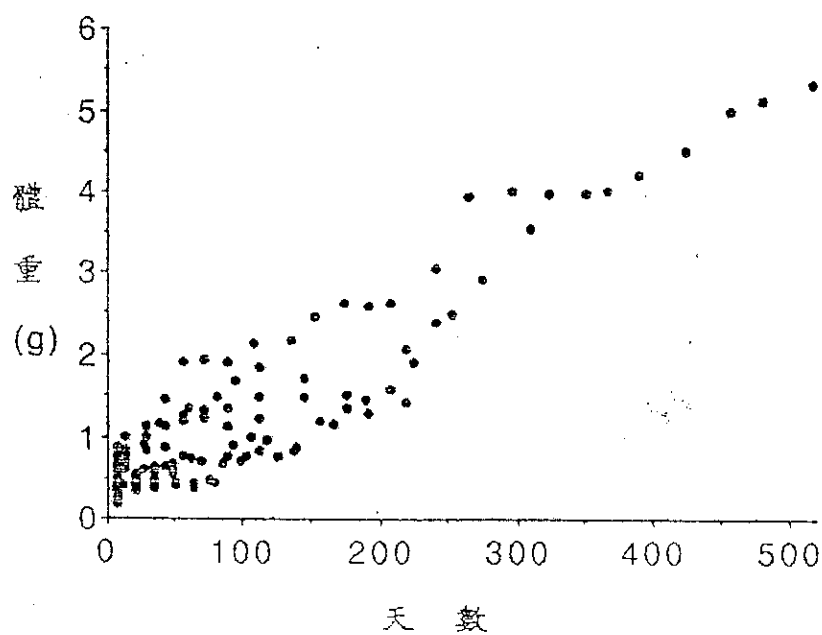
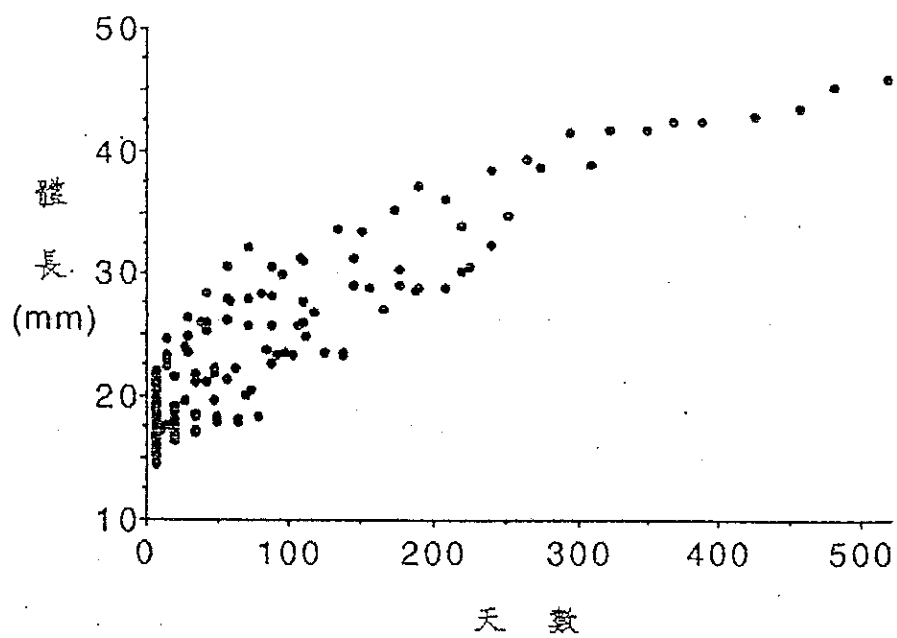
- 楊懿如 · 1987 · 台北樹蛙生殖行為之研究 · 臺灣大學動物學研究所碩士論文 · 58頁 ·
- Bokermann, W. C. A. 1957. Frog eggs parasitized by dipterous larvae. *Herpetologica* 13:231-232.
- Chou, W. H. 1992. Calls of the emerald treefrog, *Rhacophorus smaragdinus*, in Taiwan. *Bull. Natl. Museum Natural Science*. 3:241-246.
- Duellman, W. E. and L. Trueb 1986. *Biology of Amphibians*. McGraw-Hill Book Company. New York. 670 pp.
- Lai, J. S. and K. Y. Lue. 1993. Karyotype of the emerald green tree frog *Rhacophorus smaragdinus*. *Bull. Inst. Zool., Academia Sinica* 32(3):214-216.
- Lue, K.-Y. and Y.-P. Mou 1983. *Rhacophorus smaragdinus* (Anura:Rhacophoridae) A new Rhacophorid tree frog from Taiwan. *J. Taiwan Mus.* 36(2):15-22.
- Maeda, N. and M. Mtsui. 1989. *Frogs and toads of Japan*. Bun-ichi Sogo Shuppan. Press. 206 pp.
- Mou, Y.-P., J. P. Risch, and K. Y. Lue. 1983. *Rhacophorus prasinatus*, a new tree frog from Taiwan, China(Amphibia, Anura, Rhacophoridae). *Alytes* 2(4):154-162.
- Okada, Y. 1966. *Fauna Japonica Anura(Amphibia)*. Biogeo. Soc. Japan. 229.pp+24pl.
- Pope, C. H. 1931. Notes on amphibians from Fu-kien, Hainan, and other parts of China. *Bull. Amer. Mus.Nat. Hist.* 61:397-611.
- Toda, M. 1989. The life history of the Japanese treefrog, *Rhacophorus arboreus* in the Kanazawa Castle. Master's Thesis. Kanazawa University.
- Tyler, M. J. 1962. A record of the parasitism of New Guinea frogs' eggs by dipterous larvae. *W. Austral. Nat.* 8:102-103.
- Villa, J. 1978. Symbiotic relationships of the developing frog embryo, with special reference to fly larvae. Ph. D. Thesis. Cornell Univ.



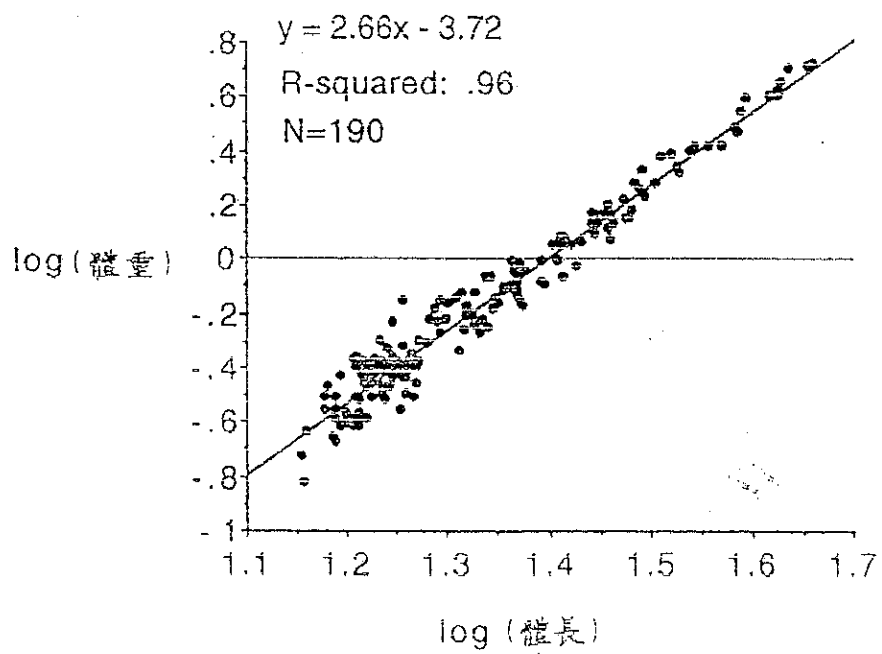
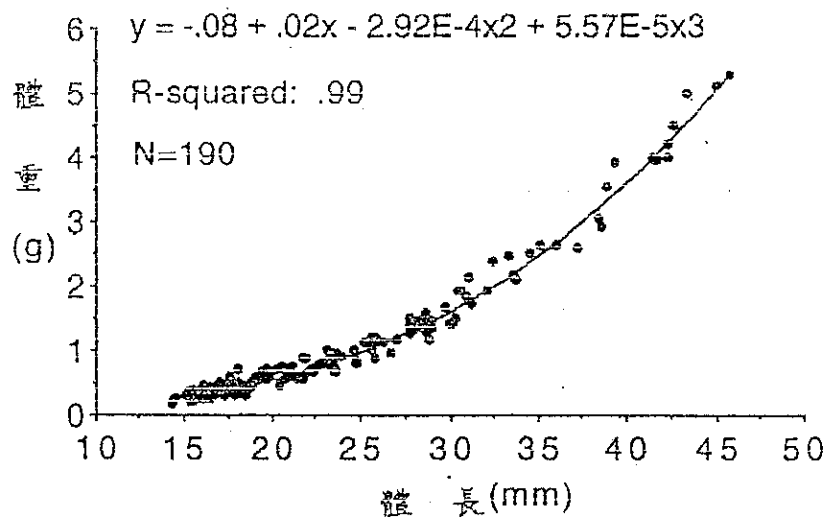
圖一、翡翠樹蛙(*Rhacophorus smaragdinus*)實驗地之地理相關位置



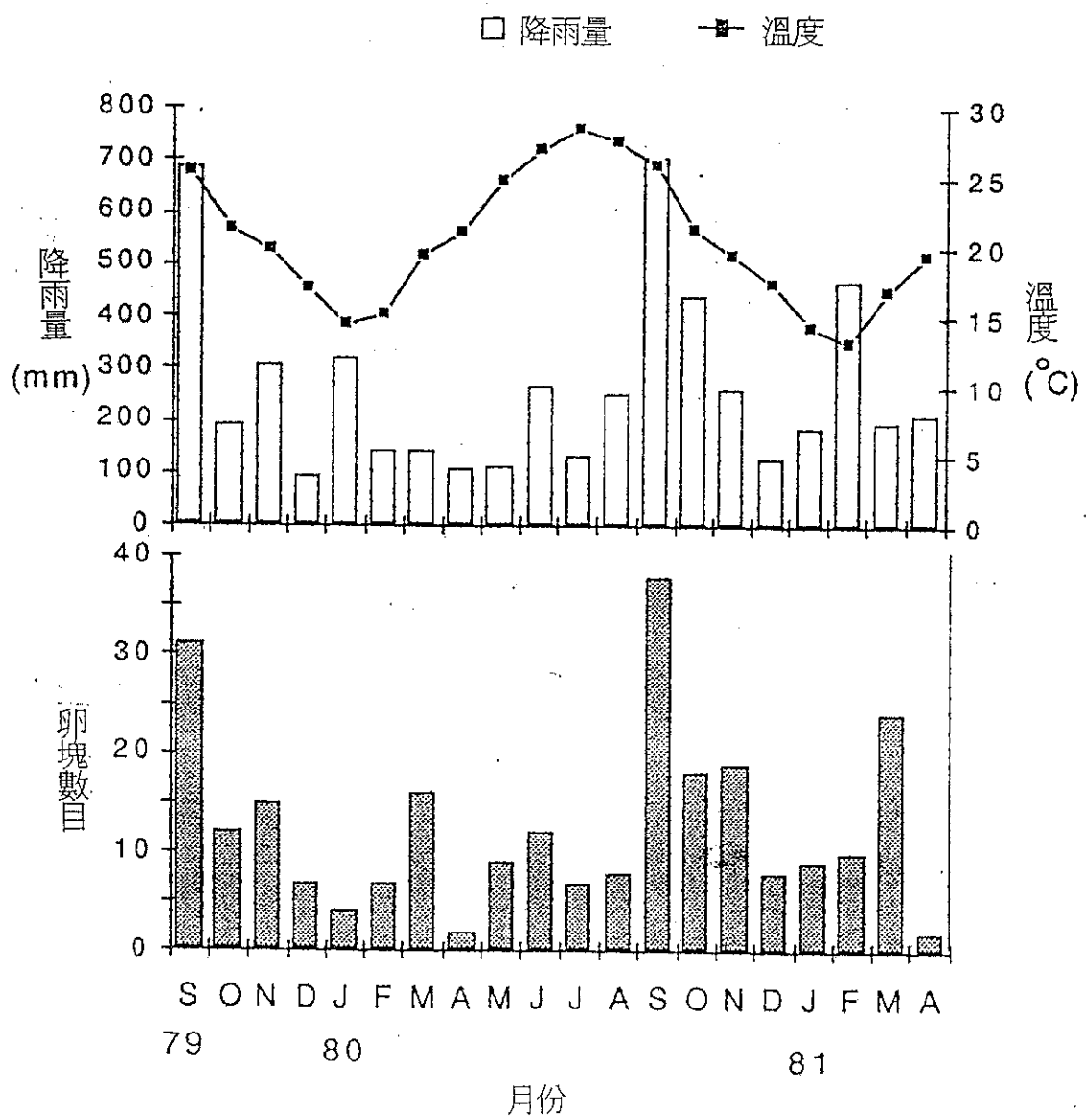
圖二、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)實驗地附近在民國79年9月至81年4月之月平均溫度及累積降雨量(資料來源：翡翠水庫氣象測候站所)



圖三、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)幼蛙體重及體長生長情形



圖四、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)幼蛙體長和體重之關係(520天內)



圖五、實驗地附近每月平均溫度、累積降雨量和翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)
卵塊數目月變化之關係

表一、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)每月之產卵位置(1990.9-1992.4)

產卵位置							
月份	蒲葵	池壁	銀合歡	野牡丹	海欖果	其他*	合計
1990.9	17	9	5				31
10	6	5	1				12
11	2	9	4				15
12	3	3	1				7
1991.1	1	2	1				4
2	4	3					7
3	3	11	2				16
4		2					2
5		7	2				9
6		5	7				12
7		7					7
8	4	2	2				8
9	20	4	10	3		1	38
10	9	3	5	1			18
11	3	8	3	1	4		19
12	1	5	2				8
1992.1	4	1		3		1	9
2	5	3	1	1			10
3	16	6		2			24
4	1			1			2
合計	96	93	45	12	4	2	258

*其他為產於水池外及花盆壁上

表二、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)卵塊每月孵化成功或失敗數情形(1990.9-1992.4)

月份	成功 數目	失 敗 原 因				
		遭寄生	乾死*	被雨打落水中	未受精	水池外
1990.9	4	24	3			
10	2	9	1			
11	6	7	2			
12	7					
1991.1	4					
2	4	2	1			
3	1	13	1		1	
4	1	1				
5	0	9				
6	0	11		1		
7	0	7				
8	0	8				
9	4	28	3	2		1
10	1	6	11			
11	12	4	3			
12	8					
1992.1	8		1			
2	6			4		
3	7	8	5	3	1	
4	1	1				
總計	76	138	31	10	2	1

* 包含蝌蚪孵化但乾死者

表三、實驗池附近之蛇類種類及出現月份

種類	出現月份															
	19 90				19 91				19 92							
	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
大頭蛇														1		
<i>Boiga kraepelini</i>																
青蛇									1		1					
<i>Cyclophiops major</i>																
紅斑蛇									3	1	3	2	2	1		1
<i>Dinodon rufozonatum</i>																
紅竹蛇											1	1				
<i>Elaphe porphyracea</i>																
錦蛇							1									
<i>Elaphe taeniura</i>																
擬歸殼花			1													
<i>Macropisthodon rudis</i>																
白梅花蛇													2		1	1
<i>Lycodon ruhstrati</i>																
赤背松柏根									1							
<i>Oligodon formosanus</i>																
臺灣鈍頭蛇				1						1				1		
<i>Pareas formosensis</i>																
斯文豪氏游蛇													1			
<i>Rhabdophis swinhonis</i>																
過山刀													1			
<i>Zaocys dhumnades</i>																
赤尾青竹絲	3	4				2	2	4	2				2	6	5	1
<i>Trimeresurus stejnegeri</i>																
龜殼花															1	1
<i>Trimeresurus</i>																
<i>mucrosquamatus</i>																
雨傘節								1	1	1	1	1	1	1		
<i>Bungarus mulricinctus</i>																
環紋赤蛇							1									
<i>Calliophis macclellandi</i>																

* 曾目睹吃翡翠樹蛙

不以蛙類為食物

表四、實驗池中其他蛙類出現之月份

種類	月 份											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
盤古蟾蜍 <i>Bufo bankorensis</i>	C,M	C	A	-	-	-	-	-	-	C,M	C,M	C,M
中國樹蟬 <i>Hyla chinensis</i>	-	C	C	C,M	C,M	C	C	C	C	-	A	A
小雨蛙 <i>Microhyla ornata</i>	-	A	C	C,M	C,M	C	C	C	C	-	A	A
面天樹蛙 <i>Chirixalus idiootocus</i>	C	A	C	C	C	C	C,M	C,M	C	C	-	A
白額樹蛙 <i>Polypedates megacephalus</i>	-	C	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	-	-	-
莫氏樹蛙 <i>Rhacophorus moltrechti</i>	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	-	-
台北樹蛙 <i>Rhacophorus taipeianus</i>	C,M	C	C	-	-	-	-	-	-	C	C,M	C,M
腹斑蛙 <i>Rana adenopleura</i>	-	-	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C	C,M	C	A	-
貢德氏蛙 <i>Rana guetheri</i>	-	-	-	C	C	C	C	C	C	C,M	-	-
古氏赤蛙 <i>Rana kuhlii</i>	A	A	-	-	-	-	-	-	-	A	-	-
拉都希氏蛙 <i>Rana latouchi</i>	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M	C,M
澤蛙 <i>Rana limnocharis</i>	-	-	A	C,M	C,M	C	C,M	C	C	C	A	-
長腳赤蛙 <i>Rana longicrus</i>	A,M	A	A	-	-	-	-	-	A	-	A	A,M
合計	6	9	10	8	9	8	8	8	9	8	7	6

A 表示爲成蛙但未鳴叫

C 表示鳴叫

M 表示交配

- 表示未發現

計畫名稱：翡翠樹蛙之研究（三）

The Study on Emerald Green Tree Frog (*Rhacophorus smaragdinus*)

計畫編號：83.保育-04(8)

執行期限：82.7~83.6

計畫主持人：呂光洋

計畫研究人員：高保齡、鄭振寬、向高世、陳志遠

執行機關：國立台灣師範大學生物系

摘要

胃內含物分析顯示，和翡翠樹蛙共棲蛙種的食性並沒有很大的差別。在分析過程中，發現有很多蛙都是空胃。這些蛙種主要的食物大都是節肢動物，盤古蟾蜍的食性複雜，牠吃食的動物類別極多，狹口蛙科中小雨蛙則偏好螞蟥。翡翠樹蛙和白領樹蛙都將卵泡下在樹上，而台北樹蛙則將卵下在泥地上。有關共棲蛙種間的食物，需要更多的野外觀察分析。

關鍵詞：胃內含物、食性、卵泡

ABSTRACT

Results from stomach content analysis indicate that there is no obvious difference in food habits of frogs occurred sympatrically with *Rhacophorus smaragdinus*. Frogs with empty stomachs were easily found among tree dwelling species. Most of their food items are arthropods. *Bufo bankroensis* was an omnivorous species. It takes various types of invertebrates. *Microhyla ornata* prefers ants. *Rhacophorus smaragdinus* and *Polypedates megacephala* laid their foamy eggs on the tree. While *Rhacophorus taipeianus* laid its eggs on the ground. More field observations are required about the diets among frogs live sympatrically.

Key words: stomach content, food habit, foamy egg

壹、前言

有關蛙類的資源分配利用在1960年代末期後就有許多報告，研究的方向也是朝棲地(Heyer and Bellin, 1973; Inger and Colwell, 1977; Placek, 1992)、時間(Bowker, 1979)及食性(Okochi and Katsuren, 1989)三方面去研究，結果顯示資源分配利用的情形十分顯著。除這三項以外，蛙種對產卵場所的選擇也是有差異(Utsunomiya et al., 1983)，還有捕食者也會影響資源的選擇(Woodward, 1983)。有關蝌蚪的資源分配利用的研究也不少(Heyer, 1973; Inger et al., 1986)。形成的機制包括種間競爭、生殖隔離、捕食者、生理及型態限制及環境因子等(Duellman, 1967; Toft, 1985)。

台灣目前的兩棲類研究大都是單一類型的生態學研究(莊1988;張淑美1989;張耀文1989;楊1987;陳1992)，而對群聚的研究很少，只有呂等(1990)就台灣兩棲類的生存環境，把台灣兩棲類分為四群，分別為--流動說水域型、靜止水域型、混合水域型、樹上型等，這四種環境皆有許多不同的種類生存於其間，就兩棲類活動範圍小、共存種類多、能確實記錄資源因子的特性來看，是研究資源分配利用的好材料。本研究是以活動於靜止水域及周圍植物上的蛙類為材料，來探討資源分配利用情形，方向包括：各蛙種對微棲地利用、產卵位置的選擇及種的消長等，最終目的在於探討翡翠樹蛙和共棲蛙種間在食物利用上是否有差別。另外在瞭解共棲蛙種對於下蛋地點的選擇是否有所不同。

貳、執行地點描述

實驗地位於台北縣新店市龜山里，翡翠水庫集水區內的大桶山山腰(北緯24度54分，東經121度34分)(圖1.)，海拔高度為376公尺，附近的植被主要是次生的闊葉林及人工栽種的植物。

研究期間選定一人工砌成邊長約4公尺水深約為2公尺的正方形蓄水池，池邊水泥護堤寬約30公分，雨水是唯一的水源。水池建於斜坡上，水池南面與地面相接，東西兩側地面為斜坡，北邊地面為一平台。水池四周有許多植物，主要有海欖果(*Cerbera manghas*)、銀合歡(*Leucaena glauca*)、蒲葵(*Livistona chinensis*)、姑婆芋(*Alocasia odora*)、月桃(*Alpinia speciosa*)、山葡萄(*Ampelopsis brevipedunculata*)、五節芒(*Miscanthus floridulus*)、野牡丹(*Melastoma candidum*)、肖楠(*Calocedrus fordavodoana*)，主要的小型草本植物有腎蕨(*Nephrolepis auriculata*)、鬼針草(*Bidens bipinnata*)、車前草(*Plantago asiatica*)等。水池內水面除有浮萍(*Spirodela polyrhiza*)覆蓋外，還有一些斷枝枯葉。

從1992年10月至1994年4月，當地月平均最高溫出現在1993年6月的26.9℃，最低溫在1993年1月的13.7℃；每月累積雨量最多為381mm出現在1993年6月，最低為1993年2月的81mm；1993年降雨量，為1847.2mm(圖2.)，這比1991年的30016.4mm(陳1992)少了許多。

為研究記錄方便，把水池及水池向外延伸的2尺的正方形範圍內畫分為64個邊長為1公尺的小正方形，詳細記錄蛙種及其所在的微棲地。

參、材料與方法

一、調查時間

自1992年10月份開始自1994年4月份止，共觀察19個月，期間每個星期至實驗持1-2次，調查時間由6:00pm至12:00pm，對水持內蛙類記錄微棲地及上標約三次，每次間隔約1.5小時。並且不定期做整夜觀察，時間由6:00am，每小時記錄一次，但不上標記。

二、體長、體重測量及標記

每晚所捕獲的蛙隻，以準確度達0.05mm的游標尺測量吻肛長(snout-vent length; SVL)，並以可測量5g；10g；30g；50；Pesola廠牌的彈簧秤，測量體重，二者皆測量三次取平均值。釋放前依Martof(1959)的去趾法(toe-clipping method)，作為永久標記。並且參照楊(1989)的腰環上標法，以方便臨時辨識。

三、環境因子的測量

將64個區域的環境因子加以量化(附錄1)，量取的因子包括：

- (一) 與水中心點的距離：以1-4的等級表示距水中心遠近。
- (二) 植物的覆蓋度：地面被樹葉(地面小草不算)遮蔽的比例。
- (三) 植物高度：以0-6的等級表示每區植物種類(地面小草不算)的高度；0表示無植物區；100公分以下為1；100-200公分為2；200-300公分為3；300-400公分為4；400-500公分為5；500公分以上為6。
- (四) 與水面落差：因為水持建在斜坡，所以除南邊區域外，其餘皆與水面有高度落差。
- (五) 地表型態：每個區域地表泥地、草地、植物(地面小草不算)及水面所佔的比例。

四、資源利用的記錄

記錄項目包括：食性及卵的位置等二項，方法如下：

(一) 食性

在上年度調查所得蛙類為材料。捉到蛙後，使用針筒把10%的福馬林注入蛙類胃中，以固定胃中酵素(馬等, 1992)，而後解剖做食性分析。每種食物被各蛙種捕食的次數均以隻次表示，1隻次表示該蛙種有1隻胃內出現該食物種類。

(二) 蛙卵的位置記錄

調查發現蛙卵時則記錄所在位置的型態特徵，記錄的因子與蛙類停棲位置因子完全相同。

肆、結果與討論

一、結果

(一) 食性

除中國樹蟾、長腳赤蛙外其餘皆有解剖觀察食性。8種蛙類除翡翠樹蛙及台北樹蛙外皆有攝食的記錄，攝食比例盤古蟾蜍、小雨蛙及腹斑蛙皆達100%(表1)。主要食物是節肢動物，小石塊、樹葉及種子等非動物性食物也有發現(表2)，盤古蟾蜍的食性最為複雜，白領樹蛙最單純，6種蛙類攝食最多的種類是鞘翅目。蛙類對食物的種類沒有專一性，但是小雨蛙攝食螞蟥的比例達100%。各蛙種間食物的差異性並不明顯，但樹棲性蛙類的食物沒有純地棲性種類；地棲性蛙類盤古蟾蜍及小雨蛙則可見到如蠅、鼠婦及馬陸等純地棲性種類。

(二) 產卵場所的選擇

研究期間記錄產卵的蛙類有---翡翠樹蛙、白領樹蛙、台北樹蛙、拉度希氏蛙、腹斑蛙及小雨蛙。

翡翠樹蛙、白領樹蛙及台北樹蛙的產卵方式是產生泡沫卵塊，翡翠樹蛙及白領樹蛙產卵泡的位置，大都是選擇於植物及水池壁為主(圖1)；翡翠樹蛙平均產卵高度為 93.4 ± 2.17 公分，白領樹蛙的平均產卵高度為 88.5 ± 1.68 公分，二者間沒有顯著的差異(表3)，唯一有差異的是產卵時間，翡翠樹蛙整年皆可見其產卵，高峰期在3月至4月及9月至10月，而白領樹蛙產卵期是在4月至8月，高峰期在7至8月(圖2)；台北樹蛙則都將卵泡產於水邊的泥洞或盆栽底下的縫隙中，沒有裸露的現象(圖1)，出現卵泡最多的區域是G3及G4，佔66.7%。翡翠樹蛙及白領樹蛙的產卵區域大都出現在水池的上方，尤其是水池南方區域(C6-F6)佔兩種蛙所有產卵區域的65.9%和70.3%(圖3)。

拉度希氏蛙、腹斑蛙及小雨蛙皆把卵產在水中。拉度希氏蛙把卵黏著在水池內的落葉斷枝上；而腹斑蛙的卵則懸浮於水面上(圖4)，至於產卵世間和活動期相符，所以產卵時間也是有區隔(圖5)。小雨蛙和腹斑蛙的產卵方式皆是將卵產於水面上，區隔情形不明顯，研究期間只發現一次小雨蛙產卵，時間在凌晨兩點，值得繼續觀察，是否和其他種類的產卵時間有差異。

二、討論

(一) 食性

食性區隔長久以來就被認為是群聚構成的重要因素，共棲種類食性的不同，可以減少種間的競爭，使共棲種類能和平相處(Elton, 1927; Vandermeer, 1972; Schoener, 1974)。蛙類食性的區隔主要可以分為兩項就是食物的種類不同及食物大小的不同(Okochi and Katsuren, 1989)。實驗池內蛙類對食物種類的選擇沒有明顯的差異(表2)，這種現象可能是取樣隻數太少的緣故。雖然解剖的樹棲性蛙類空胃情形很多(表1)，但以僅有的一些結果來看，實驗池的樹棲性蛙類沒有攝食只在地面活動的昆蟲，馬等(1992)也發現中國樹蟾及密梯樹蛙沒有捕食純地棲性昆蟲，這樣的結果顯示樹棲性蛙類的攝食地點可能在樹上，Hulse(1979)認為食物種類的選擇和蛙類活動的位置有關；至於樹棲性蛙類為何空胃比例過高，原因可能是採樣時間可能與攝食時間相隔太久或是生殖活動期的樹棲性蛙類吃的食物不多。小雨蛙的食性則和以往的研究一樣(杜及呂, 1982; 馬等, 1992)，以螞蟥為主食(表2)，可能是因為小雨蛙體型小所以捕食較小的螞蟥。盤古蟾蜍的食性最為複雜(表2)，可能是因為身體太大需要較多的能量，Duellman and Trub(1986)指出體型較大的兩棲類吃較多的食物；盤古蟾蜍的胃含物中經常可見大型昆蟲的碎片，這可能是體型大，吃的食物也較大，食物的大小則與蛙類的大小有密切的關係(Schoener, 1974)；以胃含物來判斷食物的大小有很大的困難，因為太過破碎，且不知破碎部位占身體比例的多寡，受範圍(Brattstrom, 1963; Duellman and Trub, 1986)，研究池的蛙類除拉度希氏蛙外，其餘活動時間和其他不同地點的同種蛙類活動時間差異不大(張淑美, 1989; 張耀文, 1987; 賴及呂, 1990; 徐, 1991; 楊, 1991)，可見不同蛙類組成對活動時間的影響不大，由此更顯出了生理因素對活動時間的重要性。

(二) 環境因素：

雖然研究池的範圍不大，但是一些微小的環境差異也有可能造成資源分配利用的現象。水池東邊池壁上有一排水口，造成東邊及北邊區域土壤較溼，這對以地面產卵的蛙類的分佈可能有影響，因為影響著子代存活的機率；水池內發現產卵於地面者只有台北樹蛙，雖然研究期間沒有發現面天樹蛙的卵，但根據張耀文(1989)年在陽明山區對面天樹蛙生殖行為所做的研究，面天樹蛙是將卵產於水池邊的潮溼泥土上，所以推測本研究池內的面天樹蛙應該也是把卵產在水池邊的泥土上。因此面天樹蛙及台北樹蛙分佈於東邊及北邊區域較多(附錄2)，也有可能受到環境的影響。

(三) 資源分配利用不顯著的項目

雖然研究的大多數蛙種間有資源分配利用的情形，但是地棲性蛙類群中的拉度希氏蛙、盤古蟾蜍及長腳赤蛙資源分配利用的現象不明顯，造成這種現象應該是長腳赤蛙及盤古蟾蜍的隻數太少對拉度希氏蛙不具競爭性，或是水池可以同時提供資源給這三種蛙類，所以這三種蛙類可以共同生存；至於拉度希氏蛙的產卵位置和長腳赤蛙及盤古蟾蜍不同，這是習性問題，應不是種間競爭或是生殖隔離所造成，因為其他地點的拉度希氏蛙產卵的策略和本研究池相同(賴及呂, 1990)；但也有可能是拉度希氏蛙選擇的產卵位置不同減輕了盤古蟾蜍及長腳赤蛙的壓力，造成三種蛙類得以生存。

翡翠樹蛙及白領樹蛙的停棲高度雖有差異，但是卵泡高度卻沒有什麼差異，樹蛙產卵高度主要是由雌蛙選擇(陳, 1992)，產卵的位置對後代的存活有很大的影響(Herreid and Kinney, 1967; Crump, 1983; Pfenning, 1990; Crump, 1991)，也許1公尺左右的高度，對雌蛙減少爬高能量的消耗及增加子代的存活率是最有利的平衡點。至於產卵的位置沒有差異，可能也是數量

的因素，4月至8月兩種蛙類的產卵重疊期，翡翠樹蛙只產下21個卵泡，白領樹蛙則產下58個，所以翡翠樹蛙的少量出現也許對白領樹蛙可能沒有什麼影響，或是水池能提供的資源可以足夠重疊期的兩種蛙類共同使用。樹棲性蛙類的停棲高度除了中國樹蟾及翡翠樹蛙和其他種類彼此間有差異外，白領樹蛙、面天樹蛙及台北樹蛙在樹上的停棲高度沒有差異；台北樹蛙是冬天活動和其他兩類不重疊，所以沒有競爭及生殖隔離的顧慮；白領樹蛙及面天樹蛙的體型大小不同，Duellman(1967)認為體型的差異會避免交配錯誤的發生，研究期間沒有見到二者互相交配錯誤的現象。

伍、結論

實驗池內蛙類對食物種類的選擇沒有明顯的差異，這種現象可能是取樣隻數太少的緣故。雖然解剖的樹棲性蛙類空胃情形很多。但以僅有的一些結果來看，實驗池的樹棲性蛙類沒有攝食只在地面活動的昆蟲，這樣的結果顯示樹棲性蛙類的攝食地點可能在樹上。小雨蛙的食性則和以往的研究一樣，以螞蟥為主食。盤古蟾蜍的食性最為複雜，可能是因為身體太大需要較多的能量。所以判定食性的大小，應該先對該地點的昆蟲做調查，並且建立不同大小的昆蟲其身體各部位的大小的對照表。

陸、參考文獻

- 呂光洋，林政彥，莊國碩。台灣區野生動物資料庫（一）兩棲類(II).行政院農業委員會79年生態研究008號。157頁。
- 杜銘章，呂光洋。1982。十一種台灣產兩棲類食性研究。台灣省立博物館年刊。第二十五卷。225-234頁。
- 徐剩揮。1991。台灣中部地區拉都希氏蛙年生殖型式。私立東海大學生物研究碩士論文。45頁。
- 馬曉筠，呂光洋，黃薇菁，王定中。1992。十五種台灣產蛙類的食性研究。師大生物學報。第二十七期。45-53頁。
- 張淑美。1989。白領樹蛙生殖行為之研究。國立台灣大學動物研究所碩士論文。67頁。
- 張耀文。1989。面天樹蛙生殖生物學之研究。國立台灣大學動物研究所碩士論文。66頁。
- 莊國碩。1988。艾氏樹蛙生殖生物學之研究。國立台灣師範大學生物研究所碩士論文。74頁。
- 陳賜隆。1992。翡翠樹蛙之生殖行為及生態學之研究。國立師範大學生物研究所碩士論文。80頁。
- 楊懿如。1987。台北樹蛙之生殖行為研究。國立台灣大學動物研究所碩士論文。58頁。
- 賴俊祥，呂光洋。1990。台灣的兩棲動物。台灣省教育廳出版。110頁。
- Bowker, R. G., M. H. Bowker. 1979. Abundance and distribution of anurans in a Kenyan pond. *Copeia*. 1979:278-285.
- Brattstrom, B. H. 1963. Preliminary review of the thermal requirements of amphibians. *Ecology* 44:238-255.
- Crump, M. L. 1983. Opportunistic cannibalism by amphibian larva in temporary aquatic environments. *Amer. Natur.* 121:281-287.
- Crump, M. L. 1991. Choice of oviposition site and egg load assessment by a treefrog. *Herpetologica*. 47(3):308-315.

- Duellman, W. E. and L. Trueb. 1986. Biology of amphibians. McGraw-Hill Book company. 670pp.
- Duellman, W. E. 1967. Courtship isolation mechanisms in the Costa Rican hyliid frogs. *Herpetologica*. 23: 169-183.
- Elton, C. S. 1927. Animal ecology. Sidgwick and Jackson, London. 204pp.
- Herreid, C. F., S. Kinney. 1967. Temperature and development of the woodfrog, *Rana sylvatica*, in Alaska. *Ecology*. 48:579-590.
- Heyer, W. R., M. S. Bellin. 1973. Ecological notes on five sympatric *Leptodactylus* (Amphibia: Leptodactylidae) from Ecuador. *Herpetologica*. 29:66-72.
- Hulse, A. C. 1979. Notes on the biology of *Pleurodema cinerea* in the northern Argentina. *J. Herpetol.* 13:153-156.
- Inger, R. F., H. K. Voris and K. J. Frogner. 1986. Organization of a community of toadpoles in rain forest stream in Borneo. *J. Trop. Ecol.* 2:193-205.
- Inger, R. F. and R. K. Colwell. 1977. Organization of contiguous communities of amphibians and reptiles in Thailand. *Ecological Monographs*. 47:229-253.
- Oguchi, I. and S. Katsuren. 1989. Food habits in four species of Okinawan frogs. *Current Herpetological in east Asia*. pp.405-412. By the Herpetological society of Japan.
- Pfenning, D. W. 1990. "Kin recognition" among spadefoot toad tadpoles: A side-effect of habitat selection? *Evolution* 44:785-798.
- Ptacek, M. B. 1992. Calling sites used by male gray treefrogs *Hyla versicolor* and *Hyla chrysoscelis* in sympatry and allopatry in Missouri. *Herpetology*. 48: 373-382.
- Schoener, T. W. 1968. The Anolis lizard of Bimini: Resource partitioning in a complex fauna. *Ecology* 49:704-726.
- Toft, C. A. 1985. Resource partitioning in Amphibians and Reptiles. *Copeia*. 1985:1-22.
- Utsunomiya, Y. and T. Utsunomiya. 1983. Habitat segregation observed in the breeding of five frog species dwelling in a mountain stream of Okinawa island. *Annotationes Zoologicae Japonenses*. 56:149-153.
- Vandermeer, J. H. 1972. Niche theory. *An. Rev. Ecol. Syst.* 3:317-349.
- Woodward, B. D. 1983. Predator-prey interactions and breeding-pond use of temporary-pond species in a desert anuran community. *Ecology* 64:1549-1555.

