

目 錄

臺灣西北部觀音藻礁海岸重金屬含量分析.....	劉靜榆	1
臺灣地區斑腿樹蛙族群分布探討.....	楊懿如、龔文斌	21
東亞主要島嶼繁殖鳥類相的生物地理界線.....	郭怡良、林大利、莊馥蔓、丁宗蘇	33
臺灣低海拔灌叢鳥類調查：定點計數與霧網捕捉之比較.....	徐紫欽、許皓捷	51
年初氣溫變化對於福山植物園栽植樹種花期之影響.....	王玉婷、田玉娟、李孟諭、陳萬賓、王相華	63
臺灣發現的最大型鱸鰻.....	林德、王友慈、葉明峰、曾萬年	77
臺灣新紀錄真菌異營性蘭科植物一大根蘭.....	楊承瑞、王震哲	85

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 編印
Published by Endemic Species Research Institute,
Council of Agriculture, Taiwan, R. O. C.



GPN : 2009900002
定價：新台幣100元整

台灣生物多樣性研究 Taiwan Journal of Biodiversity

第 16 卷第 1 期 | 中華民國103年1月
Vol. 16, No. 1 | January 2014





封面圖說／
期望能列入自然保留區的觀音藻礁。

(劉靜榆 攝)

台灣生物多樣性研究

(原為《特有生物研究》半年刊，2010年元月起更名，並以季刊發行)

發行人／方國運
總編輯／鄭錫奇

執行編輯／(依姓氏筆劃序)

何健鎔、林瑞興、林春富、許再文
陳志輝、張仕緯、張和明、詹芳澤
蔡奇立、劉靜榆、薛美莉

編輯諮詢委員／(依姓氏筆劃序)

于宏燦、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、吳忠宏、吳錫圭
吳繼光、邵廣昭、林幸助、林耀松
郭城孟、陳明義、陳章波、許建昌
張清風、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、鄭蕙燕
歐辰雄、蔣鎮宇

英文編輯／金恒鏞
出版編輯／蔡奇立

出版／農委會特有生物研究保育中心
住址／南投縣集集鎮55244民生東路1號
電話／049-2761331 轉 315
網址／<http://www.tesri.gov.tw>
印刷／綠凌興業社
出版日期／中華民國 103 年 1 月
創刊日期／中華民國 88 年元月
出版登記／局版台誌第 10207 號

定價／新台幣 100 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消費合作社
南投縣集集鎮民生東路1號

049-2762490

Taiwan Journal of Biodiversity

(Continuation of former journal of "Endemic Species Research", 1999-2009)

Publisher / Kuo-Yun Fang
Editor-in-chief / Hsi-Chi Cheng

Executive Editors /

Jen-Zon Ho, Ruey-Shing Lin,
Chun-Fu Lin, Tsai-Wen Hsu,
Chih-Hui Chen, Shih-Wei Chang
Ho-Ming Chang, Fang-Tse Chan,
Chi-Li Tsai, Ching-Yu Liou,
May-Li Hshiu

Editorial Board /

Hon-Tsen Yu, 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,
Homer C. Wu, Shi-Kuei Wu,
Chi-Guang Wu, Kwang-Tsao Shao,
Hsing-Juh Lin, Yao-Sung Lin,
Chen-Meng Kuo, Ming-Yih Chen,
Chang-Po Chen, Chien-Chang Hsu,
Ching-Fong Chang, 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, Huei-Yann Joann Jeng,
Chern-Hsiung Ou, Tzen-Yuh Chiang

English Editor / Hen-Biau King

Publication Editor / Chi-Li Tsai

Published by Endemic Species Research Institute

1 Ming-Shen E. Road, Jiji, Nantou 55244,
Taiwan, R.O.C.

Tel: 886-49-2761331 ext. 315

<http://tesri.tesri.gov.tw>

Published Date: January 2014

GPN: 2009900002

ISSN: 2076-6971

Contents

Heavy metal contents of algal reefs in Guanyin coast of northwest Taiwan.....	1
.....Ching-Yu Liou	
Distribution of <i>Polypedates megacephalus</i> Hallowell, 1861 (Rhacophoridae, Anura, Amphibia) in Taiwan.....	21
.....Yi-Ju Yang and Wun-Bin Gong	
Biogeographic boundaries of breeding avifauna between major islands in East Asia	33
.....Yiliang Kuo, Da-Li Lin, Fu-Man Chuang, Tzung-Su Ding	
A comparison of bird point count and mist netting used in a lowland shrub in southern Taiwan.....	51
.....Tzu-Chin Hsu, Hau-Jie Shiu	
Influences of temperature in early months on the first flowering dates of the planted trees in Fushan Botanical Garden.....	63
.....Yu-Ting Wang, Yu-Chuang Tien, Meng-Yu Lee, Wan-Bin Chen, Hsiang-Hua Wang	
The largest giant mottled eel <i>Anguilla marmorata</i> discovered in Taiwan.....	77
.....Nico Jose Leander, Yu-Tzu Wang, Ming-Fon Yeh and Wann-Nian Tzeng	
<i>Cymbidium macrorhizon</i> Lindl., a newly recorded mycoheterotrophic orchid in Taiwan.....	85
.....Chen-Jui Yang and Jenn-Che Wang	

臺灣西北部觀音藻礁海岸重金屬含量分析

Heavy metal contents of algal reefs in Guanyin coast of northwest Taiwan

劉靜榆

Ching-Yu Liou

行政院農委會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集鎮民生東路 1 號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者: lcy@tesri.gov.tw

*Corresponding author: lcy@tesri.gov.tw

摘 要

紅藻門之殼狀珊瑚藻類將海水中游離的鈣和碳酸鹽結合，形成固態的碳酸鈣，經不斷的膠結，而建造大型的生物礁體。因為人類長期對藻礁區生物組成和生態重要性的漠視，讓許多污染排入藻礁區，造成造礁藻類死亡，生態系也遭受破壞。本研究針對臺灣西北海岸生長狀況最佳的觀音藻礁區進行調查，範圍自小飯壠溪口南岸至新屋溪口北岸約 2km 的海岸線，藻礁分布之寬度可達 500m，有些礁體厚度可達 3m，退潮時可明顯露出海平面 1m 左右，利用 X-射線螢光光譜儀來檢測樣本重金屬含量，於觀音藻礁區設置 4 條樣線，北海岸淺水灣藻礁區設 2 條樣線，作為對照組，護岸堤內土壤表層 1 處，共計採取 115 樣本，採用多變數分析之分類法及分布序列法，以定量數據來計算樣本之差異，綜合群團分析與主成分分析比較，可以確認幾項主要元素來進一步探討。同為藻礁結構，北海岸淺水灣與西北海岸觀音藻礁內重金屬濃度不同，低潮線與近岸區亦不相同。根據臺灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表，銅、鋅、鉻、砷的含量在西北海岸觀音藻礁偏高。鈣、鋇與礁體成分有關，北海岸淺水灣的鈣純度較高，鋇的含量在觀音藻礁略偏高。其中鈦、鈷、鉛數值異常地高，對照北海岸的樣本，觀音藻礁應有外來的鈦、鈷、鉛元素。

Abstract

Some groups of marine algae, particularly calcareous red algae (Rhodophyta), absorb calcium ions from seawater and generate calcium carbonate in algal bodies, thereby forming large reefs. However, these algal reefs are little known in terms of their biological composition and ecological importance. Many pollutants are discharged into these habitats, causing algae death and destruction of the ecosystem. Guanyin, located in northwestern Taiwan, is in relatively better condition in terms of algae growth rate and coverage. The range of algal reef distribution is about two kilometers starting from the southern part of Hsiaofanli Creek and ending at northern outlet of Hsinwu Creek. The sizes of the algal reefs along those areas are about few to 500 meters wide and one to few meters in depth. To understand heavy metal contents of the algal reef areas, five sampling lines in Guanyin, northwestern Taiwan, and two sampling lines for controlling in Qianshui Bay, north Taiwan, were sampled. In total, 115 samplings of 32 heavy metal contents were measured by X-ray fluorescence. Multivariate statistical analysis, classification and ordination were used for the quantitative analysis of the 26 heavy metal contents principal component analysis and cluster analysis. This has confirmed several main elements for discussion. Heavy metal contents of algal reef in the low tidal zone and near-shore areas were not the same. According to soil heavy metal content standards and classification of Taiwan, copper (Cu), zinc (Zn), chromium (Cr) and arsenic (As) concentration in samplings of Guanyin algal reef were at fifth grades, indicating pollutions. Calcium (Ca) is a reef composition element, and there is high purity calcium in Qianshui Bay, north Taiwan. Strontium (Sr), titanium (Ti), thorium (Th), zirconium (Zr) in reef algae of Guanyin, northwest Taiwan, were higher than the control samplings of Qianshui Bay, north Taiwan, indicating external sources of strontium, titanium, thorium, zirconium elements in Guanyin Coast.

關鍵詞：藻礁、重金屬含量、觀音、淺水灣

Keywords : reef algae, heavy metal contents, Guanyin, Qianshui Bay.

收件日期：2013 年 10 月 22 日

接受日期：2013 年 12 月 24 日

Received: October 22, 2013

Accepted: December 24, 2013

緒 言

有些藻類，特別是紅藻植物門的殼狀珊瑚藻 (crustose coralline algae) 或稱無節珊瑚藻 (non-articulated corallines) 類，可將海水中游離

的鈣和碳酸鹽結合，形成固態的碳酸鈣，還可不斷的膠結建造礁體。雖然珊瑚藻廣泛分布在海洋中，但在全世界海域，以珊瑚藻建造而成之大型生物礁，並不常見。在臺灣的西北海岸有 27km 是藻礁海岸，北海岸及東海岸也有面

積大小不一的藻礁，但累計臺灣目前有藻礁分布的海岸線不到 50km。綜觀臺灣的藻礁大部份礁體早期為珊瑚礁發育，後期則以殼狀珊瑚藻為主(王等 2009)。北海岸從富基漁港西側、德茂海岸、麟山鼻漁港西側、石門鄉的白沙灣東側、八連溪外側海岸、三芝鄉的淺水灣、新埔海岸、淡水鎮下圭柔山溪外側等地皆有現生的珊瑚藻，目前仍可見珊瑚與珊瑚藻交錯重疊生長的情形(劉 2008a；2010；2011a)。延伸至桃園縣，從竹圍漁港西側之大鼎海岸、埔心溪口、新街溪口、老街溪口、富林溪口、大堀溪口等海岸都可以發現藻礁的蹤跡，但因為污染，現在大都不再生長珊瑚藻(劉 2008b；2011b)。其中，老街溪口附近之潮音海岸，是臺灣藻礁面積最大，桃園段的藻礁海岸即依此地名而命名為「潮音石灰岩」(王等 2008)。越往西南，珊瑚藻的比例越高，自小飯壠溪口、新屋溪口到後湖溪口，是臺灣目前現生藻礁露出面積最大(劉 2012a)，靠近桃園永安漁港附近海岸，從最初發育基底就是珊瑚藻，純度幾達百分百(戴等 2009)。

藻礁的生長與分布受底質、地形、鹽度、海浪波動等等因子影響，臺灣西部海岸多為沙灘，基質會被海浪冲刷而滾動，石灰藻不容易生長，難以形成藻礁地形。觀音鄉白玉海濱，即觀音海水浴場附近，根據「臺灣西部之重砂礦牀」調查報告(陳 1953)中提及石灰藻類及貝殼與小礫等混結而成之珊瑚層(coralline bed)，但該報告中的藻礁目前全被覆蓋在沙下。Reineck and Cheng (1986)發表一篇有關藻礁剖面的學術報告，所調查的區域就是臺北八里海岸及桃園內海兩處，報告中將桃園內海的藻礁繪成剖面圖。野外觀察珊瑚藻生長末期，可以看到其周圍鈣化成白色，這鈣化的厚度約為 0.1 cm。以桃園海岸為例，每年若形成 0.1 cm 厚度，被波浪及其他生物作用所消耗之後，大概

就僅剩 0.01 cm，國內外的相關研究顯示藻礁的造礁速率極為緩慢(Dorjes and Cheng 1986；Titschack 2008；許 1993；2010；戴等 2009；劉 2012a)。行政院農業委員會業於 2008 年 8 月 26 日召開藻礁海岸保護區劃設現勘會議，審議委員一致認同藻礁之珍貴性，當場決議根據文化資產保存法，暫列此藻礁海岸為自然保留區。但自列冊追蹤後，桃園縣政府未辦理相關評估及公告，而讓文資法的保護力失效(劉 2012a)。

臺灣西北海岸的藻礁主要分布由桃園大園鄉、觀音鄉至永安鄉一帶，藻礁於退潮時呈現不連續出露，面積不等，分布在低潮線以下的礁體仍在生長。由於許多開發或污染造成這些藻類死亡，桃園北起大園鄉竹圍海岸，南迄觀音鄉大堀溪口，幾乎找不到現生的珊瑚藻，生態系也一一瓦解。桃園觀音鄉小飯壠溪口南岸至新屋溪口北岸的觀音藻礁，約 2km 的海岸線，是臺灣西北海岸珊瑚藻生長狀況最佳的區域，藻礁分布之寬度可達 500m，有些礁體厚度可達 3m，退潮時可明顯露出海平面 1m 左右。

自 2008 年天然氣管線埋設施工，由於開挖之土方未妥善堆置，直接覆蓋在一旁的藻礁上，經潮水沖散後，泥沙覆蓋附近大面積的藻礁(劉等 2007；湯及劉 2008)，工程延宕至 2008 年下半年仍無法順利完工，長期的海床擾動，使整個海域變得混濁，細沙覆蓋在藻礁上，使得珊瑚藻生長狀況極差(劉 2008b；2011b)。

由於臺電公司在小飯壠溪口北岸設置的電廠進水口，為垂直海岸線的導流堤，造成突堤效應，使局部海岸明顯後退，防風林日漸消失，再加上中油天然氣管線埋設施工時又破壞了一長帶的防風林，讓小飯壠溪口南岸不斷內縮(劉 2012a)，中油管線雖完工，但防風林復原因難，該段海岸侵蝕嚴重。臺電及中油出資委請經濟部水利署第二河川局代為發包，於小

飯壠溪口南岸，設置平行海岸線長帶狀之蛇籠護岸堤，工程於 2008 年 8 月 27 日開工，並於 2009 年 5 月 26 日完工。但因同年 8 月間莫拉克颱風侵襲，臺電之長突堤所形成的入射波，造成蛇籠護岸堤被攻擊點破損，從被沖破的損壞處，可看到蛇籠護岸堤內被回填之沙泥是事業廢棄物，堤內物質是否會影響藻礁區？

本研究利用檢驗礁體重金屬含量，試圖瞭解觀音藻礁區污染情形，於 2011 年針對桃園觀音藻礁區進行系統取樣，以 X-射線螢光光譜儀(X-ray fluorescence)進行礁體重金屬濃度分析。對於大多數重金屬元素，傳統之原子吸收光譜法(atomic absorption spectroscopy, AAS)，因為可以精確定量，而被廣泛應用於環境監測(Welz and Sperling 1999; Popescu *et al.* 2009; 陸等 2001)，也包括生物體內元素含量檢驗進行環境監測(Strezov and Nonova 2005; 趙 2000; 郭 1997; 劉 2002)。然而受限於單一元素定量，大批樣品分析時之效率較低(陸 2001)，以 X-射線螢光光譜儀進行環境中元素濃度，其分析法系依據中華民國 95 年 1 月 18 日環署檢字第 0950006426 號公告之標準(環 2006)，在國外也有應用於環境中元素濃度檢測(Tomassini *et al.* 1976; Sauter *et al.* 1979; Muchori 1984; Makundi 2001)。本研究使用型號 *XL3t 700* 光譜儀來分析礁體中重金屬濃度，此儀器已運用於臺南市曾文溪口、彰化縣大肚溪口、臺中市高美、新竹市香山及臺北市淡水河口等溼地底泥中(劉 2012b; 葉等 2011)等相關研究。本研究針對桃園縣觀音藻礁區採樣，再對照新北市北海岸三芝淺水灣藻礁區之礁體樣本，進行討論。

材料與方法

一、樣線設置及樣本採集

本研究 2011 年 4 月間於觀音藻礁區設置 4 條樣線(sampling lines)，利用退潮時取樣，自藻礁區與沙灘交會處之礁體，垂直海岸線每隔 10m 取一樣本(sampling)，取至最低潮線，可站立操作點，且潮水未淹沒處。圖 1 顯示觀音藻礁區 5 條樣線位置，由第 1 至第 4 樣線分別採取樣本數為 L1:41, L2:11, L3:13, L4:22 個，同年 5 月於觀音藻礁區加設置第 5 樣線(L5)，由東向西每隔 50m 取一樣本，計採取樣本數為 8 個，另設置對照組，於北海岸淺水灣藻礁區設 2 條樣線，每隔 10m 取一樣本，第 6 至第 7 樣線分別採取樣本數為 L6:8, L7:9 個(圖 2)。此外，2009 年新築的護岸堤，因颱風造成破損處，堤內土壤之表層共採取 3 樣本，採樣位置標示於圖 1。

二、樣本處理

因樣本含水時，水份含量將會造成誤差，為減少水分干擾的誤差，所有樣本於採集後，都先經充分乾燥，放置在樣本承裝器中，以塑膠膜遮蓋後再行分析檢測。

三、樣本檢測

每樣本以 X-射線螢光光譜儀進行，每次檢驗前執行校正，以確認儀器準確性。光譜儀之檢測原理是利用放射源照射樣品後所放射出之螢光，經過偵測器的端視窗並轉換成電子訊號傳輸至偵測器，再經由多頻道分析器所收集到之各元素脈衝振幅，一般原子序在 16 以上的元素皆可使用 X-射線螢光光譜儀來檢測和定量。檢測元素分別為鉬 Mo、鋯 Zr、銦 Sr、鈾 U、銣 Rb、釷 Th、鉛 Pb、硒 Se、砷 As、汞 Hg、鋅 Zn、鎢 W、銅 Cu、鎳 Ni、鈷 Co、鐵 Fe、錳 Mn、鉻 Cr、釩 V、鈦 Ti、鈾 Sc、鈣 Ca、鉀 K、硫 S、鋇 Ba、銫 Cs、碲 Te、銻 Sb、錫 Sn、鎘 Cd、銀 Ag、鈀 Pd 等 32 種重金屬。

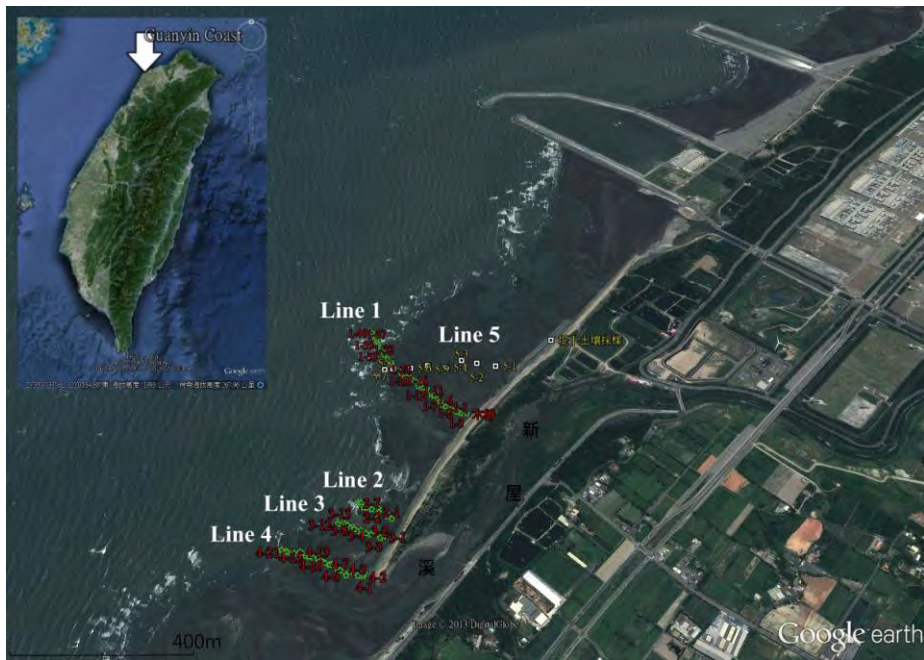


圖 1. 觀音藻礁區樣線及護岸堤採樣位置。

Fig. 1. Sampling lines at algal reefs of Guanyin in northwest coast of Taiwan.



圖 2. 北海岸淺水灣藻礁區樣線位置。

Fig. 2. Sampling lines at algal reefs of Qianshui Bay in north coast of Taiwan.

四、資料分析

原始資料經基本運算後以敘述統計(descriptive statistics)呈現，再將資料經標準化(data standardized)後，計算各元素間之相似性，以檢視各個樣點之重金屬濃度的相關性。再透過多變數分析方式，採用分布序列法(ordination)之主成分分析(principal component analysis, PCA)(Jolliffe 1986)計算各軸之特徵值(eigenvalue)、變數負荷量(variable loading)，並利用及群團分析(cluster analysis)，將經標準化資料計算相異性係數(mean character difference)，將相異性係數由低至高，以平均聯結法(average linkage)中的加權配對法(weighted pair-group method, WPGMA)加以聯結，導出層級系統樹狀圖(dendrogram)，運算以MVSP(Multi-Variate Statistical Package)程式來進行(Kovach 1999)。

結 果

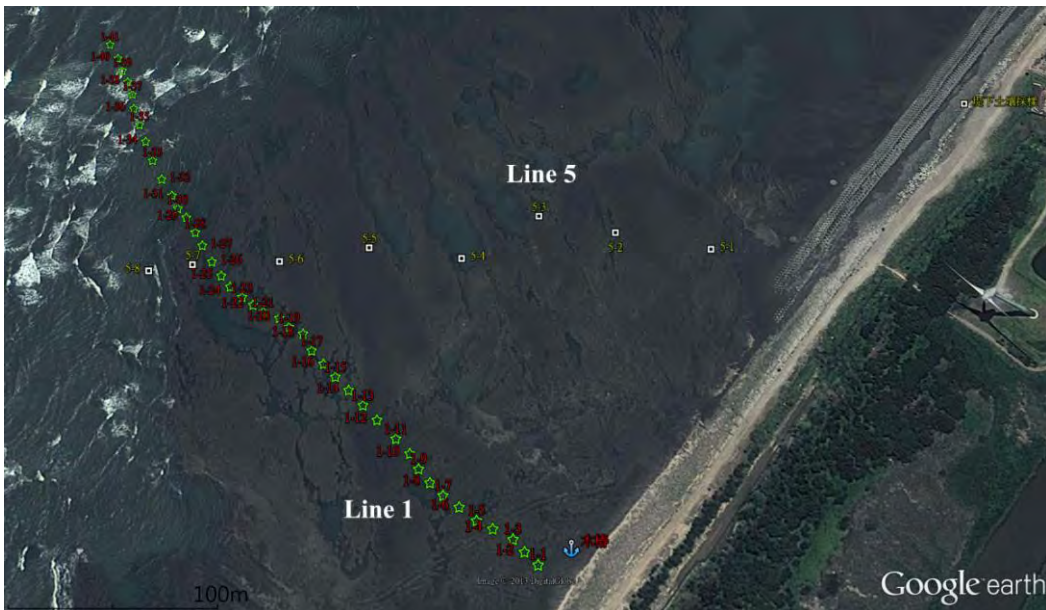


圖 3. 觀音藻礁區第 1 樣線及第 5 樣線之樣本採集位置。

Fig. 3. Samplings of line1 & line5 at algal reefs in Guanyin coast of Taiwan.

一、各樣線之敘述統計

本研究共取得 115 個樣本，進行 32 種重金屬檢測，其中鈾、硒、銅、銀、鉀等 5 種元素在誤差範圍內未檢出，汞僅在 4-5 樣本中驗出 30ppm，餘 26 種元素進入分析，分別依空間分布，第 1 樣線及第 5 樣線之樣本採集位置如圖 3 所示，第 2、3、4 樣線如圖 4。表 1 列出觀音藻礁區及北海岸淺水灣藻礁區所檢測的各樣線摘要統計資料。有些元素如硫、鈷、鎢、碲、錫等偶而驗出，因此變異係數偏高。各樣本中普遍出現，且濃度偏高的有鉛、鈦、鋁、鈣、鉀、鐵、錳，有些可能與環境背景值有關。但其中鉛的濃度高達 3631ppm，對照北海岸的樣本平均 169ppm，差異實在太大，有異常。其他多數元素濃度並非極度超高，也各樣本中普遍出現，之間的變化趨勢較難掌握，更無法直接釐清關連性，將以多變數分析進一步研判。



圖 4. 觀音藻礁區第 2、3、4 樣線之樣本採集位置。

Fig. 4. Samplings of line2, 3, 4 at algal reefs in Guanyin coast of Taiwan.

二、重金屬元素間之相關性

本研究將各樣本內重金屬濃度資料標準化後，分析各元素之相關性(表 2)，鉛、鈦、鈦之相關性分別為 0.76, 0.69, 0.68，鈣、鋇、鈦之相關性分別為 0.94, 0.66, 0.65，鉀、鉍之相關性為 0.8，銅、鋅之相關性為 0.79，鐵、砷之相關性為 0.61，鉻、鈦之相關性為 0.61。

三、主成分分析

利用主成分分析各樣本內重金屬含量，計算各軸之特徵值(表 3)，繪製樣本序列於第 1 軸與第 2 軸的相關位置，2 維空間之分布序列圖顯示於圖 5，前 2 軸的變異量佔總變異量的 35.1%，樣本以三角形代表，前碼數字為採樣線，後碼為樣本編號。本研究第 4 樣線因靠近新屋溪，礁體並非連續分布，在系統採樣下有部分樣本為沙粒，這幾個樣本鈣的數值明顯較

低，與其相關的多項元素連帶影響，所以在進行後續多變數分析時，樣本編號將加以*註記，以利辨別，而這幾個樣本除 4-9 外，主要集中於第三象限，對照組的北海岸樣本，前碼數字 6 和 7 樣線主要集中於第四象限，而與觀音區的低潮線礁體在前 2 軸的排序上較近似，護岸堤內土壤樣本則集中於第二象限，此 3 樣本雖在略同位置所採樣，但分布序列的距離在第 2 軸有拉開，顯示堤內土壤的重金屬含量並不均質。此外計算各樣本的重金屬特徵向量值(eigenvectors)，將各元素於 PCA 軸之分布序列之向量值顯示圖 6，由圖可看出第一象限主要原素有鈦、鈦、鉛、鋅、鉻、銅，第四象限主要原素鈣、鋇、鈦。

表 1. 各樣線重金屬含量敘述統計表
Table 1. Statistics of 26 heavy metal contents in sampling lines

	Mo	Zr	Sr	Rb	Th	Pb	As	Zn	W	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V	Ti	Sc	Ca	K	S	Ba	Cs	Te	Sb	Sn	
L1	MAX	18.4	3631.4	1914.2	72.1	39.4	33.8	37.2	137.3	77.9	128.5	76.9	242.1	37297.1	3463.7	126.8	106.9	4513.8	151.9	102778.3	10193.7	0.0	260.0	54.3	83.5	21.5	38.6
n=41	MIN	0.0	247.3	388.2	35.5	7.8	11.9	0.0	54.3	0.0	44.3	0.0	0.0	14407.4	368.1	44.0	0.0	1195.6	38.3	28708.6	4624.2	0.0	118.7	0.0	0.0	0.0	0.0
	AVERAGE	3.7	1167.6	939.7	53.0	17.5	20.6	18.3	98.4	1.9	78.7	9.3	9.8	23601.2	1219.1	73.4	58.7	2722.6	83.9	56944.2	8097.7	0.0	194.7	24.0	2.0	0.5	10.0
	STEDV	5.8	896.7	350.1	6.8	8.5	4.8	7.0	17.6	12.2	20.6	23.0	44.9	5058.2	685.1	18.9	28.4	732.3	25.6	15921.9	1143.1	0.0	34.3	13.4	13.0	3.4	11.7
	Coefficient of Variation	156.8	76.8	37.3	12.9	48.3	23.3	38.4	17.9	640.3	26.1	247.1	456.5	21.4	56.2	25.7	48.4	26.9	30.5	28.0	14.1	0.0	17.6	55.7	640.3	640.3	117.5
L2	MAX	13.9	2154.3	1601.5	61.6	23.8	23.4	43.3	107.5	0.0	79.2	55.6	0.0	36066.0	8142.7	172.6	101.1	4345.6	122.6	80312.9	9999.7	0.0	274.6	45.3	49.5	0.0	23.4
n=11	MIN	0.0	607.5	373.3	49.0	10.6	12.9	19.0	74.9	0.0	45.5	0.0	0.0	19175.6	666.6	54.7	0.0	2261.1	0.0	25499.6	7801.3	0.0	159.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	AVERAGE	2.7	1247.4	719.1	54.6	18.0	18.6	25.6	90.9	0.0	62.0	5.1	0.0	26893.5	2165.9	83.5	57.2	3082.6	71.4	54232.5	8896.2	0.0	222.0	25.9	4.5	0.0	9.0
	STEDV	5.0	542.1	340.0	3.7	4.7	3.3	7.1	11.0	0.0	11.1	16.8	0.0	5524.0	2424.1	35.0	32.4	681.6	43.1	17031.9	662.5	0.0	37.8	17.4	14.9	0.0	10.8
	Coefficient of Variation	182.6	43.5	47.3	6.7	26.1	17.7	27.8	12.2	0.0	18.0	331.7	0.0	20.5	111.9	41.9	56.8	22.1	60.3	31.4	7.4	0.0	17.0	67.1	331.7	0.0	119.0
L3	MAX	0.0	2086.6	1013.6	61.0	26.6	28.4	54.8	106.7	75.0	81.3	60.1	0.0	40209.2	5284.2	125.0	101.0	4561.3	105.8	72035.4	9991.9	0.0	280.2	44.1	0.0	17.8	29.2
n=13	MIN	0.0	560.9	351.8	46.5	12.1	11.3	15.9	77.0	0.0	38.1	0.0	0.0	23156.1	605.5	61.6	0.0	2583.6	36.7	22628.8	7142.6	0.0	160.7	0.0	0.0	0.0	0.0
	AVERAGE	0.0	1175.7	696.9	54.4	18.2	19.1	28.3	90.2	5.8	59.5	12.9	0.0	29947.8	1738.6	77.0	60.9	3413.6	71.3	46651.6	8965.2	0.0	216.6	25.4	0.0	1.4	15.4
	STEDV	0.0	489.9	195.5	3.8	5.4	4.6	13.1	9.0	20.8	13.5	24.7	0.0	4843.9	1370.8	17.1	38.0	625.1	23.4	13723.9	748.8	0.0	39.1	15.8	0.0	4.9	11.6
	Coefficient of Variation	0.0	41.7	28.1	7.0	29.8	24.3	46.3	9.9	360.6	22.7	191.0	0.0	16.2	78.8	22.1	62.3	18.3	32.8	29.4	8.4	0.0	18.1	62.3	0.0	360.6	75.3
L4	MAX	22.3	2834.0	2545.7	60.1	32.7	32.8	76.7	114.7	0.0	102.8	66.4	210.6	41443.2	6026.7	128.1	148.7	6698.7	173.6	102405.2	8909.8	737.4	300.6	55.3	117.9	45.2	36.5
n=22	MIN	0.0	117.2	71.1	22.9	0.0	9.4	6.5	43.7	0.0	0.0	0.0	0.0	14211.5	147.7	29.9	0.0	981.2	0.0	1093.2	2772.6	0.0	172.5	0.0	0.0	0.0	0.0
	AVERAGE	3.0	855.0	716.0	49.5	14.6	18.4	19.0	75.3	0.0	44.2	8.9	14.2	23691.5	1409.5	63.4	56.7	2818.2	58.9	40176.9	7079.7	55.7	245.2	36.8	25.7	2.1	18.9
	STEDV	6.2	810.5	748.3	8.5	8.9	6.4	14.4	20.2	0.0	31.3	22.8	48.8	8754.8	1584.8	27.8	37.7	1505.1	53.6	32439.5	1665.2	184.5	39.6	12.6	37.0	9.6	11.7
	Coefficient of Variation	205.0	94.8	104.5	17.1	61.3	34.6	75.5	26.8	0.0	70.7	257.6	345.1	37.0	112.4	43.9	66.5	53.4	91.0	80.7	23.5	330.9	16.1	34.3	143.9	469.0	61.8

L5	MAX	19.6	1297.6	1426.3	58.0	23.7	28.9	34.3	127.8	0.0	143.7	0.0	180.0	28681.0	3649.6	105.8	91.9	3327.4	143.7	71393.2	9206.1	0.0	226.4	38.6	0.0	0.0	21.9	
n=8	MIN	0.0	382.2	636.0	42.2	7.9	12.9	17.6	75.6	0.0	38.0	0.0	0.0	19582.9	848.7	53.2	0.0	2044.4	66.6	43495.9	6942.7	0.0	139.4	0.0	0.0	0.0	0.0	
	AVERAGE	5.4	817.5	1037.6	50.3	15.6	21.4	24.9	98.1	0.0	79.0	0.0	22.5	23190.7	1777.0	73.8	41.2	2600.5	95.6	62145.4	8100.0	0.0	190.2	20.9	0.0	0.0	4.6	
	STEDV	8.0	317.5	261.8	5.2	5.8	6.9	4.8	19.7	0.0	31.3	0.0	63.6	3100.9	1027.0	20.6	36.0	479.6	25.6	10630.3	903.6	0.0	27.1	13.8	0.0	0.0	8.8	
	Coefficient of Variation	147.9	38.8	25.2	10.3	37.4	32.4	19.3	20.0	0.0	39.6	0.0	282.8	13.4	57.8	28.0	87.4	18.4	26.8	17.1	11.2	0.0	14.2	66.0	0.0	0.0	189.2	
L6	MAX	6.2	268.0	1485.7	41.7	10.2	25.5	53.7	69.6	74.6	49.2	58.9	209.6	38740.3	2165.7	56.1	133.0	2219.4	228.6	157976.3	6360.7	982.7	282.3	59.6	58.0	0.0	0.0	27.7
n=8	MIN	0.0	90.5	687.5	22.7	0.0	17.2	14.9	37.3	0.0	0.0	0.0	0.0	19898.1	671.2	42.3	50.7	1272.3	149.1	100105.6	4644.3	0.0	199.4	25.3	0.0	0.0	0.0	
	AVERAGE	1.5	168.3	1108.0	32.9	5.8	20.9	27.8	58.1	9.3	19.5	7.4	26.2	29234.2	1097.9	49.7	78.7	1840.8	187.1	127133.2	5384.3	122.8	229.3	43.7	7.3	0.0	11.1	
	STEDV	2.8	62.7	300.6	5.6	4.8	3.2	13.1	12.6	26.4	21.4	20.8	74.1	6806.0	484.8	5.0	26.9	305.3	27.9	23345.3	697.8	347.4	29.1	10.9	20.5	0.0	12.4	
	Coefficient of Variation	185.2	37.2	27.1	17.0	84.1	15.5	47.3	21.6	282.8	109.5	282.8	282.8	23.3	44.2	10.0	34.2	16.6	14.9	18.4	13.0	282.8	12.7	25.0	282.8	0.0	111.1	
L7	MAX	15.7	266.0	1318.5	55.9	14.9	28.1	37.8	77.7	0.0	56.4	0.0	237.0	48522.5	2317.6	63.1	130.5	3361.2	210.9	147691.3	7705.9	867.2	250.2	54.7	67.5	0.0	0.0	27.0
n=9	MIN	0.0	99.1	449.0	34.5	0.0	17.1	19.7	48.4	0.0	27.7	0.0	0.0	20121.1	740.4	30.3	0.0	1448.8	80.0	69572.5	6360.0	0.0	107.9	0.0	0.0	0.0	0.0	
	AVERAGE	5.6	169.7	892.1	41.3	9.4	21.7	27.8	63.8	0.0	40.2	0.0	26.3	29447.5	1191.8	54.1	69.1	2025.2	156.8	109708.6	6764.7	96.4	202.3	34.2	7.5	0.0	13.1	
	STEDV	5.1	53.7	296.8	6.8	4.3	3.8	5.6	8.5	0.0	9.1	0.0	79.0	8475.0	476.1	9.9	33.6	569.7	44.9	26973.9	420.6	289.1	48.3	15.9	22.5	0.0	10.3	
	Coefficient of Variation	90.9	31.6	33.3	16.4	45.8	17.4	20.3	13.3	0.0	22.8	0.0	300.0	28.8	39.9	18.2	48.6	28.1	28.6	24.6	6.2	300.0	23.9	46.4	300.0	0.0	78.5	
Dyke	MAX	0.0	258.5	85.2	114.8	22.7	29.3	11.8	165.2	56.8	160.1	0.0	182.6	26161.4	475.2	77.9	81.2	4035.3	0.0	4593.8	14450.6	440.4	391.7	61.5	96.1	15.4	25.9	
n=3	MIN	0.0	208.8	81.0	67.6	17.4	25.7	9.6	84.1	0.0	36.2	0.0	0.0	17221.9	131.2	53.5	45.6	3122.2	0.0	932.8	9447.4	0.0	322.1	39.0	45.8	0.0	19.8	
	AVERAGE	0.0	229.1	83.6	94.1	20.5	27.7	10.6	114.6	18.9	78.3	0.0	120.4	20902.2	285.7	67.9	65.2	3670.9	0.0	2750.5	12266.1	146.8	361.1	48.2	67.3	5.1	23.5	
	STEDV	0.0	26.0	2.2	24.2	2.8	1.8	1.1	44.1	32.8	70.9	0.0	104.3	4674.2	174.7	12.8	18.1	483.7	0.0	1830.6	2561.2	254.2	35.6	11.8	25.9	8.9	3.2	
	Coefficient of Variation	0.0	11.4	2.7	25.7	13.7	6.6	10.5	38.5	173.2	90.4	0.0	86.6	22.4	61.2	18.8	27.8	13.2	0.0	66.6	20.9	173.2	9.8	24.4	38.6	173.2	13.7	

