

目 錄

使用MaxEnt模擬氣候變遷對東方蜜蜂潛在分布之影響 呂明倫、黃靜宜、宋一鑫	27
動物調查努力量應隨棲地與季節調整..... 許皓捷	41
台灣二葉松菌根菌接種試驗..... 林子超、陳建名	59
利用紅外線自動相機探討合歡山區哺乳動物活動模式..... 姚正得、林宏儒、張淑萍、姚牧君、許雅玟、曾建偉	69

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.



21卷
2期

台灣生物多樣性研究

Taiwan Journal of Biodiversity

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

第 21 卷第 2 期 | 中華民國 108 年 4 月
Vol. 21, No. 2 | April 2019





封面圖說／

彩色豆馬勃 (*Pisolithus tinctorius*) 常在高溫、貧瘠的惡劣環境中與台灣二葉松形成外生菌根，提升了台灣二葉松的競爭力，使台灣二葉松成為此惡劣環境的優勢樹種。(林子超 攝)

台灣生物多樣性研究

(原為《特有生物研究》半年刊，2010年元月起更名，並以季刊發行)

發行人／楊嘉棟
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／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 254
網 址／http://www.tesri.gov.tw
美 編／天晴文化事業
出版日期／中華民國 108 年 4 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 / Jia-Dong Yang
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, Bruno A. Walther
Publishing Editors / 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. 254
http://tesri.tesri.gov.tw

Published Date: April 2019

GPN: 2009900002
ISSN: 2076-6971

Contents

MaxEnt modeling for predicting effects of climate change on the potential distribution of <i>Apis cerana</i> in Taiwan.....	Ming-Lun Lu, Jing-Yi Huang and I-Hsin Sung	27
Required effort on animal surveys should vary depending upon habitats and seasons	Hau-Jie Shiu	41
Mycorrhizal fungi inoculation experiment of <i>Pinus taiwanensis</i>	Tzu-Chao Lin and Chien-Min Chen	59
Using infrared camera traps to survey activity patterns of mammals in the Hehuan Mountain area.....	Cheng-Te Yao, Hung-Ju Lin, Shu-Ping Chang, Mu-Chun Yao, Ya-Wen Hsu and Chien-Wei Tseng	69

使用 MaxEnt 模擬氣候變遷對東方蜜蜂潛在分布之影響

呂明倫¹ 黃靜宜¹ 宋一鑫^{2,*}

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

² 國立嘉義大學植物醫學系 60004 嘉義市學府路 300 號

* 通訊作者: ihsinsung@mail.ncyu.edu.tw

收件日期: 2019 年 3 月 8 日; 接受日期: 2019 年 5 月 1 日

摘要

蜜蜂是顯花植物重要的授粉昆蟲，也是生態系中不可或缺的關鍵物種，並有助於建構地球陸地生態系的完整性。然而，近代蜜蜂族群急劇減少，已成為一個眾所矚目的生態問題。本研究針對臺灣原生的東方蜜蜂，欲瞭解氣候變遷對該物種之影響，方法乃運用最大熵物種分布模式「MaxEnt」，以及代表濃度途徑 (representative concentration pathway) 2.6(暖化減緩) 和 8.5(暖化加劇) 兩種氣候情境，模擬物種的時空動態變化。研究結果顯示，氣候因子提供了重要的貢獻，為主導模式推演之關鍵要素；從物種分布模擬的結果發現，東方蜜蜂偏好溫暖氣候，適宜棲地面積可能受暖化影響而增加，此外，無論是現時或 2070 年代兩個未來氣候情景下，擴張的適宜棲地均分布於人為足跡不明顯處，為因應氣候變遷，本研究認為這些區位宜適度規劃物種保育的策略。

關鍵詞：蜜蜂、授粉昆蟲、氣候情境、物種分布模擬、物種保育

MaxEnt modeling for predicting effects of climate change on the potential distribution of *Apis cerana* in Taiwan

Ming-Lun Lu¹ Jing-Yi Huang¹ I-Hsin Sung^{2,*}

¹ Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

² Department of Plant Medicine, National Chiayi University, Chiayi, Taiwan.

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

Received: March 8, 2019; Accepted: May 1, 2019

Abstract

Bees are the most important pollinators of flowering plants and essential ecological keystone species contributing to the integrity of most terrestrial ecosystems. However, drastic declines in bee populations have become an ecological issue which has recently garnered much attention. Here, we assessed the potential effect of climate change on the geographic range of *Apis cerana* in Taiwan. The spatiotemporal dynamics for this species were examined with representative concentration pathways 2.6 (warming mitigation) and 8.5 (warming intensifies) climate scenarios, using the MaxEnt program for species distribution modelling. Results showed that the climate factor provided a great contribution for our model. Since *A. cerana* prefers warmer habitats, the range of suitable habitat may expand because of a warming climate. Furthermore, both for the current as well as for the two future climate scenarios of the 2070s, the suitable habitats were concentrated in regions where the human footprint was scarce. In order to manage this species' response to climate change, we suggest that these regions should design appropriate strategies for this species' conservation.

Key words: bees, pollinators, climate scenarios, species distribution modelling, species conservation

緒言

自 19 世紀以來世界人口數持續攀升，同一時期，人類過度依賴石化燃料並破壞生態環境，使二氧化碳等溫室氣體在大氣中的濃度大幅提高，全球的平均溫也隨之上揚 (IPCC 2013)。全球暖化會影響生態系的正常運作與生物多樣性的組成改變 (Root *et al.* 2003; Moline *et al.* 2004; Parmesan 2006)，而蜂在生態系的食物鏈中，扮演著重要的支撐角色，據估計，全球大約有 25,000 種蜂可幫助顯花植物傳播花粉 (Michener 2007)，由於授粉效率佳，也參與了全球 1/3 農作物的授粉工作 (Kremen *et al.* 2007; Klatt *et al.* 2014)，因此，蜂是建構陸域生態系完整性與維持人類社會發展的關鍵物種。

蜜蜂 (bee) 是指蜜蜂總科 (Apoidea) 底下的物種，近代全球蜜蜂數量大幅減少，其中，

氣候變遷被認定是 21 世紀威脅蜜蜂生存的重大因素之一 (Kerr *et al.* 2015; Papanikolaou *et al.* 2016)，造成的影響即是授粉效率減低，對自然生態而言，可能導致生物多樣性衰退，對人類，將使作物生產量與品質削減，因此，因應氣候變遷的蜜蜂保育工作，已經成為全球注目的焦點。為擬定健全的保育策略，應先掌握蜜蜂的物種時空分布範圍，尤其在氣候變遷情境下，善用物種分布模式 (species distribution model, SDM) 可全面模擬蜜蜂的動態發展，近代歐美國家業已有許多相關的研究案例 (Giannini *et al.* 2013; Carvalho and Del Lama 2015; Gorostiague *et al.* 2018; Françoso *et al.* 2019)，惟目前國內仍相當少見。

東方蜜蜂 (*Apis cerana*) 在亞洲一帶的分布範圍廣闊，在臺灣係原生物種，由於不易馴養，族群大多以野生為主，故為島內生態系的重要授粉昆蟲。本研究便以氣候變遷對

東方蜜蜂影響為假說前提，採用生物調查資料與 SDM 為基礎，模擬物種的潛在分布，進一步配合近期發展的氣候變遷情境，預測族群之時空動態，研究成果期能有助推動生物多樣性保育和永續利用工作。

材料與方法

一、研究區概述

臺灣位於歐亞大陸與太平洋的交界處，西隔臺灣海峽與中國大陸相望 (圖 1a)，土地

面積約 36,000 km²，為世界第 38 大島嶼，島內多為山地與丘陵，平原主要分布於西部沿海，人口約 2,300 萬人，大多數集中於西部的都會區。島內的行政區劃共分 6 個直轄市、11 個縣及 3 個市，氣候方面，因北回歸線貫穿，以北為亞熱帶季風氣候，以南則為熱帶季風氣候，另由於高山林立，隨著海拔的落差，構成熱帶、亞熱帶、溫帶及寒帶等複雜的氣候類型。土地覆蓋型態以森林為主，因多樣的氣候也造就高山植群、冷杉林、鐵杉及雲杉林、櫟林、楠櫟林與榕楠林等豐富的植被生態。

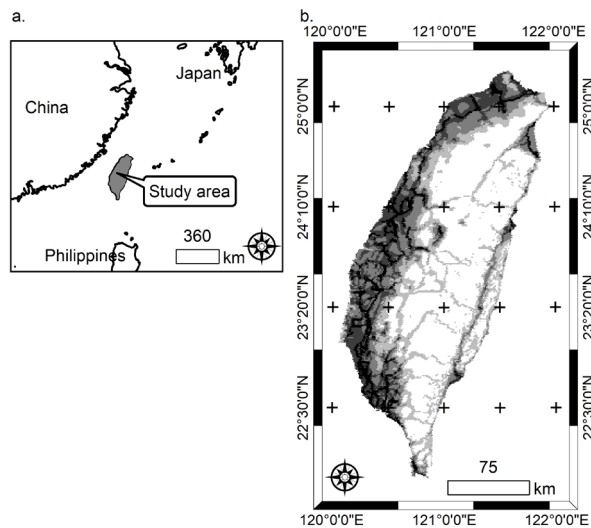


圖 1. (a) 研究區地理位置圖；(b) 人為足跡圖 (顏色趨於黑色，表示強度愈強)。

Fig. 1. (a) Location of the study area; (b) human footprint map (darker colors indicate stronger intensity).

二、研究方法

(一) 物種調查及環境資料

東方蜜蜂之調查點位資料源自林務局跨單位物種查詢平台與本研究通訊作者之標本採集紀錄，該批資料調查期間為 1994~2009 年，網格基本運算單元設定為 $1 \times 1 \text{ km}^2$ ，若一個網格內有重複記錄者以單筆計算 (圖 1b)，總計有 217 筆點位資料供建構模式，詳細的資料描述可參考呂等 (2019)。

建構 SDM 之預測變項，包含氣候、地形及土地覆蓋等 3 類，其中，氣候類乃從 Hijmans *et al.* (2005) 建立的全球氣候資料庫 (WorldClim database) 下載，該資料庫依據 1950~2000 年全球各地氣象站資料，經過內插轉換產生最小空間尺度近 $1 \times 1 \text{ km}^2$ 的氣候網格，資料庫中含 19 種生物氣候變項，專為預測物種分布所產製 (Hijmans and Graham 2006)；地形類亦由全球氣候資料庫取得數值高程模型 (海拔高)，利用 ArcGIS 10.6 軟體製作坡度圖資，並參考 Gessler *et al.* (1995) 與 McCune and Keon (2002) 的方法，分別產製代表濕度的複合地形指標 (compound topographic index) 及太陽輻射強度的熱負荷指標 (heat load index)，共計 4 個變項。土地覆蓋類由美國 Land Processes Distributed Active Archive Center 取得 2000~2009 年 Terra-MODIS 衛星影像產品「MOD13A，常態化差異植生指標 (normalized difference vegetation index)」，可用於描述植被覆蓋度，進一步製作該期間最大、最小、平均、中位數、全距和標準偏差等 6 種圖資，最終，累計全部預測變項共有 29 個 (表 1)。為避免變項因共線性造成建構

的模式過度擬合 (over-fitting)，以 Pearson 相關分析進行預測變項篩選，當兩變項相關係數大於 0.7 以上者，則參照前人作法 (Kumar and Stohlgren 2009; Padalia *et al.* 2014)，考量研究目的、與生物的關聯性及後續容易解讀等因素擇一適當變項。

(三) 氣候變遷情境資料

假設所有被採用之氣候類變項，會隨聯合國氣候變遷政府間專家委員會 (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) 第 5 次評估報告所發布之氣候變遷情境而改變，並據此模擬未來東方蜜蜂在不同情境下之物種分布。IPCC 第 5 次評估報告以代表濃度途徑 (representative concentration pathway, RCP) 定義變遷情境，其中 RCP 2.6 和 8.5 各表示輻射驅動力 (radiative forcing) 於 1750~2100 年間增加了 2.6 及 8.5 Wm^{-2} ，換言之，RCP 2.6 為暖化減緩之理想情境，RCP 8.5 則是暖化加劇的情境 (IPCC 2013)。前述的全球氣候資料庫亦提供未來的氣候資料供使用，該批資料是先以現時的實際觀測值進行內插，獲取基期之氣候資料，並藉此將第 5 階段耦合模式對比計畫 (Coupled Model Intercomparison Project Phase 5, Taylor *et al.* 2012) 所推估的未來氣候資料，進行降尺度 (downscaling) 及校正。本研究蒐集資料庫中包含了 2070 年代 RCP 2.6 及 8.5 情境產製的 19 種生物氣候資料，為消弭因全球氣候模式 (global climate model, GCM) 差異所產生的不確定性，選取兩種情境皆可使用之 14 個 GCM 模擬結果，求取算術平均數，兩種情境可各別獲得 19 個未來的生物氣候變項 (Araújo and New 2007)。

表 1. 物種分布模擬所使用之預測變項

Table 1. Predictor variables used to model species distributions

Category	Variable	Code
Climate	Annual mean temperature	BIO1
	Mean diurnal range (Mean of monthly (max temp - min temp))	BIO2
	Isothermality (BIO2/BIO7) ($\times 100$)	BIO3
	Temperature seasonality (Standard deviation $\times 100$)	BIO4
	Maximum temperature of warmest month	BIO5
	Minimum temperature of coldest month	BIO6
	Temperature annual range (BIO5-BIO6)	BIO7
	Mean temperature of wettest quarter	BIO8
	Mean temperature of driest quarter	BIO9
	Mean temperature of warmest quarter	BIO10
	Mean temperature of coldest quarter	BIO11
	Annual precipitation	BIO12
	Precipitation of wettest month	BIO13
	Precipitation of driest month	BIO14
	Precipitation seasonality (Coefficient of variation)	BIO15
	Precipitation of wettest quarter	BIO16
	Precipitation of driest quarter	BIO17
	Precipitation of warmest quarter	BIO18
	Precipitation of coldest quarter	BIO19
Topography	Altitude	Altit
	Slope	Slope
	Compound topographic index	CTI
	Heat load index	HLI
Land cover	NDVI average value	VIave
	NDVI maximum value	VImax
	NDVI minimum value	VImin
	NDVI median value	VImed
	NDVI range value	VIran
	NDVI standard deviation value	VIstd

NDVI= normalized difference vegetation index

(四) 物種分布模擬

利用 Phillips *et al.* (2006) 所開發的最大熵 (maximum entropy) 「MaxEnt 3.3.3k」建立現時與未來 (2070 年代) 之 SDM，該工具透過機械學習 (machine learning) 理論建立機率分布函數，進而模擬物種分布，為現今最廣泛使用，也曾被認證優於其他 SDM (Kumar and Stohlgren 2009; Trisurat *et al.* 2011)。各物種逢機選取 75% 的資料做為訓練資料集，重複運算 10 次，取其平均值，輸出結果設定邏輯斯分布，使預測的區域介於 0~1，愈接近 1 者，代表東方蜜蜂於該網格出現的機率愈高，也愈有可能是其適宜的棲地，另將剩餘 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 SDM 可透過置換重要性百分比 (permutation importance)，瞭解各預測變項對模式的重要性，值愈大代表貢獻度愈高。

為評估現時和 2070 年代 RCP 2.6、8.5 情境下，東方蜜蜂之適宜棲地變化，各別將 3 種模擬結果之機率圖，依 MaxEnt 所提供的閾值計算法「Maximum training sensitivity plus specificity」萃取適宜棲地範圍 (Liu *et al.* 2005; Kuhlmann *et al.* 2012; Nemésio *et al.* 2016)。此外，參考 Venter *et al.* (2016) 所製作之全球人為足跡圖，依其強弱分級，方法採用 Jenks 自然間斷法，分成 6 個不同強度之級別 (圖 1b)，進一步與適宜棲地範圍套疊，分析不同情境下的時空變化及空間分布型態。

結果

將 29 個預測變項運用 Pearson 相關分析進行簡化，在相關係數小於 0.7 的標準下，6 個氣候類，3 個地形類與兩個土地覆蓋類，共計 11 個變項被採納，據此利用 MaxEnt 建立 SDM，由運算結果可知，東方蜜蜂訓練與驗證資料集之平均 AUC 各為 0.82 及 0.75，標準偏差皆低於 0.05，模擬成效良好。總體來說，11 個變項對所建構的 SDM 均有不同的重要性，其中前 5 高的變項累計近 77%，且有 4 個為氣候類 (超過 65%)，年均溫 (BIO1) 最高 (約 24%)，其次為最早月雨量 (BIO14，約 16%)，平均日潮差 (BIO2) 與季節溫度 (BIO4) 各占 13% 左右，後 6 者的重要性稍低，皆不足 10%，對模式的影響力較小 (圖 2)。

現時與未來氣候變遷情境下，東方蜜蜂適宜棲地模擬結果發現，全台各地區皆有該物種之潛在分布範圍 (圖 3a~c)，現時狀態下，適宜棲地面積估算為 9,233 km²，以花東地區所占比例最高，中部地區則相對較少 (圖 3a)。相較於兩種 2070 年代的氣候變遷情境，模擬結果明顯有所差異，輕度暖化的 RCP 2.6 適宜棲地面積估算為 12,032 km²；重度暖化的 RCP 8.5 情境為 17,285 km²，適宜棲地都呈現擴張的現象 (圖 3b、c)，尤其 RCP 8.5 情境，全臺各地區擴張的現象相當明顯 (圖 3c)。

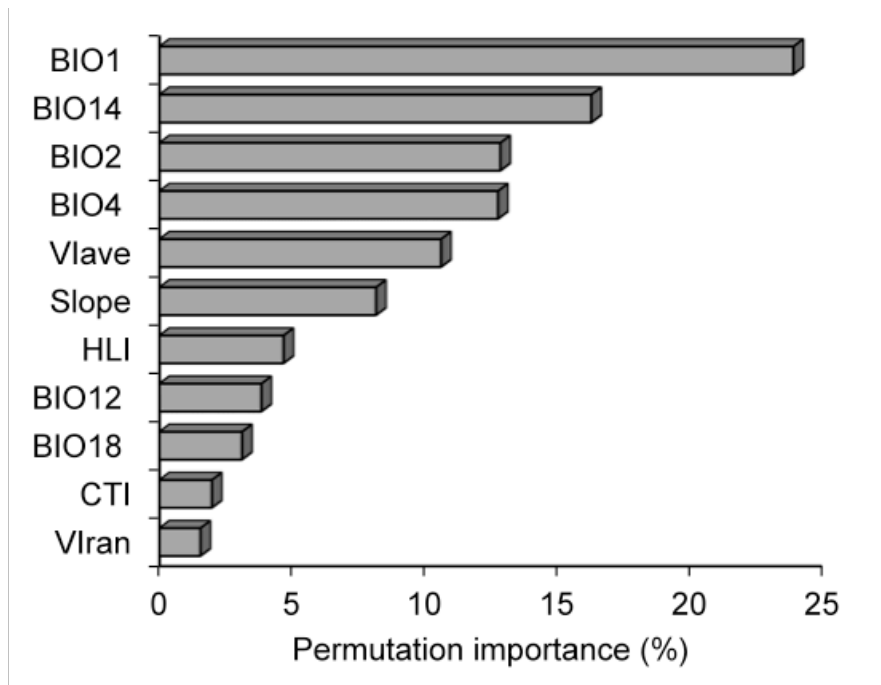


圖 2. 環境預測變項對物種分布模式之貢獻度，以置換重要性百分比表示。

Fig. 2. Contribution to the final species distribution model made by each environmental predictor, illustrated by the permutation importance.

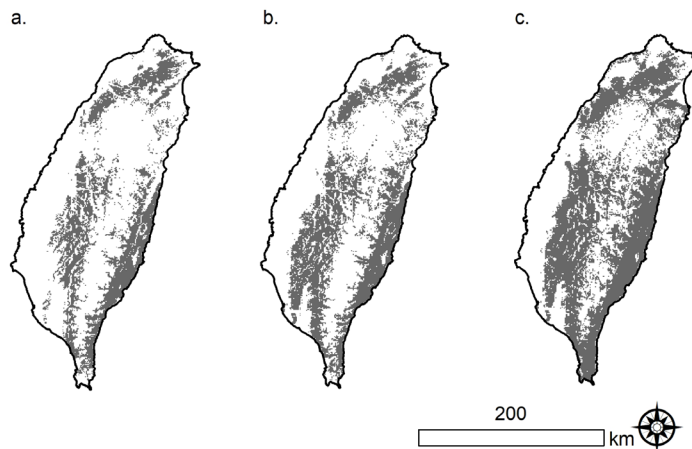


圖 3. 東方蜜蜂適宜棲地之預測結果。(a) 現時的預測結果；(b) RCP 2.6 情境下，2070 年代預測結果；(c) RCP 8.5 情境下，2070 年代預測結果。

Fig. 3. Predicted suitable habitats for *Apis cerana*. (a) Current prediction; (b) future prediction using the RCP 2.6 scenario for 2070s; (c) future prediction using the RCP 8.5 scenario for 2070s.

