

# 墾丁國家公園台灣獼猴(*Macaca cyclopis*) 之族群密度與空間分布

蘇秀慧<sup>1,4</sup>，陳主恩<sup>1</sup>，魏浚紘<sup>2</sup>，陳朝圳<sup>3</sup>

<sup>1</sup> 國立屏東科技大學野生動物保育研究所；<sup>2</sup> 國立屏東科技大學生物資源研究所；<sup>3</sup> 國立屏東科技大學森林系；<sup>4</sup> 通訊作者 E-mail: [hhsu@mail.npust.edu.tw](mailto:hhsu@mail.npust.edu.tw)

**[摘要]** 墾丁國家公園富含低海拔森林，且遊憩人數眾多，要對該地野生動物棲地與族群進行經營管理，需先瞭解動物之族群量、空間分布與人為影響。本研究利用現有路徑作為調查樣線，步行進行沿線調查，紀錄猴群之位置、組成、與觀察者間距離及所在棲地類型，以瞭解現有台灣獼猴族群密度與空間分布。2009 年進行全區調查，樣線總長度為 76.8 公里，相對猴群密度為 0.39 群/km(95%CI: 0.19-0.59 群/km)，森林性棲地的估計猴群密度為 2.90 群/ km<sup>2</sup> (95%CI: 1.40-4.41 群/km<sup>2</sup>)，現有猴群數估計為 243 群 (95%CI: 100-386 群)。2010 年於國家公園境內天然林與農耕地鑲嵌之滿州鄉區域之調查顯示，猴群趨向均勻分布。國家公園西半部大面積開發處已無獼猴分布，東半部之聚落亦影響獼猴分布，猴群多在森林性棲地活動，但鑲嵌於森林棲地之農地並未影響獼猴密度。墾丁國家公園具有豐富獼猴資源，著重於保育現有森林覆蓋面積及林相完整可維持台灣獼猴資源量。

**關鍵字：**族群密度估算、空間分布、棲地利用、野生動物經營管理、台灣獼猴

## Population Density and Spatial Distribution of Taiwanese Macaques (*Macaca cyclopis*) in Kenting National Park

Hsiu-hui Su<sup>1,4</sup>, Chu-en Chen<sup>1</sup>, Chun-hung Wei<sup>2</sup> and Chaur-tzuhn Chen<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology ;

<sup>2</sup>Graduate Institute of Bioresources, National Pingtung University of Science and Technology ;

<sup>3</sup>Department of Forestry, National Pingtung University of Science and Technology ; <sup>4</sup>Corresponding author E-mail: [hhsu@mail.npust.edu.tw](mailto:hhsu@mail.npust.edu.tw)

**ABSTRACT** The Taiwanese macaque in Kenting National Park were studied in order to investigate the species' current population size and spatial distribution in the region. Sightings of macaque troops were recorded through line sampling on chosen existing roads, trails and paths in the national park. Data on the observer's distance to the troops, location of and habitat type used by the troops were collected. A total of 76.8 km of trails in length were sampled three times between April and November 2009. The survey found an encounter rate of 0.39 macaque troop per kilometer (95%CI: 0.19-0.59). The density of macaques was estimated to be 2.90 troops/km<sup>2</sup> (95%CI: 1.40-4.41) in the forested habitat, and the estimated population size was 243 individuals (95%CI: 100-386). Sampling lines with different levels of agricultural development were found to have similar estimated density of macaque troops in the Manzhou area. The distribution of macaques was limited to the eastern part of the park where forested habitat type

was used by the macaques most frequently. Macaque troops were not attracted to human settlements nor to the crops in the surroundings of the settlements. Most macaque troops were observed over 600m away from the settlements along the sampling line stretching out of the settlements. High density of macaques was found in the forested areas of the park. From this study, preservation of forest lands and plant community is recommended to sustain the precious resource of Taiwanese macaques in the national park.

**Keywords:** population density estimation, spatial distribution, habitat use, wildlife management, *Macaca cyclopis*.

## 前言

墾丁國家公園位處恆春半島，全區 70% 以上的面積為森林所覆蓋（陳朝圳等 2009），是台灣獼猴重要的棲息地，然而，目前對於現有台灣獼猴之族群量與其空間分布皆尚未有全面的調查資料。此外，國家公園境內人類活動頻繁，不論是農作或是遊憩皆與野生動物之棲息地高度重疊，而在一些區域已有獼猴危害作物所形成的人猴衝突事件發生，顯示瞭解國家公園境內台灣獼猴之現有族群量、空間分布，及棲地利用模式之重要性與迫切性。