表 3. 主成分分析序列軸之特徵值

Table 3. Eigenvalues of 26 heavy metal contents in 115 samplings

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Axis 5	Axis 6	Axis 7	Axis 8	Axis 9	Axis 10
Eigenvalues	5.117	4.009	3.024	2.487	1.563	1.349	1.064	1.019	0.915	0.824
Percentage	19.682	15.419	11.629	9.565	6.013	5.187	4.091	3.921	3.518	3.167
Cum. Percentage	19.682	35.101	46.731	56.296	62.309	67.496	71.586	75.507	79.025	82.192

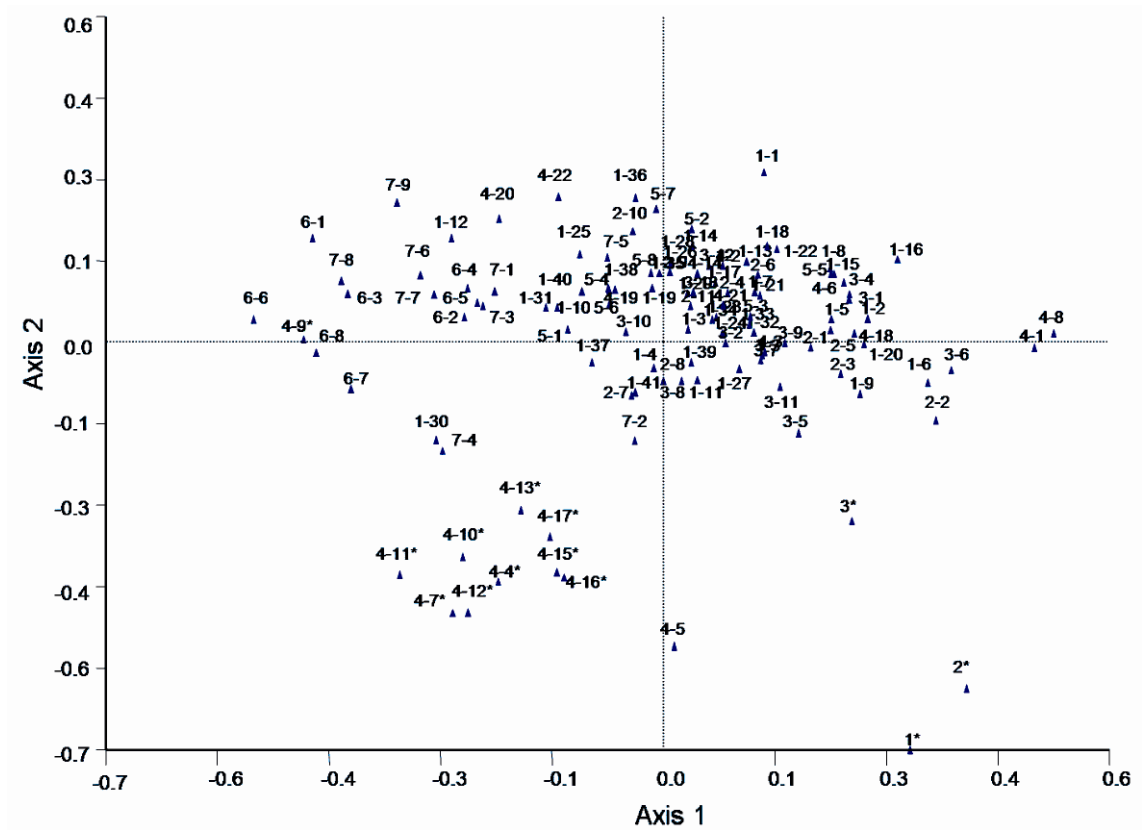


圖 5. 樣本重金屬含量在 PCA 軸之分布序列。

Fig. 5. Ordination of 26 heavy metal contents at 115 samplings along the first two PCA axes.

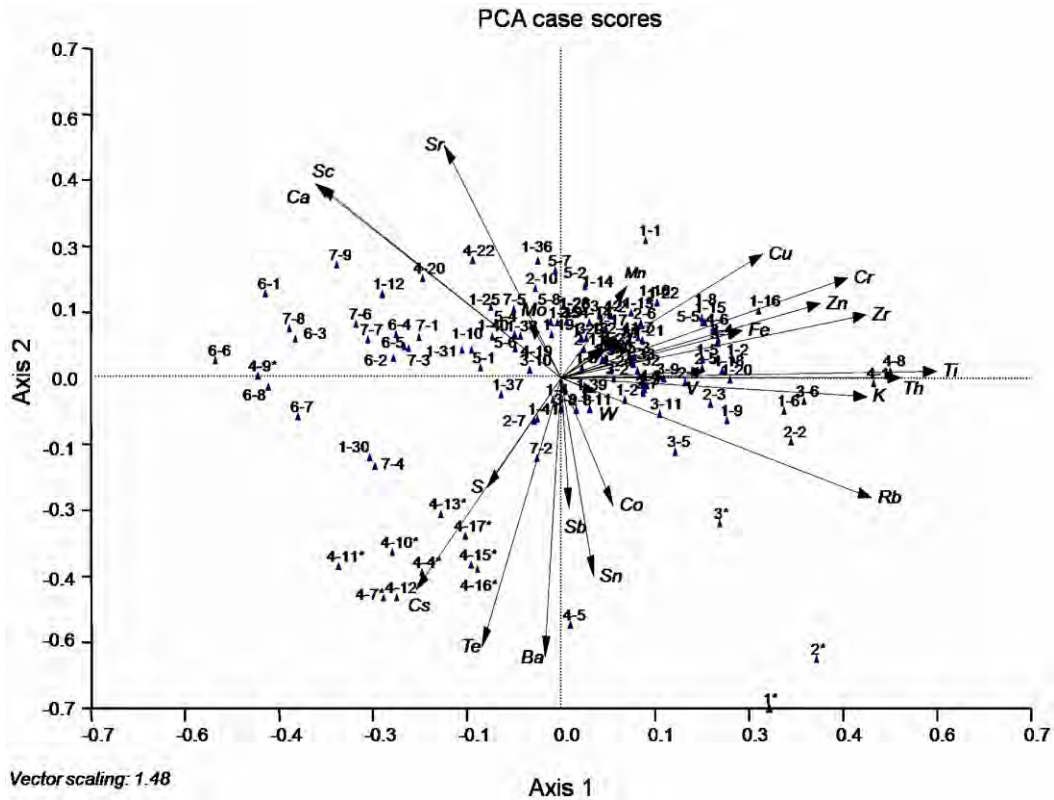


圖 6. 分布序列圖顯示各樣本重金屬特徵向量值。

Fig. 6. Ordination eigenvectors of 26 heavy metal contents at 115 samplings along the first two PCA axes.

四、群團分析

觀音藻礁區 5 條樣線的海域是相通，使樣本之間有連續變異之特性，但由於研究區位於小飯壠溪口南岸至新屋溪口北岸，因此受到匯入淡水處之水質以及護岸堤內物質的影響，造成低潮線與近岸區有頗大的差異。主成分分析的結果雖然將相似性高的樣本及重金屬的序列呈現在 2 軸的對應位置，但並無法很明確的劃分，因此再以群團分析法導出樹狀圖，圖 7 顯示各元素間之相關性，而樣本在不同相異性係數之聯結參考圖 8。本項分析若主觀設下分類之相異性臨界值，可將元素分類(圖 7)，或

將樣本分群(圖 8)，再對照主成分分析的結果，可將各元素或樣本間更明顯區別。

若將相異性臨界值設於 0.96，圖 7 中的元素可分 5 群，對應參考表 1 的數據，第 II 群的元素鈣、銦、鋇優先聯結，鈣、鋇的含量極高，鈣的含量觀音藻礁區最高 102778.3ppm，北海岸最高 157976.3ppm，鋇的含量觀音藻礁區最高 2545.7ppm，北海岸最高 1485.7ppm，但銦觀音藻礁區最高 173.6ppm，北海岸最高 228.6ppm。第 IV 群的元素鈦、鈷、鉛優先聯結，鈦、鉛的含量極高，鈦的含量觀音藻礁區最高 6698.7ppm，北海岸最高 3361.2ppm，鉛的含量

觀音藻礁區最高 3631.4ppm，北海岸最高 268.0ppm，但鈇的含量觀音藻礁區最高 39.4ppm，北海岸最高 14.9ppm。

因為珊瑚藻建礁過程就會吸附多種元素，所以藻礁樣本各種元素含量多寡差異可反應一段時間的累積。分析結果之樣本層級系統樹狀圖顯示，當相異性臨界值設於 0.96，除第 1 樣線的 1-1、1-30、第 4 樣線的 4-5、新築護岸堤的第 3 樣本外全部已聯結，樣本可分 5 群(圖 8)。若將垂直海岸樣線，依據離岸距離二

分法，分為低潮線與近岸區，觀音藻礁區低潮線與近岸區的樣本分別聯結，分屬於第 I 及 II 群的樣本。參考圖 3 及圖 4 的樣本位置，第 I 群的樣本大致上屬於觀音藻礁區近岸區的樣本，第 II 群的樣本代表觀音藻礁區低潮線的樣本，第 III 群的樣本主要聯結北海岸第 6、7 樣線的樣本，第 IV 群的樣本則是觀音藻礁區第 4 樣線的樣本取得沙粒樣本(註記 4-x*)，第 V 群的樣本為觀音藻礁區新築護岸堤內之土壤樣本。

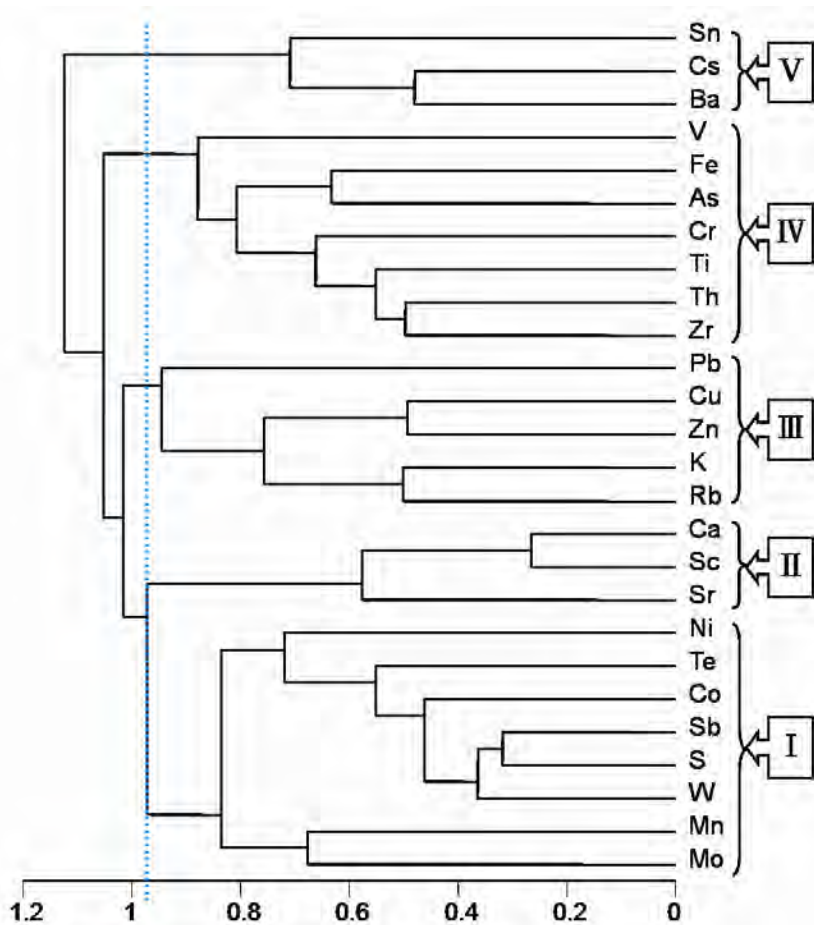


圖 7. 計算 26 種重金屬元素之相異性係數以加權配對聯結法繪出層級系統樹狀圖。

Fig. 7. A dendrogram showing weighed pair-group method with the mean character difference of samplings among 26 heavy metal contents.

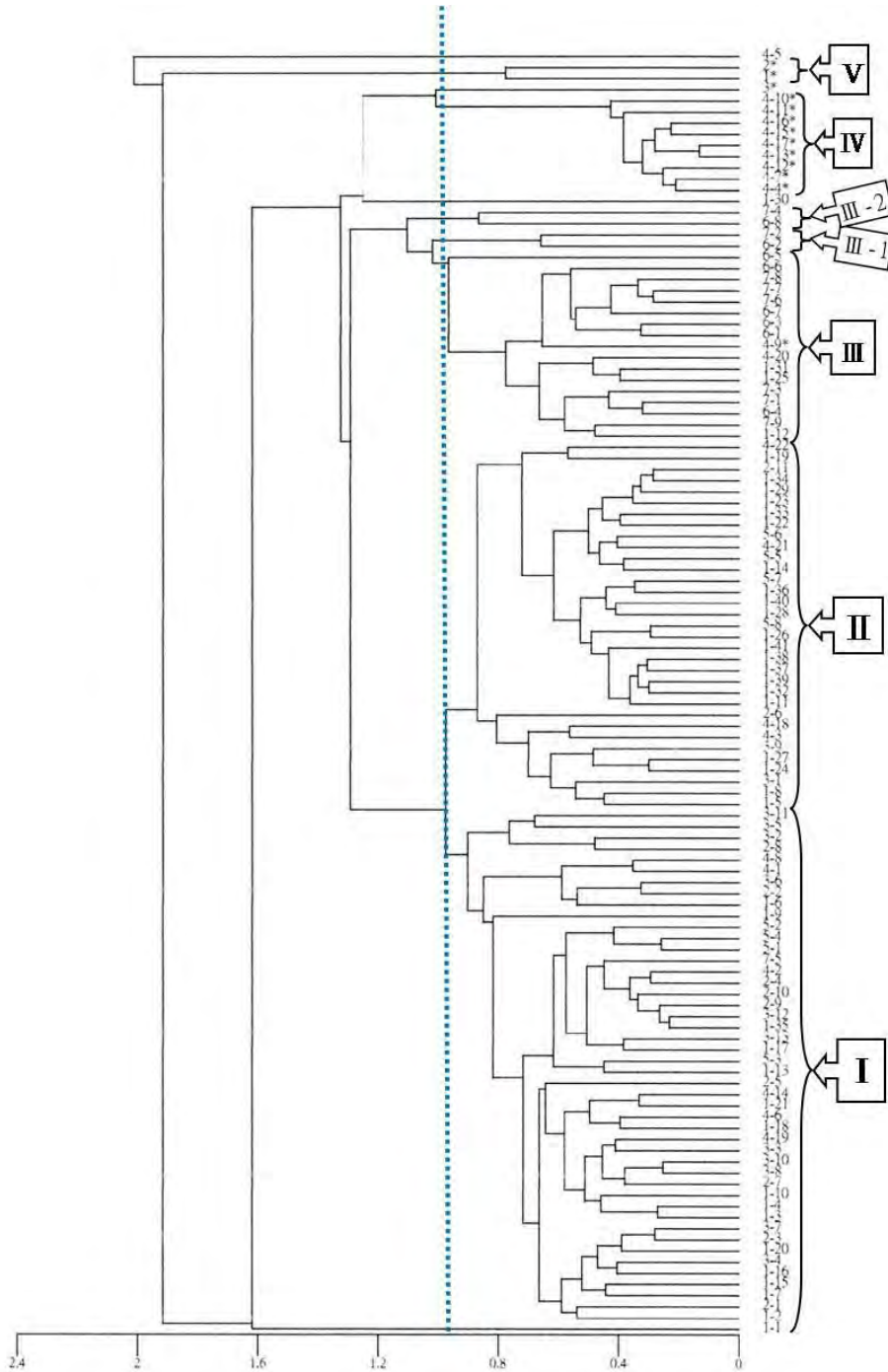


圖 8. 計算 115 個樣本之相異性係數以加權配對聯結法繪出層級系統樹狀圖。

Fig. 8. A dendrogram showing the weighed pair-group method with mean character difference of heavy metal among 115 samplings.

討 論

雖然研究區匯入溪水之水質會造成海岸地區的局部差異，但觀音藻礁區水域是相通，有程度不等的綜合效應，再加上有些元素具關連性，因此若將這些變數一一分離，而採單變數分析，可能並不太適宜(劉 2001；2002；2012b)，綜合群團分析與主成分分析比較，可以確認幾項主成分來進一步探討。由於大部分的元素並沒有在行政院環境保護署(以下簡稱環保署)的監測標準值，因此沒有可遵循的規範，但若要瞭解觀音藻礁海岸是否有外來污染，就只能從最類似的棲地進行比較，藉由交互比較來確認，並推論可能原因。

依據樣本之層級系統樹狀圖的聯結，北海岸第 6、7 樣線的樣本在相異性係數 1.1 處已聯結(圖 8)，其中 1-25、1-31、4-20 屬於觀音藻礁區低潮線，也優先聯結在內，並與近岸區的 1-12 與 4-9* 樣本聯結，這些屬於觀音藻礁區的樣本聯結在北海岸的樣本間，檢視原始數據是由於鉛及與其相關的元素濃度較低。

堤內土壤第 3 樣本(3*)與第 4 樣線沙粒樣本相似性較高，而與其他礁體樣本在相異性係數 1.35 處連結，主要是因為鈣、鋇含量差異大。堤內土壤第 1 及第 2 樣本(1*、2*)雖與第 3 樣本同在破堤處採得，檢視原始數據較屬於傳統污染物，但由相異性係數來看，元素含量的分布並不均質。值得注意的是新屋溪的水會由護岸堤下方滲出進入藻礁區，離破堤處最近的第 1 樣線 1-1，以及受新屋溪出海口影響最多的第 4 樣線中數個樣本，從聯結的順序，再比較元素含量，推論可能已受到堤內物質的影響，應進一步採樣確認。整體而言，雖有些元素在系統取樣的樣線上並非規律遞增或遞減，但可確認為藻礁結構，北海岸與觀音藻

礁內重金屬濃度不同，低潮線與近岸區亦不相同。

北海岸淺水灣藻礁區的鈣純度較高，鈣、鋇與礁體成分有關，特別是礁體的主要元素是鈣，靠近新屋溪的第 4 樣線礁體並非連續分布，因為沙粒樣本鈣的數值明顯較低，也因此第 4 樣線鈣的變異係數(coefficient of variation)較其他樣線高。此外，北海岸的樣本鈣大約都高過 10^5 ppm，觀音藻礁區只有少數高過 10^5 ppm，平均約在 50,000 ppm 上下，依據野外觀察觀音藻礁區表面覆沙嚴重，礁體孔隙中也被填充沙泥，可能受含沙量較高影響，導致鈣含量較北海岸的樣本低。但鋇的含量在 4-20、4-22 檢出 2,546 及 2,387 ppm，且有多個樣本接近 2,000 ppm，因此鋇的含量在觀音藻礁區略偏高。主成分分析分布序列圖之特徵向量值(圖 6)第四象限主要元素鈣、鋇、銦。鈣與銦有高達 0.94 的相關(表 2)，銦是一種柔軟、銀白色的柔軟性金屬，存在於大多數稀土礦，產量很少，用途不明，為何與鈣的相關性如此高，值得探討。鋇是一種銀白色有光澤的鹼土金屬，可用於製造合金、光電管、照明燈，需注意的是鋇-90(^{90}Sr)是一種放射性同位素，雖然本研究所使用的光譜儀並無法檢測放射性鋇，但應列入監測重點，並追蹤來源。

而鈦、鉀、鐵、錳可能與環境背景值有關，樣本間含量略有差異，鈦的數值經常出現 4000 以上的高值，甚至在第 4 樣線還測得 6,699 ppm，較環境背景值高出許多，估計 2,000 ppm 是合理含量的上限(Muchori 1984)。鈦是一種銀白色的過渡金屬，在自然界中分散但量豐的元素，由於重量輕、強度高，又具抗腐蝕性(Gray 2009)，被廣泛的應用，因此在新屋溪口樣本中超高的鈦含量，需要進一步追蹤來源。

鈦的物理、化學性質與鈳相似，依據主成分分析分布序列圖之特徵向量值(圖 6)第一象限主要元素鈦、鈷、鈳，此 3 種元素相關性高(表 2)，在重金屬元素之層級系統樹狀圖(圖 8)中也優先被連結。鈳是核能發電廠重要的燃料，鈳主要在核子反應爐用作燃料棒的護套材料，以及用作抗腐蝕的合金(Gray 2009)，此 3 種元素出現的樣本幾乎一致，相關性高的元素可能是元素間性質相近，也有可能是源於同一污染源。

觀音藻礁區第 1 樣線的樣本出現鈳超過 3000ppm 數值有 2 筆，超過 1000ppm 數值全部集中在近岸區的前 21 個樣本，同樣的情形在第 2、3 樣線也是近岸區的鈳濃度較高，且此 3 樣線的平均值皆超過 1000ppm，也就是垂直海岸線露出礁體中，約有 1/2 面積範圍的鈳濃度較高。第 4 樣線部分沙粒樣點的數值明顯較低，介於 117-363ppm，顯示礁體鈳濃度較沙粒高很多，且近岸區礁體的鈳濃度也多介於 1000-3000ppm。對照北海岸的樣本，雖然也有近岸區的鈳濃度較高的趨勢，但 17 個樣本中鈳濃度只介於 90-268ppm，這說明同樣是藻礁，觀音區應有外來的鈳元素。

銅、鋅、鉻、砷、鉛是環保署有規定標準的元素(環境保護署 2000; 2001; 2006; 2010; 2011)，也是各樣本中普遍出現，且樣本間有些差異。觀音藻礁的銅含量與北海岸的樣本差異較大，反與護岸堤內土壤濃度較有關，堤內土壤銅 160ppm，根據臺灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表(環境保護署 2000)，銅高於 100ppm，屬於第五級，表示土壤中有外來重金屬介入，應列為重點監測地區，並進行相關工作。在觀音藻礁區第 1 樣線及第 5 樣線分別有 5 個及 1 個樣本超過 100ppm，比較北海岸的樣本，最高為 56ppm，第 6 樣線的平均低於

20ppm，觀音藻礁區顯然偏高。根據環保署發布之土壤污染物之監測項目及監測標準值(環境保護署 2011)，砷的監測標準值 30ppm，大多數樣本超標，第 2、3、4 樣線都有很高的值，新屋溪口的樣本明顯偏高，須進一步追蹤。再根據此標準值，鉻的監測值 175ppm，觀音藻礁區雖未超標，但很接近，都屬於污染物等級，且比北海岸的樣本高出許多；若根據臺灣地區土壤重金屬含量標準與等級區分表(環境保護署 2000)，鉻高於 16ppm，即屬於重污染的第五級，因此觀音藻礁區鉻不但偏高，還散布於整片觀音藻礁區的近岸區。

結論與建議

觀音藻礁海岸礁體中鈳濃度明顯偏高，是否受到 2008 年中油管線施工影響，於施工期間重型機具展磨輪所殘留的物質，或是 2009 年完工的蛇籠護岸，因堤內所回填的廢棄物被溶出，有待進一步釐清。目前中油管線施工已完成，不會有新的污染源，但護岸堤正不斷的下沉，且破堤處持續增加，新屋溪的水日夜流經這些廢棄物，將有毒物質溶出，帶到藻礁海岸，再加上新引進的高科技工業，排出多種稀有重金屬，造成新屋溪口污染加劇，物種明顯減少。

目前國內環境污染之研究仍以土壤重金屬為主，但在實際執行上僅由土壤重金屬含量值，並無法比較不同區間之差異，亦無法了解其在土壤受體中累積的快慢(歐 2000；于及林 2000)，前人的研究中發現環境重金屬量與生物體內之含量有相關(Strezov and Nonova 2005；劉 2002；趙 2000；歐 2000；郭 1997)。環保署有規定標準的元素是原本傳統工業的污染，環保署尚未有稀有重金屬相關法規，對於

沒有規定標準的元素，因沒有任何罰則，可直接排放，更未知其對人體的影響。居民到海邊來採集生物食用是民眾的權力，但是若這是一個遭受污染的區域，食用這裡的海產有不可預知的風險時，政府應善盡告知的義務，並做好防範措施。

引用文獻

- Dorjes, J. and Y. M. Cheng 1986. Geology and biology of calcareous algal reefs and boulder deposits on tidal flats of Taiwan II . The macrolithobenthos. *Senckenbergiana Maritima* 17(4-6): 201-208.
- Gray, T. 2009. *The Elements: A Visual Exploration of Every Known Atom in the Universe*. Black Dog & Leventhal Publishers, p. 240.
- Jolliffe, I. T. 1986. *Principal Components Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Kovach, W. L. 1999. *MVSP-Multi-Variate Statistical Package for window, ver.3.1* Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.
- Makundi, IN. 2001. A study of heavy metal pollution in Lake Victoria sediments by Energy Dispersive X-Ray Fluorescence. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 36(6): 909-921.
- Muchori, M. D. 1984. Heavy metal analysis of sewage sludge by x-ray fluorescence technique and the environmental implications. College of Biological and Physical Sciences, University of Nairobi.
- Thesis.
- Popescu, I. V., C. Stihil, GH. V. Cimpoca, G. Dima1, GH. Vlaicu, A. Gheboianu, I. Bancuta, V. Ghisa, and G. State. 2009. Environmental samples analysis by Atomic Absorption Spectrometry (AAS) and Inductively Coupled Plasma-optical Emission Spectroscopy (ICP-AES). *Romanian Journal of Physics*, 54(7-8): 741-746. Bucharest.
- Reineck, H. E. and Y. M. Cheng. 1986. Geology and biology of calcareous algal reefs and boulder deposits on tidal flats of Taiwan. I . Tidal flats of Neihai and Pali, NW-coast of Taiwan. *Senckenbergiana Marit*, 17(4-6): 187-200.
- Strezov, A., and T. Nonova. 2005. Environmental monitoring of heavy metals in Bulgarian Black Sea green algae. *Environmental Monitoring Assessment*, 105(1-3): 99-110.
- Sauter, L., D. van der Ben, and R. Van Grieken, 1979. Trace analysis of estuarine brown algae by energy-dispersive X-ray fluorescence. *X-Ray Spectrometry*, 8(4): 159-163.
- Tomassini, F. D., K. J. Puckett, E. Nieboer, D. H. S. Richardson and B. Grace. 1976. Determination of copper, iron, nickel, and sulphur by X-ray fluorescence in lichens from the Mackenzie Valley, Northwest Territories, and the Sudbury District, Ontario. *Canadian Journal of Botany*, 54 (14): 1591-1603
- Titschack, J., C. S. Nelson, T. Beck, A. Freiwald and U. Radtke. 2008. Sedimentary evolution

- of a Late Pleistocene temperate red algal reef on Rhodes, Greece: correlation with global sea-level fluctuations. *Sedimentology*, 55: 1747-1776.
- Welz, B. and M. Sperling. 1999. *Atomic Absorption Spectroscopy*. Weinheim 3., Wiley-VCH, p.941.
- 于迺文、林正鏘。2000。土壤重金屬含量變化之評估(二)模式之應用。土壤與環境, 3(3): 257-270。
- 王士偉、戴昌鳳、謝凱旋。2008。桃園地區全新世礁灰岩之地質調查。第5屆臺灣地層研討會。經濟部中央地質調查所, 第150頁。
- 王士偉、戴昌鳳、謝凱旋、米泓生。2009。桃園全新世『潮音石灰岩』之研究。中國地球物理學會與中華民國地質學會98年年會暨學術研討會。中正大學地球與環境科學系。
- 郭崇義。1997。臺灣東北部海域重金屬含量及生物指標測試方法之研究(一)魚體重金屬含量分析方法驗證及河川指標魚種重金屬含量之分析。中山醫學院公衛系, 44頁。
- 湯曉虞、劉靜榆。2008。錯失良機。大自然, 98: 24-31。
- 陳培源。1953。臺灣西部之重砂礦牀。臺灣省地質調查所彙刊, 4: 21-50。
- 陸瑩、馮金源、劉沛宏、吳芳娥、周劍平。2001。重金屬檢測技術--排放管道中重金屬檢測。研究報告行政院環境保護署委託工業技術研究院環境與安全衛生技術發展中心。
- 趙大衛。2000。貝類生物指標在環境變遷及污染評估上的應用。環境教育季刊, (42): 67-76。
- 葉玉珍、莊士群、潘復華、鄭先佑、蔡坤龍、高月裡、曹明浙。2011。以XRF直接定量底泥中鉛鎳鋅銅砷及鉻成分之檢測技術。環境分析化學研討會。
- 歐育憲。2000。土壤中重金屬污染物之生物有效性意義研究。逢甲大學環境工程與科學研究所碩士論文。
- 劉靜榆。2001。大肚溪口地區環境監測研究。國立臺灣博物館年刊, 43: 1-25。
- 劉靜榆。2002。大肚溪口潮間帶地區大型底棲動物群聚現象與相關重金屬含量分析。特有生物研究, 4(2): 9-29。
- 劉靜榆。2008a。臺灣藻礁之特性與分布。自然保育季刊, 62: 52-55。
- 劉靜榆。2008b。桃園藻礁海岸之危機與轉機。全球暖化永續生態研討會。行政院農業委員會特有生物研究保育中心、臺北縣政府農業局主辦。
- 劉靜榆。2010。走訪臺灣西海岸(I)-北桃竹苗段沿海生態介紹。自然保育季刊, 70: 67-78。
- 劉靜榆。2011a。揭開藻礁的神秘面紗(上)。綠野, 29: 4-13。
- 劉靜榆。2011b。揭開藻礁的神秘面紗(下)-桃園藻礁的危機。綠野, 30: 4-11。
- 劉靜榆。2012a。搶救臺灣藻礁-消失中的生命聚寶盆。行政院農業委員會特有生物研究保育中心, 52頁。
- 劉靜榆。2012b。曾文溪口臺灣招潮棲地特性研究特有生物研究, 14(1-2): 1-25。
- 劉靜榆、陳添水、林宗政。2007。桃園觀音藻礁海岸之危機與轉機。世界海鳥保育會議暨臺灣生態環境保育研討會, 第21-26頁。國立彰化師範大學、彰化縣政府及臺灣國際觀鳥協會主辦。

環境保護署。2000。土壤及地下水污染整治法
公布施行後過渡時期執行要點-臺灣地區
土壤重金屬含量等級區分表。環署廢字第
0024062號公告。

環境保護署。2001。土壤及地下水污染整治法
施行細則。環署水字第0064642號公告。

環境保護署。2006。土壤和底泥中元素濃度快
速篩選方法－攜帶式X-射線螢光光譜儀
分析法。環署檢字第0950006426號公告。

環境保護署。2010。土壤及地下水污染整治
法。總統華總一義字第09900024211號令
公告。

環境保護署。2010。土壤及地下水污染整治法
施行細則。環署土字第0990118529號公
告。

環境保護署。2011。土壤污染監測標準。環署
土字第1000008485號公告。

戴昌鳳、王士偉、張睿昇、鄭安怡。2009。桃
園觀音藻礁生態解說手冊。臺灣中油股份
有限公司液化天然氣工程處，93頁。

臺灣地區斑腿樹蛙族群分布探討

Distribution of *Polypedates megacephalus* Hallowell, 1861 (Rhacophoridae, Anura, Amphibia) in Taiwan

楊懿如* 龔文斌

Yi-Ju Yang* and Wun-Bin Gong

國立東華大學自然資源與環境學系 97401 花蓮縣壽豐鄉大學路二段 1 號

Department of Natural Resources and Environmental Studies, National Dong-Hwa University, Shoufeng, Hualien,
Taiwan.

*通訊作者：treefrog@mail.ndhu.edu.tw

*Corresponding author: treefrog@mail.ndhu.edu.tw

摘 要

斑腿樹蛙為 2006 年於臺灣中部發現的新紀錄種，外型特徵與臺灣原生種布氏樹蛙相似。本研究於 2012 年藉由兩棲類保育志工普查、一般民眾通報與方格系統調查，以了解斑腿樹蛙在臺灣的分布現況。使用 2006-2012 年斑腿樹蛙的分布點與 1982-1990 年布氏樹蛙歷史調查資料進行方格疊合比較，以探討早期被誤認為布氏樹蛙的斑腿樹蛙為原生種之可能性。結果顯示斑腿樹蛙分布於臺北市、新北市、桃園縣、臺中市、彰化縣、雲林縣與屏東縣，在其分布地區具有族群量高、分布廣泛的特性，且多為當地的優勢物種。在布氏樹蛙歷史分布的 363 個方格中，無任何方格與斑腿樹蛙分布的方格重疊，而在斑腿樹蛙分布的 87 個方格中，有 40.2% 是 1982-1990 年曾有調查，但未發現布氏樹蛙，顯示斑腿樹蛙有非常高的可能性是外來種。斑腿樹蛙具有高適應力與繁殖力，從發現之後至今仍持續擴散，未來除了在已確認的分布區進行控制外，藉由志工或一般民眾協助進行通報與監測也很重要，以便能及早進行相關保育措施，降低控制成本。

Abstract

Polypedates megacephalus Hallowell (the spot-legged tree frog, 1861) was found in Central Taiwan in 2006. Its morphology is similar to the native species *P. braueri* (Vogt, 1911). In this study, *P. megacephalus*' distribution in Taiwan was investigated by referencing amphibian conservation volunteers' survey data, public reports and grid system surveys. We also compared *P. megacephalus*' location (survey in 2006-2012) with *P. braueri*'s historical distribution records (survey in 1982-1990) to examine the probability of *P. megacephalus* being a native species, as it was mistakenly identified as *P. braueri* previously. The results show that *P. megacephalus* distributed in Taipei City, New Taipei City, Taoyuan County, Taichung City, Changhua County, Yunlin County and Kaoshiung City. There was no overlap among the 363 *P. braueri*'s historical grids and 87 *P. megacephalus*' distribution grids. And in the 87 *P. megacephalus*' distribution grids, 40.2% grids were investigated in 1982-1990 and no *P. braueri* was found. The results indicate that high probability of *P. megacephalus* being an alien species. *P. megacephalus* has high adaptability and reproductive ability, and its population is still expanding in Taiwan at present. In the future, population control as well as reporting and monitoring by volunteers and the public are important cost-effective conservation measures.