由以上模擬結果可知，隨著暖化情形攀升，東方蜜蜂的適宜棲地會有擴增反應，配合不同時期與情境的年均溫 (BIO1) 圖資套疊，本研究發現，現時適宜棲地範圍內的溫度介於 9~25°C，平均約 20°C，兩種 2070 年

代的氣候情境模擬結果，由於適宜棲地面積增加，平均溫度相對提升了 1~2.5°C (表 2)，由此顯示，東方蜜蜂可能具備適應暖化的能力，有助擴張其族群分布。

表 2. 不同氣候情境下，東方蜜蜂之適宜棲地年均溫 (BIO1) 統計

Table 2. Annual mean temperature (BIO1) of suitable habitats for *Apis cerana* under different climate scenarios

Period	Scenario	Maximum	Minimum	Mean	Standard deviation
Current		25.0	9.2	20.4	2.5
2070s	RCP 2.6	26.1	9.4	21.8	2.8
2070s	RCP 8.5	27.5	10.3	22.8	3.2

從不同強弱的人為足跡強弱來看，現時的東方蜜蜂適宜棲地主要座落在兩個輕度的級別，最輕級的面積經計算約有 4,000 km² (占總面積約 43%)，次輕級也有 3,500 km² (占總面積約 37%)，隨著強度提高，面積逐步遞減，中級以上的級別呈現零星分布，三者加總僅占總面積約 20%。而 2070 年代的 RCP 2.6 情

境模擬下，適宜棲地最輕級提升至 4,800 km² 左右，與現時的面積相比增加約 21%，另 RCP 8.5 情境的變化更為明顯，該級別面積更擴大至 7,500 km² 左右，相較現時的面積增加約 87%，其餘的級別變動幅度相對較小，但空間分布型態皆呈現相同的變化趨勢 (圖 4)。

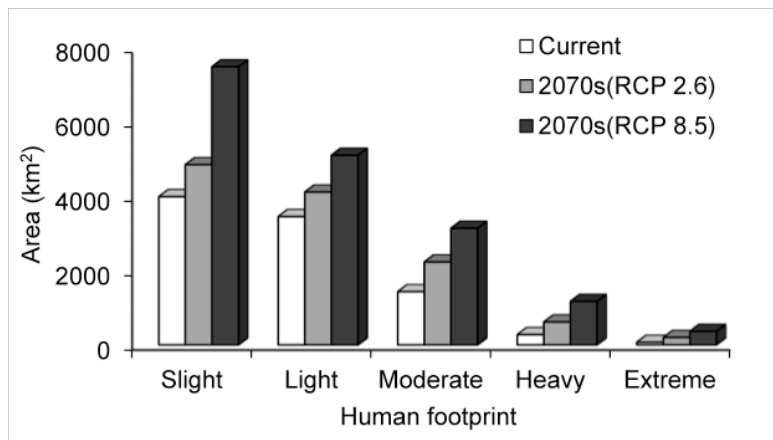


圖 4. 東方蜜蜂適宜棲地在不同人為足跡級別之面積大小。

Fig. 4. Area of suitable habitats for *Apis cerana* using different human footprint levels.

討論

SDM 為探討氣候變遷對東方蜜蜂影響之重要基礎，利用 MaxEnt 建構模式，模擬東方蜜蜂的適宜棲地，其準確度可達理想標準，顯示所建立的模式具備良好的預測能力。模式建構所採用的 11 個變項中，貢獻度多集中於其中 5 個 (圖 2)，而貢獻度高的變項大多數為氣候類，此現象應是氣溫高低和降雨與否因素，牽動著蜜蜂的覓食行為 (Corbet 1990; Vicens and Bosch 2000)，另臺灣在不同的緯度與海拔，具多樣的氣候型態，加上有關遺傳學的研究曾表示，蜂本身對氣候的變異相當敏感 (Groom *et al.* 2014; López Uribe *et al.* 2014; Dew *et al.* 2016; Shell and Rehan 2016)，致使物種分布受氣候類變項的影響甚鉅，由此顯示，氣候為預測蜜蜂物種分布的關鍵因子 (Kuhlmann *et al.* 2012; Polce *et al.* 2013; Abrha 2018)。

生物對於氣候變遷的反應並非一致，就昆蟲而言，雖然大多數物種都可能遭受威脅，然而，有些可調適暖化的物種卻能保持穩定發展，亦有部份反而成為受害者，並擴張其族群勢力 (Tougou *et al.* 2009; Domisch *et al.* 2013; Giannini *et al.* 2013; Silva *et al.* 2015, 2017)，因此，就本研究模擬物種分布之結果 (圖 3)，東方蜜蜂極可能為受惠物種。有關蜜蜂的物種分布模擬也曾發現，巴西的 *Centris sponsa*、*Eulaema nigrita* 和印度 - 太平洋一帶常見的 *Braunsapis puangensis* 等 3 種蜜蜂，隨著氣候暖化的情形加劇，模擬出來的適宜棲地不減反增 (Giannini *et al.* 2013, Silva *et al.* 2015, 2017)，連同東方蜜蜂，這些蜂種皆適宜生存於熱帶地區，本身即偏好溫暖的棲地環境，以至於分布擴散的可能性大增。生理方面，Reddy *et al.* (2015) 曾觀察氣候因素對東

方蜜蜂野外覓食的影響，其測量到蜜蜂個體數、花粉及花蜜覓食量達到高峰的最大溫介於 26~29°C，超過 30°C 則開始出現負面效應，對應本研究模擬結果 (表 2)，因暖化所擴增的適宜棲地氣候應屬合理範圍，由此可知，東方蜜蜂不僅偏好溫暖氣候，且具備暖化調適的潛能。值得另外一提的是，氣候變遷將導致極端氣候事件的發生頻率增加 (IPCC SREX 2012)，東方蜜蜂也可能因環境的變化超出耐受極限受到嚴重衝擊，惟是否如此仍有待更深入的探討。

整體的空間分布型態來看，東方蜜蜂的適宜棲地主要分布於人為足跡較輕微的區位，受未來氣候變遷影響，有擴張勢力範圍的可能性，但空間分布型態仍屬一致 (圖 4)，代表族群在空間移動上尚未跨越其他級別，新增的棲地仍侷限分布於原棲地周邊，此外，東方蜜蜂屬依賴低中海拔森林之物種 (呂等 2019)，因此，本研究認為臺灣低中海拔且人煙稀少的自然環境，不僅是東方蜜蜂的主要棲地，未來也是因應氣候暖化的活動場所。然而，人為的擾動往往是對野生蜜蜂造成負面影響的另一項主因 (Potts *et al.* 2010; Ferreira *et al.* 2015)，尤其是物種分布的改變，Nemésio *et al.* (2016) 發現，巴西北方森林的特有蘭花蜜蜂，為因應暖化的衝擊，族群有往南遷移的跡象，不過其遷移路徑涵蓋因砍伐森林形成的破碎地景，可能會阻礙蜂群南遷。就地狹人稠的臺灣而言，低中海拔的自然環境多鄰近人為活動範圍，甚至有所重疊，因此，東方蜜蜂之適宜棲地仍藏有潛在壓力，有鑑於此，縱使該物種會有因氣候暖化而成為受害者的機會，但若受人為過度干擾，未來族群分布的發展就可能不如預期。

結論

本研究之目標是結合物種調查與環境資料，運用 SDM 評估氣候變遷情境下，東方蜜蜂之潛在分布情形，研究成果可獲得以下重點結論：一、利用物種調查點位資料與 MaxEnt 建構 SDM，可有效預測東方蜜蜂之適宜棲地，由模擬結果可知，氣候因子為主導模式推演之關鍵要素；二、偏好溫暖氣候的東方蜜蜂受暖化影響，適宜棲地的面積隨之增加，因此，會有擴張其族群分布的可能性；三、無論是何種時空動態之情境模擬，東方蜜蜂新增的適宜棲地均分布於人為足跡較稀少處，未來仍需適度擬定物種保育策略，並避免人為過度干擾，以利族群因應氣候變遷的發展。

引用文獻

- 呂明倫、黃靜宜、陳志輝、宋一鑫。2019。應用物種分布模式推估台灣東方蜜蜂之授粉服務。台灣林業科學 34: 27-39。
- Abrha, H. 2018. Climate change impact on coffee and the pollinator bee suitable area interaction in Raya Azebo, Ethiopia. Cogent Food and Agriculture 4: 1564538.
- Araújo, M. B. and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. Trends in ecology and evolution. 22: 42-47.
- Carvalho, A. F. and M. A. Del Lama. 2015. Predicting priority areas for conservation from historical climate modelling: stingless bees from Atlantic Forest hotspot as a case study. Journal of insect conservation 19: 581-587.
- Corbet, S. A. 1990. Pollination and the weather. Israel Journal of Plant Sciences 39: 13-30.
- Dew, R. H., S. M. Rehan, and M. P. Schwarz. 2016. Biogeography and demography of an Australian native bee *Ceratina australensis* (Hymenoptera, Apidae) since the last glacial maximum. Hymenoptera Research 49: 25-41.
- Ferreira, P. A., D. Boscolo, L. G. Carvalheiro, J. C. Biesmeijer, P. L. Rocha and B. F. Viana. 2015. Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. Landscape ecology 30: 2067-2078.
- 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.
- Françoso, E., A. R. Zuntini and M. C. Arias. 2019. Combining phylogeography and future climate change for conservation of *Bombus morio* and *B. pauloensis* (Hymenoptera: Apidae). Journal of Insect Conservation 23: 63-73.
- 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.
- Giannini, T. C., A. L. Acosta, C. I. da Silva, P. E. A. M. de Oliveira, V. L. Imperatriz-Fonseca et al. 2013. Identifying the areas to preserve passion fruit pollination service in Brazilian Tropical Savannas under climate change.

- Agriculture, ecosystems and environment 171: 39-46.
- Gorostiague, P., J. Sajama and P. Ortega-Baes. 2018. Will climate change cause spatial mismatch between plants and their pollinators? A test using Andean cactus species. *Biological conservation*. 226: 247-255.
- Groom, S. V. C., M. I. Stevens and M. P. Schwarz. 2014. Parallel responses of bees to Pleistocene climate change in three isolated archipelagos of the southwestern Pacific. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 28: 20133293.
- 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.
- 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.
- IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- IPCC SREX 2012. *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation*. Intergovernmental panel of climate change, special report. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York.
- Kerr, J. T., A. Pindar, P. Galpern, L. Packer, S. G. Potts, *et al.* 2015. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349: 177-180.
- Klatt, B. K., A. Holzschuh, C. Westphal, Y. Clough, I. Smit, *et al.* 2014. Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of the Royal Society B* 281: 0132440.
- Kremen, C., N. M. Williams, M. A. Aizen, B. Gemmill-Herren, G. LeBuhn, *et al.* 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10: 299-314.
- Kuhlmann, M., D. Guo, R. Veldtman and J. Donaldson. 2012. Consequences of warming up a hotspot: species range shifts within a centre of bee diversity. *Diversity and Distributions* 18: 885-897.
- 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 the Natural Environment* 1: 94-98.
- Liu, L., P. M. Berry, T. P. Dawson and R. G. Pearson. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
- López Uribe, M. M., K. R. Zamudio, C.F. Cardoso and B. N. Danforth. 2014. Climate, physiological tolerance and sex-biased dispersal shape genetic structure of Neotropical orchid bees. *Molecular Ecology*: 23: 1874-1890.

- McCune, B. and D. Keon. 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load index. *Journal of Vegetation Science* 13: 603-606.
- Michener, C. D. 2007. *The bees of the world*, 2nd ed. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press.
- Moline, M. A., H. Claustre, T. K. Frazer, O. Schofield and M. Vernet. 2004. Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. *Global Change Biology* 10: 1973-1980.
- Nemésio, A., D. P. Silva, J. C. Nabout and S. Varela. 2016. Effects of climate change and habitat loss on a forest dependent bee species in a tropical fragmented landscape. *Insect Conservation and Diversity* 9: 149-160.
- Padalia, H., V. Srivastava and S. P. S. Kushwaha. 2014. Modeling potential invasion range of alien invasive species, *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. in India: Comparison of MaxEnt and GARP. *Ecological informatics* 22: 36-43.
- Papanikolaou, A. D., I. Kuhn, M. Frenzel and O. Schweiger. 2016. Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. *Journal of Applied Ecology* 54: 527-536.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 637-669.
- Pearce, J. and S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Polce, C., M. Termansen, J. Aguirre-Gutiérrez, N. D. Boatman, G. E. Budge *et al.* 2013. Species distribution models for crop pollination: a modelling framework applied to Great Britain. *PloS one* 8: e76308.
- Potts, S. G., J. C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger *et al.* 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology and evolution* 25: 345-353.
- Reddy, P. R., T. Rashmi and A. Verghese. 2015. Foraging activity of Indian honey bee, *Apis cerana* in relation to ambient climate variables under tropical conditions. *Journal of Environmental Biology* 36: 577-581.
- Root, T. L., J. T. Price, K. R. Hall, S. H. Schneider, C. Rosenzweig *et al.* 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57.
- Shell, W. A. and S. M. Rehan. 2016. Recent and rapid diversification of the small carpenter bees in eastern North America. *Biological Journal of the Linnean Society* 117: 633-645.

- Silva, D. P., A. C. Macêdo, J. S. Ascher and P. De Marco. 2015. Range increase of a Neotropical orchid bee under future scenarios of climate change. *Journal of insect conservation* 19: 901-910.
- Silva, D. P., A. C. Macêdo, J. S. Ascher and P. De Marco. 2015. Range increase of a Neotropical orchid bee under future scenarios of climate change. *Journal of insect conservation* 19: 901-910.
- Silva, D. P., S. V. C. Groom, C. R. B. Da Silva, M. I. Stevens and M. P. Schwarz. 2017. Potential pollination maintenance by an exotic allodapine bee under climate change scenarios in the Indo Pacific region. *Journal of Applied Entomology* 141: 122-132.
- Taylor, K. E., R. J. Stouffer and G. A. Meehl. 2012. An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society* 93: 485-498.
- Tougou, D., D. L. Musolin and K. Fujisaki. 2009. Some like it hot! Rapid climate change promotes changes in distribution ranges of *Nezara viridula* and *Nezara antennata* in Japan. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 130: 249-258.
- Trisurat, Y., R. Shrestha and R. Kjelgren. 2011. Plant species vulnerability to climate change in Peninsular Thailand. *Applied Geography* 31: 1106-1114.
- Venter, O., E. W. Sanderson, A. Magrach, J. R. Allan, J. Beher *et al.* 2016. Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific data* 3: 160067.
- Vicens, N. and J. Bosch. 2000. Weather-dependent pollinator activity in an apple orchard, with special reference to *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* (Hymenoptera: Megachilidae and Apidae). *Environmental Entomology* 29: 413-420.

動物調查努力量應隨棲地與季節調整

許皓捷

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

Email: shiuhj@gm2.nutn.edu.tw

收件日期：2018 年 10 月 17 日；接受日期：2019 年 5 月 6 日

摘要

動物調查努力量大多固定，例如在所有棲地與季節以相同次數或頻度進行調查。但是群聚結構與個體偵測率可能隨空間或時間而有所變異；固定努力量可能使不同樣本之間的代表性或完整性不同，從而導致錯誤結論。本研究以 6 個物種—豐富度模型建構人工群聚，並以 7 個偵測率模擬抽樣，說明不同群聚結構及偵測率，需要的努力量不同。另以臺南大凍山低海拔闊葉林及七股濕地鳥類資料，實證不同棲地與季節需要不同的努力量；資料分析結果亦發現普遍採行的每月 1 次調查頻度及環保署環評技術規範的努力量大多嚴重不足。依據本研究結果，建議未來應避免在所有棲地與季節以相同努力量調查動物群聚，並在調查過程隨時評估樣本完整性。本研究也提出動物調查實施流程及停止調查之決策程序。

關鍵詞：停止規則、調查努力量、動物資源調查

Required effort on animal surveys should vary depending upon habitats and seasons

Hau-Jie Shiu

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

Email: shiuhj@gm2.nutn.edu.tw

Received: October 17, 2018; Accepted: May 6, 2019

Abstract

Most animal-survey projects use a fixed-effort sampling regime for every site during the entire survey period. However, the community structure and/or the individual's detectability might be different for various habitats and seasons. Therefore, fixed-effort surveys could yield samples with unequal

completeness and cause misinterpretations of true natural state. To understand the influence of community structure and individual detectability on the required effort for animal surveys, I constructed artificial communities with six species-abundance models and randomly sampled from these using seven different individual detectabilities (i.e., sampling probabilities). I calculated the rarefaction curves and *Chao2* estimated species richness for these simulated survey datasets. I also used two empirical datasets, one sampled from a woodland and one from coastal avifauna in order to determine their optimal sampling effort. Results suggest that both community structure and individual detectability, which might vary between habitats and/or seasons, significantly affect the required effort. Therefore, researchers should avoid to sample with fixed-effort when conducting biodiversity surveys. Species richness estimators (e.g., *Chao2*) and rarefaction curves can be used to assess the completeness of samples and therefore serve as a stopping rule for such surveys.

Keywords: stopping rule, surveying effort, wildlife survey

前言

動物群聚調查完整性受努力量影響。動物的空間移動、季節發生及可偵測率特性，影響調查得到的群聚種類多樣性 (Boulinier et al. 1998; Dorazio et al. 2006)。在努力量不足情況下，發生率 (生物個體出現機率) 與可偵測率 (出現的生物個體被察覺機率) 對多樣性量測的影響，可藉由統計學方法修正 (e.g., Chao 1984, 1987)。但要建立完整名錄 (即 inventory survey)，仍需投入足夠努力量。調查努力量，例如樣區面積、樣點數目、重複調查次數、總調查時間或累計察覺個體數，投入愈多，群聚結構就能建立得愈完整。

固定調查努力量可能使樣本之間的群聚代表性或完整性不一致。調查努力量大多固定 (Watson 2017)，例如以定點計數法 (point count) 調查鳥類時，所有樣點的停留時間一致，不論其棲地類型為何；或一律以每月 1 次的頻度在所有類型棲地與季節重複調查。但不同群聚需要的努力量可能不同。以固定努力量調查所有群聚，將導致群聚之間難以相互比較。Watson (2003) 認為若以固定努

力量調查所有樣區，則較小且較不複雜的樣區，其調查結果的代表性與完整性將高於較大且較複雜的樣區。他因此主張決定停止調查的準則，應取決於調查結果 (i.e., results-based stopping rules)，而非已投入多少努力量 (i.e., effort-based stopping rules)。Chao and Jost (2012) 則認為以傳統稀釋 (rarefaction) 或外推 (extrapolation) 曲線，比較相同樣本大小的群聚多樣性，會扭曲其結果。因為同樣努力量，低多樣性群聚可以被充分調查，但高多樣性群聚的調查結果卻無代表性。他們因此推廣以樣本涵蓋率 (sample coverage) 做為比較基礎。這些研究均認為調查努力量應視群聚特性而定。惟在影響努力量需求的原因方面，均只籠統地認為比較複雜或多樣性比較高的群聚，需要的努力量高於結構簡單或多樣性比較貧乏的群聚。至於影響需要努力量的真正原因，並未探究。事實上，影響努力量的因素目前仍不清楚，相關討論亦非常缺乏。

調查所需努力量隨棲地與季節而異。Shiu and Lee (2003) 曾在臺灣中部海拔 1,800–3,000 m 山區探討以定點計數法調查鳥類時的最適停留時間與樣本數。他們選擇

草地、闊葉林及針葉林 3 類棲地，測試在鳥類繁殖季與非繁殖季需要的調查努力量。結果發現同一棲地在不同季節時，所需停留時間與樣本數並不相同；同一季節但棲地類型相異時，需要的停留時間與樣本數也不一樣。張 (2009) 以類似方法討論臺灣南部海拔 30–1,000 m 平原及丘陵地的草地、果樹林及天然闊葉林鳥類調查所需努力量，也認為不同棲地類型與季節的調查所需努力量不一樣。另外，Shiu and Lee (2003) 與張 (2009) 都討論到草地與闊葉林的需要努力量，但兩者樣區的海拔分布有明顯差距；比較其結果，發現類似棲地但海拔高度不同時，縱使季節一樣，需要的努力量也不同。

所需努力量受群聚結構及個體偵測率影響。如前所述，不同棲地類型與季節，動物相調查需要的努力量不同。組成群聚的每一物種可被偵測之機率，是影響努力量的重要因素。如果大部分種類都很容易被偵測到，需要的努力量就比較少；相對而言，若不容易被偵測到的隱密或稀有物種佔大多數，要獲致完整物種分布資料，需要投入的努力量就會增多。而物種偵測率若具有棲地與季節間的變異，就會使不同棲地與季節需要的努力量不同。物種偵測率可拆解成兩個元素：群聚結構與個體偵測率。在此，群聚結構指群聚組成物種之間的相對豐富度，可以用物種—豐富度模型 (species-abundance models, SAMs) 歸納。當群聚由少數優勢種與多數稀有種組成時，必須投入較多努力量，以察覺大量稀有物種。相對而言，當群聚組成物種之間的相對豐富度分配較為均勻且數量普遍，則調查努力量的需求就可以降低。至於個體偵測率則與線索頻度有關。以定點計數法調查鳥類群聚為例，當繁殖季鳥類察覺線索頻繁時，個體容易被偵測到，此時需要的努力量較少。但在非繁殖季鳴聲較少時，則必須延長定點停留時間或增加重複調查次數。

本研究主要目的在討論群聚結構與個體偵測率對動物資源調查所需努力量的影響。在此，努力量只討論樣本數。若是定點計數或穿越線法 (line transects)，因為定點調查半徑與停留時間，或穿越線長度與行進速度通常固定，因此每一定點或穿越線的單次調查可視為一獨立之樣本單元。此時努力量即定點數目或穿越線的獨立線段數，乘以重複調查次數。若為群集計數 (counting flocks) 或地區搜尋法 (area search)，則因為樣區面積不定，因此努力量為全區的重複調查次數。我以不同 SAMs 的人工群聚，利用不同偵測率隨機抽樣以模擬調查樣本，並分析努力量。另外，也在相同 SAM 與偵測率之下，探討不同種類多樣性 (species richness) 群聚的所需努力量。我同時以實際鳥類調查資料，分析棲地及季節的影響；同時也討論臺灣慣行重複調查頻度，例如每月或每季 1 次，以及行政院環境保護署 (以下簡稱環保署) 公告的「動物生態評估技術規範」(行政院環境保護署 2011) 之努力量規定是否適切。最後，我提出動物資源調查的實施步驟與停止調查的決策流程，以供未來相關資源調查與研究之參考。

