

特有生物研究

第十一卷第二期

中華民國九十八年七月

目 錄

台灣黑熊棲息地利用及分布預測模式	
.....黃美秀、吳尹仁、姚中翎、李培芬、王穎、吳海音	1
台灣高山田鼠糞便中性類固醇濃度變化與生殖之關係	
.....江逸凡、陳湘繁、陳宣米、邱智賢	21
日月潭水庫外來入侵種暹羅副雙邊魚(<i>Parambassis siamensis</i>)攝食生態之研究	
.....陳智宏、郭世榮	31
台灣中部筏子溪魚類豐度及歧異度與水質關係之研究	
.....蔡志偉、張世倉、李明儒	47
The First Record of a Himalayan Cuckoo (<i>Cuculus saturatus</i>) Killing Nestlings in a Potential Host's Nest.....	
Wan-Jyun Chen, Pei-Fen Lee and Ruey-Shing Lin	63
2000至2006年特有生物研究保育中心野生動物急救站傷病及死亡猛禽病例分析	
.....詹芳澤、王齡敏、林佩羿、林依蓉、黃獻文	69
台灣中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌調查	
.....林子超	79
<i>Calypogeia aeruginosa</i> Mitten, a Newly Recorded Liverwort to Taiwan.....	
.....Jia-Dong Yang and Shan-Hsiung Lin	93

特有生物研究

(2002 年起由年刊改為半年刊)

發行人 / 湯曉虞

總編輯 / 鄭錫奇

執行編輯 / (依姓氏筆劃序)

何健鎔、林瑞興、許再文、詹芳澤
蔡奇立、劉靜榆、薛美莉

編輯諮詢委員 / (依姓氏筆劃序)

方力行、王穎、王震哲、王鑫
呂光洋、呂福原、李玲玲、汪靜明
周昌弘、林幸助、林曜松、吳忠宏
吳錫圭、吳繼光、徐國士、郭城孟
陳明義、陳章波、陳擎霞、黃生
游祥平、彭鏡毅、楊平世、楊政川
廖一久、裴家騏、趙榮台、劉小如
蔡住發、歐辰雄、蔣鎮宇

英文編輯 / 蔡住發

助理編輯 / 羅華娟

出版 / 農委會特有生物研究保育中心
住址 / 南投縣集集鎮 552 民生東路 1 號
電話 / 049-2761331 轉 315
網際網路網址 / <http://www.tesri.gov.tw>

印刷 / 承印實業股份有限公司

出版日期 / 中華民國九十八年七月
創刊日期 / 中華民國八十八年元月
出版登記 / 局版台誌第一〇二〇七號
定價 / 新台幣一〇〇元整

展售處 /

五南文化廣場 04-22260330
台中市中山路 2 號
國家書店松江門市 02-25180207
台北市松江路 209 號 1 樓
國家網路書店

<http://www.govbooks.com.tw>

特有生物研究保育中心員工消費合作社
集集鎮民生東路 1 號
049-2762490

ENDEMIC SPECIES RESEARCH

Publisher / Hsiao-Yu Tang

Editor-in-chief / Hsi-Chi Cheng

Executive Editors /

Jen-Zon Ho, Ruey-Shing Lin, Tsai-Wen Hsu,
Fang-Tse Chan, Chi-Li Tsai, Ching-Yu Liou,
May-Li Hshiu

Advisory Board /

Lee-Shing Fang,	Ying Wang,
Jenn-Che Wang,	Shin Wang,
Kuang-Yang Lue,	Fu-Yuan Lue,
Ling-Ling Lee,	Ching-Ming Wang,
Chang-Hung Chou,	Hsing-Juh Lin,
Yao-Sung Lin,	Homer C. Wu,
Shi-Kuei Wu,	Chi-Guang Wu,
Kuo-Shih Shiu,	Chen-Meng Kuo,
Ming-Yih Chen,	Chang-Po Chen,
Ching-Shia Chen,	Shong Huang,
Hsiang-Ping Yu,	Ching-I Peng,
Ping-Shih Yang,	Jeng-Chuan Yang,
I-Chiu Liao,	Kurtis Jai-Chyi Pei,
Jung-Tai Chao,	Lucia Liu Severinghaus,
Chu-Fa Tsai,	Chern-Hsiung Ou,
Tzen-Yuh Chiang	

English Editor / Chu-Fa Tsai

Assistant Editor / Hua-Chuan Lo

Published by Endemic Species Research Institute
1 Ming-Shen E. Road, Jiji, Nantou 552,
Taiwan, R.O.C.

Tel: 886-49-2761331 ext. 315

WWW URL: <http://www.tesri.gov.tw>

Printer / Cheng Yin Enterprise Limited Company

Published in July 2009

GPN: 2009000545

ISSN: 1561-3771

台灣黑熊棲息地利用及分布預測模式

Habitat Use and Distribution Model of Formosan Black Bears (*Ursus thibetanus formosanus*)

黃美秀^{1,*} 吳尹仁¹ 姚中翎¹ 李培芬² 王穎³ 吳海音⁴

Mei-Hsiu Hwang^{1,*}, Yin-Jen Wu¹, Chung-Ling Yao¹,
Pei-Fen Lee², Ying Wang³ and Hai-Yin Wu⁴

- ¹ 國立屏東科技大學野生動物保育研究所 屏東縣內埔鄉學府路 1 號
² 國立台灣大學生態學與演化生物學研究所 台北市羅斯福路四段 1 號
³ 國立台灣師範大學生命科學系 台北市汀州路四段 88 號
⁴ 國立東華大學自然資源管理研究所 花蓮縣壽豐鄉大學路二段 1 號

¹ Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology, Pingtung, Taiwan

² Institute of Ecology and Evolutionary Biology, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

³ Department of Life Science, National Taiwan Normal University, Taipei, Taiwan

⁴ Institute of Natural Resources, National Dong Hwa University, Hualien, Taiwan

*通訊作者：hwangmh@mail.npust.edu.tw

* Corresponding author: hwangmh@mail.npust.edu.tw

摘 要

棲息地的喪失及破碎化為現今保育和經營管理大型食肉目動物最主要的議題，有效經營管理野生動物遂繫於瞭解動物對棲息地的需求和預測其分布。台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)為亞洲黑熊(*U. thibetanus*)於台灣之特有亞種，是瀕臨絕種的保育類動物。分析本島除高雄市及台北市以外海拔 100m 以上的研究樣區，黑熊出現地區紀錄所屬的環境因素，包括海拔、坡度、植生指標、自然度指標、道路密度、離溪流最近距離、離道路最近距離，皆與研究樣區的環境屬性呈現顯著差異(Mann-Whitney U test, $p < 0.001$)，顯示這些環境因素影響黑熊的棲息所在(chi-square test, $p < 0.001$)，

而此現象不僅反映出動物的選擇性，也與人為有關的死亡率風險有關。台灣黑熊分布預測模式(基因演算法)預測結果顯示，黑熊主要分布於中央山脈，在海岸山脈亦有零星分布。與 1990 年的紀錄相較，台灣黑熊的地理分布有縮減的趨勢，其棲息地的選擇除了受到食物資源豐富度以及相關物候環境影響之外，人為干擾更是關鍵因素。建議未來的預測模式，除了應該加強有熊及無熊資料的精準度之外，同時應該整合人類活動類型及位置，尤其是非法狩獵壓力、食物豐富度(包括植物及動物)，以及不同類型道路系統等變因，以達更精確的分布預測。

Abstract

Habitat loss and fragmentation are primary issues in the conservation and management of large carnivores. Successful wildlife management requires an understanding of animal habitat requirements and accurate prediction of its distribution. The Formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*), an endemic subspecies of Asiatic black bear (*U. thibetanus*) inhabiting Taiwan, is listed as a locally endangered species. Grid cells where Formosan black bears were detected differed significantly from the availability of habitats across the entire study area (>100m in elevation, excluding Taipei and Kaohsiung cities) in all seven environment variables measured, including elevation, slope, NDVI (normalized difference vegetation index), naturalness, road density, and shortest distance to river and road (Mann-Whitney U test, $p < 0.001$). The results indicated that these variables affected where bears tended to live (a reflection of their choices as well as spatial differences in human-related mortality risks; chi-square test, $p < 0.001$). The genetic algorithm for rule-set prediction model predicted that bears occurred mainly along the Central Mountain Ranges, whereas few lived in the isolated Eastern Coastal Mountain Range. The geographic distribution of Formosan black bears appears to have declined, as compared to the distribution data recorded in 1990. Their habitat use was not only limited by food abundance and natural physical factors but also by human disturbance. The predictability of our model would be enhanced by improving the accuracy of bear presence-absence data and by incorporating more explanatory variables, such as types and locations of human activities (especially illegal hunting), food abundance, and various road networks.

關鍵詞：亞洲黑熊、台灣、棲息地選擇、基因演算法、出現資料

Key words: Asiatic black bear, Taiwan, habitat selection, genetic algorithm for rule-set prediction (GARP), presence data

收件日期：97 年 11 月 7 日

接受日期：98 年 6 月 1 日

Received: November 7, 2008

Accepted: June 1, 2009

緒 言

有效的野生動物經營管理繫於瞭解動物對棲息地的需求。對於保育瀕危或受威脅的物種，所需採取的積極保育行動包括瞭解現有種群的地理分布範圍，以及動物對於棲息環境的選擇情況。這些資訊將提供未來進行重要棲息地復育的位置及方式的選擇，以及評估各種開發或環境變化對於該種群的潛在影響的重要參考(Palma *et al.* 1999; Anderson *et al.* 2004; Hidalgo-Mihart *et al.* 2004)。

台灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)為亞洲黑熊於台灣的特有亞種(Nowak 1991)，是台灣最大型的食肉目動物。此物種於 1989 年被列野生動物保育法的「瀕臨絕種」保育類動物，目前確切的地理分布仍缺乏資料。雖然早期的紀錄顯示台灣黑熊曾廣泛分布於本島低至高海拔的森林地區(Kano 1940, cited by Wang 1999)。然近幾十年來，台灣工商業急遽的發展，許多自然棲息地遭受破壞，加上人為干擾和非法狩獵的壓力，台灣黑熊數量不僅大幅縮減，種群的分布範圍也漸趨縮小，似乎有被迫往海拔較高或人為活動較少的區域活動的趨勢(Wang 1999; Hwang and Wang 2006)。

受威脅的大型食肉動物，除了數量稀少之外，加上活動範圍廣大，故其保育不僅攸關此物種本身的存續，同時影響更大尺度的生物多樣性保育(Coppolillo *et al.* 2004)。深入瞭解現今台灣黑熊對棲息環境的需求，不僅關係著能否有效地保護該物種的野外族群，同時也關係到保護本島大範圍的生態系及所屬生物多樣性。因此，瞭解台灣黑熊之地理分布及棲息地利用模式，無疑應該列為當前保育此物種及生物多樣性的優先課題。

物種的地理分布是評估保育等級的重要指標之一，是生物多樣性保育及經營管理的必要資訊(Margules and Pressey 2000)。然對於數量稀少或研究缺乏的物種而言，這方面的資料

往往不足，從而影響保育策略的擬定。有關台灣黑熊早期分布的調查於 1988-1993 年進行，初步地提供了黑熊於本島的分布概況(reviewed by Wang 1999)。然這些資料主要源自訪談，調查結果受到抽樣方法、小樣本數、人為(包括調查者及受訪者)可及區域的限制，可能影響到結果的效度。另這些資料距今已超過 15 年，亦恐無法完整地反映此物種近期的分布情況。

傳統的調查物種分布方式亦常受環境、人力、物力、財力、時間上的限制，很難在短時間之內有系統地完成有關物種大範圍分布的野外調查，呈現動物完整的地理分布情況。對於密度低或活動範圍廣大的種類如熊科動物，此情況尤為明顯。近年來許多研究者遂使用各種數學統計方式，結合已被廣泛應用於呈現物種分布的地理資訊系統(geographic information system, GIS)，以重要的環境因素建立野生動物的棲息地模式，預測該物種在尚未調查地區的可能分布情形；此法不僅可彌補利用發現動物地點所繪製的點圖(dot map)的保守推論(Skov 2000)，也能及時提供保育決策的重要資訊(Guisan and Zimmermann 2000; Kobler and Admic 2000; Glenz *et al.* 2001; Ortega-Huerta and Peterson 2004)。

在分布預測的模式中，經常被使用的技術之一是基因演算法(genetic algorithm for rule-set prediction, GARP)。GARP 係使用僅有物種出現(presence-only)的資料，以人工智慧學習工具為基礎，以物種出現的點位和環境資料，找出各組成(環境因子)之間的規則，以決定該物種出現於何種環境及生態區位上，並產生一潛在的分布(Stockwell and Noble 1992; Stockwell and Peters 1999)。已有研究指出 GARP 的模式測試結果顯示其良好的預測力(Peterson and Vieglais 2001; Tsoar *et al.* 2007)。例如 Peterson (2001)利用北美鳥會調查資料，發現 34 種鳥類的測試皆呈高度顯著差異，顯

示模式具極高的預測力。在台灣，此法也是 5 種預測八色鳥的全島分布模式中，預測準確度最高者，準確度高達 85% (李等 2005)。

動物對環境資源的選擇性是經營管理上的另一重要課題，這一般是指相對於環境所提供的棲地和食物資源的可得性(availability)而言，動物不等比例的使用特定的棲地或食物資源 (Allredge and Ratti 1986; Manly *et al.* 2002)。在北美洲，與台灣黑熊於生態功能相當的美洲黑熊(*U. americanus*)，其分布受到各種自然環境及人類活動因素影響，比如食物量、植被、狩獵、道路等(Mattson 1990; Clark *et al.* 1993; Van Manen 1997; Clark *et al.* 1998; Stratman *et al.* 2001; Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)。這些棲地生境除了提供動物足夠的水和食物來源之外，也提供動物適當的隱蔽場所，避免不利生存或生殖的各種人為或自然(包括生物性及非生物性)的干擾。

由於台灣黑熊具廣大的活動範圍(27-202 km²)，雜食性，以及季節性利用棲地的行為模式(Hwang 2003)，加上具社會經濟價值，故可視為地景物種(landscape species) (Coppolillo *et al.* 2004)。也就是說其棲地利用模式乃考量大尺度及多元的地景角度，而非僅單一環境因素，這也是經營管理所需著重的尺度。因此，本研究旨在收集台灣黑熊於 1990-2006 年間在全島出現的各種紀錄，以勾勒出現今台灣黑熊的地理分布圖，並進一步利用基因演算法結合地理資訊系統，建立台灣黑熊的分布預測模式，推估黑熊潛在的分布範圍，並藉由比較預測黑熊出現地區與研究樣區的環境屬性，探討台灣黑熊的棲息地選擇。

材料與方法

一、研究樣區

本研究採用李培芬等人(1997)所建置之台灣地區生態與環境因素資料庫，圖層網格為 1

×1 km，台灣本島共 37,552 個網格。為了瞭解台灣黑熊對於棲息地的選擇性，基於無線電追蹤玉山國家公園台灣黑熊的最低出現海拔約為 300m (Hwang 2003)，本研究樣區的界定乃移除台北市及高雄市所屬範圍，並選取海拔高度大於 100m 的連續網格，遂得研究樣區共 24,260 個 1×1 km 網格。

二、台灣黑熊分布資料庫

發現台灣黑熊的紀錄包括直接及間接證據，前者為目擊、自動照相機照片、捕獲等紀錄，後者為野外黑熊活動所留下的痕跡，如爪痕、排遺、食痕、熊窩等。台灣黑熊數量稀少，加上習性隱蔽，可獲得的直接證據十分有限，故本研究採用文獻回顧、訪談、林務局座談會，以及問卷等方法，收集 1990-2006 年的黑熊紀錄；資料經研究者進一步確認後，方列入分析。

(一)文獻回顧及訪談

回顧國內動物調查的相關研究報告，搜尋曾有黑熊的紀錄，包括目擊、痕跡、自動照相機、無線電追蹤等資料。由於這些資料的精確度不一，故必要時進一步聯絡當事人，以確認資料。資料庫的建立僅使用證實動物為台灣黑熊，且地點資訊精確度足夠(1×1 km 網格)的紀錄。

(二)林務局座談會

為了有系統收集全島的黑熊分布紀錄，於 2006 年 1 月行文至林務局 8 個林管處(羅東、新竹、東勢、南投、嘉義、屏東、台東、花蓮)與所屬 34 個工作站，搜尋曾發現過黑熊的林業工作人員。之後於該年 4 至 5 月在全省林管處或工作站舉辦「台灣黑熊生態及保育全省巡迴座談會」，邀請及面對面訪談這些曾發現台灣黑熊或被薦舉為野外從業經驗豐富的受訪者，收集其記錄黑熊的資料。

(三)「發現台灣黑熊」問卷

我們設計了一份「發現台灣黑熊」的調查

問卷，內容涵蓋回答者之個人基本資料，以及野外發現黑熊或其痕跡的日期、時間、痕跡種類、地點、植被環境、海拔等資料。問卷於 2005 年 12 月郵寄至與保育相關的政府、學術和民間單位，以及登山相關的商店和社團。同時利用網路的流通性，將該問卷設計成網路版 (<http://tve.npust.edu.tw/project/meibear/Chinese/iwc>)，並寄送含問卷附件的電子信函，給相關單位或個人。寄發問卷回信和網路問卷收集後，我們會設法聯絡到填寫問卷當事人，確認所提供資料之可信度後方採用。

三、分布預測模式

我們檢視相關文獻上提及影響熱帶至溫帶地區熊類對棲息地利用的各種環境因素，並考量相關圖層資料的可得性後，選出 7 種可能影響黑熊出沒的變因，包括自然和人為環境因素，作為建立台灣黑熊預測分布模式的變因。前者包括海拔、坡度、常態化差異植生指數 (normalized difference vegetation index; NDVI) (Teillet *et al.* 1997)、離溪流最近距離；後者包括自然度指標、道路密度、離道路(包括國道、省道、縣道、一般道路)的最近距離。這些環境資料圖層源自於台灣地區生態與環境因素資料庫(李等 1997) (表 1)。其中離溪流最近距離乃依台灣集水區分布圖三級以上的重要河流(孫 1988)，經 Arc/Info 數化轉為網格式資料後，載入 IDRISI 作距離分析。NDVI 為定量計算衛星影像綠度之變化，能反應和評估植物生長、生態系活力和生產力狀態；數值介於-1 至 1，值越大表示地表植物生育旺盛、植被覆蓋佳 (Jensen 2005)。

由於大部分的物種都缺乏真正沒有分布 (true absence) 的資料，嚴重地影響到地理分布的預測能力 (Stockwell and Peterson 2002)，本研究採用僅需物種出現資料的模式，利用以 GARP 演算法為基礎的套裝軟體 Desktop GARP (<http://www.lifemapper.org/desktopgarp>)

進行分析。利用亂數表將出現黑熊的點位資料逢機分成 training 及 test data，前者約 2/3 的總資料量，用來建立預測模式 (n = 439 筆)，並於找出最佳模式後，再將所有的組合累加後再除以最佳模式總數，便是預測該物種出現的機率值。也就是說，假設選定 10 個最佳模式後，利用 GIS 中 ASCII to Raster 的轉換功能，將每一模式 (.asc) 轉成 raster 檔，再利用 Raster Calculator 功能累加所有的模式，再除以 10，就是該網格預測物種出現的機率值。本研究利用 7 個環境變因建立第 1 次的預測分布模式；之後拿掉衍生的變因(離道路最近距離)，進行第 2 次預測；第 3 次預測則再將另一衍生的變因(離溪流最近距離)拿掉，最後於 3 次預測模式中選取最佳者。

為了驗證模式的準確度及方便闡釋結果，將生物分布的資料依據一適當的切點 (cut point) 做分類，將預測分布值大於切點者，視為物種會出現的區域，而預測值小於切點者，視為該物種不會出現的位置。本研究採用預測平均值減去標準差的方法選定切點 (Buckland and Elston 1993)，並以此建立誤差矩陣 (confusion matrix or error matrix)，用來評估預測分布模式準確性。其中 a 為動物實際上出現，而預測會出現；d 是動物實際上不存在，而預測該物種不會出現的結果，故 a、d 皆為正確預測的部分。另 b 則是實際上沒有動物分布，卻預測有動物出沒；反之，c 是實際上動物出現，卻預測該物種不存在，故 b、c 分別有可能高估 (commission error) 及低估 (omission error) 動物分布。

為了瞭解模式的預測效力，利用 sensitivity 作為評估模式的指數，即「實際上出現且預測也為出現」的機率。另增加沒有熊紀錄的資料，以計算 Kappa 值，此值雖和物種分布廣泛程度的相關性較低，但相對地較能反應物種對於棲地環境的高選擇性 (Manel *et al.* 2001; Tsoar *et al.* 2007)。此乃回顧國內動物調查的相

表 1. 分析及預測台灣黑熊出現所使用之自然和人為環境因素及說明

Table 1. List and specification of natural and human-related variables used to analyze and to predict occurrence of Formosan black bears

Variables	Range	Specification
1. Natural factors		
Elevation (m)	50-3,429	Based on the 1/50,000 topographic map published by Ministry of the Interior, the contour interval was 100m set as Arc/Info file and then transferred to the grid system. The elevations within a grid were averaged.
Slope (°)	0-60.6	Utilized the elevation database and loaded to IDRIST to calculate slope. The slopes within a grid were averaged.
Normalized difference vegetation index (NDVI)	-1+1	Data was from the US. Geological Survey. One month 3 images, presenting the plant growth condition at the first, middle and end of the month, respectively, was processed by geographical adjustment or project transfer, and then mapped to the grid system.
Shortest distance to rivers (km)	0-10.4	Digitalized the distribution map of watershed in Taiwan published by the Council of Agriculture by Arc/Info (Sun 1988), and then transferred to grid data, loaded to IDRISI to analyze the distance. The result was saved as dBase format.
2. Human-related factors		
Naturalness	1-10	Classified the vegetation map into 10 levels according to land use and land cover types with a natural index concept (Hsu 1984). The bigger the number is, the more natural it is. Excluding the 7 th level, they were: (1) city, (2) fish farm, (3) farmland (rice paddy, tea plantation and sugar cane garden), (4) orchard, (5) afforestation (acacia, mixed and bamboo forests), (6) fir afforestation, (8) secondary forest (pine and Yushan bamboo), (9) fagus, and (10) primary forest.
Road density (m/ha)	0-288.8	Digitalized the transportation road map published by the Council of Agriculture (1994), including national highways, provincial highways, prefectural highways, country ways and ordinary roads. Then, calculated the total road lengths for a square unit.
Shortest distance to roads (km)	0-16.3	The shortest distance from the grid center to the central of the grid where its road density was greater than zero.

關研究報告，若調查期間中沒有於該調查樣區內發現黑熊蹤跡，則屬沒有熊紀錄(n = 499) (吳 2007)；由於很難驗證是否真的沒有黑熊出沒，故此資料可能會是 pseudo-absence。Test data 是從資料庫中其他黑熊出現及無紀錄的資料，分別隨機選出 150 筆，以測驗模式的準確性。Kappa 值介於 0-1 之間，若值大於 0.75，表示預測模式準確性極好；若介於 0.40 和 0.75 之間，表示模式預測力尚可；若小於 0.4，表示其預測力差(Landis and Koch 1977)；其計算

公式如下：

$$Kappa = \frac{(a+b+c+d)(a+d) - [(a+b)(a+c) + (c+d)(b+d)]}{(a+b+c+d)^2 - [(a+b)(a+c) + (c+d)(b+d)]}$$

四、資料分析

以地理資訊系統(ArcGIS 9.2)為基礎模組分析黑熊資料，並搭配 ERDAS IMAGINE 8.5 軟體萃取相對應環境屬性。黑熊出現點位的棲息地屬性乃利用 40×40m 解析度的數值地形模型 DTM (digital terrain model)，搭配 ERDAS

IMAGINE 8.5 萃取出該點所對應的海拔等相關環境屬性。本研究分析 1x1 km 網格的環境特性，利用 Mann-Whitney U test 檢定預測有黑熊分布的網格(簡稱「有熊格」, bear grids)與整個研究樣區網格(相當於 availability)於各項環境變因上的差異。

為進一步檢測台灣黑熊對棲息地的選擇性，我們比較預測有熊格和研究樣區的網格於各項環境變因梯度上的百分比例，利用卡方適合度分析(goodness of fit test)檢定二者是否有顯著差異，並以 modified Ivlev's electivity index (EI, Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)檢視其選擇程度。其中 $EI_i = [2 \text{ (use of habitat } i - \text{availability of habitat } i)] / [1 + \text{(use of habitat } i + \text{availability of habitat } i)]$ 。EI 表示偏好使用 i 類棲息地的指數，該值介於 -1 至 +1，若正值則表示偏好(preference)，若負值則表示驅避(avoidance) (Powell *et al.* 1997)。

結 果

一、有熊格地理分布

彙整後的黑熊點位資料總計 589 筆，包括活動痕跡(56.2%)、目擊(22.9%)、無線電追蹤(12.9%)、自動照相機(7.3%)、捕獲紀錄(0.7%)。這些熊點位資料出現於海拔 300-3,700m，除了 4 筆紀錄出現於海岸山脈之外，皆分布於中央山脈山系(圖 1)。除高雄市之外，全島沒有黑熊發現紀錄的縣市為台北、彰化、雲林、台南。

黑熊點位涵蓋了 344 個 1x1 km 網格(有熊格)，其中 99%有熊格位於中央山脈，1%位於海岸山脈。分布範圍的北界為桃園縣復興鄉的南插天山和拉拉山一帶，南界為屏東縣泰武鄉的南、北大武山區域；海岸山脈則出現於花蓮玉里安通山及成功開眼山之間山區。保護區系統占研究樣區的 30.3%，而有熊格則有 64%落於保護區內，其中 71%並位於 3 個高山型的國家公園(即玉山、雪霸、太魯閣)內，29%位於

國家公園以外的保護區。

利用基因演算法進行的 3 次預測模式中，sensitivity 依次為 0.89、0.88、0.87；Kappa 依次為 0.36、0.31、0.35。可見以包含所有變因(即海拔、坡度、植生指標、離溪流最近距離、自然度指標、道路密度、離道路最近距離)所建立的第一個模式，預測力最佳(sensitivity = 0.89, Kappa = 0.36)，故後續則以此作為預測台灣黑熊地理分布。

將預測分布機率大於切點 0.525 的網格歸類為「黑熊會出現(有熊)」，而小於或等於此值者則歸類為「黑熊不會出現(無熊)」，結果顯示實際有發現黑熊的紀錄有 96%出現於模式預測範圍之內，然預測有熊的南北範圍明顯較實際紀錄廣。最北至台北縣坪林鄉的北宜公路以南的三角崙山附近，但多為零星的小區塊，從台北縣烏來鄉以及桃園縣復興鄉方呈現大範圍的區域；南邊最遠到茶茶牙賴山和佳菩安山一帶，從屏東縣的春日鄉、達仁鄉、獅子鄉交界才開始有較大區塊連結(圖2)。東部海岸山脈於台東和花蓮縣的南北向交界處，有熊格呈現一狹長條區域，並與中央山脈分開(圖2)。有熊格面積為 9,587 km²，占研究樣區之 40%，或台灣本島之 25.5%，並有 56.4%位於保護區系統內，包括 20%於國家公園內。

二、棲息地選擇

比較預測台灣黑熊會出現的區域與整個研究樣區網格所屬的各項環境因素，二者的分布皆呈顯著差異($p < 0.001$)；另在各環境梯度的百分比例分布上，亦達顯著差異水準($X^2 = 155-7,183$, $p < 0.001$)。

預測黑熊會出現的網格平均海拔為 1,710±607m (範圍 587-3,204m)，高於研究樣區的平均海拔(1,117±814m)，然於 <500m 或 >3,500m 區域皆未預測到黑熊的分布。預測有熊格的海拔分布則主要出現於 1,000-1,500m 和 1,500-2,000m，百分比例皆>25%，其次為

2,000-2,500m、500-1,000m、2,500-3,000m (10-20%, 圖 3)。相較於研究樣區，黑熊對於海拔 1,000-3,000m 的區域，有較高程度的利用，EI 值為 0.09-0.16，但 1,000m 以下低海拔區的

EI 值為負，隨海拔遞減而利用程度越低(EI = -0.13 及 -0.47, 圖 3)。

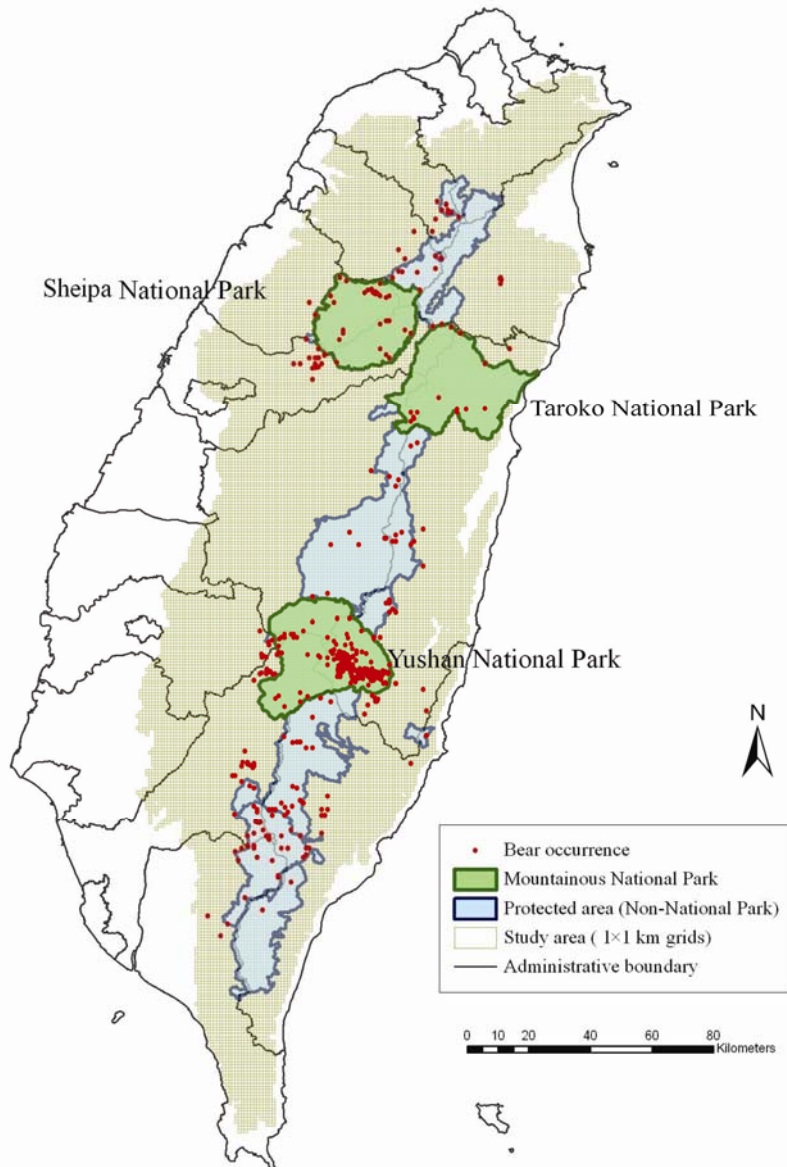


圖 1. 1990-2006 年期間發現台灣黑熊紀錄的地理分布圖(研究樣區為 1 km² UTM 網格系統)。

Fig. 1. Geographical distribution of Formosan black bears based on the occurrences recorded in 1990 to 2006. The study area was mapped on a 1 km² UTM grid cell basis.

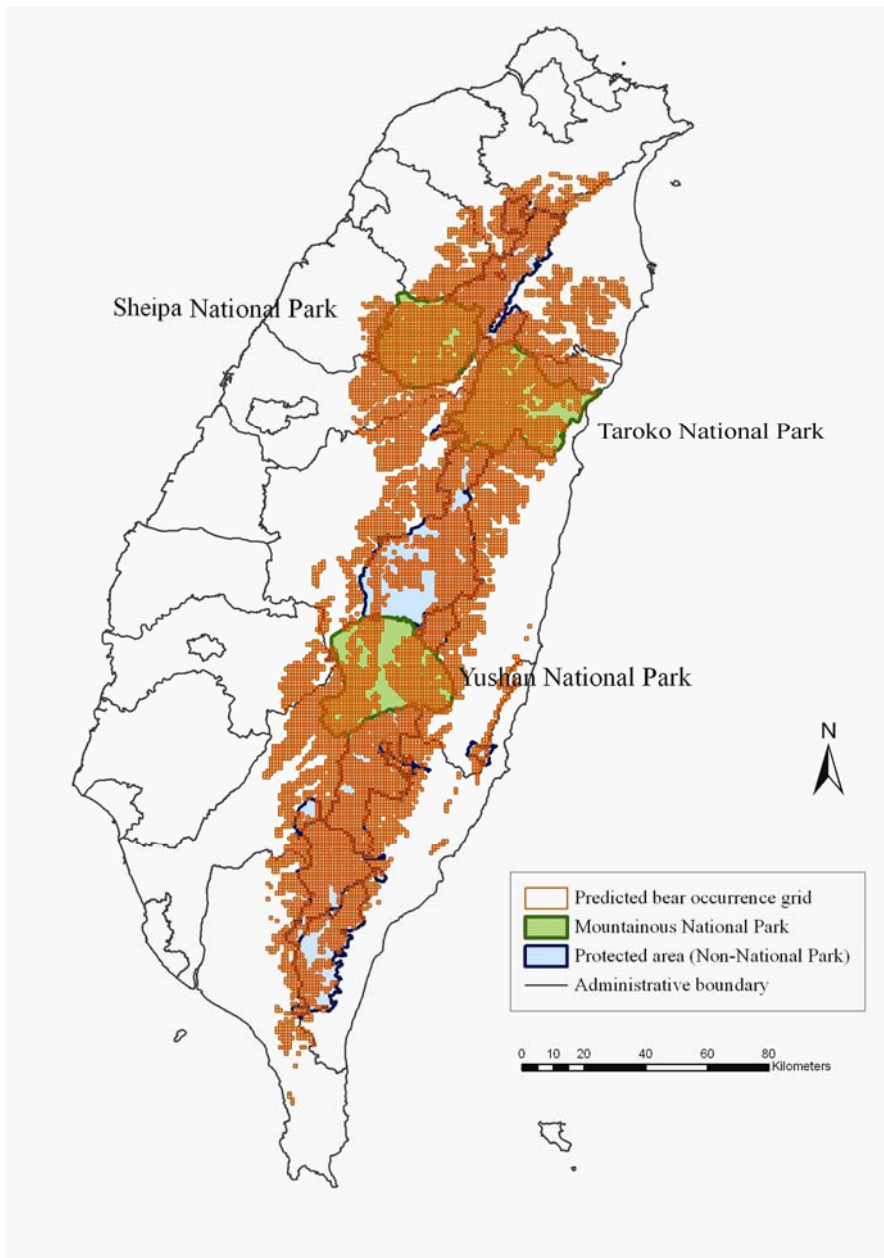


圖 2. 根據 1990-2006 年期間的台灣黑熊紀錄，利用基因演算法所預測之台灣黑熊地理分布圖。

Fig. 2. Geographical distribution of Formosan black bears derived from the genetic algorithm for rule-set prediction (GARP) and bear data reported in 1990 to 2006.

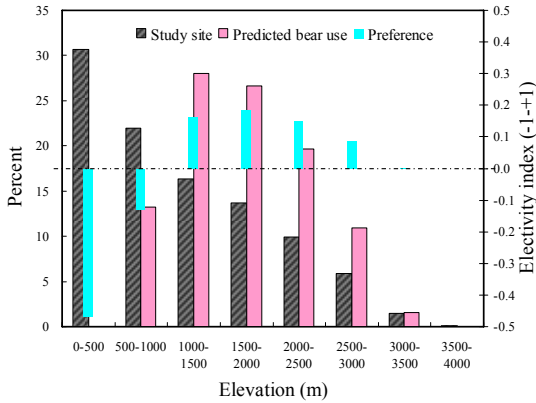


圖3. 比較研究樣區與預測有熊格區域內海拔之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數 (electivity index)。

Fig. 3. Electivity indices for areas of different elevations calculated by comparing grid percentages available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

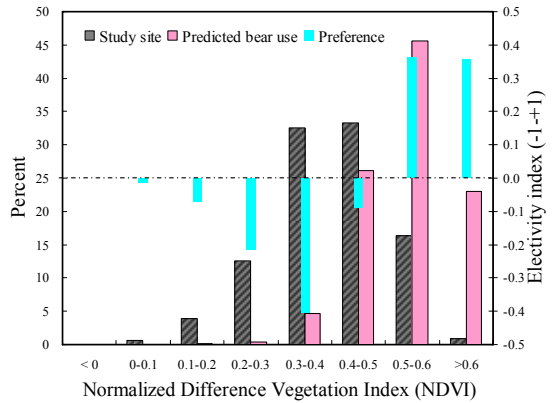


圖4. 比較研究樣區與預測有熊格區域內植生指標之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數 (electivity index)。

Fig. 4. Electivity indices for areas of different normalized difference vegetation index (NDVI), calculated by comparing grid percentages available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

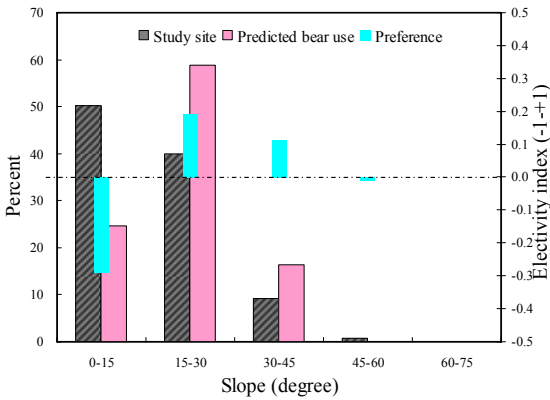


圖5. 比較研究樣區與預測有熊格區域內坡度之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數 (electivity index)。

Fig. 5. Electivity indices for areas of different slopes calculated by comparing grid percentages available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

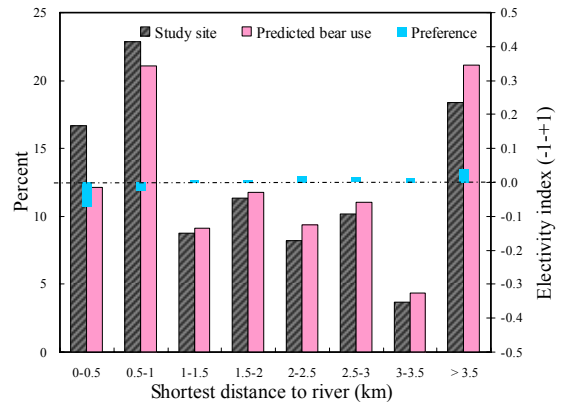


圖6. 比較研究樣區與預測有熊格區域內距溪流距離之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數 (electivity index)。

Fig. 6. Electivity indices for areas of different distances to rivers calculated by comparing grid percentages of categories available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

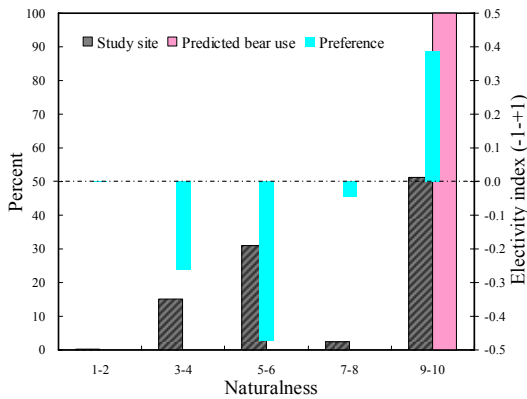


圖 7. 比較研究樣區與預測有熊格區域內自然度指標之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

Fig. 7. Electivity indices for areas of different naturalness indexes calculated by comparing grid percentages of categories available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

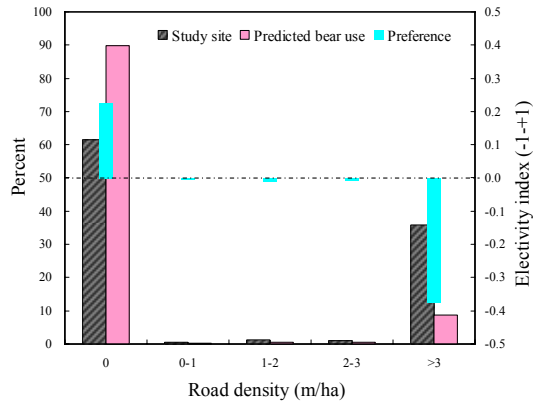


圖 8. 比較研究樣區與預測有熊格區域內道路密度之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

Fig. 8. Electivity indices for areas of different road densities calculated by comparing grid percentages of categories available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

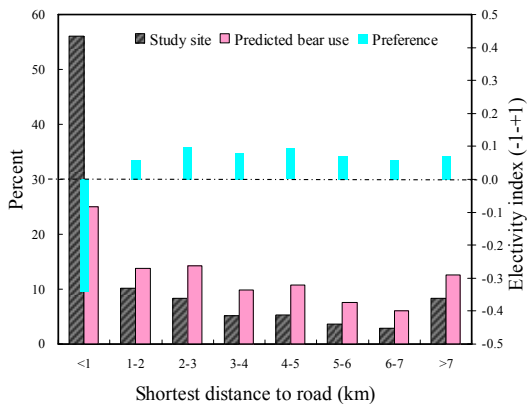


圖 9. 比較研究樣區與預測有熊格區域離道路最近距離之網格分布百分比例，顯示台灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

Fig. 9. Electivity indices for areas with the shortest distances to roads calculated by comparing grid percentages of categories available in the study area versus those of expected use by Formosan black bears.