台灣獼猴是台灣特有種生物，也是台灣唯一的非人類靈長類。台灣獼猴為台灣森林中的重要種子傳播者（陳主恩 1999），而種子傳播者之傳播效能與森林更新、植物族群拓殖，以及多樣性維持息息相關（Muller-Landau and Adler 2007, Russo et al. 2007）。台灣獼猴廣泛分布於台灣全島，主要分布於森林性棲地，從平地至海拔 3000 公尺以上之森林皆可見到其蹤影（李玲玲與林曜松 1986，李玲玲等 2000），先前全島族群量估計為 10404 群（95% CI: 5614-15196 群）（李玲玲等 2000）。在人類與台灣獼猴活動重疊之棲地，人類之活動常對獼猴的行為與生態產生衝擊，例如影響其食性、覓食行為、敵意互動，以及活動模式與活動範圍，也形成人猴間的衝突（張仕緯 2000, 沈祥仁 2008, 王常宇 2009, Hsu et al. 2009）。同為獼猴屬之其他獼猴物種，包括：恆河猴（*M. mulatta*）、日本獼猴（*M. fuscata*）、馬來猴（*M. fascicularis*）、藏獼猴（*M. thibetana*），以及綺帽獼猴（*M. radiata*）等，因部份族群與人類

之棲地高度重疊，所涉及的人猴衝突問題是廣泛被探討的議題（Sprague 2002, Charkravarthy and Thyagaraj 2005, Fuentes et al. 2005, Southwick et al. 2005, Srivastava and Begum 2005, Zhao 2005），其中作物危害與人類餵食獼猴所形成的人猴衝突問題，亦是目前台灣獼猴經營管理的重要議題。

人類活動常對野生動物族群造成影響，使其族群量下降、分布模式與活動範圍改變，甚而影響其行為，包括覓食行為、棲地利用模式與對人類的警戒心（Marsh 2003, Watanabe and Muroyama 2005）。日本獼猴的研究顯示，人類對大型捕食者的過度利用，減少了獼猴的天敵，亦禁止獵殺獼猴，使得獼猴族群得以增加；同時因為砍伐原始林改成針葉樹造林的森林經營策略，迫使仰賴森林維生的獼猴進入森林邊緣之農田以尋求食物，再加上務農人口的下降與老化，荒廢農田增加，導致獼猴提高對農作物的利用，因而形成獼猴侵擾農田頻度提高的現象。同時由於餵食獼猴的人猴互動增加，使得獼猴對人類的警覺心下降，進而產生在人類居家環境附近活動，以及向遊客乞食或搶食的行為（Watanabe and Muroyama 2005）。當天然棲地遭到破壞時，食物量下降，狒狒（*Papio anubis* 及 *P. hamadryas*）被發現會發展出侵擾農田，取食農作物的行為（Musau and Strum 1984, Strum 1994）。因此，若要有效經營管理獼猴資源與人猴衝突，必須先瞭解獼猴之族群量與猴群的空間分布，以及棲地利用模式，方能針對與人類不同互動程度之不同猴群提出適當的經營管理策略（Watanabe and Muroyama 2005）。

靈長類族群密度估算較常利用穿越線調查法於研究樣區內進行取樣(Gonzalez-Solis et al. 2001)，因為較能在短時間內取樣較大的面積，適合使用在像靈長類這類密度低，而活動範圍大的物種 (Ross and Reeve 2003)。在進行動物族群量估算時，有其特定的假設，包括：在有效取樣面積內動物被偵測到的機率是一致的，且一定會被偵測到，有效取樣面積內的密度與待估計區域內的動物密度是一致的，而提高取樣次數得以提高密度估算的精確度 (precision) (Caughley 1977, NRC 1981)。然而，當進行大面積的動物族群估算時，可能因棲地異質性、動物分布不均勻，或取樣的區域不具代表性等因素，而高估或低估動物族群量。

在墾丁國家公園境內之社頂自然公園與墾丁國家森林區域，曾在不同時間，針對特定台灣獼猴群進行生態與行為方面的研究 (尤仲妮 2000, 劉翠涵 2009, Wu and Lin 1993, Birky and Su 2005, Su and Birky 2007)；南仁山與墾丁二地亦曾進行族群調查 (李玲玲等 2002)，但國家公園全區現有獼猴族群量與空間分布資料則尚未有系統收集。本研究針對墾丁國家公園之台灣獼猴族群進行有系統的調查，以估算其現有族群密度，瞭解其猴群空間分布，以及特定區域猴群之棲地利用模式，以期建立長期獼猴族群監測的基本資料，及提供獼猴群經營管理策略的依據。