關鍵字：外來種、斑腿樹蛙、布氏樹蛙、歷史調查資料

Keywords：alien species, *Polypedates megacephalus*, *Polypedates braueri*, historical investigate record

收件日期：2013年09月13日

接受日期：2014年1月06日

Received: September 13, 2013

Accepted: January 06, 2014

緒 言

外來種是指一物種因氣候、地理變化或人類引進，遷徙到以前沒有分布的地區(Vermeij 1996)，其來源可分為以下幾類：(1)農業或貿易的需求，引進大量動植物做為食物來源，或是藥用、飼料等；(2)娛樂、觀賞價值；(3)生物防治；(4)刻意或無意的夾帶；(5)科學用途；(6)原來棲地改變(McNeely 2001)。外來種成為入

侵種後，對於生態系可能造成的危害包括：捕食原生物種或與其競爭資源、與原生物種雜交、攜帶疾病或寄生蟲傳染給原生種(Lever 2003)、造成入侵地生態系統的改變等(Beard and Pitt 2005)。

相較於其他生物類群，兩棲類入侵種近年來才開始受到注目，相關研究仍不多(Ernst *et al.* 2011)。然而外來種的引入卻是全球 30%兩棲類受到滅絕威脅的主因(Baillie *et al.* 2004)。

著名的例子包括海蟾蜍(*Rhinella marinus*)因生物防治的目的引入澳洲，由於其廣食性、具有毒性、做為病原體載體等特性，使得當地生態系統受威脅。波多黎各樹蛙(*Eleutherodactylus coqui*)最初隨著園藝植物的貿易意外被引進到夏威夷，而後亦隨著園藝植物的貿易在夏威夷群島間擴散。同樣因其廣食性與高族群密度，對當地原生種無脊椎動物產生危害(Beard *et al.* 2008)；也因其大量的排泄物和屍體，增加了該地養分循環速率且提高土地營養鹽濃度的作用，不利於已適應低營養鹽環境的原生植物與外來植物競爭，最後將可能導致外來植物的大量擴散(Sin *et al.* 2008)，進而改變生態環境(Beard and Pitt 2005; Sin *et al.* 2008)。美洲牛蛙(*Lithobates catesbeianus*)在美國西南部因捕食、攜帶病原體(Lever 2003)或因人為棲地破壞導致加州紅腿蛙(*Rana draytonii*)等原生蛙類與之產生資源上的競爭(D'Amore *et al.* 2010)，造成 5 種以上原生兩棲類族群衰退(Pearl *et al.* 2004)。

斑腿樹蛙(*Polypedates megacephalus*)屬於泛樹蛙屬(*Polypedates*)，在臺灣與其最相近的原生種為布氏樹蛙(*P. braueri*)。斑腿樹蛙及布氏樹蛙同屬於白領樹蛙複合種群(*Polypedates leucomystax* species complex)，白領樹蛙複合種群內有許多隱藏種(cryptic species)，很不容易分類(Matsui *et al.* 1986)。分布於臺灣的布氏樹蛙族群的學名曾多次變更，Matsui 等在 1986 年根據聲音及核型，建議將分布於臺灣的族群學名從 *P. leucomystax* 改成 *P. megacephalus*，*P. megacephalus* 是 Hallowell 在 1861 年根據採集自香港的標本命名為新種。國立自然科學博物館周文豪副館長在 2004 年提出分布於臺灣的白領樹蛙複合種群族群之學名不是 *P. megacephalus*，可能是 1911 年以採集自臺灣標

本命名的 *P. braueri*，他將其稱之為布氏樹蛙。Kuraishi *et al.* (2011)比對臺灣及香港兩地白領樹蛙複合種群之 DNA 序列、聲音及外型特徵後，確認兩種不同，分布於臺灣的白領樹蛙複合種群族群不是 *P. megacephalus*，應該是 *P. braueri*。臺灣原生種布氏樹蛙的學名種小名曾歷經 *braueri*、*leucomystax* 及 *megacephalus*，最後還是恢復到最開始的 *braueri*。

斑腿樹蛙在臺灣最早是在 2006 年由林正雄先生於其臺中市梧棲區的家中發現，是林先生從彰化縣田尾鎮帶水生植物回家時，意外引入其蝌蚪，之後變態成樹蛙；他原認為這種樹蛙是與其外型相似的臺灣原生種布氏樹蛙。經過 DNA 序列與外型研究，張(2008)發現這種樹蛙與臺灣原生種布氏樹蛙在遺傳距離與外部型態上有顯著差異，雄蛙的求偶叫聲也顯著不同，確認這種來自彰化縣田尾鎮的樹蛙是香港也有分布的斑腿樹蛙，推測其為近期引入田尾的族群，田尾族群來源不詳。2010 年兩棲類保育志工詹見平通報臺中市石岡區土牛村發現斑腿樹蛙，之後陸續有志工在新北市的八里區、觀音山、新莊區和蘆洲區；桃園縣鶯歌鎮和龜山鄉等地發現其蹤跡。斑腿樹蛙由於在臺灣發現時間較晚，相關研究較少，而且和原生種布氏樹蛙同屬於不易分類的白領樹蛙複合種群，很容易被誤認。雖然張(2008)認為斑腿樹蛙有可能是近期引入的族群，但來源不詳，且因白領樹蛙複合種群物種外型都很像，過去可能誤判，有必要針對其分布現況進行調查，並藉由比對斑腿樹蛙在臺灣的分布現況資料與其相似種布氏樹蛙歷史分布資料，探討早期被誤認為布氏樹蛙的斑腿樹蛙為原生種之可能性。

材料與方法

一、斑腿樹蛙

斑腿樹蛙原產於香港、中國南部、印度東北部和越南北部等地區，雄蛙體長約5cm，雌蛙約7.4cm，雌蛙體型明顯比雄蛙大(吳等2010)。吻端尖，鼓膜明顯，背部深褐色、褐色

或淺褐色，帶有縱條紋、斑點、X 或「又」字型花紋，個體間變化很大。四肢有黑色橫帶，後肢趾間有蹼，前肢指間沒有蹼。腹部白色，腹側有網狀花紋。大腿內側有黑色網狀斑，網紋較粗，類似黑底白點狀。與原生種布氏樹蛙相較，兩者外型相似，但布氏樹蛙吻端較鈍、大腿內側的網紋較細，以白底黑線為主(圖1)。

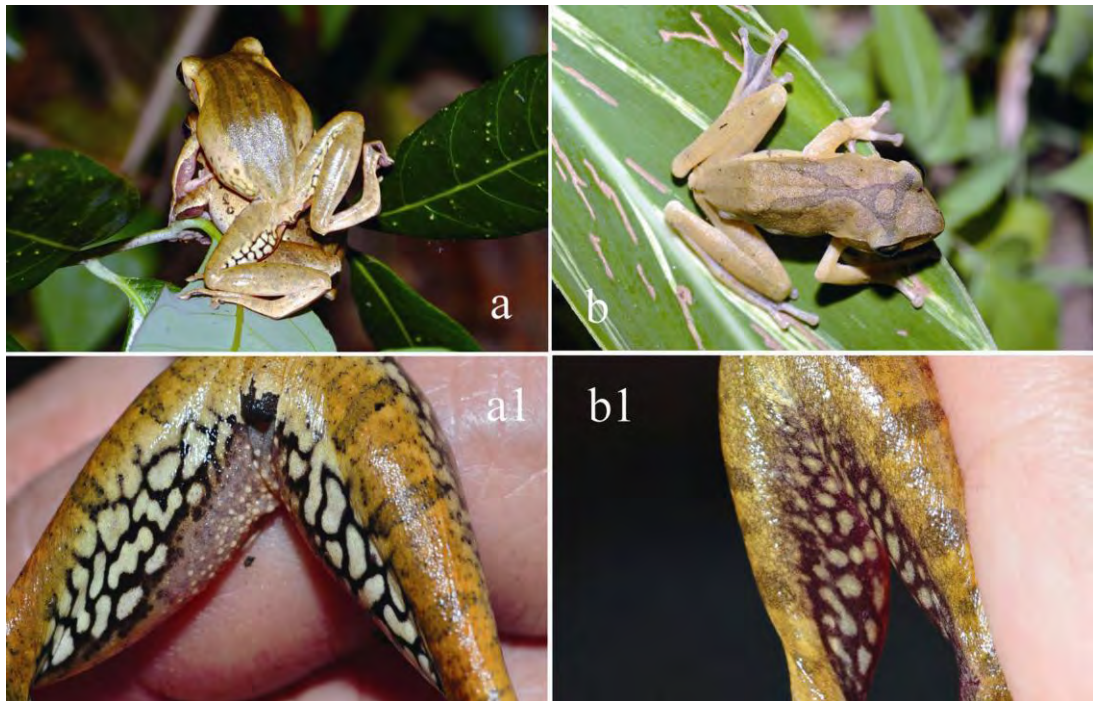


圖 1. 斑腿樹蛙與布氏樹蛙外型。(a)布氏樹蛙背部花紋多呈條紋狀；(b)斑腿樹蛙背部花紋多呈 X 型；(a1)布氏樹蛙大腿斑紋為白底黑線，白色面積較多；(b1)斑腿樹蛙大腿斑紋為黑底白點，黑色面積較多。

Fig. 1. Morphological differences between *Polypedates megacephalus* and *P. braueri*. (a) The dorsal pattern of most *P. braueri* contains stripe, (b) The dorsal pattern of most *P. megacephalus* bears a "X", (a1) The color pattern of the thighs of *P. braueri* is black lines against white background, (b1) The color pattern of the thighs of *P. megacephalus* is white spots against black background.

斑腿樹蛙生殖力及卵發育相關資料如表 1，與布氏樹蛙比較，斑腿樹蛙產卵量明顯多於布氏樹蛙，且繁殖期較長，產卵頻度較高。

斑腿樹蛙的棲地環境為海拔 570m 以下的開墾地，偏好利用農用蓄水池、水桶進行繁殖(楊等 2012)，與布氏樹蛙在低海拔的平地與森林靜水

域繁殖略有不同(張 1989)。

二、分布現況調查

分布現況調查期間為2012年1月至12月，分為三類：兩棲類保育志工普查、一般民眾通報與方格系統調查。兩棲類保育志工團隊普查由臺灣各地具有獨立調查與蛙種辨識能力的志工團隊進行，樣區的地點為志工自行選定。志工團隊完成調查後會將調查資料上傳至臺灣兩棲類資源調查資訊網(<http://tad.froghome.org>)，並由東華大學兩棲類保育研究室每個

月進行審核，若發現有志工回報疑似斑腿樹蛙族群紀錄，則立刻聯繫該志工團隊，並由研究室人員協同前往進一步調查確認。一般民眾若發現疑似斑腿樹蛙，可直接寫信至通報信箱(froghome@mail.ndhu.edu.tw)，或於臺灣兩棲類保育志工團隊的Facebook平台(<http://www.facebook.com/groups/froghome/>)通報。兩棲類保育研究室每日皆會收信與瀏覽貼文，若發現有疑似斑腿樹蛙的通報，即與貼文者聯絡並前往調查確認。

表 1. 斑腿樹蛙與布氏樹蛙生殖力與卵發育比較

Table 1. Comparison of fecundity and egg development between *Polypedates megacephalus* and *P. braueri*

	<i>Polypedates megacephalus</i>	<i>Polypedates braueri</i>
Breeding season	Feb. to Oct.	Apr. to Oct.
Clutch sizes	639±291	349
Clutch deposition intervals (days)	31	32
Clutch deposition frequencies (number per year)	5	2-3
Hatching days	5.8±1.6	4-6
References	(吳等 2010)	(張 1989)

表 2. 各方格系統斑腿樹蛙分布比例

Table 2. Occupancy percentage of *Polypedates megacephalus* in grid systems

Name of grid systems	Number of grids	Number of grids with <i>P. megacephalus</i>	Occupancy percentage
Guanyinshan	48	25	52.1
Linkou	41	21	51.2
New Taipei City	51	21	41.2
Taoyuan	27	7	25.9
Xinshe	35	21	60
Dadu Mountain	9	5	55.6
Tianwei	48	20	41.7
Yunlin	18	1	5.6
Pingtung	9	3	33.3

方格系統調查是以 2011 年 34 個斑腿樹蛙分布點為基礎(楊等 2012)，於每個點各劃設 9 個 1km X 1km 的方格系統。畫法為以分布點為中心方格，以“米”字形往外各劃設一個 1km 的方格，因此單一個分布點所劃設的方格系統外觀就會如同九宮格。全臺灣方格系統劃設完畢共計 286 個方格，由於許多地點因為距離相近，方格系統會彼此重疊或相連形成區塊，因此全臺灣斑腿樹蛙方格系統由北往南可以分為 9 個分區(圖 2、表 2)。方格系統調查由兩棲

類保育研究室與兩棲類保育志工團隊進行，每個方格皆於斑腿樹蛙繁殖期間(4 月至 10 月)進行 2-3 次調查，調查方式為在每個 1km 方格中，找尋 1 個以上適合蛙類棲息的环境(菜園、竹林、溼地等)設為樣點，並記錄樣點的 WGS84 經緯度座標。調查時記錄出現的蛙類與環境類型，所有方格資料皆會上傳至臺灣兩棲類資源調查資訊網，除了確認斑腿樹蛙分布範圍，並可作為未來評估擴散的基礎。

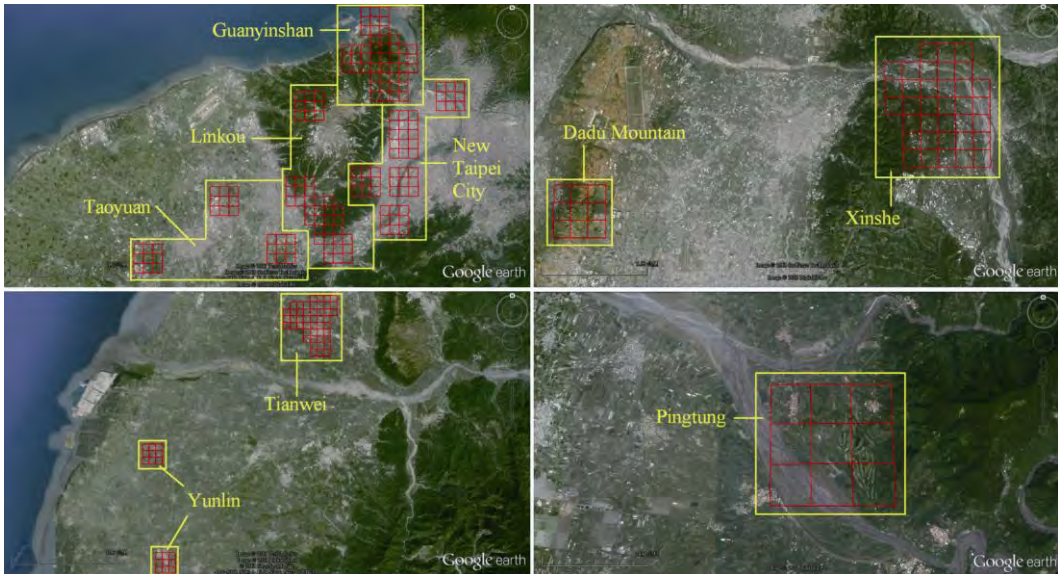


圖 2. 全臺灣斑腿樹蛙調查方格系統。由北往南依序為左上、右上、左下、右下。

Fig. 2. The investigation grid systems of *Polypedates megacephalus* in Taiwan. From north to south: upper left, upper right, lower left to lower right.

三、分布資料比對

使用 2006-2012 年斑腿樹蛙的分布點與布氏樹蛙歷史調查資料進行疊合比較，若斑腿樹蛙在早期被誤認為布氏樹蛙，則其分布點應會與布氏樹蛙重疊。布氏樹蛙歷史調查資料來源為潘(1997)歸納的兩棲類分布資料庫。此資料庫統整了 1982-1990 年國立臺灣師範大學呂光

洋教授以及國立自然科學博物館周文豪副館長兩位研究兩棲類的學者於臺灣各地進行調查的資料，因此資料庫應具有極高的可信度。資料庫總計有 26 種蛙類，分布資訊以 2km×2km 的方格系統呈現，全臺灣共劃設 9,388 個方格，其中 1,273 方格有調查資料，約占臺灣面積 13.6%。布氏樹蛙歷史調查資料如

圖 3。歷史資料比對步驟如下：1.使用 ArcGIS 的 Georeference 功能，將布氏樹蛙 2km×2km 方格歷史分布圖數化成圖層(layers)。2.將 2006-2012 斑腿樹蛙分布點與 2km×2km 的方格系統進行結合。此方格系統與潘(1997)分布資料庫所使用的相同。3.將布氏樹蛙歷史分布方格與斑腿樹蛙分布方格進行疊合。資料分析除了計算兩者之間的重疊度，也計算"過去有進行調查，沒有發現布氏樹蛙，但之後有發現斑腿樹蛙"的比例。若兩種分布重疊比例低，且過去調查沒有發現布氏樹蛙但之後有發現斑腿樹蛙的比例高，則表示斑腿樹蛙是早已存在於臺灣的原生種但被誤認為布氏樹蛙的可能性低，外來種可能性高。

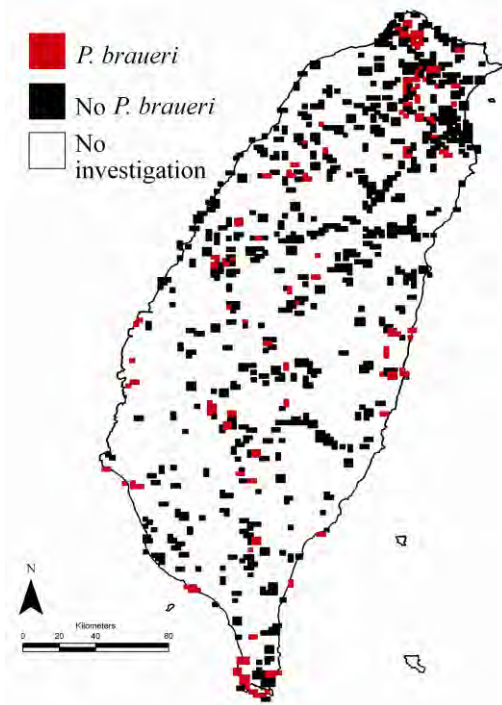


圖 3. 布氏樹蛙(紅色方格)歷史分布紀錄，改繪自潘(1997)。

Fig. 3. Historical distribution records of *Polypedates braueri* (red pixels: *P. braueri* distribution; black pixels: no *P. braueri* distribution), as modified from Pan (1997).

結果與討論

一、斑腿樹蛙分布現況

2012 年共計有 39 個兩棲類保育志工團隊於 911 個樣區進行調查，調查到 33 種蛙類，若以 2km×2km 方格系統呈現，約涵蓋臺灣面積之 3.8%(356/9,388)；但若以斑腿樹蛙分布海拔 0-600m 做為全島普查範圍，有調查資料的面積則佔 6.1%(297/4,860)。911 個樣區中有 229 個樣區(25.1%)發現斑腿樹蛙(圖 4)，且其中有 185 個樣區(80.7%)發現隻次以斑腿樹蛙最多，顯示斑腿樹蛙在多數的分布地區已成為優勢種。229 個有斑腿樹蛙的樣區多位於新北市(150 個，65.5%)及臺中市(55 個，24%)。一般民眾通報紀錄共計 28 筆，其中 24 筆確認有斑腿樹蛙分布、4 筆為誤認；通報時間集中在 4 月至 10 月斑腿樹蛙較容易被看到或聽到鳴叫的繁殖期。在方格系統調查部分，9 個分區 286 個調查方格中，有 124 個方格調查到斑腿樹蛙(43.3%)，除了雲林縣的褒忠北港分區外，其餘分區斑腿樹蛙分布的比例皆超過 25%，分布最廣泛的為臺中市新社石岡分區，達到 60%(表 2)。綜合志工普查、民眾通報與方格系統調查結果，斑腿樹蛙目前分布於臺北市、新北市、桃園縣、臺中市、彰化縣、雲林縣與屏東縣。楊(2012)也指出斑腿樹蛙出現環境為平地至低海拔的人為開墾環境，在其分布地區具有族群量高、分布廣泛的特性，且多為當地的優勢物種。

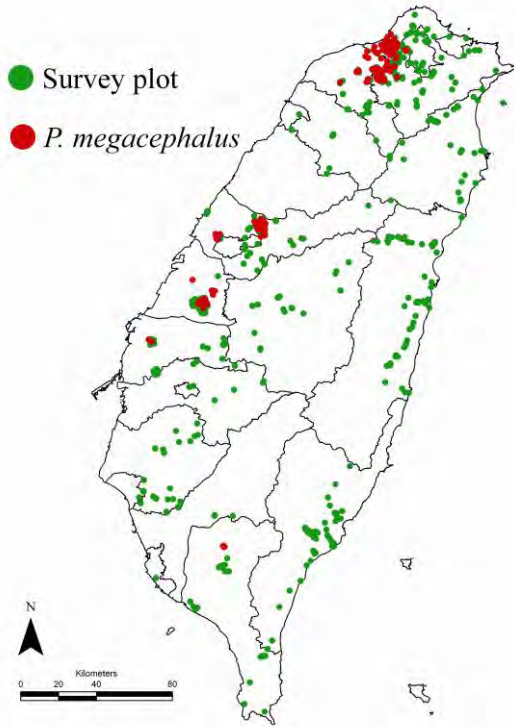


圖 4. 兩棲類保育志工普查樣區(綠點)及斑腿樹蛙(紅點)分布圖。

Fig. 4. Survey plots by amphibian conservation volunteers (green dots) and the distribution of *Polypedates megacephalus* (red dots).

二、分布資料比對與推論斑腿樹蛙為臺灣外來蛙種之可能性

將 2006-2012 斑腿樹蛙分布方格與 1982-1990 布氏樹蛙歷史分布方格進行疊合(圖 5)。在布氏樹蛙分布的 363 個方格中，無任何方格與斑腿樹蛙分布的方格重疊，顯示斑腿樹蛙與布氏樹蛙的分布型態完全不同。而在斑腿樹蛙分布的 87 個方格中，有 35 個(40.2%)是 1982-1990 年曾有調查，但未發現布氏樹蛙。根據分布現況分析結果，斑腿樹蛙在多數分布地區是很容易被發現的優勢種，因此若斑腿樹

蛙之前被誤認為布氏樹蛙，應不會有如此高比率的方格是之前未發現布氏樹蛙，現在才記錄到斑腿樹蛙。

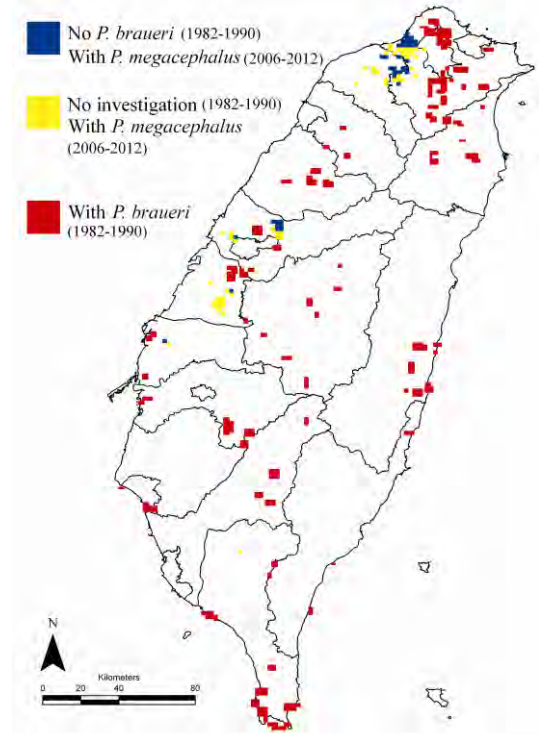


圖 5. 斑腿樹蛙(藍色及黃色方格)與布氏樹蛙歷史分布(紅色方格)比較結果。

Fig. 5. Comparison result between recent *Polypedates megacephalus* records (blue and yellow pixels) and historical *P. braueri*' records (red pixels).

兩棲類保育志工團隊自 2003 年成立以來，已進行 10 年的蛙類普查，許多樣區也已進行 2 年以上的定期監測。在 2006-2012 年的斑腿樹蛙分布點中，有 3 個點即位於兩棲類保育志工團隊監測樣區。這些分布點分別為新北市新莊區十八份坑溪、新北市新莊區新莊水源

地、彰化縣埔鹽鄉稻香生態農園。十八份坑溪與新莊水源地，分別自 2010 年 1 月和 2009 年 5 月開始，每月進行一次的調查，這兩個地點都在 2012 年 3 月時發現斑腿樹蛙並通報確認。稻香生態農園則是自 2008 年開始，每季(1、4、7、10 月)進行一次調查，並於 2012 年 5 月時發現斑腿樹蛙。由於這三個地方的調查時間長、頻度高且調查期間皆未發現布氏樹蛙，因此可以排除誤認，確認這三地的斑腿樹蛙為近期引入的族群。

除了志工調查資料外，藉由實際訪談也確認臺中市梧棲區、臺中市石岡區、臺中市臺中都會公園的斑腿樹蛙族群的來源。梧棲與臺中都會公園的族群來源皆為彰化縣田尾鄉，在引入水生植物時意外夾帶斑腿樹蛙進入，而石岡的族群則是從梧棲再經由人為引入。因此不論從歷史分布資料比對、志工監測資料和實際訪談，皆顯示有非常高的可能性斑腿樹蛙為近期引入臺灣的外來種，而不是早期被誤認為布氏樹蛙的原生種。但因為不論歷史資料或 2012 年志工調查資料，調查的資料量及涵蓋的臺灣面積都不夠多，這可能導致誤差。未來可持續運用志工在全臺灣進行調查，累積充足的資料進一步分析。

三、斑腿樹蛙族群擴散與控制

臺灣在 2006 年之前確定的外來入侵種蛙類有 2 種，分別為美洲牛蛙與亞洲錦蛙(*Kaloula pulchra*)。Hayes and Barry (2008)和 Bomford (2003)皆指出，外來物種引入至新地點後，該外來種能否成功入侵有幾個關鍵因子：新地點與該外來種全球其他分布地氣候相似程度高、有成功入侵其他地區的紀錄、繁殖能力強。美洲牛蛙已知入侵歐洲及亞洲許多地區 (Lever 2003)，1951 年作為食用而自美洲引入

臺灣，而後因管理不當逃逸及刻意放生於野外，目前於全島零星分布，野外族群量不高。廣泛分布於中國南方、從緬甸至尼泊爾、印度南方、斯里蘭卡、馬來西亞的亞洲錦蛙，曾有入侵新加坡、婆羅洲和菲律賓等地紀錄 (Lever 2003)，臺灣則為 1998 年於高雄市小港區鳳山水庫發現，可能隨著原木漂流或是寵物遭棄養而入侵臺灣(楊等 2005)，憑藉其高繁殖力(平均每次產卵 4785.1±1644.75 顆)與高度適應人為開墾環境(侯等 2011)，不同族群在經歷不同的環境壓力，已產生溫度耐受差異(馮等 2012)，讓亞洲錦蛙能適應臺灣氣候環境，至今分布範圍已往南擴散到恆春半島，往北達雲林一帶。斑腿樹蛙目前雖然無法確認是否曾入侵其他國家，但其原產地(華南、香港、海南島等)氣候條件與臺灣相似，且繁殖能力強，吳等 (2010)發現斑腿樹蛙一年平均產卵頻度可達 5 次，每次產卵平均 639 粒，跟臺灣 4 種原生種樹蛙(布氏樹蛙、艾氏樹蛙、翡翠樹蛙與莫氏樹蛙)相較，斑腿樹蛙平均產卵間隔最短，但產卵次數與卵粒卻是最多，這有利於斑腿樹蛙在臺灣的生存。Reed(2005)比較了外來種鳥類、魚類與兩棲爬蟲類的入侵能力，發現相較於鳥類或魚類，兩棲爬蟲類因為其壽命較長與子代較多，不太需要依賴大規模或多次的引入便可建立其野外族群。這也是斑腿樹蛙在經由苗木、水生植物夾帶或刻意引入人為開墾環境後，即可成功建立族群，並快速擴散的原因之一。

人為破壞會改變原生棲地環境，產生新的生態區位(ecological niche)，這些區位成為外來種在野外建立族群的管道，適應並存活下來的外來種便可能藉由快速擴散與建立族群成為入侵種。Lodge(1993)、Rejmanek and Richardson (1996)指出即使外來種不太有競爭力，仍可能會藉由快速入侵有空缺的區位，對原生的群聚

結構產生影響。侯等(2006)指出亞洲錦蛙的繁殖棲地多為人工靜水域，例如蓄水池或是積水不流動的水溝，且在大雨時蝌蚪可能透過排水系統擴散。斑腿樹蛙與亞洲錦蛙相同，皆具有高度適應人為開墾環境特性，斑腿樹蛙目前出現棲地為菜園、果園等人為開墾環境(楊2012)，這類環境在臺灣西部平地至低海拔地區都相當常見，導致斑腿樹蛙至今仍持續擴散。Peterson *et al.*(2013)也發現，人為活動所產生的永久性水域環境，是造成外來種美洲牛蛙的擴散的原因之一，若減少永久性水域環境，可以藉此控制美洲牛蛙族群。從以上結果建議，在外來種斑腿樹蛙分布地區，若能積極減少人為開墾活動產生的永久性水域，並避免其藉由排水系統擴散，將有機會控制斑腿樹蛙族群在臺灣的分布，降低其對臺灣原生蛙類群聚之影響。

未來除了在已確認斑腿樹蛙的分布區進行控制外，藉由志工或一般民眾協助進行通報與監測也很重要，如此將能更有效率的找到新入侵地及掌握擴散方向，以便能及早進行相關保育措施，降低控制成本。

謝 誌

感謝兩棲類保育志工協助野外調查，農委會林務局經費補助，計畫編號 100 林發-07.1-保-26(6)、101 林發-07.1-保-33(3)。

引用文獻

吳和瑾、林春富、葉大詮、呂光洋。2010。圈養狀況下之斑腿樹蛙生活史。臺灣生物多樣性研究 12(2): 177-186。
侯平君、杜銘章、蕭之維、韋昕林。2006。入

侵亞洲錦蛙與沙氏變色蜥之族群分布調查期末報告。行政院農業委員會林務局。
侯平君、陳清旗、陳麗文。2011。外來入侵種族群控制與監測計畫—亞洲錦蛙期末報告。行政院農業委員會林務局。
張天佑。2008。臺灣區內白額樹蛙複合種群 (*Polypedates leucomystax* species complex) 族群遺傳結構與分類地位之探討。國立臺灣師範大學生命科學研究所碩士論文。
張淑美。1989。白額樹蛙生殖行為之研究。國立臺灣大學動物研究所碩士論文。
馮湘婷、陳清旗、侯平君、張原謀。2012。不同族群外來種亞洲錦蛙 (*Kaloula pulchra*) 成體溫度耐受性之比較。環境與生態學報 5 (1): 17-28。
楊懿如。2012。臺灣新發現的外來種斑腿樹蛙 (*Polypedates megacephalus*) 紀錄。臺灣博物 30 (4): 76-79。
楊懿如、向高世、李鵬翔、李承恩。2005。臺灣兩棲動物野外調查手冊。行政院農業委員會林務局。
楊懿如、李承恩、龔文斌、秦健璋、陳立瑜、陳建志。2012。外來種斑腿樹蛙控制與監測計畫期末報告。行政院農業委員會林務局。
潘彥宏。1997。臺灣無尾目兩生類之空間分布模式。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文。
Baillie, J. E., C. Hilton-Taylor and S. N. Stuart. 2004. IUCN Red List of threatened species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.
Beard, K. H. and W. C. Pitt. 2005. Potential consequences of the coqui frog invasion in

- Hawaii. Diversity and Distributions 11:427–433.
- Beard, K. H., R. Al-Chokhachy, N. C. Tuttle and E. M. O’Neill. 2008. Population density and growth rates of *Eleutherodactylus coqui* in Hawaii. Journal of Herpetology 42:626–636.
- Bomford, M. 2003. Risk assessment for the import and keeping of exotic vertebrates in Australia. Bureau of Rural Sciences, Canberra, Australia.
- D’Amore, A., V. Hemingway and K. Wasson. 2010. Do a threatened native amphibian and its invasive congener differ in response to human alteration of the landscape? Biological Invasions 12:145–154.
- Ernst, R., D. Massemin and I. Kowarik. 2011. Non-invasive invaders from the Caribbean: the status of Johnstone’s whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei*) ten years after its introduction to Western French Guiana. Biological Invasions 13:1767–1777.
- Hayes, K. R. and S. C. Barry. 2008. Are there any consistent predictors of invasion success? Biological Invasions 10:483–506.
- Kuraishi, N., M. Matsui, H. Ota and S.-L. Chen. 2011. Specific separation of *Polypedates braueri* (Vogt, 1911) from (Hallowell, 1861) (Amphibia: Anura: Rhacophoridae). Zootaxa 2744:53-61.
- Lever, C. 2003. Naturalized reptiles and amphibians of the world. Oxford University, New York.
- Lodge, D. M. 1993. Biological invasions-lessons for ecology. Trends in Ecology and Evolution 8(4):133–137.
- Matsui, M., T. Seto and T. Utsunomya. 1986. Acoustic and karyotypic evidence and for species separation of *Polypedates megacephalus* from *P. leucomystax*. Journal of Herpetology 20(4):483-489.
- McNeely, J. 2001. Invasive species: a costly catastrophe for native biodiversity. Land Use and Water Resources Research 1(2):1–10.
- Pearl, C. A., M. J. Adams, R. B., Bury and B. McCreary. 2004. Asymmetrical effects of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on native ranid frogs in Oregon. Copeia 2004(1):11-20.
- Peterson, A. C., K. L. Richgels, P. T. Johnson and V. J. McKenzie. 2013. Investigating the dispersal routes used by an invasive amphibian, *Lithobates catesbeianus*, in human-dominated landscapes. Biological Invasions (online first) DOI 10.1007/s10530-013-0442-y.
- Reed, R. N. 2005. An ecological risk assessment of nonnative boas and pythons as potentially invasive species in the United States. Risk Analysis 25: 753-766.
- Rejmanek, M. and D. M. Richardson. 1996. What attributes make some plants species more invasive? Ecology 77(6):1655–1661.
- Sin, H., K. H. Beard and C. P. William. 2008. An invasive frog, *Eleutherodactylus coqui*, increases new leaf production and leaf litter decomposition rates through nutrient cycling in Hawaii. Biological Invasions

10:335–345.

Vermeij, G. J. 1996. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78:3-9.

東亞主要島嶼繁殖鳥類相的生物地理界線

Biogeographic boundaries of breeding avifauna between major islands in East Asia

郭怡良¹ 林大利² 莊馥蔓¹ 丁宗蘇^{1,*}

Yiliang Kuo¹, Da-Li Lin², Fu-Man Chuang¹, Tzung-Su Ding^{1,*}

¹ 國立臺灣大學森林環境暨資源學系 10617 臺北市大安區羅斯福路四段1號

² 行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集鎮民生東路1號

¹ School of Forestry and Resource Conservation, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

² Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者: ding@ntu.edu.tw

*Corresponding author: ding@ntu.edu.tw

摘要

生物地理區的研究歷史已超過一百五十年,其中又以東亞島嶼之間的生物地理界線為最主要的研究焦點。本研究針對北起庫頁島,南至小巽他群島,橫跨古北區、東洋區、澳洲區的主要島嶼,進行整合統計檢測,根據區域中所有陸域繁殖鳥種分布範圍,計算島嶼間的辛普森相異度指標,進行集群分析及非度量多維尺度排序來劃分生物地理界線。結果顯示,小巽他群島繁殖鳥類相與東洋區較為相似,而非澳洲區,因此東洋區與澳洲區的合理生物地理界線應落於小巽他群島與摩鹿加群島間海峽,其餘分界與華萊士線相同。巴拉望繁殖鳥類相與菲律賓較為相似,而非婆羅洲,巴拉望與婆羅洲的繁殖鳥類相應屬於不同的生物地理次區。古北區與東洋區的界線為臺灣與菲律賓間海峽。琉球群島、北海道的繁殖鳥類相,分別與九州、本州等生物地理次區的繁殖鳥類相差異較大。這些分界可能導因於更新世海面升降形成的陸橋與海峽障礙,造成現今界線兩側的繁殖鳥類相的差異。在以全球及大陸為主要研究範圍的生物地理研究中,本研究聚焦島嶼間的生物地理界線,提供一個以島嶼為主體的生物地理觀點。

Abstract

Biogeographic regions have attracted study interest for more than 150 years, and one of the major focuses has been biogeographic boundaries between islands in East Asia. This study is a statistical examination of the breeding avifauna on major islands in East Asia, from Sakhalin to the Lesser Sunda Islands, across the Palearctic, the Oriental, and the Australian regions. Based on the breeding distribution of all terrestrial bird species, we calculated Simpson dissimilarity index between islands and delineated the boundaries of the biogeographic regions, using cluster analysis and Non-metric Multi-Dimension Scaling. Results show that the breeding avifauna on the Lesser Sunda Islands had strong Oriental affinities rather than Australian ones. Thus, the Lesser Sunda Islands should be classified into the Oriental region. The biogeographic boundary between the Oriental and the Australian regions should fall between the Lesser Sunda Islands and Maluku, and the remaining part follows Wallace's Line. In addition, the breeding avifauna on Palawan was distinct from that on Borneo, not the Philippines. This suggests that Palawan and Borneo should be classified into different biogeographic regions. Moreover, the biogeographic boundary between the Palearctic and the Oriental regions should be located along the strait between Taiwan and the Philippines. The Ryukyu Islands and Kyushu may should be classified into different biogeographic sub-regions, as well as Hokkaido and Honshu. These biogeographic boundaries were related to the difference between the breeding avifauna on the islands, which may have been caused by land bridges and strait barriers resulting from sea level changes during the Pleistocene. While relevant studies have focused on faunal differences on continents, this study examined the biogeographic boundaries between islands and provides a unique viewpoint to the delineation of biogeographic regions.