表五、翡翠樹蛙(*R. smaragdinus*)與實驗池中的其他蛙類的資源利用分配和隔離情形

種類	體型	叫聲	鳴叫位置	生殖行為	產卵位置	生殖季節
盤古蟾蜍 <i>Bufo bankorensis</i>	I*	I	I	I	I	PO
中國樹蟾 <i>Hyla chinensis</i>	I	I	PO	I	I	PO
小雨蛙 <i>Microhyla ornata</i>	I	I	I	I	I	PO
面天樹蛙 <i>Chrixalus idiootocus</i>	I	I	PO	I	I	PO
白領樹蛙 <i>Polypedates megacephalus</i>	O	I	O	O	O	PO
台北樹蛙 <i>Rhacophorus taipeianus</i>	I	I	I	PO	PO	PO
腹斑蛙 <i>Rana adenopleura</i>	?	I	I	I	I	PO
貢德氏蛙 <i>Rana guetheri</i>	I	I	I	I	I	PO
拉都希氏蛙 <i>Rana latouchi</i>	?	I	I	I	I	O
澤蛙 <i>Rana limnocharis</i>	?	I	I	I	I	PO
長腳赤蛙 <i>Rana longicrus</i>	?	I	I	I	I	PO

* I 隔離

O 重疊

PO 部份重疊

? 不確定

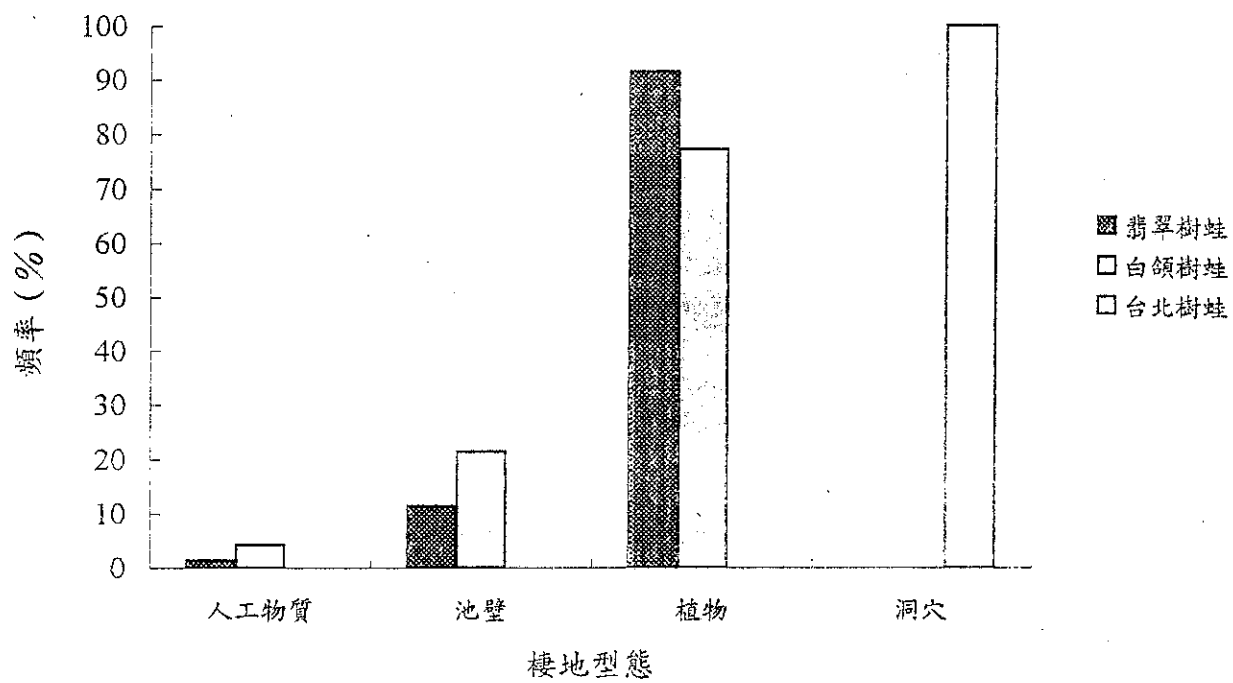


圖1. 翡翠樹蛙、白領樹蛙及台北樹蛙卵泡所在位置

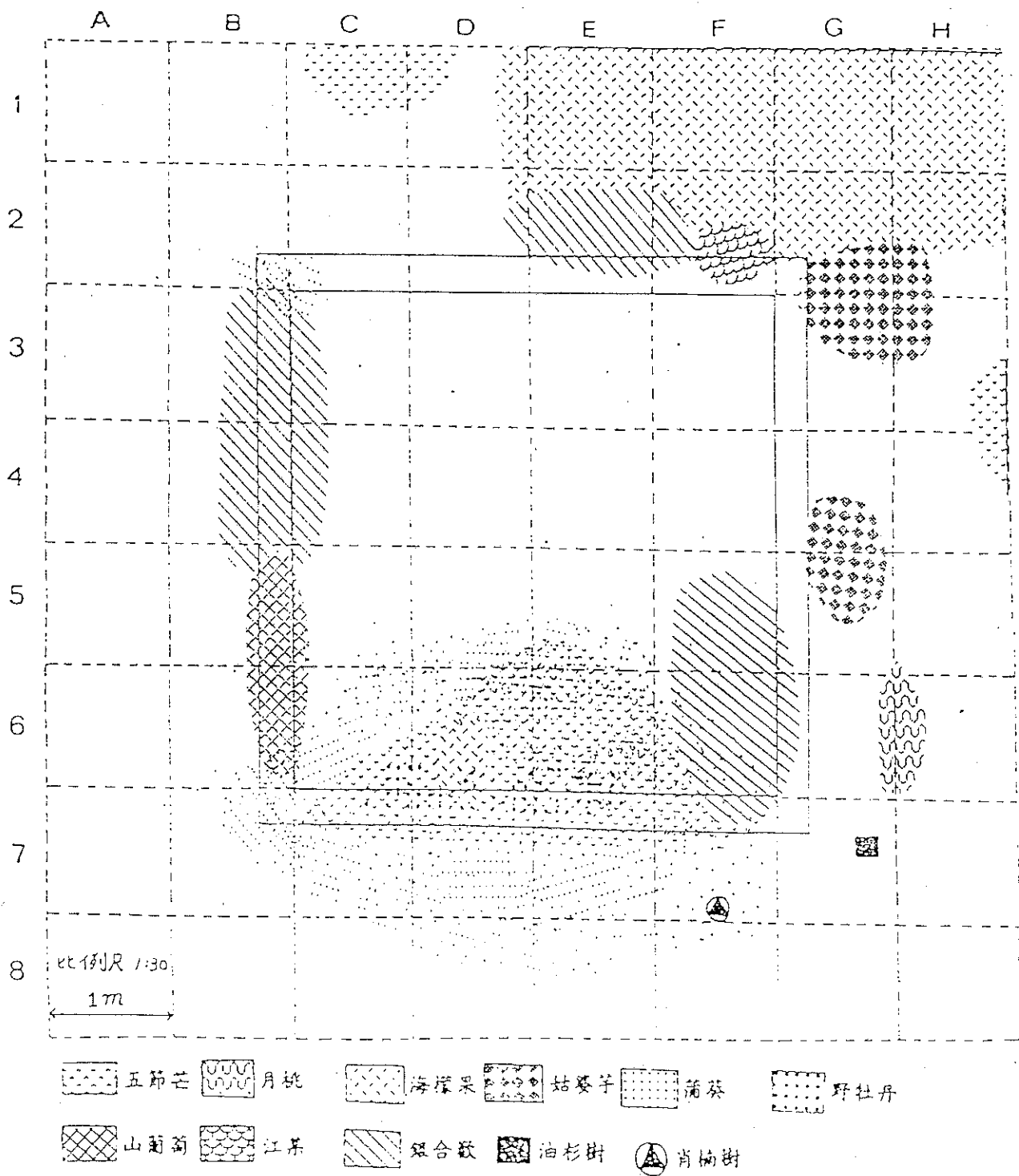


圖3. 實驗池的畫分及各植物的覆蓋範圍

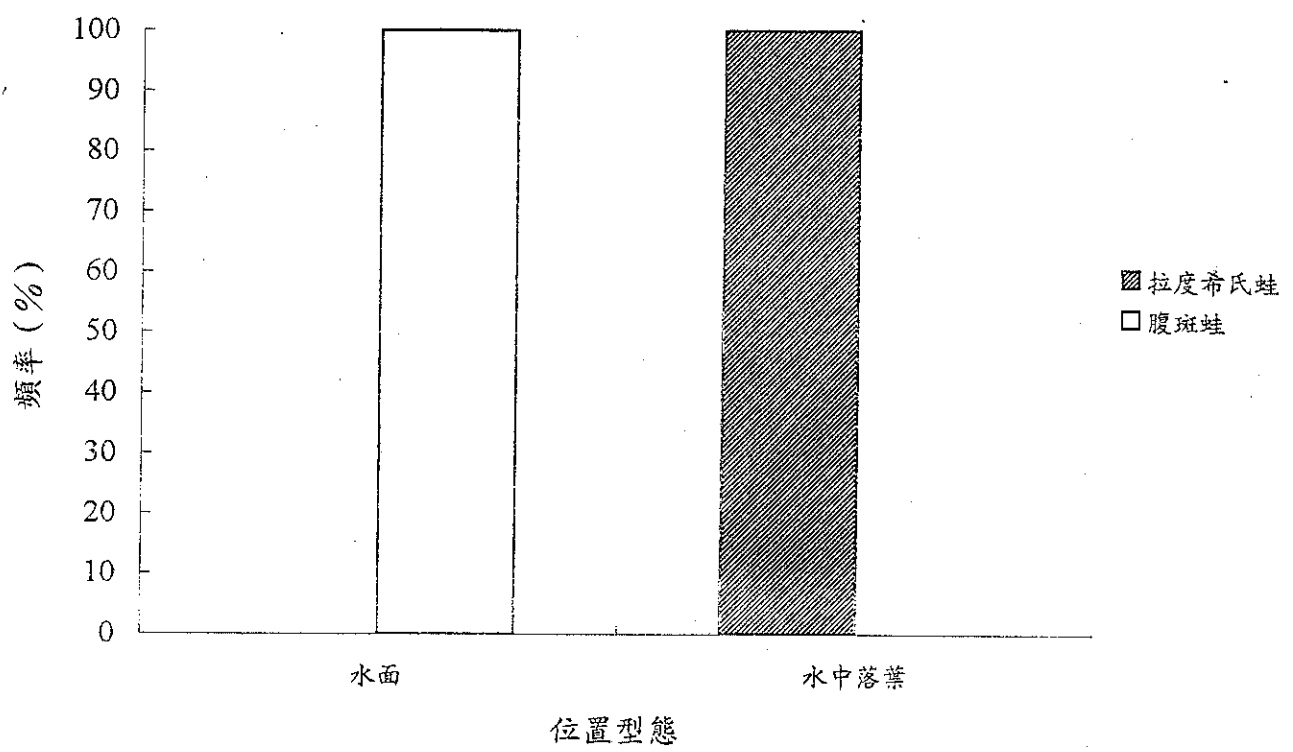


圖 4. 拉都希氏蛙及腹斑蛙卵塊所在位置

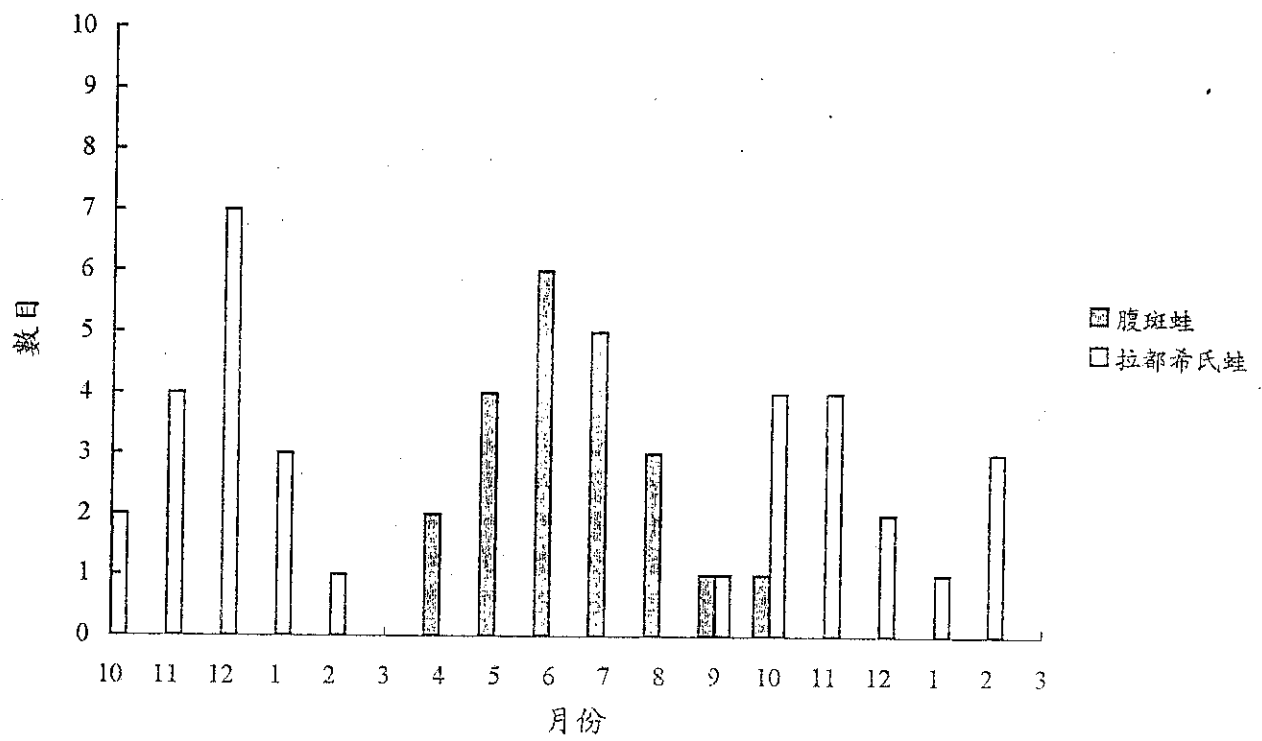


圖 5. 拉都希氏蛙及腹斑蛙各月份卵塊數目

表 1. 八種蛙類攝食的比例

蛙種	捕捉隻數	攝食隻數	攝食比例
翡翠樹蛙	1	0	—
白領樹蛙	8	2	25%
台北樹蛙	1	0	—
面天樹蛙	16	7	44%
腹斑蛙	6	6	100%
拉都希氏蛙	12	9	75%
盤古蟾蜍	6	6	100%
小雨蛙	7	7	100%

表 2. 八種蛙類的食物種類、食物的活動位置及各種食物種類被捕食比例

蛙種	食物種類	食物棲地型態	攝食隻次
翡翠樹蛙	空胃		0 (0%)
台北樹蛙	空胃		0 (0%)
白領樹蛙	鞘翅目	G; P; A	1 (12%)
	直翅目	G; P; A	1 (12%)
	空胃		6 (76%)
面天樹蛙	直翅目	G; P; A	1 (6%)
	蜘蛛	G; P	2 (13%)
	鱗翅目----幼蟲	G; P	1 (6%)
	雙翅目----蚊子	P; A	2 (13%)
	植物種子		1 (6%)
	空胃		9 (56%)
腹斑蛙	鞘翅目----虎螢科	G; P; A	1 (17%)
	不知名	G; P; A	2 (33%)
	膜翅目----螞蟥	G; P	3 (50%)
	直翅目	G; P; A	1 (17%)
	蝸牛	G; P	1 (17%)
	石頭		1 (17%)
拉都希氏蛙	草翅目----細腰蜂科	G; P; A	1 (8%)
	鱗翅目----幼蟲	G; P	1 (8%)
	半翅目----椿象科	G; P; A	1 (8%)
	鞘翅目----步行蟲	G; P; A	1 (8%)
	烏陸	G	1 (8%)
	蜘蛛	G; P	2 (17%)
	蝸牛	G; P	1 (8%)
	石頭		2 (17%)
	枯葉		1 (8%)
	空胃		3 (25%)

註：隻次：該蛙種胃內出現食物種類的隻數

G---地面

P---植物

A---空中

表 3. 翡翠樹蛙及白領樹蛙卵泡高度

蛙種	平均高度 $\pm$ SD	95% C. I.
翡翠樹蛙	93.40 $\pm$ 2.17	83.37-104.47
白領樹蛙	88.5 $\pm$ 1.68	77.62-102.32

註：1. 2-tailed independent t-test
2. data log transformed

伍、結論

實驗池內蛙類對食物種類的選擇沒有明顯的差異，這種現象可能是取樣隻數太少的緣故。雖然解剖的樹棲性蛙類空胃情形很多。但以僅有的一些結果來看，實驗池的樹棲性蛙類沒有攝食只在地面活動的昆蟲，這樣的結果顯示樹棲性蛙類的攝食地點可能在樹上。小雨蛙的食性則和以往的研究一樣，以螞蟥爲主食。盤古蟾蜍的食性最爲複雜，可能是因爲身體太大需要較多的能量。所以判定食性的大小，應該先對該地點的昆蟲做調查，並且建立不同大小的昆蟲其身體各部位的大小的對照表。

計畫名稱：阿里山地區台灣山椒魚族群之研究

Population ecology of Taiwanese salamander in A-Li Mountain area

計畫編號：83保育-04(09)

執行期限：82.7-83.6

計畫主持人：呂光洋

計畫研究人員：

執行機關：國立台灣師範大學生物系

合作機關：無

摘要

自民國八十二年七月至八十四年五月，我們在阿里山姐妹潭地區對台灣山椒魚的族群進行研究。研究的方向包括族群生態及族群遺傳等方面。整個研究中共計捕獲了274隻次的個體，標放230隻次，其中61隻次為再捕獲的個體，最長捕捉間隔為二十個月，總再捕獲率為26.52%。單月捕獲量以八十三年三月及同年七月30隻最高，八十三年十二月2隻最低。棲地方面，台灣山椒魚最常棲息於石塊下，接觸底質為泥土的環境，石塊的面積在403.43~1096.64平方公分。所測量的氣溫、接觸底質溫、體溫很明顯的隨月分而變。捕獲的個體中66%的個體尾部沒有缺刻，有缺刻者，缺刻數以一個為多。

以Jolly-Seber標放再捕法估計之族群量，以月為單位時，估算量最高為八十三年十月455隻，八十二年十一月39隻最低。平均而言，此地的穩定族群量應該在40至300隻之間。以季為估算單位時，估計族群量為八十三年秋季623隻最高，八十二年秋季66隻最少，平均估算量和月分為單位者相去不遠。而由此計算而得的族群密度為0.013-0.1隻/m²。

族群的年齡結構方面，成體、初生個體的出現呈季節性的變化，而亞成體在樣區內一直保持穩定出現。族群結構有明顯年變化的現象。族群遺傳結構方面，以阿里山(13隻)、南橫啞口(4隻)、塔塔加鞍部(5隻)、上東埔(2隻)等四個族群為比較族群，在所檢視的23個異構，18個基因座明顯可讀。平均異基因合子值在0.189-0.244，基因座多型性的比例在0.222-0.444，每基因座的對偶基因數在1.2-1.6。四個族群之間的分化指數值Fst=0.433，屬中度分化，表示四族群在遺傳上有分化的現象。

整體而言，阿里山區台灣山椒魚族群相當穩定，主要的原因可能來自於族群內基因歧異度高的原因。

壹、前言

台灣山椒魚(*Hynobius formosanus*) 為台灣的特有種兩棲類，最早為楚南仁博首次發現，爾後的研究大都著重在分類上的研究(陳及呂，1987)。其他方面的研究直到近年有食性(杜及呂，1982)、核型(Iizuka & Kakegawa, 1989; Seto & Utsunomiya, 1987)、蛋白質電泳(Kakegawa *et al.*, 1989)、產卵及初生幼體(Kakegawa *et al.*, 1989; Lue & Chuang, 1992)、禦敵行為(Yeh *et al.*, 1988)、生態(陳及呂，1986；葉等，1994)、地理分佈(呂等，1990)等。依照呂等(1990)的調查認為其有特定區域性的分布，主要分布在台灣南部的2000公尺以上的山區。雖然學者對台灣山椒魚的研究是多方面的，但是對於這種名列保育類的生物而言(行政院農業委員會，1988)，對其在生態、族群上的研究實在是太少了。葉等(1994)在比較了阿里山及新中橫沿線的台灣山椒魚族群後，認為阿里山的族群在這幾個之中是最穩定的。但是文章中並未對各地的族群量作估算，對於我們要瞭解一些基本族群上的特色，或真正的族群的變動，甚或造成族群穩定的因子都需要再進一步的研究。而長期性的研究也是相當少的。

近年來，在族群生物學方面，除了傳統的族群生態學之外，族群遺傳學的引入，異構電泳的觀念及技術的純熟，使我們能對一族群的特性能有新的觀點。因此本研究選定阿里山區，進行族群的估算，以瞭解族群數量、及數量在季節及月份之間變化的情形，同時由標放再捕捉法所獲得的個體資料得知能存活的最大年齡、成長率。另一方面由族群的年齡結構，遺傳結構等資料來得知是棲地或是遺傳上的因子造成阿里山地區的族群量穩定。

貳、研究地點

本研究樣區位於林務局阿里山森林遊樂區內姐妹潭北方的一個山谷內，海拔2270公尺，總面積3000 m²，區內散生紅檜及柳杉，地表散佈石頭及枯木等物體，其中枯木數量遠少於石頭，林下種植有山葵(圖一)。詳細描述見陳及呂(1986)。

參、研究方法

從民國八十二年七月始，至八十四年五月止，約每個月一次前去樣區調查，初期每次調查人數在二至四人，進行一年後發現捕獲量會隨人數的多寡而變化，因此在自八十三年九月始每月僅一人至樣區調查。每次調查時，在樣區內，檢視所有地表物之下是否有山椒魚，若有則捕捉進行測量，然後再釋回。測量的項目包括吻肛長(sv1)、尾長、頭長、頭寬、體重、體溫、尾部缺刻數、體色、趾型等，同時記錄其棲地，所記錄的棲地因子包括覆蓋物的種類、大小、底質類型、氣溫(發現地上方一公尺)、底質溫度。此外為了估算其族群數量的大小，以去趾法(Martof, 1953)(圖二)給予每一個個體一個編號，然後再以Jolly-Seber標放再捕捉法(Seber, 1982)來計算此地區每個月及每個季的族群數量。少部分的個體帶回實驗室，以進行其族群遺傳結構的研究，並同時在南橫啞口、塔塔加鞍部及上東埔山莊等地進行採集，以作為族群之間遺傳結構差異之比較研究。

族群遺傳的研究使用異構電泳的方法。山椒魚在攜回實驗室後以乙醚犧牲山椒魚後，取出其肝臟，磨碎組織，以小片濾紙吸取組織液，以進行水平凝膠電泳(Ayala *et al.*, 1972; Harris & Hopkinson, 1976; Sato, 1982; Shoaw & Prasad, 1970)。基因座的位置、電泳圖譜及基因型的描述依照Murphy & Crabtree(1985)。測定的異構如下：

- (1) Aspartate amino peptidase (AAP)
- (2) Aspartate aminotransferase (AAT)

- (3) Aconitase (ACO)
- (4) ACPH
- (5) Alcohol dehydrogenase (ADH)
- (6) Aldolase (ALD)
- (7) Catalase (CAT)
- (8) Esterase (EST)
- (9) Fluorescent Esterase (F-EST)
- (10) Fructose 1,6-diphosphoriase (F16DP)
- (11) Glucose dehydrogenase (GDH)
- (12) Glucose-3-phosphate dehydrogenase (G3PDH)
- (13) Isocitrate dehydrogenase (IDH)
- (14) L-Lactate dehydrogenase (LDH)
- (15) Malate dehydrogenase (MDH)
- (16) Mannose-6-phosphate isomerase (MPI)
- (17) Peroxidase (PER)
- (18) Peptidase (PEP)
- (19) 6-Phosphogluconate dehydrogenase (6PGD)
- (20) Phosphogluconate isomerase (PGI)
- (21) Phosphoglucomutase (PGM)
- (22) Shikimate dehydrogenase (SKDH)
- (23) Superoxide dismutase (SOD)

異構 資料依 Selander *et al.* (1971) 所提出的特徵來解釋，然後計算平均異基因型數目 (H)，基因座多態性的比例 (P)，各基因座平均電泳圖數 (A)。所有樣本在遺傳上的分化以 Hillis (1984), Nei (1978), Roger (1972) 所發展之遺傳距離係數來估算。這些都在 BIOSYS-1 (Swofford & Selander, 1981) 電腦軟體中完成。除此之外尚計算 Fst 值，推算族群間及族群內的基因分化程度。被犧牲的山椒魚除了取出其肝臟之外，同時取出其生殖腺，檢視性腺的成熟度，同時也測量其形值，以得知台灣山椒魚生殖季及性成熟年齡的資料。

捕獲的個體依吻肛長每 10mm 為一類別，以下列的公式計算生長率 (mm/天)：生長率 = (再捕獲時的吻肛長 - 最近一次捕獲時的吻肛長) / 捕獲間隔日數。同時，也可以計算其體重的增加速率。

相關的統計都在 STATOGRAPH ver. 6.0 中完成，主要圖形以 Microsoft Excel ver. 5.0 及 ImagePals 繪圖軟體中完成。

肆、結果

在整個研究的過程中共計捕獲了 274 隻 (包括發現但逃逸者)，標放了 230 隻，有再捕獲了 61 隻次 (表一)，最長的再捕捉間隔為二十個月 (表二)，最短一個月，其中捕捉後次月再捕獲者 (再捕獲間隔為一個月) 17 隻最多，其之為 2 個月有 12 隻，其後依次遞減，總再捕獲率為 26.52%。單月捕獲量方面，以八十三年三月及同年七月最高，計 30 隻 (圖三)，以八十三年十二月的 2 隻最低。再捕獲量以八十三年七月最高，計 11 隻，但再捕獲率以八十四年五月分的 50% 最高 (圖四)。單月分的再捕獲率變動很大，在捕獲個體較少的月分，再捕獲率為 0，其他月分一般維持在 30~40% 之間，再捕獲率在研究的期間似有漸漸增高的趨勢。

棲地

在所捕獲的個體中，有 223 隻次是躲藏在石塊底下 (圖五)，少部分在木塊、樹枝之下，調

查期間也曾見過在沒有覆蓋物的情況下活動的個體(2隻)。覆蓋物的面積的比較，由於是面積值為平方單位，所以在取自然對數(ln)值之後，作圖如圖六，我們可以發現山椒魚利用的覆蓋物的面積主要是 403.43 ~ 1096.64 平方公分者(38%)，其次為 148.41 ~ 403.43 平方公分(27%)、及 1096.63~2980.96 平方公分(18%)。山椒魚利用的覆蓋物面積呈常態分布的現象，換句話說，也就是山椒魚不會利用太大或太小的覆蓋物，利用長寬約在 15~40 公分之間的覆蓋物。而覆蓋物下之底質環境，最多是泥土，其次是碎石、石塊、落葉等，少數在水中被發現(圖七)。棲地的溫度方面(圖八)，從八十二年十月開始記錄，由所量得的氣溫及底質溫，可以發現二者的差別很小，通常底質溫高於氣溫且較為穩定，而棲息在此的山椒魚體溫也較高於氣溫及底質溫，但也隨著季節在變化。將體溫分別對氣溫及底質溫度作線性迴歸，可以求得兩者之間的變化公式：體溫 = 0.9121 氣溫 + 5.627 ($r=0.6328$, $R^2=0.4073$) (圖九)；體溫 = 1.1378 底質溫 + 3.002 ($r=0.6021$, $R^2=0.3625$) (圖十)。這兩個公式的 R^2 值都不高，表示迴歸的結果可信度中等，但是由直線的斜率我們可以看出體溫變化的程度較氣溫為低，但是較底質溫為高，而常數項告訴我們體溫皆較氣溫及底質溫為高。個體的離水距方面，月份之間有明顯的差異 ($F_{17,241}=12.23$, $P<.01$) (圖十一)，由二年的資料中我們可以發現每年二月至九月捕獲個體的平均離水距離較遠，範圍在 3 至 10 公尺之間，而十月至翌年一月平均離水源較近，距離不到一公尺。

捕食強度

我們以所捕獲山椒魚個體尾部的缺刻，當作是山椒魚受天敵侵襲時，脫逃後所留下來的傷痕，因此尾部的缺刻數愈多，表示所受到天敵的壓力愈大，反之愈小。如圖十二所示，將近 66% 所捕獲的個體尾部缺刻數為零，表示未曾遭到天敵的捕食，其餘的 34% 的個體尾部都有缺刻，缺刻數最少為 1 個，最多為 5 個，最嚴重的是整個尾部斷掉。缺刻數為 1 者所佔比例最高(24.5%)，斷尾者所佔比例最少(0.4%)。

族群估算量

將各月分捕獲的個體，若為再捕獲的個體找出其最近一次被捕捉的時間，結果整理如表一。依 Jolly-Seber 法的族群估算量如圖十三。估算量都以十月最高(82 年 363 隻；83 年 455 隻)，但是這二個月的估計誤差值都很大，因此在略去這兩個月，圖形第二個高峰在每年的二、三、四月，估計的數量都在 250 隻以上，至於其他各月分以八十二年估計量為 39 隻最低，由結果看來此地區的穩定族群量應該在 40 至 300 隻之間。

由於以月份為單位的估算可能因為每個月的捕獲量太小而產生很大的誤差，因此嘗試以季為單位，即每年的二、三、四月為春季；五、六、七月為夏季；八、九、十月為秋季；十一月至翌年元月為冬季。各季節的標放再捕捉的結果如表三，估算量如圖十四。各季節的族群量以八十三年秋季 623 隻最高，以八十二年秋季的 66 隻最少。八十三年秋季的估算值有很大的誤差值，因此結果並不可信，在略去不比較後，我們可以發現，每年的春季的族群最高，然後遞減，秋、冬季為數量的低點。以季為單位的族群估算結果顯示此地區的山椒魚族群量在 60 至 330 之間。這和月分的結果相差不遠。

族群結構

年齡結構

年齡結構在本研究中以吻肛長作為依據，我們依照下列標準將山椒魚分為四個年齡，初生個體：吻肛長小於 25mm，此時個體的體色為深黑色雜有淡色斑點；幼體：吻肛長介 25 - 40mm 之間的個體，此時體色轉變為成體的暗紅色，但年齡未超過一年；亞成體：吻肛長介 40 - 53mm 之間，年齡超過一年但尚未性成熟；成體：由解剖資料得知，性成熟個體的最小吻肛長為 53mm，因此假定吻肛長在此值之上都是成體。因為以月為單位的樣本太小，所以族群結構的變化以季為單位，而以所捕獲的個體吻肛長大小為依據。如圖十五所示，初生個體在每年的春季最多，而八十四年春季樣區內所捕獲的初生個體最多，八十三年四季並沒有明顯的差別。捕獲個體中

通常數量最少的是幼體，最為常見的是亞成體，在每個季節的變化幅度都較小。當我們將四種大小的個體以百分比的型式來分析時，圖十六中可見，成體在冬季及春季最常出現在樣區之內，其中又以冬季為最，夏、秋兩季較少。成體在樣區內出現似有年變化的情形。

族群個體成長率

不同吻肛長的山椒魚其生長率並沒有很大的不同($F_{4,54} = 1.002, p = 0.4147$)，圖十七中是列出各年齡層以爲 10mm 為區間時所分析的生長速率及其標準誤。圖十七中可見，較小的個體其生長速率較為遲緩，而因為樣本數的原因，生長率呈現負值。成長速率最快的是吻肛長 60mm 以上的個體，每日可長 0.028mm，全體的平均生長率為 0.0142 ± 0.0203 mm/天。若我們去除人為的分類，將每一隻個體的吻肛長及其生長率作迴歸圖。迴歸方程式為：生長率 = 0.0135 吻肛長 - 0.0578 ($r = 0.1733, R^2 = 0.03$)，這表示生長率和吻肛長呈非常低度的相關，生長率並不隨著年齡的變化而變化，暗示了山椒魚可能是各年齡層是定速生長的可能。

至於個體吻肛長和體重之間的相關聯性可見圖十九。在圖十九中仍舊可見較小的個體體重增加的較慢的現象，但這在統計上並非顯著($F_{4,54} = 0.190, p = 0.9424$)，幾乎是完全相同。當我們捨棄了人為的分法之後，以個體體重對吻肛長作迴歸(圖二十)，可得方程式：體重 = 0.1131 吻肛長 - 2.388 ，相關係數 $r = 0.8312$ 屬高度相關，但 $R^2 = 0.6909$ ，屬可信度中等的結果。而當迴歸的類型為指數(exponential)時(圖二十一)，我們可以得到可信度較高的結果($R^2 = 0.8888$)，這表示了體重的增加速率隨體長的增加而增加。吻肛長和其他個體的形值之間的相關性方面(圖二十二至二十四)，僅尾長和吻肛長的相關係數較大(圖二十二)，頭長(圖二十三)的情形也相似，表示吻肛長和尾長、頭長為同速生長(isometric growth)，但是吻肛長和頭寬(圖二十四)則相關度較低，表示這吻肛長和頭寬為異速生長(allometric growth)。

族群遺傳結構

本研究共用了阿里山、南橫啞口、塔塔加鞍部、上東埔等四地的族群作遺傳結構的分析。在所用的 23 個酵素中，有 18 個基因座可明顯判讀，這包括了 AAP, ACO-1, ACO-2, EST-1, EST-2, F-EST-1, F-EST-2, IDH-1, IDH-2, LDH, MDH, ME-1, ME-2, PER, PGM-1, PGM-2, SOD 等。表四中列出這些酵素的頻率，其中 AAP, ACO-1, EST-1, IDH-1, ME-1, 6PGD 為同型性(monomorphic)的基因座，其他則為多型性(polymorphic)的基因座。平均的異基值(H)範圍在 0.189 - 0.244 之間、基因座多態性的比例(P)範圍在 0.222 - 0.444 之間，每個基因座的對偶基因數(A)範圍在 1.2 - 1.6 之間(表四)。基因型的頻率和哈溫定律的預測值相當接近，但是較預測值有較高的異基因合子的比例。這四個族群中，變化最大的是阿里山的族群，H, P, A 三個數值都是最大的。

將四個族群相互之間的遺傳距離計算之後，結果如表五，這其中我們可以發現塔塔加鞍部的族群和上東埔山莊的族群根本沒有任何的差別，而阿里山和南橫啞口者較為相近，但是阿里山的族群和其他三個族群保持相近的遺傳距離。若以族群之間分化指數的 F_{st} 值，如表六中所列出來的平均值 0.433，這屬於中度分化，表示這四個族群在遺傳結構上有些許的差異。但族群之間的差異，若以日本產溪流型山椒魚，種間的 Nei 距離約在 0.35-0.45(Matsui, 1987)左右為標準，並未達到種化的地步。

伍、討論

研究期間，連續兩年都發現一月底、二月初山椒魚的捕獲量開始突然升高，而估計的族群量也呈現同樣的情形，這種在春天地面活動增加的現象(Spring emergence)可能牽涉到下列因子。Semlitsch & West (1983)指出，兩棲動物在地面活動主要為攝食及繁殖。阿里山地區有明顯的四季，也有明顯的乾溼季。在春季時，由於氣溫的上升、食物的增加及降雨的增加，對台灣山椒魚這類穴居性的動物(陳及呂, 1986)，可能由地底的洞穴至接近地表的遮蔽物下活動及

攝食；另外一點，由族群結構的變化，冬季成體的比例開始增加(圖十六)，推測冬末生殖活動開始，至二月初生山椒魚的出現，使整個捕獲量增加的很快，至三、四月到達高峰。雨量、食物、溫度的因素，對兩棲類動物如赤背無肺螈(*Plethodon cinereus*)、半肩蟾蜍(*Bufo hemiophrys*)及紅腹漬螈(*Taricha rivularis*)都曾有類似報導(Bogert, 1952; Taub, 1961; Tester & Breckenridge, 1964; Twitty, 1959)。

本研究嘗試以長期間的研究對山椒魚的族群作估算，所得的結果可以得知阿里山區的台灣山椒魚的族群量至少在40隻以上(圖十三、十四)，在生殖季之後並可以達到300隻之多。這個數量在台灣來講，可以說是最大的一個族群量了。顯示此地區族群的珍貴性。由於研究至今僅僅進行了兩年，對於整個族群量變化的模式未能一窺全豹。

除了時間因素之外，標放再捕捉法也有一些限制。Jolly-Seber標放再捕法能使我們能對動態的族群作族群量的估算，而我們的結果可以因為這公式的計算而得到年變化的現象。然而，對於每一種標放再捕捉法，估計結果的誤差要小的先決條件是再捕獲率要高，按照Seber(1982)的說法回收率要在50%以上，估計值和真值才會接近。本研究的總回收率為26.52%，是一個低的數值，第一年的值更低。就單月分的族群量估算而言，每年的十月都因為再捕獲個體數量大量減少，而後面幾個月再捕獲率明顯增高(Z值很大)，造成族群的估計量很大，同時誤差值也很大。而十月完全沒有再捕獲個體的現象可以這樣說明，從十月分開始阿里山進入一年中的乾季，此時在地表活動的個體開始減少，因此我們所能捕捉到的數量都在十隻以下，依照回收率的比例，可能所捕獲的個體之中僅一或二隻是再捕獲的。也因為這樣的原因，月分之間的族群數量變動，僅具非常粗略的模式。在轉換成以季為單位來進行族群數量的估算時，除八十三年秋季之外，族群數量的變化範圍明顯減小，而族群數量的誤差值也減小了，這是因為單季再捕獲為零的現象不再出現，但就八十三年秋季的估計值而言卻出現另外一個問題。此八十三年秋季族群的估計量在623隻，而誤差值為612，可以說是所有估計值中最高者，會有這樣的結果是因為當季被捕捉的，在後面兩季並未再捕捉到(R值為0)，也使族群的估計量增加，誤差增大。雖然Jolly-Seber標放再捕法有這樣的缺點，但是仍能夠給我們大部分可信的數據。

族群結構的變化，我們可以作這樣的推論，每年冬末為繁殖季，中村及上野(1980)指出日本產同為山椒魚屬中歸為溪流生殖型的種類，卵是產在溪流石頭下，在調查的過程中是不容易發現的。Kakegawa *et al.* (1989)及Lue & Chuang(1992)都曾分別在實驗室中及野外記錄到剛變態的小山椒魚，這些報告中都作生殖季為冬天的推論，其中後者由於發現地的海拔較高，月分則稍微晚一個月左右。本報告和陳及呂(1986)、葉等(1994)在生殖時間的推斷稍微提前了一個月，可能是因為不同年度氣候狀況會有些微的差異，不過一年生殖一次的模式是不變的。而族群結構隨著時間的改變，葉等(1994)認為一方面可能由於小山椒魚的成長速率快，另一方面則可能是小山椒魚有遷移的現象。在本年度二、三月才開始進行對野外的初生山椒魚作標記推算其吻肛長的日增長速率，但至今僅回收了一隻，實在無法作推論。由族群結構的變化，夏季的幼體數量會有增加的現象，初生的山椒魚($svl < 25mm$)由平均生長率來推算約600天左右的时间才長成幼體($25mm < svl < 40mm$)，如果每年十二月至一月為生殖季，則在每年的六、七月，也就是夏季長成幼體，表示生長率的估算值有很大的誤差，應該在0.05mm/天左右才合理。整個亞成體在樣區內一直保持一定的數量，可以說是維持樣區內族群量穩定的因素。