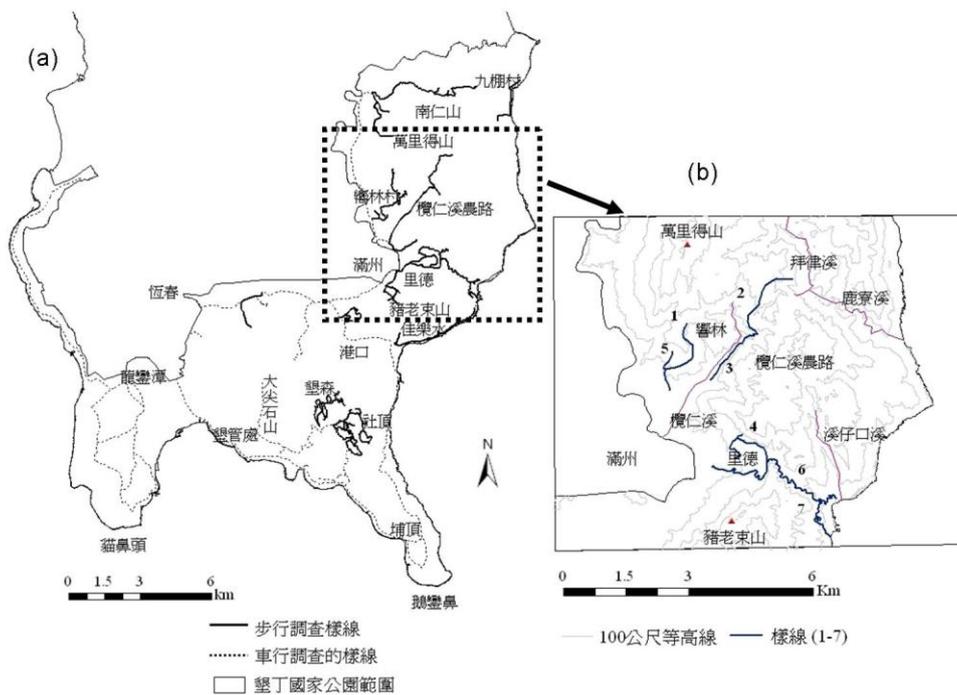


圖 1. 墾丁國家公園全區猴群調查樣線(a)及滿州鄉區域調查樣線(b)

## 材料與方法

### 一、實驗地描述

墾丁國家公園成立於 1984 年，位於台灣最南端的恆春半島，陸地範圍有 18084 公頃，

屬於熱帶性氣候，年均溫 23°C，冬季不明顯。年降雨量 2200 mm，雨季集中在五至十月，乾季由十一月到隔年四月。區域內由於氣候特殊與地形變化多，孕育豐富的植物生態相，分為海岸植物群落及山地植物群落兩大類。陳朝圳

與鍾玉龍(2003)利用高解析 IKONS 影像及航空照片建立墾丁國家公園十種植物群落，包括海濱植物群落、乾燥林植物群落、季風雨林植物群落、相思樹植物群落、混生林植物群落、草地、農耕地、建成地、水域、裸露地等。墾丁國家公園因富含自然資源與文化遺產，且交通便利，除境內原有居民之日常活動外，每年亦吸引為數眾多的國內外遊客到此遊憩，故國家公園境內人類活動頻繁。

## 二、研究方法

### 1. 猴群調查

2009年4月至2010年11月期間，在墾丁國家公園全區及境內滿州鄉區域進行猴群調查。自2009年4月至11月在墾丁國家公園全區，選取現有道路，以沿線調查法進行台灣獼猴族群調查三次。第一次調查時取樣現有之鄉/縣道、農業道路、林道作為調查樣線，包括恆春西海岸景觀道路（153號鄉道、161號鄉道、160號鄉道、158號鄉道）沿線區域、26號省道、九棚村（南仁路）、200號、200甲縣道沿線農路與產業道路，如麻裡溪農路（174號鄉道）、里德路（佳樂水產業道路）、橋頭農路、山頂路、欖仁溪農路，與響林村農路等，以及墾丁國家森林遊樂區、社頂自然公園、恆春熱帶植物園、林試所港口工作站、佳樂水風景區，及南仁湖生態保護區內現有之步道、林道與小徑（圖 1a）。第二次與第三次調查則是在第一次調查時曾調查到猴隻（群）活動的樣線上重複進行二次調查。2010年3月至11月，選取國家公園境內，天然林與農地鑲嵌棲地之滿州鄉部份區域（位於萬里德山以南，豬老東山以北）進行猴群調查，取樣現有農業道路與林地小徑共七條樣線（圖 1b），每月進行一次沿線調查。

進行沿線調查時，每日調查時間為日出後半小時至日落前半小時，但上午11時至下午一時多為交通與休息時間，而不進行調查，由有獼猴研究經驗之人員進行，大多時候二人一組進行調查。屬於縣道與鄉道之樣線（包括：

恆春西海岸景觀道路、26號省道、南仁路、200號與200甲縣道、麻裡溪農路，以及165號鄉道，使用汽車為交通工具，以時速10公里之速度，沿線進行調查；或每行進四公里，步行一公里進行調查，視樣線之植被狀況與人類活動狀況而定。其餘產業道路、林道、步道與小徑則以每小時1-2公里之速度步行進行調查。在人類活動較頻繁區域，例如聚落、農場與牧場，輔以隨機訪查當地人有關獼猴之活動與否，以增加對該區域有無獼猴活動之初步訊息的掌握。