研究方法

一、人工群聚

1. 群聚結構的影響

我以不同的 SAMs 建構 6 個各含 100 個物種及 10,000 個個體的人工群聚 (圖 1)：(1) 均勻群聚 (代碼 EVEN)，每一物種的個體數均等，都是 100；(2) 依據 MacArthur's broken-stick distribution (MacArthur 1960) 建構之群聚 (代碼 BS)；(3) 以 Fisher's log-series distribution (Fisher et al. 1943) 建構之群聚 (代碼 LS)，其中參數 α 設定為 50；(4) 最後，以 Pareto distribution (Johnson et al. 1995) 建

構 3 個群聚，3 個群聚的尺度參數 *scale* 均為 1，形狀參數 *shape* 則分別設定成 0.3 (代碼 PD3)、0.6 (PD6) 及 0.9 (PD9)。除群聚 EVEN 之外，其餘以 R package "sads" (Prado et al. 2017) 計算各群聚內的每一物種之相對豐富度機率值，再以下式計算每一物種的個體數：

$$I_i = p_i / \sum_{i=1}^S P_i \times 10,000$$

式中， I_i 為物種 i 的個體數，四捨五入至整數； P_i 為物種 i 的相對豐富度機率值； S 是群聚的總物種數。

物種數與樣本數之間具有函數關係。稀釋曲線 (rarefaction curve) 是兩者之間對應的關係圖。依努力量單元差異，可區分為以樣本為基礎之稀釋曲線 (sample-based rarefaction curve, SRC)，以及以個體為基礎之稀釋曲線 (individual-based rarefaction curve, IRC) (Colwell et al. 2012)。稀釋曲線可用以估計欲調查到某一特定物種數時，所需的努力量。另外，當努力量還不充分時，可利用樣

本當中稀有種出現資訊，推估還有多少稀有種未被調查到，從而估計總物種數。*Chao2 estimator* (Chao 1987) 是以僅出現於 1 個樣本與僅出現於 2 個樣本的物種之種數，估計總物種數。*Chao1 estimator* (Chao 1984) 則是以樣本中僅 1 個個體數與僅 2 個個體數紀錄的物種之種數估計。

我以抽後不放回方式，從人工群聚隨機抽取 50 個個體 (即 0.5% 的個體偵測率)，得到單次生態調查樣本；重複 600 次。再計算這 600 份調查樣本的 SRC。另以 *Chao2 estimator* 計算樣本數由 1 至 600，每一樣本規模之總物種數估計值；每一樣本規模以抽後不放回隨機抽樣 100 次平均之。另以下式估計每一樣本規模未調查到的物種數比例：

$$S_{ud} = (1 - S_{ob} / Chao2) \times 100$$

式中， S_{ud} 為每一樣本規模未調查到的物種數佔 *Chao2* 的百分比；*Chao2* 為該樣本規模之下，以 *Chao2 estimator* 計算得到的總物

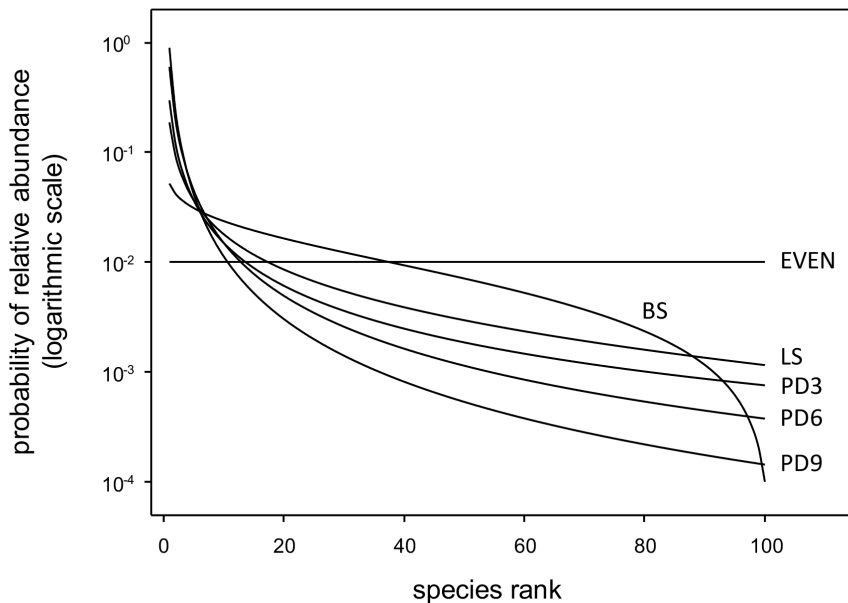


圖 1. 本研究人工群聚使用的 6 個物種—豐富度模型。群聚模型建構方式及代碼，請見內文。

Fig. 1. The artificial communities with six different species-abundance models. See the text for details.

種數估計值； S_{ob} 為某一樣本規模對應 SRC 之物種數。

2. 偵測率的影響

我以 PD9 群聚探討個體偵測率對所需調查努力量的影響。以每次可以調查到群聚總個體數的 0.5、1、2、5、10、15、20% 個體數隨機抽樣，每一偵測率抽取 600 份樣本。計算每一偵測率的樣本數由 1 至 600 的 SRC、*Chao2* 及 S_{ud} ，其中每一樣本規模的 *Chao2* 以抽後不放回隨機抽樣 100 次平均之。

3. 種類多樣性的影響

我以 MacArthur's broken-stick distribution 建構 5 個不同種類多樣性的人工群聚，以探討種類多樣性對所需調查努力量的影響。物種數分別設定為 40、60、80、100 及 500，總個體數則分別為 4,000、6,000、8,000、10,000 及 50,000。以 1% 個體數偵測率抽取 300 份調查樣本，計算每一人工群聚的 SRC 及樣本數由 1 至 300 的 *Chao2*；每一樣本規模的 *Chao2* 以抽後不放回隨機抽樣 100 次平均之。

所有人工群聚模擬樣本的 SRCs 及 *Chao2*，均以 EstimateS version 9.1.0 (Colwell 2013) 計算。

二、真實群聚

我以大凍山天然闊葉林及七股濕地的鳥類調查資料，探討調查真實鳥類群聚時，努力量與累積察覺鳥種數之間的關係。鳥種不經篩選；包括稀有鳥種與外來種均納入分析，以充分反映調查努力量與察覺鳥種數之間的關係。大凍山天然闊葉林鳥類資料取自張 (2009) 的研究；樣區位於大凍山至崁頭山一帶海拔 350–1,000 m 山區，行政區界屬於臺南市白河區與東山區。七股濕地鳥類資料取自林等 (2011) 的報告；七股濕地位於臺南市七股區，樣區分布北至西寮，南至曾文溪口北岸，西至海岸線，東至臺 61 線快速道路以東 1 km

內。樣區棲地類型包括河川地、河川浮覆地、潟湖、潮溝、紅樹林、深水魚塢、淺坪魚塢、廢棄鹽田、以及防風林。

大凍山天然闊葉林樣區鳥類調查於 2007 年 10 月至 2008 年 1 月的非鳥類繁殖季及 2008 年 3 月至 6 月的繁殖季，以定點計數法進行。非繁殖季與繁殖季分別設置 20 與 25 個樣點；同一季節的樣點，間距至少 200 m。非繁殖季重複調查 2 次，繁殖季 3 次；同一樣點 2 次調查之間至少相隔 15 天。只在天氣晴朗或多雲時的日出至日出後 2 hr 內調查。每一定點停留 30 min，記錄每分鐘於半徑 50 m 之內所有聽及看到的鳥種及數量。本研究擷取每次調查的前 6 min 資料分析。因為天候因素限制，並非每一樣點均完成規劃之調查次數。以 1 個樣點 1 次調查為 1 個獨立樣本計，總計繁殖季有 72 份樣本，非繁殖季 40 份。非繁殖季與繁殖季資料分別以 canonical correspondence analysis 分析，樣本均未呈現明顯空間與時間變異。

七股濕地鳥類調查於 2011 年 3 月下旬至 2012 年 3 月下旬進行。依據鹽田、魚塢等地景的既有邊界，設置 138 個小樣區。調查樣區面積合計約 394 ha，其中，廢棄鹽田佔 30%、浮覆地及淺坪魚塢各佔 25%、潟湖及其餘棲地類型各佔 10%。每隔 1–2 wk，於天氣晴朗之日間，以群集計數法調查所有小樣區出現的鳥種及數量。共進行 45 次調查；取樣的鳥類群聚橫跨春季過境期、夏季留鳥期、秋季過境期及冬季候鳥期 (許等 2010)。

大凍山及七股樣區的調查樣本均計算其 *Chao2*、SRC 及 S_{ud} ；每一樣本規模的 *Chao2* 以抽後不放回重複抽樣 100 次平均之。另外，以 2 倍樣本數外推 SRC (Colwell et al. 2012)，以評估投入額外努力量可以調查到的種類多樣性。所有 SRCs 及 *Chao2* 均以 EstimateS version 9.1.0 計算。

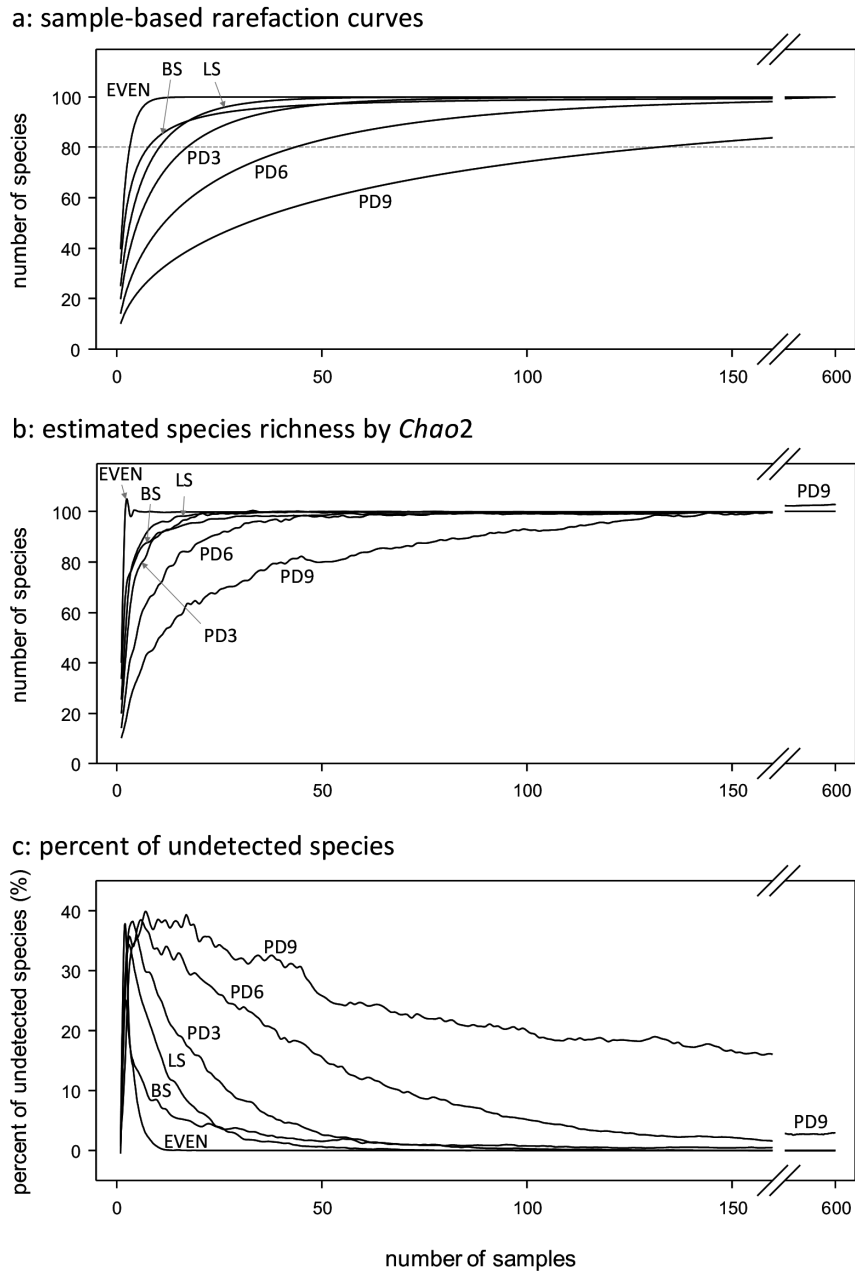


圖 2. 以 0.5% 個體偵測率抽樣，6 個人工群聚之 (a) 稀釋曲線、(b) *Chao2* 估計值、以及 (c) 未察覺物種數百分比隨樣本數之變化情形。群聚代碼請參考圖 1。

Fig. 2. The (a) rarefaction curve, (b) *Chao2* estimated species richness, and (c) percent of undetected species (S_{ud}) for the simulated datasets sampled from six artificial communities (as Fig. 1). The individual detectability was set at 0.5%.

結果

一、人工群聚

群聚結構影響所需調查努力量。隨機抽樣模擬調查樣本，要調查到一定百分比，例如 80% 的物種數，EVEN、BS、LS、PD3、PD6 及 PD9 需要的樣本數依次遞增 (圖 2a)。而這些人工群聚的均勻度指數 (e.g., Pielou's evenness index) 則依次遞減。毫無疑問地，各物種之間的相對豐富度愈均勻的群聚，需要的樣本數愈少。惟均勻度不能完全反映所需樣本數。例如 BS、LS、PD3 的均勻度指數依次遞減。BS 剛開始的察覺物種數增加速率的確比 LS 及 PD3 快，但在察覺到約 90% 的物種 (或 17 個樣本) 之後，BS 察覺物種數的增加速率變得比 LS 緩慢；察覺到 97% 的物種 (或 50 個樣本) 之後，增加速率又比 PD3 慢。SAMs (圖 1) 說明了察覺物種數增加速率差異的原因：BS 約有 5–10 個物種的相對豐富度機率值極低，導致一開始察覺物種數增加快速，但當大部分物種已被察覺到之後，再察覺到新物種的速率就會變得非常緩慢。此結果說明不同 SAMs 群聚之間，無法以任何連續計量變數 (例如多樣性或均勻度指數) 充分反映需要的調查努力量差異。

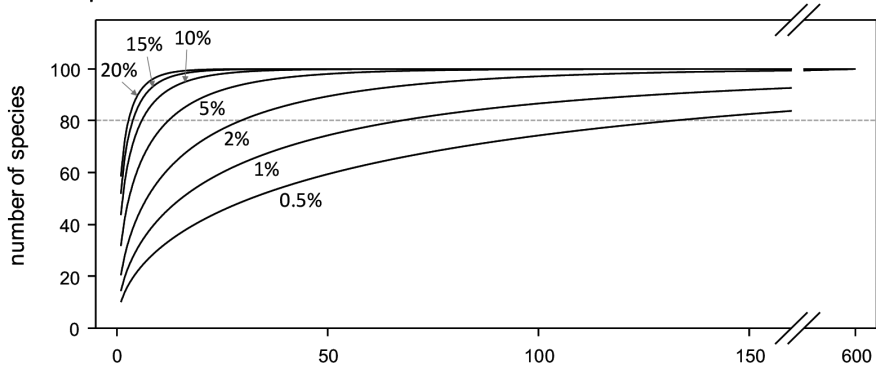
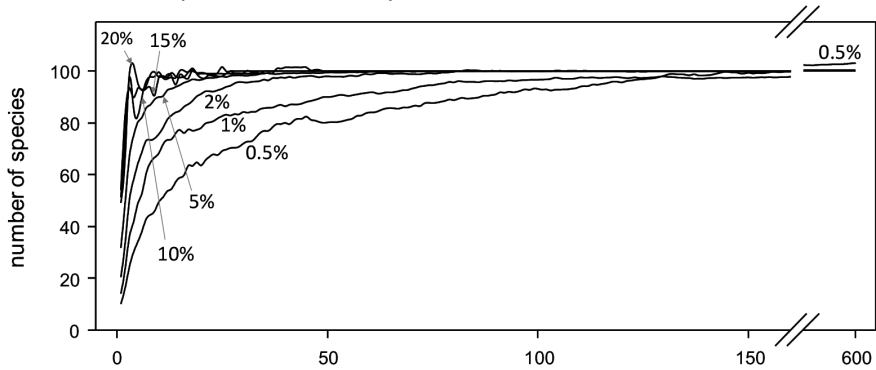
群聚結構同時也影響 *Chao2* 物種數估計的準確度。*Chao2* 是以發生率為基礎的估計量 (即 incidence-based estimator)；因此隨樣本數增加，估計得物種數愈接近人工群聚的實際物種數 (圖 2b)。*Chao2* 估計準確度受群聚均勻度影響；相對豐富度分配愈不平均的群聚，要達到相同準確度所需的樣本數愈多。例如均勻度最差的 PD9，需要 116 個樣本，其 *Chao2* 估計值與實際物種數的差值才能收斂至 5% 以內；但是均勻度較高的 LS 則僅需 10 個樣本。

除群聚結構之外，個體偵測率也會影響所需努力量。以 PD9 群聚模擬，調查到 80% 物種的所需樣本數，隨偵測率變低而增多 (圖 3a)。而 *Chao2* 同樣受偵測率影響；高於 10% 時，不同偵測率之間的 *Chao2* 隨樣本數之變化曲線很難區別。但當偵測率在 5% 以下時，偵測率愈低，要達到同樣估計準確度的所需樣本愈多 (圖 3b)。

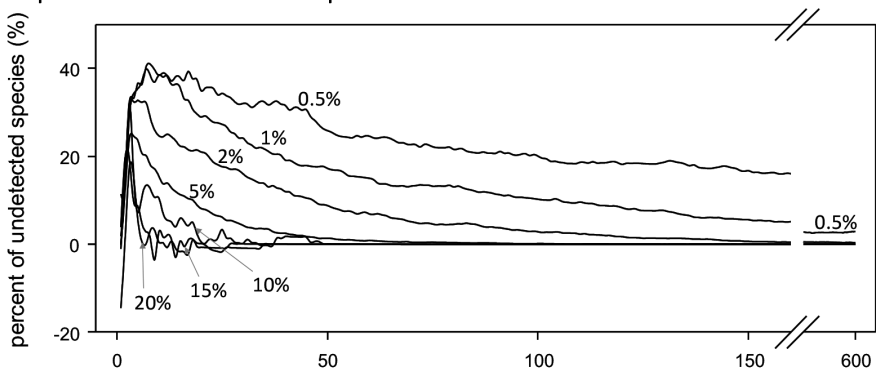
另一方面，種類多樣性並不影響努力量。同樣是 broken-stick distribution model，但物種數不同的群聚，以相同個體偵測率隨機抽樣模擬，並將得到的物種數轉換成群聚總物種數百分比。結果發現不同種類多樣性的群聚之間，不論 SRCs 或 *Chao2* 對樣本數之曲線，均近乎完全疊合 (圖 4)。也就是說，當 SAM 相同且個體偵測率一樣時，種類多樣性幾乎不會影響調查所需努力量。

察覺物種數 S_{ob} 與估計物種數 *Chao2* 的比值，可做為調查努力量是否足夠的指標。*Chao2* 可在樣本數少， S_{ob} 仍不高時，即準確估計群聚物種數。隨樣本數增加，*Chao2* 與 S_{ob} 的差值先擴大，再收斂。未察覺物種數百分比 S_{ud} 因此會先快速躍升，之後隨樣本數增加而收斂。 S_{ud} 收斂速度受群聚結構影響，個體數分配愈均勻的群聚，收斂愈快 (圖 2c)；另外，也受個體偵測率影響，偵測率愈高，收斂速度愈快 (圖 3c)。 S_{ud} 適合用以評估調查努力量是否足夠；搭配外推 SRC，更可估計尚需投入的努力量多寡。

a: sample-based rarefaction curves

b: estimated species richness by *Chao2*

c: percent of undetected species



number of samples

圖 3. PD9 群聚以 0.5、1、2、5、10、15、20% 個體偵測率抽樣，模擬 (a) 稀釋曲線、(b) *Chao2* 估計值、以及 (c) 未察覺物種數百分比隨樣本增減之變化情形。

Fig. 3. The (a) rarefaction curve, (b) *Chao2* estimated species richness, and (c) percent of undetected species (S_{ud}) for the simulated datasets sampled from the PD9 artificial community. The individual detectabilities were set at 0.5, 1, 2, 5, 10, 15, and 20%, respectively.