預測熊出現網格的平均 NDVI 為 0.44 ± 0.08 (範圍 0.15-0.64)，雖與研究樣區(0.44 ± 0.11)相近，但二者的百分比例分布卻有顯著差異($X^2 = 1359, p < 0.0001$)。大部分預測黑熊會出現網格之 NDVI 皆大於 0.4 (94.8%)。預測有熊格於 NDVI 值 0.5 及 0.6 的 EI 值皆為 0.36；然於 NDVI < 0.5 的 EI 值皆為負值，尤以 NDVI 值 0.3 和 0.2 的 EI 偏低，分別為 -0.41 及 -0.22 (圖 4)。顯示黑熊偏好 NDVI 高的環境，而較少利用 NDVI 較低的地區。

預測熊出現的網格 58.9% 的坡度為 $15-30^\circ$ ，平均坡度為 $21 \pm 8^\circ$ (範圍 4-41)，大於樣區的平均坡度 $16 \pm 10^\circ$ 。研究樣區的各坡度梯度的百分比例隨坡度增加而遞減，與黑熊於各梯度的百分比例分布呈顯著差異($X^2 = 1980, p < 0.0001$, 圖 5)。EI 值於緩坡 $0-15^\circ$ 處為負值(-0.29)，但於坡度 $15-30^\circ$ 和 $30-45^\circ$ 偏高，分別為 0.19、0.12，顯示黑熊對於具有適當坡度區域($15-45^\circ$)具較高利用性。

預測熊出現的網格平均離溪流最近距離為 2.2 ± 1.5 km，略高於樣區平均距溪流最近距離 (2.0 ± 1.6 km)，百分比分布與預期值呈顯著差異 ($X^2 = 155, p < 0.001$)。雖然 < 1 km 的 EI 值皆為負值，然皆不及 -0.1，而 > 1 km 的 EI 值為 0.01-0.04 (圖 6)，顯示黑熊對於距離溪流遠近的選擇性，似乎沒有很明顯。

預測黑熊會出現區域的自然度指標皆為 10，即是天然的闊葉林或針葉林或針闊混生林，高於樣區的平均值 (7.42 ± 2.76)。熊於不同自然度指標的百分比分布與預期值呈顯著差異 ($X^2 = 7183, p < 0.001$, 圖 7)。其中於自然度 > 8 (天然林) 的區域，EI 值為 0.39，顯示黑熊對原始森林的偏好；然自然度 ≤ 8 者，EI 值皆負值，尤其是人造林地，以及農地和果園最低 (-0.47、-0.26)。

預測熊出現地區的平均道路密度為 1.02 ± 4 m/ha，遠小於整個樣區的密度 (9 ± 18 m/ha)。高達 89.8% 預測有熊的區域，皆沒有任何道路經過，遠較樣區所占的比例 (61.38%) 高，EI 值為 0.23；反之，EI 值於道路密度 > 3 m/ha 為 -0.38，但於有道路但密度 < 3 m/ha 的區域，EI 值接近 0 (圖 8)。顯示黑熊偏好沒有任何道路的環境，且當道路密度高於 3 m/ha 時，則呈現明顯的迴避現象。

預測熊出現網格離道路的最近距離平均為 3.5 ± 2.6 km，大於整個樣區值 (2.1 ± 2.8 km)。樣區網格有 56.1% 離道路不到 1 km，然熊出現於此區僅占 25%，EI 值為 -0.34；離道路 1 km 以上的區域，預測有熊出現的百分比則皆較樣區為高，EI 值 0.06-0.1 (圖 9)。顯示黑熊對於離道路 1 km 以內的地區有明顯的迴避，但對於此範圍以外的區域雖有偏高利用，唯程度差異不大。

討 論

一、模式預測

詳盡的物種分布資料通常匱乏，這些資料的收集通常既昂貴又費時費力，數量稀少且活動廣泛的物種尤為如此 (Ottaviani *et al.* 2004)。本研究為國內第一個有系統收集大型哺乳動物的全島分布資料，並利用 GIS 技術結合數值統計分析，預測動物地理分布的模式。然就台灣黑熊而言，本研究發現所使用的 GIS 圖層可能僅涵蓋其部分生態棲位變數 (niche dimension) (Hutchinson 1957)，雖仍提供可能會影響該動物於巨觀分布上的重要環境資料 (Brown and Lomolino 1998)，但更重要的是，分析結果顯示出模式預測在實際應用上的限制，提供了後續利用並改善此技術於國內野生動物保育上的發展方向。

本研究的模式 sensitivity 雖高達 0.9，預測範圍可涵蓋大部分的有熊點位，然若將沒有熊紀錄的資料列入準確度分析中，則 kappa 值顯示模式預測力欠佳。推測主要原因可能與沒有熊紀錄的資料本身的偏差有關，而導致 kappa 值偏低。因為文獻中的大部分野外調查的時程不夠久，通常僅為 1 年或數個月，或甚至只是一次穿越線的結果，對於稀少且活動廣泛的台灣黑熊而言，調查結果很難反映出該地黑熊的實際分布情形。因此，遂出現本研究訪查到有熊的紀錄，卻和文獻回顧指出沒有調查到熊地區重複的不一致情況 (吳 2008)。就此，增加無熊點位資料的準確度，減少 omission error (即 c 值)，則將可提升整體模式的預測效率。

建立預測分布模式所納入環境因素，也會影響估計動物的地理分布位置及出現機率，故關鍵因素的選擇對於模式預測力具重要的影響。首先，本預測結果受到目前可使用的環境資料庫限制，可能降低模式的預測效率。其他影響溫帶或熱帶地區熊類分布的重要因素，尚包括狩獵或遊憩壓力、不同類型的道路系統 (如林道或便道)、植物及動物性食物豐富度等 (Reynolds-Hogland and Mitchell 2007; Sanchez-Mercado 2008)。故建議未來應考量將這些

環境因素納入預測模式內，以達更準確的預測分布。由於 GARP 模式理論上顯示出動物潛在可棲息的地區，但實際上很少物種分布於所有潛在的棲息地上。因此，若再加入上述的限制因子，推測台灣黑熊的分布範圍會比目前的估計小，尤其是接近人類活動的地區可能更明顯。第二，本研究使用的環境資料庫(李等 1997)和黑熊紀錄(1990-2006)的時間非完全吻合，故在此期間研究樣區若有明顯的地景變化，也可能減低模式的預測效度。然由於黑熊主要活動於鮮有人為干擾的山區，加上近年來的林木禁伐政策，我們認為地景變化的程度和範圍可能十分有限，故對於模式的影響應該不大。第三，目前使用的分析資料僅止於靜態類型，分布模式恐無法完全反映出可能影響大型哺乳動物分布的動態過程，如物種間的競爭作用或地理隔離，而導致無法成功的播遷等(Anderson and Martinez-Meyer 2004; Hidalgo-Mihart *et al.* 2004)。惟這些資料需要更充分的個體及族群生態學的研究，方可建立。

二、台灣黑熊地理分布

本研究所收集的台灣黑熊出沒紀錄(圖 1)及預測的地理分布(圖 2)，皆以中央山脈為主，少數位於海岸山脈，此結果與早期的調查結果相似(王 1990)。然本研究發現黑熊分布北抵插天山自然保留區南側區域，南達大武山自然保留區中部且紀錄較零星。此結果與最近筆者於野外實地調查黑熊痕跡和部落訪查的結果相似，北插天山以北(黃美秀，未發表資料)及霧頭山以南西側地區(日湯真、旗鹽山)，除了未發現任何黑熊的紀錄之外，在調查地區皆觀察到頻繁的非法狩獵活動痕跡(黃等 2008)。相較於 Wang (1990)的報告指出，黑熊出現於插天山自然保留區，有較多且偏北的紀錄，在本島南部則出現於更南側區域，即大武山自然保留區以外西南側區域。因此，此差異顯示黑熊於本島南北的分布範圍似乎有縮減的情況。

本研究 GARP 模式預測台灣黑熊潛在的分布範圍約為全島 1/4，但此也包含了其周邊碎片化但實際上可能不適合黑熊活動的區域。根據各林管處工作者評估轄區林地黑熊可能出沒範圍的資訊，勾勒出黑熊分布範圍的外圍輪廓(約本島面積 30%，黃等 2006)，大多位於本模式預測範圍以內，顯示本模式的預測範圍輪廓恐有高估。然本模式的預測範圍也指出，玉山國家公園及其北側的能安-丹大地區之高海拔地區，似乎為較不適合黑熊的棲息環境。此高海拔區域，是否因為人跡較少、黑熊發現數量偏低，導致模式低估此區域對黑熊的重要性，抑或實際反映黑熊的棲息地利用模式，建議累積更充分的資料以釐清。

台灣黑熊於海岸山脈的紀錄零星，預測分布範圍狹小，此與台東和花蓮林管處受訪者表示此區黑熊極為稀少的情況相符(黃等 2006)。本預測圖並顯示黑熊於海岸山脈地區與中央山脈的分布分隔。近年來花東縱谷的各種人為開發活動及干擾，可能對台灣黑熊產生地理阻隔作用，此作用是否會因小族群效應，而加速活動於海岸山脈的黑熊的滅絕風險，則需持續監測。建議在海岸山脈的織羅山至麒麟山地區，進行進一步實地調查。

近年來的黑熊紀錄多位於國家公園、自然保留區、野生動物保護區等保護區系統內或鄰近區域，此與早期(Wang 1999)的訪查結果相似。對於活動廣泛的物種如美洲黑熊而言，經營管理完善或棲息地完整的保護區，可減少人類狩獵和入侵其棲息環境，而提供動物某種程度的庇護作用(Powell *et al.* 1996; Beringer *et al.* 1998)。本模式預測黑熊分布範圍 56% 位於保護區系統內，然若野外調查或取樣偏向於保護區內，而導致較多的熊紀錄，則恐低估黑熊於保護區外的分布程度。此結果除了凸顯加強保護區的管理對於保護此小族群物種的必要性之外，對於活動範圍廣泛的黑熊而言，維持非保護區大面積的高棲息地水準，對於其種群的維

護自是不可或缺。

台灣山區地形複雜，很多地區道路或步道系統不發達，導致人類可及程度不一，或相關動物研究調查的地理分布不均勻，可能影響偵測到隱密性動物存在的機率。同樣是棲息於地形複雜環境的其他亞洲黑熊，比如日本及中國，黑熊資料的收集效率常受到地形困難及技術本身的限制，如無線電追蹤的個體或定位點樣本數通常很少，有關此物種的棲息地利用的描述遂不多或不完整(Reid *et al.* 1991; Oi and Yamazaki 2006)。因此，沒有發現台灣黑熊紀錄的區域，除了可能反映地區性的黑熊相對豐富度偏低之外，也可能受調查取樣上偏差的影響，而非代表黑熊的實際分布情況，利用數理統計模式可某種程度彌補此缺失，而提供具參考價值的預測分布圖。

三、棲息地利用

評估動物對於棲息地的選擇，可以提供個體如何滿足其生存及繁殖成功所需的重要資訊。本研究預測黑熊分布於海拔500-3,500m範圍，然實際記錄黑熊的最高和最低海拔高度分別為目擊於 3,700m 的玉山圓峰稜線，以及無線電追蹤於玉山國家公園外圍山區海拔 300m 處。本模式預測台灣黑熊主要分布於中海拔 1,000-2,500m 地區(74.3%)，對此區亦有偏高的選擇性(EI 值皆 ≥ 0.15)，而對於低海拔的利用則明顯偏低(圖3)。此結果與研究者利用無線電追蹤玉山國家公園的台灣黑熊(Hwang 2003)以及日本的亞洲黑熊(Hazumi and Maruyama 1987; Izumiyama and Shiraiishi 2004)的結果相似。

然而本結果卻與過去全島性的訪查結果(王 1990)有很大的差異，該研究利用訪查資料發現黑熊分布於 200-3,500m 以上海拔，其中海拔 2,000-2,500m 發現黑熊的頻度最高(26%, $n = 57$)，其次為 1,500-2,000m (22%)、2,500-3,000m (16%)及 1,000-1,500m (16%)、 $>3,000m$ (15%)、 $<1,000m$ (5%)。相對地，本模式預測熊的海拔

分布與單就發現黑熊點位的分析結果(黃等 2006)相符，二者皆發現黑熊於低海拔($<1,000m$)及高海拔($>3,000m$)的出現百分比，分別較王(1990)有偏高及偏低的趨勢。我們認為這除了可能反映調查資料來源的差異之外，應該與該研究的樣本數偏低有關，然是否能反映出此物種的海拔分布於時間上的變化趨勢，建議累積更多資料及分析。

台灣黑熊較少利用海拔 3,000m 以上，而偏好中海拔 1,000-3,000m 的地區。若依台灣山地垂直氣候—植群帶之劃分(Su 1984)，海拔 3,000m 以上地區為高山帶的矮性灌木或草本林，以及亞高山帶的冷杉林(*Abies kawakamii*)為主，冬季乾燥寒冷且有積雪，年均溫不及 10°C (Su 1984)。故就已知的台灣黑熊的食性來看(Hwang *et al.* 2002)，此高海拔地區能夠提供黑熊的植物性食物資源的豐富度及季節性，相對的較其他中低海拔地區有限。因此，雖然此區的人為干擾通常較少，然而黑熊利用的程度也可能較低。海拔 1,000-3,000m 的範圍內涵蓋了常綠闊葉林的楠櫟林帶(*Machilus-Castanopsis zone*, 500-1,500m)、常綠闊葉林或針闊葉混合林的櫟林帶(*Quercus zone*, 1,500-2,500m)，以及鐵杉雲杉林帶(*Tsuga-Picea zone*, 2,500-3,000m)。此區氣候溫和，年平均溫度約 10-20°C，加上此區優勢的樟科和殼斗科二類植物的果實為台灣黑熊於夏季和秋冬季的主食(Hwang *et al.* 2002)，若加上有限的人為干擾程度，或可解釋黑熊對於此海拔梯度的特別偏好。

植生指標是一種反映地表植被類型種類、分布及密度的指標，可提供生物圈植被生長分布及異常情形(Gupta 2003)。許立達等(2005)指出林相的植生指標和林相鬱閉度呈正相關，即植生指標越高，其林相鬱閉度也越高。本研究發現黑熊偏好初級生產力高(即 NDVI >0.5)的森林環境，此與其他地區的亞洲黑熊對植被環境的利用情況類似。在中國岷山地區，最適合黑熊的棲息環境為闊葉林和針闊

葉混合林(魯及胡 2003);於四川唐家河自然保護區,黑熊則主要利用熱帶常綠闊葉林(侯等 2003)。在日本,本州的黑熊利用海拔 700-2,800m 的森林,活動有季節性的海拔及植被變化,有的研究指出熊全年偏好山地帶的闊葉林,避免利用亞高山針葉林(Hazumi and Maruyama 1987);然有的研究則指出熊夏季會出現於較高海拔的亞高山帶地區,秋冬季則偏好闊葉林(Izumiyama and Shiraishi 2004)。上述這些研究皆指出,影響亞洲黑熊對於闊葉林的高度利用,皆與殼斗科植物的結果有密切關係。森林性的環境不僅提供熊類所需的各類食物資源,對於生態棲位相當(ecological counterpart)的美洲黑熊而言,森林同時提供了讓黑熊安全地於區塊性地景中移動的遮蔽物和築巢位置,以及影響動物的熱調節功能(Bull *et al.* 2001; Lyons *et al.* 2003)。

本研究發現黑熊偏好 15-45°坡度,此與中國岷山地區黑熊偏好斜坡 20-40°,甚至更陡的地方,而避開平緩坡的情況相似(魯及胡 2003)。該作者認為此乃因黑熊活動會避開溝底、山谷或下坡處,以防蚊蟲叮咬或躲避敵害,而這些地方多為平緩坡有關。但就巨觀的地景尺度而言,我們認為平緩坡也可能與低海拔,或是相對較高的人為活動程度有關,因為導致棲息地品質較低及碎片化,從而減少台灣黑熊對此環境的利用程度。

美洲黑熊對於濱溪地區(riparian zone)有偏高的利用程度(Stratman *et al.* 2001; Fecske *et al.* 2002; Koehler and Pierce 2003),此區域不僅可以提供水源及遮蔽,也可能因為潮濕而具較高的生產力,或在異質的地景棲地中,扮演生態廊道的作用(Unsworth *et al.* 1989; Gold 1997; Lyons *et al.* 2003)。Fecske *et al.* (2002)同時發現美洲黑熊出現於溪流密度高的區域,但出現的位置卻與離溪流的距離沒有顯著差異,顯示有水源的地方本身即是影響黑熊出現的因素。本模式預測黑熊對於離溪流<0.5 km 區域略有迴

避(EI = 0.07),似乎沒有特別偏好濱溪地區,某種程度與 Fecske *et al.* (2002)的觀察相符。然本研究 18%的受訪者也表示曾在溪流和湖邊發現黑熊的蹤跡,較預期值高。此差異應該與丈量的巨觀或微觀尺度有關,因為引用圖層只涵蓋三級以上的河流,而未將地形複雜山區的溝渠或溪澗列入,可能造成分析上的偏差。

本研究發現黑熊利用海拔<1,000m 地區的程度遠較預期的低,推測此應與低海拔地區的棲息地破壞和各種人為干擾活動的增加有關。此現象與本研究發現黑熊於人為活動頻繁地區的各项 EI 值皆呈負值的結果相符。例如,預測黑熊的分布僅出現於自然度指數最高的 9 和 10 之處,避開人為活動頻繁地區,如城市、漁塭、農地、果園和造林地(圖 9)。同時偏好沒有道路經過的區域,避開道路密度過高(>3 m/ha)的區域(圖 8),且對離道路較遠(>1 km)處有較高的利用(圖 9)。

雖然植物生長季及生產量在自然情況下,通常隨海拔增高而遞減,然對於以植物為主食的熊類而言,人熊衝突的機會在北美洲卻隨海拔降低而增加,因為靠近人類活動區域而導致的熊死亡率也隨之增加(棕熊: McLellan 1989; Mace *et al.* 1996; Mattson and Merrill 2004; Nilsen *et al.* 2004; 美洲黑熊: van Manen and Pelteon 1997; Clark *et al.* 1998; Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)。與台灣黑熊的情況相似,美洲黑熊通常也會避開離一般道路 1 km 以內的區域(Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)。雖然道路附近的棲息地有時可提供重要的自然食物,如生長於道路兩側初級演替地區的漿果,或被車撞死的動物屍體,吸引熊接近並利用這樣的棲息地。然道路的開發除了造成一些動物的交通意外之外,也常因深入荒野而增加人為活動的可及性,從而增加熊被狩獵的機會,在某些地區甚至導致狩獵壓力成為熊死亡率的主因(McLellan and Shackleton 1988; Ciarniello *et al.* 2007)。本研究僅分析一般道路

系統，其他汽車或摩托車可通行的林道及便道未列入考量，可能會低估人類活動對於黑熊分布的負面影響。因此，發現黑熊出沒的地點，不僅反映出動物對棲地環境的選擇性，事實上也與人為有關的死亡率風險有關。

謝 誌

感謝行政院農委會林務局提供本研究經費，並對於各項行政事務的積極協助，包括各林管處協助舉辦座談會，以及對調查工作上的建議。另感謝兩位審查委員提供寶貴的修改意見；玉山國家公園管理處、東海大學林良恭教授、屏東科技大學裴家騏教授，姜博仁、林宗以、吳幸如等人提供珍貴的資料，以及來自各界提供發現黑熊紀錄的熱忱人士。

引用文獻

- 王冠邦。1990。台灣黑熊之生態學研究—分布、棲地及動物園行爲。國立台灣師範大學碩士論文。
- 台灣省農林廳林務局。1995。第三次台灣森林資源及土地利用調查。行政院農業委員會林務局。
- 李培芬、廖倩瑜、李玉琪、潘彥宏、傅維馨、陳宣汶。1997。台灣地區生態與環境因素地理資訊資料庫。行政院農業委員會。
- 李培芬、白梅玲、林瑞興。2005。利用遙測與GIS 探討瀕危物種八色鳥之棲地喜好與分布。農委會 94 年度遙測應用計畫成果發表會專刊。行政院農業委員會。1-10 頁。
- 侯萬儒、任正隆、胡錦羸。2003。唐家河自然保護區黑熊種群生存力初步分析。廣西科學 10: 301-304。
- 孫志鴻、張長義、張春蘭。1998。台灣地區主題圖繪製及查詢資訊系統建立之研究。國立台灣大學。
- 許立達、成晨光。2005。應用遙測技術輔助全民造林成果評估。華岡農科學報 15: 31-42。
- 黃美秀、王穎、李培芬、姚中翎。2006。台灣黑熊的分布圖繪製及保育現況之探討。行政院農業委員會。
- 魯慶彬、胡錦羸。2003。岷山黑熊生境選擇初步分析。獸類學報 23(2): 98-103。
- Allredge, J. R. and J. T. Ratti. 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management* 50: 157-165.
- Anderson, R. P. and E. Martinez-Meyer. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: An implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116: 167-179.
- Beringer, J., S. G. Seibert, S. Reagan, A. J. Brody, M. R. Pelton and L. D. Vangilder. 1998. The influence of a small sanctuary on survival rates of black bears in North Carolina. *Journal of Wildlife Management* 62: 727-734.
- Brown, J. H. and M. V. Lomolino. 1998. *Biogeography* (2nd ed.). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Buckland, S. T. and D. A. Elston. 1993. Empirical model for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology* 30: 478-495.
- Bull, E. L., T. R. Torgersen and T. L. Wertz. 2001. The importance of vegetation, insects, and neonate ungulates in black bear diet in northeastern Oregon. *Northwest Science* 75: 244-253.
- Ciarniello, L. M., M. S. Boyce, D. C. Heard and D. R. Seip. 2007. Components of grizzly bear habitat selection: Density, habitats,

- roads, and mortality risk. *Journal of Wildlife Management* 71: 1446-1457.
- Clark, J. D., J. E. Dunn and K. G. Smith. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. *Journal of Wildlife Management* 57: 519-526.
- Clark, J. D., S. G. Hayes and J. M. Pledger. 1998. A female black bear denning habitat model using a geographic information system. *Ursus* 10: 181-185.
- Coppolilloa, P., H. Gomez, F. Maisel and R. Wallace. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation* 115: 419-430.
- Fecske, D. M., R. E. Barry, F. L. Precht, H. B. Quigley, S. L. Bittner and T. Webster. 2002. Habitat use by female black bears in Western Maryland. *Southeastern Naturalist* 1: 77-102.
- Glenz, C., A. Massolo, D. Kuonen and R. Schlaepfer. 2001. A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape and Urban Planning* 55: 55-65.
- Gold, A. L. 1997. Habitat use of black bears in the Northeast Cascades of Washington. MS Thesis, University of Montana, Missoula.
- Guisan, A. and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling* 135: 147-186.
- Gupta, R. P. 2003. *Remote Sensing Geology* (2nd ed.). Springer Verlag, New York.
- Hazumi, T. and N. Maruyama. 1987. Movements and habitat use of Japanese black bears in Nikko. *International Conference on Bear Research and Management* 7: 275-279.
- Hidalgo-Mihart M. G., L. Cantu-Salazar, A. Gonzalez-Romero and C. A. Lopez-Gonzalez. 2004. Historical and present distribution of coyote (*Canis latrans*) in Mexico and Central America. *Journal of Biogeography* 31: 2025-2038.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22: 415-427.
- Hwang, M. H. 2003. Ecology of Asiatic black bears and people bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation. University of Minnesota, Twin cities, Minnesota.
- Hwang, M. H. and Y. Wang. 2006. The status and management of Asiatic black bears in Taiwan. pp. 107-110. *In: Japan Bear Network (Compiler). Understanding Asian bears to secure their future. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan.*
- Hwang, M. H., D. L. Garshelis and Y. Wang. 2002. Diets of Asiatic black bear in Taiwan, with methodological and geographical comparison. *Ursus* 13: 111-125.
- Izumiyama S. and T. Shiraishi. 2004. Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study* 29: 1-8.
- Jensen J. R. 2005. *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective* (3rd ed.). Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Kobler, A. and M. Admic. 2000. Identifying brown bear habitat by a combined GIS and machine learning method. *Ecological Modeling* 135: 291-300.
- Koehler, G. M. and D. J. Pierce. 2003. Black bear home-range sizes in Washington:

- Climatic, vegetative, and social influences. *Journal of Mammalogy* 84: 81-91.
- Landis, J. R. and G. G. Koch. 1977. An application of hierarchical Kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics* 33: 363-374.
- Lyons, A. L., W. L. Gaines and C. Servheen. 2003. Black bear resource selection in the northeast Cascades, Washington. *Biological Conservation* 113: 55-62.
- Mace R. D., J. S. Waller, T. L. Manley, L. J. Lyon and H. Zuuring. 1996. Relationships among grizzly bears roads and habitat in the Swan Mountain Montana. *Journal of Applied Ecology* 33: 1395-1404.
- Mace, G. and S. Stuart. 1994. Draft IUCN Red List categories version 2.2. Species 21-22 13-24.
- Manel, S., H. C. Williams and S. J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence model in ecology: The need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931.
- Manly, B. F., L. McDonald, D. L. Thomas, T. L. McDonald and W. P. Erickson. 2002. Resource selection by animals: Statistical design and analysis for field studies (2nd ed.). Kluwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts.
- Margules, C. R. and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 242-253.
- Mattson, D. J. 1990. Human impacts on bear habitat use. *International Conference on Bear Research and Management* 8: 35-56.
- Mattson, D. J. and T. Merrill. 2004. A model-based appraisal of habitat conditions for grizzly bears in the Cabine-Yaak region of Montana and Idaho. *Ursus* 15: 76-89.
- McLellan, B. N. 1989. Dynamics of grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. II. Mortality rates and causes death. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1861-1864.
- McLellan, B. N. and D. M. Shackleton. 1988. Grizzly bears and resource-extraction industries: Effects of roads on behaviour habitat use and demography. *Journal of Applied Ecology* 25: 451-460.
- Nielsen, S. E., S. Herrero, M. S. Boyce, R. D. Mace, B. Benn, M. L. Gibeau and S. Jevons. 2004. Modeling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biological Conservation* 120: 101-113.
- Nowak, R. M. 1991. Walker's Mammals of the World (5th ed.). The Johns Hopkins University Press, London, UK.
- Oi, T. and K. Yamazaki. 2006. The status of brown bears in Japan. pp. 111-121. *In: Japan Bear Network (Compiler). Understanding Asian bears to secure their future. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan.*
- Ortega-Huerta, M. A. and A. T. Peterson. 2004. Modeling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distribution* 10: 39-54.
- Palma, L., P. Beja and M. Rodrigues. 1999. The use of sighting data to analyze Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology* 36: 812-824.
- Peterson, A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor* 103: 599-605.
- Peterson, A. T. and D. A. Vieglais. 2001.

- Predicting species invasions using ecological niche modeling. *BioScience* 51: 363-371.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman and D. E. Seaman. 1997. Ecology and behavior of North American black bears: Home ranges habitat and social organization. Chapman & Hall, London, UK.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, D. E. Seaman and J. F. Gilliam. 1996. Demographic analyses of a hunted black bear population with access to a refuge. *Conservation Biology* 10: 224-234.
- Reid, D., M. D. Jiang, Q. T. Teng, Z. S. Qin and J. C. Hu. 1991. Ecology of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in Sichuan China. *Mammalia* 55: 221-237.
- Reynolds-Hogland, M. J. and M. S. Mitchell. 2007. Effects of roads on habitat quality for bears in the Southern Appalachians: A long term study. *Journal of Mammalogy* 88: 1050-1061.
- Sanchez-Mercado, A., J. Ferrer-Paris, E. Yerena, S. Garcia-Rangel and K. Rodriguez-Clark. 2008. Factors affecting poaching risk to vulnerable Andean bears *Tremarctos ornatus* in the Cordillera de Merida, Venezuela: Space, parks, and people. *Oryx* 42: 437-447.
- Skov, F. 2000. Potential plant distribution mapping based on climate similarity. *Taxon* 49: 503-515.
- Stockwell, D. R. B. and A. T. Peterson. 2002. Controlling bias in biodiversity data. pp. 537-546. *In*: J. M. Scott, P. J. Heglund, M. Morrison, J. B. Hafler, M. G. Raphael, W. A. Wall and F. B. Samson (eds). *Predicting species occurrences: Issues of scale and accuracy*. Island Press, Washington, DC.
- Stockwell, D. R. B. and D. Peters. 1999. The GARP modeling system: Problems and solutions to automated spatial predictions. *International Journal of Geographical Information Science* 13: 143-158.
- Stockwell, D. R. B. and I. R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics in Computer and Simulation* 33: 385-390.
- Stratman, M. S., C. D. Alden, M. R. Pelton and M. R. Sunquist. 2001. Habitat use by American black bear in the Sandhills of Florida. *Ursus* 12: 109-114.
- Su, H. J. 1984. Studies on the climate and vegetation type of the natural forest in Taiwan (II). Altitudinal vegetation zones in relation to temperature gradient. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 17(4): 57-73.
- Teillet, P. M., K. Staenz and D. J. Williams. 1997. Effects of spectral spatial and radiometric characteristics on remote sensing vegetation indices of forested regions. *Remote Sensing of Environment* 61: 139-49.
- Tsoar, A., O. Allouche, O. Steinitz, D. Rotem and R. Kadmon. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modeling species distribution. *Diversity and Distributions* 13: 397-405.
- Unsworth, J. W., J. J. Beecham and L. R. Irby. 1989. Female black bear habitat use in west-central Idaho. *Journal of Wildlife Management* 53: 668-673.
- van Manen, F. T. and M. R. Pelton. 1997. A GIS model to predict black bear habitat use. *Journal of Forestry* 95: 6-12.
- Wang, Y. 1990. The current status of the Asiatic black bear in Taiwan. *International Con-*

ference on Bear Research and Management
8: 1-4.

Wang, Y. 1999. Status and management of the
Asiatic black bear in Taiwan. pp. 213-215.
In: C. Servheen, C. Herrero and B. Peyton
(eds). Bear: Status survey and conservation
action plan. IUCN, Gland, Switzerland.

台灣高山田鼠糞便中性類固醇濃度變化與生殖之關係

Changes in Daily Fecal Sex Steroid Concentrations with Relation to Reproductive Cycle of the Formosan Mountain Field Vole (*Volemys kikuchii*)

江逸凡¹ 陳湘繁² 陳宣米² 邱智賢^{1,*}

Yi-Fan Jiang¹, Shiang-Fan Chen², Hsuan-Mi Chen²
and Chih-Hsien Chiu^{1,*}

¹ 國立台灣大學動物科學與技術學系 台北市基隆路三段 155 巷 50 號

² 台北市立動物園保育研究中心 台北市新光路二段 30 號

¹ Department of Animal Science and Technology, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

² Conservation and Research Center, Taipei Zoo, Taipei, Taiwan

*通訊作者：chiuchihhsien@ntu.edu.tw

* Corresponding author: chiuchihhsien@ntu.edu.tw

摘 要

本研究之目的在應用糞便中性類固醇的分析，探討台灣高山田鼠(*Volemys kikuchii*)之生殖生理狀態，並提供此一台灣特有動物之基本生殖生理資料。本試驗自 2007 年 7 月至 12 月，於每日上午蒐集飼養於台北市立動物園中的 10 隻雌性台灣高山田鼠之糞便，經萃取後，應用酵素免疫分析法(enzyme-immunoassay, EIA)進行性類固醇包括孕酮(progesterone, P₄)與雌二醇(estradiol, E₂)濃度之分析。結果顯示，未配對之成年雌性高山田鼠糞便中，孕酮與雌二醇於採樣期間存在以 4-5 天為 1 個周期的變化，顯示其動情周期可能以 4-5 天為 1 循環。此外，在配對飼養的高山田鼠部分，其糞便孕酮分析結果推測，高山田鼠的懷孕期約為 24-25 天。由本試驗應用糞便類固醇萃取及酵素免疫分析系統，初步完成高山田鼠之動情周期與懷孕期的生殖生理相關內泌素變化，並提供此一台灣特有之高山田鼠更完整之生殖生理資料。

Abstract

The objective of this study was to investigate the reproductive physiology of the Formosan mountain vole (*Volemys kikuchii*), an endemic species in Taiwan. Fecal samples were collected daily in the morning from ten adult females (5 unpaired and 5 paired) at the Taipei Zoo during the period from July to December, 2007. The progesterone and estradiol concentrations of the fecal samples were determined with the enzyme-immunoassay (EIA) method. The results revealed that the vole had the progesterone and estradiol cycle of 4-5 days and the gestation period of 24-25 days.

