

以公民科學調查臺灣獼猴之分布與監測其族群趨勢：
開創的五年 (2015-2019年)

**Results from the first five years of Taiwanese Macaques
(*Macaca cyclopis*) distribution survey and population
trend monitoring through citizen science (2015-2019)**

范孟雯^{1,*} 張仕緯¹ 徐瑋婷¹
柯智仁^{1,2} 蔡明剛¹ 張安瑜¹ 林瑞興¹

**Meng-Wen Fan^{1,*} Shih-Wei Chang¹ Wei-Ting Hsu¹
Jerome Chie-Jen Ko^{1,2} Ming-Kang Tsai¹ An-Yu Chang¹
and Ruey-Shing Lin¹**

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 國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所 10617臺北市羅斯福路四段1號

¹ Endemic Species Research Institute, Nantou, Taiwan

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

* 通訊作者：mwluna0927@gmail.com

* Corresponding author: mwluna0927@gmail.com

摘要

若要有效經營管理臺灣獼猴資源，必需先掌握獼猴之空間分布、族群量和棲地利用等資訊。為快速瞭解廣時空尺度生物多樣性的現況和變動，近年透過大量志工參與的公民科學成為重要的研究工具。本研究運用自2009年執行至今的臺灣繁殖鳥類大調查計畫(BBS Taiwan)之現有架構和公民科學家能量，於2015-2019年間將臺灣獼猴納入其調查項目。BBS Taiwan的調查方法為採用有效調查半徑為100 m的定點調查法，在每年3-6月，調查者於每個樣點進行2次、每次各6分鐘的觀察。記錄發現之獼猴，區分為猴群或孤猴，並記錄調查者與獼猴間的距離區段。本研究期間共計進行10次調查，每次調查的總樣點數平均為2,738.1個(範圍2,554-2,913個)，涵蓋臺灣本島所有的棲地類型。其中納入後續猴群資料分析之海拔50 m以上的森林性棲地樣點數，每次平均調查1,415.0個(範圍1,302-1,537個)。以廣義線性混合模式分析猴群的分布是否受年度、調查日、森林類型、地理分區和海拔等因子影響，並利用訊息理論研究法進行模式比較的結果顯示，僅地理分區有顯著的影響性。再用Tukey多重比較之後顯示，花蓮和臺東的猴群出現機率顯著高於北部和中部；南部的猴群出現機率顯著高於北部。本研究分析臺灣獼猴2015-2019年間的整體族群變化，沒有顯著的上升或下降。計算出臺灣全島森林棲地內之獼猴密度為0.499群/km²(95%的信賴區間為0.434-0.567群/km²)，推估之猴群數為10,500群(95%的信賴區間為9,130-11,921群)。未來將持續監測全島臺灣獼猴的族群分布和變動狀況，以提供擬定經營管理策略的科學依據。

關鍵詞：公民科學、臺灣獼猴、空間分布、族群趨勢、族群密度估算

Abstract

Information on spatial distribution and population estimation of Taiwanese macaques (*Macaca cyclopis*) is critical to effective resource management. In recent years, citizen science projects that reveal the status of biodiversity in a broader spatial-temporal scale have increased rapidly. The nationwide citizen-science monitoring project of Taiwan Breeding Bird Survey (BBS Taiwan) initiated in 2009 has also recorded sightings of macaque troops since 2015. From 2015 to 2019, two surveys were conducted between March and June each year using the point-count method with an effective survey radius of 100 meters and a 6-minute stop time at each sampling point. On average, 2,738.1 (range 2,554-2,913) sampling points were surveyed each time to cover every habitat type across Taiwan Island. Among those sampling points, 1,415.0

(range 1,302-1,537) were in forests with an elevation of above 50 meters. We investigated whether year, Julian day, forest type, geographical region and elevation were related to the distribution of macaque troops. Only the geographical region showed a significant effect. Meanwhile, the encounter rate of macaque troops in Hualien and Taitung was significantly higher than that in Northern and Central Taiwan. The encounter rate of macaque troops in Southern Taiwan was significantly higher than that in Northern Taiwan. There was no significant change in the population trend of macaque troops in the period of 2015-2019. The density of macaque troops was estimated to be 0.499 troops/km² (95% confidence interval: 0.434-0.567 troops/km²) in the forest habitat of Taiwan, and the estimated population size was 10,500 troops (95% confidence interval: 9,130-11,921 troops). This project will continue to be conducted to monitor the population trend of Taiwanese macaque.

Key words: citizen science, *Macaca cyclopis*, spatial distribution, population trend, population density estimation

收件日期：2020年08月06日

接受日期：2020年11月17日

Received: August 06, 2020

Accepted: November 17, 2020

緒言

臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)是臺灣特有且唯一的非人類靈長類動物，廣泛分布於臺灣本島，主要生活在森林性棲地，從平地到海拔3,600 m之森林皆有出現紀錄(Fooden and Wu 2001；李等 2000)。1989年臺灣公告實施「野生動物保育法」時，將臺灣獼猴列在保育類的名單中，係考量其分類上之特有性、學術研究之價值和受棲地破壞與獵捕而導致數量減少等壓力(李等 2000)。隨著民眾保育意識提升，臺灣獼猴之獵捕壓力減輕，在2019年1月9日公告修正「陸域保育類野生動物名錄」中，主管機

關將臺灣獼猴調整為一般類野生動物，但仍受野生動物保育法的保護(行政院農業委員會林務局 2019)。此消息發布之後，亦引起社會大眾廣泛的討論，如果能有科學數據做為評估名錄的參考，將可提升保育類野生動物名錄之社會公信力(行政院農業委員會林務局 2019)。

族群的分布與數量變動的趨勢是協助擬定經營管理策略，並且提供評估工作成效和調整內容的依據(Gibbs 2000, Lancia *et al.* 2005)。若要有有效經營管理獼猴資源，必需先掌握獼猴之空間分布、族群量和棲地利用等資訊，才能提出合宜的經營管理策略(Watanabe and Muroyama 2005；蘇等

2011)。為了解臺灣獼猴的族群狀況，過去曾有不同團隊針對全島和特定地區的獼猴分布狀況進行調查和族群量估算(吳 2016；李等 2000；林 2019；張 2002；張等 2013；蘇 2012a, 2012b, 2018；蘇與粘 2013；蘇等 2011)。其中，在獼猴族群量年間變動的情形，僅位於宜蘭和新北市交界的福山研究中心有1999-2009年間單一猴群的數量變動資料(蘇等 2010)；南投名間、彰化二水有1999-2000和2011-2012年間以及高雄壽山有2008年和2012年的族群量調查資料可以進行年間的比較(蘇 2012b；蘇與粘 2013)，其它地區的獼猴族群年間變動資料則闕如。至於臺灣全島的獼猴族群分布和數量估算，僅在1997-2000年進行過一次沿線調查(李等 2000)。由於相當耗費人力，全面性的普查監測一直難再執行。因此，若要以科學數據呈現臺灣全島的獼猴數量現況和族群變動趨勢，實有必要發展可快速重複的調查方式來監測全島的獼猴族群。

要獲得大空間尺度及長時間的監測資料，需投入大量的人力、時間和經費，不易由單一機構或研究人員獨立完成，於是公民科學(citizen science)近年遂成為監測廣時空尺度生物多樣性的重要方法(Dickinson *et al.* 2012；林等 2015；林等 2017)。自2009年開始推行的臺灣繁殖鳥類大調查(Taiwan Breeding Bird Survey, BBS Taiwan)，透過結合學術單位、政府機關和民間團體的跨組織合作，設計明確的標準化調查方法，藉由眾多公民科學家的參與，每年進行臺灣全島的野外調查，獲得繁殖鳥類族群數量的第一手資料，並依此