關鍵詞： β 多樣性、生物地理界線、陸橋、第四紀、動物地理

Key words : β diversity, biogeographic line, land bridge, Quaternary period, zoogeography

收件日期：2013 年 10 月 17 日

接受日期：2013 年 11 月 05 日

Received: October 17, 2013

Accepted: November 05, 2013

緒 言

生物地理界線(biogeographic boundary)主要是根據多種陸域生物物種的分布範圍，在世界或各大洲的範圍內劃分生物地理區

(biogeographic region)間的界線。生物地理區的假說最早提出於 19 世紀中後期(Sclater 1858; Wallace 1876)，爲了檢測這項假說，使用生物地理界線來區分生物地理區的研究亦顯重要(Wallace 1876; Mayr 1944)。在傳統的世界 6 大

動物地理區中(圖 1)，亞洲東部的島嶼是生物地理界線研究的重點，因為該區包含許多位於島間海峽的生物地理界線，可以清楚界定多種動物物種的分布範圍(東南亞：Simpson 1977; 東北亞：黑田 1972)。此外，根據傳統的生物地理

區分區(Wallace 1876)，這些島嶼橫跨古北區(the Palearctic region)、東洋區(the Oriental region)、澳洲區(the Australian region)等 3 個生物地理區。長期以來累積許多研究，有助於了解這 3 區的動物相，以及形成這些生物地理界線的主要原因。

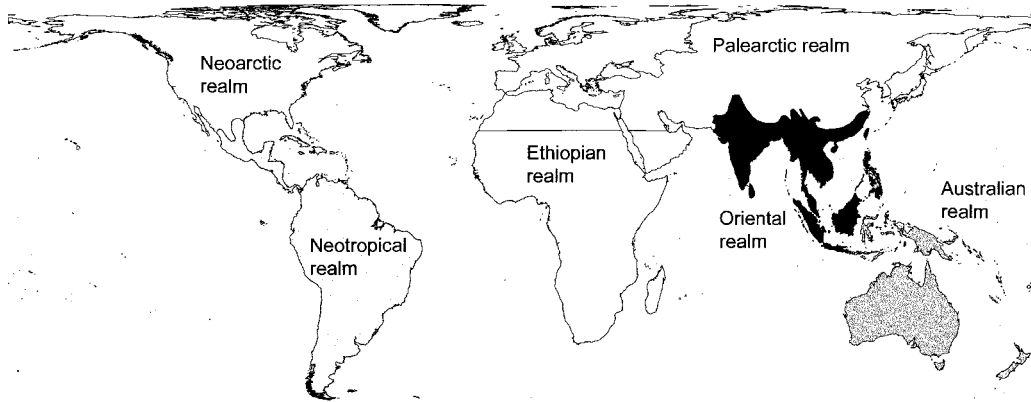


圖 1. 華萊士所劃分的六大動物地理區(1876)。

Fig. 1. Six zoogeographical regions by Wallace (1876).

亞洲東部的島間生物地理界線分別位於東南亞與東北亞。東南亞的主要島間生物地理界線大多位於華萊士區(Wallacea) (Dickerson *et al.* 1928)，為東洋區與澳洲區的過渡區(Simpson 1977)。這些生物地理界線可分為 3 類。第一類是華萊士線(Wallace's Line)，這條界線由華萊士(Alfred Russel Wallace)提出，赫胥黎命名(Wallace 1863, 1876; Huxley 1868)，長期以來被認為是東洋區與澳洲區的分界。根據 19 世紀中期的馬來群島鳥類相，華萊士認為分隔東洋區與澳洲區的界線為峇里島(Bali)與龍目島(Lombok)之間的龍目海峽(Lombok Strait)，往北經過望家錫海峽(Makassar Strait)，以及桑義赫群島(Sanghir Islands)與民答那峨島(Midanao)之間的西裡伯斯海(Celebes Sea)，抵達位於菲律賓(the Philippines)東部的太平洋(Wallace 1876)(圖 2)。

第二類是根據華萊士線調整而成，例如赫胥黎線(Huxley's Line)。赫胥黎(Thomas Henry Huxley)根據鳥類相與哺乳動物相，認為東洋區與澳洲區的界線在經過望家錫海峽後，應往西經過菲律賓與巴拉望(Palawan)之間的明多洛海峽(Mindoro Strait)(Huxley 1868; Mayr 1944)(圖 2)。換句話說，巴拉望與婆羅洲(Borneo)屬於相同的生物地理區，與菲律賓則分屬不同區。這項假說雖有後續研究予以支持(哺乳動物：Esselstyn *et al.* 2004; 昆蟲：Beck *et al.* 2006)，但也受到質疑，因巴拉望與菲律賓部份島嶼物種極為相似，應屬同一生物地理次區(爬蟲與兩棲動物：McGuire and Heang 2001; Brown and Guttman 2002; Evans *et al.* 2003)。

第三類是參考非鳥類相的分類群，包括韋伯線(Weber's Line)與里德克線(Lydekker's Line)。韋伯(Max Carl Wilhelm Weber)根據淡水

魚類相，認為東洋區與澳洲區以小巽他群島 (the Lesser Sunda Islands) 與摩鹿加群島 (Maluku) 之間海峽為界，往北經過摩鹿加群島多數島嶼與蘇拉群島 (the Sula Islands) 之間海峽，這也就是韋伯線 (Mayr 1944) (圖 2)。換句話說，在華萊士線東邊，屬於澳洲區的小巽他群島、蘇拉維西 (Sulawesi)、蘇拉群島，韋伯認為該改屬東洋區。此外，里德克 (Richard Lydekker) 根據哺乳動物相，認為東洋區與澳洲區的分界就是摩鹿加群島與新幾內亞島 (New Guinea) 之間海峽，也就是里德克線 (Lydekker 1896) (圖 2)。

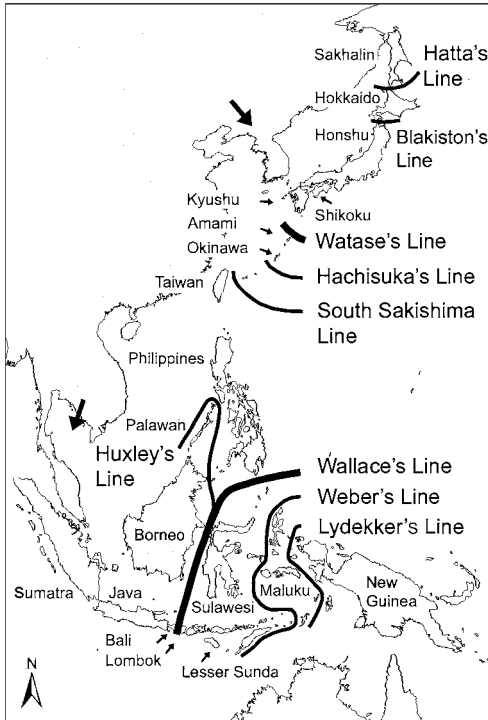


圖 2. 東亞主要島嶼間過去文獻所提出的主要生物地理界線。

Fig. 2. Biogeographic boundaries between major islands in East Asia based on literature.

東北亞的主要島間生物地理界線橫跨古北區與東洋區 (圖 2)，這些生物地理界線可分

為 2 類，包括生物地理區之間 (古北區與東洋區) 與生物地理次區之間 (滿洲區 (Manchurian sub-region) 與西伯利亞區 (Siberian sub-region)) 的界線。在生物地理區之間，目前為止關於古北區與東洋區的界線假說有 3 種。第一，這 2 區的界線長久以來被認為是位於琉球群島 (the Ryukyu Islands) 與屋久島 (Yakushima) 之間圖克拉海峽 (Tokara Strait) 的渡瀨線 (Watase's Line) (圖 2)。這條界線參考 20 世紀初期九州 (Kyushu) 以南的白蟻相，由渡瀨庄三郎提出 (黑田 1925, 1931; 山階 1955; 黑田 1972)。哺乳動物、爬蟲與兩棲動物相、少數鳥類相研究也支持這項假說 (哺乳動物、爬蟲與兩棲動物相：黑田 1925; 鳥類相：Matsuoka 2000)。第二，古北區與東洋區的界線也被認為是位於宮古島 (Miyakoshima) 與沖繩 (Okinawa) 之間慶良間海峽 (Kerama Strait) 的蜂須賀線 (Hachisuka's Line)。這條界線以鳥類相為根據，由蜂須賀正氏提出，山階芳麿命名 (Hachisuka 1926; 山階 1955)。而且，蜂須賀線與東亞大陸古北區與東洋區的界線相連。更新世中期 (170-200 萬年前) 海水水面下降，東海大陸棚露出海面，琉球群島與現今東亞大陸相連，蜂須賀線是當時古長江的延伸線，長江則為華萊士劃分東亞大陸古北區與東洋區的界線 (Wallace 1876; 木村 1996)。第三，西海 (2006) 比較琉球群島各島與臺灣 (Taiwan) 的鳥類相，指出古北區與東洋區的界線應是臺灣和與那國島 (Yonagunishima) 間的與那國海峽，稱為南先島群島線 (South Sakishima Line) (圖 2)。

在古北區的生物地理次區中，滿洲區與西伯利亞區的界線假說有 3 種。第一，根據華萊士，這 2 區分界應位於北海道 (Hokkaido) 與庫頁島 (Sakhalin) 之間的宗谷海峽 (Souya Strait) (Wallace 1876)。八田三郎參考爬蟲與兩

棲動物相的研究，也支持這項假說，所以這條線又稱八田線(Hatta's Line)(八田 1910; 黒田 1925; 和田 1933)。第二，布萊基斯頓(Thomas Blakiston)根據鳥類相與哺乳動物相，認為這 2 區分界應是本州(Honshu)與北海道之間的津輕海峽(Tsukaru Strait)(圖 2)，這也就是布萊基斯頓線(Blakiston's Line)(Stejneger 1892; 黒田 1925; 和田 1933)。根據此線，本州屬滿洲區，北海道屬西伯利亞區。哺乳動物相的研究也支持這項假說(哺乳動物相：青木 1913; 棕熊：增田 2005)。第三，有人綜合以上假說，認為布萊基斯頓線是西伯利亞區南界，八田線是滿洲區北界，換句話說，北海道為滿洲區與西伯利亞區的過渡區(獸類相：松本 1918; 鳥類相：山階 1929)。

綜合東南亞與東北亞島間生物地理界線的文獻整理(表 1)，可以發現長久以來東亞的主要生物地理界線研究往往是分別以東南亞與東北亞為研究範圍，由不同專家提出，根據不同的動物分類群，以不同島嶼為研究地點，研究方法則以記錄多種物種存在與否的田野調查為主。換句話說，目前並沒有以東亞主要島間生物地理界線為主題，涵蓋所有東亞主要島嶼，將各主要島嶼陸域生物物種分布範圍整合成單一資料庫，並根據相同動物分類群的資料庫，執行統計分析的科學研究。

Holt *et al.* (2013)以全世界為研究範圍，使用兩棲類、繁殖鳥種及哺乳類的資料庫，指出華萊士線是東洋區與澳洲區的界線。可是，這項研究的研究結果並無法完整精確檢測東亞主要島間生物地理界線，主要原因有三。第一，這項研究以世界為範圍，空間解析度為 $2^{\circ} \times 2^{\circ}$ 方格，不僅遠大於部分東亞主要島嶼面積(如峇里島、龍目島、多數摩鹿加群島、琉球群島)，也超過某些島間距離。第二，由於這項研究無法精確呈現部分島嶼，進而無法討論這

些島嶼附近的生物地理界線，且無法完整檢測東亞主要島間生物地理界線。第三，傳統上臺灣被認為屬於東洋區(Wallace 1876; 黒田 1925; 山階 1955)，但是這項研究並沒有明確指出，臺灣的鳥類相是屬於東洋區或 Holt *et al.* (2013)所提出的漢日區(the Sino-Japanese realm)。

為解決上述缺憾，本研究使用涵蓋所有東亞主要島嶼的鳥種分布範圍資料庫，以可以區隔小島的空間尺度單位，執行統計分析，來檢測：

- 一、生物地理區與生物地理次區的生物地理界線。
- 二、島嶼所屬的生物地理區。
- 三、生物地理界線兩側的物種差異。

與傳統研究相比，本研究是少數利用大空間尺度的多種鳥種分布範圍為資料庫，完整呈現東亞主要島嶼，涵蓋主要島嶼間生物地理界線，同時對每條界線進行整合型統計檢測，並據此劃分島嶼所屬生物地理區。本文不僅為東亞歷史悠久的島間生物地理界線提供科學證據，也為以大陸為主的相關研究，提出以島嶼為主的研究成果。

材料與方法

一、鳥種分布範圍

本研究區域包含東亞 19 個主要島嶼(表 2)，加上澳洲、馬來半島、朝鮮半島等代表 3 個大陸的比對，總計為 22 陸塊單位。其中，菲律賓(不含巴拉望)、摩鹿加群島、小巽他群島(不含峇里島、龍目島)、新幾內亞島與周圍小島各自視為單一陸塊單位。此外，由於琉球群島單一島嶼以小面積居多，因此琉球群島僅以沖繩與奄美大島(Amami)為代表，生物地理界線的討論以渡瀨線為主。

表 1. 東亞主要島嶼間過去文獻所提出的生物地理界線、所區分的生物地理區(次區)、鄰近島嶼、所在海峽、形成陸橋的海峽深度、以及參考分類群(Mayr 1944; 大嶋 1990; 松本等 1996; Yoshikawa *et al.* 2007; Esselstyn *et al.* 2010; Wimbush and Park 2010)

Table 1. Biogeographic boundary, biogeographic region (sub-region), adjacent island, locating strait, strait depth for land bridge emergence, and referencing taxon between major islands in East Asia based on literature (Mayr 1944; Ohshima 1990; Matsumoto *et al.* 1996; Yoshikawa *et al.* 2007; Esselstyn *et al.* 2010; Wimbush and Park 2010)

Biogeographi cboundary	Biogeographic region (sub-region) separated by the boundary	Adjacent island	Locating strait	Sea depth for land bridge emergence (m)	Referencing taxon
Hatta's Line	Siberian sub-region Manchurian sub-region	Sakhalin Hokkaido	Souya Strait	55	Reptile and amphibian
Blakiston's Line	Siberian sub-region Manchurian sub-region	Hokkaido Honshu	Tsukaru Strait	130	Bird and mammal
Watase's Line	Paleartic region Oriental region	Yakushima Amami	Tokara Strait	1420	Insect, mammal, reptile and amphibian
Hachisuka's Line	Paleartic region Oriental region	Okinawa Miyakoshima	Kerama Strait	1050	Bird
South Sakishima Line	Paleartic region Oriental region	Yonagunishima Taiwan	Yonaguni Strait	1000	Bird
Wallace's Line	Oriental region Australian region	Bali Lombok	Lombok Strait	312	Bird
Huxley's Line	Oriental region Australian region	Palawan Philippines	Mindoro Strait	-	Bird and mammal
Weber's Line	Oriental region Australian region	Lesser Sunda Maluku	-	-	Fish
Lydekker's Line	Oriental region Australian region	Maluku New Guinea	-	-	Mammal

本研究區域以這 22 個陸塊單位與這些陸塊單位中所有 2,197 種陸域繁殖鳥種分布範圍，建立繁殖鳥種出現與未出現矩陣 (presence-absence matrix)。繁殖鳥種分布範圍來自東亞地區現存陸域鳥種分布範圍資料庫 (Kuo *et al.* 2013)。

本研究的鳥種分類根據 Clements 世界鳥類名錄 6.6 版 (Clements *et al.* 2011)。其中不包含取食海洋生物的海鳥，例如 鸕形目 (Procellariiformes) (信天翁、水薙鳥、海燕)、鰹鳥目 (Suliformes) (軍艦鳥、鰹鳥)、鷗科 (Laridae) (海鷗、燕鷗、剪嘴鷗)、賊鷗科 (Stercorariidae) (賊鷗)、以及海雀科 (Alcidae) (海雀、海鴉)。

二、統計分析

(一) 相異度指標 (Dissimilarity index)

本研究使用辛普森相異度指標 (Simpson dissimilarity index)，計算東亞主要島嶼繁殖鳥種的 β 多樣性，用數值呈現島嶼間的鳥種相對差異。辛普森相異度指標是近年常用的 β 多樣性代表指標，與其他 β 多樣性指標相較，可以減少因 2 樣點物種豐富度差異較大造成的誤差 (Lennon *et al.* 2001; Koleff *et al.* 2003; Melo *et al.* 2009; Kreft and Jetz 2010; Dobrovolski *et al.* 2012)。本研究的島嶼面積差異相當大，例如奄美大島面積為 712 km²，新幾內亞島面積為 785,753 km²，造成物種豐富度差異很大，例如奄美大島有 62 個繁殖鳥種，新幾內亞島有 618 個繁殖鳥種，因此本研究使用辛普森相異度指標作為 β 多樣性指標。辛普森相異度指標的定義為 1 減去辛普森相似度指標 (eq. 1) (Simpson 1943)，辛普森相似度指標以 2 個樣點為 1 組，計算共同鳥種種數占獨有鳥種種數較低者的獨有鳥種種數與共同鳥種種數之合的比例。

辛普森相異度指標 = $1 - a / [(min(b, c)) + a]$ (1)

其中 a 代表甲地與乙地的共同鳥種種數，b 與 c 分別為甲地與乙地各自獨有的鳥種種數。辛普森相異度指標介於 0 與 1 之間，數值愈大代表相異度愈大，數值愈小代表相異度愈小。以上統計分析使用 R 統計軟體 3.0.1 版與 R 程式 beta part (Baselga and Orme 2012; R Core Team 2013)。

(二) 集群分析 (Cluster analysis)

本研究使用辛普森相異度指標進行集群分析，作為島嶼分群的依據。本研究使用未加權算術平均配對集群分析 (Un-weighted Pair-Group Method using arithmetic Averages, UPGMA)，因其分析結果優於其他方法 (Kreft and Jetz 2010; Holt *et al.* 2013)。而且使用相同權重可以同等呈現每個島嶼的獨特性，不因面積大小而影響其重要性。UPGMA 的定義係以 2 個集群為 1 組，這 2 個集群中各任取 1 樣點，計算這 2 樣點距離，然後多次選取樣點，計算這些距離的算術平均值，不依各集群之不同樣點數予以加權 (Kreft and Jetz 2010)。以上統計分析使用 R 統計軟體 3.0.1 版與 R 程式 cluster (Maechler *et al.* 2013; R Core Team 2013)。

(三) 非度量多維尺度排序 (Non-metric Multi-Dimension Scaling, NMDS)

本研究根據繁殖鳥種出現與未出現矩陣，使用非度量多維尺度排序來檢測東亞主要島嶼的繁殖鳥類相異程度，以視覺化的投影圖作為分群的佐證。此方法屬排序分析 (ordination)，近來廣泛使用於大空間尺度的生物地理學研究 (Kreft and Jetz 2010; González-Orozco *et al.* 2013; Holt *et al.* 2013)。

與其他排序分析相較，非度量多維尺度排序並未預設資料必須是常態分布或線性分布(Ludwig and Reynolds 1988)。同時，非度量多維尺度排序的結果為精簡過後維度較少的投影圖，運算效率較高(Legendre and Legendre 1998)。分析結果的投影圖呈現資料樣點的相對差異，相鄰 2 樣點表示相似度高，相距遙遠的 2 樣點表示相似度低。應力值(stress value)可測量原始資料與投影圖變形資料的差異，其值介於 0 與 1 之間，數值愈小表示變形資料與原始資料差異愈小，適合度(goodness of fit)愈高。以上統計分析使用 R 統計軟體 3.0.1 版與 R 程式vegan (Oksanen *et al.* 2013; R Core Team 2013)。

結 果

根據東亞主要島嶼繁殖鳥種的辛普森相異度指標，集群分析顯示東亞主要島嶼可分為主要 3 群，分別為澳洲區、東洋區、古北區(圖 3)。澳洲區包含 3 個次集群，分別為(1)澳洲、(2)蘇拉維西，以及(3)新幾內亞島及摩鹿加群島這個次集群。東洋區可分為 4 個次集群，分別為(1)小巽他群島、(2)菲律賓和巴拉望、(3)婆羅洲、蘇門答臘及馬來半島這個次集群，以及(4)龍目島、峇里島、爪哇島這個次集群。古北區包含 4 個次集群，包括(1)臺灣、(2)沖繩和奄美大島、(3)朝鮮半島、九州、本州、四國這個次集群，以及(4)北海道和庫頁島。

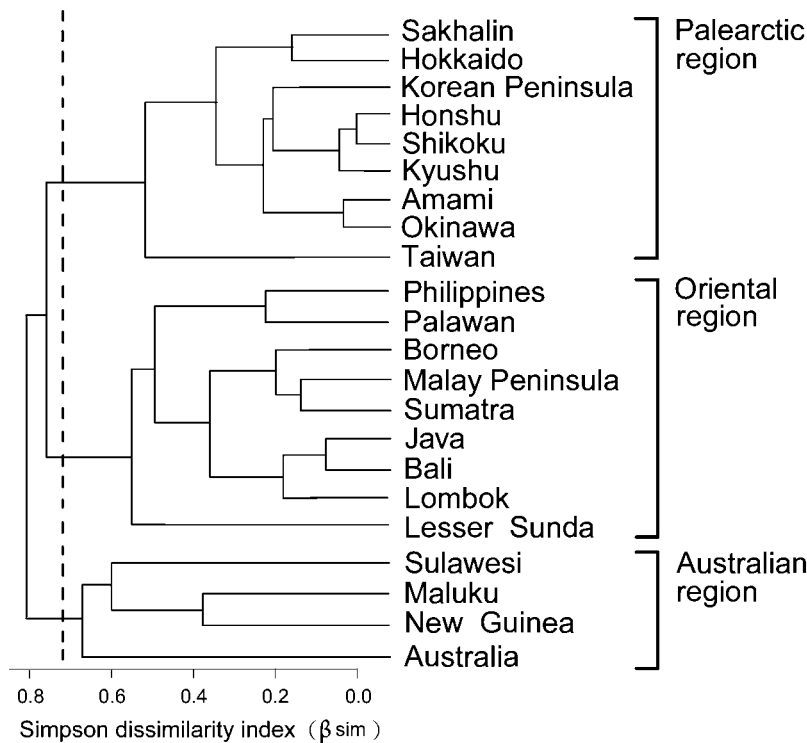


圖 3. 根據辛普森相異度指標，未加權算術平均配對集群分析之東亞主要島嶼繁殖鳥類相之分群。
Fig. 3. Cluster analysis based on Simpson dissimilarity index and Un-weighted Pair-Group Method using arithmetic Averages(UPGMA) of the breeding avifauna of major islands in East Asia.

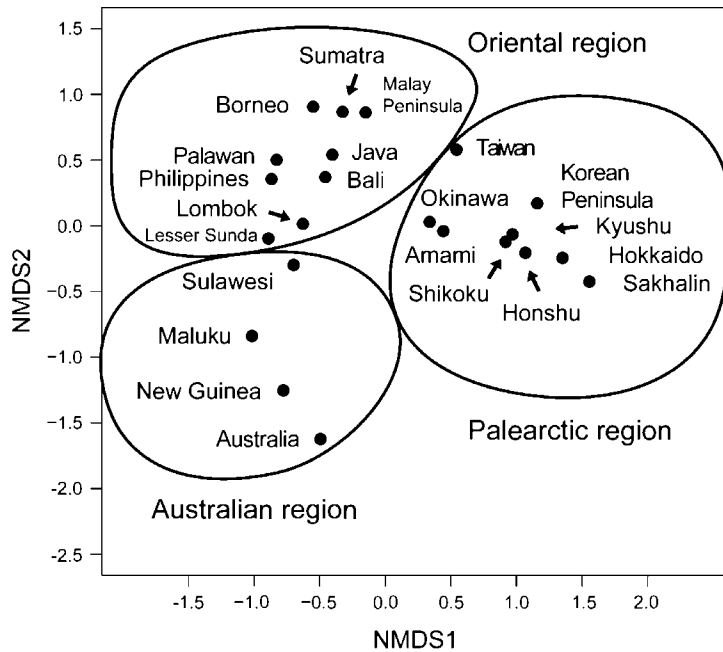


圖 4. 東亞主要島嶼繁殖鳥類相的生物地理區之非度量多維尺度排序投影圖。

Fig. 4. Non-metric Multi-Dimension Scaling (NMDS) of biogeographic regions of the breeding avifauna on major islands in East Asia.

非度量多維尺度排序(雙維維度、應力值為 0.11)也呈現出相同的結果，東亞主要島嶼應分為澳洲區、東洋區、古北區三區(圖 4)。澳洲區包含澳洲、新幾內亞島、摩鹿加群島、蘇拉維西。其中蘇拉維西與摩鹿加群島相似，但與本區其他島嶼的相異度較高。東洋區包含小巽他群島、龍目島、峇里島、爪哇島、婆羅洲、蘇門答臘、馬來半島、菲律賓、巴拉望。其中小巽他群島、菲律賓、巴拉望與本區多數島嶼的相異度較高。古北區包含臺灣、沖繩、奄美大島、本州、四國、九州、朝鮮半島、北海道、庫頁島。其中臺灣與沖繩、奄美大島相似，但與本區其他島嶼的相異度較高。

整合以上結果，可顯示東洋區與澳洲區、東洋區與古北區的界線。第一，東洋區與澳洲區的界線，位於小巽他群島與摩鹿加群島間，

經過婆羅洲與蘇拉維西間的望加錫海峽，以及桑義赫群島與民答那峨島之間的西裡伯斯海(圖 5)。其中小巽他群島與摩鹿加群島、蘇拉維西的辛普森相異度指標分別為 0.57 與 0.58，高於小巽他群島與龍目島(0.22)、峇里島(0.43)、及爪哇島(0.52)的辛普森相異度指標(表 2)；顯示小巽他群島的繁殖鳥類相，較近似於龍目島、峇里島、爪哇島，與摩鹿加群島、蘇拉維西相差較大。巴拉望與婆羅洲的辛普森相異度指標為 0.26，高於巴拉望與菲律賓的 0.22(表 2)；顯示巴拉望的繁殖鳥類相，較近似於菲律賓，而非婆羅洲。第二，東洋區與古北區的界線位於臺灣與菲律賓間(圖 5)。臺灣與菲律賓的辛普森相異度指標為 0.70，遠高於臺灣與沖繩的 0.29，以及菲律賓與巴拉望的 0.22(表 2)。九州與沖繩(0.23)及奄美大島(0.15)的辛

普森相異度指標，高於九州與本州間的 0.06(表 2)；顯示九州與奄美大島、沖繩的繁殖鳥類相差異較大。北海道與本州的辛普森相異度指標為 0.19，高於北海道與庫頁島的 0.16(表 2)；顯示北海道的繁殖鳥類相，較近似於庫頁島，而非本州。

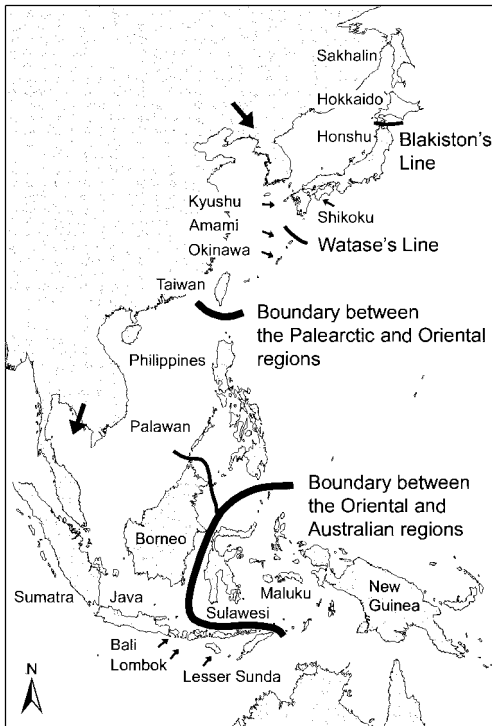


圖 5. 根據集群分析所畫的東亞主要島嶼繁殖鳥類相的生物地理界線。

Fig. 5. Biogeographic boundaries of the breeding avifauna between major islands in East Asia based on cluster analysis.

討論

一、生物地理界線

一般而言，多數物種分布範圍具連續性，多物種分布範圍組成的生物相也因此具有連續漸變的特質。可是，特殊地貌可能阻礙生物

擴散，如海峽與山脈，而易形成相對變化劇烈的生物相與較易觀察的生物地理界線。本研究使用陸域繁殖鳥種分布範圍，整合檢測東亞主要島間生物地理界線，發現五項異於傳統認定的結果。

第一，東洋區與澳洲區的界線長期以來最被接受的是華萊士線(Wallace 1876)，最近全球性研究亦支持同樣結果(Holt *et al.* 2013)。但本研究顯示，華萊士認為屬於澳洲區的小巽他群島應屬於東洋區；有些文獻也支持這項結果，顯示小巽他群島的東洋區鳥種較為優勢(Mayr 1944; Audley-Charles 1981; Michaux 2010)。這可能是因為東洋區的鳥種擴散路徑較早出現所致。小巽他群島的北部島嶼(Sumbawa, Flores, Solor archipelago 和 Alor archipelago)，中新世晚期(Miocene)(1,000 萬年前)與北半球勞亞大陸(Laurasia)相連，是東洋區鳥種往東擴散的主要路徑(Audley-Charles 1981)。小巽他群島的南部島嶼(Sumba, Timor)，是上新世晚期(Pliocene)(240 萬年前)澳洲版塊撞上亞洲版塊所形成(Harris 2011)，提供澳洲區鳥種往西擴散路徑(Audley-Charles 1981)。

第二，赫胥黎線將巴拉望與婆羅洲劃為同區(Huxley 1868; Myar 1944)，但本研究顯示，巴拉望繁殖鳥類相與菲律賓較為相似，與婆羅洲相差較大，有些文獻也支持這項結果，顯示巴拉望及菲律賓物種相似度高(爬蟲與兩棲動物：McGuire and Heang 2001; Brown and Guttman 2002; Evans *et al.* 2003)。巴拉望與菲律賓的物種較為相似，可能是因為漸新世(Oligocene)(3,000 萬年前)時，巴拉望與菲律賓西南島嶼同屬在東亞大陸近緣的巴拉望微大陸陸塊(the Palawan microcontinental block)，這些菲律賓西南島嶼包含明多洛島(Mindoro)西南部、班乃島(Panay)西北部、水牛島(Carabao

Island)、以及朗布隆島(the Romblon Island Group)(Heaney 1986; Zamoras and Matsuoka 2004; Zamoras *et al.* 2008; Yumul *et al.* 2009; Siler *et al.* 2012)。中新世前期(1,600-2,000 萬年前),巴拉望微大陸陸塊向東南方移動,撞上菲律賓活動帶(the Philippine mobile belt),中新世中期(1,500 萬年前),巴拉望微大陸陸塊才開始與婆羅洲相鄰(Hall 2002; Blackburn *et al.* 2010)。換句話說,巴拉望與菲律賓間擴散路徑的出現可能遠早於巴拉望與婆羅洲(Esselstyn *et al.* 2010)。此外,本研究也顯示巴拉望與婆羅洲的鳥種較不相似。赫胥黎認為巴拉望與婆羅洲的物種相似(Huxley 1868),可能原因是更新世(Pleistocene)海水面下降,形成兩島陸橋(Rohling *et al.* 1998)。可是最近研究指出,當時兩島間可能仍有海峽障礙(Voris 2000; Thomas *et al.* 2009),因此提高巴拉望與婆羅洲的物種相異度。

第三,古北區與東洋區的界線大多認定為渡瀨線或蜂須賀線(黑田 1925, 1931; 山階 1955),但本研究顯示,這 2 區界線應為臺灣與菲律賓間海峽,文獻中原本被分為東洋區的臺灣與琉球群島,其古北區鳥種組成較為優勢。Holt *et al.* (2013)並未明確指出臺灣屬於漢日區或東洋區,但本研究顯示臺灣繁殖鳥類相與古北區島嶼較為相似(圖 3),可能是因為新生代(Cenozoic Era)有兩條與古北區相連的主要陸橋。第一條是出現於中新世與上新世(250-2,300 萬年前),海水面下降形成的古東亞陸橋;朝鮮半島、本州、四國、九州、琉球群島、以及臺灣等,皆與東亞大陸相連(木村 1996; Ota 1998; 阿部 2005; Nakamura *et al.* 2009, 2010; Zhai *et al.* 2012),古北區鳥種可藉此擴散到臺灣。第二條陸橋位於臺灣海峽,雖曾與第一條陸橋同時存在,但在更新世後期(1.5 萬年

前)化石出土較多,陸橋功能可能較為明顯(Lin 1963; Voris 2000; Shih *et al.* 2007)。可是,臺灣的繁殖鳥種組成與其他古北區島嶼的差異相當大(表 2, 圖 4),可能是位於臺灣海峽的陸橋協助東洋區鳥種擴散到臺灣,增加許多東洋區的鳥種,造成臺灣雖屬古北區但與其他古北區島嶼差異較大。

第四,不同於渡瀨線將琉球群島劃為東洋區(黑田 1925, 1931),本研究顯示琉球群島的古北區鳥種較為優勢,與文獻相同(山階 1955; 森岡 1974; 宇山 2011)。琉球群島的古北區鳥種較為優勢,可能是因為古北區陸橋、東洋區擴散障礙、以及棲地不足。新生代時,古北區鳥種可藉由古東亞陸橋從朝鮮半島或臺灣,擴散到琉球群島(Lin 1963; 木村 1996; Ota 1998; Voris 2000; Zhai *et al.* 2012)。東洋區鳥種可從位於臺灣海峽的陸橋擴散到琉球群島,但更新世中期宮古島與沖繩間的慶良間海峽出現,造成擴散障礙(阿部 2005; Takagi 2011)。而且,更新世晚期琉球群島經過至少三次的海面升降,造成島嶼面積頻繁縮小,可能導致擴散至此的東洋區鳥種因棲地不足而滅絕(森岡 1974; Matsuoka 2000; 西海 2006)。因此,琉球群島是僅次於臺灣,與其他古北區島嶼相異度較高的島嶼。

第五,古北區中,滿洲區與西伯利亞區的界線被認為是布萊基斯頓線或八田線(黑田 1925; 山階 1929)。本研究指出,此界線應為本州與北海道間的布萊基斯頓線,可能是因為布萊基斯頓線所在的津輕海峽,造成較長時間的隔離。津輕海峽形成於更新世後期(10-15 萬年前),八田線所在的宗古海峽形成於更新世的最後冰期(1.2 萬年前)(阿部 2005)。這段期間因海水下降(Rohling *et al.* 1998; Clark *et al.* 2009),東亞大陸與庫頁島、北海道相連,形成

