

目錄

台灣特有亞種猛禽之空間潛在威脅度評估.....	呂明倫、黃靜宜	215
運用國土利用調查資料進行臺灣濕地分布製圖與分析.....	陳添水	229
臺灣繁殖鳥類大調查的定點計數數量資料.....		
.....	柯智仁、范孟雯、林瑞興、李培芬、蔡世鵬	243
以物種分布模型推估多樣性熱點—評「生物多樣性熱點之推估：以台灣特有鳥種為例」.....	許皓捷、吳采諭	255
2010-2017後壁湖海洋資源保護示範區白棘三列海膽與喇叭毒棘海膽調查報告.....	陳瑞谷、劉培東	271

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

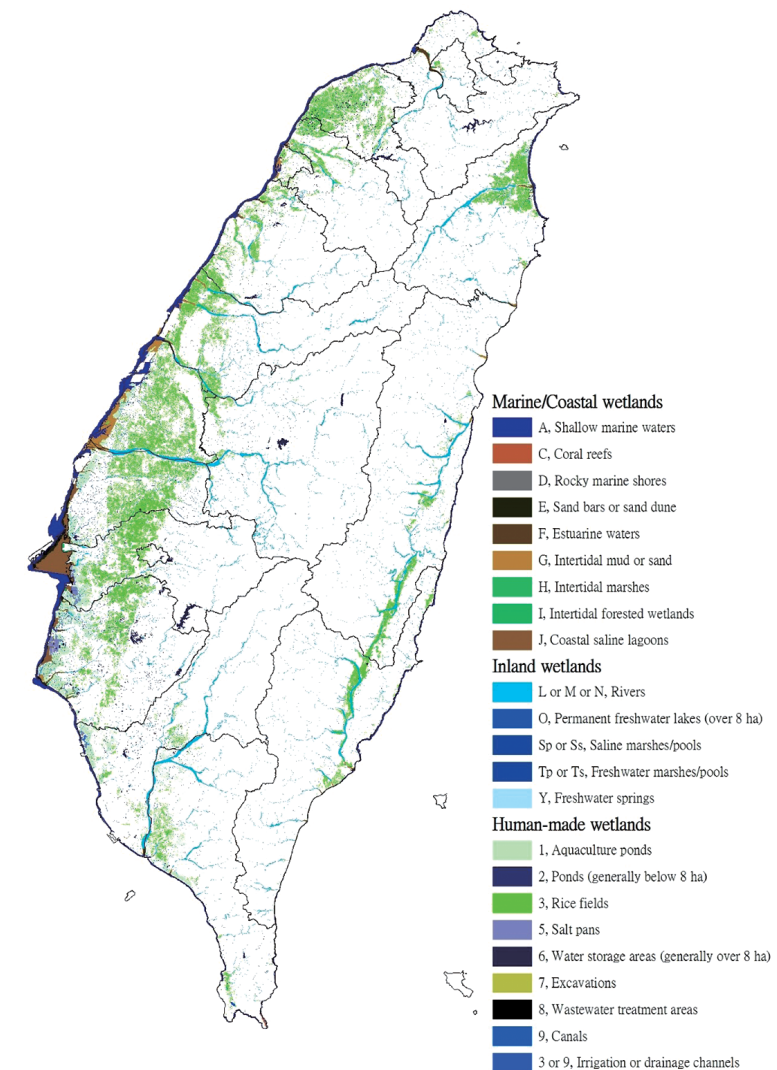
台灣生物多樣性研究 Taiwan Journal of Biodiversity

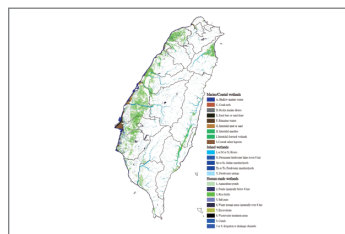
第 19 卷第 4 期

中華民國106年10月

Vol. 19, No. 4

October 2017





封面圖說／

以國土利用調查資料配合遙測影像，依拉姆薩公約之濕地分類，製作臺灣濕地分布位置圖。
(陳添水 製)

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／林瑞興

執行編輯／(依姓氏筆劃序)

何健鎔、李麗華、林春富、洪夢祺
柯智仁、許再文、陳志輝、詹芳澤
鄭錫奇、蔡奇立、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、林曜松
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／金恆鏞、華博諾

出版編輯／洪夢祺、黃智男、黃書彥

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 106 年 10 月
創刊日期／中華民國 88 年元月
出版登記／局版台誌第 10207 號

Taiwan Journal of Biodiversity

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

Publisher / Kuo-Yun Fang
Editor-in-chief / Ruey-Shing Lin

Executive Editors /

Jen-Zon Ho,	Li-Hua Lee,
Chun-Fu Lin,	Meng-Chi Hung,
Chie-Jen Ko,	Tsai-Wen Hsu,
Chih-Hui Chen,	Fang-Tse Chan,
Hsi-Chi Cheng,	Chi-Li Tsai,
Mei-Li Hsueh	

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 Editors / Hen-Biau King and Bruno A. Walther
Publishing Editors / Meng-Chi Hung, Chih-Nan Huang,
Shu-Yen Huang

Published by Endemic Species Research Institute
1 Min-Sheng E. Road, Jiji, Nantou 55244,
Taiwan, R.O.C.
Tel: 886-49-2761331 ext. 315
<http://tesri.tesri.gov.tw>

Published Date: October 2017

GPN: 2009900002
ISSN: 2076-6971

Contents

Spatial assessments of potential threats to endemic raptor subspecies in Taiwan.....	215
.....Ming-Lun Lu and Jing-Yi Huang	
Using Land Use Investigation Data to Map and Analyze Wetlands in Taiwan.....	
.....Tien-Shui Chen	229
Point count sampling data from the Taiwan Breeding Bird Survey.....	
Jerome Chie-Jen Ko, Meng-Wen Fan, Ruey-Shing Lin, Pei-Fen Lee, Shih-Peng Tsai	243
Using species distribution models to estimate biodiversity hotspots—Comment on "Estimating Biodiversity Hotspot: A Case Study of Endemic Bird Species in Taiwan"	
.....Hau-Jie Shiu and Tsai-Yu Wu	255
Survey of Sea Urchin, <i>Tripneustes gratilla</i> and <i>Toxopneustes pileolus</i> , in Houbi Lake Marine Resource Reserve Exhibition Center, 2010-2017.....	
.....Ruei-Gu Chen and Pei-Tong Liu	271

台灣特有亞種猛禽之空間潛在威脅度評估

Spatial assessments of potential threats to endemic raptor subspecies in Taiwan

呂明倫 黃靜宜*

Ming-Lun Lu Jing-Yi Huang*

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55244 南投縣集集镇民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者：lily@tesri.gov.tw

*Corresponding author: lily@tesri.gov.tw

摘要

猛禽常出沒於人類活動範圍及周邊，為一種頗能適應人為環境的物種，但相對也承受著相當的人為干擾壓力。本研究選擇台灣特有亞種猛禽做為研究案例，包括鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*)、松雀鷹(*Accipiter virgatus*)、領角鴞(*Otus bakkamoena*)、黃嘴角鴞(*Otus spilocephalus*)及蛇鵂(*Spilornis cheela*)等，運用物種調查資料與最大熵(Maxent 模式)模擬各種猛禽之空間分布，另透過主成分分析整合人為干擾因子，即距離道路、建地及農地等最近距離，以及人口密度等變項，用以推估棲地威脅度，最終，再將以上結果進行套疊分析，可獲取各特有亞種猛禽所受到的潛在威脅度。研究結果顯示，領角鴞與鳳頭蒼鷹的分布面積，有超過 30%受到嚴重的潛在威脅，而本研究建構之流程，未來亦可應用於其他瀕臨絕種及珍貴稀有之生物，以提供物種的保育與經營管理之參考。

Abstract

Raptors are able to adapt to a human-dominated landscape, but are often sensitive to direct human disturbances. We used the maximum entropy (Maxent) software to generate species distribution models of

five endemic raptor subspecies using presence-only data for *Accipiter trivirgatus*, *Accipiter virgatus*, *Otus bakkamoena*, *Otus spilocephalus* and *Spilornis cheela* in Taiwan. We then combined anthropogenic disturbance factors such as distance to roads, built-up land, farmland, and population density to create a habitat threat map using principal component analysis. Finally, we mapped potential threats to each species through overlay analysis. The results showed that more than 30% of the distributions of *A. trivirgatus* and *O. bakkamoena* were located in ranges of a high threat level. Our methodology could be applied to any endangered and vulnerable species which requires impact assessment for future protection and management.

關鍵詞：干擾、最大熵、棲地威脅度、經營管理

Key words: disturbance, maximum entropy, habitat threat, management

收件日期：2017 年 04 月 24 日

接受日期：2017 年 08 月 11 日

Received: April 24, 2017

Accepted: August 11, 2017

緒 言

猛禽為鳥類 6 大生態類群之一，除了南極洲外，各族群蹤跡廣布於全世界，相較於其他鳥類群，其個體數量相對較少，且處於生態系中食物鏈的頂層，扮演著高級消費者的角色，因此，常被視為觀察環境變異與局部滅絕(local extinction) 的指標物種 (Simberloff 1998; Martinez 2003; Chace and Walsh 2006)，也正如此，猛禽的種群比較脆弱，世界各國多數都把猛禽視為應當保護的對象，國際上更訂定出保護猛禽的規範，如「生物多樣性公約(convention on biological diversity)」和「瀕臨絕種野生動植物國際貿易公約(convention on International trade in endangered species of wild fauna and flora)」對於涉及猛禽貿易都有明確的保護條款。

台灣高山林立、森林密布，孕育了豐富的

生物多樣性，但因地狹人稠，生物賴以生存的棲地，也承受著相當的人為干擾壓力，對許多野生生物構成生命的威脅，尤其常出沒在人類活動範圍周邊的猛禽，對於都市地景的利用率頗高(林 2003; Hogg and Nilon 2015)，相對所遭受的威脅也會大的許多(Hager 2009; 何 2010)。台灣猛禽共有 46 種，分為 4 科 26 屬，其中有 8 種屬於特有亞種(參考台灣猛禽研究會公布之名錄)，為保護這些珍貴的自然資產，目前所有猛禽均名列「野生動物保育法」的保育類物種，而參與猛禽的調查與研究工作亦是日漸勃興(陳 2003)，由此顯示我國對猛禽保育的重視。

根據台北市野鳥學會所處理的日行性猛禽救傷紀錄，受理數量最多的前 4 種猛禽占了整體數量近 90%，其中 3 種即台灣特有亞種(何 2010)，有鑑於此，本研究選擇台灣特有亞種猛

禽做為目標種，利用地理資訊系統(geographic information system, GIS)整合物種及環境資料，並運用物種分布模式(species distribution model, SDM)與主成分分析(principal component analysis, PCA)等空間分析技術，建立推估模式，其目地包含：1. 模擬各特有亞種猛禽之空間分布範圍；2. 分析人為干擾下的棲地威脅度；3. 結合上述兩項結果，評估各猛禽之空間潛在威脅度。

材料與方法

一、研究區概述

台灣本島位於亞洲東部、太平洋西北側，西側緊鄰台灣海峽，土地面積約 36,000 km²，現今的行政區劃共分 6 個直轄市、11 個縣及 3

個市(圖 1)。島內人口約 2,300 萬人；地形陡峭，多為山地與丘陵，平原及都市用地主要集中於西部沿海，形成東高西低的地勢，主要山脈有中央、玉山、阿里山、雪山及海岸等 5 大山脈，其中，玉山主峰為最高峰，標高 3,952 m；河川多發源於中央山脈，水系密布，大多分布於西半部，流域長度最長的為濁水溪，面積最廣的為高屏溪；據中央氣象局資料顯示，年均溫約 21°C，年雨量約 2,500 mm，冬季有來自西伯利亞的大陸冷高壓，以東北季風為主，夏季則有來自太平洋的海洋高壓，以西南季風為主；據林務局第 4 次森林資源調查報告，土地覆蓋型態以森林為主，占全島近 61%，依海拔與溫度的差異，可將林相劃分為高山植群、冷杉林、鐵杉及雲杉林、櫟林、楠櫟林與榕楠林等(蘇 1992)。

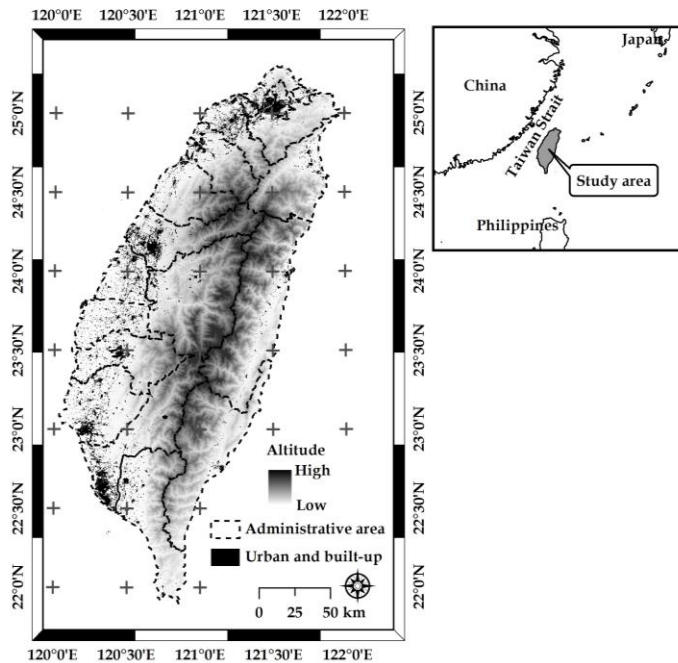


圖 1. 研究區地理位置圖，背景為數值高程模型(海拔高)。

Fig. 1. Location of study area whereby the background is a digital elevation model (altitude).

二、研究方法

(一) 物種資料

台灣猛禽中屬於特有亞種共計 8 種，各物種之點位資料蒐集，乃源自林務局跨單位物種查詢平台、台灣生物多樣性資訊網及台灣生物多樣性網絡等政府開放資料，所蒐集的資料調查期間為 1999~2013 年，座標格式為經緯度，本研究僅保留 3 位小數之資料，並統一將格式轉換為 1997 台灣大地基準座標系統(Taiwan Datum 97)及橫麥卡托二度分帶座標格式，後續

所採用之相關環境資料也以此系統與格式儲存，網格基本運算單元設定為 $1 \times 1 \text{ km}^2$ ，若一個網格內有同一物種重複記錄者將之剔除，若發現點位數量不足 10 筆者，即不適用於物種分布模擬(Papes and Gaubert 2007; Wisz *et al.* 2008)，經篩選後計有鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*)、松雀鷹(*Accipiter virgatus*)、領角鴞(*Otus bakkamoena*)、黃嘴角鴞(*Otus spilocephalus*)及蛇鵰(*Spilornis cheela*)等 5 種猛禽被選進分析(表 1)。

表 1. 本研究分析之物種名錄與出現網格筆數

Table 1. Study species and their number of occurrence grids in this study

Scientific name	English name	Grid number
<i>Accipiter trivirgatus</i>	Crested goshawk	216
<i>Accipiter virgatus</i>	Besra	64
<i>Otus bakkamoena</i>	Otus lettia glabripes	111
<i>Otus spilocephalus</i>	Mountain scops owl	560
<i>Spilornis cheela</i>	Crested serpent eagles	837

(二) 環境資料

環境資料為建構 SDM 之預測變項，包含氣候、地形、地物、生態與位置等 5 類因子(Estrada *et al.* 2011; Moreno *et al.* 2011; Arcos *et al.* 2012; Botero-Delgadillo *et al.* 2015)，其中，氣候類乃從台灣氣候變遷推估與資訊平台申請 1960~2012 年全台 5 km 區間的月均溫與雨量點位資料，本研究藉此產生月最大溫與最大雨量，以及四季之月均溫、雨量、最大溫與最大雨量，另參考 Hijmans *et al.* (2005)產生常適用於物種分布模擬的均日潮差(mean diurnal range)、季節溫(temperature seasonality)與季節雨量(precipitation seasonality; Hijmans and Graham 2006)等，共計 23 個變項，再利用克力金(kriging)內插，產生 1 km^2 的氣候網格圖。地

形類由 WorldClim database v1.4 取得數值高程模型(digital elevation model)，利用 ArcGIS 10.0 軟體製作海拔高、坡度與坡向，並參考 Gessler *et al.* (1995)與 McCune and Keon (2002)的方法，產生表示環境濕度的複合地形指標(compound topographic index, CTI)與表示太陽輻射強度的熱負荷指標(heat load index, HLI)，共計 5 個變項。地物與生態類依據瑞竣科技公司之雲端服務平台(RiChi GIS Cloud)數化主要河流，並製作離河流距離圖資，此外，由 Land Processes Distributed Active Archive Center 取得 2000~2013 年的 MODIS 衛星影像產品「MOD17A3」與「MOD44B」，各別表示年均淨初級生產力與樹木鬱閉度，另從 Numerical Terradynamic Simulation Group 取得

同時距的 MOD16A3，表示年均蒸發散量，共計 4 個變項。位置類計有經度與緯度兩個變項，係記錄每一運算單元中心點的座標，最小單位為秒，累計全部預測變項共有 34 個。

除模擬物種分布所需之預測變項外，另蒐集有關威脅棲地之變項，建構棲地威脅度(habitat threat, HT)推估模式，包括建地、農地、道路與人口密度，利用 GIS 產生離建地、農地與道路最短距離(m)圖資，其中，建地與農地分布範圍係根據內政部國土測繪中心的國土利用調查成果取得；道路參考 RiChi GIS Cloud 數化全台道路；人口密度(人/km²)則取自社會經濟資料庫共通平台，統計 2000~2015 年之平均值。

(三) 物種分布模擬

物種分布模式建立前，先以 Spearman 相關分析進行預測變項篩選，確保各變項的相關係數小於 0.7，可避免共線性問題，隨後各物種逢機選取 75%的資料做為訓練資料集，利用 Phillips *et al.* (2006)所開發的最大熵(maximum entropy)「Maxent 3.3.3k」，做為模擬物種分布之預測模式，該工具係將有限的訓練集資料，透過機械學習(machine learning)理論建立機率分布函數，進而模擬物種的分布，為現今最廣泛使用，也被認證過優於其他 SDM(Elith *et al.* 2006; Kumar and Stohlgren 2009)。

為模擬各物種的分布機率，每一物種重複運算 10 次，取其平均值，輸出結果設定邏輯斯分布，使預測的值域介於 0~1，愈接近 1 者，代表該網格的物種出現機率愈高，依據 Maxent 所提供的門檻值計算法「10th percentile of training presence」，萃取各物種的分布範圍(Pearson *et al.* 2007; Graham *et al.* 2010; Brambilla *et al.* 2012; Escalante *et al.* 2013; Botero-Delgado *et al.* 2015)。另一方面，將剩

餘 25%的物種資料做為驗證資料集，並依接受者操作特徵(receiver operating characteristic)所產生之曲線面積(area under the curve, AUC)，評估模式的有效性，AUC 值域介於 0.5~1，當值愈高代表模式預測出來的準確性愈佳，而高於 0.7 以上則達優良之標準(Fielding and Bell 1997; Pearce and Ferrier 2000)。所建立的預測模式則可透過 Jackknife 檢驗，瞭解各預測變項對模式的貢獻比。

(四) 主成分分析

PCA 所構成之統計模型具線性組合特性，除可運用於抽取資料的主要成分外，亦能整合各種變項，建立空間推估模式。本研究將建地、農地、道路與人口密度等威脅棲地之變項，透過 IBM SPSS 20.0 統計軟體進行 PCA，可求取每一變項之解釋變異量，並依此賦予權重(呂及謝 2013；黃 2016)，經累加後可產製 HT 空間分布圖，進一步以 Jenks 自然間斷分類法(Jenks natural break method)由高至低進行分級(Jenks 1967)，並與各物種分布範圍推估結果進行套疊，計算各物種在不同威脅級別下的面積分配情形，以評估受威脅程度。

結 果

將 34 個預測變項運用 Spearman 相關分析進行簡化，在相關係數小於 0.7 的標準下，各類因子均有變項被採納，氣候類包含年均溫、日均潮差、季節雨量、秋季最大雨量與年雨量等 5 個；地形類有坡度、坡向、CTI 與 HLI 等 4 個；地物類為河流；生態類有樹木鬱閉度、蒸發散量與淨初級生產力等 3 個；位置類為經度，總共選出 14 個預測變項，並以此建立 Maxent 物種分布預測模式，由運算結果可知，

所有物種的 AUC 皆大於 0.9，平均值為 0.94，標準偏差為 0.02。所選出的預測變項中，本研究針對各物種模式前 3 高貢獻度之變項(累計皆超過 60%)加以呈現，如圖 2 所示，坡度對

各物種模式的貢獻度最高，鳳頭蒼鷹、松雀鷹及蛇鵰均超過 60%，領角鴉與黃嘴角鴉則分散較多比例在經度(高於 13%)與年均溫(高於 11%)。

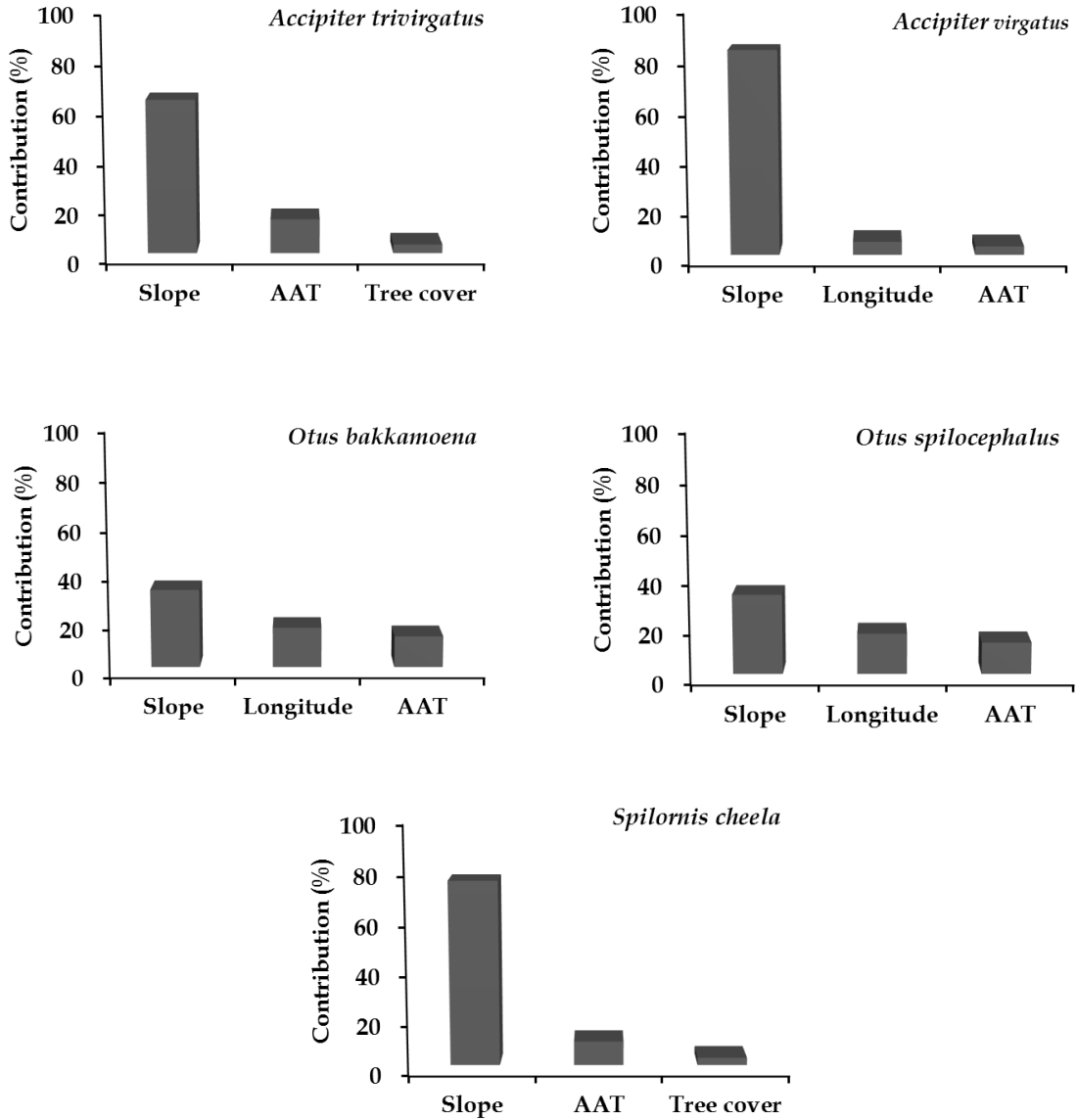


圖 2. 以 Maxent 模擬所採用之前 3 高預測變項與貢獻度(AAT 為年均溫)。

Fig. 2. The top three predictors and their average percent contribution reported for the Maxent model (AAT: average annual temperature).