建立即時的繁殖鳥類族群指標(Ko *et al.* 2017)。自2015年起，BBS Taiwan將臺灣獼猴納入其調查項目，請參與的公民科學家在進行鳥類調查的同時也記錄臺灣獼猴的出現狀況，運用BBS Taiwan的現有架構和公民科學家的能量進行臺灣全島的獼猴監測工作。

本研究即為分析2015-2019年首次以公民科學方式系統性調查的成果，藉此瞭解臺灣全島獼猴的空間分布、密度與數量的估算及變動趨勢，以提供擬定後續經營管理策略的科學依據。

材料與方法

一、研究地點

本研究調查的區域為臺灣本島(東經120度01分00秒-121度59分15秒；北緯21度53分50秒-25度18分20秒)，面積約為35,810 km²，海拔最高為3,952 m。

二、調查方法

(一) 猴群調查

本研究依循BBS Taiwan採用的定點調查法(point count)進行。調查之樣區有預選樣區和自設樣區2種。預選樣區根據分層隨機取樣的概念，依據3個海拔段(0-1,000 m、1,001-2,500 m、2,501-4,000 m)與41個生態氣候區(蘇 1992)，將臺灣本島切割為91個不同的分層，再於各分層中隨機抽選出總計450個預選樣區，整體而言，BBS Taiwan涵蓋了臺灣所有的棲地環境類型。自設樣區則由調查者在沒有預選樣區和沒

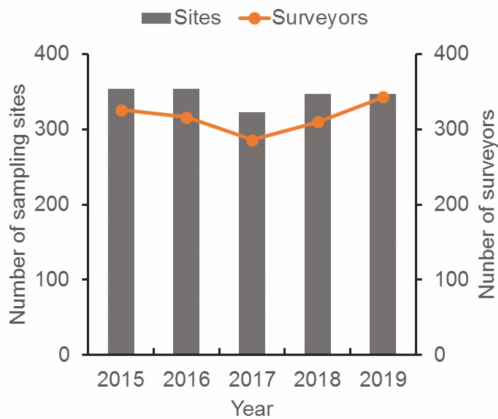


圖1. 在2015-2019年執行調查的樣區數及人數。

Fig. 1. The number of sampling sites and surveyors from 2015 to 2019.

有其他志工設置過樣區的地點，自行設置樣區。截至2019年預選樣區和自設樣區總計有796個。每個樣區以1 km X 1 km 網格為基礎，沿著車行道路或步道於前述網格範圍內或周邊設置6-10個樣點，每個樣區最遠的兩個樣點直線距離以不超過4 km 為原則。本研究的調查期間為2015-2019年，每年進行2次，共計10次的調查中，每年平均有316位（範圍286-343位）公民科學家在345個樣區（範圍323-354個）進行調查（圖1）。這5年間有進行過調查的樣區數累計共473個，包含3,844個樣點，其中69%的樣點有6次以上的調查資料；而納入後續資料分析之海拔50 m 以上的森林性棲地共累計調查2,014個樣點，其中67%的樣點調查6次以上。

每個樣點的有效調查半徑為100 m，樣點之間的直線距離相隔200 m以上。在每年

3-6月，臺灣鳥類主要的繁殖季節(柯等2019)，其中4-6月也是臺灣獼猴小猴出生之旺季(李等2000)。調查者於每個樣點進行2次調查，每次調查於日出後4小時內完成，2次調查至少間隔2周以上。臺灣獼猴較不活動的時間為上午11時至下午2時之間(張等2013；張1999)，本調查均在早上11時前完成，可配合猴群較活躍的時間區段。

調查者每次在每個樣點進行6分鐘定點觀察，在調查鳥類的同時也記錄是否有發現臺灣獼猴。如果有發現獼猴，則進一步區分其為猴群或孤猴，並記錄人猴間的水平直線距離區段。在猴群或孤猴的判斷部分，一般若觀察到2隻(含)以上的個體即判定為猴群。由於猴群是母系社會，群中雌猴和未成年猴通常留在群內(李等2000)，若僅觀察到1隻雌猴或未成年猴即判斷為猴群；若僅觀察到1隻成年雄猴，則需同時多處傳出叫聲或多處樹枝大力晃動，才會判斷為猴群。雌、雄獼猴的判別是依外生殖器形態；成年與未成年猴的區別主要是依體型大小與第二性徵。

在猴群數的判斷上，依據研究人員長期的野外調查經驗，每一次調查在一樣點停留6分鐘的調查時間內會遇到2群以上的獼猴機率非常小，再加上若未長期追蹤猴群並辨認個體，要區分不同的猴群是非常困難的，因此本研究將每一次於同一個樣點進行調查，所記錄到之猴群均視為同一群，以減少人為判斷的偏差。人猴間的水平直線距離，是指猴群中第一隻被發現的獼猴個體與調查者的水平直線距離。調查時用0-25 m、26-100 m及>100 m 這3個距離區段記錄，估計距離係採用目測的方式(柯

等 2020)。

臺灣僅有一種獼猴，且其體型大、群體活動時常會發出聲音、個體在樹枝間移動時常會造成枝條大幅度的擺動，再加上參與之公民科學家平常就有在野外從事賞鳥等自然觀察活動，因此若調查時有獼猴出現應均有察覺之能力。為了加強公民科學家區分猴群和孤猴以及正確記錄的能力，本團隊除製作調查說明文宣廣發給公民科學家參考之外，也舉辦調查訓練班加強說明調查注意事項，以增進公民科學家進行此項調查的能力。

(二) 資料彙算與統計分析

臺灣獼猴是群居性動物，常態的猴群組成包含成年雌、雄猴與未成年猴，非屬常態猴群成員的雄性孤猴與雄性光棍群占總族群量的比例非常少，且結構零散不易估算(張等 2013)。因此本文僅以常態猴群作為後續族群棲地利用、趨勢變動和數量估算的對象。為避免重複計算同一猴群，本研究僅採用距離調查樣點100 m以內的資料；再者，依據研究人員野外長期的調查經驗，若同一旅次相鄰兩個樣點均有調查到猴群，且此兩樣點之直線距離小於300 m，則僅保留先調查的那個樣點之猴群紀錄。

由於獼猴主要分布在森林性棲地(李等 2000；張等 2013)，分析行政院農業委員會林務局(以下簡稱林務局)發布之第四次森林資源調查報告(行政院農業委員會林務局 2018)的全島森林林型分布圖層(果園在此圖層歸類為非森林之棲地)，發現臺灣本島之森林總面積為21,536.41 km²，其中，海拔50 m 以下的森林總面積僅508.27 km²(約占

2.36%)。海拔50 m 以下的森林不僅面積小、分布零散且有部分為海邊的防風林，不適合作為猴群密度估算的範圍。因此，本研究後續納入分析之森林性棲地樣點僅以在臺灣本島海拔50 m 以上之森林為目標區域，並假設猴群在臺灣全島上述森林範圍內均勻分布，且在非上述森林中的數量極微而可忽略。