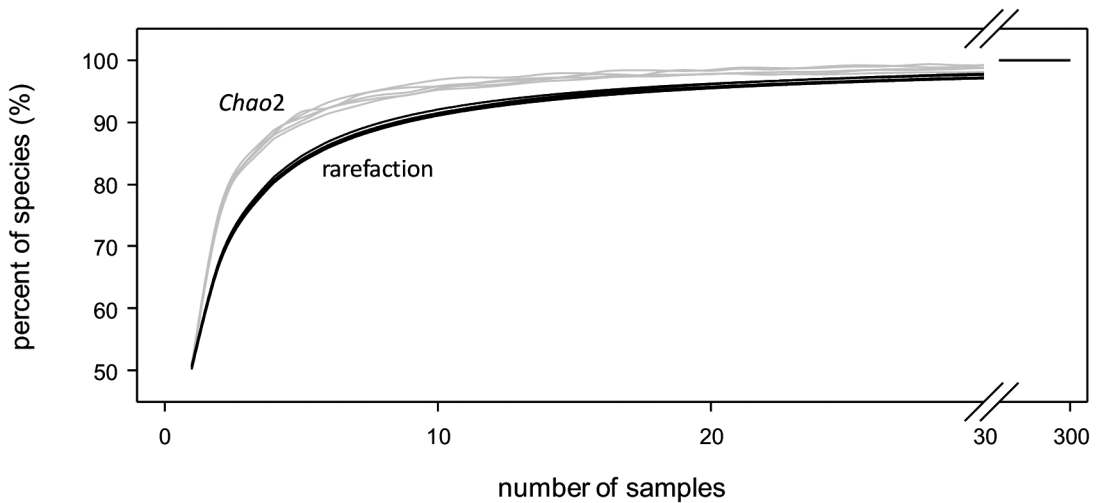


圖 4. 物種數分別為 40、60、80、100、500 的 5 個 BS 群聚，以 1% 的個體偵測率抽樣，其稀釋曲線及 *Chao2* 估計值隨樣本數增減之變化情形。注意 5 個群聚的曲線幾乎完全疊合。

Fig. 4. *Chao2* species richness curves (light lines) and rarefaction curves (black lines) for five simulated datasets sampled from the artificial broken-stick communities with 40, 60, 80, 100, and 500 species, respectively. The individual detectability was set as 1%. Note that the curves of the five simulated communities almost completely overlap.

二、真實群聚

大凍山天然闊葉林繁殖季鳥類調查，累計記錄到的鳥種數與 *Chao2* 估計值均為 30 種。也就是總投入努力量已調查到該時空之下的全部鳥種。而若只要調查到全部物種數的 95%，僅需 33 份樣本。以設置樣點數換算，重複調查 2 次即可滿足；依該調查的實際期程，相當於每 2 個月 1 次。 S_{ud} 雖隨樣本數增加而微幅上下波動，但大致呈現單調減少之趨勢 (圖 5a)。至於非繁殖季，累計調查到 28 種；惟至調查結束，*Chao2* 及 S_{ud} 仍呈現上升趨勢。以 2 倍樣本數外推 SRC 至 80 份樣本，也就是重複調查 4 次，也只能察覺到 *Chao2* 估計的 34 種之 91% (圖 5b)；依實際野外期程

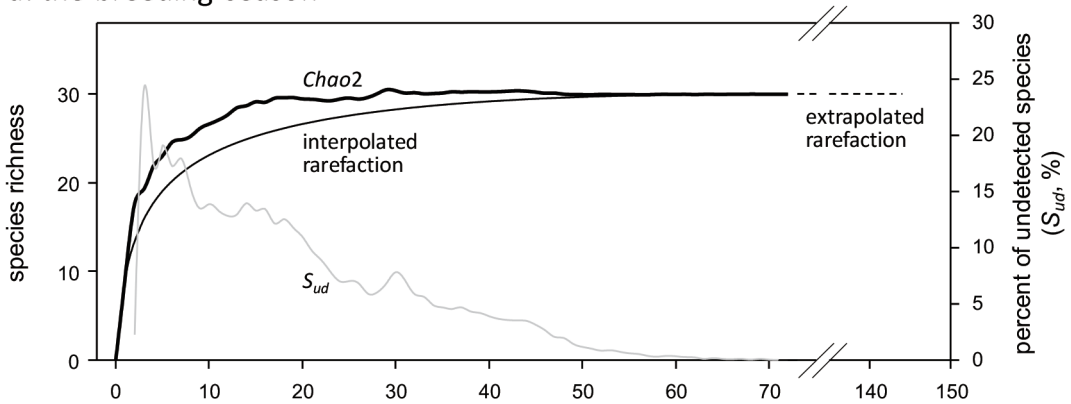
計，相當於每月 1 次。以此例而言，繁殖季與非繁殖季需要的努力量差別非常明顯；非繁殖季需要的努力量遠多於繁殖季。

七股濕地群集計數法鳥類調查 (圖 6a)，累計記錄到 94 種，*Chao2* 估計 96 種。以 SRC 估計調查到 *Chao2* 的 95%，需重複 36 次；研究期程為全年，相當於每月調查 3 次。而如果以一般慣用的每月 1 次之調查頻度估計，則 1 年內 12 次調查可察覺到總物種數的 77%。另以特定棲地類型觀之，深水魚塢 (圖 6b) 累計調查到 14 種，*Chao2* 估計 16 種。如果要調查到 *Chao2* 的 95% 以上物種，估計需 59 份樣本，相當於 1 年內，每星期 1 次以上的調查頻度。而若以 1 年 12 次調查估計，

則僅能察覺到總物種數的 44%。另外，廢棄鹽田 (圖 6c) 累計調查到 62 種, *Chao2* 則估計有 80 種。不論 *Chao2* 或 S_{ud} , 增加至實際調查的最大樣本數時, 仍呈現上升趨勢; 顯示投入的努力量仍不足夠。就算外推 SRC 至 90 份樣本, 也只能察覺到 *Chao2* 估計值的

91%。若以 1 年 12 次調查估計, 則僅能察覺到總物種數的 51%。七股濕地案例顯示, 不同棲地類型或空間尺度之間, 需要的重複調查次數並不相同。而若以慣用的每月 1 次之努力量調查一整年, 所得結果的代表性將非常不充分。

a: the breeding season



b: the non-breeding season

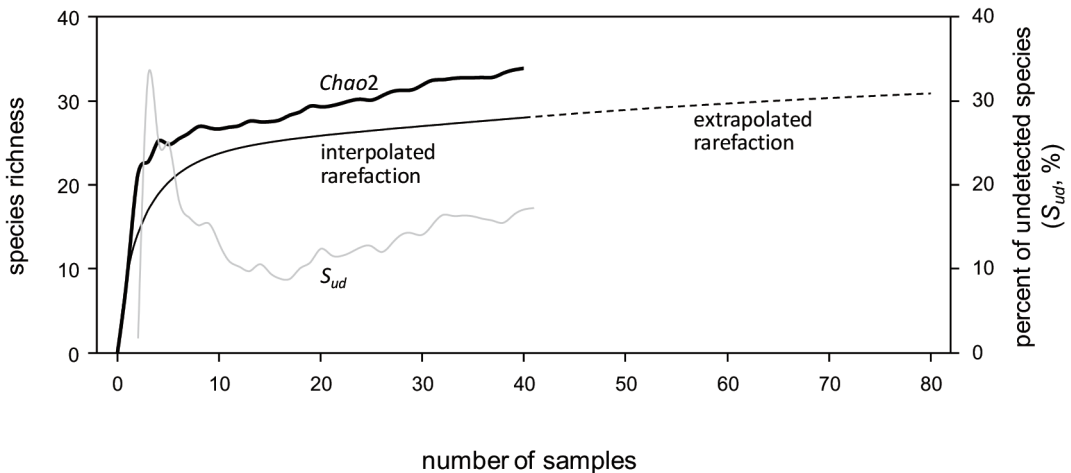
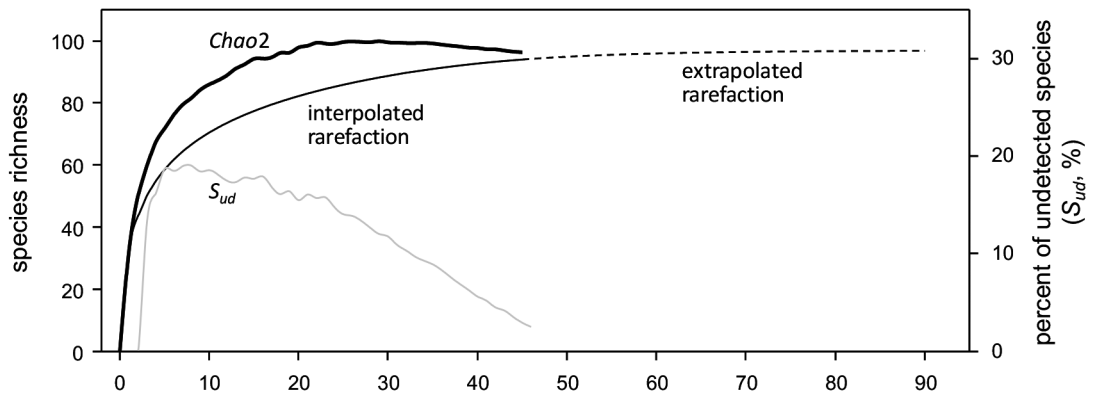


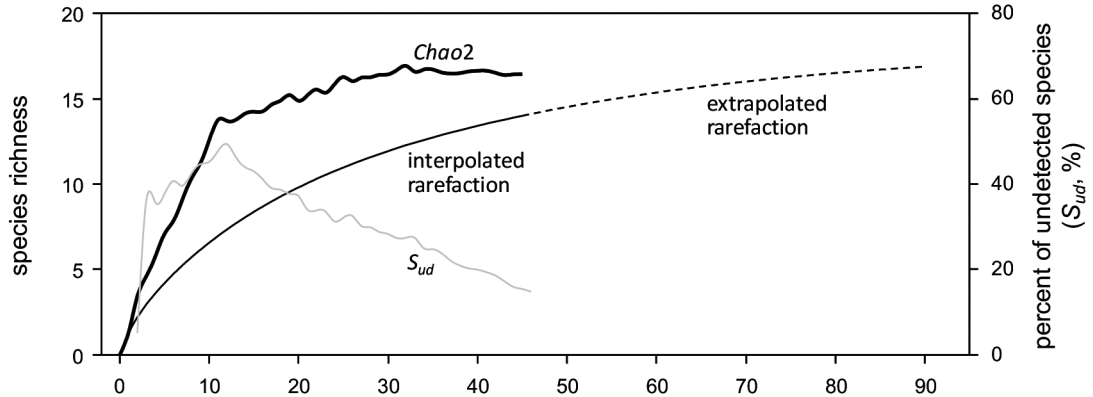
圖 5. 大凍山天然闊葉林 (a) 鳥類繁殖季及 (b) 非繁殖季調查資料之 *Chao2* 估計鳥種數 (粗線)、稀釋 (細實線) 及外推曲線 (虛線)、以及未察覺物種數百分比 (灰線), 隨樣本數增減之變化情形。

Fig. 5. *Chao2* estimated species richness curve (bold black line), rarefaction (black line) and extrapolation curves (dashed line), and percent of undetected species (light line) for the bird species recorded during (a) the breeding and (b) the non-breeding seasons in Dadongshan broadleaved forest, Tainan.

a: whole sampling area



b: deep water fishponds



c: salt fields

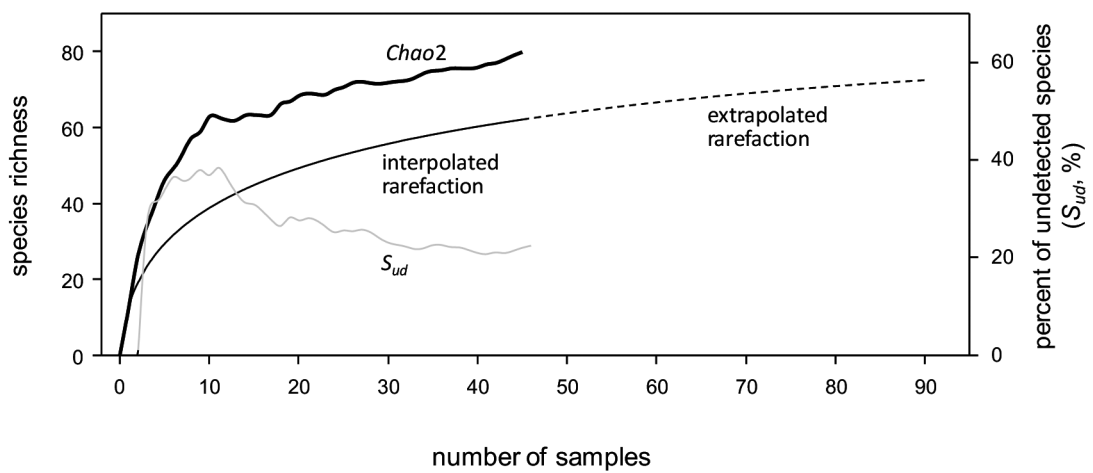


圖 6. 七股濕地 (a) 全部樣區、(b) 深水魚塢、以及 (c) 廢棄鹽田鳥類調查的 *Chao2* 估計鳥種數 (粗線)、稀釋 (細實線) 及外推曲線 (虛線)、以及未察覺物種數百分比 (灰線)，隨樣本數增減之變化情形。

Fig. 6. *Chao2* estimated species richness (bold black line), rarefaction (black line) and extrapolation curves (dashed line), and percent of undetected species (light line) for the bird species recorded in (a) the whole study region, (b) deep water fishponds, and (c) salt fields in Qigu wetland, Tainan.

討論

一、影響需要努力量的因素

群聚結構 (SAMs) 與個體偵測率影響需要的調查努力量。物種愈容易被偵測到，需要的努力量愈少。而物種之間的相對豐富度分配愈均勻且個體偵測率愈高，群聚組成物種就愈容易被偵測到。另外，種類多樣性不會影響需要努力量。當群聚結構及個體偵測率一樣時，每次調查到的物種數與總物種數之間的比例接近定值；因此無論物種數多寡，需要的努力量近似。

群聚結構隨棲地與季節而異。例如潘 (1998) 分析淡水河沿岸 9 個棲地迥異的調查站於 1992–1996 年間的鳥類群聚，發現各站、各季節、甚至各年份之間群聚呈現的 SAMs 並非完全相同。池 (2000) 研究客雅溪口鳥類群聚的季節動態，群聚的 SAMs 亦表現出明顯季節差異。許 (2003) 探討臺灣中海拔山區闊葉林及針葉林鳥類群聚結構的季節變異，結果兩森林鳥類群聚在繁殖季與非繁殖季符合的 SAMs 有所不同。這些結果顯示，不同棲地類型與季節的群聚結構可能不一樣。棲地之間環境資源與條件的差異，季節之間候鳥遷移與族群動態、環境變化、種間資源利用區隔 (resource partitioning) 變動等，都可能

影響群聚結構。因此調查努力量需視棲地與季節而異。個體偵測率也與棲地及季節有關。以鳥類為例，空曠環境通常視線較好，鳥類鳴聲也能傳遞得較遠 (Nicholls and Goldizen 2006)。另一方面，溪流及河岸邊，雖視線開闊，卻因水流聲音干擾，較難依賴鳴聲察覺鳥類。都市環境則常受低頻噪音干擾，影響個體偵測。而在季節方面，繁殖季因為鳥類求偶，聲音察覺線索通常比非繁殖季還要多。但是非繁殖季在落葉林，則可能因為視線變得開闊，而容易藉由視覺偵測到鳥類。有些偵測率的變動因素可依賴標準化調查方法盡量予以控制。例如只在清晨鳥聲頻繁時調查，並避免於惡劣天候下進行。但是棲地與季節因素無法藉由標準化方法免除。因此調查努力量需要因應棲地與季節改變。

時間上的物種轉換率是影響努力量的另一因素。許多生物群聚的物種組成具有明顯季節轉換現象。例如很多昆蟲僅在特定時節發生，許多候鳥在特定季節出現 (e.g., 池 2000；許等 2010)。當調查期程拉長，致使群聚的物種組成明顯轉換，則所需努力量勢必增加。本研究七股濕地鳥類群聚的調查期程為全年，需要的重複調查次數均高於大凍山天然闊葉林繁殖季及非繁殖季鳥類群聚需要的次數。兩樣區調查期間鳥種組成的穩定性絕對是重要的因素之一。

另外，我在人工群聚模擬時，係假設不同物種的個體偵測率一樣。但在真實群聚，物種特徵影響其可偵測性 (Seoane et al. 2005; Sólymos et al. 2018)。例如目視能夠察覺林冠層活動鳥類的距離，通常比灌叢鳥類來得遠。而大部分燕雀目鳥類鳴聲頻繁，比其他鳥類更容易藉由聲音被察覺，尤其在繁殖季時。因此，群聚組成物種的察覺線索特性差異，也會影響需要的調查努力量。

空間尺度是影響努力量的另一因素。本研究中，七股濕地樣區共 394 ha，棲地類型包含潮溝、紅樹林、淺坪魚塢、深水魚塢、廢棄鹽田、防風林等；全部樣區的空間尺度最大，棲地多樣性也最高，但需要努力量相對而言卻最低。樣區愈大，要調查的小樣區愈多，則單次調查時，於某一小樣區未能被偵測到的分布鳥種，愈有機會在其它小樣區被發現。相對而言，當空間尺度過小時，若鳥類活動範圍較大，便容易降低單次調查時的出現率，從而使需要重複調查的次數增加。例如擷取其中面積僅 2.3 ha 的深水魚塢，其棲地較全部樣區均質，惟需要重複 59 次才能調查到總物種數的 95%，高於七股全區的 36 次。

另一方面，廢棄鹽田有 113.4 ha，面積遠大於深水魚塢，但重複至 90 次，仍無法滿足總物種數 95% 的努力量需求；顯然無法以空間尺度解釋。群聚組成物種的特性差異，可能是廢棄鹽田需要努力量遠高於深水魚塢的原因。以最大概似法 (maximum-likelihood) 分析兩棲地鳥類群聚的物種—豐富度分布 (species-abundance distributions)，發現符合相同的 SAM；也就是兩者有相似的群聚結構。但是廢棄鹽田有較多稀有物種。廢棄鹽田全年個體數紀錄在 10 隻以下的種類有 28 種，深水魚塢僅 12 種。這些稀有種絕大部分為遷移性鳥類，僅在極短暫的特定季節出現；稀有遷移性鳥類的低發生率，應該是導致廢棄

鹽田需要較多調查努力量的原因。這些結果顯示，無法以單一因子，例如樣區大小或棲地類型，事先決定需要的調查努力量。

二、需要努力量的決定

動物資源調查的努力量大多固定且缺乏依據。我搜尋臺灣博碩士論文知識加值系統 (<https://ndltd.ncl.edu.tw/>) 近 10 年 (2008–2017) 於論文名稱、關鍵詞或摘要中，出現「鳥類相」或「鳥類群聚」詞彙的學位論文；也以相同詞彙搜尋華藝線上圖書館 (<http://www.airitilibrary.com/>) 2008–2017 年間在臺灣出版的期刊論文。我篩選其中實際以定點、穿越線、霧網 (mist nets)、群集計數或地區搜尋法進行調查的文獻，但排除方法學研究與公民科學計畫，共 27 篇，並整理其調查努力量。結果發現不論單次調查努力量，例如定點計數法停留時間或霧網法的網時 (net-hours)，或重複調查次數或頻度，同一研究在各棲地與季節之間完全固定。另外，設定的努力量大多缺乏依據。以採用定點計數法的 17 篇文獻為例，未交代停留時間有 5 篇，未說明停留時間之根據 8 篇，僅 3 篇有停留時間之引用文獻 (但調查的棲地類型或季節卻與引用文獻不同)，1 篇進行先期試驗以決定停留時間。而所有重複調查頻度 (例如每月或每季 1 次)，則完全沒有努力量決定的依據。Watson (2017) 曾檢視 2004 至 2016 年之間發表的 225 篇陸棲鳥類研究的調查努力量，也發現大部分研究採取固定努力量 (71%)。只有 5% 採用不定努力量，也就是依結果決定是否停止調查。而這些研究有高達 78% (175 篇) 未解釋其努力量如何決定，且其中只有 6 篇的努力量有引用文獻。另外，固定努力量也見於法規要求。環保署公告的「動物生態評估技術規範」，依環境敏感特性，明訂環境影響評估作業的動物生態調查努力量。環境敏感等級以海拔及保護區設立法源為分類標準，區分三個等級；同一等級之內的各類型棲地或

季節，適用相同努力量規範。規定的最低調查頻度，第一級區域調查 2 季，每季 1 次；第二級區域 2-4 季，每季 1 次；第三級區域 4 季，每季 2 次。環保署的技術規範，同樣無法找到任何努力量設計之依據。

每一調查個案，都有其特定的努力量需求。固定努力量的設計概念，基本上認為相同努力量即具有相同比較基準，縱使棲地與季節迥異。惟本研究結果，不論人工群聚模擬或野外真實群聚分析結果均顯示，隨棲地、季節、空間尺度的不同，需要的調查努力量也不一樣。以固定努力量，例如重複調查頻度或環保署訂定之技術規範，套用在任一動物資源調查案，顯然有很高風險：不是努力量不足而無法獲致完整物種分布資料，並導致不同棲地或季節之間缺乏相同比較基礎，不然就是努力量過度而浪費研究資源。

就動物資源調查而言，現行慣用的重複調查努力量並不充分。重複調查頻度設計經常基於調查者作息方便，而非統計抽樣需求。常見調查頻度為每月 1 次。有些分類群的活動模式確實與月週期有關，例如蛾 (e.g., Yela and Holyoak 1997; McGeachie 1989)、陸蟹 (Forward 1987; Morgan and Christy 1995)、海龜 (e.g., Law et al. 2010)，但除了夜鷹 (Caprimulgidae) (Mills 1986) 等夜間活動鳥類外，大部分鳥類活動並沒有月週期特性。對日行性鳥類而言，每月 1 次之重複調查頻度，顯然完全取決於調查者本身作息方便。本研究的野外實證資料顯示，若以察覺 95% 物種為標準，除大凍山天然闊葉林繁殖季鳥類群聚之外，慣用的每月 1 次持續 1 年之調查努力量絕對無法滿足需求，遑論環保署「動物生態評估技術規範」努力量要求最嚴格的第三級區域，僅規範每 3 個月 2 次調查。而瀕臨絕種或珍貴稀有野生動物在群聚中相對數量大多較低，極可能就是處於未能被察覺到的 5% 之中。如果環境影響評估關注開發對保