另外，由再捕獲的間隔時間我們可以得知個體的存活年限及在樣區內停留的時間長短。由表二中，我們發現至今為止最長的捕獲間隔為20個月，表示台灣山椒魚的壽命應該在20個月以上，同時第一次捕獲時已經是成體，若再加上由出生至成體要82.2個月(計算如下： $(成體最小體長53mm - 平均出生體長16mm) / 各年齡層平均生長率0.015mm/天 = 2467天 = 82.2月$)，所以台灣山椒魚的壽命由此來估計為十五年左右。由於生長率由再捕獲來估計的誤差值相當的大(CV=143%)，這個數值僅供參考，但是可以告訴我們山椒魚的壽命是相當長的，這也表示我們對於同齡層幼體的生長率研究有必要再持續下去。同樣由再捕獲的間隔我們可以發現台灣山椒魚在樣區內通常停留一至二個月(表二)，其中以一個月最多。由於本研究樣區的面積並不大，但是估計的族群量達百隻之譜，但是不高的再捕獲率，顯示山椒魚在某一個特定的時候會從其他

地區遷徙而來或者地底的洞穴到表層活動，而在樣區表層活動的時間短者一個月，長則達三、四個月之久。由表一中的標放再捕捉的資料，我們可以發現這些短期內再捕獲的個體大部分出現在每年的冬春之際，特別注意的是八十三年二月，這個月同時有一月、十二月、十一月捕獲的，表示這些個體在樣區停留的目的可能是為了生殖。但是八十三及八十四年三月的現象告訴我們，二月開始山椒魚會出現在地表，而持續到四月左右，這種現象可能就是前面所言之春季湧現。這些結果一則支持冬末春初是生殖季的說法，一則支持有春季湧現的現象。這同樣可以說明阿里山樣區兼具有生殖地及覓食地的特性。

族群的遺傳結構方面，在比較了四個族群之後，雖然樣本數並不完全相同，但可以發現阿里山樣區在四者間保有最大的遺傳變異性(Genetic variation)。葉等(1994)在比較不同地區的族群量時指出阿里山區的族群數量較塔塔加為多且穩定。若以遺傳變異的觀點解釋之，可能是阿里山台灣山椒魚族群的遺傳變異性高於塔塔加之故。阿里山的平均異基因數大於哈溫定律所預測的穩定值，其他三個族群也有相同的現象，表示台灣山椒魚保有高度的遺傳變異性。此種現象不僅僅出現於山椒魚，台灣的菊池氏田鼠(*Microtus kikuchii*)也有相同的現象(于宏燦，私人通訊)。菊池氏田鼠較同屬的其他種類在有基因變異上有較大的數值，依照于宏燦的解釋認為，高山地區的環境較為嚴苛且不可預期，保持高度的遺傳變異性，可以應付各種突發的狀況。但問題是異構在適應(adaptation)上是否扮演者如此重要的角色呢？如果此事為真，四個族群之間為中度分化的現象，原因除了遺傳漂變之外也可能是地區性適應(Local adaptation)結果。而地區性適應為種內分化及未來種化的一個很重要的因子。

乾、雨季對阿里山地區山椒魚分布的影響，在陳及呂(1986)提到台灣山椒魚在乾季時分布會較為集中於水源附近，而雨季時會分布較為均勻。葉等(1994)以調查前48小時內是否下雨對山椒魚的分布有很大的影響，支持陳及呂(1986)的說法，但是認為分布均勻的現象也可能是由於台灣山椒魚是土棲穴居的動物，個體的洞穴及活動範圍是相當局限的，降雨使得表層的土溼潤，山椒魚會遷移到土表層覓食。當表層土水分開始喪失，山椒魚所作的移動可能為垂直而非水平。本研究所記錄的有限，只是長時間的一種情形，結果支持這樣的說法。

台灣山椒魚出現的微棲地，在本研究和陳及呂(1986)的結果並沒有太大的差異，僅有的差別是石塊的大小以自然對數來分析。包括陳及呂(1986)、葉等(1994)和本研究的結果，可以說很清楚的知道台灣山椒魚的主要生棲地在接觸底質溫度變化範圍在5-20℃及附近有溪流接觸底質溫度。而在這大棲地內喜歡躲在面積大小適中的石頭下。事實上前面三項特點已成為在野外尋找台灣山椒魚最主要的依據。另外一點，就阿里山來說，近十年來的研究，姐妹潭樣區的環境並未產生很大的改變，在棲地受到較少的破壞的情況下，台灣山椒魚可以得到較為穩定的發展。但是未知的是，族群量是在上升？還是下降？這唯有更長期的研究才能證實。

陸、結論

1. 阿里山地區的台灣山椒魚族群數量穩定，族群數量在50-300隻左右。
2. 族群數量穩定的因素為樣區為覓食地和生殖地且棲地變化小及族群遺傳變異度高。

柒、參考文獻

中村健兒、上野俊一。1980。原色日本兩生爬蟲類圖鑑。保育社。京都。頁4-13。

- 呂光洋、林政彥、莊國碩. 1990. 台灣區野生動物資料庫(一)兩棲類(I I). 行政院農委會 79年生態研究第008號, 14頁。
- 呂光洋、張巍薩、林政彥. 1989. 太魯閣國家公園大合歡山地區山椒魚調查. 34頁。
- 杜銘章、呂光洋. 1982. 十一種台灣產兩棲類食性之研究. 省立博物館科學年刊 25:225-234。
- 佐藤井歧雄. 1943. 日本產有尾類總說. 日本出版社. 520頁。
- 陳世煌、呂光洋. 1986. 台灣產山椒魚之研究(二)—阿里山地區山椒魚之族群生態研究. 師大生物學報 21:47-72。
- 陳世煌、呂光洋. 1987. 台灣產山椒魚之研究(一)—研究歷史、分布和形態學之初步研究. 野生動物保育研討會專集(一)國家公園和自然保留區之野生動物. 頁79-104。
- 葉明欽、呂光洋、賴俊祥. 1994. 阿里山及玉山國家公園台灣山椒魚族群生態之研究. 師大生物學報 29(2):79-87。
- Ayala, F.J., J.R. Powell, M.L. Tracey, C.A. Mourao, and S. Perez-Salas. 1972. Enzyme variability in the *Drosophila willistoni* group. IV. Genic variation in natural populations of *Drosophila willistoni*. Genetics 70:113-139.
- Bogert, C. M. 1952. Relative abundance, habits and normal thermal levels of some Virginia salamanders. Ecology 33:16-30.
- Harris, H. and D.A. Hopkinson. 1976. Handbook of Enzyme Electrophoresis in Human Genetics. North-Holland, Amsterdam.
- Hillis, D. 1984. Misuse and modification of Nei's genetic distance. Syst. Zool. 33:238-240.
- Hillis, D.M. and C. Moritz. 1990. Molecular systematics. Sinauer Associates Inc. Publishers. Sunderland. U.S.A.
- Iizuka, K. and M. Kakegawa. 1989. Comparative karyology in five rare species of hynobiid salamander from Taiwan and Japan. Current Herpetology in East Asia p.95-105.
- Kakegawa, M., K. Iizuka and S. Kuzumi. 1989. Morphology of egg sacs and larvae just after hatching in *Hynobius sonani* and *H. formosanus* from Taiwan, with analysis of skeletal muscle protein compositions. Current Herpetology in East Asia p.147-155.
- Lue, K.-Y. and K.-S. Chuang. 1992. The discovery of metamorphosed juveniles of Formosan salamander (*Hynobius formosanus*) in Yu-Shan National Park. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 31(4):312-316.
- Maki, M. 1922. Notes on the salamanders found in the island of Formosa. Zool. Mag. Tokyo, 34:635-639.
- Martof, B. S. 1953. Territoriality in the green frog, *Rana clamitans*. Ecology 43(1):165-174.
- Murphy, R.W. and C.B. Crabtree. 1985. Evolutionary aspects of isozyme patterns, number of loci, and tissue-specific gene expression in the prairie rattlesnake, *Crotalus viridis viridis*. Herpetologica 41:451-470.
- Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. Genetics 89:583-590.
- Rogers, J.S. 1972. Measures of genetic similarity and genetic distance. Stud. Genet. 7, Univ. Texas Publ. 7213:145-153.
- Sato, C. 1982. The variation of proteins and enzymes in blood. Pp. 114-155. In E. Matsunaga (Ed.), Methodology of Human Genetics. Kyoritsu-Shuppan, Tokyo. (In Japanese)
- Sato, I. 1943. A Monograph of the Tailed Batrachians of Japan. Nippon Shuppan-sha, Osaka. (In Japanese)
- Selander, R.K., M.H. Smith, S.Y. Yang, W.E. Johnson, and J.B. Gentry. 1971. Biochemical polymorphism and systematics in the genus *Peromyscus*. I. Variation in the old-field mouse

- (*Peromyscus polionotus*). Stud. Genet. 6, Univ. Texas Publ. 7103:49-90.
- Semlitsch, R. D. and C. A. West. 1983. Aspects of the life history and ecology of Webster's salamander, *Plethodon websteri*. Copeia 1983:339-346.
- Seto, T. and T. Utsunomiya. 1987. Chromosome analysis of *Hynobius arisanensis* Maki, a salamander endemic to Taiwan. Herpetologica 43(1):117-119.
- Shaw, C.R. and R. Prasad. 1970. Starch gel electrophoresis of enzymes--A compilation of recipes. Biochem. Genet. 4:297-1023.
- Stickel, L. F. 1950. Populations and home range relationship of the box turtle, *Terrapene c. carolina* (L.). Ecolog. Monograph. 20(4):353-378.
- Sworfford, D.L. and R.B. Selander. 1981. BIOSYS-1: A FORTRAN program for the comprehensive analysis of electrophoretic data in population genetics and systematics. J. Hered. 72:281-283.
- Taub, F. B. 1961. The distribution of the red-backed salamander, *Plethodon cinereus*, within soil. Ecology 42:681-698.
- Tester, J. R. and W. J. Breckenridge. 1964. Population dynamics of the Manitoba toad, *Bufo hemiophrys*, in north-western Minnesota. Ecology 45(3):592-601.
- Twitty, V. C. 1959. Migration and speciation in newts. Science 130(3391):1735-1743.
- Yeh, K.-C.-K., K.-S. Chuang, K.-Y. Lue and S.-H. Chen. 1988. The study of antipredator behaviors of Formosan salamander (*Hynobius formosanus*). Bull. Inst. Zool. Academia Sinica 27(1):37-48.

表一、以月分爲單位的標放再捕捉數據表

日 期	捕 標 獲 放 隻 隻		之 前 被 標 放 後 來 回 收 的 數 目																				再 捕 獲 數
	數	數	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
1 07/93	12	6																					
2 07/93	6	5	0																				0
3 08/93	10	5	0	1																			1
4 09/93	9	7	1	0	0																		1
5 10/93	10	10	0	0	0	0																	0
6 11/93	12	11	0	0	0	0	1																1
7 12/93	13	12	0	0	0	1	0	2															3
8 01/94	23	16	1	0	0	0	0	1	1														3
9 02/94	21	15	0	0	0	0	0	3	1	3													7
10 03/94	30	28	0	0	0	2	1	0	0	5	3												11
11 04/94	18	15	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2											5
12 05/94	12	12	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0										2
13 07/94	30	25	0	0	1	1	0	0	1	0	0	2	1	2									8
14 09/94	7	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1								3
15 10/94	9	8	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0							1
16 11/94	3	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						0
17 12/94	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					0
18 02/95	16	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0				1
19 03/95	11	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3				4
20 04/95	12	12	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0			5
21 05/95	8	8	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1		4

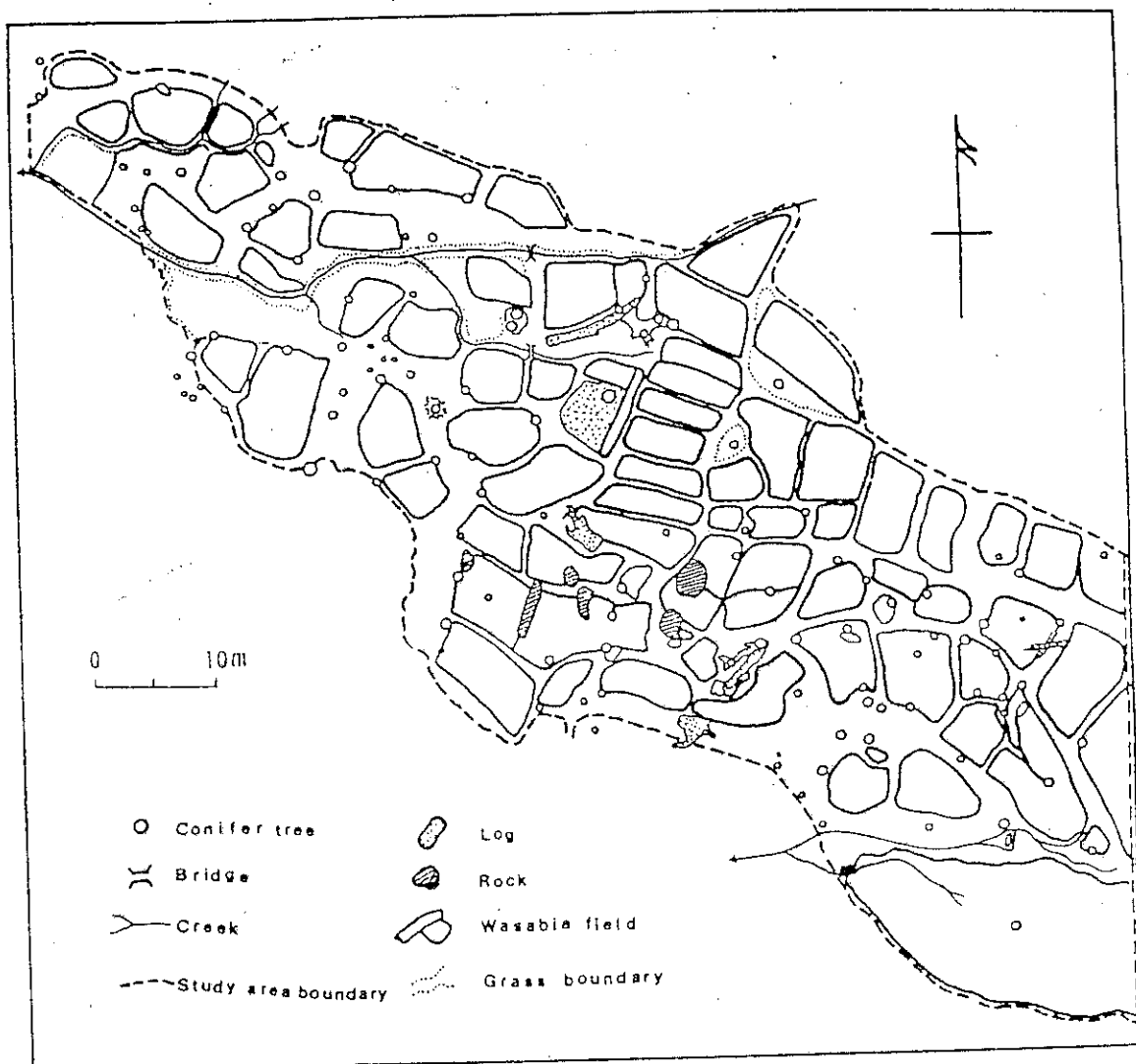
表二、再捕獲間隔月數頻率表

再捕獲間隔(月)	隻數
1	17
2	12
3	7
4	4
5	2
6	2
7	2
8	0
9	2
10	2
11	1
12	1
13	2
14	0
15	1
16	0
17	3
18	0
19	0
20	1

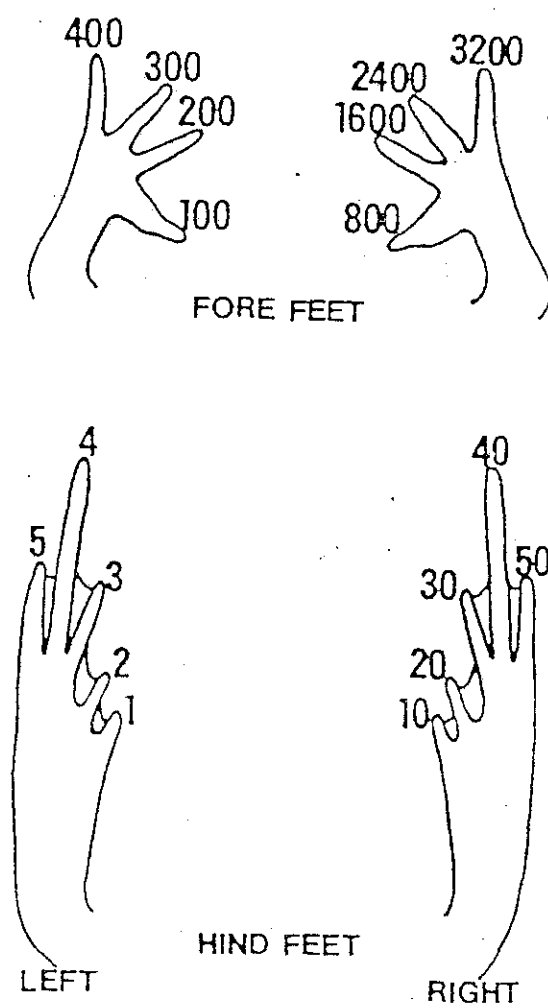
表三、以季爲單位的標放再捕捉數據表

	季	捕獲 隻數	標放 隻數	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬	春	再 捕 獲 數
1	夏	18	11									
2	秋	29	22	2								2
3	冬	44	36	1	2							3
4	春	62	53	0	3	13						16
5	夏	40	35	0	2	1	5					8
6	秋	18	15	0	1	1	0	2				4
7	冬	5	4	1	0	0	0	0	0			1
8	春	39	38	0	1	2	0	3	0	1		7
9	夏	8	8	0	0	0	2	1	0	0	1	4

