

圈養台灣黑熊動情周期之行爲模式

Breeding Behavior of the Formosan Black Bear (*Ursus thibetanus formosanus*) in Captivity

楊吉宗 詹文輝 許富雄¹

Chieh-Chung Yang, Wen-Hui Chan and Fu-Hsiung Hsu

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Chichi, Nantou, Taiwan

摘 要

以同一對圈養台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)於2002-2004年繁殖季節配對並以全天候錄影其行爲模式，觀察記錄動情周期(estrous cycle)的各種行爲差異，以區分動情周期不同的發情階段。結果初步可依熊隻的行爲模式區分為動情前期(proestrus)、發情期(estrus)和動情後期(metestrus)等三個階段，每階段爲期各約一週，一個動情周期共約三週。動情前期的主要行爲是雄熊主動追求雌熊，而雌熊多不予理會，是爲求愛期；發情期的行爲其雌雄之間互動頻繁，並發生駕乘的交配行爲，是爲交配期，持續約4-7天；在動情後期，雌熊多跟隨在雄熊身後，但雄熊缺性慾而多不予理會雌熊，是爲乏反應期。比較動情前期、發情期與動情後期之間的各種行爲的差異性，平均所占的時間比例，休息、活動及刻板症行爲在動情周期之間並無顯著差異，但雌雄熊的互動行爲在動情前期、發情期與動情後期之間，則有極顯著差異($p < 0.001$)。交配的發生多在清晨或傍晚，而以清晨5-10時居多；每次交配時間0.2-26.6 min 不等。發情期之糞中雌二醇(estradiol)和助孕素(progesterone)比動情前期及動情後期有較高現象，且較高濃度之助孕素對雌二醇的協同作用可能是引起雌熊接受駕乘的主要原因。

Abstract

A pair of the Formosan black bears (*Ursus thibetanus formosanus*) in captivity was housed together during the breeding seasons of 2002-2004, and their breeding behavior associated with estrous cycle was continuously recorded with a video recorder. The estrous cycle lasted three weeks for each season, and

¹現在通訊地址：國立嘉義大學生物資源學系 嘉義市學府路300號

behavior of the bears changed with three phases of the cycle: the proestrus, the estrus, and the metestrus. Each phase lasted about a week. During the proestrus the male actively pursued (interacted with) the female but was ignored. During the estrus both male and female interacted frequently and mating (mounting and copulation) occurred frequently for four to seven days. During the metestrus the female still followed the male, but the male showed less interest on the female and no mating behavior occurred. The percentages of time periods of resting, of activity and of stereotypical behavior among the three phases were not significantly different, but the interactive behavior differed significantly among the phases (Kruskal-Wallis test $h=16.557$, $p<0.001$). The copulation usually took place in early morning and evening, and lasted from 0.2 to 26.6 min. The fecal estradiol and progesterone concentrations in the estrus were higher those in the proestrus and metestrus. Probably it was a main reason that higher progesterone and estradiol concentrations, and their synergistic effect brought about the female bear to admit for mounting.

關鍵詞：台灣黑熊、動情周期、繁殖行為

Key words: *Ursus thibetanus formosanus*, estrous cycle, breeding behavior

收件日期：93年8月11日

接受日期：93年11月9日

Received: August 11, 2004

Accepted: November 9, 2004

緒 言

雌性動物的發情期間，影響性行為的因素包括遺傳、生理、環境及其經驗等(Hafez 1993)。性行為模式具節奏性，主要是受卵巢的濾泡發育、排卵及黃體形成、活動所控制，不同物種的動情周期所呈現的行為模式有別，完整的如牛、羊、豬等家畜之動情周期(estrous cycle)可分為動情前期(proestrus)、發情期(estrus)、動情後期(metestrus)及乏情期(diestrus)等(McDonald 1980)。各期受性類固醇內分泌素(steroid sex hormone)刺激的來源不同，前二者是因濾泡分泌動情素(estrogen)而促進發情，故又稱濾泡期(follicular phase)，後二者主要是因黃體分泌黃體素(progesterone，又稱助孕素)而產生助孕功

能，故又稱黃體期(luteal phase)(McDonald 1980; Flowerdew 1987)。

台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)的繁殖性狀有其特殊性，曾有報告推測牠屬誘發排卵(Yang *et al.* 2003)，當濾泡成熟後，雌熊陰道需受到刺激才會產生排卵；排卵之後並不一定會受孕，並會產生假懷孕(pseudo-pregnancy)現象，其攝食、行為及內分泌等均會呈現類似懷孕的各種變化；受孕之胚胎又會延遲埋植(delayed implantation)約5個月之久。此些特性在美洲黑熊(*Ursus americanus*)(Wimsatt 1963; Flowerdew 1987; Hunt and León 1995)與亞洲黑熊(*Ursus thibetanus*)(Domico and Newman 1988)也有相同的情形。此外，台灣黑熊的棲息地因多半在高山森林，其地形崎嶇複雜變化大、植

被茂密，欲在這種環境下觀察其性行爲，可能性微乎其微。圈養的馬來熊 (*Helarctos malayanus*) 的交配一般多在夜間進行 (馮及王 1991)，亞洲黑熊的駕乘(mount)交配期持續約 3-5天(孔等 1998)，雌熊每次發情週期約 20 天，第 7-10 天爲高峰期 (楊等 1991)，苟 (1991)亦稱雌熊交配期一般持續 7-10 天，以上雖報告發情交配的一些資訊，但未見有關動情周期的行爲模式較完整報告。熊隻難由其外觀的變化辨識是否發情，但若能以其行爲模式推測牠的發情階段，將有助於瞭解繁殖過程及經營管理。本研究以圈養方式觀察台灣黑熊在繁殖期配對時，以雌雄之間的互動關係來辨別動情周期的不同行爲，用以建立台灣黑熊繁殖性狀的基本資料。

材料與方法

本試驗熊隻爲民間所捐送，2002 年時雄熊約 15 歲、體重約 120 kg；雌熊約 11 歲，在 2002、2003 及 2004 年配對前各爲 85.5 kg、105 kg 及 103.2 kg。2002 年 3 月雌熊與雄熊合欄飼養於 45m² 籠舍，配對期共 65 天，發生交配行爲後即隔離；2003 年 2 月復合欄於 81m² 籠舍，另附有活動場 139.5m²，配對期爲 79 天，於發生交配行爲後約 3 週將其隔離；2004 年 2 月再度合欄，籠舍與前一年同，配對期亦同爲 79 天，有交配行爲後約 5 週隔離。行爲觀察以數位錄影系統，每間籠舍室內、外各有 2 部 CCD，並輔以紅外線作夜間觀察，資料訊號傳入設在籠舍邊的電腦主機儲存，再經由光纖傳入設於研究室的遠端電腦監視。從配對起每週逢機採取 2-4 天不等之全天候錄影資料，經整理記錄後，取可分辨不同行爲之前後一段時期的資料分析之。行爲記錄分爲休息 (rest)、個別活動 (action)、刻板症 (stereotype)、互動 (interaction) 及交配 (mating) 等，其定義分別爲(一)休息：以臥睡姿、仰睡

姿或側睡姿，頭部貼地，身體無其他動作之似實質睡眠狀態，及坐、臥而有抬頭或四肢有明顯動作如舔、咬或搔抓、摩擦身體等非睡眠狀態。(二)個別活動：指雌熊或雄熊位移或伴隨低頭嗅聞或抬頭注視靜立、蹠行走近或咬起食物、飲水之動作及後肢微蹲、背部稍隆起之排泄行爲或嗅聞排泄物等個別之動作。(三)刻板症：在籠舍內兩個固定點重複來回踱步，或以後肢爲軸心，前肢左右移動和頭部左右搖擺等無意識的動作。(四)互動：指雌雄熊之間的互撻、互抱、無傷害性的互咬、互抓和追逐、或聞、舔異性生殖器等。(五)交配：指雄熊駕乘在雌熊背上。另於交配時記錄每次交配的時間長短及間隔，以發生跨乘現象就記錄交配一次。

本研究收集 2002-2004 年雌雄配對期之行爲紀錄，觀察後選擇雌雄交配前後日期具連續性，且可辨識雌雄互動關係及不同行爲之資料，其中 2002 年選用 144 小時 (未含交配後)、2003 年 336 小時及 2004 年 432 小時，合計 912 小時。2002 年因交配後即將雌雄隔離，故缺交配之後的資料。選擇的時段是以可分辨不同行爲爲主，是以，其前後行爲單純或屬於個體偶發的行爲，而且未顯現出可解釋的意義者均未列入分析。例如，雌雄間互有主動接近對方或偶互有驅趕、示警的動作，因其行爲無法解讀與發情有相關性，故將此階段認定爲適應期，不屬動情周期範圍。以主觀方式認定其行爲發生變化時，依其不同行爲區分動情周期的變化時段。統計分析以 StatView 軟體作 Kruskal-Wallis 檢驗後，再以 Mann-Whitney 作各階段之間兩兩比較其差異顯著性。內分泌的檢測，每週以非侵入法 (non-invasion) 採取雌熊之糞便 2-3 次，收集後先置於 -20°C，處理時取糞材 1g 加入 3 ml 分析緩衝液，震盪混合 10 min，100°C 加熱 10 min，再震盪混合 20 min，以 3,500 rpm 離心 30 min 後抽取上清液，再參考陳(1994)的模式

以酵素免疫分析法(enzyme immunoassay, EIA)分析雌二醇 (estradiol)及助孕素濃度，使用之抗體及酵素免疫結合體取自中興大學獸醫學系生理實驗室，標準液為購得 (Sigma, 編號 P9776)，微滴盤酵素免疫分析儀是「anthos 2001」(Austria 製)。

結果與討論

綜觀動情周期可分為三個階段，與Boone *et al.* (2003) 描述哺乳動物繁殖行為的過程分為求愛 (courtship)、交配及乏反應期 (refractory period) 等三個階段的情形類似。由圈養台灣黑熊的行為表現，概可辨出動情周期分為動情前期、發情期及動情後期，其間的界線雖並非十分清楚，但仔細觀察仍有跡象可循，各期大約各一週，合計一個動情周期約三週。

動情前期：第一次發現雄熊嗅聞雌熊的外陰部起即記錄為第一階段的開始，雄熊逐漸表現主動追求雌熊的姿態，例如經常可見雄熊接近雌熊，以前肢去碰觸或趨近雌熊，甚或將其抱住並壓制在地上，於互動一陣後嗅聞其外陰部；雌熊於此時期若呈現刻板症時，雄熊會在牠的背後注視著牠，但雌熊多不太理會雄熊，也無驅趕或警告雄熊的動作。Herrero and Hamer (1977) 亦報告棕熊 (*Ursus arctos*) 在開始時雄熊也朝著雌熊站或坐或趴著，先跟隨著，後則環繞著雌熊；雌熊於排泄時，雄熊常會趨前頻嗅聞其剛排泄的糞或尿，嗅聞雌熊糞尿是本階段最常見的行爲。此階段雌熊大多表現被動，但有逐漸接受雄熊的狀況，此階段認定為動情前期，為期約一週。

發情期：在動情前期之後，雄熊大多圍繞著雌熊，經常尾隨或緊跟在雌熊身後，雄熊主動接近或追逐雌熊，呈現強烈求偶慾。嗅聞雌熊的外陰部及排遺顯得更為頻繁，嗅

聞的原因可能如Goodwin *et al.* (1979) 所述於發情期犬陰道分泌的一種短鏈脂肪酸Methyl p-hydrobezoate 所致，它是吸引異性的化學物質，可因雌激素(oestrogen)的刺激而產生 (Curtis *et al.* 1971; Michael and Keverne 1970)。此時雌熊亦經常出現自行舔食其外陰部及情緒煩躁不安的現象，偶有出現驅趕或警告雄熊的動作。江等(1991)報告稱黑熊在發情時，外陰部紅腫外翻、煩躁不安，及苟(1991)報告稱雌熊在發情時會搔抓陰門等現象，此均與本研究觀察的情形類似。接著，雌雄發生交配行為，雄熊首次跨騎雌熊時，雌熊會反抗及躲避，然後才逐漸接受駕乘；通常雄熊在駕乘前會先出現嗅聞或舔食雌熊的外陰或排遺，雌熊有時亦會逐漸主動接近雄熊，或是在雄熊靠近時站立不動並將臀部推向雄熊而接受駕乘。

日本棕熊 (*U. arctos yesoensis*) 在發情期前後有雌熊騎雌熊的行為 (Ishikawa *et al.* 2003)，雌性之間互騎的行為在雌牛常可發現 (Diskin and Sreenan 2000)，但本研究未將同性熊隻放在一起，故未知同性之間是否有相互跨乘行為；駕乘的姿勢類似犬，雄熊由雌熊的後面跨騎到雌熊背部，有時雄熊會咬住雌熊頸部或背部的皮毛輔助固定；雄熊在駕乘過程中，間歇地出現約5-10 sec之規律性後臀的抽送行為，此時雌熊頭朝前方站立不動，雄熊以前肢用力抱住雌熊腰部並將之往後拉，接著雄熊的臀部與大腿肌肉會劇烈顫動，此刻被推測可能是雄熊在射精(孔等 1998; Tsubota and Kanagawa 1991; Ishikawa *et al.* 2003)，但余等 (1992) 認為完成射精的交配只有一次，故每次抽搖顫動並非表示每次均有射精；交配進行中，雌熊偶會低頭回首顧盼雄熊，兩者均並未曾聽到有發出任何聲音；交配後，雌、雄熊均以坐或臥姿休息，此時雌熊會舔食其外陰部的分泌物。此階段的行為明顯可辨，Boone *et al.* (2003)在半野

外的環境觀察美洲黑熊的交配行為包括駕乘、抽送 (pelvic thrust) 及顫動 (flutter) 等，並敘述駕乘時可能因雌雄之生殖器未正確配合妥當，致會有駕乘而無抽送動作，且抽送時不一定有顫動的類似射精動作。Mundy and Flook (1964) 亦報告有相似的情形，其觀察的情形均與本研究結果相似。

交配是發生在發情前期之後第7-11天開始，交配行為是判定為發情期的主要依據，也就是把有交配行為那個時段視為發情期，期間前後亦約一週。亞洲黑熊雌熊每次發情週期約20天，其中第7-10天為高峰期(楊等 1991)，此高峰期若為發情期，則其時程與本研究發現的情況很接近。北美棕熊 (*U. a. horribilis*) 的發情週期最長27天，短則16天 (Herrero and Hamer 1977)；日本棕熊發情行為持續的天數約14-36天之間，其天數因交配懷孕與未交配未孕而有所不同 (Ishikawa *et al.* 2003)；亞洲黑熊曾記錄雌熊發情週期約20天 (余等 1992)；美洲棕熊同一個體在不同繁殖期也會不同 (Craighead *et al.* 1969)，各種熊隻被敘述發情持續時間的情形不盡一致。

動情後期：交配之後，雌熊與雄熊的互動行為變為雌熊主動、雄熊被動，雌熊反會常圍繞在雄熊的身邊。當雄熊發生刻板症時，雌熊會坐在雄熊的身後望著雄熊，遇有雌熊排泄時雄熊仍會走近嗅聞，但隨即離開；此階段雄熊並不太理會雌熊，雌熊出現頻頻舔其外陰，休息時常會出現此動作。孔等(1998)報告稱在發情後期雌雄熊的性行為逐漸減弱，無交配行為，推測此階段雌熊已進入發情後期，期間亦約一週，其後之活動逐漸恢復到非繁殖期的乏情狀態。

動情周期各種行為分布：2002-2004年動情周期各種行為平均一天24小時中分布的情形如圖1，顯示不同發情階段在清晨1-4時及晚上19-24時幾乎全在休息狀態，呈現睡眠之休息行為多始於下午6-7時，非睡眠之休息行

為大多發生在攝食後、刻板症之間歇時及傍晚入睡時，白天休息發生多在11-15時，時間分布變化不大而穩定，原因應是飼養管理時間已長期習慣所致，也因此不宜作為野外情形的推測。其他行為多分布在5-16時之間，各種行為互有消長的情形。三年平均各種行為在動情前期、發情期及動情後期所占的比率如表1，其中以休息所占比率最多，為68.3-70.4%之間，其次為刻板症占14.8-17.0%，刻板症是多數動物因長期圈養引起生理及精神上緊迫而造成的一種無意識的刻板行為 (Cortney *et al.* 2002; Cortney and Mark 2003)。交配所占的比率最少，它是界定發情期定義的主要行為，故僅在發情期列有此項行為。互動行為在動情前期與發情期之間差異不大，但在動情前期與動情後期之間有極顯著差異 ($p < 0.0001$)，且發情期與動情後期之間同樣呈現極顯著差異 ($p = 0.0005$)，顯示雌雄過了交配期之後，互動行為為急劇下降，很快恢復到乏情狀態；個體活動由動情前期進入發情期及動情後期有增加之趨勢 ($p = 0.1467$)；休息及刻板症行為三年平均並沒有顯著的影響。張等 (1991)認為一般圈養狀態下的熊隻會受人為環境及干擾而影響其原有的活動，且在繁殖期的性行為表現易出現不完全的情形。本研究亦發現在動情周期之間，籠舍附近因工程施工而產生重型機械聲音的干擾時，熊隻會顯示緊張及不安的舉動。

交配行為次數與時間：發情期交配行為的次數及時間如表2，2002、2003及2004年交配的發生分別是在配對後第60、67及36天，故認為交配的發生與配對時間的長短似無直接的關係，而交配時間是分布在3、4、5月，故春季應是主要交配季節；交配行為的發生約在4-7天之間，除2003年是每日連續發生之外，2002及2004年有隔日發生交配的情形。孔等(1998)稱此期為發情高潮期，持續約3-5天，與本試驗觀察結果相近；一天中交配的

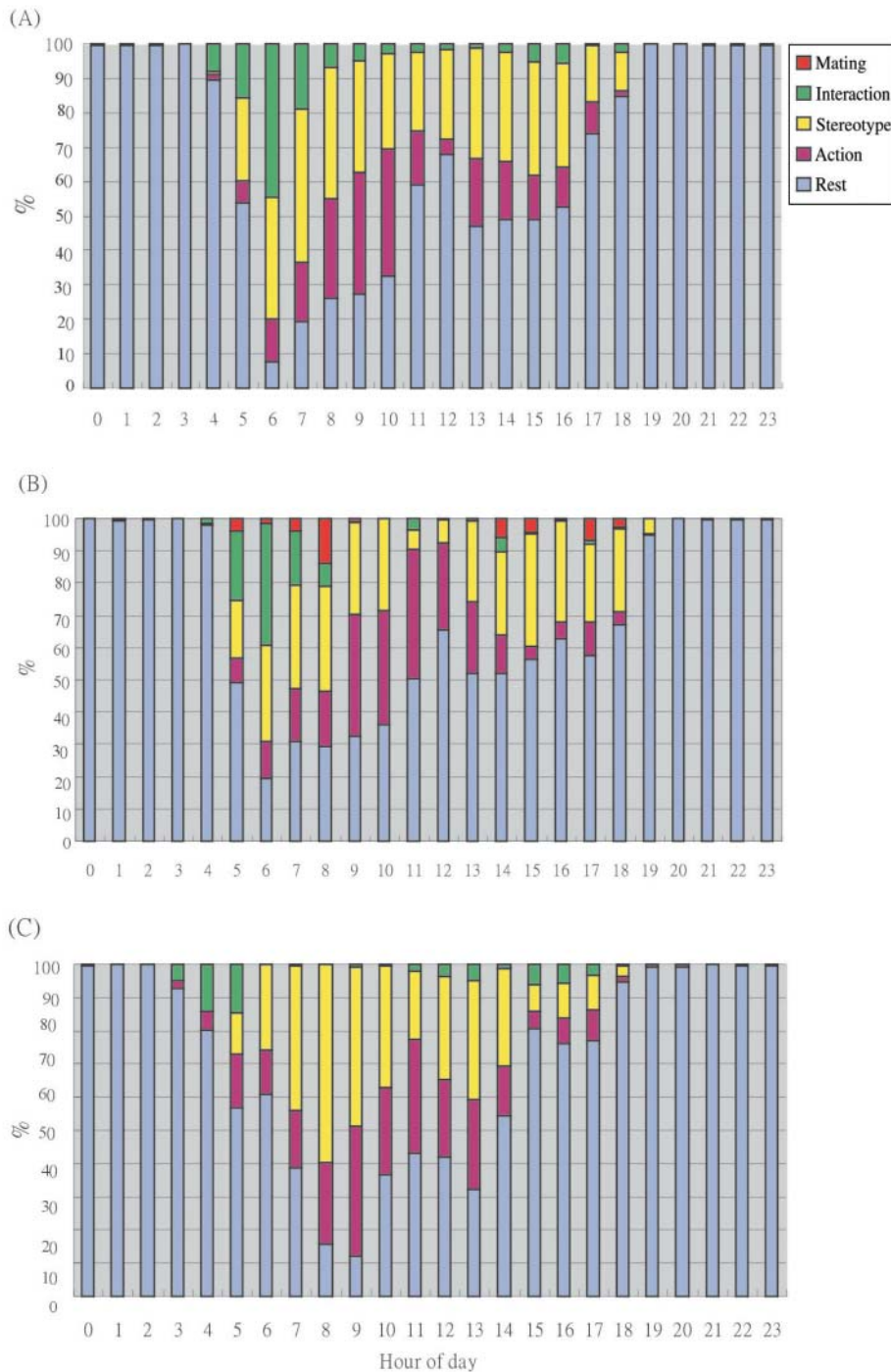


圖1. 2002-2004年雌性台灣黑熊在動情前期(A)、發情期(B)及動情後期(C)於一天內繁殖行為之分布。
Fig. 1. The % profiles of breeding behaviors in a day for the female Formosan black bear in the proestrus (A), the estrus (B), and the metestrus (C) for the years of 2002 to 2004.

表1. 圈養雌性台灣黑熊在2002-2004年繁殖季之不同行爲所占百分比

Table 1. Percentages (mean ± S.E.) of different behaviors of female Formosan black bears in captivity during the breeding seasons of 2002-2004

Item	Rest	Action	Stereotype	Interaction	Mating	
Proestrus	68.3±2.300	9.7±1.025	17.0±2.856	5.1±0.841 ^a	-	n=288
Estrus	68.8±1.965	10.5±0.953	14.8±1.588	4.0±0.734 ^{ab}	1.9±0.466	n=360
Metestrus	70.4±2.307	11.3±1.070	15.7±1.687	2.6±0.611 ^c	-	n=264
H-Value	0.569	3.839	1.738	16.557	-	
P-Value	0.7524	0.1467	0.4193	0.0003	-	

^{a,b,c} Significantly different at 1% level (Kruskal-Wallis test $h=16.557$, $p=0.0003$) between the figures with the different superscripts a, b and c of the same column.

表2. 圈養雌性台灣黑熊在2002-2004年動情周期之交配(駕乘)次數與時間

Table 2. Mating (mounting) frequency and time periods (mean; ranges in parentheses) of the Formosan black bears in captivity during the estrus cycle in 2002-2004

	Date		Frequency			Time period (min.)		
	2002	2003	2004	2002	2003	2004	2002	2003
5-May	15-Apr	17-Mar	2	3	8	8.2(2.3-14.1)	1.0(0.5-1.9)	1.1(0.4-9.0)
6-May	16-Apr	18-Mar	19	5	1	1.7(0.1-22.6)	5.9(0.5-21.4)	17.6(17.6)
8-May	17-Apr	20-Mar	10	11	12	5.0(0.2-37.5)	2.6(0.3-20.4)	2.5(0.1-19.8)
9-May	18-Apr	21-Mar	16	6	9	2.1(0.1-26.1)	8.3(0.3-41.2)	4.6(1.2-32.1)
-	-	23-Mar	-	-	6	-	-	7.4(0.1-33.8)
Total or average			47	25	35	2.8(0.2-26.6)	4.4(0.4-23.4)	4.1(1.0-21.6)

次數不一定，一個動情周期發生交配的總次數在2002、2003及2004年分別為47、25及35次，其總次數亦不一，顯示同一個體在不同繁殖季節的交配次數不盡相同。坪田敏男等(1985)則稱雄熊年齡愈大次數愈少，雌熊則沒有差異。本研究同一對雌雄在三年內似沒有什麼影響；交配持續的時間長短每次亦不一，有跨乘現象即記錄乙次，跨乘後馬上下來記錄為0.1 min，時間長者高達41.2 min，平均每次約3.8 min。交配的時間曾有報告美洲黑熊每次平均約51.6 sec (Boone *et al.* 2003)、

棕熊約20 min多不等 (Craighead *et al.* 1969; Sparrowe 1964)、亞洲黑熊約5-30 min (孔等1998)，均與本觀察記錄交配的時間有所不同，可能因物種、個體的關係之外，記錄方式的不同可能是重要因素。合計三年交配發生的頻率在24小時內的分布情形如圖2，顯示交配的發生是在5-9時及14-18時，而以早上6-7時發生最多7-9次；交配合計的時間分布如圖3，累計最久的是在早上9時，計約120餘分鐘，圖2交配次數與圖3交配時間在一天24小時之分布狀況一致。

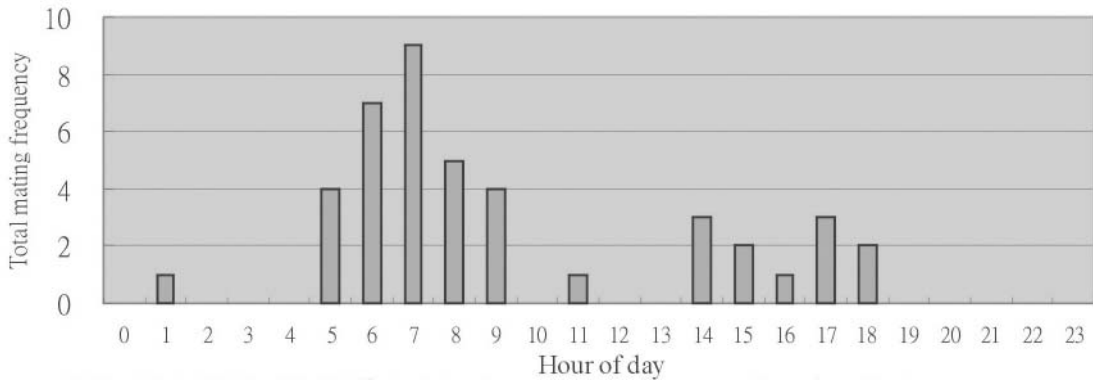


圖2. 台灣黑熊在2002-2004年繁殖季合計交配次數分布於一天24小時之情形。

Fig. 2. The distribution of the total hourly mating frequencies during a day for the Formosan black bear in breeding seasons from 2002 to 2004.

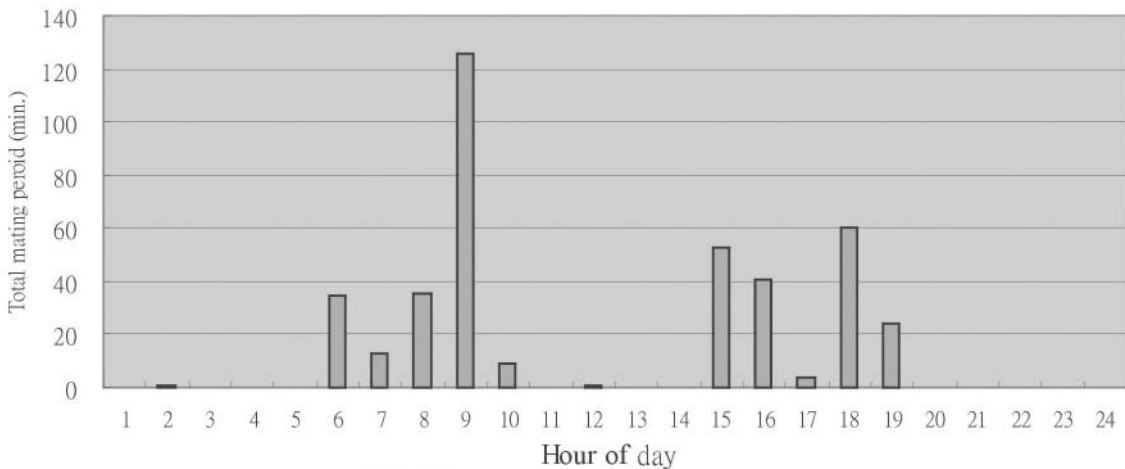


圖3. 台灣黑熊在2002-2004年繁殖季合計交配時間分布於一天24小時之情形。

Fig. 3. The distribution of total hourly mating period during a day for the Formosan black bear in breeding seasons from 2002 to 2004.

性類固醇內分泌素：包括動情周期在內前後共約二個月之間，以縱虛線概略標出三個不同時期之性內分泌素的變化如圖4。糞便中雌二醇在2002及2004年於動情前期進入發情期時顯示急速上昇，進入動情後期則呈下降現象，動情後期之後更顯為低。雌二醇在發情期呈現高峰現象，此時期雄熊更頻繁嗅聞雌

熊的陰部及糞尿，可能就是因雌二醇的作用而使雌熊陰道分泌具性吸引的費洛蒙 (pheromone) 所致。此外，雌二醇的功能可促進雌性生殖道及乳房細胞發育，但對性接受能力 (sexual receptivity) 的作用並不確定 (McDonald 1980)。雌二醇在2003年顯示其最高峰在動情前期之前約一週，此時可能濾泡

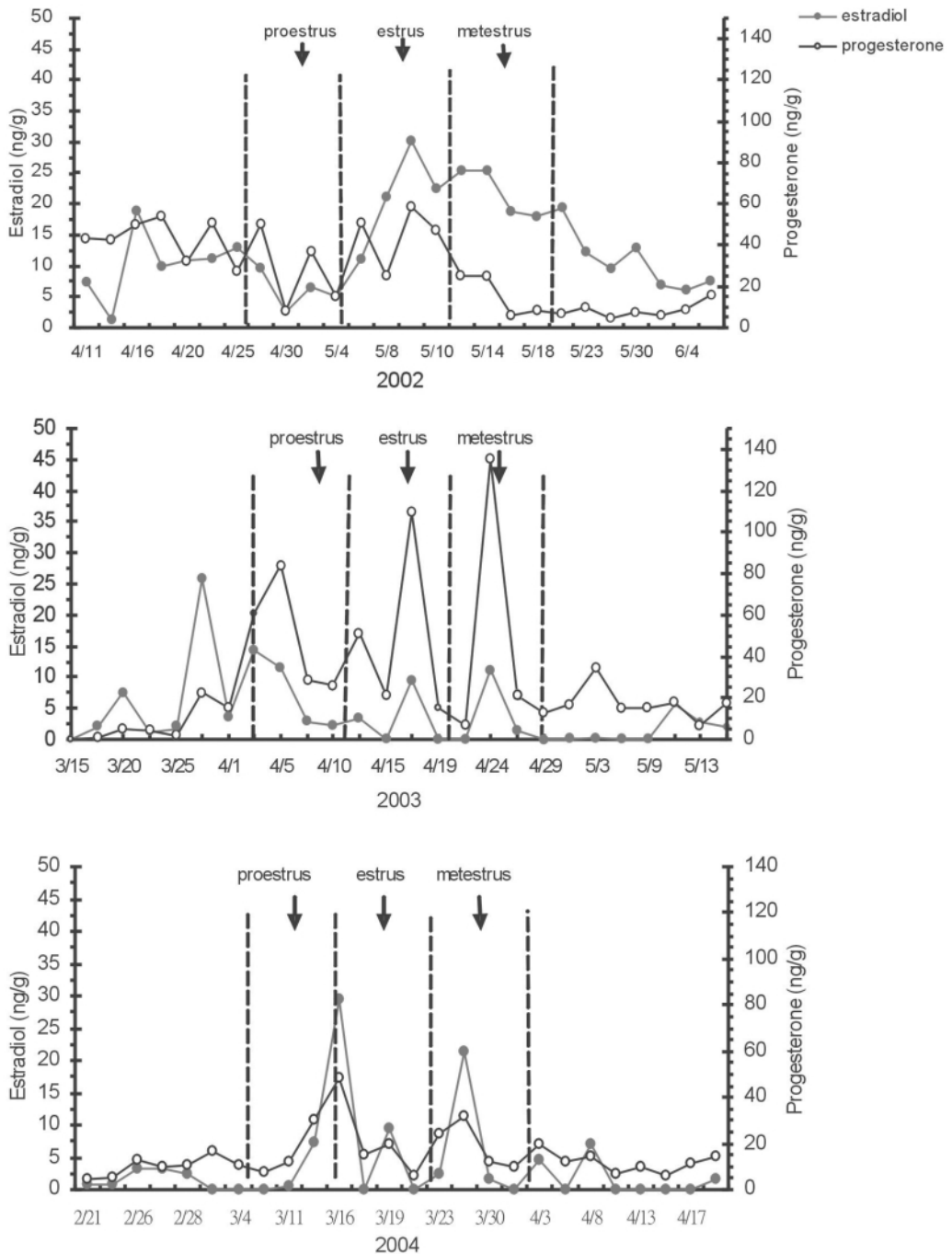


圖4. 圈養雌性台灣黑熊在2002-2004年動情前期、發情期及動情後期糞中雌二醇及助孕素濃度的變化。

Fig. 4. The variance of the fecal estradiol and progesterone concentrations for the female Formosan black bear in captivity at proestrus, estrus, and metestrus of the estrous cycle in 2002, 2003 and 2004.

已開始活動，但行為上尚未有任何表現，隨著在發情期及發情後期各呈現有個峰期，此時就表現出行為特性。在動情後期之後則濃度變得很低，表示已結束動情周期；助孕素在動情周期各階段的濃度由圖4顯示在發情期均有較高現象，動情後期除2003年有較高現象之外，在2002及2004年則呈現逐漸下降趨勢，之後則維持在低濃度的狀態。助孕素通常是與動情素產生一種協同作用，促進雌性生殖器官的發育，雌性動物多因助孕素的協同作用而引發精神上的動情 (psychic estrus) 或性接受能力 ((McDonald 1980)。圖4顯示助孕素由動情前期進入發情期，其濃度有隨著動情素增加而增加的現象，特別是在發情期顯示高濃度狀態，此時，可能因助孕素的協同作用而引發雌熊接受駕乘。2003年在動情周期前約一週雖然動情素有呈現高峰，但並未有發情行為，可能就是缺乏足夠助孕素的協同作用所致。助孕素在動情後期顯示略下降或升高，並無急劇下降的情形，這也可能是過了發情期之後，為何雌熊主動追求雄熊而表現仍有性慾的原因，故動情後期表現的發情狀態是漸進下降的狀態，此階段有否可能繼續再接受交配，尚待進一步去證明。過了動情後期之後，助孕素濃度下降很多且維持在低濃度狀態，此時因缺乏助孕素與動情素的協同作用，雌熊也沒再接受雄熊的駕乘，這些現在似乎確定地說明了助孕素在性行為發生上所扮演的角色。沒有胚胎延遲埋植的動物，在交配受精之後，黃體立即形成且增加助孕素分泌以助受孕，但圖4顯示在動情周期之後助孕素反而減少，原因是熊隻在交配受孕之後，其受精卵發育至囊胚期 (blastocyst) 時即幾乎完全停止發育且延遲埋植，在這期間黃體呈靜止狀態沒發揮其功能 (Hamlett 1935; Renfree and Calaby 1981)，致助孕素的分泌減少，此與無延遲埋植的動物於受孕後助孕素表現的不同所在。

引用文獻

- 孔令祿、簡岷劍、楊世奎、楊智勇、鄭穎紅、湯純香、周小平。1998。家養黑熊的繁殖行為。獸類學報 18(2)： 150-151。
- 江國福、陳新榮、葉金堂。1991。應用激素誘導雌熊發情。第二屆東亞熊類會議論文摘要。57頁。
- 余剛、楊營、李時萬、陳三。1992。黑熊的籠養繁殖。生物學雜誌 48: 24-25。
- 苟仕斌。1991。淺談熊的繁殖。第二屆東亞熊類會議論文摘要。64頁。
- 張星吉、金鍾振、金吉春。1991。豢養熊類行為觀察。第二屆東亞熊類會議論文摘要。74頁。
- 馮慶、王應祥。1991。黑熊人工繁殖初報。第二屆東亞熊類會議論文摘要。45頁。
- 陳婷婷。1994。性類固醇激素免疫分析方法的建立與應用。國立中興大學獸醫學研究所碩士論文。
- 楊營、余剛、李時萬、李宗昌。1991。黑熊人工繁殖初報。第二屆東亞熊類會議論文摘要。63頁。
- 坪田敏男、金川弘司、高橋健一、安江 健、福永重治。1985。飼育條件下性行動觀察。家畜繁殖誌 31(4): 203-210。
- Boone, W. R., M. E. Richardson and J. A. Greer. 2003. Breeding behavior of the American black bear *Ursus americanus*. *Theriogenology* 60: 289-297.
- Cortney, A. T., C. Y. Mark and H. L. Mark. 2002. Environmental enrichment: Effects on stereotyped behavior and regional neuronal metabolic activity. *Brain Research* 938: 15-21.
- Cortney, A. T. and H. L. Mark. 2003.