陸橋(河村 1998; Millien-Parra and Jaeger 1999; 阿部 2005; McKay 2012), 西伯利亞區的鳥種可能藉此擴散到北海道, 但因津輕海峽阻礙無法擴散到本州。

二、東亞主要島嶼繁殖鳥類相差異

(一) 小巽他群島與摩鹿加群島

本研究認為東洋區與澳洲區界線位於小巽他群島及摩鹿加群島與之間, 這 2 個群島主要相異鳥科為分布於摩鹿加群島的極樂鳥科(Paradisaeidae)(9 種)、鵝鶉科(Petroicidae)(6 種)及園丁鳥科(Ptilonorhynchidae)(4 種)。

(二) 小巽他群島與蘇拉維西

本研究認為東洋區與澳洲區界線也經過小巽他群島與蘇拉維西之間, 小巽他群島與蘇拉維西主要相異鳥科為分布於蘇拉維西的鵝鶉科(Pycnonotidae)(3 種)。

(三) 蘇拉維西與婆羅洲

本研究顯示, 東洋區與澳洲區界線也經過蘇拉維西與婆羅洲之間的望加錫海峽, 與華萊士線相同(Wallace 1876)。這 2 個島主要相異鳥科為分布於蘇拉維西的吸蜜鳥科(Meliphagidae)(3 種), 以及分布於婆羅洲的五色鳥科(Capitonidae)(9 種)、闊嘴鳥科(Eurylaimidae)(8 種)、咬鵲科(Trogonidae)(6 種)及蛙嘴夜鷹科(Podargidae)(6 種)。

(四) 婆羅洲與巴拉望

本研究顯示, 婆羅洲與巴拉望屬於不同生物地理區, 巴拉望的繁殖鳥類相與菲律賓相似, 與赫胥黎線看法不同(Huxley 1868)。這 2 個島主要相異鳥科為分布於婆羅洲的五色鳥科(9 種)、闊嘴鳥科(8 種)、繡眼科

(Zosteropidae)(7 種)及咬鵲科(6 種)。

(五) 臺灣與菲律賓

本研究指出, 古北區與東洋區界線為臺灣與菲律賓間海峽, 臺灣與菲律賓主要相異鳥科繁殖於菲律賓的太陽鳥科(Nectariniidae)(13 種)、鸚鵡科(Psittacidae)(10 種)及犀鳥科(Bucerotidae)(8 種)。

(六) 琉球群島與九州

本研究顯示, 沖繩、奄美大島所屬的琉球群島與九州屬於不同生物地理次區, 這結果與先前文獻相同(黑田 1925, 1931; 山階 1955; 黑田 1972)。琉球群島與九州主要相異鳥科為繁殖於九州的鵲鶉科(Motacillidae)(4 種)。

(七) 本州與北海道

本研究顯示, 北海道與本州屬於不同生物地理次區, 與文獻相同(Stejneger 1892; 黑田 1925; 和田 1933)。這 2 個島並無相異鳥科。

三、研究方法的突破

隨著統計分析與電腦運算的革新, 生物地理界線的研究方法也有階段性的突破。生物地理界線相關研究始於 19 世紀中後期, 著重於辨識生物地理界線兩側的島嶼物種差異, 研究方法以田野調查為主(Wallace 1860, 1863, 1876; 黑田 1925; 山階 1929, 1955), 但是當時有很多物種並未被完整調查記錄。20 世紀中期, 物種調查資料較為完備, 開始將生物地理界線與物種種數做連結, 僅單純計算物種比例(faunal balance)(Mayr 1944)。20 世紀中後期, 得利於電腦運算的便利, 相關研究著重於蒐集大量多種物種資料, 計算相異度指標, 進行集群與排序的統計分析, 整合檢測區域內數條生物地理

界線(Holloway and Jardine 1968)。21 世紀初期，由於全球物種分布範圍可從不少開放性資料庫取得，因此整合檢測 6 大生物地理區的分區與界線的研究近來相當常見(Kreft and Jetz 2010; Holt *et al.* 2013)。其中 Holt *et al.* (2013) 與本研究方法類似，採用相同的相異度指標與集群分析方法。可是所得到的結果卻不盡相同，這可能是因為本研究使用較精細的空間尺度單位，而 Holt *et al.* (2013) 採非等面積投影與 $2^\circ \times 2^\circ$ 方格為空間尺度單位的緣故。換句話說，全球性的整合檢測往往以大陸陸塊為出發點的思考模式，未必適合區域性島嶼間的整合檢測。本研究以適合島嶼的空間尺度，整合檢測島嶼間生物地理界線，為以大陸塊分析為主的全球生物地理研究，提供屬於島嶼的不同思考。

結 論

本研究根據完整的繁殖鳥種分布範圍，使用不具主觀偏見的集群分析與空間排序方法，整合檢測東亞主要島嶼間的生物地理界線與生物地理區。結果顯示本區許多認知已久的生物地理界線需做調整。此外，本研究也探討界線兩側島嶼繁殖鳥類相差異及地質歷史，以增進生物地理分區影響機制的了解。在以全球大陸為主流的生物地理研究中，本研究針對多島的東亞地區，提供島嶼的獨特結果。

謝 誌

感謝日本琉球大學副教授久保田康裕、丹麥哥本哈根大學 Ben Holt 博士、德國哥丁根大學助理教授 Holger Kreft、巴西北大河州聯邦大學助理教授 Alexandre Fadigas de Souza 的建議與討論。

引用文獻

- 八田三郎。1910。北海道に於ける兩棲類及び爬虫類。動物学雜誌 22(266): 558-563。
- 山階芳麿。1929。ブラキストン線以北に於ける鳥類の分布。地学雜誌 1(2): 57-67。
- 山階芳麿。1955。琉球における鳥類分布の境界線。地学雜誌 16-19: 371-375。
- 大嶋和雄。1990。第四紀後期の海峽形成史。第四紀研究 29: 193-208。
- 木村政昭。1996。琉球弧の第四紀古地理。地学雜誌 105(3): 259-285。
- 宇山大樹。2011。野鳥の記録-与那国島。文一総合出版。
- 西海功。2006。海を越えてきた鳥たちの今。国立科学博物館(編)。日本列島の歴史 98-107 頁。東海大学出版社。
- 青木文一郎。1913。本邦に於ける哺乳動物の分布状況。動物学雜誌 25: 498-579。
- 和田千蔵。1933。我郷土のブラキストン線。校友会誌郷土号 1: 161-178。
- 松本彦七郎。1918。津軽海峽の意義。動物学雜誌 30(361): 466-468。
- 松本剛、木村政昭、仲村明子、青木美澄。1996。琉球弧のトカラギャップおよびケラマギャップにおける精密地形形態。地学雜誌 105(3): 286-296。
- 河村善也。1998。第四紀における日本列島への哺乳類の移動。第四紀研究 37: 251-257。
- 阿部永。2005。日本の動物地理。増田隆一、阿部永(編)。動物地理の自然史-分布と多様性の進化学 1-12 頁。北海道大学図書刊行会。

- 黒田長久。1972。動物地理学-脊椎動物，とくに鳥類を中心として。共立出版。
- 黒田長禮。1925。日本鳥類の分布に就いて。地学雑誌 37: 369-380。
- 黒田長禮。1931。脊椎動物の分布上より見たる渡瀬線。動物学雑誌 43(508・509・510): 172-175。
- 森岡弘之。1974。琉球列島の鳥相とその起源。国立科学博物館専報 7: 203-211。
- 増田隆一。2005。ヒグマの系統地理的歴史とブラキストン線。増田隆一・阿部永(編)。動物地理の自然史-分布と多様性の進化学 45-59 頁。北海道大学図書刊行会。
- Audley-Charles, M. G. 1981. Geological history of the region of Wallace's Line. pp. 24-35. In: T. C. Whitmore (ed.). Wallace's Line and plate tectonics. Clarendon Press, Oxford, UK.
- Baselga, A. and C. D. L. Orme. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. Methods in Ecology and Evolution 3: 808-812.
- Beck, J., I. J. Kitching and K. E. Linsenmair. 2006. Wallace's Line revisited: has vicariance or dispersal shaped the distribution of Malesian hawk moths (Lepidoptera: Sphingidae)? Biological Journal of the Linnean Society 89: 455-468.
- Blackburn, D. C., D. P. Bickford, A. C. Diesmos, D. T. Iskandar and R. M. Brown. 2010. An ancient origin for the enigmatic flat-headed frogs (Bombinatoridae: *Barbourula*) from the islands of Southeast Asia. PLoS ONE 5: e12090.
- Brown, R. M. and S. I. Guttman. 2002. Phylogenetic systematic of the *Rana signata* complex of Philippine and Bornean stream frogs: reconsideration of Huxley's modification of Wallace's Line at the Oriental-Australian faunal zone interface. Biological Journal of the Linnean Society 76: 393-461.
- Clark, P. U., A. S. Dyke, J. D. Shakun, A. E. Carlson, J. Clark, B. Wohlfarth, J. X. Mitrovica, S. W. Hostetler and A. M. McCabe. 2009. The last glacial maximum. Science 325: 710-714.
- Clements, J. F., T. S. Schulenberg, M. J. Iliff, B. L. Sullivan, C. L. Wood and D. Roberson. 2011. The Clements checklist of birds of the world: Version 6.6. <http://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/downloadable-clements-checklist>. Accessed 12 October 2011.
- Dickerson, R. E., E. D. Merrill, R. C. McGregor, W. Schultze, E. H. Taylor and A. W. C. T. Herre. 1928. Distribution of life in the Philippines. Monograph No. 21. Philippine Bureau of Science, Manila, the Philippines.
- Dobrovolski, R., A. S. Melo, F. A. S. Cassemiro and J. A. F. Diniz-Filho. 2012. Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography 671: 191-197.
- Esselstyn, J. A., P. Widmann and L. R. Heaney. 2004. The mammals of Palawan Island, Philippines. Proceedings of the Biological Society of Washington 117: 271-302.
- Esselstyn, J. A., C. H. Oliveros, R. G. Moyle, A. T. Peterson, J. A. McGuire and R. M. Brown. 2010. Integrating phylogenetic and taxonomic evidence illuminates complex biogeographic patterns along Huxley's modification of Wallace's Line. Journal of

- Biogeography 37: 2054-2066.
- Evans, B. J., R. M. Brown, J. A. McGuire, J. Supriatna, N. Andayani, A. Diesmos, D. Iskandar, D. J. Melnick, and D. C. Cannatella. 2003. Phylogenetics of fanged frogs: testing biogeographical hypotheses at the interface of the Asian and Australian faunal zones. *Systematic Biology* 52: 794-819.
- González-Orozco, C. E., S. W. Laffan, N. Knerr, and J. T. Miller. 2013. A biogeographical regionalization of Australian *Acacia* species. *Journal of Biogeography*. DOI: 10.1111/jbi.12153
- Hachisuka, M. 1926. Avifauna of the riukiu islands. *Ibis* 68: 235-237.
- Hall, R. 2002. Cenozoic geological and plate tectonic evolution of SE Asia and the SW Pacific: computer-based reconstructions, model and animations. *Journal of Asian Earth Sciences* 20: 353-431.
- Harris, R. 2011. The nature of Banda Arc. pp. 163-211. *In*: D. Brown and P. D. Ryan (eds.). *Arc-Continent Collision*. Springer- Verlag Berlin Heidelberg, Dordrecht, the Netherlands.
- Heaney, L. R. 1986. Biogeography of mammals in SE Asia: estimates of rates of colonization, extinction and speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 127-165.
- Holloway, J. D. and N. Jardine. 1968. Two approaches to zoogeography: A study based on the distributions of butterflies, birds and bats in the Indo-Australian area. *Journal of the Proceedings of the Linnean Society London* 179: 153-188.
- Holt, B. G., J.-P. Lessard, M. K. Borregaard, S. A. Fritz, M. B. Araújo, D. Dimitrov, P. -H. Fabre, C. H. Graham, G. R. Graves, K. A. Jónsson, D. Nogués-Bravo, Z. Wang, R. J. Whittaker, J. Fjeldså and C. Rahbek. 2013. An update of Wallace's zoogeographic regions of the world. *Science* 339: 74-78.
- Huxley, T. H. 1868. On the classification and distribution of the Alectromorphae and Heteromorphae. *Proceedings of Zoological Society London* 1868: 294-319.
- Koleff, P., K. J. Gaston and J. J. Lennon. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.
- Kreft, H. and W. Jetz. 2010. A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions. *Journal of Biogeography* 37: 2029-2053.
- Kuo, Y., D.-L., Lin, F.-M., Chuang, P.-F. Lee and T.-S. Ding. 2013. Bird species migration ratio in East Asia, Australia, and surrounding islands. *Naturwissenschaften* 100: 729-738.
- Legendre, P. and L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Lennon, J. J., P. Koleff, J. J. D. Greenwood and K. J. Gaston. 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology* 70: 966-979.
- Lin, C. C. 1963. Geology and ecology of Taiwan prehistory. *Asian Perspectives* 7: 203-213.
- Ludwig, J. A. and J. F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley and Sons, New York.
- Lydekker, R. 1896. *A Geographical History of Mammals*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Maechler, M., P. Rousseeuw, A. Struyf, M.

- Hubert and K. Hornik. 2013. Cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 1.14.4.
- Matsuoka, H. 2000. The late Pleistocene fossil birds of the Central and Southern Ryukyu Islands, and their zoogeographical implications for the recent avifauna of the archipelago. *Tropics* 10: 165-188.
- Mayr, E. 1944. Wallace's Line in the light of recent zoogeographic studies. *The Quarterly Review of Biology* 19: 1-14.
- McGuire, J. A. and K. B. Heang. 2001. Phylogenetic systematics of Southeast Asian flying lizards (Iguania: Agamidae: *Draco*) as inferred from mitochondrial DNA sequence data. *Biological Journal of the Linnean Society* 72: 203-229.
- McKay, B. D. 2012. A new timeframe for the diversification of Japan's mammals. *Journal of Biogeography* 39: 1134-1143.
- Melo, A. S., T. Rangel, and J. A. F. Diniz. 2009. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography* 32: 226-236.
- Michaux, B. 2010. Biogeography of Wallacea: geotectonic models, areas of endemism, and natural biogeographical units. *Biological Journal of the Linnean Society* 101: 193-212.
- Millien-Parra, V. and J. -J. Jaeger. 1999. Island biogeography of the Japanese terrestrial mammal assemblages: an example of a relict fauna. *Journal of Biogeography* 26: 959-972.
- Nakamura, K., R. Suwa, T. Denda, and M. Yokota. 2009. Geohistorical and current environmental influences on floristic differentiation in the Ryukyu Archipelago, Japan. *Journal of Biogeography* 36: 919-928.
- Nakamura, K., T. Denda, G. Kokubugata, R. Suwa, T. Y. A. Yang, C. I. Peng, and M. Yokota. 2010. Phylogeography of *Ophiorrhiza japonica* (Rubiaceae) in continental islands, the Ryukyu Archipelago, Japan. *Journal of Biogeography*, 37: 1907-1918.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens and H. Wagner. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7.
- Ota, H. 1998. Geographic patterns of endemism and speciation in amphibians and reptiles of the Ryukyu Archipelago, Japan, with special reference to their paleogeographical implications. *Researches on Population Ecology* 40: 189-204.
- R Core Team. 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rohling, E. J., M. Fenton, F. J. Jorissen, P. Bertland, G. Ganssen and J. P. C. L. 1998. Magnitudes of sea-level lowstands of the past 500,000 years. *Nature* 394: 162-165.
- Sclater, P. L. 1858. On the general geographical distribution of the members of the class Aves. *Journal of the Proceedings of the Linnean Society of London* 2: 130-136.
- Shih, H.-T., S.-H. Fang and P. K. L. Ng. 2007. Phylogeny of the freshwater crabs genus *Somanniathelphusa* Bott (Decapoda: Parathelphusidae) from Taiwan and the coastal regions of China, with

- notes on their biogeography. *Invertebrate Systematics* 21: 29-37.
- Siler, C. D., J. R. Oaks, L. J. Welton, C. W. Linkem, J. Swab, A. C. Diesmos and R. M. Brown. 2012. Did geckos ride the Palawan raft to the Philippines? *Journal of Biogeography* 39: 1217-1234.
- Simpson, G. G. 1943. Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science* 241: 1-31.
- Simpson, G. G. 1977. Too many lines: the limits of the Oriental and Australian zoogeographic regions. *Proceedings of the American Philosophical Society* 121: 107-120.
- Stejneger, L. 1892. Notes and news on captain Thomas Wright Blakiston. *Auk* 9: 75-76.
- Takagi, M. 2011. Vicariance and dispersal in the differentiation of vocalization in the Ryukyu Scops Owl *Otus elegans*. *Ibis* 153: 779-788.
- Thomas, A. L., G. M. Henderson, P. Deschamps, Y. Yokoyama, A. J. Mason, E. Bard, B. Hamelin, N. Durand and G. Camoin. 2009. Penultimate deglacial sea level timing from uranium/thorium dating of Tahitian corals. *Science* 324: 1186-1189.
- Voris, H. K. 2000. Maps of Pleistocene sea levels in Southeast Asia: Shorelines, river systems and time durations. *Journal of Biogeography* 27: 1153-1167.
- Wallace, A. R. 1860. On the zoological geography of the Malay Archipelago. *Journal of the Proceedings of the Linnean Society of London* 4: 172-184.
- Wallace, A. R. 1863. On the physical geography of the Malay Archipelago. *Journal of the Royal Geographical Society* 33: 217-234.
- Wallace, A. R. 1876. *The geographical distributions of animals*. Macmillan, London, UK.
- Wimbush, M. and J. H. Park. 2010. *Measuring the Flow through the Kerama Gap*. Graduate School of Oceanography, University of Rhode Island, Narragansett, Rhode Island.
- Yoshikawa, S., Y. Kawamura and H. Taruno. 2007. Land bridge formation and proboscidean immigration into the Japanese Islands during the Quaternary. *Journal of Geosciences* 50(1): 1- 6.
- Yumul, G. P., C. B. Dimalanta, E. J. Marquez and K. L. Queaño. 2009. Onland signatures of the Palawan microcontinental block and Philippine mobile belt collision and crustal growth process: a review. *Journal of Asian Earth Sciences* 34: 610-623.
- Zamoras, L. R. and A. Matsuoka. 2004. Accretion and postaccretion tectonics of the Calamian Islands, North Palawan block, Philippines. *Island Arc* 13: 506-519.
- Zamoras, L. R., M. G. A. Montes, K. L. Queaño, E. J. Marquez, C. B. Dimalanta, J. A. S. Gabo and G. P. Yumul. 2008. Buruanga peninsula and Antique Range: two contrasting terrains in Northwest Panay, Philippines featuring an arc-continent collision zone. *Island Arc* 17: 443-457.
- Zhai, S.-H., H. P. Comes, K. Nakamura, H.-F. Yan, and X.-Y. Qiu. 2012. Late Pleistocene lineage divergence among populations of *Neolitsea sericea* (Lauraceae) across a deep sea-barrier in the Ryukyu Islands. *Journal of Biogeography* 39: 1347-1360.

臺灣低海拔灌叢鳥類調查：定點計數與霧網捕捉之比較

A comparison of bird point count and mist netting used in a lowland shrub in southern Taiwan

徐紫欽^{1,2} 許皓捷^{1,*}

Tzu-Chin Hsu^{1,2}, Hau-Jie Shiu^{1,*}

¹ 國立臺南大學生態科學與技術學系 70005 臺南中西區樹林街二段 33 號

² 國立中山大學生物科學系 80448 高雄市鼓山區蓮海路 70 號

¹ Department of Ecoscience and Ecotechnology, National University of Tainan, Tainan, Taiwan

² Department of Biological Sciences, National Sun Yat-sen University, Kaohsiung, Taiwan

*通訊作者：shiu.hj@gmail.com

*Corresponding author: shiu.hj@gmail.com

摘 要

定點計數法與霧網捕捉法是鳥類群聚調查常用的方法。定點計數法效率高，但不易察覺隱密鳥種。相反地，霧網捕捉法較易調查到隱密鳥種，但必須投入大量人力及時間。兩種方法察覺到的鳥種特性不同，但調查得到的鳥類群聚結構差異卻很少被討論。我們於 2012 年 4 月至 9 月，在臺南市龍崎區海拔約 100 m 之灌叢與高草地，分別以這兩種方法調查鳥類。我們比較兩種方法得到的鳥類資料，包括鳥種組成、種類多樣性及鳥類的生物與生態特性。調查期間共記錄到 17 種，513 隻次。其中，定點計數法 12 種，413 隻次；霧網捕捉法 13 種，100 隻次。兩種方法得到的種類多樣性類似，但鳥種組成相似性不高，Jaccard similarity index 僅 0.47。定點計數法不易察覺相對密度較低或不善鳴叫的鳥種；霧網捕捉法則不易捕獲體型較大或相對翼長較短的鳥類。我們認為在低海拔灌叢進行鳥類調查時，單獨採用定點計數或霧網捕捉法，均可能嚴重低估樣區的鳥種多樣性；僅採用其中一種方法調查鳥類，對於結果的詮釋，應特別謹慎。

Abstract

Point count and mist netting techniques have been commonly used in terrestrial habitats for the purpose of surveying avian communities. However, the difference of community structures measured by both techniques is poorly known. We compared point count and mist netting data collected from the same plot in a subtropical lowland shrub in southern Taiwan from April to September 2012 to evaluate their descriptions of the measured avian communities. We detected 12 and 13 bird species by point counts and mist netting respectively, and totally accumulated 17 species from both methods. Species composition between the measured communities was very dissimilar with only 0.47 of Jaccard coefficient. The efficiency of both survey methods on a particular species was significantly affected by the biological and/or ecological traits of the bird. Birds that point counts failed to detect were usually silent or rare species; whereas birds that mist netting failed to capture were usually large or those with a relatively short wing length. Because both techniques detected different sets of community composition, we argue that using either alone to survey an avian community might seriously underestimate its richness with an incomplete description of that community, and the results should be interpreted cautiously.

關鍵詞：鳥類調查、定點計數、霧網捕捉

Key words : bird survey, point count, mist netting

收件日期：2013 年 09 月 27 日

接受日期：2014 年 01 月 06 日

Received: September 27, 2013

Accepted: January 06, 2014

緒 言

建立調查樣區完整鳥類名錄是鳥類群聚研究或資源調查的首要目標。定點計數法 (point count) 是陸域鳥類調查最常使用的方法之一 (Ralph and Scott 1981; Rosenstock *et al.* 2002)。此法是調查者在一個地點停留一段時間，記錄一定範圍內觀察到的鳥種及數量 (Bibby *et al.* 2000; Buckland *et al.* 2008)。因為觀察者僅在定點觀察與記錄，在點與點之間則

專注移動，故特別適合於臺灣山區崎嶇地形使用。一般而言，定點計數法鳥類調查多在日出至日出之後三小時內進行，每一定點停留時間則在 10 min 以內 (Shiu and Lee 2003)。故與其他調查方法相較，採用本法可以調查較多樣點；不但效率高，而且因為可以獲得較多樣本，而能降低族群量估算的誤差，增進統計檢定力。惟定點計數法非常仰賴鳥類鳴聲，故難以察覺隱密性高的鳥種，從而影響得到的鳥類名錄之完整性。

霧網捕捉法(mist netting)也是陸域鳥類調查常用的方法(Ralph and Scott 1981; Bibby *et al.* 2000)。研究者架設霧網以捕捉經過鳥類，予以標記之後釋放。此法可由同一個體被重複捕獲的情形，精確估算某一鳥種的族群量(Pollock 1991)。另外，相較於定點計數法，此法較能調查到隱密性高的鳥種。惟霧網捕捉法受限於網具架設高度，無法調查到樹冠層活動鳥類。且本法需大量人力及長時間操作，故繫放站設立數量經常受到限制，而難以應用在大範圍樣區的調查。

定點計數與霧網捕捉法鳥類調查結果的差異，已有許多文獻報導。大部分研究者發現定點計數法可以調查到比較多的鳥種(e.g., Whitman *et al.* 1997; Wang and Finch 2002; Derlindati and Caziani 2005; Estades *et al.* 2006)，以及比較多森林上層活動的種類(e.g., Whitman *et al.* 1997; Rappole *et al.* 1998; Pagen *et al.* 2002; Estades *et al.* 2006)；大型鳥類也多藉由定點計數法調查得到(e.g., Whitman *et al.* 1997; Wang and Finch 2002; Estades *et al.* 2006)。相對地，霧網捕捉法調查到的鳥種較少，調查到的種類以森林下層或小型及活動快速的鳥類為主。但是霧網捕捉法可以調查到定點計數法所難以察覺的稀有或隱密性鳥種(e.g., Wang and Finch 2002; Derlindati and Caziani 2005)。

無論定點計數或霧網捕捉法，都可能僅察覺到群聚組成中的特定類群。單獨使用其中一種方法，可能會低估特定鳥種的族群量並遺漏許多鳥種(Rappole *et al.* 1998)。臺灣過去的陸域鳥類群聚調查多以定點計數法進行(e.g., 丁 1993；方 1996；黃 2001；許 2003；廖 2006)，惟從未有討論過定點計數法調查得到的群聚之完整性。在臺灣陸域以定點計數法進行鳥

類群聚調查，可能低估多少比例的鳥種？被遺漏者，是否有特定的生物或生態特性？目前並不清楚。惟這些資訊，對於瞭解一個地區的鳥類資源，以及從事鳥類群聚生態學研究，均非常重要。

我們在臺南市龍崎區丘陵地的一處灌叢與高草地，分別以定點計數與霧網捕捉法進行一個繁殖季的鳥類調查。我們比較兩種調查方法得到的群聚介量與鳥種的生物特性，並對後續方法學及鳥類群聚生態研究提出建議。

材料與方法

一、研究樣區

本研究在臺南市龍崎區牛埔泥岩水土保持教學園區一處長條型之乾涸滯洪池進行(圖 1)；樣區海拔在 50-100 m。該滯洪池為盆地地形，長約 700 m，寬約 100 m，主要植被型態為 2-3 m 高之芒草、灌木與小喬木。周圍小山丘由裸露泥岩構成，散生芒草、灌叢與竹林；樣區西側與北側各有一水池，終年蓄水。盆地周圍主要植被為果園、竹林及次生林。

二、鳥類調查

定點計數法鳥類調查從 2012 年 4 月至 9 月進行。共設置 3 個調查樣點，每個樣點之間至少間隔 200 m 以上。每個月至少調查 1 次，兩次調查之間的時間間隔至少 2 wk。調查只在天氣晴朗時進行。每次調查於日出至日出之後 3 hr 內完成。每次每一點停留 6 min，記錄半徑 50 m 內所有聽見或看見的鳥種及數量。定點計數調查若與霧網捕捉法操作日期相鄰，則先進行定點計數調查，再於隔日進行霧網捕捉調查，以避免鳥類活動受霧網捕捉的干擾。

霧網捕捉法鳥類調查於 2012 年 4 月至 9 月進行；為 MAPS Taiwan (臺灣鳥類生產力與存活率監測, The Monitoring Avian Productivity and Survivorship Program, Taiwan; 宋等 2012) 鳥類繫放計畫之一。共架設 6 張網，每張網之間至少間隔 50 m。每張霧網長 12 m，寬 4 m，網目 30 mm；設置 4 層網袋，架設高度下緣離地約 0.5 m，上緣離地 3-4 m。每個月調查 1 次，兩

次調查之間至少間隔 2 wk。調查只在天氣晴朗時進行。每次調查於日出後 20 min 內完成開網，6 hr 之後闔網；巡網時間間隔為 30 min。記錄捕捉到的鳥種及數量。我們測量被捕捉到的每一個體之體重與自然翼長，並與僅由定點計數調查得到的鳥種之體重及自然翼長相比較。僅由定點計數法調查到的鳥種之形質資料，引用自 Shiu *et al.* (2005)。

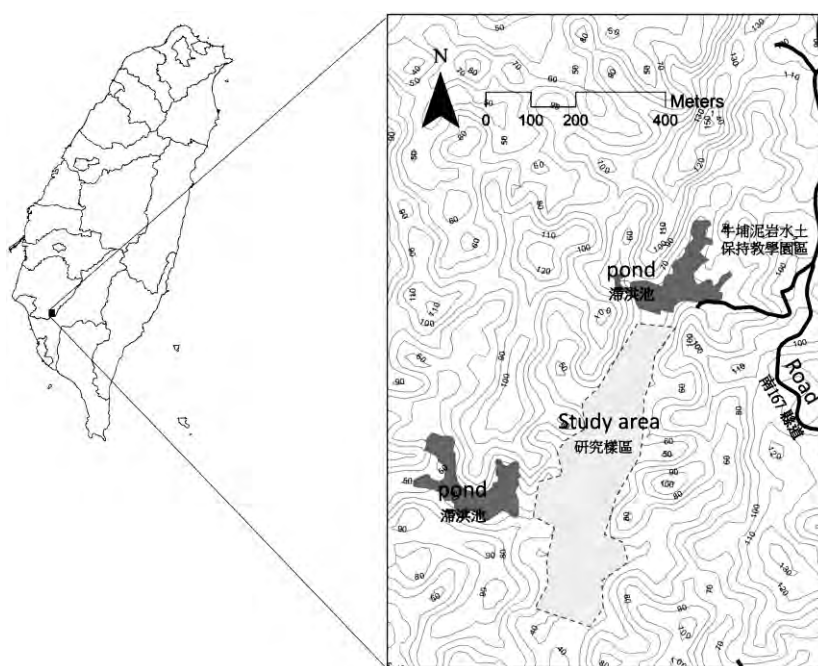


圖 1. 研究樣區位置圖。

Fig. 1. Map of the study area.

三、資料分析

我們以 Jaccard similarity index 比較兩方法之間得到的鳥種組成之相似性。我們也以個體為基礎的稀釋曲線(individual-based rarefaction curves) (Colwell *et al.* 2012)，比較在相同努力量(即察覺個體數)之下，兩方法得到的鳥類群聚之多樣性。我們以 EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013)統計軟體進行 rarefaction curves 之分析。

結果與討論

研究期間共進行 7 次定點計數調查；於全部定點的總停留時間為 126 min。霧網捕捉調查原計畫進行 6 次，但受限於氣候因素，僅調查 5 次；全部鳥網的總努力量合計 2160 meter net hours。調查期間共記錄到鳥類 17 種，513 隻次；兩方法調查到的鳥類種類及個體數，詳見表 1。

表 1. 定點計數法與霧網捕捉法調查到的鳥類個體數、自然翼長、體重及自然翼長對體重之比值 (自然翼長對體重之比值小於1的鳥種，僅被定點計數法調查到)

Table 1. Abundance of birds recorded by point count and mist netting, and the wing length, body mass, and wing length to body mass ratio of each bird species. Note that birds with the ratio less than 1 were recorded by point count only.

Common names	Scientific names	Number of individuals†		Morphology		
		Point count	Mist netting	Wing length(mm)	Body mass(g)	Wing length/Body mass Ratio
Chinese Bamboo-Partridge 竹雞*	<i>Bambusicola thoracicus</i>	13 (3.1)	-	133.0	233.0	0.57
Oriental Turtle-Dove 金背鳩*	<i>Streptopelia orientalis</i>	2 (0.5)	-	176.4	207.2	0.85
Spotted Dove 珠頸斑鳩*	<i>Streptopelia chinensis</i>	2 (0.5)	-	146.7	148.2	0.99
White-bellied Pigeon 綠鳩*	<i>Treron sieboldii</i>	1 (0.2)	-	131.0	184.5	0.71
Lesser Coucal 番鴉	<i>Centropus bengalensis</i>	6 (1.5)	1 (1)	141.0	125.0	1.13
Brown Shrike 紅尾伯勞	<i>Lanius cristatus</i>	-	1 (1)	84.0	33.3	2.52
Black-naped Monarch 黑枕藍鶺鴒	<i>Hypothymis azurea</i>	4 (1.0)	1 (1)	68.0	12.0	5.67
Light-vented Bulbul 白頭翁	<i>Pycnonotus sinensis</i>	306 (74.1)	41 (41)	79.7	29.2	2.73
Striated Prinia 斑紋鷓鴣	<i>Prinia crinigera</i>	-	4 (4)	46.9	10.8	4.35
Yellow-bellied Prinia 灰頭鷓鴣	<i>Prinia flaviventris</i>	20 (4.8)	7 (7)	44.0	7.3	6.04
Plain Prinia 褐頭鷓鴣	<i>Prinia inornata</i>	-	3 (3)	45.8	7.5	6.11
Vinous-throated Parrotbill 粉紅鸚嘴	<i>Paradoxornis webbianus</i>	-	4 (4)	49.5	10.5	4.71
Taiwan Hwamei 臺灣畫眉	<i>Garrulax taewanus</i>	13 (3.1)	1 (1)	90.0	61.0	1.48
Rufous-capped Babbler 山紅頭	<i>Stachyridopsis ruficeps</i>	13 (3.1)	16 (16)	47.8	10.5	4.55
Black-necklaced Scimitar-Babbler 大彎嘴	<i>Pomatorhinus erythrocnemis</i>	18 (4.4)	1 (1)	84.0	67.0	1.25
Taiwan Scimitar-Babbler 小彎嘴	<i>Pomatorhinus muscivus</i>	15 (3.6)	19 (19)	78.7	37.6	2.09
Siberian Rubythroat 野鴉	<i>Calliope calliope</i>	-	1 (1)	76.0	23.5	3.23
Number of species		12	13			
Number of individuals		413	100			

*Morphology data are from Shiu *et al.* (2005). †Numbers in parentheses indicate the relative abundance.

一、種類多樣性

定點計數法與霧網捕捉法調查得到的種類多樣性類似。調查期間定點計數法共記錄到 12 種，413 隻次。霧網捕捉法則累計捕獲 13 種，100 隻次。定點計數法與霧網捕捉法得到的鳥種數，分別占全部記錄得 17 種鳥種的 71% 及 76%。在本研究的努力量下，兩方法得到的種類多樣性非常近似。

許多類似研究也認為定點計數法與霧網捕捉法調查得到的種類多樣性沒有太大差異(e.g., Dawson *et al.* 1995; Faaborg *et al.* 2004)。惟也有研究認為定點計數法可以比霧網捕捉法調查到更多鳥種(e.g., Whitman *et al.* 1997; Rappole *et al.* 1998; Derlindati and Caziani 2005; Estades *et al.* 2006)。不同研究結論的差異，可能與棲地類型及真實群聚結構有關。由於霧網的上緣高度通常離地僅 3-4 m，因此在森林型棲地應用霧網捕捉法進行鳥類調查時，無論努力量如何，都可能難以調查到林冠層活動的鳥種，若林冠層鳥種佔群聚組成的比例很高，就會導致霧網捕捉法察覺得鳥種數較少。相對而言，在灌叢型棲地，兩種方法得到的種類多樣性則有可能較為類似。另外，不同研究之間調查努力量的差異，也可能影響兩種調查方法的結論。定點計數法的時間效率較高，亦即在較短時間內即可調查到較多物種。如果調查時間有限，則定點計數法調查得到的種類多樣性即很可能高於霧網捕捉法。而在本研究的努力量下，兩方法得到的種類多樣性雖然近似，然若就稀釋曲線樣式推斷，若投入更多時間以捕捉更多個體，則霧網捕捉法將可以比定點計數法調查到更多鳥種。

二、群聚結構

雖然本研究兩種方法得到的種類多樣性近似，但其獲得的群聚結構，包括群聚組成與相對豐富度，卻有很大差異。在全部 17 種鳥當中，兩方法均調查到的鳥種有 8 種，不到全部察覺鳥種數的一半。而僅由定點計數法或霧網捕捉法調查得到的鳥種則分別有 4 種與 5 種。兩方法調查得到的鳥種組成相似性不高，Jaccard similarity index 僅 0.47。另外，同一鳥種的相對豐富度也有很大差異。以霧網捕捉法得到的相對豐富度對定點計數法得到的相對豐富度作圖，很少鳥種落在代表相對豐富度相同的對角斜線附近(圖 2)。

除群聚組成之外，兩種方法得到的群聚特徵亦不同。將兩方法得到的結果分別繪製成以個體為基礎之稀釋曲線(圖 3)。霧網捕捉法的曲線較為陡峭；隨捕獲個體數增加，累加種類數也快速增加。相對地，定點計數法記錄種類數隨個體數增加而增加的幅度則較為平緩。此結果顯示霧網捕捉法得到的群聚結構，各物種之間個體數的分配較為平均，在調查到相同個體數的努力量下，其估計所得之多樣性較高；定點計數法得到的群聚結構則由少數極優勢種類(i.e., 白頭翁 *Pycnonotus sinensis*)與多數稀有種構成，在相同努力量下，其估計之多樣性較低。比較同樣調查到 100 隻個體所能察覺的種數，霧網捕捉法察覺到 13 種鳥，Shannon's diversity index 1.8；定點計數法則僅能察覺到 9.5 種，Shannon's diversity index 1.1 (with 0.17 s.d.)。

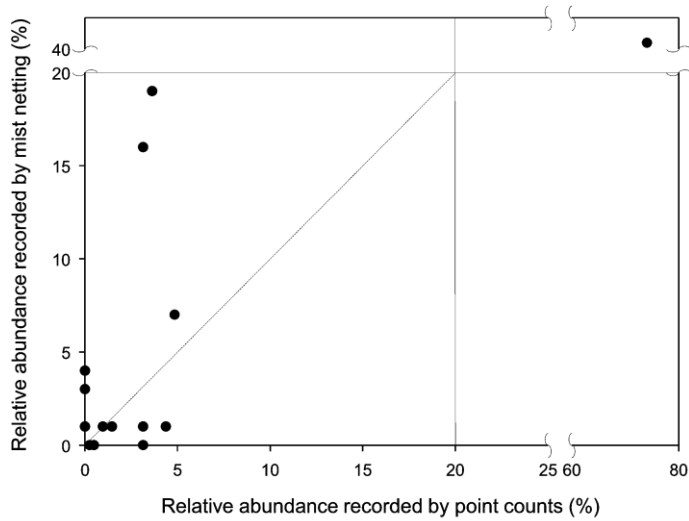


圖 2. 定點計數法與霧網捕捉法調查得到的鳥類相對豐富度散佈圖。圖中虛線位置代表某一鳥種以兩種方法調查得到的相對豐富度相同；大部份鳥種的散佈落點與虛線距離遠，表示以兩方法得的相對豐富度有很大差異。

Fig. 2. Scatter plot of the relative abundance of birds recorded by point count and mist netting respectively. The dashed line shows a bird having the same relative abundance recorded by both methods.