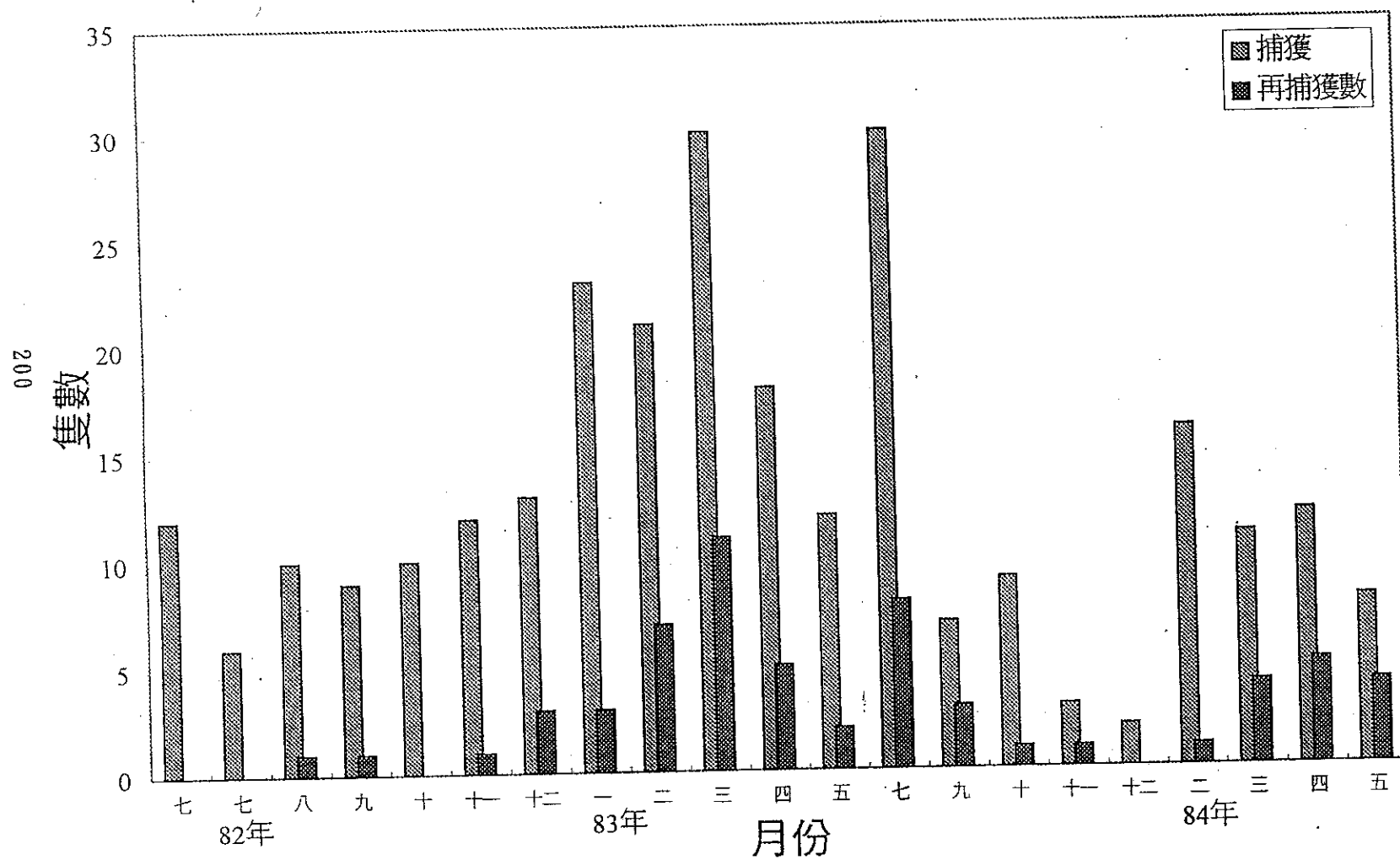
圖一、阿里山姐妹潭台灣山椒魚研究樣區圖。



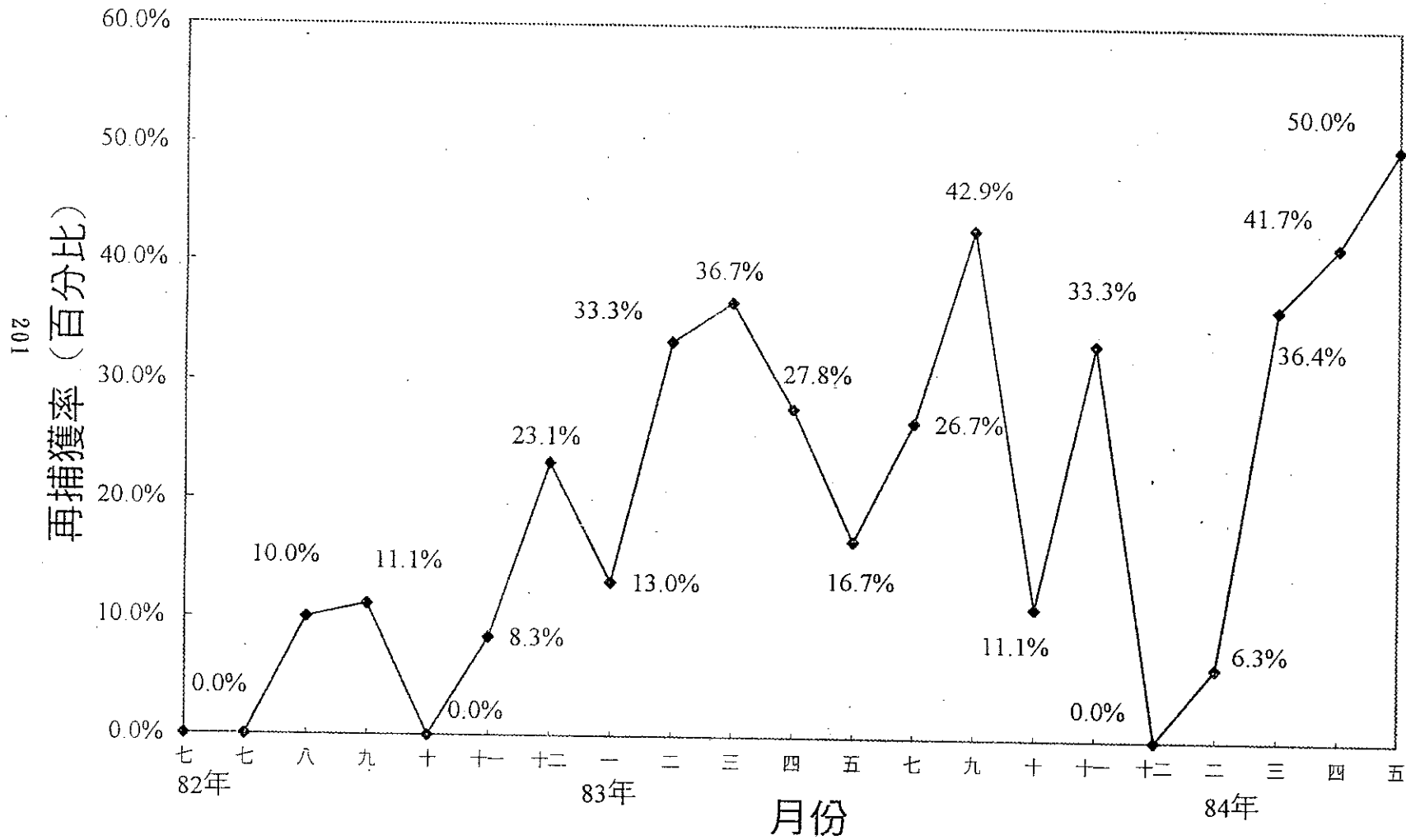
圖二、 Martof(1953)的截趾標號系統。



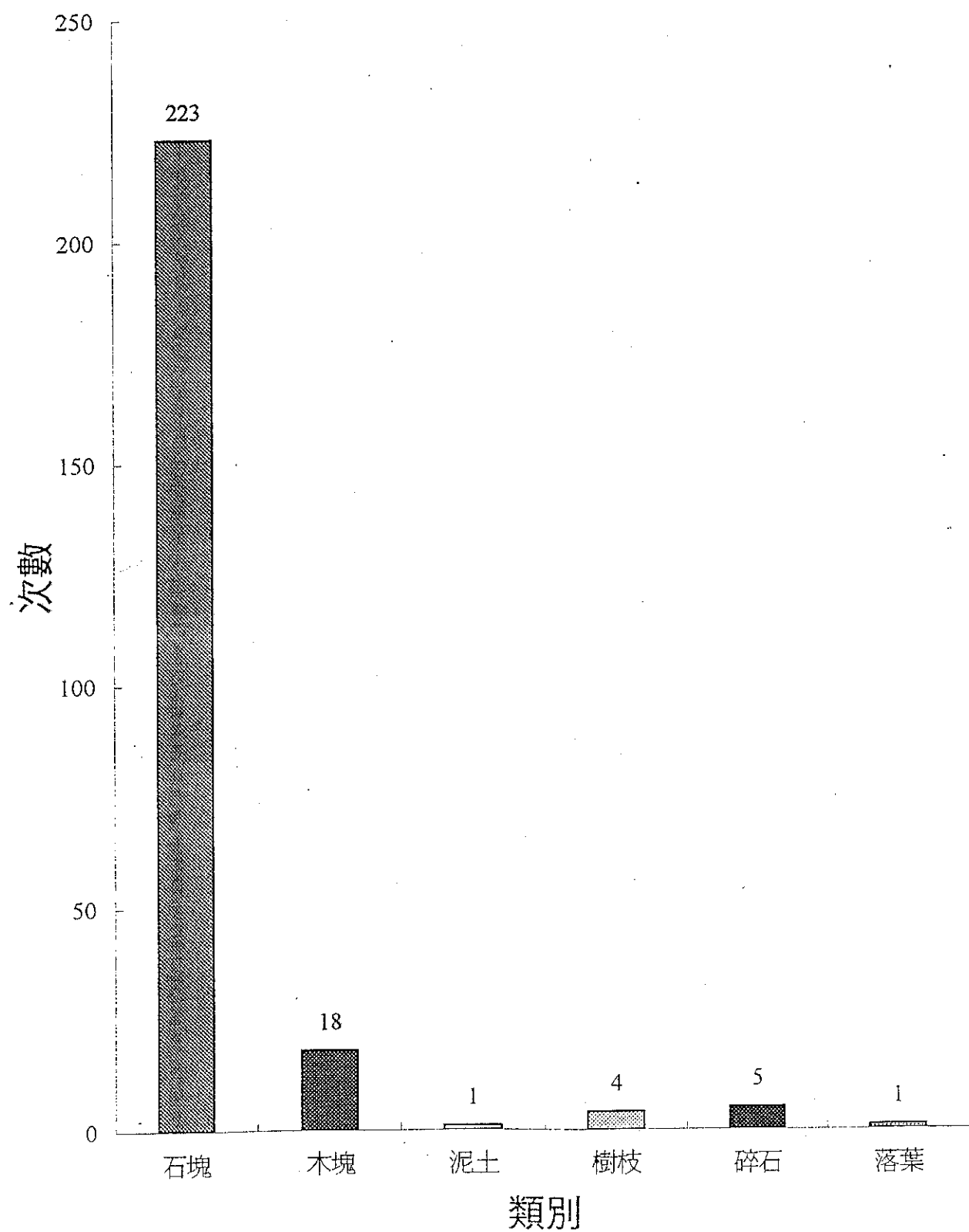
圖三、各月捕獲量及再捕獲量圖



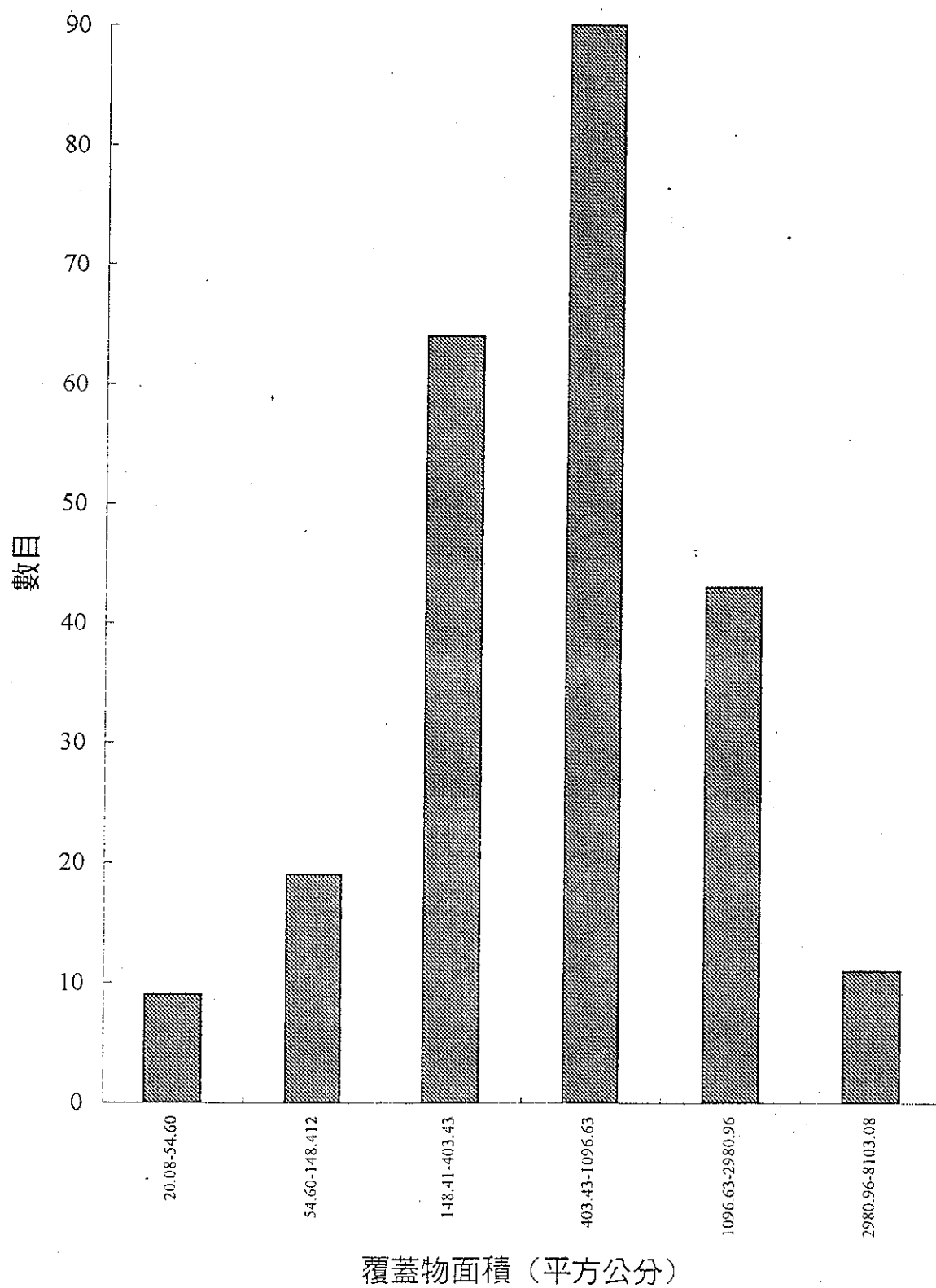
圖四、各月分再捕獲率變化圖



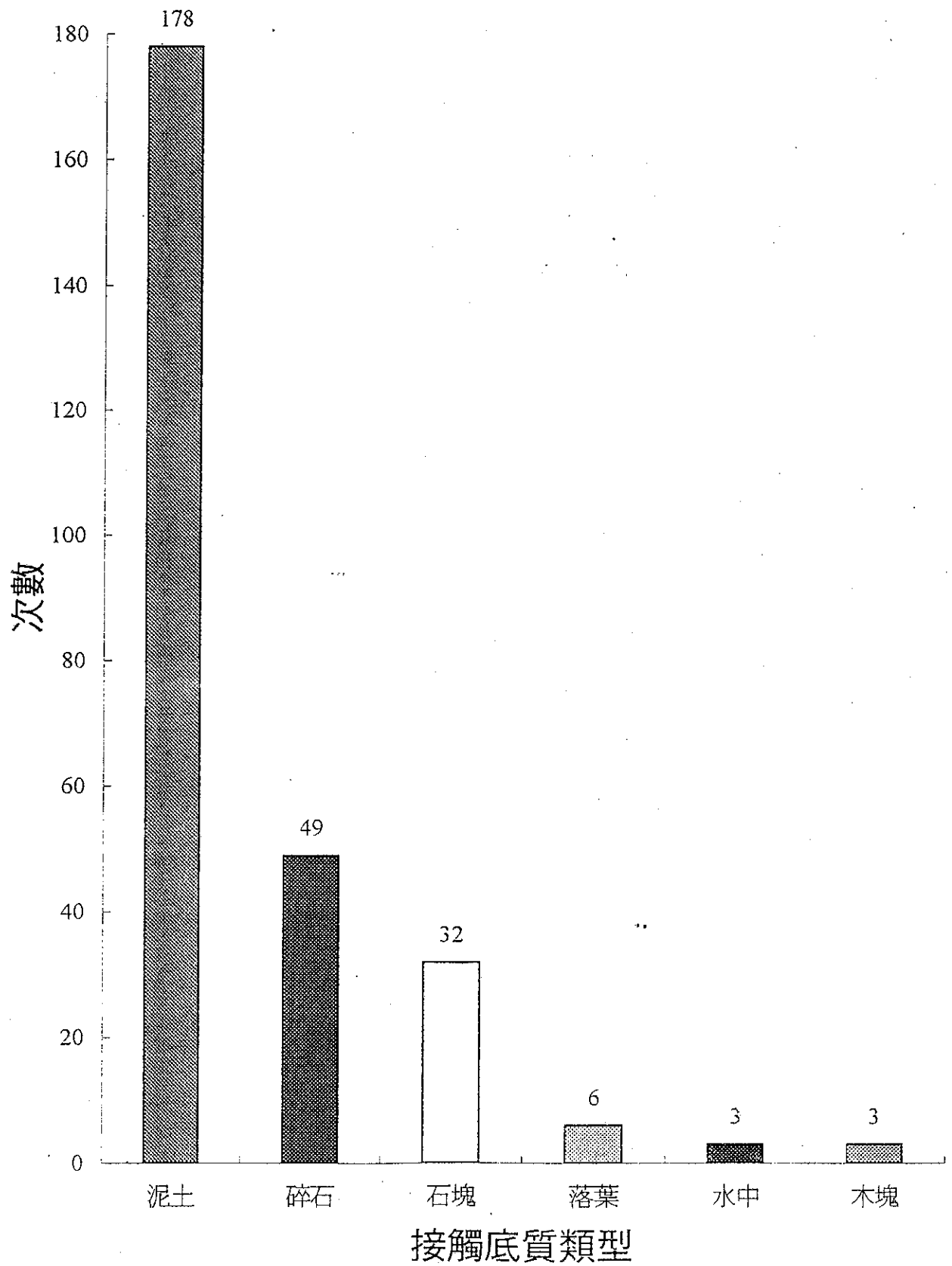
圖五、台灣山椒魚利用之覆蓋物類型頻率
圖



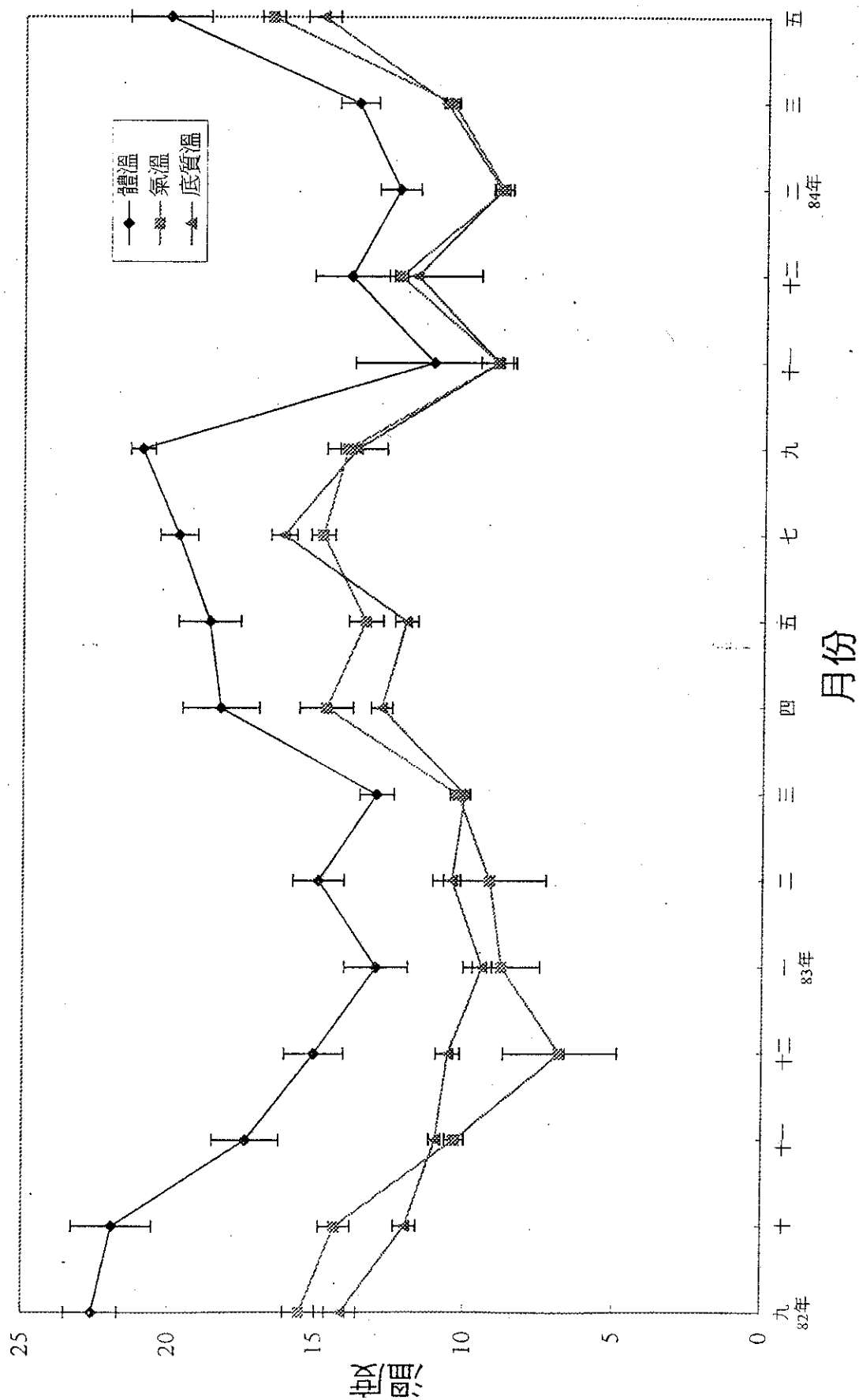
圖六、台灣山椒魚利用之覆蓋物面積分布
圖



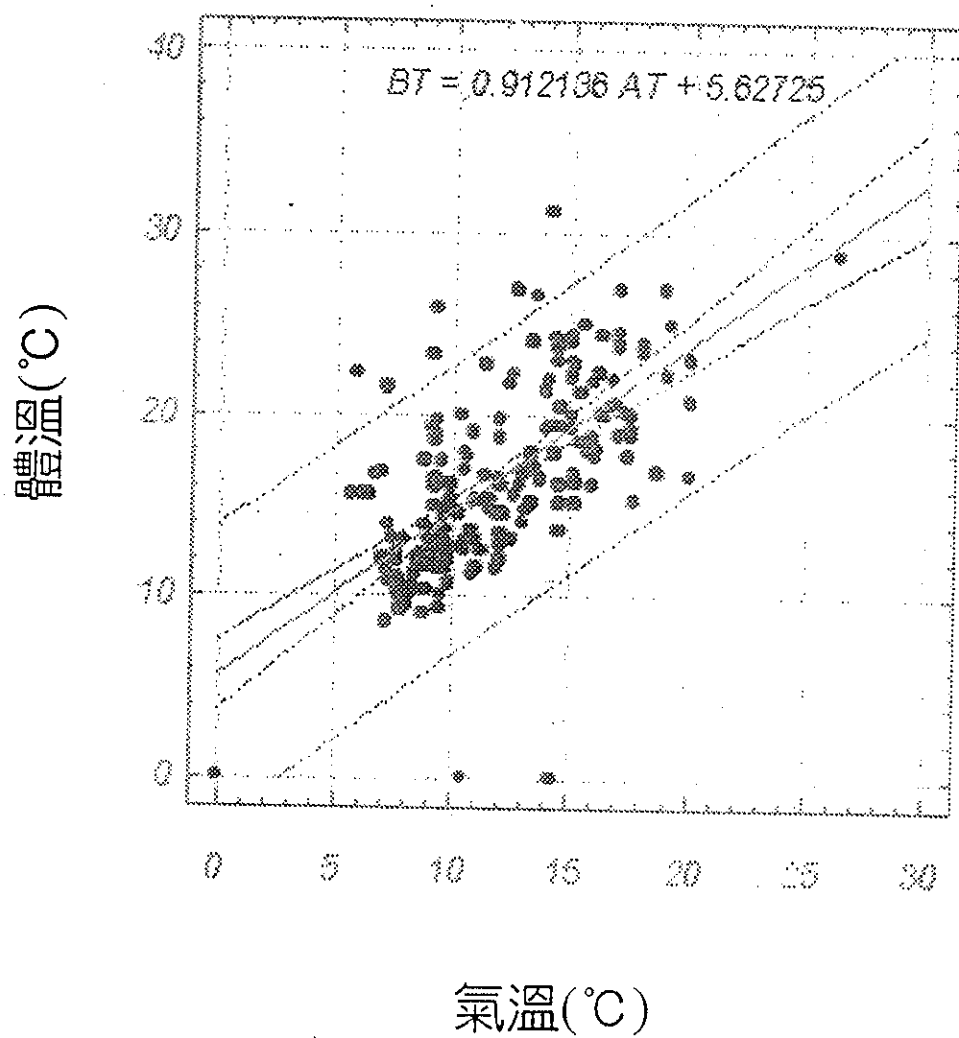
圖七、台灣山椒魚接觸底質類型頻率圖



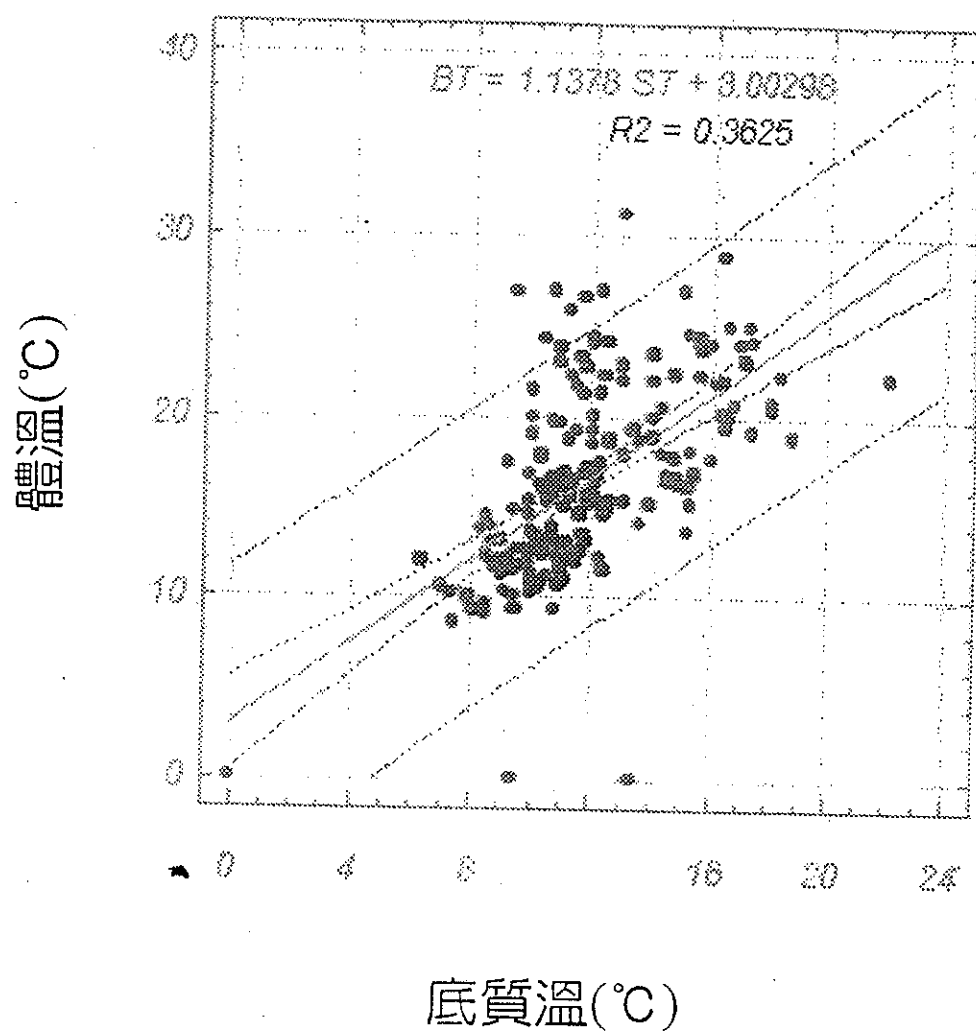
圖八、台灣山椒魚棲地各月份平均體溫、氣溫、接觸底質溫度變化圖(X±SE)

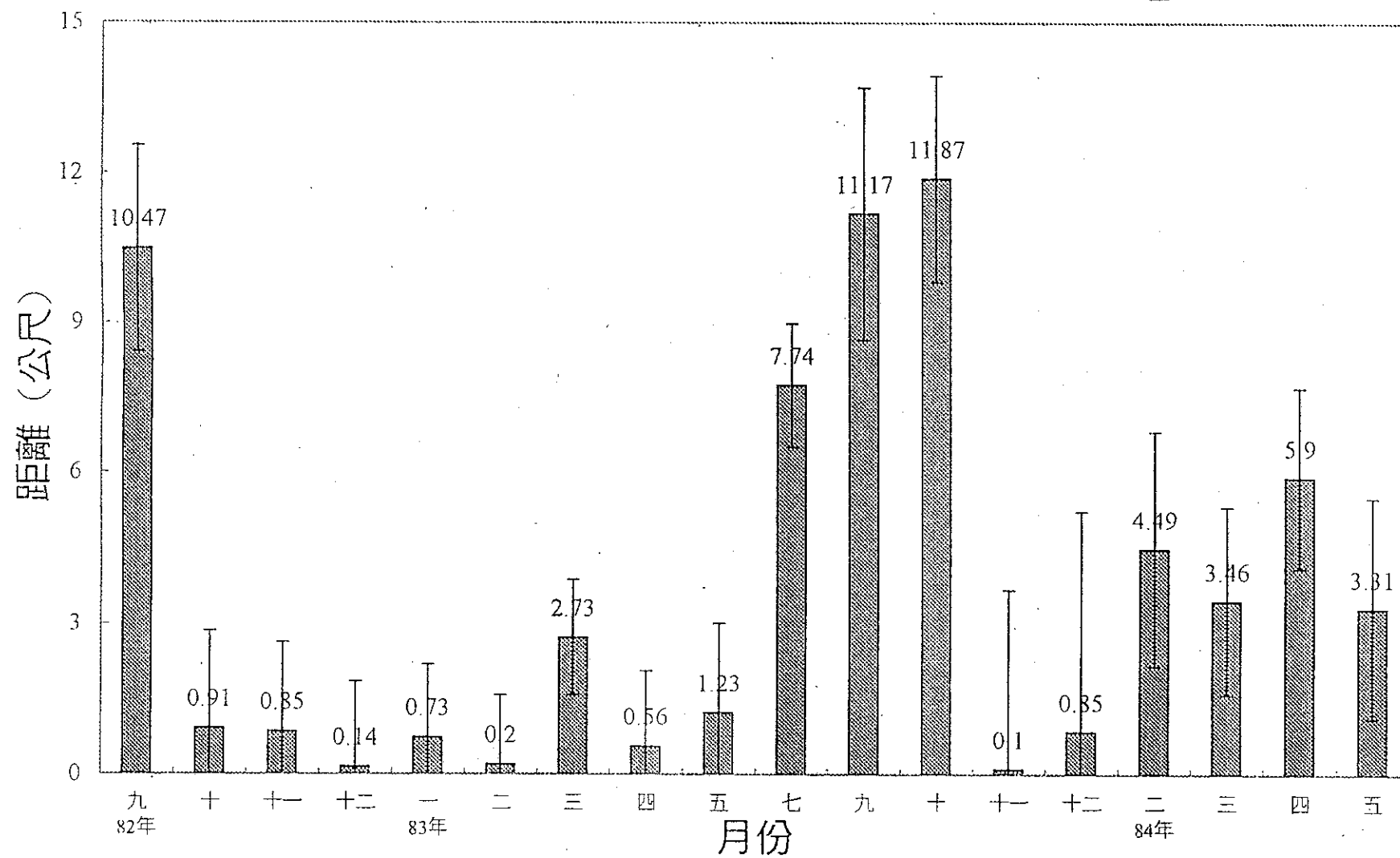


圖九、體溫對氣溫的一次迴歸曲線圖。迴歸曲線公式為：
體溫=0.9121 氣溫+5.627，相關係數為 0.6382，可信
度 $R^2=0.4073$ 。

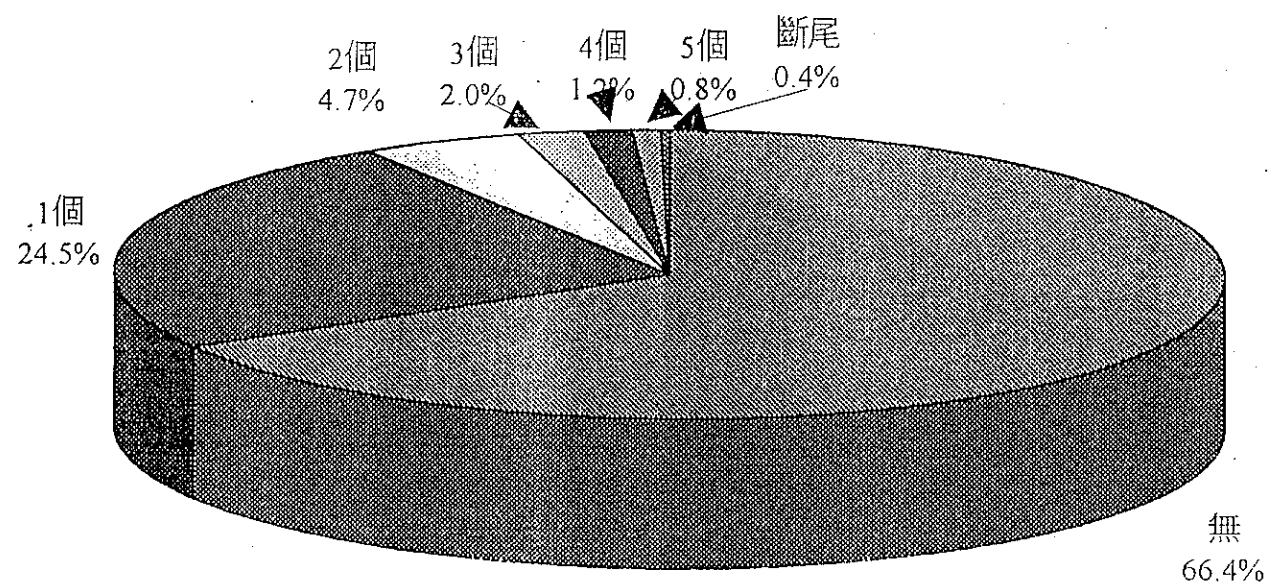


圖十、體溫對底質溫的一次迴歸曲線圖。迴歸曲線公式為：
體=1.1378 底質溫+3.0023，相關係數為 0.6021，可信
度 $R^2=0.3625$ 。

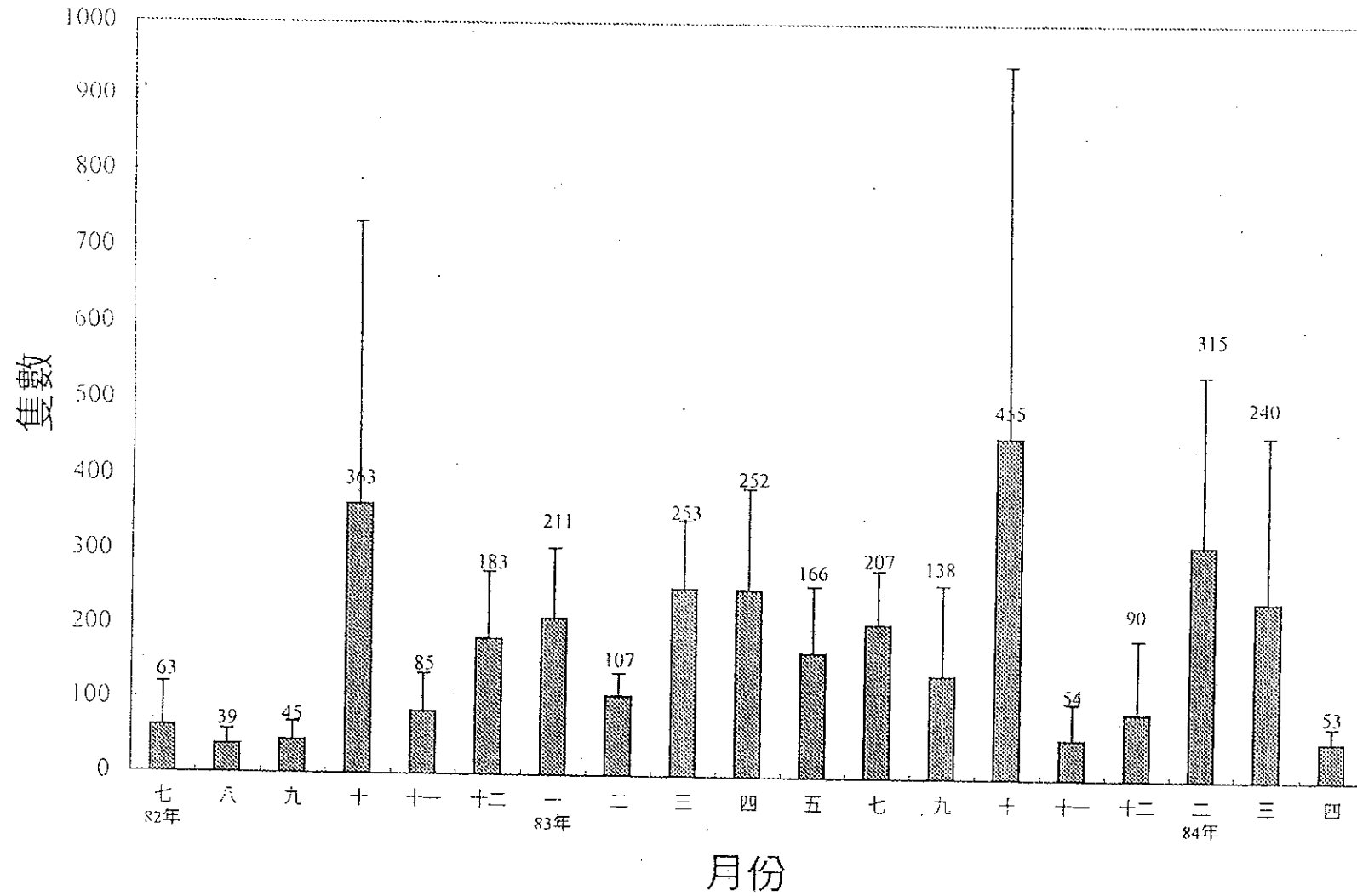


圖十一、各月份台灣山椒魚離水源距離圖 ($\bar{X} \pm SE$)

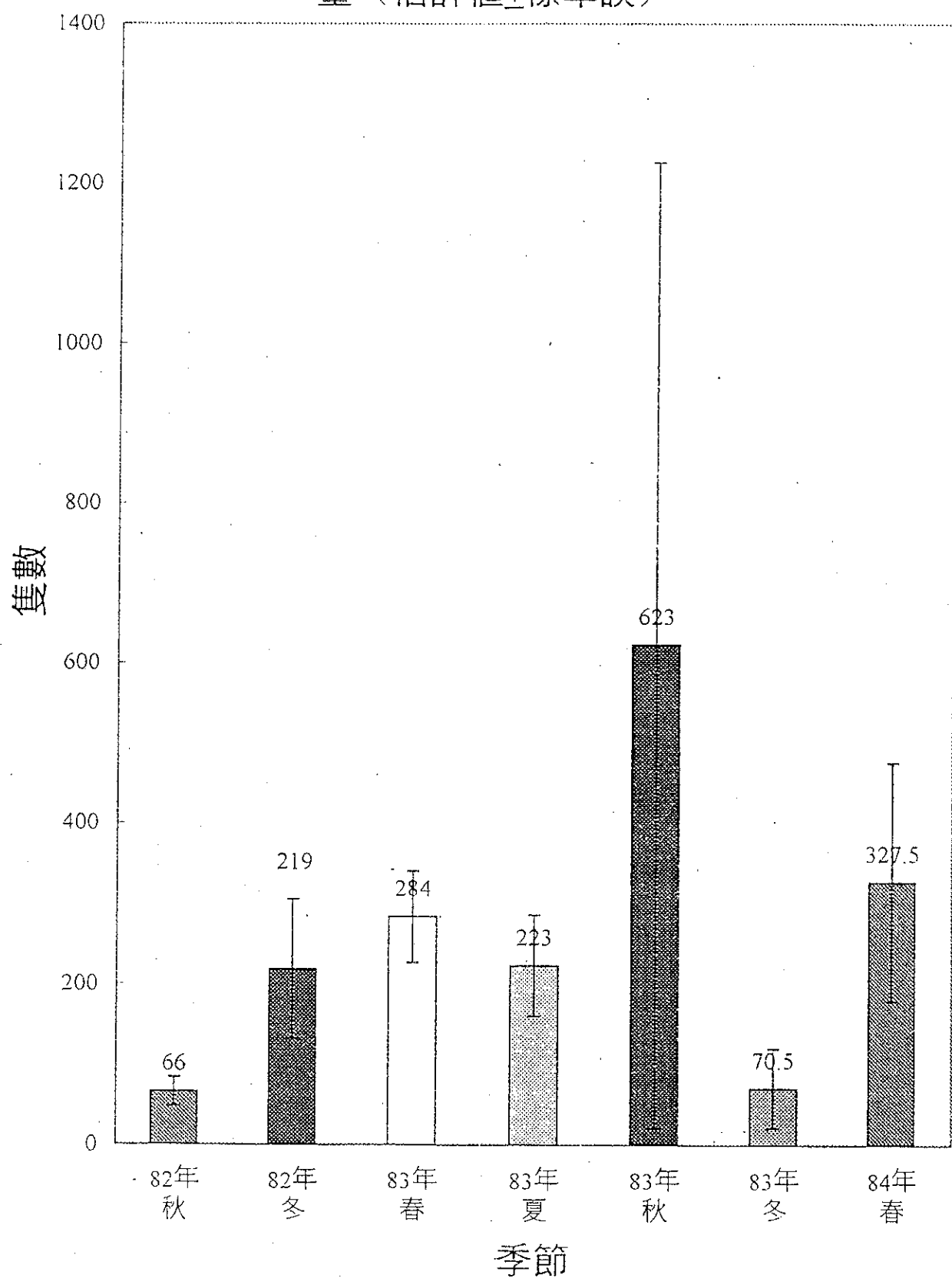
圖十二、台灣山椒魚尾部缺刻數比例圖，上排文字代表缺刻數，下排文字代表所佔百分比



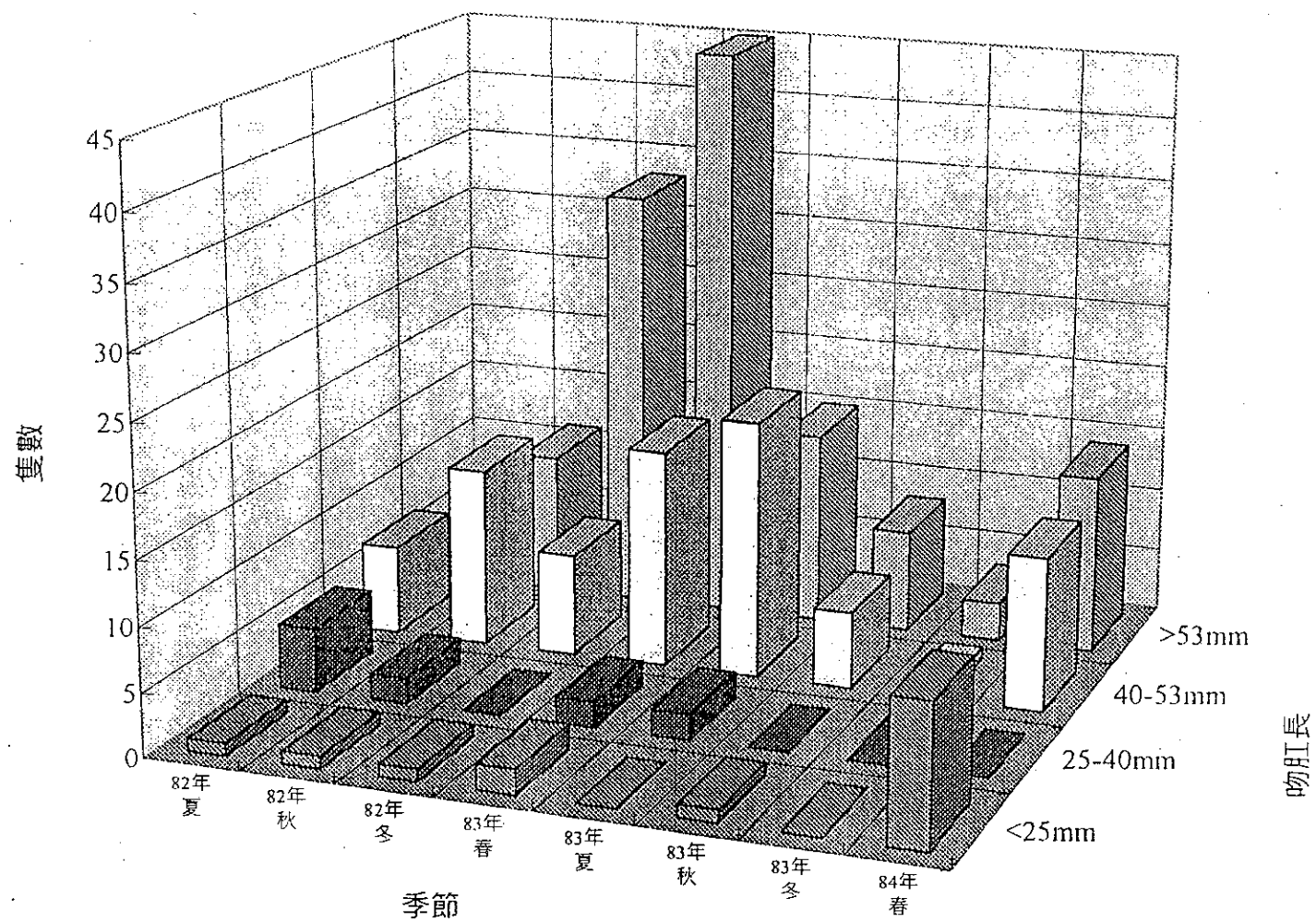
圖十三、以月為單位台灣山椒魚族群估算量(估算量±標準誤)



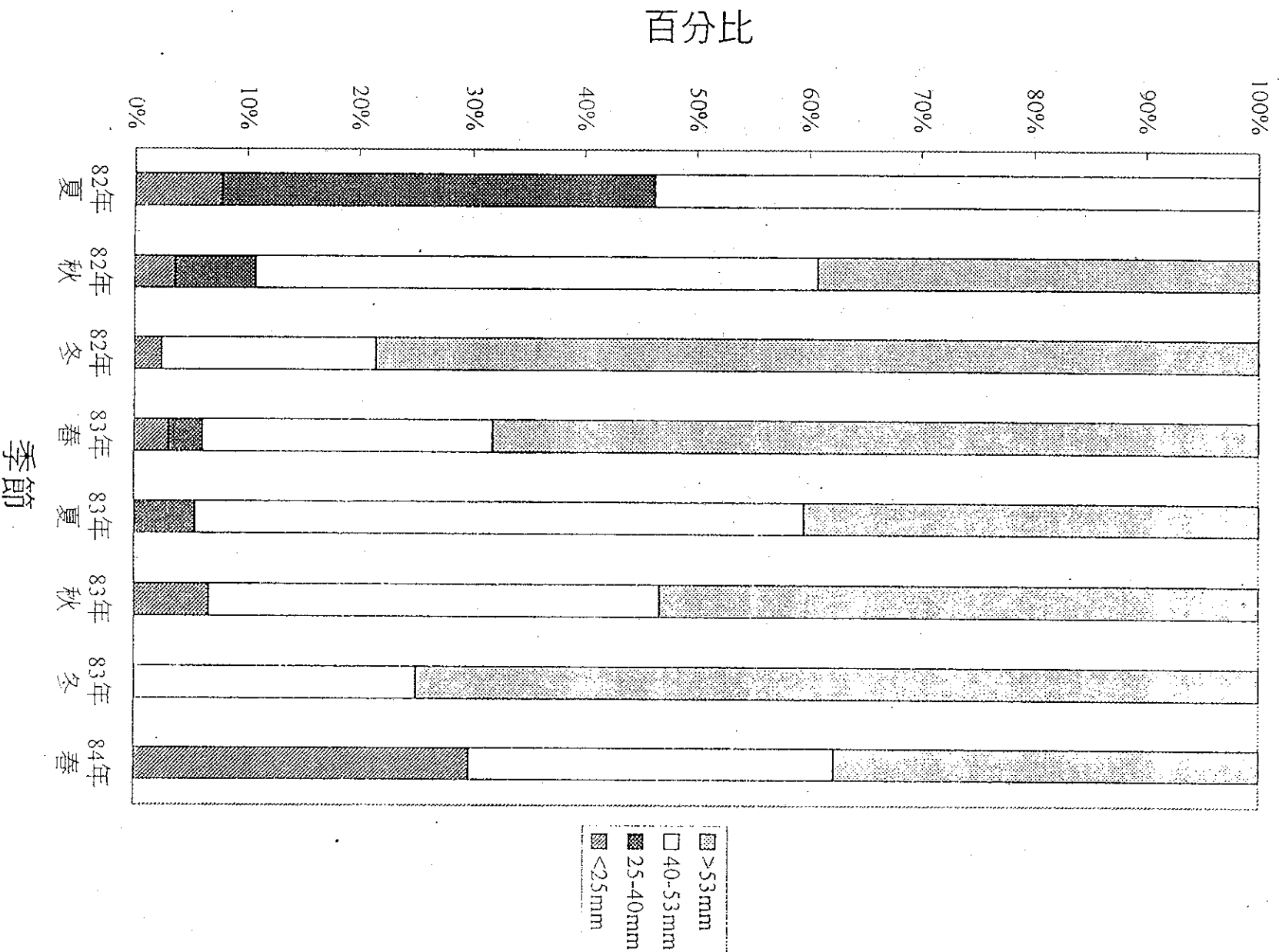
圖十四、以季節為單位的台灣山椒魚族群估算
量（估計值±標準誤）



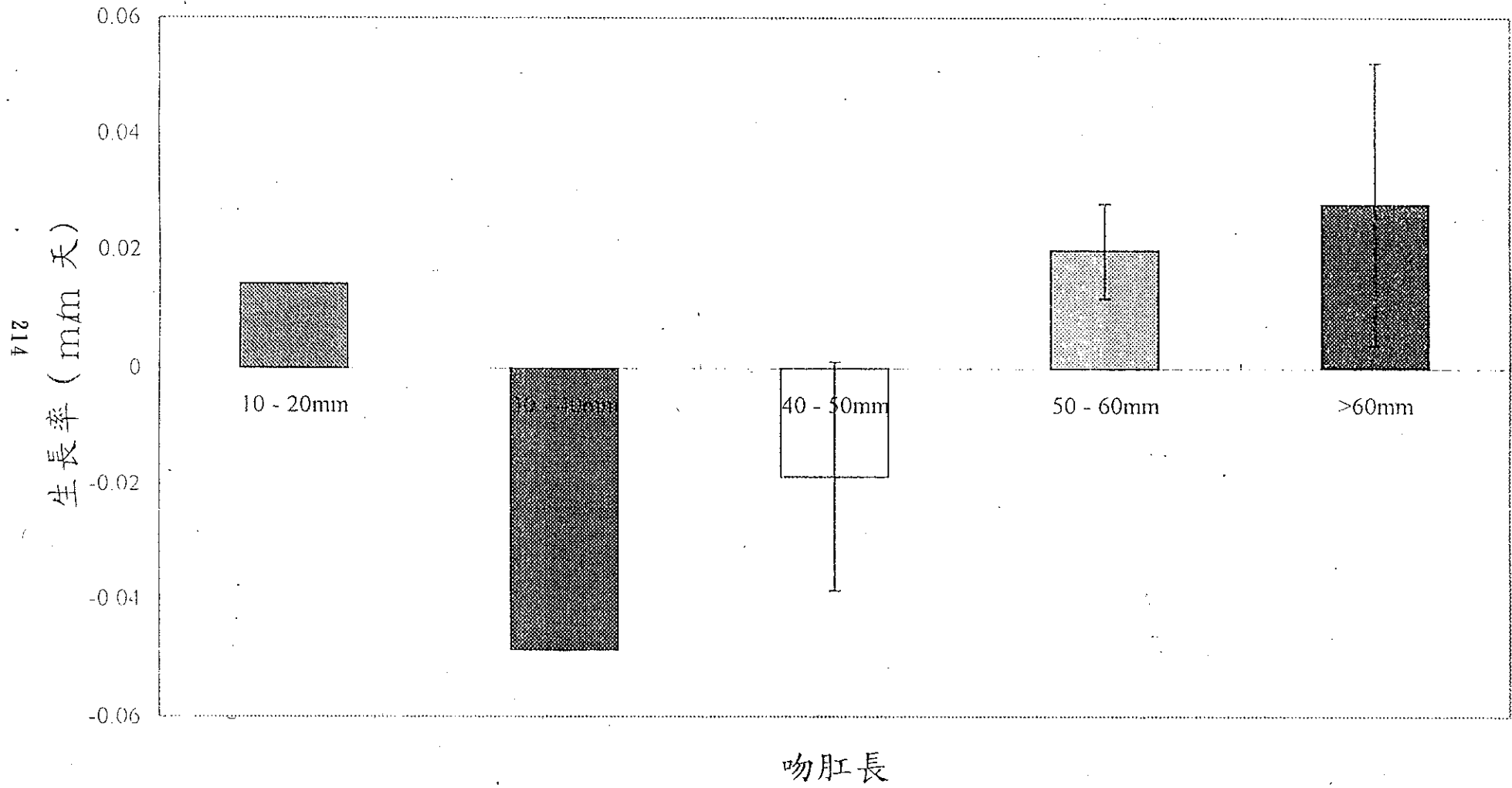
圖十五、阿里山區台灣山椒魚各季節年齡結構圖



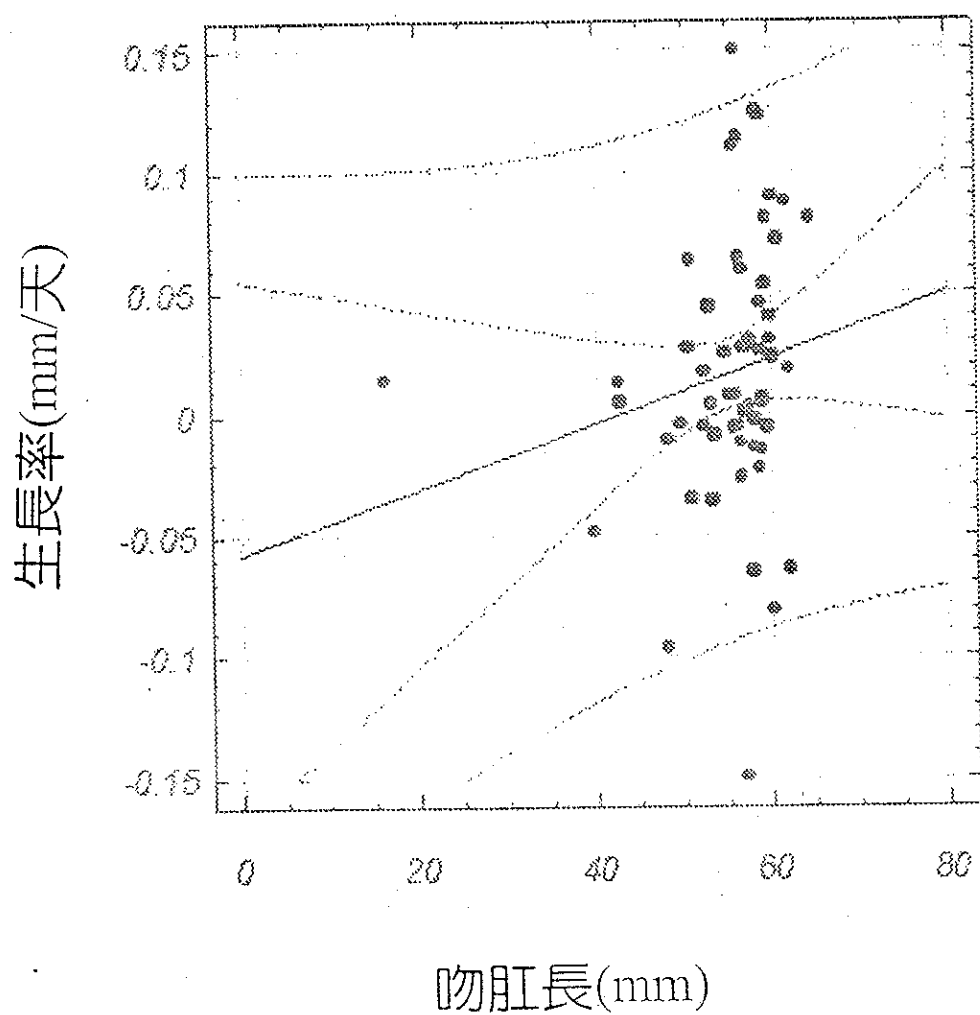
圖十六、阿里山區台灣山椒魚各季節族群結構百分比組成圖



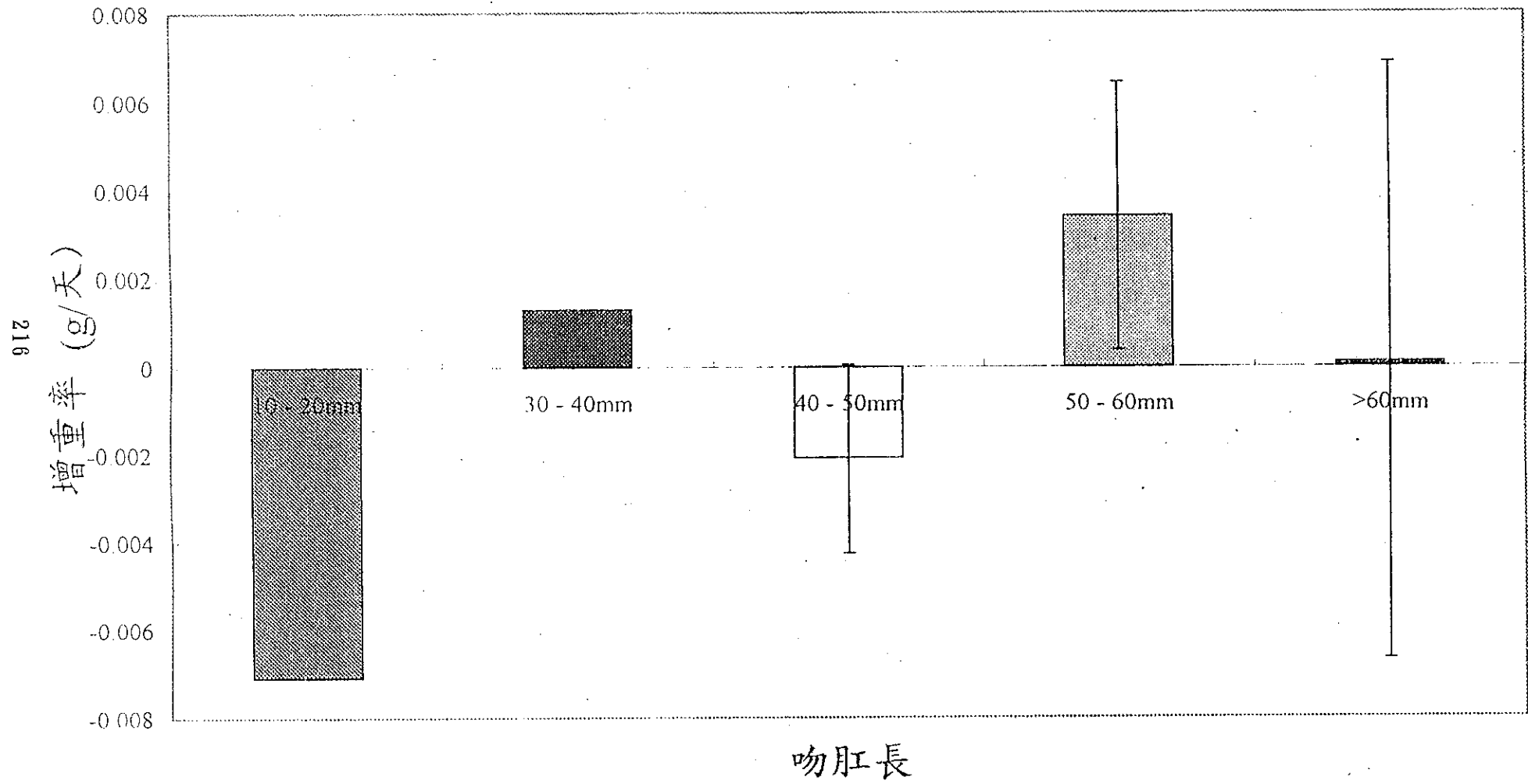
圖十七, 不同吻肛長山椒魚之生長率($\bar{X} \pm SE$)