育類野生動物的影響，則不論環保署技術規範或慣行每月 1 次努力量，都顯為不足。如何規劃充足努力量並在調查過程隨時檢核評估，是重要且實際的課題。

調查過程應隨時評估努力量是否充足。影響調查努力量的因素不但多，且容易變動。事實上，一個動物資源調查案，難以在規劃階段即準確預估需要努力量；前人研究的經驗值也只能做為參考。實務上，大部分調查都是在事前規劃定額努力量。但在無法確定需要努力量的限制下，務實做法應該是以無損樣本獨立性的最小取樣時間間隔，做最多次重複調查的規劃，並在執行過程隨時評估努力量是否已經足夠而可以停止調查。Watson (2004) 曾設計兩種森林鳥類調查的停止規則：以連續 20 min 搜尋法取樣 4 次，如果僅 1 次紀錄的種數少於或等於僅 2 次紀錄的種數，即停止調查；或連續 3 次採樣都沒有新紀錄種，停止調查。後者類似漸近線 (asymptote) 概念，即物種數累積曲線達到水平。Aerts et al. (2008) 以每次 1 小時的定時計數 (timed species counts) 進行森林鳥類調查，若在一個樣區僅被看到 1 次的鳥種數小於或等於僅被觀察到 2 次的鳥種數 (Bibby 2004; Watson 2004) 時，則假設這一樣區已被充分抽樣。Wyshynski and Nudds (2009) 在森林鳥類群聚調查時，則以定點法進行第 1 次調查後，分別將每一林分的累積物種數對取樣樣點數作圖，檢視累積曲線是否已達到漸近線，若否，則重複調查該林分的同樣樣點，直到達到為止；概念與 Watson (2004) 的第二個停止規則類似。這些研究當中，各樣點或林分的努力量不固定，但樣本的代表性或完整性可以一致。Watson (2004) 有樣區完整的多樣性資料，他發現第一個規則可以記錄到全部物種數的 72.5%，後者則可以記錄到 78.4%。惟在其他種類多樣性未知的群聚，其停止規則可以調查到多少百分比，顯然難以預估。

Aerts et al. (2008) 類似的停止規則，即缺乏其察覺完整性的評估。因此，雖然 Watson (2004) 的兩種規則都很簡單，但應用在不同群聚時，其樣本涵蓋率是否相同，不無疑問。另外，這些停止規則也無法預估尚需投入的努力量。

三、調查程序及停止規則

在確保樣本有相同代表性或完整性的前提下，我提出動物資源調查的實施程序及停止規則。*Chao2* 及 S_{ud} 適合用以評估調查努力量是否足夠。*Chao2* 可視為累積物種數的先行指標， S_{ud} 則反映累積物種數與估計值之間的落差，可做為樣本代表性或完整性的指標。搭配外推 SRC，則可以預估尚需投入的努力量。我因此建議調查實施程序及停止調查之決策過程如下：

1. 決定可接受的樣本完整性 (即未察覺物種數比例 S_{ud} 的上限，例如 5%)；
2. 確定可維持相鄰兩次重複調查樣本的獨立性之最短時間間隔；
3. 以最短時間間隔重複調查至少 2 次；
4. 以全部樣本計算 *Chao2* 與 S_{ud} ，並對樣本數作圖；
5. 若 *Chao2* 隨樣本增加，呈明顯增加趨勢，繼續調查並重複步驟 4；
6. 若 *Chao2* 穩定，則若 S_{ud} 大於設定標準，繼續調查並重複步驟 4；
7. 當 S_{ud} 等於或小於設定標準時，停止調查。

此一停止規則也可視情況修改：例如地區搜尋法、鳥類繫放或以陷阱捕捉小型哺乳動物時，適合以察覺個體數評估努力量，此時可以改用 *Chao1* 估計物種數，並以 IRC 外推，預估尚須投入的努力量。另外，此停止規則只適用在群聚組成穩定的期間。如果調查期

程已知將含括物種組成差異很大的不同時期，例如整年濕地鳥類相調查跨越夏季留鳥期、秋季過境期、冬季候鳥期、春季過境期 (e.g., 許等 2010)，那麼不同時期應該分別實施此停止規則。又若研究旨趣在於逐月鳥類相變化，則每月都應視為獨立母體重新抽樣及實施停止規則。至於可維持樣本獨立性的重複取樣之最短時間間隔，可由相似棲地與季節的歷史調查資料，以自相關 (autocorrelation) 或半變異數 (semivariance) 等方法分析；相關議題仍待未來進一步討論。在釐清之前，依過去經驗，5-10 天應該是可接受的調查間隔。

本研究的努力量評估及停止規則具實用性。相較於前人，本方法：(1) 能瞭解樣本代表性與完整性；(2) 可依據不同完整性需求，彈性調整停止時機；(3) 能預估尚需投入的努力量。對大部分研究而言，事先探討所需努力量 (e.g., Shiu and Lee 2003; 張 2009) 可能緩不濟急，研究資源分配上也不切實際。停止規則無需事先決定努力量，相對具彈性與實用性。我建議未來動物資源調查應避免使用固定努力量，並參考本研究之停止規則，設計各自的調查期程。

謝誌

感謝審查者及期刊編輯點出初稿諸多未詳盡說明與釐清的觀點，讓本文更至完善。

引用文獻

- 池文傑。2000。客雅溪口鳥類群聚的時空變異。臺灣大學動物學研究所碩士論文。
- 行政院環境保護署。2011。動物生態評估技術規範。行政院環境保護署，臺北。
- 林幸助、李麗華、邵廣昭、邱郁文、張原謀、許皓捷、陳宣汶、陳添水、劉弼仁、薛美莉、謝宗欣、謝蕙蓮、羅文增。2011。台江國家公園及周緣地區重要生物類群分佈及海岸濕地河口生態系變遷。台江國家公園管理處，臺南。
- 張准與。2009。台灣低海拔地區鳥類定點計數的最適停留時間與樣本數。臺南大學環境生態研究所碩士論文。
- 許皓捷、李培芬、周大慶。2010。四草溼地鳥類群聚的時間動態。2010 臺南濕地生物資源與經營管理研討會，臺南。
- 許皓捷。2003。台灣山區鳥類群聚的空間及季節變異。臺灣大學動物學研究所博士論文。
- 潘天祺。1998。臺灣北部淡水河沿岸鳥類資源之組成與時空變遷。臺灣大學動物學研究所碩士論文。
- Aerts, R., F. Lerouge, E. November, L. Lens, M. Hermy and B. Muys. 2008. Land rehabilitation and the conservation of birds in a degraded Afromontane landscape in northern Ethiopia. *Biodiversity and Conservation* 1: 53-69.
- Bibby, C. J. 2004. Bird diversity survey methods. Pp. 1-15 In: W. J. Sutherland, I. Newton and R. E. Green (eds.). *Bird ecology and conservation-A handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford.
- Boulinier, T., J. D. Nichols, J. R. Sauer, J. E. Hines and K. H. Pollock. 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79: 1018-1028.
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783-791.
- Chao, A. and L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533-2547.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 9.1.0. Published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS/index.html>
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S. Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon and J. T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.
- Dorazio, R. M., J. A. Royle, B. Söderström and A. Glimskär. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology* 87: 842-854.
- Fisher, R.A., A. S. Corbert and C. B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in

- a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42-58.
- Forward, R. B., Jr. 1987. Larval release rhythms of decapod crustaceans: an overview. *Bulletin of Marine Science* 41: 165-176.
- Johnson, N. L., S. Kotz and N. Balakrishnan. 1995. Continuous univariate distributions, volume 2. John Wiley & Sons, Inc., New York, New York.
- Law, A., T. Clovis, G. R. Lalsingh and J. R. Downie. 2010. The influence of lunar, tidal and nocturnal phases on the nesting activity of leatherbacks (*Dermochelys coriacea*) in Tobago, West Indies. *Marine Turtle Newsletter* 127:12-17.
- MacArthur, R.H. 1960. On the relative abundance of species. *The American Naturalist* 94: 25-36.
- McGeachie, W. J. 1989. The effects of moonlight illuminance, temperature and wind speed on light-trap catches of moths. *Bulletin of Entomological Research* 79: 185-192.
- Mills, A. M. 1986. The influence of moonlight on the behavior of goatsuckers (Caprimulgidae). *The Auk* 103: 370-78.
- Morgan, S. G. and J. H. Christy. 1995. Adaptive significance of the timing of larval release by crabs. *The American Naturalist* 145: 457-479.
- Nicholls, J. A. and A. W. Goldizen. 2006. Habitat type and density influence vocal signal design in satin bowerbirds. *Journal of Animal Ecology* 75: 549-558.
- Prado, P. I., M. D. Miranda and A. Chalom. 2017. Package 'sads': maximum likelihood models for species abundance distributions, version 0.4.1. <http://piLaboratory.github.io/sads>
- Seoane, J., L. M. Carrascal, C. L. Alonso and D. Palomino. 2005. Species-specific traits associated to prediction errors in bird habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 185: 299-308.
- 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.
- Sólymos, P., S. M. Matsuoka, D. Stralberg, N. K. S. Barker and E. M. Bayne. 2018. Phylogeny and species traits predict bird detectability. *Ecography* 41: 1595-1603.
- Watson, D. M. 2003. The 'standardized search': an improved way to conduct bird surveys. *Austral Ecology* 28: 515-525.
- Watson, D. M. 2004. Comparative evaluation of new approaches to survey birds. *Wildlife Research* 31: 1-11.
- Watson, D. M. 2017. Sampling effort determination in bird surveys: do current norms meet best-practice recommendations? *Wildlife Research* 44: 183-193.
- Wyshynski, S. A. and T. D. Nudds. 2009. Pattern and process in forest bird communities on boreal landscapes originating from wild fire and timber harvest. *Forestry Chronicle* 85: 218-226.
- Yela, J. L. and M. Holyoak. 1997. Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). *Environmental Entomology* 26: 1283-1290.

台灣二葉松菌根菌接種試驗

林子超* 陳建名

行政院農業委員會特有生物研究保育中心 55224 南投縣集集镇民生東路 1 號

*通訊作者: super@tesri.gov.tw

收件日期: 2019 年 3 月 27 日; 接受日期: 2019 年 5 月 6 日

摘要

松科 (Pinaceae) 植物常與外生菌根菌 (ectomycorrhizal fungi, EMF) 形成共生, 但是愈來愈多的研究在松科植物根系發現叢枝菌根菌 (arbuscular mycorrhizal fungi, AMF), 本研究藉由台灣特有種松科植物台灣二葉松 (*Pinus taiwanensis*) 菌根菌接種試驗來了解外生菌根菌與叢枝菌根菌對台灣二葉松苗木生長之影響, 並探討其生態上的意義。結果顯示外生菌根菌與叢枝菌根菌均可與台灣二葉松形成菌根, 而外生菌根菌對台灣二葉松之生長促進能力明顯優於叢枝菌根菌。

關鍵詞: 台灣二葉松、外生菌根菌、叢枝菌根菌

Mycorrhizal fungi inoculation experiment of *Pinus taiwanensis*

Tzu-Chao Lin* and Chien-Min Chen

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

* Corresponding author: super@tesri.gov.tw

Received: March 27, 2019; Accepted: May 6, 2019

Abstract

Pinaceae plants often form symbiotic relationship with ectomycorrhizal fungi (EMF), but more and more studies have found arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in the roots of Pinaceae plants. In this study, we investigated the effects of ectomycorrhizal fungi and arbuscular mycorrhizal fungi on the growth of *Pinus taiwanensis*, an endemic species in Taiwan, by inoculation experiment, and explored the fungi's ecological significance. The results showed that both ectomycorrhizal fungi and arbuscular mycorrhizal fungi could form mycorrhiza with *Pinus taiwanensis*, and the growth-promoting ability of ectomycorrhizal fungi was significantly better than that of arbuscular mycorrhizal fungi to *Pinus taiwanensis*.

Keywords: *Pinus taiwanensis*, ectomycorrhizal fungi, arbuscular mycorrhizal fungi

前言

松科植物通常形成外生菌根，但部分研究在一些松科植物的野外樣本發現叢枝菌根 (Cázares and Trappe 1993)。然而，Smith 和 Read (1997) 認為叢枝菌根菌與大多數的維管束植物形成內生菌根但不包含松科植物。Horton 等 (1998) 於火災跡地的加州二葉松 (*Pinus muricata*) 小苗根系內也發現了根內菌絲、囊泡與叢枝體。Cázares 和 Smith (1996) 也在誘導培育試驗中發現北美黃杉 (*Pseudotsuga menziesii*) 及高山鐵杉 (*Tsuga mertensiana*) 可以形成叢枝菌根。然而，Smith 等 (1998) 以叢枝菌根菌 *Glomus intraradices* 的孢子進行接種試驗，在毛果冷杉 (*Abies lasiocarpa*)、美國黑松 (*Pinus contorta* var. *latifolia*)、美國西部黃松 (*Pinus ponderosa*)、加州鐵杉 (*Tsuga heterophylla*) 與北美黃杉等松科植物均無形成內生菌根。

台灣二葉松是典型的陽性樹種，當大規模的森林火災或地震崩塌跡地形成時，它通常最早進駐並形成優勢，這除了因為強陽性的生育環境有助於促進其種子萌發，更歸因於台灣二葉松常藉由與菌根菌共生，增強對養分的吸收，使其初期快速生長，在為數眾多的競爭物種中取得先機。Lin 等 (2019) 在地震崩塌跡地植生回復過程觀察到台灣二葉松根圈土壤初期出現大量叢枝菌根菌孢子，隨著稜線樣區上二葉松逐漸成為優勢樹種，樹冠層逐漸鬱閉，土壤腐植質增加，叢枝菌根菌的物種數及單位孢子數量逐漸下降，並在地震發生後第三年開始記錄到外生菌根菌。雖然內生菌根菌與外生菌根菌可能同時存在同一宿主的根系內 (Chilvers *et al.* 1987)，但它彼此之間的優勢度可能隨著時間而消長 (Bellei *et al.* 1992)，這種現象也顯示出不同種類共生真菌在不同共生階段可能扮演不同的角色 (Chen *et al.* 2000)。

本研究主要目的是藉由在台灣特有種松科植物台灣二葉松 (*Pinus taiwanensis*) 接種不同類型 (外生及內生) 的菌根菌，來評估內生與外生菌根是否能與台灣二葉松形成共生及其對台灣二葉松生長的影響，進而探討不同類型的菌根菌是否在不同的共生階段扮演了不同的角色。

材料與方法

本試驗主要分二部份探討菌根類型與台灣二葉松之共生關係，第一部份以接種試驗評估外生菌根菌與叢枝菌根菌對台灣二葉松之生長影響，試驗用台灣二葉松苗木以採取自九九峰原生育地 (24° 00' N, 120° 45' E) 台灣二葉松種子經表面消毒播種培育於滅菌河砂，苗高達 10cm 後移殖於 18 公分穴植管，穴植管內介質為經高溫高壓滅菌處理 (121 °C, 1.2 kg/cm²) 之九九峰地區原生育地土壤 (壤質砂土, pH 值 4-4.6)。第 1 種處理為接種外生菌根菌，菌種以分離自九九峰地震崩塌地演替較後期之彩色豆馬勃 (*Pisolithus tinctorius*) 為供試菌種，第 2 種處理為接種叢枝菌根菌，菌種以分離自九九峰地震崩塌地演替初期優勢菌種 *Acaulospora morrowiae* 為供試菌種，第 3 種處理為對照組不接種任何菌根菌。菌根接種處理於 2015 年 3 月 20 日進行，每種處理 8 重複，8 個月後取其中 4 重複量測植株高度，並進行外生菌根型態觀察及染根觀察。其餘 4 重複 3 年後量測其植株高度並進行外生菌根型態觀察及染根觀察。

第二部份以接種試驗評估外生菌根與內生菌根與台灣二葉松共生期間之消長關係，以及非原生育地內生菌根菌與台灣二葉松之宿主親和性。試驗用台灣二葉松苗木以採取自九九峰原生育地台灣二葉松種子經表面消毒播種培育於滅菌河砂，苗高達 10cm 後移植於 6 吋塑膠盆鉢，盆鉢內土壤採集自九九峰

地區原生育地土壤(壤質砂土, pH 值 4-4.6), 經高溫高壓滅菌處理 (121 °C, 1.2 kg/cm²), 每一盆鉢移植 4 株苗木。第 1 種處理同時接種演替初期優勢內生菌根菌 *A. morrowiae* 與演替較後期外生菌根菌黃白乳牛肝菌 (*Suillus placidus*), 第 2 種處理接種 *A. morrowiae*, 第 3 種處理接種分離自台灣東部石灰石礦區優勢菌種 *A. kentinensis*。菌根接種處理於 2015 年 3 月 20 日進行, 每種處理 4 重複, 8 個月後量測植株高度並採取根部樣本進行染根觀察根部感染率, 3 年後量測其植株高度與進行染根觀察根部感染率。感染率評估方法使用 Mcgonigle 等 (1990) 提出之計算方法。盆鉢試驗於農委會特有生物研究保育中心網室內進行, 以避免試驗期間其它因子之干擾。台灣二葉松接種不同菌根菌 3 年後外觀差異。試驗數據以 SPSS 進行單因子變異數分析 (one-way ANOVA), 並以最小顯著差異法 (Least Significant Difference method)(LSD) 分析各變數平均值間之差異。

結果

本研究以接種試驗評估外生菌根菌 *P. tinctorius* 與叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 對台灣二葉松之生長影響, 接種 8 個月後, 接種外生菌根菌與叢枝菌根菌處理在苗高上並無顯著差異 ($p>0.05$), 但 2 種接種菌根菌處理組苗高明顯高於未接菌之對照組 ($p<0.01$) (圖 1、圖 2)。而根部外觀形態, 接種外生菌根處理組根部形成許多外覆黃棕色菌絲之分叉形態菌根 (圖 3), 但根量與根毛明顯較接種叢枝菌根菌處理組及對照組少, 接種叢枝菌根菌處理組根部形成較多細根 (圖 1), 經染根處理發現根內菌絲與囊泡 (圖 4), 感染率約 25%。3 年後接種外生菌根之台灣二葉松之苗高多出接種叢枝菌根菌之處理組近 40% (圖 5、圖 6), 而未接菌處理之台灣二葉松於 2 年後陸續死亡 (圖 7)。



圖 1. 台灣二葉松接種菌根菌 8 個月後外觀差異 (由左至右分別為對照組、接種 *A. morrowiae* 與接種 *P. tinctorius*)。

Fig. 1. Difference in appearance of *Pinus taiwanensis* inoculated with mycorrhizal fungi after eight months. From left to right, the control group, inoculated with *A. morrowiae* and *P. tinctorius*, respectively.

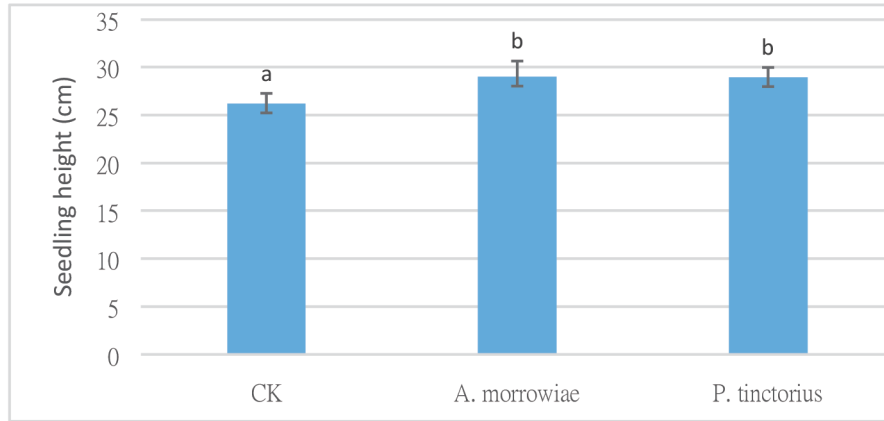


圖 2. 台灣二葉松接種菌根菌 8 個月後苗高差異。

Fig. 2. Difference in seedling height of *Pinus taiwanensis* inoculated with mycorrhizal fungi after eight months. Bars and lowercase letters at the column head indicate that means differ significantly (LSD, $P < 0.01$).



圖 3. 台灣二葉松接種 *P. tinctorius* 後形成許多外覆黃棕色菌絲之分叉型態菌根。

Fig. 3. *Pinus taiwanensis* forms dichotomous mycorrhiza coated in yellow brown mycelium after inoculating with *P. tinctorius*.

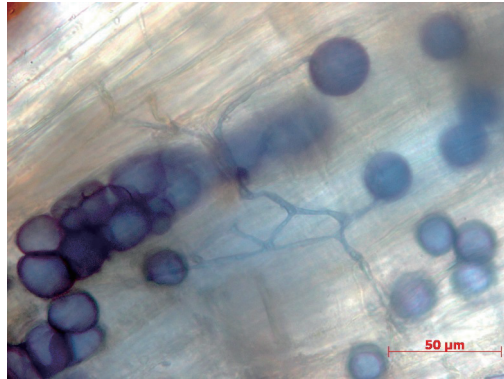


圖 4. 台灣二葉松接種叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 後根內產生根內菌絲與囊泡。

Fig. 4. *Pinus taiwanensis* forms Intraradical hyphae and vesicles after inoculating with *A. morrowiae*.



圖 5. 台灣二葉松接種菌根菌 3 年後外觀差異 (由左至右分別為接種 *P. tinctorius*、接種 *A. morrowiae*、對照組)。

Fig. 5. Difference in appearance of *Pinus taiwanensis* inoculated with mycorrhizal fungi after three years. From left to right, inoculated with *P. tinctorius*, inoculated with *A. morrowiae* and the control group, respectively.