在猴群的密度計算時，分為1. 相對密度(群/樣點)：以相遇率(encounter rate)，即該次調查到的猴群數除以該次調查在森林的總樣點數，代表該次調查的猴群相對密度，2015-2019年的10次調查視為10次重複。2. 絕對密度(estimated density)(群/km²)：要估算猴群的絕對密度，需先決定調查樣點的有效觀察距離，以求得有效取樣面積(張等 2013)。蘇等(2011)以沿線調查法估算臺灣獼猴之猴群絕對密度時，以樣線兩側100 m為有效觀察距離，並假設在此距離中猴群察覺率為100%。本研究每個樣點的調查半徑為100 m，亦假定100 m內之猴群皆能被觀察到，因此每一樣點之有效調查面積為半徑100 m的圓型面積(3.14 ha)。

1. 猴群空間分布與棲地利用

將前述的全島森林林型分布圖層，分別與所有調查樣點的GPS座標以及有調查到猴群樣點的GPS座標圖層疊圖，計算所有調查樣點以及有調查到猴群的樣點在不同林型的數量。本研究之林型分類，係參考李等(2000)的研究，依照獼猴在不同林型的出現特性，將第四次全國森林資源調查中全島森林所分類的9個林型(闊葉樹林型、針葉樹林型、竹林、針闊葉樹混生林、竹闊混

涇林、竹針闊混涇林、竹針混涇林、待成林地和裸露地)扣除待成林地與裸露地不納入分析，其餘7個林型統合為闊葉林(含闊葉樹林型)、針葉林(含針葉樹林型)、竹林(含竹林)以及混涇林(含針闊葉樹混涇林、竹闊混涇林、竹針闊混涇林和竹針混涇林)等4類林型。上述4類林型在臺灣本島海拔50 m以上的面積依序為14173.73 km²、3003.28 km²、1241.21 km²和2609.92 km²。另根據蔡(2006)在臺東的研究結果顯示，距離樹林邊緣20 m以內的非森林地，也是猴群容易出沒的範圍。因此，若樣點位在非森林地，則以樣點為圓心，樣點向外延伸20 m半徑的圓若有涵蓋到森林，便以距離樣點最近的森林類型為該樣點所在的林型。若調查樣點位在森林地中，則以樣點所在之林型為樣點所屬林型。

此外，為探討獼猴在臺灣各區域個別的分布狀況，本研究參考萬(2009)彙整的臺灣氣候區劃研究並考量各分區的樣本量，將臺灣本島分成6個地理分區，包括：(1)北部(宜蘭縣、基隆市、臺北市、新北市、桃園市、新竹市、新竹縣和苗栗縣)；(2)中部(臺中市、彰化縣和南投縣)；(3)西南部(雲林縣、嘉義市、嘉義縣和臺南市)；(4)南部(高雄市和屏東縣)；(5)花蓮(花蓮縣)和(6)臺東(臺東縣)。各地理分區內位在海拔50 m以上的森林面積如表2所示。

本研究之海拔資料，係採用內政資料開放平臺提供的2019年「內政部20 m網絡數值地形模型資料」(內政部 2019)。該資料格式為臺灣的數值地形模型 (digital terrain model, DTM)，以20 m為網格間距，每一網

格記錄該點之平面座標與高程資料。本研究利用Quantum GIS (3.8.1版) 將前述之DTM圖層與各樣點的GPS座標圖層套疊，以取得各樣點之海拔高度。

2. 影響獼猴分布的因子

本研究使用廣義線性混合模式 (generalized linear mixed-effects model, GLMM) (Zuur *et al.* 2009)分析獼猴的分布是否受年度、調查日(調查日期為該年度的第幾天，例如若為1月1日調查，其調查日為1)、森林類型、地理分區和海拔等因子之影響。並利用訊息理論研究法(information-theoretic approach) (Burnham and Anderson 2002)進行模式的比較，以尋找出最被資料所支持的模式。分析時，以各樣點的猴群數量(0或1)為依變數，年度、調查日、森林類型、地理分區和海拔為固定變數(fixed effect)，樣區為隨機變數(random effect)，並且以二項式分配(binomial)為誤差分布。其中，年度、調查日和海拔為連續變數，森林類型及地理分區為類別變數。針對影響猴群分布具有顯著性的類別變數，再用Tukey多重比較找出存在差異的部分。

進行模式選擇時，係以上列5個固定變數，包括：(1)年度、(2)調查日、(3)森林類型、(4)地理分區和(5)海拔等，經不同排列組合成30個競爭模式(competiting models)進行分析。模式選擇以校正樣本數後的Akaike's Information Criterion分數(AIC_c)、AIC_c差值(Δ AIC_c)及Akaike weights (ω_i) (Burnham and Anderson 2002)為標準。此方法在進行時，先計算各模式的AIC_c值及各模式與具有最低AIC_c值模式的AIC_c差值，

之後再以 $\Delta AICc \leq 2$ 的模式作為最被資料所支持的模式 (Burnham and Anderson 2002)。接著並挑選出 $\Delta AICc \leq 2$ 的模式所包含的變數，進行後續GLMM的分析。此外，以Akaike weights (ω_i) 評估一特定模式在同樣的資料及一組相互比較的模式中是否為最佳模式 (Burnham and Anderson 2002)。個別變數的相對重要性也可以藉由加總特定變數在各模式的Akaike weights (ω_i) 分數來解釋其影響力 (Burnham and Anderson 2002)。

模式選擇的部分，是利用R軟體(3.6.1版)的MuMIn套件分析 (Barton 2019)。GLMM的分析則是利用R軟體的lme4套件 (Bates *et al.* 2015) 進行。

3. 年間族群數量變化趨勢

本研究利用TRIM (TRends and Indices for Monitoring data) (Pannekoek and van Strien 2005) 進行臺灣獼猴族群數量的年間變化分析。TRIM是一個針對長期野生動物監測資料設計，用來分析其年間變化趨勢的專門軟體。其原理為利用卜瓦松迴歸 (poisson regression) 產生臺灣獼猴每年的族群指標值與標準差 (standard error)，並在不受年間樣點變動的影響下，評估獼猴族群趨勢為成長或下降，以及此趨勢變化的可信度 (van Strien *et al.* 2001)。計算族群趨勢時，我們將每一年的猴群數量換算成族群指標值，並以2015年為起始年。本研究選擇使用TRIM中的線性趨勢模式 (linear trends models) (Model 2) 進行分析，並且加入地理分區做為分析的共變量，再使用Wald-test 檢驗年間斜率轉折點的顯著性。

另也由數據計算出整體族群變動趨勢的斜率乘值 (multiplicative slope, MS)，第 $n+1$ 年的族群指標為 MS^n ，這表示若 $MS > 1$ ，族群變動為成長，若 $MS < 1$ 表示族群變動為下降。若 $MS \pm 1.96SE$ 包含1，表示族群變動趨勢不顯著；若 $MS \pm 1.96SE$ 未包含1，則表示族群變動趨勢顯著 ($p < 0.05$)，若 $MS \pm 2.58SE$ 未包含1，則表示 $p < 0.01$ 。

分析時係採用由荷蘭統計局 (Statistics Netherlands) 為了在R軟體下使用TRIM軟體 (TRIM-software) 所開發的rtrim套件 (2.0.6版) (Bogaart *et al.* 2016) 進行。

4. 獼猴族群數量估算

本研究將2015-2019年10次調查的所有原始資料視為一資料集，以拔靴法 (bootstrap method) (Efron and Tibshirani 1993) 進行重複10,000次的抽出放回取樣 (sampling with replacement)，每次抽出的樣本數等同於該資料集的資料量，以此求得猴群的絕對密度平均值之估計值及標準差，再乘上臺灣全島於取樣範圍 (海拔50 m 以上) 內的森林面積，以推算出全島的猴群數量及信賴區間。由於以大範圍族群估算為標的之調查無法長時間追蹤同一猴群，單次觀察常只能看到部分的猴群、甚至是少數的個體，難以在短時間內計算出每群獼猴的完整個體數。因此仿照李等 (2000)、張等 (2013) 與蘇等 (2011) 以一群25隻為平均數，推估臺灣全島的獼猴族群數量。