在沿線調查時，以目擊猴隻，及其他猴隻活動的痕跡，包括叫聲、食痕、排遺、氣味、行進時樹枝晃動聲等為依據，以得知猴隻或猴群的活動。當目擊猴隻時，以全球定位系統接收儀(GPS receiver, Garmin 60CSx)盡可能定位猴群所在的位置，或者定位觀察者所在位置，並紀錄所觀察到的猴隻數量、性別與年齡層，以估計猴群大小與組成。以雷射望遠測距儀(Nikon Laser 550 AS)量測觀察者與觀察到的第一隻猴隻之距離，猴隻與樣線之夾角，並且紀錄猴隻/群所在棲地類型（可大致分為天然林、人造林、農地、草地、人類建築物等）。於30分鐘內完成猴隻計數與個體特徵描述，完成以上猴群資料收集後，即繼續前進，完成該樣線的調查。同一樣線上所觀察到的猴群以其相鄰距離、行為，及互動方式作為判斷是否為同一猴群的個體。

2009年6月完成全區第一次獼猴族群調查後，選取有觀察到猴群活動的樣線，在此特定樣線，以步行方式（時速1-2km）重複進行二次調查，每條樣線每次進行調查的時段是隨機在一天的不同時段進行的，所紀錄之事項與第一次調查一致。2010年3月至11月在滿州鄉的七條樣線進行猴群調查（圖 1b），以步行方式進行，調查方式與紀錄事項同以上所述，每月進行一次。

於滿州鄉進行區域猴群調查的期間，同時每月於里德農路（圖 1b：樣線6&7）進行特定猴群追蹤二天，藉由以較長的時間追蹤猴

群，收集猴群大小、組成與活動位置及所在棲地的資料。每次調查於日出後開始在里德農路尋找猴群，一旦發現猴群活動，持續追蹤該猴群直至無法觀察到猴群或猴群睡覺為止，盡量計數猴群中的個體數與組成，並辨認個體以增加對猴群的辨識。追蹤猴群時每 15 分鐘以 GPS 定位猴群所在位置，並紀錄其行為與所在棲地類型。

## 2. 猴群密度估算:

(1) 相對猴群密度 (encounter rate): 以每單位長度所觀察到的猴群數(encounter rate)作為樣線之相對猴群密度，未考量猴群離樣線距離所造成的可察覺性(detectability)的差別。

(2) 絕對猴群密度: 以每單位有效取樣面積所調查到的猴群數示之。假設在有效取樣面積中猴群察覺率為 100%，因此，以大部分猴群被觀察到的距離作為有效觀察範圍，以樣線長度乘以有效觀察範圍再乘以 2 (樣線兩側)，計算得有效取樣面積 (Ghiglieri 1979, NRC 1981)。

## 3. 猴群空間分布與棲地利用

墾丁國家公園全區陸域面積約 18,000ha，依據陳朝圳等(2009)利用 SPOT 衛星影像配合植生指標(NDVI)之分類，將有植被覆蓋之棲地類型區分為：高植生量植群 (季風雨林植物群落與相思樹植物群落)、中植生量植群 (混生林植物群落)、低植生量植群 (海濱植物群落與乾燥林植物群落)、草地與農耕地。以國家公園全區之調查樣線與猴群 GPS 點位圖層與此棲地類型圖層疊圖，可看出獼猴群所在棲地類型，及調查樣線之有效取樣面積所涵蓋不同棲地類型的面積，並可計算各類棲地類型之猴群密度，以有效取樣面積內之每平方公里所調查到的猴群數示之。

2010 年進行滿州鄉區域猴群調查時，於第一次進行調查時，亦調查各樣線上果園/農地的位置(GPS 定位)，並以滾輪測距儀(Quasar, WM-12M)測量各類型棲地所佔樣線長度。以陳朝圳與鍾玉龍(2003)利用高解析 IKONOS 影像及航空照片所建立墾丁國家公園十種植

物群落作為棲地類型分類之依據，區分為海濱植物群落、乾燥林植物群落、季風雨林植物群落、相思樹植物群落、混生林植物群落、草地、農耕地 (包括果園)、建成地、水域、裸露地等棲地類型。由各樣線農耕地所佔樣線長度比例差異，可將樣線區分為農作活動程度不同之樣線。滿州鄉樣線猴群調查與里德農路特定猴群追蹤時，所觀察到猴群所在棲地類型之分類亦以此棲地類型為依據。

以聚落中心為起點，使用地理資訊軟體 ArcGIS 9(ESRI Inc., CA)的緩衝區分析工具(buffer wizard)，在由聚落延伸入林地的樣線上，每 100m 畫一個圓圈，再疊上猴群空間分布圖，可看出猴群被觀察到時與聚落之距離。