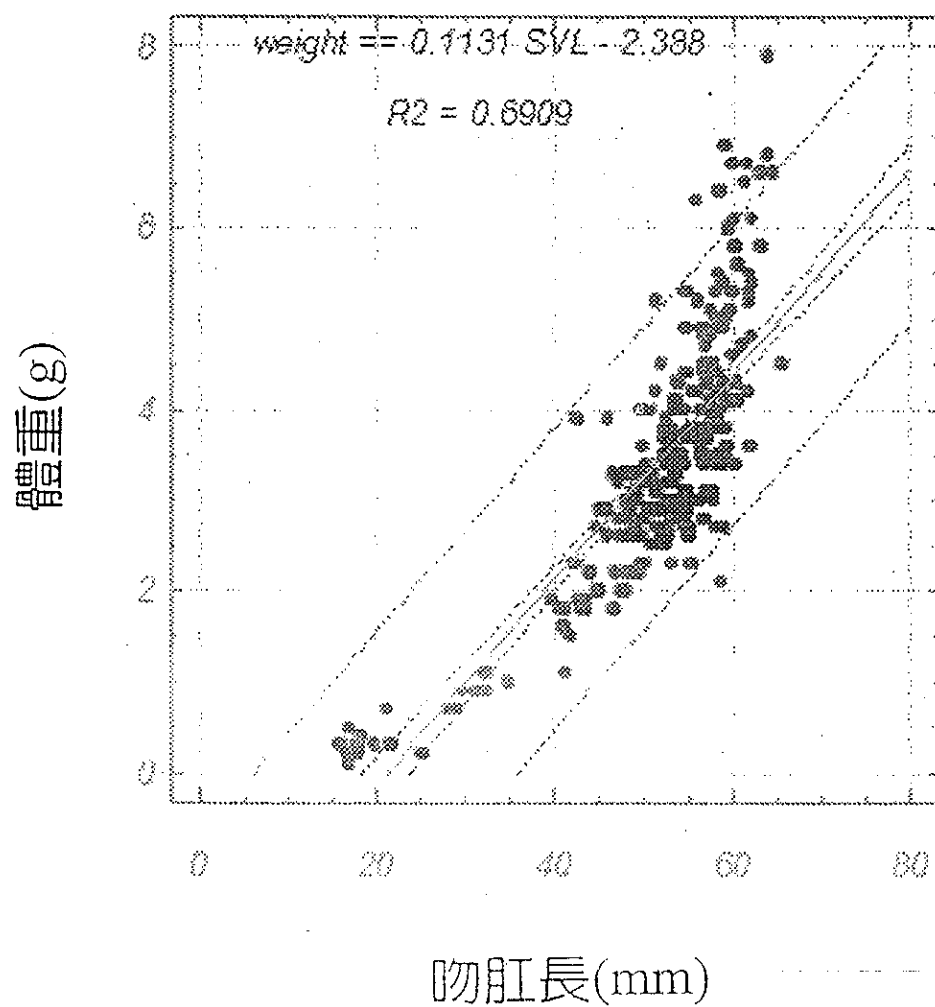
圖十八、生長率對吻肛長的一次曲線迴歸圖。迴歸方程式為：生長率=0.0135 吻肛長 - 0.0578，相關係數為 0.1733，可信度 $R^2=0.03$ 。



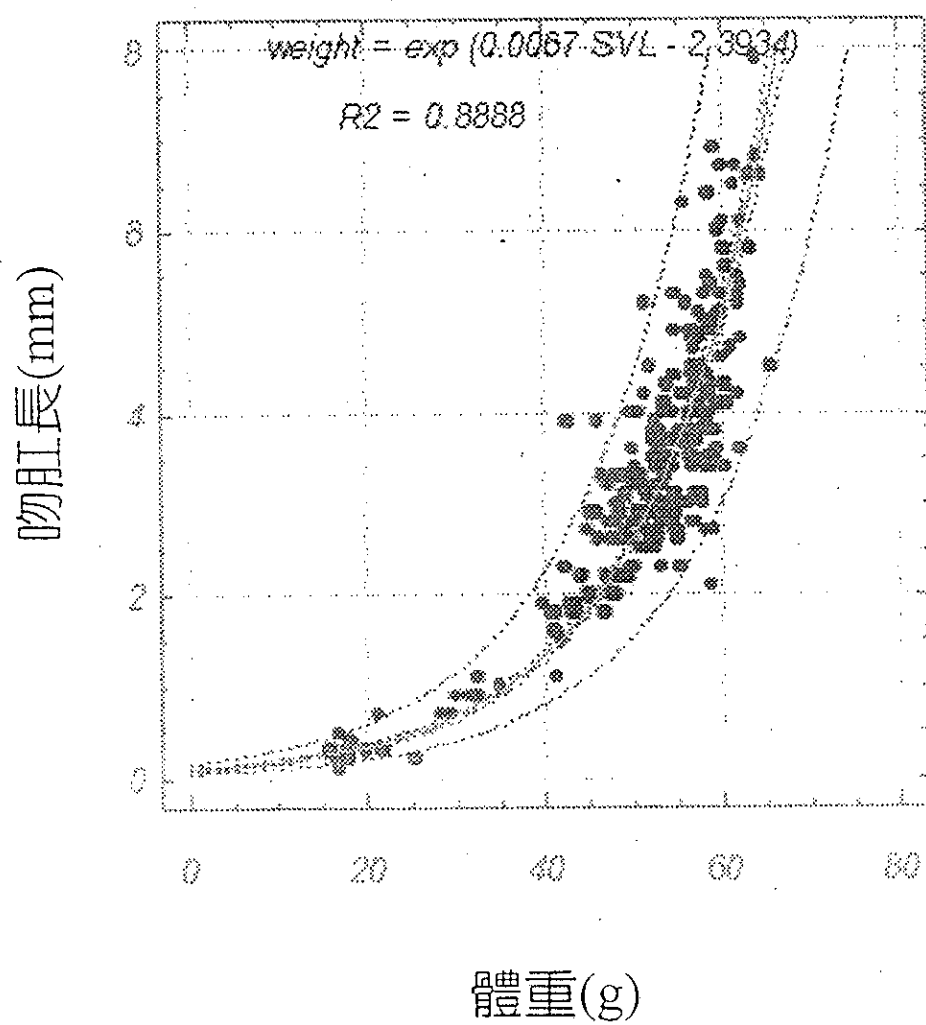
圖十九, 不同吻肛長山椒魚之增重率($\bar{X} \pm SE$)



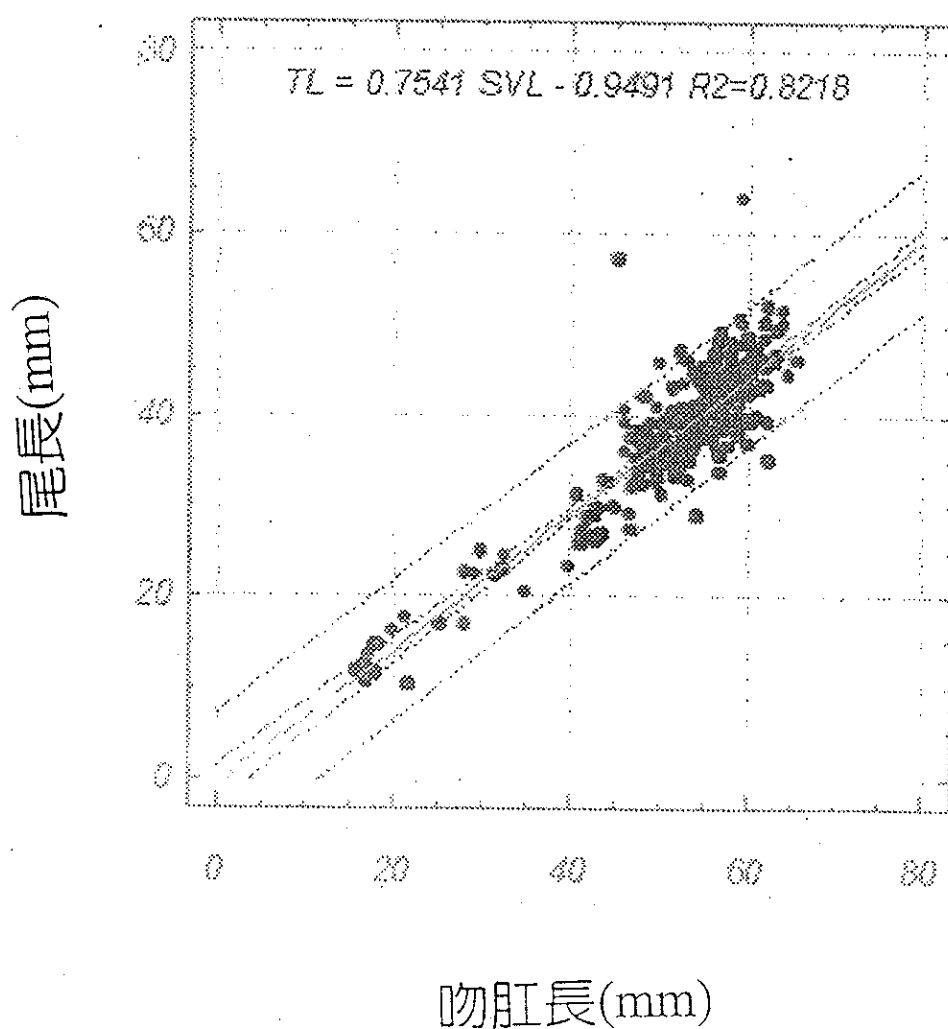
圖二十、體重對吻肛長的一次迴歸曲線圖(n=239)。迴歸曲線方程式為：體重=0.1131 吻肛長 - 2.388，相關係數為 0.8312，可信度 $R^2=0.6909$ 。



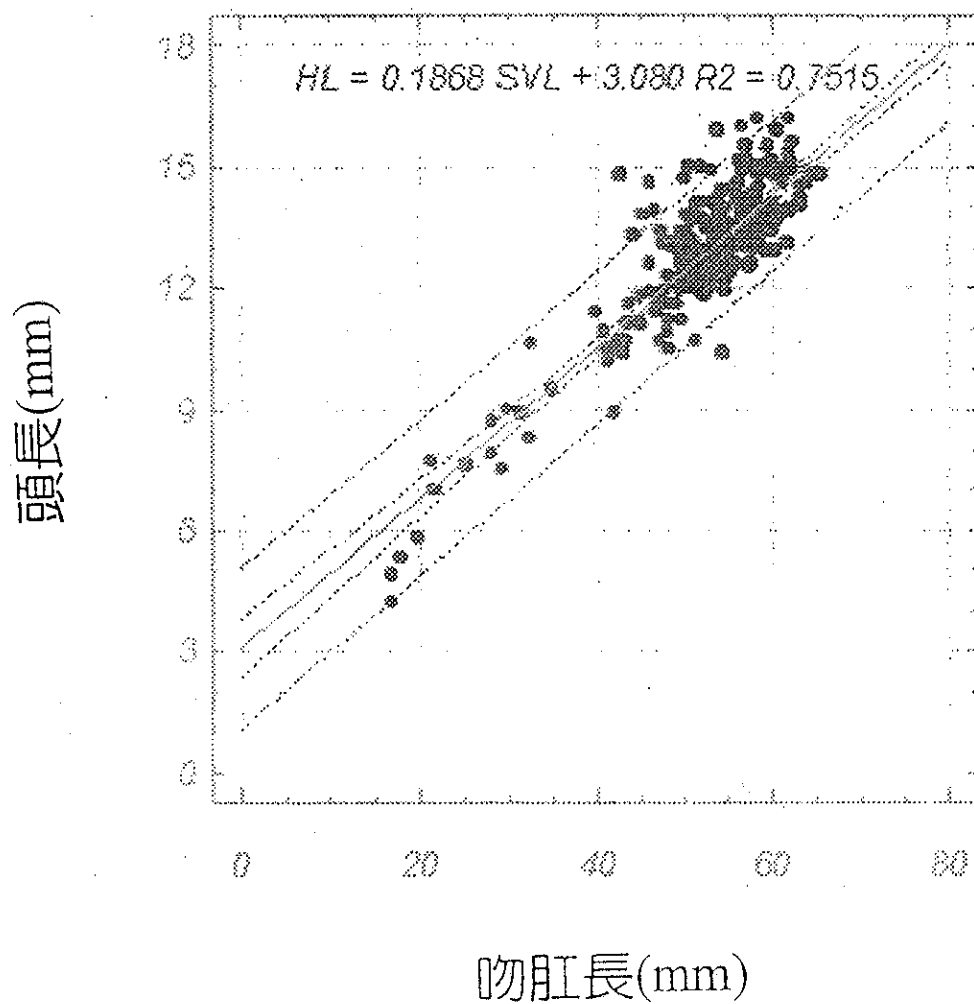
圖二十一、體重對吻肛長之指數迴歸曲圖。迴歸曲線方程式： $\text{體重} = e^{(0.0067 \text{ 吻肛長} - 2.3934)}$ ，可信度 $R^2 = 0.8888$ 。



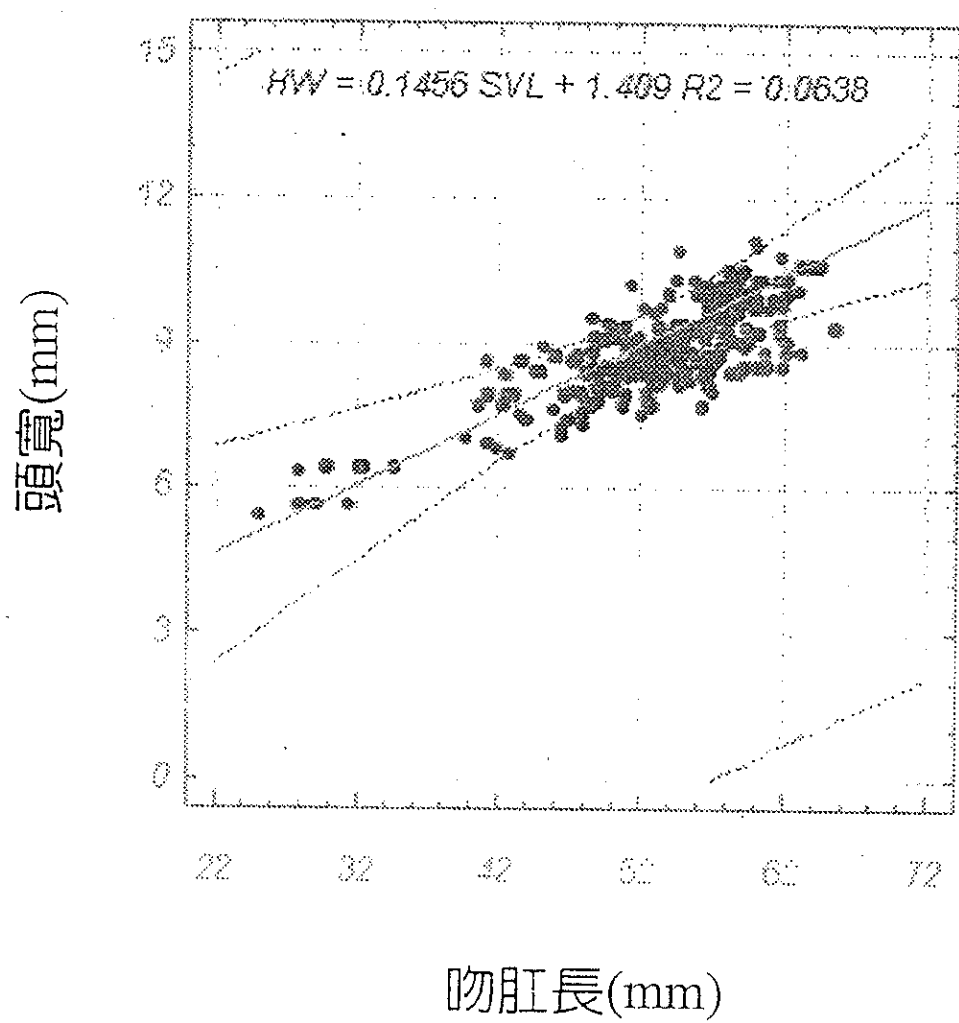
圖二十二、尾長對吻肛長的一次迴歸曲線圖。迴歸曲線方程式：尾長=0.7541 吻肛長-0.9491，相關係數為0.9065，可信度 $R^2=0.8218$ 。



圖二十三、頭長對吻肛長之一次迴歸曲線圖。迴歸曲線方程式：頭長=0.1868 吻肛長+3.080，相關係數為0.8669，可信度 $R^2=0.7515$ 。



圖二十四、頭寬對吻肛長的迴歸曲線圖。迴歸曲線方程式：
 頭寬=0.1456 吻肛長+1.409，相關係數為 0.2526，
 可信度 $R^2=0.0638$ 。



計畫名稱：關渡自然保留區植群演替與底棲動物關係之研究

Study on the influence of plant succession on zoobenthos in Kwandu Nature Preserve in Tanshui River, Taipei, Taiwan.

計畫編號：81保育-01 (51)

82保育-02 (5)

執行期限：八十年七月一日至八十二年六月三十日

計畫主持人：林曜松 教授

計畫研究人員：林曜松、劉炯錫

執行機關：台灣大學動物學系

中文摘要：

自民國八十年七月至八十二年六月期間，在關渡自然保留區內共發現多毛類動物八種，貧毛類動物一種；甲殼類動物的螃蟹十種，槍蝦一種，端腳類一種；昆蟲類雙翅目四種；軟體動物二種。其中以多毛類動物、螃蟹的數量較多。本研究對多毛類動物進行定量採集。採集區域分為淡水河河岸、底質中泥 (Medium silt) 區與潮溪溪岸、底質細泥 (fine silt) 區，在此兩區分別於裸露泥灘、蘆葦草澤、紅樹幼林及紅樹成林進行八個季節的採集。

植群演替對多毛類動物的生物量、個體數、種類組成及季節變化有顯著的影響。在無植群的情況下，多毛類在兩區裸露泥灘均以纓鰓蟲為主要優勢種，腺帶刺沙蠶為次優勢種，並呈相似的季節變化，以一、四月的數量較多，七月漸減，十月最少。但兩區的數量有顯著差異；在淡水河河岸各季平均達每平方公尺44.5 (7.2~98.9) 公克，在潮溪溪岸者的數量平均僅10.4 (1.3~23.5) 公克。兩區的蘆葦草澤、紅樹林的多毛類動物組成均與裸露泥灘有顯著差異，且季節變化不顯著；在淡水河河岸的植群區內，蘆葦草澤的腺帶刺沙蠶為主要優勢種，纓鰓蟲為次優勢種，平均溼重僅11.1 (2.7~14.4) 公克；紅樹幼林與紅樹成林的平均溼重為13.8、7.8公克，其種類組成、季節變化相似，纓鰓蟲、腺帶刺沙蠶、單葉沙蠶、印度錘稚蟲、*Capitella* sp. 及 *Manayunkia* sp. 均超過10%，各種類的季節變化多不明顯，但小型種的 *Manayunkia* sp. 則以一、四月為最多，個體數多超過每平方公尺十萬隻，其餘季節較少。潮溪裡面的蘆葦、紅樹幼林、紅樹成林的平均溼重分別為每平方公尺15.7、14.6、9.0公克，單葉沙蠶均佔總溼重的80%以上，普遍以十、一月的數量較多，四月最少。

關鍵字：底棲動物、多毛類、紅樹林、鹹草澤、河口、潮間帶、淡水河

英文摘要：There are eight polychaetae, one oligochaete, twelve crab, one snapping shrimp, one amphipod, four diptera insect and two gastropod species found in Kwandu Nature Preserve during July 1991 to June 1993. Polychaetes and crabs were the dominant groups. We quantitatively collected polychaetes seasonally in unvegetated mudflat, reed marsh, seedling mangroves and mature mangroves separately in two area. One area located on riverside with sediments of medium silt, another area on tidal creek side with sediments of fine silt.

Plant succession had significant influence on biomass, individual number, species composition and seasonal change of polychaete in situ. In both unvegetated mudflats, *Laonome albicingillum* was the first dominant species, *Neanthes glandicincta* was the second one. Both stations showed similar pattern of seasonal changes that they

had more biomass in January and April, less in July and down to the valley in October. The mudflat of riverside had significantly more average wet weight of 44.5(7.2~98.9) grams per square meter, whereas that of creek one only had 10.4 grams. Polychaetes of vegetated stations in both area were also different. In riverside, *N. glandicincta* dominate and *L. albicingillum* subdominate in reed marsh. The average wet weight of reed marsh was only 11.1 (2.7~14.4) grams per square meter with unsignificantly seasonal change. Two mangrove stations of riverside had similar species composition and seasonal change. *L.albicingillum*, *N. glandicincta*, *Namalycastis aibiuma*, *Malacoceros indicus*, *Manayunkia sp.* and *Capitella sp.* were co-dominated there with above 10 % wet weight seperately . Their average wet weight were 13.8 and 7.8 grams per meter with unsignificantly seasonal change. But the individual number of *Manayunkia sp.*, showed seasonal change with peaks above one hundred thousand in January and April. In tidal creek side, the wet weight of polychaetes in reed marsh, seedling mangroves and mature mangroves were 15.7, 14.6, and 9.0 grams per square meter. *N. aibiuma* occupied more than 80 % with peaks in October or January and down to the valley in April.

Key words: zoobenthos, macrofauna, polychaete, mangrove, marsh, estuary, intertidal, Tanshui River.

壹、前言

淡水河河口潮間帶的鹹水性植物在三處構成大面積的群落，如圖一（林等，1987）。其中，挖仔尾紅樹林保護區位於淡水河東南岸沙嘴內側，距出海口約1公里，區內為水筆仔（*Kandelia candel*, L. Druce）純林，面積約20公頃。竹圍紅樹林保護區位於淡水河西北岸，距出海口約4公里，區內多為水筆仔純林，部分高地仍有小面積蘆葦（*Phragmites communis* L. Trin.）草澤，面積約60公頃，為台灣最大的紅樹林澤。關渡自然保留區位於基隆河與淡水河主流交會口的北岸，距出海口約9公里，面積約55公頃，區內兼有水筆仔紅樹林、蘆葦草澤及荳蔻草（*Cyperus malaccensis* Lam）草澤，過去二十年來，水筆仔逐漸向潮間帶裸露泥灘、荳蔻草及蘆葦草澤擴張（Webster, 1988；呂，1992），由於此一保留區為台北市內主要的賞鳥據點，而根據賞鳥人士的經驗，紅樹林內的水鳥種類數與數量均遠較裸露泥灘為少且紅樹林亦會遮阻賞鳥視線。為此，愛鳥人士曾關切水筆仔的擴張，並提出控制水筆仔數量的建議而與部分主張保護紅樹林的人士有爭議。底棲動物亦為潮間帶的主要生物，並為許多遷移性水鳥的主要食物（Goss-Custard, 1977；Evans, & Dugan, 1984；Ambrose, 1986）。為能確實了解植群與底棲動物的關係，並提供解決保護紅樹林與保護水鳥爭議的另一項訊息，乃進行此一研究。

紅樹林與鹹草澤之生態體系位於陸地、海洋、淡水及海水會合的樞紐，對海洋生態體系的能量有淨輸出，被認為對近海漁業有增進的作用（Lindall, 1973；Clark, 1974；Turner, 1977；Arntz, 1980；Nixon 1980；Odum, 1980；Mitsch & Gosselink, 1986）。但我們對這些起源於陸地的植物對當地生態體系內海洋動物的影響，知識仍很少（Hutchings & Saenger, 1987；Alongi & Sasekumar, 1993）。底棲型動物為海洋生態體系的基本成員，在河口域潮間帶為主要的消費者（Day et al., 1989），過去的研究集中在無植群區的裸露泥灘、沙灘或植群附近的潮溪灘地，對於影響底棲動物群聚的環境因子多以潮位高度（曝曬時間的長短）、離出海口遠近（鹽度）、海岸遮蔽程度、底質特性及污染程度等地質、地理、人文特徵分析，（McIntyre, 1970；堀越和菊池, 1976；Pearson & Rosenberg, 1978；Penas & Gonzalez, 1983；Day et al., 1989；Diaz, R.J. 1989；Miron & Desrosiers 1990；Ellias, 1992；Rakocinski, 1993）。然而紅樹林及鹹草澤對當地的底質、地形、潮水水理及水質有明顯作用（Nixon 1980；Woodroffe, 1993；Wolanski, et al., 1993；Warren & Niering, 1993），但有關這些植群對底棲動物的影響卻仍少研究報告。

Wieser & Kanwisher (1961)、Teal & Wieser (1966)、Bell et al (1978)、Bell (1979)、Coull & Bell (1979) 曾定量調查溫帶鹹草澤內的底棲線蟲。Alongi (1987) 曾定量調查澳洲紅樹林內的底棲線蟲。Kuenzler (1961) 比較二枚貝 *Geukensia demissa* 在潮溪灘地、低潮位鹹草澤及高潮位鹹草澤的密度。Daiber (1982) 研究腹足貝 *Melampus bidentatus* 與鹹草澤有無的關係。Coull et al (1979) 比較鹹草澤及裸露潮間帶的橈腳類種類組成。多毛類動物一般為河口域的優勢底棲動物類群（Day et al, 1989），在關渡自然保留區內數量也很多，但在草澤與紅樹林內仍缺定量之研究（Alongi & Sasekumar, 1993）。

本文以多毛類動物為主要底棲動物的研究對象，主要目的即在探討水筆仔向鹹草澤、裸露沙灘與泥灘的擴張對多毛類動物群聚及其他底棲動物的影響。淡水河流域面積2726平方公里，匯集台北縣市超過五百萬人口的家庭、事業廢水，已有明顯的水質污染（張等，1986、1987、1988、1989；雷，1989），政府正進行污染整治工程（行政院環保署，1992），建立這裡多毛類動物的生態資料也可作為今後污染整治成效評估時的對照參考。

誌謝：本研究計畫承蒙行政院農業委員會林業處保育科提供兩年研究經費，俾使研究能順利進行。研究期間，南佛羅里達大學生物學系 Joseph L. Simon 教授、中央研究院動物研究所陳章波研究員指導試驗設計，謝慈蓮研究員指導多毛類動物分類，助理張仁為、呂佩義及學生呂鳳萍、張引、陳韻如、許皓捷、梁昭南、陳恩理協助野外採集，蔡佳玲、呂修文協助實驗室內篩蟲、挑蟲、底質分析等煩瑣工作，劉廷豪先生協助篩泥機的設計，蘇逸峰小姐協助經費之後勤工作，在此一併誌謝。

貳、執行地點描述

關渡自然保留區位於基隆河與淡水河主流交會處的北岸泥灘地（如圖一），區內的地景目前可區分為裸露泥灘、蘆葦草澤、紅樹林及數量稀少的荳蔻草澤，並有潮溪由淡水河河岸往保留區內延伸，潮溪之主流呈西西南往東北北向（如圖二）。本研究在關渡自然保留區依潮流強度區分為淡水河河岸、潮流較強的E區（Exposer area）與潮溪溪邊、潮流較弱的S區（Shelterer area）區。每區再依裸露泥灘、蘆葦草澤、紅樹幼林及紅樹成林設置為四個樣站，共設置八個樣站（圖二）。各樣站的縮寫及環境如表一。

參、材料與方法

動物調查

自一九九一年七月起每隔三個月採樣一次，一九九一年七月、十月與一九九二年一月、四月為第一個年度，一九九二年七月、十月與一九九三年一月、四月為第二個年度，每個樣站共採樣八次。底棲動物的採集係以40公分長、8.3公分直徑的不銹鋼圓筒於退潮時在各小站每隔一公尺採集一筒，共採五筒；由前試驗及第一次採樣季多毛類動物之種類數與筒數關係，各採樣小站之種類飽和筒數多為二至三筒，最多為四筒。各筒取30公分深度，再區分為0-10公分、10-20公分及20-30公分三層，分別裝入小於0.125mm 網目之網袋，於當天攜回實驗室以0.2 % Propylene phenoxetol先麻醉動物30分鐘，再以10%福馬林固定24小時以上，待日後篩洗底質。篩選動物以0.5mm標準網目配合自行開發設計之沖晃篩洗機（圖三）進行，如此篩洗有根團糾結的底泥樣本，可免耗時費力之苦。篩除底質後，以Rose Bengal 染液染色留存的動物10分鐘，再行挑選動物，並以70%酒精保存之，待日後之鑑定、計量與秤重。動物之鑑定，先以100及400倍顯微鏡鑑定動物至屬或種，記錄各種類特徵後於50倍解剖顯微鏡進行多毛類動物的鑑定與計數，以頭數為個體數之依據，若僅採獲非頭部的體節僅記錄該種出現，不列入計數。對每一圓筒計數後，即將各種類予以秤其濕重。

環境調查

淡水河每月水位變動之資料取自臺灣省水利局在關渡附近之測站，每月水質之資料取自環保署在關渡橋站之資料。各採樣站潮位之高度乃於一九九二年五月二日及一九九三年二月二十一日於各站同時記錄最高潮之水位，由最高潮水位估測之。底質之分析項目包括底質大小分布（Particle size distribution）與有機物含量的測定。底質分析樣本以三公分直徑之圓筒取底質十公分深，裝入塑膠袋後存放於-70°C的冷凍庫。分析前將底質解凍並揉勻，一部分做底質大小分布分析，一部分做有機物含量分析。底質大小分布以自行設計之濕式底質分選機（圖四）將大於0.061mm之顆粒分級，小於0.061mm之顆粒以沈降速率法區分各顆粒大小；將各大小等級之顆粒區分後，置於錫箔碟內以60°C烘乾24小時後，記錄各粒徑級的乾重，換算成比例後，根據Folk(1966)求算中間度 Φ 值（Md Φ ）與篩選係數（Sorting coefficient），公式如下：

$\Phi = -\log_2(\text{以mm為單位的粒徑大小})$

$$\Phi_{16} + \Phi_{50} + \Phi_{84}$$

$$\text{Md}\Phi = \frac{\Phi_{16} + \Phi_{50} + \Phi_{84}}{3}$$

3

$$\Phi_{84} - \Phi_{16}$$

$$\Phi_{95} - \Phi_5$$

$$\text{篩選係數} = \frac{\text{-----}}{\text{-----}} + \frac{\text{-----}}{\text{-----}}$$

4

6.6

有機物含量百分比的測計，乃將底泥置於60°C烘乾24小時並稱重後，再於500°C烘2小時，由減輕的重量估算之。根據Inman(1951)對底質平均粒徑的 Φ 值之分類，將各採樣站之底質分類。鹽度與酸鹼度的採樣由採泥筒取出後自周圍滲入之間隙水測定。本研究另於一九九二年七月後之四次採樣季，以白金電極測定底質5-10公分深之底質間隙氧化還原電位；取底質間隙水靜置澄清後，以光度曲折計測鹽度，以電子式酸鹼度計測酸鹼度。一九九三年二月二十一日，同時測定滿潮期間各站泥表水層之溶氧量與鹽度。

統計分析

每一小筒的多毛類動物經鑑定、計數、秤濕重後得到的數據，由於每小站5小筒的變異係數常超過100%，乃先由每小筒的數據估計每平方公尺個體數和毫克數，個體數經 $\log(1 + \text{每平方公尺個體數})$ 之轉換，濕重則經 $\log(1 + \text{每平方公尺毫克數})$ 之轉換後，再進行統計分析。變方分析均以SYSTAT軟體進行，以雙向變方分析檢驗各小站之年間變化、季節變化及交感效應是否顯著，顯著水準設為 $\alpha=0.05$ 。各站間各小站的比較，則以四向變方分析檢驗各種多毛類動物的區域、植群（地景）、年間變化、季節變化及交感效應是否顯著。各採樣站間之聚類分析，亦使用SYSTAT軟體，以多毛類之濕重為基礎，用皮爾森相關係數為指數，並以最短距離之平均連結法繪出各採樣站間之樹形圖。

肆、結果

環境因子

根據臺灣省水利局在關渡的水位測站資料及環保署在關渡橋下的表層水水溫與溶氧量資料，自一九九一年一月至一九九三年五月間，月平均最大潮（平均每天的最大潮）在一九九一年之最大值在八月，一九九二年在五、六月或七月間（七月無資料），而最小值均在冬季十二、一、二月間（圖五）；每年水溫均以七月為最高，超過30°C，一月為最低，均小於18°C；而溶氧量的月變化則較不規則。

本研究於一九九三年2月21日分二組人員分別記錄關渡自然保留區潮流較強的淡水河岸區域(Exposer area, 簡稱E區)與潮流較強的潮溪區域(Shelterer area, 簡稱S區)之最高潮時間、表層水鹽度及底層水溶氧量，結果顯示溶氧量與鹽度隨著潮汐而變化（圖六）。E區之鹽度介於千分之22至26，最高潮時的鹽度最高；S區則介於千分之21至25之間，亦於最高潮時呈現最高鹽度，但最高潮時間約比E區延後30分鐘。溶氧量方面，E區介於0.1至1.2之間，變動很大；S區的溶氧量則一直為0。

底質分析結果（表二）顯示，各採樣站的底質顆粒粒徑、有機物含量相當穩定，隨時間的改變較小，但各地點間則有明顯的差異。底質顆粒均屬細泥（Silt）的範圍(Folk, 1966)，但各樣站仍有明顯差異。平均粒徑 Φ 值在E區介於4.7至5.9之間，紅樹林成林之底質較細，介於5.26至5.90，蘆葦草澤則較粗，介於4.71至5.04之間。S區的底質較E區為細， Φ 值介於6.00至6.64之間，各站的差異較不明顯。底質有機物含量方面，S區介於5.6%至10.4%之間，普遍較E區介於4.8至8.2之間為高，兩區的紅樹林又普遍較裸露泥灘與蘆葦草澤為高。

第二年度採測之氧化還原電位、鹽度、酸鹼度在各站均的變化如表三。氧化還原電位因地區、植群、季節而有不同，在無植群的裸露泥灘，S區的氧化還原電位介於-270mv至-300mv之間，較E區介於-320mv至-380mv為低。兩區紅樹林在各季節的氧化還原電位均較裸露泥灘為高，尤以紅樹林成林較明顯，介於-260mv至+150mv之間。蘆葦草澤的氧化還原電位數值則普遍介於裸露泥灘與紅樹林的數值之間。底質水的鹽度介於千分之6至27之間，各站鹽度普遍以四月

最低，一月次低，七月與十月較高。在同一季節內，紅樹林、蘆葦草澤的鹽度均較裸露泥灘為高。酸鹼度的範圍介於6.1至8.1之間，主要差異為植群之間，兩區紅樹林成林與幼林的酸鹼度均低於裸露泥灘與蘆葦草澤。

多毛類動物

第一單元 種類

多毛類動物(Polychata)屬環節動物門多毛綱，調查期間共發現八種。其中，沙蠶科(Nereidae)有雙齒園沙蠶(*Perinereis aibuhitensis* Grube, 1878)、腺帶刺沙蠶(*Neanthes glandicincta*, Southern 1921)及單葉沙蠶(*Namalycastis aibiuma*, Muller 1871)三種；海稚蟲科(Spionidae)有印度錘稚蟲(*Malacoceros indicus*, Fauvel 1928)和*Prionospio japonicus*二種；纓鰓蟲科(Sabellidae)有纓鰓蟲(*Laonome albicingillum*, Hsieh, 1994)和*Manayunkia* sp. 二種；小頭蟲科(Capitellidae)有*Capitella* sp. 一種。