- Environment enrichment: Effects stereotyped behavior and neurotrophin levels. *Physiology and Behavior* 80: 259-266.
- Craighead, J. J., M. G. Hornocker and F. C. Craighead. 1969. Reproductive biology of young female grizzly bears. *Journal of Reproduction and Fertility* 6: 447-475.
- Curtis, R. F., J. A. Bullentine, E. B. Keverne, R. W. Bonsal and R. P. Michael. 1971. Identification of primate sexual pheromones and the properties of synthetic attractants. *Nature* 232: 396-398.
- Diskin, M. G. and J. M. Sreenan. 2000. Expression and detection of oestrus in cattle. *Reproduction, Nutrition, Development* 6: 481-491.
- Domico, T. and M. Newman. 1988. Bears of the world. Facts on File, New York.
- Flowerdew, J. R. 1987. Mammals: Their reproductive biology and population ecology. Edward Arnold, Great Britain.
- Goodwin, M., K. M. Gooding and F. Regnier. 1979. Sex pheromone in the dog. *Science* 203: 559-561.
- Hafez, E. S. E. 1993. Reproduction in farm animals: Reproduction behavior. Lea and Febiger, Philadelphia.
- Hamlett, G. W. D. 1935. Delayed implantation and discontinuous development in the mammals. *The Quarterly Review of Biology* 10: 432-447.
- Herrero, S. and D. Hamer. 1977. Courtship and copulation of a pair of grizzly bears, with comments on reproductive plasticity and strategy. *Journal of Mammalogy* 58: 441-444.
- Hunt, J. P. and V. León. 1995. Bears. Silver Burdett Press, USA.
- Ishikawa, A., H. Sakamoto, S. Katagiri and Y. Takahashi. 2003. Changes in sexual behavior and fecal steroid hormone during the breeding season in female Hokkaido Brown bears (*Ursus arctos yesoensis*) under captive condition. *The Journal of Veterinary Medical Science* 65(1): 99-102.
- McDonald, L. E. 1980. Veterinary endocrinology and reproduction. Lea and Febiger, Philadelphia.
- Michael, R. P. and E. B. Keverne. 1970. Primate sex pheromones of vaginal origin. *Nature* 225: 84-85.
- Mundy, K. R. D. and D. R. Flook. 1964. Notes on the mating activity of grizzly and black bears. *Journal of Mammalogy* 45: 447-475.
- Renfree, M. B. and J. H. Calaby. 1981. Background to delayed implantation and embryonic diapause. *Journal of Reproduction Fertility. Supplement* 29: 1-9.
- Sparrowe, R. D. 1964. Sexual behavior of grizzly bears. *The American Midland Naturalist* 80: 570-572.
- Tsubota, T. S. and H. Kanagawa. 1991. 北海道養棕熊の性行為。第二屆東亞熊類會議論文摘要。76頁。
- Wimsatt, W. A. 1963. Delayed implantation in the Ursidae, with particular reference to the black bear (*Ursus americanus* Pallas). pp. 49-76. *In* : Delayed Implantation. A. C. Enders (ed.). University of Chicago, Chicago.
- Yang, C. C., F. C. Mao, F. T. Chan and T. C. Ho. 2003. Reproduction behavior and characters of the Formosan black bear in captivity. *Endemic Species Research* 5(1): 1-13.

大里溪產霍甫水絲蚓 *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède)之生活史與族群分布

Life History and Population Distribution of the Tubificid Worm *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède) in the Dali River

林康捷 吳靖穎 尤少彬

Kang-Jieh Lin, Chin-Ying Wu and Shao-Pin Yo

國立中興大學生命科學系 台中市國光路250號

Department of Life Sciences, National Chung-Hsing University, Taichung, Taiwan

摘 要

本研究經由飼養實驗，探討霍甫水絲蚓(*Limnodrilus hoffmeisteri*)之生活史中各生長階段所需時間和形態改變，並依形態特徵將其成長階段區分為卵繭期 (cocoon stage)、幼年期 (larval stage)、青年期 (juvenile stage)及成年期 (adult stage)四大階段，並建立其體長、體節數之生長曲線。實驗發現養殖之個體最大體長可達3 cm，體節達143節。孵化後初期生長迅速，但性成熟後(約孵化後37日)因其可能將大部分能量用於產生卵繭，其生長速率即變緩。1999年12月至2001年2月間，於台中縣大里溪之中、下游區段分別調查霍甫水絲蚓生物量與其族群組成，探討其族群變化與環境因子間之關係，發現攜卵成蚓和幼年個體數量在冬、春季達高峰，推論大里溪中霍甫水絲蚓主要的繁殖季應在冬季至春季。其喜好生長在土壤有機物含量高及土壤生物量多的環境中，因此都市廢水污染嚴重之中游段族群量明顯高於下游。值得注意的是1999年秋九二一地震造成之擾動使冬季土壤有機物含量達高峰後，水絲蚓族群量亦由多變少，顯示霍甫水絲蚓的族群量有隨底質中有機物質減少而降低之情形。

Abstract

Life cycle of the tubificid worm *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède) may be divided into four stages: cocoon, larval, juvenile, and adult. We briefly described morphological characters of the stages, and established daily growth curves of body length and segment numbers. The worms reached the maximum of 3 cm in length, and 143 in segment number in the laboratory culture. They grew rapidly at

the larval and juvenile stages, but the growth decreased at the adult stage about 37 days after hatching. As the Dali River flows through Taichung City, its midstream section is seriously polluted with domestic and industrial wastes. In order to study impacts of seasonal environmental changes on the worm distribution, we sampled the worm to estimate its abundance, biomass and life stage distribution in the middle and downstream sections of the river from December 1999 to February 2001. The populations of oogenetic adults and larvae fluctuated seasonally, and the abundance of larvae and juveniles were at a peak in winter and spring, suggesting the period as the reproduction season. The results of principal component analysis between the worm populations and environmental features, indicated that the worm preferred soil substrate containing high concentrations of organic matters and high biomass. Therefore, it was more abundant at the midstream section polluted with sewage discharges than that at the downstream section where the polluted water was diluted by inflow of clean water from tributaries. The 921 Earthquake of 1999 caused mud-slides in the mountains upstream, increasing sedimentation in the Dali River. Subsequently, organic matters in the sediment decreased, with it decreased in the worm population. The results of this study suggested that the tubificid worm population in the Dali River fluctuated with changes in organic matter contents in sediment.

關鍵詞：水絲蚓、霍甫水絲蚓、生活史、族群分布、大里溪

Key words: tubificid worm, *Limnodrilus hoffmeisteri*, life history, Dali River, Taiwan

收件日期：93年10月28日

接受日期：94年1月31日

Received: October 28, 2004

Accepted: January 31, 2005

緒 言

霍甫水絲蚓 *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparède, 1862) 為水棲性的蚯蚓，分類上屬於環節動物門貧毛綱中，顫蚓科 (Tubificidae) 之水絲蚓屬 (*Limnodrilus*)。霍甫水絲蚓棲息於河川、湖泊底泥中，攝食表土下 10 cm 內的有機碎屑 (Matisoff *et al.* 1999)，是分布廣泛的物種 (Brinkhurst 1986)。根據謝 (1997) 及謝等 (1998) 對淡水河下游及基隆河底棲生物相所作之長期研究報告，曾提出本種大量存在於北部基隆河中之紀錄，謝等 (1998) 報告中指出本種在基隆河中下游為極優勢種，在成美橋測

站之族群密度達 1.32×10^6 idv/m²。

顫蚓類在溶氧量低於 15% 的水體中，仍能正常生活，由於其對環境的忍受度高，此類的種類數量隨著河川受污染之程度增加，成為嚴重有機污染水體的優勢種，因此顫蚓科的水絲蚓 (tubificid worms)，可作為水污染的指標生物 (Khangarot 1991)。在各類污染條件下，顫蚓科的霍甫水絲蚓 (*Limnodrilus hoffmeisteri*) 和正顫蚓 (*Tubifex tubifex*) 為高度污染區的優勢種。因而有人主張以單位面積中顫蚓科的數量作為水體所受污染程度上的指標，也有人以顫蚓科種類占底棲生物量之百分比來表示水體所受污染的情況，故其在

水質污染監測中具重要的意義(梁 1998)。另有研究認為以雙翅目與貧毛類的生物量比例為水體改變的指標，較以貧毛類群聚的種類數量指標佳(Lang and Reymond 1996)。水棲性蚯蚓吞食淤泥，其排泄物有助於改善河川底棲環境之養分循環，是魚類和水鳥的天然餌料，在溪流生態系中，對於以它們為食的消費者具重要意義(梁 1998)。

目前國內對於水生貧毛類的研究僅限於水產養殖餌料應用和水污染指標上，至於種類與溪流中之分布與生態則鮮有報導。本研究透過飼養實驗，初步探討霍甫水絲蚓之生活史，瞭解其生活史中各生長階段所需時間、形態和生殖週期，以探討其在大里溪的族群結構，並瞭解其在大里溪的分布情形。進一步由大里溪低灘地底泥之環境因子，包括底質粒度、有機物含量、水的pH值，探討影響霍甫水絲蚓在大里溪中下游低灘地間數量分布之因子。

材料與方法

一、研究與採樣地點

大里溪水系東起大橫屏山山麓，發源於大橫屏山淺山區，西流至台中縣烏日鄉而入烏溪。大橫屏山區為礫石混雜砂、土形成的台地堆積層，上覆有紅土(赭土)或棕紅色的砂質紅土，礫石層沉積物礫石間膠結不良，採掘開闢易造成邊坡的不穩定和表土的流失，導致下游河段泥沙淤積嚴重。中下游流域地區年平均溫度 27.6°C(夏季均溫28°C，冬季均溫17.3°C)，雨量集中在夏至秋季。大里溪流流域面積廣大但主流短，故颱風洪水期間易氾濫。

本研究樣區分別設於中、下游2區，中游的採樣區位於內新橋與大里橋間河段；下游則是在中投公路與漢南橋間河段(圖1)。大里溪水系中下游沿岸有許多污水管與排水溝的排放口，是台中都會區都市排水系統的匯流

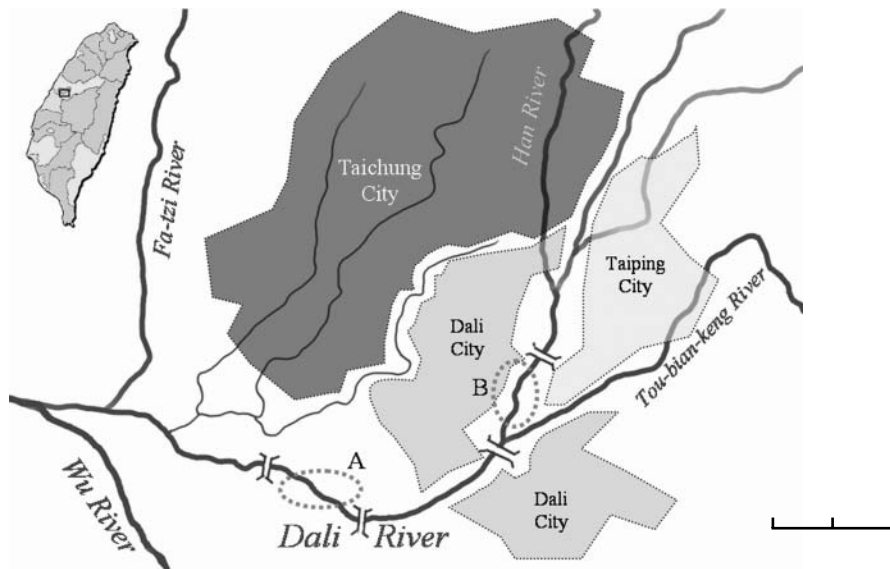


圖1. 大里溪水絲蚓調查採樣點示意圖 (A：下游採樣區，B：中游採樣區)。

Fig. 1. The locations of two sampling sites (A: downstream, B: midstream) at the Dali River.

處。中下游高灘地大多為芒草地，部分區域有民衆開墾栽種蔬菜。

二、標本採集方法

本研究在大里溪中下游各取1條長1 km的穿越線，沿穿越線在河川的兩岸標定4處採樣點。於1999年12月至2001年2月期間，每季在各採樣點重複採4個底泥樣本(每季上下游各16樣本)。每個樣本以塑膠圓管(高7.6 cm，直徑5 cm，體積74.58 cm³)採滿固定體積之表層底泥，裝入塑膠袋後攜回作生物量分析，另以500 ml塑膠採集瓶分別採1瓶水樣和底泥，編號後放入冰桶中攜回分析。

三、水樣與底質土壤分析

用塑膠採集瓶採的水樣帶回實驗室後，立即以 pH 儀測量pH值。採集瓶的土樣待陰乾後，精秤5g置入高溫爐中以500°C燃燒 5-6小時後取出秤重，前後重量差為有機物含量(total organic content, TOC)，以重量百分比表示。圓管採得之定量底泥樣本分別通過0.5 mm及0.25 mm孔徑篩網，同時由篩網中挑出各種生物，置於10%的福馬林中固定，鑑識分類後分別秤重，其總重為底棲生物量(benthos biomass, BMS)，以每份底泥樣品中所含重量(mg)表示。其中霍甫水絲蚓個體依據Pasteris等(1999)之生長階段分類法，分別記錄各階段個體數量及重量。經篩網篩選後之底泥顆粒則分為3種粒度大小：大於0.5 mm的為粗沙(I. coarse sand)、0.25-0.5 mm為中等粗沙(II. medium sand)，以及小於0.25 mm的細沙(III. fine sand)，烘乾後分別秤重，並計算各粒徑組成比例。

四、物種鑑定

本研究中野外採得之水絲蚓標本利用貧毛類屬種鑑定之檢索表(Pennak 1991)來鑑定，其中剛毛與生殖器官之形態特徵為鑑定

顫蚓科之重要依據。標本經染色及組織透明化之步驟(謝 1997)處理後，置光學顯微鏡下觀察其生殖器官的體節位置和陰莖鞘的特徵，並進一步以掃描式電子顯微鏡(SEM)來觀察其口前葉及剛毛之細部構造，以確定種類。

五、生活史觀察實驗

(一)實驗用蚓之取得與馴養

實驗用之水絲蚓於2000年9月採於大里溪中游樣區灘地。取500g基土(亦採自大里溪，篩除大於0.25 mm之顆粒)加入100g米糠，與去離子水攪拌均勻後使其發酵一週，作為飼育用培養土(張 1992)。在培養皿中置入0.5 cm深之培養土，再加入去離子水至培養皿的2/3高度，各皿中置入成蚓3隻，馴養在黑暗的環境下，其間維持室溫約25-27°C(水溫 24-26°C)。

(二)生活史形態觀察

成蚓馴養一週後開始每日採收卵繭，將採收的卵繭分置於4 ml 樣瓶的瓶蓋中待孵化(瓶蓋中含去離子水)。幼蚓孵化後取出分置於含有培養土與去離子水的瓶蓋中飼養，於各觀察日將不同日齡的水絲蚓取出另置12小時，使其消化道排空後以冰浴緩慢行動，拉直後以10%福馬林固定，存放於70%的酒精中，以光學顯微鏡觀察記錄體長與體節數，並參考Pasteris等(1999)及Reynoldson等(1991)之方法，依其形態將生活史分成四大階段。

(三)繁殖行為和週期觀察

行為觀察用之容器製作方式為將兩片載玻片片面重疊(中間留 0.5 mm 的空隙)，以矽膠將三邊空隙封住，再立於另一玻片的片面中央，組合成 76 mm x 25 mm x 0.5 mm 的水槽，其中以滴管滴入培養土及去離子水。各容器中使用4種配對方式置入一對成蚓：a.體長相似而體節數不同者；b.體節數相似而體

長不同者；c.體內攜卵數不同者；d.親代與子代，藉以觀察不同形質個體間之繁殖行為與週期，與是否有子代產生(每組各重複2次，共8組實驗組)。另4組容器內僅置單隻成蚓，以用來觀察成蚓體內成熟卵數的變化。

六、資料分析

實驗數據之統計使用 STATISTICA軟體(1994)就上下游及季節間之結果(各環境因子、水絲蚓生物量)數據進行雙因子變異數分析(two-way ANOVA)，以檢驗於不同季節間及不同河段間之差異性。為進一步分析多項環境變因(本研究中包括了pH、TOC、BMS、三種底質粒徑大小)是否確實造成大里溪中下游棲地間之差異特質與何項因子所造成，與驗證環境特性與棲地內水絲蚓族群組成類型之相關性，則使用多變值統計之主成分分析法(PCA)進行分析。主成分分析法乃轉換多項

原始變數使其成為一些互相獨立的線性組合變數(主成分)，而經由線性組合而得的主成分仍保有原變數最多的資訊(有最大變異量)。如此可簡化多變量資料的維度，即降低變數個數，並解決迴歸分析時之共線性問題。由此分析法可判斷大里溪棲地多種環境因子對不同生活階段水絲蚓分布與生存適合度之趨勢，並易於找出影響其族群分布的環境因子。

結 果

一、霍甫水絲蚓之形態結構

本實驗之水絲蚓確定為 *Limnodrilus hoffmeisteri*，其形態如同Brinkhurst (1986)及 Strayer (1990)所描述的特徵：口前葉呈圓錐形(圖2a)，背腹側皆為鉤狀剛毛，無髮狀剛毛，末端成二叉，上齒較下齒略細(圖2b)。成

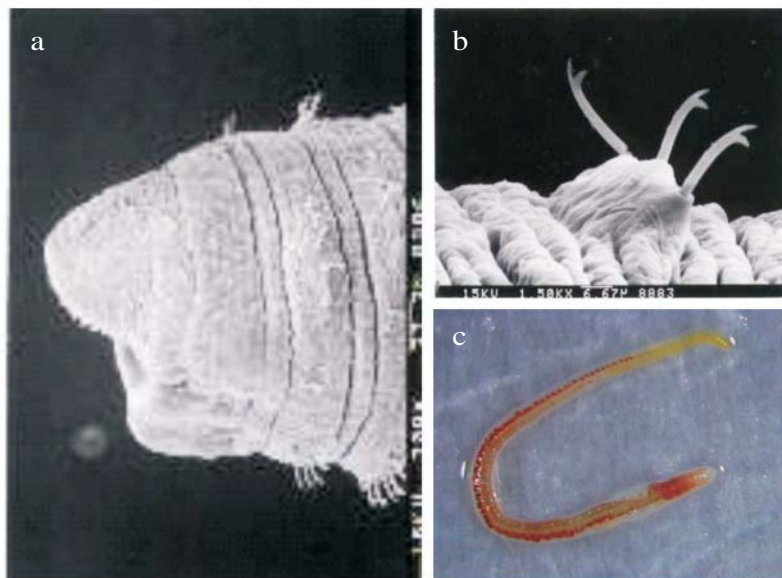


圖2. *L. hoffmeisteri* 的外形特徵(a.口前葉 (300X；SEM)；b.背側剛毛 (1.5kX；SEM)；c.成蚓外觀)。

Fig. 2. Morphological characteristics of *L. hoffmeisteri* (a. prostomium (300X；SEM)；b. dorsal chaeta (1.5kX；SEM)；c. the appearance of adult individual).

蚓環帶明顯，體紅褐色，體後部成黃綠色(圖2c)。在體節IX—XI為生殖環帶，在X節內有精巢，體節腹面有1對受精囊孔，接到第IX節內的受精囊。在XI節內有卵巢和陰莖鞘，而其節腹面有1對雄性生殖孔，不具生殖剛毛(genital chaeta)。陰莖鞘呈管狀而明顯(長可超過體寬)，長度約15-20倍於寬度，裡側端略微呈喇叭狀，外端開口具圓形舌片狀構造，舌片周緣略呈不規則鋸齒狀。

二、霍甫水絲蚓之生活史階段

(一)卵繭期(cocoon stage : egg and embryo)

外覆碎屑、橄欖形狀的卵繭，由環帶分泌的黏液形成，平均長約 1.12 ± 0.12 mm (n=15)，約經 6.4 ± 1.5 天孵化(n=23)，平均有 5.0 ± 2.0 隻幼蚓孵出(n=29)，孵出隻數最多10隻，最少1隻。

(二)幼年期(larval stage)

幼蚓自卵繭孵出後，體色為膚色，平均體

長 2.94 ± 1.06 mm(n=19)，平均體節數目為 31.2 ± 3.9 (n=19)，不進食，為期 4.6 ± 1.9 天(n=18)，膚色漸變成透明，才有攝食行為，此時進入青年期。

(三)青年期(juvenile stage)

體節及消化道明顯，可清楚看到血管，體色逐漸變為紅棕色，體後部為黃色，平均體長 7.00 ± 1.62 mm(n=25)，平均體節數目為 67.5 ± 20.9 (n=25)，自卵繭孵出後平均經過 36.9 ± 10.8 天(n=18)達性成熟。

(四)成年期(adult stage)

達成年期後，在IX—XI體節有明顯環帶，而在XI—XV節體腔內可以攜帶成熟卵，各體節可有1-2個卵，平均攜帶成熟卵數 4.9 ± 2.4 個(n=35)。成年期又分成攜卵期(oogenetic period)和非攜卵期(non-oogenetic period)，成不規則週期交替(圖3)。未經交配的攜卵成蚓可產下含未受精卵的卵繭，但其未受精卵無法發育而退



圖3. *L. hoffmeisteri*生活史 (a.卵繭期; b.少年期; c.青年期; d.成年期，體腔內有成熟卵為攜卵期成蚓，可產下卵繭)。

Fig. 3. The four lifecycle stages of *L. hoffmeisteri* (a. cocoon stage; b. larval stage; c. juvenile stage; d. adult stage with mature eggs in the coelom).

化；或未受精卵在體內消失。

三、霍甫水絲蚓之生長與繁殖

孵化後之霍甫水絲蚓，其體節及體長隨日齡而增加，但在達性成熟(平均約37天)後，體節的生長及體長的增加均減緩(圖4)，其中體節 (Y) 與 體 長 (X) 之 關 係 式 為 $Y=71.62X^{0.65}$ ($r^2=0.85$, $p<0.05$)(圖5)，實驗觀察到之最大體長為3.0 cm，其體節達143 節。野外採得之成蚓個體，則體長有達4.5 cm而體節數超過160者，推測使用之人工培養基與繁殖條件未能符其最佳生長條件。

霍甫水絲蚓為雌雄同體，以有性生殖、異體交配的方式，產下含有受精卵的卵繭來繁衍後代。交配時2隻成蚓將彼此的頭朝對方尾部的方向，以口前葉的抖動刺激對方生殖環帶的腹面，一方的雄性生殖孔對另一方的受精囊孔，一次只有1隻受精，而不同形質的成蚓個體間皆可產生子代。

四、大里溪中下游低灘地棲地因子分析

調查大里溪低灘地環境因子(pH、BMS、TOC)之結果，顯示在中下游間均具顯著差異，其中中游之溪水pH平均值(6.89)較下游(7.22)偏酸(圖6)，而在中游低灘地之底棲生物量(BMS)與有機物含量(TOC)明顯高於下游(圖7，圖8)。在底質粒度分布部分，下游粒度III(細沙)的平均比例雖高於中游(圖9)，但採樣點間組成變異甚大($p = 0.156$)。

再比較低灘地各種環境因子之季節差異(由1999冬季至2000冬季共5季)，發現pH在1999年冬季明顯下降($p < 0.01$)，且當季TOC明顯高於後續季節($p < 0.01$)，顯示該季有大量有機物質沖刷進入河川中，1999年秋季發生的九二一地震，可能是造成此環境擾動的原因。除去1999年冬季，溪水pH和土壤TOC的季節變化在其他四季間均不明顯，僅BMS具較明顯之季節差異($p < 0.05$)，在1999冬季量最多，隔年春季逐漸下降直到秋季數量最

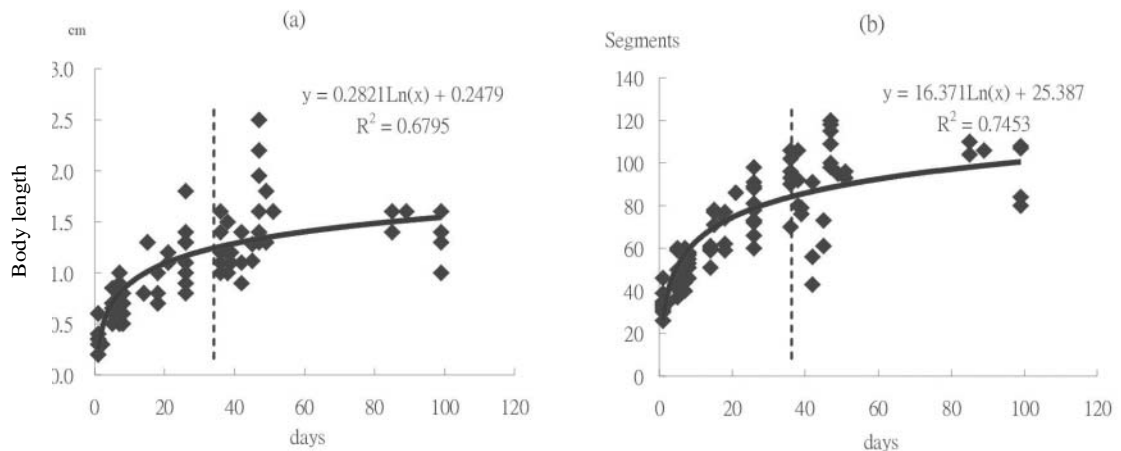


圖4. *L. hoffmeisteri*體長(a)及體節(b)之生長曲線，其達性成熟後，生長變化程度不大，虛線為其平均達性成熟的日齡(36.94天)。

Fig. 4. Growth curves of *L. hoffmeisteri* presented by body length (a) and segment number (b) (dotted vertical lines, the average date of sexual maturation, 36.94 days).

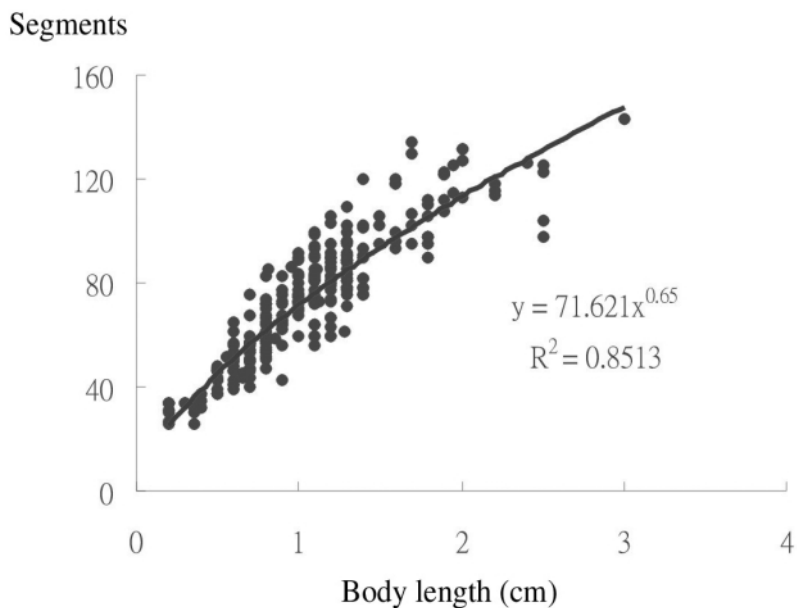


圖5. *L. hoffmeisteri* 的體長與體節的關係：體長(X)與體節(Y)成正相關。

Fig. 5. The correlation between the body length (X, cm) and the segments numbers (Y).

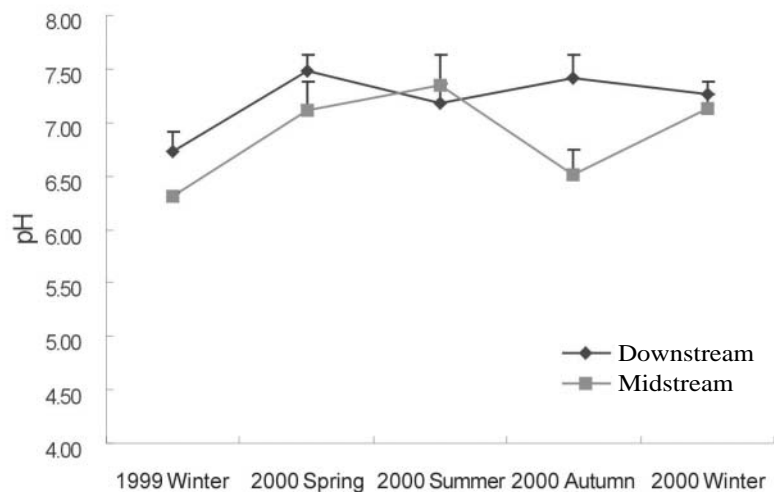


圖6. 中下游pH值的季節變化，中下游間有顯著差異($p < 0.05$)。誤差線代表正向之標準差。

Fig. 6. Seasonal variation in pH of water samples collected from the midstream and downstream sites (vertical bars, +1 SD).

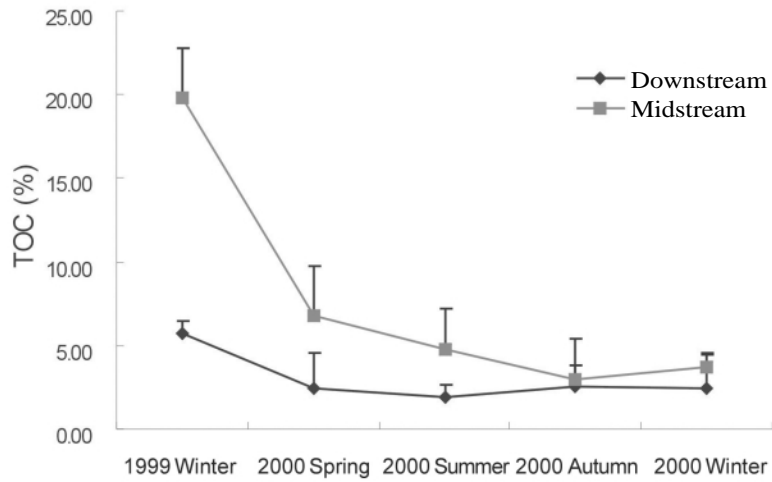


圖7. 大里溪中下游TOC的季節變化，中下游有顯著的差異($p < 0.05$)。誤差線代表正向之標準差。

Fig. 7. Seasonal variation in TOC of sediment samples collected from the midstream and the downstream sites (vertical bars, +1 SD).

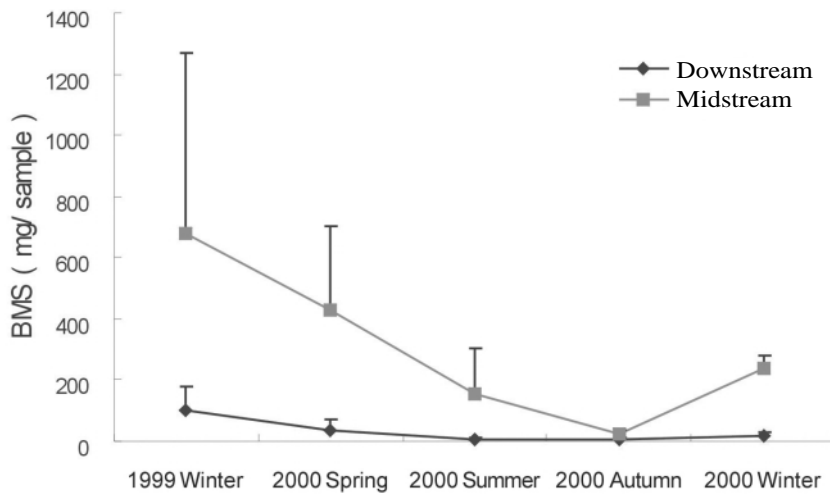


圖8. 大里溪中下游底棲生物量隨季節之變化，中下游間有顯著的差異($p < 0.05$)。誤差線代表正向之標準差。

Fig. 8. Seasonal variation in the total benthos biomass collected from the midstream and downstream sites (vertical bars, +1 SD).

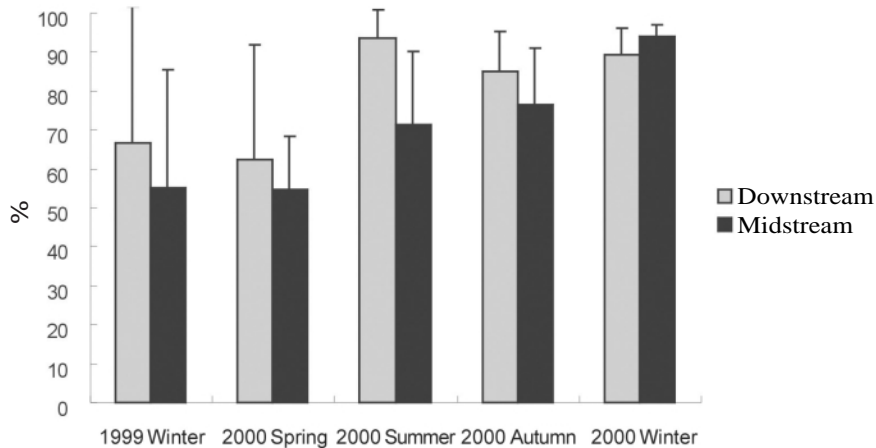


圖9. 大里溪中下游底質中細沙(粒度III)含量百分比之季節變化，下游細沙平均含量高於中游。誤差線代表正向之標準差。

Fig. 9. Seasonal variation (%) in the finest sand (level III) collected from the midstream and downstream sites (vertical bars, +1 SD).