## 結果

### 一、猴群密度與族群量估算

2009 年墾丁國家公園全區取樣調查，於 4/11 至 6/2 完成第一次的猴群調查，樣線總長度為 171.5km。以開車調查的省道、縣道及部份鄉道等樣線上完全沒有觀察到台灣獼猴的蹤跡 (目擊或痕跡皆無)，訪談當地居民亦顯示無獼猴活動。於記錄到獼猴痕跡的樣線重複做第二次 (調查期間: 7/8-8/26) 及第三次的調查 (調查期間: 9/9-10/2)，此特定樣線的總長度為 76.8km (圖 2)。

第一次的調查中記錄到 33 群台灣獼猴，第二次為 34 群，第三次則為 22 群 (圖 2)。將三次調查視為三次重複，求得有猴群活動之樣線的相對猴群密度(encounter rate)為 0.39 群/km(95% CI: 0.19-0.59 群/km)。在樣線上觀察到台灣獼猴時，以測距儀測量到目擊的第一隻猴子與觀察者間的距離最遠的為 216.5m，距 100m 以上的只有 6 群次 (圖 3)，因此，樣線兩側 100m 為有效觀察範圍，樣線總長度 76.8km 乘以兩側各 100m 之有效觀察範圍，計算得有效取樣面積為 15.4km<sup>2</sup>。

以 GIS 作植被圖疊圖後，可看出有效取樣面積中包含各棲地類型，其中高植生量植群落

蓋面積為 6.78km<sup>2</sup>，中植生量植群為 3.39km<sup>2</sup>，草生地與農耕地總共有 1.7km<sup>2</sup>，無植被覆蓋的區域為 1.86km<sup>2</sup>。三次調查中皆在高植生量植群的棲地類型中紀錄到最多猴群（高於 50% 的猴群），但亦有 21 群次坐落於棲地類型為建成地、裸露地或水域中，但經詳細檢視可看出，這些猴群位於觀察者所走樣線兩側近處，由於棲地類型圖層為 10\*10m 方格所繪製，所以這些猴群疊圖後便坐落於建成地與裸露地或水域等棲地類型，故以人工校正，將這些猴群歸於所在位置旁較優勢的棲地類型，以減少

猴群密度估計之誤差。雖然有二猴群在與棲地類型圖疊圖後坐落於草生/農地棲地，但由於樣線所在區域並無大面積草生地/農地，而猴群的觀察紀錄亦顯示觀察到猴群時，其所在棲地類型為天然林，故將此二猴群歸於在森林性棲地活動的猴群。由此三次重複調查有效取樣面積中高植生量植群覆蓋棲地的猴群密度為 3.03 群/km<sup>2</sup> (95%CI: 1.39-4.67 群/km<sup>2</sup>)，中植生量植群棲地之猴群密度為 2.38 群/km<sup>2</sup> (95%CI: 0.53-4.23 群/km<sup>2</sup>)，及低植生量植群棲地為 1.11 群/km<sup>2</sup>。