物種分布模擬結果如圖 3 所示，5 種猛禽之空間分布型多少有些差異，以鳳頭蒼鷹、松雀鷹與蛇鵂呈現全台廣泛分布，又以松雀鷹的網格數量最多，且密度較高的區域(群聚分布)亦最明顯，尤其南半面的分布密度高於北半面，多數坐落在高雄市及屏東縣地區，另接近中高海拔地帶亦可見到少許的面積(圖 3b)；網

格數量次多者為蛇鵂，相較於松雀鷹，其分布零散但涵蓋範圍較廣，就北台灣的台北、新北及基隆市而言，數量為所有物種最多(圖 3e)；鳳頭蒼鷹的數量略少於蛇鵂，惟分布型與其相似(圖 3a)；領角鴞與黃嘴角鴞數量明顯少於其他物種(圖 3c 與圖 3d)，又以領角鴞最少，密度較高處僅出現在花東地區(圖 3d)。

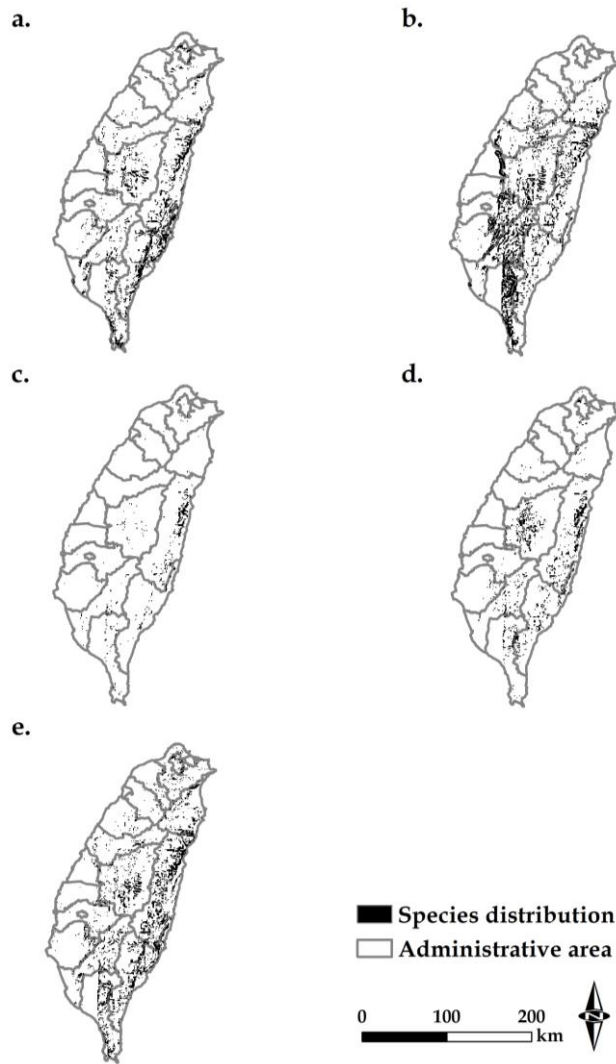


圖 3. 5 種台灣特有亞種猛禽之分布圖，(a)鳳頭蒼鷹；(b)松雀鷹；(c)領角鴞；(d)黃嘴角鴞與(e)蛇鵂。
Fig. 3. Modelled distributions of five endemic raptor species in Taiwan. (a) *Accipiter trivirgatus*, (b) *Accipiter virgatus*, (c) *Otus bakkamoena*, (d) *Otus spilocephalus* and (e) *Spilornis cheela*.

經由 PCA 計算 4 種威脅生物棲地變項之解釋變異量，分別為建地 0.613、人口密度 0.238、農地 0.082 及道路 0.068，將各變項之解釋變異量做為權重，賦予後累加便可產生 HT 分布範圍，利用 Jenks 自然間斷分類法可將 HT 由高至低區分成極度、嚴重、中度、輕微及不明顯等 5 個級別(圖 4)，再與各物種分布範圍進行套疊，獲得不同威脅級別下的物種面積比例分配情形。圖 5 顯示，各物種有坐落於極度級的面積雖不超過 1%，然而，有相當的比例位處嚴重級，領角鴉有最多的比例(超過 40%)受到嚴重威脅(圖 5c)，另鳳頭蒼鷹也有超過 30%同屬嚴重級(圖 5a)，其餘 3 種皆低於 30%，松雀鷹雖分布廣泛且網格數量最多，可受威脅情形最不明顯(圖 5b)。

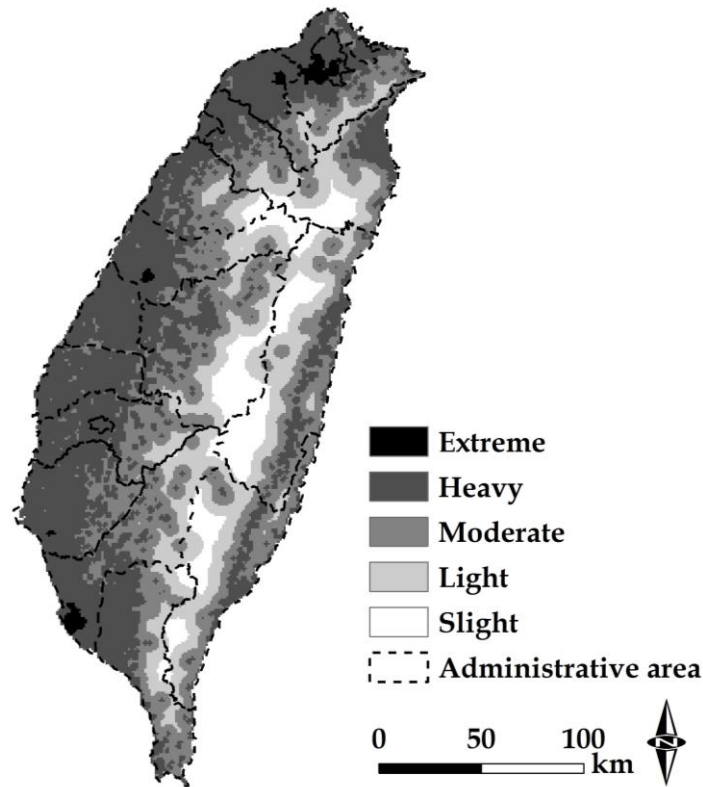


圖 4. 棲地威脅度級別之分布範圍。

Fig. 4. Ranges of habitat threat levels.

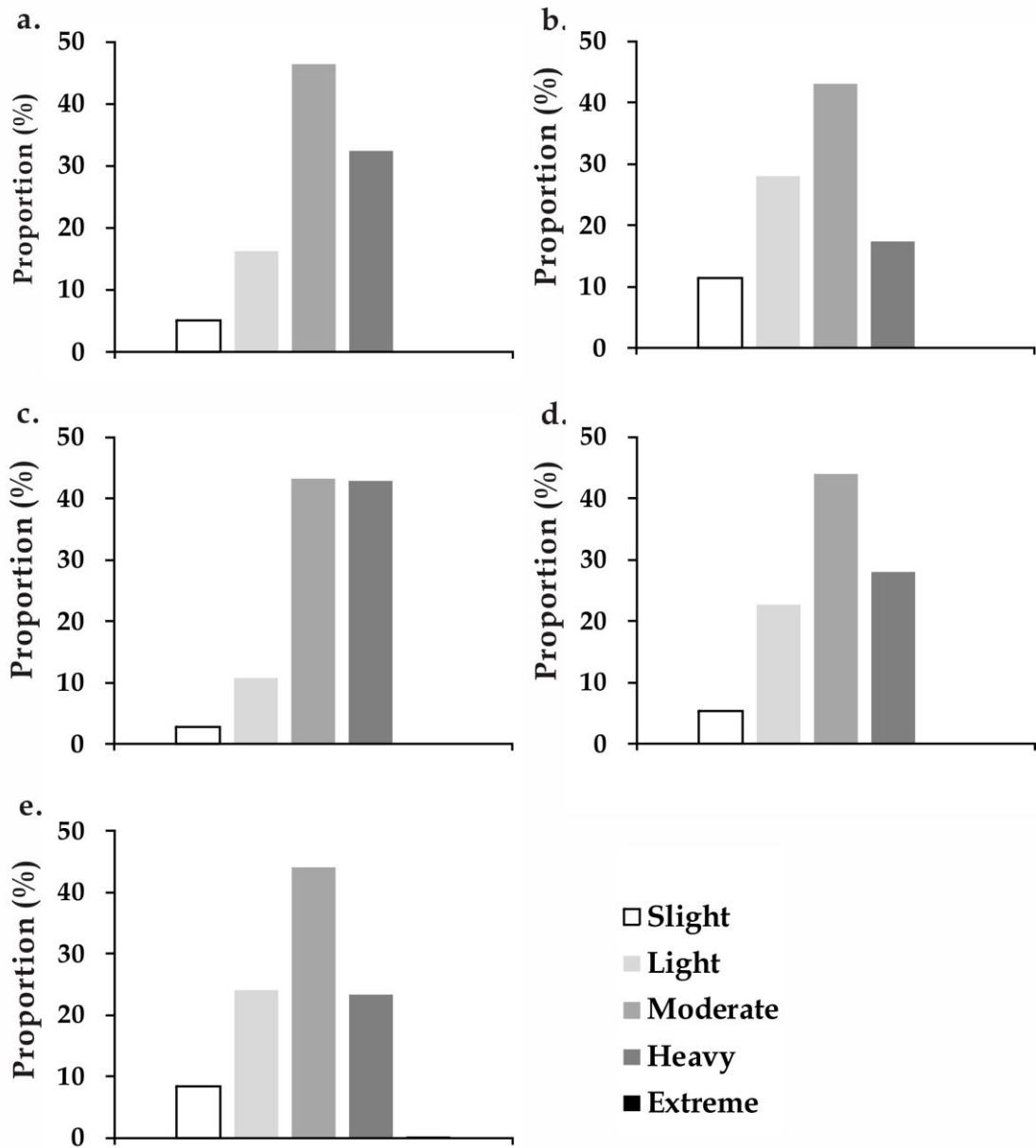


圖 5. 5 種台灣特有亞種猛禽在不同威脅級別下的面積比例，(a)鳳頭蒼鷹；(b)松雀鷹；(c)領角鴞；(d)黃嘴角鴞與(e)蛇鵂。

Fig. 5. Proportions of different threat levels for five endemic raptor species in Taiwan. (a) *Accipiter trivirgatus*, (b) *Accipiter virgatus*, (c) *Otus bakkamoena*, (d) *Otus spilocephalus* and (e) *Spilornis cheela*.

討 論

物種空間分布資訊是執行自然保育工作之重要依據，本研究利用氣候、地形、地物、生態與位置因子等 5 類環境資料，建立預測模式，模擬台灣特有亞種猛禽的物種分布，模擬的結果皆有達到理想標準，顯示該模式具備良好的預測能力(Fielding and Bell 1997; Pearce and Ferrier 2000)。各物種模式所採用預測變項中，以坡度、經度與年均溫為主，又以坡度的貢獻度最明顯(圖 2)，此乃台灣本島地形起伏複雜，形成的微氣候與微環境，可為鳥類提供多樣又豐富的棲地型態，整理相關的前人研究亦可發現相仿的結果(Amico *et al.* 2008; Moreno *et al.* 2011; Arcos *et al.* 2012)；經度方面，應為動物族群本身的空間分布型，抑或物種調查資料分布不均所致，如貢獻度較高的領角鴉與黃嘴角鴉，物種分布就較多集中於南投縣和花東地區(圖 3c 與圖 3d)；另氣溫方面也常主導著鳥類族群在區域空間上的移動(Barbet-Massin and Jetz 2014)。

運用 Maxent 模擬 5 種台灣特有亞種猛禽的分布範圍可知(圖 3)，所有物種的主要活動範圍落在中低海拔，介於人為與自然間的推移帶，此現象不若其他體型較小的台灣特有鳥種，主要分布於自然度高的雪山、中央及玉山山脈等地區(呂 2015; Ko *et al.* 2014)。由於猛禽屬食物鏈中的高級消費者，本身並不適合棲息於生物多樣性相對較低的高海拔環境。但也有例外之處，本研究結果發現，松雀鷹分布廣泛，有些許的族群甚至延伸至中高海拔的邊緣帶(圖 3b)，此乃該物種的食性傾向專一(黃等 2008)，以鳥類為主要，特別是中高海拔地區，攝食習性以五色鳥的比例最高(姚 2004)。除松雀鷹外，鳳頭蒼鷹及蛇鵰分布亦廣，甚至明顯

鄰近北部都會區，過去的研究曾於台北市近郊發現，鳳頭蒼鷹的獵物具多樣性，且有相當的食性寬度(黃等 2008)；蛇鵰整體的繁殖成功率則可達 75%(林 2005)，再再顯示該兩種猛禽確實相當適應人類的聚落環境。領角鴉與黃嘴角鴉之模擬結果，為數量最少之兩種物種(圖 3c 與圖 3d)，參考同樣以 SDM 推估之研究成果，該現象應有所低估(Wu *et al.* 2014)，從許多的野生物資源調查報告可知，這兩者為夜行性猛禽中較常見之物種(傅等 2003；姚等 2014)，因此，低估的結果可能是夜間調查工作本就不易進行，加上物種本身習性隱密，即便物種實際調查資料充足，但仍過於集中在少數特定的物理環境特徵，導致無法反映出實際情形。

本研究經由 PCA 產生 HT 分布範圍，進一步由威脅度高至低劃分 5 個級別(圖 4)，分別與 5 種特有亞種猛禽的空間分布套疊，結果可看出，領角鴉與鳳頭蒼鷹均有超過 1/3 的面積比例落在嚴重威脅級別(圖 5a 與圖 5c)。根據台北市野鳥學會 1992 至 2007 年間所處理的日行性猛禽救傷紀錄顯示，鳳頭蒼鷹的傷病案例最多(約占 39%；何 2010)；領角鴉誠如前段所述，物種分布雖有低估的現象，然卻有最多的族群身處嚴重的潛在威脅範圍，參考特有生物研究保育中心野生動物急救站近年間所有救傷猛禽的案例，即以領角鴉居冠，以上種種的急救資料正可與本研究評估結果相呼應。

結 論

本研究之目標是結合物種調查與環境資料，運用 SDM 模擬 5 種台灣特有亞種猛禽之空間分布，進而評估受人為干擾之潛在威脅度，研究成果可獲得以下重要結論：一、所建立的 SDM 可有效預測各物種的分布，而各環

境資料中，以坡度對模式提供的貢獻度最高；二、5種猛禽之空間分布範圍，主要坐落於有人為活動的半自然環境，各物種分布型上大都有所異；三、領角鴉與鳳頭蒼鷹的分布面積有超過 1/3 的比例，藏有相當程度的潛在威脅壓力。綜合以上之成果可知，5種台灣特有亞種猛禽之雖分布廣泛，然而，其生存棲地常與人類重疊，其中亦有物種可能正處在高度的威脅壓力。而除了鳥類外，本研究之分析方法未來可應用於其他法定保育類之生物，評估各物種受威脅之情形，作為制定保育優先順序之依據。

引用文獻

- 何一先。2010。台北市野鳥學會 1992-2007 年 日行性猛禽救傷資料分析。台灣猛禽研究 8: 1-9。
- 呂明倫、謝漢欽。2013。鰲鼓海岸地區之生態 環境脆弱度評估。作物、環境與生物資訊 10: 34-43。
- 呂明倫。2016。生物多樣性熱點之推估：以台 灣特有鳥種為例。台灣生物多樣性研究 18: 231-245。
- 林秀麗。2003。松雀鷹在人類活動頻繁環境下 的繁殖案例。台灣猛禽研究 1: 46-50。
- 姚正得、林明璋、黃秀珍、張義榮。2014。台 9 線蘇花公路沿線猛禽資源調查。台灣生 物多樣性研究 16: 117-134。
- 姚正得。2004。台灣松雀鷹的繁殖習性觀察。 台灣猛禽研究 2: 11-19。
- 陳理恩。2003。台灣歷年來猛禽研究文獻整 理。台灣猛禽研究 1: 15-28。
- 傅木錦、陳嘉芬、郭世杰、蕭淑玲、陳忠應、張 浚銘、賴哲賢、陳淑芳、金磊、顧芝寧、謝 佳宏、蕭豪青。2003。陽明山天母古道及 周邊步道野生動植物資源調查研究。華岡 理科學報 20: 27-70。
- 黃光瀛、劉小如、林曜松。2008。鳳頭蒼鷹 (*Accipiter trivergatus*)於鑲嵌森林地景中 之食性及與共域台灣松雀鷹(*A. vergatus*) 之區隔。林業研究季刊 30: 45-56。
- 黃靜宜。2016。棲蘭野生動物重要棲息環境之 脆弱度評估。台灣生物多樣性研究 18: 93-108。
- 蘇鴻傑。1992。台灣之植群：山地植群帶與地 理氣候區。中央研究院植物研究所專刊 11: 39-53。
- Amico, G., D. García and M. A. Rodríguez-Cabal. 2008. Spatial structure and scale dependent microhabitat use of endemic tapaculos (Rhinocryptidae), in a temperate forest of southern South America. *Ecología Austral* 18: 169-180.
- Arcos, J. M., J. Bécáres, D. Villero, L. Brotons, B. Rodríguez and A. Ruiz. 2012. Assessing the location and stability of foraging hotspots for pelagic seabirds: an approach to identify marine Important Bird Areas (IBAs) in Spain. *Biological conservation* 156: 30-42.
- Botero-Delgado, E., N. Bayly, C. Gomez, P. C. Puldarin-r and C. A. Paez. 2015. An assessment of the distribution, population size and conservation status of the Santa Marta foliage-gleaner *Automolus rufipectus*: a Sierra Nevada de Santa Marta endemic. *Bird Conservation International* 25: 451-465.
- Brambilla, M. and G. F. Ficetola. 2012. Species distribution models as a tool to estimate reproductive parameters: a case study with a

- passerine bird species. *Journal of Animal Ecology* 81: 781-787.
- Brito, J. C., A. L. Acosta, F. Álvares and F. Cuzin. 2009) Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African Canids. *Biological Conservation* 142: 3020-3029.
- Chace, J. F. and J. J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning* 74: 46-69.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, et al. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Escalante, T., G. Rodríguez-Tapia, M. Linaje, P. Illoldi-Rangel and R. González-López. 2013. Identification of areas of endemism from species distribution models: threshold selection and Nearctic mammals. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 16: 5-17.
- Fielding, A. H. and J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Gessler, P. E., I. D. Moore, N. J. McKenzie and P. J. Ryan. 1995. Soil-landscape modeling and spatial prediction of soil attributes. *International Journal of Geographical Information Systems* 9: 421-432.
- Graham, C. H., N. Silva and J. Velásquez-Tibatá. 2010. Evaluating the potential causes of range limits of birds of the Colombian Andes. *Journal of Biogeography* 37: 1863-1875.
- Hager, S. B. 2009. Human-related threats to urban raptors. *Journal of Raptor Research* 43: 210-226.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones and A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology* 25: 1965-1978.
- Hogg, J. R. and C. H. Nilon. 2015. Habitat associations of birds of prey in urban business parks. *Urban Ecosystem* 18: 267-284.
- Jenks, G. 1967. The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography* 7: 186-190.
- Ko, C. Y., S. C. Murphy, T. L. Root and P. F. Lee. 2014. An assessment of the efficiency of protection status through determinations of biodiversity hotspots based on endemic bird species, Taiwan. *Journal for Nature Conservation* 22: 570-576.
- Kumar, S. and T. J. Stohlgren 2009. Maxent modelling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and Natural Environment* 1: 94-98.
- Martinez, J. A., J. E. Martinez, I. Zuberogoitia, J. T. Garcia, R. Carbonell, M. de Lucas and M. Diaz. 2003. Environmental impact assessment on raptor populations: difficulties in implementation and a search for solutions. *Ardeola* 50: 85-102.

- McCune, B. and D. Keon. 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load index. *Journal of Vegetation Science* 13: 603-606.
- Moreno, R., R. Zamora, J. R. Molina, A. Vasquez and M. A. Herrera. 2011. Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forests using Maximum entropy (Maxent). *Ecological Informatics* 6: 364-370.
- Papes, M. and P. Gaubert. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions* 13: 890-902.
- Pearce, J. and S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura and A. T. Peterson 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson and R. E. Schapire 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Wisz, M. S., R. J. Hijmans, J. Li, A. T. Peterson, C. H. Graham, A. Guisan and NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14: 763-773.
- Wu, T. Y., B. A. Walther, Y. H. Chen, R. S. Lin and P. F. Lee. 2014. Reassessment of the conservation status and protected area coverage of Taiwanese birds: How distribution modelling can help species conservation. *Bird Conservation International* 24: 223-238.
- Hijmans, R. J. and C. H. Graham. 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global change biology*: 12: 2272-2281.
- Estrada, A., R. Real and J. M. Vargas. 2011. Assessing coincidence between priority conservation areas for vertebrate groups in a Mediterranean hotspot. *Biological conservation* 144: 1120-1129.