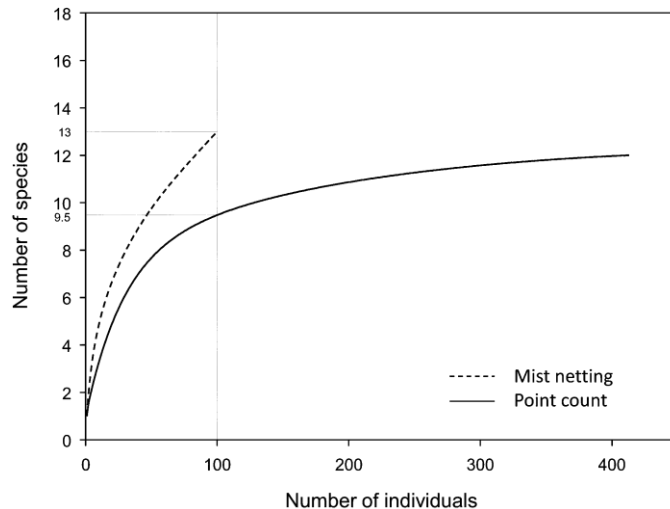


圖 3. 定點計數法與霧網捕捉法得到的鳥類群聚資料之稀釋曲線。垂直虛線為調查到100隻個體之努力量；交叉兩條稀釋曲線的水平虛線，則顯示在該努力量之下，兩方法分別可以察覺得到的鳥種數。

Fig. 3. Individual-based rarefaction curves of the bird community data from both mist netting and point count methods. The vertical line intersects each curve at 100 individuals sampled; horizontal lines from those intersections show how many species of birds would be sampled if just 100 individuals were sampled from each survey method.

三、察覺鳥種的生物特性

兩方法察覺到的鳥種之生物特性不同。定點計數法主要藉由鳴聲察覺鳥類。調查期間定點計數法沒有察覺到的種類，包括紅尾伯勞 (*Lanius cristatus*)、斑紋鷓鴣 (*Prinia crinigera*)、褐頭鷓鴣 (*P. inornata*)、粉紅鸚嘴 (*Paradoxornis webbianus*)、以及野鳩 (*Calliope calliope*)，都是族群密度較低的種類。這些鳥被霧網捕捉法調查到的相對豐富度最多亦只有 4%。另外，調查到的紅尾伯勞及野鳩應為過境個體，遷移時的鳴聲通常較少；而粉紅鸚嘴鳴聲較小，經驗上，其有效察覺距離常在 20 m 以內，這些因素也都影響定點計數法的調查結果。

霧網捕捉法察覺到的鳥種與其活動特性有關。研究樣區為高草地、灌叢、以及小灌木環境，散生些許 5-10 m 的小喬木。研究期間被霧網捕捉到的種類均屬於灌叢層活動的鳥種。沒有被捕捉到的種類，竹雞 (*Bambusicola thoracicus*) 在地面活動覓食，金背鳩 (*Streptopelia orientalis*) 及珠頸斑鳩 (*S. chinensis*) 主要在地面覓食，並停棲於喬木的冠層，綠鳩 (*Treron sieboldii*) 則在喬木冠層覓食與停棲。由於霧網架設高度約離地 0.5-4 m，在地面或喬木冠層覓食鳥種，較難被霧網捕獲。另外，這些未被捕獲鳥種有一共同生物特性，即體重較重 (148-233 g)、翼長對體重比小於 1 mm/g (表 1)。一般而言，相對翼長愈長者，飛行速度愈快 (Videler 2005)。而相對翼長較短者，飛行速度較慢，也因此較易發現霧網而閃避。過去類似研究也多認為霧網捕捉法較不能調查到大型鳥類 (e.g., Wang and Finch 2002; Derlindati and Caziani 2005); Derlindati and Caziani (2005) 甚至明確指出霧網無法捕捉到大於 200 g 的鳥類。Estades *et al.* (2006) 認為霧網較難以捕捉到在森林冠層覓食的鳥類，以及較少移動的鳥

種。Whitman *et al.* (1997) 則發現霧網捕捉到的鳥種，以林下活動及小型種類居多。

四、鳥類調查應用

不論定點計數或霧網捕捉法，僅採用其中任一方法進行鳥類調查，均會嚴重低估樣區的鳥種多樣性。許多文獻也有相同結論 (e.g., Dawson *et al.* 1995; Whitman *et al.* 1997; Rappole *et al.* 1998)。主要原因在於，這兩種方法察覺得鳥種之生物或生態特性不同。定點計數法藉由鳴聲察覺鳥類，因此容易遺漏隱密性高的鳥種，尤其在鳴唱高峰期以外的季節進行鳥類調查時。霧網捕捉法則因為霧網架設高度限制，而難以捕獲樹冠層活動鳥類。大型、行動緩慢、或在地面活動的鳥種，也不易被霧網所捕獲。因此有學者建議同時採用這兩種方法 (e.g., Derlindati and Caziani 2005)，以提高種類多樣性估計的準確度，並增進對鳥類群聚及各鳥種棲地利用的瞭解。Terborgh *et al.* (1990) 研究熱帶山區森林鳥類群聚，即同時以定點計數與霧網捕捉法進行鳥類調查。

雖同時採用定點計數與霧網捕捉法調查鳥類，可得到較佳之多樣性估值與鳥種名錄，惟霧網捕捉法要投入的努力量畢竟過高，而難以推廣。陸域鳥類群聚生態研究，尤其是大規模鳥類調查計畫，仍多單獨採用定點計數法。例如北美繁殖鳥類調查 (The North American Breeding Bird Survey, Sauer *et al.* 2012) 與臺灣繁殖鳥類大調查 (BBS Taiwan, 柯等 2012)，均僅採用定點計數法。

依照本研究的結果，BBS Taiwan 可能低估一個地區的種類多樣性。本研究定點計數調查的努力量與 BBS Taiwan 相當。BBS Taiwan 規範一個樣區設置 10 個調查點，每一繁殖季每個點調查 2 次，每次停留 6 min；每一樣區的

總停留時間為 120 min。本研究在樣區調查的總停留時間則為 126 min。然就本研究努力量，定點計數法僅能調查到全部鳥種的 71%。因此若欲獲得一個地區較準確的種類多樣性估值，以及較完整的鳥類名錄，BBS Taiwan 的努力量顯然不足。故若依據 BBS Taiwan 調查結果，評估鳥類多樣性的空間分布，或多樣性在空間及時間上的變化，可能必須非常小心。當然，本研究僅在低海拔高草地環境進行，BBS Taiwan 調查樣區則包含其他海拔及棲地類型。因此我們認為未來有必要討論在其他海拔及棲地類型下，定點計數與霧網捕捉法得到的種類多樣性及群聚結構之差異。此方法學之結論，將可以對 BBS Taiwan 及其他採用定點計數法的鳥類群聚生態學研究之結果，有更精確之解讀。

謝 誌

感謝 MAPS Taiwan 團隊(吳世鴻、吳泰維、吳麗蘭、宋心怡、李烜蓓、林瑞興、柯佳雯、高婉瑄、張仁川、張秉元、陳士訓、陳尚鴻、陳柏州、陳淑琴、陳嘉宏、楊于萱、楊淑絹、蔡知剛、鄭翠鳳、蘇美如)及國立臺南大學生態科學與技術學系師生(張原謀、鄭詩柔、吳冠億、張聖凱、吳郁昕、陳昱宇、張豪仁、郭俊志、曾文翰、徐俊安、曾士嘉、王志豪、李昶誠、魏廷羽、王岳弘、黃家綉、陳盈方、黃富榆、鍾佳仔、陳裔璿)協助鳥類繫放、臺南市龍崎區龍崎國小龍船分校提供繫放器材儲放空間及教室住宿、牛埔泥岩水土保持教學園區相關單位提供繫放場地。另感謝審查者對初稿的寶貴意見。

引用文獻

- 丁宗蘇。1993。玉山地區成熟林之鳥類群聚生態。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文。83頁。
- 方韻如。1996。森林結構與鳥類群聚的關係——以台灣北部中海拔林相改良作業之影響為例。國立臺灣大學森林學研究所碩士論文。70頁。
- 宋心怡、陳嘉宏、陳士訓、蘇美如、許惠吟、胡登雄、吳麗蘭、蔡佑澤、張仁川、徐紫欽、林瑞興。2012。臺灣鳥類生產力與存活率監測(MAPS Taiwan) – 2012年度報告。行政院農業委員會特有生物研究保育中心。
- 柯智仁、范孟雯、謝仲甫、黃國維、張天祐、游智涵、葉建緯、林瑞興、程建中、李培芬。2012。臺灣繁殖鳥類大調查2011年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心。南投。
- 許皓捷。2003。臺灣山區鳥類群聚的空間及季節變異。國立臺灣大學動物學研究所博士論文。187頁。
- 黃佩俐。2001。台灣北部繁殖鳥類之分布型態。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文。70頁。
- 廖煥彰。2006。塔塔加地區不同植群演替階段之鳥類群聚研究。國立臺灣大學森林學研究所碩士論文。55頁。
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, D. A. Hill and S. Mustoe. 2000. Bird census techniques. Second edition. Academic Press, London.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers and L. Thomas, editors. 2008. Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New

- York.
- Colwell, R. K. 2013. Estimate *S*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S.-Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon and J. T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.
- Dawson, D. K., J. R. Sauer, P. A. Wood, M. Berlanga, M. H. Wilson and C. S. Robbins. 1995. Estimating bird species richness from capture and count data. *Journal of Applied Statistics* 22: 1063-1068.
- Derlindati, E. J. and S. M. Caziani. 2005. Using canopy and understory mist nets and point counts to study bird assemblages in Chaco forests. *Wilson Bulletin* 117: 92-99.
- Estades, C. F., M. A. H. Escobar, J. A. Tomasevic, M. A. Vukasovic and M. Paez. 2006. Mist-nets versus point counts in the estimation of forest bird abundances in south-central Chile. *Ornitologia Neotropical* 17: 203-212.
- Faaborg, J., W. J. Arendt and K. M. Dugger. 2004. Bird population studies in Puerto Rico using mist nets: General patterns and comparisons with point counts. *Studies in Avian Biology* 29: 144-150.
- Pagen, R. W., F. R. Thompson and D. E. Burhans. 2002. A comparison of point-count and mist-net detections of songbirds by habitat and time-of-season. *Journal of Field Ornithology* 73: 53-59.
- Pollock, K. H. 1991. Modeling capture, recapture, and removal statistics for estimation of demographic parameters for fish and wildlife populations: past, present, and future. *Journal of the American Statistical Association* 86: 225-238.
- Ralph, C. J. and J. M. Scott, editors. 1981. Estimating numbers of terrestrial birds. The Cooper Ornithological Society, Lawrence, Kansas.
- Rappole, J. H., K. Winker and G. V. N. Powell. 1998. Migratory bird habitat use in southern Mexico: mist nets versus point counts. *Journal of Field Ornithology* 69: 635-643.
- Rosenstock, S. S., D. R. Anderson, K. M. Giesen, T. Leukering and M. F. Carter. 2002. Landbird counting techniques: current practices and an alternative. *Auk* 119: 46-53.
- Sauer, J. R., J. E. Hines, J. E. Fallon, K. L. Pardieck, D. J. Ziolkowski, Jr. and W. A. Link. 2012. The north American breeding bird survey, results and analysis 1966-2011. Version 07.03.2013 USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD.
- Shiu, H. J., T. S. Ding, J. E. Sheu, R. S. Lin, C. N. Koh and P. F. Lee. 2005. Morphological characters of bird species in Taiwan. *Taiwania* 50: 80-92.
- Shiu, H. J. and P. F. Lee. 2003. Assessing avian point-count duration and sample size using species accumulation functions. *Zoological*

Studies 42: 357-367.

Terborgh, J., S. K. Robinson, T. A. Parker, III, C.

A. Munn and N. Pierpont. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.

Videler, J. J. 2005. *Avian flight*. Oxford University Press, New York.

Wang, Y. and D. M. Finch. 2002. Consistency of mist netting and point counts in assessing landbird species richness and relative abundance during migration. *Condor* 104: 59-72.

Whitman, A. A., J. M. Hagan and N. V. L. Brokaw. 1997. A comparison of two bird survey techniques used in a subtropical forest. *Condor* 99: 955-965.

年初氣溫變化對於福山植物園栽植樹種花期之影響

Influences of temperature in early months on the first flowering dates of the planted trees in Fushan Botanical Garden

王玉婷 田玉娟 李孟諭 陳萬賓 王相華*

Yu-Ting Wang, Yu-Chuang Tien, Meng-Yu Lee, Wan-Bin Chen, Hsiang-Hua Wang^{1*}

林業試驗所福山研究中心 26445 宜蘭縣員山鄉湖西村雙埤路福山 1 號

Fushan Research Center, Taiwan Forestry Research Institute, Yilan, Taiwan

*通訊作者：hhwang@tfri.gov.tw

*Corresponding author: hhwang@tfri.gov.tw

摘 要

溫帶地區的植植物候研究已證實，全球暖化現象已導致溫帶地區植物的開花期提早。然而，全球暖化對於亞熱帶地區植物開花物候所造成的影響仍尚未明朗。受到聖嬰與反聖嬰現象的影響，位居亞熱帶的福山植物園在 2010 年(聖嬰年)1-3 月的均溫較 2011 年(反聖嬰年)高 2.8°C。根據園區內植栽物候調查的結果，於 2010 及 2011 年 2-6 月期間皆有開花紀錄的 37 科、102 種、244 株樣木，在聖嬰年平均首次開花日較反聖嬰年提前約 2 週，顯示年初的溫度變化確實對於園區植栽的春季開花時間造成影響，故推測亞熱帶地區植物開花物候亦會受到全球暖化的影響。從園區栽植樹種中篩選出在聖嬰年開花日明顯早於反聖嬰年的 16 個物種以及 3 個科別，其中烏皮九芎和黑星櫻普遍分布於台灣中低海拔地區，鐘萼木花大且易於觀察，而冬青科、殼斗科、薔薇科植物則普遍分布於全台灣，上述物種與分類群有潛力成為台灣地區監測氣候暖化的指標物種與科別。

Abstract

Flowering phenology researches conducted in temperate regions demonstrate that increased surface temperature caused by global warming can significantly influence the flowering time of plants. However,

the impacts of global warming on subtropical plant flowering phenology remain unclear. According to temperature records of subtropical Fushan Botanical Garden, the El Niño event in 2010 and La Niña event in 2011 had caused the mean temperature during January to March in 2010 2.8°C higher than in 2011. The flowerings of 37 families, 102 species and 244 trees in Fushan Botanical Garden were investigated between February and June, and their mean first flowering dates in 2010 were about two weeks earlier than in 2011. This result suggests that the flowering phenology of subtropical plants may be also influenced by global warming. Sixteen species and three families were selected as potential indicator species and families for monitoring the influence of global warming on flowering phenology in subtropical Taiwan. *Styrax formosana* and *Prunus phaeosticta*, commonly distributed in Taiwan, and *Bretschneidera sinensis*, having big flowers, are suggested as indicator species. Families Aquifoliaceae, Fagaceae and Rosaceae which dominate low to middle elevation forests in Taiwan might be good indicator families.

關鍵詞：全球暖化、聖嬰現象、反聖嬰現象、物候、首次開花日

Key words : global warming, El Niño Event, La Niña Event, phenology, first flowering date

收件日期：2013年08月28日

接受日期：2013年12月24日

Received: August 28, 2013

Accepted: December 24, 2013

前 言

近年來全球暖化造成地球表面溫度逐年上升的現象，已引起人們廣泛的關注。聯合國跨政府氣候變遷小組(Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC)在2007年所發表的評估報告中指出，過去100年地球表面平均溫度約上升0.74°C左右。然而，近年來溫度上升的情況有較過去快速的趨勢(Jones *et al.* 1999; Hansen *et al.* 2010)。

植物物候學(plant phenology)主要是探討植物生命週期中的循環出現事件，例如抽芽、展葉、開花、著果、落葉等現象發生的時間，

以及影響其變化的生物與非生物因素(Lanza 1976; Pierce 1984)。由於植物物候與農林業等經濟產業密切相關，又容易受到外在氣候條件變化的影響，常被視為是全球暖化的觀察指標(Cleland *et al.* 2007; Way 2011)。在溫帶的歐美地區，許多研究均顯示植物物候受到溫度上升的影響而出現展葉、開花時間提早，落葉時間延後及生長季延長的現象(Menzel and Fabian 1999; Cleland *et al.* 2007; Way 2011)，在各項植物物候現象中，又以開花物候最容易被研究者所觀察和紀錄，也因此格外受到研究者的重視(Miller-Rushing and Primack 2008; Clark and Thompson 2010; Tooke and Battey 2010)。然而在

四季溫度變化差異不大的熱帶地區，植物物候受溫度變化影響的情形較不明顯。乾濕季變化、日照和物種本身的花粉與果實傳播機制，反而是影響物種開花時間的主要因子(Borchert 1998; Sakai 2001; Hamann 2004; Singh and Kushwaha 2006; Calle *et al.* 2010)，也使得研究者較難評估全球暖化對於熱帶植物開花物候影響的情況。相較於溫帶地區與熱帶地區，亞熱帶地區有關植物物候的研究仍十分缺乏，全球暖化對於亞熱帶植物物候影響的情況，也尚未明朗，因此有必要開始進行相關物候研究調查，以了解亞熱帶地區受到全球暖化的影響情況。

由於不同物種對於溫度變化的反應不一致，若能從中找出對於溫度變化敏感，可反應溫度變化影響的指標性物種與分類群，並以其物候變化作為偵測全球暖化影響的有利工具，有助於對全球暖化影響的情形作更精確的

紀錄、分析和預測，並擬定因應之策略。然而植物物候調查所面臨的另一項難題，即是缺乏長期的物候調查紀錄。由於全球暖化造成的溫度上升是緩慢而漸進的進行，研究者不易在短時間內就察覺植物物候受全球暖化影響的情形，或是進行指標性物種的篩選，通常必需累積長期的物候觀察紀錄。現今只有歐洲、美國及中國等少數地區擁有數十年以上的物候調查資料(Bradley *et al.* 1999; Menzel *et al.* 2006; Ge *et al.* 2011)，大多數地區尚未能夠累積長期的開花物候紀錄。除了全球暖化造成地表溫度上升，聖嬰現象(El Niño Event)與反聖嬰現象(La Niña Event)發生也會使溫度出現異常變化。因此聖嬰與反聖嬰現象發生提供了難得的機會，讓研究者可在短期內觀察溫度變化可能對植物物候產生的影響(Beaubien and Freeland 2000; Dech and Nosko 2004)。

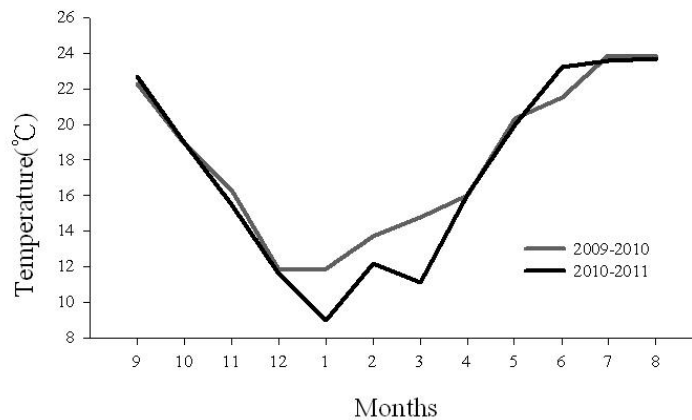


圖 1. 2009年9月到2011年8月各月份的月均溫變化。

Fig. 1. Monthly mean temperature during September 2009 - August 2011.

位居亞熱帶台灣的福山植物園因栽植多種台灣中、低海拔的原生樹種，適合同時針對多種分類群及物種進行物候觀察。由於2009~2011年聖嬰現象與反聖嬰現象的發生，

福山在2010年與2011年兩年年初1~3月溫度出現明顯的差異(圖 1)，因此預期在春季開花的物種，開花日可能會受到年初溫度變化的影響而導致兩個年度的開花日出現差異。本研究藉

由分析2010年與2011年福山植物園內植栽的春季開花物候資料，藉以瞭解聖嬰與反聖嬰現象所造成的年初溫度變化是否會對福山植物園春季開花植物的首次開花日期造成影響，以瞭解氣候暖化對亞熱帶植物及生態系的可能潛在影響。此外，也嘗試從中篩選出對於溫度變化較敏感、未來有潛力成為偵測溫度變化影響的指標性分類群與物種，爾後可針對這些物種或分類群進行更詳細的物候調查分析，以期早日找到亞熱帶台灣地區適用於全球暖化監測的指標物種或分類群。

材料與方法

一、試驗地概況

研究地點位於北緯24°34'，東經121°34'，新北市烏來區福山村和宜蘭縣員山鄉湖西村交界處之福山植物園。調查區域之海拔高約630 m，夏季暖熱潮溼，冬季陰濕多雨。依據福山植物園氣象站於2000-2009年間的觀測紀錄，當地年均溫18.2°C，相對濕度93.2%，年平均雨量4,516 mm(陸等 2009)，屬於亞熱帶潮溼型氣候(subtropical wet climate)。植物園區周邊之原生植群是以樟科、殼斗科植物為主的天然闊葉林，常見樹種包括長尾尖葉槲(*Castanopsis cuspidata* var. *carlesii*)、豬腳楠(*Machilus thunbergii*)、黃杞(*Engelhardtia roxburghiana*)、長葉木薑子(*Litsea acuminata*)、台灣雅楠(*Phoebe formosana*)、三斗石櫟(*Pasania hancei* var. *ternaticupula*)、短尾柯(*P. harlandii*)等。植物園設有植栽展示區，於1989年起陸續引進栽植台灣各地區中低海拔的原生植物，合計有134科707種。從2001年開始，植物園管理單位挑選出71科、403種樹種，共1,810單株，進行長期的物候調查。

二、調查方法

(一) 溫度資料

2009年末到2011年年初受到聖嬰現象與反聖嬰現象的影響，溫度出現明顯差異。植物園設有氣象站，故本研究調閱了2009年9月至2011年8月之日均溫資料，用以比對聖嬰年與反聖嬰年各月份溫度有何差異，並找出其中溫度差異最明顯的幾個月份。

(二) 花期調查及樣木篩選

從2010年開始，以半個月為單位，於每月的10日與25日及其前後3天以內，各進行1次物候觀察，紀錄樣木展葉、開花、結果及落葉等物候現象，但本研究僅針對花期進行分析。

一般開花物候研究大多鎖定物種的首次開花日期(first flowering date, FFD)，也就是第一朵花完全綻放的時間(Tooke and Battey 2010)；本研究因物候調查之植株數量龐大，每半個月紀錄1次物候現象，故採用第1次紀錄到開花現象的日期為首次開花日期。參考前人的研究，春季開花物種開花期較容易受到花開前幾個月的溫度變化影響(Fitter *et al.* 1995; Fitter and Fitter 2002; Miller-Rushing and Primack 2008)，本研究挑選在聖嬰年與反聖嬰年2-6月間皆有開花的植株，共計有37科、102種、244株，並配合園區氣象站之氣候資料，進行溫度變化對首次開花日期影響之相關分析。首次開花日期以1-365表示之，1月1日為1，1月31日為31，12月31日為365。

(三) 溫度變化對花期之影響

以半個月為單位，統計2010年(聖嬰年)及2011年(反聖嬰年)2-6月首次開花樣木數，計算二年間各月份的平均溫度及首次開花樣木數，比較所有樣木平均開花日在聖嬰年與反

聖嬰年之差異。由於調查的時間間隔為半月，並以每月 10 號與 25 號為基準日，但實際調查日期可能會有 1-3 天的誤差，因此樣木的平均首次開花期延遲的情形改以週為單位進行計算，若提前或延遲天數在 3.5 天之內則視為無提前或延遲，超過 3.5 天即視為 1 週，以此類推。由此計算各植株、各物種及各分類群的平均首次開花日在聖嬰年提前或延遲的週數。

(四) 指標樹種篩選

篩選樣木數大於或等於 3 株且各單株在 2010 年(聖嬰年)首次開花日皆早於或等於 2011 年(反聖嬰年)之物種，並計算各物種在 2010 年(聖嬰年)平均首次開花日提前週數。該

物種於 2010 年(聖嬰年)平均首次開花日較 2011 年(反聖嬰年)提早 2 週或以上，視為對溫度變化敏感且反應較為穩定之指標樹種。

(五) 指標科別篩選

篩選每科至少具有 4 種物種，共計有 8 株以上樣木之科別，且各單株在 2010 年(聖嬰年)首次開花日皆早於或等於 2011 年(反聖嬰年)之樣木，並計算其 2010 年(聖嬰年)平均首次開花期提前之週數，如該科別於 2010 年(聖嬰年)之平均首次開花日較 2011 年(反聖嬰年)提早 2 週或以上，則視為對於溫度變化較為敏感之指標科別。

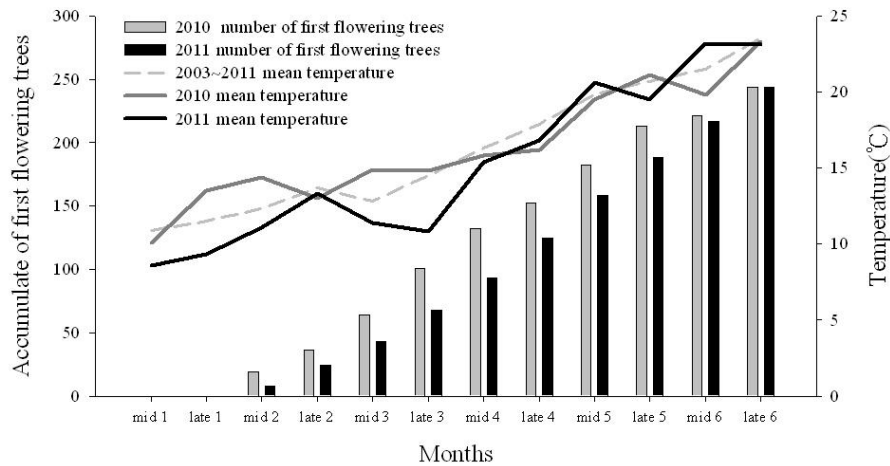


圖 2. 福山植物園於 2010 及 2011 年 1 至 6 月份月中及月底平均氣溫與累積首次開花樣木株數。

Fig. 2. Mean temperature and cumulative number of the first flowering individuals in Fushan Botanical Garden during January-June in 2010 and 2011.

結 果

一、年初溫度變化及其對花期之影響

園區氣象站的溫度資料顯示，2010 年 1-3 月平均溫度為 13.5°C，2011 年 1-3 月平均溫度為

10.7°C，這兩年相差 2.8°C。開花物候調查的結果顯示，聖嬰年 2-6 月開花樣木株數累計較反聖嬰年快(圖 2)。比較在 2010 年(聖嬰年)與 2011 年(反聖嬰年)皆有開花的 244 株樣木在 2010 年(聖嬰年)與 2011 年(反聖嬰年)的開花日期(圖 3)，在

2010年(聖嬰年)首次開花日期沒有差異的有71株，在2010年提前2週的有110株，提前4週的有51株，延後2週的有8株，延後4週的有2株，另外有2株樣木提前與延後超過8週視為是異常偏差，不列入計算。結果顯示園區樣木的首次開花日在2010年(聖嬰年)相較2011年(反聖嬰年)有往前提早的趨勢，提前2週的樣木株數

最多，2010年(聖嬰年)平均首次開花日較2011年(反聖嬰年)提早了約1.7週(即12.0日)，由於聖嬰年1-3月平均溫度較反聖嬰年高2.8°C，也就是1-3月平均升高1°C，開花日約提早4.25天左右。顯示年初溫度變化的確會對福山植物園栽植樹木的花期造成影響。

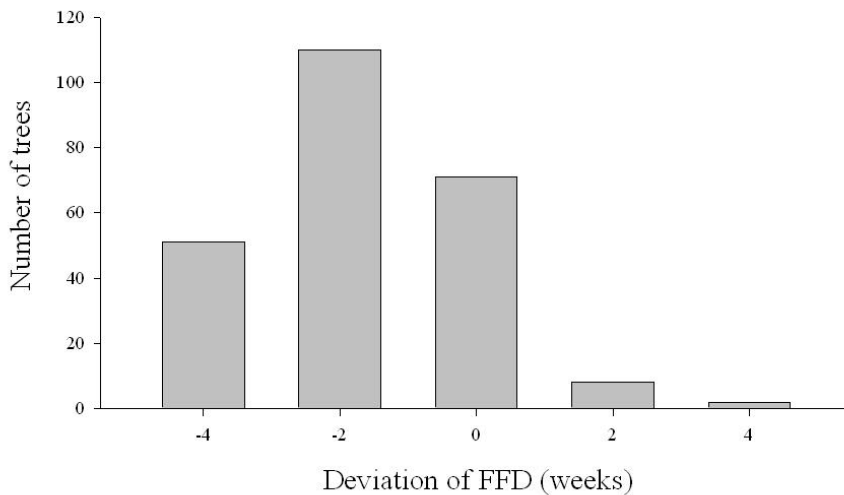


圖 3. 觀察樣木之首次開花日在 2010 年相較於 2011 年提前與延後的情形。0 代表 2010 年花期無提前或延後，負值代表 2010 年花期提前，正值代表 2010 年花期延後。

Fig. 3. Variations of the trees' first flowering dates (FFD) between 2010 and 2011. Zero indicates no variations in FFD, the negative values indicate earlier FFD in 2010, while the positive values indicate later FFD in 2010.

二、指標樹種的篩選

在聖嬰年(2010年)與反聖嬰年(2011年)的2-6月期間皆有開花，且樣木數量超過3株的樹種共計有18科39種(表1)。在聖嬰年(2010年)平均首次花期較反聖嬰年(2011年)延後1週的物種有1種，無提前或延後的物種有7種，提前1週的有6種，提前2週的有13種，提前3週的有6種，提前4-5週的有6種(圖4)，多數物種花期往前提早，花期提前2週的物種數最多。符合指標物種篩選條件的樹種共

計16種，其中烏皮九芎(*Styrax formosana*)、鐘萼木(*Bretschneidera sinensis*)、黑星櫻(*Prunus phaeosticta*)、山黃皮(*Murraya euchrestifolia*)、大葉越橘(*Vaccinium wrightii*)的平均首次開花日在2010年較2011年提前4-5週。小葉樹杞(*Ardisia quinquegona*)平均首次開花日在2010年雖較2011年提前4週，但有少數單株沒有提前現象，不符合篩選條件，故未列入為指標樹種。

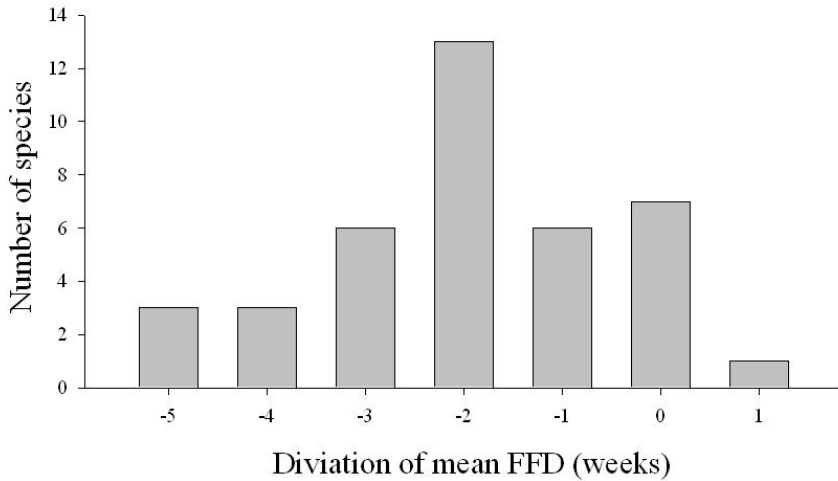


圖 4. 觀察物種之平均首次開花日在 2010 年較 2011 年提前或延後的情形。0 代表花期無提前或延後，負值代表 2010 年花期提前，正值代表 2010 年花期延後。

Fig. 4. Variations of the species' first flowering dates (FFD) between 2010 and 2011. Zero indicates no variations in FFD, the negative values indicate earlier FFD in 2010, while the positive values indicate later FFD in 2010.