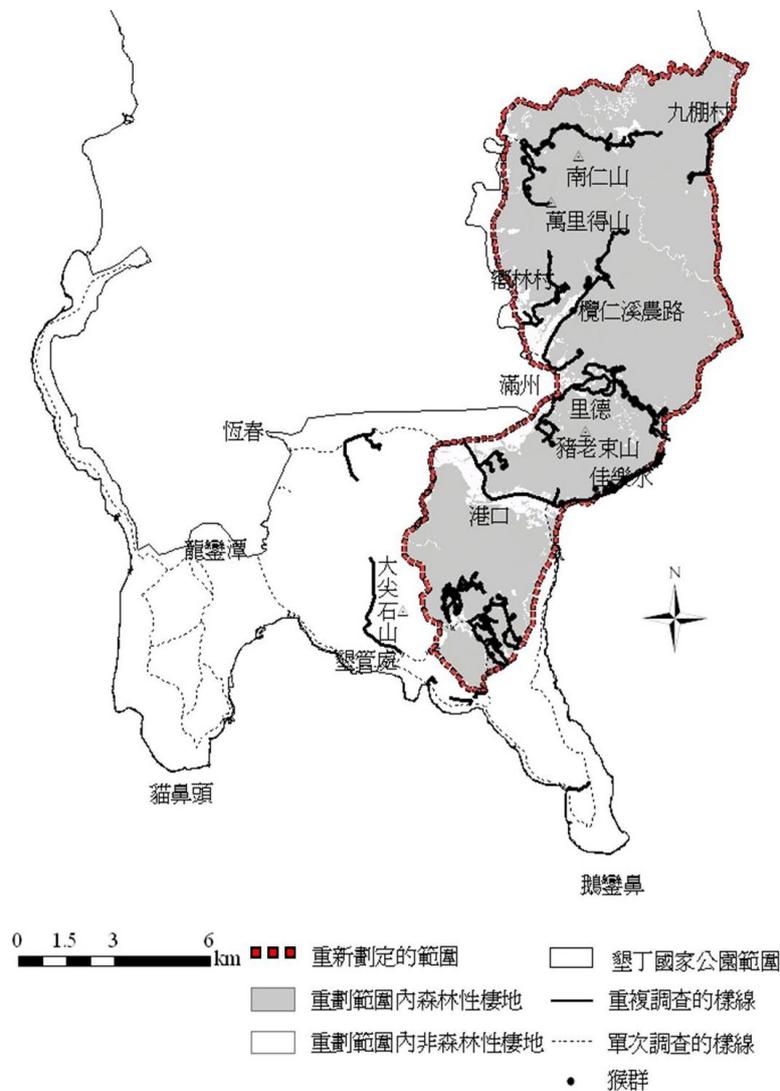


圖 2. 2009年進行三次重複調查到之猴群及國家公園境內有猴群活動之區域

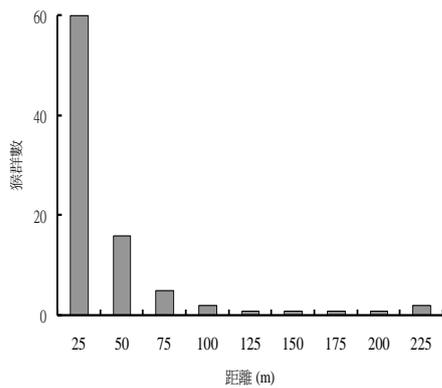


圖 3. 所調查到猴群與觀察者間之距離

檢視國家公園境內西半部之棲地類型分類圖，可看出該區多已受到人為開發利用，少有大面積森林覆蓋，實地調查時也觀察到該區大部份森林覆蓋區域為銀合歡 (*Leucaena glauca*) 所覆蓋，而進行沿線調查時，該區域完全沒有調查到台灣獼猴的痕跡。所以在推估墾丁國家公園全區猴群數量時，不計西半部的區域，以減少因計算無獼猴分布區域面積所造成的誤差，這個重新劃定的範圍代表調查到有猴群活動的區域，面積大小為  $95.38\text{km}^2$  (圖 2)，其中高植生量植群覆蓋面積為  $63.47\text{km}^2$ ，中植生量植群為  $20.97\text{km}^2$ ，低植生量植群為  $1.04\text{km}^2$ 。假設以上所劃定之國家公園東半部有猴群活動區域中，在單一棲地類型中的猴群是均勻分布的，將有效取樣面積所得各棲地類型猴群密度乘以該類型棲地的面積來估算墾丁國家公園台灣獼猴的猴群數量，估算得猴群數為 243 群 (95% CI: 100-386 群)。

在重複進行三次調查之特定樣線的有效取樣面積中，合併高、中及低植生量植群棲地為森林性棲地，以所調查到的猴群來計算猴群密度，可得墾丁國家公園東半部森林性棲地的猴群密度為  $2.90 \text{ 群}/\text{km}^2$  (95% CI:  $1.40\text{-}4.41 \text{ 群}/\text{km}^2$ )。若就墾丁國家公園全區而言，由以上推估出的猴群數 (243 群) 除以墾丁國家公園全區由森林覆蓋的面積，則可得國家公園全區森林性棲地的猴群密度為  $1.77 \text{ 群}/\text{km}^2$ ，此數據可與其他區域之猴群密度作比較。

在三次調查所觀察到的猴群並紀錄到群內隻數的 64 群次中，平均猴群大小為 8.7 隻個體 (range: 1-56 隻)，但此平均猴群大小與針對單一猴群長時間的觀察所知之猴群大小 (福山地區，猴群大小範圍：19-48，蘇秀慧，未發表資料) 相比，是低估的狀況，可能因在進行沿線調查時，每群猴群觀察時間有限 (30 分鐘)，故而鮮少有機會記錄到猴群所有的個體數，因此仿照李玲玲等 (2000) 及張仕緯等 (2008)，以一群 25 隻為平均猴群大小來估算族群量，推算得墾丁國家公園境內台灣獼猴族群量為 6075 隻 (95% CI: 2500-9650 隻)。

2010 年 3 月至 11 月所調查的滿州鄉區域七條樣線的總長度為 16.6km，可視為在樣區的四條穿越線，原本樣線 1 及 5 視為穿越線 1，樣線 2 及 3 視為穿越線 2，樣線 4、6 及 7 視為穿越線 3 (圖 1b)。9 次調查共紀錄到台灣獼猴猴群 76 群次，每月調查到之猴群數為 3-13 群不等，8 月至 10 月所調查到的群數較少 (圖 4)。將 9 個月的調查視為 9 次重複，穿越線 1-3 之猴群密度分別為  $1.47 \text{ 群}/\text{km}^2$  (SE =  $0.566 \text{ 群}/\text{km}^2$ )、 $3.96 \text{ 群}/\text{km}^2$  (SE =  $0.443 \text{ 群}/\text{km}^2$ ) 及  $2.60 \text{ 群}/\text{km}^2$  (SE =  $0.347 \text{ 群}/\text{km}^2$ )，三條穿越線的猴群密度無顯著差異 (Kruskal-Wallis test,  $H=5.91$ ,  $df=2$ ,  $27$ ,  $P=0.052$ )。