關鍵詞：高山田鼠、性類固醇、酵素免疫分析法、生殖周期

Key words: Formosan mountain field vole, *Volemys kikuchii*, sex steroids, enzyme-immunoassay, reproductive cycle

收件日期：97年4月29日

接受日期：98年3月18日

Received: April 29, 2008

Accepted: March 18, 2009

緒言

台灣高山田鼠(*Volemys kikuchii*)，屬哺乳綱齧齒目的成員，是台灣特有種的鼠類，其分布於台灣 2,000m 以上之山地，以箭竹之竹筍與嫩葉為食(張簡 1997)。台北市立動物園保育研究中心目前進行台灣高山田鼠飼養與繁殖的相關作業，並已有繁殖成功的紀錄，然而有關其生殖生理之相關研究資料仍闕如。

野生動物類固醇內分泌素的研究，將有助於了解其生殖特性，或是否處於緊迫狀態，更可進一步解決野外或圈養時，繁殖過剩、繁殖障礙以及動物福祉等問題(張等 1996)。以性類固醇內分泌素為例，由卵巢分泌的孕酮(progesterone, P₄)與雌二醇(estradiol, E₂)是雌性動物體中兩種重要的性類固醇，二者對下視丘、腦垂腺的回饋調控機制，與雌性動物動情周期及懷

孕與否有直接關係。此外，動物體中若干生理機能亦受此兩種內分泌素所調節，例如第二性徵的顯現，以及母性行為等(Kato 1979; Pardridge 1986)。

類固醇內分泌素普遍存在於各種體液當中，包括血液(Hesterman *et al.* 2008)、乳汁(Hamsuddin *et al.* 2006)、尿液(Pucsock *et al.* 2005)以及唾液(Lewis 2006)等。在採樣方法方面，一般以血液樣品來監測動物即時的生理狀態；然而血液取得不易，尤其是對於野生動物而言，更容易造成緊迫，甚至因採血麻醉等造成動物受傷的風險(陳 1990)，因此，以非侵入式的樣品採集方法更加符合動物的福祉。本試驗即利用非侵入式的方法，持續蒐集自台北市立動物園中人為飼養環境下之高山田鼠的糞便樣本，經萃取後分析其雌二醇與孕酮之含量，配合體重測量與記錄，探討台灣高山田鼠在圈養環境下之生殖生理狀態。

材料與方法

一、試驗動物高山田鼠

本試驗使用飼養在台北市立動物園的 15 隻成年高山田鼠(5 雄 10 雌)。試驗期間所有動物皆飼養於同一鼠舍，維持在溫度 16°C、長日照(L:D=16:8)之環境中。在鋪有墊料之壓克力

製透明大鼠盒中，餵飼粒狀鼠飼料並補充青菜、蔬果等，為求飼養環境豐富化，於鼠盒中置入一截水管給予躲藏及繁殖之用，爾後依試驗需要分成未配對組與配對組。在未配對組中，試驗期間每隻田鼠皆單獨飼於不同的鼠盒中進行採樣；而在配對組方面，各鼠盒內則以 1 雄 1 雌的配對方式飼養。詳細分組如表 1 所示。

表 1. 試驗之高山田鼠的編號與採樣之時間

Table 1. The fecal sampling periods of paired and unpaired Formosan mountain field voles in 2007

Groups	Voles	Sampling periods	
		Starting	Ending
Unpaired (female)	F1011	June 26	November 24
	F1041	October 18	November 24
	F1010	October 18	November 24
	F1023	October 18	November 24
	F1012	October 18	November 24
Paired (female × male)	C1195-3 × C1195-9	October 29	December 3
	F1018 × F1004	October 29	November 24
	C1221-5 × C1195-7	October 18	November 24
	C1195-6 × C1221-2	October 25	November 24
	F1024 × F1029	October 18	November 24

表 2. 成年雄性(n=5)與成年未配對雌性高山田鼠(n=5)在試驗期間之平均體重(mean ± SD)

Table 2. Body weights (mean ± SD) of the adult males (n=5) and unpaired females (n=5) of the Formosan mountain field vole

Gender	Body weight (g)
Female (n=5)	51.7 ± 5.6
Male (n=5)	47.7 ± 9.6

二、秤重與糞便蒐集

於每日上午固定時間用封口塑膠袋收集糞便，隨後更換墊料並秤量體重；糞樣則置於 -20°C 之冷凍櫃中凍存，待收集完整後，定期進行萃取並分析(彭等 2001)。

三、類固醇萃取

本試驗使用甲醇溶液進行萃取，先將糞便黏附之墊料去除，取田鼠糞樣約 0.08g，置於微量離心管中，加入 0.08 ml 去離子水與 0.64 ml 甲醇，震盪混合 40 min。再加入 0.3 ml 石油醚後震盪 15 sec，並以 3,000 rpm 離心 15 min。

此時微量離心管內可分成 3 層，由上而下分別為石油醚層、甲醇層與不溶之糞便層，此時利用微量吸管吸取約 0.5 ml 之甲醇層，移入新的微量離心管中置於 -20°C 保存以待分析(張等 1994)。

四、孕酮與雌二醇分析

樣品之分析參照酵素免疫分析法(enzyme-immunoassay, EIA) (Wu *et al.* 2000; Chen *et al.* 2002; Chun *et al.* 2002; Wu *et al.* 2002)，本方法是利用分析緩衝液(assay buffer)將樣品適當稀釋後，與該種類固醇內分泌素-蕁草根過氧化酵素連結體(steroid hormone-horseradish peroxidase coupler, HRP)混合，並加入經該種類固醇抗體吸附之 96 孔微滴盤中，使兩者於室溫下競爭抗體接位 30 min，再以清洗緩衝液(washing buffer)沖洗，去除非結合態抗原，隨即加入呈色物質鄰-苯二胺(o-phenylenediamine, OPD)，於室溫下反應 20 min 後，加入 8N 硫酸以中止反應，並測定盤上每孔的 490 nm 波長之吸光值。最後用半對數法計算類固醇之濃度。

結果與討論

試驗期間未配對組的雌性高山田鼠與配對組的雄性高山田鼠之平均體重為 $51.7 \pm 5.6\text{g}$ 及 $47.7 \pm 9.6\text{g}$ ；二者間並沒有顯著差異，而此體重紀錄較文獻中之資料 36.0g 為重(張簡 1997)。推測可能是人為飼養環境之食物營養較野外充足所致，而高山田鼠在圈養下活動空間較小也可能是原因之一。

未配對雌性高山田鼠在試驗期間的孕酮濃度變化如圖 1 所示，其中 F1011、F1041、F1010 及 F1023 編號之田鼠，經糞便收集及萃取，分析其孕酮含量後，可以觀察到 4.5 ± 0.4 天 1 次的孕酮分泌高峰，由此可推測高山田鼠是以 4-5 天為 1 個動情周期。同期間相對應的

糞便雌二醇濃度則顯示於圖 2，經對照後可以發現孕酮濃度與雌二醇濃度之高峰期有重疊的現象；實則，一般擁有動情周期的哺乳動物體內，雌二醇是由濾泡內的粒性細胞(granulosa cell)所分泌，分泌量可在發情期(estrus)達到最高峰；隨著動物發情後排卵，粒性細胞在排卵後即形成黃體細胞，並開始分泌孕酮以備懷孕所需，分泌量約於動情間期(diestrus)達到最高峰；因此孕酮與雌二醇之高峰應相互交錯(Hafez and Hafez 2000)。本試驗的結果與預期並非完全吻合，推測可能是因為一般哺乳動物之濾泡期較黃體期短，而齧齒類動物動情周期相對也較短。再者，糞便樣品的性類固醇濃度所反映的是糞便通過腸道期間測定之內分泌變化之平均值，在採樣頻率不夠密集，而類固醇經肝臟代謝至排出腸道又有時間差的情況下(楊等 2005)，此項試驗結果無法偵測出孕酮與雌二醇濃度高峰的交錯變化。

綜合以上孕酮及雌二醇糞便含量分析之實驗結果顯示，未配對組高山田鼠之間，無論是孕酮或是雌二醇在濃度上皆有個體變異，其原因可能是每隻動物之遺傳背景不同所造成；其中以 F1012 之孕酮與雌二醇在糞便中之濃度相對低於其他田鼠，此外，亦不易看出其明顯的動情周期變化，唯單憑孕酮與雌二醇分析仍無法斷定其真正原因，必須進一步進行相關檢測方可確證。

在其他品系的田鼠研究中發現，唯有雌雄混合飼養的田鼠才會表現出動情周期，符合誘發排卵型式(copulatory ovulator)。文獻顯示田鼠的生殖狀態也會受到氣味、費洛蒙等因素影響(Nubbemeyer 1999; Widayati *et al.* 2003)。然而，在本試驗中所有高山田鼠皆飼於同一鼠舍中，但單獨飼養一籠的雌性田鼠也有動情周期存在，因此，尚須更進一步的隔離試驗，才可驗證雌性高山田鼠之動情周期是否為環境中雄性之刺激而產生。

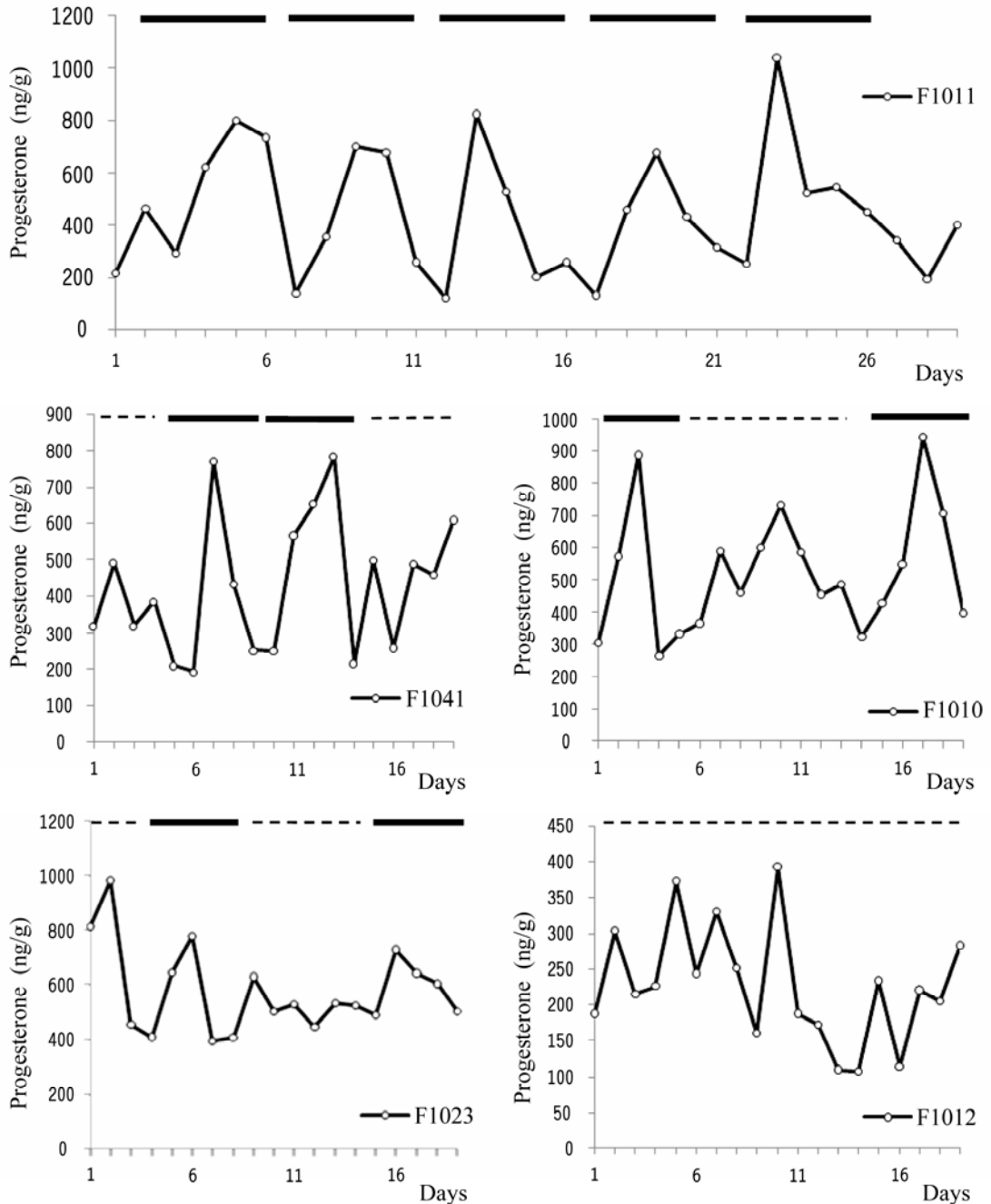


圖 1. 雌性台灣高山田鼠 F1011、F1041、F1010、F1023 及 F1012 於採樣期間內，糞便中孕酮濃度變化。實線標示完整的動情周期；虛線則代表不明顯之動情周期。Day 1 表示試驗開始之第 1 天。
Fig. 1. Daily fecal progesterone concentrations of the unpaired adult female Formosan mountain field voles F1011, F1041, F1010, F1023 and F1012 (horizontal bars, estrous cycle periods; dotted lines, the periods without distinct estrous cycles; Day 1, the first day of sampling).

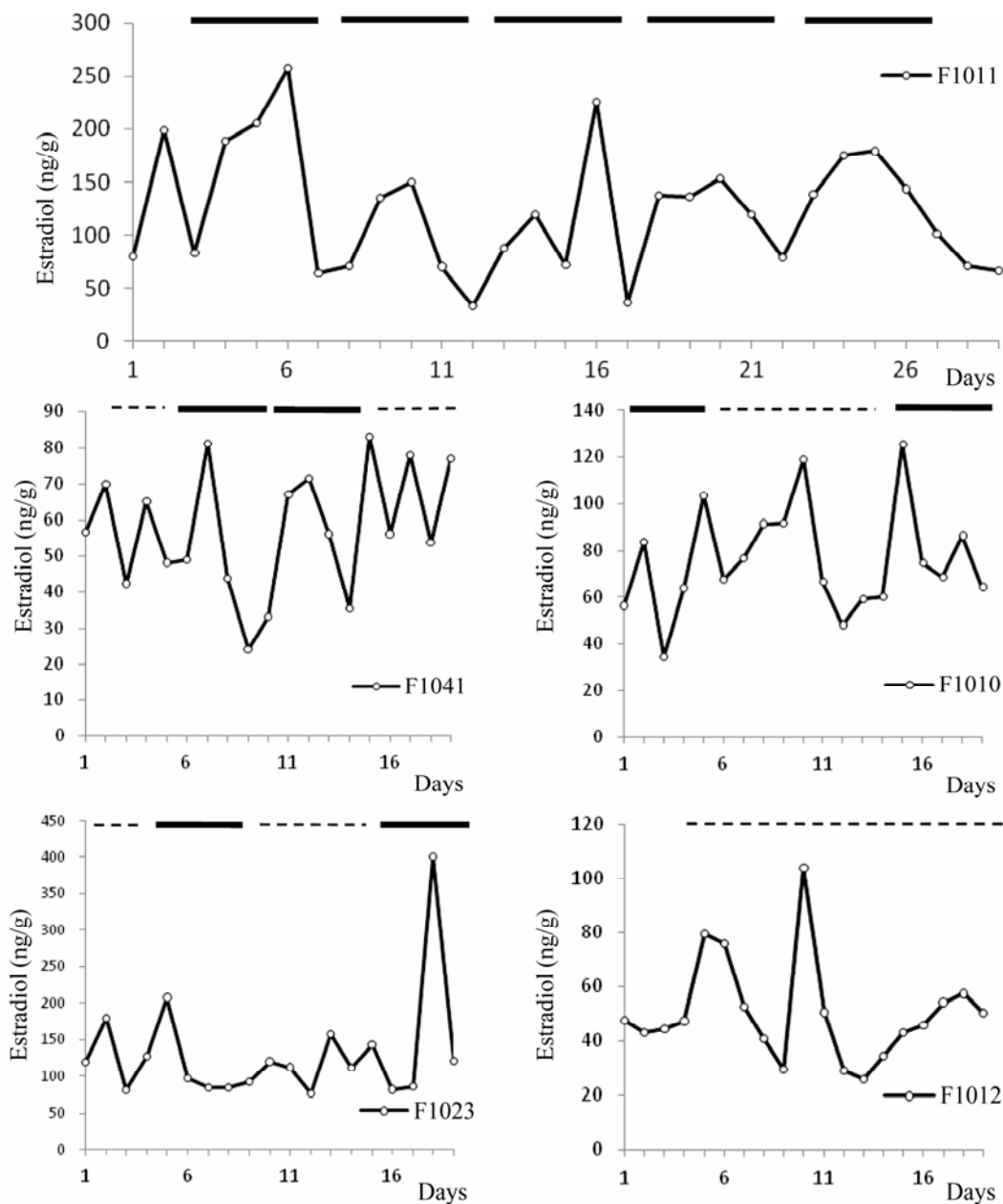


圖 2. 雌性台灣高山田鼠 F1011、F1041、F1010、F1023 及 F1012 於採樣期間內，糞便中雌二醇濃度變化。實線與虛線標示完整與不明顯的周期(利用糞便中孕酮濃度變化判定)。Day 1 表示試驗開始之第 1 天。

Fig. 2. Daily fecal estradiol concentrations of the unpaired adult female Formosan mountain field voles F1011, F1041, F1010, F1023 and F1012 (horizontal bars, the estrous cycle periods determined by the fecal progesterone cycles; dotted lines, the periods without distinct estrous cycles; Day 1, the first day of sampling).

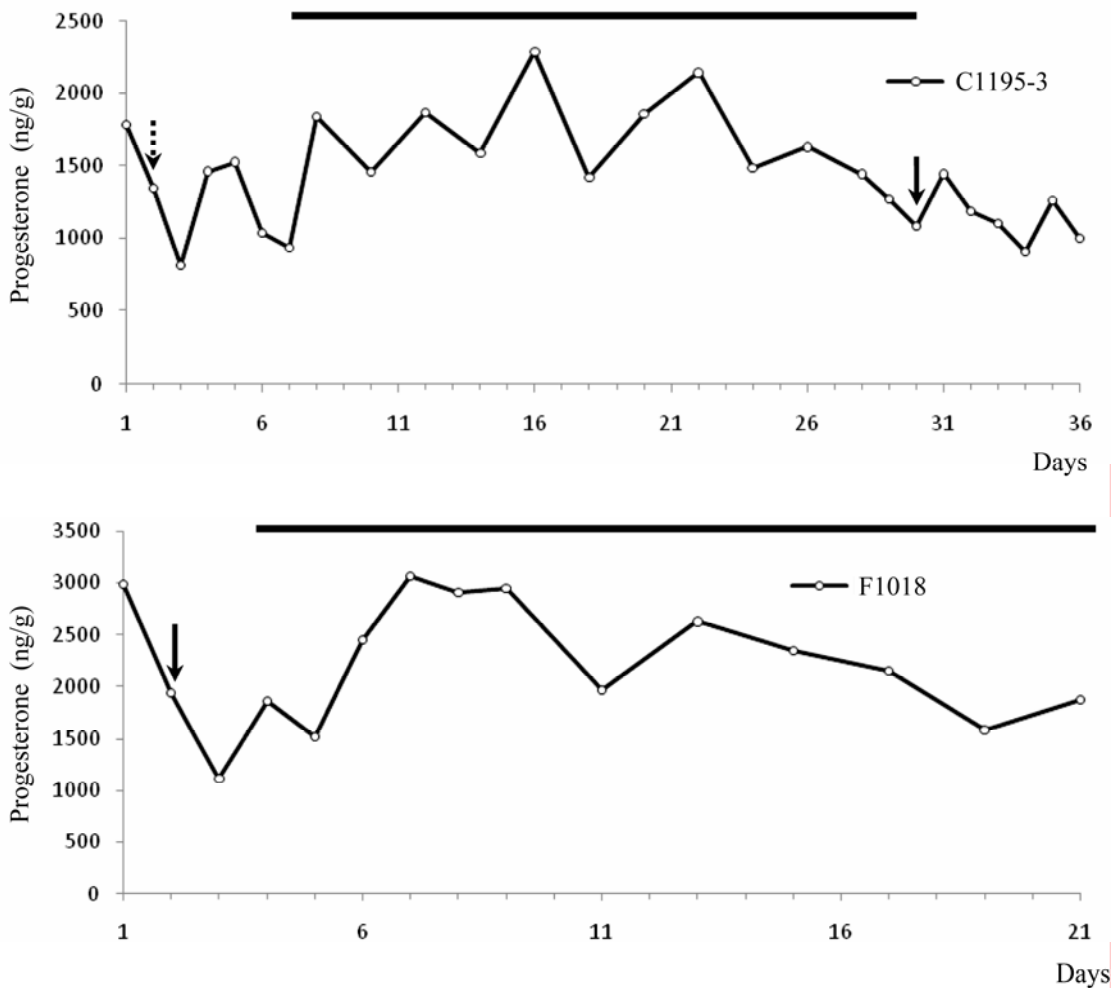


圖 3. 雌性台灣高山田鼠 C1195-3 及 F1018 於採樣期間內，糞便中孕酮濃度變化。實線標示懷孕期；實線箭頭代表分娩日期；虛線箭頭代表仔鼠死亡。Day 1 表示試驗開始之第 1 天。

Fig. 3. Daily fecal progesterone concentrations of the paired adult female Formosan mountain field voles C1195-3 and F1018 (horizontal bars, gestation periods; solid arrow, parturition; dotted arrow, loss of her offspring; Day 1, the first day of sampling).

在配對組試驗部分，5 組配對組中在試驗時間內有兩組產下仔鼠(C1195-3、F1018)，兩組於試驗期間中之孕酮變化如圖 3 所示。孕酮是哺乳動物維持懷孕非常重要的內分泌素，懷孕期間體內必須有少量孕酮以抑制子宮收縮、維持胚胎發育之環境；隨著胚胎發育成長直到分娩前，胚胎發育空間相對較小的子宮開始對胎

兒造成緊迫，刺激胎兒腎上腺類固醇的分泌，分娩前黃體解體，而母體內孕酮濃度快速下降則導致子宮壁開始收縮，將胎兒自陰道排出，完成分娩(Hafez and Hafez 2000)。由此推斷孕酮應於懷孕期間維持高濃度，而分娩後濃度則降低；本試驗結果符合，並發現其懷孕期約為 24-25 天。在 C1195-3 組中，於試驗開始第 2

天時失去剛出生之仔鼠，藉由糞樣中孕酮之分析，發現 C1195-3 隨後於試驗第 3 天進入下一次之動情周期，雖然該次周期並未懷孕，但其在第 7 天後再次懷孕，並於約 24 日後分娩，且隨即在分娩後再次進入動情周期。F1018 組中也有類似情形，F1018 於試驗第 2 天生產，且在試驗第 4 天時再次進入懷孕期，並於約 25 天後(試驗結束後 1 周)再次分娩生產。此外，

試驗期間此 2 組高山田鼠之體重變化如圖 4。實驗結果可以發現兩隻田鼠之體重隨著懷孕期上升，並於分娩後下降。由以上結果可以得到兩點結論：(1)雌性台灣高山田鼠之懷孕期約為 24-25 天；(2)台灣高山田鼠存在產後發情的現象，無論仔鼠是否存活，雌性田鼠似可在產後迅即再次發情，此現象在許多齧齒類動物都曾發現(Franceschini *et al.* 2007)。

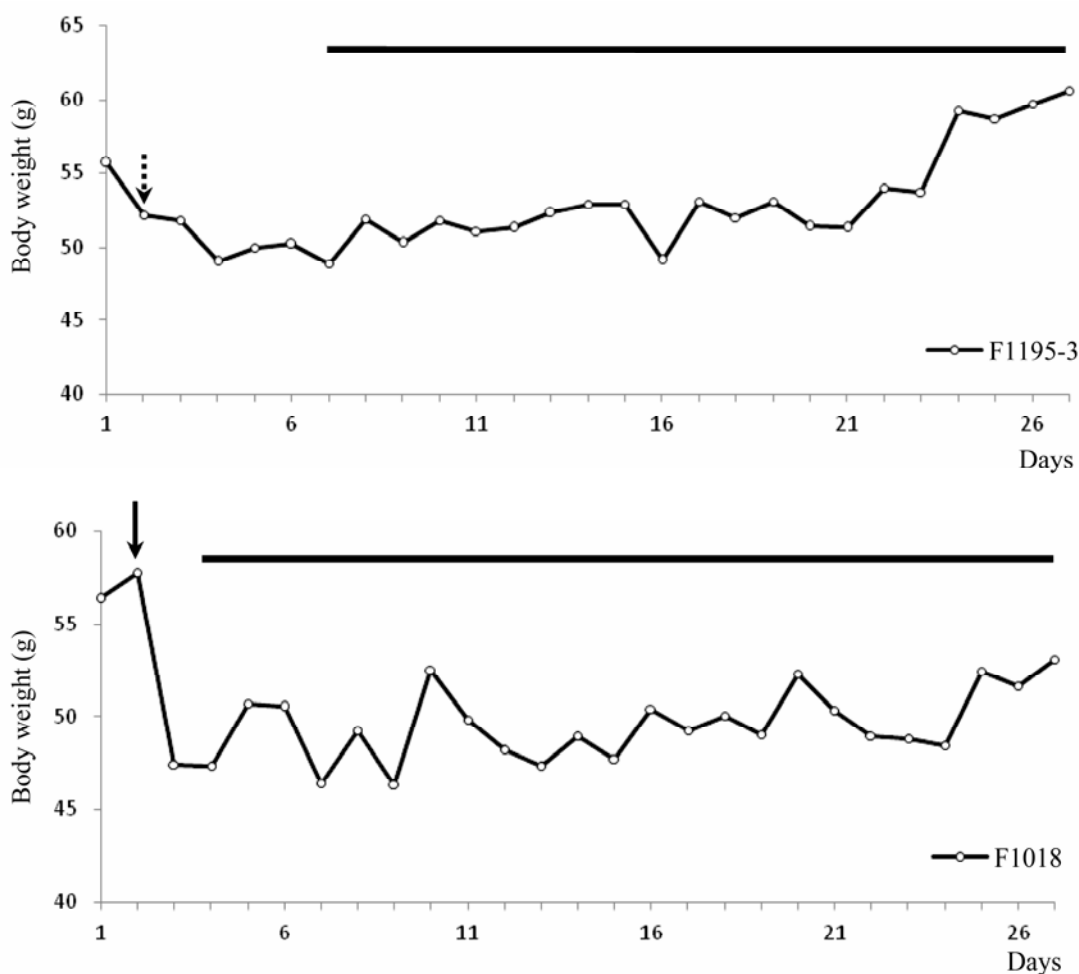


圖 4. 雌性台灣高山田鼠 C1195-3 及 F1018 於採樣期間內體重的變化。實線標示懷孕期；實線箭頭代表生產日期；虛線箭頭代表仔鼠死亡。Day 1 表示試驗開始之第 1 天。

Fig. 4. Daily body weights of the paired adult female Formosan mountain field voles C1195-3 and F1018 (horizontal bars, gestation periods; solid arrow, parturition; dotted arrow, loss of her offspring; Day 1, the first day of sampling).

綜合本試驗結果，提出以下結論，在未配對組方面，雌性高山田鼠在 16°C、長日照之環境中，具有約 4-5 日之動情週期；而配對組中，則發現雌性高山田鼠懷孕期長約 24-25 日，並有產後發情之現象。本試驗應用糞便中萃取類固醇內泌素與酵素免疫分析法，輔以體重之測定及行為觀察，初步瞭解台灣高山田鼠生殖生理與性類固醇內泌素的關係，未來藉由此一糞便類固醇分析系統，將可進一步拓展糞類固醇內泌素在野生動物生殖生理學領域之應用。

謝 誌

感謝林華慶先生任職於台北市立動物園保育研究中心副研究員時的協助，以及楊建仁副園長與施玲玲小姐在糞樣萃取與類固醇分析之協助與指導，使樣品採集及分析作業得以順利進行。

引用文獻

陳玉燕。1990。動物糞便與其生殖、生理關係之探討。動物園學報 2: 55-60。

張希賢、邱若君、李素蘭、陳玉燕、趙明杰、楊建仁、陳寶忠、林仁壽、吳兩新。1994。捲尾食蟻獸之糞便中性類固醇濃度變化。動物園學報 6: 61-65。

張志華、林安仲、吳兩新、趙明杰、陳寶忠。1996。母狒狒生殖周期之卵巢、生殖道與生殖內泌素變化。動物園學報 8: 17-38。

張簡琳玟。1997。也是台灣國寶-台灣高山田鼠。自然保育季刊 17: 47-49。

彭松鶴、林仁壽、陳玉燕、吳兩新。2001。利用糞中孕酮與雌二醇濃度變化監測母豬隻生殖狀態。中國畜牧學會會誌 30(3): 171-186。

楊健仁、吳兩新、陳玉燕、陳寶忠、林仁壽。2005。糞尿作為類固醇內泌素檢測之探討

-以台北動物園為例。動物園學報 17: 13-26。

- Chen, J. C., J. H. Lin, L. S. Wu, Y. F. Tsai, T. H. Su, C. J. Chen and T. J. Chen. 2002. Luteotropic roles of prolactin in early pregnant hamsters. *Biology of Reproduction* 67(1): 8-13.
- Chun, W. B., W. F. Cheng, L. S. Wu and P. C. Yang. 2002. The use of plasma progesterone profiles to predict the reproductive status of anestrus gilts and sows. *Theriogenology* 58(6): 1165-1174.
- Franceschini, C., C. Siutz, R. Palme and E. Millesi. 2007. Seasonal changes in cortisol and progesterone secretion in Common hamsters. *General and Comparative Endocrinology* 152(1): 14-21.
- Hafez, B. and E. S. E. Hafez. 2000. *Reproduction in Farm Animals*, 7th Edition. Lippincott Williams & Wilkins, Maryland, USA.
- Hamsuddin, M., M. M. Bhuiyan, P. K. Chanda, M. G. Alam and D. Galloway. 2006. Radioimmunoassay of milk progesterone as a tool for fertility control in smallholder dairy farms. *Tropical Animal Health and Production* 8(1): 85-92.
- Hesterman, H., S. M. Jones and F. Schwarzenberger. 2008. Reproductive endocrinology of the largest Dasyurids: Characterization of ovarian cycles by plasma and fecal steroid monitoring. Part II. The spotted-tailed quoll (*Dasyurus maculatus*). *General and Comparative Endocrinology* 155(1): 245-254.
- Kato, J. 1979. Action mechanism of sex steroid hormones. *Nippon Rinsho* 37(6): 1218-1226.
- Lewis, J. G. 2006. Steroid analysis in saliva: An overview. *The Clinical Biochemist Reviews* 27(3): 139-146.

- Nubbemeyer, R. 1999. Progesterone and testosterone concentrations during oestrous cycle and pregnancy in the common vole (*Microtus arvalis* Pallas). *Comparative Biochemistry and Physiology. Part A. Molecular and Integrative Physiology* 122(4): 437-444.
- Pardridge, W. M. 1986. Serum bioavailability of sex steroid hormones. *Clinics in Endocrinology and Metabolism* 15(2): 259-278.
- Pucsok, J. M., I. Gyore, I. Hollosi, E. Soos, N. R. Ali Ghasemi and R. Frenkl. 2005. Urine steroid profile of judo competitors affected by acute physical exercises. *Journal of Chromatographic Science* 43(8): 438-440.
- Widayati, D. T., K. Mekada, S. Oda, E. Zholnerovskaya, S. M. Zakiyan and K. Fukuta. 2003. Reproductive features of the Russian vole in laboratory breeding. *Experimental Animals* 52(4): 329-334.
- Wu, L. S., J. C. Chen, S. Y. Sheu, C. C. Huang, Y. H. Kuo, C. H. Chiu, W. X. Lian, C. J. Yang, K. Kaphle and J. H. Lin. 2002. Isocupressic acid blocks progesterone production from bovine luteal cells. *The American Journal of Chinese Medicine* 30(4): 533-541.
- Wu, L. S., S. Y. Sheu, C. C. Huang, C. H. Chiu, J. C. Huang, J. R. Yang, W. X. Lian, C. H. Lai, Y. P. Chen and J. H. Lin. 2000. Ginseng flowers stimulate progesterone production from bovine luteal cells. *The American Journal of Chinese Medicine* 28(3-4): 371-377.

日月潭水庫外來入侵種暹羅副雙邊魚(*Parambassis
siamensis*)攝食生態之研究

Feeding Ecology of the Exotic Glass Fish (*Parambassis siamensis*)
in Sun Moon Lake

陳智宏 郭世榮*

Chih-Houng Chen and Shih-Rong Kuo*

國立嘉義大學水生生物科學系 嘉義市學府路 300 號

Department of Aquatic Biosciences, National Chiayi University, Chiayi, Taiwan

*通訊作者: srkuo@mail.ncyu.edu.tw

*Corresponding author: srkuo@mail.ncyu.edu.tw

摘 要

本研究自 2005 年 6 月起, 每月至南投縣日月潭水庫以四角網進行暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*)採集, 並依季節、性別及體長大小不同(<50、50-59、60-69 及 ≥70 mm)分析暹羅副雙邊魚攝食習性, 至 2007 年 5 月止共收集 718 尾, 總生物量為 2,365.60g, 並以聚類分析(CLUSTER)、非介量多度空間尺度分析 (MDS)、相似度百分率(SIMPER)及單項相似度分析(one-way ANOSIM)程式, 分析不同季節、性別及體長等級間其攝食食物種類的變化。結果發現外來種暹羅副雙邊魚在不同季節、性別及體長等級間其攝食食物種類差異不顯著, 主要以攝食未知魚苗及搖蚊類為主。由於暹羅副雙邊魚對於魚苗有很強的掠食性, 因此該族群對於日月潭水庫的生態系統可能會造成很大的危害。

Abstract

The glass fish (*Parambassis siamensis*) in the Sun Moon Lake was sampled monthly with a

square-shape fishing net from June 2005 to May 2007. A total of 718 fish with a total weight of 2,365.60g were collected. Their stomach contents were examined, and then, analyzed with CLUSTER, MDS, the similar percentage (SIMPER) and one-way ANOSIM in PRIMER 6.0, and compared among the seasons, genders, and body sizes (<50, 50-59, 60-69 and ≥ 70 mm). The results showed that the major food items of the glass fish were fish fry and Chironomids. No significant difference was found in food items between the genders, among the seasons, and among the body size classes. Due to their strong piscivorous habit, the exotic glass fish may cause damaging effects on the aquatic ecosystem and native fish populations.

關鍵詞：外來種、暹羅副雙邊魚、攝食習性、日月潭

Key words : exotic species, *Parambassis siamensis*, feeding habits, Sun Moon Lake

收件日期：97年9月25日

接受日期：98年3月13日

Received: September 25, 2008

Accepted: March 13, 2009

緒 言

日月潭為台灣中部地區最重要的水庫之一，該水庫是以發電、公共給水及休閒觀光為主，並為台灣水力發電的重鎮，在台灣經濟發展上占有重要的地位(鄧 2002)，亦為當地居民捕捉漁獲來維持生計的主要水域，為帶動當地的漁業發展，更因而設立南投縣日月潭區漁會。日月潭水庫在往年漁獲中，奇力魚(*Hemiculter leucisculus*)為主要經濟魚種，占漁獲量90%以上，近年來由於外來物種暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*) (俗稱玻璃魚)入侵，且逐漸取代原有的本土經濟魚種。根據賴弘智於2005-2006年調查顯示，日月潭中暹羅副雙邊魚的數量有逐漸增加的趨勢，奇力魚的數量則越來越少，顯示暹羅副雙邊魚已經成為日月潭主要捕獲魚種，不但破壞原本生態體系，更造成漁民經濟上重大損失(賴 2006)。

外來入侵種不但會導致全球生物相的單調化，甚至會造成當地的特有種或本土種的滅絕(Marchetti *et al.* 2004; Clavero and García-Berthou 2005, 2006)。特別是淡水生態系及淡水魚類多樣性受到外來種的影響至為明顯(Pimentel *et al.* 2000; Pimentel *et al.* 2005)，不但在生態系統上造成危害，在自然資源及經濟上也會造成很大的損失(Rincón *et al.* 2002; Moyle *et al.* 2003)。外來入侵魚種會導致本土魚種減少有以下幾種原因：(1)外來種魚類掠食原生種魚類(Caiola and de Sostoa 2005)；(2)食物及棲地的競爭(Clavero and García-Berthou 2005)；(3)相近魚種的雜交，威脅到基因的完整性(Chen *et al.* 2007)；(4)棲息地的改變(Pinto *et al.* 2005)；及(5)病原體及寄生蟲的傳播(Leberg and Vrijenhoek 1994)，以上原因皆可能造成原生魚種的滅絕。

暹羅副雙邊魚(圖 1)原產於泰國湄公河流域

中下游，屬於熱帶地區魚類(邵 2006)，在分類上屬鱸形目(Perciformes)、雙邊魚科(Ambassidae)、副雙邊魚屬(*Parambassis*) (Roberts 1995)。其型態特徵方面，背鰭通常具有 7-8 根硬鰭(spines)與 7-11 根軟鰭條(soft rays)；臀鰭具有 3 根硬鰭與 7-11 根軟鰭條；腹鰭具有 1 根硬鰭與 5 根軟鰭條；脊椎由 24-25 節脊椎骨組成，其最大體長可達 6 cm 以上(Riehi and Baensch 1996)，魚體呈現半透明狀。業者經由魚體背部注射螢光劑作為觀賞魚引進，由於其價格便宜，也常成為宗教團體的放生物種(賴 2006)。該魚種具有很強的繁殖與攝食能力，因此可能造成河川與水庫魚類組成上的改變。目前已成功入侵台灣水域並成為日月潭水庫中的優勢魚種，進而影響到水庫中奇力魚等經濟魚種的生存。



圖 1. 暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*)標本照。

Fig. 1. The glass fish (*Parambassis siamensis*).

國內外有許多針對外來入侵魚種的報告，如：美國五大湖區因大西洋鯪魚的入侵影響了當地原生魚種的生存(Taylor *et al.* 1996)；非洲的維多利亞湖(Lake Victoria)擁有 200 多種的原生種麗魚類(Cichlidae)，但在引進尼羅河鱸魚(*Lates niloticus*)之後使得原生種麗魚大量的消失，不但造成生態的破壞也造成經濟上

的損失(John *et al.* 2003)；依比利半島(Iberian Peninsula)由於黑鯛(*Ameiurus melas*)的入侵造成當地魚類生態的改變(Leunda *et al.* 2008)及小盾鱧(*Channa micropeltes*)入侵曾文水庫使得當地經濟魚種減少造成當地漁民經濟上的損失(賴 2006)。至於國內有關於外來入侵種食性的研究，除 Huang and Kuo (2008) 針對曾文水庫中小盾鱧食性分析外，至今尚未所悉，故本研究主要目的是根據在日月潭水庫中所採獲暹羅副雙邊魚以不同的性別、季節及等級體長間攝食物種的變化進行分析，期深入瞭解其攝食習性，並藉以作為防治和控制玻璃魚生物量的參考依據。

材料與方法

一、採樣時間與方法

本研究自 2005 年 6 月至 2007 年 5 月，每月至南投縣日月潭水庫(圖 2)以四角網(圖 3)進行暹羅副雙邊魚樣本之收集，每月採樣 1 次並隨機取 30 尾暹羅副雙邊魚，立即由泄殖腔注入 10%福馬林以固定胃內容物，樣本採回後進行編號，並利用電子秤量與電子游標卡尺測量其體重(g)及標準體長(standard length, SL)，最後進行性別的鑑定，隨即以解剖剪剪開暹羅副雙邊魚之腹部並取出消化道秤重(mg)，之後將其放入標本瓶中並加入固定液(95%酒精：甘油 = 2：1)固定，以方便之後胃內容物之鑑定。消化道中的內容物分析是利用解剖顯微鏡觀察並鑑定所攝食的食物種類，其中空胃及未能鑑定出種類之胃內容物之魚體予以剔除，並利用定性及定量法進行食性分析以增加數據判定準確性。

(一) 定性法

計算暹羅副雙邊魚攝食食物種類之出現頻率百分率(percentage of frequency occurrence, F%) = (該魚種胃內含物含某種食物種類之魚體數/該魚種總個體數) × 100%

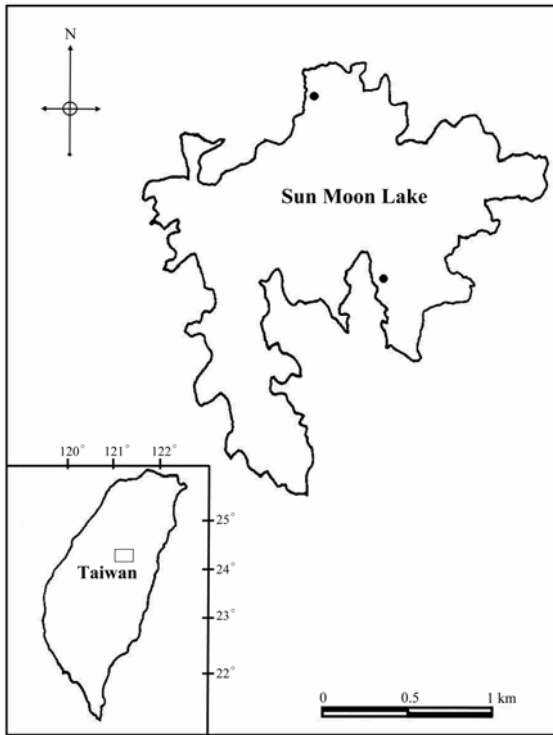


圖2. 日月潭暹羅副雙邊魚(*Paramassis siamensis*)採樣地點(●)。

Fig. 2. The sampling sites (●) of the glass fish (*Paramassis siamesis*) at the Sun Moon Lake.