表 1. 福山植物園栽植樹種在聖嬰年(2010 年)與反聖嬰年(2011 年)之開花日變化

Table 1. Variations in mean first flowering dates (FFD) of planted species in Fushan Botanical Garden between 2010 and 2011

Chinese Name	Scientific Name	No. of Individual	Mean FFD ± SD		FFD Change (weeks)
			2010	2011	
臺灣雅楠	<i>Phoebe formosana</i>	5	179.0±0.0	172.4±7.7	1
蚊母樹	<i>Distylium racemosum</i>	5	55.0±0.0	53.0±0.0	0
青葉楠	<i>Machilus zuihoensis</i>	3	64.3±8.1	63.0±8.7	0
烏皮茶	<i>Pyrenaria shinkoensis</i>	3	179.0±0.0	178.0±0.0	0
臺東石楠	<i>Photinia serratifolia</i>	4	145.0±0.0	144.0±0.0	0
森氏紅淡比	<i>Cleyera japonica</i> Thunb	3	179.0±0.0	178.0±0.0	0
秀柱花	<i>Eustigma oblongifolium</i>	4	40.0±0.0	43.3±6.5	0
九芎	<i>Lagerstroemia subcostata</i>	5	179.0±0.0	178.0±0.0	0
鐵冬青	<i>Ilex rotunda</i>	3	130.0±0.0	134.7±8.1	-1
尾葉灰木	<i>Symplocos caudate</i>	3	83.0±0.0	88.3±11.0	-1
紅楠	<i>Machilus thunbergii</i>	4	62.0±8.1	67.8±11.8	-1

狹瓣八仙花	<i>Hydrangea angustipetala</i>	3	120.7±8.1	130.0±0.0	-1
白校欖	<i>Castanopsis cuspidate</i>	4	105.5±7.0	115.0±0.0	-1
短尾柯	<i>Pasania harlandii</i>	4	133.8±7.5	144.0±0.0	-1
圓葉冬青	<i>Ilex goshiensis</i>	3	140.0±8.7	150.7±11.6	-2
三斗石櫟	<i>Pasania hancei</i>	7	114.0±5.3	125.7±7.3	-2
天臺烏藥	<i>Lindera aggregata</i>	3	69.0±0.0	82.0±0.0	-2
五掌楠	<i>Neolitsea konishii</i>	4	47.5±8.7	60.5±8.7	-2
青楓	<i>Acer serrulatum</i>	4	83.0±0.0	96.3±9.5	-2
臺灣三角楓	<i>Acer buergerianum</i>	5	83.0±0.0	97.2±8.5	-2
大葉溲疏*	<i>Deutzia pulchra</i>	3	102.0±0.0	115.0±0.0	-2
菱果石櫟*	<i>Pasania synbalanos</i>	3	165.0±0.0	178.0±0.0	-2
倒卵葉冬青*	<i>Ilex maximowicziana</i>	4	130.0±0.0	144.0±0.0	-2
廣東瓊楠*	<i>Beilschmiedia tsangii</i>	5	130.0±0.0	144.0±0.0	-2
香葉樹*	<i>Lindera communis</i>	6	69.0±0.0	85.2±7.8	-2
山桂花*	<i>Maesa japonica</i>	3	73.7±16.2	90.0±19.5	-2
臺灣柿	<i>Diospyros oldhamii</i>	5	102.0±0.0	115.0±0.0	-2
山櫻花	<i>Prunus campanulata</i>	5	45.8±13.0	68.0±0.0	-3
合歡*	<i>Albizia julibrissin</i>	3	145.0±0.0	164.0±0.0	-3
油葉石櫟*	<i>Pasania konishii</i>	3	145.0±0.0	164.0±0.0	-3
星刺栲*	<i>Castanopsis stellato-spina</i>	3	102.0±0.0	125.0±8.7	-3
山紅柿*	<i>Diospyros morrisiana</i>	5	145.0±0.0	164.0±0.0	-3
大丁黃*	<i>Euonymus laxiflorus</i>	5	145.0±0.0	166.8±6.3	-3
小葉樹杞	<i>Ardisia quinquegona</i>	4	146.3±14.4	171.0±8.1	-4
烏皮九芎*	<i>Styrax formosana</i>	4	72.5±7.0	101.0±0.0	-4
鐘萼木*	<i>Bretschneidera sinensis</i>	5	83.0±0.0	112.2±6.3	-4
黑星櫻*	<i>Prunus phaeosticta</i>	4	83.0±0.0	115.0±0.0	-5
山黃皮*	<i>Murraya euchrestifolia</i>	4	130.0±0.0	164.0±0.0	-5
大葉越橘*	<i>Vaccinium wrightii</i>	5	98.2±17.4	132.8±6.3	-5

* 所有樣木的首次開花日在聖嬰年(2010年)皆較反聖嬰年(2011年)提前。

* All individual's FFD in 2010 were earlier than in 2011.

三、指標科別的篩選

以科別來進行分析的結果，符合4種8株以上的科別共有9科(表2)，符合指標科別篩選條件的分類群只有薔薇科、冬青科、殼斗科3科。比較園區內冬青科、薔薇科與殼斗科樣木首次

開花日分布的時間(圖5)，可發現園區內薔薇科不同物種樣木的開花期較為分散，相較之下，冬青科與殼斗科各個物種的樣木首次開花時間較為集中。

表 2. 福山植物園主要植栽科別在聖嬰年(2010年)與反聖嬰年(2011年)平均首次開花日變化

Table 2. Variations in mean first flowering dates (FFD) of dominate planted families in Fushan Botanical Garden between 2010 and 2011

Family	Scientific Name	No. of Species	No. of Specimen	Mean FFD±SD		FFD Change (weeks)
				2010	2011	
茶科	Theaceae	4	9	166.8±36.7	164.1±41.7	0
金縷梅科	Hamamelidaceae	4	11	50.8±9.5	52.1±11.6	0
樟科	Lauraceae	15	40	92.4±48.8	100.3±45.3	-1
衛矛科	Celastraceae	4	9	137.6±17.4	146.7±38.0	-1
虎耳草科	Saxifragaceae	5	11	119.8±24.1	130.3±14.2	-2
杜鵑花科	Ericaceae	6	10	100.7±31.6	113.0±27.6	-2
冬青科*	Aquifoliaceae	6	14	124.5±20.5	137.2±14.3	-2
殼斗科*	Fagaceae	7	26	123.4±21.3	137.6±21.2	-2
薔薇科*	Rosaceae	7	19	84.6±37.6	99.6±31.3	-2

* 代表所有樣木的首次開花日在聖嬰年(2010年)皆較反聖嬰年(2011年)提前。

* All individual's FFD in 2010 were earlier than in 2011.

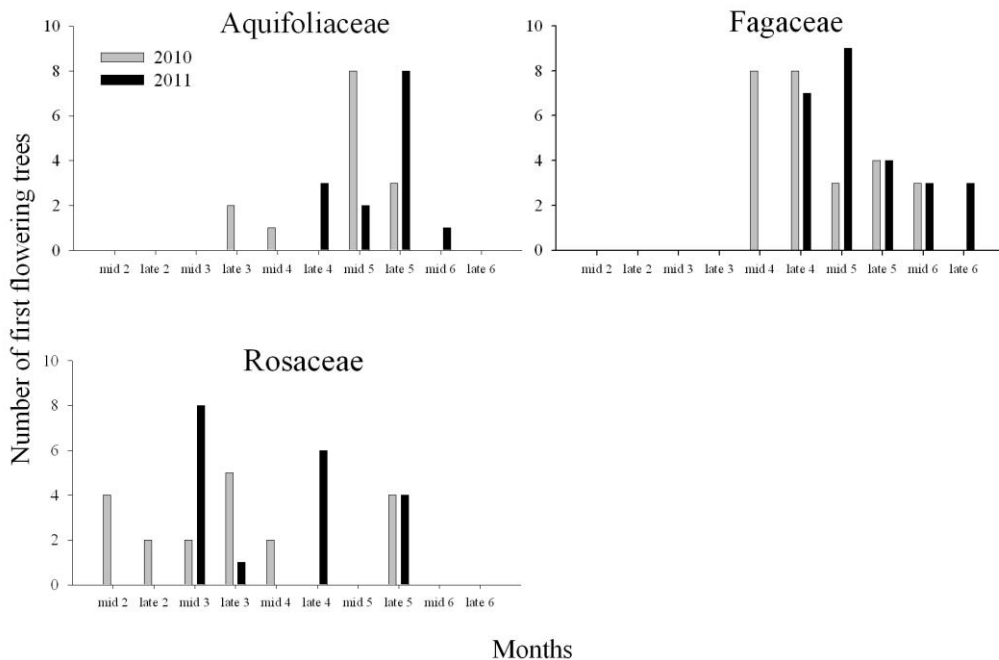


圖 5. 2010 與 2011 福山植物園栽植之冬青科、殼斗科、薔薇科樣木首次開花出現時間。

Fig. 5. Distributions of the first flowering dates of Aquifoliaceae, Fagaceae and Rosaceae trees in Fushan Botanical Garden during 2010- 2011.

討 論

在溫帶地區，由於冬季的低溫及降雪，迫使大多數物種在冬季落葉並進入休眠期，等到春季溫度回暖，才開始進行展葉和開花(Burke *et al.* 1976; Ramos *et al.* 2005; Rohde and Bhalerao 2007)。因此溫帶地區物種開花期較為集中在春夏季，且春季開花時間明顯受到年初溫度變化的影響(Fitter *et al.* 1995)。在植物物候記錄累積年份較多的地區，許多研究已找出地區性可反應溫度變化的指標性物種(Primack and Higuchi 2007; Miller-Rushing and Primack 2008; Orlandi *et al.* 2010)，國際氣象生物協會(International Society of Biometeorology)在1993年所發起的全球物候監測計畫(Global Phenological Monitoring Programs, GPM)更進一步挑選出有經濟價值、對於溫度反應敏感的特定物種，藉由統一種源和無性繁殖的方式，在不同國家的植物園建立物候監測站，以監測全球暖化對於各地區的植物物候所造成的影響(Bruns *et al.* 2003)，相較之下，亞熱帶地區少有長期性的物候調查，仍缺少文獻指出適合做為全球暖化指標性的物種。亞熱帶位於溫帶和熱帶的過渡地區，冬季低溫期較短，植物物候不像溫帶地區具有明顯季節性變化，但也不像熱帶植物的開花期類型多樣而無明顯規律性，在印度東北 Meghalaya 和巴西南方 Paraná 的亞熱帶森林，大多數物種物候現象會受到乾濕季週期變化的影響，溫度對植物物候的影響相對小於降雨和日照變化，顯示當地的植物物候與溫帶地區植物有相當大的差異(Shukla and Ramakrishnan 1982)，且似乎較近似於熱帶地區的植物物候。

參考前人在福山地區的所做的研究，不論是園區內原生樹種之物候調查或是天然林動

態樣區的種子網調查結果，皆顯示福山地區植物開花期具有明顯的季節性，且大多數物種開花期主要集中在春夏季開花(林 1997; Chang- Yang *et al.* 2012)。一般而言，降雨的時間分布會比降雨量對於植物物候影響更為重要(Reich 1995)，由於福山地區全年潮濕多雨，各月份都有一定的降雨量，並無明顯的乾季(圖 6)，雖然聖嬰年與反聖嬰年各月份的降雨量並非一致，但推測降雨量變化並不是影響福山地區植物物候的主要因子。溫度和光週期在福山會隨著季節更替而有明顯的週期性變化，可能是造成福山地區植物物候呈現明顯季節性的主要因子。然而光週期變化主要是受到地球自轉與地球繞太陽公轉所造成，不同年度間的光週期可說幾乎無差異，故推測光週期亦不是聖嬰年與反聖嬰年樣木開花期出現差異的主要影響因子。因此，聖嬰與反聖嬰現象導致的溫度變化，即 2010 年 1~3 月均溫明顯高於 2011 年，可能才是造成 2010 年春季開花樣木首次開花日期往前提早的主要原因。

參考溫帶地區植物物候的研究，春季開花植物的開花期會大多受到開花前數月的溫度變化影響(Fitter *et al.* 1995, Tooke and Battey 2010; Ge *et al.* 2011)，且年初特定月份溫度每升高 1°C，植物的開花期平均會提早 3~5 天(Fitter *et al.* 1995; Fitter and Fitter 2002; Miller-Rushing and Primack 2008; Primack *et al.* 2009)。福山於 2010 聖嬰年 1~3 月均溫比 2011 反聖嬰年高了 2.8°C，244 株樣木之平均首次開花期亦提早約 12.6 天，故平均溫度升高 1°C 提前開花約 4.25 天，開花物候受溫度變化所影響的情形與溫帶地區大致類似。

台灣島的面積雖小，但由於其地理位置特殊，加上地形與地質複雜，而擁有多樣性的生育環境和植被類型，若要了解溫度變化對於台

灣各地區的植物物候影響，必須在多個地點同時進行調查，需要花費許多的人力和經費。福山植物園內收集大量來自台灣中低海拔不同地區的樹種，可利用較精簡的人力，在同一處

同時對來自不同地區的物種進行物候調查，以了解溫度變化對台灣中低海拔物種可能的影響，並進行全球暖化指標物種的篩選。

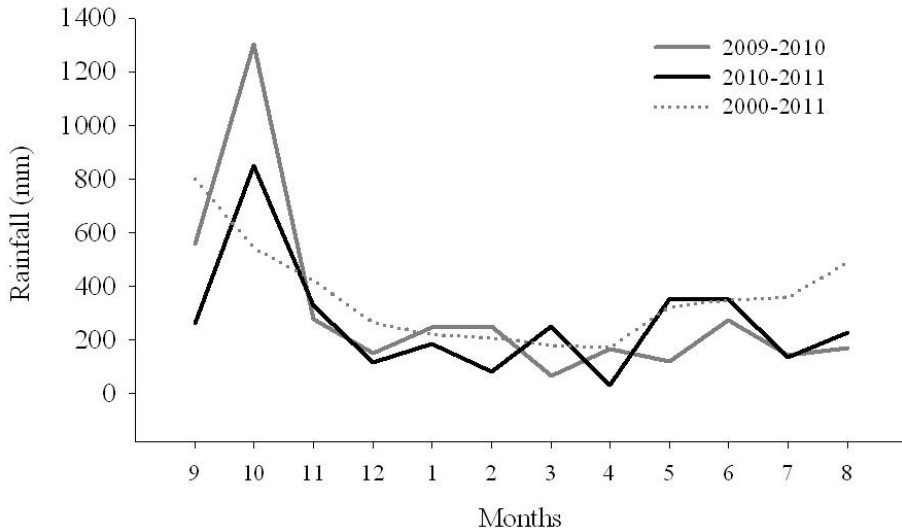


圖 6. 2009年9月到2011年8月各月份的月降雨量。

Fig. 6. Monthly rainfall during September 2009 - August 2011.

挑選適合作為監測溫度變化的指標性物種，除了要對溫度變化反應敏感之外，也必須考量物種是否具有常見且分布廣泛，以及花朵或花序是否容易被觀察到等特性。本次調查在聖嬰年(2010年)較反聖嬰年(2011年)開花期提早 4~5 週的樹種中，安息香科的烏皮九芎和薔薇科的黑星櫻為台灣各地區中、低海拔地區常見的樹種，開花的現象容易被觀察和紀錄；鐘萼木雖然分布範圍侷限在北部山區，但花朵大且易於觀察，推測這 3 樹種應可作為偵測溫度變化對台灣亞熱帶森林物候影響之指標樹種。

植物開花期除了受到外在環境因子的影響，同時也會受到物種本身過去演化歷程的影

響，理論上相同分類群的植物開花時間應較為一致，且對於溫度變化反應相近(Kochmer and Handel 1986; Davis *et al.* 2010)。園區冬青科、殼斗科和薔薇科的樣木在2011年平均首次開花日皆比2010年延遲2週，且無樣木出現首次開花提前的情況，而這3個科別之物種皆普遍分布在全台灣各地區。薔薇科植物中有許多具有食用性和觀賞價值，目前已經有不少物種被視為是物候觀測的指標物種。國際物候監測網即採用杏仁(*Prunus dulcis*)、甜櫻(*P. avium*)、蘋果(*Malus domestica*)和洋梨(*Pyrus communis*)等薔薇科的果樹作為觀測物種(GPM 2013)。在日本的櫻花(*P. jamasakura*)開花物候已累積有千

年以上的觀測紀錄，被視為是日本重要的物候觀測指標(Primack 2007, 2009)，因此推測薔薇科可能是一適合作為反應氣候變遷的分類群。比較園區內冬青科、薔薇科與殼斗科樣木首次開花日期分布的時間(圖5)，發現園區內薔薇科不同物種的開花期較為分散。相較之下，園區內冬青科與殼斗科各個物種的首次開花時間較為集中。殼斗科首次開花的高峰期集中在4-5月份，這與過去2003-2009在福山地區所進行的殼斗科植物物候調查結果相似(王等2011)，而殼斗科植物也是台灣中低海拔闊葉林的主要優勢分類群，果實是許多野生動物的重要食物來源，對於中低海拔地區生態系的影響力極大。本研究認為殼斗科植物應比薔薇科更適合作為偵測溫度變化對於台灣亞熱帶森林物候及生態系影響之指標分類群。未來應持續針對這些初步篩選出來的科別及物種持續進行調查，以期早日找出台灣地區適合監測全球暖化影響的指標物種。

引用文獻

- 王相華、劉家如、林則桐、陳萬賓、李孟諭、蘇聲欣。2011。福山試驗林樟科及殼斗科植物的開花結實物候。中華林學季刊 44: 32-44。
- 林國銓。1997。福山試驗林天然闊葉樹之物候現象。臺灣林業科學 12:347-353。
- 陸象豫、黃良鑫、黃惠雪。2009。林業試驗所福山研究中心氣象資料彙編(2000年1月-2009年6月)。行政院農委會林業試驗所。
- Beaubien, E. G. and H. J. Freeland. 2000. Spring phenology trends in Alberta, Canada: links to ocean temperature. *International Journal of Biometeorology* 44:53-59.
- Borchert, R. 1998. Responses of tropical trees to rainfall seasonality and its long-term changes. *Climatic change* 39:381-393.
- Bradley, N. L., A. C. Leopold, J. Ross, and W. Huffaker. 1999. Phenological changes reflect climate change in Wisconsin. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96:9701-9704.
- Bruns, E., F.-M. Chmielewski, and A. H. vanVliet. 2003. The Global Phenological Monitoring Concept. pp. 93-104 *In* Schwartz M. D (ed.). *Phenology: an integrative environmental science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Burke, M. J., L. V. Gusta, H. A. Quamme, C. J. Weiser, and P. H. Li. 1976. Freezing and Injury in Plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 27:507-528.
- Calle, Z., B. O. Schlumpberger, L. Piedrahita, A. Leftin, S. A. Hammer, A. Tye, and R. Borchert. 2010. Seasonal variation in daily insolation induces synchronous bud break and flowering in the tropics. *Trees-Structure and Function* 24:865-877.
- Chang-Yang, C. H., C. L. Lu, I. Sun, and C. F. Hsieh. 2012. Flowering and Fruiting Patterns in a Subtropical Rain Forest, Taiwan. *Biotropica* 45:165-174.
- Clark, R. M. and R. Thompson. 2010. Predicting the impact of global warming on the timing of spring flowering. *International Journal of Climatology* 30:1599-1613.
- Cleland, E. E., I. Chuine, A. Menzel, H. A. Mooney, and M. D. Schwartz. 2007.

- Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology & Evolution* 22:357-365.
- Davis, C. C., C. G. Willis, R. B. Primack, and A. J. Miller-Rushing. 2010. The importance of phylogeny to the study of phenological response to global climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365:3201-3213.
- Dech, J. P. and P. Nosko. 2004. Rapid growth and early flowering in an invasive plant, purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.) during an El Nino spring. *International Journal of Biometeorology* 49:26-31.
- Fitter, A. H. and R. S. R. Fitter. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science* 296:1689-1691.
- Fitter, A. H., R. S. R. Fitter, I. T. B. Harris, and M. H. Williamson. 1995. Relationships between first flowering date and temperature in the flora of a locality in central England. *Functional Ecology* 9:55-60.
- Global Phenological Monitoring Programs. Retrieved July 1, 2013, from http://gpm.hu-berlin.de/gpm/faces/list_planttypes.xhtml?jsessionid=319e33041f2e95580e295c7a9fd0.
- Ge, Q. S., J. H. Dai, J. Y. Zheng, J. Bai, S. Y. Zhong, H. J. Wang, and W. C. Wang. 2011. Advances in first bloom dates and increased occurrences of yearly second blooms in eastern China since the 1960s: further phenological evidence of climate warming. *Ecological Research* 26:713-723.
- Hamann, A. 2004. Flowering and fruiting phenology of a Philippine submontane rain forest: climatic factors as proximate and ultimate causes. *Journal of Ecology* 92:24-31.
- Hansen, J., R. Ruedy, M. Sato, and K. Lo. 2010. Global Surface Temperature Change. *Reviews of Geophysics* 48. doi:10.1029/2010RG000345.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jones, P., M. New, D. Parker, S. Martin, and I. Rigor. 1999. Surface air temperature and its changes over the past 150 years. *Reviews of Geophysics* 37:173-199.
- Kochmer, J. P. and S. N. Handel. 1986. Constraints and Competition in the Evolution of Flowering Phenology. *Ecological Monographs* 56:303-325.
- Lanza, B. 1976. Phenology and Seasonality Modeling - Lieth, H. *Scientia* 111:518-520.
- Matzneller, P., K. Blümel, and F.-M. Chmielewski. 2013. Models for the beginning of sour cherry blossom. *International Journal of Biometeorology*. doi:10.1007/s00484-013-0651-1.
- Menzel, A. and P. Fabian. 1999. Growing season

- extended in Europe. *Nature* 397:659-659.
- Menzel, A., T. H. Sparks, N. Estrella, E. Koch, A. Aasa, R. Ahas, K. Alm-Kubler, P. Bissolli, O. Braslavská, A. Briede, F. M. Chmielewski, Z. Crepinsek, Y. Curnel, A. Dahl, C. Defila, A. Donnelly, Y. Filella, K. Jatcza, F. Mage, A. Mestre, O. Nordli, J. Penuelas, P. Pirinen, V. Remisova, H. Scheifinger, M. Striz, A. Susnik, A. J. H. Van Vliet, F. E. Wielgolaski, S. Zach, and A. Züst. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12:1969-1976.
- Miller-Rushing, A. J. and R. B. Primack. 2008. Global warming and flowering times in Thoreau's Concord: a community perspective. *Ecology* 89:332-341.
- Orlandi, F., H. Garcia-Mozo, C. Galan, B. Romano, C. D. de la Guardia, L. Ruiz, M. D. Trigo, E. Dominguez-Vilches, and M. Fornaciari. 2010. Olive flowering trends in a large Mediterranean area (Italy and Spain). *International Journal of Biometeorology* 54:151-163.
- Primack, R. and H. Higuchi. 2007. Climate change and cherry tree blossom festivals in Japan. *Arnoldia* 65:14-22.
- Primack, R. B., H. Higuchi, and A. J. Miller-Rushing. 2009. The impact of climate change on cherry trees and other species in Japan. *Biological Conservation* 142:1943-1949.
- Ramos, A., E. Pérez-Solís, C. Ibáñez, R. Casado, C. Collada, L. Gómez, C. Aragoncillo, and I. Allona. 2005. Winter disruption of the circadian clock in chestnut. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:7037-7042.
- Rohde, A. and R. P. Bhalerao. 2007. Plant dormancy in the perennial context. *Trends in Plant Science* 12:217-223.
- Reich, P. B. 1995. Phenology of tropical forests: Patterns, causes and consequences. *Canadian Journal of Botany* 73: 164-74.
- Pierce, S. M. 1984. A synthesis of plant phenology in the fynbos biome. South African National Scientific Programmes report 88. CSIR, Pretoria.
- Sakai, S. 2001. Phenological diversity in tropical forests. *Population Ecology* 43:77-86.
- Shukla, R. and P. Ramakrishnan. 1982. Phenology of trees in a sub-tropical humid forest in north-eastern India. *Plant Ecology* 49:103-109.
- Singh, K. P. and C. P. Kushwaha. 2006. Diversity of flowering and fruiting phenology of trees in a tropical deciduous forest in India. *Annals of Botany* 97:265-276.
- Tooke, F. and N. H. Battey. 2010. Temperate flowering phenology. *Journal of Experimental Botany* 61:2853-2862.
- Way, D. A. 2011. Tree phenology responses to warming: spring forward, fall back? *Tree Physiology* 31:469-471.

The largest giant mottled eel *Anguilla marmorata* discovered in Taiwan

臺灣發現的最大型鱸鰻

Nico Jose Leander¹, Yu-Tzu Wang², Ming-Fon Yeh³ and Wann-Nian Tzeng^{1,4*}

林德¹ 王友慈² 葉明峰³ 曾萬年^{1,4*}

¹ Institute of Fisheries Science, National Taiwan University, Taipei, Taiwan

² Taiwan Fisheries Research Institute, Council of Agriculture, Keelung, Taiwan

³ Habitats and Ecosystem Division, Endemic Species Research Institute, Nantou, Taiwan

⁴ Department of Environmental Biology and Fisheries Science, National Taiwan Ocean University, Keelung, Taiwan

¹ 國立台灣大學漁業科學研究所 10617 台北市大安區羅斯福路四段 1 號

² 行政院農業委員會水產試驗所 20224 基隆市和一路 199 號

³ 行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集鎮民生東路 1 號

⁴ 國立台灣海洋大學環境生物與漁業科學學系 20224 基隆市北寧路 2 號

* Corresponding authors : wnt@ntu.edu.tw

*通訊作者：wnt@ntu.edu.tw

Abstract

An anguillid eel measuring 148.4 cm in total length was found on December 08, 1991, in an oxbow lake of Xindian Stream, a tributary of Tanshui River in northern Taiwan. Colour pattern and morphological characters indicate that this was a giant mottled eel *Anguilla marmorata* Quoy & Gaimard, 1824. Based on the annulus in the scales, the age of the eel was estimated to be approximately more than 12 years old. It is the oldest native eel that has been recorded and reported in Taiwan. *A. marmorata* was considered as an endangered species in Taiwan and its capture and aquaculture was illegal before the ban was lifted in 2009. Because of the ban its basic biology is poorly known. This study provides some basic information that is important for its conservation.

摘 要

西元 1991 年 12 月 8 日在台灣北部淡水河上游支流新店溪的梅花湖畔發現了一條大型鰻魚，長約 148.4cm。從皮膚花紋及形態來判斷，這尾鰻魚應該是鱸鰻(*Anguilla marmorata* Quoy & Gaimard, 1824)。從鱗上的年輪研判，估計其年齡超過 12 歲，是目前台灣記錄且正式發表過最大的鱸鰻。鱸鰻過去在台灣曾被列入珍貴稀有保育類野生動物，在 2009 年解禁前任何的捕捉及養殖行為都是違法的，因此對於鱸鰻的基礎生物學所知相當有限，本研究所提供的基礎生物學資訊對於鱸鰻的保育具有重要的參考價值。

keywords : *Anguilla marmorata*, Giant mottled eel, Morphology, Scale, Annulus

關鍵詞 : 鰻鱺屬、鱸鰻、外型、鱗片、年輪

Received: August 19, 2013

Accepted: December 30, 2013

收件日期：2013 年 08 月 19 日

接受日期：2013 年 12 月 30 日

On 08 December 1991, a large freshwater eel (*Anguilla* sp.) (Fig. 1) was found in an oxbow lake of Xindian Stream in northern Taiwan (Fig. 2). Xindian Stream is one of the three major tributaries of the Tanshui River system and it is connected to the Fei-Tsui Reservoir, the source of drinking water for more than four million Taipei City residents. It wasn't immediately clear what was the cause of death because when found the fish was already at the second stage of decomposition (bloated with foul odour and signs of initial decay), but it was probably because it was trapped in a small lentic oxbow lake which is not a suitable habitat for an eel that big. One of the possible reasons why the eel ended up there is probably due to the construction of dams and other water

impoundments in the area that disrupted the natural downstream migration of the adult eels toward the sea.

After collection, this eel was immediately transported to the Institute of Fisheries Science, National Taiwan University in Taipei, Taiwan for further examination. The eel had greenish-brown to black marbling on its dorsal side in stark contrast to its white belly (Fig. 1). Of all the anguillid eel in the natural waters of Taiwan, only three species, namely *A. celebesensis*, *A. luzonensis* and *A. marmorata*, exhibited this kind of variegated skin pattern. To determine its species, morphological characters, including total length, head length, pre-dorsal fin length, pre-anal fin length and ano-dorsal fin length (the difference in distance between the origin of the

dorsal fin and the anus in percent of total length) were measured (Table 1). These morphological characters indicated that this marbled eel was a giant mottled eel *A. marmorata*. *A. marmorata* is one of the biggest and most widespread in all of the 19 species and subspecies of freshwater eels in the world (Ege 1939; Watanabe 2003; Minegishi *et al.* 2008; Watanabe *et al.* 2008, 2009). This tropical eel is distributed from the southeast coast of Africa in the Indian Ocean, eastward through the islands like Madagascar and Reunion, northward through Indonesia up to southern Japan and Korea and the tropical western Pacific, including many small islands in the south Pacific (Tesch 2003). It is the second most abundant of the five eel species found to occur naturally in the waters of Taiwan next to *A. japonica* (Tzeng 1982, 1983; Tzeng and Tabeta 1983; Tzeng *et al.* 1995, Leander *et al.* 2012). The other variegated eel species *A. celebesensis* and *A. luzonensis*, on the other hand, were very rare in Taiwan (Leander *et al.* 2012). In fact their occurrence in the island were based solely on glass eel/elver records and no adult specimen for both species has been reported and/or collected in the waters of Taiwan to date (Tzeng 1982, Chang *et al.* 2012; Han *et al.* unpubl. data). After morphological examinations and measurements, its scales were also collected from where available by scraping a scalpel blade over the epidermis and stored dry. The eel was eventually lost after it was buried in the grounds of the Institute of Fisheries Science, National Taiwan University in 1991. In the present study, attempts were made to extract DNA samples from the now

22 year-old desiccated scales but unfortunately no workable DNA samples were recovered.

Because the otoliths of this eel were not collected, its age had to be roughly estimated based on the annuli in its scales. For microstructure analysis, the scales were stained with 10% methylene blue solution and photographed under the dissecting microscope at various magnifications. Only the largest and most regularly-shaped scales were selected for examination. The shape and texture of the scales of *A. marmorata* differ markedly from those of the other teleost fishes (Tesch 2003) because it is microscopic, rudimentary, very thin, flat and well embedded in the skin in individual “sacs”, not arranged in overlapping rows and does not cover the whole body like in most teleost fishes. The contours of the scale seem cycloid but it has a very elongate-oval shape and because there is no ctenii-like structures at the posterior part, it is classified as a cycloid scale (Fig. 3a). Small and light scales like those of the eels offer less protection but it allows greater freedom of movement. Because all eels are adept at sudden reverse movements to withdraw from cover, protruding and overlapping scales would hinder such movements. Therefore, the reduction in scale size and its arrangement are considered as morphological specializations shown by all genera of eels which allowed them to inhabit holes and crevices and enabled them to move swiftly.

The core (focus) of the eel scale is very thin and almost oblivious (Fig. 3b). It lies in the center and it divides the scale into anterior

(cephalic to focus), posterior (caudal to focus) and lateral fields on the lateral parts of the scale. From the focus, concentric lines of growth called annuli start appearing (Fig. 3b), but instead of smooth ridges and groves typical to most fish scales, these are made up of rows of plates which resemble small circular, oval or polygonal medallion-like structures called loculi (Fig. 3c). These loculi are separated by their common wall. On the other hand, the spaces between the annuli are called inter-annular spaces (Fig. 3d). Typically, the distance between the annuli indicates fast or slow growth period. These zonation in the eel scales were frequently interpreted as representing annual growth and various authors have used this to determine the age and growth of the eels in the past. The inter-annulus space is minimum in the dorsal and ventral part of the scale and maximum in the anterior and posterior part. In some parts of the scale, the inter-annular spaces become very narrow to the point that they merged (Fig. 3e). The scales *A. marmorata* were also observed to assume a variety of forms and sizes. Even in the same fish, the scales are not of the same shape and size. The length of the scales ranged from 4.89 to 10.04 mm (mean 7.76 ± 1.57). In the present study, a total of nine annuli were observed in the scales (Fig. 4). But this does not represent its true age, because unlike other teleost fishes, eels do not develop scales after larval stage but are formed first at a relatively large body size, usually three to four years after migrating into the freshwater environment (Tesch 2003). So combining the number of annulus in the eel scale (nine) and the possible age of the eel

at the beginning of scale development (three to four years old) might give a rough estimate of its age, which is around 12-13 years.

Because scale rings cannot be used to accurately determine the age of any anguillid eel species (Matsui, 1952; Pantulu, 1957; Opuszynski, 1965; Nair and Dorairaj, 1975 and Jellyman, 1979) and since its otoliths were never collected, the true age of the collected *A. marmorata* sample remained uncertain. However, comparing it with samples of similar size might be another way to roughly estimate about its age. The size of the *A. marmorata* sample from Taiwan was similar to that reported for the migrating adult *A. marmorata* captured in Pearl River in Southern China during the last quarter of 1967. Williamson and Boetius (1993) determined through otolith aging that these eels, ranging from 132-159 cm TL, were about 15-16 years old, so this makes the Taiwan sample, which was 148.4 cm TL, roughly about the same age group. The largest *A. marmorata* on record was probably the 180 cm long, 28 kg specimen caught in the West River of Guangxi Province in southern China in 1957, and according to Williamson and Boetius (1993), an eel of this size might be about 17 years old.

Like most of the other anguillid eel species, *A. marmorata* is a source of food and income to many fisher folk in the Indo-Pacific region, where there is a longstanding tradition of its consumption. It has also become one of the emerging important aquaculture species in East Asia, particularly in China, Taiwan and Korea. The seeds for aquaculture production, however,

relied heavily on wild-caught glass eel, since its artificial production has not yet been perfected. Over the years, intense fishing of the adult *A. marmorata* and widespread collection of its glass eels for aquaculture has caused its population to decline in Taiwan. Because *A. marmorata* during the yellow stage preferred migrate upstream (Shiao *et al.* 2003), constructions along the river system like dams and other water impoundments (Fig. 2) may disrupt not only the downstream migration of the adult towards the sea but also the upstream migration of its elvers. It is therefore suggested that the construction of fish ladder be considered for its fishery management and conservation. In addition, little information is available for its fishery management and conservation since its fishing and aquaculture is illegal before the ban was lifted on April 2009. Although the fishing and aquaculture ban has been lifted in Taiwan, we still hope the authorities in Taiwan continue to protect this eel species, since its age at maturation is relatively older than the other temperate species, and thus it is susceptible to overfishing and environmental changes. Further study on population structure, life history, recruitment dynamics, and habitat use etc. is essential for its fishery management and conservation.

Acknowledgement

The authors are grateful to Ms. Yi-Jiun Tsai and Dr. Chi-Wei Chang for their initial measurements of the eel and to the students of Fisheries Biology Laboratory, Institute of

Fisheries Science, National Taiwan University, Taipei, Taiwan for their assistance.

Remark: 2014/03/07

Before this article came out of press, an even larger specimen of giant mottled eel *A. marmorata* (Fig. 5) was caught in January 2014 by a worker dredging a riverbed in Donghe Village, Taitung County (台東縣東河鄉泰源村) as part of the county government's river rehabilitation plan. This eel was about 1,550 mm in total length and 10.8 kg in body weight. It eventually ended up in the care of Goya Hot Springs Hotel (知本高野飯店) in Beinan Township (卑南鄉).

Literature Cited

- Chang, K. C., Y. S. Huang and F. G. Liu. 2012. How many *Anguilla* species are found in the Taiwan waters? pp. 35. *In*: W.N. Tzeng (ed.). The 15th East Asia Eel Resource Consortium Annual Meeting. National Taiwan Ocean University, Keelung, Taiwan.
- Ege, V. 1939. A revision of the genus *Anguilla* Shaw, a systematic, phylogenetic and geographical study. Dana Report 16: 1-256.
- Jellyman, D. J. 1979. Scale development and age determination in New Zealand freshwater eels (*Anguilla* spp.). New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 13: 23-30.
- Leander, N. J., K. N. Shen, R. T. Chen and W. N. Tzeng. 2012. Species composition and seasonal occurrence of recruiting glass eels

- (*Anguilla* spp.) in the Hsiukuluan River, Eastern Taiwan. Zoological Studies 51: 59-71.
- Matsui, I. 1952. Studies on the morphology, ecology and pond-culture of the Japanese eel (*Anguilla japonica* Temminck and Schlegel). Journal of the Shimonoseki College of Fisheries 2: 1-245.
- Minegishi, Y., J. Aoyama and K. Tsukamoto. 2008. Multiple population structure of the giant mottled eel, *Anguilla marmorata*. Molecular Ecology 17: 3109-3122.
- Nair, R. V. and K. Dorairaj. 1975. Observations on the scales of the short-finned eel, *Anguilla bicolor* McClelland and their utility in age determination. Current Science 44: 53-54.
- Opuszynski, K. 1965. Observation on young eel, *Anguilla anguilla* L. age and biology. Roczniki Nauk Rolniczych Seria B 86-2: 393-411.
- Shiao, J. C., Y. Iizuka, C. W. Chang and W. N. Tzeng. 2003. Disparities in habitat use and migratory behavior between tropical eel *Anguilla marmorata* and temperate eel *A. japonica* in four Taiwanese rivers. Marine Ecology Progress Series 261: 233-242.
- Tesch, F. W. 2003. The eel. Blackwell Science Limited, Oxford: pp 11-13.
- Tzeng, W. N. 1982. Newly record of the eel, *Anguilla celebesensis* Kaup, from Taiwan. Chinese Bioscience 19: 57-66.
- Tzeng, W. N. 1983. Seasonal and long-term changes of the catch of anguillid evers in Taiwan. Journal of the Fishery Society of Taiwan 10: 1-7.
- Tzeng, W. N. and O. Tabeta. 1983. First record of the short-finned eel *Anguilla bicolor pacifica* elvers from Taiwan. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries 49: 27-32.
- Tzeng, W. N., P. W. Cheng and F. Y. Lin. 1995. Relative abundance, sex ratio and population structure of the Japanese eel *Anguilla japonica* in the Tanshui River system of northern Taiwan. Journal of Fish Biology 46: 183-201.
- Watanabe, S. 2003. Taxonomy of the freshwater eels, genus *Anguilla* Schrank, 1798. In: Aida K, Tsukamoto K, Yamauchi K (eds). Eel Biology. Springer, Tokyo: pp. 3-18.
- Watanabe, S., J. Aoyama, M. J. Miller, S. Ishikawa, E. Feunteun and K. Tsukamoto. 2008. Evidence of population structure in the giant mottled eel, *Anguilla marmorata*, using total number of vertebrae. Copeia 2008: 680-688.
- Watanabe, S., J. Aoyama and K. Tsukamoto. 2009. A new species of freshwater eel *Anguilla luzonensis* (Teleostei: Anguillidae) from Luzon Island of the Philippines. Fisheries Science 75: 387-392.
- Williamson, G. R. and J. Boetius. 1993. The eels *Anguilla marmorata* and *A. japonica* in the Pearl River, China and Hong Kong. Asian Fisheries Science 6: 129-138.