## 二、 棲地農作活動程度與猴群密度

滿州鄉區域七條樣線之棲地類型依植物群落分類，各樣線的主要棲地類型不盡相同，部份樣線農地棲地類型佔樣線的長度高於 30%，將之視為相對農作活動較高之樣線，包括樣線 1、3、4、5 及樣線 6 前半段，其餘樣線農地佔樣線的長度低於 10%，視為相對農作活動較低之樣線，包括樣線 2、7 及樣線 6 後半段 (圖 1b)。

全部樣線的相對猴群密度為  $0.54 \text{ 群}/\text{km}^2$  (95% CI:  $0.43\text{-}0.65 \text{ 群}/\text{km}^2$ )，相對農作活動較高樣線之相對猴群密度為  $0.47 \text{ 群}/\text{km}^2$  (95% CI:  $0.26\text{-}0.67 \text{ 群}/\text{km}^2$ )，而相對農作活動較低樣線之相對猴群密度為  $0.62 \text{ 群}/\text{km}^2$  (95% CI:  $0.58\text{-}0.65$ )。

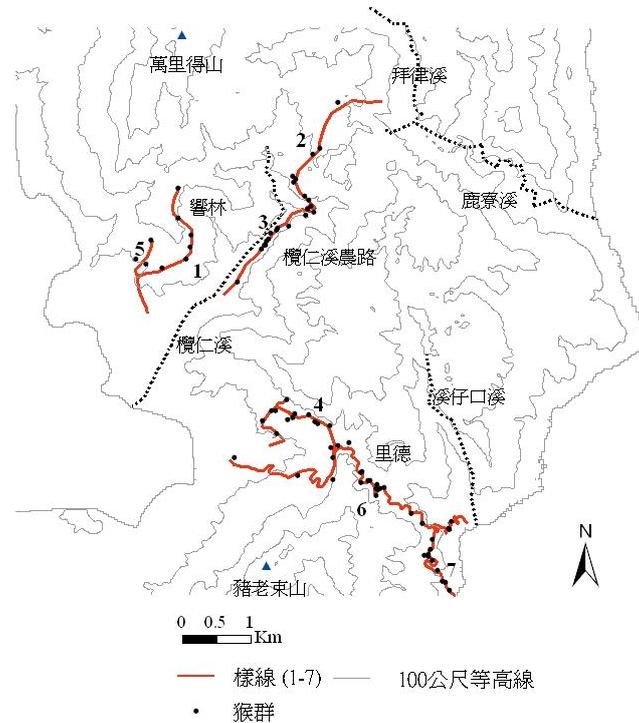


圖 4. 2010年於國家公園境內滿州鄉局部區域進行九次重複調查所調查到之猴群

群/km)，此二類樣線的相對猴群密度無顯著差異(Mann-Whitney U test,  $Z=-1.19$ ,  $P=0.233$ )。同樣以樣線兩側 100 公尺為有效觀察範圍，得到有效取樣面積為  $3.32\text{km}^2$ ，以此推算得樣線的猴群密度為  $2.69$  群/ $\text{km}^2$  (95%CI:  $2.12-3.27$  群/ $\text{km}^2$ )。相對農作活動較高樣線之猴群密度為  $2.54$  群/ $\text{km}^2$ (95%CI: $1.65-3.43$  群/ $\text{km}^2$ )，相對農作活動較低樣線之猴群密度為  $3.08$  群/ $\text{km}^2$  (95%CI:  $2.89-3.27$  群/ $\text{km}^2$ )，二者間無顯著差異(Mann-Whitney U test,  $Z=-1.19$ ,  $P=0.233$ )。

### 三、空間分布及棲地利用

由 2010 年所觀察到的 76 猴群次的資料看來 (9 次重複調查)，大多數猴群是在天然林中紀錄到的 (90.8%)，包括：季風雨林、次生林、混生林及濱海植物等棲地類型，僅有 7 猴群次是在屬於農田及草生地棲地類型中被紀

錄到，多在檳榔園中 (5 群次)。全部樣線沿線各種棲地類型所佔比例不同，森林棲地類型佔總樣線長度的 74.4%，農地佔 17.8%，草生地佔 4.5%。

由追蹤里德農路猴群時，每 15 分鐘定猴群位置所紀錄到猴群所在棲地類型資料看來 ( $N=199$ )，猴群多在森林性棲地活動 (99.0%)，僅紀錄到 2 筆資料猴群在草生地活動，沒有觀察到猴群在農田中活動。森林性棲地中，猴群在混生林所佔比例最高 (42.2%)，季風雨林次之 (30.7%)。此樣線之森林性棲地佔樣線總長度之 86.7%，農田佔 9.1%，以檳榔園居多。

以里德和欖仁溪農路樣線的猴群分析人類聚落 (住家與農地開發) 與猴群空間分布之相關性，比較離聚落 500m 以內與離聚落 500m 至 1km 所調查到的猴群次，在里德聚落有顯著差異 (Goodness-of-fit test,  $\chi^2=12.57$ ,  $df=1$ ,