第二單元 個體數

本研究針對多毛類動物以圓筒定量採樣，換算為每平方公尺個體數與公克溼重。各樣站各季節之多毛類個體數如表四、圖七。在總個體數方面，以體型較小的*Manayunkia* sp. 與小頭蟲科種類為優勢，纓鰓蟲、腺帶刺沙蠶、*Prionospio japonicus* 亦有相當數量，尤以*Manayunkia* sp. 在E區的紅樹林一、四月的數量常高達每平方公尺十萬隻以上為最多。以四向變方分析檢定體型較小的三種多毛類個體數在不同年度、季節、區域及地景(植群狀況)有無顯著差異(表五)，結果顯示*Manayunkia* sp. 在空間變化上，E區顯著較多，地景上又以紅樹林成林、幼林顯著較裸露泥灘與蘆葦草澤為多；在時間變化上，第二年度顯著較多，一、四月顯著較多。*Capitella* sp. 的分布偏向E區、裸露泥灘；年間與季節變化均顯著，但與空間變化有交互效應，亦即不同樣站的時間變化不同。*Prionospio japonicus* 的數量在E區與S區的差異不顯著，但在裸露泥灘顯著高於植群區，其在第二年度出現較多，且集中出現在一月份。

以皮爾森相關係數為基礎，做八個樣站在八個季節共64個單位的種類組成樹枝狀圖(圖八)，A群以*Manayunkia* sp. 為優勢種，分布於紅樹林幼林與成林的一、四月為主，E區與S區的蘆葦草澤及S區的裸露泥灘亦在一月份曾以*Manayunkia* sp. 為優勢種。B群的B1以纓鰓蟲為優勢種，包括S區裸露泥灘在多毛類數量極少的七、十月份與在E區裸露泥灘多毛類數量極多的一、四月份；B2群則為小頭蟲、纓鰓蟲、腺帶刺沙蠶、*Manayunkia* sp. 均有相當數量的情況，以兩區的裸露泥灘為主。C群以小頭蟲、腺帶刺沙蠶為共優勢種，C1群以小頭蟲為第一優勢，包括之單位較為複雜，各年度、季節、區域、植群均有。C2群則以腺帶刺沙蠶為優勢，集中在E區的蘆葦草澤。D群則以單葉沙蠶為優勢種，集中在S區紅樹林、蘆葦草澤內，但這些樣站的四月份均不包括於此群。

第三單元 溼重

各樣站各季節的多毛類動物溼重如表六、圖九。各樣站之溼重多以纓鰓蟲、腺帶刺沙蠶、單葉沙蠶三種體型較大的多毛類為主。E區的裸露泥灘在一、四月時，總溼重高達每平方公尺50公克以上。以四向變方分析檢定體型較大的三種多毛類溼重在不同年度、季節、區域及地景(植群狀況)有無顯著差異(表七)，結果顯示纓鰓蟲溼重的年間差異不顯著，但季節變化顯著，各樣站普遍以一、四月較多，十月較少；在空間上以裸露泥灘較多，E區又較S區為多。腺帶刺沙蠶溼重之年間變化亦不顯著而季節變化顯著，但各區域、植群的變化模式顯著不同，其在E區的數量顯著較S區為多，在E區各站普遍分布，但以裸露泥灘與蘆葦草澤較紅樹林為多。單葉沙蠶的數量集中於S區的蘆葦草澤、紅樹林，年間、季節變化均顯著，普遍以四月份的数量最低。其他種類方面，雙齒園沙蠶曾在第一年度四月的E區蘆葦草澤達每平方公尺5.3公

克，但在其餘樣站與季節均不到0.5公克。印度錘稚蟲在E區普遍分布，但在S區則很少。*Manayunkia* sp.、*Capitella* sp. 及 *Prionospio japonicus* 溼重的變化趨勢與其個體數的變化趨勢相近，*Manayunkia* sp. 其在E區紅樹林幼林內第一年度的一月曾達每平方公尺14.3公克為最高。*Capitella* sp. 曾在E區裸露泥灘第一年度的七月高達每平方公尺14.5公克。*Prionospio japonicus* 僅在E區裸露泥灘第二年度的一月及S區裸露泥灘第二年度的一月超過每平方公尺1.0公克溼重。

以皮爾森相關係數為基礎，對各樣站各季節的多毛類動物溼重做群圖分析結果如圖十。A群共27個單位，包括S區蘆葦草澤、紅樹林幼林、成林的各個季節的24個單位，而E區僅在第二年度紅樹林幼林的十月、紅樹林成林的十月、一月屬於此群，經對照表六、圖九，這些單位均以單葉沙蠶為優勢種。B群共六個單位，均為E區有植群處的一月或四月，這些單位並非以單葉沙蠶、腺帶刺沙蠶或纓鰓蟲為優勢種，可再依種類組成區分為以印度錘稚蟲為主的B1群，此小群均屬第二年度，包括蘆葦草澤一月、紅樹林幼林一月與四月、紅樹成林的四月。B2群則以小型種*Manayunkia* sp. 和 *Capitella* sp. 為優勢，包括第一年度一月份的E區紅樹林幼林與紅樹成林。C群共31個單位，其優勢種類以纓鰓蟲、腺帶刺沙蠶為主，可再依各種類優勢程度的不同區分為三大群。其中，C1群共5個單位，含有較高比例的*Capitella* sp.，包括E區裸露泥灘第一年度的七月、蘆葦草澤第一年度的一月、紅樹林成林第一年度的七、四月及S區的裸露泥灘第二年度的四月。C2群共14個單位，以腺帶刺沙蠶為優勢種，但有些單位與纓鰓蟲共優勢，包括E區蘆葦草澤除了第一年度一月之外的7個單位，裸露泥灘第一年度的十月、一月及第二年度的四月，紅樹林幼林區第一、二年度的七月，成林區第二年度的七月，以及S區第一年度的七、十月。C3群共12個單位，以纓鰓蟲為優勢種，包括E區裸露泥灘第一年度四月、第二年度七、十、一月，紅樹林幼林第一年度的十月、四月，紅樹林成林區第一年度的十月，以及S區裸露泥灘第一年度的一、四月與第二年度的七、十、四月。

第四單元 各種類的時空分布

八個季節多毛類動物的溼重或個體數結果，各樣站所佔多毛類動物的百分比如表八，各種多毛類動物在各樣站的百分比如表九，以雙向變方分析測驗各種多毛類動物在各樣站的年間變化與季節變化結果如表十。

腺帶刺沙蠶在各站的平均溼重為每平方公尺3.4克，主要集中在E區，尤以裸露泥灘佔48%最多，但其在蘆葦草澤的優勢程度較高，佔整體多毛類溼重的56%。腺帶刺沙蠶在E區的年間變化均不顯著，季節變化則在裸露泥灘、紅樹林內均呈顯著，以十月時較少；在蘆葦草澤的季節變化不顯著。雙齒圓沙蠶的數量稀少，並集中於E區的蘆葦草澤。印度錘稚蟲的數量亦不多，各站總平均僅約每平方公尺0.6克，主要分布於E區的裸露泥灘與紅樹林幼林，季節變化均不顯著，在紅樹林幼林內其佔13%的多毛類總溼重，並呈顯著的年間變化，以第二年度顯著較多。纓鰓蟲的總平均溼重達每平方公尺5.1克，主要分布於E區的裸露泥灘（61%），其次為S區的裸露泥灘（19%），此兩樣站之年間變化均不顯著，但季節變化顯著，一、四月顯著較七、十月為多；其在E區的蘆葦與紅樹林內亦佔相當的比例，但年間與季節變化均不顯著。小型種的*Manayunkia* sp. 之個體數集中於E區紅樹林幼林（67%）與成林（27%），在這兩個樣站內其個體數的季節變化顯著，兩個年度均集中於一、四月份大量出現。*Capitella* sp. 在E區的數量較S區為多，兩區又均以裸露泥灘數量較多，其中E區的裸露泥灘即佔42%，其季節變化與年間變化均呈顯著，亦即個體數的季節變化大，但每年的變化趨勢顯著不同。*Prionospio japonicus* 的分布集中於兩區的裸露泥灘，其中S區裸露泥灘即佔61%，其個體數量顯著集中在一月，第二年又顯著較第一年為多。單葉沙蠶的總平均溼重達每平方公尺4.8克，其數量集中在S區蘆葦、紅樹幼林及紅樹成林三樣站內，在這些樣站呈極高的優勢，分別佔有80、88、95%的多毛類總溼重；其在這些樣站呈顯著季節變化，以四月份時的數量最少，年間變化則均不明顯。各樣站八個季節的多毛類總溼重，以E區裸露泥灘的每平方公尺44.5公克遠較其他各站為高，其他各站的總溼重介於E區紅樹成林的每平方公尺7.8克至S區紅樹幼林的15.7克之間。總溼重的季節變化在裸露泥灘均顯著，以一、四月較多；在S區的紅樹林亦呈顯著，但以四月最少。

甲殼類動物

調查區內共發現沙蟹科 (Ocypodidae) 的網紋招潮蟹 (*Uca arcuata* De Haan)、白扇招潮蟹 (*Uca lactea* De Haan)、黃螯招潮蟹 (*Uca vocans borealis* Crane)、角眼切腹蟹 (*Tmethypocoelis ceratophora* Koelbel)、台灣泥蟹 (*Ilyoplax formosensis* Rathbun)。方蟹科 (Grapsidae) 的雙齒近相手蟹 (*Sessarma bidens* De Haan)、無齒螳臂蟹 (*Chiromantes dehaani* H. Milne Edwards)、利奇厚蟹 (*Helice leachi* Hess)、台灣厚蟹 (*Helice formosensis* Rathbun)、伍氏厚蟹 (*Helice wuana* Rathbun)。泳蟹科 (Protunidae) 的鋸緣青蟳 (*Scylla serrata* Forskal)。槍蝦科 (Alpheidae) 的槍蝦 (*Alpheus edwardsii* Audouin)。端腳類 Corophiidae 科的 *Corophium* sp.。

白扇招潮蟹的分布區域集中於E區潮位較高、砂質成份較高的裸露泥灘或紅樹林邊緣，在關渡自然保留區內的數量不多，常成小片聚集分布。網紋招潮亦屬高潮位種類，為紅樹林內及附近裸露泥灘的優勢種。黃螯招潮蟹分布於較低潮位，在淡水河河道坡面及潮溪出口處的坡面數量很多。角眼切腹蟹與台灣泥蟹在E區紅樹林邊緣與裸露泥灘地附近較常見，尤以角眼切腹蟹較為常見。雙齒近相手蟹為紅樹林及蘆葦草澤內常見的蟹種，在E區較多。無齒螳臂蟹亦以植群區為主，但其在S區較E區為常見。利奇厚蟹在紅樹林內較為常見，台灣厚蟹、伍氏厚蟹則較少採獲。鋸緣青蟳的洞穴在潮溪坡面偶而可見。槍蝦在E區的紅樹林內亦有分布，但不常見。端腳類的 *Corophium* sp. 在E區的一月曾有出現。

其他動物

雙翅目 (Diptera) 昆蟲，其分類仍不清楚。包括 Dolichopodidae、Psychodidae、Empididae 及 Chironomidae 的種類，其分布以S區較多。

螺貝類 Iravidiidae 科的 *Iravadia* sp. 集中於關渡的草澤內，少部分在紅樹林區。燒酒螺 (*Batillaria* sp.) 在關渡泥灘較常見。

環節動物門的貧毛類動物亦很常見，各樣站均有採獲，但分類尚不清楚。

線蟲的種類亦不詳，以0.5mm篩網選取，可能因網目太大，導致採獲的數量很少。

伍、討論與建議

關渡自然保留區的植群演替明顯而迅速，紅樹林不斷向裸露泥灘、蘆葦草澤、茫茫鹹草擴張 (劉興賴, 1982; Webster, 1988; 呂, 1992)。由本研究顯示，裸露泥灘與蘆葦草澤、紅樹林的多毛類動物有顯著差異。可見當地的植群演替將對多毛類動物產生影響，而其影響也有地區性的差異。在潮溪出口一帶的E區裸露泥灘的多毛類生物量 (溼重) 較多，以纓鰓蟲、腺帶刺沙蠶為優勢種，若演替為蘆葦草澤、紅樹林將使生物量減少，但小型種的 *Manayunkia* sp. 大量增加，而使多毛類的總個體數增加。多毛類總溼種在潮溪內S區的裸露泥灘與蘆葦草澤、紅樹林的差異較不明顯，但種類組成則不同，裸露泥灘仍以纓鰓蟲為主，植群區內則以單葉沙蠶為優勢。

紅樹林與草澤為潮間帶的特有地貌，而一特有地貌對底棲動物而言可被視為存在著多項影響接地的環境因子 (Sebens, 1991)，關渡自然保留區的植群演替對多毛類動物的影響亦可能同時透過多項途徑，如增高底質高度、改變水流形式、遮陽、緩和溫度、減少底泥水分蒸發、增加底泥有機物、細化底泥、氧化底泥，以及增加地形遮蔽程度等。植群有增高底質高度的作用 (Warren & Niering, 1993)，而使淹水時間縮短，可能影響底棲動物的分布 (Kuenzler, 1961; Icely & Jones 1978; Coull et al., 1979; Alongi, 1987; Miron & Desrosiers, 1990)，而多毛類的呼吸、攝食、生殖等活動更主要在有水時進行 (Warren, 1984)。本研究中，纓鰓蟲的分布偏向較低潮位的裸露泥灘，而在較高潮位的E區蘆葦草澤、S區紅樹幼林與成林均極少，可能受

底質高低的影響。植群可能影響浮游幼生的定著，Eckman(1983)研究指出*Manayunkia* sp. 幼生的定著，不論在高潮位或低潮位，均較少在植株旁，而偏向植株間無草的泥灘。此種現象或可說明本研究中*Manayunkia* sp. 偏向植株間空隙較大的紅樹林，而在植株空隙小的蘆葦與茫茫鹹草數量顯著較少。

紅樹林和草澤會增加底質有機物含量(高 & 李, 1985; Mitsch & Gosselink, 1986)。本研究中，紅樹林的存在明顯增加竹園沙灘的有機物含量。對Day et al (1989)整理指出草澤內的底棲動物以碎食者為主要攝食功能群，而根據George(1984)對*Capitella* sp.及Fauchald & Jumars(1979)對多毛類食性之整理，本研究中紅樹林與草澤內亦以碎食者為主。碎食者的分布可能與有機物含量有關，Moverley 等人(1986)研究澳洲一河口域多毛類群聚的長期變化指出，隨著有機碎屑的增加，多毛類的食性由移動型的泥表碎食者，轉移至定點型的泥表碎食者，再轉移至底內型的碎食者；本研究三種生物量佔優勢的多毛類動物中，纓鰓蟲之外形似濾食者，但由野外之觀察，當潮水剛浸濕泥表或泥表留有一層水膜的情況下，此種動物即伸出其觸手冠，由實驗室解剖顯微鏡的觀察，當水很淺時，其有自泥面輸送顆粒入口的現象，而加水至一定深度後，此種動物才主要由水層中濾食，故其兼具濾食與碎食。濾食者雖通常分布在較穩定的底質中(Rhode & Young, 1970)，在關渡紅樹林與草澤內的泥灘表面呈灰白，但裸露泥灘全年可見密布綠色或金黃色的底棲藻類，而底棲藻類可提高底泥穩定度(Ginsburg & Lowenstam, 1958)，故有利濾食。因此，關渡裸露泥灘也可能較植群區的底泥穩定度高，而使纓鰓蟲數量較多。腺帶刺沙蠶常以頭部伸出泥表覓食，屬於定點型的泥表碎食者，其分布在裸露泥灘較多，但在蘆葦、紅樹林內亦很普遍。單葉沙蠶集中分布於有機物含量最高的關渡潮溪內S區之紅樹林與蘆葦內，由實驗室內與野外觀察顯示，單葉沙蠶以頭部深入底泥，尾肛及後體節(具發達的鰓)常在泥面緩緩擺動，應屬底內型的碎食者。因此，植群的出現可能透過改變攝食功能群，而改變多毛類的種類組成。

紅樹林與蘆葦草澤也有遮阻潮流的作用而影響底質顆粒的沈積，致使底泥細化。Hsieh(in press)研究淡水河河口竹園潮溪溪邊與淡水河河岸裸露泥灘多毛類動物之比較，指出指出底質顆粒大小扮演重要角色，印度錘稚蟲較纓鰓蟲偏向分布於較大之底質顆粒。本研究之S區位於潮溪溪邊，底質顆粒較E區為細，可能為造成兩區種類組成不同的原因。將各樣站之底質顆粒大小與多毛類之種類組成作一比較，單葉沙蠶、*Prionospio japonicus*為偏向底質最細之種類，印度錘稚蟲與雙齒圓沙蠶為偏向底質較粗之種類，*Manayunkia* sp.、*Capitella* sp.、纓鰓蟲、腺帶刺沙蠶則介於之間。

紅樹林與草澤的遮陽作用除了可能影響底棲藻類數量而影響多毛類動物外，應有緩和溫差，進而影響底泥間隙水蒸發、有機物的分解及底泥氧化還原電位的作用，而這些因素可能對底棲動物造成熱害、旱害與毒害(Newell, 1976; Pearson & Rosenberg, 1978; Hummel et al., 1986; Miron & Desrosiers, 1990)。淡水河河口位於亞熱帶，夏季每日最高氣溫多超過30°C，對潮間帶底棲動物而言可能是一項威脅，本研究中裸露泥灘的多毛類動物到了七月時明顯減少，過了夏季至十月時達最低。但紅樹林與草澤的季節變化則有不同，多毛類動物在七、十月並非數量最少的季節，此也可能與植群緩和底泥溫度有關。

紅樹林與草澤的根系具氧化底質的作用(Howes, 1981; 邱, 1992)，而可減少硫化氫等有毒物質的產生(Fenchel & Riedl, 1970)，可能亦為植群影響多毛類種類組成的途徑。Teal & Wieser(1966)研究顯示線蟲的數量與根量成正比，並認為根系有氧化無氧底質的作用，使線蟲集中於該處。本研究中，紅樹成林根系附近的底泥常呈黃色的氧化狀態，氧化還原電位明顯較黑色或灰色的裸露泥灘為高，也可能影響多毛類動物的分布。

在溫帶、亞熱帶地區於夏、秋季溫度較高時，河口和地形較遮蔽的港灣，常發生低氧或缺氧的情況，使泥底質的底棲動物數量遽減(Moore, 1978; Garlo, et al., 1979; Santos & Simon, 1980a, b; Jorgenson, 1980; Harper, et al., 1981; Fitzhugh, 1984; Justic et al., 1987; Llanso, 1992; Dauer, et al., 1993)。巫與廖(1990)的調查結果亦顯示，淡水河河道內的多毛類動物在七、八、九、十月份的數量明顯較其他月份為少。Hsieh(in press)亦發現泥質的竹園潮間

帶多毛類族群呈季節之變化。Llanos(1992)在河口域潮下帶的研究顯示多毛類之個體數和種類數在夏季時亦有往上游漸減的趨勢。本研究在潮溪出口的E區與潮溪內S區均屬潮流較弱的泥底質區，此可能造成E區裸露泥灘在七月時的數量銳減，經過了夏季，十月時的數量最少，直到冬季可能因其具有高生殖潛力而又遽增，纓鰓蟲與腺帶刺沙蠶在一月的數量均屬最多，但體型均較小，到了四月雖個體較少，但因體型增大而使生物量達到最大，兩個年度呈現相似趨勢。S區的裸露泥灘之底泥更細，氧化還原電位更低，可能促使其更早讓纓鰓蟲無法忍受，而使其數量提早在四月份時即急遽減少。因此關渡自然保留區多毛類在裸露泥灘的季節變化可能與當地溶氧的季節變化有關。

本研究中紅樹林與草澤的季節變化多不明顯，且未以七、十月為最少，在溶氧較差的S區，更以十月的重量最多，單葉沙蠶為當地的獨占種類，由氧化還原電位資料顯示，除了紅樹成林有明顯提高氧化還原電位外，紅樹幼林、蘆葦對氧化還原電位的影響均不明顯，因此可能與單葉沙蠶本身較耐強還原性的底泥有關。

關渡自然保留區內的螃蟹相亦很豐富，由初步採集結果可知各種類的空間分布亦有區隔，但其數量及季節變化則有待進一步研究。

關渡裸露泥灘地多毛類的季節變動可能會影響候鳥的遷移。候鳥在十月份即陸續前來淡水河口棲息，但在二、三月間才大量增加，以濱鷸(*Calidris alpina*)的數量最多，但之後則又很少，(林，1988；中華民國野鳥學會，1992)；莊與曹(1989)調查顯示濱鷸在淡水河河口的族群主要集中在關渡，

其體重在11月到關渡泥灘後一直沒有明顯增加，而在二月底開始明顯上升，至三月中旬其遷移他處的短短兩個星期內，體重約增加四分之一。而多毛類動物常是濱鷸的主要食物(Pienkowski, 1982)，其在關渡河道旁裸露泥灘的生物量在一月與四月均很多，遠較七、十月為多，亦遠較其他各站的裸露灘地、紅樹林及草澤為多，此可能是吸引濱鷸前來的原因。因此，水筆仔紅樹林持續入侵關渡河道旁裸露泥灘地將使現存的大片裸露泥灘地逐漸縮小，並使冬、春季多毛類的生物量減少，而不利濱鷸等水鳥前來覓食，如此對關渡賞鳥資源可說是一項損失，建議政府採取有效措施抑制關渡自然保留區內的水筆仔紅樹林繼續向淡水河河道旁的裸露泥灘擴張。

陸、參考文獻

- Alongi, D.M. 1987 The influence of mangrove-derived tannins on inter-tidal meiobenthos in tropical estuaries. *Oecologia*, 71:537-540.
- Alongi, D.M. and A. Sasekumar 1993 Benthic communities. In: A.I. Robertson, and D.M. Alongi (eds) *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geological Union press. 137-172 pp.
- Ambrose, Jr. W.G. 1986 Estimate of removal rate of *Nereis virens* (Polychaeta: Nereidae) from an intertidal mudflat by gulls (*Larus* spp.). *Marine Biology*, 244-247pp.
- Arntz, W.E., 1980 Predation by demersal fish and its impact on the dynamics of macrobenthos. in K.R. Tenore & B.C. Coull (eds), *Marine benthic dynamics*. The university of South Carolina Press. The Belle W. Baruch Library in marine science 11:121-149.
- Bell, S.S. M.C. Watzin and B.C. Coull 1978 Biogenic structure and its effect on the spatial heterogeneity of the meiofauna in a salt marsh. *J. Exp. Mar. Biol.* 35(2):99-107.
- Clark, J. 1974 *Coastal ecosystems - Ecological considerations for management of the coastal zone*. The Conservation Foundation Press. Washington, D. C., 178pp.
- Connell, J.H. 1978 Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, 199:1302-1310.
- Coull, B.C. and S.S. Bell 1979 Perspective of marine meiofaunal ecology. In Livingston, R.J., ed.

- Ecological Processes in Coastal and Marine Systems. Marine Science Vol.10. Plenum Press, N.Y. pp.189-216.
- Coull, B.C., S.S. Bell, A.M. Savory, and B.W. Dudley 1979 zonation of meiobenthic copepods in a southeastern United States salt marsh. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 9(2):181-188.
- Daiber, F.C., 1982, Animals of the tidal marsh. Van Nostrand Reinhold Company, New York, 422pp.
- Dauer, D.M., M.W. Luckenbach and A.J. Rodi, Jr. 1993 Abundance biomass comparison (ABC method): effects of an estuarine gradient, anoxia/hypoxic events and contaminated sediments. *Marine biology*, 116:507-518.
- Day, J.W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp and Alejandro Yannes-Arancibia, 1989, Estuarine ecology. John Wiley & Sons publication. 558pp.
- Diaz, R.J. 1989 Pollution and tidal benthic communities of the James River Estuary, Virginia. *Hydrobiologia*, 180:195-211.
- Eckman, J.E. 1983 Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. *Limnol. Oceanogr.*, 28(2):241-257.
- Ellias, R. 1992 Quantitative benthic community structure in Blanca Bay and its relationship with organic enrichment. *Mar. Ecol.* 13(3):189-201.
- Evans, P.R., & P.J. Dugan 1984 Coastal birds: numbers in relation to food resources in Evans, P.R., J.D. Goss-Custard & W.G. Hale (eds), Coastal waders and wildfowl in winter. Cambridge University Press of London, 8-28pp.
- Fauchald, K. and P.A. Jumars 1979 The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 17:193-284.
- Fenchel, T. and R.J. Riedl 1970 The sulfide system: a new biotic community underneath the oxydized layer of marine sand bottoms. *Mar. Biol.* (7):255-268.
- Fitzhugh, K. 1984 Temporal and spatial patterns of the Polychaete fauna on the central Northern Gulf of Mexico continental shelf. in P.A. Hutchings (ed.), Proceedings of the First International Polychaete Conference, Sydney, published by The Society of New Wales, 211-225pp.
- Folk, R.L. 1966 A review of grain size parameters. *Sedimentology*, 6:73-93.
- Garlo, E.V., C.B. Milstein & A.E. Jahn 1979 Impact of hypoxia conditions in the vicinity of Little Egg Inlet, New Jersey in summer 1976. *Estuarine and Coastal Marine Science* 8, 421-432.
- George, J.D., 1984, The behaviour and life history of a mangrove-dwelling capitellid (Polychaeta). in P.A. Hutchings (ed.), Proceedings of the First International Polychaete Conference, Sydney, published by The Society of New Wales, 323-337pp.
- Ginsburg, R.N. and H.A. Lowenstam 1958 The influence of marine bottom communities on the depositional environment of sediments. *J. Geol.*, 66:310-318.
- Goss-Custard, J.D. 1977 The energetics of prey selection by redshank, *Tringa totanus* (L.) in relation to prey density. *J. Anim. Ecol.* 46:1-19. 46:151-165.
- Harper, D.E., L.D. McKinney, Salzer, R.R., & R.J. Case., 1981, The occurrence of hypoxia bottom water off the Texas coast and its effect on the benthic biota. *Contr. Mar. Sci.*, 24:53-79.
- Howes, B.L. 1981 Oxydation-reduction potentials in a salt marsh: Spatial patterns and interactions with primary production. *Limnol. Oceanogr.* 26(2):350-360.
- Hsieh, H.L. (In press) Spatial and temporal patterns of polychaete communities in a subtropical mangrove swamp: influences of sediment and microhabitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*
- Hummel, D., A. Meijboom and L. de Wolf 1986 The effects of extended periods of drainage and submersion and mortality of benthic animals. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 103:251-266.
- Hutchings, P. & P. Saenger 1987 Ecology of Mangroves. Queensland University Press., 388 pp.

- Icely, J.D. & D.A. Jones 1978 Factors affecting the distribution of the Genus *Uca* (Crustacean: Ocypodidae) on an East African shore. *Estr. Coast. Mar. Sci.* 6:315-325.
- Inman, Douglas L. 1952 Measuring for describing the size distribution of sediment. *J. Sediment. Petrol.*, 22(3):125-145.
- Jorgenson, B.B. 1980 Seasonal oxygen depletion in the bottom waters of a Danish fjord and its effect on the benthic community. *OIKOS*, 34(1): 68-76.
- Kuenzler, E.J. 1961 Structure and energy flow of a mussel population in a Georgia salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 6(2):191-204.
- Lindall, W.N. 1973 Alterations of estuaries of South Florida: a threat to its fish resources. *Mar. Fish. Rev.* 35:26-33.
- Llanos, R.J. 1992 Effects of hypoxia on estuarine benthos; the lower Rappahannock River (Chesapeake Bay), a case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 35:491-515.
- McIntyre, A.D. 1970 The range of biomass in intertidal sand, with special reference to the bivalve *Tellina tenuis*. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 50:561-575.
- Miron, G.Y. & G.L. Desrosiers 1990 Distributions and population structure of two intertidal estuarine polychaetes in the lower St. Lawrence Estuary, with special reference to environmental factors. *Mar. biol.*, 105:297-306.
- Mitsch, W.J. and Gosselink, J.G. 1986 *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, 539pp.
- Moore, D.M. 1978 Seasonal changes in distribution of intertidal macrofauna in the Lower Mersey Estuary, U.K. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 7:117-125.
- Moverley, J.H., P. Saenger and M.A. Curtis 1986 Patterns of polychaete recolonization in Queensland subtropical estuaries following severe flooding. *Hydrobiologia* 134: 227-235.
- Newell, R.C. 1976 Adaptation to intertidal life. In R.C. Newell (Ed) *Adaptation to environment*. 1-82pp. Butterworths Press.
- Nixon, S. W. 1980 Between coastal marshes and coastal waters - a review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. In P. Hamilton and K. Macdonald (Eds.), *Estuarine and Wetland Processes*. Plenum Press, New York, pp.437-525.
- Odum, E.P. 1980 The status of three ecosystem-level hypothesis regarding salt marsh estuaries: tidal subsidy, outwelling, and detritus-based food chains. In V. Kennedy (Ed.), *Estuarine Perspective*. Academic, New York, pp. 485-495.
- Pearson, T.H. and R. Rosenberg 1978 Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. rev.*, 16:229-311.
- Penas, E. and G. Gonzalez 1983 Relationships between benthic infauna and environmental factors in three beaches of the Ria de Arosa embayment (Spain) using canonical correlation analysis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 68:245-256.
- Pienkowski, M.W. 1982 Diet and energy intake of Grey and Ringed plovers, *Pluvialis squatarola* and *Charadrius hiaticula*, in the non-breeding season. *J. Zool. Lond.* 197:511-549.
- Rakocinski, C.F., R.W. Heard, S.E. LeCroy, J.A. McLelland and T. Simon 1993 Seaward change and zonation of the sandy-shore macrofauna at Perdido Key, Florida, U.S.A. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 36:81-104.
- Rhoads, Donald C. and David K. Young 1970 The influence of deposit feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *J. Mar. Res.*, 28:150-178.
- Santos, S.L. and J.L. Simon 1980a Marine soft-bottom community establishment following annual defaunation: Larval or adult recruitment? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 2:235-241.

- Santos, S.L. and J.L. Simon 1980b Response of soft-bottom benthos to annual catastrophic disturbance in a South Florida estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 3:347-355.
- Sebens, K.P., 1991, Habitat structure and community dynamics in marine benthic systems. in *Habitat Structure - The physical arrangement of objects in space* (Bell, S.S., E.D. McCoy & H.R. Mushinsky eds.) Chapman and Hall Press. 211-234pp.
- Teal, J.M. and W. Wieser 1966 The distribution and ecology of nematodes in a Georgia salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 11:217-222.
- Turner, R.E. 1977 Intertidal vegetation and commercial yields of Panaeid shrimp. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 106(5):411-416.
- Warren, L.M., 1984, How intertidal polychaetes survive at low tide. in P.A. Hutchings (ed.), *Proceedings of the First International Polychaete Conference, Sydney*, published by The Society of New Wales, 238-253pp.
- Warren, R.S. & W.A. Niering 1993 Vegetation change on a Northeast tidal marsh: interaction of sea-level rise and marsh accretion. *Ecology*, 74(1):96-103.
- Webster, L. 1987 Vegetation change in Guan Du Marsh, Taiwan 1978-1985.
- Wieser, W. 1958 The effect of Grain size on the distribution of small invertebrates inhabiting the beaches of Puget Sound. *Limnol. Oceanogr.* 4:181-184.
- Wieser, W. and J. Kanwisher 1961 Ecological and physical studies on marine nematodes from a small salt marsh near Woods Hole, Massachusetts. *Limnol. Oceanogr.* 6:262-270.
- Wolanski, E., Y. Mazda and P. Ridd 1993 Mangrove hydrodynamics. In: Robertson, A.I. and D.M. Alongi (Eds) *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geological Union press. No.3:43-62 pp.
- Woodroffe, C. 1993 Mangrove sediment and geomorphology. In: A.I. Robertson, and D.M. Alongi (Eds) *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geological Union press. No.2:7-42 pp.
- 中華民國野鳥學會 1992 淡水河岩岸濕地鳥類調查(一)。中華民國野鳥學會鳥類保育叢刊第1號, 77頁。
- 行政院環保署 1992 淡水河系污染整治計劃評估與問題探討評估報告。行政院環境保護署出版。
- 呂宗信 1992 淡水河口水筆仔與蘆葦兩植叢間演替機制之探討。國立台灣大學植物學研究所碩士論文 81頁。
- 巫文隆、廖國焱 1990 底棲動物—淡水河整治前後的指標生物。科學月刊20(1): 914-917。
- 林曜松 1988 關渡自然公園細部規劃。台北市政府建設局 475頁。
- 林曜松、呂光洋、陳明義、陳擎霞 1987 亞洲濕地與水鳥保育國際會議與考察報告。農委會特刊第十二號。
- 林曜松編 關渡自然公園細部規劃 415-426 pp. 台北市政府建設局委託報告。
- 邱志郁 1992 淡水河口沼澤生態系之研究(10) 紅樹林土壤微生物碳素及氮素量之測定。國科會研究計劃摘要 NSC80-0421-B001-10Z.
- 高世和、李復雪 1985 九龍江口紅樹區大型底棲動物群落生態之研究。台灣海峽, 4(2):179-191。
- 張瑞津、石再添、周坦弘、曾正雄 1988 淡水河—大漢溪及新店溪感潮之研究。地理學研究。12:61-90。
- 張瑞津、石再添、高麗珍、曾正雄 1986 基隆河感潮研究。地理學研究。10:1-20。
- 張瑞津、石再添、高麗珍、曾正雄 1987 淡水河下游的水文地理研究：第一年度研究報告。地理學研究。11:69-111。
- 張瑞津、石再添、曾正雄、陳美鈴、高鵬飛 1989 淡水河下游感潮的研究。地理學研究 13:1-55。
- 莊永泓、曹美華 1989 東亞國際候鳥繫放先驅計劃。農委會, 77年生態研究報告第024號, 95頁。

堀越増興、菊池泰二 1976 海洋科學基礎講座之五--底棲生物。東海大學出版會刊，東京，451
頁。

雷淇祥 1989 淡水河口沼澤生態系的動物性浮游生物。科學月刊 20(1):904-907。

劉棠瑞、賴明洲 1982 竹園水筆仔紅樹林來源的探討。中華林學季刊 15:85-86。

Table 2 The average tidal height(cm), median particle size(phi), organic content(%) and of surficial sediments
5-10 cm depth from July 1991 to April 1993 at eight stations.

Location Landscape Item	Exposer area				Shelterer area			
	nude Mudflat	Reed Marsh	Seedling Mangroves	Mature Mangroves	nude Mudflat	Reed Marsh	Seedling Mangroves	Mature Mangroves
Tide height(cm)	68	93	72	78	53	47	81	78
Median particle size (phi)								
July 1991	5.46	4.72		5.51	6.25	6.33	6.34	6.41
October 1991	5.54	4.88	5.24	5.90	6.28	6.64	6.64	6.47
January 1992	5.65	4.51	5.44	5.59	6.29	6.42	6.07	6.47
April 1992	5.13	4.71	4.51	5.27	6.41	6.00	6.33	6.52
July 1992	5.16	4.91	5.47	5.26	6.43	6.34	6.17	6.40
October 1992	5.27	4.95	5.48	5.44	6.38	6.10	6.38	
January 1993	4.78	5.04	5.58	5.45	6.34	6.07	6.22	6.29
April 1993	5.15	5.00	5.52	5.32	6.33	6.06	6.32	6.08
Average	5.3	4.8	5.3	5.5	6.3	6.2	6.3	6.4
Organic content (%)								
July 1991	5.8	6.2		7.7	6.1	7.3	9.3	8.5
October 1991	5.9	5.1	6.6	6.2	7.1	5.7	7.6	8.9
January 1992			6.6		6.8			8.4
April 1992	6.2	6.1	5.7	7.9	6.7	6.9	8.7	8.4
July 1992	5.1	5.4	6.2	7.7	5.6	8.0	10.4	9.1
October 1992	5.1	5.2	6.3	8.2	6.5		10.3	7.7
January 1993	4.8	4.2	6.3	6.1	5.7	6.1	8.4	9.0
April 1993	4.9	5.4	6.9	7.4	6.2	6.9	9.0	8.2
Average	5.4	5.4	6.4	7.3	6.3	6.8	9.1	8.5

30

Table 3 The average redox potential (mv), salinities(%), and pH value of eight stations from July 1992 to April 1993.

Location Landscape Item	Exposer area				Shelterer area			
	nude Mudflat	Reed Marsh	Seedling Mangroves	Mature Mangroves	nude Mudflat	Reed Marsh	Seedling Mangroves	Mature Mangroves
Redox potential(mv)								
July 1992	-300	-180	-170	-200	-320	-330	-290	-130
October 1992	-280	-250	-270	-260	-360	-360	-270	-230
January 1993	-280	-210	-170	-150	-380	-310	-180	150
April 1993	-270	-210	-190	-150	-360	-90	-120	-120
Salinities(%)								
July 1992	18	20	25	27	20	22	22	26
October 1992	19	21	27	21	16	18	21	22
January 1993	14	19	20	13	10	11	13	14
April 1993	13	14	15	11	6	10	7	9
pH value								
July 1992	7.3	7.1	6.8	6.5	6.9	7.3	7.0	6.3
October 1992	7.2	6.9	6.8	6.7	7.0	7.3	6.8	6.5
January 1993	7.0	6.8	6.7	6.5	7.2	7.2	6.8	6.1
April 1993	7.7	7.2	6.6	6.8	7.0	8.1	6.5	6.8

Table 4. The individual number per square meter of polychaete species in each station in eight seasons.
 MF12 denotes the 2nd season of the 1st year of EMF station. The seasons, 1 July, 2 Oct., 3 Jan., 4 Apr.