Fig. 1. Giant mottled eel *Anguilla marmorata* discovered in the oxbow lake of Xindian Stream in 1991. Ruler= 60 cm.

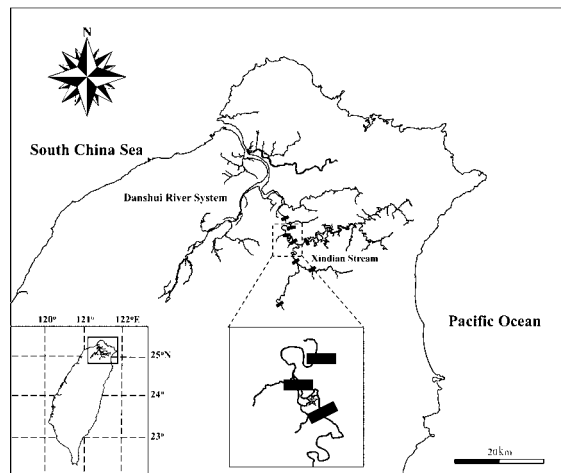


Fig. 2. Location where the giant mottled eel was discovered in the oxbow lake of Xindian Stream (grey star), a tributary of Tanshui River in northern Taiwan. The black bars indicate the dams along Xindian Stream.

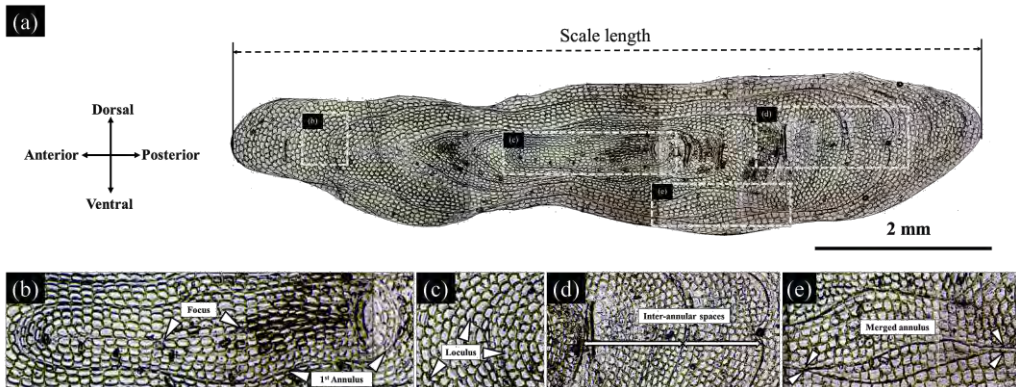


Fig. 3. Scale microstructures of *A. marmorata*. (b-e) is partially magnified from the scale (a): (b) locus, (c) focus and first annulus or first winter zone, (d) inter-annular spaces or summer zone, and (e) merged annulus.

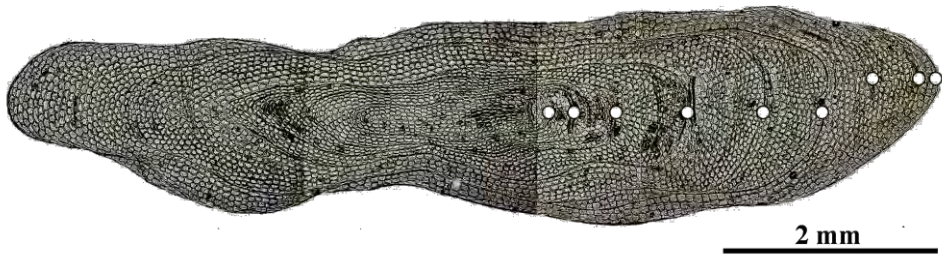


Fig. 4. Annual rings (white spots) in the mottled eel scale.



Fig. 5. *Anguilla marmorata* caught in Taitung County in January 2014 being tended by the staffs of Goya Hot Spring Hotel in Beinan County (Photo provided by 中央通訊社台東縣記者 黃力勉).

Table 1. Morphometric measurements of the *A. marmorata* collected in Xindian Stream. All values are in millimeters except for fin ratio

Morphometric characters					
Total length	Head length	Pre-dorsal fin	Pre-anal fin	Ano-dorsal fin	Fin ratio* (%)
mm	mm	length	length	length	
1484	169	417	673	256	17.3

* Fin ratio (%) = (Ano-dorsal fin length) / (Total length) x 100%.

Cymbidium macrorhizon Lindl., a newly recorded
mycoheterotrophic orchid in Taiwan

臺灣新紀錄真菌異營性蘭科植物—大根蘭

Chen-Jui Yang and Jenn-Che Wang*

楊承瑞 王震哲*

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

國立臺灣師範大學生命科學系 11677 台北市文山區汀州路四段 88 號

* Corresponding authors : biofv017@ntnu.edu.tw

*通訊作者：biofv017@ntnu.edu.tw

Abstract

Cymbidium macrorhizon Lindl., a mycoheterotrophic orchid, was recently found in southeastern Taiwan. It can be easily distinguished from other congeners by its lack of green leaves and pseudobulbs, but with large rhizomes. A description, illustration, and color photos of the plant are provided in this paper.

摘要

本文報導近期發現於台灣東南部之新紀錄真菌異營性蘭科植物—大根蘭。本種與其他蕙蘭屬成員的區別特徵為缺乏綠色葉片及假球莖，但具明顯的根莖。本文提供大根蘭的描述、手繪圖和彩色照片以供鑑定之用。

keywords : *Cymbidium*, *Cymbidium macrorhizon*, mycoheterotrophy, new record, Orchidaceae, Taiwan.

關鍵詞：蕙蘭屬、大根蘭、真菌異營性、新記錄、蘭科、臺灣

Received: August 12, 2013

Accepted: November 11, 2013

收件日期：2013年08月12日

接受日期：2013年11月11日

Introduction

Cymbidium Sw. (Orchidaceae) is one of the most attractive and desirable genera of orchids in the world because of their showy and fragrant flowers. The genus consists of 52 species mainly distributed in Southeast Asia (Du Puy and Cribb 2007), of which nine species and four varieties are native to Taiwan (Su 2000). Within the genus, *Cymbidium macrorhizon* Lindl. is unique by its lack of green leaves and pseudobulbs, but with large rhizome when compared with other congeners.

Though some green parts of *C. macrorhizon* Lindl. are observed during flowering, recent studies demonstrated that this species is fully mycoheterotrophic by the measurement of natural ^{13}C and ^{15}N contents, the proxy for the level of heterotrophy (Motomua *et al.*, 2010). Recently, *C. multiradicatum* Z.J. Liu & S.C. Chen was described from China as another mycoheterotrophic *Cymbidium* species (Liu and Chen, 2004). However, this is questionable for it possesses autotrophic roots and green fruits as Du Puy and Cribb mentioned (2007).

Cymbidium macrorhizon Lindl. is widely but disjunctively distributed from Pakistan eastwards to Japan and the Ryukyus. The

species' distribution in Taiwan was not documented (e.g. Su 2000; Liu *et al.* 2006, 2009), except in the monographs of Du Puy and Cribb (1988, 2007). However, Ying (1990) questioned Du Puy and Cribb's conclusion because no voucher was cited in their publications (Du Puy and Cribb 1988, 2007).

On October, 2009, we collected an unknown orchid in southeastern Taiwan. Based on its heterotrophic and morphological traits, the newly found plant was carefully determined to be *C. macrorhizon* Lindl. As such, our discovery becomes prove that *C. macrorhizon* Lindl. exists in Taiwan. Herein, we provide a description, line drawing and color photos of the species.

Taxonomy Treatments

Cymbidium macrorhizon Lindl., *Gen. Sp. Orchid. Pl.* 162. 1833.

Yoania aberrans Finet, *Bull. Soc. Bot. France* 47: 274. 1900.

Cymbidium aberrans (Finet) Schltr., *Repert. Spec. Nov. Regni Veg. Beih.* 4: 264. 1919.

Cymbidium macrorhizon var. *aberrans* (Finet) P.J. Cribb et Du Puy, *Gen. Cymbidium*, ed. 2: 330. 2007.

大根蘭 Figs. 1-3

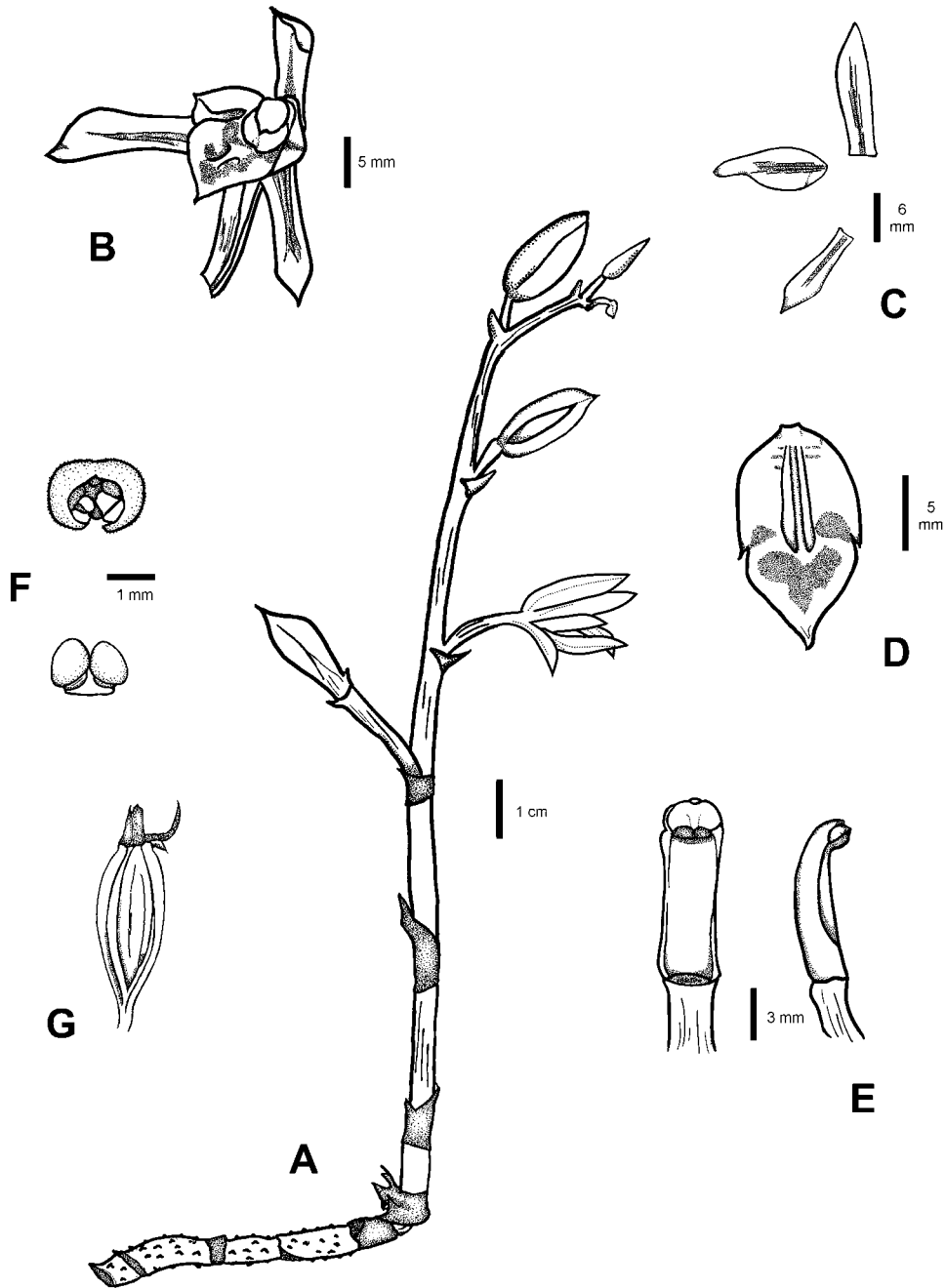


Fig. 1. *Cymbidium macrorhizon* Lindl. A: Habit. B: Flower. C: Sepals and lateral petal. D: Lip (flattened). E: Column. F: Anther and pollinia. G: Capsule.



Fig. 2. *Cymbidium macrorhizon* Lindl. A: Habit. B: Flower. C: Capsule.

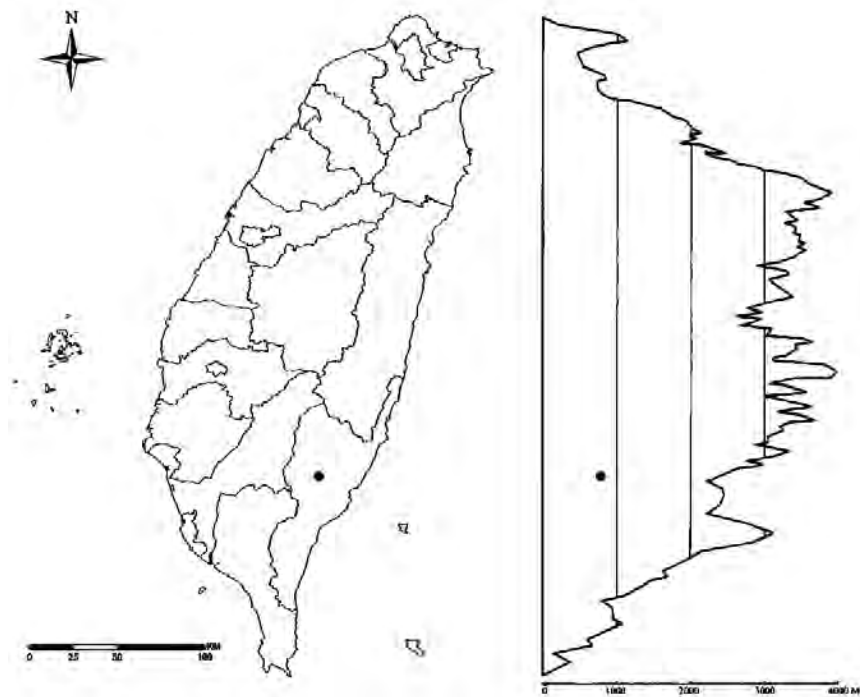


Fig. 3. Distribution map of *Cymbidium macrorhizon* Lindl. in Taiwan.

Small, terrestrial herbs, only visible above ground in flowering. Root nearly absent. Rhizome subterranean, fleshy, whitish, ca. 8 mm in diameter, tuberculate. Tubercles closely spaced, with short hairs or scales. Scales scarious, often disintegrating leaving an indistinct scar. Pseudobulb and leaf absent. Scape 15-20 cm long, erect, with 3-6 flowers, usually terminal on rhizome; peduncle covered with (1-)4 sheaths above ground; sheaths 13-27 mm long, ovate, with a cylindrical sheathing base and a loosely sheathing; bracts 2-17 mm long, oblong to lanceolate, acute, somewhat keeled, becoming scarious. Flower 3-4 cm across; rachis, pedicel and ovary 10-20 mm long, pale green to cream, often tinged with pink or purple. Tepals cream to pale yellow or brownish-pink with a diffuse, central, purple-red stripe to near the apex. Sepals ca. 15 mm long, narrowly obovate to oblanceolate, acute; Petals ca. 14 mm long, narrowly elliptic, oblique, acute, usually porrect and covering the column. Lip ca. 14 mm long when flattened, rhombic or ovate to oblong in outline, subentire 3-lobed; side-lobes minute, acute to subacute at the apex; mid-lobe triangular, acute to obtuse, the margin usually slightly undulating; callus ridges 2, convergent towards the apex, forming a tube-like structure at the base of the mid-lobe; white with purple-red spots on the mid-lobe and purple-red spots or stripes on the side-lobes; callus ridges white, sometimes pink. Column ca. 10 mm long, slender, arching, narrow; white, or slightly purple-pink above; anther-cap cream; pollinia 4, broadly ovate, in two unequal pairs. Capsule fusiform to

ellipsoidal, pedicellate, erect.

Phenology: Flowering June to October. Fruiting August to November.

Distribution: Pakistan, N India, Myanmar, SE China, Thailand, Laos, Vietnam, Korea, Japan, and the Ryukyus; Taiwan, at low altitudinal mountains about 800 m in southeastern part of the island, under pine or broad-leaf forests.

Specimens examined: TAIWAN: Taitung Co.: Neibenlu ancient trail, ca. 800m, Nov. 11, 2009. *Yang, C.-J.* 330, 559 (TNU); same loc., Jul. 21, 2010. *Yang, C.-J.* 694 (TNU).

Notes: *Cymbidium macrorhizon* Lindl. was sometimes regarded as two species, *C. aberrans* (Finet) Schltr. and *C. macrorhizon* Lindl. (e.g. Motomua *et al.* 2010). The former differs from the latter in lacking purple coloration on whole plant, having not fully open flowers, and having an almost entire lip. Our discovered plant in Taiwan displays the intermediate morphology. To be more precisely, the open degree of flower and lip shapes of the newly found plant are closer to that of *C. aberrans* (Finet) Schltr., whereas the floral coloration are closer to that of *C. macrorhizon* Lindl. Regardless of the taxonomic issues of the species, the plant we found in Taiwan is herein recognized as *C. macrorhizon* Lindl. in a broad sense.

In Taiwan, the newly recorded species was first collected in late October, 2009 when it was

at the end of the flowering season and only few individuals were found. We revisited the same locality in July 2010 and estimated that their wild individuals might be fewer than 50. Considering the confined distribution and small population size, this species was assessed as Critically

Endangered (CR) in Taiwan according to the criteria of IUCN (2001). In Japan, the species was also included in the red list and categorized into Endangered (EN) (Yahara and Nagata 2003).

Table 1. Overview of newly discovered mycoheterotrophic plants in Taiwan in recent years

Taxa	References
Burmanniaceae	
<i>Burmannia cryptopetala</i> Makino ^b	Hsu <i>et al.</i> , 2005
<i>Thismia huangii</i> P.Y. Jiang & T.H. Hsieh ^a	Chiang and Hsieh, 2011
<i>Thismia taiwanensis</i> S.Z. Yang, R.M.K. Saunders & C.J. Hsu ^a	Yang <i>et al.</i> , 2002
Orchidaceae	
<i>Aphyllorchis rotundatipetala</i> C.S. Leou, S.K. Yu & C.T. Lee ^a	Hsieh <i>et al.</i> , 2013
<i>Didymoplexis micradenia</i> (Rchb.f.) Hemsl. ^b	Hsu and Chung, 2007
<i>Epipogium aphyllum</i> (F. W. Schmidt) Sw. ^b	Chung and Tzeng, 2001
<i>Epipogium kentingensis</i> T.P. Lin & S.H. Wu ^a	Lin and Wu, 2012
<i>Gastrodia albida</i> T.C. Hsu & C.M. Kuo ^a	Hsu and Kuo, 2011
<i>Gastrodia callosa</i> J.J. Sm. ^b	Hsu and Kuo, 2010
<i>Gastrodia clausa</i> T.C. Hsu, S.W. Chung & C.M. Kuo ^a	Hsu <i>et al.</i> , 2012
<i>Gastrodia confusoides</i> T.C. Hsu, S.W. Chung & C.M. Kuo ^a	Hsu <i>et al.</i> , 2012
<i>Gastrodia flexistyla</i> T.C. Hsu & C.M. Kuo ^a	Hsu and Kuo, 2010
<i>Gastrodia nipponica</i> (Honda) Tuyama ^b	Hsu and Kuo, 2010
<i>Gastrodia shimizuana</i> Tuyama ^b	Chung and Hsu, 2006
<i>Gastrodia sui</i> C.S. Leou, T.C. Hsu & C.L. Yeh ^a	Yeh <i>et al.</i> , 2011
<i>Gastrodia theana</i> Aver. ^b	Hsieh <i>et al.</i> , 2012
<i>Gastrodia uraiensis</i> T.C. Hsu & C.M. Kuo ^a	Hsu and Kuo, 2010
<i>Lecanorchis amethystea</i> Y. Sawa, Fukunaga & S. Sawa ^b	Hsu and Chung, 2010
<i>Lecanorchis nigricans</i> Honda var. <i>yakushimensis</i> T. Hashim. ^b	Hsu and Chung, 2010
<i>Lecanorchis latens</i> T.P. Lin & W.M. Lin ^a	Lin and Lin, 2011
<i>Lecanorchis subpelorica</i> T.C. Hsu & S.W. Chung ^b	Hsu and Chung, 2010
<i>Lecanorchis suginoana</i> (Tuyama) Serizawa ^b	Hsu and Chung, 2009
<i>Lecanorchis trachycaula</i> Ohwi ^b	Hsu and Chung, 2010
<i>Lecanorchis virella</i> T. Hashim. ^b	Hsu and Chung, 2009
<i>Lecanorchis triloba</i> J. J. Sm. ^b	Hsu and Chung, 2009
<i>Yuania amagiensis</i> Nakai & F. Maekawa var. <i>squamipes</i> (Fukuyama) C.L. Yeh & C.S. Leou ^c	Yeh <i>et al.</i> , 2006
Triuridaceae	
<i>Sciaphila arfakiana</i> Becc. ^b	Hsieh <i>et al.</i> , 2003
<i>Sciaphila maculata</i> Miers ^b	Hsieh <i>et al.</i> , 2003

^anew species; ^bnewly recorded; ^crediscovered.

Mycoheterotrophic plants are partly or entirely non-photosynthetic plants that obtain energy and nutrients from fungi. In the world, there are more than 400 fully mycoheterotrophic species from nine families in monocots and dicots (Lee Taylor 2004). In Taiwan, 36 fully mycoheterotrophic species from five families, i.e., Burmanniaceae, Orchidaceae, Petrosaviaceae, Pyrolaceae, and Triuridaceae, were formerly reported in *Flora of Taiwan* second edition (Boufford *et al.* 2003). Because fully mycoheterotrophic plants are only visible in a short period of time when their flowers or fruits emerge from the substrate, the discovery of this kind of plant often represents the effort of botanical inventory in a local region. Since the completion of *Flora of Taiwan* second edition in 2000, plant taxonomy and botanical inventory of Taiwan entered a new era. During the past decade, the fully mycoheterotrophic flora of Taiwan enriched rapidly, approximate 30 new species and new records have been added (Table 1). So far over 60 fully mycoheterotrophic species were recorded in Taiwan, which is concordant with the conclusion of Merckx *et al.* (2013) that Southeast Asia represents the highest diversity of fully mycoheterotrophic plants in the world.

Literature Cited

- Boufford, D. E., H. Ohashi, T.-C. Huang, C.-F. Hsieh, J.-L. Tsai, K.-C. Yang, C.-I. Peng, C.-S. Kuoh and A. Hsiao. 2003. A checklist of the vascular plants of Taiwan. In: Huang, T.-C. *et al.* (eds.), *Flora of Taiwan*, 2nd ed., Vol VI. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Taipei, Taiwan, ROC. Pp. 15-139.
- Chiang, P.-Y. and T.-H. Hsieh. 2011. *Thismia huangii* (Thismiaceae), a new species from Taiwan. *Taiwania* 56: 138-142.
- Chung, S.-W. and T.-C. Hsu. 2006. *Gastrodia shimizuana*, a newly recorded of *Gastrodia* (Orchidaceae) in Taiwan. *Taiwania* 51: 50-52.
- Chung, S.-W. and Y.-D. Tzeng. 2001. *Epipogium aphyllum* (F. W. Schmidt) Sw. (Orchidaceae), a new addition to the flora of Taiwan. *Taiwan Journal of Forest Science* 16: 317-320.
- Du Puy, D. and P. Cribb. 2007. The genus *Cymbidium*. Kew Publishing Royal Botanic Gardens, Kew.
- Du Puy, D. and P. Cribb. 1988. The genus *Cymbidium*. Timber Press. Portland, Oregon.
- Hsieh, S.-I., C.-S. Leou, S.-K. Yu, C.-T. Lee, and C.-L. Yeh. 2013. *Aphyllorchis rotundatipetala* (Orchidaceae), a new species from Taiwan. *Annales Botanici Fennici* 50: 179-182.
- Hsieh, S.-I., C.-T. Lee, C.-S. Leou, C.-R. Yeh, C.-L. Yeh, and J.-H. Wu. 2012. *Gastrodia theana* Aver. (Orchidaceae) a newly recorded species from the central Taiwan. *Taiwania* 57: 399-402.
- Hsieh, T.-H., C.-S. Wu, and K.-C. Yang. 2003. Revision of *Sciaphila* (Triuridaceae) in Taiwan. *Taiwania* 48: 239-247.
- Hsu, T.-C. and C.-M. Kuo. 2010. Supplements to the orchid flora of Taiwan (IV): four

Boufford, D. E., H. Ohashi, T.-C. Huang, C.-F. Hsieh, J.-L. Tsai, K.-C. Yang, C.-I. Peng, C.-S. Kuoh and A. Hsiao. 2003. A checklist of the vascular plants of Taiwan. In: Huang,

- additions to the genus *Gastrodia*. *Taiwania* 55: 243-248.
- Hsu, T.-C. and C.-M. Kuo 2011. *Gastrodia albida* (Orchidaceae), a new species from Taiwan. *Annales Botanici Fennici* 48: 272-275.
- Hsu, T.-W., H.-M. Chang, S.-H. Su, S.-W. Chung, and J.-C. Wang. 2005. *Burmannia cryptopetala* Makino (Burmanniaceae), a newly recorded plant in Taiwan. *Taiwania* 50: 302-306.
- Hsu, T.-C. and S.-W. Chung. 2007. *Didymoplexis micradenia*: a newly recorded orchid (Orchidaceae) in Taiwan. *Taiwania* 52: 360-364.
- Hsu, T.-C. and S.-W. Chung. 2009. Supplements to the orchid flora of Taiwan (I). *Taiwania* 54: 82-87.
- Hsu, T.-C. and S.-W. Chung. 2010. Supplements to the orchid flora of Taiwan (V). *Taiwania* 55: 363-369.
- Hsu, T.-C., S.-W. Chung, and C.-M. Kuo. 2012. Supplements to the orchid flora of Taiwan (VI). *Taiwania* 57: 271-277.
- IUCN. 2001. IUCN red list categories and criteria: version 3.1. IUCN species survival commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 30pp.
- Lee Taylor, D. 2004. Myco-heterotroph-fungus marriages – is fidelity over-rated? *New Phytologist* 163: 217-221.
- Lin, T.-P. and S.-H. Wu. 2012. Newly discovered native orchids of Taiwan (V). *Taiwania* 57: 377-383.
- Lin, T.-P. and W.-M. Lin. 2011. Newly discovered native orchids of Taiwan (IV). *Taiwania* 56: 315-322.
- Liu, Z.-J. and S.-C. Chen. 2004. *Cymbidium multiradicatum*, a new orchid from Yunnan, China. *Acta Botanica Yunnanica* 26: 297-298.
- Liu, Z.-J., S.-C. Chen, and Z.-Z. Ru. 2006. The genus *Cymbidium* in China. Science Press, Beijing. (in Chinese).
- Liu, Z.-J., X.-Q. Chen, and P. J. Cribb. 2009. *Cymbidium*. In Wu, Z. Y., P. H. Raven & D. Y. Hong (eds.), *Flora of China*. Vol. 25. Science Press, Beijing, and Missouri Botanical Garden Press, St. Louis. Pp. 260-280.
- Merckx, V. S., E. F. Smets, and C. D. Specht. 2013. Biogeography and Conservation. In Merckx, V. S. (ed.), *Mycoheterotrophy*. Springer New York. Pp. 103-156.
- Motomura, H., M.-A. Selosse, F. Martos, A. Kagawa, and T. Yukawa. 2010. Mycoheterotrophy evolved from mixotrophic ancestors: evidence in *Cymbidium* (Orchidaceae). *Annals of Botany* 106: 573-581.
- Su, H.-J. 2000. *Cymbidium*. In T.-C. Huang *et al.* (eds.), *Flora of Taiwan*, 2nd ed., vol. V. Editorial Committee of the Flora of Taiwan, Taipei, Taiwan, ROC. Pp. 820-833.
- Yahara, T. (ed.) and Y. Nagata (photo.) 2003. *Red Data Plants*. Yama-Kei Publ. Co. Ltd., Tokyo (in Japanese).
- Yang, S.-Z., R. M. K. Saunders, and C.-J. Hsu. 2002. *Thismia taiwanensis* sp. nov. (Burmanniaceae tribe *Thismieae*): first

- record of the tribe in China. *Systematic Botany* 27: 485-488.
- Yeh, C.-L., C.-S. Leou, C.-R. Yeh, W.-C. Lin, and B.-L. Hong. 2006. An observation on *Yuania amagiensis* Nakai & F. Maekawa var. *squamipes* (Fukuy.) Yeh & Leou (Orchidaceae), a rediscovered orchid from southern Taiwan. *Quarterly Journal of Forest Research* 28: 17-24.
- Yeh, C.-L., C.-S. Leou, T.-C. Hsu, and C.-R. Yeh. 2011. *Gastrodia sui* sp. nov. (Orchidaceae) from Taiwan. *Nordic Journal of Botany* 29: 417-419.
- Ying, S.-S. 1990. A revision to genus *Cymbidium* (Orchidaceae) of Taiwan. *Memoirs of the College of Agriculture National Taiwan University* 30: 18-50.

《台灣生物多樣性研究》稿約

壹、一般說明

- 一、《台灣生物多樣性研究》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生物多樣性或自然保育之學術論文，但以未曾在其他刊物發表之原創研究為限。
- 二、本刊為網路期刊，隨時接受投稿，並於每年 1 月、4 月、7 月及 10 月在中心網站 (http://tesri.tesri.gov.tw/list_protect.php)刊登發行。
- 三、撰稿中、英文均可，來稿以完整 WORD 格式文稿電子檔傳送至「台灣生物多樣性研究」期刊編輯委員會電子信箱(email: tjbd@tesri.gov.tw)。
- 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，但經刊登之文稿將提供 Pdf 檔給作者，不另贈送抽印本。
- 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 2 週內完成修正，如於收稿 2 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、通訊作者需在期刊出版前簽署文稿版權轉移同意書給期刊編輯室。

貳、文稿章節順序

依照 1.題目，2.作者姓名、服務單位、地址，3.通訊作者之 e-mail，4.摘要，5.關鍵詞，6.緒言，7.材料與方法，8.結果與討論(可分列)，9.結論(可省略)，10.謝誌(可省略)，11.引用文獻等順序撰寫；其中 1 至 5 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 30 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；作者若為兩人，姓名間以“and”連接；若為三人或以上，除最後一人與其前一人間以“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，年代一律採用西元。
- 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.

Notice to Contributors

I. General Guides:

1. The Taiwan Journal of Biodiversity is an online journal (January, April, July and October, http://tesri.tesri.gov.tw/list_protect.php) by the Endemic Species Research Institute, Council of Agriculture. The journal is an academic publication that welcomes the submission of manuscripts of various biological disciplines in the field of biodiversity. The manuscripts are limited to original work previously unpublished in any other journal.
2. The journal accepts manuscripts written in either Chinese or English. Submit manuscript by online in WORD format to the e-mail address: tjbd@tesri.gov.tw.
3. Manuscript submitted will be sent to at least two referees in the field of its specialty for peer review and comments. Revised manuscript will be reexamined by the Editorial Board. Author(s) are responsible for proof correction of the printer's copy to ensure accuracy.
4. Corresponding author is required to sign a Copyright Transfer Agreement for the paper accepted for publication to the journal publisher, the Endemic Species Research Institute.

II. Manuscript Preparation:

1. Manuscript should be written in a sequence of 1) Title, 2) Authors' full name 3) Author(s) affiliations(s) and address(es), 4) Abstract, 5) Key words, 6) Introduction, 7) Materials and methods, 8) Results, 9) Discussion, 10) Conclusions, 11) Acknowledgements, 12) Literature Cited. Of them 1 to 5 should be written in dual languages, Chinese and English.
2. Cover page should contain title of manuscript, author name(s), author's (s') affiliation(s), corresponding author's name, telephone number, fax number and e-mail address, and a short running title.
3. Title should be less than 30 words. Capitalize the first letter of each word except articles, conjunctions and prepositions.
4. Author's name should be first name first followed by surname. For multiple authors, use comma to separate the names but the last two names by "and".
5. Running title should be less than 50 letters including spaces.
6. Abstract must be a single paragraph not exceeding 500 words.
7. Key words should be no more than 5 words.

III. Manuscript Format:

1. Manuscript must be typed using standard software (Microsoft Word) with top, bottom, left and right. Mark page numbers on the bottom.
2. Manuscript should be typed in a uniform character size. There is no need to differentiate paragraph, title, subtitle or contents by using large or small characters.

3. Measurements should use International System of Units (kg, mg, km, m, cm.... etc.). All numerals or quantities should be expressed in Arabic numbers. Years in the text should use A.D. universally.
4. Figures and tables in the text should be sequenced by Arabic numbers (e.g. Fig.1 and Table 1). Both graphs and photos use same "Fig." designation.
5. Common name of an animal or plant that appears in title and first appears in abstract and text should be accompanied with scientific name. All scientific names in manuscript should be italic.
6. When citing a reference in text, use surname and year, e.g. (Clough 1998) for single author, use "and" to link authors, e.g. (Pimm and Gittleman 1992) for double authors, and use "*et al.*" e.g. (Baker *et al.* 1996) for multiple authors. When citing multiple references, separate them with semi-colons in a chronological order.
7. Using the following system for arranging references in literature cited.

For journals:

Clough, B. 1998. Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 191-198.

Pimm, S. L. and J. L. Gittleman. 1992. Biodiversity: Where is it? *Science* 255: 910-940.

Baker, C. S., F. Cipriano and S. R. Palumbi. 1996. Molecular genetic identification of whale and dolphin products from commercial markets in Korea and Japan. *Molecular Ecology* 5: 671-685.

For books and symposiums:

Soule, M. E. and B. A. Wilco. 1980. *Conservation biology: An evolutionary-ecological approach*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

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, China.

8. Table should be typed on a separate sheet and be headed by a title of dual languages (Chinese and English). It consists of only horizontal lines and typed with English terms (if possible) and Arabic numerals. If foot notes are required, mark with superscripts ¹, ², *, #, etc.
9. Figure should be drawn with black ink on a separate white tracing paper with a figure legend of the dual languages below. Computer graph made from laser printer is acceptable.
10. Photograph should be a glossy black and white shot with sufficient resolution to be clearly legible after reduction. When multiple photos are employed, the author should arrange them in plates. Micrographs should include bars indicating scales of magnification. Photos should be pasted on white A4 paper loosely with the figure legend below.