運用國土利用調查資料進行臺灣濕地分布製圖與分析

Using Land Use Investigation Data to Map and Analyze Wetlands in Taiwan

陳添水

Tien-Shui Chen

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集镇民生東路1號

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者：tschen@tesri.gov.tw

*Corresponding author: tschen@tesri.gov.tw

摘要

為推動濕地生態保育，濕地保育法業於 2015 年 2 月 2 日施行，惟有關濕地類型、面積及分布等基礎資訊欠缺。本研究以內政部第 2 次國土利用調查資料為材料，配合相關遙測影像資料，以及介接影像平台，將國土利用調查資料 103 類與拉姆薩公約之濕地分類類型 42 類依其定義進行配對，並以地理資訊系統軟體完成濕地分布之萃取，完成製圖與分析，以瞭解臺灣濕地空間分布情形。研究篩選結果有 15 類土地利用類別完全符合拉姆薩濕地之定義，另有 12 類土地利用類別部分區塊為濕地，對應於拉姆薩濕地類型計 26 類有繪製分布區域與計算其面積，包括海洋／海岸濕地 9 類、內陸濕地 9 類及人為濕地 8 類，面積分別為約 10 萬公頃(ha)、8 萬 ha 及 27 萬 ha，面積合計 45 萬 ha，此資訊可提供濕地管理單位在決策、規劃及經營管理之參考與應用。

Abstract

Although the Wetland Conservation Act was implemented on 2 February 2015 to promote wetland ecological conservation in Taiwan, it remains a fact that there are insufficient information on wetland type, area, and distribution. In our study, we used Geographic Information Systems (GIS) to extract digital information on the distribution and areas of various wetland types in Taiwan and matched the 103 land use categories published by the National Land Surveying and Mapping Center, Ministry of Interior in 2006-2008 with the 42 categories by the Ramsar Convention wetland classification systems. We found 15 land use categories fully consistent with the definition of Ramsar wetlands, and partial areas of 12 categories were wetlands. According to Ramsar wetland types, we identified 26 categories with a total area of 450,000 ha, including 9 categories of marine/coastal wetlands, 9 categories of inland wetlands, and 8 categories of human-made wetlands with an area of 100,000 ha, 80,000 ha, and 270,000 ha, respectively.

關鍵詞：濕地、拉姆薩公約、地理資訊系統

Key words: wetland, Ramsar Convention, Geographic Information System (GIS)

收件日期：2017年09月20日

接受日期：2017年11月16日

Received: September 20, 2017

Accepted: November 16, 2017

緒 言

濕地為全世界最具生產力生態系之一，提供獨特與豐富之棲地，孕育豐富之生物多樣性與生物量，亦是最重要植物遺傳物質儲存庫(Ramsar Convention Secretariat 2006)，並且可提供多樣經濟功能與服務，如供水、水質改善、娛樂及生物棲地等，而平均每年濕地價值每公頃超過2,800美元(Brander *et al.* 2006)。千禧年生態系評估(Millennium Ecosystem Assessment 2005)指出全球濕地消失較其他生態系快速(Agardy and Alder

2005)，因此，記錄濕地數量、分布及狀況資訊是非常重要的。近些年地球觀測資料之空間解析力與可用性皆有巨大之進步，可廣泛應用於濕地之監測與製圖(Fitoka and Keramitsoglou 2008)。

由於濕地與水域或陸域間並無明顯界線，且各學術領域關於濕地之研究各有其重點，對於濕地之定義分歧，按國際濕地(拉姆薩)公約(Ramsar Convention 1971)第一條對濕地之定義：「不論天然或人為、永久或暫時、靜止或流水、淡水、半鹹水或鹹水水體者，由沼澤、泥沼地、泥煤地或水域所構

成之地區，包括低潮時水深六公尺以內之海域。」臺灣業於2013年7月3日公布之濕地保育法對於濕地之定義，大致上是最廣且普遍為國際間所接受之拉姆薩公約之濕地定義。拉姆薩公約將濕地類型區分為海洋／海岸濕地、內陸濕地及人為濕地3大類，各類分別再細分為12、20及10類，合計42類濕地類型(Ramsar Convention Secretariat 2013)。

為推動濕地生態保育，內政部於2007年公布75處國家重要濕地，2010年行政院核定「國家重要濕地保育計畫（100～105年）」，成為推動濕地保育與復育之藍圖，且濕地保育法業於2013年7月3日公布，已於2015年2月2日國際濕地日施行，總計列入2處國際級重要濕地、40處國家級重要濕地及41處暫定地方級重要濕地，共83處國家重要濕地，總面積約47,600公頃。惟計畫偏重於濕地之調查維護、生態復育、環境教育及濕地保育法相關配套措施之研議等面向，至於臺灣濕地有哪些類型？濕地各類型面積？濕地分布在哪裡？等基礎且重要之問題尚未明瞭。本研究目的主要為以內政部第2次國土利用調查資料為材料，配合相關遙測影像資料，運用地理資訊系統萃取濕地分布，並完成製圖與分析，以瞭解臺灣濕地空間分布情形，解決上述所列問題，俾提供濕地管理單位在決策、規劃及經營管理之參考與應用。

材料與方法

一、研究區

臺灣濕地保育法對濕地之定義，「指天然或人為、永久或暫時、靜止或流動、淡水或鹹水或半鹹水之沼澤、瀉湖、泥煤地、潮間帶、

水域等區域，包括水深在最低低潮時不超過六公尺之海域。」大抵上與拉姆薩公約之濕地定義一致。本研究萃取之濕地係依該法定義之濕地，由於欠缺離島地區周邊海域之水深資料，遂僅以臺灣本島與其周邊海域 6m 為研究範圍。

二、研究材料

所使用資料包括國土利用調查成果圖層，該數值圖層是內政部國土測繪中心提供，座標系統為 TWD97 (Taiwan Datum 1997)。該圖層資料之土地使用分類系統共分為3級，第三級細分為103類，詳如附表1（內政部國土測繪中心 2008）。周邊海域之水深資料則是大氣海洋局提供 5m 與 10m 等水深線資料，再以內插方法繪製水深 6m 之等水深線。

三、濕地萃取

將國土利用調查資料與拉姆薩公約之濕地分類類型附表2依其定義進行配對，篩選出完全符合濕地定義之土地利用類別，配合相關遙測影像，包括內政部營建署提供潮間帶範圍圖層，以及介接國土測繪中心國土測繪圖資網路地圖服務系統、農航所全臺福衛二號影像供應平台及國立中央大學太空及遙測研究中心衛星影像介接服務平台 SPOT 衛星影像等資料進行篩選。

四、影像處理

將配對篩選後之國土利用調查資料，以地理資訊系統軟體(ESRI ArcGIS)進行濕地分布製圖與分析。

結果與討論

將內政部第 2 次國土利用調查資料 103 類與拉姆薩公約之濕地分類類型 42 類依其定義進行配對，完成濕地分布之萃取，篩選結果國土利用調查資料 103 類中有 15 類土地利用類別，包括稻作、水產養殖、河川、減河、運河、溝渠、水庫、湖泊、其他蓄水池、人工湖、水道沙洲灘地、海面、鹽田、濕地及灘地等符合拉姆薩公約之濕地分類類型定義；另有 12 類包括天然闊葉樹純林、人工闊葉樹純林、小學、中學、大專院校、其他文化設施、公園綠地廣場、軍事用地、草地、礁岩、災害地及未使用地等土地利用類別其部分區塊屬於濕地，配對結果詳如表 1。

由於二者分類類型有所差異，其對應關係無單純之一對一，而是一對多或多對一關係。一對多關係例如水產養殖(010200)由於部分養殖位於潟湖，故其對應拉姆薩公約濕地類型 1 (養殖池)、J (海岸鹹水潟湖) 及 Y (淡水湧泉)，河川(040101)需再作細分對應公約濕地類型 F (河口)、M (永久性溪流) 及 N (季節性溪流)，人工湖(040304)需再依面積區分，其對應拉姆薩公約濕地類型 2 (池塘小於 8ha)、6 (蓄水區超過 8ha) 及 Y (淡水湧泉)；多對一關係例如稻作(010101)與部分溝渠(040200)共同對應公約濕地類型 3 (灌溉渠道與稻田)，減河(040102)、運河(040103)、部分溝渠(040200)及部分濕地(090200)對應公約濕地類型 9 (運河、排水道及溝渠)，以及鹽田(080301)與部分濕地(090200)對應公約濕地類型 5 (鹽田)。

有些土地利用類別處理上較為複雜，如河川類別須區分為河口、永久性或季節性河

川，鑒於影像解析度不易區分，本研究套疊海岸地區範圍圖層，範圍內為河口，惟東部與北部部分區域已劃至稜線，則編修以接近海岸線主要道路之橋樑及堤防為界，範圍外則歸類為河川；臺灣因為長期灌排不分，溝渠類別亦無法區分出灌溉渠道或排水道；湧泉濕地係依據邱與梁(2012)之全國湧泉濕地生態資源調查文獻所整理出臺灣約 48 處湧泉濕地，萃取出天然湧泉池，部分面積小或細長溝渠，或位於森林下，國土利用調查資料未分類，則無法予以標示；紅樹林於國土利用調查資料歸類為濕地，為許多區域卻被歸類為天然或人工闊葉樹純林；其他須由學校、公園、軍事用地等土地利用類別萃取出水池。其它類型因無法確認其位置區域，如拉姆薩公約濕地 Zk 類型之喀斯特地形(水蝕石灰岩地形)，於臺灣則位於發育良好之隆起珊瑚礁，集中於恆春半島周圍，偶爾可見珊瑚石灰岩洞穴，為經過岩溶作用而形成(王 2006)。

對應於拉姆薩濕地類型計 26 類有繪製分布區域與計算其面積，各類濕地面積合計近 45 萬 ha (表 2)，其中海洋/海岸濕地面積為 103,442ha，佔 23.0%，包括海岸淺水域、珊瑚礁、岩礁、沙洲或沙丘、河口、潮間帶泥灘或沙灘、潮間帶草澤、潮間帶林澤及海岸鹹水潟湖等 9 類，其中以環繞臺灣之海岸淺水域面積為最大，高達 60,699 ha (佔 13.5%)，其次為海岸鹹水潟湖之 14,370 ha，分布於雲林、嘉義及臺南沿海，再者為同樣環繞臺灣之潮間帶泥灘或沙灘面積為 14,356ha；內陸濕地面積為 79,727ha，佔 17.7%，有內陸三角洲、永久性溪流、季節性溪流、永久性淡水湖泊(超過 8ha)、永久性鹹水沼澤與池塘、季節性鹹水沼澤與池

塘、永久性淡水沼澤與池塘、季節性淡水草澤與池塘及淡水湧泉等 9 類，主要類型為分布全臺灣內陸之溪流，面積 79,347ha 為最大（佔 17.6%），其次為永久性淡水湖泊（超過 8ha）面積為 279ha；人為濕地面積為 266,815ha，佔 59.3%，包括養殖池、池塘（小於 8ha）、灌溉渠道與稻田、鹽田、蓄水區（超過 8ha）、開鑿區、廢水處理區，以及運河、排水道和溝渠等 8 類，其中以分布全臺灣平原地區之稻田面積為最大，高達 177,570ha（佔 39.5%），其次為養殖池之 53,265 ha（佔 11.8%），鹽田分布於嘉義、臺南及高雄沿海，面積為 4,224ha。

結 論

本研究使用內政部國土利用調查資料與拉姆薩公約之濕地分類類型依其定義進行配對，並以地理資訊系統軟體完成濕地分布之萃取，可建構快速產製濕地分布圖層之方法與架構。所產製之濕地分布圖層，涵括濕地類型與其面積資料，獲取濕地類型、面積及分布等基礎資訊，篩選出拉姆薩濕地類型計有 26 類，包括海洋／海岸濕地 9 類、內陸濕地 9 類及人為濕地 8 類，面積合計 45 萬 ha，此資訊可提供濕地管理單位在決策、規劃及經營管理之參考與應用。

本研究用以檢視濕地之彩色融合衛星影像最高地面空間解析度為 2m，對於許多寬度小於 2m 之濕地無法識別，雖可用 50cm 解析度航空照片改善，惟使用於大尺度之研究難免曠廢日時。另，由於季節性對於溪流與淺水濕地之面積影響較大，通常繪製面積會以雨季或接近雨季時期之影像為主。對於臺灣存在許多細長型之溪流，因其枯水期常以伏

流形式呈現斷續樣態，要區別其為永久性或季節性有其困難性。此外，臺灣因為長期灌排不分，工業與農業共用渠道，故人為濕地之灌溉渠道或排水道亦尚無法以影像予以區分。

由於本研究所使用國土利用調查成果為 2006 年至 2008 年資料，後續有進行國土利用調查成果資料之更新，可依此研究方法與架構進行濕地分布製圖，並與其變遷分析探討，亦可進行後續應用研究如濕地評估、零淨損失政策、生物量、碳吸存、生態服務計算及各類型濕地之研究。

謝 誌

本研究承蒙內政部國土測繪中心、內政部營建署、中華民國海軍大氣海洋局、林務局農林航空測量所及國立中央大學太空及遙測研究中心等單位提供或介接圖層之協助，特有生物研究保育中心郭小姐姿欣與劉小姐瓊芳協助資料處理，謹申謝忱。

引用文獻

- 王鑫。2006。山水姿態，萬千台灣。科學人雜誌 4: 22-28。
- 內政部國土測繪中心。2008。土地使用分類系統表。國土利用調查成果資訊網。2017取自：<http://lui.nlsc.gov.tw/LUWeb/FileDL/FileDLShow.aspx>。
- 邱郁文、梁世雄。2012。全國湧泉濕地生態資源調查-成果報告。行政院農業委員會林務局委託調查計畫。
- Agardy, T., and J. Alder. 2005. Coastal systems. pp. 515-549. In Hassan R, Scholes R & Ash

- N (eds). *Ecosystems and Human Well-being Volume 1, Current Status and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Brander, L. M., R. J. G. M. Florax, and J. E. Vermaat. 2006. The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics* 33:223-250.
- Fitoka, E., and I. Keramitsoglou. 2008. Inventory, assessment and monitoring of Mediterranean Wetlands: Mapping wetlands using Earth Observation techniques. EKBY & NOA. MedWet publication. (Scientific reviewer Nick J Riddiford).
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C., USA.
- Ramsar Convention Secretariat. 2006. *The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*, 4th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Ramsar Convention Secretariat. 2013. *The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*, 6th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

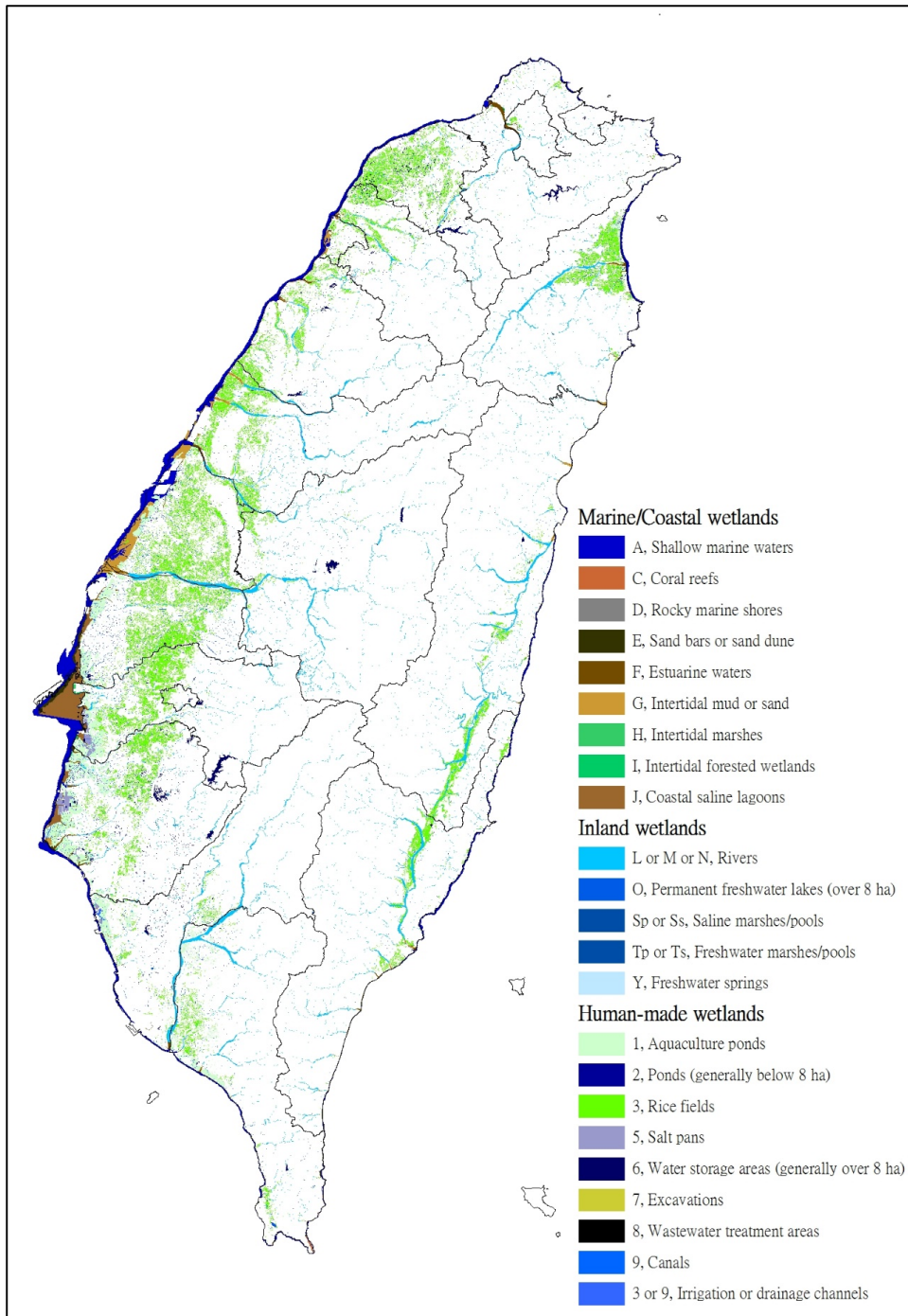


圖 1. 臺灣濕地分布位置圖。

Fig. 1. Map showing wetland distribution in Taiwan. (English codes or numbers correspond to the code of Ramsar wetland classification system)

表 1. 國土利用調查成果資料與拉姆薩公約之濕地類型配對表

Table 1. Results from land use investigation corresponding to Ramsar Convention wetland types. (L_C3 and Lcode_C3 indicate level three land use and land use code, respectively)

L_C3	Lcode_C3	Ramsar_code
Rice field	010101	3
Aquaculture	010200	1, J, Y
River	040101	F, M, N
Dredging River	040102	9
Canal	040103	9
Drainage ditch	040200	3, 9, J, Y
Reservoir	040301	6
Lake	040302	O, Tp, Ts, 2, 6
Other reservoirs	040303	O, Tp, Ts, Y, 2, 6
Artificial lake	040304	2, 6, Y
Canal sandbar beach place	040400	G, L, N
Sea	040700	A, J
Salt pans	080301	5
Wetland	090200	G, H, I, J, N, Sp, Ss, Tp, Ts, 1, 2, 5, 6, 7, 9
Beach	090401	E, G, L, N
Natural broadleaf tree pure crop	020102	part of I
Artificial broadleaf tree pure crop	020202	part of I
Elementary school	060202	part of 2
Middle school	060203	part of 1,2
Universities, colleges and institutes	060204	part of 2
Other cultural facilities	070103	part of Y
Park green square	070201	part of 2, 8
Military-use land	090100	part of 2
Grassland	090300	part of 8
Reef crag	090403	part of C, D
Disaster place	090600	part of G, 1, 2, 8
Has not used the place	090801	part of 2, 6, 7

表 2. 臺灣濕地類型與面積

Table 2. Wetland types and areas in Taiwan.

Ramsar code	濕地類型	Wetland types	Area (ha)	Area (%)
Marine/Coastal wetlands			103,442	22.99
A	海岸淺水域	Shallow marine waters	60,699	13.49
C	珊瑚礁	Coral reefs	527	0.12
D	岩礁	Rocky marine shores	703	0.16
E	沙洲或沙丘	Sand bars or sand dune	5,172	1.15
F	河口	Estuarine waters	6,883	1.53
G	潮間帶泥灘或沙灘	Intertidal mud or sand	14,356	3.19
H	潮間帶草澤	Intertidal marshes	224	0.05
I	潮間帶林澤	Intertidal forested wetlands	508	0.11
J	海岸鹹水潟湖	Coastal saline lagoons	14,370	3.19
Inland wetlands			79,727	17.72
L, M, N	溪流	Rivers	79,347	17.63
O	永久性淡水湖泊 (超過8ha)	Permanent freshwater lakes (over 8 ha)	279	0.06
Sp, Ss	鹹水沼澤與池塘	Saline marshes/pools	2	0.00
Tp, Ts	淡水沼澤與池塘	Freshwater marshes/pools	76	0.02
Y	淡水湧泉	Freshwater springs	23	0.01
Human-made wetlands			266,815	59.29
1	養殖池	Aquaculture ponds	53,265	11.84
2	池塘 (小於8ha)	Ponds (generally below 8 ha)	7,454	1.66
3	稻田	Rice fields	177,570	39.46
3, 9	灌溉渠道或排水道	Irrigation or drainage channels	15,128	3.36
5	鹽田	Salt pans	4,224	0.94
6	蓄水區 (超過8ha)	Water storage areas (generally over 8 ha)	9,042	2.01
7	開鑿區	Excavations	3	0.00
8	廢水處理區	Wastewater treatment areas	59	0.01
9	運河	Canals	70	0.02
Total			449,983	100.00

附表 1. 臺灣國土利用調查成果土地使用分類系統

Appendix 1. The classifications of results from land use investigation in Taiwan.