(二) 定量法

將暹羅副雙邊魚之胃內含物中所分析的餌料生物種類以計數法(numerical method)計算暹羅副雙邊魚所攝食食物種類之平均豐富度百分率(percentage of average abundance, N%) = (該魚種胃內容物中含某種食物種類之數目/該魚種所攝食食物種類之總數目) × 100% (Hyslop 1980), 將所求得 F% 及 N% 值帶入計算餌料生物之相對食物指數(relative index, RI)公式如下:

$$RI = N\% \times F\%$$

N%, 為某種餌料生物數目在該種魚類胃中占總餌料生物數目之百分率; F%, 為某種餌料生物的出現次數在該種魚類胃中總餌料生物出現頻度所占之百分率。利用 RI 值可分

析判別暹羅副雙邊魚之胃內容物的優勢食物項目種類。

(三) 空胃率

當暹羅副雙邊魚胃中無殘存食物時判定為空胃, 其計算公式如下:

$$\text{空胃率}\% = (\text{無胃內容物的魚尾數} / \text{總魚尾數}) \times 100\%$$



圖3. 日月潭暹羅副雙邊魚(*Paramambassis siamensis*)收集之漁法。

Fig. 3. A square-shaped fishing net used for collecting glass fish (*Paramambassis siamensis*) from the Sun Moon Lake.

二、統計分析

本研究主要以 PRIMER 6.0 多變值統計軟體中聚類分析(CLUSTER)、非介量多度空間尺度分析(non-metric multi-dimensional scaling, MDS)、相似度百分率(Similarity percentages, SIMPER)及單項相似度分析(one-way ANOSIM)之方法, 自 2005 年 6 月起, 按春(2-4 月)、夏(5-7 月)、秋(8-10 月)、冬(11-1 月)之食性資料, 來分析各季節攝食食物種類之變化及不同體長等級(<50、50-59、60-69 及 ≥ 70 mm)間攝食物種的差異, 與瞭解造成攝食食物種類差異的主要關鍵攝食物種, 當其計算出之 Global Test R 值等於 0 時, 表示完全相同; R 值小於 0.25 表差異不明顯; R 值大於 0.5 表雖有重疊但能清

楚分開；R 值大於 0.75 表有顯著差異；R 值等於 1 表完全不同。Significance level 值小於 5% 才有顯著差異。

結果與討論

一、各季節魚體採樣其體長、體重及空胃率之變化

本研究所採樣的魚體數量，共採樣 718

尾，其中雌性魚 533 尾，雄性魚 185 尾，總生物量為 2,365.60g (表 1)，並發現有 126 尾出現未能鑑定片段及 268 尾呈現空胃狀態。結果發現其中以春夏兩季所採樣的魚體體重比秋冬兩季來得高；各季節間空胃率之變化見圖 4。在空胃率方面，秋冬兩季的空胃率比春夏兩季來得高，可能是受到溫度下降的影響，導致魚體攝食率降低，而造成秋冬兩季空胃率的提高。

表 1. 日月潭水庫各季節採集暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*)之平均體長、體重及數量之變化
Table 1. Seasonal changes in sample size, mean length, body weight, and total weight of the glass fish (*Parambassis siamensis*) collected from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007

Season	Sex	Number of individuals	Mean length Mean±SD (mm)	Body weight Mean±SD (g)	Total weight (g)
2005					
Summer	F	47	60.87±4.19	3.25±0.71	152.90
	M	13	52.70±3.23	2.03±0.46	26.45
Autumn	F	81	62.06±5.00	3.65±0.94	295.34
	M	9	53.72±9.38	2.34±1.21	21.07
Winter	F	63	54.24±8.92	2.48±1.38	156.22
	M	27	50.55±5.11	1.76±0.55	47.61
2006					
Spring	F	52	59.55±7.67	3.52±1.53	182.92
	M	36	53.73±6.63	2.43±1.19	87.35
Summer	F	70	63.07±7.03	3.94±1.45	276.11
	M	20	56.45±4.32	2.61±0.62	52.22
Autumn	F	75	63.41±5.19	3.8±0.97	284.27
	M	15	59.50±3.35	3.28±0.80	52.51
Winter	F	62	57.77±7.89	3.17±1.33	190.09
	M	28	52.27±7.65	2.22±1.02	66.46
2007					
Spring	F	58	65.44±5.72	4.59±1.23	264.60
	M	32	54.87±4.16	2.36±0.52	75.31
Summer	F	27	67.86±4.28	4.68±0.92	126.24
	M	3	57.10±5.11	3.39±0.28	7.93
Combined		718			2,365.60

表 2. (續)

Table 2. (cont.)

Food items/Seasonal	2006 Summer			2006 Autumn			2006 Winter			2007 Spring			2007 Summer		
	F%	N%	RI	F%	N%	RI	F%	N%	RI	F%	N%	RI	F%	N%	RI
Copepoda	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cladocera	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Decapoda	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Chironomidae	79.07	80.26	6346.39	84.85	67.80	5752.44	77.50	46.10	3572.70	58.33	38.58	2250.66	36.36	7.14	259.74
Ephemeroptera	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Fish egg	2.33	5.70	13.26	3.03	9.32	28.25	2.50	2.13	5.32	12.50	14.96	187.01	9.09	7.14	64.94
Fry	18.60	14.04	261.12	24.24	22.88	554.70	10.00	15.60	156.03	29.17	45.67	1332.02	54.55	71.43	3896.10
Filamentous algae	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Shrimps	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Ants	--	--	--	--	--	--	15.00	34.75	521.28	4.17	0.79	3.28	--	--	--
Spiders	--	--	--	--	--	--	2.50	0.71	1.77	--	--	--	--	--	--
Wigglers	--	--	--	--	--	--	2.50	0.71	1.77	--	--	--	9.09	14.29	129.87

溫度的變化對於魚類的攝食率及成長率會有很大的影響，而魚類在最適溫度範圍內，其攝食率及消耗率達到最高(Burel *et al.* 1966; Brett 1979)。淡水魚類攝食最適宜水溫為 25°C 左右，在 20-30°C 之間食慾最旺盛，生長也迅速，當溫度在 10°C 以下與 33°C 以上時，食慾減退或停止攝食(黃 1996)。本研究結果發現春夏兩季空胃率低於秋冬兩季，這是由於秋冬兩季水溫較低(18°C)，降低其攝食能力。此外，暹羅副雙邊魚幾乎全年均可產卵，但主要生殖季節在 2-4 月份，且在 5 月份所捕獲的魚苗數量最多，屬於多次產卵模式(賴 2006)，且由於日月潭水溫在春夏兩季最高，因此使得魚苗會大量攝食增加成長速度，推測可能是造成春夏兩季的空胃率最低的原因之一。

二、胃內含物的種類組成之季節、體長別及雌雄變化

各季節間攝食食物種類之變化(表 2) 顯

示，各個季節皆以搖蚊類(Chironomidae)與未知魚苗(fry)為最主要的攝食物種；而魚卵(fish egg)只有在 2005 年冬季與 2007 年春季沒有攝食外，其餘季節皆有發現。胃內容物中出現頻率較少的如橈足類(Copepoda)、枝角類(Cladocera)、十足類(Decapoda)、蜉蝣類(Ephemeroptera)及絲藻片段(Filamentous algae)只有在 2005 年夏秋兩季及 2005 年冬季發現(圖 5)。

暹羅副雙邊魚個體長等級間攝食物種的變化，在體長<50、50-59、60-69 及 ≥70 mm 等級中，皆以搖蚊類及魚苗為主要的攝食物種，其次則為魚卵(表 3)。此外，粗糙沼蝦(*Macrobrachium asperulum*)除在<50 mm 體長等級中沒被發現外，其他體長則皆有發現攝食蝦類(圖 6)。

表 4 為雌雄個體間攝食物種的差異，根據結果顯示雌魚及雄魚主要都以搖蚊類、未知魚苗及魚卵為主要攝食物種，其中搖蚊類所占比例較其他攝食物種來得多，且雌魚攝食未知魚

苗的頻率也比雄魚來得高(圖7)，經由分析雌雄魚所攝食食物相對重要指數(RI)發現，皆以攝食搖蚊類為主，而未知魚苗次之。但雌魚所攝食未知魚苗的比率比雄魚來得高，推測是因為當魚類在攝食時，會選擇豐富度高且容易攝食及消化的物種。此外，雌魚必須攝取大量能量來提供生殖腺的成熟(Xue *et al.* 2005)，推測可能因此造成雌魚攝食未知魚苗的比率較雄魚為高，以獲取較高的能量。

魚類攝食食物組成的變化與個體體長有很大的相關性(Schmitt and Holbrook 1984; Holbrook *et al.* 1985; McCormick 1998)，且不同的體長及年齡對於其攝食食物種類的相似性會有所差異(Eggold and Motta 1992; Gillanders 1995)，而每種魚類食性的改變會依照生活史、食物的可利用率及棲地的改變有關(Lukoschek

and McConmick 2001; Hajisamae *et al.* 2004)。攝食食物的大小會隨著魚類體型的大小而增加，因為魚體成長所需要的能量也會增加，此外魚類生殖腺的發育也會增加能量的攝取(Mittelbach 1998; Xue *et al.* 2005)。

本研究結果顯示，在體長<50 mm 至 ≥70 mm 4 個等級體長，皆以搖蚊類、魚苗及魚卵為主要攝食物種，而在體長<50 mm 至 60-69 mm 體長等級皆有攝食體型較小的物種如襍足類、枝腳類及十足類，而 ≥70 mm 則沒有發現，這顯示暹羅副雙邊魚可能會依照體型的大小來選擇其攝食食物種類，主要以搖蚊類及未知魚苗為主要攝食物種，由於體型越大的魚體所需要的能量也越高，因此會挑選比較大型的物種來提供本身所需要的能量。

表 3. 日月潭暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*)不同體長等級胃內含物種類組成之分析結果

Table 3. The diet compositions of stomach contents by size categories of the glass fish (*Parambassis siamensis*) from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007 (--, not consumed; F% , percentage of frequency occurrence; N% , mean percentage of diet abundance; RI , relative index)

Food items/Size categories (mm)	<50 (n=36)			50-59 (n=107)			60-69 (n=161)			≥70 (n=20)		
	F%	N%	RI	F%	N%	RI	F%	N%	RI	F%	N%	RI
Copepoda	2.78	1.64	4.55	1.87	0.48	0.90	7.45	1.56	11.63	--	--	--
Cladocera	5.56	2.46	13.66	1.87	0.48	0.90	2.48	0.42	1.03	--	--	--
Decapoda	--	--	--	1.87	0.48	0.90	1.24	0.21	0.26	--	--	--
Chironomidae	75.00	51.64	3872.95	70.09	46.63	3268.78	61.49	47.24	2904.97	70.00	46.46	3251.97
Ephemeroptera	--	--	--	7.48	2.64	19.77	3.11	0.52	1.62	5.00	0.79	3.94
Fish egg	2.78	2.46	6.83	3.74	12.26	45.83	3.73	6.87	25.59	5.00	3.94	19.69
Fly	27.78	36.89	1024.59	24.30	27.64	671.73	33.54	39.85	1336.73	20.00	40.16	803.15
Filamentous algae	2.78	2.46	6.83	4.67	2.64	12.36	1.24	0.42	0.52	--	--	--
Shrimps	--	--	--	2.80	0.72	2.02	0.62	0.42	0.26	5.00	0.79	3.94
Ants	--	--	--	0.93	0.24	0.22	--	--	--	--	--	--
Spiders	--	--	--	0.93	0.24	0.22	--	--	--	--	--	--
Wigglers	5.56	2.46	13.66	1.87	5.53	10.33	1.86	2.50	4.65	5.00	7.87	39.37

表 4. 日月潭暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*)不同性別胃內含物種類組成之分析結果

Table 4. Gender difference in the diet composition of stomach contents of the glass fish (*Parambassis siamensis*) from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007 (--, not consumed; F% , percentage of frequency occurrence; N% , mean percentage of diet abundance; RI, relative index)

Food items	Male (n=70)			Female (n=254)		
	F%	N%	RI	F%	N%	RI
Copepoda	2.86	0.88	2.52	5.12	1.22	6.22
Cladocera	1.43	0.88	1.26	2.76	0.50	1.38
Decapoda	1.43	0.44	0.63	1.18	0.21	0.25
Chironomidae	75.71	59.03	4469.48	63.78	45.46	2899.48
Ephemeroptera	5.71	2.20	12.59	3.94	0.86	0.86
Fish egg	1.43	0.44	0.63	4.33	8.86	38.39
Fry	15.71	42.86	673.47	32.68	40.31	1317.36
Filamentous algae	5.71	5.29	30.21	1.57	2.36	3.72
Ants	--	--	--	0.39	0.07	0.03
Wigglers	4.29	16.74	71.74	--	--	--
Spiders	--	--	--	0.39	0.07	0.03
Shrimps	2.86	0.88	2.52	3.15	2.00	6.30

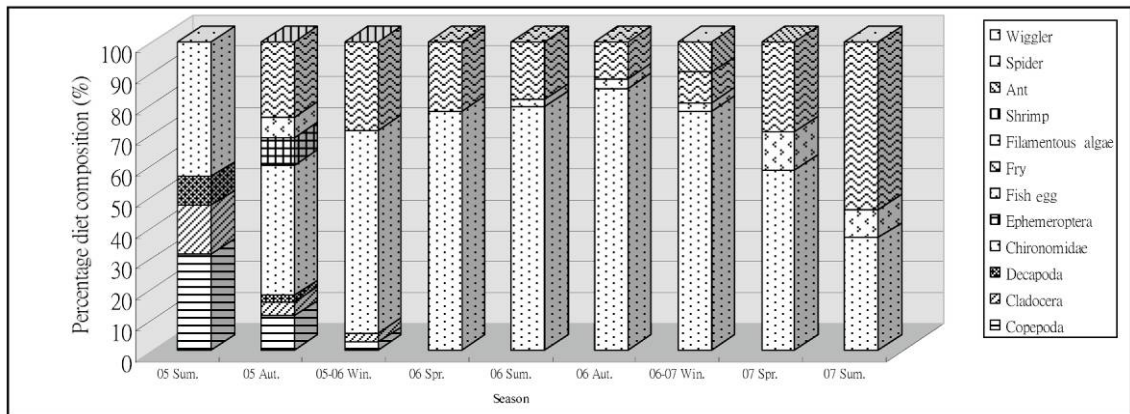


圖 5. 日月潭暹羅副雙邊魚攝食食物種類出現頻率百分率之季節變化。

Fig. 5. Season changes in the percentage diet compositions of the stomach contents of the glass fish (*Parambassis siamensis*) collected from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007.

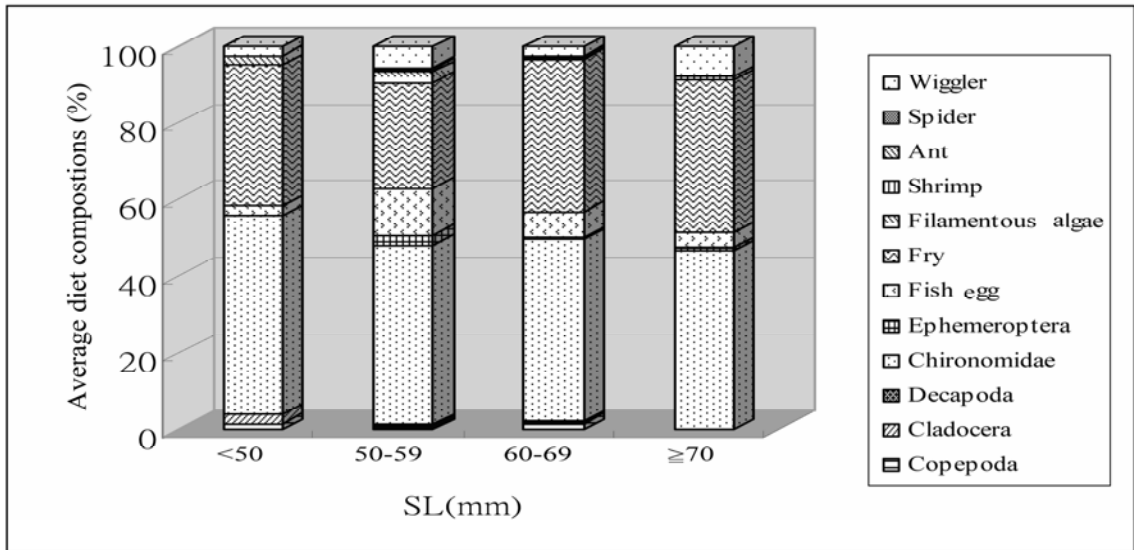


圖 6. 日月潭暹羅副雙邊魚攝食食物種類平均豐度百分比之體長等級別變化。

Fig. 6. Average diet compositions (%) of the four size classes of the glass fish (*Parambassis siamensis*) collected from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007.

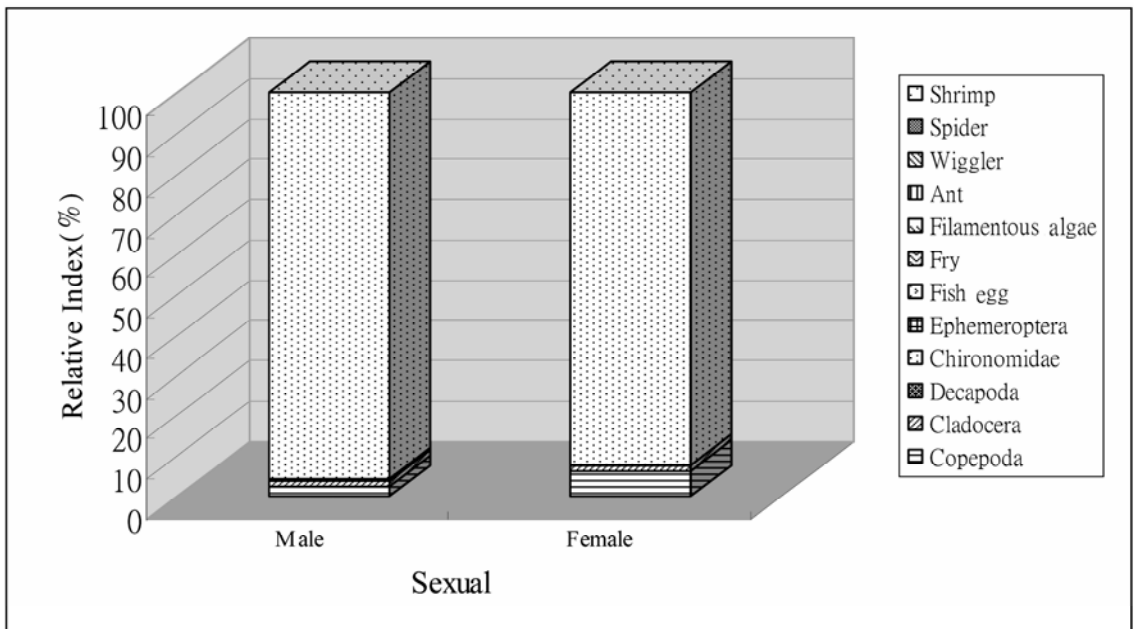


圖 7. 日月潭暹羅副雙邊魚對食物的相對重要指數(RI)之雌雄差異。

Fig. 7. Sexual difference in relative indices of the glass fish (*Parambassis siamensis*) collected from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007.

三、胃內容物相對重要指數的季節及體長等級間之相似性比較

暹羅副雙邊魚不同體長等級間聚類分析之結果(圖 8)，顯示暹羅副雙邊魚在不同體長等級間攝食食物種類沒有顯著的差異，其相似性高於 85%以上，其胃內容物主要以搖蚊類及未知魚苗為主要攝食物種。藉由非介量多度空間(MDS)分析所得結果發現，不同體長等級間並沒有顯著的差異(圖 9)。

利用單項相似度分析(one-way ANOSIM)檢測暹羅副雙邊魚在不同體長等級間其攝食食物種類差異性，發現並無明顯的差異(Global Test R 值=0.144; significance level=0.26)。以 Pairwise Test 分析各體長間攝食食物種類也沒有差異性，因此利用相似度百分比(SIMPER)分析攝食食物種類間相似性，發現暹羅副雙邊魚在 4 個等級體長其攝食相異性(dissimilarity)相當低，因此證明不同體長等級對於其攝食食物種類相似性(similarity)相當高。

各季節間暹羅副雙邊魚胃內容物種類相對重要指數(RI)之聚類分析結果沒有顯著的差異($p>0.05$) (圖 10)，其各季節攝食食物種類相似度高於 50%以上，主要以搖蚊類為主，其次為未知魚苗。將數值轉化成非介量多度空間(MDS)，並以相似 60%作為群聚的依據，結果顯示分為主要兩群，一群為 2005 年夏季；另一群為 2005 年秋季至 2007 年夏季(圖 11)。

利用單項相似度分析(one-way ANOSIM)檢測在四季(春、夏、秋、冬)間其攝食食物種類差異性，結果顯示並沒有顯著性的差異(Global Test R 值=-0.333; significance level=0.98)，以 Pairwise Test 分析各季節攝食食物種類是否有差異性，結果顯示各季節間所攝食的食物種類皆沒有差異，再以各季節攝食食物種類利用相似度百分比(SIMPER)分析發現，其各季節所攝食食物種類相異性都低於 40%，顯示各季節所攝食的食物種類的相似性相當高。

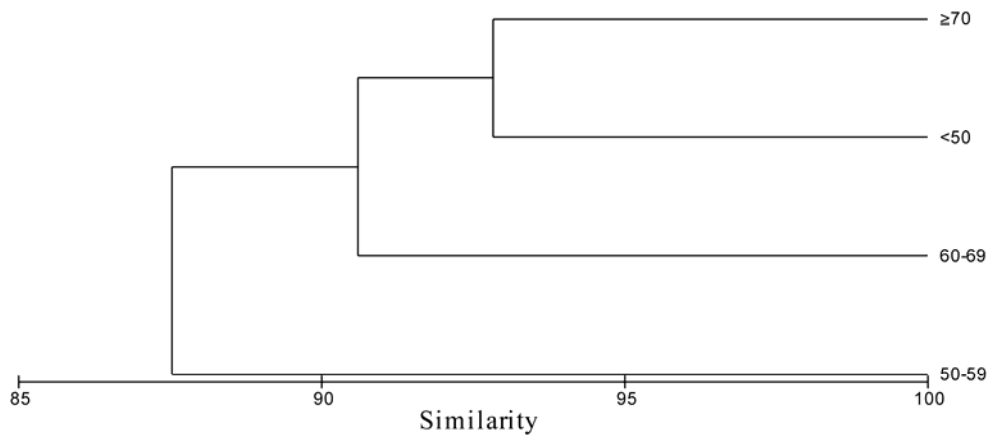


圖 8. 暹羅副雙邊魚的食物相對重要指數的體長間之相似度樹狀圖。

Fig. 8. A cluster dendrogram showing the similarity and the relative index (RI) of food items among four size classes of the glass fish (*Parambassis siamensis*) collected from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007.

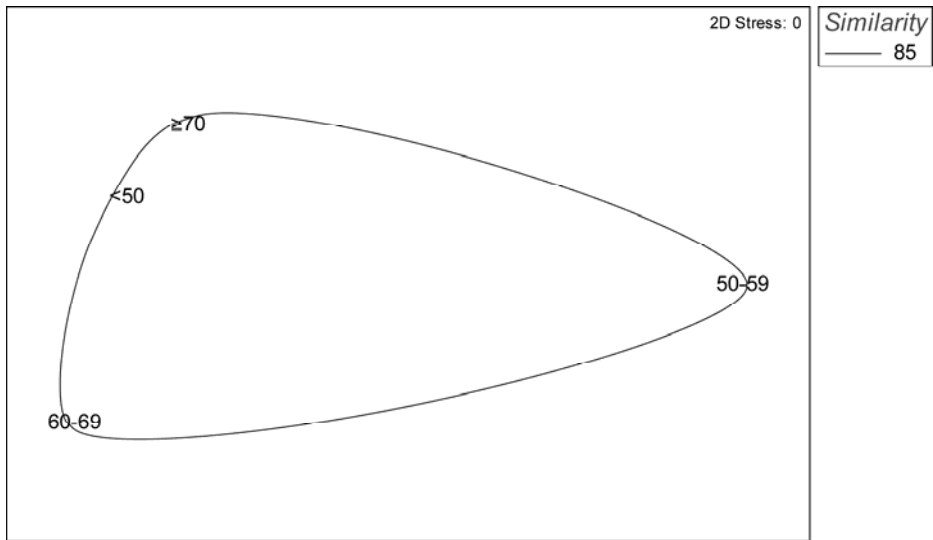


圖 9. 日月潭暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*)的食物相對重要指數(RI)的體長間之非介量 MDS 空間分布圖。

Fig. 9. MDS showing similarity and relative indices (RI) of the food items among the four size classes of the glass fish (*Parambassis siamensis*) collected from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007.

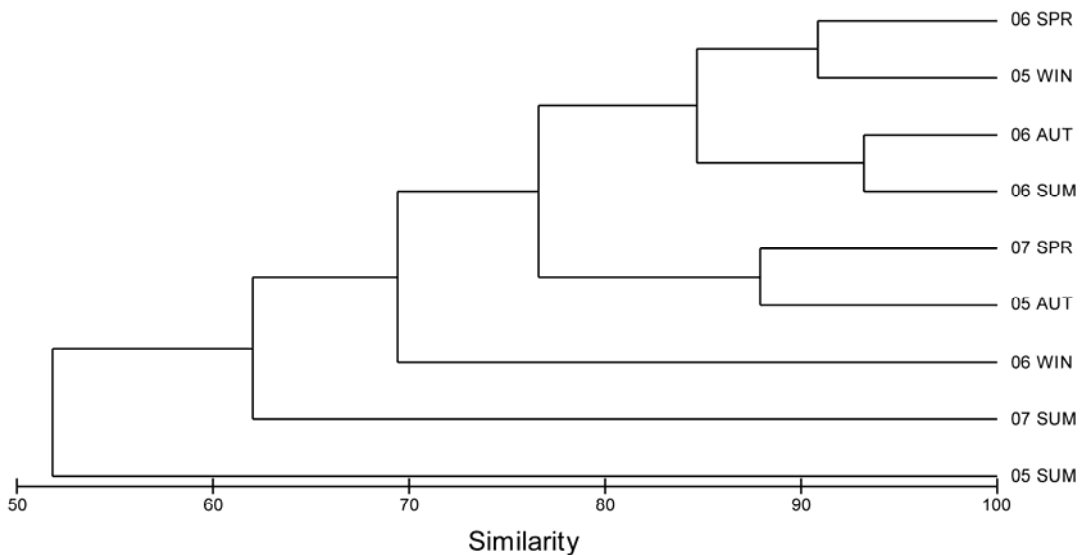


圖 10. 暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*)在不同季節攝食食物種類之相對重要指數(RI)相似度樹狀圖。

Fig. 10. A cluster dendrogram showing similarity and relative indices (RI) of the food items among the four seasons for the glass fish (*Parambassis siamensis*) collected from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007.

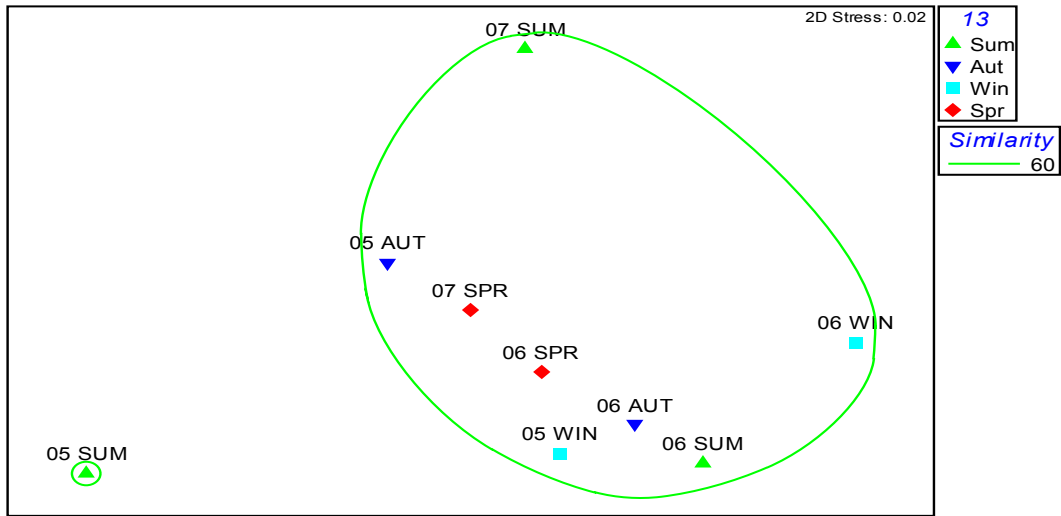


圖 11. 日月潭暹羅副雙邊魚(*Parambassis siamensis*)在不同季節之食物相對重要指數(RI)非介量 MDS 空間分布圖。

Fig. 11. MDS showing similarity and relative indices (RI) of the food items among four seasons for the glass fish (*Parambassis siamensis*) collected from the Sun Moon Lake during the period from June 2005 to May 2007.

本研究結果顯示，日月潭中暹羅副雙邊魚在各季節所攝食食物種類皆以搖蚊類及魚苗為主。根據 Lin and Kuo (2006)調查好美寮紅樹林潟湖魚類食性發現，玻璃魚科(Ambassidae)中的細尾雙邊魚(*Ambassis urotaenia*)及彎線雙邊魚(*A. buruensis*)主要以攝食蝦類、昆蟲及浮游動物為主，屬於肉食性掠食者，結果與本篇研究相符。將所得研究數據經由 PRIMER 6.0 變值生態統計軟體進一步的分析得知，顯示季節的變化對於暹羅副雙邊魚攝食食物種類沒有很大的差異。

結 論

從上述得知，暹羅副雙邊魚不論在季節或體長等級間，其攝食食物種類皆沒有變化，偏好攝食搖蚊類及未知魚苗，推測係屬於肉食性的掠食者，這顯示暹羅副雙邊魚對於日月潭水

庫中原本魚類生態系可能會造成很大的衝擊，並且暹羅副雙邊魚本身屬於多次產卵型的魚種，能夠穩定本身的族群量，因此逐漸變成日月潭水庫中的優勢魚種，對該水域的經濟性及原生性魚種可能造成很大的威脅，不但對生態系統會有影響，且連帶影響到當地漁民經濟上的損失，這些是值得相關單位重視的地方。

謝 誌

本研究承蒙農委會/漁業署「台灣入侵水產生物之危害分析、防治對策與宣導」，編號 95 漁管-4.3-養-01 經費補助完成，謹此誌謝。

引用文獻

邵廣昭。2006。台灣魚類資料庫。中央研究院生物多樣性研究中心(<http://fishdb.sinica>).

- edu.tw)。
- 黃貴民。1996。魚類學概論。水產出版社。28-55 頁。
- 鄧相揚。2002。台灣的心臟。交通部觀光局日月潭國家風景區管理處。226-231 頁。
- 賴弘智。2006。外來魚種之危害分析、防治對策(二)玻璃魚。台灣地區入侵水產生物現況及防治策略研討會論文集。20-30 頁。
- Brett, J. R. 1979. Environmental factors and growth. *Fish Physiology* 8: 599-679.
- Burel, C., P. Ruet, A. Caumet, A. Roux, A. Sévère and G. Boeuf. 1966. Effects temperature on growth and metabolism in juvenile turbot. *Journal of Fish Biology* 49: 678-692.
- Caiola, N. and A. de Sostoa. 2005. Possible reasons for the decline of two native toothcaps in the Iberian Peninsula: Evidence of competition with the introduced Eastern mosquito fish. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 358-363.
- Chen, Y., S. Parmenter and B. May. 2007. Introgression between Lahontan and endangered Owens tui chubs, and apparent discovery of a new tui chub in the Owens Valley, California. *Conservation Genetics* 8: 221-238.
- Clavero, M. and E. García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 110.
- Clavero, M. and E. García-Berthou. 2006. Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 16: 2313-2324.
- Eggold, B. and P. Motta. 1992. Ontogenetic dietary shift and morphological correlates in striped mullet, *Mugil cephalus*. *Environmental Biology of Fishes* 67: 139-158.
- Gillanders, B. 1995. Feeding ecology of the temperate marine fish *Achoerodus viridis* (Labridae): Size, seasonal and site-specific differences. *Marine and Freshwater Research* 46: 1009-1020.
- Hajisamae, S., L. M. Chou and S. Ibrahim. 2004. Feeding habits and trophic organization of the fish community in shallow waters of an impacted tropical habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 89-98.
- Holbrook, S., R. Schmitt and Y. Coyer. 1985. Age-related dietary patterns of sympatric adult surfperch. *Copeia* 4: 986-994.
- Huang, J. J. and S. R. Kuo. 2008. Feeding habits of exotic snakehead (*Channa micropeltes*) in Tsengwen Reservoir, South Taiwan. *Journal of the Biomass Energy Society of China* 27: 11-24.
- Hyslop, E. T. 1980. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429.
- John, S. B., A. C. Colin, J. C. Lauren, G. C. Ian, G. Kim, K. Les, H. Rosemary, S. Lowe-McConnell, Ole, H. W. Jan, L. W. Robin and W. Frans. 2003. Biodiversity and fishery sustainability in the lake Victoria basin: An unexpected marriage? *BioScience* 53: 703-715.
- Leberg, P. L. and R. C. Vrijenhoek. 1994. Variation among desert topminnows in their Susceptibility to attack by exotic parasites. *Conservation Biology* 8: 419-424.
- Leunda, P. A., J. Oscoz, B. Elvira, A. Agorreta, S. Perea and R. Miranda. 2008. Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula:

- First evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology* 73: 96-114.
- Lin, C. H. and S. R. Kuo. 2006. Study on the feeding guilds and trophic relationship of the fish community in Haomeiliao Nature Reserve, Chiayi County. *Journal of the Biomass Energy Society of China* 25: 21-31.
- Lukoschek, V. and I. M. McCormick. 2001. Ontogeny of diet changes in a tropical benthic carnivorous fish, *Parupeneus barberinus* (Mullidae): Relationship between foraging behaviour, habitat use, jaw size, and prey selection. *Marine Biology* 138: 1099-1113.
- Marchetti, M. P., P. B. Moyle and R. Levine. 2004. Invasive species profiling? Exploring the characteristics of non-native fishes across invasion stages in California. *Freshwater Biology* 49: 646-661.
- McCormick, M. 1998. Ontogeny of diet shifts by a microcarnivorous fish *Cheilodactylus spectabilis*: Relationship between feeding mechanics, microhabitat selection and growth. *Marine Biology* 132: 9-20.
- Mittelbach, G. G. and L. Persson. 1998. The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1454-1465.
- Moyle, P. B., P. K. Crain, K. Whitener and J. F. Mount. 2003. Alien fishes in natural streams: Fish distribution, assemblage structure, and conservation in the Cosumnes River, California, USA. *Environmental Biology of Fishes* 68: 143-162.
- Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga and D. Morrison. 2000. Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. *Biology Science* 50: 53-65.
- Pimentel, D., R. Zuniga and D. Morrison. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288.
- Pinto, L., N. Chandrasena, J. Pera, P. Hawkins, D. Eccles and R. Sim. 2005. Managing invasive carp (*Cyprinus carpio* L.) for habitat enhancement at Botany Wetlands, Australia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 447-462.
- Riehi, R. and H. A. Baensch. 1996. Aquarium atlas volume 1, Mergus Verlag GmbH Hans A. Baensch, Melle, Germany.
- Rincón, P. A., A. M. Correas, F. Morcillo, P. Risueño and J. Lobón-Cerviá. 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61: 1560-1585.
- Roberts, T. R. 1995. Systematic revision of tropical Asian freshwater glass perches (Ambassidae), with descriptions of three new species. *Natural History Bulletin of the Siam Society* 42: 263-290.
- Schmitt, R. and S. Holbrook. 1984. Ontogeny of prey selection by black surfperch *Embiotoca jacksoni* (Pisces: Embiotocidae): The roles of fish morphology, foraging behaviour, and patch selection. *Marine Ecology Progress Series* 18: 225-239.
- Taylor, C. A., M. L. Warren and J. F. Fitzpatrick. 1996. Conservation status of crayfishes of the United States and Canada. *Fisheries* 21: 25-38.
- Xue, Y., X. Jin, B. Zhang and Z. Liang. 2005.

Seasonal, diet and ontogenetic variation in feeding patterns of small yellow croaker in the central Yellow Sea. *Journal of Fish Biology* 67: 33-50.

台灣中部筏子溪魚類豐度及歧異度與水質關係之研究
Abundance and Diversity of Fishes in Relation to Water Quality
in the Fazih River of Central Taiwan

蔡志偉¹ 張世倉^{2,*} 李明儒³

Chih-Wei Tsai¹, Shi-Tsang Chang^{2,*} and Ming-Ju Lee³

¹ 國立中興大學水土保持學系 台中市國光路 250 號

² 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

³ 國立澎湖科技大學觀光休閒學系 澎湖縣馬公市六合路 300 號

¹ Department of Soil and Water Conservation, National Chung-Hsing University, Taichung, Taiwan

² Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

³ Department of Tourism and Leisure Management, National Penghu University, Penghu, Taiwan

*通訊作者：stchang@tesri.gov.tw

*Corresponding author: stchang@tesri.gov.tw

摘要

本研究以台中盆地西側之筏子溪為研究樣區，選擇由上游連仔溪橋(F1)至下游集泉橋(F5)共 5 個測站進行魚類及水質變化之探討。魚類調查時間為 2000 年 9 月至 2007 年 2 月，共進行 67 次現場調查；水質資料採用環保署全國環境水質監測資訊網所公告之東海橋(F2)及集泉橋(F5)水質數據進行分析。研究結果發現，台灣特有種及外來種會受到降雨量、降雨天數的影響，導致魚類豐度及種歧異度減少；而台灣特有種與 WQI_8 呈現負相關，與 BOD 呈現正相關，外來種則與重金屬砷呈現負相關趨勢；台灣特有種與外來種之魚類群集，並具有相互消長之現象，意即外來種會抑制台灣特有種群集豐度的發展。廣布性魚種由於環境適應力較強的關係與降雨及水質無相關性趨勢。此外，筏子溪水質因受到中科台中園區營運及台中市整體污水處理率改善之影響，分別對水質產生劣化及改善的結果。

Abstract

Fish samplings were conducted seasonally with electrofishing and fish trapping methods at five different polluted zones of Fazih River, 2000 to 2007. Water quality data were obtained from the National Water Quality Monitor Network, and precipitation data from the Taichung Station of the Taiwan Central Weather Bureau. The results showed that abundance of endemic species and exotic species were significantly, negatively correlated to precipitation, number of raining days, and water quality indices (WQI₈), but positively correlated to BOD and river pollution indices (RPI). The exotic species were negatively correlated to arsenic concentrations. There was the presence of interspecific competition between endemic species and exotic species. No significant correlation was found between the abundance of generalist species of fishes and precipitation, water quality, PRI-values, and WQI₈-values, suggesting their high tolerance to water pollution and environmental modification. The relationships between the water pollution and wastewater discharges from the Taichung Science Park and the Taichung City were discussed.