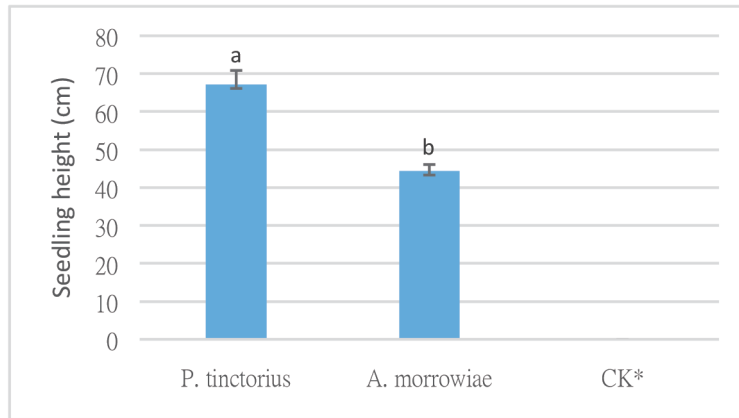


圖 6. 台灣二葉松接種不同菌根菌 3 年後苗高差異 (* 未接菌對照組植株於 2 年後陸續死亡，因此無法比較)。

Fig. 6. Difference in seedling height of *Pinus taiwanensis* inoculated with mycorrhizal fungi after three years. Bars and lowercase letters at the column head indicate that means differ significantly (LSD, $P < 0.01$). (*Seedlings in the control group died after two years, so the data were unavailable.)

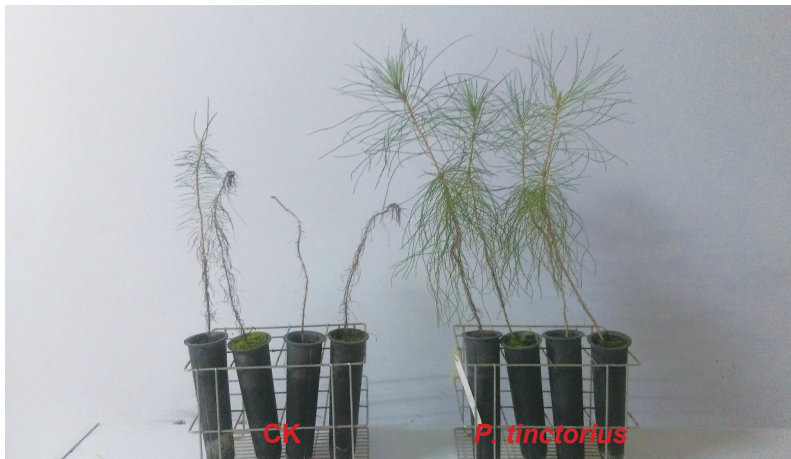


圖 7. 台灣二葉松接種菌根菌 2 年後外觀差異。

Fig. 7. Difference in appearance of *Pinus taiwanensis* inoculated with mycorrhizal fungi after two years. The left side is the control group and right side is inoculated with *P. tinctorius*.

另本研究以接種試驗評估外生菌根菌 *S. placidus* 與叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 與台灣二葉松共生期間之消長關係，以及非原生育地叢枝菌根菌 *A. kentinensis* 與台灣二葉松之宿主親和性。接種 8 個月後 3 種處理之台灣二葉松苗高並無顯著差異 ($p>0.05$) (圖 8)。而觀察根部外觀形態，同時接種外生菌根菌 *S. placidus* 與叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 之處理組，形成許多外覆菌氈之分叉結構，根量與根毛亦明顯少於僅接種叢枝菌根菌的其它 2 種處理。染根觀察發現同時接種外生菌根菌與叢枝菌根菌之處理組叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 感染率約 12%，僅接種叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 處理組感染率約 21%，接種叢枝菌根菌 *A. kentinensis* 處理組感染率約 7%。

3 年後同時接種外生菌根菌 *S. placidus* 與叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 之處理組苗高較其它僅接種叢枝菌根菌 2 種處理高出近 1 倍，而接種叢枝菌根菌 *Acaulospora morrowiae* 與 *Acaulospora kentinensis* 二種處理之苗高並無顯著差異 (圖 9、圖 10)。染根觀察發現同時接種外生菌根菌與叢枝菌根菌 *Acaulospora morrowiae* 之處理組叢枝菌根菌感染率約 6%，接種叢枝菌根菌 *Acaulospora morrowiae* 處理組感染率約 65%，接種叢枝菌根菌 *Acaulospora kentinensis* 處理組感染率約 8%。

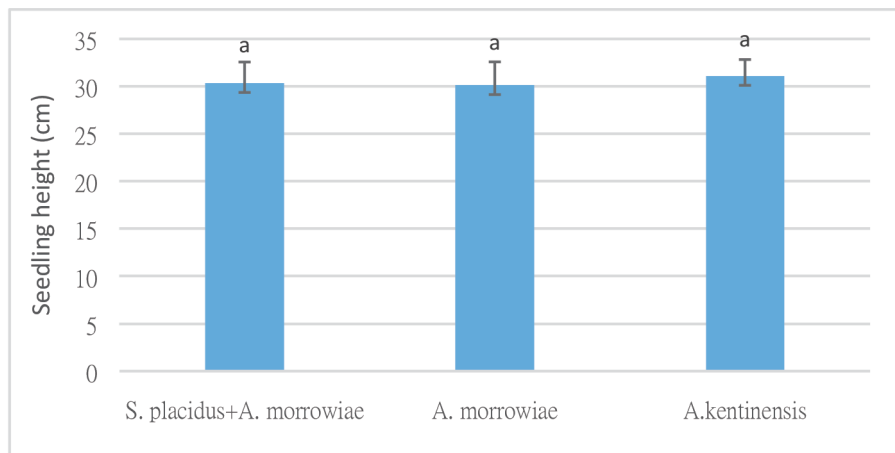


圖 8. 台灣二葉松接種不同菌根菌 8 個月後苗高差異。

Fig. 8. Difference in seedling height of *Pinus taiwanensis* inoculated with mycorrhizal fungi after eight months. Bars and lowercase letters at the column head indicate that means differ significantly (LSD, $P < 0.01$).



圖 9. 台灣二葉松接種不同菌根菌 3 年後外觀差異。

Fig. 9. Difference in appearance of *Pinus taiwanensis* inoculated with mycorrhizal fungi after three years.

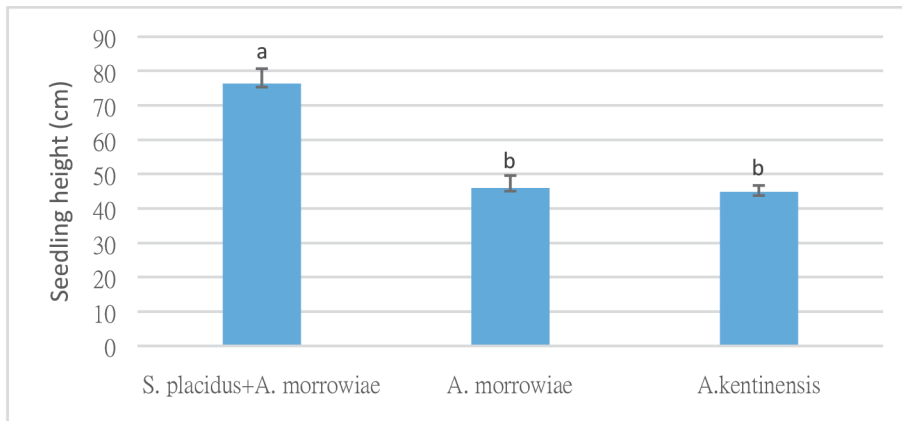


圖 10. 台灣二葉松接種不同菌根菌 3 年後苗高差異。

Fig. 10. Difference in seedling height of *Pinus taiwanensis* inoculated with mycorrhizal fungi after three years. Bars and lowercase letters at the column head indicate that means differ significantly (LSD, $P < 0.01$).

討論

接種試驗結果顯示接種外生菌根菌與叢枝菌根菌處理 8 個月後在苗高上明顯高於未接菌處理，但 2 種接種菌根菌處理組苗高並無明顯差異。而隨著時間拉長，接種菌根菌的差異更加明顯，未接菌處理組之台灣二葉松於 2 年後陸續死亡，接種外生菌根菌處理組 3 年後苗高超於接種內生菌根菌處理組近 40%。

外生菌根與內生菌根與台灣二葉松共生期間之消長關係，以及非原生育地叢枝菌根菌與台灣二葉松之宿主親和性試驗結果顯示，台灣二葉松可同時感染叢枝菌根及外生菌根。而對比同時接種外生菌根菌 *S. placidus* 與叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 之處理組與僅接種叢枝菌根菌 *A. morrowiae* 處理組之染根結果，發現感染外生菌根菌會降低叢枝菌根菌的感染率，Becklin 等 (2012) 調查研究中也觀察到相同的現象。然而，就台灣二葉松而言外生菌根菌對其生長促進能力明顯優於叢枝菌根菌。而不同生育地的叢枝菌根菌並無親和性的問題，亦可感染台灣二葉松，雖感染率明顯低於分離自原生育地的菌種，但在生長促進效益上並無明顯差異。

九九峰在歷經九二一地震後，菌根菌的調查發現叢菌根菌較外生菌根菌早出現於崩塌跡地，第 2 年就記錄到 13 種叢枝菌根菌，直到第 4 年才記錄到外生菌根菌 (Lin *et al.* 2019)。植物同時與叢枝菌根菌及外生菌根菌共生在許多植物被發現 (Toju *et al.* 2013)，Lin 等 (2019) 在調查中發現台灣二葉松也有這種現象，並認為此一現象可幫助植物在演替的過程順利建立其族群。在一些火災或地震崩塌的棲地，隨著植生回復樹冠層逐漸鬱閉，地表上的落葉層及腐植質也隨之增加，外生

菌根菌可產生不同種類的分解酵素 (Plett and Martin 2011)，這些酵素可幫助植物將一些礦物原素、殘材與落葉活化成可利用的形態。

Read (1993) 認為同時俱有叢枝菌根及外生菌根的植物，可能在生長初期先與叢枝菌根菌形成共生，隨之在演替的過程逐漸轉變為與外生菌根菌共生。然而，Helm 等 (1996) 發現形成外生菌根的植物與真菌常出現在演替的初期階段，因為外生菌根菌藉由風力傳播其孢子。Gehring 等 (2006) 認為外生菌根菌喜好於較潮濕的生育環境與宿主形成共生，相對而言叢枝菌根菌則偏好較乾燥的生育環境。地震崩場地所形成的乾燥環境可能營造適合叢枝菌根菌的生育環境，因此 Lin 等 (2019) 在地震崩場地調查發現叢枝菌根菌較外生菌根菌早出現於演替的初期階段，且隨著演替進行菌根菌的族群組成產生變化，而這種變化也影響了後續植群組成的變化。

引用文獻

- Becklin, K. M., M. L. Pallo and C. Galen. 2012. Willows indirectly reduce arbuscular mycorrhizal fungal colonization in understory communities. *Journal of Ecology* 100: 343-351.
- Bellei, M. M., J. Garbaye, and M. Gil. 1992. Mycorrhizal succession in young *Eucalyptus viminalis* plantations in Santa Catarina (south Brazil). *Forest Ecology and Management* 54: 205-213.
- Cázares, E. and J. E. Smith. 1996. Occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizae in *Pseudotsuga menziesii* and *Tsuga heterophylla* seedlings grown in Oregon

- Coast Range soils. *Mycorrhiza* 6: 65-67.
- Cázares, E. and J. M. Trappe. 1993. Vesicular endophytes in roots of the Pinaceae. *Mycorrhiza* 2: 153-156.
- Chen, Y. L., M. C. Brundrett and B. Dell. 2000. Effects of ectomycorrhizas and vesicular-arbuscular mycorrhizas, alone or in competition, on root colonization and growth of *Eucalyptus globulus* and *E. urophylla*. *New Phytologist* 146: 545-556.
- Chilvers, G. A., F. F. Lapeyrie and D. P. Horan. 1987. Ectomycorrhizal vs endomycorrhizal fungi within the same root system. *New Phytologist* 107: 441-448.
- Gehring, C. A., R. C. Mueller and T. G. Whitham. 2006. Environmental and genetic effects on the formation of ectomycorrhizal and arbuscular mycorrhizal associations in cottonwoods. *Oecologia* 149: 158-164.
- Helm, D. J., E. B. Allen and J. M. Trappe. 1996. Mycorrhizal chronosequence near Exit Glacier, Alaska. *Canadian Journal of Botany* 74: 1496-1506.
- Horton, T. R., E. Cázares and T. D. Bruns. 1998. Ectomycorrhiza, vesicular-arbuscular and dark septate fungal colonization of bishop pine (*Pinus muricata*) seedlings in the first 5 months of growth after wildfire. *Mycorrhiza* 8: 11-18.
- Lin, T. C., P. H. Wang and W. R. Lin. 2019. Changes of mycorrhizal fungal community occurring during the natural restoration after the chi-chi earthquake in Taiwan. *Symbiosis* 77: 177-184.
- Mcgonigle, T. P., M. H. Miller, D. G. Evans, G. L. Fairchild and J. A. Swan. 1990. A new method which give an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New phytologist* 115: 495-501.
- Plett, J. M. and F. Martin. 2011. Blurred boundaries: lifestyle lessons from ectomycorrhizal fungal genomes. *Trends in Genetics* 27: 14-22.
- Read, D. J. 1993. Mycorrhiza in plant communities. *Advances in Plant Pathology* 9: 1-31.
- Smith, J. E., K. A. Johnson and E. Cázares. 1998. Vesicular mycorrhizal colonization of seedlings of Pineaceae and Betulaceae after spore inoculation with *Glomus intraradices*. *Mycorrhiza* 7: 279-285.
- Smith, S. E. and D. J. Read. 1997. *Mycorrhizal symbiosis*. 2nd Edition, Academic Press, London, 605 p.
- Toju, H., S. Yamamoto, H. Sato and A. S. Tanabe. 2013. Sharing of diverse mycorrhizal and root-endophytic fungi among plant species in an oak-dominated cool-temperate forest. *PLoS One* 8: e78248.

利用紅外線自動相機探討合歡山區哺乳動物活動模式

姚正得 林宏儒 張淑萍 姚牧君 許雅玟 曾建偉 *

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

* 通訊作者: strixallnight@gmail.com

收件日期: 2018 年 10 月 22 日; 接受日期: 2019 年 5 月 15 日

摘要

本研究於 2015 年 11 月至 2017 年 8 月, 於合歡山區架設紅外線自動相機進行哺乳動物活動模式與動物相監測, 期間記錄 5 目 9 科 15 種哺乳類, 其中拍得有效照片張數較多的物種有台灣高山田鼠 (*Microtus kikuchii*, OI=1.729)、台灣森鼠 (*Apodemus semotus*, OI=0.910)、山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*, OI=0.713)、長吻松鼠 (*Dremomys pernyi owstoni*, OI=0.508)、高山白腹鼠 (*Niviventer culturatus*, OI=0.276) 及黃鼠狼 (*Mustela sibirica taivana*, OI=0.210); 對上述物種進行棲地類型、季節、日週期活動模式分析發現, 長吻松鼠與山羌主要活動於針葉林中; 而季節間之活動量以長吻松鼠、台灣森鼠及山羌具顯著差異; 日週期部分, 長吻松鼠與山羌主要於日間活動, 台灣高山田鼠、台灣森鼠主要於夜間活動, 高山白腹鼠則完全於夜間活動。此外, 近年山羌等物種數量有增加趨勢, 可作為後續定期進行監測之哺乳動物指標物種, 以了解其族群動態變化情形。扣除自動相機不易偵測的翼手目類群, 綜觀合歡山及鄰近地區海拔 3,000 m 以上曾記錄的哺乳動物有 5 目 9 科 18 種。後續若欲進行哺乳動物相通盤調查, 仍須透過其他調查方法進行輔助。

關鍵詞: 關鍵字: 出現指數、棲地類型、日週期、季節、活動模式、哺乳動物相

Using infrared camera traps to survey activity patterns of mammals in the Hehuan Mountain area

Cheng-Te Yao, Hung-Ju Lin, Shu-Ping Chang, Mu-Chun Yao, Ya-Wen Hsu and Chien-Wei Tseng *

Endemic Species Research Institute, Jiji, Nantou, Taiwan

* Corresponding author: strixallnight@gmail.com

Received: October 22, 2018; Accepted: May 15, 2019

Abstract

We used infrared camera traps to investigate mammalian activity patterns and community in the Hehuan Mountain area from November 2015 to August 2017. During the study period, we recorded five orders, nine families, and 15 species of mammals. Six species had a relatively high detection rate: Taiwan vole (*Microtus kikuchii*)(OI=1.729), Formosan field mouse (*Apodemus semotus*)(OI=0.910), Formosan Reeve's muntjac (*Muntiacus reevesi micrurus*)(OI=0.713), long-nosed squirrel (*Dremomys pernyi*)(OI=0.508), Formosan white-bellied rat (*Niviventer culturatus*)(OI=0.276), and Formosan weasel (*Mustela sibirica*)(OI=0.210). The results of our analyses of habitat type and seasonal and daily activity patterns showed that Formosan Reeve's muntjac and long-nosed squirrel mainly appeared in coniferous forest. There were differences in the seasonal activity patterns of long-nosed squirrel, Formosan field mouse, and Formosan Reeve's muntjac. Long-nosed squirrel and Formosan Reeve's muntjac were more active during the day, while Taiwan vole and Formosan field mouse were more active at night, and Formosan white-bellied rat was completely nocturnal. The detecting rate of some species (e.g., Formosan Reeve's muntjac) was increasing in recent years in the Hehuan mountain area. Our survey of the region up to 3,000 m in the Hehuan Mountain area had recorded five orders, nine families, and 18 species of mammals, except for Chiroptera species which are not detected by infrared camera trap.

Key words: occurrence index, habitat type, seasonal, daily, activity pattern, mammal fauna

緒言

台灣位處於亞熱帶地區，國內超過 3,000 m 以上的高山有 200 多座，使得台灣高山地區涵蓋溫帶及亞熱帶氣候。合歡山山系為中央山脈中段之一，位於太魯閣國家公園境內，主要由合歡山主峰 (3,417 m)、合歡山東峰 (3,421 m)、合歡尖山 (3,217 m)、石門山 (3,237 m)、北合歡山 (3,422 m)、西合歡山 (3,145 m) 等群峰組合而成。根據中央氣象局資料顯示，2015 年至 2017 年合歡山年均溫約 6.3 °C，年雨量約 4,178 mm，全年氣候潮濕，冬季有時會降雪，在此得天獨厚的環境下，造就了獨特的高山生態系。

物種之棲地選擇具有其限制因子，例如食物資源的競爭或天敵壓力，此類因子可能受時間或空間之影響 (Goulart *et al.* 2009; Kelly and Holub 2008; Potvin *et al.* 2000)，並具有不同尺度上的差異，例如季節與日週期 (Rettie and Messier 2000)。自動相機這類被動調查工具，也成為分析不同時空尺度棲地選擇的工具之一 (Goulart *et al.* 2009; Kelly and Holub 2008)。

利用自動相機調查當地野生動物相，具有節省人力、時間成本、資料規格標準化及有較高機率偵測習性較隱密物種等優 (Bondi *et al.* 2010; 裴 2005)，裴 (2000) 於合歡山區透

過自動相機記錄 14 種哺乳類，建立合歡山區之哺乳動物相之基礎資料。行政院農業委員會特有生物研究保育中心（後簡稱特生中心）於合歡山小風口設有高海拔試驗站，可就近進行合歡山當地之生態資料蒐集。

扣除不易以自動相機偵測之翼手目類群，前人研究資料顯示合歡山含鄰近地區（以合歡山主峰、東峰、北峰、石門山、及大禹嶺等地區）哺乳動物至少有 5 目 8 科 15 種（裴 2000；吳等 2004）（表 1）；裴（2000）的研究中僅台灣獼猴、鼬獾、山羌、台灣野山羊四種廣布種同時出現在高海拔與低海拔樣區，顯示了物種在不同海拔的分布差異；吳等（2004）的研究範圍則包含太魯閣中高海拔山區，並發現黃喉貂與鼬獾的數量較以前（裴 2000；陳等 1996；陳等 1997）增加，分布亦更廣，偶蹄目則相對稀少。

合歡山區多屬於中高海拔範圍，海拔跨幅甚大，自 2,300 m 的翠峰地區直至標高 3,422 m 的合歡北峰，除了缺乏部分侷限分布於低海拔及平原地區之物種外，幾乎涵蓋所有台灣現生之陸域哺乳動物物種。合歡山區之哺乳動物種類以翼手目及齧齒目占種類大多數，其中如黃胸管鼻蝠 (*Murina bicolor*) 更是長年於合歡山區之人工坑道度冬（鄭等 2013）；台灣高山田鼠為合歡山地區數量最多的齧齒目（裴 2000），主要活動於箭竹草原與森林邊緣（鄭等 2013）。台灣獼猴在合歡山地區則主要活動於森林，偶爾亦出現在農墾地與果園（鄭等 2013）。合歡山及鄰近地區有紀錄之食肉目種類包括黃鼠狼 (*Mustela sibirica*)、黃喉貂 (*Martes flavigula chrysospila*)、鼬獾 (*Melogale moschata subaurantiaca*)、白鼻心 (*Paguma larvata tavivana*) 及台灣小黃鼠狼 (*Mustela nivalis*) 等，其中習性隱密、數量稀少的台灣