結果

一、猴群空間分布與棲地利用

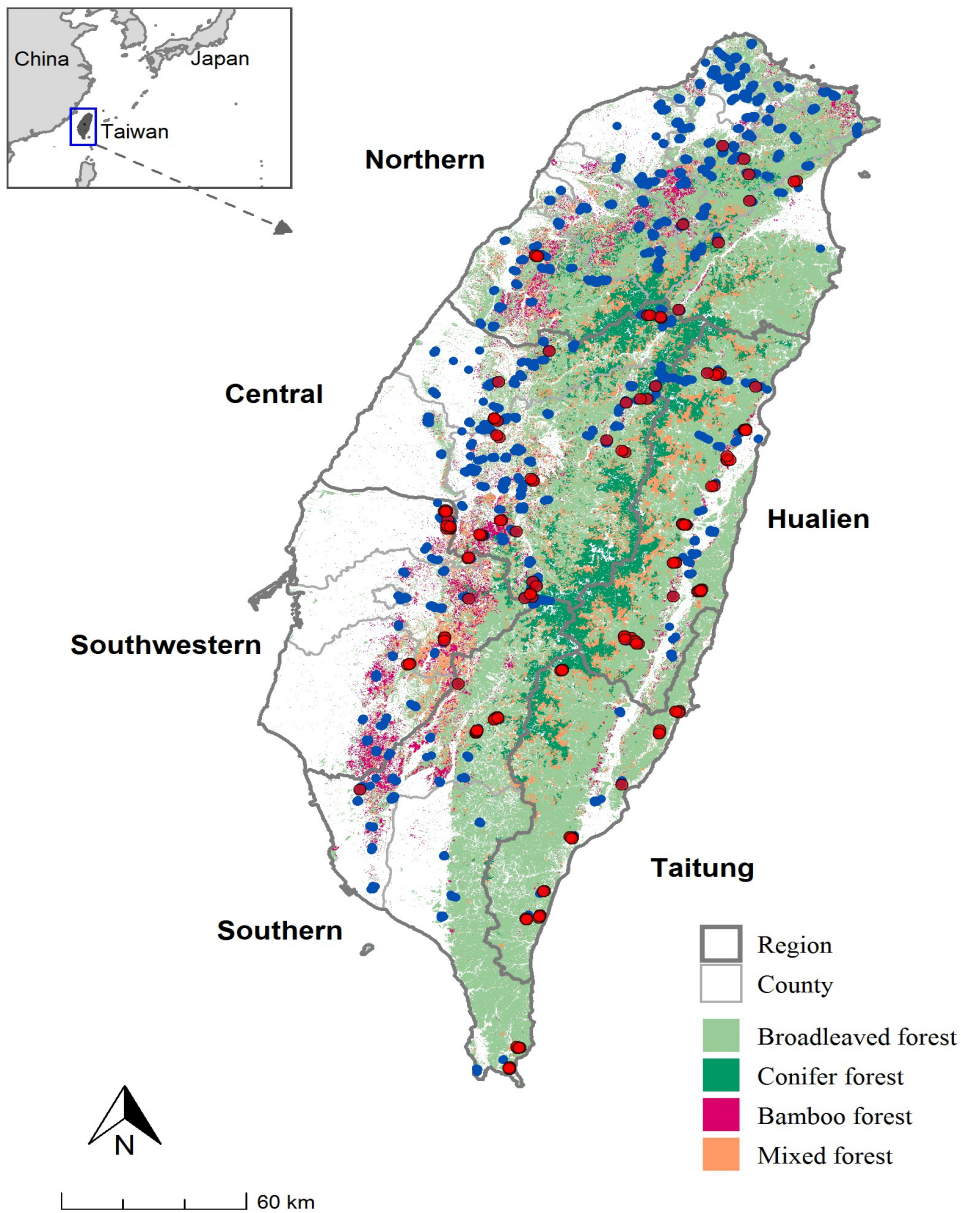


圖2. 2015-2019年位在海拔50 m以上森林的調查樣點和臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)的猴群分布圖。紅色點(●)為有猴群的樣點，藍色點(●)為沒有猴群紀錄的樣點。

Fig. 2. Distribution of sampling points and Taiwanese macaque (*Macaca cyclopis*) troops in forests with an elevation of above 50 meters from 2015 to 2019 in Taiwan. (●) Sampling points with macaque troop; (●) Sampling points without macaque troop.

表1. 2015-2019年各棲地類型內的調查樣點數、臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)的猴群數及相對密度
Table 1. Number of sampling points, number of Taiwanese macaque (*Macaca cyclopis*) troops, and the encounter rate of macaque troops in each habitat type from 2015 to 2019 (n = 10)

Habitat type	Number of sampling points (mean ± se)	Number of macaque troops (mean ± se)	Encounter rate (troop/point) (mean ± se)
Forest (EL* ≥ 50 m)	1415.0 ± 24.2	22.2 ± 1.7	0.016 ± 0.001
Broadleaved forest	964.2 ± 17.1	15.2 ± 1.3	0.016 ± 0.001
Conifer forest	133.1 ± 4.3	1.0 ± 0.2	0.007 ± 0.001
Bamboo forest	156.9 ± 2.9	3.1 ± 0.8	0.020 ± 0.006
Mixed forest	160.8 ± 3.3	2.9 ± 0.6	0.018 ± 0.003
Forest (EL < 50 m)	172.2 ± 6.1	0.3 ± 0.1	0.002 ± 0.001
Non-forest	1150.9 ± 13.6	0.7 ± 0.2	0.001 ± 0
Total	2738.1 ± 34.8	23.2 ± 1.9	0.008 ± 0.001

* EL: Elevation

2015-2019年間，每年進行2次，共計10次的調查中，每次調查的總樣點數平均為2,738.1個（範圍2,554-2,913個）。其中，非森林性的樣點數平均為1,150.9個（範圍1,091-1,218個）；位在海拔50 m 以下的森林性棲地之樣點數平均為172.2個（範圍149-216個）；納入後續資料分析之海拔50 m 以上的森林性棲地樣點數平均為1,415.0個（51.68%）（範圍1,302-1,537個），樣點之分布位置如圖 2。在4種森林類型中，於闊葉林的調查樣點數平均為964.2個（68.14%），是調查時主要的棲地類型。其次依序為混淆林、竹林及針葉林（表 1）。至於本研究各林型調查樣點所衍生的有效調查面積，每次調查平均分別為闊葉林30.29 km²、針葉林4.18 km²、竹林4.93 km²和混淆林5.05 km²。

有效調查面積占全臺同林型面積的涵蓋率以竹林最高（0.40%）、其次依序為闊葉林（0.21%）、混淆林（0.19%）和針葉林（0.14%）。

在這10次調查中，於海拔50 m 以上的森林性棲地每次調查到的猴群平均為22.2群、平均的相對密度為0.016群/樣點；於海拔50 m 以下的森林性棲地每次調查到的猴群平均為0.3群、平均的相對密度只有0.002群/樣點；於非森林棲地內每次調查到的猴群平均為0.7群、平均的相對密度亦只有0.001群/樣點（表 1）。顯示大多數的猴群生活在海拔50 m 以上的森林性棲地中，非森林與不在本研究資料分析範圍內的海拔50 m 以下之森林性棲地內猴群數量極微，在估算全臺猴群數時可忽略不計。至於在