關鍵詞：筏子溪、魚類、豐度、種歧異度、水質

Key words: Fazih River, fishes, abundance, species diversity, water quality

收件日期：97年10月30日

接受日期：98年2月20日

Received: October 30, 2008

Accepted: February 20, 2009

緒 言

導電度(electrical conductivity, EC)、溶氧(dissolved oxygen, DO)、酸鹼度(pH)、化學需氧量(chemical oxygen demand, COD)等為普遍評定水質優劣之重要因子,在水質測量方面是不可或缺的(江 1996);而生化需氧量(biochemical oxygen demand, BOD)、氨氮量(NH₃-N)、懸浮固體量(suspended solids, SS)等物理化學因子,長久以來受到多方面使用,其準確性已有相當高的信賴度(石等 1986)。廢水中之重金屬如無適當的物理或化學處理,排入河川將導致重金屬廢水污染水體,且重金屬具

有高殘留性、難生物分解、易生物累積、不易移除等特性,一旦進入環境就有可能經由食物鏈,直接或間接危害人體(陳 2002)。世界各國均訂定各種水質標準來保護與管理水源,而目前大多以物理及化學因子作為監測的對象,例如:酸鹼度、導電度、透明度、陽離子含量...等等,提供給管理者作為決策的參考(陳 2000)。台灣河溪環境品質監控是以水質監測為主,我國環保署以水溫、懸浮固體、溶氧、化學需氧量、酸鹼值、氨氮、大腸桿菌群、總磷及重金屬等參數評估水質,之後又發展出河川污染指數(river pollution index, RPI)與水質指數(water quality index, WQI)。

水質評估其優點在於經濟快速，準確性高，方法標準化，缺點在於只能反應採樣瞬間的水質，而且難以確切反應污染對水域環境生物的衝擊與影響。為了彌補水質評估的缺點，使河溪環境監測與評估更為完整，生物評估法應運而生。這類方法利用生物調查所得資訊以評估河溪環境的變化，可作為中長期環境監測

的參考指標。河溪內含有眾多種類的生物，其中魚類是河溪水域生態系的最高級消費者，河溪生態系之生物與環境的變動，會反應至魚類的變化與組成，再者，魚類具有自主移動能力，會有遠惡水而移，擇良水而棲的本能，因此，由魚類組成的改變，能一探河溪環境的變動狀態，並可作為評估河溪環境之主要指標。

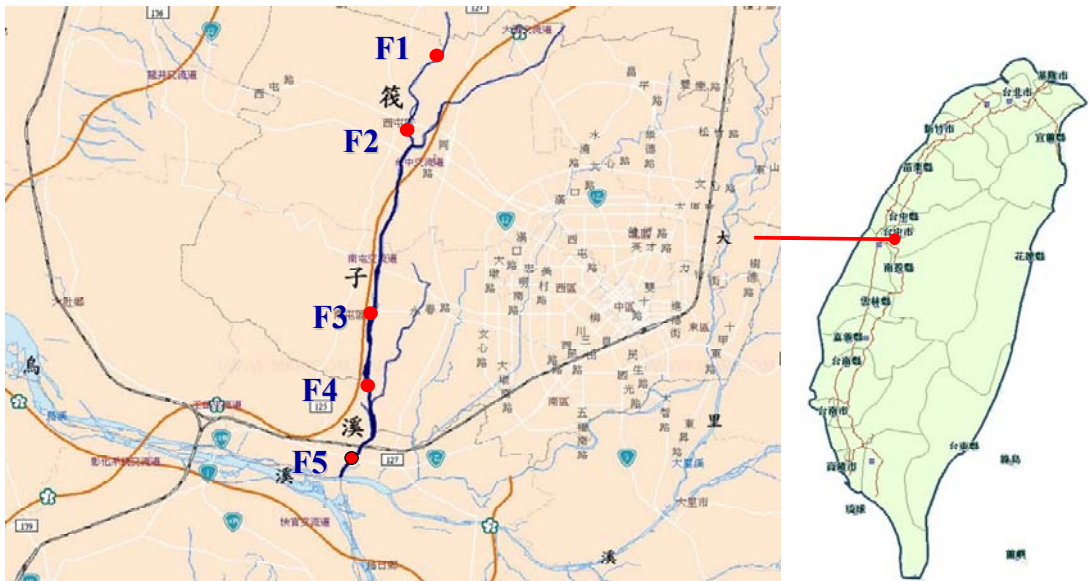


圖 1. 筏子溪調查測站位置圖。

Fig. 1. Fish sampling stations at Fazih River (F1, Lentzu Creek Bridge; F2, Tonghai Bridge; F3, Fazih River Bridge; F4, Liusu Dike; F5, Chishen Bridge).

魚類群聚結構(population structure)可用於評估包括人為影響之水質惡化及水域生態棲地改變問題(Karr 1981; Maret *et al.* 1997; Wolter *et al.* 2000; Pirhalla 2004; Angermeier and Davideanu 2004)。魚類群聚差異不僅與重金屬含量有關，也可能受食物來源、自然狀況(流域大小、流量、森林面積、底質及水生植物)及 pH、溶氧等影響(Bervoets *et al.* 2005)。排放高濃度的重金屬污染物進入水域，將導致低耐污魚類致病或是死亡。致病魚類將產生游泳速度降低及生長速度緩慢之狀態(Sørensen 1991;

Hollis *et al.* 1999; Alsop *et al.* 1999; Bervoets and Blust 2003)。外來種魚類在部分地區對台灣原生淡水魚造成極大的衝擊(陳等 1993; Wang *et al.* 1999)。其中許多外來種均是從熱帶引入、喜歡溫暖水域的種類，因此氣候暖化極可能會助長外來種的入侵，應持續監測其分布的變化(白等 2006)。王(1983)在淡水河流域探討魚類與水質之關係發現，不耐污染之魚種主要出現在河川上游乾淨之水域，耐污魚種則分布在河川下游比較污染之水域。

本研究主要經由長時間調查筏子溪之魚

類，並加入水質與降雨因子探討其間之相關性，以了解筏子溪自 2000-2007 年間水域生態環境之變動情形，並探究其變化原因。

材料與方法

一、研究區域

筏子溪位於台中盆地西側，為烏溪支流。起源於台中縣大雅鄉橫山圳排水，屬於平地河川。筏子河流域行政區包括台中市之西屯、南屯區及台中縣之大雅鄉、神岡鄉、烏日鄉，最

後於烏日鄉注入烏溪。全長 21.25 km，流域面積 132.57 km²。

二、調查測站

本研究自筏子溪上游至下游選擇包含連仔溪橋(F1)、東海橋(F2)、筏子溪橋(F3)、劉厝堤防(F4)及集泉橋(F5)共 5 個測站，進行魚類資料調查採集。水質數據取自環保署全國環境水質監測資訊網所公告之 F2 及 F5 資料。本研究 5 個測站之詳細資料如圖 1 及表 1 所示。

表 1. 筏子溪調查測站之座標與溪序

Table 1. The TM 67 positions of the fish sampling stations at Fazih River

Stations	Locations	TM X	TM Y	Elevations (m)	Stream order
F1	Lentzu Creek Bridge	211443	2677045	112	1
F2	Tonghai Bridge	211486	2675257	96	1
F3	Fazih River Bridge	210521	2670620	65	2
F4	Liusu Dike	210440	2668813	43	2
F5	Chishen Bridge	210074	2667104	30	2

表 2. 河川污染等級分類表¹

Table 2. Classification of stream pollutions based on river pollution indices (RPI) calculated from Equation (1) (A, clean to slightly polluted water; B, lightly polluted water; C, moderately polluted water; D, heavily polluted water)¹

Water quality parameters	A	B	C	D
DO, mg/l	>6.5	4.6-6.5	2.0-4.5	<2.0
BOD, mg/l	<3.0	3.0-4.9	5.0-15	>15
SS, mg/l	<2.0	20-49	50-100	>100
NH ₃ -N, mg/l	<0.5	0.5-0.99	1.0-3.0	>3.0
Score	1	3	6	10
RPI value ²	<2.0	2.0-3.0	3.1-6.0	>6.0

¹ 依據環境保護署 2007 年全國環境水質監測資訊網 (<http://wqshow.epa.gov.tw/>)。

² RPI value based on average concentrations of DO, BOD, SS and NH₃-N.

三、魚類調查

本研究之魚類採樣以 12V 蓄電池電魚器採集，每一測站每次採集以河道 50m 水域長度為每次採集之單位努力量，魚類資料調查時間自 2000 年 9 月至 2007 年 2 月止(2005 年 3、6、9、12 月與 2006 年 1、4 月各調查 1 次，其餘時間皆為 1 個月調查 1 次)，總共進行 67 次現場調查。

四、水質、雨量資料

水質資料取自環保署 2007 年全國環境水質監測資訊網，水質項目包含水溫(°C)、酸鹼值、導電度($\mu s/cm$)、溶氧(mg/l)、生化需氧量(mg/l)、化學需氧量(mg/l)、懸浮固體(mg/l)、大腸桿菌群(CFU/100ml)、氨氮(mg/l)、總磷(mg/l)、硝酸鹽氮(mg/l)、亞硝酸鹽氮(mg/l)、銅(mg/l)、鋅(mg/l)、砷(mg/l)、錳(mg/l)共 16

表 3. WQI₈ 水質分類等級表¹

Table 3. Weight values (w_i) of eight water quality parameters for WQI₈ calculated from q_i -values (x) with Equation (2)¹

Parameters (i)	w_i -values	Units	q_i -values
DO	0.22	Saturation (decimal)	$0 < x < 0.7$ $-70.707x^3 + 195.96x^2 - 4.5707x$ $0.7 \leq x < 1.4$ $-416.67x^4 + 2041.7x^3 - 3858.3x^2 + 3243.3x - 910$
BOD	0.18	mg/l	$0 < BOD \leq 5$ $0.6078B^3 - 3.5651B^2 - 9.6099B + 100.59$ $5 < BOD$ $1123.6 / [1 + 99.9 \times \text{EXP}(0.2 \times B)]$
pH	0.16	-	$2 < pH \leq 5$ $3.3333pH^2 - 15pH + 16.67$ $5 < pH \leq 10$ $-12.562pH^2 + 187.78pH - 601.17$ $pH > 10$ $6.6667pH^2 - 156.67pH + 920$
NH ₃ -N	0.13	mg/l	$0 < N \leq 2$ $-19.335N^3 + 81.327N^2 - 118.85N + 99.75$ $2 < N \leq 8$ $0.8271N^2 - 14.106N + 59.906$
<i>E. coli</i>	0.12	$x = \log(\text{CFU}/100\text{ml})$	$1.13011X^4 - 15.26941X^3 + 66.603X^2 - 122.445X + 170.34$
SS	0.09	mg/l	$10^{2-0.00263S}$
TP	0.06	mg/l	$0 < P < 0.4$ $29.9 + 3.8147/(P + 0.054)$ $0.4 \leq P \leq 3$ $6.592P^2 - 36.417P + 49.91$
EC	0.04	$\mu mho/cm$	$101.7 / [1 + 0.0062 \times \text{EXP}(8.32 \times 10^{-3} \times C)]$

¹ 溫清光(2000)。

表 4. WQI₈ 水質分類等級表¹Table 4. Classification of stream water quality based on WQI₈-values¹

WQI ₈ -values	Pollution categories	Suitable uses
86-100	Excellent	Swimming, primary public water
71-85	Very good	Secondary public water, primary fish culture water
51-70	Good	Tertiary public water, secondary fish culture water, primary industrial water
31-50	Moderate	Agricultural water, secondary industrial water
16-30	Poor	The minimum limit for environmental protection
0-15	Very poor	Possible release of noxious gases

¹ 溫清光(2000)。

種項目作為本研究之水質數據。水質資料採集時間由於環保署全國環境水質監測資訊網所公告資料漏缺民國 2000-2001 年水質資料，因此僅用民國 2002 年 1 月至 2007 年 2 月之水質資料進行分析。

雨量採用中央氣象局 2007 年全球資訊網公告之台中測站 2000 年 9 月至 2007 年 2 月降雨量資料，作為本研究雨量數據。

五、評估指數

(一) 河川污染指數(RPI)

由懸浮固體物、生化需氧量、溶氧及氨氮等 4 項物化水質參數組成，指數為 4 項水質點數之算術平均值，計算公式來自行政院環境保護署 2006 年網站如下：

$$RPI = \frac{1}{4} \sum_{i=1}^4 S_i \quad (1)$$

式中 S_i = 污染點數值

i = 水質項目

RPI 計算後依其數據來對污染程度依據行政院環境保護署 2006 年網站加以分類為未受污染或稍受污染、輕度污染、中度污染及嚴重污染(表 2)。

(二) 水質指數(WQI₈)

採用溫(2000)利用「修正得爾非意見調查

技巧」(DELPHI)所完成之 WQI₈，8 所代表的是水質參數數目，包括溶氧、生化需氧量、pH、氨氮、大腸菌數、懸浮固體、總磷及導電度等 8 項，其加權值分別為 0.22、0.18、0.16、0.13、0.12、0.09、0.06、0.04 (周等 1990；溫 2000)。若河川水質中重金屬或農藥等有毒物質之含量超過「水體分類及水質標準」時，則水質指數需降為零，WQI₈ 評估公式如下：

$$WQI_8 = \frac{1}{10} \left[\sum_{i=1}^n W_i q_i \right]^{1.5} \quad (2)$$

式中 WQI₈: 指數值由 0 至 100

q_i : 第 i 個參數之水質點數，由 0 至 100 (表 3)

W_i : 第 i 個參數之加權值

n : 水質參數總數

經計算後 WQI₈ 等級分為 6 級(表 4)，特優(86-100)、良好(71-85)、中等(51-70)、中下(31-50)、不良(16-30)及惡劣(0-15)。

(三) 魚類歧異度指數(D_{sh})

歧異度指數可表現物種群集組成複雜性及安定性程度，當歧異度指數數值愈高則代表物種多樣性愈豐富，愈低則表示該物種群集組成愈簡單，對於環境應力之容忍力亦愈低。本研究選擇夏農歧異度指數(Shannon-Wiener diversity index, D_{sh})進行魚類多樣性之研究分

析，其公式如下：

$$D_{sh} = -\sum_{i=1}^S (n_i/N) \times \ln(n_i/N) \quad (3)$$

式中 S: 所調查魚類群集中，總共出現之種數

n_i : 第 i 種魚類個體數

N: 所調查魚類群集中，總共出現之隻數

結果與討論

一、調查測站魚類變化

本研究自 2000 年 9 月至 2007 年 2 月期間，於筏子溪 5 個測站總共調查到魚類 14 科 38 種，捕獲數量共計 14,773 隻，其中吳郭魚(屬外來種 exotic species)為最優勢魚種，占總數量之 45%。筏子溪屬於吳郭魚入侵嚴重之溪流，其主要原因在於筏子溪為都市型溪流，平均高程偏低(F1 測站最大高程僅 112m)、溪床地勢變化小，水流流速平緩，相對於高海拔溪流筏子溪具有水溫高及水質差的特性，且吳郭魚為耐污性強及喜好高水溫之魚種，此棲地環境甚為

適合吳郭魚棲息與繁衍，導致吳郭魚於筏子溪大量存在，成為筏子溪最優勢魚種。魚種數量其次為明潭吻鰕虎(台灣特有種 endemic species)占 19.63%，再者為短吻紅斑吻鰕虎(台灣特有種)占 8.54%、中華花鰱(廣布種 generalist species)占 8.18%及粗首鱺(台灣特有種)占 7.18%，上述 5 種魚種占全部調查數量之 88.55%。

分析 F1-F5 測站優勢魚種(圖 2)，吳郭魚在各測站皆為最優勢魚種，細觀吳郭魚在各測站的變化可發現，吳郭魚(外來最優勢種)與明潭吻鰕虎(台灣特有種最優勢魚種)之數量呈現反比趨勢，表示兩種魚類具有相互消長作用，也代表著當外來種入侵族群量過於龐大時，將對台灣特有種的族群產生威脅。反之，台灣特有種數量將會抑制外來種的族群數量。其餘 3 種優勢魚種包含短吻紅斑吻鰕虎、中華花鰱及粗首鱺的族群數量與明潭吻鰕虎的分布情形相似。總和以上結果可發現，筏子溪的魚類族群與種豐富度，受到外來種的干擾，會抑制其他種魚類族群之分布。

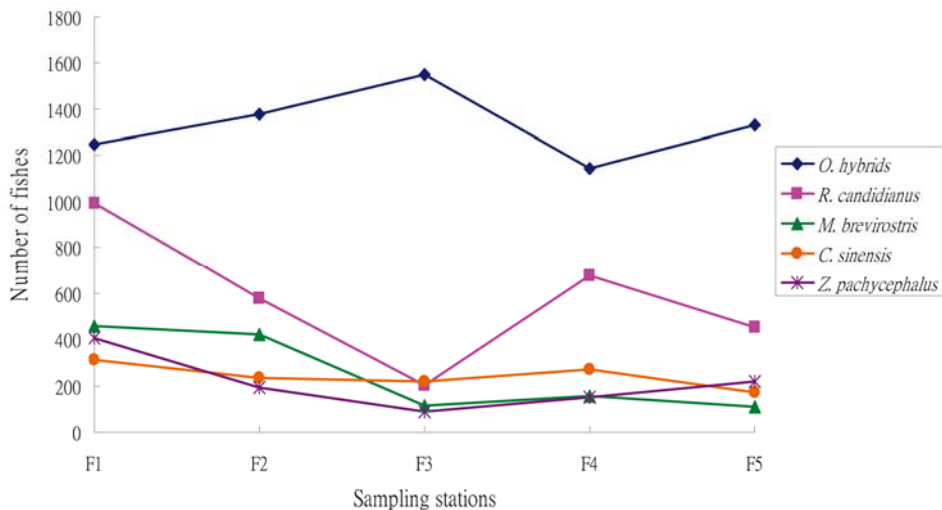


圖 2. 筏子溪測站 5 種優勢魚種數量分布圖。

Fig. 2. Total individual number of dominant species of fishes collected at five sampling stations of Fazih River, 2000-2007.

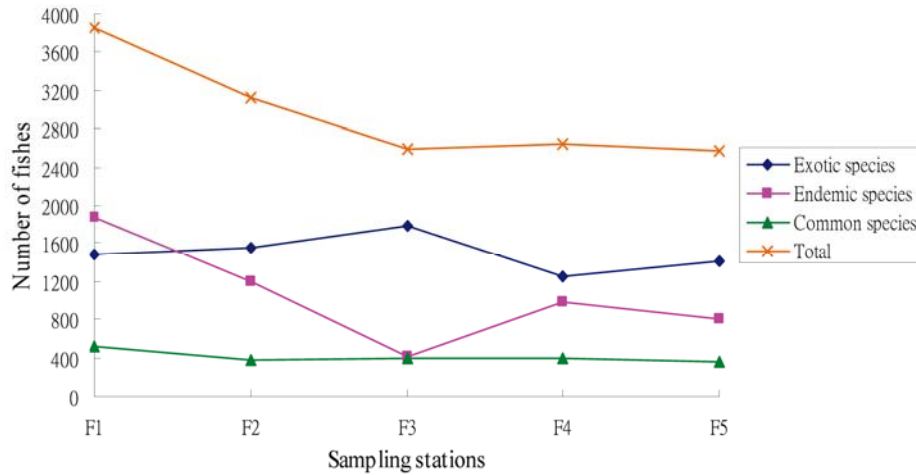


圖 3. 筏子溪測站分類魚種總數量變化圖。

Fig. 3. Number of species collected at the five sampling stations of Fazih River, 2000-2007.

筏子溪 5 個測站經由 67 次現場魚類調查，蒐集到豐富的魚類資料，但是資料甚為繁雜，因此本研究為將眾多的魚類資料予以簡化，將筏子溪魚類依照屬性分成台灣特有種、外來種及廣布性魚種進行分類，詳細分類魚種如表 5 所示。

探討筏子溪分類魚種於各測站分布(圖 3)可以發現，除在 F1 測站台灣特有種數量略大於外來種之外，其餘測站皆外來種為最優勢狀態。F1 測站台灣特有種多於其他測站的主要原因在於其集水區面積小，且相較下游測站海拔高，具污染源少且水溫低之特性，因此導致較多的台灣特有種分布。

外來種與台灣特有種之數量呈現反比趨勢，與吳郭魚及明潭吻鰕虎變化趨勢相似，具相互消長作用。廣布性魚種方面，其魚種數量變化不大，除了在 F1 測站具有較優良棲地條件下，魚數量達 500 隻以上之分布外，其餘測站約在 400 隻左右分布。各測站魚類總數量方面，F1、F2 測站有較高的魚數量外(3,000 隻以上)，其餘測站 F3-F5 的魚數量較少(平均約 2,500 隻)且相近，其原因乃因為 F1、F2 調查

測站有較多的台灣特有種魚群分布(F1、F2 台灣特有種魚群數量明顯大於 F3-F5 測站)所導致。

二、不同時期魚類變化

本研究依據筏子溪 3 大分類魚種探討不同時期魚類變化，並依照氣象學之季節分類法，將調查時間簡化分成 2000 秋(9-11 月)至 2007 冬(2006 年 12 月-2007 年 2 月)共 26 個季節進行研究(圖 4)。分析筏子溪 5 個測站之分類魚種變化可發現，魚種數量主要受到降雨量的影響而呈現負成長趨勢，當季雨量超過 800 mm 時，對於魚類族群產生的影響最為明顯，魚類族群的回復情形也極為緩慢。降雨造成魚類數量減少的原因，主要來自降雨所帶來的洪水沖走筏子溪大部分的魚類且將魚類棲地破壞所導致。當季雨量小於 800 mm 時，雖然會影響魚類族群數量，但是經過 1-2 季(3-6 個月)魚類數量會產生逐漸回復之狀態。

分析各測站魚類變化，發現 F1-F5 測站之 3 大魚種數量，皆在 2004 年夏季後開始銳減，造成魚種數量減少的原因與 2004 年夏季雨量

達 1,568 mm 具有明顯的相關，且 2004 年夏季後 F1-F5 測站的魚種數量皆無法回復至 2004 年夏季前的魚種豐度，可知豪雨發生會對於筏子溪的魚群生態產生嚴重的影響。此外，分析各測站不同時期之夏農歧異度指數(D_{sh})可發現，2004 年夏季以前， D_{sh} 與魚數量呈現正相

關趨勢，但是在 2004 年夏季以後，各測站呈現較紊亂的走勢，主要原因在於筏子溪魚類族群受到豪雨影響，嚴重改變了魚類社會組成，導致不同魚種產生比較大變動的消長趨勢，也導致 D_{sh} 具有較大的振幅。

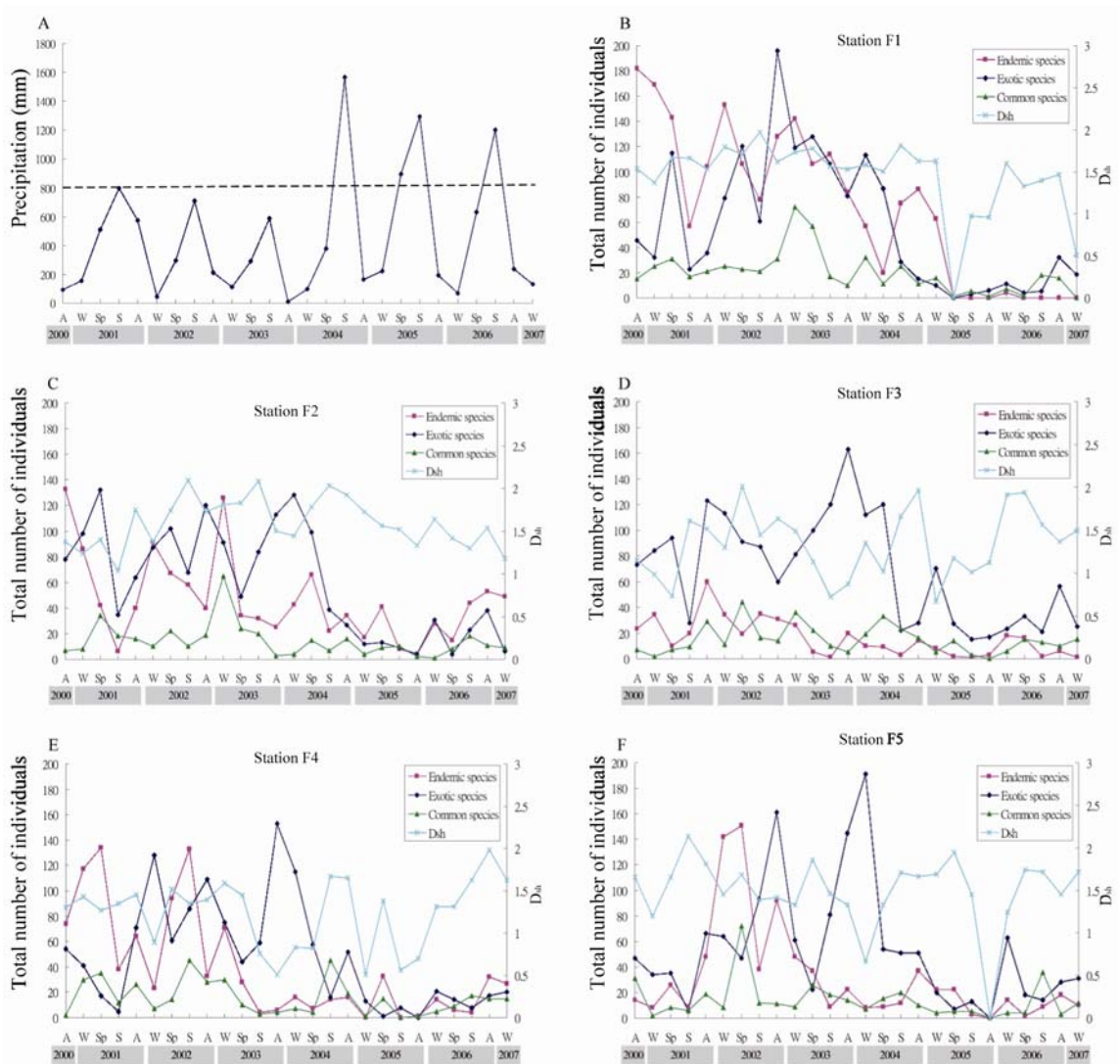


圖 4. 筏子溪測站不同時期雨量及分類魚種變化圖。

Fig. 4. Seasonal changes in precipitation (A), species diversity indices (D_{sh} -values) and numbers of individuals of endemic, exotic and generalist species of fishes at the five sampling stations (B-F), 2000 to 2007.

表 5. 筏子溪分類魚種對照表

Table 5. A list of endemic, exotic and generalist species of the fishes in Fazih River

Endemic species	Exotic species	Generalist species
<i>Acrossocheilus paradoxus</i> (台灣石鱚)	<i>Gambusia affinis</i> (大肚魚)	<i>Paramisgurnus dabryanus</i> (大鱗副泥鰍)
<i>Candidia barbata</i> (台灣馬口魚)	<i>Micropterus salmoidea</i> (大嘴黑鱸)	<i>Cobitis sinensis</i> (中華花鰍)
<i>Hemimyzon formosanum</i> (台灣間爬岩鰍)	<i>Poecilia reticulata</i> (孔雀魚)	<i>Paracheilognathus himantegus</i> (台灣石鮒)
<i>Rhinogobius candidianus</i> (明潭吻鰕虎)	<i>Carassius cuvieri</i> (日本鯽)	<i>Zacco platypus</i> (平頷鱨)
<i>Pseudobagrus adiposalis</i> (脂鮠)	<i>Carassius hybrids</i> (朱文錦)	<i>Anguilla japonica</i> (白鰻)
<i>Microphysogobio alticorpus</i> (高身小鰮鮡)	<i>Oreochromis hybrids</i> (吳郭魚)	<i>Hemiculter leucisculus</i> (白鱮)
<i>Zacco pachycephalus</i> (粗首鱨)	<i>Cichlasoma managuense</i> (珍珠石斑)	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (泥鰍)
<i>Rhinogobius maculafasciatus</i> (斑帶吻鰕虎)	<i>Clarias batrachus</i> (泰國塘蝨魚)	<i>Rhodeus ocellatus</i> (高體鯉)
<i>Microphysogobio brevirostris</i> (短吻小鰮鮡)	<i>Pterygoplichthys multiradiatus</i> (琵琶鼠)	<i>Channa maculate</i> (斑鱧)
<i>Rhinogobius rubromaculatus</i> (短吻紅斑吻鰕虎)		<i>Clarias fuscus</i> (塘蝨魚)
<i>Pseudobagrus brevianalis</i> (短臀鮠)		<i>Rhinogobius giurinus</i> (極樂吻鰕虎)
		<i>Cyprinus carpio</i> (鯉)
		<i>Carassius auratus</i> (鯽)
		<i>Pseudorasbora parva</i> (羅漢魚)
		<i>Silurus asotus</i> (鯰)
		<i>Mugil cephalus</i> (鱮)
		<i>Anguilla marmorata</i> (鱸鰻)

三、水質變化

本研究水質資料採自 2002 年 1 月至 2007 年 2 月環保署全國環境水質監測資訊網所公告之水質數據，配合魚類調查日期(2005 年 3、6、9、12 月與 2006 年 1、4 月調查 1 次，其餘時間皆為 1 個月調查 1 次)進行東海橋(F2)及集泉

橋(F5)之 RPI 及 WQI₈ 分析。經計算後得到 RPI 值絕大部分介於 2-6 間，表示筏子溪污染程度主要介於輕度至中度污染；WQI₈ 值主要介於 30-70 間，水質屬於中等至中下之等級。筏子溪 F2 及 F5 測站水體品質常處於不良的狀況，造成水體品質不良的主要原因與筏子溪位處

於都會區內有關，受到家庭及工業污水的污染所導致。此外，RPI 及 WQI₈ 較好的水質數據通常發生在雨季，較差的數據發生在乾季，主

要原因是因為雨水可以帶走溪床底泥與堆積污染物，並稀釋溪水致使水質產生較優良的檢測數據。

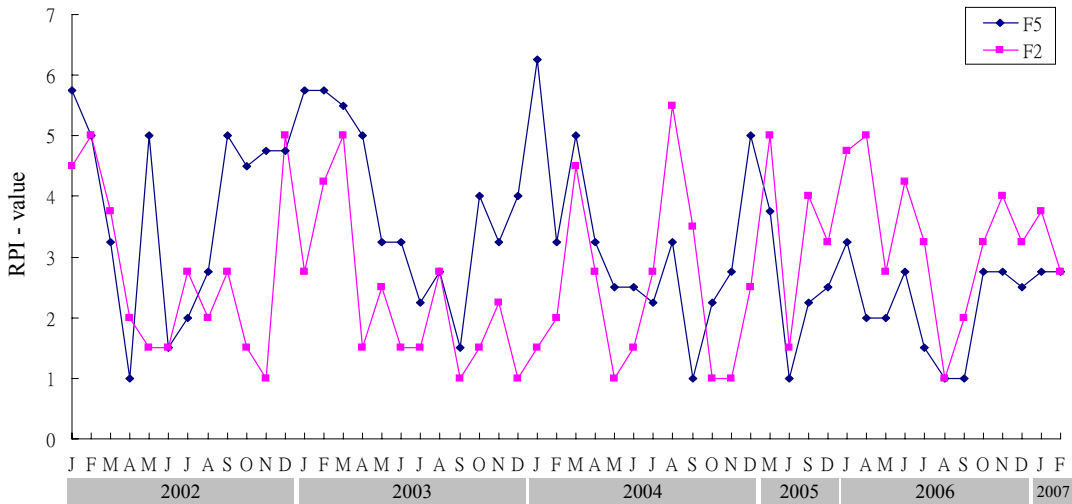


圖 5. 筏子溪集泉橋(F5)與東海橋(F2)不同時期 RPI 變化圖。

Fig. 5. Seasonal changes in RPI-values at Station F2 (Tunghai Bridge) and Station F5 (Chichen Bridge) of Fazih River, 2000 to 2007.

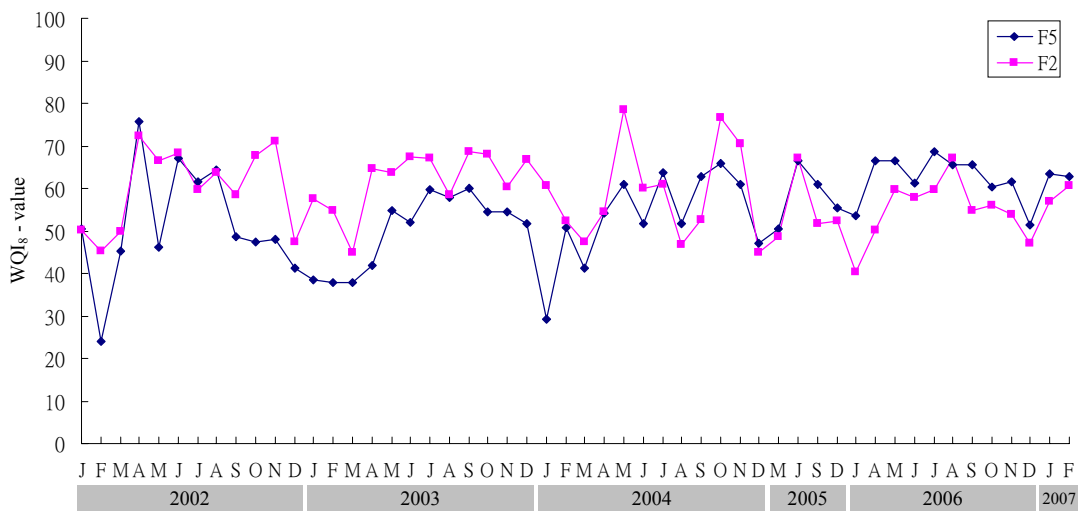


圖 6. 筏子溪集泉橋(F5)與東海橋(F2)不同時期 WQI₈ 變化圖。

Fig. 6. Seasonal changes in WQI₈-values at Station F2 (Tunghai Bridge) and Station F5 (Chichen Bridge) of Fazih River, 2000 to 2007.

F2 及 F5 測站 RPI 及 WQI_8 之變化，在 2004 年以前，上游 F2 測站水質普遍優於 F5 測站，但是在 2004 年下半年開始，F2 測站水質污染開始呈現大於 F5 測站的趨勢，最大的轉折點發生在 2005 年 3 月(圖 5、圖 6)，在 2005 年 3 月以後，發現 F2 測站相較於 F5 測站 RPI 有升高趨勢(污染增加)，另外 WQI_8 值則具減少趨勢(水質變差)，造成 F2 測站水質變差的原因，與 F2 測站周邊污水排放有關。本研究探查 F2 附近的土地利用型態，發現中部科學工業園區(以下簡稱中科)台中園區(距離 F2 測站約 1.5 km)自 2004 年開始營運，且污水排放量依據中部科學工業園區 2008 年網站資料顯示

逐年增加(圖 7)，與 F2 測站水質變差的時間一致，推測中科台中園區的營運，可能對筏子溪水質產生不良影響。下游 F5 測站水質變動相對於 F2 表現平穩，主要原因乃因 F5 屬於最下游測站，中科台中園區所排放之污水受到稀釋作用導致水質數據表現較平穩。此外，由圖 5 及圖 6 觀察 PRI 及 WQI_8 之變化，發現 F5 測站之水質有日益改善趨勢，本研究發現其原因與台中市整體污水處理率自 2003 年的 14.9% 提升至 2007 年的 40.52% (內政部營建署 2008) 有關係，台中污水下水道接管率之普及，確實對筏子溪的水質達成污染改善的功能。

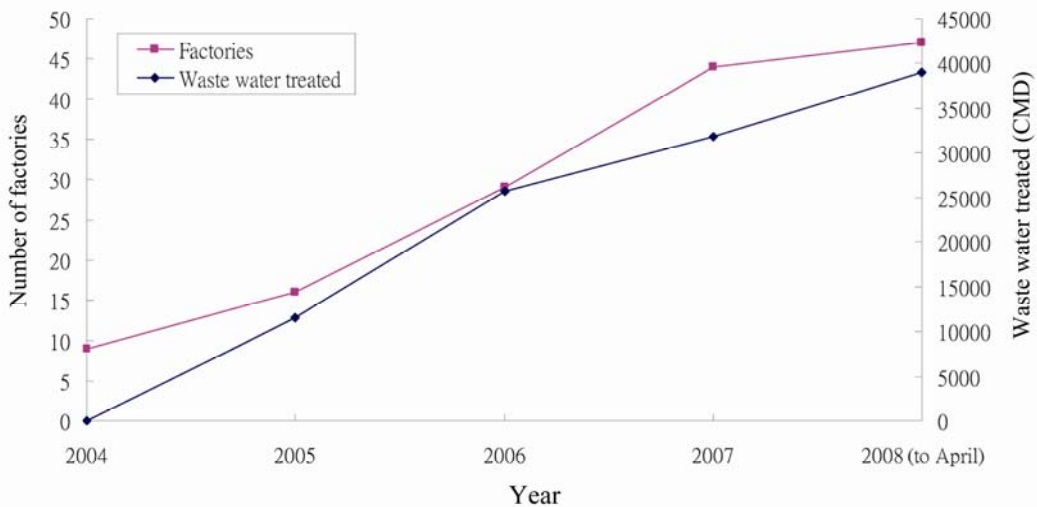


圖 7. 中科台中園區營運廠商數與污水量年變化圖。

Fig. 7. Changes in discharges of treated waste water in association with the number of factories operating in the Taichung Science Park, 2004 to 2007.