少，而在2000冬季數量略微回升。而研究期間，中下游粒度III(細沙)之比例在2000年春季至冬季顯著增加($p < 0.05$)，指出樣區之河灘地在調查期間有逐漸淤積之現象。

利用主成分分析將負荷量大於0.7的環境因子分成兩主因子：第一主因子中以底質顆粒大小因子負荷量最大；第二主因子則以TOC和pH值之負荷量最大(表1)，顯示上述三項環境因子是中下游間造成棲地特性差異之主因。其中TOC與底棲生物總量為正相關，而與pH值呈負相關(圖10)，指出底質有機物含量高時底棲生物量亦多，而溪水較偏酸性。

五、大里溪中霍甫水絲蚓的族群結構分析

調查發現中游低灘地之水絲蚓總生物量明顯高於下游($p < 0.01$)，其族群量差距相當大。族群組成部分，中游幼年期數量在春季達到高峰(圖11);青年期和成年期的水絲蚓生

物量除了1999年冬季外，隨四季變化的影響則不明顯(圖12，圖13)，但中游攜卵期成蚓生物量有明顯季節變化(圖14)，比例在冬季時最高(圖15)，下游則在夏至秋季間成蚓數量比例極少(圖16)。因此可推知冬季時成體攜卵率較高，推測霍甫水絲蚓在大里溪的繁殖高峰期應主要集中在冬季至春季間，而以春季之孵化率最高。

六、霍甫水絲蚓族群組成與環境因子間關係

利用回歸分析發現水絲蚓成年體的數量與底棲生物總量呈現顯著正相關($r = 0.44$, $p < 0.05$)，亦與TOC有正相關($r = 0.33$, $p < 0.05$)。而攜卵期生物量則僅與BMS呈顯著相關($r = 0.34$, $p < 0.05$)，顯示水絲蚓成體多分布在有機物含量高及底棲生物量多之環境中。進一步利用主成分分析指出攜卵期和幼年期偏好底質粒徑較大(粒徑I與II)與中性pH值的環境，而成年期的水絲蚓偏好高TOC和

表1. 以主成分分析大里溪中下游各環境因子的負荷值結果，其中標示星號者為負荷值大於0.7之環境因子

Table 1. The factor loadings of Factor 1 and Factor 2 of the 6 environmental variables extracted from the Principle Components Analysis (PCA) for the Dali River (* loadings > 0.7)

Factors	Factor 1	Factor 2
BMS	0.39	0.68
pH	-0.02	-0.84*
I	0.82*	0.23
II	0.73*	0.01
III	-0.97*	-0.18
TOC	0.23	0.87*
E.V. ¹	2.36	2.02
P.V. ²	0.39	0.34

¹ Explained variance.

² Proportion of total variance explained.

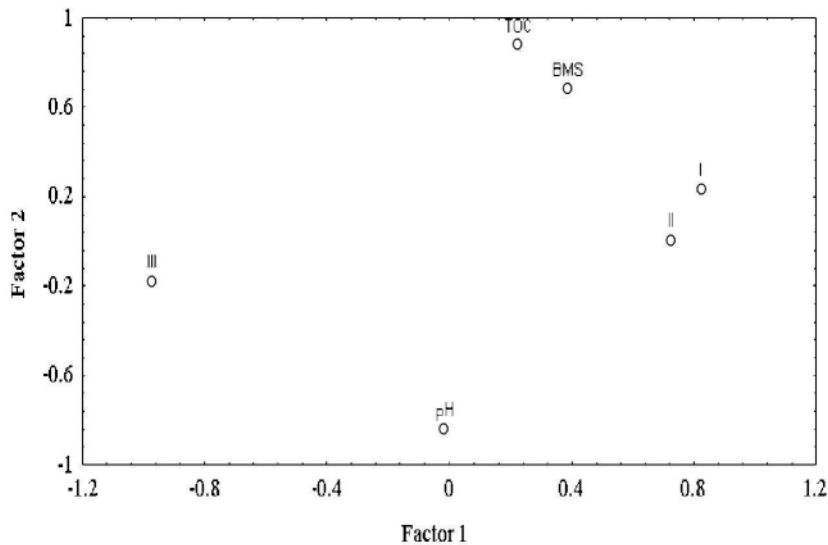


圖10. 大里溪中下游環境因子的主成分分析圖：將環境因子分成兩主因子，其中第一主因子為以底質顆粒大小(I、II、III)之因子負荷量最大；第二主因子則以TOC和pH值之負荷量最大。

Fig. 10. Principle component analysis plot of all environmental factors (Factor 1, sediment particle size; Factor 2, TOC and pH gradient of the environment).

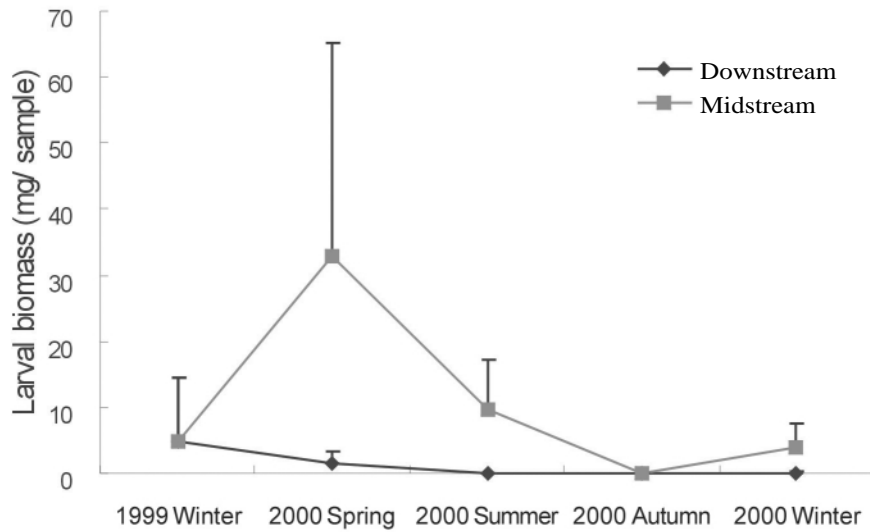


圖11. 中下游*L. hoffmeisteri*幼年期生物量的季節變化，季節間的數量有顯著差異($p < 0.05$)。誤差線代表正向之標準差。

Fig. 11. Seasonal variation in the biomass of *L. hoffmeisteri* larvae collected from the downstream and midstream sites (vertical bars, +1 SD).

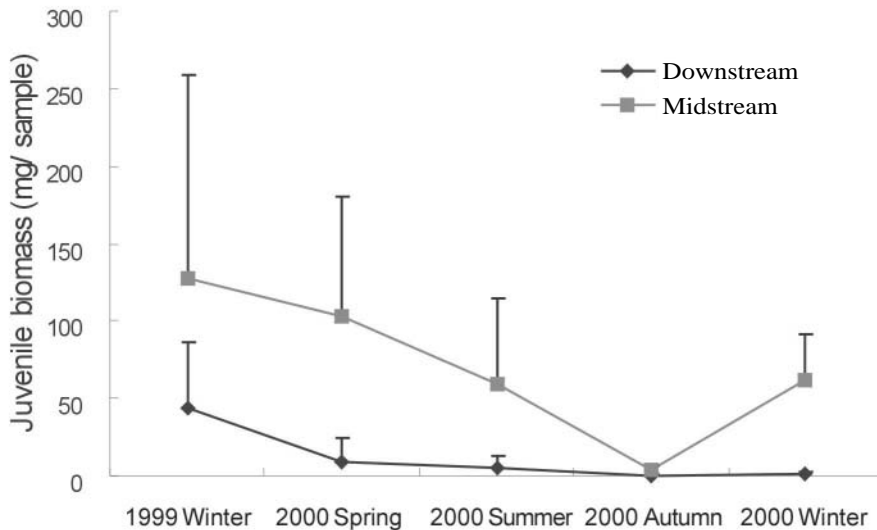


圖12. 中下游*L. hoffmeisteri*青年期生物量的季節變化，季節間數量沒有顯著差異($p > 0.05$)。誤差線代表正向之標準差。

Fig. 12. Seasonal variation in the biomass of *L. hoffmeisteri* juveniles (vertical bars, +1 SD).

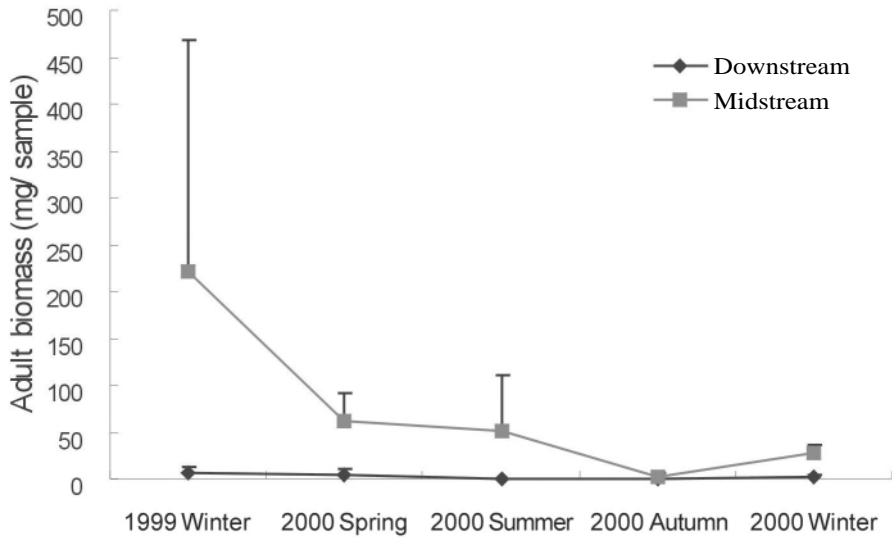


圖13. 中下游*L. hoffmeisteri*成年期生物量的季節變化，季節間數量沒有顯著差異 ($p>0.05$)。誤差線代表正向之標準差。

Fig. 13. Seasonal variation in the biomass of *L. hoffmeisteri* adults (vertical bars, +1 SD).

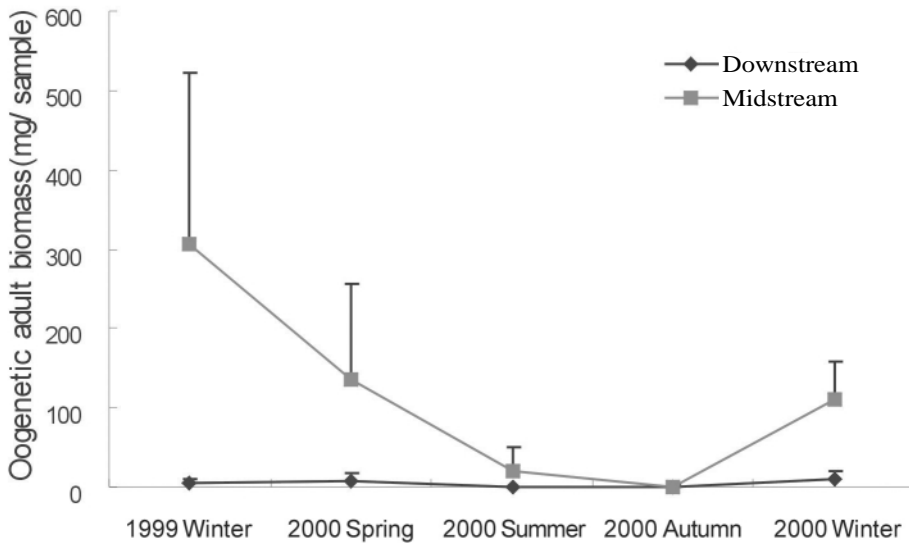


圖14. 中下游*L. hoffmeisteri*攜卵期成體生物量的季節變化，季節間的數量有顯著差異 ($p<0.05$)。誤差線代表正向之標準差。

Fig. 14. Seasonal variation in the biomass of *L. hoffmeisteri* adults at the oogenetic period (vertical bars, +1 SD).

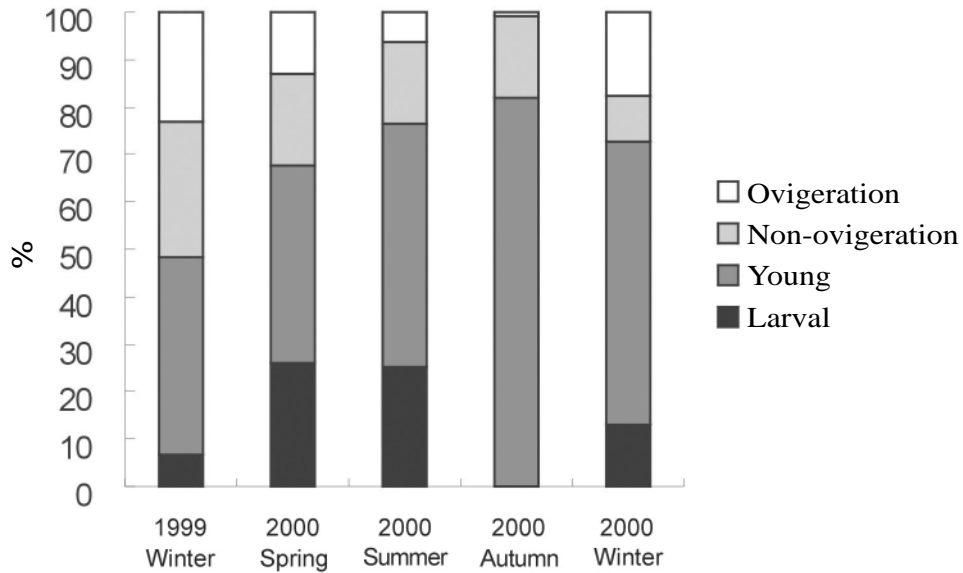


圖15. 大里溪中游*L. hoffmeisteri*各生長階段個體數相對比例之季節變化。

Fig. 15. Relative percentage composition of the four growth stages of *L. hoffmeisteri* collected at the midstream sites in the winter of 1999 to the winter of 2000.

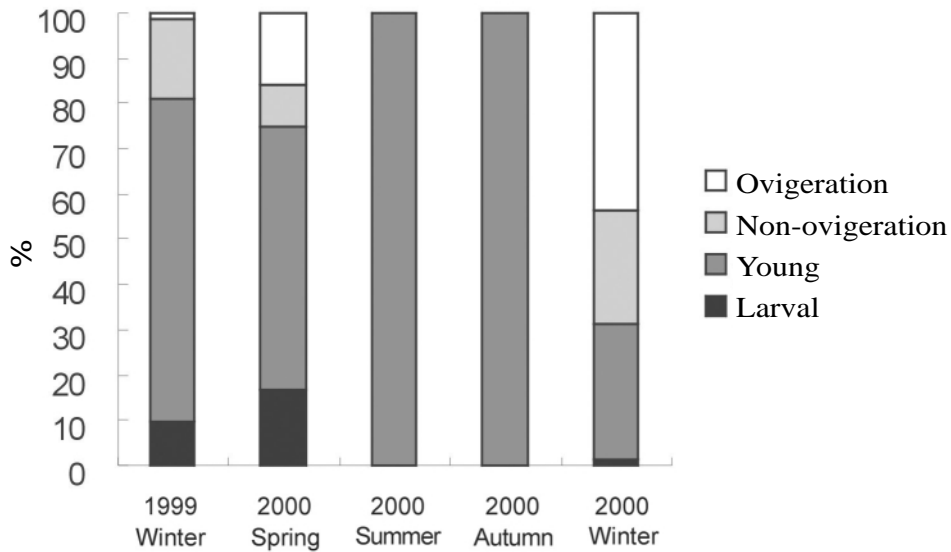


圖16. 大里溪下游*L. hoffmeisteri*各生長階段個體數相對比例之季節變化。

Fig. 16. Relative percentage composition of the four growth stages of *L. hoffmeisteri* collected at the downstream sites in the winter of 1999 to the winter of 2000.

BMS之環境，青年期則對環境因子沒有選擇性(圖17)。但值得注意的是水絲蚓成體的主動遷徙能力低，主要靠水流帶走卵繭播散其族群，且生活史中沒有浮游幼生期，此種對環境因子之偏好或『選擇性』應解釋為在不同環境條件下之『適生存度』，也就是說在粒徑較大的底質環境中可能具較高的生產率與孵化成功率(incubation success)，但需在有機底質含量高和底棲生物量多之環境下方利於其正常成長發育至成體。

討 論

霍甫水絲蚓之體長與體節在其達性成熟後，生長速率變緩，可能將大量的能量用來繁殖後代，生長所分配到的能量較少，故生長速度緩慢。

霍甫水絲蚓的成蚓一生可以多次繁殖，但繁殖次數受其存活時間長短、成熟時間、生活環境、食物、族群密度影響。Day等(1995)證明在空間和食物的限制下，會導致減少水絲蚓的成長和繁殖。若在食物充足、環境穩定、沒有族群密度壓力下，其卵成熟所需時間短，繁殖次數多，可有穩定的週期變化。本研究觀察時間持續不夠長，尚不足以歸納出其週期變化。

由中游的水絲蚓族群結構來看，攜卵期成體的比率在冬季較高，但幼年期的數量則在春季大增，青年期的數量並無增加，因此可以判斷幼年期具高死亡率。由於攜卵之水絲蚓需經異體交配行為產生受精卵，由本研究雖可推測春季之孵化率或受精率較高，但野生水絲蚓之交配行為是否存在季節之高峰，或受其他特定環境因子影響其懷卵與交

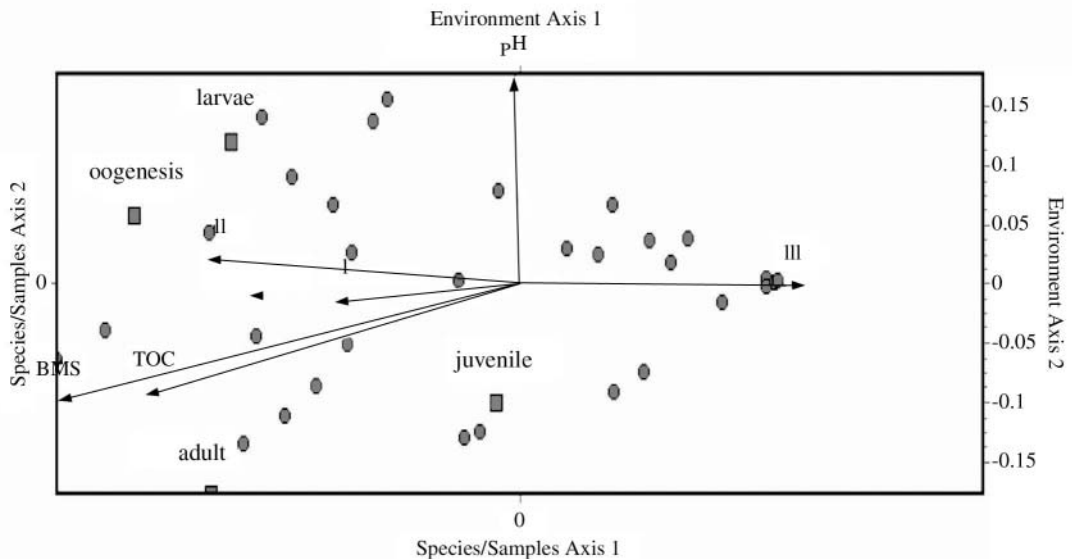


圖17. *L. hoffmeisteri*各生長階段類群 (larvae：幼年期；juvenile：青年期；adult：成年期；oogenesis：攜卵期成體) 和環境因子的主成分分析圖。

Fig. 17. The bi-plot of ordination for the age-structure assemblages of *L. hoffmeisteri* and the environmental factors extracted from the principle components analysis.

配頻度，仍須進一步實驗探討。另外野外數據呈現相當大的變異，顯示同一區域各採樣點樣本間水絲蚓之密度並不平均，由於底棲生物受微棲地條件不同，在空間上可能呈現聚集分布(agggregated distribution)而非均勻分布，這是以樣框法(quadrat method)採樣會發現的問題。未來採用的族群調查方法將在採樣數及樣框大小上加以改進。

由低灘地環境因子變化趨勢可發現1999年冬季是頗為特別的一季，該季之土壤有機物含量特別高，推測1999年秋季發生之九二一地震造成上游之地表擾動導致水中懸浮物質中有機碎屑的比例上升，沖刷至中下游之灘地沈澱後，使新堆積之底質中有機物質之增加。調查結果顯示高有機量之底質中具有較高之生物量及水絲蚓族群，這是由於包括水絲蚓在內的許多水生無脊椎動物皆為食碎屑者(detritus feeder)，故適於繁殖在有機物豐富的底質中，同時亦吸引其他肉食性底棲動物之聚集，大里溪中游以下接受來自台中市與大里、太平等地大量生活污水之輸入，是相當適合於水絲蚓生活的棲地。

就地理位置而言，大里溪中游流域與其支流旱溪下游皆為居住密集區，家庭廢水管線與市區排水溝就近注入溪中，導致中游溪中有機物污染嚴重，環保署公告 1991至1999年間之河川水質監測資料亦顯示，中游之化學需氧量(COD)及大腸桿菌群含量均明顯高於下游段，可印證此一推論。而下游為農田及輕工業區域(烏日鄉郊區)，且經主要支流頭汴坑溪、草湖溪稀釋作用後，溪中有機物含量降低，加上下游泥沙沖積使底質有機物比例減少，可能是包括水絲蚓在內之底棲動物量較中游少之主要原因。

結 論

水絲蚓在高度污染之河川中是分布普遍

且數量極多之底棲生物，且具有生殖週期短、生物量大、全部生活史皆於水中等特點，因此經常作為河川污染之指標生物。水絲蚓是典型的食碎屑者，在有機碎屑的礦化分解作用上扮演先驅的角色，尤其在下水道系統及污水處理廠仍未普及的大台中都會區，大里溪中的霍甫水絲蚓族群在河川自淨機制上，可謂不可或缺的一環，因此調查水絲蚓在河川中的族群分布狀況，可作都市污水下水道工程與河川整治時相當重要的指標，其形態變化也有可能應用於其他環境污染物之生物累積監測與指標生物用途。Lucan-Bouché 等(1999)發現到正顫蚓生活在重金屬環境中有自割斷尾現象，而提出形態特徵用於污染指標之想法。水絲蚓在生態毒物學上已有廣泛應用，例如 Pasteris等(2003)利用長期重金屬暴露實驗建立顫蚓同齡群之生命表(life table)，以印證其短期生物毒性分析用於長期風險評估之適用性，故本種類可為本土應用的良好材料。

水絲蚓更是其他動物如吳郭魚、水鳥的食物來源，與俗稱紅蟲之搖蚊幼蟲早年為人大量採集，作為水產生物的餌料之用，亦具有相當之經濟價值，經由本研究可初步瞭解霍甫水絲蚓之形質、生長特性與生活史，在本種之養殖應用上或有相當幫助。

引用文獻

- 張文重。1992。水生絲蚯蚓之人工繁殖技術。養魚世界 10：51-56。
- 梁象秋。1998。環節動物門。梁象秋等編。水生生物338-377頁。水產出版社。
- 謝蕙蓮。1997。第六章、底棲生物。陳章波、林志高、楊平世、吳俊宗、謝蕙蓮、龐元勳撰(編)。「淡水河下游生物相群聚之動態調查」、「淡水河污染整治對生態影響之研究」及「基隆河污染源與

- 底棲生物採樣分析調查」聯合期末報告 6.1-58頁。行政院環境保護署。
- 謝蕙蓮、蔡佩玲、陳瑞賓。1998。第六章、底棲無脊椎動物。陳章波、林志高、楊平世、吳俊宗、邵廣昭、謝蕙蓮、龐元勳撰(編)。淡水河污染整治對生物相群聚動態影響之研究6.13-14頁。行政院環境保護署。
- Brinkhurst, R. O. 1986. Guide to the freshwater aquatic microdrile oligochaetes of North America. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 84: 259.
- Day, K. E., R. S. Kirby and T. B. Reynoldson. 1995. The effect of manipulations of freshwater sediments on responses of benthic invertebrates in whole-sediment toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14: 1333-1343.
- Khangarot, B. S. 1991. Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm, *Tubifex tubifex* (Müller). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 906-912.
- Lang, C. and O. Reymond. 1996. Reversal of eutrophication in four Swiss lakes: Evidence from oligochaete communities. *Hydrobiologia* 334: 157-161.
- Lucan-Bouché, M. L., S. Biagianti-Risbourg, F. Arzac and G. Vernet. 1999. An original decontamination process developed by the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex* exposed to copper and lead. *Aquatic Toxicology* 45: 9-17.
- Matisoff, G., X. Wang and P. L. McCall. 1999. Biological redistribution of lake sediments by tubificid oligochaetes: *Branchiura sowerbyi*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, and *Tubifex tubifex*. *Journal of Great Lakes Research* 25: 205-219.
- Pasteris, A., M. Vecchi and G. Bonomi. 1999. A comparison among different population models for *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède (Oligochaeta, Tubificidae). *Hydrobiologia* 406: 183-189.
- Pasteris, A., M. Vecchi, T. B. Reynoldson and G. Bonomi. 2003. Toxicity of copper-spiked sediments to *Tubifex tubifex* (Oligochaeta, Tubificidae): A comparison of the 28-day reproductive bioassay with a 6-month cohort experiment. *Aquatic Toxicology* 65: 253-265.
- Pennak, R. W. 1991. Annelida. pp. 290-335. *In: Fresh-Water Invertebrates of the United States*. Wiley-Interscience Publication, Inc.
- Reynoldson, T. B., S. P. Thompson and J. L. Bamsey. 1991. A sediment bioassay using the tubificid oligochaete worm *Tubifex tubifex*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1061-1072.
- Strayer, D. 1990. Aquatic Oligochaeta. pp. 373-397. *In: B. L. Peckarsky, P. R. Fraissinet, M. A. Penton and D. J. Conklin (eds.). Freshwater Macroinvertebrates of Northeastern North America*. Cornell University Press, New York.

鰲鼓海岸濕地浮游生物群聚之季節變化

Seasonal Variation in the Planktonic Community of Aoku Coastal Wetland

劉靜榆^{1,*} 吳萃慧² 李訓煌¹

Ching-Yu Liou^{1,*}, Tsui-Hui Wu² and Hsun-Hwang Lee¹

¹行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

²國家衛生研究院醫療保健政策研究組 台北市內湖區民權東路6段109號2樓

¹Endemic Species Research Institute, Chichi, Nantou, Taiwan

²Division of Health Policy Research, National Health Research Institutes, Taipei, Taiwan

*通訊作者

*Corresponding author

摘要

本研究是探討嘉義縣鰲鼓海岸濕地浮游生物群聚在不同環境及季節的分布特徵，於1995-1996年期間，在研究區設置14個固定測站，進行四季的浮游生物樣本採集及環境因子之測量。結果顯示，植物性浮游生物的組成於不同季節有明顯的變化，冬春兩季是其繁生的季節，在防風林內潮溝春季有大量的微藻；海岸潮間帶夏季有大量的洛氏角刺藻(*Chaetoceros lorenzianum*)；極大量的梭形菱形藻(*Nitzschia closterium*)出現在草澤之冬季。植物性浮游生物以矽藻類的梭形菱形藻、洛氏角刺藻及中型曲舟藻(*Pleurosigma intermedium*)出現樣點之頻度及數量較其他浮游生物高。動物性浮游生物的數量在季節間也有明顯的差異，春季是其繁生的季節，纖毛蟲類鐘形蟲(*Epistylis coronata*)之族群密度在春季的水塘及排水溝明顯高於其他測站。動物性浮游生物以橈腳類之幼生出現樣點及年總量最多。浮游生物群聚在不同環境及季節都有明顯差異，而季節的變化較測站間之差異更為明顯，溫度及降雨量所造成的鹽度變化對浮游生物群聚有極大的影響，而浮游生物種類及數量亦會影響pH值及溶氧量。

Abstract

This study was conducted at the Aoku coastal wetland, Chia-yi County, Taiwan to determine the

seasonal and environmental effects on the planktonic communities. Plankton samples were collected seasonally at 14 sampling stations, 1995-1996. Phytoplankton were primarily influenced by seasons; they were abundant in spring and winter. The diatoms *Nitzschia closterium*, *Chaetoceros lorenzianum*, and *Pleurosigma intermedium* were the most dominant species at all sampling stations. Zooplankton were also primarily influenced by seasons; they were abundant in spring with particular abundance of *Epistylis coronata* in ponds and ditches. Copepod larvae were common and their species compositions varied among sampling stations and more obviously among seasons. Seasonal variations in temperature and precipitation, resulting in severe salinity fluctuation among sampling stations, were found to be the most important environmental factors affecting the planktonic communities. The dissolved oxygen contents and pH were influenced by the abundance and the species composition of plankton.

關鍵詞：浮游生物群聚、環境因子、海岸濕地

Key words: planktonic community, environmental factors, coastal wetland

收件日期：93年10月13日

接受日期：94年1月31日

Received: October 13, 2004

Accepted: January 31, 2005

緒 言

鰲鼓地區位於嘉義縣西北側，隔北港溪與雲林縣相鄰，因北港溪及外傘頂洲外海波浪折繞射影響，近年來潟湖內側海岸向西拓展，且濱外沙洲內移(郭 1980)。台糖公司於1964年起圍堤造陸，經過十年來的土地洗鹽開墾，才圍築起1,030 hr的台糖東石農場，亦稱鰲鼓濕地，屬於封閉型海埔地。由於海堤及河堤的建設，潮水經由閘門漲退，加上農漁業施作更改地貌，使該處原有的水域環境改變，海潮漲退緩和，泥沙淤積，潟湖面積逐漸縮小，形成各種不同形式的鹹水濕地，部分地區水域相通，但有些則是獨立的水體，造成各種濕地之微環境不同，再加上季節變化，不同地點及不同時間均可能引起浮游生物群聚組成及數量之變動。

植物性浮游生物扮演基礎生產者的角色，當水域環境受到人為或自然天候改變時，植物性浮游生物種類組成及數量亦會產生明顯的變化，連帶的整個生態系也會受到影響而產生變化(黃等 2000)。動物性浮游生物在水域生態基礎環節的能量傳遞或物質循環上扮演極重要之角色，並直接或間接影響植物性浮游生物之組成及分布(黃等 2000)。近年來國外有許多相關之研究，包括動物性浮游生物群聚之時空分布與水團之相關性，或海岸河口交界地區動物性浮游生物群聚之變遷以及有些關於浮游生物與沉積物等棲地環境之研究(Hardy 1998; Padilla and Allen 2000; Johansson *et al.* 2001; Ray and Straškraba 2001; Reynolds *et al.* 2001; Straškraba 2001; Sharpe and Mackay 2000)。目前國內所進行的大多是侷限於地區性的調查，其所企圖瞭解

的問題可能包括當地生物種間和環境之相關性(劉 2002)，大型的整合性計畫中，生態調查部分或有浮游生物資料(羅 1998；林及邵 2001)，然而針對群聚之報導則較少見。

鰲鼓濕地區域廣闊，棲地又多樣化，每年都吸引大批的水鳥停棲覓食，此地也提供許多種底棲性動物棲息，其中不乏稀有及瀕危的物種，如白鶴、紅樹蜆(劉等 1999)等。浮游生物是食物鏈的基礎，可直接或間接提供大部分棲息於此的動物食物，然而目前尚未有浮游生物群聚的調查研究，為了解在不同棲地環境或季節對於浮游生物的組成是否有差異，以及其造成群聚變化的影響因子，本研究分不同測站及季節，記錄浮游生物及相關之環境因子，利用多變量分析方式，研析樣點間環境因子之個別差異及季節變化，並分析浮游生物群聚與環境因子之關係，以作為濕地保育應用之基礎資料。

材料與方法

一、研究樣點與固定測站設置

嘉義縣鰲鼓濕地之圍築面積約1,030 hr，若包括海岸低潮位時所顯露的堤外潮間灘地，面積幾可達2,000 hr。區內濕地環境可分為水塘、潮間帶、排水溝、紅樹林、木麻黃林內水道及草澤等六類不同的棲地類型，依棲地特性設置14個測站(圖1)，其中設於水塘的有C, D, E, J, L及N測站；設於海岸潮間帶的有B測站；設於排水溝的有H測站；設於紅樹林的有K測站；設於防風林內潮溝的有A及G測站；設於草澤的有F, I及M測站，每個測站以木樁或噴漆標示明確位置，作為長期採樣之依據。

二、浮游生物取樣

自1995年4月至1996年4月，於春、夏、

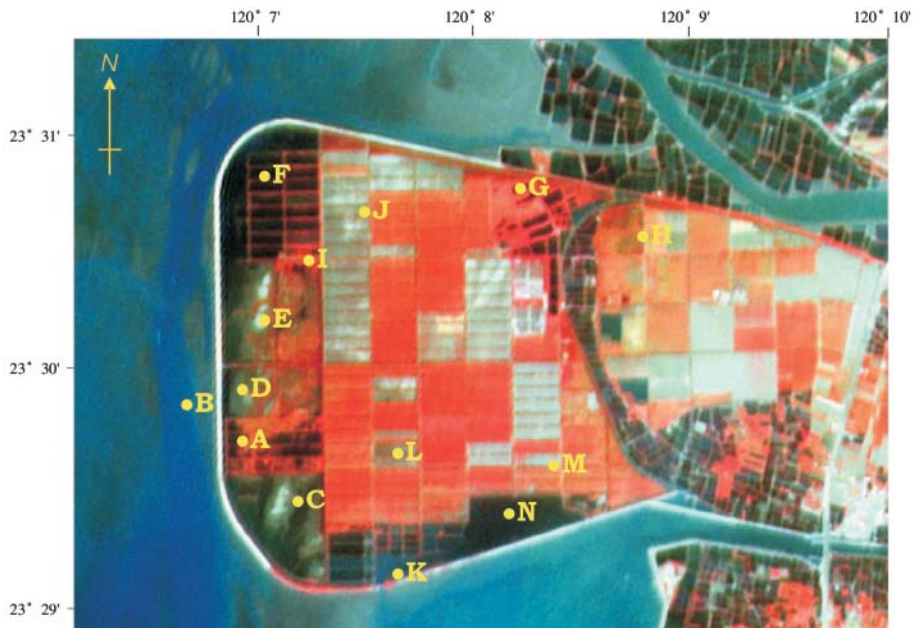


圖1. 鰲鼓海岸濕地浮游生物測站分布圖。

Fig. 1. Sampling stations (A-N) for planktons at the Aoku coastal wetland.