表2. 2015-2019年各地理分區內位在海拔50 m以上森林的調查樣點數和森林面積、臺灣獼猴 (*Macaca cyclopis*)的猴群數及相對密度

Table 2. Number of sampling points, the area of forest, number of Taiwanese macaque (*Macaca cyclopis*) troops, and the encounter rate of macaque troops in forests with an elevation of above 50 meters in each geographical region from 2015 to 2019 (n = 10)

Region*	Number of sampling points (mean ± se)	Area of forest (EL** ≥ 50 m) (km ²)	Number of macaque troops (mean ± se)	Encounter rate (troop/point) (mean ± se)
Northern	480.4 ± 21.9	5987.29	1.3 ± 0.4	0.003 ± 0.001
Central	455.7 ± 8.9	4150.36	4.0 ± 0.6	0.009 ± 0.001
Southwestern	150.1 ± 5.4	1298.40	4.6 ± 0.6	0.032 ± 0.005
Southern	116.4 ± 3.1	3122.50	3.0 ± 0.4	0.027 ± 0.004
Hualien	148.9 ± 3.2	3647.53	6.3 ± 0.7	0.043 ± 0.005
Taitung	63.5 ± 3.2	2822.05	3.0 ± 1.0	0.042 ± 0.013
Total	1415.0 ± 24.2	21028.14	22.2 ± 1.7	0.016 ± 0.001

* The Northern region includes the greater Taipei area, Keelung, Taoyuan, Hsinchu, Miaoli, and Yilan. The Central region includes Taichung, Changhua, and Nantou. The Southwestern region includes Yunlin, Chiayi, and Tainan. The Southern region includes Kaohsiung and Pingtung.

** EL: Elevation

不同森林類型調查到的猴群，以闊葉林平均記錄到15.2群的猴群為最多，其它3種林型平均僅記錄到1.0-3.1群 (表 1)。至於猴群的相對密度則以竹林最高，混濘林和闊葉林次之，針葉林則為最低(表 1)。

本研究記錄到之獼猴群在臺灣本島分布的行政區包括宜蘭縣、新北市、桃園市、苗栗縣、臺中市、南投縣、雲林縣、嘉義縣、臺南市、高雄市、屏東縣、臺東縣和花蓮縣等13個縣市 (圖 2)。表2顯示，各地理分區位在森林性棲地內的調查樣點數，以北部和中部最多、臺東最低。每次調查記錄到的猴群數平均值以花蓮最多、北部最少；至於猴群出現的相對密度則以

花蓮和臺東最多、北部和中部最少(表 2)。

此外，在海拔的部分，從猴群在各海拔區段分布的相對密度圖 (圖 3) 顯示，猴群在海拔501-1,000 m的區段之相對密度中位數最高，2,500 m以上的中位數為0。

二、影響獼猴分布的因子

以訊息理論研究法比較30個模式之後，有4個模式的 $\Delta AIC_c \leq 2$ ，其累積的 Akaike weights (ω_i)為0.567 (表 3)。在這4個最佳模式中，均未包含的固定變數為森林類型，因此在後續的GLMM分析中，便未將森林類型納入。經GLMM分析之後，僅

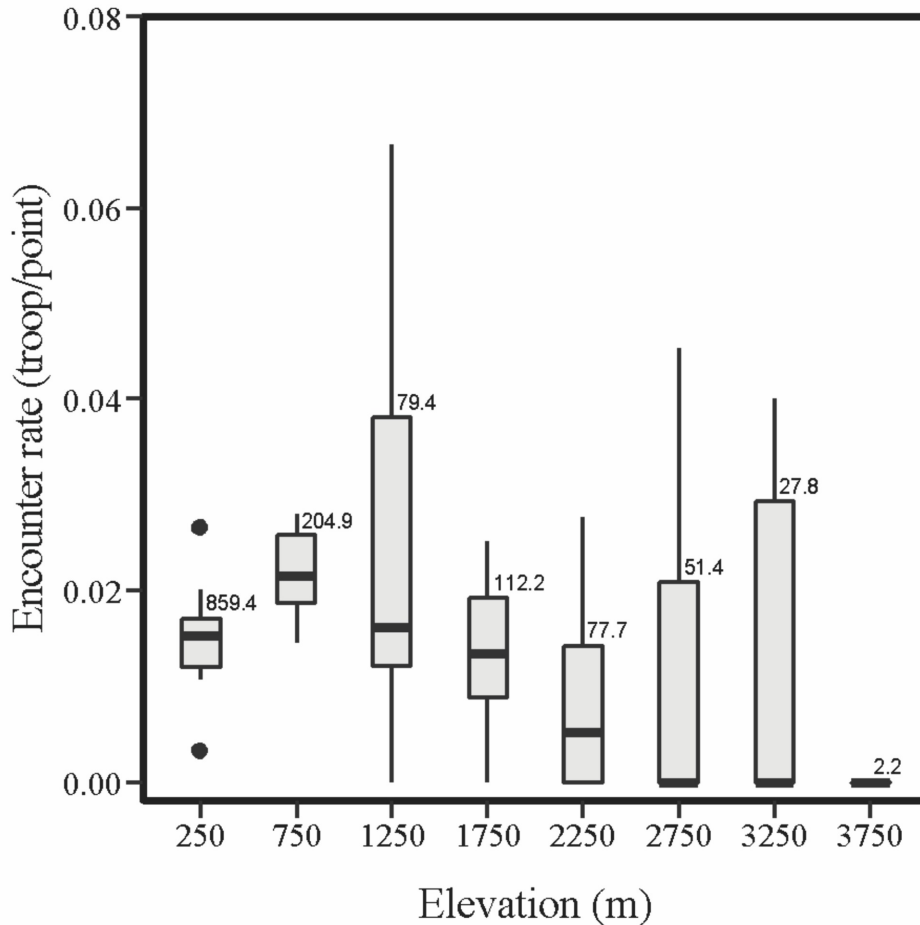


圖3. 2015-2019年不同海拔區段的臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)相對密度($n = 10$)。海拔高度250 m係指0 – 500 m區段，750 m係指501 – 1,000 m區段，餘類推。箱型圖中粗黑線表示中位數，箱型的下端代表第25百分位數，箱型的上端代表第75百分位數，箱型上方線段端點為最大值，箱型下方線段端點為最小值，黑點表示離異值。箱型的上方數字表示各海拔區段內每次的平均調查樣點數。

Fig. 3. Boxplot of encounter rate of Taiwanese macaque (*Macaca cyclopis*) troops at different elevational zones from 2015 to 2019. In each box, the central mark indicates the median, and the bottom and top edges indicate the 25th and 75th percentiles, respectively. Whiskers represent the lowest and highest values and the outliers are plotted individually using the symbol "●". The numbers above each box indicate the mean of sampling points in each elevational zone.