四、魚類與水質之關係

豪雨會對筏子溪魚類產生影響，此外，水質也是影響魚類族群的重要因子。比較圖 4 各測站之魚類數量，發現 F1 測站台灣特有種數量，相較 F2-F5 測站受到 2004 年夏季(雨量達 1,568 mm)豪雨的影響較小，主要原因在於最上游 F1 測站集水區面積最小，豪雨所造成的

洪峰流量較下游 F2-F5 測站小，因此 2004 年發生的豪大雨未對 F1 測站台灣特有種的族群數量產生明顯的影響。然而，F1 測站的台灣特有種數量，卻在 2005 年後開始銳減，且自 2005 年春季後，僅於 2006 年冬季調查到台灣特有種數量 4 隻，其餘時間均無調查到台灣特有種。台灣特有種的耐污力低於外來種，是否因

中科營運後之污水排放，導致最接近中科台中園區之 F1 測站台灣特有種數量減少？其真正原因有待持續調查予以佐證。然而，F1 測站台灣特有種魚類數量減少後，卻在 F2 測站調查發現台灣特有種魚類數量有逐漸高於其他測站的趨勢，是否因污水排放致使 F1 測站水質惡化，導致 F1 測站魚群往下游移動，或是其他原因所導致，有待持續調查並進行更深入追蹤探討，以探究其真實原因。

本研究為了解降雨量與水質對於筏子溪魚類的影響，利用 SPSS 12.0 統計軟體進行魚類與降雨量及水質之 Pearson 相關性分析(表 6)。分析結果發現，台灣特有種、外來種與降雨量及降雨日數呈現負相關，反映了豪大雨及連續降雨會導致筏子溪之魚類數量減少。此外，魚類與水質之相關性分析發現，台灣特有種與 WQI₈ 呈現負相關，而與 BOD 正相關，

表示水質條件較差的環境下，台灣特有種數量反而大於水質較好的環境。造成此結果之原因，主要因為台灣特有種受到雨季之豪大雨的影響，魚類數量銳減，乾季魚類數量漸漸回復，但是卻逢筏子溪水量減少，溪水之污染源未受雨水稀釋導致水質較差，也導致台灣特有種數量會在水質差的乾季數量較多的原因。重金屬離子砷，與外來種呈現負相關趨勢，重金屬會在生物體內殘留並造成魚類致病或是死亡，值得密切注意與監控筏子溪重金屬的排放量，避免重金屬污染危害筏子溪的魚類生存，甚至導致主流烏溪受到重金屬離子之污染。筏子溪其他水質因子包含水溫、pH、EC、DO、COD 等 14 項水質因子，本研究資料分析結果與魚類沒有相關性存在。總和以上分析結果得知，魚類受到豪大雨及水質污染的干擾，皆會導致魚類群集減少。

表 6. 魚類與降雨因子及水質之 Pearson 相關性分析

Table 6. Pearson correlation coefficients between the abundance of endemic, exotic and generalist species of fishes, and precipitation, number of raining days, RPI-values, WQI₈-values, BOD, arsenic concentration, and other 14 water quality parameters of Fazih River, 2000 to 2007

Fishes	Precipitation	Raining days	RPI	WQI ₈	BOD	Arsenic	Other 14 parameters
Endemic	-0.253**	-0.197*	0.176	-0.217*	0.260**	0.042	No significant correlation
Exotic	-0.256**	-0.319**	0.045	-0.083	0.167	-0.536**	
Generalist	0.092	0.022	0.108	-0.050	0.038	-0.236	

**Significant level at 5% ($p < 0.05$).

*Significant level at 1% ($p < 0.01$).

結 論

一、筏子溪為吳郭魚(外來種)入侵嚴重之都市型溪流，其主要原因在於筏子溪平均海拔高度偏低(F1 測站最高海拔僅 112m)、溪床地勢變化小，水流流速平緩，具有水溫高及水質差的特性，且吳郭魚為耐污性強

及喜好高水溫之魚種，此棲地環境甚為適合吳郭魚棲息與繁衍，導致吳郭魚於筏子溪大量存在，成為筏子溪最優勢魚種。

二、筏子溪之優勢魚類，吳郭魚(外來種最優勢)與明潭吻鰕虎(台灣特有種最優勢)之數量呈現反比趨勢，表示兩種魚類具有相互消長作用，也代表著當外來種入侵族群量過

於龐大時，將對台灣特有種的族群產生威脅。

- 三、由季變化可看出筏子溪魚類數量主要受到降雨量的影響而呈現負成長趨勢，季雨量過大會造成魚類族群數量的銳減，尤其是當季雨量超過 800 mm 時，對於魚類族群產生的影響最為嚴重，魚類族群的回復情形也極為緩慢。
- 四、經由 RPI 及 WQI₈ 分析結果發現，F2 在 2004 年下半年開始，水質污染開始呈現大於 F5 測站的趨勢，最大的轉折點發生在 2005 年 3 月，其原因是否因中科台中園區之營運導致 F2 測站水質污染，有待持續調查追蹤查明。最下游 F5 測站之水質有日益改善趨勢，本研究發現與台中市整體污水處理率提升有關，台中污水下水道接管率之普及，確實能達成筏子溪水質改善的功能。
- 五、Pearson 相關性分析結果發現，台灣特有種及外來種均會受到降雨量、降雨天數的影響，導致魚類豐度及種歧異度減少；重金屬離子砷，與外來種呈現負相關趨勢，值得密切注意與監控筏子溪重金屬的排放量，避免重金屬污染危害筏子溪的魚類生存；廣布性魚種由於環境適應力較強的關係，與降雨及水質無相關性趨勢。

引用文獻

- 內政部營建署。2008。全國污水下水道用戶接管普及率及整體污水處理率統計表。
<http://www.cpami.gov.tw/>
- 王漢泉。1983。淡水河流域魚類分布與水質關係之初步研究。中國水產 372: 25-34。
- 白梅玲、李培芬、端木茂甯。2006。氣候變遷對台灣淡水魚多樣性之衝擊評估。全球變遷通訊雜誌 49: 23-37。
- 石再添、張津端、黃阿有。1986。基隆河的水污染及其變遷。工程環境會刊 7: 55-66。
- 江漢全。1996。水質分析。三民書局。台北。
- 周建成、溫清光。1990。台灣河川水質指數之建立。國立成功大學環工所碩士論文。
- 陳文吉。2002。聚電解質加強超過濾移除水中重金屬之研究。國立屏東科技大學環境工程與科學系碩士論文。p.1-8。
- 陳伯中。2000。藻類作為水庫水質監測指標之重要性-以德基水庫為例。集水區保育。中國文化大學環境設計學院景觀學系發行。台北。p.107-126。
- 陳榮宗、何平合、李訓煌。1993。外來種淡水魚類及蝦類在台灣河川之分布概況。特有生物研究 5: 33-46。
- 溫清光。2000。河川水質監測實務講習班講義。環保署訓練所。
- Alsop, D. H., J. C. McGeer, D. G. McDonald and C. M. Wood. 1999. Costs of chronic waterborne zinc exposure and the consequences of zinc acclimation on the gill/zinc interactions of rainbow trout in hard and soft water. Environmental Toxicology and Chemistry 18: 1014-1025.
- Angermeier, P. L. and G. Davideanu. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: Initial development of an index of biotic integrity. Hydrobiologia 511: 65-78.
- Bervoets, L. and R. Blust. 2003. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: Relationship with fish condition factor. Environmental Pollution 126: 9-19.
- Bervoets, L., G. Knaepkens, M. Eens and R. Blust. 2005. Fish community responses to metal pollution. Environmental Pollution 138: 338-349.
- Hollis, L., J. C. McGeer, D. G. McDonald and C. M. Wood. 1999. Cadmium accumulation,

- gill Cd binding, acclimation, and physiological effects during long term sublethal Cd exposure in rainbow trout. *Aquatic Toxicology* 46: 101-119.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Maret, T. R., C. T. Robinson and G. W. Minshall. 1997. Fish assemblages and environmental correlates in least-disturbed streams of the upper Snake River basin. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 200-216.
- Pirhalla, D. E. 2004. Evaluating fish-habitat relationships for refining regional indexes of biotic integrity: Development of a tolerance index of habitat degradation for Maryland stream fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 144-159.
- Sörensen, E. M. 1991. Cadmium. *In*: Sörensen, E. M. (ed.). *Metal poisoning in fish*. CRC Press, Boca Raton. p. 175-234.
- Wang, T. Y., C. S. Tzeng and S. C. Shen. 1999. Conservation and phylogeography of Taiwan paradise fish, *Macropodus opercularis* Linnaeus. *Acta Zoologica Taiwanica* 10: 121-134.
- Wolter, C., J. Minow, A. Vilcinskas and U. A. Grosch. 2000. Long-term effects of human influence on fish community structure and fisheries in Berlin waters: An urban water system. *Fisheries Management and Ecology* 7: 97-104.

The First Record of a Himalayan Cuckoo (*Cuculus saturatus*) Killing Nestlings in a Potential Host's Nest

中杜鵑殺死潛在寄主巢中雛鳥的首次紀錄

Wan-Jyun Chen¹, Pei-Fen Lee^{1,2} and Ruey-Shing Lin^{3,*}

陳宛均¹ 李培芬^{1,2} 林瑞興^{3,*}

¹ Institute of Ecology and Evolutionary Biology, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

² Department of Life Science, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

³ Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

¹ 國立台灣大學生態學與演化生物學研究所 台北市羅斯福路四段 1 號

² 國立台灣大學生命科學系 台北市羅斯福路四段 1 號

³ 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

*Corresponding author: rslin@tesri.gov.tw

*通訊作者：rslin@tesri.gov.tw

Abstract

We recorded a Himalayan cuckoo (*Cuculus saturatus*) killing two grey-cheeked fulvetta nestlings (*Alcippe morrisonia*), then picking them up in its bill, and tossing them out of the nest. The event occurred in a secondary forest on the hills of Huben Village, Linnei Township, Yunlin County in the central Taiwan on 10 April 2007. To our knowledge, it is the first record of an adult Himalayan cuckoo killing nestlings in a potential host's nest.

摘要

本文描述 1 次中杜鵑(*Cuculus saturatus*)殺死繡眼畫眉(*Alcippe morrisonia*)巢中雛鳥並將之咬起

拋出巢外的事件。該事件於 2007 年 4 月 10 日發生於台灣中部雲林縣林內鄉湖本村的次生林中。據我們所知，這是中杜鵑殺死潛在寄主巢中雛鳥的首次紀錄。

Key words: *Cuculus saturatus*, *Alcippe morrisonia*, brood parasite

關鍵詞：中杜鵑、繡眼畫眉、巢寄生

Received: February 11, 2009

Accepted: March 23, 2009

收件日期：98 年 2 月 11 日

接受日期：98 年 3 月 23 日

Cuckoos of the genus *Cuculus* are obligatory interspecific brood parasites and have evolved unique strategies for locating hosts and maximizing the survival of their offspring (Davies 2000). Six members of *Cuculus* have been recorded on Taiwan. Among them, common cuckoo (*C. canorus*), Indian cuckoo (*C. micropterus*) and Hodgson's hawk cuckoo (*C. fugax*) are vagrants, little cuckoo (*C. poliocephalus*) is a rare transient species, and both Himalayan cuckoo (*C. saturatus*) and large hawk cuckoo (*C. sparveroides*) are common summer visitors to Taiwan. Himalayan cuckoo is well known as a parasite of small passerines and has been reported to parasitize rufous-capped babbler (*Stachyris ruficeps*) (Hsieh 1989), eastern crowned leaf warbler (*Phylloscopus coronatus*) (Tojo *et al.* 2002) and Hume's warbler (*P. humei*) (Wang *et al.* 2004). This paper reports a predation event where a Himalayan cuckoo killed two grey-cheeked fulvetta nestlings (*Alcippe morrisonia*) and, instead of eating them, tossed them out of the nest.

On 21 March 2007 we found a nest of grey-cheeked fulvetta on a scarlet gilybower

(*Clerodendrum kaempferi*) in a secondary forest on the hills of Huben Village, Linnei Township, Yunlin County in central Taiwan (120°37.1'E, 23°44.5'N). We monitored the nest by a video system which consisted of an infrared camera, digital recorder (ESDR400H, EverFocus Electronics Corporation, Hsi-Chih, Taipei, Taiwan) and a cable powered by 12 volt deep cycle batteries. A camera mounted on a tripod was placed 1.5m from the nest. The video recording system was set up 100m from the nest to reduce the likelihood of human activities that would disturb the nest site. The video system continuously recorded the nest activities for 24 hours a day at a speed of 5 frames/sec. We visited the recorder and replaced the batteries every other day.

We found that the grey-cheeked fulvetta female laid the first egg in the nest on 24 March, the second egg on 26 March, and the third egg on 27 March. After incubation all the eggs hatched on 7 April. On 10 April a Himalayan cuckoo came to the nest. It stood in the nest from 06:36 to 06:40, and killed all the grey-cheeked fulvetta nestlings with its bill. Then, the cuckoo picked

up the dead nestlings with its bill one by one in a very precise action and tossed them out the nest (Fig. 1). After this incident, we continued our monitoring until 08:31 on 12 April. No Himalayan cuckoo revisited the nest. When checking the nesting site on 12 April, we found the nestlings' remains on the ground near the nest. They had partially been eaten by ants (Fig. 2).

Brood parasites usually remove or damage at least one host egg before laying their own egg to enhance their hatching success and reduce nestling competition (Sealy 1992; Soler *et al.* 1997; Davies and Brooke 1998). They may also gain significant nutrients by eating host eggs (Scott *et al.* 1992), or eat host nestlings in nests that they have already parasitized (Zahavi 1979). This behavior is likely to enhance the survival of brood parasitic young, and may provide additional nutrients to fuel future egg production.



Fig. 1. The Himalayan cuckoo (*Cuculus saturatus*) with a dead grey-cheeked fulvetta (*Alcippe morrisonia*) nestling (the red arrow) in its bill moments before tossing it out of the nest. The video was taped between 06:36 - 06:40 on 10 April 2007.

After hatching cuckoos usually revisit the

parasitized nests. When they find that their offspring is not in the nest, they destroy or prey upon the host eggs or nestlings to retaliate for the rejection of parasitic eggs by the host (Zahavi 1979; Soler *et al.* 1995). However, in our case the grey-cheeked fulvetta's nest was not parasitized by the Himalayan cuckoo.



Fig. 2. The remains of grey-cheeked fulvetta (*Alcippe morrisonia*) nestlings found near the nest at Huben Village, central Taiwan, 12 April 2007.

To our knowledge, this was the first record of Himalayan cuckoo predation on a grey-cheeked fulvetta's nest. Although we did not have a direct evidence that the grey-cheeked fulvetta was a host of the Himalayan cuckoo, the egg sizes of the Himalayan cuckoo are 21.2×14.0 mm (Johnsgard 1997) fairly similar to 19.0×14.6 mm of the grey-cheeked fulvetta (Lin 1996). In addition, their eggs are whitish-buff ground-color with reddish brown spots on the eggshells. With the consideration of the egg size, coloration, and the breeding habit of the grey-cheeked fulvetta, it seems that the grey-cheeked fulvetta is a potential host of the Himalayan cuckoo.

Brood parasitism and predation on hatch-

lings of host birds are often linked, because depredation of nests by parasites could enhance future opportunities for parasitism (Chance 1940; Zahavi 1979; Arcese 1996; Soler *et al.* 1995). It is difficult for us to extrapolate strategies based on an isolated event. However, we hypothesize that this behavior might prompt the host to build another nest and start a new breeding cycle. A renewed breeding cycle may provide a new opportunity for interspecific brood parasitism to occur, perhaps under conditions more favorable to survival of brood parasitic offspring. This isolated event should prompt future research on interspecific brood parasitic strategies for Himalayan cuckoos in Taiwan.

Acknowledgements

This study was supported in part by the Endemic Species Research Institute, Council of Agriculture, Taiwan and by the Central Water Resources Office, Water Resources Agency, Ministry of Economic Affairs, Taiwan. Our thanks go to Mr. Jin-Kai Chang, Ms. Hsin-Yi Chang and Mr. Cha-Hung Chen for their assistance in field work. We also appreciate the English writing suggestions of Mr. Mark Wilkie and Dr. Herman L. Mays Jr.

Literature Cited

- Arcese, P., J. N. M. Smith and M. I. Hatch. 1996. Nest predation by cowbirds and its consequences for passerine demography. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* 93: 4608-4611.
- Chance, E. 1940. *The truth about the cuckoo*. Country Life, London, UK.
- Davies, N. B. and M. L. de Brooke. 1998. Cuckoos versus hosts: Experimental evidence for coevolution. pp. 59-79. *In*: S. I. Rothstein and S. K. Robinson (eds.). *Parasitic birds and their hosts: Studies in coevolution*. Oxford University Press, New York, USA.
- Davies, N. B. 2000. *Cuckoos, cowbirds and other cheats*. T. & A. D. Poyser, London, UK.
- Hsieh, J. H. 1989. The young of the Himalayan cuckoo. *Feather* 2: 61. (In Chinese)
- Johnsgard, P. A. 1997. *The avian brood parasites: Deception at the nest*. Oxford University Press, New York, USA.
- Lin, R. S. 1996. The breeding and flock ecology of grey-cheeked fulvetta (*Alcippe morrissonia*). Master's thesis, National Taiwan University. (In Chinese)
- Scott, D. M., P. J. Weatherhead and C. D. Ankeney. 1992. Egg-eating by female brown-headed cowbirds. *Condor* 94: 579-584.
- Sealy, S. G. 1992. Removal of yellow warbler eggs in association with cowbird parasitism. *Condor* 94: 40-54.
- Soler, M., J. J. Soler, J. G. Martínez and A. P. Møller. 1995. Magpie host manipulation by spotted cuckoos: Evidence for an avian Mafia? *Evolution* 49: 770-775.
- Soler, M., J. J. Soler and J. G. Martínez. 1997. Great spotted cuckoos improve their reproductive success by damaging magpie host nests. *Animal Behavior* 54: 1227-1233.
- Tojo, H., S. Nakamura and H. Higuchi. 2002. Gape patches in oriental cuckoo *Cuculus saturatus* nestlings. *Ornithological Science* 1: 145-149.
- Wang, Z., C. X. Jia and Y. H. Sun. 2004. Parasitized breeding and nestlings growth in

oriental cuckoo. Chinese Journal of Zoology
39: 103-105. (In Chinese)

Zahavi, A. 1979. Parasitism and nest predation in
parasitic cuckoos. American Naturalist 113:
157-159.

2000 至 2006 年特有生物研究保育中心野生動物急救站 傷病及死亡猛禽病例分析

Causes of Morbidity and Mortality of Wild Raptors Admitted to the Wildlife First Aid Station of Endemic Species Research Institute, 2000-2006

詹芳澤* 王齡敏 林佩羿 林依蓉 黃獻文

Fang-Tse Chan*, Ling-Min Wang, Pei-I Lin, Yi-Jung Lin and Hsien-Wen Huang

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集镇民生東路 1 號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者：cft01@tesri.gov.tw

*Corresponding author: cft01@tesri.gov.tw

摘 要

本研究以台灣地區野生猛禽送至農委會特有生物研究保育中心(以下簡稱特生中心)野生動物急救站醫療處理之病例，探討造成猛禽傷病及死亡的主要原因及處理結果。自 2000 年至 2006 年特生中心野生動物急救站共醫療處理野生猛禽病例有 22 種 683 隻。野生猛禽傷病及死亡的原因主要以創傷占最大部分(48.46%)，其他原因分別為落巢幼鳥(24.60%)、營養不良或消瘦(18.89%)、中毒(2.93%)、傳染病(0.44%)，以及未知或無法確定之病例(4.69%)。經醫療處理後野放回野外動物占 46.56%、醫療期間死亡或安樂死動物占 41.00%，以及因永久殘廢須長期收容占 12.45%。從本研究中指出創傷是造成野生猛禽傷病而被送到特生中心野生動物急救站醫治的最主要原因。

Abstract

This study was intended to identify causes of morbidity and mortality of wild raptors in Taiwan.

During the period from 2000 to 2006, 683 raptors representing 22 species were admitted to the Wildlife First Aid Station of the Endemic Species Research Institute (ESRI). Causes of their morbidity and mortality were found to be trauma (48.46%), orphaned young (24.6%), metabolic and nutritional disease (18.89%), susceptible toxicosis (2.93%), infectious disease (0.44%), and unknown (4.69%). After treatment, 46.56% of them were cured and released to the wild, 41% died or were euthanized, and 12.45% were kept in captivity permanently. Trauma was the major cause of morbidity and mortality for the wild raptors in Taiwan.

關鍵詞：野生猛禽、傷病及死亡、落巢幼鳥、台灣、創傷

Key words: wild raptors, morbidity and mortality, orphaned young, Taiwan, trauma

收件日期：98年2月3日

接受日期：98年5月12日

Received: February 3, 2009

Accepted: May 12, 2009

緒 言

猛禽是環境中的掠食者，亦是食物鏈頂端的物種，身體累積的環境污染毒素可作為環境健康指標，因此可作為環境健康監控物種 (Cooper and Greenwood 1981; Morishita *et al.* 1998)。1960至1970年代因化學物質濫用造成野生猛禽中毒，嚴重影響族群數量，1990年代逐漸轉變為因人類活動而造成創傷性傷害 (Deem *et al.* 1998)，例如撞擊交通工具及建築物、槍傷、鳥網以及電線，以及因人口日益成長與環境污染等問題所引發的危害 (Stewart 1969; Coon *et al.* 1970; Clausen and Gudmundsson 1981; Redig *et al.* 1983; Fix and Barrows 1990; Work and Hale 1996; Deem *et al.* 1998; Morishita *et al.* 1998; Wendell *et al.* 2002)。猛禽生態系的健康需要透過長期監控與瞭解影響猛禽族群之特定與新興疾病 (Sleeman and Clark 2003)，所以回溯病例資料檢視野生

猛禽被送至野生動物救助單位的原因，可以瞭解與監控野外猛禽族群的真正健康狀況。本研究分析探討台灣地區於2000年至2006年間，送交特生中心野生動物急救站的野生猛禽造成傷病及死亡原因與處理結果，期可提供野生動物保育單位及野生猛禽研究人員參考。

材料與方法

特生中心野生動物急救站位於南投縣集集鎮，自1993年12月成立，隸屬於政府單位的野生動物救援單位，處理民眾、保育團體與政府單位送交的傷病野生動物，是目前台灣地區處理猛禽數量最多的機構。特生中心野生動物急救站提供受傷生病的猛禽適當的醫療處理，並協助復原及回送到野外，復原後但無法回歸大自然的猛禽則規劃長期收容、提供公眾教育及繁殖用途。病情嚴重、無法治癒或無法野放的猛禽，則可能施以安樂死結束動物的生命。

表 1. 2000 至 2006 年特有生物研究保育中心野生動物急救站醫療處理野生猛禽數量

Table 1. Wild raptors admitted to the Wildlife First Aid Station of Endemic Species Research Institute, Taiwan, 2000-2006

Species		Number	%	
領角鴞	Collared scops owl	<i>Otus bakkamoena</i>	235	34.41
鳳頭蒼鷹	Asian crested goshawk	<i>Accipiter trivirgatus</i>	182	26.65
大冠鷲	Crested serpent eagle	<i>Spilornis cheela</i>	67	9.81
紅隼	Common kestrel	<i>Falco tinnunculus</i>	36	5.27
黃嘴角鴞	Spotted scops owl	<i>Otus spilocephalus</i>	28	4.10
松雀鷹	Besra sparrow hawk	<i>Accipiter virgatus</i>	26	3.81
褐鷹鴞	Brown hawk owl	<i>Ninox scutulata</i>	17	2.49
短耳鴞	Short-eared owl	<i>Asio flammeus</i>	16	2.34
赤腹鷹	Chinese goshawk	<i>Accipiter soloensis</i>	12	1.76
灰面鷲	Grey face buzzard eagle	<i>Butastur indicus</i>	11	1.61
褐林鴞	Brown wood owl	<i>Strix leptogrammica</i>	8	1.17
蜂鷹	Oriental honey buzzard	<i>Pernis ptilorhynchus</i>	8	1.17
遊隼	Peregrine falcon	<i>Falco peregrinus</i>	7	1.02
草鴞	Grass owl	<i>Tyto capensis</i>	6	0.88
鵯鵯	Collared owlet	<i>Glaucidium brodiei</i>	5	0.73
黑翅鳶	Black-shouldered kite	<i>Elanus caeruleus</i>	4	0.59
赫氏角鷹	Hodgson's hawk eagle	<i>Spizaetus nipalensis</i>	4	0.59
魚鷹	Osprey	<i>Pandion haliaetus</i>	3	0.44
長耳鴞	Long-eared owl	<i>Asio flammeus</i>	3	0.44
角鴞	Oriental scops owl	<i>Otus sunia</i>	2	0.29
澤鶩	Eastern marsh harrier	<i>Circus spilonotus</i>	2	0.29
黃魚鴞	Tawany fish owl	<i>Ketupa flavipes</i>	1	0.15
Total			683	100

2000 至 2006 年間共計 811 隻猛禽被送至特生中心野生動物急救站醫療處理。其中 128 隻因經人為飼養或醫療紀錄不全被排除本項研究分析中。683 隻猛禽病例資料經歸納後由電腦軟體(Microsoft Excel)整理成數位資料。

每一隻野生猛禽都有病例編號，並詳細記錄其物種、送交日期以及發現地點等資訊，同時記錄動物病史、年齡、性別、疾病、醫療狀

況等資料。每一隻都經過詳細臨床檢查，包括檢查眼睛及骨骼系統、測量體重、評估身體狀況、判斷脫水程度等。部分病例進行血液學、放射線學以及糞便寄生蟲的檢查，來協助動物的治療。多數猛禽被發現時呈現不同程度脫水、饑餓、體重減少、體溫降低等臨床症狀。在積極醫療之前通常先將動物的病情穩定下來。

猛禽傷病及死亡原因之診斷分類為創

傷、落巢幼鳥、營養不良及消瘦、疑似中毒、疑似傳染病，以及未知或無法確定病因。另外創傷又細分為撞擊(交通工具及建築物)、鳥網、槍傷、陷阱、動物攻擊，以及未知因素。猛禽傷病及死亡原因與分類的確定由臨床主治獸醫師或病理醫師依據個別病例的病史資料、臨床檢查、輔助診斷測試，或病理解剖發現以及組織病理檢查判斷決定。落巢幼鳥定義為雛鳥或是亞成鳥，健康狀況良好但是在沒有協助下無法在野外生存下來的猛禽。

結果

2000年至2006年間因傷病送交特生中心野生動物急救站醫治的野生猛禽，共2目17屬22種683隻(表1)。數量前五名的猛禽種類有：領角鴞(*Otus bakkamoena*) 34.41% (235/683) 占最多、鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*) 26.65% (182/683) 其次，之後依序為大冠鷲(*Spilornis cheela*) 9.81% (67/683)、紅隼(*Falco tinnunculus*) 5.27% (36/683)及黃嘴角鴞(*Otus spilocephalus*) 4.10% (28/683)。

表 2. 2000 至 2006 年特有生物研究保育中心野生動物急救站醫療處理野生猛禽傷病及死亡的原因
Table 2. Causes of morbidity and mortality of wild raptors admitted to the Wildlife First Aid Station of Endemic Species Research Institute, Taiwan, 2000-2006

Causes	Number	%
Trauma	331	48.46
Orphaned young	168	24.60
Metabolic and nutritional disease	129	18.89
Unknown	32	4.69
Toxicosis	20	2.93
Infectious disease	3	0.44
Total	683	100

表 3. 2000 至 2006 年特有生物研究保育中心野生動物急救站醫療處理野生猛禽創傷傷害的原因
Table 3. Causes of trauma of 331 wild raptors admitted to the Wildlife First Aid Station of Endemic Species Research Institute, Taiwan, 2000-2006

Cause of trauma	Number	%
Collision to vehicles	188	56.80
Nets	100	30.21
Traps	35	10.57
Gunshot	4	1.21
Unknown	3	0.91
Animal attack	1	0.30
Total	331	100

本研究指出造成野生猛禽傷病及死亡原因，以創傷 48.46% (331/683)發生頻率最高，其次是落巢幼鳥 24.6% (168/683)，接下來是營養不良與消瘦 18.89% (129/683)、未知或未確定病因 4.69% (32/683)、疑似中毒 2.93% (20/683)、傳染病 0.44% (3/683)(表 2)。創傷是多數猛禽物種(20 種/22 種)造成傷病及死亡的主要原因。疑似中毒猛禽以大冠鷲占 45% (9/20)最多，其次鳳頭蒼鷹 35% (7/20)、松雀鷹 (*Accipiter virgatus*) 10% (2/20)、紅隼與魚鷹 (*Pandion haliaetus*)各 5% (1/20)。傳染病總計發生的案例為 0.44% (3/683)，發生於鳳頭蒼鷹(2 隻)的禽痘與灰面鷲(1 隻)的吸蟲症。

創傷細分為撞擊交通工具及建築物、鳥網、陷阱、槍傷、未知原因及動物攻擊(表 3)。其中撞擊交通工具及建築物占所有原因的 56.8% (188/331)，其次鳥網 30.21% (100/331)，陷阱發生頻率為 10.57% (35/331)，槍傷發生頻率為 1.21% (4/331)，分別發生在大型猛禽大冠鷲 1 隻與褐林鴉(*Strix leptogrammica*) 2 隻，小型猛禽松雀鷹 1 隻。被動物攻擊 0.3% (1/331)發生於鳳頭蒼鷹 1 隻。未知因素造成猛禽創傷

性傷害占 0.91% (3/331)。

經醫療處理後野放 46.56% (318/683)、死亡 33.24% (227/683)、安樂死 7.76% (53/683)以及收容 12.45% (85/683)(表 4)。安樂死數量最多的猛禽是鳳頭蒼鷹 58.49% (31/53)，其次為大冠鷲 18.87% (10/53)。依季節分析猛禽發生傷病及死亡送至野生動物急救站的動物數量，春季 173 隻、夏季 189 隻、秋季 131 隻及冬季 190 隻(表 5)，秋季野生猛禽因傷病醫療救治的數量較其他季節少，處理傷病猛禽超過 50 隻月份為 3、4、5、6、10、11、12 以及 1 月份。分析傷病原因與季節，創傷在秋冬兩季發生的比例都超過 50% (秋 56.49%、冬 66.32%)，夏季則是落巢幼鳥最常見(54.50%)，春季創傷占 48.55%，落巢幼鳥則有 30.64%。

猛禽來源縣市以特生中心所在地南投縣最多 45.97% (314/683)，其次的是鄰近的彰化縣 12.74% (87/683)，其他超過 20 隻猛禽的縣市包含台中縣 10.98% (75/683)、嘉義縣 4.98% (34/683)、雲林縣 3.95% (27/683)以及嘉義市 3.37% (23/683)(表 6)。

表 4. 2000 至 2006 年特有生物研究保育中心野生動物急救站醫療處理野生猛禽結果

Table 4. Outcomes after treatment of wild raptors admitted to the Wildlife First Aid Station of Endemic Species Research Institute, Taiwan, 2000-2006

Outcomes	Number	%
Cured and released	318	46.56
Died	227	33.24
Kept in captivity	85	12.45
Euthanasia	53	7.76
Total	683	100

討 論

創傷是造成野生猛禽傷病及死亡而被送

至特生中心野生動物急救站醫療處理的主要原因，本研究結果與先前的研究報告呈現一致性 (Stewart 1969; Cooper 1973; Cooper and

Greewood 1981; Clausen and Gudmundsson 1981; Keran 1981; Fix and Barrows 1990; Morishita *et al.* 1998; Wendell *et al.* 2002; Komnenou *et al.* 2005; Richards *et al.* 2005; Harris and Sleeman 2007)。野生猛禽遭受創傷性傷害的主因多與人類活動有關 (98.79%)，相較於希臘的 85.2% (Komnenou *et al.* 2005)與美國佛羅里達州的 87% (Deem *et al.* 1998)均高，主要原因為台灣地區常見的鳥網提高了野生猛禽創傷發生率。事實上，人類活動所造成野生猛禽創傷性傷害多發生在人類活動的地區，例如撞擊汽車、運輸工具或建築物，容易被發現並送到野生動物救援單位。因此，回溯分析研究猛禽救援單位的病例可能會過度解釋人類活動對猛禽的影響(Wendell *et al.* 2002)。在台灣地區因槍擊造成猛禽創傷性傷害，與科羅拉多州 1.5% (Wendell *et al.* 2002)相近，但與部分開放狩獵地區，例如美國佛羅里達州 7.5% (Deem *et al.* 1998)、維吉尼亞州白頭鷹 (*Haliaeetus leucocephalus*) 15%與遊隼 (*Falco peregrinus*)

8% (Richards *et al.* 2005)、愛荷華州 17% (Fix and Barrows 1990)，以及希臘 38.8% (Komnenou *et al.* 2005)相比較，台灣地區發生率明顯來得低，原因為台灣無開放狩獵所以發生率較開放地區來得低。槍擊造成的創傷性傷害主要發生在大型的老鷹及貓頭鷹身上，因為體型大的猛禽被發現的機會相對較大，在本研究中亦是發生在大冠鷲及褐林鴉這類大型猛禽上。

本研究指出落巢幼鳥是造成野生猛禽傷病及死亡第二常見原因，與美國愛荷華州、加州、維吉尼亞州的猛禽傷病及死亡調查報告相同(Fix and Barrows 1990; Morishita *et al.* 1998; Wendell *et al.* 2002)。本研究中落巢野生猛禽幼鳥有領角鴉、鳳頭蒼鷹、大冠鷲、黃嘴角鴉、黑翅鳶及草鴉，發生的季節以夏季最多 (103/168)，其次為春季(53/168)，多數落巢猛禽集中於春與夏季，與林及胡等人所發表的報告相符(林 2003; 林等 2008; 胡 2008)。此外，夏季落巢幼鳥數量更超越創傷數量成為野生

表 5. 2000 至 2006 年特有生物研究保育中心野生動物急救站醫療處理野生猛禽與季節造成傷病及死亡原因

Table 5. Seasonal difference in causes (percentage; number in parentheses) of morbidity and mortality of wild raptors admitted to the Wildlife First Aid Station of Endemic Species Research Institute, Taiwan, 2000-2006

Season (month)	Number	Trauma	Orphaned young	Metabolic and nutritional disease	Toxicosis	Unknown	Infectious disease
Spring (Feb.-Apr.)	173	48.55 (84)	30.64 (53)	18.50 (32)	1.16 (2)	1.16 (2)	0.00 (0)
Summer (May-Jul.)	189	24.87 (47)	54.50 (103)	16.93 (32)	0.00 (0)	3.17 (6)	0.53 (1)
Autumn (Aug.-Oct.)	131	56.49 (74)	6.11 (8)	25.95 (34)	6.11 (8)	5.34 (7)	0.00 (0)
Winter (Nov.-Jan.)	190	66.32 (126)	2.11 (4)	16.32 (31)	5.26 (10)	8.95 (17)	1.05 (2)
Total	683	331	168	129	20	32	3

猛禽傷病及死亡最常見原因。領角鴞是本研究中數量最多的猛禽，其落巢幼鳥比率占 52.77% (124/235)，因為分布與居住地點靠近人類活動範圍(林 2003)，所以容易被發現及拾獲被送到野生動物救援單位。其次為鳳頭蒼鷹幼鳥落巢季仍以夏季(21 隻)為主，其次為秋季(6 隻)，春季數量僅 1 隻，與胡(2008)發表的繁殖紀錄報告相符。大冠鷲共有 8 隻，夏季 6 隻、春與冬季各 1 隻。2 隻草鴉幼鳥屬同一巢幼鳥，被發現於台南縣新化地區，該時間與野外及圈養繁殖紀錄相符(曾 2005；姚及詹 2006；曾等 2008)，因野外族群數量極為稀少，故本項紀錄仍相當珍貴。黃嘴角鴞幼鳥 3 隻均集中於夏季，而黑翅鳶 3 隻發生於春與冬季。因此，春季與夏季是台灣地區野生猛禽主要繁殖季節。

本研究結果指出，疑似傳染性疾病及中毒發生率偏低，與其他國家相近，發生率皆呈現較低的趨勢，例如 1986 至 1987 年間在美國愛荷華州猛禽中毒病例占 2.87% (Fix and Barrows 1990)、1988 至 1994 年間於佛羅里達州的傳染性疾病及中毒各占 3.2%與 6.2% (Deem *et al.* 1998)、1995 至 1998 年間於維吉尼亞州的傳染性疾病及中毒各占 4.4%與 2.0%，以及 1997 至 2000 年期間在希臘的中毒 6.9% (Komnenou *et al.* 2005)。上述研究報告指出，傳染病及中毒的發生率有可能被低估，因為中毒或患有傳染病的猛禽可能有反應較差而容易受傷的傾向，在臨床上獸醫師可能因當時的臨床症狀，優先或誤判為創傷(Wendell *et al.* 2002)。而傳染病與中毒亦可能引發營養不良與消瘦的症狀，例如特生中心野生動物急救站醫療處理患有條蟲與毛細線蟲症的猛禽時，發現動物多呈消瘦，經驅蟲治療後都有明顯體重增加。傳染病及中毒的檢驗需要專業實驗室進行分析與診斷，再加上檢出費用昂貴，因此更可能低估其發生率。

傷病猛禽數量以特生中心的所在地南投縣最多，其次為鄰近的彰化縣、嘉義縣、台中

表 6. 2000 至 2006 年特有生物研究保育中心野生動物急救站醫療處理野生猛禽來源縣市別

Table 6. Sources of wild raptors admitted to the Wildlife First Aid Station of Endemic Species Research Institute, Taiwan, 2000-2006

County/City	Number	%
Nantou County	314	45.97
Changhua County	87	12.74
Taichung County	75	10.98
Chiayi County	34	4.98
Yunlin County	27	3.95
Chiayi City	23	3.37
Kaohsiung County	16	2.34
Tainan County	16	2.34
Taichung City	16	2.34
Miaoli County	11	1.61
Taipei County	10	1.46
Kaohsiung City	9	1.32
Tainan City	8	1.17
Hsinchu County	8	1.17
Taoyuan County	8	1.17
Pingtung County	4	0.59
Hsinchu City	3	0.44
Taitung County	3	0.44
Unknown	3	0.44
Penghu County	2	0.29
Hualien County	2	0.29
Yilan County	2	0.29
Taipei City	2	0.29
Total	683	100

縣以及雲林縣，距離較遠的縣市相對傷病猛禽送交數量明顯減少，與美國佛羅里達州的猛禽受傷生病及死亡調查報告有一致性的結果(Deem *et al.* 1998)。監控野生猛禽族群真正受傷生病及死亡原因相當困難，通常收集到正確資料非常少，甚至於透過立即死亡的個體進行

診斷，其死亡原因卻經常是不明(Newton *et al.* 1993)。雖是如此，仍然可以透過野生動物救援醫療機構協助確認造成猛禽傷病及死亡的原因，這些資料將可以提供分析影響野生猛禽族群的重要因子。

結 論

本研究是台灣地區第一次對野生猛禽進行大規模猛禽病例的調查研究，依據結果指出創傷是扮演野生猛禽傷病及死亡最主要的原因，而這種創傷性傷害與人類活動有緊密關聯。此外，在未來應加強台灣地區猛禽傳染病及中毒的監測，除可監控野生猛禽族群健康狀況之外，也可以提供生態環境健康的參考指標。

引用文獻

- 林文隆。2003。台灣中部森林領角鴉繁殖生物學初探。台灣猛禽研究1: 29-35。
- 林文隆、曾惠芸、王穎。2008。台灣中部都會區與原始環境鳳頭蒼鷹繁殖與食性研究。特有生物研究10(2): 13-24。
- 姚正得、詹芳澤。2006。台灣首例人工飼養繁殖草鴉成功記錄。台灣猛禽研究6: 36-37。
- 胡景程。2008。台灣南部都市環境鳳頭蒼鷹之巢位選擇。屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。
- 曾翌碩。2005。黑夜潛行的神秘客—草鴉。自然保育季刊49: 61-65。
- 曾翌碩、姚正得、曾志成、林世忠。2008。台灣南部地區東方草鴉在育雛期間的食性分析。特有生物研究10(1): 1-6。
- Clausen, B. and F. Gudmundsson. 1981. Causes of mortality among free-ranging gyrfalcons in Iceland. *Journal of Wildlife Diseases* 17: 105-109.
- Coon, N. C., L. N. Locke, E. Cromartie and W. L. Reichel. 1970. Causes of bald eagle mortality, 1960-1965. *Journal of Wildlife Diseases* 6: 72-76.
- Cooper, J. E. 1973. Post-mortem findings in East African birds of prey. *Journal of Wildlife Diseases* 9: 368-375.
- Cooper, J. E. and A. G. Greenwood. 1981. Conclusions. pp.167-168. *In: J. E. Cooper and A. G. Greenwood (eds.). Recent Advances in the Study of Raptor Disease.* Chiron, Keighley, West Yorkshire, England.
- Deem, S. L., S. P. Terrell and D. J. Forrester. 1998. A retrospective study of morbidity and mortality of raptors in Florida, 1988-1994. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 29: 160-164.
- Fix, A. S. and S. Z. Barrows. 1990. Raptors rehabilitated in Iowa during 1986 and 1987: A retrospective study. *Journal of Wildlife Diseases* 26: 18-21.
- Harris, M. C. and J. M. Sleeman. 2007. Morbidity and mortality of bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*) and peregrine falcons (*Falco peregrinus*) admitted to the Wildlife Center of Virginia, 1993-2003. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 38: 62-66.
- Keran, D. 1981. The incidence of man-caused and natural mortalities to raptors. *Journal of Raptor Research* 15: 108-112.
- Kommenou, A. T., I. Georgopoulou, I. Savvas and A. Dessiris. 2005. A retrospective study of presentation, treatment, and outcome of free ranging raptors in Greece, 1997-2000. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36: 222-228.
- Morishita, T. Y., A. T. Fullerton, L. J. Lowen-

- stine, I. A. Gardner and D. L. Brooks. 1998. Morbidity and mortality in free-living raptorial birds of northern California: A retrospective study. *Journal of Avian Medicine and Surgery* 12: 78-81.
- Newton, I., I. Wyllie and A. Asher. 1993. Long-term trends in organochlorine and mercury residues in some predatory birds in Britain. *Environmental Pollution* 79: 143-151.
- Redig, P. T., G. E. Duke and P. Swanson. 1983. The rehabilitation and release of bald and golden eagles: A review of 245 cases. *In*: D. M. Bird, N. R. Seymour and J. M. Gerrard (eds.). *Biology and management of bald eagles and ospreys*. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec, Canada, p. 137-147.
- Richards, J., A. Lickey and J. M. Sleeman. 2005. Decreasing prevalence and seasonal variation of gunshot trauma in raptors admitted to the wildlife center of Virginia, 1993-2002. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36: 485-488.
- Stewart, P. A. 1969. Movements, population fluctuations, and mortality among great horned owls. *The Wilson Bulletin* 81: 155-162.
- Sleeman, J. M. and E. E. Clark. 2003. Clinical wildlife medicine: A new paradigm for a new century. *Journal of Avian Medicine and Surgery* 17: 33-37.
- Wendell, M. D., J. M. Sleeman and G. Kratz. 2002. Retrospective study of morbidity and mortality of raptors admitted to Colorado State University Veterinary Teaching Hospital during 1995 to 1998. *Journal of Wildlife Diseases* 38: 101- 106.
- Work, T. M. and J. Hale. 1996. Causes of owl mortality in Hawaii, 1992 to 1994. *Journal of Wildlife Diseases* 32: 266-273.