小黃鼠狼，可說是合歡山區最難以捉摸的食肉目動物。台灣小黃鼠狼最早的紀錄即來自合歡山區（林 1999），然而目前對於其生態習性尚有許多未解之處。黃鼠狼則相對普遍，馬（1990）發現高山草原為其主要棲地，且在步道附近活動頻繁。黃喉貂在裴（2000）的研究中，無論合歡山或鄰近較低海拔的樣區，皆沒有記錄到；吳等（2004）於研究範圍雖未目擊黃喉貂，然而發現不少排遺，因此推測前人研究並未有黃喉貂紀錄可能原因包括：黃喉貂排遺不易辨識，或者黃喉貂可能於近年才拓展分布至合歡山區；鄭等（2013）雖有記錄到黃喉貂，然而其研究樣區屬於包含中低海拔的泛合歡山區，因此黃喉貂近年來在合歡山地區的存在狀況與是否已建立穩定族群，值得深入探究。

鑑於上述，本研究欲使用自動相機於合歡山地區進行哺乳類資料收集，以期對此地區之物種族群動態有更確切的掌握，特別是黃喉貂等高階掠食者在合歡山高海拔地區的出現情形？族群量是否增加？同時藉由架設地點的規劃，進一步分析哺乳動物的棲地使用、日週期之活動模式及活動量的季節性差異。

表 1、本研究及文獻紀錄於合歡山區發現之哺乳動物名錄 (扣除不易以自動相機偵測之翼手目類群)
 Table 1. The mammal list of the Hehuan mountain area from this study and additional literature review

Order	Family	Species	Chinese name	Reference		E ^a	CI ^b	
				This study	吳等 2004			
				OI value				
				This study	裴 2000			
Rodentia	Sciuridae	<i>Dremomys pernyi owstoni</i>	長吻松鼠	V	V	0.508	1.34	ESS
		<i>Petaurista alborufus lena</i>	白面鼯鼠	V	V	0.175	0.40	ESS
		<i>Tamiops maritimus formosanus</i>	條紋松鼠	V	V	0.013	0.27	ESS
	Muridae	<i>Apodemus semotus</i>	台灣森鼠	V	V	0.910	0.40	ES
		<i>Niviventer culturatus</i>	高山白腹鼠	V	V	0.276	8.41	ES
Soricomorpha	Cricetidae	<i>Eothenomys melanogaster</i>	黑腹絨鼠	V	V	0.13		
		<i>Microtus kikuchii</i>	台灣高山田鼠	V	V	1.729	11.08	ES
	Soricidae	<i>Anourosorex yamashinai</i>	台灣短尾鼯	V		0.026		ES
		<i>Episoriculus fumidus</i>	台灣長尾鼯	V	V	3.20		ES
		<i>Muntiacus reevesi icturus</i>	山羌	V	V	0.713	0.27	ESS
Artiodactyla	Cervidae	<i>Rusa unicolor swinhoei</i>	台灣水鹿	V	V	0.13		ESS
		<i>Capricornis swinhoei</i>	台灣野山羊	V	V	0.079	0.27	ES
	Bovidae	<i>Sus scrofa taivanus</i>	台灣野豬	V		0.044		ESS
		<i>Mustela sibirica taivana</i>	黃鼠狼	V	V	0.210	0.80	ESS
		<i>Martes flavigula chrysoipila</i>	黃喉貂	V	V	0.092		ESS
Carnivora	Suidae	<i>Melogale moschata subaurantiaca</i>	鼬獾	V	V	0.039	0.13	ESS
		<i>Mustela nivalis formosana</i>	台灣小黃鼠狼	V		0.004		ESS
	Mustelidae	<i>Macaca cyclopis</i>	台灣獼猴	V	V	0.088	0.27	ES

^aE 表示特有性 (Endemism), ES 表示特有種 (Endemic Species), ESS 表示特有亞種 (Endemic Subspecies)。

E means Endemism, ES means Endemic Species, ESS means Endemic Subspecies.

^bCI 表示保育等級 (Conservation level)

CI means Conservation level

材料與方法

一、調查區域

本研究之紅外線自動相機架設位置主要包含三個區域－石門山北峰沿線、合歡北峰沿線，以及特生中心高海拔試驗站小風口周圍。石門山北峰沿線，海拔介於 3,100 m-3,300 m，主要植被由玉山箭竹 (*Yushania niitakayamensis*)、玉山圓柏 (*Juniperus squamata*)、龍柏 (*J. chinensis*)、刺柏 (*J. formosana*)、玉山杜鵑 (*Rhododendron pseudochrysanthum*) 等植物組成，樣區內玉山箭竹覆蓋度超過 75%；合歡北峰沿線，海拔約介於 2,900 m-3,300 m 之間，主要為玉山箭竹、刺柏及台灣高山杜鵑 (*R. rubropilosum*) 之灌叢為主，周邊小面積森林則主要為台灣二葉松 (*Pinus taiwanensis*)，台灣池周邊則以台灣冷杉林 (*Abies kawakamii*) 為主；特生中心高海拔試驗站周圍地區，海拔介於 2,900 m-3,100 m，主要植物為刺柏、台灣冷杉、台灣二葉松、台灣鐵杉 (*Tsuga chinensis*)、苗栗冬青 (*Ilex bitoritensis*)、台灣小檗 (*Berberis kawakamii*)、樺葉莢蕨 (*Viburnum betulifolium*)、玉山

杜鵑、台灣高山杜鵑、台灣稠李 (*Prunus obtusata*)、變大花楸 (*Sorbus randaiensis*)、台灣茶藨子 (*Ribes formosanum*) 及厚葉柃木 (*Eurya glaberrima*) 等 (楊 2011)。

二、調查方法

本研究共架設 16 台被動式紅外線自動相機，其中針葉林棲地架設 7 台，箭竹草原棲地架設 9 台，任兩台相機最少距離 40 m (圖 1)。由於同品牌相機數量不足，因此相機配置包含 5 台 Bushnell Essential E2、8 台 Keep Guard 760 及 3 台 Reconyx HC500；裝置 32G 記憶卡，可以拍攝超過 10,000 張照片或 4 小時的影片，連續工作時間可達半年以上，架設區域主要以有獸徑或是動物排遺的樣點為主。研究人員以月為週期更換記憶卡並檢視相機狀況，並依相機狀況更換電池或進行檢修。Keep Guard 相機設定為錄影模式，錄製 10 秒間隔 10 秒；Bushnell 相機設定為混和模式，先連拍 2 張再錄製 10 秒影片，間隔 10 秒；Reconyx 相機僅能拍照，設定拍攝模式為一次連拍 3 張，間隔 1 分鐘。因在合歡山區溫度較低，為了減少環境溫差造成盲拍情形，自動相機之感應敏感度均調至中等 (medium)。

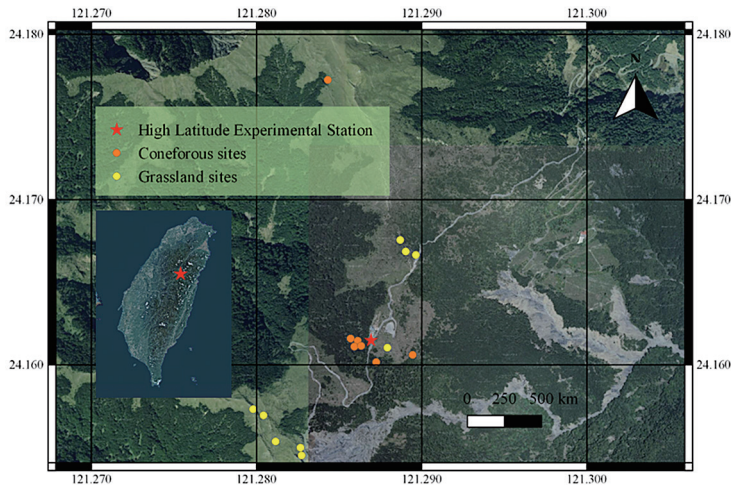


圖 1、本研究於合歡山自動相機架設位置圖。

Figure 1. The locations of infrared camera traps of this study

三、資料分析

採用出現頻率 OI 值 (Occurrence Index) 做為評估野生動物相對豐富度的基準 (裴 2000)，出現頻率 OI 值為：根據自動相機資料計算各種動物在各個樣點出現的次數，計算方式為：

(某目標物種在該樣點的有效照片數量 / 該樣點的相機總工作時數) * 1,000

即 1,000 小時內動物在相同地點出現的次數 (若單張照片上有 1 隻動物，則記為 1 隻次；若有 2 隻動物，則記為 2 隻次)；如果單一物種在相機前連續徘徊，僅記錄為一筆資料，如同一物種在間隔 1 小時後再出現，則予以記錄。相機有效照片定義為：能成功判讀物種的照片，照片間隔需在 1 小時以上。相機有效工作時數定義為：相機架設開機後測試照最後一張至最後一張所拍攝的有效照片之間的工作時數 (盡可能減去人為影響因素)，計算單位以小時為主，如果相機中途故障則不予以計算。

考慮到樣本數，僅選擇有效照片張數達 40 張以上的物種，透過自動相機拍攝成果進行不同棲地類型、不同時間尺度之分析與討論。首先，欲比較物種在針葉林與箭竹草原兩種棲地類型的出現頻率，先各別計算每台相機的 OI 值，再以 Mann-Whitney U 檢定來檢視其差異性。欲進一步探討物種於季節及日週期的活動模式，則參考裴 (2005) 採用活動量為單位，其計算方式為：

某時段活動量 = (該物種於某時段之有效照片數 / 該物種全部有效照片數) * 100%

季節的劃分根據中央氣象局對四季的定義，以 3-5 月為春季，並以此類推。由於計算活動量的前提是各時段長度一致，然而本研究各相機四季的有效工作日數未必相同，因此計算時先將單一相機單季節有效照片數除

以該季節有效工作日數，即可將時間一致化，再按照前述公式計算每台相機的季節活動量平均值。有效工作日數的定義為：相機正常拍攝的日子。若某台相機完全沒拍攝到某物種，或僅在單一季節拍攝到，則該台相機不列入該物種的活動量分析，以避免過度拉抬單一季節的活動量。物種之季節活動量採用 Kruskal-Wallis 檢定進行分析，若有顯著性則進行 Dunn 事後檢定。

由於各季節日出日落時間的差異，日週期活動量的比較上，先剔除 5-7 時、17-19 時這些包含日出日落的區間，並將 7-17 時定義為日間、19 時至隔日 5 時定義為夜間，分別計算單一相機在這兩個時段的有效照片數，並進一步計算日夜活動量，再以 Mann-Whitney U 檢定來檢視各相機日間與夜間活動量的差異性，了解該物種是否偏好於日間或夜間活動；若單一相機沒有在分析時段內拍到該物種，則不納入分析。

以上統計方式之顯著標準均訂為 $p < 0.05$ ，使用 SPSS 19 進行統計分析。

結果與討論

一、自動相機拍攝成果

拍攝期間為自 2015 年 11 月 5 日至 2017 年 8 月 31 日，共計拍攝時數達 228,474 小時，可辨識物種之有效照片張數為 1,197 張。共記錄 5 目 9 科 15 種哺乳類，其中包括短尾鼬 (*Anourosorex yamashinai*) 等 6 種台灣特種，及長吻松鼠 (*Dremomys pernyi owstoni*) 等 9 種台灣特有亞種；保育類部分則有台灣野山羊 (*Capricornis swinhoei*)、黃喉貂、台灣小黃鼠狼等 3 種其他應予保育類野生動物 (表 1)。

二、各物種結果描述

有效拍攝照片張數超過 40 張，用於

分析的物種，包括台灣高山田鼠 (*Microtus kikuchii*) (437 張)、台灣森鼠 (*Apodemus semotus*) (214 張)、山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*) (172 張)、長吻松鼠 (126 張)、高山白腹鼠 (*Niviventer culturatus*) (63 張) 及黃鼠狼 (48 張)。

(一) 嚙齒目

本研究中 OI 值相對較高的嚙齒目包括台灣高山田鼠 (OI=1.729)、台灣森鼠 (OI=0.910)、長吻松鼠 (OI=0.508) 及高山白腹鼠 (OI=0.276) (表 1)。在針葉林與箭竹草原之 OI 值比較中，於針葉林環境之 OI 值較高種類包括長吻松鼠、台灣森鼠及高山白腹鼠，其中長吻松鼠之 OI 值達到顯著差異 ($p=0.027$) (表 2)；台灣高山田鼠則於箭竹草原環境之 OI 值較高，但未達顯著差異 (表 2)，顯示長吻松鼠較偏好出沒於針葉林環境。

各季節活動量分析中，僅長吻松鼠、台灣森鼠在 Kruskal-Wallis 檢定中具顯著差異，其中長吻松鼠在春夏季活動量顯著較高，有關長吻松鼠生殖季的資料較少，根據李等 (2003) 的研究，處於繁殖狀態的個體皆捕獲於 2 到 9 月，因此推測春夏季是長吻松鼠的生殖季，可能間接使得其活動量較其他季節來的高；台灣森鼠的活動量則在秋季達高峰 (表 3)，台灣森鼠的生殖季亦有春、秋兩個高峰 (黃 1986)；此外，台灣高山田鼠的季節活動量雖未達顯著差異，然其值位於顯著邊緣 ($p=0.059$, 表 3)，以夏、秋兩季較高，根據前人研究，台灣高山田鼠集中於 4~10 月間繁殖，族群於夏、秋兩季密度較高 (呂 1991)。

日週期活動量的比較中，四種嚙齒目皆在 Mann-Whitney U 檢定中達顯著差異 (表 4)；其中長吻松鼠以日間活動為主，台灣森鼠、高山白腹鼠及台灣高山田鼠皆以夜間活動為主，其中台灣高山田鼠及台灣森鼠偶爾也在日間活動 (表 4) (圖 2)。

本研究中，有紀錄但 OI 值相對較低的嚙齒目包括松鼠科的白面鼯鼠 (*Petaurista alborufus*) (OI=0.175) 及條紋松鼠 (*Tamiops maritimus*) (OI=0.013) (表 1)；此兩種松鼠科物種皆以樹棲性為主，較難被架設接近地面的自動相機偵測到，因此出現頻度有被低估的可能。

(二) 鼬形目

透過自動相機影像大多難以辨識鼬形目種類，本研究中僅有少數照片可明確辨識為台灣短尾鼬 (OI=0.026) (表 1)。先前合歡山與周邊中海拔如瑞岩等地區之鼬形目紀錄除了短尾鼬外，另包括同為尖鼠科的台灣長尾鼬 (*Episoriculus fumidus*)、細尾長尾鼬 (*Chodsigoa sodalis*) 及鼯鼠科的鹿野氏鼯鼠 (*Mogera kanoana*)，其中以台灣長尾鼬較為普遍 (鄭等 2013)。鼬形目由於體型小及大多於夜間活動等因素，使得自動相機較難以捕捉到清晰的影像，因此若欲進行鼬形目調查，建議可使用薛門式陷阱捕捉，來提升調查效率。

(三) 偶蹄目

1. 山羌

先前吳等 (2004) 在合歡山區以徒步進行目視遇測法並未目擊到山羌及其足跡、排遺等，本研究雖有記錄到山羌，且 OI 值 (0.713) 較裴 (2000) 之 OI 值 (0.27) 高，然而間隔十多年，所使用的相機偵測率應有所提升，並不宜直接比較；近年在玉山國家公園玉山地區山羌族群量有增加且向更高海拔地區擴展的現象 (姜等 2011)，合歡山地區較高海拔地區山羌族群是否也有類似的增加趨勢，尚須更多佐證資料加以探究。

山羌於針葉林環境的 OI 值顯著較箭竹草原來的高 ($p=0.004$, 表 2)，顯示山羌主要活動於針葉林中，僅偶爾至箭竹草原。季節活動高峰出現於夏季，而冬季最低，季節間

表 2、2015 年 11 月至 2017 年 8 月不同哺乳類物種於合歡山針葉林與箭竹草原物種 OI 值比較

Table 2. Statistical analysis of OI of mammalian species comparing coniferous and grassland habitats in the Hehuan Mountain area from November 2015 to August 2017

Species	Chinese name	Coniferous		Grassland		Mann-Whitney U	Z	Asymp. Sig. (2-tailed)
		N	Average OI	N	Average OI			
<i>Dremomys pernyi owstoni</i>	長吻松鼠	7	1.03 ± 1.55	9	0.04 ± 0.07	12	-2.205	0.027*
<i>Apodemus semotus</i>	台灣森鼠	7	1.17 ± 1.55	9	0.69 ± 0.84	28	-0.373	0.709
<i>Niviventer culturatus</i>	高山白腹鼠	7	0.38 ± 0.55	9	0.19 ± 0.29	27	-0.497	0.619
<i>Microtus kikuchii</i>	台灣高山田鼠	7	1.09 ± 1.59	9	2.27 ± 2.85	25	-0.688	0.491
<i>Muntiacus reevesi micrurus</i>	山羌	7	1.42 ± 1.64	9	0.13 ± 0.21	5	-2.847	0.004*
<i>Mustela sibirica taivana</i>	黃鼠狼	7	0.24 ± 0.21	9	0.20 ± 0.24	28	-0.372	0.710

* 在 5% 顯著水準下具顯著差異。

* Significant at 5% level.

表 3、2015 年 11 月至 2017 年 8 月不同哺乳類物種於合歡山之季節活動量比較

Table 3. Statistical analysis of the activity ratio of mammalian species within each season in the Hehuan Mountain area from November 2015 to August 2017

Species	Chinese name	Number of cameras	Average Activity				Kruskal-Wallis H	Asymp. Sig. (2-tailed)
			Spring	Summer	Autumn	Winter		
<i>Dremomys pernyi owstoni</i>	長吻松鼠	n = 8	0.375 ± 0.295a	0.412 ± 0.112a	0.177 ± 0.219b	0.036 ± 0.046b	9.974	0.019*
<i>Apodemus semotus</i>	台灣森鼠	n = 12	0.166 ± 0.160a	0.144 ± 0.164a	0.542 ± 0.195b	0.148 ± 0.143a	17.729	0.001*
<i>Niviventer culturatus</i>	高山白腹鼠	n = 9	0.194 ± 0.314	0.305 ± 0.165	0.153 ± 0.184	0.348 ± 0.353	2.662	0.447
<i>Microtus kikuchii</i>	台灣高山田鼠	n = 15	0.196 ± 0.198	0.326 ± 0.215	0.351 ± 0.260	0.128 ± 0.134	7.440	0.059
<i>Muntiacus reevesi micrurus</i>	山羌	n = 11	0.132 ± 0.139a	0.517 ± 0.226b	0.182 ± 0.249a	0.169 ± 0.210a	9.810	0.020*
<i>Mustela sibirica taivana</i>	黃鼠狼	n = 12	0.139 ± 0.194	0.202 ± 0.263	0.411 ± 0.308	0.248 ± 0.248	3.361	0.339

* 在 5% 顯著水準下具顯著差異。

* Significant at 5% level.

表 4、2015 年 11 月至 2017 年 8 月不同哺乳類物種於合歡山之日期活動量比較

Table 4. Statistical analysis of the activity ratio of mammalian species comparing daytime and nighttime in the Hehuan Mountain area from November 2015 to August 2017.

Species	Chinese name	Daytime		Nighttime		Mann-Whitney U	Z	Asymp. Sig. (2-tailed)
		N	Average Activity	N	Average Activity			
<i>Dremomys pernyi owstoni</i>	長吻松鼠	7	100.0	7	0.0	0.000	-3.606	<0.001*
<i>Apodemus semotus</i>	台灣森鼠	11	1.299 ± 4.307	11	98.701 ± 4.307	0.000	-4.404	<0.001*
<i>Niviventer culturatus</i>	高山白腹鼠	9	0.0	9	100.0	0.000	-4.123	<0.001*
<i>Microtus kikuchii</i>	台灣高山田鼠	15	7.258 ± 12.192	15	92.742 ± 12.192	0.000	-4.796	<0.001*
<i>Muntiacus reevesi micrurus</i>	山羌	11	58.826 ± 36.072	11	41.174 ± 36.072	41.000	-1.296	0.195
<i>Mustela sibirica taivana</i>	黃鼠狼	13	42.265 ± 44.997	13	57.735 ± 44.997	64.000	-1.097	0.273

* 在 5% 顯著水準下具顯著差異。

*Significant at 5% level.

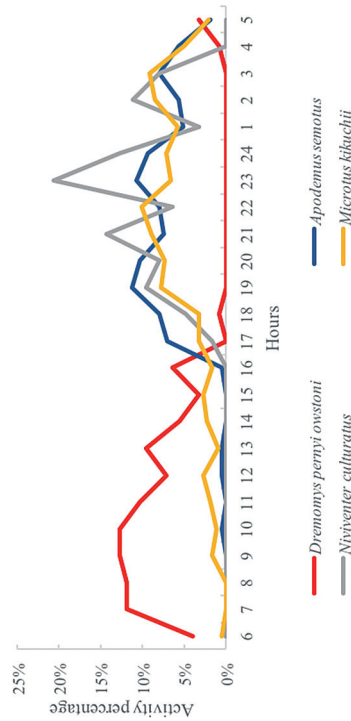


圖 2、2015 年 11 月至 2017 年 8 月於合歡山之四種嚙齒目活動量日週期變化圖。

Figure 2. Activity percentage of four Rodentia species over a 24-hour period in the Hehuan Mountain area from November 2015 to August 2017.