表3. 以訊息理論研究法之AICc對影響臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)分布因子進行模式選擇之結果；AICc差值($\Delta AICc$)是各模式的AICc與具有最低AICc值(此研究之數值為1919.6)模式的差值， w_i 為Akaike weights的數值；此表僅呈現4個 $\Delta AICc \leq 2$ 的最佳模式

Table 3. Ranking of models of the variables elevation, Julian day, geographical region, forest type and year for the distribution of Taiwanese macaque (*Macaca cyclopis*) troops. $\Delta AICc$ is the difference of AICc between a given model and the model with the lowest AICc (in the case, 1919.6), and w_i refers to the Akaike weights. Only the top four models of 30 tested models are presented; the 26 missing models had $\Delta AICc > 2$

Intercept	Elevation	Julian day	Geographical region	Forest type	Year	Log-likelihood	AICc	$\Delta AICc$	w_i
-6.404	0.342		+		0.0995	-950.791	1919.6	0.00	0.239
-6.402	0.310	0.076	+		0.0988	-950.351	1920.7	1.12	0.136
-6.073	0.331		+			-952.644	1921.3	1.70	0.102
-6.169			+		0.0963	-952.775	1921.6	1.96	0.090

表4. 影響臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)分布之GLMM模式變數的檢定結果

Table 4. Results of generalized linear mixed-effects model (GLMM) analysis for the distribution of Taiwanese macaque (*Macaca cyclopis*) troops

Variables	Chi-square	df.	p
Elevation	3.122	1	0.077
Julian Day	0.881	1	0.348
Year	3.644	1	0.056
Geographical region	42.962	5	< 0.001

地理分區這個因子對獼猴出現的機率有顯著的影響性(表4)。針對地理分區這個類別變數，再用Tukey多重比較之後顯示，花蓮和臺東的猴群出現機率顯著高於北部和中部；南部的猴群出現機率顯著高於北部；猴群在西南部出現的機率比臺東低、比北

部高的狀況則接近顯著(表5)。

三、年間族群數量變化趨勢

根據2015-2019年的調查結果，年份對於臺灣獼猴出現的機率無顯著的影響(表4)。以TRIM分析臺灣獼猴2015-2019年間之族群數量變化趨勢，模型適合度檢定結果

表5. 以Tukey多重比較各地理分區臺灣獼猴(*Macaca cyclopis*)分布之檢定結果**Table 5.** Comparisons of the distribution of Taiwanese macaque (*Macaca cyclopis*) troops among geographical regions by Tukey HSD Test

Compared Regions*	estimate	se	z value	p
SW vs. C	0.740	0.567	1.304	0.779
H vs. C	1.915	0.510	3.757	0.002
T vs. C	2.719	0.682	3.988	< 0.001
N vs. C	-0.894	0.508	-1.761	0.485
S vs. C	0.992	0.609	1.629	0.573
H vs. SW	1.175	0.596	1.971	0.353
T vs. SW	1.979	0.751	2.634	0.087
N vs. SW	-1.634	0.595	-2.748	0.064
S vs. SW	0.252	0.678	0.371	0.999
T vs. H	0.804	0.683	1.178	0.844
N vs. H	-2.809	0.533	-5.269	< 0.001
S vs. H	-0.923	0.623	-1.483	0.670
N vs. T	-3.613	0.702	-5.150	< 0.001
S vs. T	-1.727	0.769	-2.246	0.212
S vs. N	1.885	0.624	3.023	0.029

*N: Northern; C: Central; SW: Southwestern; S: Southern; H: Hualien; T: Taitung

差異不顯著 ($\chi^2 = 498.74$, $p = 0.721$)，表示族群變化以線性模式套合適宜。族群變化斜率有兩個明顯的轉折點，分別是在2017年 (Wald test檢定值 = 20.056, $d.f. = 6$, $p = 0.003$) 和2018年 (Wald test檢定值 = 13.883, $d.f. = 6$, $p = 0.031$) 出現明顯的轉折點。至於2015-2019年間的整體族群變化則未有顯著的趨勢 ($MS = 1.484 \pm 0.411$, $p = 0.250$)。

四、獼猴族群數量估算

以拔靴法重複10,000次的抽出放回取樣，求得全臺森林中猴群的絕對密度估計值為0.499群/km²，95%的信賴區間為0.434-0.567群/km²。以第四次全國森林資源調查中全島海拔50 m 以上的森林總面積21,028.14 km²為基礎，推估臺灣本島的獼猴有10,500群，95%的信賴區間為9,130-

11,921群。若以一群25隻為平均數，推估臺灣本島的獼猴數量為262,500隻，95%的信賴區間為228,250-298,775隻。

討論

一、公民科學在獼猴監測的運用

本研究係奠基於2009年開始推行的以公民科學方式執行之BBS Taiwan計畫，藉由原參與BBS Taiwan的公民科學家量能，自2015年起在其執行鳥類調查的同時，也記錄臺灣獼猴的猴群或孤猴出現狀況。執行過程中未出現原參與鳥類調查者拒絕將臺灣獼猴納入紀錄項目的狀況，參與的程度相當踴躍。2015-2019年之間，每一年2次，共計10次的調查結果顯示，每次調查的總樣點數平均為2,738.1個，其中，納入後續資料分析之海拔50 m 以上的森林性棲地樣點數平均為1,415.0個 (51.68%)。雖然志願參與的公民科學家無法確保其在同一樣點持續每年均有完整的調查次數，但目前納入分析資料的樣點有67%之調查重覆次數超過6次。再加上樣點數多、各縣市均有樣點分布且調查時的同步性高，顯示運用此機制可以針對臺灣全島的獼猴族群進行可快速重複的監測。

然而，本研究海拔50 m 以上的森林性棲地之調查樣點在全島各地理分區之分布略有差異。其中，以北部和中部的調查點最多，西南部、南部和花蓮次之，臺東則為最低。可能是因為執行調查之公民科學家多為志願參與之鳥類觀察者，北部和中部的人口較多，有此興趣和意願的民眾也比其它地區多所致。至於調查樣點和參與

人數均最少的臺東，未來如果能夠提高此區民眾的參與意願，增加調查樣點數量，應可再提升該區資料的精確度。

此外，BBS Taiwan藉由累積到2017年的臺灣本島全部範圍的繁殖鳥類分布和數量資料，已可建立108種繁殖鳥類2009-2017年間共9年的族群趨勢(柯等 2019)。除了建立族群趨勢變動狀況之外，BBS Taiwan產生的資料還可應用在多項研究題目上，例如在不同棲地類型鳥種分布和組成的特性(Tu *et al.* 2020)以及生物多樣性之熱點推估(許與吳 2017)等研究。最重要的是，透過推動邀請公眾參與常見繁殖鳥類的觀察與記錄，BBS Taiwan帶動社會大眾討論生活中常見的鳥類數量變化，進而引起更強的環境保護意識與連結(柯等 2018)。本研究也希望藉由公民參與臺灣獼猴族群監測的過程，讓民眾實地蒐集相關的數據、共享科學性分析的結果，進而關注猴群的分布和變動以及相關的保育議題。

二、棲地利用

在獼猴利用的棲地類型部分，本研究大多數的猴群在森林性的棲地被記錄到(96.98%)，此結果與臺灣全島的獼猴現況調查(96.8%)(李等 2000)、臺南縣境內(100%)(張等 2013)和墾丁國家公園(90.8%)(蘇等 2011)之結果一致。顯示森林是臺灣獼猴利用的主要棲地類型。然而，本研究將第四次全國森林資源調查的全島森林林型分布圖層與臺灣本島之海拔圖層套疊之後發現，在臺灣本島海拔50 m 以下的森林常包含海邊的防風林以及零散、破碎化的小面積森林，不適合作為猴群密度估算的