Class 1	Code 1	Class 2	Code 2	Class 3	Code 3		
Agriculture	01	Farm crops	0101	Rice field	010101		
				Dry farm	010102		
				Fruit tree	010103		
				Leaves uncultivated	010104		
		Aquaculture	0102	Aquaculture	010200		
		Poultry	0103	Livestock	010301		
					Pasture	010302	
		The agriculture supplements the facility	0104	Greenhouse	010401		
					Stores in a storehouse the facility	010402	
					The agricultural product unfolds sells the field	010403	
					Other facilities	010404	
		Forestry	02	Natural forest	0201	Natural conifer pure crop	020101
						Natural broadleaf tree pure crop	020102
						Natural bamboo grove	020103
Natural bamboo broad-leaf confusion forest	020104						
Planted forest	0202			Artificial conifer pure crop	020201		
					Artificial broadleaf tree pure crop	020202	
					Artificial bamboo grove	020203	
					Artificial bamboo broad-leaf confusion forest	020204	
Other forest use land	0203			Clear cut area	020301		
					tree nursery	020302	
					fire line	020303	
					landing	020304	
					Airport	0301	Airport
Railroad	0302	Common railroad	030201				
			High-speed railroad	030202			
			Railroad related facility	030203			
Path	0303	National highway	030301				
			Provincial road, expressway	030302			
			Common path	030303			
			Path related facility	030304			
Harbor	0304	Commercial harbour	030401				
			Fishing port	030402			
			Special-purpose port	030403			
			Other port related facility	030404			
			Transportation 03				

Water Conservancy	04	River course	0401	River	040101
				Dredging River	040102
				Canal	040103
				Embankment	040104
	0402	Drainage ditch	040200		
		Reservoir	040301		
	0403		Lake	040302	
			Other reservoirs	040303	
			Artificial lake	040304	
			Canal sandbar beach place	040400	
	0405	Water conservation structure	Water Gate	040501	
			Pumping station	040502	
			Reservoir barrage	040503	
			Underground takes the water well	040504	
			Other facilities	040505	
	0406	Flood prevention path	040600		
0407	Sea level	040700			
Built-up Land	05	Trade	0501	Service industry	050101
				Retail sales wholesale	050102
	0502	Housing	Pure housing	050201	
			The concurrently industry uses the housing	050202	
			The concurrently trade uses the housing	050203	
			Concurrently other use the housing	050204	
	0503	Industry	050301		
	0504	Other structural purpose places	Stores in a storehouse	050302	
			Religion	050401	
			Funeral and burial facility	050402	
Constructs			050403		
050404		Other	050404		
		Governmental agency	060100		
		0602	School	Preschool	060201
				Elementary school	060202
				Middle school	060203
				Universities, colleges and institutes	060204
				Special school	060205
0603	Medical health care	060300			
Public Land	06		Governmental agency	060100	
			Preschool	060201	
			Elementary school	060202	
			Middle school	060203	
			Universities, colleges and institutes	060204	
			Special school	060205	
			Medical health care	060300	

		Social welfare facility	0604	Social welfare facility	060400
		Public utility	0605	Meteorology	060501
				Electric power	060502
				Gas	060503
				Running water	060504
				Gas station	060505
		Environmental protection facility	0606	Environmental protection facility	060600
Recreation and Leisure	07	Cultural facilities	0701	Decoratory cultural facilities	070101
				General cultural facilities	070102
				Other cultural facilities	070103
		Leisure facility	0702	Park green square	070201
				Amusement place	070202
				Sports place	070203
Minerals	08	Mining industry	0801	Mine	080101
				Mining industry related facility	080102
		Earth stone	0802	The earth stone adopts the field	080201
				Earth stone related facility	080202
		Salt industry	0803	Salt pans	080301
				Salt industry related facility	080302
Miscellaneous Land	09	Military-use land	0901	Military-use land	090100
		Wetland	0902	Wetland	090200
		Grass fresh	0903	Grassland	090300
		Exposed	0904	Beach	090401
				Avalanche place	090402
				Reef crag	090403
				Exposed open area	090404
		Bush open land	0905	Bush open land	090500
		Disaster place	0906	Disaster place	090600
		Builds the surplus cubic meter of earth and stone	0907	Builds the surplus cubic meter of earth and stone	090700
		Vacant	0908	Has not used the place	090801
				In artificial change land	090802
				Surveyor's beacon	090803

Data sorted out and modified from the Land Use Investigation of Taiwan National Land Surveying and Mapping Center, M.O.I. (<http://lui.nlsc.gov.tw/LUWeb/eng/AboutLU.aspx>)

附表 2. 拉姆薩公約濕地類型分類系統

Appendix 2. Ramsar wetland classification system

Wetland	Code/Description
Marine/Coastal Wetlands	
A	-- Permanent shallow marine waters in most cases less than six metres deep at low tide; includes sea bays and straits.
B	-- Marine subtidal aquatic beds; includes kelp beds, sea-grass beds, tropical marine meadows.
C	-- Coral reefs.
D	-- Rocky marine shores; includes rocky offshore islands, sea cliffs.
E	-- Sand, shingle or pebble shores; includes sand bars, spits and sandy islets; includes dune systems and humid dune slacks.
F	-- Estuarine waters; permanent water of estuaries and estuarine systems of deltas.
G	-- Intertidal mud, sand or salt flats.
H	-- Intertidal marshes; includes salt marshes, salt meadows, saltings, raised salt marshes; includes tidal brackish and freshwater marshes.
I	-- Intertidal forested wetlands; includes mangrove swamps, nipah swamps and tidal freshwater swamp forests.
J	-- Coastal brackish/saline lagoons; brackish to saline lagoons with at least one relatively narrow connection to the sea.
K	-- Coastal freshwater lagoons; includes freshwater delta lagoons.
Zk(a)	-- Karst and other subterranean hydrological systems, marine/coastal

Inland Wetlands

- L -- Permanent inland deltas.
- M -- Permanent rivers/streams/creeks; includes waterfalls.
- N -- Seasonal/intermittent/irregular rivers/streams/creeks.
- O -- Permanent freshwater lakes (over 8 ha); includes large oxbow lakes.
- P -- Seasonal/intermittent freshwater lakes (over 8 ha); includes floodplain lakes.
- Q -- Permanent saline/brackish/alkaline lakes.
- R -- Seasonal/intermittent saline/brackish/alkaline lakes and flats.
- Sp -- Permanent saline/brackish/alkaline marshes/pools.
- Ss -- Seasonal/intermittent saline/brackish/alkaline marshes/pools.

- Tp -- Permanent freshwater marshes/pools; ponds (below 8 ha), marshes and swamps on inorganic soils; with emergent vegetation water-logged for at least most of the growing season.
- Ts -- Seasonal/intermittent freshwater marshes/pools on inorganic soils; includes sloughs, potholes, seasonally flooded meadows, sedge marshes.
- U -- Non-forested peatlands; includes shrub or open bogs, swamps, fens.
- Va -- Alpine wetlands; includes alpine meadows, temporary waters from snowmelt.
- Vt -- Tundra wetlands; includes tundra pools, temporary waters from snowmelt.
- W -- Shrub-dominated wetlands; shrub swamps, shrub-dominated freshwater marshes, shrub carr, alder thicket on inorganic soils.
- Xf -- Freshwater, tree-dominated wetlands; includes freshwater swamp forests, seasonally flooded forests, wooded swamps on inorganic soils.
- Xp -- Forested peatlands; peatswamp forests.
- Y -- Freshwater springs; oases.
- Zg -- Geothermal wetlands
- Zk(b) – Karst and other subterranean hydrological systems, inland

Human-made wetlands

- 1 -- Aquaculture (e.g., fish/shrimp) ponds
- 2 -- Ponds; includes farm ponds, stock ponds, small tanks; (generally below 8 ha).
- 3 -- Irrigated land; includes irrigation channels and rice fields.
- 4 -- Seasonally flooded agricultural land (including intensively managed or grazed wet meadow or pasture).
- 5 -- Salt exploitation sites; salt pans, salines, etc.
- 6 -- Water storage areas; reservoirs/barrages/dams/impoundments (generally over 8 ha).
- 7 -- Excavations; gravel/brick/clay pits; borrow pits, mining pools.
- 8 -- Wastewater treatment areas; sewage farms, settling ponds, oxidation basins, etc.
- 9 -- Canals and drainage channels, ditches.
- Zk(c) – Karst and other subterranean hydrological systems, human-made

Data Source: <http://www.ramsar.org/>

資料論文
Data paper

Point count sampling data
from the Taiwan Breeding Bird Survey

臺灣繁殖鳥類大調查的定點計數數量資料

Jerome Chie-Jen Ko^{1,2}, Meng-Wen Fan^{1,*}, Ruey-Shing Lin¹, Pei-Fen Lee²,
Shih-Peng Tsai³

柯智仁^{1,2} 范孟雯^{1,*} 林瑞興¹ 李培芬² 蔡世鵬³

¹ Endemic Species Research Institute, No. 1, Ming-shen East Rd., Chichi Township, Nantou, 55244, Taiwan

² Institute of Ecology and Evolutionary Biology, National Taiwan University, No. 1, Sec. 4, Roosevelt Rd., Taipei, 10617, Taiwan

³ Chinese Wild Bird Federation, 1F, No. 3, Lane 36, Jing-Long St., Taipei, 11683, Taiwan

¹ 行政院農業委員會特有生物研究保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

² 國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所 臺北市羅斯福路四段1號

³ 中華民國野鳥學會 台北市景隆街36巷3號

*Corresponding author: mwluna0927@gmail.com

*通訊作者：mwluna0927@gmail.com

Abstract

The Taiwan Breeding Bird Survey (BBS Taiwan) is a nationwide monitoring project with the aim of establishing a breeding bird population index for conservation. The project was initiated in 2009 as a citizen science project by a cross-organizational working group. The BBS Taiwan has obtained 358,183 records of bird sampling data from 454 sampling sites during the breeding season from 2009 to 2015. This paper provides the descriptions of sampling design, survey methods, and coverage of species of the dataset.

摘要

臺灣繁殖鳥類大調查（簡稱BBS Taiwan）是以建立繁殖鳥類族群指標趨勢為目標的全國性監測計畫。自2009年起，透過結合政府組織、學術機關，以及民間團體的夥伴關係持續推動。累計至2015年，BBS Taiwan已累計454個樣區，358,183筆繁殖鳥類取樣事件紀錄。本篇資料論文說明計畫的取樣設計、調查方法，以及涵蓋的鳥種範圍。

Keywords: Sampling event, Aves, distance sampling, population index, citizen science

關鍵詞：取樣事件、鳥類、距離取樣、族群指標、公民科學

Received: October 05, 2017

Accepted: November 29, 2017

收件日期：2017年10月05日

接受日期：2017年11月29日

Introduction

Information about the status of wildlife populations is vital for biodiversity conservation, especially as early warnings of emerging environmental crises and for evaluating the efficiency of implemented conservation strategies. Relevant datasets with a large spatial and temporal time scale are scarce in the Asia-Pacific region, including Taiwan. Wild bird populations are among the few taxa for which substantial data are available in Taiwan, mainly due to amateurs engaged in wildlife observation and bird counting events. Still, monitoring data collected by systematic sampling schemes are rare even for birds, possibly due to the financial and management challenges to run such programs. Although unstructured citizen-science

data are data rich and powerful in many circumstances, they may not be as sensitive as structured monitoring data to detect population changes (Kamp *et al.* 2016). Implementing a monitoring program that applies a systematic sampling scheme and also recruits the energy of citizen science hence seems promising and invaluable. For these reasons, the Taiwan Breeding Bird Survey project was initiated.

The Taiwan Breeding Bird Survey (BBS Taiwan) is the very first systematic regional-scale bird monitoring scheme in Taiwan and also one of the pioneers in the Asia-Pacific region. In 2009, a joint partnership by the Chinese Wild Bird Federation, the Institute of Ecology and Evolutionary Biology of National Taiwan University, and the Endemic Species Research Institute of the Council of Agriculture, Executive

Yuan, R.O.C. (Taiwan), was formed to initiate the project. Since then, the annual BBS Taiwan has recorded an average of 231 species (range 201-254) and 104,160 bird individuals (range 58,664 to 134,789) in 257 (range 140-355) sampling sites, with an average, 228 people (range 112-330) participating (Fig. 1). Running annually without an expected end of its project time, the BBS Taiwan is expected to continue to collect and update breeding bird population distribution and abundance data.

The primary aim of the project is to produce population indices of breeding birds in Taiwan to serve as biodiversity and environmental

indicators. To date, 102 breeding bird species population trends were reported (Ko *et al.* 2017). The usage of the dataset has broadened into a wide range of issues, including the Red-List of Birds of Taiwan (Lin *et al.* 2016), status and characteristics of introduced bird species in Taiwan (Su *et al.* 2014, 2015, 2016, 2017), and landscape planning (Huang 2015). Due to the standardized sampling protocol, comprehensive spatial coverage, and the increasing temporal coverage in the future, the usage of the dataset has even more potential in studying biogeography, community composition, and biodiversity indicators.

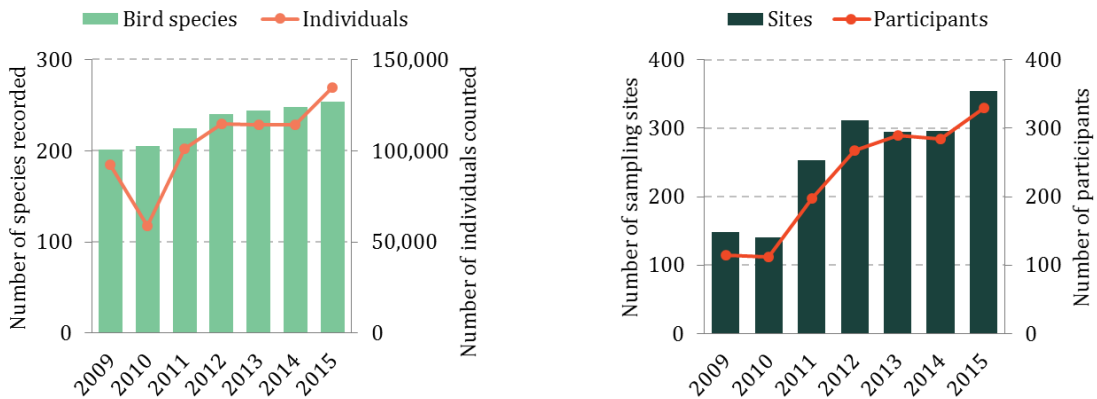


Fig. 1 Statistics of the BBS Taiwan from 2009 to 2015.

圖1. BBS Taiwan於2009至2015年的統計數據

Project details

Project title: Bird sampling dataset of the Taiwan Breeding Bird Survey (BBS Taiwan)

Funding: Current funding from the Endemic

Species Research Institute, Council of Agriculture, Executive Yuan, R.O.C. (Taiwan). Initial funding was from the Forestry Bureau, Council of Agriculture, and the Biodiversity Research Center, National Taiwan University.

Study area descriptions/descriptor: As a nationwide monitoring project, the study extent is expected to cover both the Taiwan island and its main associated islands. This includes c. 36,190 square kilometers of land mass, located roughly between 21.5°N to 26.5°N and 118°E to 122°E. The climate is mainly subtropical with a mean temperature 18°C in winter and 28°C in summer, while average precipitation is 2,200 mm in the plains and over 3,000 mm in the mountains areas. Mountains compose 70% of the main

island, and the elevation ranges from 0 meters to 3,952 meters a.s.l..

Taxonomic coverage

General taxonomic coverage description: A total of 313 bird species from 62 families have been recorded (Table 1), including all 27 endemic bird species of Taiwan, as well as most of the introduced bird species.

Table 1. List of bird orders and families recorded in the dataset

表1. 資料集內涵蓋的鳥類目別與科別

Order	Family	Family English Name
Anseriformes	Anatidae	Ducks, Geese, and Waterfowl
Galliformes	Phasianidae	Pheasants, Grouse, and Allies
Pelecaniformes	Pelecanidae	Pelicans
Pelecaniformes	Ardeidae	Hérons, Egrets, and Bitterns
Pelecaniformes	Threskiornithidae	Ibises and Spoonbills
Accipitriformes	Pandionidae	Osprey
Accipitriformes	Accipitridae	Hawks, Eagles, and Kites
Gruiformes	Rallidae	Rails, Gallinules, and Coots
Charadriiformes	Rostratulidae	Painted-Snipes
Charadriiformes	Jacaniidae	Jacanas
Charadriiformes	Scolopacidae	Sandpipers and Allies
Charadriiformes	Turnicidae	Buttonquail
Charadriiformes	Laridae	Gulls, Terns, and Skimmers
Columbiformes	Columbidae	Pigeons and Doves
Cuculiformes	Cuculidae	Cuckoos
Strigiformes	Strigidae	Owls
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Nightjars and Allies
Caprimulgiformes	Apodidae	Swifts
Bucerotiformes	Bucerotidae*	Hornbills

Coraciiformes	Alcedinidae	Kingfishers
Coraciiformes	Coraciidae	Rollers
Piciformes	Megalaimidae	Asian Barbets
Piciformes	Picidae	Woodpeckers
Falconiformes	Falconidae	Falcons and Caracaras
Psittaciformes	Cacatuidae*	Cockatoos
Psittaciformes	Psittacidae*	New World and African Parrots
Passeriformes	Pittidae	Pittas
Passeriformes	Campephagidae	Cuckooshrikes
Passeriformes	Laniidae	Shrikes
Passeriformes	Vireonidae	Vireos, Shrike-Babblers, and Erpornis
Passeriformes	Oriolidae	Old World Orioles
Passeriformes	Dicruridae	Drongos
Passeriformes	Monarchidae	Monarch Flycatchers
Passeriformes	Corvidae	Crows, Jays, and Magpies
Passeriformes	Alaudidae	Larks
Passeriformes	Hirundinidae	Swallows
Passeriformes	Paridae	Tits, Chickadees, and Titmice
Passeriformes	Aegithalidae	Long-tailed Tits
Passeriformes	Troglodytidae	Wrens
Passeriformes	Cinclidae	Dippers
Passeriformes	Pycnonotidae	Bulbuls
Passeriformes	Cettiidae	Bush Warblers and Allies
Passeriformes	Regulidae	Kinglets
Passeriformes	Pnoepygidae	Cupwings
Passeriformes	Phylloscopidae	Leaf Warblers
Passeriformes	Acrocephalidae	Reed Warblers and Allies
Passeriformes	Locustellidae	Grassbirds and Allies
Passeriformes	Cisticolidae	Cisticolas and Allies
Passeriformes	Paradoxornithidae	Parrotbills, Wrentit, and Allies
Passeriformes	Zosteropidae	White-eyes, Yuhinas, and Allies
Passeriformes	Timaliidae	Tree-Babblers, Scimitar-Babblers, and Allies
Passeriformes	Pellorneidae	Ground Babblers and Allies
Passeriformes	Leiothrichidae	Laughingthrushes and Allies
Passeriformes	Muscicapidae	Old World Flycatchers

Passeriformes	Turdidae	Thrushes and Allies
Passeriformes	Sturnidae	Starlings
Passeriformes	Dicaeidae	Flowerpeckers
Passeriformes	Prunellidae	Accentors
Passeriformes	Motacillidae	Wagtails and Pipits
Passeriformes	Fringillidae	Finches, Euphonias, and Allies
Passeriformes	Passeridae	Old World Sparrows
Passeriformes	Estrildidae	Waxbills and Allies

*introduced bird families

Taxonomic ranks

Class: Ave

Common names: Bird

Spatial coverage

General spatial coverage: Current records in the BBS Taiwan dataset are only from the main island of Taiwan and Lanyu Island off the east coast. The environmental gradient of the sampling locations spans an elevational range from 0–3,900m a.s.l. and across habitats from highly human-dominated urban landscapes to primary forests in remote mountain regions. Each sampling site was composed of 6–10 survey points with a 100 meter radius. Maximum distance between survey points at the same sites is 4 kilometers, and the minimum distance between survey points was 200 meters.

Coordinates: 21°48'36"N and 26°30'0"N Latitude; 118°22'48"E and 122°11'24"E Longitude

Temporal coverage: March 1, 2009 - July 31, 2015

Methods

Method step description: The BBS Taiwan applied a stratified random sampling scheme for an initial set of 450 sampling sites aimed at covering 5% of the c.f. 36,000 km² area of Taiwan Island. Each sampling site is viewed as representative of a c.1 km x 1 km grid area, with survey points viewed as spatial repeats. Taiwan island is divided into 91 stratum, defined by 41 eco-regions (Su 1992) combined with 3 different elevational zones (0–1,000 m, 1,000–2,500 m, 2,500–4,000 m). We allocated the 450 sampling sites into each stratum by the area proportional to the area of each stratum. Additional sites, which we termed the “customized” set of samplings sites, were selected manually by surveyors at locations where no pre-selected sites existed. To date, sampling sites, including all types, number now approximately 762. All sampling sites were available to be adopted by one or several volunteer surveyors each year, whereby we encouraged the same surveyor to adopt the same sampling site as long as possible. Each sampling

sites was surveyed twice a year (once per trip), which, in combination with the 6–10 survey points per site, gives each site a minimum sampling effort of 12 repeated samples. The above sampling effort ensures the likelihood of detecting 80% of species present and keeping the coefficient of variance below 20 % in the breeding season within each site on Taiwan (Shiu and Lee 2003). Surveys are performed during the breeding season between March and June, with sites at higher elevations surveyed in a later sequence. Surveys are conducted within four hours after sunrise on each day. The point-count method (Bibby *et al.* 2000) with a 6–minute stop time was conducted on each survey point, ensuring that this level of sampling effort detected a minimum of 80% of the species at each site (Ding 1993, Shiu and Lee 2003). We record every detected bird individual, regardless

of migratory status or whether it was sighted or heard. For each bird record, the period of detection time (0–3 minutes, 3–6 minutes, and records beyond the 6–minute stop time are tagged as supplementary), horizontal distance to the observer (0–25m, 25–100m, >100m, flyover), and the formation of a flock with more than five individuals were recorded. For each survey point during each survey trip, the main-habitat, sub-habitat, presence of water-bodies, weather condition, and starting time were recorded. Habitats were classified by surveyors in the field according to categories listed in Table 2. Differences between the main and sub-habitat were judged by the percentage of area which each habitat type covers within a 100 meters radius, and only recording the two most prevalent types of habitats.

Table 2. BBS Taiwan habitat classification scheme

表2. BBS Taiwan棲地紀錄表

A-Forest	
A1	Broadleaved forest
A2	Conifer forest
A3	Mixed conifer-broadleaved forest (each >10%)
A4	Bamboo forest
A5	Mixed bamboo-broadleaved forest (each >10%)
A6	Windbreak forest (e.g. Casuarina stand)
A7	Other
B-Farmland	
B1	Rice field
B2	Other aquatic farmland (e.g. lotus or water chestnut field)
B3	Sugarcane field

B4	Dryland farm (e.g. vegetable, peanut or pineapple farm)
B5	Orchard or nursery (e.g. betel nut, tangerine, banana or wax apple orchard)
B6	Other
C-Grassland (natural and semi-natural)	
C1	Tall grassland (height >50cm, e.g. silvergrass grassland)
C2	Low grassland (height <50cm, e.g. the Lungpan grassland, pasture)
C3	High marsh (height >50cm, e.g. reed marsh)
C4	Low marsh (height <50cm, e.g. tuberous bulrush or sedge saltmarsh)
C5	Bamboo grassland
C6	Other
D-Inland (freshwater) wetland	
D1	Water storage area
D2	Lake (natural)
D3	River (water surface width >3m)
D4	Stream (water surface width <3m)
D5	Other
E-Aquaculture pond and saltpan	
E1	Flooded
E2	Dried
E3	Abandoned (vegetation overgrown to the center)
E4	Other
F-Coast	
F1	Tidal mudflat
F2	Tidal rock coast
F3	Rocky shoreline
F4	Sandy shoreline
F5	Marine
F6	Other
G-Urban and rural habitat	
G1	Urban building area
G2	Urban park and greenspace
G3	Rural setting
G4	Other
H-Other habitat type (with remarks)	

Study extent description: Sampling sites of the BBS Taiwan were selected to cover all major habitats on the main island of Taiwan, with an additional set on Lanyu Island that was surveyed during 2015. Other Taiwan's main associated islands is anticipated to be covered in the near future. Currently, the dataset contains

454 sampling sites, which includes a total of 3,901 survey points (Fig. 2). The major habitat types covered by these sampling sites include forests (48%), farmlands (24%), urban areas (12%), wetlands (7%), and grasslands (6%) (Fig. 3)

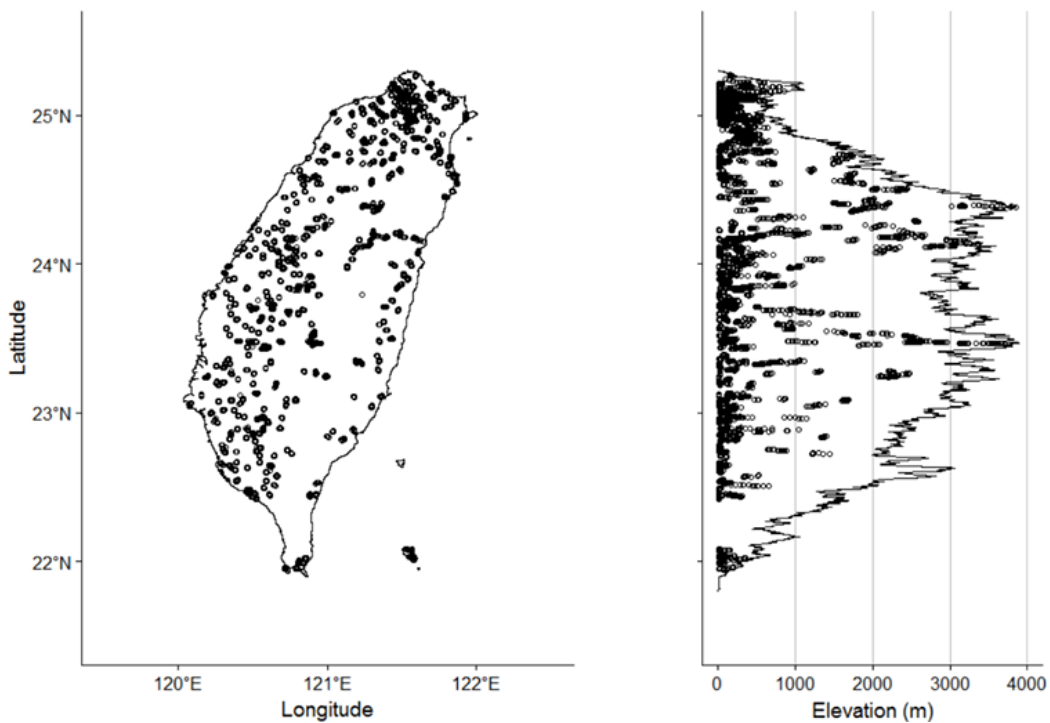


Fig 2. Distribution of sampling sites across the main island and Lanyu Island in Taiwan. Solid line on the right is the highest altitude in the survey area at each latitude.