Sample	<i>Perinereis</i> <i>aibuhitensis</i>	<i>Neanthes</i> <i>glandicincta</i>	<i>Namalycaeus</i> <i>albiuma</i>	<i>Malacoceros</i> <i>indicus</i>	<i>Laonome</i> <i>albicingillum</i>	<i>Manayunkia</i> sp.	<i>Capitella</i> sp.	<i>Prionospio</i> <i>japonicus</i>	Total
MF11	0	888	0	38	296	0	23140	37	24398
MF12	0	112	0	0	186	0	6728	0	7025
MF13	0	8280	0	148	7652	1331	9500	2218	29128
MF14	0	1220	0	37	5805	1035	5988	0	14085
MF21	0	296	37	0	1923	0	2514	0	4770
MF22	0	148	0	0	814	591	2846	37	4436
MF23	0	2181	37	297	5582	5027	850	2588	16562
MF24	0	2735	0	222	4916	1700	1737	998	12310
RM11	0	1109	0	0	74	0	1035	0	2219
RM12	0	296	0	0	37	0	1294	0	1628
RM13	37	1811	0	0	370	20257	8354	0	30828
RM14	74	1257	37	0	222	591	4103	0	6284
RM21	0	1405	0	0	222	0	776	0	2403
RM22	0	2477	37	0	185	333	1922	0	4954
RM23	0	2366	222	148	148	1331	1109	37	5360
RM24	0	2033	0	0	222	444	1035	0	3734
SM11	0	888	0	0	296	296	10720	0	12199
SM12	0	222	0	0	333	0	296	0	851
SM13	0	1017	0	0	924	115098	1017	0	118055
SM14	0	702	0	185	1257	1885	1885	0	5915
SM21	0	739	148	111	0	0	1848	0	2847
SM22	0	296	74	111	1035	20441	74	0	22032
SM23	0	554	74	185	518	74668	37	0	76037
SM24	0	592	37	186	444	108565	296	0	110119
EMM11	0	148	0	0	0	665	1626	0	2440
EMM12	0	139	47	0	786	0	601	370	1942
EMM13	0	1017	0	0	1017	41955	2449	0	46437
EMM14	0	148	0	0	0	10276	2624	0	13048
EMM21	0	1183	74	0	74	0	4473	37	5841
EMM22	0	222	75	74	0	13529	222	0	14122
EMM23	37	739	75	0	0	125014	37	0	125902
EMM24	0	444	37	75	185	72931	407	111	74189
SMF11	0	75	111	0	186	0	924	0	1296
SMF12	0	0	0	0	37	0	0	0	38
SMF13	0	222	0	0	4288	15636	11607	961	32714
SMF14	0	38	0	0	999	0	1257	0	2293
SMF21	0	0	74	0	444	0	0	0	518
SMF22	0	0	0	0	148	0	74	0	222
SMF23	0	185	37	0	3217	370	6506	4288	14602
SMF24	0	0	0	0	407	0	2218	998	3623
SRM11	0	185	508	0	92	0	92	0	878
SRM12	0	148	444	0	111	0	0	0	702
SRM13	0	37	370	0	259	148	259	0	1073
SRM14	0	111	37	0	0	37	148	0	333
SRM21	0	444	297	0	0	0	2957	0	3698
SRM22	0	665	888	0	0	111	259	0	1923
SRM23	0	333	444	0	111	2366	591	111	3956
SRM24	0	111	111	0	74	1737	2920	37	4990
SSM11	0	111	482	0	0	0	628	0	1221
SSM12	0	296	333	0	0	0	850	0	1479
SSM13	0	111	407	0	0	37	407	0	961
SSM14	0	111	37	0	0	259	998	0	1405
SSM21	0	62	185	0	0	0	801	0	1048
SSM22	0	296	740	0	37	74	148	0	1294
SSM23	0	259	111	0	111	2033	887	259	3660
SSM24	0	0	74	0	0	15303	185	37	15599
MMM11	0	0	0	0	0	0	148	0	148
MMM12	0	1	296	0	0	0	185	0	481
MMM13	0	185	518	0	37	850	259	0	1848
MMM14	0	111	1	0	0	1663	481	0	2256
MMM21	0	185	37	0	0	0	370	0	592
MMM22	0	111	186	0	0	296	111	0	704
MMM23	0	111	296	0	0	1553	222	0	2181
MMM24	0	0	112	0	0	21328	222	0	21663
Total	148	42166	8149	1817	46078	681763	138253	13122	931496

Table 5. Results of using four-way analysis of variance to test significance of temporal and spatial variances in individual number after log 10 transformation. ns : not significant, *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$.

Item / Polychaetes	<i>Manayunkia sp.</i>	<i>Capitella sp.</i>	<i>Prionospio japonicus</i>	Total individual no.
Main effects				
Between two years	***	***	***	**
among four seasons	***	***	***	***
Between two locations	***	***	ns	***
Among four seasons	***	***	***	*
Interactions				
239 year $\times$ seas.	***	**	**	***
year $\times$ loc.	ns	***	ns	ns
year $\times$ lands.	ns	***	***	*
seas. $\times$ loc.	***	**	ns	ns
seas. $\times$ lands.	*	***	ns	**
loc. $\times$ lands.	***	ns	**	***
year $\times$ seas. $\times$ loc.	***	**	ns	**
year $\times$ seas. $\times$ lands.	ns	**	**	ns
year $\times$ loc. $\times$ lands.	ns	ns	ns	**
seas. $\times$ loc. $\times$ lands.	*	***	ns	**

Table 6 Thewet weight(g) per square meter of polychaete species in each station in eight seasons.
 MF12 denotes the 2nd season of the 1st year of EMF station. The seasons, 1 July, 2 Oct., 3 Jan., 4 Apr.

Sample	<i>Perinereis aibuhitensis</i>	<i>Neanthes glandicincta</i>	<i>Namalycaeus aibuma</i>	<i>Malacoceros indicus</i>	<i>Laonome albicingillum</i>	<i>Manayunkia sp.</i>	<i>Capitella sp.</i>	<i>Prionospio japonicus</i>	Total
MF11	0.0	12.7	0.0	0.6	1.8	0.0	14.5	0.0	29.8
MF12	0.0	2.2	0.0	0.1	4.4	0.0	0.4	0.0	7.2
MF13	0.0	19.5	0.0	5.1	15.5	0.1	7.0	0.0	47.2
MF14	0.0	10.9	0.0	0.5	50.7	0.1	5.1	0.0	67.2
MF21	0.0	0.6	0.5	0.0	20.8	0.0	1.0	0.0	22.9
MF22	0.0	2.1	0.0	0.0	5.4	0.1	2.3	0.0	9.8
MF23	0.0	7.4	4.2	6.4	52.7	0.3	0.6	1.7	73.3
MF24	0.0	48.5	0.0	3.0	45.6	0.1	1.2	0.6	98.9
RM11	0.0	3.2	0.0	0.0	2.0	0.0	0.3	0.0	5.5
RM12	0.0	2.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.4	0.0	2.7
RM13	0.4	3.5	0.0	0.0	1.6	1.2	3.9	0.0	10.6
RM14	5.3	9.7	1.2	0.0	2.2	0.0	3.2	0.0	21.6
RM21	0.0	7.7	0.0	0.0	4.3	0.0	0.2	0.0	12.1
RM22	0.0	8.3	1.1	0.0	4.4	0.0	0.6	0.0	14.4
RM23	0.0	5.4	0.0	3.8	0.9	0.1	0.5	0.0	10.6
RM24	0.0	10.3	0.0	0.0	0.5	0.0	0.6	0.0	11.4
SM11	0.0	9.6	0.0	0.0	2.4	0.0	4.3	0.0	16.4
SM12	0.0	1.1	0.0	0.0	6.9	0.0	0.2	0.0	8.2
SM13	0.0	1.6	0.0	0.0	0.9	14.3	0.5	0.0	17.3
SM14	0.0	3.9	0.0	4.2	16.4	0.1	3.8	0.0	28.3
SM21	0.0	3.8	0.4	1.0	0.0	0.0	0.6	0.0	5.8
SM22	0.0	0.3	5.0	1.4	1.1	0.7	0.0	0.0	8.5
SM23	0.0	0.9	2.4	2.5	0.8	2.1	0.0	0.0	8.8
SM24	0.0	3.9	2.7	5.1	1.5	3.3	0.3	0.0	16.7
EMM11	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.5
EMM12	0.0	0.4	1.1	0.0	11.1	0.0	0.1	0.1	12.8
EMM13	0.0	0.9	0.0	0.0	0.5	2.8	2.1	0.0	6.3
EMM14	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.3	1.9	0.0	3.3
EMM21	0.0	4.3	0.4	0.0	0.8	0.0	2.5	0.0	7.9
EMM22	0.0	0.0	10.0	0.6	0.0	0.3	0.1	0.0	11.0
EMM23	0.4	1.3	4.5	0.0	0.0	3.2	0.0	0.0	9.5
EMM24	0.0	3.3	0.3	3.3	1.5	2.3	0.3	0.1	11.1
SMF11	0.0	2.7	0.2	0.0	3.2	0.0	0.2	0.0	6.3
SMF12	0.0	1.3	0.1	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	1.9
SMF13	0.0	0.9	0.0	0.0	20.5	0.4	1.4	0.2	23.4
SMF14	0.0	1.6	0.0	0.0	7.9	0.0	1.0	0.0	10.5
SMF21	0.0	0.0	0.5	0.0	8.2	0.0	0.0	0.0	8.7
SMF22	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	0.1	0.0	1.3
SMF23	0.0	1.1	0.4	0.0	16.9	0.0	1.4	3.7	23.5
SMF24	0.0	0.0	0.2	0.0	2.6	0.0	3.6	0.9	7.4
SRM11	0.0	5.5	14.6	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	22.0
SRM12	0.0	1.2	9.1	0.0	1.8	0.0	0.0	0.0	12.1
SRM13	0.0	0.0	28.6	0.0	3.3	0.0	0.2	0.0	32.2
SRM14	0.0	0.3	1.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	1.5
SRM21	0.0	0.8	4.0	0.0	0.0	0.0	1.9	0.0	6.7
SRM22	0.0	1.8	31.7	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	33.8
SRM23	0.0	1.3	9.7	0.0	0.1	0.1	0.4	0.1	11.6
SRM24	0.0	0.7	1.9	0.0	0.2	0.1	2.8	0.0	5.8
SSM11	0.0	0.1	16.9	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	17.3
SSM12	0.0	1.4	15.7	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	17.6
SSM13	0.0	1.0	23.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	24.4
SSM14	0.0	1.5	2.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	4.4
SSM21	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	4.2
SSM22	0.0	0.8	34.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	35.1
SSM23	0.0	1.0	6.7	2.5	0.2	0.1	1.1	0.3	11.8
SSM24	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	0.6	0.2	0.0	1.7
SMM11	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
SMM12	0.0	0.1	5.2	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	5.4
SMM13	0.0	0.3	11.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	11.6
SMM14	0.0	0.1	1.8	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	2.2
SMM21	0.0	0.3	0.4	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.8
SMM22	0.0	0.1	28.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	28.5
SMM23	0.4	0.1	17.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.0	17.9
SMM24	0.0	0.0	4.7	0.0	0.0	0.8	0.1	0.0	5.6
Total	6	216	308	40	325	34	77	8	1015

Table 7. Results of using four-way analysis of variance to test significance of temporal and spatial variances in wet weight after log 10 transformation. ns : not significant, *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$, *** : $p < 0.001$.

Item / Polychaetes	<i>Laonome albicingillum</i>	<i>Neanthes glandicincta</i>	<i>Namalycastis aibiuma</i>	Total wet weight
Main effects				
Between two years	ns	ns	**	*
among four seasons	***	**	***	***
Between two locations	***	***	***	***
Among four seasons	***	***	***	**
Interactions				
year $\times$ seas.	ns	ns	ns	**
year $\times$ loc.	ns	ns	*	ns
year $\times$ lands.	ns	***	ns	*
seas. $\times$ loc.	ns	***	***	***
seas. $\times$ lands.	**	*	**	***
loc. $\times$ lands.	ns	ns	***	**
year $\times$ seas. $\times$ loc.	***	*	ns	ns
year $\times$ seas. $\times$ lands.	*	ns	ns	ns
year $\times$ loc. $\times$ lands.	ns	ns	ns	ns
seas. $\times$ loc. $\times$ lands.	*	*	*	ns

Table 8. The percentage of wet weight among eight stations for eight polychaete species.

Stations	<i>Neanthes glandicincta</i>	<i>Perinereis aibuhitensis</i>	<i>Malacoceros indicus</i>	<i>Laonome albicingillum</i>	<i>Manayunkia sp.</i>	<i>Capitella sp.</i>	<i>Prionospio japonicus</i>	<i>Namalycastis aibiuma</i>	Total
EMF	48	0	39	61	2	42	30	1	35
ERM	23	87	9	5	4	13	0	1	9
ESM	12	0	35	9	61	13	0	3	11
EMM	5	6	10	4	27	9	3	5	6
SMF	3	0	0	19	1	10	61	0	8
SRM	5	0	0	2	0	7	2	33	12
SSM	3	0	6	0	2	5	4	33	11
SMM	0	6	0	0	3	2	0	22	7
Total(g/m ²)	3.4	0.1	0.6	5.1	0.5	1.2	0.1	4.8	15.9

Table 9. The percentage of wet weight among eight polychaete species for eight polychaete stations.

Stations	<i>Neanthes glandicincta</i>	<i>Perinereis aibuhitensis</i>	<i>Malacoceros indicus</i>	<i>Laonome albicingillum</i>	<i>Manayunkia sp.</i>	<i>Capitella sp.</i>	<i>Prionospio japonicus</i>	<i>Namalycastis aibiuma</i>	Total wet weight(g)
EMF	29	0	4	55	0	9	1	1	44.5
ERM	56	6	4	18	2	11	0	3	11.1
ESM	23	0	13	27	19	9	0	10	13.8
EMM	18	1	6	22	14	12	0	26	7.8
SMF	9	0	0	74	0	9	6	2	10.4
SRM	9	0	0	6	0	4	0	80	15.7
SSM	5	0	2	0	1	3	0	88	14.6
SMM	1	1	0	0	1	2	0	95	9.0
Average	21	1	4	32	3	8	1	30	15.9

Table 10. Significant test of yearly change and seasonal change with two-way ANOVA for seven species in eight stations.
(Samples size: 5, Significant level, *: $p < 0.05$, ns: $p > 0.05$)

(Samples size: 3; Significant level: $\alpha = 0.05$; ns: p > 0.05)

Stations	Species	<i>Neanthes glandicincta</i>	<i>Malacoceros indicus</i>	<i>Laonome albicingillum</i>	<i>Manayunkia sp.</i>	<i>Capitella sp.</i>	<i>Prionospio japonicus</i>	<i>Namalycastis aibiuna</i>	Total	
	Items	unit	wet weight	wet weight	wet weight	ind. no.	ind. no.	ind. no.	wet weight	wet weight
EMF	Years		ns	ns	ns	*	*		ns	ns
	Seasons		*	ns	*	*	*		ns	*
	Interaction		ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
ERM	Years		ns	ns	ns	ns	ns		ns	ns
	Seasons		ns	ns	ns	*	*		ns	ns
	Interaction		ns	ns	ns	*	*		ns	*
ESM	Years		ns	*	ns	ns	*		*	ns
	Seasons		*	ns	ns	*	*		ns	ns
	Interaction		ns	ns	ns	*	ns		ns	ns
EMM	Years		ns	ns	ns	ns	ns		*	*
	Seasons		*	ns	ns	*	*		ns	ns
	Interaction		ns	ns	*	*	*		ns	ns
SMF	Years		*		ns	ns	ns	*	ns	ns
	Seasons		ns		*	*	*	*	ns	*
	Interaction		ns		ns	ns	ns	*	ns	ns
SRM	Years		ns		ns	*	*	ns	ns	ns
	Seasons		ns		*	*	ns	ns	*	ns
	Interaction		ns		ns	ns	ns	ns	ns	ns
SSM	Years		ns			*	ns		ns	ns
	Seasons		ns			*	ns		*	*
	Interaction		ns			ns	ns		ns	ns
SMM	Years		ns			ns	ns		ns	ns
	Seasons		ns			*	ns		*	*
	Interaction		ns			ns	ns		ns	ns

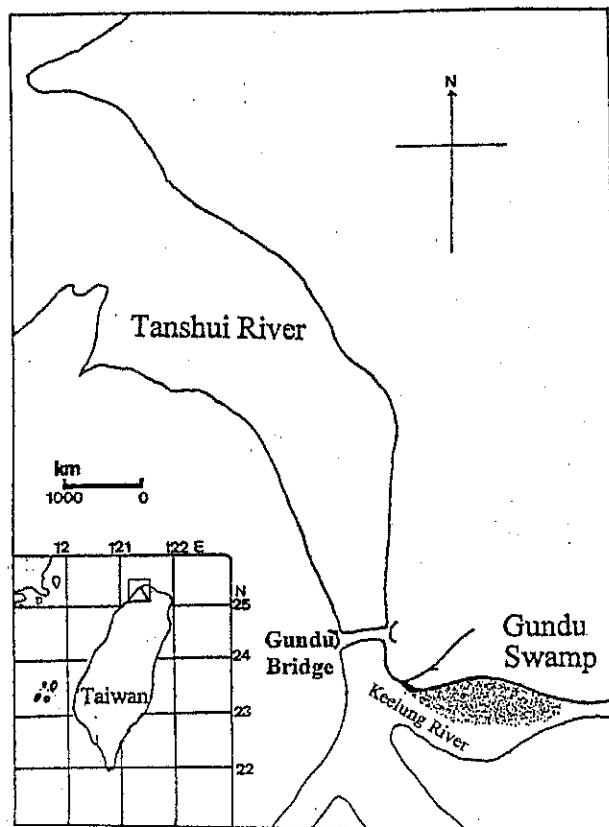


Figure 1. The location of Kwandu Nature Preserve in Tanshui River, TAIPEI, Taiwan.

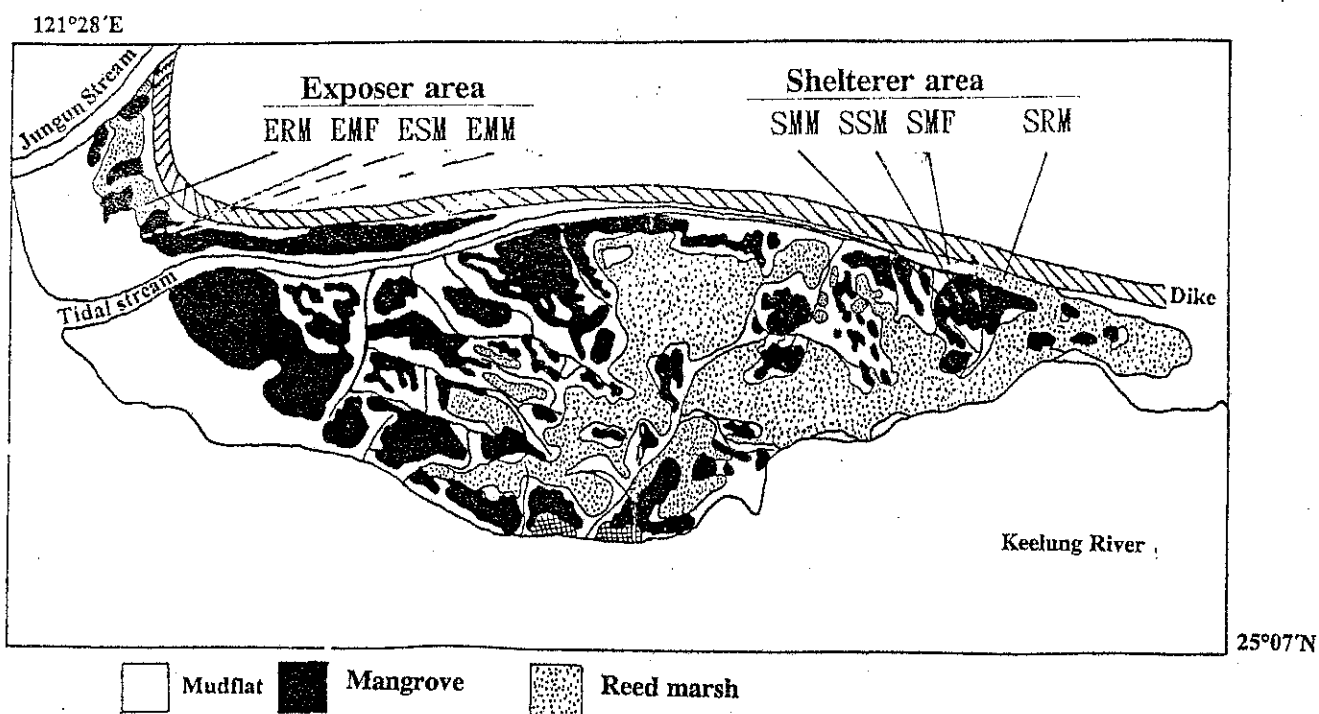
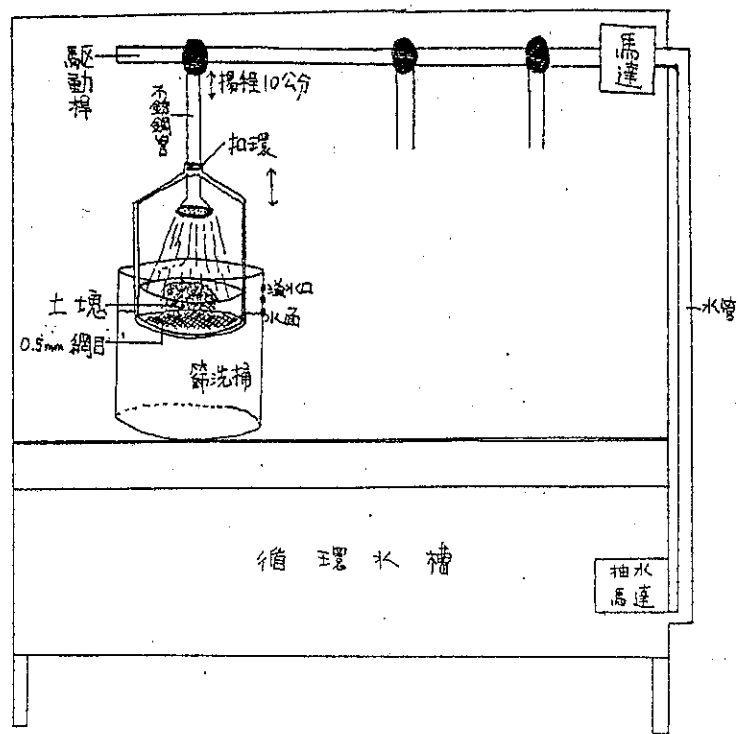
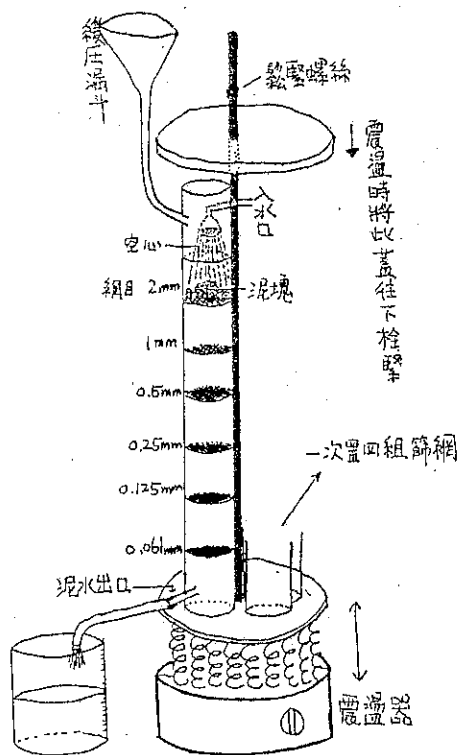


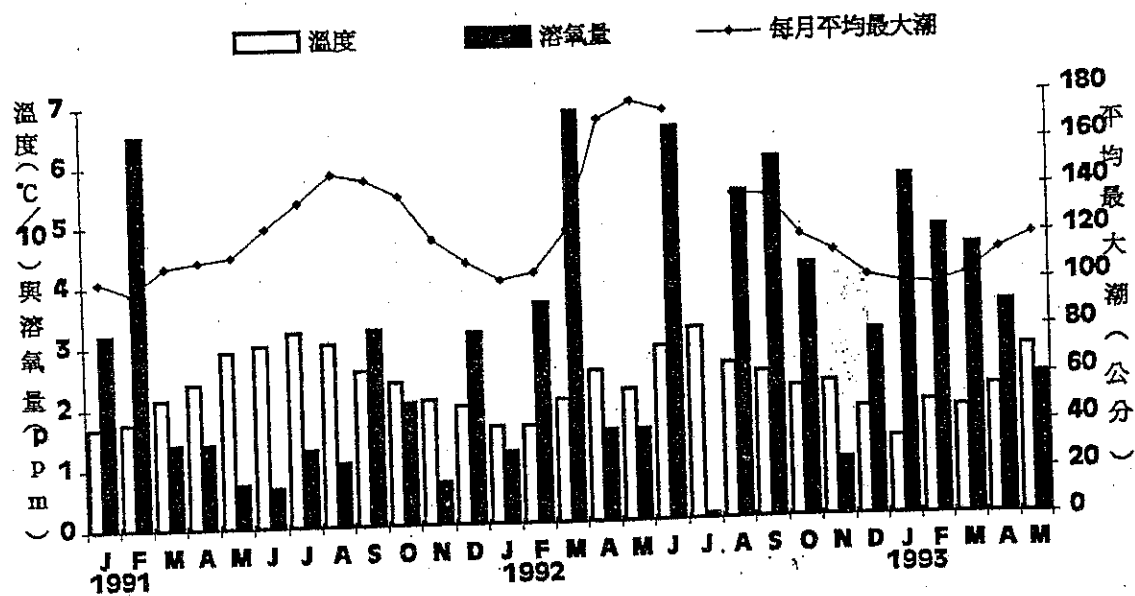
Figure 2. The distribution of vegetation and the location of eight stations in Kwandu Nature Preserve.



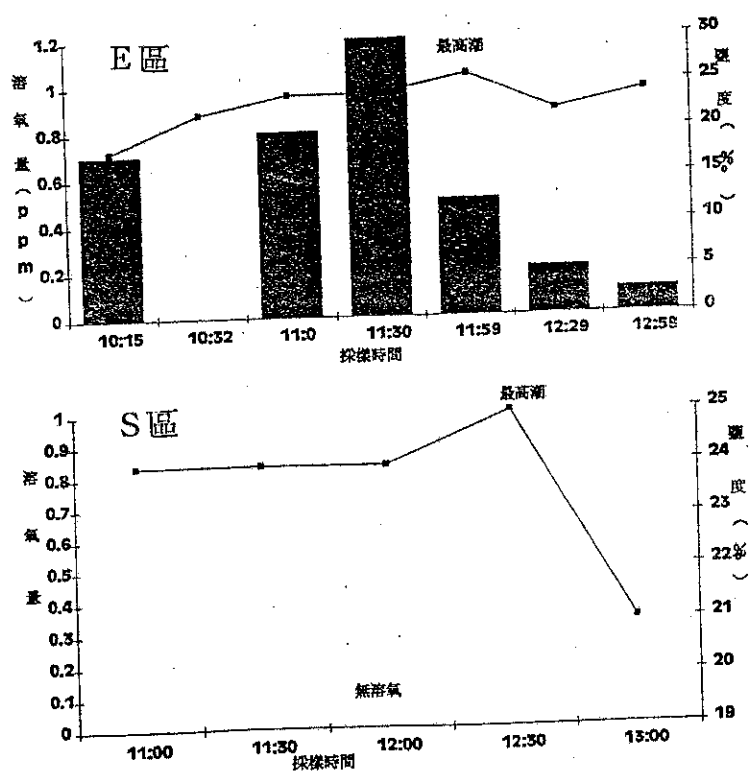
圖三 篩選底質與底棲動物之沖洗搖晃機。



圖四 濕式底質顆粒大小分選機。



圖五 淡水河河口關渡橋下之每月水溫（攝氏溫度除10）與溶氧量(ppm)(資料取材自環保署)及關渡橋附近土地公鼻站之每月平均最大潮（公分）（資料取自臺灣省水利局）。



圖六 淡水河河岸區(E)與潮溪溪岸區(S)漲潮時底質表面水之鹽度與溶氧量之比較(1993年2月21日測定)。

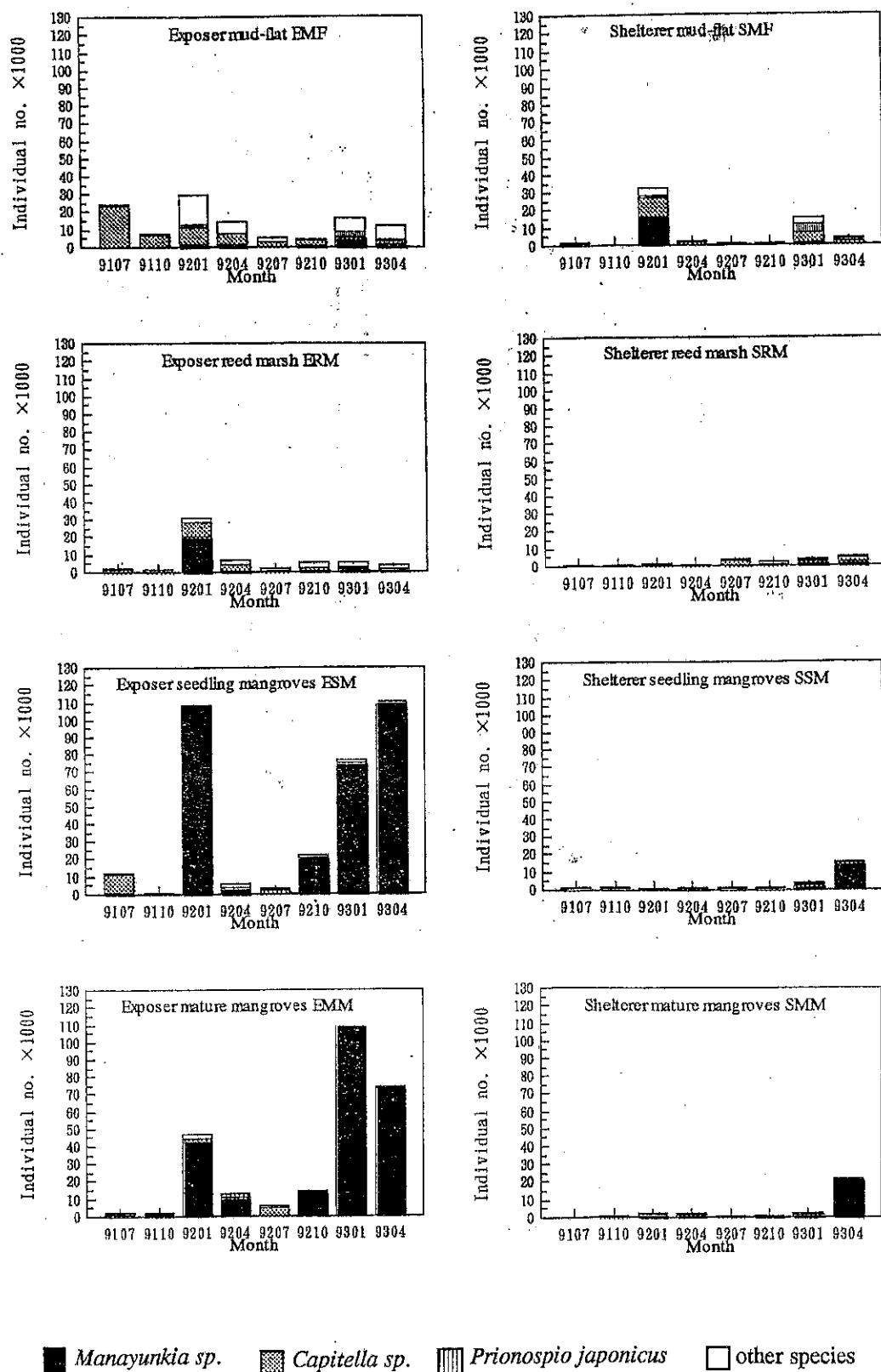


Figure 7. The average individual number of polychaetes per square meter in eight stations from July 1991 to April 1993 in Kwandu Nature Preserve.

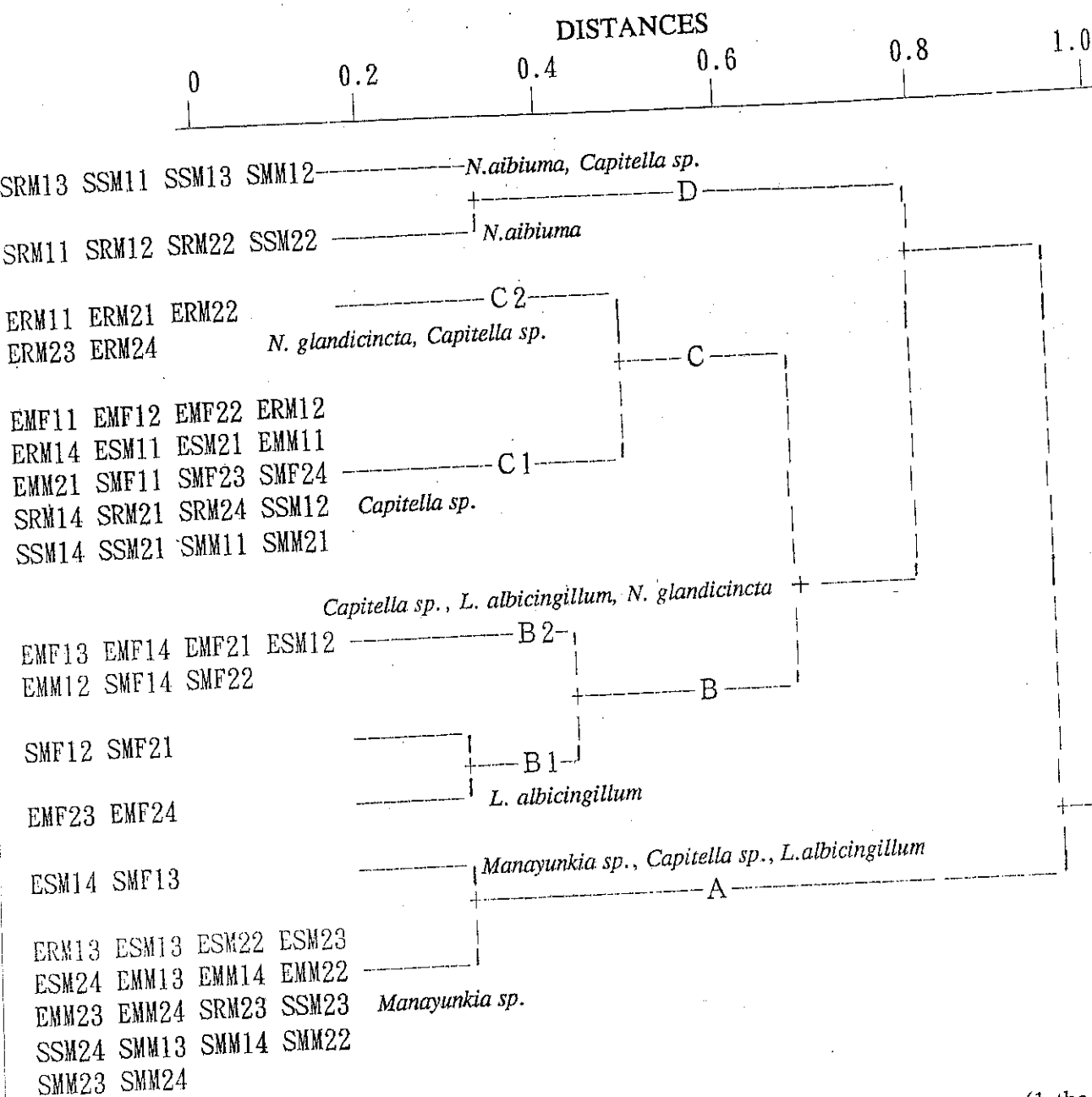


Figure 8. Dendrogram of individual numbers of polychaetes in eight stations, two years(1, the first year, 2 the second year) and four seasons(1 July, 2 October, 3 January, 4 April) using average linkage method with Pearson correlation coefficient.

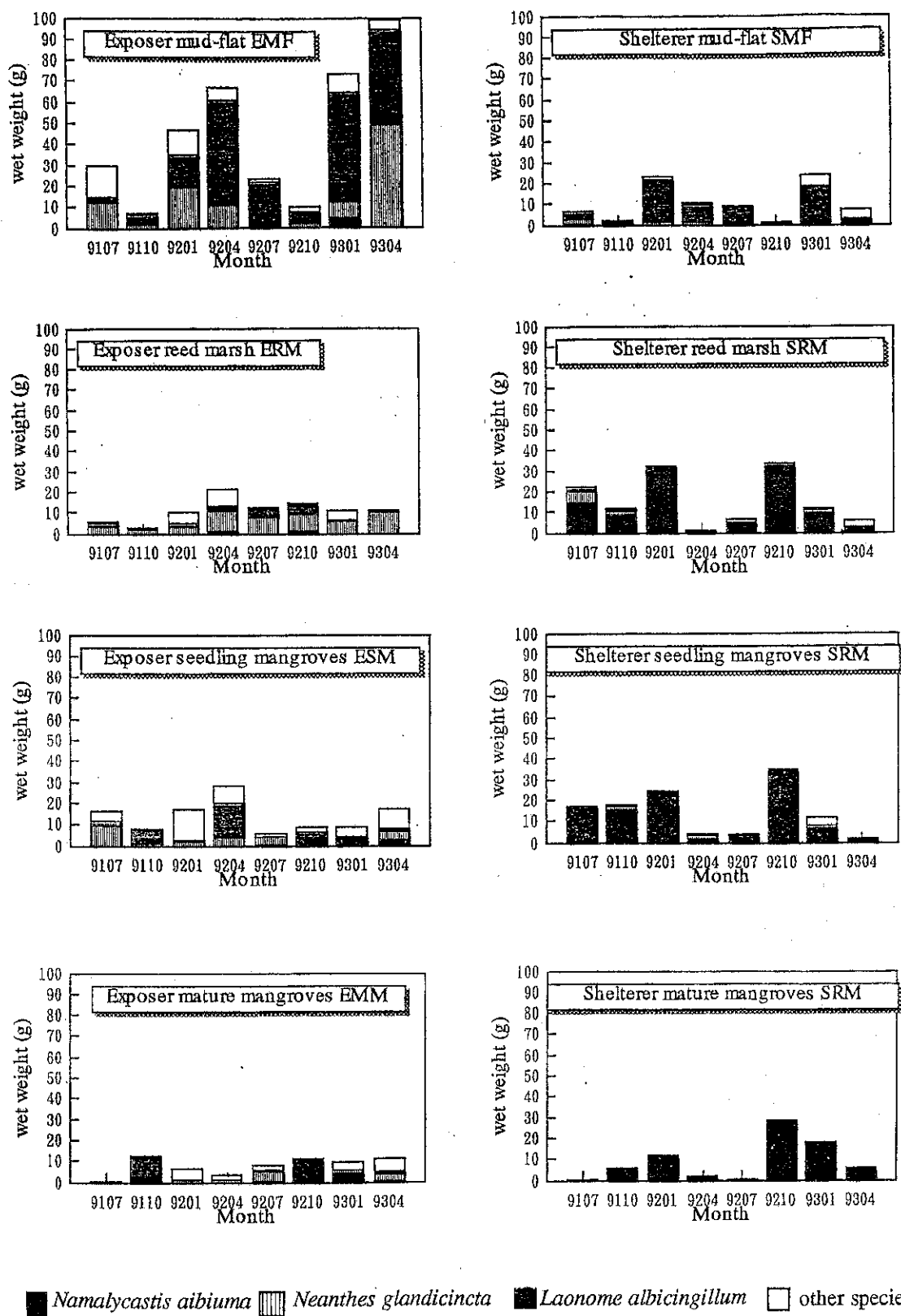


Figure The wet weight(g) of polychaetes per square meter in eight stations from July 1991 to April 1993 in Gwandu Nature Preserve.