秋、冬四個季節各採集一次，每次在每一個測站內各採集2個樣本，此2樣本相隔10m。每樣本之浮游生物為於 50 cm 左右水深處採 10l 之表層水體，以63 μ m 網目之篩網(Astm Mesh 230)收集而得。樣本在現場以3-5%福馬林溶液固定。回實驗室後，先以離心機分離，再以10 ml之75%酒精保存。由每一點之濃縮樣本抽取 4 ml鏡檢，將其中之浮游動、植物全數分類、鑑定及計數後，換算成隻數 / 10l，代表各樣點之浮游生物密度。每測站 2 樣本的密度再平均成為代表當季該測站生物群聚的密度。

三、環境因子檢測

調查期間在進行14個測站的浮游生物取樣同時，檢測與記錄每一測站的環境因子。環境變項包括氣溫、水溫、pH值(酸鹼度計：WTW pH 196T)、鹽度、電導度(電導度計：WTW LF 196T)、溶氧量(溶氧度計：WTW OX 196T)、濁度(濁度計：Lamotte 2020)及潮位變化等。每一測站之環境資料同樣於生物採樣位置檢測2點並平均代表之。

四、資料統計與分析

(一)浮游生物群聚分析

1. 物種歧異度分析：以夏農歧異度指數(Shannon's diversity index, H') (Shannon and Weaver 1963)計算各樣點之物種歧異度，並計算均勻度指數(evenness index, e) (Pielou 1966)，運算係以MVSP(Multi-Variate Statistical Package)程式(Kovach 1999)來進行。其計算方式如下：

$$H' = -\sum [(n_i / N) \cdot \log_e (n_i / N)]$$

n_i = 第 i 物種個體數

N = 所有物種個體數之總和

$e = H' / \log_e S$ S = 該樣點之全部種數

2. 浮游生物群聚分布序列：採用降趨對應分析(detrended correspondence analysis, DCA)

(Hill 1973, 1979; Hill and Gauch 1980)，運算以MVSP程式進行。

3. 樣點對應於浮游生物種類之序列分析：利用雙向指標種分析(two-way indicator species analysis, TWINSpan) (Hill 1979; Gauch and Whittaker 1981; Belbin and McDonald 1993)，將各樣點內生物種類及數量列表比較，運算以PC-ORD (McCune and Mefford 1999)來進行。各樣點之值以密度化為相對值(換算為以100%為基礎之值)，再以八分制級值(Octave scale)轉化為0 - 9級(Gauch 1982)。

(二)各樣點間之環境因子相關性分析

利用主成分分析(principal component analysis, PCA) (Jolliffe 1986)，資料經標準化(data standardized)後，計算各軸之固有值(eigenvalue)、變數負荷量(variable loading)，以檢視各個樣點之相關性，運算以MVSP程式來進行。

(三)浮游生物群聚與環境因子之關係

利用典型對應分析(canonical correspondence analysis, CCA) (Ter Braak 1986, 1987)各測站四季的資料，計算環境因子的權重及變異數膨脹係數(variance inflation factor)，由各軸之固有值及「種-環境因子」相關係數可知樣點或浮游生物種類對應於其環境因子之相關性，並在樣點或種的分布序列上標示環境因子之影響力，將樣點、物種排序及環境向量(environmental vectors)繪成分布圖，以研判浮游生物群聚受環境因子變動的影響，可解釋生物與環境變異之相關性，運算以MVSP程式進行。

結 果

本研究14個測站，全年進行4次採樣，其中B測站春季之採樣資料及F測站秋季之採樣資料毀損，共採得54筆樣點資料，採獲112種

或類群(以下簡稱種)之浮游生物，包括植物性浮游生物63種、動物性浮游生物49種。

一、物種歧異度

每樣點分別有8-37種不等的浮游生物種類(表1)，歧異度指數最高者為春季A測站的3.051；均勻度指數最高者為冬季G測站的0.860；而以冬季M測站的歧異度指數及均勻度指數為最低。

二、浮游生物群聚

表2為本研究中所採得的浮游生物之編號、學名、採獲次數及採獲隻數總合。第1-63種為植物性浮游生物，其中有41種已經鑑定到種，第64-112種為動物性浮游生物，其中有17種已經鑑定到種。

植物性浮游生物以矽藻類的梭形菱形藻(*Nitzschia closterium*, sp. 20)(species No. 20, 參見表2)、洛氏角刺藻(*Chaetoceros lorenzianum*, sp. 8)及*Bacillaria paradoxa* (sp. 4)採獲之頻度較其他浮游生物高，分別達52、34及24，其採獲之數量總和亦較多。中型曲舟藻(*pleurosigma intermedium*, sp. 27)採獲之頻度較高，達49，但個體數總和僅34,893隻。動物性浮游生物以纖毛蟲類的鐘形蟲(*Epistylis coronata*, sp. 70)採獲數量總和最多，橈腳類(Copepods)之幼生(sp. 101)出現頻度最多，採獲之數量總和次多。

原始資料矩陣經降趨對應分析後，變異軸代表主要的浮游生物群聚變異方向，各軸之固有值依次遞減。由降趨對應分析所計算的樣點分數(score)繪出第1軸與第2軸的樣點

表1. 鰲鼓濕地所有樣點之物種歧異度與均勻度指數

Table 1. Shannon's diversity (H') and evenness (e) indices and species number (N) of plankton at the sampling stations of the Aoku wetland in 1995-1996

Stations	Spr.			Sum.			Aut.			Win.		
	H'	e	N	H'	e	N	H'	e	N	H'	e	N
A	3.051	0.845	37	1.992	0.592	29	2.202	0.684	25	0.449	0.175	13
B	-	-	-	0.219	0.081	15	1.581	0.659	11	1.255	0.489	13
C	1.554	0.560	16	2.213	0.716	22	1.755	0.586	20	1.215	0.489	12
D	2.031	0.690	19	2.161	0.721	20	1.237	0.413	20	1.328	0.490	15
E	1.245	0.460	15	1.945	0.661	19	1.862	0.621	20	0.997	0.352	17
F	1.875	0.754	12	2.056	0.639	25	-	-	-	1.282	0.500	13
G	0.481	0.163	19	1.884	0.572	27	2.356	0.800	19	2.531	0.860	19
H	0.642	0.309	8	1.341	0.523	13	1.377	0.508	15	1.938	0.808	11
I	0.462	0.175	14	2.284	0.719	24	0.745	0.241	22	0.777	0.269	18
J	2.190	0.758	18	1.445	0.468	22	1.418	0.524	15	0.978	0.361	15
K	2.470	0.777	24	0.728	0.216	29	2.079	0.734	17	1.611	0.672	11
L	2.141	0.811	14	1.692	0.681	12	1.215	0.474	13	1.027	0.371	16
M	1.105	0.390	17	2.118	0.696	21	1.876	0.782	11	0.145	0.061	11
N	2.026	0.701	18	2.104	0.728	18	1.576	0.717	9	1.384	0.577	11

表2. 鰲鼓濕地之浮游生物種類及密度

Table 2. The species composition and density of planktonic taxa collected from the Aoku wetland

Species No.	Scientific names	Number of samples	Number of individuals (Σ ind./10l)
Phytoplankton			
1	<i>Achnanthes angustata</i> Grev.	19	8756
2	<i>Amphiprora alata</i> (Ehr.) Kütz.	23	1179
3	<i>Amphora</i> sp.	2	225
4	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin	24	106537
5	<i>Biddulphia regia</i> (M. Schultz.) Ostenfeld	3	59
6	<i>Catacombas</i> sp.	5	331
7	<i>Chaetoceros lauderi</i> Ralfs.	5	12300
8	<i>Chaetoceros lorenzianum</i> Grunow	34	269677
9	<i>Chaetoceros pendulum</i> Karsten	1	10
10	<i>Coscinodiscus</i> sp.	10	1351
11	<i>Cyclotella</i> sp.	4	210
12	<i>Fragilaria oceanica</i> Cleve	1	10
13	<i>Gyrosigma</i> sp.	20	2839
14	<i>Gyrosigma kuetzingii</i> (Grun.) Cl.	1	90
15	<i>Licmophora</i> sp. #1	3	113
16	<i>Licmophora</i> sp. #2	8	660
17	<i>Melosira granulata</i> (E.) Raif. var. <i>angustissima</i> mull.	2	120
18	<i>Melosira</i> sp.	4	720
19	<i>Navicula</i> sp.	1	320
20	<i>Nitzschia closterium</i> W. Smith	52	548192
21	<i>Nitzschia obtusa</i> W. Smith	15	3198
22	<i>Nitzschia sigma</i> W. Smith	20	27385
23	<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kütz.) Grunow	2	50
24	<i>Nitzschia</i> sp. #1	17	3746
25	<i>Nitzschia</i> sp. #2	1	10
26	<i>Nitzschia</i> sp. #3	2	180
27	<i>Pleurosigma intermedium</i> W. Smith	49	34893
28	<i>Rhizosolenia hebetata</i> f. <i>hiemalis</i> Grunow	1	10
29	<i>Rhizosolenia hebetata</i> Bailey (Hensen) Gran	4	60
30	<i>Streptotheca</i> sp.	1	20
31	<i>Synedra</i> sp.	22	4306
32	<i>Dinophysis homunculus</i> Stein	1	10
33	<i>Gonyaulax tamarensis</i> Lobour	15	5858
34	<i>Gonyaulax turbynaei</i> Murray & Whitting	5	4079
35	<i>Peridinium quinquecorne</i> Abe	4	238
36	<i>Proto-peridinium</i> sp.	7	252
37	<i>Proto-peridinium nipponicum</i> Abe	4	152

表2. 鰲鼓濕地之浮游生物種類及密度(續)

Table 2. The species composition and density of planktonic taxa collected from the Aoku wetland

Species No.	Scientific names	Number of samples	Number of individuals (Σ ind./10l)
38	<i>Protoperidinium pellucidum</i> (Bergh) Schutt.	1	280
39	<i>Carteria</i> sp.	3	510
40	<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Kom.	2	70
41	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	1	100
42	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Breb.	4	94
43	Green algae	1	160
44	<i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Näg.	2	490
45	<i>Lyngbya birgei</i> G. M. Smith	14	4908
46	<i>Merismopedia elegans</i> A. Br.	4	450
47	<i>Merismopedia</i> sp.	1	10
48	<i>Microcystis flosaquae</i> (Wittr.) Kirchn.	4	195
49	<i>Oscillatoria amphibia</i> Ag.	26	9405
50	<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucex Gom.	23	2039
51	<i>Oscillatoria</i> sp.	32	31627
52	<i>Oscillatoria tenuis</i> C.A. Agardh ex Gomont	24	4631
53	<i>Phormidium</i> sp.	4	350
54	<i>Phormidium tenue</i> Gomont.	2	150
55	<i>Pseudoanabaena schmidlei</i> Jaag	2	40
56	<i>Spirulina platensis</i> (Nordst.) Geitl.	1	10
57	<i>Spirulina subsalsa</i> Oerst.	29	4001
58	Blue green algae	4	80
59	<i>Euglena pisciformis</i> Klebs	12	8607
60	<i>Euglena proxima</i> Dangearo	3	550
61	<i>Phacus polytrophos</i> Pochm.	1	20
62	Microalgae	20	207442
Zooplankton			
63	<i>Chilostomella ovoidea</i> Reuss.	1	20
64	<i>Globigerina</i> sp.	7	148
65	<i>Globigerina quinqueloba</i> Natlano	7	197
66	<i>Foraminifer</i> sp.	2	60
67	<i>Coxiella longa</i> (Brandt.)	3	50
68	<i>Coxiella</i> sp.	6	413
69	<i>Dinidium</i> sp.	9	583
70	<i>Epistylis coronata</i> Nusch	15	23190
71	<i>Euglypa</i> sp.	1	10
72	<i>Euplotes charon</i> (O. F. Muller) Stein	3	163
73	<i>Euplotes</i> sp.	8	2700
74	<i>Eutintinnus</i> sp.	1	10

表2. 鰲鼓濕地之浮游生物種類及密度(續)

Table 2. The species composition and density of planktonic taxa collected from the Aoku wetland

Species No.	Scientific names	Number of samples	Number of individuals (Σ ind./10l)
75	<i>Favella ehrenbergii</i> Claparède et Lachmann	13	1720
76	<i>Mesodinium</i> sp.	11	803
77	<i>Podophrya</i> sp.	1	10
78	<i>Stylonychia pustulata</i> Ehrenberg	7	2283
79	<i>Tintinnopsis aperta</i> var. <i>tocantiensis</i> Brandt.	1	10
80	<i>Tintinnopsis brasiliensis</i> Kofoid & Campbell	1	10
81	<i>Tintinnopsis brevicollis</i> Hada	1	50
82	<i>Tintinnopsis</i> sp. #1	1	40
83	<i>Tintinnopsis</i> sp. #2	6	221
84	<i>Tintinnopsis</i> sp. #3	2	23
85	<i>Vorticella campanula</i> Ehrenberg	5	452
86	<i>Vorticella microstoma</i> Ehrenberg	2	30
87	<i>Zoothamnium</i> sp.	2	270
88	<i>Asplancha priodonta</i> Gosse	1	9
89	<i>Brachionus plicatillis</i> Mueller	18	2904
90	<i>Philodina roseola</i> Ehrenberg	6	123
91	Pseudocella sp. #1	10	463
92	Pseudocella sp. #2	5	145
93	Mite	2	50
94	<i>Cypridina noctiluca</i> Kajiyama	7	179
95	Cladocera	1	40
96	Barnacle larva	9	194
97	Amphipod sp. #1	2	35
98	Amphipod sp. #2	2	30
99	<i>Apocyclops royi</i> Lindberg	22	1663
100	<i>Tigriopus</i> sp.	1	20
101	Copepod larva	47	18467
102	Flatworm #1	18	718
103	Flatworm #2	1	20
104	Flatworm #3	1	34
105	Flatworm #4	2	99
106	Polychaete larva #1	9	1164
107	Polychaete larva #2	21	1235
108	Polychaete larva #3	1	1060
109	Gastropod larva #1	3	60
110	Gastropod larva #2	13	514
111	Unidentified zooplankton #1	2	50
112	Unidentified zooplankton #2	7	380

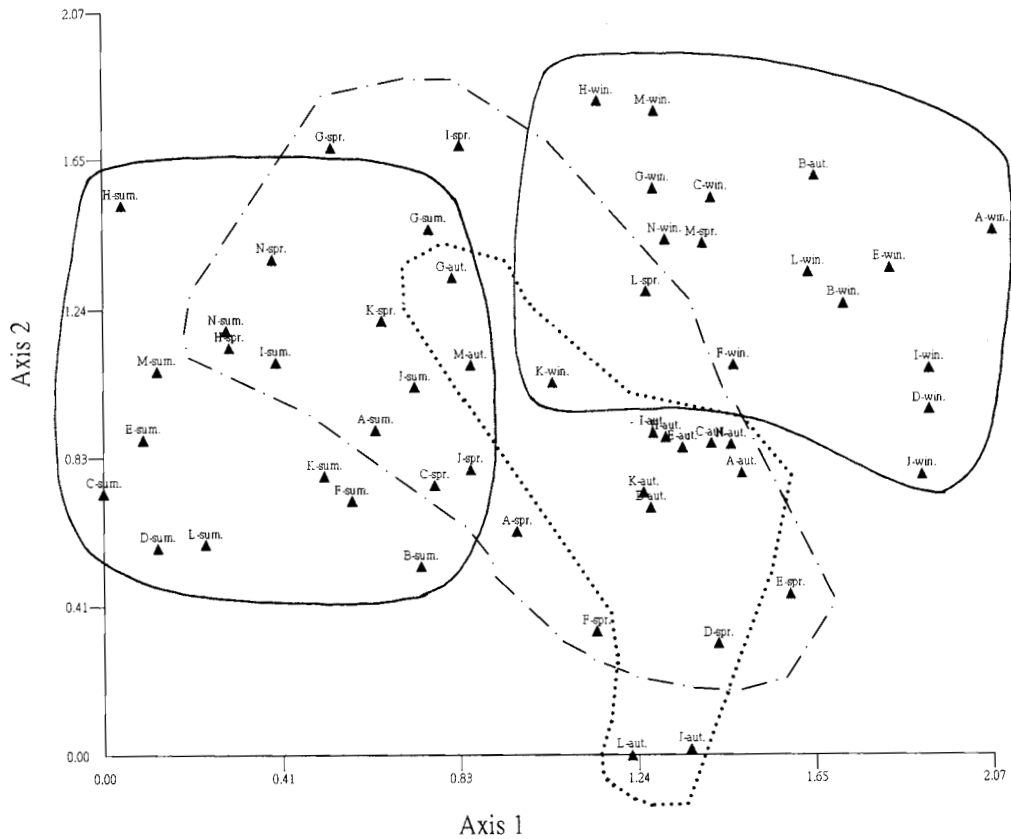


圖2. 鰲鼓濕地不同測站每季浮游生物群聚以降趨對應分析之分布序列(樣點編碼：前碼英文字母為測站，後碼英文為季節)。

Fig. 2. Ordination of 54 samples plotted against the first two axes of detrended correspondence analysis (A - N, sampling station; spr, spring; sum, summer; aut, autumn; win, winter).

分布序列圖(圖2)，第1軸之變異程度占13.4%，第2軸之變異程度占9.9%。由圖可看出樣點分布可以在第1軸上約1.0處概分為兩群，圖右邊樣點主要為秋、冬季；圖左邊樣點多為春、夏季，夏、冬群聚有明顯不同，春、秋群聚較為接近，且介於冬夏之間。而同一測站之四個不同季節的樣點，並沒有在分布序列圖上聚集，大致上可看出季節的區別明顯，而樣點間之差異則不若季節可明顯分群。

上述之分析主要顯示在不同測站四季之

樣點於分布序列軸上的位置，但仍無法明確表達樣點之物種及密度之關係，因此再使用雙向指標種分析法 (Hill 1979; Gauch and Whittaker 1981; Belbin and McDonald 1993)，所得結果(表3)顯示樣點的排序對應於浮游生物種類可與上述的降趨對應分析相呼應，表3中呈現各樣點內每一物種的數量，同時將組成類似的樣點聚集，又將較有關連性的種聚集，可將樣點和種分別歸群。表3之最右側欄位及最下側欄位即顯示分群結果。可以清楚得知導致樣點歸群之種及使種歸群的樣點，

因此有助於瞭解浮游生物之群聚現象。

表3中的樣點可粗略分為二大群 (I, II)，第一大群 (I)為所有夏季採樣點及部分春季採樣點，其中藍綠菌的兩栖顫藻(*Oscillatoria amphibia*, sp. 49)、渦鞭毛藻類的膝溝藻(*Gonyaulax tamarensis*, sp. 33)、輪蟲類的須足輪蟲(*Brachionus plicatilis*, sp. 89)及纖毛蟲類的鐘形蟲(sp. 70)大致上規律出現本群之樣點中，可以作為指標種。第二大群(II)所出現的種多為本研究區內廣泛分布的種，如橈腳類的幼生(sp. 101)、矽藻類的洛氏角刺藻(sp. 8)及中型曲舟藻(sp. 27)。本群可再分為二亞群 (II-1, II-2)，第II-1群以秋季的樣點為主，Polychaete larva #2 (sp. 107)及*Synedra* sp. (sp. 31)較常出現於本群之樣點中，第II-2群以冬季的樣點為主，鈍形菱形藻(*Nitzschia obtusa*,

sp. 21)大致上規律出現本群之樣點中，另梭形菱形藻(sp. 20)雖廣泛分布於各樣點中，但仍以本群出現的量最多。

三、環境因子

利用主成分分析54樣點之環境因子(圖3)，由所繪製第1軸與第2軸的分布序列圖，顯示各樣點之相關性，可研析測站間之差異及季節變化情形。其中第1軸之變異程度占43.3%，第2軸之變異程度占30.4%。第1軸與水溫、濁度、pH值及溶氧量有正相關，與電導度呈負相關，第2軸與pH值及溶氧量皆有正相關，並可看出樣點受溫度及電導度影響可粗分為2大群，右下方主要為夏季之採樣點，與水溫有正相關，左上方為冬季之採樣點，與電導度有正相關，春秋兩季則介於兩

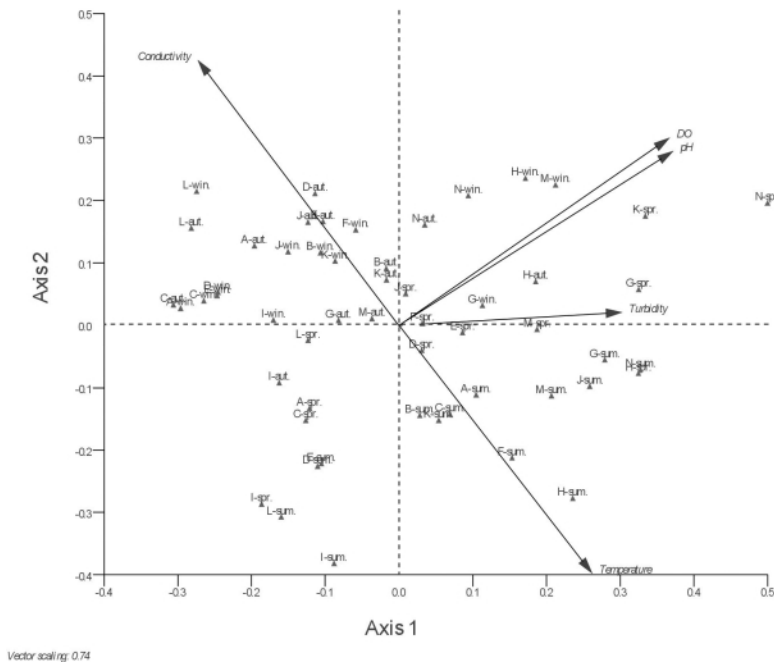


圖3. 鰲鼓濕地不同測站每季利用主成分分析各樣點環境因子之分布序列。

Fig. 3. Ordination of environmental variables among samples against Axis 1 and Axis 2, by Principal Components Analysis.

者之間。

表4為54次採樣之環境因子值，調查期間內水溫最高值為35.2°C、最低值為19.1°C。pH

值介於7.6至9.5之間，平均8.4，與一般海水表面pH值相當，分析環境因子間之相關性，通常pH值較高的樣點，其溶氧量的值亦較

表4. 鰲鼓濕地不同測站每季環境因子之值

Table 4. Seasonal water quality at stations A - N at the Aoku wetland

Stations	Spr.					Sum.				
	Temperature (°C)	pH	Conductivity (ms/cm)	DO (mg/l)	Turbidity (NTU)	Temperature (°C)	pH	Conductivity (ms/cm)	DO (mg/l)	Turbidity (NTU)
A	31.5	7.7	50.7	7.6	8.7	35.2	8.6	44.1	8.4	3.3
B	-	-	-	-	-	33.4	8.3	45.4	6.5	12.6
C	33.2	7.9	51.6	5.6	5.4	34.7	8.4	44.6	6.8	9.5
D	31.3	8.5	48.7	7.5	7.8	32.1	8.2	43.6	1.3	3.0
E	31.0	8.5	47.4	9.8	9.0	31.1	8.2	42.1	1.5	2.4
F	29.2	8.7	49.1	6.6	9.6	34.6	8.6	36.1	6.1	15.8
G	29.3	8.7	46.9	10.6	58.0	35.1	8.9	39.8	12.3	10.8
H	32.2	8.6	41.7	8.3	58.9	31.1	8.6	27.4	3.5	41.9
I	26.1	7.6	35.4	2.6	7.1	33.5	7.8	33.4	2.6	4.9
J	26.8	8.6	49.6	8.4	6.4	34.8	8.9	36.1	11.3	4.0
K	29.6	9.0	47.6	16.6	22.9	32.8	8.4	43.3	5.6	15.6
L	33.6	7.8	64.1	7.0	19.7	32.5	7.7	40.6	2.6	1.9
M	30.1	8.3	41.7	15.1	14.9	32.3	8.3	40.5	10.1	34.6
N	31.6	9.5	45.0	16.9	32.7	35.0	8.9	40.5	10.2	32.4
Mean	30.4	8.4	47.6	9.4	20.1	33.4	8.4	39.8	6.3	13.8
S.D.	2.2	0.6	6.7	4.3	18.8	1.5	0.4	5.0	3.7	13.2

Stations	Aut.					Win.				
	Temperature (°C)	pH	Conductivity (ms/cm)	DO (mg/l)	Turbidity (NTU)	Temperature (°C)	pH	Conductivity (ms/cm)	DO (mg/l)	Turbidity (NTU)
A	19.7	8.4	57.1	4.2	9.8	20.5	8.0	55.5	2.9	4.4
B	19.7	8.1	50.9	7.3	41.2	19.7	8.2	52.2	8.3	15.2
C	20.3	8.1	57.2	0.9	8.7	19.6	8.0	53.1	3.7	3.8
D	19.4	8.6	57.1	7.5	5.1	20.3	8.1	54.1	4.1	4.0
E	22.3	8.5	58.3	7.6	9.7	20.3	8.1	54.5	3.7	7.6
F	-	-	-	-	-	23.9	8.6	55.6	9.3	2.1
G	19.1	8.4	42.8	4.5	17.2	26.0	8.6	45.7	8.3	27.3
H	25.8	8.7	43.7	11.0	25.6	23.0	8.9	48.5	15.2	8.6
I	24.1	7.8	48.4	3.6	22.7	22.2	8.2	49.7	4.2	5.2
J	21.8	8.6	57.6	6.4	4.0	22.5	8.5	56.1	5.7	1.6
K	22.1	8.2	51.1	7.5	31.7	20.9	8.3	52.1	7.4	15.8
L	22.1	8.1	65.6	5.1	2.0	26.7	8.1	76.2	6.8	3.4
M	22.1	8.1	44.1	8.7	15.2	24.2	8.7	48.7	17.6	16.5
N	22.4	8.9	52.2	7.4	17.9	22.5	8.8	53.1	10.6	22.0
Mean	21.6	8.3	52.8	6.3	16.2	22.3	8.4	53.9	7.7	9.8
S.D.	2.0	0.3	6.8	2.6	11.6	2.3	0.3	7.1	4.4	8.1

高，圖3顯示pH值與溶氧量有正相關。各測站之間的溶氧量有明顯的差異，最高為M測站的17.6 mg/l，而且該測站各季的測值皆頗高，最低值為C測站的0.7 mg/l，各測站之季節性水域溶氧量變化並不明顯，反而是各測站間的差異較大。電導度之值介於27-76 ms/cm，較內陸之水塘或潮溝在不同的季節間有比較大的差異，各測站之環境溫度(水溫)與電導度呈負相關(圖3)。樣點間之鹽度差異頗大，大部分樣點之值多介於29-38 ‰，偶測得高鹽度值，如第L測站就出現53.2 ‰的值。各測站間濁度有明顯的差異，最高值為58.9 NTU，最低值為1.6 NTU，濁度值以G及H測站的春季採樣點測得較高的值，此2測站為防風林旁之土哇溝，底棲動物數量多。

四、浮游生物群聚與環境關係

生物群聚與環境關係之研判是運用典型對應分析，利用54筆採樣資料中112種浮游生物的數量及5項環境因子檢測，繪出樣點及浮游生物對應於其環境之相關性(圖4、5)，樣點與環境因子間之相關性極高。

圖4是探討樣點群聚與環境之相關性，圖中標示影響樣點分布環境因子的向量值。主要影響的環境因子為鹽度及溫度，且彼此間呈負相關，當溫度增高時，鹽度降低。其原因為春夏季的降雨量較大，致使水中之鹽度降低，秋冬季為乾季，水分蒸發量較大，水中之鹽度增高。由分布圖4中得到的訊息，顯然於第一軸即可將樣點區分成兩大群，分布序列圖右側主要是春夏季採樣的資料，而左側則是秋冬季的採樣資料。

112種浮游生物對應於環境因子的分析顯示於圖5，普遍出現各採樣點的種分布在序列圖的中心，而分散在外圍的物種，在生態上或許有其較為特殊之處，如鐘形蟲(sp. 70)分布於第1軸的最右邊，主要因為於樣點H(排水溝)之春夏季採樣值偏高，參考環境因子的向

量值，與第1軸呈現正相關者為溫度；鈍形菱形藻(sp. 21)及polychaete larva #1 (sp. 106)則分布於第1軸的最左邊，與第1軸呈現負相關者為電導度；而微藻類(microalgae, sp. 62)分布於第2軸的最上邊，與第2軸呈現正相關者為溶氧量、濁度及pH值，本種主要因為在樣點G中(木麻黃水道)的春季採樣時大量取得。

五、浮游生物群聚的季節性差異

本研究分析結果發現，研究區內浮游生物在測站間有差異，但季節性差異較測站間之差異更為明顯。若依照每一測站將浮游生物分為植物性及動物性兩大類分別統計，可看出浮游生物在季節上的變動。

在同一測站植物性浮游生物的組成於不同季節有明顯的變化(表5)，尤其在春季G站、夏季B站及冬季M站之族群密度較高。經合計各季之總數占全部樣本數之比例，春季占36%、夏季占13%、秋季占6%、冬季占45%，顯然冬春兩季是植物性浮游生物繁生的季節。分析造成不同季節間明顯變化的因素(表3)，在春季G站有大量的微藻類(sp. 62)；夏季B站有大量的洛氏角刺藻(sp. 8)；極大量的梭形菱形藻(sp. 20)出現在冬季M站。兩栖顫藻出現在數個測站的春夏兩季，冬季則幾乎不出現；洛氏角刺藻在冬季之族群密度顯然較其他季節低，梭形菱形藻幾乎出現在各個測站的不同季節，可說是普遍種，但各樣點族群密度的差異大，冬季之族群密度顯然較高，微藻的出現沒有明顯的季節偏好，卻有測站間的差異，主要分布在木麻黃林內之水道，推測可能是水域內有機質含量高。

動物性浮游生物的體型較植物性浮游生物大得多，因此族群密度顯然較低，整體而言，動物性浮游生物的數量在季節也有明顯的差異，特別在H測站的春季有較高的數量(表6)。經合計各季之總數占全部樣本數之比

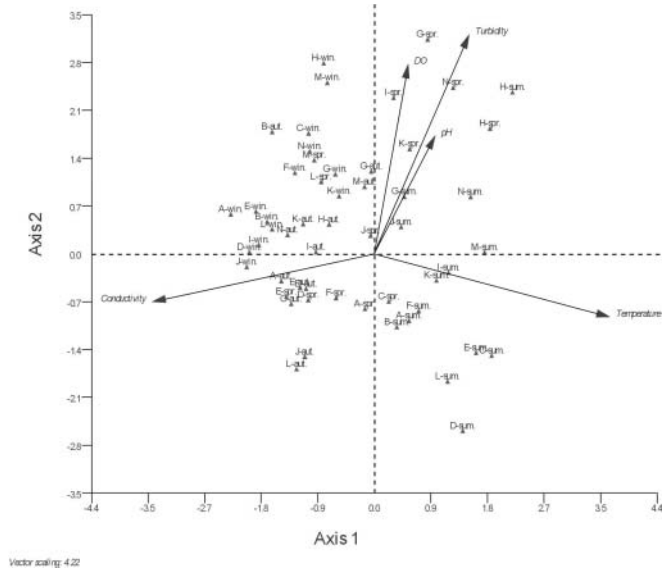


圖4. 鰲鼓濕地不同測站每季浮游生物群聚之分布序列(以典型對應分析54筆樣點群聚組成與其所含的112種浮游生物的數量對應於5項環境因子，箭頭表示環境因子變異趨勢的方向)。

Fig. 4. Ordination of 54 samples and planktonic species identified to 5 environmental variables against the first two axes of canonical correspondence analysis (arrows, trends of variation in the environmental variables).

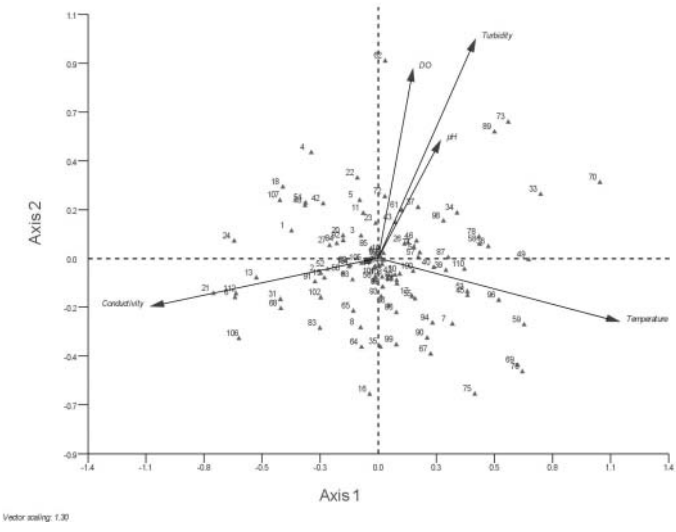


圖5. 鰲鼓濕地浮游生物種類與環境向量在CCA前2軸的分布序列(三角形所指的數字為相對於表2的浮游生物種類)。

Fig. 5. Ordination of 112 planktonic species identified in relation to 5 environmental variables against the first two CCA axes (solid triangles with numbers, species numbers denoted to those in Table 2).

表5. 植物性浮游生物於各測站每季之密度變化(隻數 / l)

Table 5. Seasonal changes in abundance of phytoplankton in the Aoku wetland (number / l)

Station	Spr.	Sum.	Aut.	Win.
A	45.5	526.0	231.7	1572.4
B	-	11509.5	47.2	117.5
C	188.0	149.0	377.0	74.7
D	123.0	112.0	186.6	157.0
E	272.0	88.0	299.3	205.1
F	74.0	220.5	-	33.5
G	11793.0	2755.1	115.6	74.7
H	11.0	12.0	151.8	26.6
I	5691.7	353.0	1105.5	1059.6
J	169.5	774.9	126.3	102.2
K	100.0	1593.2	80.5	26.5
L	76.5	147.5	306.5	145.8
M	499.0	157.5	62.0	21069.2
N	125.0	72.5	6.4	216.7
Mean	1474.5	1319.3	238.2	1777.2
S.D.	3459.9	3030.3	283.4	5570.9

表6. 動物性浮游生物於各季節及測站之豐度變化(隻數 / l)

Table 6. Seasonal changes in abundance of zooplankton in the Aoku wetland (number / l)

Station	Spr.	Sum.	Aut.	Win.
A	35.5	24.5	22.4	2.1
B	-	4.0	0.5	3.6
C	61.0	97.5	13.0	1.6
D	64.0	98.0	7.0	4.8
E	51.0	55.5	13.8	4.3
F	87.0	49.5	-	7.0
G	33.0	70.0	33.0	5.5
H	1201.0	123.0	21.1	3.0
I	17.0	25.0	5.5	9.0
J	47.0	27.5	91.9	7.5
K	110.0	44.0	6.5	10.0
L	15.5	44.5	22.5	22.4
M	11.0	16.0	38.5	19.2
N	245.0	31.5	66.2	4.6
Mean	152.2	50.8	26.3	7.5
S.D.	321.0	34.8	26.4	6.2

例，春季占64%、夏季占22%、秋季占11%、冬季占3%，顯然春季是動物性浮游生物繁生的季節。纖毛蟲類之鐘形蟲(sp. 70)之族群密度在C站、H站及N站之春季明顯高於其他測站(表3)，其中H測站夏季樣點仍有大量族群，冬季則完全不出現；輪蟲類的須足輪蟲(sp. 89)主要出現在數個測站的夏秋兩季，冬季僅偶而出現；橈腳類的幼生(sp. 101)普遍出現在各個測站的不同季節，但族群數量在春季明顯較高。上述之鐘形蟲、須足輪蟲及橈腳類的幼生在H測站常大量出現，此測站為排水溝，兩岸為泥灘，有多種螃蟹棲居，水域中浮游動物數量很多，肉眼明顯可見。多毛類的幼生分布在有植生的水塘或紅樹林水道的測站，以秋季的數量較高。

討 論

嘉義縣鰲鼓海岸濕地的浮游生物群聚在不同環境及季節都有明顯差異，而季節的變化較測站間之差異更為明顯。

在環境因子方面，各測站間的溶氧量有明顯的差異。一般而言，在相同壓力下，水中溶氧量與溫度呈負相關，所以溶氧量應會隨溫度呈季節性變化，但本研究中各測站之季節性水域溶氧量變化並不明顯，反而是各測站間的差異較大，若對照浮游生物群聚種類及數量推論，水域中浮游生物活動，如光合作用或呼吸作用，與溶氧量變化有較直接的關聯。受日照程度較高之測站，其植物性浮游生物之光合作用較旺盛，因此水中溶氧量較高(例如測站G, K, M及N)，而高pH值亦應與較旺盛的光合作用有關(圖3)。而受地形、人工建物及植被阻撓致使水流較緩慢的區域，水中溶氧量較低(例如測站C, D, H及I)。

各測站之溫度(水溫)與鹽度呈負相關之原因是受氣候影響，鰲鼓位於台灣西南部沿

海，屬於典型的夏雨集中型氣候，夏季每月約有500 mm左右的雨量，冬季極度乾旱，水塘或潮溝等不直接受潮汐影響的水域，水中含鹽濃度就會因降雨量有比較大的差異，因此位於潮間帶的B測站鹽度較為穩定，水位越淺的水體差異越大，如屬於淺水塘之L測站，冬季(乾季)時水分蒸發，鹽度極高，而這個差異，剛好與氣溫的變化形成負相關。

若分析整體環境因子間之相關性(圖3)，在分布序列圖上，同一季節不同測站的相似性相對較不同季節高，除了上述之降雨因素外，推測因為相同季節時，大部分看似獨立水體的測站，仍接受相同來源的水，使其受來源水所帶入的浮游生物群聚影響，故無法建立區域特性的浮游生物群聚，因此總體的季節性差異可能是由於季節性來源水及氣候上的不同，造成浮游生物群聚的變動。

植物性浮游生物部分，各測站中依季節及環境的不同，其數量有頗大的差異。據黃等(2000)之報導，核一廠及核二廠附近海域植物性浮游生物豐度之季節性變化頗大，最高和最低的植物性浮游生物豐度曾達到二、三百倍之巨。而在優勢種組成上，每年出現的主要優勢種大致相同，但在季節性的消長十分明顯。根據林及邵(2001)所調查北部核能電廠附近海域中有關提到植物性浮游生物之群聚可明顯分為冬春季及夏秋季，而與環境因子相對照顯示，磷酸鹽、矽酸鹽與鹽度變異之組合最能解釋植物性浮游生物群聚種類組合之時空變異。