圖2. 調查樣區於臺灣本島與蘭嶼的分布狀況；右圖實線為各緯度最高海拔。

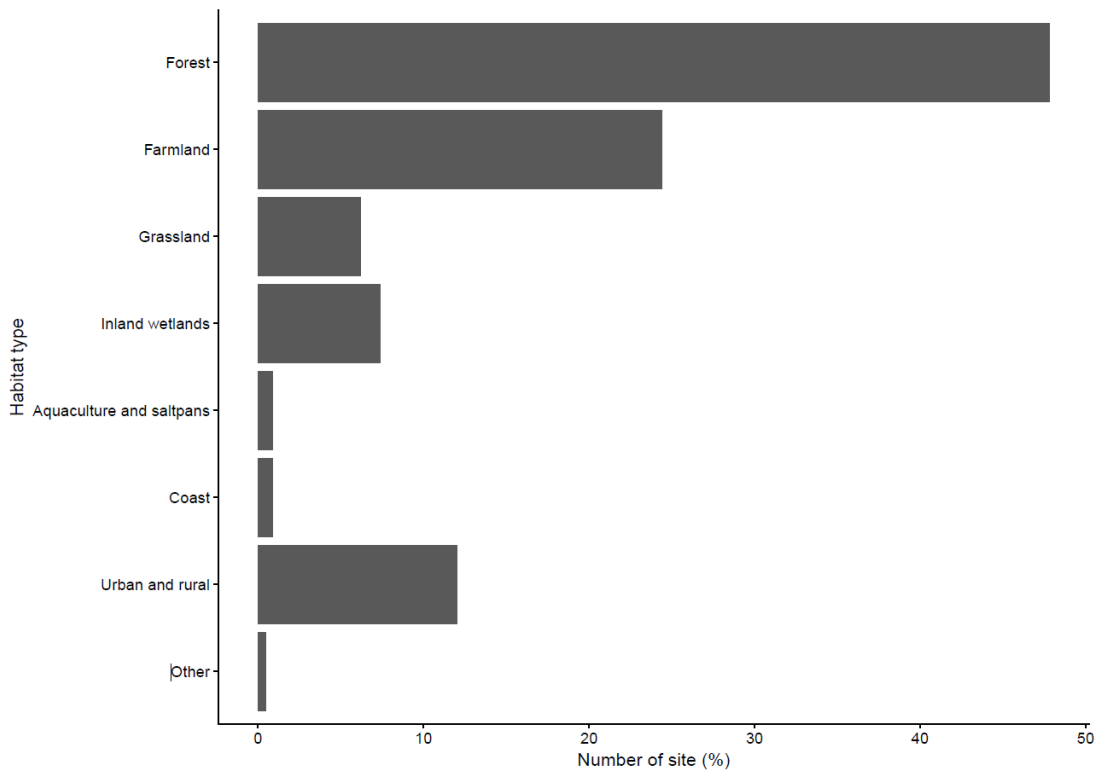


Fig 3. Percentage of habitat type coverage of sampling sites.

圖3. 調查樣區的棲地分布比例

Quality control description: Efforts to maintain the quality of data were implemented before and after each survey. Before surveys, training workshops with field excursions were held to ensure that each volunteer surveyor fully understood the survey methods. After the data were submitted by the surveyors, the location of survey points, correctness of the time period, distance, and flock notes were reviewed the BBS Taiwan workgroup. Filters for rare or easily-misidentified species and unusually high numbers were also used to detect possibly erroneous

records. The highlighted records were then double-checked with surveyors, and doubtful records were deleted from the release version of the dataset. The taxonomic system follows the Checklist of Birds of Taiwan maintained by the Bird Record Committee of the Chinese Wild Bird Federation (Ding *et al.* 2017). All columns in the dataset are described in the metadata provided through the GBIF Integrated Publishing Toolkit (IPT) hosted by Taiwan Biodiversity Information Facility (TaiBIF). The dataset accompanying this data paper is the complete set

of the collected raw data.

Datasets

Dataset description

Object name: Darwin Core Archive The Taiwan Breeding Bird Survey Data

Character encoding: UTF-8

Format name: Darwin Core Archive format

Format version: 1.0

Distribution:

http://ipt.taibif.tw/archive.do?r=bbstaiwan_dataset
<https://www.gbif.org/dataset/f170f056-3f8a-4ef3-ac9f-4503cc854ce0>

Publication date of data: 2017-10-04

Language: English

Licences of use: This work is licensed under a Creative Commons Attribution (CC-BY) 4.0 License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/legalcode>).

Metadata language: English

Date of metadata creation: 2017-07-13

Hierarchy level: Dataset

Acknowledgements

We thank all of the participants of BBS Taiwan, including the project organizers, regional organizers, workshop speakers, and survey volunteers. We thank Mai Guan-Shuo of the Systematics and Biodiversity Informatics Center with solving Darwin Core Archive difficulties, Liu Kuan-Ting for technical support in preparing the dataset, and An-Yu Chang for image production. The BBS Taiwan workgroup thanks

the Forestry Bureau, Council of Agriculture, and the Biodiversity Research Center, National Taiwan University, for funding the project in the initial stage. Bruno A. Walther edited this manuscript.

References

- Bibby, C. J., N. D. Burgess, D. A. Hill, and S. H. Mustoe. 2000. *Bird census techniques*, 2nd edition. Academic, London, UK.
- Ding, T. S. 1993. *Avian community ecology of mature forests on Mt. Yushan*. Master Thesis. National Taiwan University, Taipei, Taiwan. (in Chinese, English abstract)
- Ding, T. S., C. S. Juan, R. S. Lin, C. Y. Pan, Y. J. Tsai, J. Wu, and Y. H. Yang. 2017. *The 2017 CWBF checklist of the birds of Taiwan*. Chinese Wild Bird Federation, Taipei, Taiwan.
- Huang, C. W. 2015. *Developing a cell-based spatial optimization model for analyzing the trade-off between urban development and biological conservation*. PhD Dissertation, National Taiwan University, Taipei, Taiwan.
- Kamp, J., S. Oppel, H. Heldbjerg, T. Nyegaard, and P. F. Donald. 2016. Unstructured citizen science data fail to detect long-term population declines of common birds in Denmark. *Diversity and Distribution* 22:1024–1035.
- Ko, C. J., M. W. Fan, Y. C. Lu, A. Y. Chang, L. F. Yen, R. Yang, Y. Y. Lo, R. S. Lin, S. P. Tsai, and P. F. Lee. 2017. *2015 Taiwan breeding bird survey annual report*. Taiwan

Endemic Species Research Institute, Nantou, Taiwan.

- Lin, R. S., Y. J. Lu., C. H. Yang, T. J. Tseng, C. J. Ko, and W. J. Chen. 2016. The red list of birds of Taiwan, 2016. Taiwan Endemic Species Research Institute, Nantou, Taiwan.
- 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.
- Su, H. J. 1992. A geographical data organization system for the botanical inventory of Taiwan. Botany Institute, Academia Sinica Monograph Series 12:23-36.
- Su, S., P. Cassey, and T. Blackburn. 2014. Patterns of non-randomness in the composition and characteristics of the Taiwanese bird trade. *Biological Invasions* 16:2563-2575.
- Su, S., P. Cassey, and T. Blackburn. 2016. The wildlife pet trade as a driver of introduction and establishment in alien birds in Taiwan. *Biological Invasions* 18: 215–229
- Su, S., P. Cassey, M. Vall-Iloera, and T. Blackburn. 2015. Going cheap: Determinants of bird price in the Taiwanese pet market. *PloS one* 10:e0127482.
- Su, S., P. Cassey, E. E. Dyer, and T. Blackburn. 2017. Geographical range expansion of alien birds and environmental matching. *Ibis* 159: 193–203.

以物種分布模型推估多樣性熱點—評「生物多樣性熱點之推估：以台灣特有鳥種為例」

Using species distribution models to estimate biodiversity hotspots—Comment on "*Estimating Biodiversity Hotspot: A Case Study of Endemic Bird Species in Taiwan*"

許皓捷^{1,*} 吳采諭²

Hau-Jie Shiu^{1,*} and Tsai-Yu Wu²

¹ 國立臺南大學生態暨環境資源學系 700 臺南市中西區樹林街二段 33 號

² 行政院農業委員會特有生物研究保育中心 552 南投縣集集镇民生東路 1 號

¹ Department of Ecology and Environmental Resources, National University of Tainan, Tainan, Taiwan

² Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

*通訊作者：shihj@gm2.nutn.edu.tw

*corresponding author: shihj@gm2.nutn.edu.tw

摘要

多樣性分布預測與熱點推估是研擬生物多樣性保育策略的首要工作。呂(2016)提出一套以物種分布模型的分布機率值推估生物多樣性熱點的分析方法，並以臺灣特有鳥種為範例。但是我們發現該方法不論在生態學學理或科學邏輯方面均有嚴重瑕疵，對學術研究或保育政策擬定可能產生嚴重誤導。我們以臺灣繁殖鳥類大調查計畫(BBS Taiwan)的特有鳥種分布資料，重複呂的推估方法。我們也以同樣資料，但以物種的二位元分布模型疊合得到多樣性分布圖，再以之推估熱點。我們以 BBS Taiwan 資料的已知熱點，檢驗兩推估方法得到的熱點之正確性，實證呂方法的謬誤。我們認為呂(2016)的方法不應該再被使用於任何多樣性熱點分析或棲地威脅度評估。

Abstract

Predicting biodiversity distributions and identifying the hotspots are essential in order to design strategies for biodiversity conservation. Lu (2016) proposed a process to estimate biodiversity hotspots based on the probabilities computed from species distribution models (SDM), using Taiwan's endemic bird species as an example. However, we found that Lu's methods were seriously flawed in ecological concepts and scientific logic, and could be misleading in the formulations of academic research or conservation policies. We used a dataset on endemic bird species from the Taiwan Breeding Bird Survey project to build two biodiversity maps: one based on Lu's process and the other one based on binary (i.e., presence/absence) SDMs, a general method reported in the literature. We tested the predicted hotspots from both maps against a set of known hotspots, and found that Lu's methods severely underperformed compared to the general method. We therefore urge that the methods of Lu (2016) should not to be used anymore in biodiversity hotspot analyses or habitat-risk assessments.

關鍵詞：生物多樣性熱點、保育、物種分布模型

Keywords: biodiversity hotspot, conservation, species distribution model

收件日期：2017 年 10 月 02 日

接受日期：2017 年 12 月 01 日

Received: October 02, 2017

Accepted: December 01, 2017

前 言

生物多樣性是人類存活於地球所必須的生命支持系統之一(Rockström *et al.* 2009; Steffen *et al.* 2015)，也是生態系功能與服務的基礎(Millennium Ecosystem Assessment 2003; Maynard *et al.* 2010; Pereira *et al.* 2013)。在有限資源下，生物多樣性保育策略往往需考量優先順序與執行效率。生物多樣性熱點(biodiversity hotspots) (Myers 1988; Myers *et al.* 2000)因為可以提高保育效率，遂成爲近代全球保育行動的主要工具(O'Donnell *et al.* 2012; Sloan *et al.*

2014)，也是保護生物多樣性最有效的途徑之一(Myers *et al.* 2000; Marchese 2015)。

生物多樣性熱點係指具備高度生物特有性，且棲地受到相當程度威脅的地區。此概念最早由 Myers(1988)提出，其後並以至少擁有 1,500 種以上之特有種維管束植物，以及喪失 70%以上原生植被兩項具體標準，選出全球 35 個生物多樣性熱點(Myers *et al.* 2000; Mittermeier *et al.* 2004; Williams *et al.* 2011)。這些熱點扣除受到破壞的棲地後，僅占全球陸域面積的 2.3%，卻涵蓋了全球 50%以上的特有種維管束植物，43%特有種陸域脊椎動物，並

庇護了 60% 受脅的哺乳類、63% 的受脅鳥類，以及 79% 的受脅兩生類(Mittermeier *et al.* 2011)。而因應保育需求，在全球尺度的熱點定義外，也已發展出不同尺度與不同類型的熱點分析(Prendergast *et al.* 1993; Samson and Knopf 1993; Dobson *et al.* 1997; Kerr 1997; Myers *et al.* 2000; Orme *et al.* 2005)，有助於將保育工作直接引導至保護區系統網絡的空白處(Myers *et al.* 2000; Ceballos and Ehrlich 2006; Garcia 2006; Callicott *et al.* 2007; Schouten *et al.* 2010)。

多樣性空間分布資訊是熱點選擇的依據(Mace *et al.* 2008; Peterson and Navarro-Sigüenza 2016)。早期研究以文獻調查資料(*e.g.*, 聶 1999; 林 2002)或圖鑑分布圖(atlas) (*e.g.*, 何 2005)整理多樣性分布。但是調查資料容易有努力量不一致，以及未被調查區域的多樣性分布情形無從得知的缺點。圖鑑的生物分布圖則受限於準確度與精細度，無法應用於小尺度熱點分析。近期研究則多由分布模型獲取生物多樣性資訊：直接在群聚階層建構模型(Ferrier and Guisan 2006; Mokany *et al.* 2011)，或先建構個別物種分布模型(species distribution models, SDM) (Elith and Leathwick 2009; Kearney and Porter 2009)，再疊合得到多樣性分布圖(*e.g.*, Ko *et al.* 2009; Wu *et al.* 2013)。其中，疊合 SDM 的分析程序大致如下：(1)先依據已知分布位置及環境背景值，建構每一物種的 SDM，得到分布機率值；(2)以適當切點判定為分布或未分布，得到二位元之分布模型；(3)疊合所有物種的二位元分布模型，得到物種豐富度(species richness)分布圖。

呂(2016)創立一套獲取多樣性分布資訊及選取熱點的方法。此法先以 1×1 km 網格系統，利用 maximum entropy (以下簡稱 maxent)

建構每一物種的 SDM，再依據所有物種 SDM 的分布機率，計算網格的 Shannon 指數 (該文將之簡稱為 SHDI)，並等比轉換為 0–1 之相對值。數值愈高，則物種多樣性愈高。另將威脅棲地之因子(建地、農地、道路、人口密度、崩塌地)以主成分分析(principle component analysis, PCA)線性綜合，再以每一軸的特徵值為權重，計算每一網格在 PCA 前三軸加權排序分數總和(該文簡稱為 HR)，同樣以等比方式轉換為 0–1 之相對值。數值愈高，代表棲地存在之危險度愈高。最後，將轉換後之 SHDI 與 HR 交集，選取兩者之最小值為該網格的生物多樣性熱點分數(簡稱 BioHS)。BioHS 數值愈高，代表 SHDI 與 HR 交集率愈高；藉此，選出生物多樣性熱點範圍。該文以臺灣特有鳥種為例，認為其方法可有效推估特有鳥種之生物多樣性熱點，並可應用於其他生物類群，協助決策者制定正確的保育策略與方針。

我們發現呂的文章存在嚴重錯誤，有必要加以指正，以免相關研究及保育決策被誤導。首先，以 maxent 建構 SDM 所得到的網格預測值，是分布機率(Phillips *et al.* 2006; Merow *et al.* 2013)，而非相對豐量(relative abundance)，不應該被用以計算 Shannon 指數。其次，多樣性熱點的概念，是要將有限保育資源投注在含有大量物種的小範圍區域。因此多樣性熱點的選取，應只考量一地區的物種數，亦即物種豐富度，而非其歧異度(heterogeneity; *e.g.*, Shannon 指數)。第三，在所謂威脅棲地因子存在之下，卻還能有高生物多樣性，就表示這些並不是威脅因子。而如果威脅棲地因子的確有損生物多樣性，則 SHDI 與 HR 的分布應呈現相反趨勢(假設 SHDI 的確可以正確反映生物多樣性)；以兩者交集之較低數值計算出的 BioHS，數值再高，也不會是物種分布的真正熱點。將威脅

因子與推估的生物多樣性交集，以篩選生物多樣性熱點的做法，顯然存在邏輯謬誤。最後，我們發現呂(2016)以 PCA 計算棲地危險度的結果完全不合理；計算過程可能沒有檢查棲地因子在每一軸的主成分負荷 (component loading)，導致以建地、農地、道路、人口密度、崩塌地因子計算的棲地危險度，主要危險區域竟集中在人煙稀少的雪山山脈與中央山脈中高海拔地區。這使得其 SHDI 與 HR 的分布模式類似(呂 2016 的圖 3)。我們懷疑因為這個錯誤，致使其選出的特有鳥種多樣性熱區分布於中高海拔地區，而與前人研究結果(*i.e.*, Ko *et al.* 2014)相符，以致未發現其篩選流程所存在的嚴重邏輯謬誤。

本文比較呂(2016)與學界一般做法的差異。我們以臺灣繁殖鳥類大調查計畫(Taiwan Breeding Bird Survey；以下簡稱 BBS Taiwan) 2009–2015 年資料(柯等 2016)，利用 maxent 建構特有鳥種的 SDM。我們依循呂(2016)的方法計算 SHDI、HR、以及 BioHS，但 HR 公式依據 PCA 每一軸的棲地因子主成分負荷予以修改。我們同時也依照學界一般做法，將每一鳥種 SDM 分布機率值，以適當切點轉換為 0/1 之二位元分布；疊合所有鳥種之分布模型，得到特有鳥種豐富度分布圖。最後，我們以 BBS Taiwan 實際熱點位置，評價兩方法得到的特有鳥種熱點之正確性。

研究方法

鳥類分布資料取自 BBS Taiwan 2009–2015 年之調查數據。BBS Taiwan 以 1×1 km 網格系統在全臺隨機選取樣區，再於可及者，沿既有道路或步道設置 6–10 個相距 200 m 以上之樣點；樣點位置可延伸至樣區網格外的

方圓 1 km 以內。不計重複調查，2009–2015 年累計已有 453 個樣區。每個樣區在每年三到六月以定點計數法(point count)重複 2 次鳥類調查。每次調查在日出至日出後 4 hr 內完成；每個樣點停留 6 min，記錄 100 m 半徑內發現的鳥種與數量。我們以鳥類在樣區的每一樣點出現情形建構 SDM，因此個別鳥種的出現網格數可能超過 453 個。

我們以海拔、年均溫、年雨量、人口密度，以及建物、農田、森林、果園覆蓋面積比例，做為建構 SDM 的環境背景值。另外，將人口密度(population density)、道路面積(surface area of roads)，以及建物(building)、農田(farm field)、裸地(bare land)覆蓋面積比例，以相關矩陣做 PCA，再依循呂(2016)的方法計算 HR。但是 HR 公式中，每一主成分軸加權的正負號，依環境因子的主成分負荷之正負號修改，以使 HR 數值愈大，反映的環境因子測量值愈大。環境因子中，海拔高度以 30 m 解析度之數值高程模型(Digital Elevation Model)計算而得；來源為 2011 年釋出之 ASTER Global Digital Elevation Model version 2。氣候資料取自臺灣氣候變遷推估與資訊平台(<https://tccip.ncdr.nat.gov.tw/v2/index.aspx>) 2000–2012 年每月均溫與降雨； 1×1 km 解析度。人口密度資料取自內政部統計處 2015/3/21 公布之最小統計區人口數。道路面積資料取自交通路網數值圖 2015 年版。土地利用資料取自「國土利用調查成果」及「臺灣現生天然植群圖」。「國土利用調查成果」係內政部依據 2004 年後的遙測影像，於 2006–2008 年建置完成。「臺灣現生天然植群圖」則是依據 2004–2009 年「國家植群多樣性調查及製圖計畫」的現生天然植群分布調查成果繪製而得。環境因子資料庫建置細節，請參考許(2016)之說明。

我們採用 maxent 建構特有鳥種的 SDM；以 MaxEnt version 3.3.3k (Phillips *et al.* 2006) 進行。參數設定：背景值點位最大值(max number of background points) 40000；輸出格式選擇 logistic；測試樣本比例 25%；其餘使用軟體預設值(Merow *et al.* 2013)。特別注意的是，烏頭翁(*Pycnonotus taivanus*)地理分布僅侷限於東臺灣及恆春半島，但 SDM 無法呈現實際之特殊地理分布現象。因此除位於花蓮、臺東、以及屏東縣牡丹鄉、滿洲鄉、車城鄉及恆春鎮的網格之外，其餘網格的烏頭翁分布機率值均調整為 0，再進行後續之分析。區分預測有否分布之臨界值，採用 10 percentile training presence 決定之(Norris 2014)。最後，疊合全部鳥種之預測結果，得到每一網格特有鳥種之物種豐富度估計值(estimated species richness; 以下簡稱 ESR)。另外，將每一鳥種在網格的分布機率值，亦即 MaxEnt 輸出的 logistic 數值，依呂(2016)的方法計算 SHDI；再由 SHDI 與 HR 交集之最小值，得到 BioHS。

我們以 BBS Taiwan 觀察到的特有種多樣性熱點，評價不同方法的正確性。臺灣繁殖鳥類物種豐富度沿海拔呈駝形分布(Shiu and Lee 2003; Ding *et al.* 2005; Koh *et al.* 2006a)，大致可用 mid-domain effect (Colwell and Lees 2000) 予以解釋(Koh *et al.* 2006b)。依據 mid-domain effect，物種豐富度峰值是總物種數的 1/2。臺灣特有種鳥類 27 種；若沿地理梯度的分布完全依循 mid-domain effect 的假設(即各物種的分布位置與範圍完全隨機)，則多樣性最高地區的種數應有 13 種。我們以此為熱點臨界值；如果某一 BBS Taiwan 樣區歷年特有鳥種紀錄