台灣中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌調查

Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi (VAMF) in Soils Associated with *Yushania niitakayamensis* in Mountain Forests of Central Taiwan

林子超 *

Tzy-Chau Lin *

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, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者：super@tesri.gov.tw

*Corresponding author: super@tesri.gov.tw

摘 要

玉山箭竹(*Yushania niitakayamensis*)在台灣廣泛分布於海拔約1,500-3,600m之山區，此區域為台灣針闊葉混淆林及針葉林床絕對優勢的林下結構，對天然林系統的完整性，以及中高海拔林地的穩定性，擔負無可替代的功能或作用。玉山箭竹的生育環境除了梯度變化大外，往往生長於植物生存不易、風強土薄、岩屑貧瘠之惡地。本研究針對中部地區玉山箭竹生育地土壤中的內生菌根菌進行調查，研究發現玉山箭竹根系土壤樣本經分離鑑定共記錄5屬23種內生菌根菌，其中較具優勢的菌種為*Acaulospora koskei*、*Acaulospora spinosa*、*Acaulospora tuberculata*、*Acaulospora laevis*、*Glomus claroideum* 及 *Scutellospora pellucida*。本研究並發現4種台灣新紀錄種*Acaulospora alpina*、*Acaulospora undulata*、*Acaulospora excavata* 及 *Entrophospora schenckii*。

Abstract

Yushania niitakayamensis is distributed in the Central Mountain Range at elevations of

1,500-3,600m in Taiwan. It is a dominant ground-cover plant in coniferous forests and needle broad leaf mixed forests, playing an irreplaceable role in maintaining the integrity and stability of the forest system. *Y. niitakayamensis* lives in infertile areas often inhabitable for other plants. This study investigated the fungus composition in soils of the *Y. niitakayamensis* forests and found 23 species in 5 genera of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi (VAMF). Of them *Acaulospora koskei*, *Acaulospora spinosa*, *Acaulospora tuberculata*, *Acaulospora laevis*, *Glomus claroideum* and *Scutellospora pellucida* were dominant, and *Acaulospora alpina*, *Acaulospora undulata*, *Acaulospora excavata* and *Entrophospora schenckii* were new records to Taiwan.

關鍵詞：玉山箭竹、內生菌根菌

Key words : *Yushania niitakayamensis*, vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi (VAMF)

收件日期：98年4月15日

接受日期：98年6月8日

Received: April 15, 2009

Accepted: June 8, 2009

緒 言

玉山箭竹【*Yushania niitakayamensis* (Hay.) Keng f.】屬於禾本科(Poaceae)、竹亞科(Bambusoideae)、玉山箭竹屬(*Yushania*)。主要分布於台灣、中國西南以及菲律賓呂宋島之高山地區。在台灣廣泛分布於海拔約1,500-3,600m之山區，此區一般係台灣針闊葉混生林及針葉林床絕對優勢的林下結構(柳1963)，對天然林系統的完整性，以及中高海拔林地的穩定性，具有無可替代的功能或作用。玉山箭竹的生育環境除了梯度變化大外，其往往生長於植物生存不易、風強土薄、岩屑貧瘠之惡地，其必定有其特殊的機制來適應廣泛的海拔高度和不同的生育環境而不滅絕。

內生菌根菌屬於接合菌綱(Zygomycetes)、繡球菌目(Glomales)，菌株沒有明顯的子實體，因而較少人注意到它們的存在，然而它們

卻在生態系扮演重要的角色。它們是一群非常古老的共生菌，可與許多的陸域植物形成菌根(Redecker *et. al* 2000)，包含從苔蘚植物(Parke and linderman 1980)、蕨類植物(Cooper 1976)到裸子、被子植物(Read 1991)。藉由與植物根系共生可幫助植物吸收土壤的微量養分，並與植物交換碳水化合物。以往有關玉山箭竹的研究主要著重於生態(柳 1963；劉等 1984)、生理(郭及張 1984)及族群遺傳變異之探討(Hsiao and Lee 1999；賴等 2000；陳 2002)。本研究擬針對玉山箭竹生育地中共生的內生菌根菌進行調查，以了解不同生育環境中，玉山箭竹與內生菌根菌之關係。

材料與方法

一、土壤取樣

本研究主要調查區域為中橫公路合歡

山、梨山一帶、新中橫塔塔加大雪山地區，樣點海拔梯度介於2,230-3,260m。自2006年9月起持續2年於調查區域共取樣98個樣點，包括合歡山、梨山地區43個樣點、塔塔加地區33個樣點及大雪山地區22個樣點，每處樣點選取鄰近區域玉山箭竹根系的土壤，以去除表層腐植質後5-15 cm帶根系之土壤為樣本。

二、菌種分離及鑑定

於實驗室將野外採集的土壤樣本秤取100g土壤樣本後，以濕篩傾倒法(Gerdeman and Trappe 1974)和糖液離心法(Daniels and Skipper 1982)分離孢子後，在解剖顯微鏡下計算孢子數量並挑取孢子，以Polyvinyl alcohol lactophenol glycerol (PVLG) (Koske and Tessier 1983)包埋劑製作成半永久玻片，以利於孢子的鑑定與標本之保存。孢子的鑑定與資料之記錄則採Schenck and Perez (1990)所建議的步驟進行。

三、菌種分布及與土壤酸鹼度之相關分析

於98個採樣土壤中選出出現5次以上之菌種，求得其土壤之孢子單位密度與採集地之海拔梯度及土壤酸鹼度之相關係數，進而由所求得之相關係數進行 t-test 顯著性測驗，藉此了解各菌種土壤孢子單位密度與海拔梯度及土壤酸鹼度有無相關性。

結果與討論

一、玉山箭竹林土壤中內生菌根菌組成

土壤樣本經分離鑑定共記錄5屬23種內生菌根菌(如附錄1)，98處樣點除11處土壤樣本無發現菌根菌孢子外，其餘87處樣點均有發現內生菌根菌孢子，單一土壤樣本孢子數最少1個/100g土壤，最多55個/100g土壤，單一土壤樣本最多可發現5種內生菌根菌。整體而言玉山箭竹林土壤中較具優勢的菌種為 *Glomus*

claroideum、*Scutellospora pellucida*、*Acaulospora koskei*、*A. spinosa*及*A. tuberculata*。以下針對各菌種之性狀特徵予以描述：

(一) *Acaulospora mellea* Spain & Schenck

厚壁孢子單生於土壤中，顏色為金黃色至棕黃色，呈圓球形至近圓球形，罕呈橢圓形或不規則形，直徑 90-110 μm 。孢子壁厚 4-10 μm ，破裂後成3壁群，最外層黃棕色，厚 2-6 μm ，與第2層壁不易分離，第3層壁呈透明至淺黃色，厚 0.5-1 μm 。發芽壁第1層壁透明，厚 1 μm ，第2層壁亦呈透明，厚 2-5 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈淡紫色。(圖 1A)

(二) *Acaulospora morrowiae* Spain & Schenck

厚壁孢子單生於土壤中，顏色為半透明至淡黃色，呈圓球形至近圓球形，直徑 70-100 μm 。孢子壁厚 2-4 μm ，最外層壁厚 0.5-1 μm ，呈透明，第2層壁呈淡黃色，厚 1.5-3 μm ，第3層壁呈透明，厚 0.5 μm 。發芽壁第1層厚 1-1.8 μm ，呈透明，第2層壁呈透明膜狀，厚 0.5 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈褐紫色。(圖 1B)

(三) *Acaulospora tuberculata* Janos & Trappe

厚壁孢子單生於土壤中，圓球形至半圓球形，直徑 260-320×260-340 μm ，初期的孢子呈亮黃色至深黃色，而較成熟的孢子則呈黃棕色至深褐色，至完全成熟時則呈紅褐色，孢子表面均勻散布著圓錐狀突起，每個突起 0.7-1.5 μm ，基部直徑 1.5 μm 。孢子壁3層，第1層壁呈透明，厚 1-3 μm ，第2層壁黃棕色，含管狀凸起厚 8-11 μm 。發芽壁第1層呈透明，厚 0.5-0.8 μm ，第2層壁呈透明，厚 2-4 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈深紅色。(圖 1C)

(四) *Acaulospora scrobiculata* Trappe

厚壁孢子單生於土壤中，初期的孢子呈半透明狀，隨著成熟逐漸呈橄欖色至亮棕色，呈圓球形至橢圓形，直徑 110-200 μm ，孢子表面均勻散布著凹痕紋路，凹痕呈圓形至橢圓形，或有時連接成線形或 Y 字形，凹痕間具有隆起物隔離。最外層孢壁堅硬、有凹痕，呈半透明

至淡黃綠色，厚 3-6 μm ，第 2、3 層壁光滑、透明。發芽壁第 1 層壁呈透明，厚 1-1.5 μm ，與 Melzer's 染劑不反應，第 2 層呈透明，厚 2-5 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈粉紅至深紅色。(圖 1D)

(五) *Acaulospora koskei* Blaszkowski

厚壁孢子單生於土壤中，橘黃色，呈圓球形至近圓球形，直徑 150-250 μm ，產孢菌絲脫落痕(cicatix)直徑 15-30 μm 。孢子表面光滑，最外層壁透明，厚 1-2 μm ，易剝落，第 2 層壁淡黃色，厚 1-3 μm ，第 3 層壁透明，厚 1.5-3 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈粉紅色。發芽壁第 1 層壁透明，厚 1-1.5 μm ，最內層壁透明，厚 1-1.5 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈粉紅色。(圖 1E)

(六) *Acaulospora alpina* Oehl, Sykorova & Sieverding

厚壁孢子單生於土壤中，橘黃色，呈圓球形至近圓球形，直徑 65-85 μm ，產孢菌絲脫落痕直徑 7-12 μm 。孢壁 3 層，最外層壁透明厚 0.5-1 μm ，隨孢子成熟後即剝落，第 2 層壁黃至橘黃色，厚 2-3 μm ，表面均勻散布短圓錐形凹洞，凹洞直徑 1.5-2.5 μm 、深 1.5-2.5 μm ，於顯微鏡下呈現圓孔中心的黑點，第 3 層壁 0.5-1.3 μm ，與第 2 層壁連生不易觀察到。發芽壁 2 層，第 1 層 0.5-1.2 μm ，與 Melzer's 染劑不產生反應，第 2 層 1.2-3 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈淡粉紅色。(圖 1F)

(七) *Acaulospora undulata* Sieverding

厚壁孢子單生於土壤中，透明至半透明，呈圓球形至近圓球形，直徑 55-85 μm 。第 1 層孢壁透明，厚 0.5 μm ，隨孢子成熟後即剝落，第 2 層壁透明，厚 1-1.5 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈淡黃色，表面均勻散布近圓形凹痕，凹痕直徑 4-9 \times 4-9 μm 、深 1-2.5 μm ，凹痕間之脊寬 1 μm 。發芽壁透明，厚 0.5-1 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈橘紅色。(圖 2A)

(八) *Acaulospora excavata* Ingleby & Walker

厚壁孢子單生於土壤中，淺黃至黃褐色，呈圓球形至近圓球形，直徑 100-160 \times 120-200 μm ，產孢菌絲脫落痕直徑 12-14 μm 。最外層壁黃色，厚 8-11 μm ，與 Melzer's 染劑不產生反應，表面均勻散布圓形至橢圓形凹痕，凹痕深 2-6 μm ，直徑 4-20- μm ，凹痕部分相連，部分距離達 9 μm ，第 2 層壁透明膜狀，厚 0.5-1 μm ，與 Melzer's 染劑不產生反應。發芽壁厚 1-2 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈粉紅色至淡紫色。(圖 2B)

(九) *Acaulospora spinosa* Walker & Trappe

厚壁孢子單生於土壤中，淡黃色，呈圓球形至近圓球形，直徑 140-200 μm ，產孢菌絲脫落痕直徑 9-15 μm 。孢壁 3 層，第 1 層壁於孢子形成後不久即脫落較難觀察到，第 2 層壁厚 6-8 μm ，此壁層由密生的刺狀凸起所組成，刺狀凸起平均寬 0.5-0.7 μm 、高 1-4 μm ，第 3 層壁厚 0.6-1.2 μm ，與第 2 層壁合生或有時分開。發芽壁分為 2 層，第 1 層壁厚約 1 μm ，與 Melzer's 染劑不產生反應，第 2 層壁厚約 2-2.5 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈粉色至紫紅色。(圖 2C)

(十) *Acaulospora laevis* Gerdemann & Trappe

厚壁孢子單生於土壤中，橙黃色至棕黃色，呈圓球形至近圓球形，直徑 140-240 μm ，產孢菌絲脫落痕直徑 9-16 μm 。孢壁 3 層，第 1 層壁呈透明，厚約 1.2-2 μm ，多半隨產孢囊泡脫落而脫落，第 2 層壁厚約 1.5-2.5 μm ，呈棕黃色，與 Melzer's 染劑不產生反應，第 3 層壁厚約 1-1.5 μm ，顏色較第 2 層淡，與 Melzer's 染劑亦不產生反應。發芽壁 2 層，第 1 層厚約 1.5-2 μm ，第 2 層厚約 1-2 μm ，皆不與 Melzer's 染劑反應。(圖 2D)

(十一) *Entrophospora infrequens* (Hall) Ames & Schneider

厚壁孢子單生於土壤中，橘黃色至黃棕色，球形至近球形，直徑 110-160 μm ，平均 120 μm 。孢壁 3 層，第 1 層壁透明，與產孢囊泡合生，隨孢子成熟後即脫落，第 2 層壁厚

3.5-4.5 μm ，第3層壁厚 2.5-6 μm ，呈黃色至黃棕色，此壁層由密生的刺狀凸起所組成，刺狀凸起平均寬 1.3-3.0 μm 、高 2-4.5 μm 。孢子上具有 2 個產孢菌絲脫落痕，分別為孢子由產孢囊泡柄接近囊泡的一端及囊泡柄末稍一端脫落的痕跡。(圖 2E)

(十二) *Entrophospora schenckii* Sieverding & Toro

厚壁孢子單生於土壤中，呈透明，球形至近球形，直徑 50-80 μm ，平均 60 μm 。孢壁 3 層，第 1 層壁透明，厚 <1 μm ，與產孢囊泡合生，與 2、3 層壁明顯分離，第 2 層壁透明，厚 <1 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈黃色，第 3 層壁厚 1.5-3 μm ，呈透明，孢子經壓破後呈彈性皺褶狀。(圖 2F)

(十三) *Glomus chimonobambusae* Wu & Liu

厚壁孢子單生於土壤中，呈半透明至白色，球形至近球形，直徑 120-180 μm ，孢子表面密布疣狀、棍棒狀凸起，凸起物長約 10-12 μm 。第 1 層孢壁含凸起物及片狀層厚 3.5-4.5 μm ，第 2 層壁厚 1.5-2 μm ，與第 1 層壁多合生不分離，第 3 層壁厚 0.5 μm ，與第 4 層壁緊連，第 4 層壁厚 1.5 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈粉紅色。孢子柄寬 8-16 μm ，呈直管狀，與孢子接著處呈些微內縮，表面被疣狀物。(圖 3A)

(十四) *Glomus claroideum* Schenck & Smith

厚壁孢子單生於土壤中，淡黃色，球形至近球形，直徑 90-140 μm ，平均 120 μm 。第 1 層孢壁透明黏膜狀，厚 0.6-1.5 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈粉紅色，第 2 層壁厚 0.5-2 μm ，與第 1 層壁多合生不分離，孢子老熟後 1、2 層壁隨即剝落，於孢子表面形成碎屑狀，第 3 層壁厚 3-6 μm ，呈淡黃色，此壁層由加厚的小層所組成，第 4 層壁厚 1-2 μm 。孢子柄寬 6-8 μm ，呈直管狀或些微喇叭狀。(圖 3B)

(十五) *Glomus etunicatum* Becker & Gerdemann

厚壁孢子單生於土壤中，橘黃色至棕黃色，球形至近球形，直徑 70-160 μm ，平均 130

μm 。第 1 層孢壁黏膜狀，厚 0.6-3.0 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈紫紅色，隨孢子成熟後即脫落，並於孢子表面形成碎屑狀，第 2 層壁厚 4.5-6.5 μm ，此壁層由加厚的小層所組成，呈黃棕色至紅棕色。孢子柄寬 5-10 μm ，呈直管狀或些微喇叭狀。(圖 3C)

(十六) *Glomus geosporum* (Nicol. & Gerd.) Walker

厚壁孢子單生於土壤中，黃棕色，球形至近球形，直徑 140-220 μm ，平均 180 μm 。第 1 層孢壁透明，<1 μm 厚，與 Melzer's 染劑不產生反應，隨孢子成熟而剝落，第 2 層壁厚 6-14 μm ，呈黃棕色，此壁層由加厚的小層所組成，第 3 層壁厚 1-2.5 μm ，顏色較第 2 層壁深，於孢子柄處形成凸出之壁層。孢子柄寬 16-30 μm ，直生或偶爾彎曲，與孢子接著處呈些微喇叭狀。(圖 3D)

(十七) *Glomus constrictum* Trappe

厚壁孢子單生或鬆散聚生於土壤中，圓球形至近圓球形，直徑 120-280 μm ，呈亮棕褐色至亮黑色。孢壁僅 1 層，7-15 μm 厚，棕褐色，與 Melzer's 染劑不產生反應。產孢菌絲直生或偶爾彎曲，直徑 15-25 μm ，連接孢子處常呈收縮狀，收縮處直徑 10-15 μm 。(圖 3E)

(十八) *Glomus spurcum* Pfeiff, Walker & Bloss

厚壁孢子單生於土壤中，初呈透明隨孢子老熟而呈淡黃色，球形至近球形，直徑 60-120 μm ，平均 80 μm 。第 1 層孢壁厚 0.5-1.2 μm ，表面散布碎屑物，第 2 層壁厚 1.5-4 μm ，具彈性，隨孢子壓碎後皺縮形成皺褶。孢子柄寬 5-8 μm ，壁薄易斷，因此孢子柄較少見。(圖 3F)

(十九) *Glomus tortuosum* Schenck & Smith

厚壁孢子單生於土壤中或偶爾 2-4 個由菌絲包被成孢子果，橘黃色至棕黃色，球形至近球形，孢子直徑 120-220 μm ，平均 180 μm 。僅 1 層孢壁厚 0.5-1.5 μm ，外層被覆菌絲達 10-20 μm 。孢子柄寬 12-15 μm ，與包覆的菌絲混生不易分辨。(圖 4A)

(二十) *Glomus rubiformis* (Gerd. & Trappe)

Almeida & Schenck

厚壁孢子形成孢子果，棕黃色，橢圓形至近球形，直徑 180-400 μm ，孢子單層聚生於中軸呈叢狀，單一孢子棕黃色，呈卵形至橢圓形，直徑 40-125 \times 30-90 μm ，孢壁厚 3-8 μm 。(圖 4B)

(二十一) *Paraglomus occultum* (Walker) Morton & Redecker

厚壁孢子單生或鬆散聚生，但不形成孢子果，孢子卵圓形或近球形，罕不規則形，直徑 50-100 \times 60-120 μm ，外觀呈透明至白色，末端菌絲單生，長 10-40 μm ，直生偶爾向後彎曲，菌絲與孢子接著處有時有隔板。孢壁 2 層，外層壁厚 2 μm ，隨孢子成熟逐漸變粗糙、加厚，最後表面剝落，內層壁薄膜狀，厚 1.5-3 μm ，不與 Melzer's 染劑反應。(圖 4C)

(二十二) *Scutellospora fulgida* Koske & Walker

厚壁孢子單生於土壤中，球形至近球形，直徑 150-240 μm 。孢子外觀呈透明至淡黃色，孢壁 2 層，第 1 層壁光滑、堅硬，厚 1-2 μm ，第 2 層壁由多層片狀壁組成，隨孢子老熟而增厚，厚 4-6 μm ，與 Melzer's 染劑反應後呈淡黃至金黃色。發芽壁厚 1-1.5 μm ，與 Melzer's 染劑不產生反應。產孢菌絲末端膨大，附屬物亦呈透明狀，直徑 20-25 μm 。(圖 4D)

(二十三) *Scutellospora pellucida* (Nicol. & Schenck) Walker & Sanders

厚壁孢子單生於土壤中，近球形或不規則狀，孢子外觀呈透明，內含物呈氣泡油滴狀。孢子大小變異大，直徑 110-220 \times 140-240 μm 。孢子壁光滑，厚約 6-12 μm ，最外層壁易碎，厚 3-8 μm ，內層壁則具柔軟性，厚 1.5-5 μm 。發芽壁兩層，第 1 層壁厚 0.5 μm ，與 Melzer's 染劑不產生反應，第 2 層壁厚 1-2.5 μm ，與 Melzer's 染劑反應呈紅色。產孢菌絲末端膨大，附屬物亦呈透明狀，直徑 10-29 μm ，產孢菌絲亦是透明，內有許多隔板。孢子未經壓

破，外表即會與 Melzer's 染劑逐漸反應呈紅色，為此菌種重要的鑑定特徵。(圖 4E)

二、菌種之分布

綜合比較合歡山、塔塔加大雪山等 3 處調查區域的菌相組成，合歡山、梨山一帶樣點土壤酸鹼度介於 pH 3.8-6.7，平均 pH 5.4，此地區玉山箭竹林土壤中主要內生菌根菌以 *Acaulospora* 屬的菌種最為優勢，其中又以 *A. koskei*、*A. alpina*、*A. laevis* 及 *S. pellucida* 分布範圍最廣、出現樣點也最多。塔塔加地區樣點土壤酸鹼度介於 pH 4.3-6.3，平均 pH 5.5，此地區玉山箭竹林土壤中主要內生菌根菌也是以 *Acaulospora* 屬的菌種數最多，其中又以 *A. spinosa* 與 *S. pellucida* 分布範圍最廣、出現樣點也最多。大雪山地區樣點土壤酸鹼度介於 pH 3.5-5.2，平均 pH 4.2，此地區玉山箭竹林土壤中主要之內生菌根菌也是以 *Acaulospora* 屬的菌種數最多，其中又以 *A. morrowiae* 與 *A. tuberculata* 分布範圍最廣、出現樣點也最多。

三、菌種孢子數與海拔梯度及土壤酸鹼度之相關性分析

合歡山地區採集的樣點出現達 5 次以上的菌種共計有 6 種，分別為 *A. spinosa*、*A. laevis*、*A. koskei*、*A. mellea*、*A. alpina* 及 *S. pellucida*，其孢子單位密度與海拔梯度之相關係數分別為 0.063、0.728、0.534、-0.509、-0.386 及 -0.452，均未達顯著水準，可知此地區的菌根菌孢子單位密度與海拔梯度無明顯相關。而孢子單位密度與土壤酸鹼度之相關係數分別為 -0.284、-0.719、-0.386、-0.548 及 -0.344、-0.391，均未達顯著水準，可知此地區的菌根菌孢子單位密度與土壤酸鹼度無明顯相關。

塔塔加地區採集的樣點出現達 5 次以上的菌種僅有 *A. spinosa*，其孢子單位密度與海拔梯度之相關係數為 0.699 ($p < 0.05$) 達顯著水準，可知此地區的 *A. spinosa* 孢子單位密度隨

海拔梯度上升而增加。而 *A. spinosa* 孢子單位密度與土壤酸鹼度之相關係數為 0.108，未達顯著水準，可知此地區的 *A. spinosa* 孢子單位密度與土壤酸鹼度無明顯相關。

大雪山地區採集的樣點出現達 5 次以上的菌種有 *A. morrowiae* 及 *A. tuberculata*，其孢子單位密度與海拔梯度之相關係數分別為 -0.586 及 0.881 ($p < 0.05$)，可知此地區的 *A. tuberculata* 孢子單位密度隨海拔梯度上升而增加。而孢子單位密度與土壤酸鹼度之相關係數分別為 -0.478 及 -0.579，均未達顯著水準，可知此地區的菌根菌孢子單位密度與土壤酸鹼度無明顯相關。

四、新紀錄種

本研究共發現 4 種台灣新紀錄種：*A. alpina*、*A. undulata*、*A. excavata* 及 *E. schenckii*。*A. alpina* 於合歡山及塔塔加兩地區均有發現，合歡山地區 6 處採集紀錄樣點分布介於海拔 2,340-2,810m 間，塔塔加地區 2 處採集樣點海拔分別為 2,630m 及 2,515m。此菌為 Oehl *et al.* (2006) 採集於瑞士阿爾卑斯山的草原，當地海拔 1,800-2,700m，據調查發現此菌種於當地海拔 1,300-1,800m 呈零星分布，1,300m 以下則不曾記錄到。

A. undulata 於合歡山及塔塔加兩地區均有發現，合歡山地區 4 處採集紀錄樣點分布介於海拔 2,330-2,550m 間，塔塔加地區僅於海拔 2,500m 的 1 處樣點發現。此菌種最早為 Sieverding (1988) 於非洲剛果 1,700m 所發現，共生植物為金雞納屬(*Cinchona*)的植物。*A. undulata* 孢子表面的紋飾明顯與同屬的其他菌種不同，較易與 *A. scrobiculata* 混淆，但 *A. scrobiculata* 孢子較大(約 110-200 μm)，紋飾的凹痕較小(直徑約 0.6-2 μm)。

A. excavata 僅於合歡山地區海拔 2,000m 樣點發現，此菌種為 Ingleby *et al.* (1994) 於非洲象牙海岸 Mopri 森林保留區的欖仁樹屬

(*Terminalia*)植物根系所分離。此菌孢子大小與 *A. scrobiculata* 相近，然而 *A. excavata* 表面紋飾的凹痕較大(直徑約 4-20 μm)，且不會相連接成線形或 Y 字形。

E. schenckii 於合歡山及塔塔加兩地區均有發現，合歡山地區 2 處採集紀錄樣點分別位於海拔 2,475m 及 2,591m，塔塔加地區僅於海拔 2,515m 的 1 處樣點發現。此菌種為 Sieverding and Toro (1987) 於南美洲哥倫比亞一處苗圃及甘蔗田分離。此菌種與同屬的其他菌種不論在孢子的顏色及大小均有明顯的差異。同屬的 *E. kentinensis* 雖然孢子顏色與其相近，但孢子直徑較 *E. schenckii* 大，且第 2 層孢壁紋飾層具圓形凹痕，*E. schenckii* 則是光滑 (Wu and Liu 1995)。

結 論

玉山箭竹對天然林生態系統的完整性，以及中高海拔林地的穩定性，擔負無可替代的功能或作用。菌根菌與植物所形成的共生關係可促使植物和真菌間的養分成為雙向的循環，也就是植物提供了真菌碳的來源，而真菌則將無機的養分流向植物，因此菌根扮演著植物根系與土壤間重要的連結。在貧瘠的土壤中，植物可藉由菌根菌促進水分及養分吸收，因此形成菌根的植物通常較有競爭力，且較耐環境中的不良條件 (Al-Karaki and Clark 1998; Yen 2000)。本研究調查了不同海拔梯度玉山箭竹內生菌根菌組成，除了可做為各海拔梯度造林苗木選用接種菌種的依據外，菌根菌對環境因子的高度敏感性，亦可做為監測高地草原生態系的指標物種。

中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌調查共記錄 5 屬 23 種內生菌根菌，整體而言較具優勢的菌種為 *Acaulospora koskei*、*A. spinosa*、*A. tuberculata*、*A. laevis*、*Glomus claroideum* 及 *Scutellospora pellucida*。

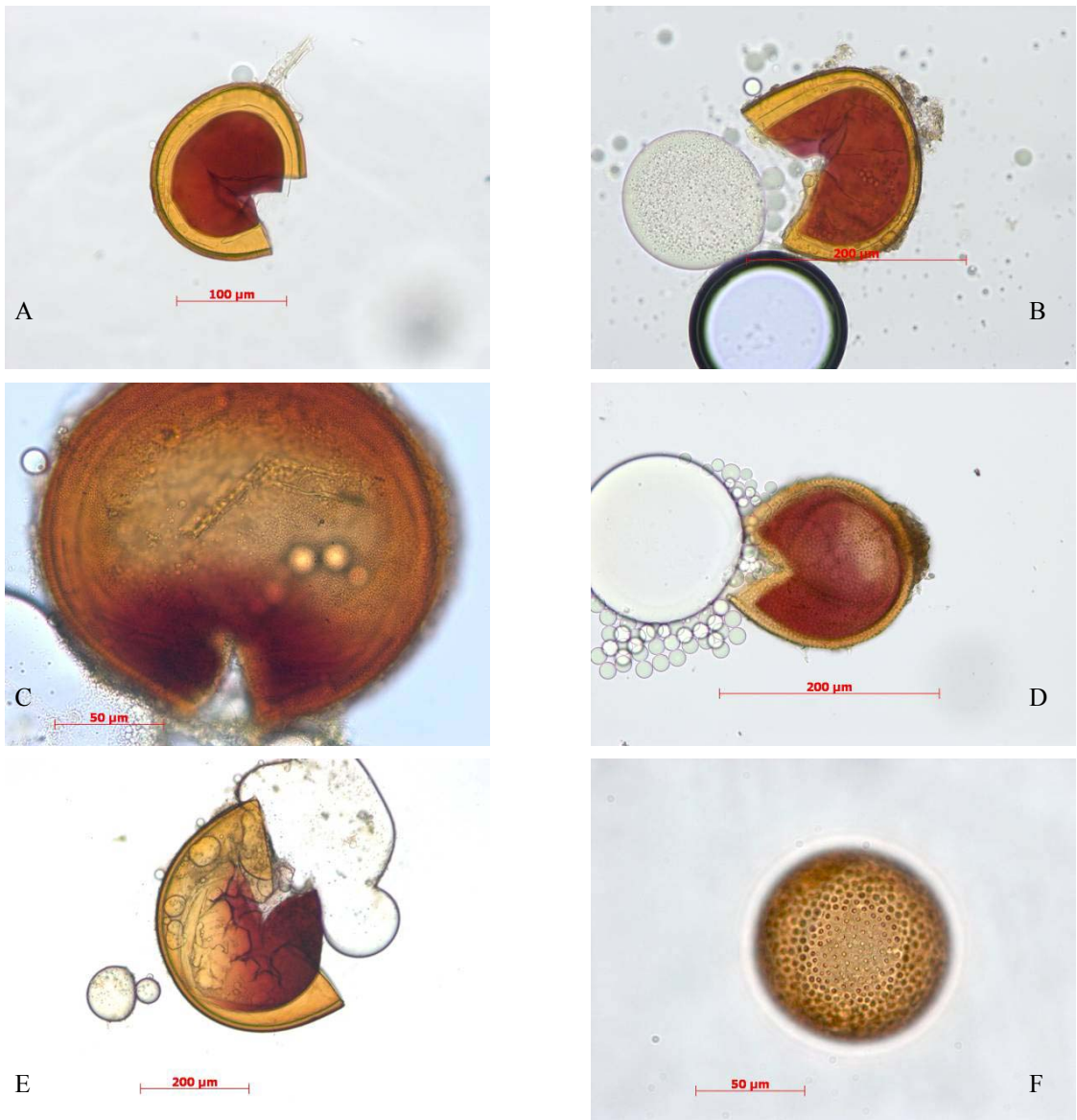


圖 1. 台灣中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌。A, *Acaulospora mellea*; B, *Acaulospora morrowiae*; C, *Acaulospora tuberculata*; D, *Acaulospora scrobiculata*; E, *Acaulospora koskei*; F, *Acaulospora alpina*。

Fig. 1. The VAMF species in soils associated with *Yushania niitakayamensis* in mountain forests of central Taiwan: A, *Acaulospora mellea*; B, *Acaulospora morrowiae*; C, *Acaulospora tuberculata*; D, *Acaulospora scrobiculata*; E, *Acaulospora koskei*; F, *Acaulospora alpina*.

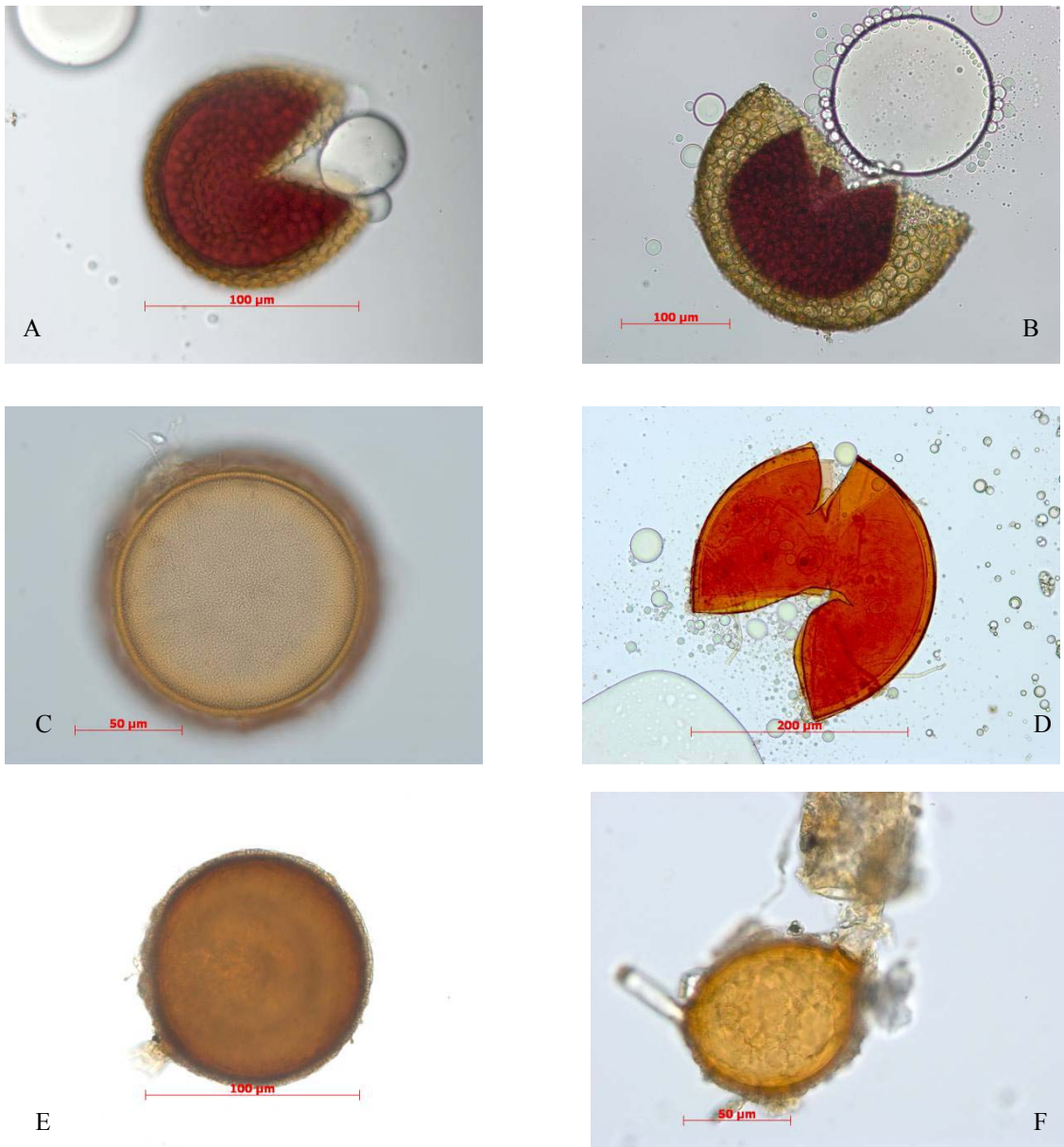


圖 2. 台灣中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌。A, *Acaulospora undulata*; B, *Acaulospora excavata*; C, *Acaulospora spinosa*; D, *Acaulospora laevis*; E, *Entrophospora infrequens*; F, *Entrophospora schenckii*。

Fig. 2. The VAMF species in soils associated with *Yushania niitakayemensis* in mountain forests of central Taiwan: A, *Acaulospora undulata*; B, *Acaulospora excavata*; C, *Acaulospora spinosa*; D, *Acaulospora laevis*; E, *Entrophospora infrequens*; F, *Entrophospora schenckii*.