本研究中矽藻類的種數及出現量皆多，如梭形菱形藻(sp. 20)是出現樣點頻度及數量最高的種，然其族群量依季節及水域環境變化而有明顯的變化，於冬季M測站之樣點大量出現，推論為耐高鹽度的種。此外，中型曲舟藻(sp. 27)亦為研究區內常出現頻度高的優勢種，但各測站的環境因子及不同季節也有明顯的數量消長，這兩種在北部核電廠調

查資料也是優勢種之一(黃等 2000)。

鰲鼓堤防外側海域之B測站於夏季採樣分析發現大量的洛氏角刺藻(sp. 8)，比較黃等(2000)之北部核電廠調查資料，雖亦有出現洛氏角刺藻，但以旋鏈角刺藻(*Chaetoceros curvisetus*)為主要優勢，亦出現在夏季。另於木麻黃林內畦溝所取的第G測站發現有大量的藍綠菌、矽藻類及微藻，尤其在春季樣點中大量出現。有些物種的出現有其規則性，或許可以進一步進行試驗，分析其作為環境指標生物之可行性，如藍綠菌的兩栖顫藻(sp. 49)，穩定出現在夏季的樣點，而不出現在冬季樣點，而其出現的樣點溫度介於31-35°C，相反的鈍形菱形藻(sp. 21)則主要繁生於冬季，而不出現在夏季的樣點，其出現的樣點溫度介於19-25°C。

動物性浮游生物的季節性消長亦十分明顯，多毛類幼生及扁蟲(flatworm)在單一樣點出現數量不多，但各樣點間分布頗平均；橈腳類的哲水蚤(Calanoida)之幼生採獲最多，出現的樣點數也最多；而猛水蚤(Harpacticoida)出現數量就很少。根據羅(1998)於曾文溪口海岸地區的調查，亦認為動物性浮游生物群聚之豐度在季節的變化及測站上有很大的差異，其在季節上的差異經常達四倍左右，其中以春季的數量較高，而夏、秋季較低，有幾個優勢種群有明顯的季節消長，此論述與本研究結果相同。報告中亦提到哲水蚤為最常見的優勢種群，在動物性浮游生物總數量所占的百分比介於28 - 74%之間，同樣的在北部核能電廠附近海域調查中亦顯示哲水蚤為最優勢種(黃等 2000)。

本研究所採樣的H測站，位於道路旁的排水溝，棲居於此之螃蟹數量極多，水域中以動物性浮游生物為優勢，其春季有大量的鐘形蟲(sp. 70)，橈腳類之幼生，以哲水蚤目為主，每季都有出現，但數量仍以春季明顯較多。而輪蟲類的須足輪蟲(sp. 89)普遍出現

在夏季的樣點。此外*Favella ehrenbergii* (sp. 75)、*Mesodinium* sp. (sp. 76)、*Stylonychia pustulata* (sp. 78)、*Vorticella campanula* (sp. 85)及螺類的幼生亦在春夏兩季出現較多，幾乎不會出現在冬季的樣點。林及邵(2001)認為溫度與pH值之組合變異與動物性浮游生物群聚之時空變異最為吻合，其中pH值之變化與該海域之藻類基礎生產量有密切相關，因此動物性浮游生物群聚之變化似乎受可攝食之植物性浮游生物生產量影響。據黃等(2000)之報導，若整合分析各項生物群聚資料與同時間同地點之環境因子資料，會發現影響水域浮游生物群聚之環境因子常是多種環境因子之綜合效應，且影響每種生物群聚之環境因子組合皆不相同。羅(1998)認為台南沿岸海域及七股潟湖區動物性浮游生物之種類組成及數量差異十分明顯。林及邵(2001)認為季節性溫度、鹽度與pH值為影響此海域生物群聚時空變異最主要之環境因子。而天候及海流等物理性作用對海域浮游生物之分布也可能十分地重要(黃等 2000)。本研究認為季節性降雨量所造成的鹽度變化，對浮游生物群聚變化有極大的影響，而浮游生物種類及數量會影響pH值及溶氧量。

結 論

鰲鼓地區海岸濕地的浮游生物的群聚於不同季節有明顯的變化，此類消長現象應與梭形菱形藻、洛氏角刺藻或鐘形蟲等主要優勢種的大量繁生有關。若與環境因子相對照，其變化為夏季至冬季水溫的趨降或鹽度的漸增等環境變化對浮游生物群聚造成影響。本研究主要針對野外調查結果分析浮游生物群聚與不同類型的濕地環境及季節變化之現象，研析其所代表的生態意義。對於個別物種是否嗜鹽性或與溫度之關係，可據此結果進一步進行生理實驗，來確認物種與特

定環境因子間的相關性。

引用文獻

- 林幸助、邵廣昭。2001。台灣北部核能電廠附近海域生物的群聚變化。台電工程月刊第635期，52-62頁。
- 郭金棟。1980。台灣海岸地形變化及其未來之開發利用。成功大學水利及海洋工程研究所。
- 黃將修、邵廣昭、程一駿、胡健驊、扈治安、方天熹、羅文增。2000。北部核能電廠及核能四廠附近海域之生態調查89年年報。台灣電力股份有限公司。
- 劉靜榆、曾彥學、吳萃慧、李訓煌。1999。台灣西南沿海生物資源調查。特有生物保育研討會論文集，16-47頁。
- 劉靜榆。2002。大肚溪口潮間帶地區大型底棲動物群聚現象與相關重金屬含量分析。特有生物研究 4(2): 9-29。
- 羅文增。1998。曾文溪口及沿岸海域浮游動物群聚時空分布之研究。曾文溪口海岸地區陸海交互作用之研究(三)。台灣地區大氣環境變遷之研究成果發表研討會，164-211頁。
- Belbin, L. and C. McDonald. 1993. Comparing three classification strategies for use in ecology. *Journal of Vegetation Science* 4: 341-348.
- Gauch, H. G. J. and R. H. Whittaker. 1981. Hierarchical classification of community data. *Journal of Ecology* 69: 135-152.
- Gauch, H. G. J. 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, New York.
- Hardy, T. B. 1998. The future of habitat modeling and instream flow assessment techniques. *Regulated Rivers: Research and Management* 14: 405-420.
- Hill, M. O. 1973. Reciprocal averaging: An eigenvector method of ordination. *Journal of Ecology* 61: 237-249.
- Hill, M. O. 1979. DECORANA-A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, New York.
- Hill, M. O. and H. G. Jr. Gauch. 1980. Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Johansson, H., M. Lindström, L. Hakanson. 2001. On the modelling of the particulate and dissolved fractions of substances in aquatic ecosystems-sedimentological and ecological interactions. *Ecological Modelling* 137: 225-240.
- Jolliffe, I. T. 1986. *Principal components analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Kovach, W. L. 1999. MVSP-Multi-Variate Statistical Package for window, ver. 3.1. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- McCune, B. and M. J. Mefford. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Padilla, D. K. and B. J. Allen. 2000. Paradigm lost: Reconsidering functional form and group hypotheses in marine ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 207-221.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.
- Ray, S. and M. Straškraba 2001. The impact of

detritivorous fishes on a mangrove estuarine system. *Ecological Modelling* 140: 207-218.

Reynolds, C. S., A. E. Irish and J. A. Elliott. 2001. The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH). *Ecological Modelling* 140: 271-291.

Shannon, C. E. and W. Weaver. 1963. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.

Sharpe, S. and D. Mackay. 2000. A framework for evaluating bioaccumulation in food webs. *Environmental Science and Technology* 34(12): 2373-2379.

Straškraba, M. 2001. Natural control mechanisms in models of aquatic ecosystems. *Ecological Modelling* 140: 195-205.

Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.

Ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 64: 69-77.

河濱植生與河川基流量寬度關係之研究

Relationship between Riparian Vegetation and Base-Flow Width of Streams in the Southern Taiwan

顧玉蓉 趙偉成 謝正倫

Yuh-Rong Guh, Wei-Cheng Zhao and Chang-Lun Shieh

國立成功大學水利及海洋工程研究所 台南市大學路1號

Department of Hydraulic and Ocean Engineering, National Cheng Kung University, Tainan, Taiwan

摘要

河濱植生生長之河濱棲地受河川水文特性差異之影響，因此河濱植生之分布特性應與河川水文特性有關。本研究利用實測流量-河寬資料，透過流量延時曲線概念與基流量估算經驗式，推估基流量所對應之基流河寬，藉由基流河寬與河濱植生首現位置進行無因次植物首現寬度 W 之計算，探討河濱植生與基流量之關係。由研究結果顯示無因次植物首現寬度 W 與植物生活型之關係為 $W_{喬木} > W_{灌木} > W_{多年生草本} > W_{一年生草本}$ ，此河濱植生與水文特性結合之定量方法，可作為一考量河川生態系統觀點之河川治理參考。同時透過相似度係數之計算顯示各個樣區間之相似度係數不高，即各樣區之河濱植生各有其區域性之特色。

Abstract

Distribution and community structure of riparian vegetation vary according to hydrological characters of streams. We surveyed the riparian vegetation at four sites of three drainages in the southern Taiwan in February to April 1992. We also obtained the data of daily flow rates and flow widths of the streams near the sites from Water Resources Agency for 1994 to 2001. Using the latter data, daily base-flow widths of the streams were calculated, using the daily flow duration curve and empirical base-flow equation. The base-flow widths were compared with the riparian vegetation surveyed to estimate the vegetation's first appearing dimensionless widths (W -values). It was found that the W -values varied according to vegetation forms in the order of $W_{arborescent\ plants} > W_{shrubs} > W_{perennial\ plants} > W_{annual\ plants}$. The riparian vegetation was characterized locally with structures of different plant communities that had low similarity coefficients among the study sites. The quantity analyses of the riparian vegetation in

combination with hydrological characters may be useful for stream management.

關鍵詞：河濱植生、基流量、無因次寬度、台灣

Key words : riparian vegetation, stream base-flow, dimensionless width, Taiwan

收件日期：93年3月18日

接受日期：93年8月2日

Received: March 18, 2004

Accepted: August 2, 2004

緒 言

河川廊道(stream corridor)係指沿河川分布不同於周遭基質的植物生長帶，包括河道邊緣、堤壩與部分高灘地所形塑之空間，以及其生存於內之生物棲息環境。為銜接集水區水域陸域的界面及過渡帶，其對河川生態、河川水質、集水區保育及景觀都具有相當的重要性，然目前在政府的管理體系中，由於各單位之權責劃分不同，且各有其著重的管理或治理目標，因此使得此面積不大、形狀狹長，但對河川生態環境影響甚鉅的區塊，長久以來皆被忽視。

近來，國內外水土保持、水利、生態、森林及景觀各方的學者專家，為了達成集水區資源的永續利用，無不致力於河川生態環境品質的改善，但國內對於河濱植生(riparian vegetation)與集水區水文或河川水力方面的相關研究並不多。依Armantrout (1998)定義河濱植生為生長於受常流水或間歇水流影響而擁有複雜植物相及微氣候狀態之陸域棲地植物。由於河川廊道對河川生態品質影響甚鉅，故河川廊道中的生產者-河濱植生亦左右河川生態品質的良窳，就國外研究而言，河濱植生具有降低水溫(Swanson *et al.* 1982；崎尾及鈴木 1997)、穩定河性(USACE 1991)、過濾污染物(Peterjohn and Correll 1984；USACE 1991)、提供物種沿流向拓殖途徑、

提供其他生物避難與棲息空間(Nakamura and Swanson 1994；鈴木 1992)，以及提供食物來源(柳井及寺伏 1995)等多項有益於健全河川生態之功能。

本文選取台灣南部地區四條河川之河濱地帶作為研究對象，藉由現場實地調查及室內資料分析，以了解台灣南部河川河濱地帶植生之特性。現場調查項目包括植物生活型及量測植物在河濱首次出現之位置；資料分析部分則包含植物生活型鑑定、河川基流量(base-flow)估算、基流寬度分析、無因次化(dimensionless)植物出現寬度分析及植物相似度分析，希冀藉由探討河濱植生與河川水文特徵之關係，說明台灣南部河川河濱植生空間之相似性特徵，並提供作為未來河川生態規劃時之參考資料。

材料與方法

一、調查方法

由於本研究之分析作業需同時具備河川之水文與兩岸植生調查資料，在考量水文站位置與資料取得之便利，以及進行現場調查之可行性評估後，選定台灣南部地區分屬於四個流域之水文站作為研究區域。其分別為旗山溪流域—杉林大橋水文站(Shan-Lin)、荖濃溪流域—六龜水文站(Liu-Gui)、鹽水溪流域—新市水文站(Xin-Shi)及菜寮溪流域—左

鎮水文站(Zuo-Zhen)作為研究調查之樣區，各水文站之位置及現場照片如圖1所示。植群型樣區取樣重點在於植群社會均質性之大小及均質性之程度、植群中優勢種樹木之分布及環境是否為逢機等，故在每個流域樣區中皆設置四個植生調查斷面，且每個斷面需與水流方向垂直。首先經由隨機選取一個斷面，而後其他斷面則分別相距100m進行採樣記錄。調查時間為1992年2月至4月間，採樣內容以記錄植物由河心向河岸第一次出現的寬度及植物種類，量測方法則藉由雷射測距儀、菱鏡及捲尺等工具，以量取各植物出現之寬度。

二、分析方法

為瞭解河川水文特性與河濱植生之關係，本研究首先分析各水文站基流之河面寬度，利用此基流之河面寬度作為河濱植生無因次寬度之比較基準，並據以計算現調樣區所有河濱植生之無因次寬度，作為探討河川水文特性與河濱植生關係之研究。同時為說明河濱植生在16個研究斷面及4個樣區間彼此之差異性，本研究亦進行相似度計算，以作為各斷面及各樣區間關係探討之依循準則。

(一)河濱植生無因次寬度(dimensionless width)之計算

本文採用水利署河川流量實測資料作為

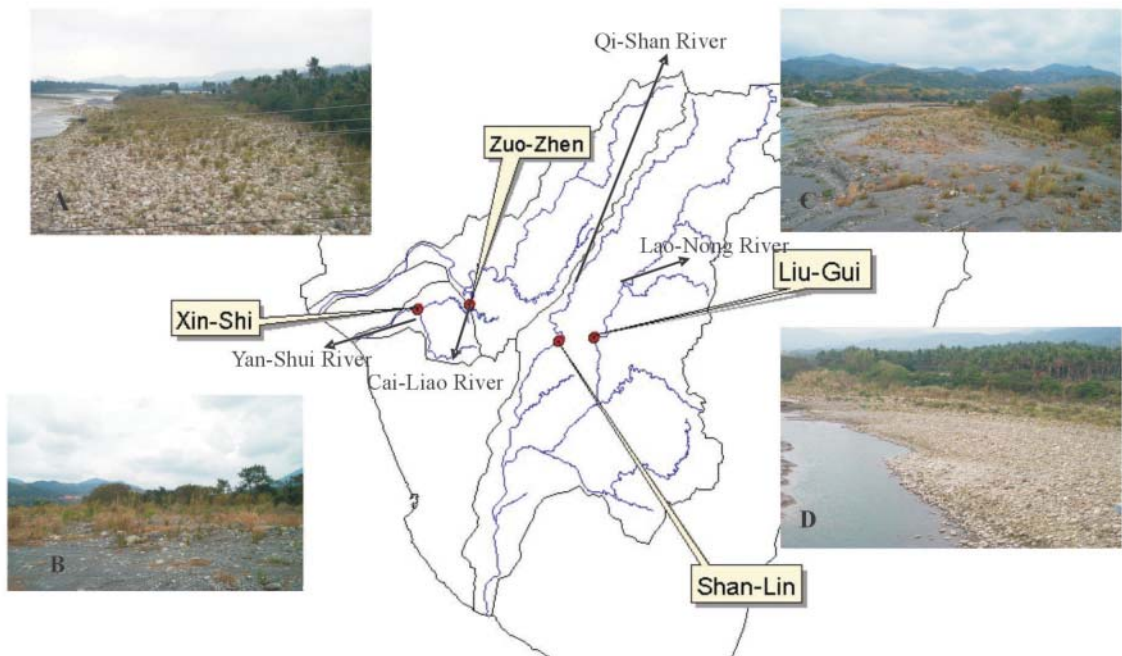


圖1. 研究樣區分布圖及現場照片。

Fig. 1. Four study sites (Zuo-Zhen, Xin-Shi, Liu-Gui and Shan-Lin) at the three drainages (Cai-Liao River, Yan-Shui River, Lao-Nong River, and Qi-Shan River) in the southern Taiwan with photographs indicating general stream features at the Zuo-Zhen site (A), Xin-Shi site (B), Liu-Gui site (C) and Shan-Lin site (D).

基流寬度估算之資料來源，現有資料年限為5-6年，其資料內容包含日期、水面寬、流量、水位、流速及斷面積等項目，藉由實測之流量—水面寬度關係來推估基流量之水面寬度。基流量隨集水區地文、水文與地質特性而異，根據楊家坦(2001)指出，河川基流量約占該河川逕流總量的20%-30%，而魏信和(1994)在進行探討非點源污染河川水質之影響時，則採用河川之基流量為 Q_{75} ，亦即在河川流量延時曲線中有75%之流量大於某特定流量時，該特定流量即為 Q_{75} 。故本文亦採用 Q_{75} 作為基流量之基準，因此據此 Q_{75} 所對應之實測水面寬度即為基流寬度，並以符號 B_{75} 表示之。表1為各站各年份所計算之基流寬度 B_{75} ，並以年份平均值為各站之代表值。

藉由表1之 B_{75} 作為無因次植物首現寬度 W 之計算基準值，期望透過無因次化之計算消除各水文站間之集水區水文差異，無因次化之計算如式(1)：

$$\text{無因次植物出現寬度} W = \frac{\text{某植物出現寬度} X_i}{\text{該水文站之基流寬度} B_{75}} \dots\dots(1)$$

其中，若 $W=1$ 時，則表示該植物首現位置恰於河川流量為基流量時水面與陸域之交界位置。

(二)相似度(similarity)之計算

由於植物在集水區生態環境中並非單獨生長，而是以多種個體相互並存。然在不同的生存環境與條件中必會造成不同的群落存在，且群落中之各種生物種類會隨著環境及

季節性的改變，而有不同的數量。一般在群落生態學研究中，為比較不同區域之群落，則可利用群落係數(coefficient of community)進行群落相似程度評估。計算群落相似性的方法有很多，如Dice、Sorensen、Motyka及Jaccard等模式，而Jaccard相似度係數適用於僅知物種而未知物種數量之群落間差異性探討，故本研究利用Jaccard係數法以進行群落間相似程度之分析，其相似度計算式如下所示：

$$S = \frac{c}{a+b-c} \dots\dots\dots(2)$$

式中， S ：相似性係數

a ：A群落中的物種數目

b ：B群落中的物種數目

c ：A、B兩群落中的共有物種數目

Jaccard相似性係數 S 值變動的範圍介於0-1之間，若兩群落中無共有種，則 $S=0$ ；若兩群落中所有物種均相同，則 $S=1$ 。因此 S 值由0逐漸擴大至1，表示完全不相似至完全相似。本文分別針對16個量測斷面及4個樣區進行相似度計算分析，用以評估各區域河濱植生群落間之相似程度。

結果與討論

一、調查成果

本研究在4個樣區中(16個斷面)所調查獲得之植物分屬29科72種植物。其中蕨類植物1

表1. 研究樣區基流量寬度(B_{75})表

Table 1. Stream base-flow widths (B_{75} -values, m) at the four study sites in 1994 to 2001

Sites	1994	1997	1998	1999	2000	2001	Means
Xin-Shi	-	3.6	3.6	3.9	3.6	4.1	3.8
Liu-Gui	21.0	15.0	24.0	12.3	22.0	28.3	20.4
Zuo-Zhen	-	2.6	5.0	6.0	3.0	4.5	4.2
Shan-Lin	25.0	35.3	42.0	19.9	27.0	17.0	27.7

科1種植物；單子葉植物3科20種植物；雙子葉植物25科51種植物。參考顏及林(1993)與陳及徐(2001)等並分析生長於本研究區內之河濱植生顯示，該區植生一般具有耐旱(如銀合歡、牛筋草)、耐潮(如血桐、牛筋草與水丁香)、入侵性強(如相思樹、山黃麻)、喜陽光充足與開闊地(如相思樹、象草)之特性。另將16個斷面之河濱植生依據其生活型分為一年生草本(annual plants)、多年生草本(perennial plants)、灌木(shrubs)及喬木(arborescent plants)等類型，分別累計其種類數目如表2所示。

二、無因次植物首現寬度W

本研究將現場調查蒐集之河濱植生鑑定分類，並依據植物生活型分為一年生草本、

多年生草本、灌木及喬木等四類，採用這種分類方式之目的，主要是提供生態綠化複層結構設計配置時之參考。由於現場調查中已記錄每一種植物首現位置 X_i ，並計算得各水文站之基流量寬度 B_{75} ，將 X_i 及 B_{75} 值代入公式(1)中，即可得無因次植物首現寬度 W ，將 W 與各斷面河濱植生之生活型繪製如圖2所示。

比較圖2中A、B、C及D之結果，顯示除圖D中六龜站之喬木存有一奇異點外，其他各生活型河濱植生與 W 之關係皆相似，以新市水文站之 W 最大，其次為左鎮水文站、六龜水文站，最小者為杉林大橋水文站，即 $W_{新市} > W_{左鎮} > W_{六龜} > W_{杉林大橋}$ 。換言之，此 W 值與水文站別間有明顯之關係，即 W 具有地域性特徵因子之特性，且每站之各植物生活型自成獨立之群集，如新市站之一年生草本植物

表2. 各樣區河濱植生生活型統計表

Table 2. Quantities of riparian vegetation forms observed in the sections of the study sites

Sites	Sections	Annual plants	Perennial plants	Shrubs	Arborescent plants
Xin-Shi	X-A	6	5	2	2
	X-B	8	3	1	2
	X-C	7	5	3	3
	X-D	8	6	3	3
Liu-Gui	L-A	4	6	1	2
	L-B	2	6	1	0
	L-C	3	5	1	2
	L-D	4	7	3	3
Zuo-Zhen	Z-A	3	5	1	2
	Z-B	5	4	1	1
	Z-C	3	4	0	1
	Z-D	3	4	1	2
Shan-Lin	S-A	3	4	3	2
	S-B	2	3	1	3
	S-C	1	6	3	3
	S-D	5	6	1	6

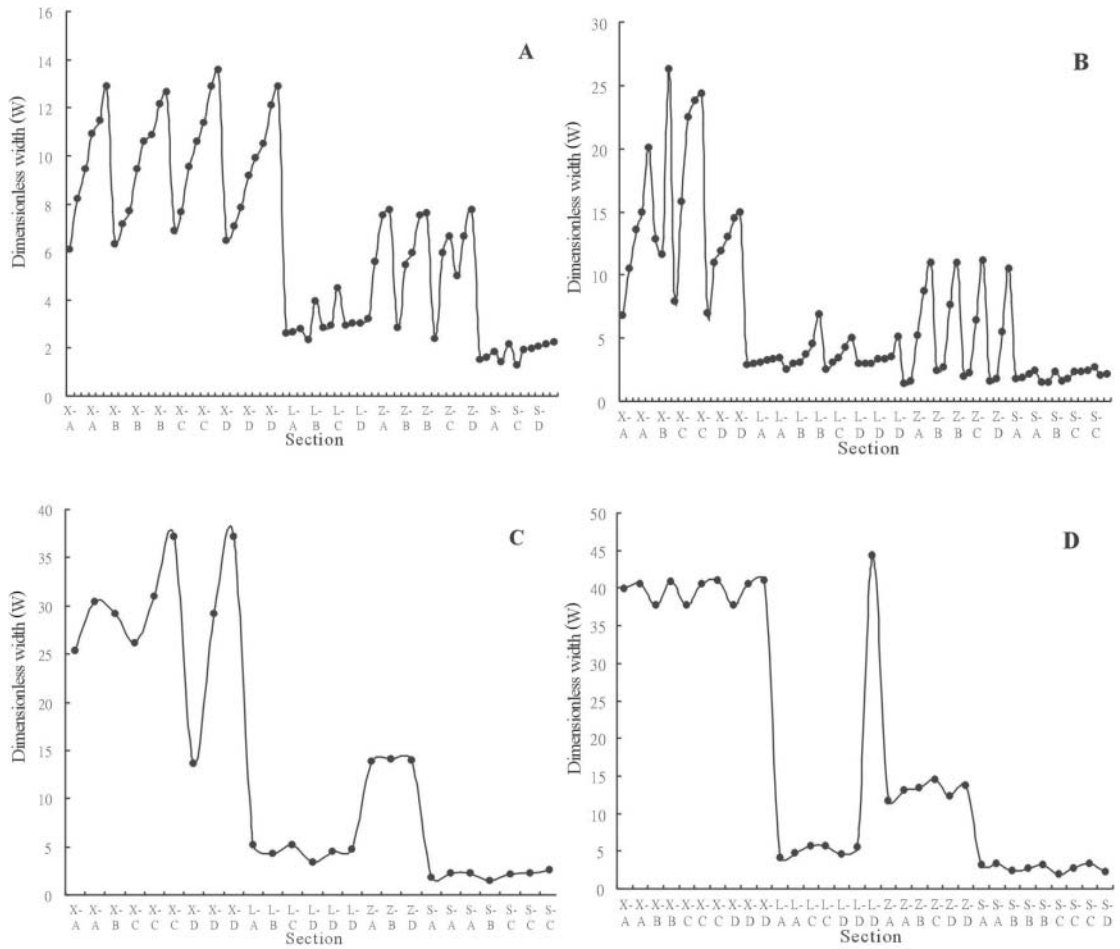


圖2. 無因次寬度(W)與河濱植生生活型(A：一年生草本植物，B：多年生草本植物，C：灌木，D：喬木)關係圖。

Fig. 2. Dimensionless widths (W-values) of riparian vegetation forms (A, annual plants; B, perennial plants; C, shrubs; D, arborescent plants) at the stream sections of four study sites.

多集中在W為6-14之間，而左鎮站之多年生草本植物多集中在W為2-11之間。

整理各生活型植物與W如表3所示，由圖2及表3中可發現由河心向河岸生長之植物生活型依序為一年生草本、多年生草本、灌木及喬木，即 $W_{\text{喬木}} > W_{\text{灌木}} > W_{\text{多年生草本}} > W_{\text{一年生草本}}$ ，但各植物生活型彼此間並非完全清晰分界，而是存有互相交疊之重複地帶。以六龜

水文站為例，一年生草本植物生長範圍在2至4.5倍之基流寬度 B_{75} 範圍內(即W為2至4.5間)，多年生草本植物則生長在2.5至7倍之基流寬度 B_{75} 範圍內，灌木生長範圍則在3至5.5倍 B_{75} 範圍內，喬木則在4.5至6倍範圍間，一年生草本植物上限W值(4.5)與多年生草本植物下限W值(2.5)相互重疊，而多年生草本植物上限W值(7)與灌木下限W值(3)相互重疊，

表3. 河濱植生生活型與無因次寬度(W)之關係

Table 3. Dimensionless widths (W-values) of riparian vegetation forms at the four study sites

Study sites	Annual plants	Perennial plants	Shrubs	Arborescent plants
Xin-Shi	6-14	6-26	13.5-37.5	37.5-41
Liu-Gui	2-4.5	2.5-7	3-5.5	4.5-6
Zuo-Zhen	2-8	2-11	13.5-14.5	11.5-15
Shan-Lin	1-3	2-3	1.5-3.5	1.5-3.5

Note : Six times indicated in table means that value is six times width of B75.

灌木上限W值(5.5)與喬木生長下限W值(4.5)相互重疊，且3至4.5為一年生草本、多年生草本及灌木共同的生長範圍，即當河岸寬度為3至4.5倍基流寬度時，六龜水文站之河濱植生生活型最豐富，在植物垂直結構上最符合複層植被，其他各樣區植物生活型與W之關係如圖3所示，由圖3中亦顯示河濱植生各生活型間相互重疊之現象。另外，由圖3可見在各

樣區中W值存有依序由一年生草本植物、多年生草本植物、灌木、喬木增加之趨勢，顯示可能離岸部分受洪水等天然災害干擾較少，而使離岸部分存有較多需較長時間才能夠成長之植物，如喬木。

三、相似度分析

本研究利用公式(2)分別計算16個斷面間

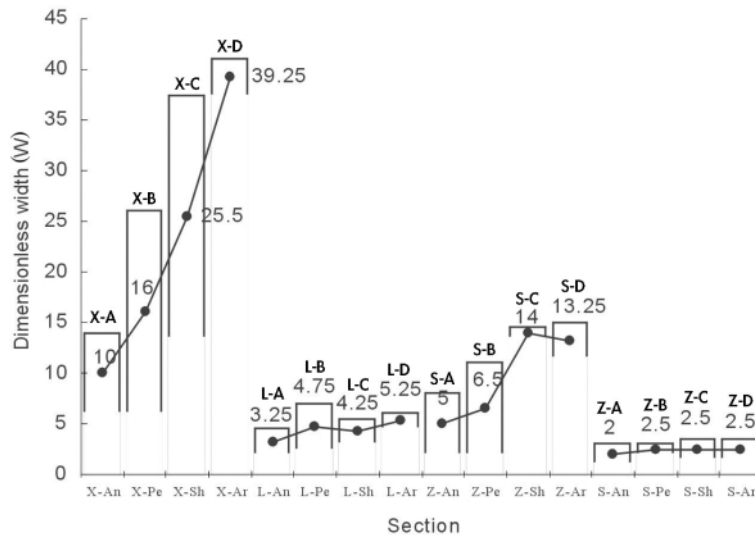


圖3. 各斷面之河濱植生生活型與無因次寬度(W)關係圖(X-An表示新市站一年生草本)。

Fig 3. Dimentionless widths (W-values) estimated for the stream sections of four study sites (Xin-Shi, X-A to X-D; Liu-Gui, L-A to L-D; Shan-Lin, S-A to S-D; Zuo-Zhen, Z-A to Z-D; X-An=Xin-Sui and annual plants).

表4. 各斷面河濱植生之相似度係數統計表

Table 4. Cross-analyses of similarity coefficients among riparian vegetation communities of the 16 study sections

Sections	X-A	X-B	X-C	X-D	L-A	L-B	L-C	L-D	Z-A	Z-B	Z-C	Z-D	S-A	S-B	S-C	S-D
X-A	1.00															
X-B	0.45	1.00														
X-C	*0.57	*0.62	1.00													
X-D	*0.65	*0.71	*0.82	1.00												
L-A	0.11	0.04	0.10	0.03	1.00											
L-B	0.08	0.00	0.07	0.03	*0.50	1.00										
L-C	0.03	0.00	0.03	0.00	*0.59	0.35	1.00									
L-D	0.17	0.06	0.12	0.11	*0.52	0.27	0.29	1.00								
Z-A	0.03	0.07	0.10	0.06	0.12	0.09	0.08	0.14	1.00							
Z-B	0.04	0.04	0.11	0.06	0.13	0.05	0.09	0.15	*0.80	1.00						
Z-C	0.04	0.00	0.04	0.00	0.14	0.11	0.10	0.12	*0.67	*0.57	1.00					
Z-D	0.03	0.07	0.10	0.06	0.12	0.09	0.08	0.14	*0.93	*0.86	*0.60	1.00				
S-A	0.07	0.00	0.07	0.03	0.30	0.38	0.19	0.20	0.13	0.14	0.16	0.18	1.00			
S-B	0.13	0.00	0.04	0.03	0.33	0.25	0.28	0.33	0.09	0.16	0.18	0.14	0.38	1.00		
S-C	0.10	0.03	0.06	0.03	0.15	0.24	0.16	0.26	0.11	0.12	0.08	0.11	0.40	0.24	1.00	
S-D	0.16	0.00	0.12	0.08	0.32	0.21	0.19	0.19	0.17	0.19	0.12	0.18	0.35	0.21	0.21	1.00

Note: *Similarity coefficient >0.5 °

表5. 各樣區河濱植生相似度係數統計表

Table 5. Similarity coefficients of riparian plant communities among four study sites in the southern Taiwan

Sites	Xin-Shi	Liu-Gui	Zuo-Zhen	Shan-Lin
Xin-Shi	1			
Liu-Gui	0.050	1		
Zuo-Zhen	0.025	0.039	1	
Shan-Lin	0.049	0.120	0.069	1

與4樣區間之相似度係數，分別如表4與表5所示。由表4顯示，樣區與樣區間之相似度係數介於0至0.38間，以新市站與左鎮站之相似度係數最低(介於0-0.11間)，而以六龜站與杉林大橋站之相似度係數較高(介於0.15-0.38間)；

此結果說明各流域間河濱植生之群落差異性大，亦即4樣區之河濱植生群落各有其特色。反之樣區內各斷面間之相似度係數則較高，新市站(介於0.45-0.82間)，六龜站(介於0.27-0.59間)，左鎮站(介於0.57-0.93間)，杉林大橋

站(介於0.21-0.40間), 其中以左鎮站之相似度係數最高, 杉林大橋站最低。樣區內河濱植生群落差異較少之現象, 可能導因於斷面間之距離相對較流域間之距離為近, 且河川亦提供河濱植生沿流向拓殖之最佳途徑所致。

由表5之計算結果得知, 台灣南部新市、六龜、左鎮及杉林大橋等4水文站河濱植生群落之相似度係數介於0.025至0.12間, 表示彼此間的相似程度並不高。其中雖以六龜與杉林大橋最為相似, 但其值亦僅達0.12, 此現象與表5之結果與趨勢相同, 顯示台灣南部地區河川之河濱植生群落相似度低, 即各河川河濱植生群落各有其獨特性, 且河濱植生對河川生態及防災亦分別有其正面效益。因此, 在從事河川生態保育工作時, 應依據其先天之條件與特性, 分別擬定特定的保育策略, 避免因運用單一化的工作規臬, 而破壞了河川原有且完整的生態體系。

結 論

本研究根據水文資料分析得河川基流量寬度, 並配合量測河濱植生首現位置之寬度, 利用無因次化之概念, 將河川水文特性與河濱植生資料結合, 期提供工程與生態間定量之途徑。

- 一、研究樣區中之河濱植生經調查統計顯示分屬29科, 共72種植物, 且生長於研究區內之河濱植生一般具有耐旱、耐潮、入侵性強、喜陽光充足與開闊地之特性。
- 二、由於各河川生態系統中水文特性不同, 本研究期利用各生活型河濱植生首現寬度與基流量寬度 B_{75} 進行無因次河濱植生首現寬度 w 值之計算, 以縮小尺度上之差異, 並依 w 值作為河濱植生特性探討之依據。研究結果顯示各樣區間呈現關係如下:

$$W_{\text{新市}} > W_{\text{左鎮}} > W_{\text{六龜}} > W_{\text{杉林大橋}} \dots \dots \dots (3)$$

即 w 值在每一樣區中都有集中之趨勢, 故 w 值存有區域特性。同時比較各樣區 Q_{75} 顯示:

$$Q_{75, \text{左鎮}} > Q_{75, \text{新市}} > Q_{75, \text{六龜}} > Q_{75, \text{杉林大橋}} \dots (4)$$

比較(3)式與(4)式, 可知其趨勢並非一致, 換言之, 無因次河濱植生首現寬度並非完全與流量特性一致, 乃因基流量寬度參數為河川水文、地形與泥沙運移下的產物, 應較流量更能反映河濱植生之棲地特性。另外, 各樣區內不同生活型植物呈現如下關係:

$$W_{\text{喬木}} > W_{\text{灌木}} > W_{\text{多年生草本}} > W_{\text{一年生草本}} \dots (5)$$

即依據 w 值, 由河心向河岸生長之植物生活型依序為一年生草本、多年生草本、灌木及喬木, 此為一合理現象, 顯示此 w 值亦可反映植生性質, 但各植物生活型彼此間並非完全清晰分界, 而是存有互相交疊之重複地帶。

- 三、分別計算樣區間之相似度係數與斷面間之相似度係數, 研究結果顯示各斷面間之相似度係數極低, 若為同一樣區內之斷面, 則相似度較非同一樣區之斷面相似度為高; 4個樣區間之相似度係數亦不高, 即各樣區之河濱植生各有其特色, 因此似不宜僅選定特定溪流作為河濱生態復育重點區。
- 四、為使河濱植生達複層植被結構, 健全河岸棲地, 建議研究區中新市、六龜、左鎮與杉林大橋站之河寬分別至少需41、6、15與4倍之無因次河濱植生首現寬度, 以作為河川廊道範圍或河川生態復育區及緩衝區劃定之依據。

謝 誌

本研究植物鑑定部分特別感謝國立成功大學生物研究所古訓民提供之協助。

引用文獻

- 陳富永、徐玲明。2001。常見的野花野草。行政院農業委員會農業藥物毒物試驗所編印。
- 楊家坦。2001。福建水資源發展的合理限度與發展模式。中國水利2001年第3期。
- 顏正平、林信輝。1993。保育植物學。國立中興大學編印。
- 魏信和。1994。流域水質管理模式之發展與應用-非點源污染河川水質之影響探討。中央大學環境工程研究所。
- 柳井清治、寺伏和彥。1995。北海道南部沿岸山地流域 森林 河川 海域 及 影響(II)。日本林學會誌 77(6): 563-572。
- 崎尾 均、鈴木和次郎。1997。水邊 森林植生 現狀、構造、機能 砂防工事 影響。砂防學會誌49(6): 40-48。
- 鈴木和次郎。1992。溪畔林 構造、動態 攪亂樣式。農林水產技術會議事務局研究發展課生物機能關係資料No. 6: 57-61。
- Armantrout, N. B. 1998. Glossary of aquatic habitat inventory terminology. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Nakamura, F. and F. J. Swanson. 1994. Distribution of coarse woody debris in a mountain stream, western Cascade Range, Oregon. Canadian Journal of Forest Research 24: 2395-2403.
- Peterjohn, W. T. and D. L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. Ecology 65(5): 1466-1475.
- 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. Sedell and J. S. Tuhy. 1987. Methods for evaluating riparian habitats with applications to management. U.S. Forest Service, General Technical Report INT-221, Ogden, Utah.
- Swanson, F. J., R. J. Janda, T. Dunne and D. N. Swanston. 1982. Sediment budgets and routing in forested drainage. USDA Forest Service General Technical Report. PNW-141.
- United States Army Corps of Engineers (USACE). 1991. Hydraulic design of flood control channels. USACE Headquarters, EM1110-2-1601, Washington, DC.