種數累計達 13 種(含)以上，則該樣區即認定為已知之特有鳥種多樣性熱點。我們以敏感性(sensitivity；即已知熱點被預測為熱點的比例)及偽陰性(false negative；預測的非熱點中，含有已知熱點的比例)評估多樣性熱點選擇方法的優劣。我們並不檢測非熱點的正確性，即特异性(specificity；已知非熱點被正確預測的比例)與偽陽性(false positive；預測為熱點但實際為非熱點的比例)，因為 BBS Taiwan 樣區目前被判定為非熱點者，可能僅係力量尚不充分之故。將所有網格的預測值由大到小排序，以全部網格的前 5, 10, 25, 50% 為熱點，分別計算 ESR、SHDI、BioHS 的敏感性及偽陰性。

另外，為瞭解 Shannon 指數是否可反映物種豐富度，並用以篩選多樣性熱點，我們分析 Shannon 指數與物種豐富度之間的關係。我們將 BBS Taiwan 2009–2015 年的每年每一樣區視為一獨立樣本，計算其物種豐富度與 Shannon 指數。再將所有年份的樣本依物種豐富度由大到小排序，定義前 10% 樣本為多樣性熱點樣本。另依 Shannon 指數由大到小排序，定義前 10% 樣本的 Shannon 指數最小值為熱點臨界值。

結 果

全部 27 種特有鳥種的 SDM 均表現良好。判斷模型表現優劣的 AUC (area under the receiver operating characteristic curve)數值，都在 0.8 以上。每一鳥種建構 SDM 的網格數及模型的 AUC，詳見表 1。依據 SDM 分布機率計算得到的 ESR 及 SHDI，如圖 1a 及 1b。

表 1. 分析鳥種的紀錄網格數與分布模型的訓練樣本 AUC

Table 1. The number of recorded grids and SDM training AUC of Taiwan's endemic bird species

Scientific names	English names	Number of recorded grids	Training AUC
<i>Arborophila crudigularis</i>	Taiwan Partridge	274	0.83
<i>Bambusicola sonorivox</i>	Taiwan Bamboo-Partridge	789	0.83
<i>Syrnaticus mikado</i>	Mikado Pheasant	16	0.94
<i>Lophura swinhoii</i>	Swinhoe's Pheasant	32	0.86
<i>Psilopogon nuchalis</i>	Taiwan Barbet	990	0.80
<i>Urocissa caerulea</i>	Taiwan Blue-Magpie	238	0.93
<i>Sittiparus castaneiventris</i>	Chestnut-bellied Tit	37	0.89
<i>Machlolophus holsti</i>	Yellow Tit	69	0.94
<i>Pycnonotus taivanus</i>	Styan's Bulbul	143	0.93
<i>Regulus goodfellowi</i>	Flamecrest	60	0.97
<i>Pnoepyga formosana</i>	Taiwan Cupwing	91	0.94
<i>Locustella alishanensis</i>	Taiwan Bush-Warbler	94	0.93
<i>Fulvetta formosana</i>	Taiwan Fulvetta	64	0.97
<i>Yuhina brunneiceps</i>	Taiwan Yuhina	250	0.87
<i>Pomatorhinus musicus</i>	Taiwan Scimitar-Babbler	905	0.81
<i>Megapomatorhinus erythrocnemis</i>	Black-necklaced Scimitar-Babbler	602	0.82
<i>Alcippe morrisonia</i>	Morrison's Fulvetta	675	0.81
<i>Garrulax taewanus</i>	Taiwan Hwamei	207	0.90
<i>Ianthocincla ruficeps</i>	Rufous-crowned Laughingthrush	18	0.91
<i>Ianthocincla poecilorhyncha</i>	Rusty Laughingthrush	75	0.88
<i>Trochalopteron morrisonianum</i>	White-whiskered Laughingthrush	90	0.96
<i>Heterophasia auricularis</i>	White-eared Sibia	328	0.83
<i>Liocichla steerii</i>	Steere's Liocichla	221	0.92
<i>Actinodura morrisoniana</i>	Taiwan Barwing	64	0.94
<i>Myophonus insularis</i>	Taiwan Whistling-Thrush	310	0.85
<i>Tarsiger johnstoniae</i>	Collared Bush-Robin	78	0.97

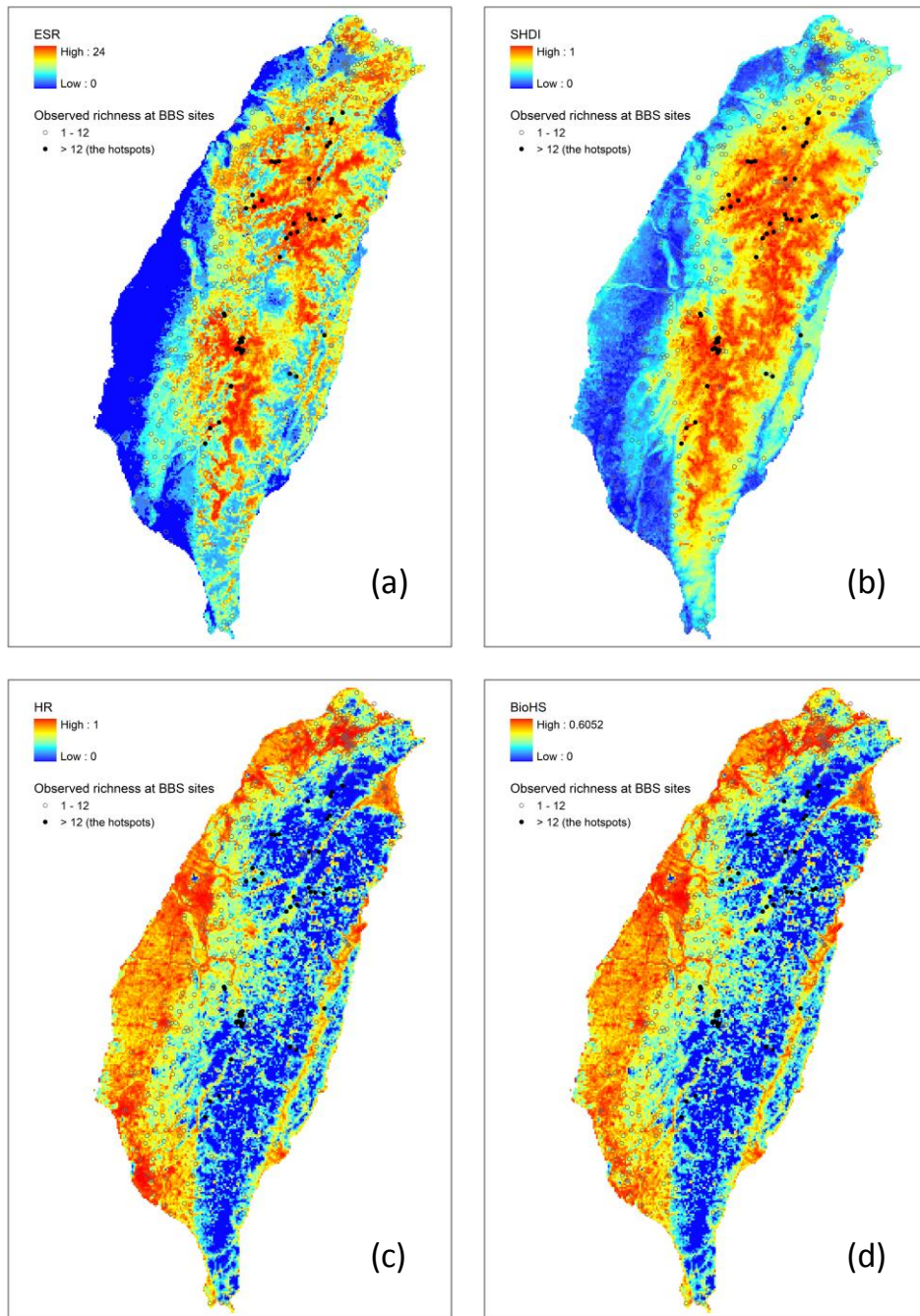


圖 1. 特有鳥種多樣性及棲地威脅風險分布預測圖。(a)估計的物種豐富度(ESR)；(b)呂(2016)的多樣性指數(SHDI)；(c)呂(2016)的棲地威脅風險(HR)；(d)呂(2016)的多樣性熱點分數(BioHS)。

Fig. 1. Distribution maps of Taiwan's endemic bird diversity and habitat-risk: (a) estimated species richness; (b) Lu's Shannon diversity index; (c) Lu's habitat risk index; and (d) Lu's biodiversity hotspot scores.

威脅棲地因子的主成分分析結果之摘要如表 2。仿照呂(2016)做法，取前三軸，可含括原始數據 90.4%之變異。檢視環境因子之主成分負荷，第一軸均為正值。第二軸絕對值最高的是裸地覆蓋面積比例，為負值。第三軸較高者為農田及裸地面積比例，為正

值。因此將呂(2016)之公式(3)修改為 $HR = c_1w_1 - c_2w_2 + c_3w_3$ 。計算得到的 HR 及 BioHS，如圖 1c 及 1d。其中，HR 數值由都市、平地農業區往中高海拔遞減，反映人口密度、道路面積、建物、農田等因子之實際空間變異。

表 2. 威脅棲地因子的主成分分析

Table 2. Summary and component loadings of the principle component analysis based on the habitat-risk factors

Variables	Components		
	I	II	III
Eigenvalues	2.53	1.04	0.96
Proportion of Variance (%)	50.5	20.7	19.2
Cumulative Proportion (%)	50.5	71.2	90.4
Component loadings			
Bare land	0.11	-0.71	0.69
Building	0.92	-0.04	-0.06
Farm field	0.41	0.68	0.58
Population density	0.78	-0.26	-0.38
Surface area of roads	0.94	0.05	0.04

多樣性熱點選擇方法，以 ESR 表現最好，BioHS 最差(圖 2)。敏感性愈高、偽陰性愈低，則熱點選擇方法的表現愈佳。無論以數值最高的前 5、10 或 25% 網格為熱點準則，敏感性都以 ESR 最高；BioHS 則全為 0，也就是完全無法正確預測到已知之熱點。至於偽陰性，前 5 與 10% 網格，以 ESR 最低。前 25% SHDI 最低，但 ESR 與之相差無幾。至於 BioHS，則無論在何種選擇標準，偽陰性均最高。

Shannon 指數與物種豐富度之間呈非線性關係(圖 3)。BBS Taiwan 2009–2015 年每年每樣區視為一獨立樣本，共 1792 個樣本。樣本的物種豐富度介於 3–59。物種豐富度最多的前 10% 樣本之物種豐富度最小值為 33，以此為熱點樣本標準，共 188 個樣本。若以 Shannon 指數較大的前 10% 之臨界值 2.849 為標準篩選之，則上述熱點樣本會有 78 個被遺漏，佔 41.5%。

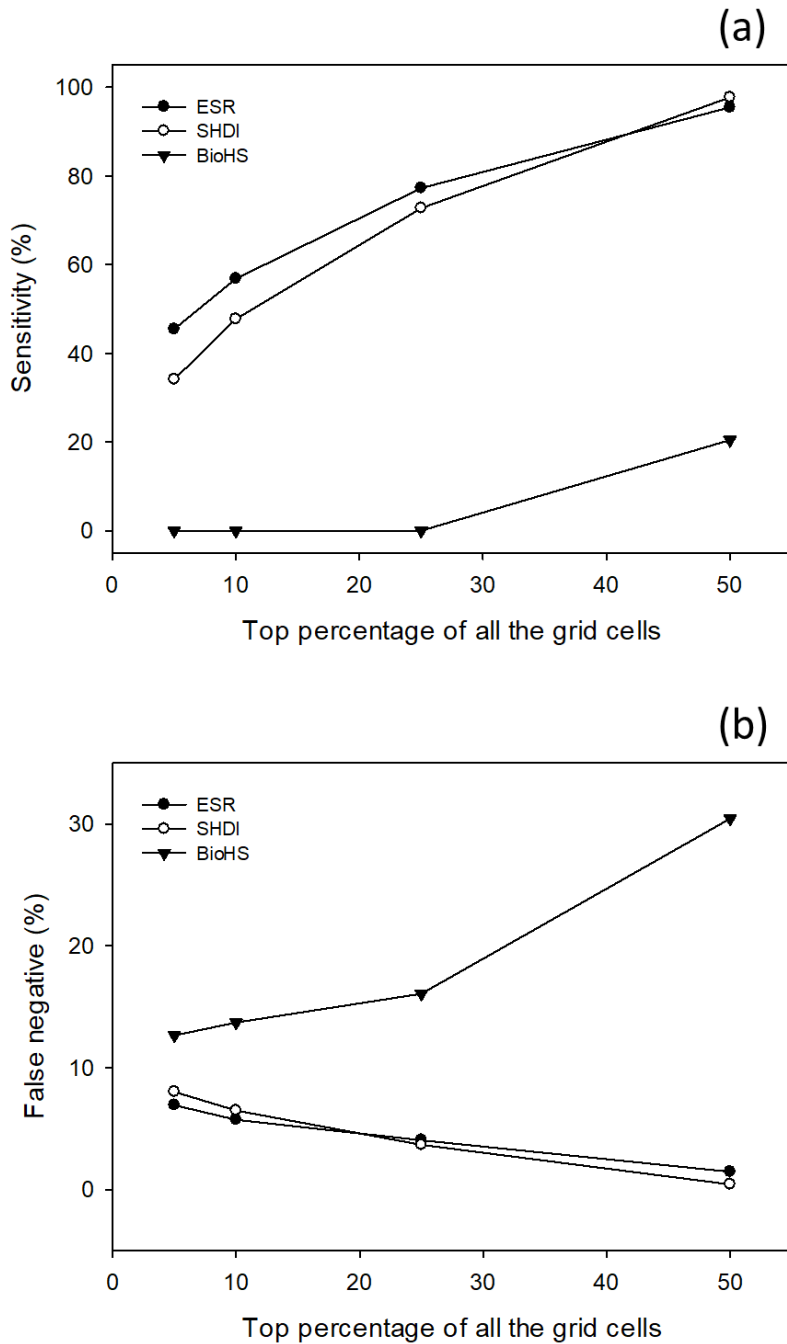


圖 2. ESR、SHDI、以及 BioHS 的多樣性熱點預測準確性之比較：(a)敏感性，即已知熱點被正確預測的比例；(b)偽陰性，預測非熱點樣區中的已知熱點比例。

Fig. 2. The (a) sensitivity and (b) false negative of the predicted hotspots based on the ESR, SHDI, and BioHS indices.

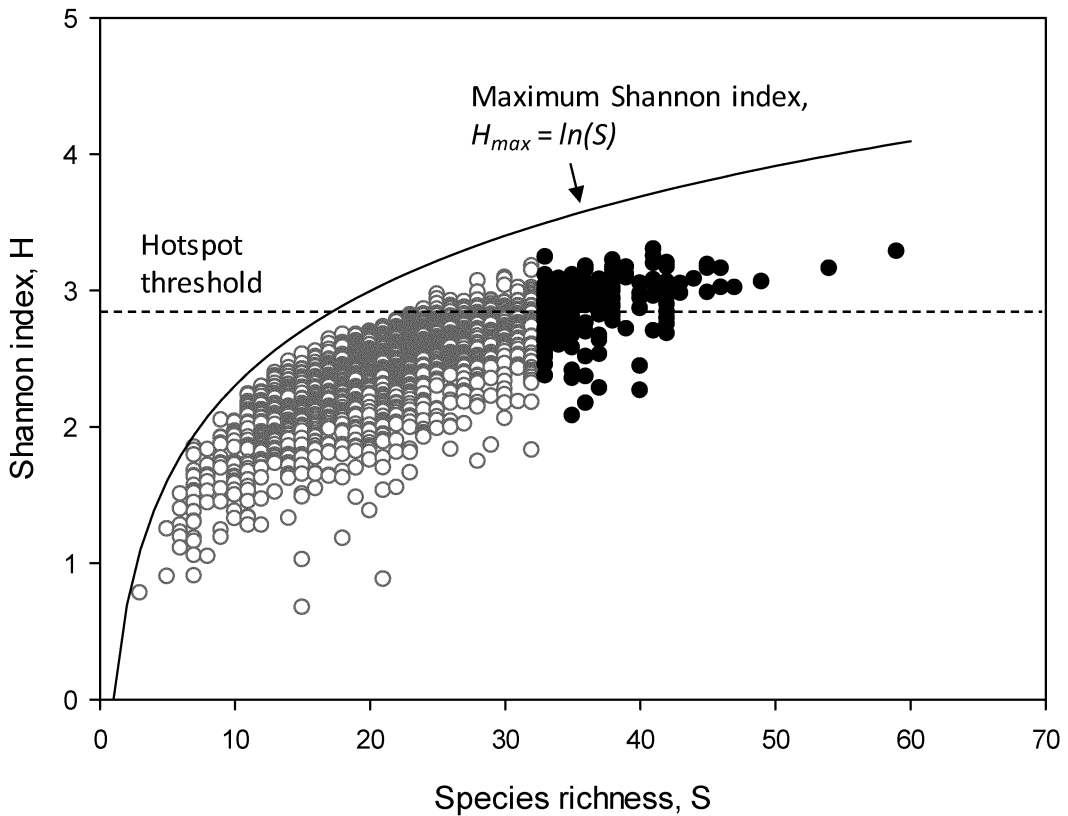


圖 3. 物種豐富度與 Shannon 指數之間的關係。實心圓為物種豐富度最高的前 10% 樣本；虛線為 Shannon 指數最高的前 10% 樣本之指數最小值(以 Shannon 指數判定是否為熱點的臨界值)。

Fig. 3. The relationship between species richness and the Shannon index. Black circles represent the top 10% of species richness, and the solid line represents the threshold value of the top 10% of the Shannon index.

討 論

呂(2016)的生物多樣性熱點選取方法經過 3 步驟:(1)以 SDM 預測每一鳥種的分布機率, 並以之計算物種多樣性 SHDI;(2)以 PCA 分析棲地受威脅的情形 HR;(3)取 SHDI 與 HR 兩者交集之最小值, 得到生物多樣性熱點 BioHS。我們已實證指出, 不論 SHDI 或 BioHS, 均無法比一般做法(*i.e.*, 本研究的 ESR)更能正確預測已知之熱點。

以 SDM 的分布機率, 計算物種多樣性 SHDI, 是很奇特的做法。Shannon 指數是歧異度指數, 蘊含群聚的物種豐富度與各物種之間豐量分配均勻度(*evenness*)的訊息。指數意義乃正確預測下次調查個體的種類之困難程度; 因此計算 Shannon 指數, 需要樣區所有物種及其相對豐量資訊。然而 SDM 得到的物種分布機率值, 只能指出分布可能性多大, 卻無法預測其出現的豐量。同一物種的分布機率與豐量之間, 不見得有正相關之關係。而不同物種的同

一分布機率，更難保證其豐量一樣。

而以 Shannon 指數選擇多樣性熱點，就概念而言，也極不恰當。多樣性熱點概念，在於集中有限保育資源於小範圍區域，盼能涵蓋最多物種。因此熱點選擇重點在於物種豐富度，而非歧異度。但 Shannon 指數除了受物種豐富度影響之外，其數值還受到物種之間個體數分配均勻度的左右；個體數分配愈均勻，則指數愈高。設若某地有大量待保育之稀有物種，惟相對豐量分配極度不均，則熱點選擇時，就很可能被忽略。以 Shannon 指數篩選熱點，很可能漏失真正物種數高的區域。

Shannon 指數與物種豐富度之間並不具線性關係(圖 3)。Shannon 指數由物種之間的相對豐量計算而得。在物種之間相對豐量完全相同情形下，Shannon 指數為物種數 S 的非線性函數，即 $H_{max} = \ln(S)$ (Magurran 2004)；所有樣本分布被限制在此對數函數之下，呈非線性關係。如果以 Shannon 指數判定多樣性熱點，BBS Taiwan 2009–2015 的熱點樣本會有大量被遺漏(圖 3 虛線以下之實心圓樣本)。而除非所有樣本內的組成物種之個體數分配模式完全一致，亦即完全遵循相同的物種—豐量模型(species-abundance models)，才可能由 Shannon 指數充分反映樣本之間物種豐富度的高低。但就大空間尺度的真實生物群聚而言，幾乎不可能。

呂(2016)另以 PCA 將威脅棲地因子予以線性綜合，試圖找出生物多樣性受威脅之區域。此一過程犯了嚴重邏輯謬誤。這些環境因子分布都是現況，而非未來情境模擬。如果 SDM 的結果可信，且在這些所謂受威脅棲地有高分布機率，那麼這些因子就不是威脅因子。反之，如果物種分布的確受這些棲地因子的威脅，那麼在這些受威脅棲地的分布機率必

然很低，則也不存在物種多樣性豐富，但棲地受威脅壓力大的區域。顯然這方法的設計，存在嚴重邏輯謬誤。我們發現同樣謬誤也出現在作者 2017 年另一篇論文(i.e., 呂及黃 2017)。該文以 SDM 預測 5 種猛禽空間分布，再將建地、農地、道路與人口密度以 PCA 線性綜合，推估棲地威脅度。結果發現領角鴞(*Otus lettia*)與鳳頭蒼鷹(*Accipiter trivirgatus*)分布棲地有超過 1/3 落在人口密集與建地密布的嚴重威脅棲地，作者並依此提出警示。然而事實上，領角鴞與鳳頭蒼鷹卻是臺灣目前已知最能適應都市環境的猛禽(鄭 2004；胡 2009；修 2015)。就有研究發現在臺中市區繁殖的鳳頭蒼鷹，不但享有較豐盛食物，而且被掠食風險也較低，使得其在市區的繁殖成功率顯著高於郊區(Lin *et al.* 2015)。這個事實彰顯此一棲地威脅評估方法的極度不合理。

另外，呂(2016)以建地、農地、道路、人口密度、以及崩塌地 5 項因子計算棲地危險度，但得到的所謂威脅壓力棲地竟大多位於人跡罕至的高海拔地區。呂及黃(2017)的猛禽研究以同樣方法評估棲地風險，僅缺少崩塌地因子，惟得到的高風險區域位置卻大相逕庭。我們懷疑呂(2016)忽略考量威脅棲地因子主成分負荷可能是負值這件事，以致得到如此不合理結果。事實上，呂(2016)的分析完全不需用到 PCA。PCA 對變數予以線性綜合，其目的除簡化變數之外，也在獲得各自獨立的主成分。若僅將各主成分得分依其特徵值加權之後再加總，則 PCA 顯得完全沒必要，反而還會損失一些訊息。不如將每一環境因子測量值等比轉換為 0–1 之相對值，再予以加總即可。如此不但更為簡便而直接，也不會因為沒有檢查主成分負荷，而造成嚴重錯誤。