範圍，故在本研究之分析中排除。

至於不同森林類型被臺灣獼猴利用的程度，本研究記錄到的獼猴相遇率雖無顯著差異，但因為闊葉林在臺灣森林中的比例較高 (67.60%) (依據林務局第四次森林資源調查報告的圖層計算，詳見材料與方法)，本研究在森林棲地的調查樣點數也是以闊葉林的比例最高 (69.14%)，因此，在闊葉林中記錄到的猴群次也是最多，共 152 群次，佔 68.47%。至於，在混淆林中所記錄到的 29 群次猴群，有 23 群次是在竹闊混淆林被記錄到，有 6 群次是在針闊葉樹混淆林被記錄到，均是有闊葉林混生其中的林型。而 31 筆在竹林被記錄到的猴群中，有 18 筆紀錄距離最近的其它林型為闊葉林 (距離之 mean = 39.73 m, sd = 75.59 m)、10 筆紀錄距離最近的其它林型為混淆林中的竹闊混淆林 (距離之 mean = 27.81 m, sd = 14.30 m)、3 筆紀錄距離最近的其它林型為針葉林 (距離之 mean = 3.29 m, sd = 3.38 m)。以一群臺灣獼猴的活動範圍約 1 km² (李等 2000) 的尺度來看，多數在竹林中被記錄到的猴群與有闊葉樹的森林之距離很近。因此本研究結果和臺灣全島的獼猴現況調查 (李等 2000) 與臺南縣境內臺灣獼猴族群分布調查 (張等 2013) 的結果一致，亦即臺灣獼猴較常在闊葉林中或其邊緣活動。

三、空間分布

就海拔而論，雖然本研究結果顯示海拔對獼猴出現機率的影響不顯著，但獼猴在 2,500 m 以上的分布明顯減少。此情形與 2000 年臺灣全島獼猴現況調查 (李等

2000) 的結果相仿，推測可能與闊葉林的分布上限有關 (李等 2000)。

在地理分區部分，本研究結果顯示此因子會顯著影響獼猴出現的機率。其中，花蓮和臺東的獼猴出現機率皆顯著高於北部和中部；南部的獼猴出現機率顯著高於北部；獼猴在西南部出現的機率比臺東低、比北部高的狀況則接近顯著。人類活動與食物資源常對靈長類動物的分布造成影響 (Watanabe and Muroyama 2005 ; Camaratta *et al.* 2017)。臺灣獼猴雖然食性廣泛，多以各地主要的植物為食，其不僅會取食 85 科含 300 種植物性食物，也會取食動物性食物 (吳等 2002)。在植物性食物中，獼猴以果實為主要的食物類型，約佔其取食比例的 52-67% (范 2004)。然而，獼猴取用果實的比例會依當地食物的供應量呈現季節性變化，在果實供應量較少的冬季，在宜蘭和新北市交界的福山研究中心的獼猴取食果實的時間比例降到 6% (張 1999)，至於屏東墾丁獼猴在冬季時取用果實的比例仍有 25% (尤 2000)。在墾丁這類熱帶氣候帶之森林有多種榕屬植物分布，且榕屬植物結果週期非同步，幾乎每月均能提供獼猴可食用狀態的果實，因此在其它類果實供應量短缺的季節仍能持續提供獼猴的食物來源，讓獼猴可利用的食物資源較豐富 (尤 2000 ; 范 2004)。藉由上述的研究結果推測，食物資源可能是北部獼猴出現機率比南部低的關鍵因素。未來如果能增加其他區域臺灣獼猴的食性研究和其食物資源的空間分布資料，或是全島臺灣獼猴空間分布與環境、人為干擾等因子之研究，應可探究此分布特性之成因。

林(2013)蒐集2003年至2013年的文獻和媒體資料，指出臺灣獼猴危害的主要區域為彰化、南投、雲林、臺南、高雄和臺東。然而在本研究發現花蓮的獼猴出現機率均比其他分區高，且其中對比北部和中部的獼猴出現機率，差異達顯著性。但是花蓮卻不是臺灣獼猴的主要危害區域，呼應張等(2013)在臺南縣境內普查的結果，亦即猴群密度與猴害的多寡並無必然因果關係。建議未來主管機關在經營管理臺灣獼猴族群時，除了探究主要危害地點之起因和防治措施之外，也許可以進一步瞭解花蓮這類獼猴出現機率高但危害事件較少區域的特性。是否因其猴群出現機率較高處少有農業活動，棲地天然植被良好，可提供獼猴充分的食物，以支持較高的族群承載量(張等 2013)。或者是因為花蓮的農業活動方式不同(例如：栽培的作物、施作的農法和農地管理方式等)或居民對於獼猴的容忍度較高因子所致，也許可以提供經營管理單位從另一種面向去思考與處理此議題之參考。

四、族群量與變動趨勢

本研究計算出臺灣全島森林棲地內之獼猴密度為 0.499 群/ km^2 ，推估之猴群數為 $10,500$ 群、 $262,500$ 隻。在密度的部分，比李等(2000)的臺灣全島闊葉林棲地之猴群密度(0.7219 群/ km^2)稍低，比前述研究之混淆林和針葉林之猴群密度稍高(各為 0.2756 群/ km^2 和 0.2824 群/ km^2)；而推估之猴群數則和李等(2000)的 $10,404$ 群、 $260,100$ 隻相近。但因為本研究是採用定點調查法，李等(2000)則是採用沿線調查法，兩者採取的調

查方法不同，可能無法直接運用此數據便推斷臺灣獼猴近20年之族群數量沒有變化。然而，以本研究2015-2019年的資料顯示，雖然獼猴族群指標值的斜率變化在2017年和2018年有明顯的轉折點，但2015-2019年間整體族群變動的趨勢則未有顯著的上升或下降。近年來人猴衝突事件頻傳，也許不是因為臺灣獼猴族群數量增多之故，可能是由於天然棲地被開墾地切割、破碎化，誘使少數生活在天然棲地邊緣的猴群，利用開墾地作物的機會增加(李等 2000；林 2013)或者是民眾至山林的遊憩活動增加，使得人猴之間接觸的機率增高所致(林 2019)。由於本研究採用的調查標的是猴群，而非獼猴個體數，因此猴群數無顯著變化不一定表示個體數的增減無變化。不過因臺灣獼猴的猴群在個體數增多後即可能分群(Wu and Lin 1992；林 2000；蘇等 2010)，進而增加猴群數。所以長期來看，猴群數的監測還是能反應臺灣獼猴族群量長期變動的趨勢。

本研究以公民科學方式執行，調查樣區涵蓋範圍廣大、同步性高和可快速重複的特性，目前已可藉由2015-2019年間5年的調查結果，呈現出全島臺灣獼猴族群數量的短期變動趨勢。未來若能持續執行，將可建立完善的臺灣獼猴監測系統，監測全島臺灣獼猴的族群分布和變動狀況，提供擬定經營管理策略的科學依據。

謝誌

本文作者感謝所有參與BBS Taiwan調查的公民科學家、各鳥會團體的聯繫人員

以及協助BBS Taiwan野外調查的機關團體。亦感謝行政院農業委員會特有生物研究保育中心和行政院農業委員會林務局的經費支援。也感謝二位審查者的指正與建議，讓本文更臻完善。