合歡北峰台灣二葉松林火燒後之天然更新

Natural Regeneration of the Taiwan Red Pine (*Pinus taiwanensis* Hayata) Forest Following the 1990 Wildfire at Mt. North Hehuan in the Central Taiwan

賴國祥

Kwo-Shang Lai

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Chichi, Nantou, Taiwan

摘 要

台灣二葉松火燒後成功的天然更新，需有足夠的種源供應及苗木建立後能存活、生長至突出地被層，以確保不受競爭及環境因素之影響。本研究調查1990年2月合歡北峰台灣二葉松林火燒後苗木建立之過程、密度及齡級分布，並探討苗木分布及更新方式。調查區之台灣二葉松苗木於火燒後3年開始突出地被層，至7-8年可確定更新成功。整體苗木分布不均，有集中於母樹四周之現象，火燒後12年苗木密度為0.127 株/m²。火燒當年及次年建立之苗木dbh > 2 cm，樹齡為13或14年，約占現存苗木總數之37%。苗木於火燒後雖持續發生，然以火燒後初期建立之苗木存活及生長較佳，推論此與地被層恢復後，影響苗木之建立及生長有關。

Abstract

After wildfire sufficient sources of seeds that survived and successful emergence of their seedlings from the ground layer vegetation were two key factors that determined the success of natural regeneration of the *Pinus taiwanensis* Hayata forest. We investigated the establishments, densities and age classes of *P. taiwanensis* seedlings following the wildfire of 1990 at Mt. North Hehuan, Taiwan. The seedlings emerged from ground vegetation 3 years after the fire, and the forest regenerated successfully 7-8 years after. Densities of the *P. taiwanensis* seedlings after 12 years were averaged at 0.127 trees/m², and they were dispersed mainly around the mother trees. Seedlings established in the year of the fire and the year after were, respectively, 14 and 13 years old with dbh of 2 to 10 cm. They occupied about 37% of the total seedlings.

關鍵詞：台灣二葉松 *Pinus taiwanensis*、天然更新、火燒、合歡北峰

Key words : Taiwan red pine, *Pinus taiwanensis*, natural regeneration, wildfire, Mt. North Hehuan

收件日期：93年7月2日

接受日期：93年11月1日

Received: July 2, 2004

Accepted: November 1, 2004

緒 言

台灣二葉松(*Pinus taiwanensis* Hayata)為台灣特有種，主要分布於海拔高750-3,000m間之山地，常形成大面積純林，高可達35m (Li and Keng 1994)。性喜陽光充足之立地，屬演替先期之陽性物種，於亞高山地區其地被層之優勢植物為高山芒(*Miscanthus sinensis* Anders.)及玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis* (Hayata) Keng f.)。因立地乾燥，且常累積大量燃料，乾早期易引發火燒。火燒影響森林、灌叢、草地，而且為決定植物演替方向及速度之主要因素。全球之主要森林，除了熱帶雨林及潮溼的落葉林樹種外，大都與火燒有關，幾乎所有的森林在最近的300-400年間都曾發生過一至數次的火燒，包括雲杉林、冷杉林及松樹林等。松樹一般普遍被認為是火燒適存(fire-adapted)樹種，並具有火燒趨向(Komarek 1974; 呂 1990)。以國有林大甲溪事業區為例，1933-1991年間森林火燒紀錄共111次，其中屬於台灣二葉松林者面積達1,622.06 ha(林 1993)。台灣二葉松因缺乏萌蘖機制，火燒後致死率高達50-100%(呂 1990)。至於火燒後台灣二葉松天然更新之苗木數，可能與種子來源有關(陳及施 1998)。本研究主要探討台灣二葉松於1990年合歡北峰火燒後苗木之建立過程、齡級、分布及原因，以為該類似地區台灣二葉松林經營管理之參考。

材料與方法

一、樣區環境概況

合歡山區中橫霧社支線台14甲38K處，於1990年2月15日下午2時發生火燒，至16日晨撲滅，火燒面積約20 ha。火燒區在合歡北峰之東向坡，平均坡度約20°，海拔高約2,900m(位置詳圖1)。該區原為台灣二葉松林，上接草地，下接台灣冷杉(*Abies kawakamii* (Hayata) Ito)林。台灣冷杉林為火燒停止線，火於林緣附近熄滅，台灣冷杉僅林緣小苗被燒死。火燒後台灣二葉松林原有之林冠下半部被燒燬，上半部焦黃；地被全燒光，只遺留灰燼、灌木枯幹及草本之地下部(圖2A)。

二、苗木建立過程及分布調查

1. 1990年3月於火燒區系統性的設置24個4m x 4m之苗木建立樣區及21個30 cm x 30 cm之種子收集器，以調查種子來源、苗木建立狀況及密度。每月進行蒐集及調查至1991年10月。
2. 1993年4月為進一步瞭解苗木建立之情形，選定一母樹下方之苗木密集區設置10m x 20m樣區，並水平區分為4個10m x 5m的小區，調查苗木之密度及分布狀況。
3. 1996年1月於上述10m x 20m樣區再次調查，以瞭解苗木後續狀況。

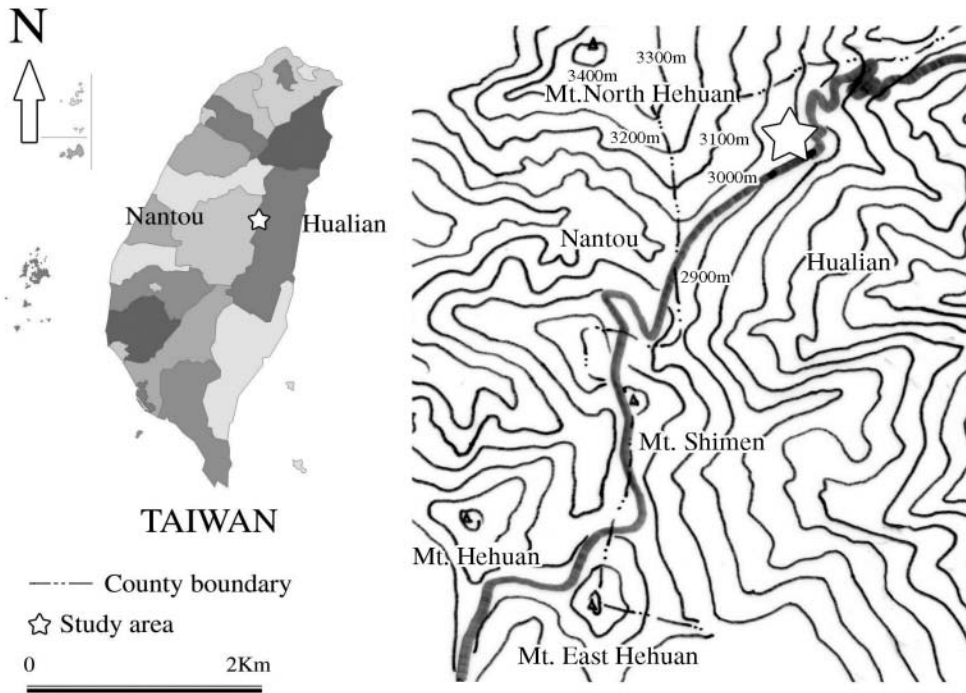


圖1. 樣區位置圖。

Fig. 1. The study area for *P. taiwanensis* natural regeneration following the 1990 wildfire at Mt. North Hehuan in the central Taiwan.

三、苗木密度、齡級結構及建立年代調查

1. 2001年9月於火燒區設置1 ha之樣區，並劃分為100個10m x 10m的小區，調查區內株高超過1.3m樣木之胸高直徑(diameter at breast height ; dbh)及種類，未達1.3m者以小苗記之，每株予以編號，並加以後續監測。
2. 將dbh ≤ 10 cm之台灣二葉松苗木以2 cm為一級，分為5級，每級於離地30 cm處用生長錐鑽取木蕊3棵，並調查其長至30 cm所需之年數，以瞭解苗木建立年代。

結果與討論

一、苗木之建立過程

台灣二葉松苗木於火燒當年(1990年)7月

初次發現，然數量稀少，而地被層恢復迅速，火燒後6-7個月，覆蓋度約30%(圖2B)。然至1991年9月地被覆蓋已達80%(賴及陳1992)，部分地區高山芒之株高甚至超過1.5m。此時台灣二葉松苗木株高尙小於20 cm，未突出地被層，易被忽略。火燒後3年(1993年)苗木高20-50 cm，某些已突出地被層(圖2C)，此階段部分火燒後殘留母樹陸續死亡，種子供應量減少。1997年至1998年苗木成長迅速，部分苗高超過1.5m，且已開花結果，苗木處處可見(圖2D及2E)。火燒後10年(2000年)天然更新之苗木已茁壯生長，並開始散布種子，預料將產生次代苗木(圖2F)。

由於台灣二葉松缺乏萌蘖機制，火燒後苗木之建立皆為種子苗，且因能適應火燒後之生態環境，若種子供應無虞，常於火燒後

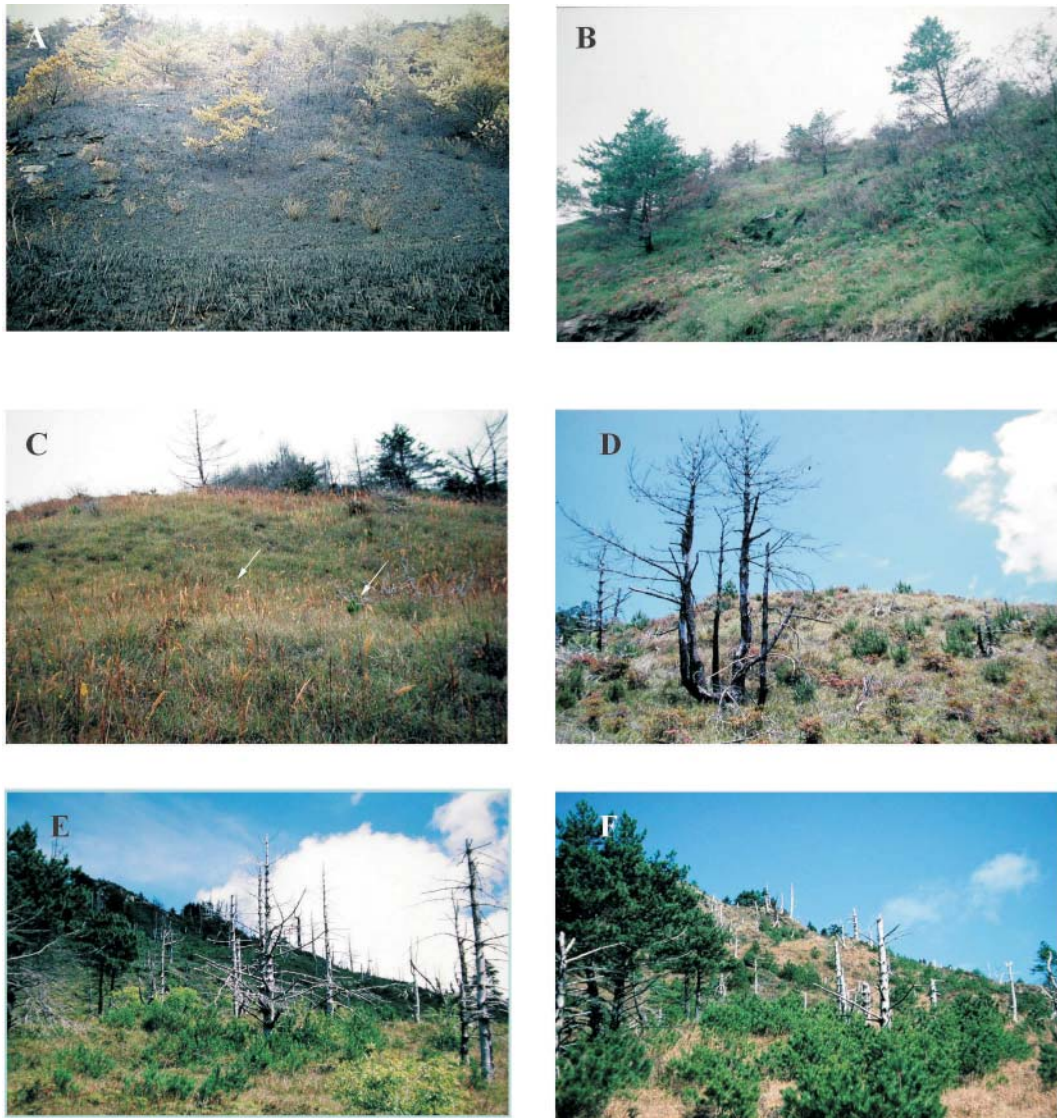


圖2. 合歡北峰台灣二葉松1990年2月火燒後天然更新過程。(A)台灣二葉松林冠上半部焦黃，地被全燒燬；(B)火燒後7個月，地被已初步恢復；(C)火燒後3年(1993年)部分苗木突出地被層；(D)火燒後7年(1997年)苗木處處可見；(E)火燒後8年(1998年)苗木生長迅速，部分苗高超過1.5m；(F)火燒後10年(2000年)，天然更新之苗木茁壯生長，並開始散布種子。

Fig. 2. Natural regeneration process of *P. taiwanensis* at Mt. North Hehuan following the February 1990 wildfire: (A) scorched upper canopy of *P. taiwanensis* and burnt down ground vegetation a month after the fire; (B) ground vegetation recovered 7 months after; (C) seedlings of *P. taiwanensis* emerged from the ground vegetation 3 years after; (D) young *P. taiwanensis* from the regenerated seedlings 7 years after; (E) young trees at 1.5m or taller 8 years after; and (F) seeding of mature trees from the regenerated seedlings 10 years after.

迅速建立，此與多數松類相同 (Calvo *et al.* 2003; Nyland 1998; Koskela *et al.* 1995)。一般松類火燒後苗木更新之種子來源，包含原存在於生育地之種子庫及火燒後留存母樹之下種(林冠種子庫)(Koskela *et al.* 1995; 陳及梁 2000)，然前者僅適用於火燒強度低，地被層未完全燒燬之狀況。此次合歡北峰台灣二葉松林之火燒，因地被主要為易燃之高山芒及玉山箭竹，幾乎全部燒燬，種子來源應是由火燒後留存母樹散布而來。

影響松類種子發芽、苗木生長最重要之因素為水分之供應(Koskela *et al.* 1995; 陳及梁 2000; 陳及施 1998)，即種子萌發及小苗能否存活與降水量有關。Despain (2001)研究柱松(*Pinus contorta* Dougl.)時指出，乾旱為柱松苗木枯損之最主要因子，如果降水不足，無法使土壤表層15 cm保持溼潤的話，將導致苗木死亡。另苗木初期生長亦與地被層有相當大之關係，地被層除供給火燒燃料外，亦與苗木競爭光、水及養分等。陳及施(1998)表示因草本植物入侵，造成競爭，並因枯枝落葉累積形成下種障礙，致使台灣二葉松小苗逐漸消退，亦即種子若於已由草本植生占優勢之微立地發芽，大都無法存活(Nyland 1998)。本研究2001年之調查亦發現株高低於30 cm之小苗不多，即近幾年建立之苗木較少，雖與上述結果相仿，然其可能受地被層覆蓋，不易發現，也可能火燒後地被覆蓋逐年增加，變得較為密閉，影響後續苗木之建立，亦有可能原殘存之母樹陸續死亡後，種子供應量不足所致，即火燒後地被層對苗木建立確實之影響程度仍有待進一步探討。此外 Koskela等(1995)指出*Pinus merkusii*若要成功的天然更新，需要4-6年沒有火燒，才足以在地被層建立。相對於本區之台灣二葉松，火燒後3年部分苗木才突出地被層，故若要確定其天然更新是否成功，需苗高達1.5m，約7-8年。

另火燒強度(fire intensity)亦為影響火燒

後天然更新成功與否之重要因素之一，Waldrop and Brose (1999)指出低及中強度之火燒，因未燒燬樹冠層，不利需光較多之陽性松苗更新；高強度之火燒因燒燬大部分上層木，連帶也減少種子供應；只有中-高強度之火燒，雖燒燬部分林冠，卻仍允許多數之苗木建立，最有利天然更新。調查樣區1990年之火燒應屬中-高強度之火燒，若留存母樹之分布能更均勻的話，天然更新之苗木數當會增加許多。

二、苗木之密度及分布

1990年2月火燒後台灣二葉松之種子散布以1990年3-8月及1991年3月為主，總量為12.9萬粒/ha，配合經檢定之發芽量(82%)，若不考慮其他因素，可產生苗木105,780株/ha(賴及陳 1992)。1990年3月至1990年12月之調查期間，24個4m x 4m之樣區共出現45棵苗木，最後留存23棵。苗木密度由7月之0.008株/m²逐漸增至12月之0.06株/m²。第2年3月下旬，因1990年底及1991年初之覆雪，密度降至0.026株/m²，雖1991年7月恢復至0.052株/m²，然至10月下旬又降至0.017株/m²。另2001年之調查，1ha樣區之苗木數1,272株，僅為當初有效下種量之1.20%，若加上後續之種子供應，其種子發芽至苗木存活之比率當低於1%。至於1993年及1996年10m x 20m母樹下苗木密集區之密度分別為0.98及0.725株/m²，除苗木密度有漸減且尚未穩定外，與1ha樣區之數值差異甚大，可見其苗木之分布甚不均勻，有集中於母樹四週之現象。母樹下方之苗木帶狀樣區調查資料如表1所列。

由表1可知離母樹愈遠，苗木數有遞減趨勢，最後5m (15-20m)樣區之苗木大都集中於前2m，最後3m已幾無苗木發生，僅1993年有3棵。另於1996年之調查發現有小苗木(1-2年生苗)12棵，表示雖仍持續有種子供應及苗木建立，然苗木存活數量尚未穩定，有漸減趨勢。火燒後松類苗木天然更新之數量與下種

表1. 1993及1996年10m x 20m苗木密集樣區苗木數量表

Table 1. Densities of *P. taiwanensis* seedlings at the 10m x 20m dots in relation to distances to the mother tree at Mt. North Hehuan in 1993 and 1996

Distance from mother tree (m)	Seedling density (number/50m ²)	
	1993	1996
0-5	99	76
5-10	48	40
10-15	33	17
15-20	16	12

量、動物之取食及生育地環境(含菌根、水分、養分、溫度等)有關(陳及施 1998; Despain 2001)。陳及梁(2000)調查關刀溪森林生態系台灣二葉松火燒後更新之苗木密度，以小出山為例，有先增後減之趨勢(0.14→0.20→0.16→0.09 株/m²)，與本研究結果相仿。其原因為下種量減少及苗木因環境因素枯損所致。至於不同地區密度之高低，應與總下種量多寡有相當關係。Nyland (1998)調查美國黃石國家公園柱松火燒後之更新，有4種不同之更新方式：(1)形成一密集之單層林分(即同齡林)；(2)單一之苗木經過一段時間後，形成許多樹島；(3)起初為中低密度林分，而在成長過程中逐漸加入不同齡階之苗木；(4)由相近的苗木形成小樹島，最後聯結聚合成一多齡階而連續之林分。其中單一母樹下種所形成之苗木分布為以母樹為基準，向下風處延伸長距離，向上風處延伸短距離，而形成一卵形之分布，至於確實距離則需依母樹高度及風速而定，而密度則距母樹愈遠愈低。本研究調查1 ha樣區之苗木因地形及留存母樹分布不均之關係，不同區域有不同形式的更新路線，至於苗木密集區之苗木分布則與Nyland (1998)之單一母樹苗木分布相仿，離母樹愈遠，苗木密度有漸減趨勢。陳及梁(2000)亦提及更新苗木之分布呈隨機分布，然並未探討母樹與苗木分布之關係。此

外影響種子散布距離進而造成不同形式苗木分布之因素，尚有颱風、種子於雪面滑動及動物搬移等。

三、苗木之齡級及建立年代

經調查1 ha之樣區，dbh>10 cm之殘留母樹僅16棵，餘皆為火燒後更新之小苗，共1,272棵，整體密度不算高。若以2 cm為一徑級，各徑級之株數詳見表2。經用生長錐於2004年1月鑽取各徑級之木蕊，年輪數詳列於表3。

由表3可知，dbh>2 cm之苗木樹齡為13或14年，屬火燒當年及次年之種子所建立，約占目前苗木總數之37%。由其dbh之差異，顯示苗木生長受立地環境及植生競爭之影響頗大。至於dbh<2 cm之苗木，則為火燒後殘存母樹再次結果所產生之種子陸續建立，樹齡在12年以下。而今火燒後更新之苗木亦已開始結實，散布種子，後續苗木之建立有待進一步之監測與探討。Nyland (1998)表示具延遲性毬果(serotinous cones)之柱松火燒後更新會有形成同齡林之特性，即最初有單一波之更新，且較未具延遲性毬果者可有效更新。台灣二葉松毬果具輕度延遲性，種子飄散期長達半年(梁及陳 2000)。調查區1990年2月火燒後，種子飄散至8月，首波更新之苗木形成近同齡之狀態，雖後續幾年仍有更新苗

表2. 台灣二葉松林火燒後12年1 ha樣區天然更新苗各徑級株數表

Table 2. Numbers of seedlings in the dbh classes of *P. taiwanensis* at the 1-ha dot at Mt. North Hehuan after the 1990 wildfire

Dbh class (cm)	<2	2-4	4-6	6-8	8-10
Seedlings (number/ha)	799	349	101	21	2

表3. 台灣二葉松小苗各徑級(離地30 cm)之年輪數及估算樹齡

Table 3. Tree ring numbers at 30 cm high and predicated ages of the dbh classes of *P. taiwanensis* seedlings sampled at Mt. North Hehuan in 2001 (11 years after the wildfire)

Dbh class (cm)	Dbh (cm) of sample seedling	Number of rings (30 cm above ground)*	Predicted tree age
<2	1.3	9	11
	1.6	10	12
	1.9	9	11
2-4	2.4	11	13
	3.1	11	13
	4.0	11	13
4-6	4.3	11	13
	5.4	11	13
	6.0	11	13
6-8	6.1	11	13
	7.0	12	14
	7.8	11	13
8-10	8.3	11	13
	9.0	11	13

**P. taiwanensis* seedlings require two years for growth to reach an average of 30 cm high in the sub-alpine area.

木出現，然首波更新之苗木占有相當大之比例，且具絕對之優勢，若往後無大干擾，將發展為上層優勢木。其更新路線略似前述 Nyland (1998) 第一及第三種更新方式之綜合體：即部分地區為密集之單層林分，部分區域為中低密度林分，而在成長過程中逐漸加入不同齡階之苗木。

結 論

火燒區之林木更新為生物及環境因子間複雜關係作用之結果，即從授粉、種子成熟、飄散、發芽至苗木建立，各階段都受生物及環境因子影響，其結果亦各不同。亞高山地區之台灣二葉松多位於東向及東南向較

乾燥之環境，常累積多量燃料，易促使火燒發生，而維持其優勢之地位，堪稱為火燒適存植群(呂 1990)。火燒發生後，更新狀況需視火燒強度而定，一般中-高強度之火燒，若種源足夠，於亞高山地區7-8年即可完成天然更新。但若發生較高強度之火燒，雖使礦質土裸露，有利種子發芽、苗木建立，然因大部分林木死亡，缺乏種源，更新完成時間將超過10年。林地火燒後土壤易沖蝕、流失(呂 1990；陳 1995)，此時若不得已欲人為加速更新，以恢復立地狀況，當可撒種輔之。至於人工造林不但耗資甚鉅，對火燒後之林地破壞更大，且地被層亦會因此而延後恢復，應審慎評估是否值得進行。

謝 誌

承蒙特有生物研究保育中心高海拔試驗站張錫樑、蔡銘源、曾耀德、邱如山與莊耀仁之協助調查，本文才得以完成，謹申謝忱。

引用文獻

- 呂金誠。1990。野火對台灣主要森林生態系影響之研究。國立中興大學植物研究所博士論文。198頁。
- 林朝欽。1993。國有林大甲溪事業區之森林火災及防火線。林業試驗所研究報告季刊8(2)：159-167。
- 陳隆陞。1995。玉山塔塔加森林火燒跡地生態環境變遷及保育措施之研究。國家公園學報 6(1)：25-46。
- 陳明義、施纓煜。1998。野火影響環山地區植群之研究。國家公園學報 8(2)：155-165。
- 陳明義、梁立明。2000。關刀溪森林生態系台灣二葉松與台灣五葉松在干擾地之天然更新。林業研究季刊22(4)：13-22。
- 梁立明、陳明義。2000。關刀溪森林生態系台灣二葉松與台灣五葉松之物候現象。林業研究季刊22(3)：69-80。
- 賴國祥、陳明義。1992。合歡北峰台灣二葉松林火燒後之植群與嚙齒類消長。中華林學季刊25(2)：33-42。
- Calvo, L., S. Santalla, E. Marcos, L. Valbuena, R. Tárrega and E. Luis. 2003. Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. *Forest Ecology and Management* 184: 209-223.
- Despain, D. G. 2001. Dispersal ecology of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in its native environment as related to Swedish forestry. *Forest Ecology and Management* 141: 59-68.
- Komarek, E. V., Sr. 1974. Fire ecology review. *Proceedings Tall Timbers Fire Ecology Conference* 14: 201-217.
- Koskela, J., J. Kuusipalo and W. Sirikul. 1995. Natural regeneration dynamics of *Pinus merkusii* in northern Thailand. *Forest Ecology and Management* 77: 169-179.
- Li, H. L. and H. Keng. 1994. Pinaceae. *In* : Flora of Taiwan, Vol. 1: 567-581. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, 2nd ed., Taipei, Taiwan, ROC.
- Nyland, R. D. 1998. Patterns of lodgepole pine regeneration following the 1988 Yellowstone fires. *Forest Ecology and Management* 111: 23-33.
- Waldrop, T. A. and P. H. Brose. 1999. A comparison of fire intensity levels for stand replacement of table mountain pine (*Pinus pungens* Lamb.). *Forest Ecology and Management* 113: 155-166.

應用地理資訊系統於九九峰九二一地震崩塌分析

Geographic Information System Analyses for Landslide from the 921 Earthquake at Mt. Jiujiufong

陳添水

Tien-Shui Chen

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Chichi, Nantou, Taiwan

摘要

本研究主要蒐集九九峰地區相關圖層資料，使用地理資訊系統(geographic information system)及影像處理軟體進行處理與分析，以瞭解該區九二一地震崩塌特性。本研究區以埔里事業區第8至20林班為研究分析範圍，海拔高度位於300m至500m間之面積將近占61.57%，坡度為五級坡以上面積約占68.34%，顯見該區多為陡峭尖銳之山峰與深溝。該區土壤類型大多為棕色森林土，少部分位於溪谷旁區域為石質土，土層淺薄，甚易崩塌。研究區九二一大地震前之土地利用類型大部分區域仍為天然植被，人為開墾區域多位於鄰近村落或溪谷較平緩之處，其中以天然闊葉混淆林面積最大，將近占58.65%。

九九峰研究區崩塌大多位於海拔高度400m以上或坡度六級坡以上陡峭之山峰。自然保留區內海拔高度大多超過400m，坡度為六級坡以上面積占70.10%，顯示保留區內地勢較區外高且陡峭，甚易崩塌，保留區內崩塌面積為729.36 ha，占保留區面積之60.86%，而占研究區總崩塌面積之71.11%，為九二一地震主要崩塌區域。研究區與保留區崩塌地之平均海拔高度，較非崩塌地分別高出114.52m與84.79m；在平均坡度上，研究區與保留區之崩塌地較非崩塌地分別多出38.13%與27.93%，顯示海拔高度及坡度皆與地震造成之崩塌有密切相關。

Abstract

Landslides occurred at Mt. Jiujiufong in the 921 earthquake of Taiwan was analyzed with map data, using the geographic information system (GIS) and the image processing software. The study area covered the 8-20th forest compartments in the Puli Working Circle, where 61.57% had elevations of 300m to 500m and 68.34% had the 5th class slopes. The land was covered mainly with thin brown forest soils and natural forests, of which natural hardwood mixed forests occupied 58.65% of the area prior to

the earthquake. The landslide areas occupied 33.63% of the total study area, and were located at elevations mostly above 400m with the 6th class slopes or higher, where the Jiujiufong Nature Reserve was located. A total area of landslides in the nature reserve was 729.36 ha, occupying 60.86% of the reserve area and 71.11% of the total landslide areas in the study area. As compared to the non-landslide areas, the mean elevation of the landslide areas was 114.52m higher for the study area and 84.79m higher for the reserve area, while the mean slope was 38.13% higher for the study area and 27.93% higher for the reserve area. The above results indicated that elevation and slope were two major factors associated with the occurrence of landslides at Mt. Jiujiufong in the 921 earthquake.