呂(2016)的生物多樣性熱點選擇流程顯然

是獨創的，至少在之前沒有文獻記載。就正常科學活動而言，使用新創方法之前，應該先完整回顧過往做法。指出過去方法的缺陷或不足之處，並說明自己新創方法的優點或可以解決的問題。可惜呂(2016)並未論述其新創方法的學理依據，例如以 SDM 的分布機率值計算 SHDI，或以 SHDI 與 HR 交集的最小值計算 BioHS 的理論依據。另外，新方法的驗證是必須的。我們發現呂(2016)並未對其結果做任何正確性檢驗，而僅說明其結果與文獻(*i.e.*, Ko *et al.* 2014)相符。多樣性熱點推估並非新議題，以 SDM 推估臺灣鳥類多樣性分布與特有鳥種熱點，也已有許多討論(*e.g.*, Ko *et al.* 2009, 2014; Walther *et al.* 2011; Wu *et al.* 2013, 2014; 廖 1997; 巫 2003)。如果得到的結果僅與過去結果相符，新方法或分析流程卻沒有任何特殊優點或解決了傳統方法難解的缺點，其實就沒有發表的必要。

最後，我們認為以 SDM 推估多樣性分布，的確仍有許多待討論之處。例如以往的研究都以全臺為背景範圍，這可能導致侷限分布於特定環境的物種 AUC 偏高。例如本研究以臺灣本島為背景範圍，結果火冠戴菊鳥 (*Regulus goodfellowi*) 測試樣本 AUC 高達 0.97，臺灣朱雀 (*Carpodacus formosanus*) AUC 0.98，金翼白眉 (*Trochalopteron morrisonianum*) AUC 0.96；這些鳥種都侷限分布於高海拔地區。高的 AUC 並不意謂模型表現一定良好 (Lobo *et al.* 2008)，而可能只是尺度造成的統計假象。背景範圍會影響模型表現 (VanDerWal *et al.* 2009)。適當的做法可能是將背景範圍侷限於分布區域 (Phillips *et al.* 2009)；例如先由分布樣點以最小多邊形法 (minimum convex polygon) 框出背景範圍，以之進行 SDM，再將結果投映到整個臺灣。相對地，廣布種在臺灣

的分布，可能僅是其耐受環境梯度的一小段範圍。如果能由開放資料庫(例如 eBird 或 GBIF) 取得其全域的分布資料，再將 SDM 其中的臺灣區域切割出來，或許可以有更好的結果。另外，影響分布的主要環境因子，不同物種之間不見得相同；過往研究大多以相同環境因子批次處理所有鳥種的 SDM，也可能影響某些鳥種得到的分布模式。這些 SDM 的細節，都值得未來深入討論。

引用文獻

- 何麗君。2005。東亞鳥類生物多樣性熱點之選擇與分析。國立臺灣大學森林學研究所碩士論文。
- 呂明倫、黃靜宜。2017。台灣特有亞種猛禽之空間潛在威脅度評估。台灣生物多樣性研究 19: 215–227。
- 呂明倫。2016。生物多樣性熱點之推估：以台灣特有鳥種為例。台灣生物多樣性研究 18: 231–245。
- 巫桂菁。2003。台灣本島以生物多樣性熱點為基礎之自然保護區規劃。國立臺北大學資源管理研究所碩士論文。
- 林琪濟。2002。台灣本島各縣市鳥類生物多樣性分析。國立臺灣大學森林學系碩士論文。
- 柯智仁、范孟雯、江郁宣、游婉如、顏了凡、楊昌諺、羅英元、林瑞興、蔡世鵬、李培芬。2016。臺灣繁殖鳥類大調查 2014 年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。
- 胡景程。2009。台灣南部都市環境鳳頭蒼鷹之巢位選擇。屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。

- 修鴻儒。2015。鳳頭蒼鷹與領角鴉對都會綠地空間偏好之影響因子-以大台北地區為例。中國文化大學景觀學系碩士論文。
- 許皓捷。2016。臺灣及澎湖群島環境因子 GIS 資料庫。2016/6/13, <http://mountain-ecology.blogspot.tw/2016/06/gis.html>
- 廖倩瑜。1997。臺灣產畫眉亞科鳥種之空間分布與預測模式。國立臺灣大學動物學系碩士論文。
- 鄭蕙如。2004。台灣大學校園領角鴉冬季繁殖觀察。台灣猛禽研究 3: 1-7。
- 聶嘉慧。1999。台灣繁殖鳥類之種豐富度分布型態。國立臺灣大學動物學系碩士論文。
- Callicott, J. B., R. Rozzi, L. Delgado, M. Monticino, M. Acevedo and P. Harcombe. 2007. Biocomplexity and conservation of biodiversity hotspots: three case studies from the Americas. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362: 321-333.
- Ceballos, G. and P. R. Ehrlich. 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103: 19374-19379.
- Colwell, R. K. and D. C. Lees. 2000. The mid-domain effect: geometric constraints on the geography of species richness. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 70-76.
- Ding, T. Z., H. W. Yuan, S. Geng, Y. S. Lin and P. F. Lee. 2005. Energy, body size, and diversity in relation to bird species richness along an elevational in Taiwan. *Global Ecology and Biogeography* 14: 299-306.
- Dobson, A. P., J. P. Rodriguez, W. M. Roberts and D. S. Wilcove. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science* 275: 550-553.
- Elith, J. and J. R. Leathwick. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697.
- Ferrier, S. and A. Guisan. 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43: 393-404.
- Garcia, A. 2006. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation* 130: 25-46.
- Kearney, M. and W. Porter. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters* 12: 334-350.
- Kerr, J. T. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11: 1094-1100.
- Ko, C. Y., R. S. Lin, T. S. Ding, C. H. Hsieh and P. F. Lee. 2009. Identifying biodiversity hotspots by predictive models: a case study using Taiwan's endemic bird species. *Zoological Studies* 48: 418-431.
- Ko, C. Y., S. C. Murphy, T. L. Root and P. F. Lee. 2014. An assessment of the efficiency of protection status through determinations of biodiversity hotspots based on endemic bird species, Taiwan. *Journal for Nature Conservation* 22: 570-576.
- Koh, C. N., P. F. Lee and R. S. Lin. 2006a. Bird species richness patterns of northern Taiwan:

- primary productivity, human population density, and habitat heterogeneity. *Diversity and Distributions* 12: 546–554.
- Koh, C. N., P. F. Lee and S. H. Wu. 2006b. Does the distribution of breeding bird species richness in Taiwan follow the mid-domain effect? *Taiwania* 51: 108–116.
- Lin, W. L., S. M. Lin, J. W. Lin, Y. Wang and H. Y. Tseng. 2015. Breeding performance of Crested Goshawk *Accipiter trivirgatus* in urban and rural environments of Taiwan. *Bird Study* 62: 177–184.
- Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde and R. Real. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145–151.
- Lu, M. L. 2016. Estimating biodiversity hotspot: a case study of endemic bird species in Taiwan. *Taiwan Journal of Biodiversity* 18: 231–245.
- Mace, G. M., N. J. Collar, K. J. Gaston, C. Hilton-Taylor, H. R. Akçakaya, N. Leader-Williams, E. J. Milner-Gulland and S. N. Stuart. 2008. Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. *Conservation Biology* 22: 1424–1442.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Ltd. Malden, Massachusetts.
- Marchese, C. 2015. Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Global Ecology and Conservation* 3: 297–309.
- Maynard, S., D. James and A. Davidson. 2010. The development of an Ecosystem Services Framework for South East Queensland. *Environmental Management* 45: 881–895.
- Merow, C., M. J. Smith and J. A. Silander. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36: 1058–1069.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). 2003. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Mittermeier, R. A., P. R. Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, J. Lamoreux and G. A. B. Da Fonseca. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMAX, Mexico City.
- Mittermeier, R. A., W. R. Turner, F. W. Larsen, T. M. Brooks and C. Gascon. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. pp. 3–22 *In*: F. E. Zachos and J. C. Habel (eds.). *Biodiversity hotspots*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Mokany, K., T. D. Harwood, J. M. Overton, G. M. Barker and S. Ferrier. 2011. Combining alpha- and beta-diversity models to fill gaps in our knowledge of biodiversity. *Ecology Letters* 14: 1043–1051.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. *The Environmentalist* 8: 187–208.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kent. 2000.

- Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Norris, D. 2014. Model thresholds are more important than presence location type: understanding the distribution of lowland tapir (*Taporus terrestris*) in a continuous Atlantic forest of southeast Brazil. *Tropical Conservation Science* 7: 529–547.
- O'Donnell, J., R. V. Gallagher, P. D. Wilson, P. O. Downey, L. Hughes and M. R. Leishman. 2012. Invasion hotspots for non-native plants in Australia under current and future climates. *Global Change Biology* 18: 617–629.
- Orme, C. D. L., R. G. Davies, M. Burgess, F. Eigenbrod, N. Pickup, V. A. Olson, A. J. Webster, T.-S. Ding, P. C. Rasmussen, R. S. Ridgely, A. J. Stattersfield, P. M. Bennett, T. M. Blackburn, K. J. Gaston and I. P. F. Owens. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016–1019.
- Pereira, H. M., S. Ferrier, M. Walters, G. N. Geller, R. H. G. Jongman, R. J. Scholes, M. W. Bruford, N. Brummitt, S. H. M. Butchart, A. C. Cardoso, N. C. Coops, E. Dulloo, D. P. Faith, J. Freyhof, R. D. Gregory, C. Heip, R. Höft, G. Hurtt, W. Jetz, D. S. Karp, M. A. McGeoch, D. Obura, Y. Onoda, N. Pettorelli, B. Reyers, R. Sayre, J. P. W. Scharlemann, S. N. Stuart, E. Turak, M. Walpole and M. Wegmann. 2013. Essential Biodiversity Variables. *Science* 339: 277–278.
- Peterson, A. T. and A. G. Navarro-Sigüenza. 2016. Bird conservation and biodiversity research in Mexico: status and priorities. *Journal of Field Ornithology* 87: 121–132.
- Phillips, S. J., M. Dudík, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick and S. Ferrier. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181–197.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn, J. H. Lawton, B. C. Eversham and D. W. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335–337.
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. I. Chapin, E. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. d. Wit, T. Hughes, S. v. d. Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen and J. Foley. 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society* 14: 32.
- Samson, F. B. and F. L. Knopf. 1993. Managing biological diversity. *Wildlife Society Bulletin* 21: 509–514.
- Schouten, M. A., A. Barendregt, P. A. Verweij, V. J. Kalkman, R. M. J. C. Kleukers, H. J. R. Lenders and H. N. Siebel. 2010.

- Defining hotspots of characteristic species for multiple taxonomic groups in the Netherlands. *Biodiversity and Conservation* 19: 2517–2536.
- Shiu, H. J. and P. F. Lee. 2003. Seasonal variation of bird species richness along elevational gradients in subtropical Taiwan. *Acta Zoologica Taiwanica* 14: 1–21.
- Sloan, S., C. N. Jenkins, L. N. Joppa, D. L. A. Gaveau and W. F. Laurance. 2014. Remaining natural vegetation in the global biodiversity hotspots. *Biological Conservation* 177: 12–24.
- Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S. E. Cornell, I. Fetzer, E. M. Bennett, R. Biggs, S. R. Carpenter, W. de Vries, C. A. de Wit, C. Folke, D. Gerten, J. Heinke, G. M. Mace, L. M. Persson, V. Ramanathan, B. Reyers and S. Sörlin. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 1259855.
- VanDerWal, J., L. P. Shoo, C. Graham and S. E. Williams. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? *Ecological Modelling* 220: 589–594.
- Walther, B. A., T. Y. Wu, Y. H. Chen, R. S. Lin and P. F. Lee. 2011. Using species distribution models to assess the rarity and conservation status of Taiwanese birds. *Taiwan Journal of Biodiversity* 13: 295–322.
- Williams, K. J., A. Ford, D. F. Rosauer, N. De Silva, R. Mittermeier, C. Bruce, F. W. Larsen and C. Margules. 2011. Forests of East Australia: The 35th Biodiversity Hotspot. Pages 295–310 in F. E. Zachos and J. C. Habel, editors. *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Wu, T. Y., B. A. Walther, Y. H. Chen, R. S. Lin and P. F. Lee. 2013. Hotspot analysis of Taiwanese breeding birds to determine gaps in the protected area network. *Zoological Studies* 52: 29.
- Wu, T. Y., B. A. Walther, Y. H. Chen, R. S. Lin and P. F. Lee. 2014. Reassessment of the conservation status and protected area coverage of Taiwanese birds: How distribution modelling can help species conservation. *Bird Conservation International* 24: 223–238.

2010-2017 後壁湖海洋資源保護示範區白棘三列海膽與 喇叭毒棘海膽調查報告

Survey of Sea Urchin, *Tripneustes gratilla* and *Toxopneustes pileolus*, in Houbi Lake Marine Resource Reserve Exhibition Center, 2010-2017

陳瑞谷* 劉培東

Ruei-Gu Chen* and Pei-Tong Liu

墾丁國家公園管理處 屏東縣恆春鎮墾丁路 596 號

Kenting National Park Headquarter, Hengchun, Taiwan

*通訊作者：aplysia0@gmail.com

*Corresponding author: aplysia0@gmail.com

摘要

墾丁國家公園管理處自 2010 年開始在後壁湖海洋資源保護示範區進行海膽數量調查，分析發現海膽族群變動很大。白棘三列海膽 (*Tripneustes gratilla*) 月密度介於 0.1-7 顆/10 m² 之間，總平均密度是 1.4 顆/10 m²，月別樣區出現率則在 8%-73% 之間。喇叭毒棘海膽 (*Toxopneustes pileolus*) 波動較輕微月密度介在 0.3-2.6 顆/10 m² 之間，平均密度為 1.1 顆/10 m²，月別樣區出現率在 22%-85% 之間。我們發現兩種海膽族群都是密集結群且不均勻地散佈在監測區中，海膽族群呈現明顯的塊狀分布現象，且有族群常見出沒海域，但在 2013 年 8 月後出現族群量驟減與熱點偏移情形，這可能是颱風造成的影響。唯有連續不中斷的長期調查才能夠作為資源變動的參考基準，因此發展可行的長期監測策略是必要的。本文顯示由國家公園管理處人員加上志工的參與，是未來達成長期監測當地環境的可行策略。

Abstract

Kenting National Park Headquarters have been conducting a monthly sea urchin monitoring survey in Houbi Lake Marine Resource Reserve Exhibition Center since 2010. As of 2017, the results show that sea urchin populations fluctuate widely from month to month. The average density of *Tripneustes gratilla* is 1.4 individuals/10 m², ranging between 0.1 and 7 individuals/10 m², and the monthly distribution occurrence ranges between 8% and 73% of the survey area. The monthly population fluctuation of *Toxopneustes pileolus* is less than that of *T. gratilla*, which ranges between 0.3 and 2.6 individuals/10 m², with an average density of 1.1 individuals/10 m². Distribution occurrence ranged between 22% and 85% of the survey area. We found that the two sea urchin species populations are highly aggregated and unevenly distributed in the surveyed area. Both sea urchin populations show a greatly patched distribution and commonly occurred in certain habitats. There was an abrupt population decline and a shift in distribution hotspot after August 2013, which may be due to typhoon. As a reference for resource fluctuation of sea urchins, continuous and long-term observation are required. It is necessary to develop sustainable strategies to maintain a long-term survey, and this report shows that the involvement of National Park staff and volunteers is a suitable strategy to carry on a long-term environment monitoring project in the future.

關鍵字：後壁湖海洋資源保護示範區、白棘三列海膽、喇叭毒棘海膽、長期調查、塊狀分布

Keywords: Houbi Lake Marine Resource Reserve Exhibition Center, *Tripneustes gratilla*, *Toxopneustes pileolus*, long-term survey, patchy distribution

收件日期：2017年9月19日

接受日期：2017年12月11日

Received: September 19, 2017

Accepted: December 11, 2017

緒 言

墾丁國家公園管理處與國立自然科學博物館、中山大學與水產試驗所東港繁殖中心在2002年放流了約5000個人工繁殖培育的白棘三列海膽 (*Tripneustes gratilla*, Linnaeus

1758), 成為本海域第一批海膽種苗。趙(2004)的調查中發現白棘三列海膽已恢復至當時20年前的數量, 並有小型海膽出現, 表示白棘三列海膽已經順利在本海域內建立族群並成功繁衍。後壁湖海洋資源保護示範區在2005年成立, 這是臺灣少數嚴格執法的保護區, 經過

國家公園警察隊 2 年持續地巡查，自 2005 年 3 月至 2009 年 4 月已累積取締 230 件盜採案，當地居民、遊憩業者與遊客也開始發覺保育成效已形成新興的觀光景點，使得後壁湖海洋資源保護區成爲第一件正向回饋的保育成功案例 (Soong 2012)。

白棘三列海膽俗稱馬糞海膽，會在海底不斷爬行啃食礁石上的藻類，讓珊瑚幼苗能附著生長，是珊瑚礁區的關鍵物種 (趙 2009)。墾丁海域每年 5 月間白棘三列海膽開始繁殖，6-7 月出現小海膽，並向其他海域擴散拓殖，到 12 月又回到穩定數量，早年白棘三列海膽在南臺灣數量很多，在 1984 年調查到最高密度爲 17 隻/m² (趙 2009)，隨後因爲當地居民過度撿捕而變得稀少難見。在 2002 年進行放流以前，在後壁湖瀉湖區幾乎記錄不到白棘三列海膽的個體 (Chen *et al.* 2010)。

喇叭毒棘海膽 (*Toxopneustes pileolus*, Lamark 1816) 與白棘三列海膽同屬於毒棘海膽科，喜生活在水流平緩的淺海，白天以碎礁塊半掩蓋躲藏不太移動，晚上才在海底爬行，主要刮食石塊上的鈣質珊瑚紅藻。生殖季爲 3-6 月，有集團排精的行爲 (Soong 2009; 趙 2010)。

Lawrence and Agatsuma (2007) 彙整了毒棘海膽科歷年來的研究發現，白棘三列海膽在適當棲地的分布無特定模式，且族群量隨著時間有極大變化，發現毒棘海膽類在適當的異地環境族群量差距甚大 (0-28.6 顆/m²) 且不同海域族群偏好不同的底質環境，如海藻床、海草床及瀉湖等，而非當地有海草床就一定可在海草床找到最多個體。

後壁湖瀉湖區底質平坦，主要是由珊瑚砂和珊瑚碎塊組成，零星散佈死珊瑚礁與團塊珊瑚，沙地間雜海草生長，屬於相對低複雜度的棲地類型，探究海膽在此區是群集分布或均勻

散布，都能提供有用的生態資訊。長期密集地調查有助於釐清海膽族群量波動原因，也是目前海膽研究較闕如的一環。

要有效保護海洋生物多樣性，不能只單純地劃設保護區，Edgar *et al.* (2014) 指出強而有力的經營管理與遵守才能達到期望中的保育價值。墾丁國家公園管理處在成立本示範區後，在 2010 年開始逐月進行海膽數量調查，由國家公園管理處與所屬海洋志工共同參與的長期調查，如此公民參與公共事務一同保育海洋資源的模式在臺灣尙屬難能可貴。本文在此展示初步調查成果，期供經營管理與後續研究調查參考。

材料與方法

自 2010 年 4 月開始，在後壁湖海洋資源保護示範區內，以垂直海岸線的方向拉取 8 條 100 m 長的穿越線，各穿越線間距離 50 m，在減少傷及現有生物原則上將鐵釘敲入岩盤固定穿越線，以確保後續調查的位置是一致的。自 2011 年 5 月開始在原設立的 8 條穿越線離岸端，增設 2 條 100 m 長與海岸線平行的穿越線 A1 與 B1，穿越線詳細位置請參見圖 1，爲製圖方便，將 H 測線定義爲 0 m 起點，G 測線爲 50 m，依此遞增。

固定每個月由墾丁國家公園管理處保育科進行一次穿越線法調查，以浮潛方式計數穿越線左右兩側各 1 m 寬區間內白棘三列海膽和喇叭毒棘海膽數量，每 10 m 記錄一筆數量，因此每條穿越線兩種海膽各有 10 筆數量資料，視爲 10 個樣點，用以計算海膽族群之密度。每次調查都是涵蓋樣區內所有樣點，自 2010 年 4 月至 2017 年 3 月期間有 12 個月未執行調查，詳細的調查月份請參見表 1。

表1. 調查資料概況

Table 1. Survey Data Summary

Year	Month	Mon.ND*	Transect Lines
2010	Apr-Dec	-	A/B/C/D/E/F/G/H
2011	Jan-Feb	-	A/B/C/D/E/F/G/H
	Mar-Dec	Apr/Oct	A/B/C/D/E/F/G/H/A1/B1
2012	Jan-Dec	Sep	A/B/C/D/E/F/G/H/A1/B1
2013	Jan-Dec	-	A/B/C/D/E/F/G/H/A1/B1
2014	Jan-Dec	Apr	A/B/C/D/E/F/G/H/A1/B1
2015	Jan-Dec	May/Dec	A/B/C/D/E/F/G/H/A1/B1
2016	Jan-Dec	Feb/Apr/Jun/Nov/Dec	A/B/C/D/E/F/G/H/A1/B1
2017	Mar	Jan/Feb	A/B/C/D/E/F/G/H/A1/B1

* month without investigation

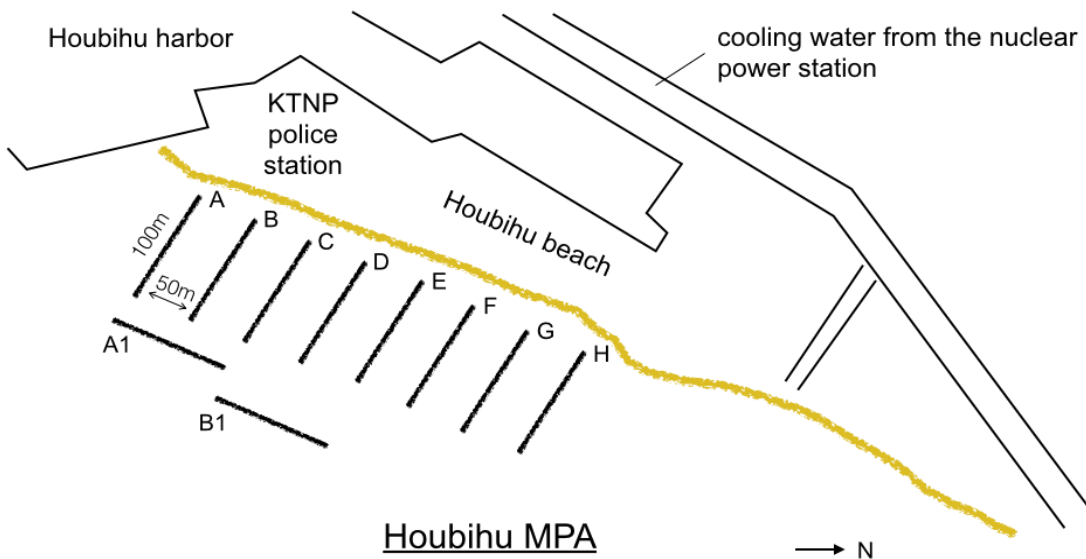


圖 1. 後壁湖海洋資源保護示範區內穿越線位置示意圖。

Fig. 1. Sea urchin survey transect lines in Houbi Lake Marine Resource Reserve Exhibition Center. KTNP, Kenting National Park. MPA, Marine Protected Area.