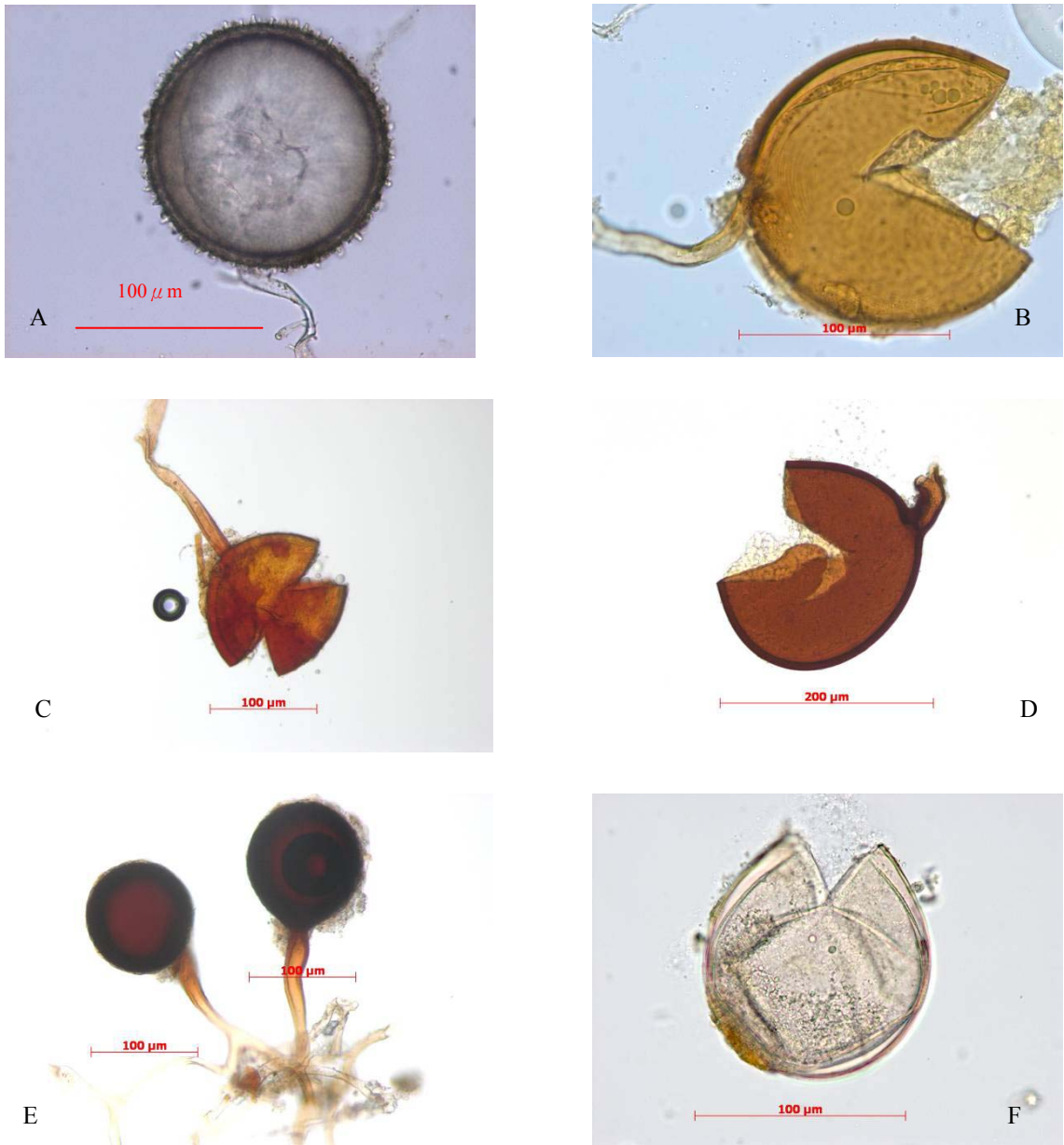


圖 3. 台灣中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌。A, *Glomus chimonobambusae*; B, *Glomus claroideum*; C, *Glomus etunicatum*; D, *Glomus geosporum*; E, *Glomus constrictum*; F, *Glomus spurcum*。

Fig. 3. The VAMF species in soils associated with *Yushania niitakayamensis* in mountain forests of central Taiwan: A, *Glomus chimonobambusae*; B, *Glomus claroideum*; C, *Glomus etunicatum*; D, *Glomus geosporum*; E, *Glomus constrictum*; F, *Glomus spurcum*.

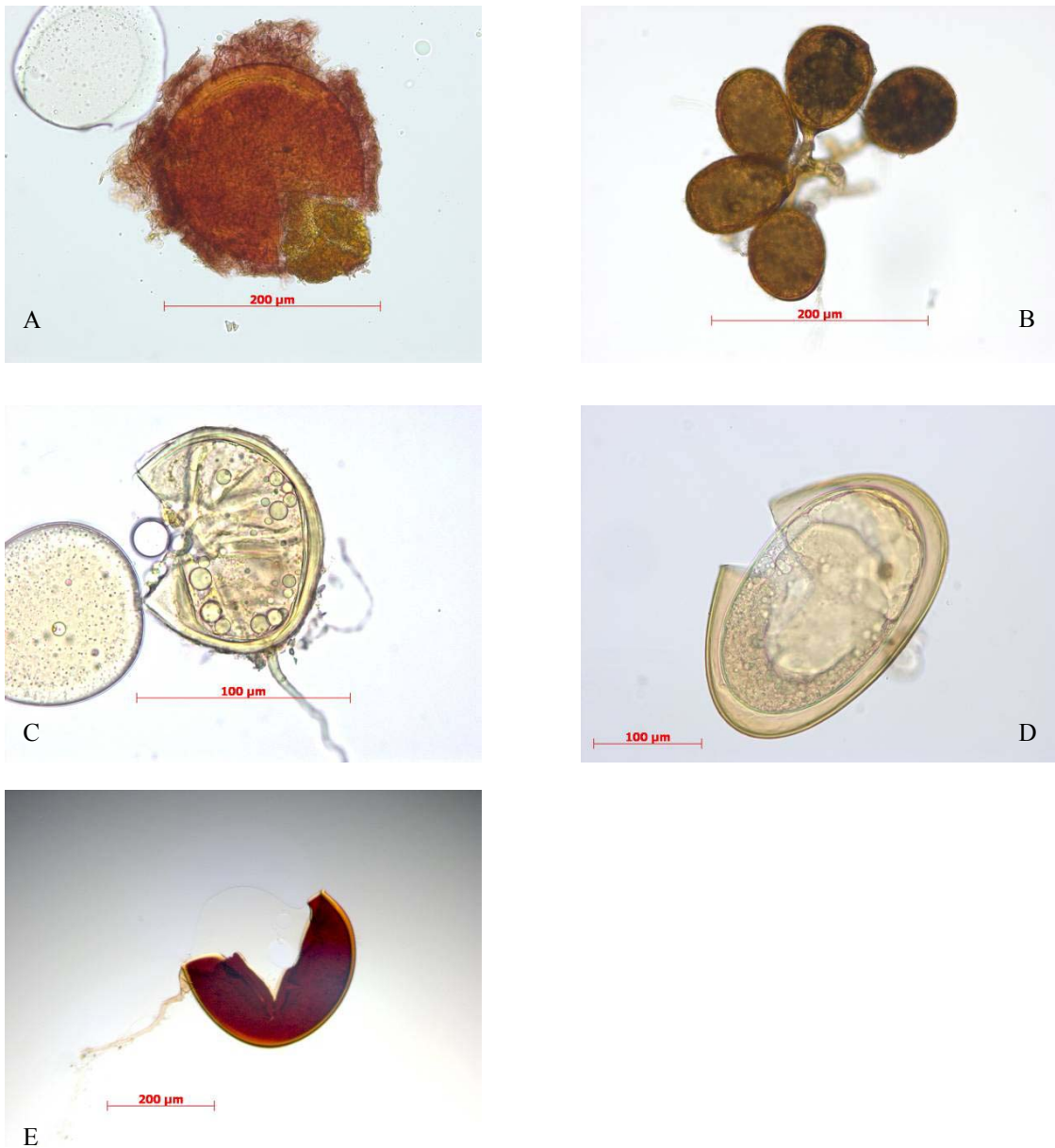


圖 4. 台灣中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌。A, *Glomus tortuosum*; B, *Glomus rubiformis*; C, *Paraglomus occultum*; D, *Scutellospora fulgida*; E, *Scutellospora pellucida*。

Fig. 4. The VAMF species in soils associated with *Yushania niitakayamensis* in mountain forests of central Taiwan: A, *Glomus tortuosum*; B, *Glomus rubiformis*; C, *Paraglomus occultum*; D, *Scutellospora fulgida*; E, *Scutellospora pellucida*.

調查發現中部地區玉山箭竹林土壤中內生菌根菌以 *Acaulospora* 屬最爲優勢，可能與海拔梯度有關，Oehl *et al.* (2006)於瑞士進行菌根菌調查時，亦指出 *Acaulospora* 屬的菌根菌於高海拔地區種類相對地豐富。至於各菌種於土壤中的孢子數量與土壤的酸鹼度並無明顯相關性。塔塔加地區的 *A. spinosa* 孢子單位密度隨海拔梯度上升而增加，而大雪山地區的 *A. tuberculata* 孢子單位密度隨海拔梯度上升而增加。

引用文獻

- 柳樞。1963。小雪山高山草原生態之研究。林業試驗所報告第 92 號。13 頁。
- 郭寶章、張明洵。1984。玉山箭竹之生態及防除。中華林學季刊 17(1): 33-51。
- 陳致仁。2002。玉山箭竹親緣地理學探討。國立台灣師範大學生物研究所碩士論文。57 頁。
- 劉業經、呂福原、歐辰雄、賴國祥。1984。台灣高山箭竹草生地之植物演替與競爭機制。中華林學季刊 17(1): 1-32。
- 賴裕芳、王亞男、張國楨。2000。塔塔加地區不同生育地玉山箭竹變異性之研究。中華林學季刊 33(4): 457-467。
- Al-Karaki, G. N. and R. B. Clark. 1988. Growth, mineral acquisition, and water use by mycorrhizal wheat grown under water stress. *Journal of Plant Nutrition* 21(2): 263-276.
- Cooper, K. M. 1976. A field survey of mycorrhizas in New Zealand ferns. *New Zealand Journal of Botany* 14: 169-181.
- Daniels, B. A. and H. D. Skipper. 1982. Methods for the recovery and quantitative estimation of propagules from soil. pp. 20-45. *In*: N. C. Schenck (ed.). *Methods and principles of mycorrhizal research*. The American Phytopathological Society. St. Paul.
- Gerdemann, J. W. and J. M. Trappe. 1974. The Endogonaceae in the Pacific Northwest. *Mycologia Memoir* 5: 76.
- Hsiao, J. Y. and S. M. Lee. 1999. Genetic diversity and microgeographic differentiation of Yushan cane (*Yushania niitakayamensis*) in Taiwan. *Molecular Ecology* 8: 263-270.
- Ingleby, K., C. Walker and P. A. Mason. 1994. *Acaulospora excavata* sp. nov. - an endomycorrhizal fungus from Cote d' Ivoire. *Mycotaxon* 50: 99-105.
- Koske, R. E. and B. Tessier. 1983. A convenient, permanent slide mounting medium. *Newsletter Mycological Society of America* 34: 59.
- Oehl, F., Z. Sykorova, D. Redecker, A. Wiemken and E. Sieverding. 2006. *Acaulospora alpina*, a new arbuscular mycorrhizal fungal species characteristic for high mountainous and alpine regions of the Swiss Alps. *Mycologia* 98(2): 286-294.
- Parke, J. L. and R. G. Linderman. 1980. Association of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi with the moss *Funaria hygrometrica*. *Canadian Journal of Botany* 58(17): 1898-1904.
- Redecker, D., R. Kodner and L. E. Graham. 2000. Glomalean fungi from the Ordovician. *Science* 289: 1920-1921.
- Schenck, N. C. and Y. Perez. 1990. *Manual for the identification of VA mycorrhizal fungi*. INVAM, Gainesville, Florida.
- Sieverding, E. 1988. Two new species of vesicular arbuscular mycorrhizal fungi in the Endogonaceae from tropical highlands of Africa. *Angewandte Botanik* 62: 373-380.

- Sieverding, E. and S. T. Toro. 1987. *Entrophospora schenckii*: A new species in the Endogonaceae from Colombia. *Mycotaxon* 28: 209-214.
- Wu, C. G. and Y. S. Liu. 1995. Glomales of Taiwan: V. *Glomus chimonobambusae* and *Entrophospora kentinensis*, Spp. Nov. *Mycotaxon* 53: 283-294.
- Yen, C. H. 2000. Effects of mycorrhizal external hyphae on nutrient and water uptake. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 33(3): 313-320.

Calypogeia aeruginosa Mitten, a Newly Recorded Liverwort to Taiwan

台灣新紀錄蘚類－銅綠護蒴蘚

Jia-Dong Yang^{1,2} and Shan-Hsiung Lin^{2,*}

楊嘉棟^{1,2} 林善雄^{2,*}

¹ Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

² Department of Life Science, Tunghai University, Taichung, 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 東海大學生命科學系 台中市台中港路三段181號

*Corresponding author: slin@thu.edu.tw

*通訊作者：slin@thu.edu.tw

Abstract

We report *Calypogeia aeruginosa* Mitten as a newly recorded species of liverwort to Taiwan. It is distinguishable from other congeners on the island by having very large orbicular to reniform underleaves with obtuse or emarginated apices, and the dark blue to bluish brown oil bodies in its leaf cells. This paper also briefly describes its characters with illustrations and provides information on its habitat and distribution.

摘要

本文報導台灣新紀錄蘚類－銅綠護蒴蘚（新擬）。本種可藉由其先端微凹或鈍頭、呈球形至腎形的巨大腹葉及具有深藍色至藍褐色之葉細胞的油體等特徵，與台灣其他同屬物種區別之。文中並附有本種之形態描述、圖片及棲地與分布等資料。

Key words: *Calypogeia aeruginosa*, liverwort, new record, Taiwan

關鍵詞: 銅綠護蒴蘚、蘚類、新紀錄、台灣

Received: February 11, 2009

Accepted: April 29, 2009

收件日期：98年2月11日

接受日期：98年4月29日

Introduction

Six species of liverworts belonging to the genus *Calypogeia* have been reported from Taiwan (Lin 2000). In our recent plant inventory survey of Taiwan, we collected a specimen of *Calypogeia aeruginosa* Mitten from Mt. Ali, Chiayi County, in 2008. And found it to be a new record to the liverwort flora of Taiwan. This paper briefly describes its characters with illustrations and provides information on its habitat and distribution. The voucher specimen is deposited at the Herbarium of Endemic Species Research Institute (TAIE).

Taxonomic Treatment

Calypogeia aeruginosa Mitten, Journal of the Proceedings of the Linnean Society 5: 107 (1861).

銅綠護蒴蘚

Figs. 1-2

Description: Plants up to 55 mm in length, with leaves 1.6-2.5 mm in width, fresh specimen bluish green to dark olive green in color, dried specimen yellowish brown to dark brown. Stems irregularly branched, elliptical-rectangular in cross-section, 0.35-0.40×0.18-0.22 mm in dia-

meter; cortical cells small in a single layer, medullary cells larger, cells almost undifferentiated, with thin-wall and small trigones. Leaves densely imbricate, incubous, obliquely insertion, and obovate to orbicular, 1.6-2.0 mm in length, 1.0-1.6 mm in width, apex rounded, margin involuted. Leave cells thin-walled, trigones minute, and intermediate thickening absent; marginal cells rectangular, 30-45×20-30 μm; median cells polygonal, 28-48×22-40 μm; and basal cells similar to median ones in shape but larger, 42-73×25-40 μm. Cuticle smooth. Oil bodies usually 2 per cell for leaf lobe, dark blue to bluish brown in color, compound type and filled with minute granules, oblong to orbicular, 5-9×4-6 μm. Underleaves very large, orbicular to reniform, 1.3-1.5 mm in length, 1.7-2.1 mm in width, imbricate, with arched insertion, apices emarginated to obtus. Fertile plants and sporophyte not seen.

Habitat and Distribution: According to literature (Hasegawa 2000; Singh and Singh 2008) and our field observation in this study, *C. aeruginosa* grows on wet and exposed rock surface, such as along road sides, with constantly seeping or dripping water.

C. aeruginosa is found at Mt. Ali in Chiayi County of Taiwan (elevation 2,300m) (Fig. 3), Sikkim, Lachen (elevation 366m) (Inoue 1969) and Sikkim, Pangthang (elevation 1,780m) (Singh and Singh 2008) of India, Yakushima Island in Kagoshima Prefecture (elevation 1,700-1,850m) of Japan (Inoue 1969; Hasegawa 2000), and Kaua Island of Hawaii, USA (Miller 1967; Inoue 1969; Staples and Imada 2006).

Specimens examined: Chiayi County: Mt. Ali, Alishan Railroad Mian-yue branch 8.4 km, on the wall of seeping rock-slab just beside the trail and without any shade, elevation 2,300m, 120°48'30"E, 23°32'56"N; Mar. 11, 2008, *J. -D. Yang 4920 (TAIE)*.

Remarks: The oil bodies in leaf cells are fairly fixed character for the species and apparently have taxonomic value. However, they have not been commonly used, because they are absent in dried herbarium materials (Stewart 1978; Furuki and Higuchi 1996). The genus *Calypogeia* comprises about 30 species worldwide (Gradstein and Costa 2003), and only five species have the blue oil bodies. They are *C. aeruginosa*, *C. azurea* Stotler & Crotz. [= *C. tricomanis* (L.) Corda], *C. goebelii* (Schiffn.) Steph., *C. granulata* Inoue and *C. peruviana* Nees & Mont. (Inoue 1968, 1975; Schuster 1969; Huneck 1983; Hasegawa 2000; Furuki 2001). There are two species *C. aeruginosa* and *C. azurea* in Taiwan with blue oil bodies. *Calypogeia aeruginosa* is easily distinguishable from other congeners in Taiwan by having very large orbicular to reniform underleave with emarginated or obtuse apex, and the dark blue to bluish brown oil bodies of leaf cells. The *C.*

azurea is different from its underleaves small and bifid for more than 1/3 the length.

According to the IUCN categories of threatened species, *Calypogeia aeruginosa* has been considered as a rare species and cataloged as critically endangered (CR) in India and vulnerable (VU) in Japan (Iwatsuki *et al.* 2008; Singh and Singh 2008). In Taiwan, the population status of this species needs a further study. The Mt. Ali population is small and only found on the wall of seeping rock-slab just beside the trail without any shade. Such habitat is easily to be destroyed by landslides.

The occurrence of this species reported herein provides another evidence of the phytogeographic affinity of the bryoflora in Taiwan with those in the Southeast Himalayas (Lin 2000; Yang and Lin 2008).

Acknowledgements

We are grateful to Miss Hsiu-Jane Chen and Mrs. Kui-Chu Chen who assisted in field collection and plate preparation. This study was supported in part by the grants of National Science Council (NSC 97-2321-B-329-005) and the Council of Agriculture, Taiwan.

Literature Cited

- Furuki, T. 2001. Hepaticopsida. pp. 231-320. *In*: Z. Iwatsuki (ed.). Mosses and liverworts of Japan. Heibonsha Ltd. Publishers, Tokyo, Japan. (In Japanese)
- Furuki, T. and M. Higuchi. 1996. Studies of oil bodies and oil droplets of some Hepatics (Jungermanniales) from New Caledonia. Bulletin of The National Science Museum

- Series B (Botany) 22(2): 59-75.
- Gradstein, S. R. and D. P. Costa. 2003. The Hepaticae and Anthocerotae of Brazil. Memoirs of New York Botanical Garden 87: 54-57.
- Hasegawa, J. 2000. Oil bodies of *Calypogeia aeruginosa* Mitt. Bryological Research 7(9): 286-287.
- Huneck, S. 1983. Chemistry and biochemistry of bryophytes. pp. 1-116. In : R. M. Schuster (ed.). New Manual of Bryology. Hattori Botanical Laboratory, Nichinan, Miyazaki, Japan.
- Inoue, H. 1968. A new species of *Calypogeia* Raddi. The Journal of Japanese Botany 43(10-11): 468-472.
- Inoue, H. 1969. Miscellaneous notes on Hepatics of Japan (6). The Journal of Japanese Botany 44(10): 300-303.
- Inoue, H. 1975. Two new species of *Calypogeia* Raddi from Japan. Bulletin of The National Science Museum Series B (Botany) 1(4): 135-140.
- Iwatsuki, Z., T. Furuki, H. Kanda, J. Hasegawa and M. Higuchi. 2008. New red list of bryophytes of Japan, 2007. Bryological Research 9(8): 259-267.
- Lin, S. H. 2000. The liverwort flora of Taiwan. The Council of Agriculture, Taipei, Taiwan. (In Chinese)
- Miller, H. A. 1967. Oddments of Hawaiian bryology. Journal of the Hattori Botanical Laboratory 30: 271-276.
- Schuster, R. M. 1969. The Hepaticae and Anthocerotae of North America. II. Columbia University Press, New York.
- Singh, D. K. and D. Singh. 2008. Rediscovery of *Calypogeia aeruginosa* Mitt. (Hepaticae: Calypogeiaceae) - a long lost liverwort from Sikkim, India. Journal of Bryology 30: 229-231.
- Staples, G. W. and C. T. Imada. 2006. Checklist of Hawaiian Anthocerotes and Hepatics. Tropical Bryology 28: 15-47.
- Stewart, G. H. 1978. Oil bodies of New Zealand leafy Hepaticae (Jungermanniales). New Zealand Journal of Botany 16: 185-205.
- Yang, J. D. and S. H. Lin. 2008. *Lejeunea bidentula* Herz. as a newly recorded liverwort to Taiwan. Endemic Species Research 10(2): 65-69.

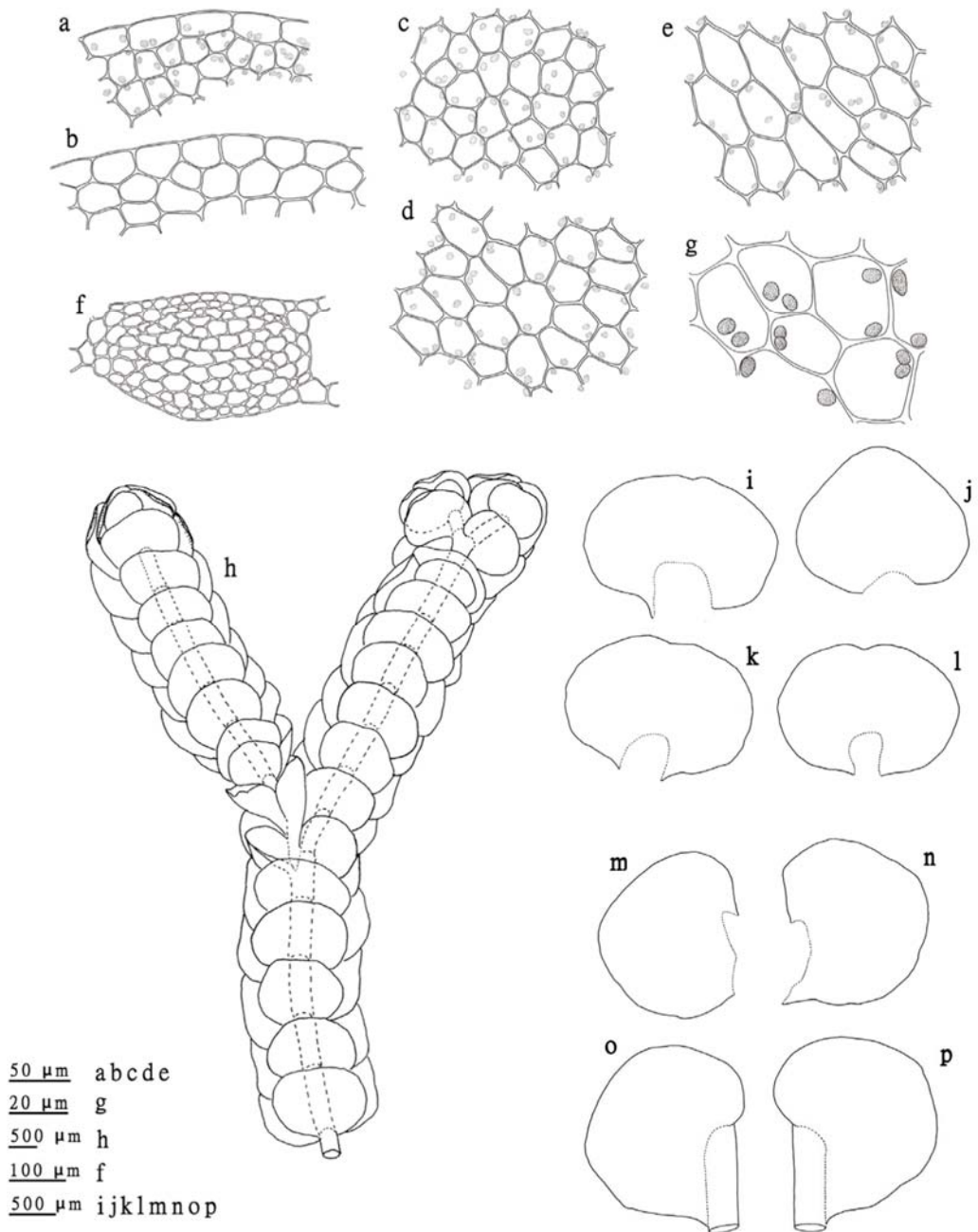


Fig. 1. *Calypogeia aeruginosa* Mitten: a and b, marginal cells of leaf lobes; c and d, median cells of leaf lobes; e, basal cells of leaf lobe; f, transverse section of stem; g, oil bodies in the median cells of leaf lobe; h, ventral view of a portion of sterile plant; i-l, underleaves; m-p, leaves. All drawn from *J. -D. Yang 4920*.



Fig. 2. *Calypogeia aeruginosa* Mitten: a, plants; b, transverse section of stem; c, dark blue to bluish brown oil bodies filled with minute granules. (from *J. -D. Yang 4920*)

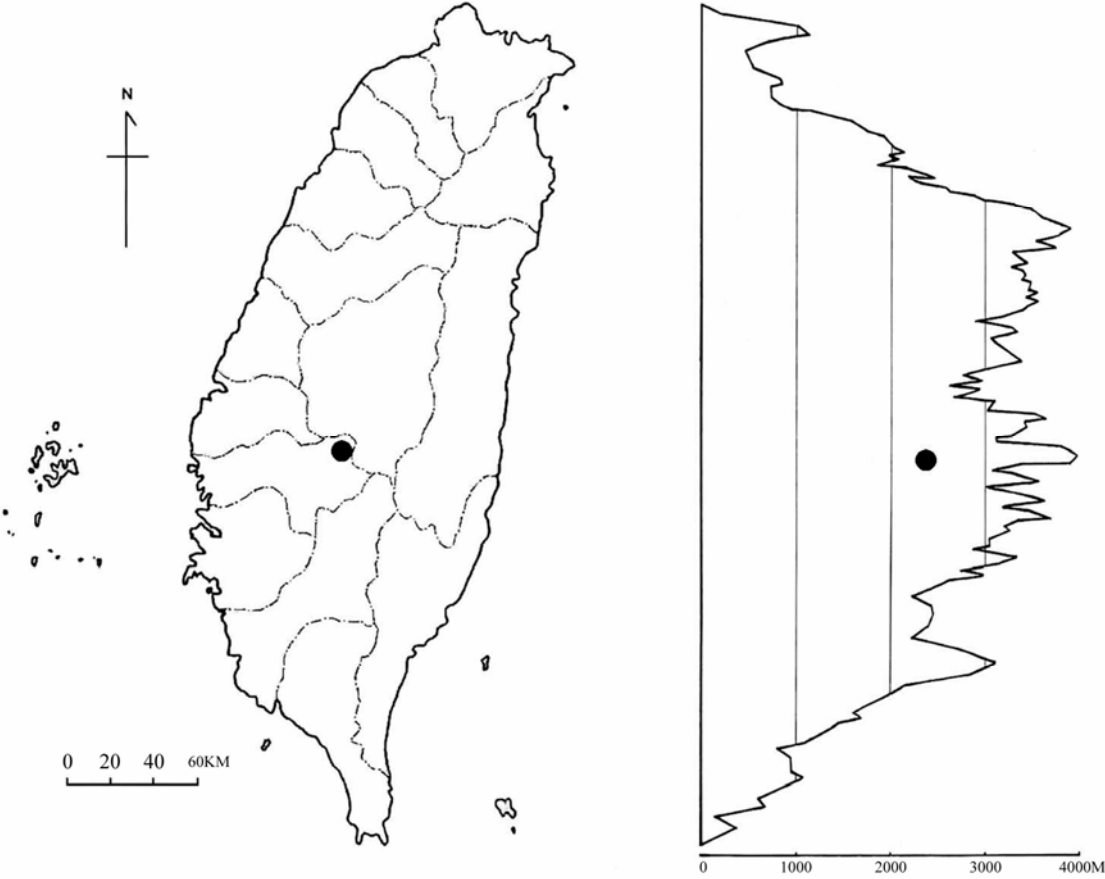


Fig. 3. The collection location of *Calypogeia aeruginosa* Mitten (solid circle) in Taiwan.

「特有生物研究」稿約

壹、一般說明

- 一、「特有生物研究」為行政院農業委員會特有生物研究保育中心出版之學術期刊，歡迎國內外學者發表有關自然保育之學術論文，但未曾曾在其他刊物發表之原創研究為限。
- 二、本刊為半年刊，每年元月及七月出版，隨時接受投稿。
- 三、撰稿中、英文均可，來稿請寄送完整文稿一式三份。原圖、表及電腦磁片俟審查通過後再通知寄送。
- 四、經本刊接受刊登之稿件，投稿著作所有列名作者皆同意授權本刊單位以非專屬授權之方式再授權，並得為重製、公開傳輸、授權用戶下載、列印等行為。為符合資料庫之需求，並得進行格式之變更。
- 五、稿件無稿酬，但經刊登之文稿贈送抽印本 50 冊，作者如需額外的抽印本，可於校稿時登記份數，並負擔其費用。
- 六、來稿由本刊送請相關學者專家審查、簽註意見或修改，如需修改者再送請作者自行補充修正，作者應於收稿二週內完成修正，如於收稿二個月後仍未將修正稿件寄回者，視同放棄投稿。稿件付印前作者應負責校對。
- 七、來稿請寄：南投縣集集鎮(郵遞區號 552)民生東路 1 號 特有生物研究保育中心「特有生物研究」期刊編輯委員會 收。

貳、文稿章節順序

依照 1. 題目，2. 作者姓名、服務單位、地址，3. 摘要，4. 關鍵詞，5. 緒言，6. 材料與方法，7. 結果與討論（可分列），8. 結論(可省略)，9. 謝誌（可省略），10. 引用文獻等順序撰寫；其中 1.至 4.項請中英文並列，本文為中文撰寫者，依先中文後英文順序；本文為英文撰寫者，則先英文後中文。

文章若屬於研究短報(Note)者可不分章節。

另附標題頁(cover page)，註明簡題(short running title)及作者或聯絡人之姓名、電話、傳真、住址、e-mail 位址。

參、文稿結構

- 一、題目以三十字為限。
- 二、作者中英文姓名之右上角以縮小數字標示服務單位註記。作者的英文姓名需列全名，名在前姓在後；複姓複名者，二字間用” - “相連；作者若為兩名，姓名間以” and” 連接；若為三名或以上，除最後一名與其前一名間以” and” 連接外，其餘之間以半形逗號連接。
- 三、中英文摘要以 500 字為限，摘要內容應以結果及結論為主，目的及方法可簡潔敘述或省略。避免使用條列式的摘要。
- 四、中英文關鍵詞以 5 個為限。

肆、文稿書寫應注意事項

- 一、文稿須以 Microsoft Word 可讀取之軟體編輯，以 A4 (30cm×21cm)白紙單面雙空行(double spaces)列印，文稿之天、地、左、右須留白 3 公分，於每頁正下方註記頁碼。
- 二、本文敘述，應用數字編號時，其層次：
中文用：一、(一)、1、(1)、①…
英文用：I、(I)、1、(1)、A、a、(a)…
- 三、中英文單位請用公制之符號，例如：kg、mg、ml、ppm、pH、cm 等，數值請以阿拉伯數字表示之，年代一律用西元。
- 四、插圖請用白紙(或繪圖紙)以黑墨水精繪，亦可採電腦製圖，惟須以雷射印表機列印；照片限原始攝影採光面相紙沖印者，幻燈片限用原片；未按規定之插圖致圖片模糊無法製版者不予受理。
- 五、圖片之標題在下方，表格標題在上方，標題需中英文並列，圖的說明應中英文對照另頁繕打，不可附在繪圖及相片上面。本文中圖表順序以圖 1，圖 2，表 1，表 2…，Fig. 1, Fig. 2, Table 1, Table 2, ...等表示。
- 六、圖表內容請用英文，表格不加縱線。圖、表均以 A4 大小列印，定稿後圖、表請送原稿。
- 七、引用文獻以確經引用者為限，文中提到之文獻，請列出姓氏、年代。
- 八、引用文獻書寫方式：先列中、日、韓文，次列西文，其書寫方法按作者、年份、題目、發表刊物名稱(全名，不採用縮寫)、卷期及頁號順序。

- 例： 1. 中、日文期刊：柳樞、徐國士。1971。台灣稀有及有絕滅危機之動植物種類。中華林學季刊 4(4): 89-96。
2. 中、日文書籍：徐國士。1980。台灣稀有及有絕滅危機之植物。台灣省教育廳。
3. 中、日文彙編書籍：徐國士。1987。台灣的稀有植物。周昌弘、彭鏡毅、趙淑妙撰(編)。台灣植物資源與保育 139-157 頁。中華民國自然生態保育協會。
4. 英文期刊：Clough, B. 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 191-198.
5. 英文期刊：Pimm, S. L. and J. L. Gittleman. 1992. Biodiversity : Where is it ?. *Science* 255: 940.
6. 英文期刊：Baker, C. S., F. Cipriano and S. R. Palumbi. 1996. Molecular genetic identification for whale and dolphin products from commercial markets in Korea and Japan. *Molecular Ecology* 5: 671-685.
7. 英文書籍：Soule, M. E. and B. A. Wilco. 1980. *Conservation biology: An evolutionary-ecological, approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
8. 英文彙編書籍：Jinchu, H. and W. Fuwen. 1990. Development and progress of breeding and rearing giant pandas in captivity within China. pp. 322-325. *In*: H. Jinchu (ed.). *Research and progress in biology of the giant panda*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Sichuan, People's Republic of China.

ENDEMIC SPECIES RESEARCH

Vol. 11, No. 2

July 2009

Contents

Habitat Use and Distribution Model of Formosan Black Bears (<i>Ursus thibetanus formosanus</i>).....	
Mei-Hsiu Hwang, Yin-Jen Wu, Chung-Ling Yao, Pei-Fen Lee, Ying Wang and Hai-Yin Wu	1
Changes in Daily Fecal Sex Steroid Concentrations with Relation to Reproductive Cycle of the Formosan Mountain Field Vole (<i>Volemys kikuchii</i>).....	
..... Yi-Fan Jiang, Shiang-Fan Chen, Hsuan-Mi Chen and Chih-Hsien Chiu	21
Feeding Ecology of the Exotic Glass Fish (<i>Parambassis siamensis</i>) in Sun Moon Lake	
..... Chih-Houng Chen and Shih-Rong Kuo	31
Abundance and Diversity of Fishes in Relation to Water Quality in the Fazih River of Central Taiwan.....	
..... Chih-Wei Tsai, Shi-Tsang Chang and Ming-Ju Lee	47
The First Record of a Himalayan Cuckoo (<i>Cuculus saturatus</i>) Killing Nestlings in a Potential Host's Nest.....	
..... Wan-Jyun Chen, Pei-Fen Lee and Ruey-Shing Lin	63
Causes of Morbidity and Mortality of Wild Raptors Admitted to the Wildlife First Aid Station of Endemic Species Research Institute, 2000-2006	
..... Fang-Tse Chan, Ling-Min Wang, Pei-I Lin, Yi-Jung Lin and Hsien-Wen Huang	69
Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi (VAMF) in Soils Associated with <i>Yushania niitakayamensis</i> in Mountain Forests of Central Taiwan.....	
..... Tzy-Chau Lin	79
<i>Calypogeia aeruginosa</i> Mitten, a Newly Recorded Liverwort to Taiwan.....	
..... Jia-Dong Yang and Shan-Hsiung Lin	93

**Published by Endemic Species Research Institute,
Council of Agriculture, Jiji, Nantou, Taiwan, ROC**

ISSN 1561-3771



GPN : 2009000545

定價：新台幣100元整