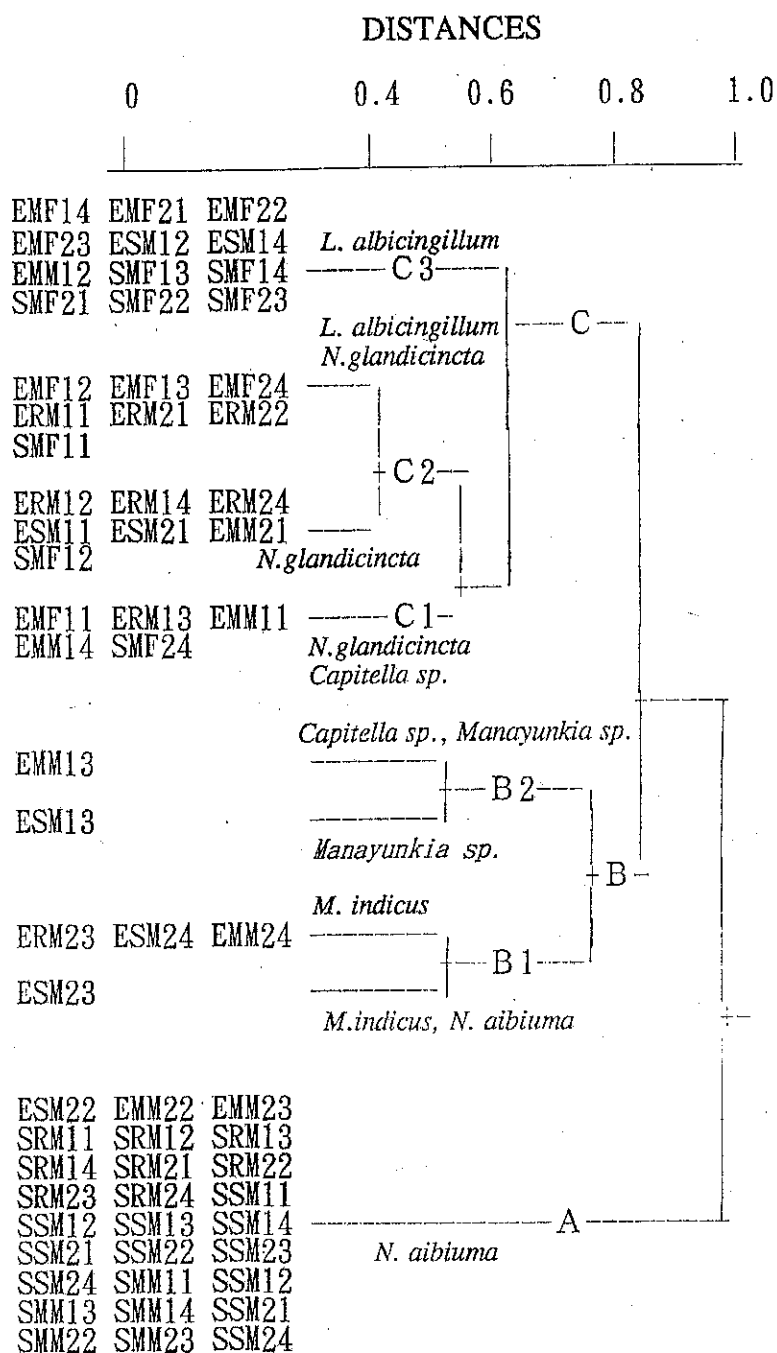


Figure 10. Dendrogram of wet weight of polychaetes in eight stations, two years(1 the first year, 2 the second year) and four seasons(1 July, 2 October, 3 January, 4 April) using average linkage method with Pearson correlation coefficient.

計畫名稱：

中文：花東海岸山脈地景調查（3）

英文：Landscape Study of the Coastal Range, Eastern Taiwan (III).

計畫編號：81保育—01(36)

執行期限：80年 7月 1日 至 81年 6月 30日

計畫主持人：王鑫教授

計畫研究人員：

執行研究人員：許玲玉、黃國峰、吳慧菊、賴建盛、許琇娟

執行機關：台灣大學

合作機關：無

中文摘要：

地景是人類認知與知覺活動的對象，也是人類生活實踐的場所，以及維生系統的基礎。再者介於保育與開發之間的問題愈來愈受重視，所以需要將特殊和重要的地景、資源加以保育，以免因受到開發而遭受破壞。本研究即以Litton (1968) 有關的地景評價作業方法為基礎，加以修改而使用。經過室內地圖分析、航照判釋、野外調查等工作，結合地形、地質、水文、坡度等的分析。依據地景的規模大小、範圍、及空間封閉性等將花東海岸山脈南段（九岸溪、三仙溪以南，卑南大溪以北）的範圍劃分成七個地景單元，各地景單元還細分成兩個副區。在區域景觀的分析與評估作業中，利用景觀評價表格，依各景觀美質評估項目：統一性、生動性、繁雜性、稀少性及完整性，對各地景單元進行評估，這些評價表格可以為劃分保留區的參考。最後，綜合三年調查成果對海岸山脈北、中、南三段的建議，各地礦業、農業、公路開發以及省農林廳林務局的現況資料，建議劃設自然保留區的範圍，以維持海岸山脈地區的獨特性、原始性、自然性和生物多樣性。

中文關鍵語：地景、地質、評估、地形

英文摘要：The Coastal Range of Eastern Taiwan is characterized by active tectonic movement with rapid uplifting, longitudinal buckling and strike-slip movement. The mountain range is part of the Philippine sea plate which separates from the Central Backbone Range of Taiwan by a rift zone entitled the Longitudinal Valley. Rapid uplifting and river cutting create high relief, rugged topography which are barely accessible and hence, most of its primitive landscape preserved. In this study, the southern section of the Coastal Range is studied. Firstly, land classification based on geology and topography was done. The study area was divided to different landscape units characterized by their uniformity in visual experience and their topographic enclosure. Each landscape unit was evaluated by considering their aesthetic criteria, namely unity (or harmony and continuity), vividness (or diversity and richness), scarcity and intactness. The study was made by using aerial photographs, contour maps, and supplemented by field mapping techniques. It is clear from the study, that lithological and structural control are dominating. Resistant rocks, such as the volcanic breccia, almost always form ridges. Whereas the shales form rolling lowland. Faults which cut through stratigraphic sequence and bring together rocks of different competency are clearly reflected by topographic discontinuity. The result of this study is presented on a landscape unit map and a series of tables which evaluate and describe landscape esthetics.

英文關鍵語：topography、landscape、geology、evaluate

壹、前言：

花東海岸山脈位於台灣本島東部花蓮市到台東市之間。海岸山脈延伸的方向近乎南北，它的東側是狹長的海岸地帶，更向東便是太平洋；它的西側是狹長的花東縱谷，更向西則進入中央脊梁山脈地帶。在地質上，它是一個獨立的地質區，與台灣本島的中央山脈、西部平原都有很大的差異；在地形上，也可以獨立成為一區。這一區的主要大地構造特徵是位於板塊邊緣，擁有板塊活動造成的火山活動和構造運動遺跡。在這海岸山脈地理區中，依據地勢高低又可細分為三區，分別是花東縱谷區、海岸山脈區、以及海岸山脈東側的海岸地帶。

本次調查是接續北段、中段的調查。調查區以海岸山脈南段為範圍，區域北以三仙溪及九岸溪河谷為界，東界海岸，西界和南界接縱谷低地和卑南大溪，全境狹長，總面積約 566 平方公里(圖 1.1)。在行政區劃上，本調查區分別屬於花蓮縣的富里鄉，台東縣的成功鎮、池上鄉、關山鎮、鹿野鄉、延平鄉、卑南鄉、東河鄉及臺東市等共九個鄉市鎮；海岸地帶另有花東海岸風景特定區之設立。

依據文化資產保存法規定「自然文化景觀…依其特性區分為生態保育區、自然保留區及珍貴稀有動植物三種。」，「自然保留區，指依本法指定，具有代表性生態體系，或具有獨特地形、地質意義，或具有基因保存永久觀察、教育研究價值之區域…」。本調查計畫之主要目的，即在花東海岸山脈區內選擇有價值的自然景觀，以作為劃定自然保留區之參考。根據此項目的，本調查研究的內容包括以下四項：(一)自然環境概況；(二)地形分析；(三)地景分區；(四)地景評價。

貳、執行地點描述：

台灣東部海岸山脈南段(即北以三仙溪、九岸溪河谷為界，東界海岸，西界和南界接縱谷低地和卑南大溪)。

參、材料與方法：

本研究(海岸山脈南段)依據地質、地形、及水文將調查區域分為七個地景單元，其中各單元還細分有副區。此外還說明了各地景單元特性。海岸山脈南段具有山嶺景觀、河流景觀、山間盆地、泥火山、泥岩惡地等景觀資源，有許多地區的山勢頗為陡峻，因此在本調查區內兼具小規模和大規模的景觀。其他如海岸山脈西側的沖積扇、海岸地帶的三仙台、小野柳、都蘭灣、及東河橋和泰源盆地也都是具有景觀特色的地區。

肆、結果與討論：

本研究建議配合現行法規將重要山體、海岸、河段、特殊的泥火山地形及泥岩惡地地形等劃為自然保留區(文化資產保存法)或生態用地(非都市土地使用編定)，並將其周圍高度在 300 公尺以上或適當距離之內的地區劃定為緩衝區，規定在緩衝區內除原有使用外禁止其它開發行為，包括農場開墾、採礦等或限制現有開發活動的規模與強度。其中，建議將白守蓮山、新港山(麻荖漏山)、里東峰、富興山、嘎嘮吧灣、都歷山和都蘭山等 500 公尺以上的地區和卑南溪沿岸利吉到台東大橋一帶的泥岩惡地地形、及電光泡泡和羅山鹽埕的泥火山等特殊地形地區劃為自然保留區。並且限制羅山瀑布、泥火山地形和泥岩惡地附近現有開發活動的規模和強度，以保護附近或區內存在的特殊植物群落和特殊的地形、地質景觀等自然資源。

經過 79 年、80 年和 81 年三年對花東海岸山脈地景的調查，發現海岸山脈是一具有河階、海階、曲流、陡峻山體、泥火山、泥岩惡地、瀑布等特殊地形、地質景觀的區域。北段(秀姑巒溪以北)的地區，除秀姑巒溪奇美河階地、大灣與水璉海岸海灣之外，一般景觀規模都不大，是屬於景觀富麗的地區，建議將水璉尾山、六階鼻山、不大岸山、八里灣山、砂荖山、阿巴灣附近的單面山劃為保留區；中段(秀姑巒溪以南，九岸溪、三仙溪以北)的地區，是海岸山脈中山嶺景觀規模最大、山勢最為陡峻的一段，以大規模的景觀為主，建議將里牙津山、織羅山、馬太林山、麻汝蘭山、水母丁山、三間屋山、北花東山、花東山、烏帽子山、安通越山、

大莊越山、成廣澳山、開眼山及分水崙山等劃為保留區；而南段（九岸溪、三仙溪以南）的地區，具有豐富的地景資源，如山間盆地（泰源盆地）、陡峻的山體、曲流地形、特殊的泥火山地形及卑南溪沿岸的泥岩惡地地形，建議將白守蓮山、新港山（麻荖漏山）、里東峰、富興山、嘎嘮吧灣、都歷山和都蘭山等 500公尺以上的地區和卑南溪沿岸（利吉到台東大橋一帶）的泥岩惡地地形、電光泡泡和羅山鹽埕的泥火山等特殊地形區劃為保留區。並且限制羅山瀑布、泥火山地形和泥岩惡地地形附近現有農業、採礦等開發活動的規模和強度。

最後，綜合對海岸山脈北、中、南三段的建議，各地礦業、農業及公路開發的現況資料，以及省農林廳林務局在海岸山脈中劃設的「國有林自然保護區」——『海岸山脈闊葉林自然保護區』和『海岸山脈台灣蘇鐵自然保護區』（各佔有面積1779公頃和36公頃）。建議將下列的地區劃設為自然保留區，以維持海岸山脈地區的獨特性、原始性、自然性和生物多樣性，提供世人對於海岸山脈這個獨特地區的地形、地質景觀、及稀有動、植物資源等進行欣賞、更深入的研究和保育工作，使這塊土地成為永久性的襲產資源，供後人共享（參見圖 1.2）。

伍、結論（含檢討與建議）：

建議 1：除了林務局劃設的『海岸山脈闊葉林自然保護區』外，應將鄰近具有特殊地形、地質景觀的陡峻山體，包括有織羅山、馬太林山、麻汝蘭山、北花東山、花東山、烏帽子山、大莊越山、成廣澳山、分水崙山、白守蓮山、新港山（麻荖漏山）等劃為自然保留區，其中新港山（麻荖漏山）是海岸山脈的最高峰（1682公尺）。這個建議區是海岸山脈最高最陡的部分，主要由都巒山層的火山集塊岩構成，而且是火山作用、風化作用、侵蝕作用、或地質構造等作用形成的特殊地形、地質景觀。著名的羅山瀑布即在建議區的西緣，新港瀑布和陡峻的山體都是本建議區內獨特的景觀。除此之外，建議區內還有稀有的闊葉林相，包括熱帶雨林、亞熱帶雨林、牛樟巨林群（陳明義等，1990）、羅山瀑布的稀有的植物：鹵蕨與三蕊溝繁縷（塞功，1986）等，極具許多需要加以保護的自然資源。建議的自然保留區，區域內人煙稀少，原始性高，位於林務局關山林區成功事業區39、40、41、42、44、45、46、47、48、49、50、51、52、53、54、55、56、57、58、59、60、61林班地，玉里林區秀姑巒事業區66、67、68、69、70、71、73、74、75、76林班地和玉里林區玉里事業區66、67、68、69、70、71、72、73、74、75、76、77、78、79、80、81林班地等各林班地海拔 500公尺以上的地區。

建議 2：除了林務局已劃設的『海岸山脈台灣蘇鐵自然保護區』外，建議將鄰近地區中人煙罕至、自然性高且具有特殊地形、地質景觀的陡峭、平直山體，包括麓溪越、里東峰、富興山、嘎嘮吧灣等劃為自然保留區。建議的地區位於林務局關山林區成功事業區 1、2、3、4、24、26、27、28、29、30、31、32等林班地海拔 500公尺以上的地區。建議區的自然資源有由都巒山層構成的陡峭山體（如里東峰、富興山、嘎嘮吧灣等）和台灣蘇鐵。蘇鐵是全世界最古老的植物之一，台灣蘇鐵是本省唯一原產的種類（潘富俊，1989）。

建議 3：建議保存位於電光泡泡和羅山村鹽埕的泥火山特殊地形、地質景觀。建議的範圍是林務局關山林區成功事業區第 5林班地和羅山鹽埕附近。海岸山脈西南段的泥火山，大致沿海岸山脈斷層的東側發展，分布非常分散（王鑫，1988）。海岸山脈主要有兩個泥火山區：鹽埕泥火山區和電光泡泡泥火山區。泥火山具有極高的景觀價值，本區泥火山與高雄縣「烏山頂泥火山自然保留區」形成的環境不同，鹽埕和泡泡的泥火山與利吉層和都巒山層界面的斷層有密切相關（王鑫，1988）。建議區內的泥火山有被破壞的威脅，應儘速劃為保留區，以保存其自然景觀價值。

建議 4：利吉層泥岩分佈在海岸山脈西南端，其中還夾有塊狀的火成岩體。由於泥岩膠結程度不佳，經過長年雨水與河流作用，而造成今日的惡地地形。泥岩惡地分佈地區極具學術和景觀價值，為海岸山脈生成歷史、西太平洋地殼構造和板塊學說上的重大證據，是台灣極重要的地質景觀。建議保護的範圍，包括利吉村至台東大橋卑南溪的左岸。

建議 5：都蘭山是海岸山脈南段最為特殊的山體之一，在池上以南的縱谷地區、都蘭以南的海岸地區、泰源盆地和台東市等地區都可看到，其山形高峻而且造形特殊；大馬武窟山是東河和泰源盆地地區一個顯著的景觀焦點。因此，建議將鄰近地區人煙罕至、自然性高且具有特殊地形、地質景觀的高峻山體，包括大馬武窟山、即哈那拉山和都蘭山等劃為自然保留區。建議的範圍位於林務局關山林區成功事業區8、9、10、11、12、13、14、

15、16、17、18、19林班地海拔500公尺以上的地區。

除了上述建議劃為保留區的地區外，本研究也建議提早結束或禁止海岸山脈其他地區內品質低劣礦石、寶石的開採行為，（如石頭山、虎頭山、秀姑巒溪沿岸等）。限制區內許多具有特殊地形或高品質景觀地區內的農業活動。

陸、引用文獻：

- 1.王鑫，1983。台灣的地形景觀，渡假出版社。
- 2.王鑫，1984。台灣地區具有被指定為自然文化景觀之調查研究報告，頁137-177。
- 3.王鑫、陳億茹，1986。景觀資源的觀察與描述，台灣大學地理學系。
- 4.王鑫，1988。地形學，聯經出版事業公司。
- 5.王鑫，1988。泥岩惡地地景保留區之研究，台灣大學地理學系。
- 6.王鑫，1990。地景—東部海岸風景特定遊憩解說叢書1，交通部觀光局東部海岸風景特定區管理處。
- 7.王鑫，1990。海岸地區土地分類，台灣大學地理學系。
- 8.王鑫，1990。花東海岸山脈地景調查（一），台灣大學地理學系。
- 9.王鑫，1991。花東海岸山脈地景調查（二），台灣大學地理學系。
- 10.台東縣政府，1983。台東縣整體發展觀光綱要計畫。
- 11.台東縣政府，1989。台東縣統計要覽，第39期。
- 12.台灣省政府，1984。台灣東部區域計畫。
- 13.台灣省政府，1984。台灣東部區域計畫規劃分析報告。
- 14.台灣省住都局市鄉規劃處，1989。東部海岸陸域資源調查及分析。
- 15.交通部觀光局，1990。東部海岸風景特定區觀光整體發展計畫。
- 16.李思根，1986。東部台灣特殊地理景觀與植物生態調查，花蓮師專學報，第17期，頁461-467。
- 17.李思根，1987。台東海岸山脈南段特殊教學資源之調查研究，花蓮師院學報，第1期，頁838-896。
- 18.何春蓀，1986。台灣地質概論，經濟部中央地質調所。
- 19.林朝榮，1956。台灣地形，台灣省文獻委員會。
- 20.徐鐵良，1954。台灣東部海岸山脈之水成岩沈積時變形，台灣省地質調查所彙刊，第6期，頁38-43。
- 21.徐鐵良，1954。台灣東部海岸山脈地形與近期上升運動，台灣省地質調查所彙刊，第7期，頁9-18。
- 22.徐鐵良，1956。台灣東部海岸山脈地質，台灣省地質調查所彙刊，第8期，頁15-41。
- 23.陳文山，1988。台灣海岸山脈沈積盆地之演化及其在地體構造上的意義，台灣大學地質學研究所博士論文。
- 24.陳明義等，1990。台東海岸山脈闊葉林自然保護區植群生態之調查研究。國立中興大學植物學系。
- 25.程天立、林朝欽，1986。森林資源保育與自然保護區之設置，台灣省林務局職工訓練中心。
- 26.塞功，1986。東部台灣鄉土教學資源探討之二—揭開羅山瀑布的新娘面紗，花蓮師專學報，第16期，頁45-47。
- 27.劉廣英、葉文欽、范治安，1987。台東部氣象災害之分析研究(一)，行政院國家科學委員防災科技研究報告 76-23號。
- 28.Linton, D., 1968. The assessment of scenery as a natural resources, Scottish Geographical Magazine, 84, 219-38.
- 29.Litton, R.B., 1968. Forest Landscape Description and Inventories: A Basis for Land Planning and Design, U.S.D.A.Forest Service Reserch Paper PSW-49.
- 30.Litton, R.B., 1973. Landscape Control Points: a procedure for predicting and monitoring visual impacts. USDA Forest Service Research Paper PSW - 91.

景點所在地的其他資料

景點方圓大小：	長：	寬：	高：	深：	面積：
景點所在環境：			保育狀況：		
威脅景點之行為類型：					
非地質方面的重要內容：					
到達路線：					
地主/租地者 姓名、地址					
記錄者 姓名、地址 電話：					

文獻，資料，樣本....等。

勾出適用的方格，並說明保存狀況及如何取得該資料

	勾選	說明
樣本	☐	
詳細的描述	☐	
化石／礦石名錄	☐	
剖面圖	☐	
野外繪製的草圖	☐	
其它平面圖	☐	
照片：	☐	

其他資料 / 續

地質、地形景點登錄表（填表前，請先閱讀填表說明）

位置資料

地名：		
地理位置所在：		
隸屬行政管理區：		調查日期：
景點位置類型：	環境現況：	主要挖掘物：
國際經緯座標：	東經：□□□"□□"□□ 北緯：□□□"□□"□□	其他地標：

地質描述或示意圖										比例尺：				

摘要描述：	請用關鍵詞描述
地層：	
岩性(岩石)：	
礦物：	
化石：	
構造：	
相互關係：	
地形：	
古環境：	

計畫名稱：

中文：自然景觀及特殊地質、地形現象登錄計畫之規劃研究（一）

英文：Planning a register system for geological sites and geomorphological sites.
（ I ）

計畫編號：82保育—02(28)

執行期限：81年 7月 1日 至 82年 6月 30日

計畫主持人：王鑫教授

計畫研究人員：許玲玉、楊志誠、吳慧菊、賴建盛、陳清目

執行機關：台灣大學

合作機關：無

中文摘要：我國由於地形、地質構造複雜、變化多端，因此極富高品質自然景觀資源。唯因欠缺系統性資源調查及全面性國土規劃，因此珍貴資源或無人知曉，或已因不當的開發而遭破壞。為保育國家特殊地理、地形、地質景觀，以供後代子孫千秋萬世永續利用，乃擬訂本項計畫。本計畫擬藉登錄我國各地特殊自然景觀以及地質、地形現象，作為今後保育管理及教育、觀賞利用等之基本依據。至於登錄、保育方法之作業則參考於1991年出版之英國的「地球科學保育策略」。本年度工作除了研擬登錄選址之依據以及分級架構之外，並以台東縣為試驗區，登錄該縣的特殊自然景觀以及地質、地形現象。全縣共選了小野柳等三十餘個景點。

中文關鍵語：

自然景觀、地質、地形、登錄

英文摘要：Earth Science Conservation consists of five actions, namely:

- (1)selecting the sites.
- (2)achieving recognition for the conservation.
- (3)countering the threats.
- (4)enhancing the site.
- (5)monitoring the site condition.

Before determining the geological and geomorphological sites to be conserved, an inventory of potential suitable sites is necessary. Data collected for this preliminary study is most probably patchy, but is sufficient at this beginning stage. Most important of all, is that the data has to be put into a standard format so that you can compare the merit of each site. Our work for this year is to compile such a list of potential suitable sites for Taitung County, mainly based on literature search, personal recommendation, consulting local geologists and high school teachers. Approximately 35 potential suitable sites were selected for comparison. The next stage of the site selection process is to standardize the register form other and then proceed with further site selection steps. Research into the British conservation system of geological and geomorphological site serves as a good guide for our work in the future.

英文關鍵語：Landscape、Geology、Geomorphology、Register

壹、前言：

文化資產保存法第一章總則的第三條第五款，列明：「自然文化景觀：指產生人類歷史文化之背景、區域、環境及珍貴稀有之動植物」。文化資產保存法施行細則第六章自然文化景觀的第六十九第二款進一步說明：「自然保留區，指依本法指定，具有代表性生態體系或具有獨特地形、地質意義，或具有基因保存永久觀察、教育研究價值之區域」。在行政院農業委員會研擬的文化資產保存法施行細則配合修正條文草案中，上述自然文化景觀、自然景觀等，有了更明確的定義，摘錄如後：

第六章自然文化景觀

第四十九條自然文化景觀依其保育特性區分為自然景觀、特殊珍貴稀有動植物。自然保護區係為保護自然文化景觀所劃定之區域，由行政院農業委員會會同有關機關審議後指定並公告之，其解除亦同。

第六十九條本法第四十九條所稱自然景觀、特殊珍貴生態系及珍貴稀有動植物，其定義如下：

一、自然景觀：指特殊珍貴的地形、地質及土地利用景觀。

行政院農業委員會為執行文化資產保存法中有關自然文化景觀之相關任務，設有自然文化景觀審義小組。依據該小組設置要點（78年6月14日行政院台78經15772號函第三次修正通過），本小組之任務如下：

- （一）自然文化景觀之審查指定或解除之審議事項。
- （二）自然文化景觀之調查、規劃、實施計畫之審議事項。
- （三）自然文化景觀之維護、保育及宣揚之審議事項。
- （四）其他有關自然文化景觀之審議、協調事項。

同要點第七條摘列如下：

7. 本小組得設技術組，進行初步審查有關自然文化景觀調查、規劃等專業技術事宜。

本計畫以研擬「自然景觀及特殊地質、地形現象登錄」為長程目標。本年度主要計畫目的為蒐集、研究英國地球科學保育經驗，並研擬適合國內的登錄方法。試驗地區選在台東縣。

本年度完成的工作項目包括下列研究：

- 1. 地球科學保育的發展。
- 2. 英國全國地質位址登錄計畫。
- 3. 英國地球科學保育策略。
- 4. 台東縣特殊自然景觀及地質、地形現象初步登錄。

貳、執行地點描述：

以台東縣為試驗區，登錄該縣的特殊自然景觀以及地質、地形現象。

參、材料與方法（或研究方法）：

參考英國地球科學保育策略（Nature Conservatin Council, 1991）所研擬之登錄方法，編訂適合我國的登錄系統。

肆、結果與討論：

本計畫經由問卷調查獲致之特殊自然景觀及地質、地形現象甚多，例如：八仙洞、石頭山與虎頭山、泡泡的泥火山、小野柳、利吉的泥岩、卑南山礫岩、台東大橋旁之泥岩惡地、鹿野鄉瑞和村、台東富里南方約一公里處（菲律賓海板塊與歐亞大陸板塊交界的唯一露頭）、石空鼻和石雨傘、三仙台、泰源盆地、金樽的陸連島、猴子山、獅頭山、貓山、鯉魚山、金崙村北側典型之背斜構造、安朔溪口之砂丘群、綠島朝日溫泉及珊瑚礁、綠島溫泉村海參坪、綠島觀音洞、綠島的海階、蘭嶼兵艦島及情人洞、蘭嶼雙獅岩和駱駝岩、蘭嶼玉女岩及坦克岩、富岡附近全新世海灘相沈積、都蘭扇洲、長濱扇洲、東河、長濱鄉南三間屋溪、烏石鼻、宜灣等地質、地形景點。唯因尚缺選址準則，因此未能比較各位址之等級，茲選列有關資料列表如後（詳見範例表1，其餘略）。

伍、結論：

本計畫已完成階段性工作。後續工作包括：選址準則之研擬及實際操作。上述選址工作進行中並將記錄各位址現況及推估可能發生之破壞行為。位址保育方法之研究則為下一階段的工作。

陸、引用文獻：

- 1.Cowie, J.W. and W.A. Wimbledon, 1993. The World Heritage List and its Relevance to Geology. Abstract, The Malvern International Conference on Geological and Landscape Conservation, U.K., p.14.
- 2.Erikstad, L., (ed.), 1992. Earth Science Conservation in Europe. Proceedings from the 3rd Meeting of the European Working Group of Earth Science Conservation. NINA Utredning 41; p.1-72.
- 3.Harley, M., 1992. RIGS update. Earth Science Conservation, No.30, p.22-23.
- 4.International Union of Geological Sciences, 1993. Minutes, 38th Executive Committee Meeting, January 25-28, 1993. Pretoria, S.A. p.37.
- 5.Joint Nature Conservation Committee, U.K., 1993. The Malvern International Conference on Geological and Landscape Conservation.
- 6.Martini, G., 1992. The Digne Symposium—reflections and a vision of the future. Earth Science Conservation, No.30, p.3.
- 7.Nature Conservancy Council, 1990. Earth Science Conservation in Great Britain: A Strategy p.28-32.
- 8.Nature Conservancy Council, 1990. Earth Science Conservation in Great Britain: A Strategy. Appendices: A Handbook of Earth Science Conservation Techniques.
- 9.Nature Conservancy Council, 1991. Earth Science Conservation in Great Britain: A Strategy.
- 10.Nature Conservancy Council, 1991. Earth Science Conservation in Great Britain: A Strategy. Appendices: A Handbook of Earth Science Conservation Techniques.
- 11.Stanley, M.F., 1992. The National Scheme for Geological Site Documentation. in Erikstad, L. (ed.), 1992. Earth Science Conservation in Europe. Proceedings from the 3rd Meeting of the European Working Group of Earth Science Conservation. NINA Utredning 41; p.17-23.
- 12.Wolff, F., 1993. The IGUS Commission on Geoscience for Environmental Planning. Abstract, The Malvern International Conference on Geological and Landscape Conservation, U.K., p.4.
- 13.——— (ed.), 1994. Geological and Landscape Conservation. Geological Society Publishing House.

表1 台東縣具有特殊科學意義的地質、地形景觀登錄表（以露頭為單位）

位 置	台東富里南方約一公里處									
內容分類	地層()	岩石()	礦物()	化石()	地形()	其它：構造				
說 明	為臺灣東部，菲律賓海板塊與歐亞大陸板塊交界的唯一露頭。									
保育建議	列為國家一級景觀，置保護單位，現場立牌說明。									
利用建議	做為地質教育與觀光據點。									
位 置 圖 （大比例尺）			像 片 或 素 描							
其它建議										
登錄日期	82 年 4 月 29 日									
資料提供人	李錫堤									
通 訊 處	中壢市五權里38號 / 國立中央大學應用地質研究所									
電 話	(03)4263127									

計畫名稱：

中文：自然景觀及特殊地質、地形現象登錄計畫之規劃研究（二）

英文：Planning a register system for geological sites and geomorphological sites.
(II)

計畫編號：83保育—04(15)

執行期限：82年7月1日至83年6月30日

計畫主持人：王鑫教授

計畫研究人員：許玲玉、楊志誠、吳慧菊、賴建盛、陳清目

執行機關：台灣大學

合作機關：無

中文摘要：

鑑於我國的地形、地質構造十分複雜、且又變化多端，因此極富高品質自然景觀資源。然而，因為欠缺系統性的資源調查以及全面性國土規劃，以致於許多珍貴的資源或無人知曉，或已因不當的開發而慘遭破壞。為了保育國家特殊地理、地形、地質景觀，以供後代子孫之永續利用，乃擬訂本項計畫。本計畫擬藉登錄我國各地特殊自然景觀以及地質、地形現象，作為今後保育管理及教育、觀賞利用等之基本依據。至於登錄、保育方法之作業則參考英國出版的多項地景保育資料，例如：英國全國地質位址登錄計畫、英國地球科學保育策略....等。本年度工作研擬出特殊地質、地形現象調查登錄之範例，期望在有關單位的支持、配合下，逐年分區地針對台灣地區進行特殊地質、地形現象之調查登錄工作，並建立電腦資料庫，以作為今後保育管理、科學研究以及戶外教學之用。

中文關鍵語：地質、地形、登錄、保育

英文摘要：

Documentation on the nature, distribution and importance of interest at sites is essential at every stage of conservation. Documentation is also part of the resource of a site and come loosely within the sphere of its conservation. There are broadly 2 needs: (1) site documentation should be as standardized and as universal as possible, and (2) site documentation need to be properly stored so that information from them is widely available and readily retrievable. To achieve this, the Nature Conservancy Council (1990) proposed that the National Scheme for Geological Site Documentation (NSGSD) needs to be expanded, and computerisation of records completed to form an integrated scheme for the documentation of earth science sites in Britain. This year we adopted the NSGSD Geology Locality Record as the standardized form to register geological and geomorphological sites in Taiwan. Three teams of researchers are organized, each responsible for an area from the north, the south, and the east of Taiwan. Thus, the compiling of potentially suitable sites for conservation is greatly speed up. We hope, by comparing and communicating, we can standardize the register and documentation process from the very beginning. And hopefully, such data can be used, after selection criteria being determined, to select proper sites for conservation.

英文關鍵語：Geological site、Geomorphological site、Register、conservation

壹、前言：

目前，英國的地球科學保育遠遠領先世界各國，這可能是因為英國是地質學的發源地，而且民主化過程最進步的緣故。該國的自然署（English Nature）和地質調查所、地質學會、各地方博物館和民間團體合作進行的三項大計畫已經有了顯著的成效，不僅完整地登錄了各地方的地質、地形景觀，也提供各級學校眾多的教學場地。分別介紹如後：

1.NSGSD：The National Scheme for Geological Site Documentation（NSGSD）。

地質景點登錄辦法——各地方（以郡為單位）博物館辦理，並由自然署及地質調查所支援。

2.SSSI：Sites of Special Scientific Interest。

具有特殊科學意義的景點——由自然署辦理。

3.RIGS：Regionally Important Geological and Geomorphological Sites。

區域性重要地質及地形景點——民間辦理，自然署提供獎助金。

NSGSD 計畫由各個郡的博物館辦理，主要的任務是蒐集、並登錄各地方的特殊地質景點（有特殊地質現象的地點）。這些資料的登錄方法已有統一的格式，而且各地的資料都送由地質調查所集中彙整，並建立資料庫。

SSSI（具有特殊科學意義的景點）的設定計畫實施已有多多年，其法律基礎為1949年的國家公園及其通行法案、1981年的野生動物及鄉村法案。

為了確定SSSI系統下的地質景點，自然署的前身——自然保育委員會（Nature Conservancy Council）成立了「地質保育檢討計畫（Geological Conservation Review）」，並費時七年（1977年～1984年）徹底地檢討了地質景點的選定，且於計畫結束後，逐步出版專題報告約51冊。此一計畫並選定了二千二百個地質景點。

RIGS是民間主導的地質、地形景觀保育活動，最具草根性。

貳、執行地點描述（非室外試驗研究者免填此項）：

無

參、材料與方法（或研究方法）：

地質景點登錄辦法（NSGSD）：The National Scheme for Geological Site Documentation。

肆、結果與討論：

依據本計畫之研究結果，整理出下列表格以作為我國特殊地質、地形現象調查登錄之範例。地質、地形景點登錄表說明

地名

填入調查地點之地名。若無，也可在進行調查之地圖上做適當之標記，適切之地圖比例為1:10000 或 1:25000。

地理位置所在

填寫詳細地址，包括其所在之村、鎮、區、郵遞區號....等內容。

隸屬行政管理區

例如：國家公園、觀光局風景特定區、水鳥保護區、國有林班地....等。

調查日期

填寫該次調查日期。

景點位置類型

說明景點的種類，例如：露頭、河溪剖面、崖面、鐵公路開挖面、地滑面、隧道、坑道入口、採石場....等類型。

環境現況

例如：活動的、暫時的、廢棄不用的、歷史的、修復或重建的。

主要挖掘物

將來要被挖取的物質，例如：砂、礫、製磚黏土、石灰石、煤、鐵、鉛。

國際經緯座標

國際經緯座標。另外亦需指出此座標之參考點為何；如：景點的中心、景點的最西側...等。

地層

如果已知，將該地之地層層序由老至幼寫出，是最詳細的描述方式。

岩性

填寫所見的主要岩石種類，如：層狀石灰岩、礫石、花崗岩等。

礦物及化石

寫出礦物種類及化石群；如：方鉛礦、赤鐵礦、螢石、重晶石..；腕足類、珊瑚..。

構造

寫出任何主要的構造現象，如：斷層、褶皺、節理、走向和傾斜、沈積現象(構造)等。

相互關係

寫出不同岩石單位間之接觸方式；如：不整合、岩脈貫穿、埋積谷。

地形

顯著的地形現象，如：牛軛湖、冰緣地形、岩屑堆、風化地形....等。

古環境

如果可察，寫出代表的地質環境；如：湖成環境、沙漠、珊瑚礁、三角洲....等。

景點所在環境

簡述景點環境。例如：淹沒區、填土區、雜草叢生地、岩屑堆....等。

保育狀況

詳述此地景點是否已劃設為地質的、或非地質的保育區。例如：國家公園、自然保留區、地方性自然保育區、保育區....等。

威脅景點之行為類型

說明將來可能威脅、破壞景點的行為類型。如：填土、建築開發、過度採集、開礦..等。

非地質方面的重要內容

指出是否具有地質以外已經受認定之重要資源。如考古遺址、史蹟、動植物資源等。

到達路線

到該景點的路線，有無任何限制？是否需要先行取得地主或管理單位允許？...等。

文獻，資料，樣本...等

本欄記錄其他相關文件以及曾在此景點獲得的標本。

伍、結論（含檢討與建議）：

建議依據上述之範例，逐年分區針對我國的特殊地質、地形現象加以登錄並建立資料庫，以作為保育管理、科學研究以及戶外教學之用途。

陸、引用文獻：

- 1.English Nature, 1993. Guidelines for Selection of Earth Science SSSIs.
- 2.Harley,M.,1992. RIGS update. Earth Science Conservation, No.30, p.22-23.
- 3.Nature Conservancy Council, 1989. Guidelines for Selection of Biological SSSIs.
- 4.Nature Conservancy Council, 1990. Earth Science Conservation in Great Britain:A Strategy. Appendices: A Hand book of Earth Science Conservation Techniques, Appendix 4. pp.4.1.
- 5.Nature Conservancy Council,1990. Earth Science Conservation in Great Britain: A Strategy p,28-32.
- 6.Nature Conservancy Council, 1991. Earth Science Conservation in Great Britain —— a Strategy.
- 7.NSGSD 1994 資料。
- 8.Stanley, M.F., 1992. The National Scheme for Geological Site Documentation. in-Erikstad, L. (ed.), 1992. Earth Science Conservation in Europe. Proceedings from the 3rd Meeting of the European Working Group of Earth Science Conservation. NINA Utredning 41; p.17-23.