在繪製各變數時間軸變化時，未調查的月份直接空白，連續的調查區間以實線相連，未連續者則以黑點表示，時間間隔計算至日。從2010年4月至2011年4月期間是採用8條穿越線（80個樣點）的調查結果來計算，從2011年5月至2017年3月期間則是採用10條穿越線（100個樣點）的調查結果來計算月平均密度。樣區內出現率定義為該月有記錄到1隻以上海膽的樣點數量，佔該月總樣點數（80或100個）的百分比。

因8年來2種海膽在平均密度與出現率上變動起伏，為了進一步清楚地呈現與比較2種海膽間互動，故將數值標準化至8年平均為0與1單位變異數，以便了解哪些時段的海膽數量或出現率是高於或低於8年平均值。

標準化後發現在2013年8月至2013年9月間數值出現大幅轉折，因此將時間軸切割成兩段，2010年4月至2013年8月當作第1段區間，2013年9月至2017年3月作為第2段區間，在兩段時間區間中分別處理各樣點計數到的海膽數量與累積目擊出現次數，該樣點記錄到1隻以上海膽即視為1次目擊，代表該種海膽正利用該樣點棲地，再以圓圈圖呈現2種海膽在空間上熱點與棲地位置的改變。

本研究利用R version 3.4.0軟體（R Core Team, 2017）進行繪圖分析。

結 果

自2010年4月至2017年3月為止，後壁湖海膽調查因天候因素影響與人力不足，僅2013年順利完成全年度12個月的調查監測，8年來至截稿累積調查71個月，共計白棘三列海膽與喇叭毒棘海膽各6,880筆數量資料，調查期間也持續記錄到入添的小體型海膽出現。

調查期間各月平均密度變化，白棘三列海

膽從最低0.1顆/10 m²至7顆/10 m²，71個月的平均密度是1.4±1.4顆/10 m²。喇叭毒棘海膽的密度從0.3顆/10 m²至2.6顆/10 m²，71個月平均密度為1.1±0.5顆/10 m²，數量波動相對於白棘三列海膽來說比較小。調查期間白棘三列海膽在樣點上記錄到的最大密度為168顆/10 m²，喇叭毒棘海膽則為53顆/10 m²。

圖2與圖3是兩種海膽8年間的月平均密度變化與樣區出現率變動情形。白棘三列海膽在調查初期密度偏低，至2011年6月突然大量出現，整個海域平均密度達到7顆/10 m²，但隨之下降後持平至2013年初，整個海域維持在1-3顆/10 m²間震盪，直到2013年6月出現維持了3個月的高峰，卻隨之驟減至8年來最低的數量，維持在低族群密度（低於1顆/10 m²）一直到2016入夏後才增加，但隨後快速減少下來。

月別樣區出現率意即樣區內有多少樣點記錄到個體出沒。調查初期可在35%-45%樣點中看到白棘三列海膽，在2011年數量大增後出現範圍增加，來到8年中分布最廣的73%樣點，數量驟減也導致出現範圍降回40%上下，在2014年入夏時再次驟減至僅8個樣點有出現紀錄，這低族群量低分布範圍的情形一直到2016年中才改變，隨著月平均密度增減惟變動幅度較小較緩。

喇叭毒棘海膽在調查初期密度偏低（圖3），族群量逐年增加至在2013年6月達到最高（2.6顆/10 m²）後卻同樣驟減，隨後又恢復至每10 m²有1顆以上的水準，上下震盪至3月。8年來最低密度為0.3顆/10 m²。

喇叭毒棘海膽的月別樣區出現率與月平均密度更顯同步，從調查初期40%上下增加至2013年6月最廣佔據達85%樣點，卻隨即驟降至8年最低僅出現在22個樣點，接著平緩恢復至40%上下震盪至3月。

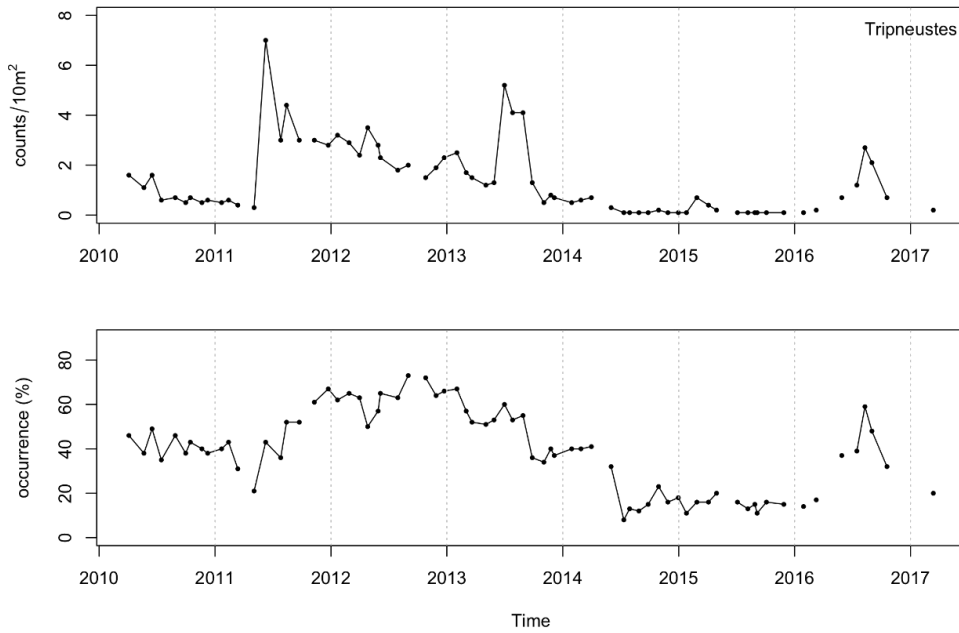


圖 2. 白棘三列海膽的月平均密度（上圖）與樣區內出現率（下圖）時間變化。

Fig. 2. Monthly average density (top chart) and distribution occurrence (bottom chart) changes over time of *T. gratilla*.

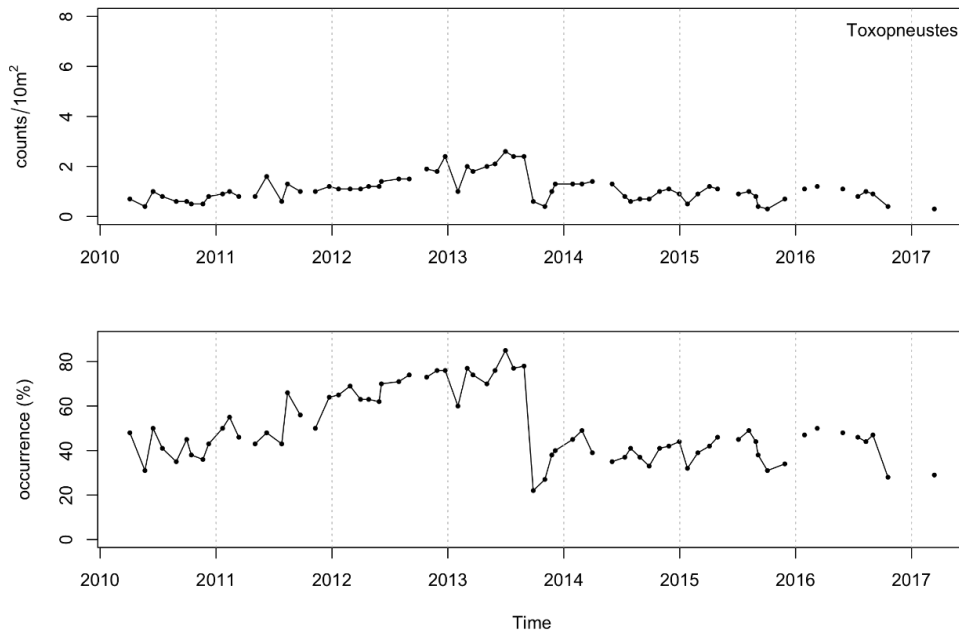


圖 3. 喇叭毒棘海膽的月平均密度（上圖）與樣區內出現率（下圖）的時間變化。

Fig. 3. Monthly average density (top chart) and distribution occurrence (bottom chart) changes over time of *T. pileolus*.

將歷年數據進行標準化轉換可更清楚地看出兩種海膽的變動模式，從圖 4 可看出當月平均密度高於歷年平均時，樣區出現率也會在歷年平均之上。兩種海膽在調查初期都略低於歷年平均，而在 2011 年中至 2013 中

屬於族群量高分布廣，卻在 2013 年 8 月後都有突然巨幅減少的現象（圖 4 直虛線），開啓爾後持續維持在低族群量低出現範圍的時期直至 3 月。

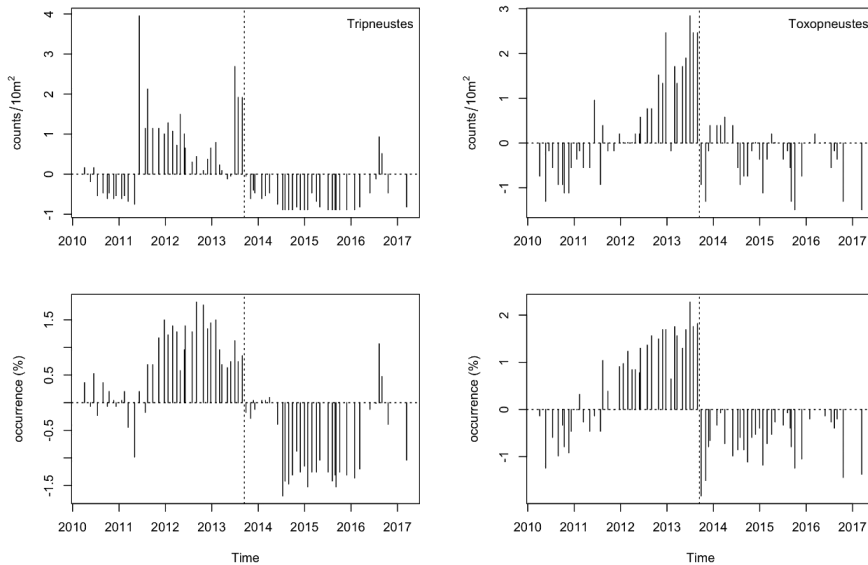


圖 4. 白棘三列與喇叭毒棘海膽的平均密度與樣區內出現率經標準化後的时间變化，各海膽兩數值是標準化至 8 年平均為 0 與 1 單位變異數。圖中直虛線介在 2013 年 8 月與 9 月調查之間。

Fig. 4. Standardized average density and distribution occurrence changes over time of *T. gratilla* and *T. pileolus*. The eight-year values are standardized to zero mean and unit variance for each species. The vertical dotted lines indicate the time between August and September in 2013.

經初步分析發現兩種海膽的數量在空間分布上極不均勻，離岸遠近不是影響海膽分布的主要因子，但在不同穿越線間數量差異很大。於是基於前段分析所得，將 8 年數據分成兩時期，用以探討 2013 年 8 月以前 (A) 的分布概況與 2013 年 9 月以後 (B) 是否有所不同。從圖 5 中可以看出白棘三列海膽在 A 時期族群量主要集中在 200-300 m 這 3 條測線，常出現在 150-300 m 這 4 條測線與兩條與海岸平行的測線上，但在 B 時期這些熱點幾乎

不再有也不再常見到白棘三列海膽出現，分布位置向左方偏移至 100-200 m 間，空間分布顯得相對均勻。

喇叭毒棘海膽同樣也出現族群熱點變遷的現象（圖 6），在 A 時期族群主要出沒在右方 4 條測線與兩條平行測線，左方 50-150 m 等 3 條測線則是數量較少但穩定出沒分布，但在 B 時期右邊 4 條測線已不再容易看到，僅 200 m 測線仍維持一定數量與出沒頻度，族群出沒偏向左方 100 m 與 150 m 兩條測線上。

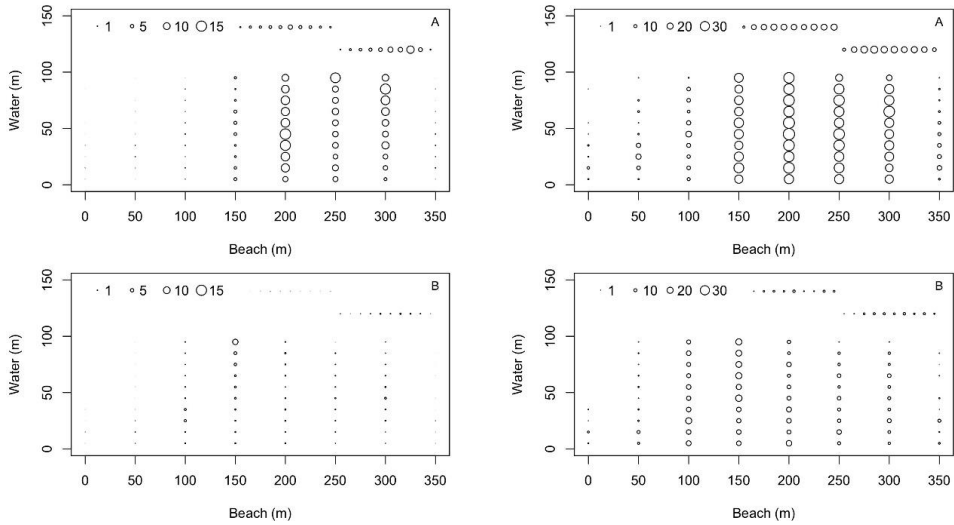


圖 5. 白棘三列海膽在 2013 年 8 月以前(A)與 2013 年 9 月以後(B)兩時期在樣區內各樣點平均密度(左)與目擊出沒次數(右)的空間分布變化。圓圈大小表示每 10 平方米個體數(左)或目擊次數(右)。
 Fig. 5. spatial distribution of *T. gratilla* average density (left) and individual sightings (right) during two periods, (A) before Aug/2013 and (B) after Aug/2013. Circle size is proportional to counts/10 m² (left panel) and sightings (right panel).

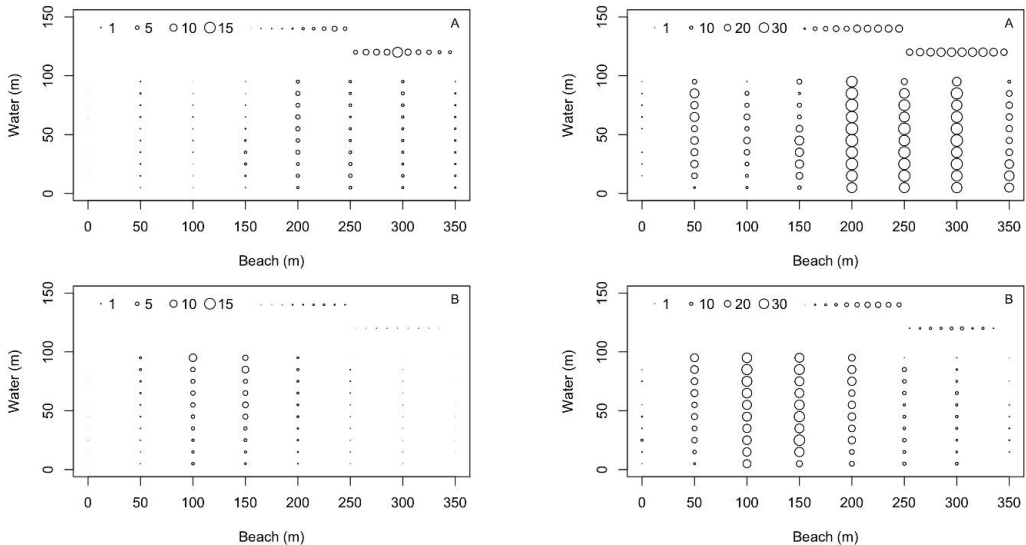


圖 6. 喇叭毒棘海膽在 2013 年 8 月以前(A)與 2013 年 9 月以後(B)兩時期在樣區內各樣點平均密度(左)與目擊出沒次數(右)的空間分布變化。圓圈大小表示每 10 平方米個體數(左)或目擊次數(右)。
 Fig. 6. Spatial distribution of *T. pileolus* average density (left) and individual sightings (right) during two periods, (A) before Aug/2013 and (B) after Aug/2013. Circle size is proportional to counts/10 m² (left panel) and sightings (right panel).

討 論

在後壁湖瀉湖區針對白棘三列海膽的歷史調查紀錄，在 1984 年最高密度為 170 顆/10 m² (趙 2009)；趙 (2005) 指出 5 月與 10 月平均密度為 0.6 顆與 0.5 顆/10 m²，趙 (2009) 提到最高密度 130 顆/10 m²，在 2010 年平均數量為 3.1 顆/10 m² (Chen *et al.* 2010)。結合本調查成果可知，本海域白棘三列海膽的最高密度可達 170 顆/10 m² (高於本調查的 168 顆/10 m²)，平均密度最高為 7 顆/10 m² (本調查所得)。

白棘三列海膽高密度分布與見到新生海膽皆可反映復育成效，有助於當地珊瑚礁生態的恢復 (趙 2009)。後壁湖保護區能見到白棘三列海膽高密度聚集出現，每年也能觀察到新生入添小海膽，表示本地族群可穩定成長再生。

Muthiga (2005) 在肯亞東岸環礁調查到白棘三列海膽從 1994 年的 22 顆/10 m² 隔年減少至 5 顆/10 m² 以下，且低密度持續至 2003 年。本調查的最大震盪為一個月內從 0.3 顆/10 m² 增加至 7 顆/10 m²，還有數次變動起伏是發生在幾個月內而不是以年為單位，因此以單次調查來評估族群量，很可能囿於這些短暫現沒的誤導。

本分析發現，後壁湖保護區內海膽分布不均勻，海膽群集處密度很高但相鄰測線卻很少，有容易見到海膽的常用棲地存在，這個現象在白棘三列海膽比喇叭毒棘海膽強烈，這種族群緊密聚集的情況並無法以穿越線調查法準確呈現出來。Moses and Bonem (2001) 指出當海膽成塊狀分布時，即使在同一深度內數量差異都會很大，若穿越線正切過海膽群時數量就高，反之數量就低。因此以穿越線法調查

後推估整個海域海膽數量的做法會有很大的誤差，生物資源評估因塊狀分布明顯而有偏差時，應進一步釐清與了解聚集結群形成的原因以修正資源量評估。

分析顯示當白棘三列海膽族群量增加時，所佔據使用樣點數會增加，已佔據的棲地不會因為族群消滅有過大的變動，但當族群數量驟減時，族群所在棲地也變得狹隘。相較之下喇叭毒棘海膽屬於樣點密度低，集中度低，佔據較大範圍棲地的物種，當族群越來越多，所佔用的棲地逐步擴大，推論棲地破壞造成的族群損失會比白棘三列海膽相對輕微。

白棘三列與喇叭毒棘海膽在 2013 年 8 月前主要分布樣區南邊測線，數量多且易見，但在 2013 年 9 月後，南邊棲地的海膽變少也罕見出現，兩種海膽的族群數量與分布面積同時驟減低於歷年平均至今。造成這個重大傷害的可能原因推測是 2013 年 9 月 20 日直擊恆春海域的強烈颱風天兔，浪襲摧毀了大部分族群與棲地，造成海膽族群囿限於北方棲地，颱風對於後壁湖海域海膽的族群消長可能扮演關鍵角色。

本調查僅侷限於海膽數量收集，會造成後壁湖保護區內海膽數量變動的相關因子，將尋求鄰近海域的長期水文記錄，如後壁湖氣象浮標等，來進行分析。未來更應優先評估新生海膽的年補充量，以及颱風巨浪的破壞與人為撿捕等移除程度。

發展可以持續監測的策略，才能找出長期現象與變遷以作為擾動的參考基準 (Müller *et al.* 2010)。墾丁國家公園管理處目前仍持續進行海膽調查，由管理處現有人力與志工所組成的調查團隊，能不間斷地累積數據，維持這件難能可貴的事。本研究說明適當地設計與採取策略，輔以充足地科學訓練，一般民眾的參與

會是長期監測各地環境的主力之一。

謝 誌

本研究由墾丁國家公園管理處約僱人員陳榮祥先生與郭志宏先生主導調查收集，加上海洋保育志工不畏水母叮蜇地協助，在此一併感謝。在此需特別感謝馬協群課長時任保育課時願意提供原始數據，也感謝現任保育課徐茂敬課長願意持續地更新歷年完整調查資料。而保育課謝桂禎小姐與董于瑄小姐的居中聯絡協助，與摯友侯力慈小姐與董盈岑小姐的審稿意見與字句斟酌，給予我信心和努力完成的勇氣。

引用文獻

- 趙世民。2004。海膽存亡記。國立自然科學博物館館訊（205）。國立自然科學博物館。
- 趙世民。2010。瀉湖五月雪-喇叭毒棘海膽生殖。國立自然科學博物館館訊（276）。國立自然科學博物館。
- 趙世民、陳邦欽。2009。遍地是「膽」。國立自然科學博物館館訊（262）。國立自然科學博物館。
- 趙世民。2005。墾丁國家公園海域底棲無脊椎動物之變遷-以棘皮動物為例。內政部營業署墾丁國家公園管理處委託研究報告。
- 陳高松、李英周。2004。台灣東北部卯澳灣海域之海膽生物多樣性研究。特有生物研究 6(1): 1-16。
- Chen, H. H., S. M. Chao and B. C. Chen. 2010. Unexpectedly high sea urchin diversity in Hou-Bi-Hu lagoon, southern Taiwan. *Collection and Research* 23: 31-36.
- Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd., The Atrium, Southern Gate, Chichester, West Sussex PO19 8SQ, England.
- Edgar, G. J., R. D. Stuart-Smith, T. J. Willis, S. Kininmonth, S. C. Baker, S. Banks, N. S. Barrett, M. A. Becerro, A. T. F. Bernard, J. Berkhout, C. D. Buxton, S. J. Campbell, A. T. Cooper, M. Davey, S. C. Edgar, G. Försterra, D. E. Galván, A. J. Irigoyen, D. J. Kushner, R. Moura, P. E. Parnell, N. T. Shears, G. Soler, E. M. A. Strain and R. J. Thomson. 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506: 216:220.
- Lawrence J. M. and Y. Agatsuma. 2007. Ecology of *Tripneustes*. pp. 499-520. *In*: Lawrence J.M. (ed.). *Edible Sea Urchin: Biology and Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam.
- Moses, C. S. and R. M. Bonem. 2001. Recent population dynamics of *Diadema antillarum* and *Tripneustes ventricosus* along the north coast of Jamaica, W.I. *Bulletin of Marine Science* 68(2): 327-336.
- Muthiga, N. A. 2005. Testing for the effects of seasonal and lunar periodicity on the reproduction of the edible sea urchin *Tripneustes gratilla* (L) in Kenyan coral reef lagoons. *Hydrobiologia* 549(1): 57-64.
- Müller, F., C. Baessler, H. Schubert and S. Klotz. 2010. *Long-term Ecological Research, Between Theory and Application*. Springer Dordrecht Heidelberg London New York.

- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Russo, A. R. 1977. Water flow and the distribution and abundance of echinoids (genus *Echinometra*) on an Hawaiian reef. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 28(6): 693-702.
- Soong, K. Y. 2012. Houbihu MPA, the first one beyond the paper, in Taiwan. Kuroshio Science 6: 25-26.