差異具顯著性 ($p=0.02$, 表 3)。大雪山 230 林道及太麻里地區之山羌同樣於夏季有一活動高峰, 但其他季節活動情形較不一致 (蘇等 2008; 劉 2014); 推測冬季時合歡山區氣候條件較嚴苛, 使得山羌可能離開合歡山區往較低海拔地區移動。

日週期活動量部分, 各時段均有活動情形, 並於傍晚 18 點為活動最高峰, 最低點則落於凌晨 3 點 (圖 3), 日週期活動量則不具顯著差異 ($p=0.195$, 表 4)。台灣其他地區之山羌日週期活動高峰主要落在晨昏時段 (裴與姜 2004; 蘇等 2008; 姜等 2011; 劉 2014), 黃昏的高峰與本研究可相對照, 然而本研究之山羌於清晨並未有活動高峰顯現, 推測可能因合歡山區海拔較高、清晨溫度相對較低, 進而影響山羌活動意願。

2. 其他偶蹄目

除了山羌外, 本研究另有記錄到台灣野山羊 (OI=0.079) 及台灣野豬 (*Sus scrofa*) (OI=0.044)(表 1), 但 OI 值相對較低。裴 (2000)

於合歡山區同樣僅記錄到零星的台灣野山羊出沒, 而吳等 (2004) 則並未記錄到台灣野山羊蹤跡。台灣野豬主要分布在台灣 3,000 m 以下山區 (祁 2008), 3,000 m 以上高山地區偶有記錄 (林與吳 2010), 裴 (2000) 與吳等 (2004) 先前在合歡山區均未記錄到台灣野豬的蹤跡。綜合上述, 合歡山區並非台灣野山羊及台灣野豬穩定出沒的地區, 僅有零星個體在此活動。

太魯閣國家公園之高海拔山區, 於奇萊山區及南湖山區均有穩定的台灣水鹿 (*Rusa unicolor*) 族群 (吳等 2004), 然而合歡山區的台灣水鹿紀錄卻尤如鳳毛麟角, 裴 (2000) 曾有一筆自動相機影像紀錄, 此外吳等 (2004)、鄭等 (2013) 及本研究均無台灣水鹿紀錄; 近期於大禹嶺附近開始有零星目擊紀錄 (姚正得未發表資料), 有機會逐漸擴散至合歡山區; 台灣水鹿具有啃食樹皮習性, 日後水鹿若在合歡山區建立穩定族群, 對於當地生態造成的影響值得關注。

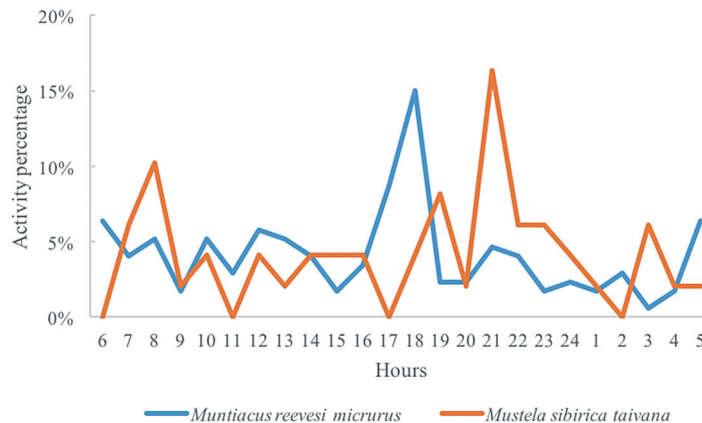


圖 3、2015 年 11 月至 2017 年 8 月於合歡山之山羌與黃鼠狼日週期活動量變化圖。

Figure 3. Activity percentage of Formosan Reeve's muntjac (*Muntiacus reevesi micrurus*) and Formosan weasel (*Mustela sibirica taivana*) over a 24-hour period in the Hehuan Mountain area from November 2015 to August 2017.

(四) 食肉目

1. 黃鼠狼

黃鼠狼是合歡山區的食肉目中，最常被自動相機拍攝到的物種，在本研究中之 OI 值為 0.210(表 1)。黃鼠狼在兩種棲地環境之 OI 值不具顯著差異 ($p=0.71$ ，表 2)。馬 (1990) 研究發現黃鼠狼於夏、秋兩季活動較為頻繁，並與小型哺乳類族群成正相關，本研究黃鼠狼之季節活動量則無顯著差異 ($p=0.339$ ，表 3)，由於本研究中齧齒目僅長吻松鼠、台灣森鼠有季節活動量差異，出現率最高的台灣高山田鼠亦沒有季節差異，推測本研究黃鼠狼季節活動亦因小型獵物影響而不具差異性。黃鼠狼之日週期活動高峰落於夜間 21 點，若對照圖 2，則可見此時段同為齧齒目等小型獵物的主要活動高峰，次高峰則於上午 8 點，其餘時段之活動量均未超過 10%(圖 3)，在日週期活動量則未達到顯著差異 ($p=0.273$ ，表 4)。姜等 (2013) 於塔塔加地區發現，黃鼠狼與黃喉貂之日週期活動模式有日夜區隔的現象，共域生存而較居弱勢的黃鼠狼，偏向夜間活動來減少與黃喉貂之間的衝突，本研究中並未發現這樣的現象，可能也與此區黃喉貂的豐富度 (OI=0.092) 較低有關 (表 1)。

2. 黃喉貂

在本研究中，黃喉貂之 OI 值 (OI=0.092) 雖不高，但在食肉目中仍僅次於黃鼠狼 (表 1)。裴 (2000) 於合歡山區利用自動相機調查哺乳動物相時，並未記錄到黃喉貂的身影；吳等 (2004) 以徒步進行目視遇測法搜尋哺乳動物排遺或痕跡進行調查，於合歡山區記錄到不少黃喉貂排遺。吳等 (2004) 推測前人研究並未有黃喉貂紀錄可能原因包括：黃喉貂排遺不易辨識及黃喉貂可能於近年才拓展分布至合歡山區。此外，為黃喉貂獵物之一的山羌，近年於合歡山區有族群增加趨勢，因

此黃喉貂族群亦可能受獵物豐富度增加而逐漸進駐合歡山區。黃喉貂為目前合歡山區體型最大的食肉目動物，其族群動態可反映其他生態階層之族群變化，具有做為合歡山區指標物種的潛力。

3. 他食肉目

鼬獾及台灣小黃鼠狼的 OI 值在本研究中均不高，分別為 0.039 及 0.004(表 1)。鼬獾屬於廣布各海拔的物種，在中低海拔地區皆有一定數量 (祁 2008; 吳等 2004)，高海拔山區之族群則相對零星 (姜等 2011)，過去於合歡山中高海拔地區也有鼬獾紀錄 (裴 2000; 吳等 2004)，與本研究結果類似。合歡山區為台灣小黃鼠狼之首次發現地，然而一直以來僅偶有零星紀錄 (林 1999)，相關研究也不多 (林 1999; 蘇 2002)，本研究僅有 1 筆影像紀錄，時間與地點為 2016 年 3 月 4 日上午於鄰近合歡北峰登山口之自動相機所記錄，該樣點環境屬於箭竹草原類型。

(五) 靈長目

台灣唯一的野生靈長類 - 台灣獼猴 (*Macaca cyclopis*)，從海平面到 3,000 m 以上山區皆有分布 (祁 2008)。吳等 (2004) 於合歡山區僅調查到零星的台灣獼猴活動，而本研究亦僅記錄到零星的台灣獼猴活動 (OI=0.088) (表 1)，主要於春、夏季活動於合歡山區，且記錄到的大多為單隻活動的個體，僅少數有拍攝到 2 隻以上個體活動。鄭等 (2013) 描述合歡山及鄰近地區時有猴群危害農作事件發生，推測高海拔地區之台灣獼猴食物較缺乏，因此猴群較有可能進入農作區覓食而造成危害；台灣獼猴已於 2019 年 1 月 9 日起調整為非保育類野生動物，因此台灣獼猴之族群動態宜持續關注，以提供相關單位做為經營管理之依據。

三、自動相機拍攝成效討論

自動相機設定為錄影模式，其優點為可對拍攝物種有較詳細的行為記錄，缺點是影片檔案較占記憶體空間，需比拍照模式更頻繁替換記憶卡，此外研究人員事後檢視影片亦會比照片花較多時間。拍照模式則有節省記憶體空間，檢視時間較短的優點，若欲較詳細記錄個體行為，亦可考慮將拍照模式設定為不間斷的連拍。綜合上述，設定為錄影與單純拍照模式並無絕對好壞，但憑研究者所需而定。

本研究中，對於嚙齒目與鼯形目等小型哺乳類之拍攝辨識成效較差，由於所使用自動相機從感應到進行拍攝之延遲時間從0.2~0.7秒(姜等 2013)，對於感應體積小且移動速度較快的拍攝對象較為遲鈍，且僅透過紅外線作為輔助光源較難拍攝到清晰的影像，若後續要提升小型哺乳類之辨識成效，可選擇感應速度快、且有閃光燈或其他光照度較佳之自動相機；若欲監測如白面鼯鼠等樹棲性物種，則須將自動相機架設於樹上進行拍攝。此外，自動相機不適合做為翼手目調查工具，進行翼手目調查宜使用網具(如豎琴網或霧網)及蝙蝠偵測器，效率較佳。

結論與建議

- 一、本研究共調查到5目9科15種哺乳類，其中包括短尾鼯等6種台灣特有种及長吻松鼠等9種台灣特有亞種；保育類部分則有台灣野山羊、黃喉貂及台灣小黃鼠狼等3種其他應予保育類。
- 二、對有效拍攝張數較多之物種進行棲地類型、季節與日週期活動模式分析，結果發現山羌與長吻松鼠主要活動於針葉林中；季節活動量中，長吻松鼠，台灣森

鼠的活動在秋季達高峰，山羌的活動高峰則在夏季；日週期活動量分析中，長吻松鼠主要於日間活動，台灣森鼠、高山白腹鼠及台灣高山田鼠則於夜間活動為主。

- 三、調查發現黃喉貂於近年逐漸進駐合歡山區，其獵物之一的山羌族群，在合歡山地區是否有增加，及兩者族群消長是否具有獵物天敵之相關性，宜透過持續監測獲知。對於此類中大型哺乳動物之族群動態，除了期望透過長期監測數據了解物種間之相關性外，亦可探討氣候變化、環境更迭及人為活動對於合歡山生態系影響為何。
- 四、透過自動相機能掌握大部分哺乳動物族群動態，然而若欲通盤監測所有哺乳動物，建議須調整自動相機拍攝模式以增加小型哺乳類辨識成功率，或是搭配使用薛門式陷阱進行捕捉；而翼手目則須使用網具及蝙蝠偵測器等進行調查。

引用文獻

- 祁偉廉。2008。台灣哺乳動物。遠見天下文化出版股份有限公司。臺北市。
- 吳海音、吳世鴻、吳煜慧。2004。太魯閣國家公園高山地區動物資源基礎調查。太魯閣國家公園管理處。
- 呂孟栖。1991。合歡山地區台灣高山田鼠(*Microtus kuchii*)的生態與生殖研究。東海大學生物學研究所碩士論文。
- 李宗鴻。2003。荷氏松鼠(*Dremomys pernyi*)之繁殖生物學研究。行政院國家科學委員會。

- 林良恭。1999。太魯閣國家公園台灣高山小黃鼠狼之分布與族群特性研究。太魯閣國家公園管理處。
- 林良恭、吳榮笙。2010。雪山地區高山生態系整合研究 - 哺乳類。雪霸國家公園管理處。
- 姜博仁、蔡世超、吳禎祺。2011。玉山地區中大型哺乳動物與生物多樣性之長期監測計畫。玉山國家公園管理處。
- 姜博仁、梁又仁、蔡世超、吳禎祺。2013。玉山國家公園共域性動物族群消長動態變化與監測模式建立 - 以黃鼠狼與黃喉貂為例。玉山國家公園管理處。
- 孫元勳、林惠珊。2010。雪山地區高山生態系整合研究 - 鳥類群聚與生態研究。雪霸國家公園管理處。
- 馬協群。1990。高山草原區華南鼬鼠 (*Mustela sibirica davidiana*) 之生態研究 - 食性、棲息地及族群之基本調查。國立台灣師範大學生物學研究所碩士論文。
- 陳擎霞、李玲玲、李培芬。1996。德基水庫集水區自然生態動植物種源調查計劃 (四) 合歡山地區生態種源庫之調查。德基水庫集水區管理委員會。
- 陳擎霞、李玲玲、李培芬。1997。德基水庫集水區自然生態動植物種源調查計劃 (五) 南湖地區生態種源庫之調查。德基水庫集水區管理委員會。
- 黃步敏。1986。台灣森鼠之生殖週期。東海大學生物學研究所碩士論文。
- 楊國禎。2011。合歡山台灣冷杉林永久樣區地被植物組成與長期動態變化之研究。太魯閣國家公園管理處。
- 裴家騏。2000。太魯閣國家公園野生動物普查計畫 - 哺乳類動物。太魯閣國家公園管理處。
- 裴家騏、姜博仁。2004。大武山自然保留區和周邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物之現況與保育研究 (三)。農業委員會林務局保育研究系列 92-02 號。
- 裴家騏。2005。自動照相機在動物監測上之應用與成效分析。台灣國家公園研討會 142-157 頁。
- 鄭錫奇、張簡琳玟、黃光隆、張嘉顯、張鈞翔。2013。合歡山區的野生哺乳動物。自然保育季刊 82: 21-30。
- 劉一新。2014。太麻里研究中心闊葉樹混植造林地內三種草食獸之族群監測。台灣生物多樣性研究 16 (4): 323-337。
- 蘇志峰。2002。玉山國家公園內台灣小黃鼠狼 (*Mustela formosana*) 之棲地環境及活動行為研究。玉山國家公園管理處。
- 蘇秀慧、裴家騏、梁又仁。2008。雪霸國家公園陸域野生動物資源整合分析 - 雪見地區。雪霸國家公園管理處。
- Bondi, N. D., J. G. White, M. Stevens and R. Cooke. 2010. A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities. *Wildlife Research* 37(6): 456-465.
- Goulart, F. V. B., N. C. Cáceres, M. E. Graipel, M. A. TortatodIvo, V. R. G. Jr and L. G. R. Oliveira-Santosa. 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74(3): 182-190.

- Kelly, M. J. and E. L. Holub. 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* 15(2): 249–262.
- Potvin, F., L. Bélanger and K. Lowell. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology* 14(3): 844-857.
- Rettie, W. J. and F. Messier. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23: 466-47

「台灣生物多樣性研究」稿約

壹、一般說明

- 一、《台灣生物多樣性研究》為行政院農業委員會特有生物研究保育中心出版之學術期刊，歡迎國內外學者發表有關生物多樣性或自然保育之學術論文與有關物種出現資料之資料論文，但以未曾在其他刊物發表之原創研究及資料為限。
- 二、本刊為網路期刊，隨時接受投稿，並於每年 1 月、4 月、7 月及 10 月在中心網站 (http://tesri.tesri.gov.tw/list_protect.php) 刊登發行。
- 三、撰稿中、英文均可，來稿以完整微軟 WORD 格式文稿電子檔傳送至「台灣生物多樣性研究」期刊編輯委員會電子信箱(email: tjbd@tesri.gov.tw)。
- 四、經本刊接受刊登之稿件，投稿著作所有列名作者皆同意授權本刊單位以非專屬授權之方式再授權，並得為重製、公開傳輸、授權用戶下載、列印等行為。為符合資料庫之需求，並得進行格式之變更。
- 五、稿件無稿酬，但經刊登之文稿將提供 PDF 檔給作者，不另贈送抽印本。
- 六、來稿由本刊送請相關學者專家審查、簽註意見或修改，如需修改者再送請作者自行補充修正，作者應於收稿 2 週內完成修正，如於收稿 2 個月後仍未將修正稿件寄回者，視同放棄投稿。稿件付印前作者應負責校對。
- 七、通訊作者需在期刊出版前簽署文稿版權轉移同意書給期刊編輯室。

貳、文稿章節順序

一、學術論文部份

依照 1.題目, 2.作者姓名、服務單位、地址, 3.通訊作者之 e-mail, 4.摘要, 5.關鍵詞, 6.緒言, 7.材料與方法, 8.結果與討論(可分列), 9.結論(可省略), 10.謝誌(可省略), 11.引用文獻等順序撰寫; 其中 1 至 5 項請中英文並列, 本文為中文撰寫者, 依先中文後英文順序; 本文為英文撰寫者, 則先英文後中文。

文章若屬於研究短報(Note)者可不分章節。

二、資料論文部份

依照 1. 題目, 2. 作者姓名、服務單位、地址, 3. 通訊作者之 e-mail, 4. 摘要, 5. 關鍵詞, 6. 物種出現資料之資料集(Dataset)與詮釋資料(Metadata)連結網址, 請依據國際共通之達爾文核心集(Darwin Core, Dwc)及生態詮釋資料語言(Ecological Metadata Language, EML)格式, 儲存於廣用並長存之網路公開空間, 如全球生物多樣性資訊機構(GBIF)。

有關資料集, 作者應確保其正確性及所有權, 並使讀者可讀與清楚瞭解, 如有任何異常值或缺少值, 應特別標示; 有關詮釋資料, 至少須包括 1. 資料集概述, 2. 資料範圍(含分類、空間、時間等), 3. 採樣方法, 4. 智慧財產權聲明, 為鼓勵可由使用者自由分享、修改之開放資

料特性，作者應同意完全授權供使用，請參考相關授權資訊，例如：資料集之智慧財產權授權依 Open Data Commons Public Domain Dedication and License (PDDL-By) v1.0 (<http://www.opendatacommons.org/licenses/pddl/1.0/>) 之規定、詮釋資料之智慧財產權授權依 Open Data Commons Attribution License(ODC-By) v1.0 (<https://opendatacommons.org/licenses/by/1.0/>) 之規定。

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

參、文稿結構

- 一、題目以 30 字為限。
- 二、作者中英文姓名之右上角以縮小數字標示服務單位註記。作者的英文姓名需列全名，名在前姓在後；複姓複名者，二字間用“-”相連；作者若為兩人，姓名間以“and”連接；若為三人或以上，除最後一人與其前一人間以“and”連接外，其餘之間以半形逗號連接。
- 三、中英文摘要以 500 字為限，摘要內容應以結果及結論為主，目的及方法可簡潔敘述或省略。避免使用條列式的摘要。
- 四、中英文關鍵詞以 5 個為限。

肆、文稿書寫應注意事項

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

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

Notice to Contributors

I. General Guides:

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

II. Manuscript Preparation:

1. Research paper: Manuscript should be written in a sequence of 1) Title, 2) Authors' full name 3) Author(s) affiliations(s) and address(es), 4) Abstract, 5) Key words, 6) Introduction, 7) Materials and methods, 8) Results, 9) Discussion, 10) Conclusions, 11) Acknowledgements, 12) Literature Cited. Of them 1 to 5 should be written in dual languages, Chinese and English.
2. Data paper: Manuscript should be written in a sequence of 1) Title, 2) Authors full name, 3) Author(s) affiliations(s) and address(es), 4) Abstract, 5) Key words, 6) URL of the website where the dataset and metadata are available. The dataset and metadata should be built in the international standard formats of Darwin Core (DwC) and Ecological Metadata Language (EML). For species occurrence open data repositories, Global Biodiversity Information Facility (GBIF) is suggested. Author(s) must confirm the correctness and authenticity of the data prior to submission. The data should be readable and its meaning obvious for the data user(s). Importantly, if anomalies, outliers, and/or missing values are included in the data, a distinct number or symbol should be used to clearly identify those values. Metadata should be written at least in 1) Dataset content, 2) Coverage (including Taxonomic, Spatial and Temporal aspects), 3) Methods, 4) Intellectual property rights disclaimer. To promote the free dissemination of biodiversity open data, author(s) should not assert any proprietary rights to the dataset and metadata. For example,

This {DATA(BASE)} is made available under the Open Data Commons Public Domain Dedication and License v1.0. (<http://www.opendatacommons.org/licenses/pddl/1.0/>)

This {DATA(BASE)- NAME} is made available under the Open Data Commons Attribution License v1.0. (<https://opendatacommons.org/licenses/by/1.0/>)
3. Cover page should contain title of manuscript, author name(s), author's (s') affiliation(s),

corresponding author's name, telephone number, fax number and e-mail address, and a short running title.

4. Title should be less than 30 words. Capitalize the first letter of each word except articles, conjunctions and prepositions.
5. Author's name should be first name first followed by surname. For multiple authors, use a comma to separate the names but the last two names by "and."
6. Running title should be less than 50 letters including spaces.
7. Abstract must be a single paragraph not exceeding 500 words.
8. Key words should be no more than 5 words.

III. Manuscript Format:

1. Manuscript must be typed using standard software (Microsoft Word) with top, bottom, left and right. Mark page numbers on the bottom.
2. Manuscript should be typed in a uniform character size. There is no need to differentiate paragraph, title, subtitle or contents by using large or small characters.
3. Measurements should use International System of Units (kg, mg, km, m, cm.... etc.). All numerals or quantities should be expressed in Arabic numbers. Years in the text should use A.D. universally.
4. Figures and tables in the text should be sequenced by Arabic numbers (e.g. Fig.1 and Table 1). Both graphs and photos use same "Fig." designation.
5. Common name of an animal or plant that appears in title and first appears in abstract and text should be accompanied with scientific name. All scientific names in manuscript should be in italics.
6. When citing a reference in text, use surname and year, e.g. (Clough 1998) for single author; use "and" to link authors, e.g. (Pimm and Gittleman 1992) for double authors; and use "et al." e.g. (Baker et al. 1996) for multiple authors. When citing multiple references, separate them with semi-colons in chronological order.
7. Use the following system for arranging references in literature cited.

For journals:

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

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

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

For books and symposiums:

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

Jinchu, H. and W. Fuwen. 1990. Development and progress of breeding and rearing giant pandas in captivity within China. pp. 322-325. In: H. Jinchu (ed). *Research and progress in biology of the giant panda*. Sichuan Publishing House of Science and Technology, Sichuan, China.

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