關鍵詞：地理資訊系統、崩塌、地震、九九峰、台灣

Key words: GIS, landslide, earthquake, Mt. Jiujiufong, Taiwan

收件日期：93年5月12日

接受日期：93年8月19日

Received: May 12, 2004

Accepted: August 19, 2004

緒 言

台灣位於歐亞大陸板塊與菲律賓海板塊交會處，由於此兩板塊之相互碰撞，使得地層易變形進而斷裂錯動引發地震，因此地震相當頻繁激烈。1999年9月21日凌晨1時47分12.6秒於南投縣集集附近發生芮氏規模7.3之強烈地震，使得位於震央附近之南投縣及台中縣市造成極大之災害。九九峰地層為頭崙山層，岩性為膠結差之礫石，由於坡度陡，原本就易產生崩塌，在九二一地震產生嚴重山崩及邊坡滑動之情形，呈現一片光禿景象，原本青翠山嶺已不復見。基於自然生態保育、教育及觀光價值，國內外專家殷切建議劃設為自然保留區，行政院農業委員會遂依據文化資產保存法於2000年5月22日公告成立「九九峰自然保留區」，主要保護對象為地震崩塌斷崖特殊地景，面積1,198.4466 ha。

九二一地震前有關九九峰地區之報告僅

廖(1992)研究該區之植群生態，調查到維管束植物有112科295屬393種，並將植群分成台灣櫟型、台灣二葉松-台灣紅豆-大頭茶型、圓果青剛櫟-小西氏石櫟型及白柏小西氏石櫟型等4個主要植群型，但該研究區域僅限於南投縣草屯鎮與國姓鄉區域。九二一地震後諸多研究單位積極投入九九峰地區之調查與研究，相關研究報告陸續於研討會中發表或出版手冊，另些許發表於學術期刊上，如林等(2000)曾應用地理資訊系統(geographic information system; GIS)之空間分析方法，評估九九峰集水區內崩場地之特性，並推算崩場地治理權重，以評估崩場地治理之優先順序。林等(2001)曾以九九峰地震前後之SPOT衛星影像進行分析，量化崩場區位及植生復育之情形，提供植生復育區位資訊，作為崩場地監測與治理評估之用。黃(2002)曾結合SPOT影像、全球定位系統與其他空間資料，評估九九峰崩場地植生自然恢復之狀態，建議該區

崩塌地除急需處置者外，仍以自然恢復為宜。林等(2003)曾研究比較九九峰山坡基腳殘存樹林與崩塌土石掩埋區鳥類組成差異，評估地震後鳥類組成變化與植被回復之關係，指出該區地震後植被大都處於間歇性干擾的演替初期，而棲息的鳥類也以樹林邊緣及次生林鳥種為主，建議九九峰自然保留區之經營管理應注意非邊緣性森林鳥種之生態需求。

地理資訊系統是以電腦為基礎，用來儲存及處理地理資訊之系統(Aronoff 1989)。基本上，GIS是電腦相關硬體及軟體之組合，崛起於1960年代，歷經四十幾年之發展，電腦科技突飛猛進，技術不斷提昇，無論在速度、容量、輸出及輸入設備等快速進步，使得屬性資料與圖形資料可正確且迅速結合，作資料之處理、擷取、統計、分析、展示及輸出等工作，儼然成為處理空間資料之絕佳利器。近些年來，GIS更加普及化，已為學術單位熱門研究與應用，亦是政府各單位作為輔助業務執行與決策支援之最佳工具。本研究主要以GIS及影像處理軟體將所蒐集之九九峰地區相關圖層資料進行處理，並進一步作不同圖層之套疊及分析，建立該區之基本資料，俾提供相關單位擬定經營管理計畫及決策之參考。

材料與方法

一、九九峰環境概況

九九峰地區位於南投縣與台中縣交界處之烏溪北岸，涵括南投縣草屯鎮、國姓鄉及台中縣霧峰鄉、太平市等4個鄉鎮市(圖1)。該地區因遍布直立圓錐狀山峰，由遠處眺望，這些分布密集而不規則之小山峰，像似跳躍之火焰，因此被稱為火炎山。由第四版像片基本圖顯示該地區海拔由100多公尺至最高為782.4m。

火炎山以厚約1,000m的礫石層組成，在地質上屬於更新世頭料山層上部，地形上則呈現鋸齒狀的山峰。由於礫石層的透水性良好，受雨水侵蝕下切容易，因此生成許多尖銳的山峰與深溝(王 1997)。九九峰主要有乾溪、田尾坑溪、油車坑溪及仙洞指坑溪4條溪谷貫穿其間，惟除降雨外終年乾涸難見其地表水。九九峰原本植物覆蓋甚佳，於坡度較緩、稜線或坡腳處，以低海拔榕楠及楠櫛植群為主，乾燥陡峭處，以台灣蘆竹為主，外圍及蝕溝地勢平緩處有許多出租造林地，種植果樹、檳榔、荖葉等經濟作物，惟九二一大地震後，各山頭之礫石崩落，形成光禿禿之獨特景觀。

離九九峰地區較近之氣象觀測站為中央氣象局草屯雙冬站(C1H940)，惟該站僅有降雨資料，其1993年至2002年之統計資料見表1。降雨量集中於5月至8月，其中以8月之平均降雨量467.5 mm為最大，10月至翌年1月降雨量稀少，尤以11月之9.7 mm最少，年平均降雨量為2,259.2 mm。降雨日數與降雨量情況相仿，年平均降雨日數為114日。一日最大降雨量以1996年8月之374.0 mm為最大。

二、材料與設備

(一)數值地形模型資料

本研究所使用之數值地形模型資料是內政部地政司所提供，該資料為九二一大地震前資料，檔案類型為ASCII檔，是以10m x 10m間隔記錄XYZ資料，地面解析度較中央大學太空及遙測研究中心所提供之40m x 40m資料佳。

(二)土地利用型圖及土壤圖

上述圖檔資料是由林務局提供，為該局第三次森林資源及土地利用調查結果資料，檔案類型為ArcInfo (.e00) 交換檔，其中土壤圖包括土壤型及土壤級資料。

(三)其它圖檔資料

表1. 中央氣象局草屯雙冬氣象觀測站(C1H940)1993年至2002年降雨統計資料

Table 1. Monthly and yearly means of precipitation (mm) and numbers of precipitation (days), and monthly and yearly maximum precipitation (mm) within 24 hours at the Shuangtung Observatory of Taiwan Central Weather Bureau for 1993 to 2002

	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Yearly
Precipitation	42.9	95.8	92.3	138.0	287.1	453.1	433.4	467.5	173.8	35.5	9.7	30.5	2259.2
Number of precipitation	6.9	9.1	9.1	10.2	13.5	17.6	17.8	18.8	9.6	4.3	3.4	4.7	114.1
Maximum precipitation	63.0	75.5	81.5	72.0	109.0	161.5	203.5	374.0	276.5	112.0	17.5	35.5	374.0

其它圖檔資料包括康訊科技所提供之1/25,000地形圖影像、行政院主計處所提供之村里行政界線資料庫、林務局所提供之林小班圖與林班圖、農林航空測量所提供之九二一崩塌區影像等。

(四) 主要研究工具

主要研究分析軟體包括ERDAS IMAGINE影像處理軟體、ESRI ArcView GIS軟體、Microsoft Excel統計分析軟體及Microsoft Word文書處理軟體等。

三、研究方法

(一) 文獻及圖檔資料蒐集

蒐集整理相關調查報告與參考文獻，並取得研究區之相關數值影像資料等。

(二) 現場勘查

攜帶相關地圖、照片及影像至現場勘查比對，以瞭解研究區土地利用、植被覆蓋及崩塌之變化情形。

(三) 影像資料處理與分析

1. 數值地形模型資料處理

將獲取之數值地形模型資料文字檔以IMAGINE軟體轉換為網格式影像檔，然後經計算產生海拔高度、坡度、坡向等影像，再予以分類處理產生分級影像。海拔高度分為5級，間隔100m；坡度依據水土保持技術規範

分為7級；坡向分為9級。然後以ArcView之Spatial Analyst模組將海拔高度、坡度、坡向等網格式分級影像轉換為(.shp)向量式圖層。

2. 其它圖檔資料處理

以ArcView軟體將獲取之其它圖檔資料轉換為(.shp)向量式圖層。

3. 研究區切取與圖層套疊

為配合所蒐集圖檔資料及排除人為嚴重干擾區域，本研究僅以埔里事業區第8至20林班為研究分析範圍(圖1)，總面積約為3,050.15 ha。本研究以ArcView軟體將已轉換為.shp所有影像檔切取僅含第8至20林班或自然保留區之圖層，並作圖層套疊分析。

4. 資料分析

將林班圖分別套疊海拔高度、坡度、坡向、土壤型、土壤級、土地利用型圖後，經合併統計即可得知研究區或其區內各林班之各類分級面積，然後以Excel軟體統計其相對面積。然後將保留區與崩塌區邊界圖分別切取上述圖層及統計，可得知保留區與崩塌區之各類分級面積與相對面積。

結果與討論

一、地形概況

(一) 海拔高度

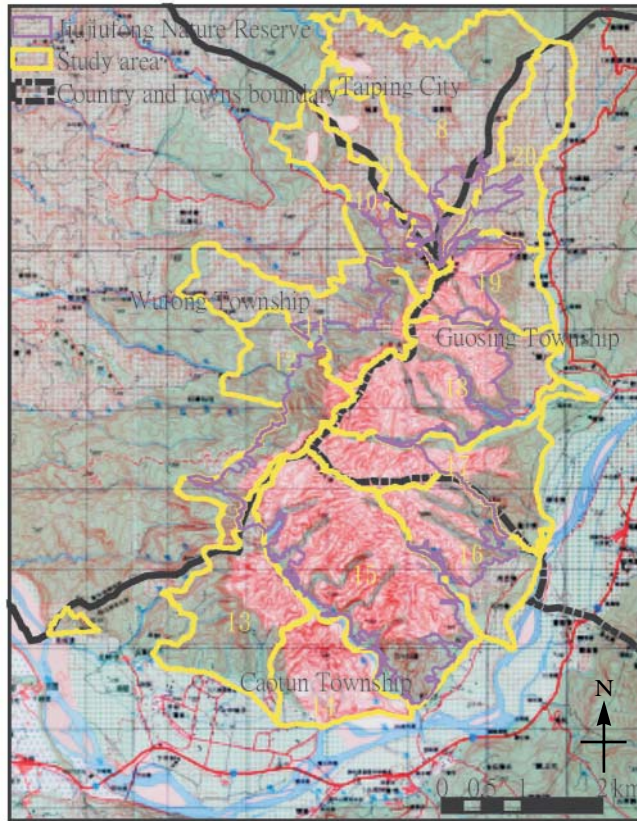


圖1. 九九峰地區研究範圍圖(黃色數字及黃線為第8至20林班)。

Fig. 1. A map showing the study area at Mt. Jiujufong, Taiwan (yellow numbers and lines, 8-20th forest compartments).

研究區(第8至20林班)海拔高度介於100m至800m之間，其中位於300m以下面積有371.96 ha(表2)，占總面積之12.19%；介於300m至500m之間面積有1,878.09 (917.26+960.83) ha，占61.57 (30.07+31.50)%；500m以上面積有800.10 ha (占26.23%)。其中第8至12林班海拔高度介於300m至500m間之面積皆超過67% (表3)，而第13與14林班500m以上面積低於7%，且300m以下面積超過34%，顯示此兩林班地勢較其它林班低，第15、17、18與19林班高度介於500m至600m間之面積皆超過20%，且

600m以上面積超過11%，顯示其擁有較高山峰。

(二)坡度

研究區內一至四級坡(≤40%)面積有965.59 (3050.15-2084.56) ha(表2)，占總面積之31.66 (100.00-68.34)%；五級坡面積有452.53 ha(占14.84%)；六級坡以上(>55%)面積高達1,632.03 ha，占53.51%。各林班五級坡以上(>40%)之面積皆超過50%(表4)，其中第15、17與18林班六級坡以上之面積皆超過60%，顯見其地勢相當陡峭，而第20林班六級坡以上(>55%)面積僅23.91%，為所有林班

表2. 九九峰地區高度、坡度及坡向分級面積

Table 2. Areas (ha) and cumulative areas (ha) (relative areas, % in parentheses) of elevation, slope and aspect classes at Mt. Jiujiufong

	Areas	Cumulative areas
Elevations (E)		
E > 600m	262.36 (8.60)	262.36 (8.60)
500 < E ≤ 600m	537.74 (17.63)	800.10 (26.23)
400 < E ≤ 500m	960.83 (31.50)	1,760.93 (57.73)
300 < E ≤ 400m	917.26 (30.07)	2,678.19 (87.81)
E ≤ 300m	371.96 (12.19)	3,050.15 (100.00)
Slopes (S)		
7 (S > 100%)	728.78 (23.89)	728.78 (23.89)
6 (55 < S ≤ 100%)	903.25 (29.61)	1,632.02 (53.51)
5 (40 < S ≤ 55%)	452.53 (14.84)	2,084.56 (68.34)
4 (30 < S ≤ 40%)	264.86 (8.68)	2,349.42 (77.03)
3 (15 < S ≤ 30%)	309.37 (10.14)	2,658.79 (87.17)
2 (5 < S ≤ 15%)	215.99 (7.08)	2,874.78 (94.25)
1 (S ≤ 5%)	175.37 (5.75)	3,050.15 (100.00)
Aspects		
Flat	0.23 (0.01)	
N	331.43 (10.87)	
NE	361.99 (11.87)	
E	400.77 (13.14)	
SE	488.24 (16.01)	
S	444.76 (14.58)	
SW	408.04 (13.38)	
W	304.19 (9.97)	
NW	310.51 (10.18)	

中較平緩者。依據山坡地土地可利用限度分類標準五級坡地即為應行造林或維持自然林木或植生覆蓋，不宜農耕之土地，六級地即為應加強保育地，顯見九九峰地區遭嚴重沖蝕易崩坍，多為陡峭尖銳之山峰與深溝。

(三)坡向

研究區殆因多為小山峰，各坡向所占面

積差異不大，其中以東南向面積有488.24 ha，占總面積之16.01%較大(表2)，其次為東向面積有444.76 ha(占14.58%)。其中第9林班以東向(22.97%)與東北向(22.05%)居多(表5)，第10林班以西南向(23.78%)與西向(18.02%)居多，第14至16林班以南向(>18%)與東南向(>16%)居多，第18至20林班以東南向(>20%)

表3. 九九峰地區第8至20林班高度分級相對面積

Table 3. Relative areas (%) of elevation classes and their cumulative relative areas (% in parentheses) for the 8-20th forest compartments at Mt. Jiujiufong

Compartment	Elevation classes				
	E > 600m	500 < E ≤ 600m	400 < E ≤ 500m	300 < E ≤ 400m	E ≤ 300m
8	1.02 (1.02)	10.21 (11.24)	45.10 (56.34)	35.89 (92.23)	7.77 (100.00)
9	0.82 (0.82)	6.25 (7.07)	41.65 (48.72)	42.90 (91.62)	8.38 (100.00)
10	1.00 (1.00)	5.15 (6.15)	33.98 (40.13)	53.67 (93.81)	6.20 (100.00)
11	6.53 (6.53)	21.34 (27.87)	31.75 (59.62)	35.99 (95.61)	4.39 (100.00)
12	4.18 (4.18)	20.10 (24.28)	37.65 (62.22)	36.80 (99.02)	0.98 (100.00)
13	0.17 (0.17)	6.15 (6.32)	28.32 (34.64)	30.71 (65.35)	34.65 (100.00)
14	0.00 (0.00)	3.80 (3.80)	21.23 (25.04)	38.13 (63.17)	36.84 (100.00)
15	17.61 (17.61)	25.32 (42.94)	24.54 (67.48)	20.36 (87.84)	12.16 (100.00)
16	6.10 (6.10)	21.44 (27.54)	26.22 (53.77)	22.89 (76.66)	23.34 (100.00)
17	17.54 (17.54)	20.78 (38.32)	22.53 (60.84)	24.79 (85.63)	14.37 (100.00)
18	22.80 (22.80)	26.99 (49.80)	23.66 (73.45)	20.19 (93.64)	6.36 (100.00)
19	11.68 (11.68)	27.87 (39.55)	29.06 (68.61)	26.18 (94.79)	5.21 (100.00)
20	5.63 (5.63)	20.59 (26.22)	49.91 (76.12)	23.73 (99.85)	0.15 (100.00)

表4. 九九峰地區第8至20林班坡度分級相對面積

Table 4. Relative areas (%) of slope classes and their cumulative relative areas (% in parentheses) for the 8-20th forest compartments at Mt. Jiujiufong

Compartment	Slope classes						
	7($S > 100\%$)	6($55 < S \leq 100\%$)	5($40 < S \leq 55\%$)	4($30 < S \leq 40\%$)	3($15 < S \leq 30\%$)	2($5 < S \leq 15\%$)	1($S \leq 5\%$)
8	17.16 (17.16)	34.34 (51.50)	18.27 (69.77)	9.34 (79.11)	7.74 (86.86)	6.39 (93.24)	6.76 (100.00)
9	18.87 (18.87)	26.39 (45.26)	18.46 (63.72)	11.10 (74.83)	11.93 (86.75)	7.34 (94.09)	5.91 (100.00)
10	22.18 (22.18)	37.34 (59.52)	16.51 (76.02)	7.12 (83.14)	6.67 (89.81)	6.05 (95.86)	4.14 (100.00)
11	15.59 (15.59)	28.95 (44.55)	19.10 (63.65)	10.85 (74.50)	10.51 (85.00)	7.79 (92.79)	7.21 (100.00)
12	25.97 (25.97)	32.99 (58.96)	14.81 (73.76)	7.31 (81.07)	7.75 (88.82)	6.26 (95.08)	4.91 (100.00)
13	16.51 (16.51)	27.19 (43.70)	15.99 (59.69)	9.94 (69.63)	14.82 (83.85)	10.40 (94.25)	5.75 (100.00)
14	30.74 (30.74)	28.77 (59.51)	9.34 (68.85)	6.73 (75.58)	11.70 (87.28)	8.58 (95.86)	4.15 (100.00)
15	42.11 (42.11)	22.93 (65.04)	8.80 (73.84)	5.33 (79.18)	8.63 (87.81)	6.29 (94.09)	5.91 (100.00)
16	16.95 (16.95)	21.09 (48.03)	13.64 (61.68)	9.76 (71.44)	16.13 (87.57)	7.89 (95.46)	4.54 (100.00)
17	29.13 (29.13)	30.93 (60.06)	13.67 (73.73)	7.64 (81.37)	7.97 (89.35)	6.53 (95.87)	4.13 (100.00)
18	29.11 (29.11)	33.96 (63.08)	10.46 (73.54)	6.02 (79.56)	7.23 (89.78)	6.62 (93.41)	6.59 (100.00)
19	23.69 (23.69)	29.53 (53.22)	14.79 (68.01)	9.86 (77.87)	10.71 (88.58)	5.37 (93.95)	6.05 (100.00)
20	1.94 (1.94)	21.97 (23.91)	27.26 (51.17)	18.13 (69.29)	16.79 (86.09)	7.28 (93.36)	6.63 (100.00)

表5.九九峰地區第8至20林班坡向分級相對面積

Table 5. Relative areas (%) of aspect classes for the 8-20th forest compartments at Mt. Jiujiufong

Compartment	Flat	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
8	0.04	14.03	11.53	8.48	9.28	10.88	14.71	15.39	15.65
9	0.02	14.98	22.05	22.97	10.86	2.71	4.63	8.38	13.41
10	0.00	9.36	8.04	4.28	9.16	14.92	23.78	18.02	12.44
11	0.02	14.91	9.98	4.31	11.05	14.36	19.33	12.68	13.35
12	0.00	19.78	11.60	4.56	3.50	11.03	17.58	13.85	18.09
13	0.00	8.27	6.21	10.98	14.98	18.89	19.14	10.66	10.88
14	0.00	6.17	12.70	14.81	16.94	24.94	11.60	6.99	5.85
15	0.00	6.49	7.50	10.79	18.53	18.38	14.24	11.66	12.41
16	0.00	4.30	11.62	18.52	25.42	20.31	12.78	5.08	1.97
17	0.00	18.39	20.45	17.63	18.30	6.30	3.11	4.50	11.32
18	0.00	10.80	14.48	18.56	21.21	15.76	9.52	6.45	3.23
19	0.00	9.87	17.65	23.51	20.13	15.68	5.89	2.30	4.97
20	0.00	2.96	8.11	22.40	30.57	12.57	14.34	7.41	1.65

與東向(>18%)居多。

二、土壤類型

研究區之土壤類型以偏乾性棕色森林土為主，面積有1,903.86 ha(表6)，占總面積之62.42%，適潤性棕色森林土、弱乾性黃棕色森林土及濕性石質土面積各占10%左右，未分類面積占5.99%。除第20林班外，餘林班皆超過34%面積為偏乾性棕色森林土(表7)，其中第8林班偏乾性棕色森林土、適潤性棕色森林土、弱乾性黃棕色森林土各占1/3左右，第9與10林班包括偏乾性棕色森林土與弱乾性黃棕色森林土，第11與12林班僅為偏乾性棕色森林土，第13至18林班主要為偏乾性棕色森林土，部分為濕性石質土，第19林班為偏乾性棕色森林土與適潤性棕色森林土，第20林班多為適潤性棕色森林土，而第16林班有34.57%面積未分類。棕色森林土之特點是土質疏鬆，排水良好，含腐植質較少，多為闊

葉林覆蓋較佳之山麓丘陵區，九九峰地區原本即多為覆蓋良好之闊葉林，部分位於溪谷旁區域為石質土，乃成土母岩粗經風化作用生成之土壤，土層通常都很淺，含石量超過75%，排水、通氣良好，多發生於山區陡峭的地方，地形不穩定，甚易崩塌(謝及王1995)，研究區中第15林班有39.26%面積為石質土。

土壤分級以土壤級3之2,233.87 ha最大(表6)，占總面積之73.24%，土壤級4占9.68%，土壤級5占11.09%，顯示九九峰地區土層淺薄，多為酸性土壤，林木生長受限。至於各林班之土壤級差異甚大，其中第8、9、10林班包括土壤級3與土壤級4(表8)，第11、12、19、20林班皆為土壤級3，第13至18林班主要為土壤級3，部分為土壤級5。

三、土地利用型態

廖(1992)指出九九峰地區森林植群分布主

表6. 九九峰地區土壤及土地利用型面積

Table 6. Areas (ha) and relative areas (%) of soil types, soil classes, and land cover types at Mt. Jiujiufong

	Areas	Relative areas
Soil types		
Slightly dry brown forest soils	1,903.86	62.42
Moist brown forest soils	330.01	10.82
Low-dry yellowish brown forest soils	295.28	9.68
Wet lithic soils	338.21	11.09
Unclassified	182.78	5.99
Soil classes		
III	2,233.87	73.24
IV	295.28	9.68
V	338.21	11.09
Unclassified	182.78	5.99
Land cover types		
Natural hardwood mixed forest	1,788.80	58.65
Natural conifer-hardwood mixed forest	353.08	11.58
Natural bamboo-hardwood mixed forest	140.11	4.59
Natural grasses	86.90	2.85
Planted bamboo-hardwood mixed forest	66.60	2.18
Orchard	210.54	6.90
Betelnut	91.12	2.99
River bed	64.86	2.13
Other land	65.36	2.14
Unclassified	182.78	5.99

要受制於地形位置及外界之干擾度，主要分布於海拔450m至780m，與海拔高度或方位並無顯著關係，而海拔250m至450m地區不是陡峭崖壁，就是遭受破壞開墾成農園。本研究區九二一大地震前之土地利用類型依據林務局資料共有26類，大部分區域仍為天然植被(圖2)，人為開墾區域多位於鄰近村落或溪谷較平緩之處，其中以天然闊葉混淆林面積最大，有1,788.80 ha(表6)，占總面積之

58.65%，其次為天然針葉闊葉混淆林，面積有353.08 ha(占11.56%)、果園面積有210.54 ha(占6.90%)、竹類闊葉混淆林面積有206.71 ha(占6.77%)，未分類面積占5.99%。第8至12林班與第14至17林班天然闊葉混淆林之面積皆大於59%(表9)，其中第10林班天然闊葉混淆林之面積高達90.50%，第18與19林班以天然針葉闊葉混淆林面積最大，皆大於66%，其次為天然闊葉混淆林，第20林班則以果園

表7. 九九峰地區第8至20林班土壤類型相對面積

Table 7. Relative areas (%) of soil types for the 8-20th forest compartments at Mt. Jiujiufong

Compartment	Slightly dry brown forest soils	Moist brown forest soils	Low-dry yellowish brown forest soils	Wet lithic soils	Unclassified
8	34.55	27.76	37.01	0.00	0.67
9	36.51	0.00	63.14	0.00	0.35
10	54.61	0.00	43.42	0.00	1.97
11	95.82	0.00	0.00	0.00	4.18
12	93.88	0.00	0.00	0.00	6.12
13	75.48	0.00	0.00	7.78	16.73
14	70.34	0.00	0.00	20.52	9.14
15	58.82	0.00	0.00	39.26	1.92
16	46.74	0.00	0.00	18.69	34.57
17	84.99	0.00	0.00	8.67	6.34
18	82.84	0.00	0.00	16.72	0.35
19	57.20	41.79	0.00	0.00	1.01
20	3.53	96.01	0.00	0.00	0.46

表8. 九九峰地區第8至20林班土壤級相對面積

Table 8. Relative areas (%) of soil classes for the 8-20th forest compartments at Mt. Jiujiufong

Compartment	Class III	Class IV	Class V	Unclassified
8	6.31	37.01	0.00	0.67
9	36.51	63.14	0.00	0.35
10	54.61	43.42	0.00	1.97
11	95.82	0.00	0.00	4.18
12	93.88	0.00	0.00	6.12
13	75.48	0.00	7.78	16.73
14	70.34	0.00	20.52	9.14
15	58.82	0.00	39.26	1.92
16	46.74	0.00	18.69	34.57
17	84.99	0.00	8.67	6.34
18	82.93	0.00	16.72	0.35
19	98.99	0.00	0.00	1.01
20	99.54	0.00	0.00	0.46

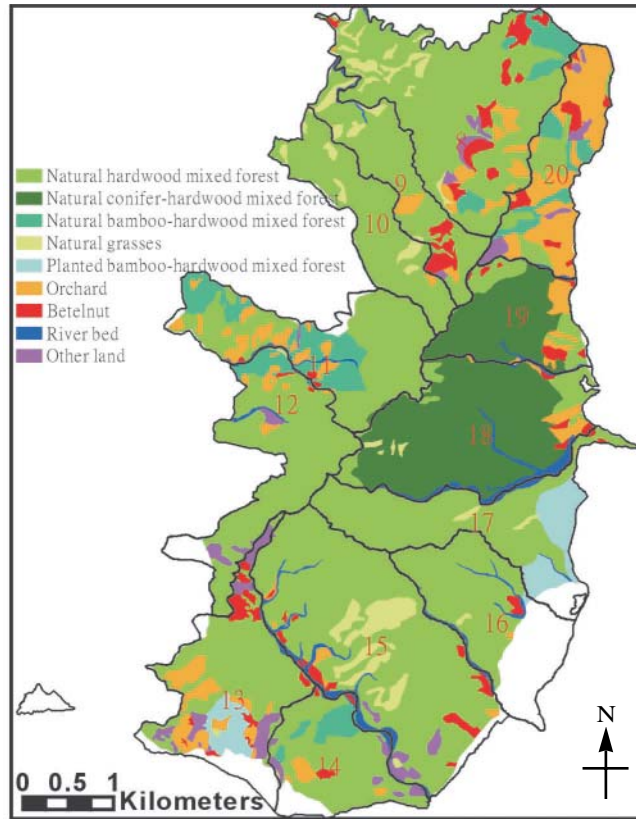


圖2. 九九峰地區土地利用圖。

Fig. 2. Land cover types at Mt. Jiujufong prior to the 921 earthquake.

面積最大(占51.13%)，天然闊葉混淆林面積19.48%，殆其鄰近136號縣道且坡度較平緩易於開墾種植，而第16林班有34.57%面積未分類。

四、崩塌情況

依據林務局崩塌面積資料整理統計，埔里事業區第8至20林班總崩塌面積為1,025.68 ha(表10)，占總面積之33.63%，其中以第15林班之275.84 ha最大，占總崩塌面積之26.89%，其次為第18林班之128.35 ha(占12.51%)與第17林班之106.97 ha(占10.43%)，以第20林班之9.78 ha(占0.95%)為最小。各林班相對崩塌面積情形，亦以第15林班有

61.70%面積崩塌為最高，第12、17、18與19林班崩塌面積皆超過40%，而第20林班崩塌面積最低，僅占5.85%。

崩塌區域主要位於400m以上較高山峰，面積有866.12 ha(表11)，占84.44%，而各高度分級相對崩塌面積情形，以超過600m有86.72%面積崩塌為最高，其次為500m至600m間之60.82%。林等(2001)分析結果崩塌區位屬極陡坡(坡度>55%)約占全部崩塌面積之61%。本研究僅針對地勢較高之第8至20林班統計，崩塌區域以位於七級坡之面積有505.18 ha為最大，占總崩塌面積之49.25%，其次為六級坡之面積有297.47 ha(占29.00%)，兩者合計為78.25%，皆顯示崩塌多發生於陡

表9. 九九峰地區第8至20林班土地利用相對面積

Table 9. Relative areas (%) of land cover types for the 8-20th forest compartments at Mt. Jiujiufong

Compartment	Natural hardwood mixed forest	Natural conifer- hardwood mixed forest	Natural bamboo- hardwood mixed forest	Natural grasses	Planted bamboo- hardwood mixed forest	Orchard	Betelnut	River bed	Other land	Unclassified
8	73.79	0.00	7.57	4.37	0.00	5.46	6.18	0.24	1.73	0.67
9	77.59	0.04	0.00	7.00	0.00	4.88	7.85	1.46	0.82	0.35
10	90.50	0.12	0.00	6.55	0.00	0.81	0.03	0.00	0.02	1.97
11	59.28	0.60	23.86	0.03	0.00	9.99	0.63	1.04	0.37	4.18
12	79.28	0.11	5.95	0.33	0.00	2.94	0.51	1.35	3.40	6.12
13	47.59	0.00	0.00	0.25	0.87	12.01	5.31	0.89	8.35	16.73
14	67.40	0.00	10.89	0.22	0.00	3.90	1.74	2.14	4.58	9.14
15	78.38	0.00	0.11	9.47	0.00	1.10	2.95	3.96	2.09	1.92
16	60.30	0.00	0.00	0.43	0.48	0.20	1.21	2.81	0.00	34.57
17	70.65	0.12	0.00	1.35	18.70	0.23	0.42	2.19	0.00	6.34
18	9.61	79.01	0.00	0.78	0.00	3.31	1.27	5.67	0.00	0.35
19	17.84	66.70	0.00	0.00	0.00	8.58	3.65	2.21	0.00	1.01
20	19.48	0.18	14.25	0.00	0.00	51.31	6.82	0.66	7.02	0.46

表10. 九九峰地區第8至20林班崩塌面積

Table 10. Areas (ha) and landslide areas (ha) of the 8-20th forest compartments at Mt. Jiujiufong

Compartment	Areas (A)	Landslide areas (B)	Relative landslide areas	
			B/T (%)	B/A (%)
8	381.62	40.24	3.92	10.54
9	142.69	22.87	2.23	16.03
10	147.27	33.43	3.26	22.70
11	239.69	61.34	5.98	25.59
12	213.17	85.69	8.35	40.20
13	253.21	92.41	9.01	36.49
14	156.27	44.22	4.31	28.30
15	447.07	275.84	26.89	61.70
16	203.80	54.66	5.33	26.82
17	230.82	106.97	10.43	46.34
18	316.08	128.35	12.51	40.61
19	151.19	69.89	6.81	46.23
20	167.27	9.78	0.95	5.85
Total	3050.15	1025.68 (T)	100.00	-

表11. 九九峰地區各高度、坡度及坡向分級之崩塌面積比較

Table 11. Landslide areas (ha) (relative landslide areas (%), landslide areas/each class area) in parentheses) and cumulative landslide areas (ha) of elevation, slope and aspect classes at Mt. Jiujufong

	Landslide areas	Cumulative landslide areas
Elevations (E)		
E > 600m	227.52 (86.72)	227.52
500 < E ≤ 600m	327.08 (60.82)	554.59
400 < E ≤ 500m	311.53 (32.42)	866.12
300 < E ≤ 400m	133.12 (14.51)	999.24
E ≤ 300m	26.44 (7.11)	1025.68
Slopes (S)		
7 (S > 100%)	505.18 (69.32)	505.18
6 (55 < S ≤ 100%)	297.47 (32.93)	802.65
5 (40 < S ≤ 55%)	74.56 (16.48)	877.20
4 (30 < S ≤ 40%)	36.18 (13.66)	877.20
3 (15 < S ≤ 30%)	46.03 (14.88)	959.42
2 (5 < S ≤ 15%)	41.28 (19.11)	1000.70
1 (S ≤ 5%)	24.98 (14.24)	1025.68
Aspects		
Flat	0.06 (26.60)	
N	135.46 (40.87)	
NE	115.22 (31.83)	
E	105.96 (26.44)	
SE	148.33 (30.38)	
S	141.36 (31.78)	
SW	132.62 (32.50)	
W	109.35 (35.95)	
NW	137.32 (44.23)	

坡處。而各坡度分級相對崩塌面積情形，以七級坡有69.32%面積崩塌為最高，其次為六級坡之32.93%。崩塌區域以東南向之148.33 ha(占14.46%)稍大，而各坡向分級相對崩塌面積情形，以西北向之44.23%及北向之40.87%較大。

五、九九峰自然保留區

九九峰自然保留區依據林務局森林調查簿記載之面積為1,198.4466 ha，而由林小班圖合計之面積為1,199.2138 ha，應為兩者記錄之時間點不同所致。自然保留區內海拔高度400m以上面積合計有1,041.42 ha(表12)，占保留區面積之86.84%，且600m以上面積有

表12. 九九峰自然保留區高度、坡度及坡向分級面積

Table 12. Areas (ha) and cumulative areas (ha) (relative areas, % in parentheses) of elevation, slope and aspect classes in the Jiujiufong Nature Reserve

	Areas	Cumulative areas
Elevations (E)		
E > 600m	248.67 (20.74)	248.67 (20.74)
500 < E ≤ 600m	409.03 (34.11)	657.71 (54.85)
400 < E ≤ 500m	383.71 (32.00)	1,041.42 (86.84)
300 < E ≤ 400m	134.41 (11.21)	1,175.83 (98.05)
E ≤ 300m	23.38 (1.95)	1,199.21 (100.00)
Slopes (S)		
7 (S > 100%)	466.64 (38.91)	466.64 (38.91)
6 (55 < S ≤ 100%)	373.96 (31.18)	840.60 (70.10)
5 (40 < S ≤ 55%)	118.59 (9.89)	959.19 (79.98)
4 (30 < S ≤ 40%)	60.55 (5.05)	1,019.74 (85.03)
3 (15 < S ≤ 30%)	72.80 (6.07)	1,092.54 (91.10)
2 (5 < S ≤ 15%)	61.83 (5.16)	1,154.36 (96.26)
1 (S ≤ 5%)	44.85 (3.74)	1,199.21 (100.00)
Aspects		
Flat	0.06 (0.00)	
N	144.46 (12.05)	
NE	134.64 (11.23)	
E	129.80 (10.82)	
SE	180.31 (15.04)	
S	179.37 (14.96)	
SW	159.96 (13.34)	
W	131.52 (10.97)	
NW	139.10 (11.60)	

248.67 ha(占20.74%)，而400m以下面積為157.79 (134.41+23.38) ha，僅占13.16 (11.21+1.95)%，顯示其地勢較保留區外高，其涵括九九峰地區較高之山峰。

保留區內坡度屬一至四級坡之面積合計為240.03 ha(表12)，占保留區面積之20.02%，五級坡面積有118.59 ha(占9.89%)，六級坡以

上面積高達840.60 ha(占70.10%)，顯示保留區內地勢又較區外陡峭，多為尖銳之山峰與深溝。至於保留區內各坡向所占面積差異不大，其中以東南向之面積180.31 ha(占15.04%)較大，其次為東向179.37 ha(占14.96%)。

保留區之土壤類型以偏乾性棕色森林土為主，面積有989.39 ha(表13)，占保留區面積

表13. 九九峰自然保留區土壤及土地利用型面積

Table 13. Areas (ha) and relative areas (%) of soil types, soil classes, and land cover types in the Jiujiufong Nature Reserve

	Areas	Relative areas
Soil types		
Slightly dry brown forest soils	989.39	82.56
Moist brown forest soils	26.31	2.20
Low-dry yellowish brown forest soils	0.58	0.05
Wet lithic soils	174.42	14.55
Unclassified	7.74	0.65
Soil classes		
III	1,015.71	84.75
IV	0.58	0.05
V	174.42	14.55
Unclassified	7.74	0.65
Land cover types		
Natural hardwood mixed forest	790.73	65.98
Natural conifer-hardwood mixed forest	281.83	23.52
Natural bamboo-hardwood mixed forest	26.36	2.20
Natural grasses	47.37	3.95
Planted bamboo-hardwood mixed forest	0.98	0.08
Orchard	9.17	0.77
Betelnut	6.64	0.55
River bed	13.49	1.13
Others	14.14	1.18
Unclassified	7.74	0.65

之82.56%，濕性石質土面積有174.42 ha(占14.55%)，未分類面積有7.74 ha(占0.65%)。土壤分級以土壤級3之1,015.71 ha最大，占84.75%，土壤級5面積有174.42 ha(占14.55%)。

保留區九二一大地震前之土地利用類型依據林務局資料共有15類，其中以天然闊葉混淆林之790.73 ha最大(表13)，占保留區面積之65.98%，其次為天然針葉闊葉混淆林之

281.83 ha(占23.52%)，天然草生地47.37 ha(占3.95%)，未分類面積有7.74 ha(占0.65%)。

至於保留區內崩塌面積為729.36 ha，占保留區面積之60.86%，而占第8至20林班總崩塌面積之71.11%，顯示區內為九二一地震主要崩塌區域。

六、崩塌地與非崩塌地比較

九九峰研究區之平均海拔高度崩塌地

(502.47m)較非崩塌地(387.94m)高出114.52m(表14)，保留區內崩塌地之平均海拔高度(544.21m)較非崩塌地(459.42m)高出84.79m。黃(2002)對九九峰地區及其崩塌區之平均坡度統計分別為23° (40.14%)及34° (59.34%)，而本研究僅針對地勢較高之第8至20林班統計，研究區之平均坡度崩塌地(91.92%)較非崩塌地(53.78%)多出38.13%(表14)，保留區內崩塌地之平均海拔高度(93.54%)較非崩塌地(65.61%)多出27.93%，顯示海拔高度及坡度皆與地震造成之崩塌有密切相關。

研究區與保留區內崩塌地除弱乾性黃棕色森林土(土壤級4)明顯較非崩塌地低外，餘土壤類型與土壤級互有高低(表15)，無顯著差異，而研究區與保留區內崩塌地之土地利用類型以竹類、果園、檳榔園等人工墾植類型明顯較非崩塌地低，惟其所占面積比例低，又多位於地勢較平緩處，此結果不足以顯示土壤類型、土壤級及土地利用類型與崩塌有相關性。

結 論

九九峰研究區(第8至20林班)海拔高度介於100m至800m之間，其中位於300m至500m之間面積接近占61.57%，坡度為五級坡以上面積約占68.34%，顯見該區多為陡峭尖銳之山峰與深溝，而各坡向所占面積差異不大，惟幾乎無平緩區域。該區原本即多為覆蓋良好之闊葉林，土壤類型大多為棕色森林土，少部分位於溪谷旁區域為石質土，土層淺薄，排水良好，地形不穩定，甚易崩塌。研究區九二一大地震前之土地利用類型大部分區域仍為天然植被，人為開墾區域多位於鄰近村落或溪谷較平緩之處，其中以天然闊葉混淆林面積接近占58.65%最大，其次為天然針葉闊葉混淆林約占11.58%。

依據林務局資料統計研究區崩塌面積為1,025.68 ha，占總面積之33.63%，尤以第15林班崩塌面積最大，占總崩塌面積之26.89%，而崩塌區域大多位於海拔高度400m以上或坡度六級坡以上陡峭之山峰。自然保

表14. 九九峰地區崩塌地與非崩塌地之高度及坡度比較

Table 14. Comparison of elevations and slopes between landslide and non-landslide areas at Mt. Jiujiufong (8-20th compartments combined) and the Jiujiufong Nature Reserve

	Mt. Jiujiufong		Jiujiufong Nature Reserve	
	Landslide	Non-landslide	Landslide	Non-landslide
Elevation				
Minimum	137.36	135.00	212.36	198.84
Maximum	777.82	751.62	777.82	751.62
Mean	502.47	387.94	544.21	459.42
Slope (%)				
Minimum	0.00	0.00	0.00	0.00
Maximum	180.00	171.00	180.00	170.00
Mean	91.92	53.78	93.54	65.61

表15. 九九峰地區崩場地與非崩場地之土壤及土地利用型相對面積比較

Table 15. Comparison of soil types, soil classes, and land cover types between landslide and non-landslide areas at Mt. Jiujiufong (8-20th compartments combined) and the Jiujiufong Nature Reserve

	Mt. Jiujiufong		Jiujiufong Nature Reserve	
	Landslide	Non-landslide	Landslide	Non-landslide
Soil types				
Slightly dry brown forest soils	43.13	56.87	63.29	36.71
Moist brown forest soils	8.62	91.38	44.35	55.65
Low-dry yellowish brown forest soils	18.74	81.26	0.00	100.00
Wet lithic soils	33.52	66.48	51.44	48.56
Unclassified	4.05	95.95	22.80	77.20
Soil classes				
III	38.03	61.97	62.80	37.20
IV	18.74	81.26	0.00	100.00
V	33.52	66.48	51.44	48.56
Unclassified	4.05	95.95	22.80	77.20
Land cover types				
Natural hardwood mixed forest	40.54	59.46	63.83	36.17
Natural conifer-hardwood mixed forest	50.77	49.23	60.23	39.77
Natural bamboo-hardwood mixed forest	15.15	84.85	16.55	83.45
Natural grasses	67.24	32.76	90.99	9.01
Planted bamboo-hardwood mixed forest	20.69	79.31	0.00	100.00
Orchard	4.13	95.87	10.01	89.99
Betelnut	1.36	98.64	5.40	94.60
River bed	3.00	97.00	11.65	88.35
Other land	13.09	86.91	20.17	79.77
Unclassified	4.05	95.95	22.80	77.20

留區內海拔高度大多超過400m，坡度為六級坡以上面積約占70.10%，顯示保留區內地勢較區外高且陡峭，甚易崩塌。保留區內崩塌面積為729.36 ha，約占保留區面積之60.86%，而占第8至20林班總崩塌面積之71.11%，為九二一地震主要崩塌區域。

九九峰研究區之平均海拔高度崩場地較非崩場地高出114.52m，保留區內崩場地之平

均海拔高度較非崩場地高出84.79m，而研究區之平均坡度崩場地較非崩場地多出38.13%，保留區內崩場地之平均海拔高度較非崩場地多出27.93%，顯示海拔高度及坡度皆與地震造成之崩塌有密切相關。至於研究區與保留區內崩場地與非崩場地之土壤類型、土壤級及土地利用類型比較，殆因其分布明顯差異，其結果不足以顯示其與地震崩

場有相關性。

資料來源主要包括文字資料或不同比例尺之主題資料，可經適當轉換或轉檔處理，再以地理資訊系統整合所有蒐集資料，使得屬性資料與圖形資料正確結合，迅速且容易進行資料處理與分析，於展示方面益加清晰明瞭，乃作為輔助業務執行與決策支援之絕佳利器。

謝 誌

承蒙特有生物研究保育中心長官對本研究計畫之支持與勉勵，內政部地政司、林務局、農林航空測量所、行政院主計處及康訊科技公司等單位提供相關圖檔資料，組內同仁蘇小姐美如協助圖檔資料取得及陳小姐怡姣協助資料蒐集與繕打，以及兩位審查委員提供改進意見使本文更加充實，謹申謝忱。

引用文獻

- 王鑫。1997。地景保育。明文書局印行。國立編譯館主編。
- 林昭遠、林文賜、王清賢、陳素珠。2000。應用地理資訊系統於集集震災崩塌地之評估。水土保持學報 32(3): 139-148。
- 林昭遠、吳瑞鵬、林文賜。2001。921震災崩塌地植生復育監測與評估。中華水土保持學報 32(1): 59-66。
- 林瑞興、許富雄、姚正得、艾台霖。2003。九二一地震後台灣九九峰鳥類組成變化與植被回復之關係。特有生物研究 5(2): 47-59。
- 黃凱易。2002。九九峰自然保留區地覆變遷之監測與分析。林業研究季刊 24(3): 35-48。
- 廖秋成。1992。南投雙冬火炎山地區植群生態與植物區系之研究。國立中興大學實

驗林研究報告 14(1): 1-60。

謝兆申、王明果。1995。主要土壤分布與特性。行政院農業委員會台灣農家要覽增訂再版策劃委員會，增訂修訂再版台灣農業統計要覽農業篇(一)。豐年社。台北。p. 305。

Aronoff, S. 1989. *Geographic Information Systems: A Management Perspective*. WDL Publications. Ottawa, Canada.