引用文獻

- 內政部。2019。內政部20公尺網格數值地形模型資料。2019年7月1日取自：[https:// data.moi.gov.tw/MoiOD/Data/DataDetail.aspx?oid=84CF211B-4788-4FEF-B296-0F292C1DCBB8](https://data.moi.gov.tw/MoiOD/Data/DataDetail.aspx?oid=84CF211B-4788-4FEF-B296-0F292C1DCBB8)。
- 尤仲妮。2000。恆春熱帶植物園區台灣獼猴活動模式與食性。國立臺灣大學碩士論文。
- 行政院農業委員會林務局。2018。第四次森林資源調查報告。2020年5月22日取自：<https://www.forest.gov.tw/0002393>。
- 行政院農業委員會林務局。2019。農委會公告修正陸域保育類野生動物名錄自108年1月9日生效 提醒民眾注意。2020年9月22日取自：<https://conservation.forest.gov.tw/latest/0063328>。
- 吳海音。2016。臺東縣東河鄉臺灣獼猴族群數量估算計畫。行政院農業委員會林務局臺東林區管理處。
- 吳海音、楊子欣、尤仲妮、范孟雯、陳淑梅、林曜松。2002。由野生台灣獼猴的食性看餵食與危害問題。台灣獼猴保育與經營管理研討會成果報告49-55頁。行政院農業委員會。
- 李玲玲、吳海音、張仕緯、徐芝敏、摩梯。2000。台灣獼猴現況調查。行政院農業委員會報告。
- 林大利、呂翊維、沈育霖、林昆海、林瑞興。2017。臺灣新年數鳥嘉年華監測我國冬季鳥類相之 2016 年成果。台灣生物多樣性研究 19(1): 27-48。
- 林大利、呂翊維、洪貫捷、何一先、林昆海、林世宗、林瑞興。2015。台灣新年數鳥嘉年華監測我國冬季鳥類相之首年成果。台灣生物多樣性研究 17(2): 81-100。
- 林良恭。2013。台灣獼猴危害調查評估及處理示範作業模式之建置(1/2)。行政院農業委員會林務局保育研究系列 101-18號。
- 林良恭。2019。陽明山國家公園臺灣獼猴族群分布調查研究。陽明山國家公園管理處。
- 林品涵。2000。壽山地區臺灣獼猴分群與社會變化。國立中山大學碩士論文。
- 柯智仁、吳采諭、楊子欣、陳宛均、蔡沛宏、范孟雯。2020。臺灣繁殖鳥類大調查工作手冊。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。
- 柯智仁、范孟雯、呂祐甄、蔡明剛、張安瑜、羅英元、魏心怡、林瑞興、蔡世鵬、李培芬。2019。臺灣繁殖鳥類大調查2016-2017年報。行政院農業委員會特有生物研究保育中心，南投。
- 柯智仁、范孟雯、林瑞興、蔡世鵬、李培芬。2018。繁殖鳥類：在 BBS Taiwan之前與之後我們知道了什麼。

- 2018臺灣鳥類論壇暨鳥類族群變遷研討會。
- 范孟雯。2004。恆春熱帶植物園區台灣獼猴選果行為之研究。臺灣大學碩士論文。
- 張仕緯。2002。中部地區台灣獼猴危害農作物的現況及八卦山區猴害與猴群的關係。台灣獼猴保育與經營管理研討座談會論文集 66-87頁。
- 張仕緯、張簡琳玟、許善理、劉嘉顯。2013。台南縣台灣獼猴之族群現況與危害農作物情形。台灣生物多樣性研究15(3): 165-183。
- 張可揚。1999。宜蘭福山試驗林台灣獼猴之覓食策略。國立臺灣大學碩士論文。
- 許皓捷、吳采諭。2017。以物種分布模型推估多樣性熱點一評 [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 19(4): 255-270。
- 萬怡。2009。臺灣氣候分類與山地氣候之研究。國立臺灣師範大學碩士論文。
- 蔡碧芝。2006。臺東縣泰源盆地灣獼猴危害農作物現況與當居民保育態度之探討。國立東華大學碩士論文。
- 蘇秀慧。2012a。二水、名間地區台灣獼猴生態調查及管理方案。行政院農業委員會林務局南投林區管理處。
- 蘇秀慧。2012b。壽山國家自然公園台灣獼猴族群數量、分布及行為模式調查與保育模式研擬計畫。委會林務局保育研究系列101-06號。內政部營建署。
- 蘇秀慧。2018。壽山國家自然公園台灣獼猴保育管理暨社區參與計畫。內政部營建署。
- 蘇秀慧、粘書維。2013。壽山國家自然公園台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)族群密度及人猴互動。國家公園學報 23: 33-48。
- 蘇秀慧、陳主恩、魏浚紘、陳朝圳。2011。墾丁國家公園台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)之族群密度與空間分布。國家公園學報 21: 47-58。
- 蘇秀慧、鄧彥齡、賴姿均。2010。福山試驗林台灣獼猴長期研究。行政院農業委員會林業試驗所。
- 蘇鴻傑。1992。台灣之植群：山地植群帶與地理氣候區。臺灣生物資源調查及資訊管理研習會論文集39-53頁。
- Barton, K. and M. K. Barton. 2019. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.43.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, D., M. Mächler, B. Bolker and S. Walker. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software 67: 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Bogaart, P., M. Loo and J. Pannekoek. 2016. Rtrim: trends and indices for monitoring data – R package, version 2.0.6. <https://CRAN.Rproject.org/package=rtrim>
- Burnham, K. P. and D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second edition.

- Springer-Verlag, New York, USA.
- Camaratta, D., ó. M. Chaves and J. C. Bicca-Marques. 2017. Fruit availability drives the distribution of a folivorous-frugivorous primate within a large forest remnant. *American journal of primatology* 79(3):e226263.
- Dickinson, J. L., R. Bonney, J. W. Fitzpatrick and R. Louv. 2012. *Citizen science: public participation in environmental research*. Cornell University Press.
- Efron, B. and R. J. Tibshirani. 1993. *An introduction to the bootstrap*. Chapman & Hall, New York, USA.
- Fooden, J. and H. Y. Wu. 2001. Systematic review of the Taiwan macaque, *Macaca cyclopis* Swinhoe, 1863. *Fieldiana: Zoology* 98: 1-70.
- Gibbs, J. P. 2000. Monitoring populations. pp. 213-252. In M. Pearl, L. Boitani and T. k. Fuller (eds.), *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York, USA.
- Ko, J. C. J., M. W. Fan, R. S. Lin, P. F. Lee and S. P. Tsai. 2017. Point count sampling data from the Taiwan Breeding Bird Survey. *Taiwan Journal of Biodiversity* 19(4): 243-254.
- Lancia, R. A., W. L. Kendall, K. H. Pollock, and J. D. Nichols. 2005. Estimating the number of animals in wildlife populations. pp. 106-153. In C. Braun (ed.), *Techniques for Wildlife Investigations and Management*. Wildlife Society, Bethesda, Maryland.
- Pannekoek, J. and A. J. van Strien. 2005. TRIM 3.0 manual (Trends and Indices for Monitoring data). Statistics Netherlands, Voorburg, Netherlands.
- Tu, H. M., M. W. Fan and J. C. J. Ko. 2020. Different habitat types affect bird richness and evenness. *Scientific reports* 10(1): 1-10.
- van Strien, A. J., J. Pannekoek and D. W. Gibbons. 2001. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study* 48: 200-213.
- Watanabe, K and Y. Muroyama. 2005. Recent expansion of the range of Japanese Macaques, and associated management problems. pp. 400-419. In J. Paterson and J. Wallis (eds.), *Commensalism and conflict: the human-primate interface*. The American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma.
- Wu, H. Y. and Y. S. Lin. 1992. Life history variables of wild troops of Formosan macaques (*Macaca cyclopis*) in Kenting, Taiwan. *Primates* 33(1): 85-97.
- Zuur, A., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev and G. M. Smith. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media, New York, USA.