台灣十字花科的新歸化植物—南美獨行菜

Lepidium bonariense L. (Brassicaceae) Newly Naturalized to Taiwan

許再文^{1,2} 蔣鎮宇² 彭鏡毅^{3,*}

Tsai-Wen Hsu^{1,2}, Tzen-Yuh Chiang² and Ching-I Peng^{3,*}

¹行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

²國立成功大學生物學系 台南市大學路1號

³中央研究院植物研究所 台北市研究院路二段128號

¹Endemic Species Research Institute, Chichi, Nantou, Taiwan

²Department of Biology, Cheng-Kung University, Tainan, Taiwan

³Institute of Botany, Academia Sinica, Taipei, Taiwan

* 通訊作者

* Corresponding author

摘要

本文報導近年在台灣中部發現原產於南美洲之十字花科新歸化植物—南美獨行菜(*Lepidium bonariense* L.)。本文提供南美獨行菜之性狀描述、野外生態照片及手繪圖，並製作檢索表以資區別歸化台灣之獨行菜屬二種植物。

Abstract

The genus *Lepidium* comprises about 220 species and is one of the largest genera of the family Brassicaceae. In Taiwan *Lepidium virginicum* L. has been recorded in the second edition of Flora of Taiwan. In our recent botanical survey, *Lepidium bonariense* L., another newly naturalized species was found in seaside wastelands of the central Taiwan. This paper provides a brief description of *L. bonariense* with photographs, distribution and a key to distinguish it from the congeneric *L. virginicum* in Taiwan.

關鍵詞：十字花科、獨行菜屬、南美獨行菜、歸化植物、台灣

Key words: Brassicaceae, *Lepidium*, *Lepidium bonariense*, naturalized species, Taiwan

收件日期：93年2月24日

接受日期：93年7月21日

Received: February 24, 2004

Accepted: July 21, 2004

緒 言

全球十字花科(Brassicaceae)植物約有337屬3,350種(Appel and Al-Shehbaz 2003)，台灣野生約12屬22種(Ying 1996)。獨行菜屬(*Lepidium*)為十字花科的一個大屬，全球約有220種(Appel and Al-Shehbaz 2003)，主要產於溫帶及亞熱帶地區(Mummenhoff *et al.* 2001)，台灣植物誌第二版記載有1種歸化植物(Ying

1996)。近年來對台灣十字花科植物相關研究的有筷子芥屬(*Arabis*) (Huang *et al.* 1995; O'kane and Al-Shehbaz 1997)、山芥菜屬(*Barbarea*) (Al-Shehbaz and Peng 2000)、假山葵屬(*Cochlearia*) (Al-Shehbaz *et al.* 1998)、郭長生、吳天賞、林榮貴等(郭及吳 1978; 郭等 1980)、陳世輝等(Chen 1980; Chen and Wu 1989)、沈瑞琛(沈 1994; Shen 1996)。筆者等人近年進行植物資源調查，於彰化縣發現獨



圖1. 南美獨行菜在台灣彰化海邊漁塭埂生長之狀態。

Fig. 1. Habitat of *Lepidium bonariense* L. in Taiwan.

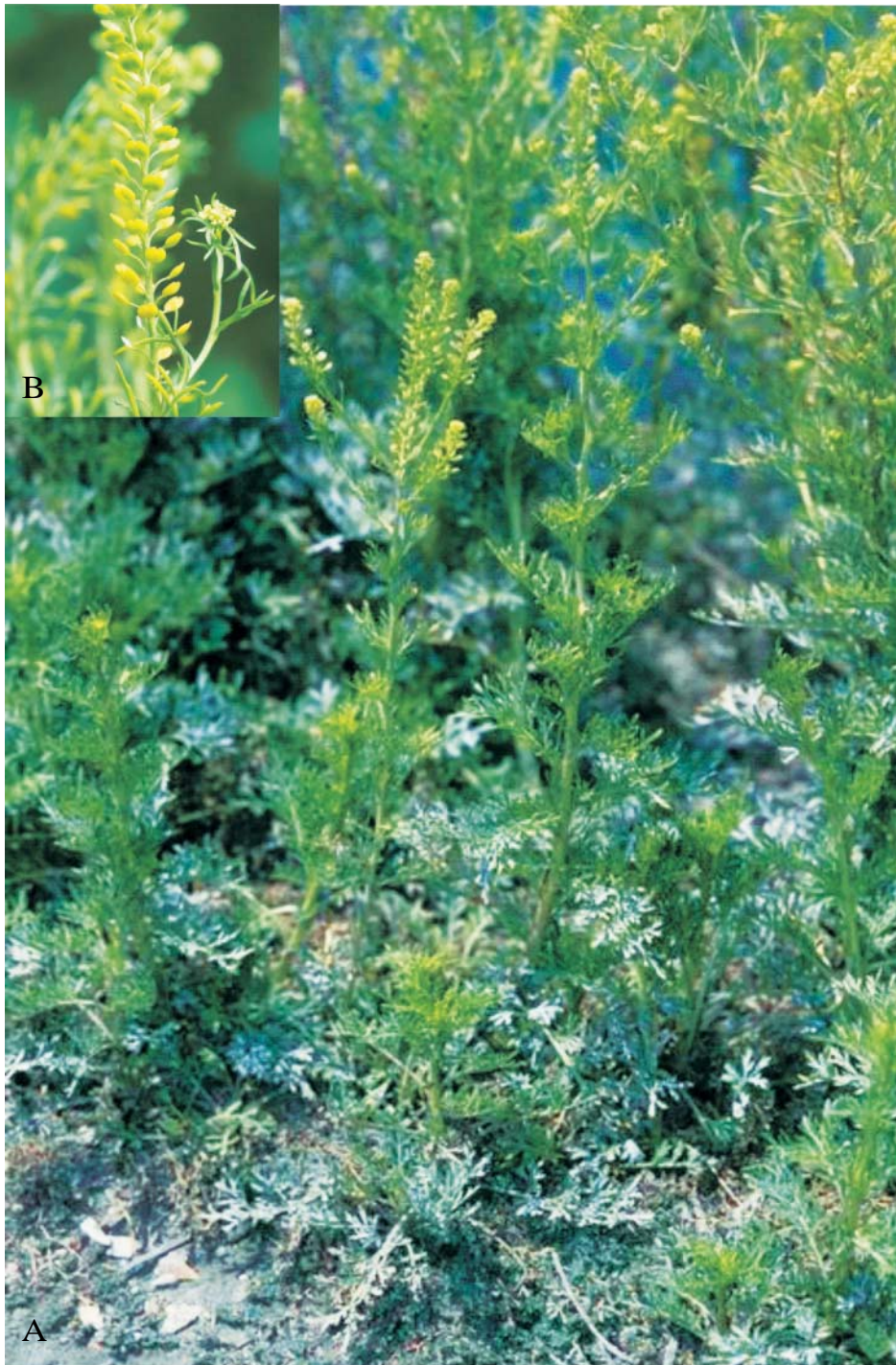


圖2. 南美獨行菜之植株(A, *Hsu 10816*)與果序(B, *Hsu 10708*)。
Fig. 2. Habit (A, *Hsu 10816*) and infructescence (B, *Hsu 10708*) of *Lepidium bonariense* L.

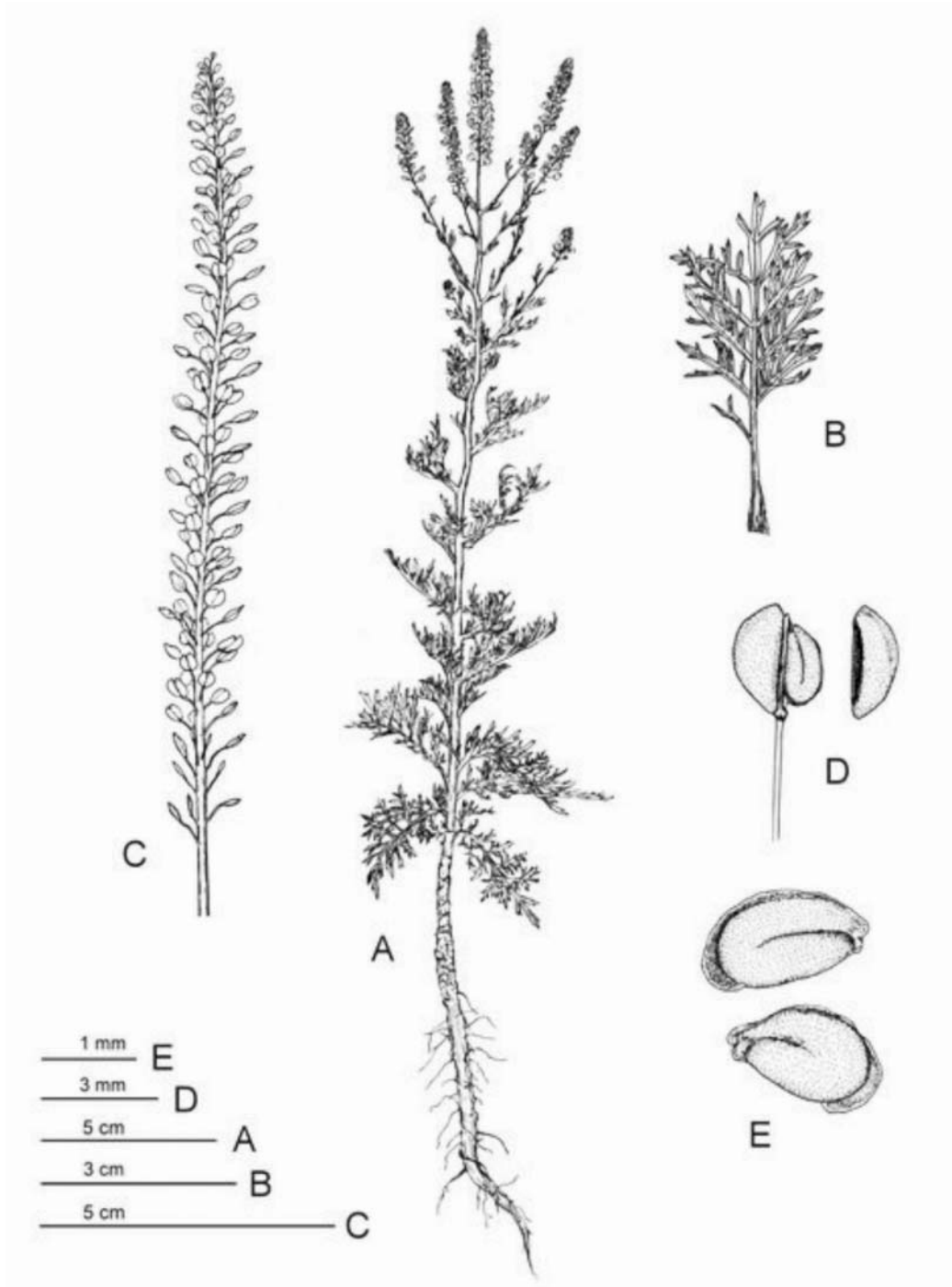


圖3. 南美獨行菜(A.植株；B.葉；C.果序；D.角果；E.種子)。

Fig. 3. *Lepidium bonariense* L. (A, habit; B, leaf; C, infructescence; D, silicle, one valve removed to show a seed; E, seeds).

行菜屬另一歸化種植物，經資料比對為原產於南美洲(Hitchcock 1945)之南美獨行菜，此植物在日本(Osada 1992; Shimizu 2003)及澳洲(Hewson 1981)也有歸化紀錄。

台灣產獨行菜屬植物之檢索表

1. 基生葉為羽狀裂葉或1回羽狀複葉，莖生葉為單葉.....*Lepidium virginicum* 獨行菜
 1. 基生葉與莖生葉皆為1-3回羽狀複葉.....
*Lepidium bonariense* 南美獨行菜

Lepidium bonariense L. Sp. Pl. 645. 1753.
 南美獨行菜

直立草本，開花時具直立莖，高約50 cm。莖直立，圓柱形，綠色，被細毛。根生葉較莖生葉大，莖生葉互生，托葉不存，葉柄長0.4-1(3) cm，扁平，葉為1-3回羽狀複葉，長2-5 cm，表面光滑，背被毛，末裂片線形，葉緣全緣，先端銳，楔基，葉脈不明顯或末裂片僅可見中肋。花頂生，總狀花序，總梗短。花萼4，近軸面一片被毛，餘光滑。花瓣4，絲狀，細小。雄蕊2枚。子房扁圓；花柱無或幾無，柱頭為頭狀。果實扁圓，徑3 mm，淡黃熟，種子2枚，黃色。

引證標本：台灣(TAIWAN)彰化縣(CHANGHUA)：芳苑鄉(Fangyuan Hsiang)，王功(Wangkung)，31 March 2002, *Hsu 10708* (HAST, 中央研究院植物所標本館；TESRI，特有生物研究保育中心植物標本館)；1 May 2002, *Hsu 10816* (HAST, 中央研究院植物所標本館，TESRI，特有生物研究保育中心植物標本館)。

南美獨行菜為近年歸化於台灣中部的物種，獨行菜屬植物以其角果為扁圓形的特徵，明顯不同於台灣其他野生的十字花科植物。南美獨行菜的莖生葉為1-3回羽狀複葉，有別於早已歸化台灣具單葉鋸齒緣之獨行菜。在台灣獨行菜分布於全島低至中海拔的

開闊地及林緣，局部地區成為優勢的入侵物種；南美獨行菜目前僅見於中部海邊之空曠或荒廢地，海邊的沙質草地、硬土草地、水泥裂縫、魚塭埂皆可發現其蹤跡，有時亦見與獨行菜混生，生長韌性極強，有擴張之跡象。

謝 誌

感謝農委會提供研究經費；中央研究院植物所、國立自然科學博物館、林業試驗所等單位標本館提供標本查詢之協助；密蘇里植物園Ihsan A. Al-Shehbaz提供寶貴意見及重要文獻；古訓銘先生協助繪製精美圖幅。

引用文獻

- 沈瑞琛。1994。台灣產十字花科植物分類之研究。國立中興大學森林研究所碩士論文。
- 郭長生、吳天賞。1978。兩種新紀錄歸化植物。嘉南學報 4: 69-72。
- 郭長生、吳天賞、林榮貴。1980。兩種新紀錄歸化植物。嘉南學報 6: 27-32。
- Al-Shehbaz, I. A., G. Yang, L. L. Lu and T. Y. Cheo. 1998. Delimitation of the Chinese *Yinshania*, *Hilliella*, and *Cochleariella* (Brassicaceae). *Havard Papers in Botany* 3: 79-94.
- Al-Shehbaz, I. A. and C. I Peng. 2000. The genus *Barbarea* (Brassicaceae) in Taiwan. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 41: 237-242.
- Appel, O. and I. A. Al-Shehbaz. 2003. Cruciferae. In: Kubitzki, K. and C. Bayer (eds.). *The Families and Genera of Vascular Plants* 5: 75-174. Springer-Verlag, Berlin.
- Chen, S. H. 1980. *Rorippa dubia*, a new record

- for the flora of Taiwan. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 13: 129-131.
- Chen, S. H. and M. J. Wu. 1989. *Rorippa palustris* (L.) Besser, a new naturalized species for the flora of Taiwan. *Journal of National Hualien Teachers College* 3: 257-264.
- Hewson, H. J. 1981. The genus *Lepidium* L. (Brassicaceae) in Australia. *Brunonia* 4: 217-308.
- Hitchcock, C. L. 1945. The South American species of *Lepidium*. *Lilloa* 11: 75-134.
- Huang, S. F., T. H. Hsieh and T. C. Huang. 1995. Notes on the genus *Arabis* L. (Brassicaceae) in Taiwan. *Taiwania* 40: 385-390.
- Mummenhoff, K., H. Bruggemann and J. L. Bowman. 2001. Chloroplast DNA phylogeny and biogeography of *Lepidium* (Brassicaceae). *American Journal of Botany* 88: 2051-2063.
- O'kane, S. L. Jr. and I. A. Al-Shehbaz. 1997. A synopsis of *Arabidopsis* (Brassicaceae). *Novon* 7: 323-327.
- Osada, T. 1992. *Colored Illustrations of Naturalized Plants of Japan*. Hoikusha, Osaka.
- Shen, R. C. 1996. Taxonomic studies of the Brassicaceae in Taiwan. *Journal of the Experimental Forest of National Chungshing University* 18: 1-44.
- Shimizu, T. 2003. *Naturalized plants of Japan*. Heibonsha, Tokyo.
- Ying, S. S. 1996. Cruciferae. *In*: Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Second Edition, *Flora of Taiwan* 2: 745-769. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Second Edition, Taipei.

Occurrence of the Earthworm *Amyntas carnosus* (Goto and Hatai, 1899) in the Northern Taiwan

台灣新紀錄種蚯蚓 *Amyntas carnosus* (Goto and Hatai, 1899)

Huei-Ping Shen, Su-Chen Tsai, Chu-Fa Tsai and Jiun-Hong Chen

沈慧萍¹ 蔡素蟾¹ 蔡住發¹ 陳俊宏²

¹Endemic Species Research Institute, Chichi, Nantou, Taiwan

²Institute of Zoology, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

¹行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

²台灣大學動物學研究所 台北市羅斯福路四段1號

Abstract

This paper describes the megascolecid earthworm *Amyntas carnosus* (Goto and Hatai, 1899) as a new record from the northern Taiwan. It is a large, octothecal earthworm belonging to the *corticis*-group of the genus *Amyntas* Sims and Easton, 1972, and widely distributed also in China, Korea and Japan.

摘要

本文描述一台灣新紀錄種蚯蚓 *Amyntas carnosus* (Goto and Hatai, 1899)。其為大型蚯蚓，具四對受精囊，屬於 *Amyntas* 屬之 *corticis* 種群，廣泛分布於中國大陸、韓國與日本。

Key words: *Amyntas carnosus*, earthworm, Taiwan

關鍵詞: *Amyntas carnosus*、蚯蚓、台灣

Received: February 13, 2004

Accepted: April 12, 2004

收件日期：93年2月13日

接受日期：93年4月12日

Introduction

Goto and Hatai (1899) described *Perichaeta carnosus* based on two specimens collected from Tokyo, Japan. It is 143-153 mm in length, 5-8 mm in width, and 106-126 in segment number. It was described with three pairs of spermathecal pores in 5/6-7/8, but three pairs of spermathecae in VII, VIII and IX, an unusual arrangement for earthworms and possibly an erroneous description. It has one postsetal papilla medial to each male pore, and paired presetal genital papillae on VII, VIII, XVIII, and XIX. Prostate glands are large in XVI-XX, and a large, round, granular accessory gland corresponds to each genital papilla around male pore. According to the key provided by Sims and Easton (1972) for species of the genus *Amyntas* of the family Megascolecidae, it belongs to the *gracilis* (= *hawayanus*) species-group. Easton (1981) adopted the original description of *Amyntas carnosus* (Goto and Hatai, 1899) as having three pairs of spermathecal pores in 5/6-7/8, and considered it to be synonymous to *Amyntas gracilis* (Kinberg, 1867).

According to Kobayashi (1936) and Ohfuchi (1937), there are four pairs of spermathecal pores in 5/6-8/9 and four pairs of spermathecae in VI-IX for *A. carnosus*. Therefore, *A. carnosus* should be placed within the *corticis*-group. In addition, the preclitellar genital papillae are on segment VIII and IX instead of VII and VIII as in the original description (Goto and Hatai 1899). Kobayashi (1936) examined a total of 204 specimens from Korea for individual variations on body length, diameter, segment number, setal number, and

number and position of genital papillae, and concluded that *Pheretima pingi* (Stephenson, 1925) from central China (Chen 1933), and *Pheretima kyamikia* (Kobayashi, 1934) from Korea are synonymous to *A. carnosus*. Also, Shen *et al.* (2003) considered *Amyntas sangyeoli* described by Hong and James (2001) from Korea to be synonymous to *A. carnosus*. Accordingly, *A. carnosus* is widely distributed in China, Korea, Japan, and Quelpart Island (Kobayashi 1936, 1938).

A. carnosus is a peregrine earthworm, and number and arrangement of its genital papillae are highly variable (Michaelsen 1931). Its paired presetal papillae on VIII, IX, XVIII, and XIX are either latero-ventral or medio-ventral (Stephenson 1931; Chen 1933; Kobayashi 1936). A considerable number of specimens from the central Korea lack genital papillae on both pre- and post-clitellar regions, and great reduction in the number of genital papillae of the Korean specimens is distinct when compared with the Chinese specimens of which papillae are rarely absent (Kobayashi 1936). According to Kobayashi (1936) its seminal vesicles are also variable in size, shape and texture. In addition, Kobayashi (1936) found two specimens with three pairs of spermathecal pores in 6/7-8/9.

Gates (1972) considered that *A. carnosus* is possibly conspecific to *Megascolex diffringens* Baird, 1869 (= *Amyntas corticis* (Kinberg, 1867)) which also has four pairs of spermathecae in VI-IX. *A. corticis* has variable papillae arrangement around male pore area, and there are individuals with the papillae arrangement same as that of *A. carnosus*. However, *A. corticis* is much thinner and smaller with body length 45-170 mm long and diameter 3-6 mm wide (Gates

1972), and has lower setal number, 26-46 in VIII and 39-54 in XX (Gates 1972), than *A. carnosus*. *A. corticis* has deformed or degenerated spermathecae, and its prostate gland is vestigial or absent.

The following description is based on 23 preserved specimens deposited at the Endemic Species Research Institute, Chichi, Nantou, Taiwan.

Amyntas carnosus (Goto and Hatai, 1899)

Perichaeta carnosa Goto and Hatai, 1899: 15.

Pheretima carnosa — Michaelsen, 1900: 260. — Kobayashi, 1936: 115; 1938: 161. — Ohfuchi, 1937: 56.

Pheretima pingi Stephenson, 1925: 891. — Stephenson, 1931: 55. — Michaelsen, 1931: 11. — Chen, 1933: 228. — Gates, 1935: 14.

Pheretima kyamikia Kobayashi, 1934: 1.

Amyntas carnosus — Sims and Easton, 1972: 235.

Amyntas gracilis — Easton, 1981: 50 (part).

Amyntas sangyeoli Hong and James, 2001: 271.

Materials examined. — Two mature (clitellate) specimens collected from Tunghou, Hsiao Village, Wulai, Taipei County, Taiwan on 24 Nov. 2001 by C. H. Chang; 18 mature specimens collected along Rt. 192 near Hsiaochochi, Ilan County, Taiwan on 18 May 2002 by I. H. Chen, W. C. Chih, S. C. Chuang, and C. H. Chang; one mature (clitellate) and two immature (aclitellate) specimens collected along Rt. 33-1 about 2 km southwest to Meihua Lake in west Tungshan Hsiang, Ilan County, Taiwan

on 21 July 2002 by I. H. Chen and C. P. Lai.

Description. — Length (mature) 130-240 mm, weight 3.11-7.46g. Segment number 76-146. Prostomium epilobous. First dorsal pore 11/12 or 12/13. Three annulets per segment in VII-XIII. Setal number 42-51 in VII, 54-73 in XX, 12-15 between male pores in XVIII. Clitellum XIV-XVI, setae absent, dorsal pores absent, 3.65-5.99 mm in length, 5.99-8.25 mm in width. Spermathecal pores four pairs in 5/6-8/9 (Fig. 1A), ventrolateral, buried deep in intersegmental furrow; distance between the paired pores 0.26-0.27 body circumferences ventrally apart; each pore with a posterior papilla medial to it. One or two papillae placed further ventral to each spermathecal pore, one anterior to the intersegmental furrow and the other posterior, the posterior papilla often buried deep in intersegmental furrow. Each papilla small, round, 0.2-0.3 mm in diameter. Female pore single, medio-ventral in XIV. Male porophores paired in XVIII, about 0.27 body circumferences ventrally apart, each with a whitish spot in the center or with a shallow transverse slit (depression) at the middle (Fig. 1B). One presetal and one postsetal papillae medial to each male pore, the latter closer to male pore. Each papilla 0.3-0.5 mm in diameter, round with a white center. The whole male area surrounded by two or three circular folds. Preserved specimens brown on dorsum, greyish on ventrum, slightly whitish around setal rings, and dark brown around clitellum.

Septa 5/6-7/8 and 10/11-13/14 thickened, 8/9 membranous, 9/10 absent. Gizzard large in IX-X. Intestine enlarged from XVI. Intestinal caeca paired in XXVII-XXIV, simple with a

white distal end. Esophageal hearts XI-XIII. Meronephridia bush-like mass in intersegmental spaces anterior to 6/7. Spermathecae four pairs in VI-IX (Fig. 1C). Ampulla oval, large, surface wrinkled, 3.45-4.45 mm long, 2.38-2.7 mm wide, with a long, stout stalk 0.7-1.65 mm in length. Diverticulum with a long, slender stalk

1.1-2.0 mm in length and an elongated seminal chamber 1.5-2.35 mm in length with a whiter distal end. Accessory glands round or slightly lobed, sessile or stalked, total length 0.4-0.86 mm, corresponding to external genital papillae.

Holandry: testis sacs paired in X and XI, round, smooth, second pair larger. Seminal

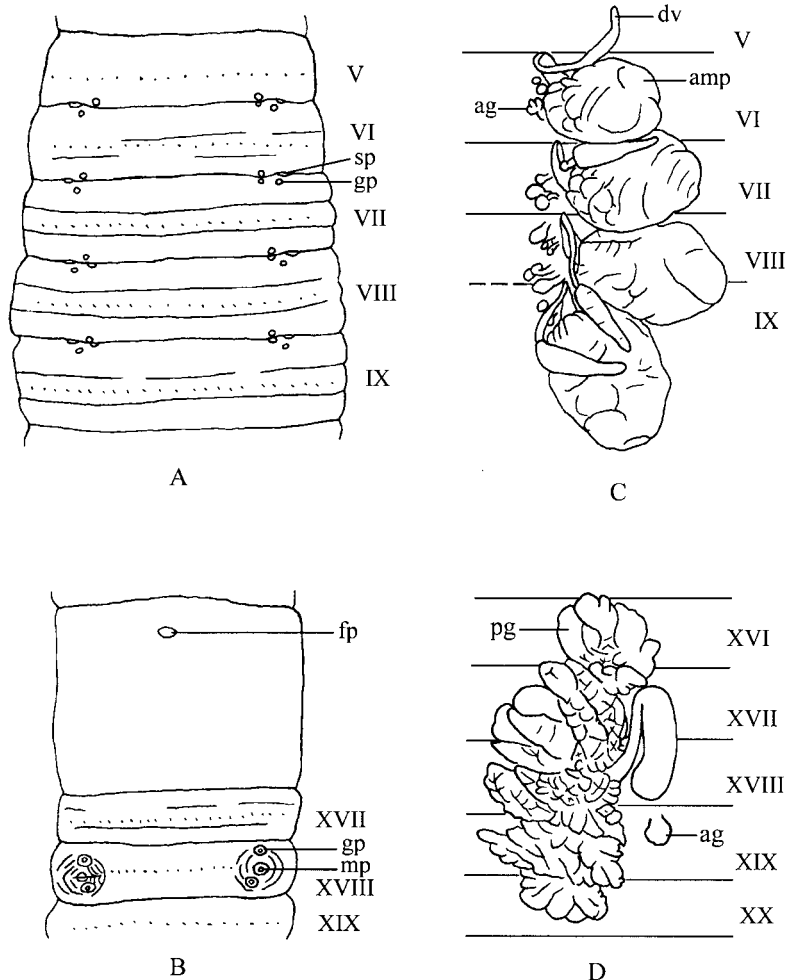


Fig. 1. *Amyntas carnosus* (Goto and Hatai): (A) ventral view of preclitellar region (sp, spermathecal pore; gp, genital papilla), (B) ventral view of clitellum and male pore region (fp, female porophore; mp, male pore), (C) dorsal view of right spermathecae (amp, ampulla; dv, diverticulum; ag, accessory gland), and (D) dorsal view of left prostate gland (pg).

vesicles paired in XI and XII, large, smooth, yellowish, posterior pair larger, each with a large, round dorsal lobe with a granulated surface. Prostate glands paired in XVIII, large, lobed, follicular, extending anteriorly to XVI and posteriorly to XX (Fig. 1D). Prostatic duct large, U-shaped, enlarged at distal half. Accessory glands round, sessile, about 0.45 mm long, corresponding to each genital papilla around male pore.

Literature Cited

- Chen, Y. 1933. A preliminary survey of the earthworms of the lower Yangtze Valley. Contributions from the Biological Laboratory of the Science Society of China (Zoology) 9: 177-295.
- Easton, E. G. 1981. Japanese earthworms: A synopsis of the Megadrile species (Oligochaeta). Bulletin of the British Museum of Natural History (Zoology) 40(2): 33-65.
- Gates, G. E. 1935. New earthworms from China, with notes on the synonymy of some Chinese species of *Drawida* and *Pheretima*. Smithsonian Miscellaneous Collections 93(3): 1-19.
- Gates, G. E. 1972. Burmese earthworms: An introduction to the systematics and biology of megadrile oligochaetes with special reference to Southeast Asia. Transactions of the American Philosophical Society 62(7): 1-326.
- Goto, S. and S. Hatai. 1899. New or imperfectly known species of earthworms. No. 2. Annotations Zoologicae Japonenses 3: 13-24.
- Hong, Y. and S. W. James. 2001. Five new earthworms of the genus *Amyntas* Kinberg (Megascolecidae) with four pairs of spermathecae. Zoological Studies 40(4): 269-275.
- Kobayashi, S. 1934. Three new Korean earthworms belonging to the genus *Pheretima*, together with the wider range of the distribution of *Pheretima hilgendorfi* (Michaelsen). Journal of the Chosen Natural History Society 19: 1-11.
- Kobayashi, S. 1936. Distribution and some external characteristics of *Pheretima carnosa* (Goto et Hatai) from Korea. Science Reports of the Tohoku Imperial University 11: 115-138.
- Kobayashi, S. 1938. Earthworms of Korea. I. Science Reports of the Tohoku Imperial University 13: 89-170.
- Michaelsen, W. 1900. Oligochaeta. Das Tierreich 10: 1-575.
- Michaelsen, W. 1931. The Oligochaeta of China. Peking Natural History Bulletin 5(3): 1-24.
- Ohfuchi, S. 1937. On the species possessing four pairs of spermathecae in the genus *Pheretima*, together with the variability of some external and internal characteristics. Saito Ho-on Kai Museum Research Bulletin 12: 31-136.
- Shen, H. P., C. F. Tsai and S. C. Tsai. 2003. Six new earthworms of the genus *Amyntas* (Oligochaeta: Megascolecidae) from central Taiwan. Zoological Studies 42(4): 479-490.
- Sims, R. W. and E. G. Easton. 1972. A numerical revision of the earthworm genus *Pheretima* auct. (Megascolecidae: Oligochaeta) with the recognition of new genera and an appendix on the earthworms collected by

the Royal Society North Borneo Expedition. Biological Journal of the Linnean Society 4: 169-268.

Stephenson, J. 1925. Oligochaeta from various regions, including those collected by the Mount Everest Expedition. 1924. Proceedings of the Zoological Society of London 1925: 879-907.

Stephenson, J. 1931. Oligochaeta from Burma, Kenya, and other parts of the world. Proceedings of the Zoological Society of London 1931: 33-92.