$P < 0.001$ ), 在欖仁溪聚落則無顯著差異 (Goodness-of-fit test,  $\chi^2 = 2.27$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0.131$ ), 這些猴群大多數是在離聚落 600 公尺以上的地點被觀察到 (84.8%,  $N = 33$ ) (圖 5)。比較二個聚落樣線上離聚落 500m 至 1km 及 1km 至 1500m 所調查到的猴群次, 里德樣線的結果有顯著差異 (Goodness-of-fit test,  $\chi^2 = 5.14$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0.023$ ), 欖仁溪樣線則顯示二段樣線所調查到的猴群次無顯著差異 (Goodness-of-fit test,  $\chi^2 = 0.059$ ,  $df = 1$ ,  $P = 0.808$ )。

## 討論

### 一、猴群密度估算

在仍有大面積高植生量植群覆蓋的墾丁國家公園境內, 有高密度的猴群密度, 全區森林性棲地中的猴群密度估計為 1.77 群/ $\text{km}^2$ , 相對較台灣全島闊葉林的猴群密度 (0.72 群/ $\text{km}^2$ ) (李玲玲等 2000) 與台南縣境內 (0.43 群/ $\text{km}^2$ ) 的猴群密度 (張仕緯等 2008) 皆來得高。墾丁國家公園地處台灣南端, 位於熱帶氣候帶, 森林中獼猴可利用的食物資源較豐富 (尤仲妮 2000), 可能是該處猴群密度相對較高的原因。在宜蘭福山試驗林 2.25 $\text{km}^2$  樣區內 (24°46'N, 121°34'E), 長期在樣區進行特定猴群追蹤時觀察到至少 6 群猴群, 猴群密度為 2.67 群/ $\text{km}^2$  (蘇秀慧 未發表資料), 此小面積樣區之猴群密度與本研究所得墾丁國家公園東半部獼猴分布區域所估算得之森林性棲地之猴群密度相似 (2.90 群/ $\text{km}^2$ )。福山試驗林之林相屬亞熱帶潤濕常綠闊葉林, 林相完整, 以殼斗科、樟科、茶科及柿樹科植物為優勢植種 (林業試驗所 1989), 這些優勢植種皆為台灣獼猴一年中不同季節之主要食物來源 (張可揚 1999), 雖然部份區域因開闢作為植物園及交通與遊憩之用, 但所種植展示用植物亦被獼猴所取食。以墾丁國家公園全區森林性棲地中的猴群密度估計值 1.77 群/ $\text{km}^2$  來計算獼猴數量, 可估得全區森林性棲地中獼猴密度為 44 隻/ $\text{km}^2$  (以平均猴群大小為 25 來估算), 相較

熱帶地區印尼的馬來猴 (*M. fascicularis*) 的密度是相似的 (40/ $\text{km}^2$  in Nowak 1999, 36-90/ $\text{km}^2$  in Kurland 1973)。

估算國家公園獼猴族群量時, 以有效調查面積所得猴群密度, 假設獼猴是均勻分布於樣區中, 將猴群密度乘以研究樣區面積以求得猴群數量 (NRC 1981)。此猴群分布是均勻的假設, 由滿州鄉區域猴群調查的資料顯示是成立的。2010 年在國家公園局部區域滿州鄉的七條樣線的調查顯示, 猴群密度與棲地農作利用程度無關, 農田比例超過樣線長度 30% 的樣線的猴群密度與農田比例低於 10% 樣線的猴群密度無顯著差異。將樣線視為該樣區之三條穿越線, 不同穿越線所得猴群密度亦無顯著差異, 以上結果顯示, 該區域就大面積的尺度來看猴群分布是趨向均勻的。

### 二、猴群空間分布與棲地利用

國家公園西半部沒有台灣獼猴分布, 棲地多屬大面積建成地及農耕地, 雖仍有森林覆蓋的區塊, 但多為大面積連續的低植生量植群及中植生量植群, 屬於混生植物群落 (圖 3-10 and 3-13 in 陳朝圳等 2009), 實地調查時發現多為銀合歡林, 植種單一, 樹冠亦較不鬱閉。國家公園東半部為連續的高植生量植群所覆蓋, 其中部份區域有中植生量植群及小面積的低植生量植群棲地鑲嵌, 是猴群主要分布的區域, 且植生量較高的林地, 猴群密度相對較高, 顯示森林性植被對台灣獼猴的重要性。樣線上的植被類型多樣, 但仍以森林性的棲地 (樹冠覆蓋度 > 60%) 所佔比例較高 (70.0%) (陳朝圳等 2009), 以滿州鄉猴群被觀察到時所在的棲地類型來看, 大多數猴群是在森林性棲地中, 佔所有的調查到猴群次的 90.8%, 故森林性棲地對台灣獼猴還是相對較常被利用的棲地類型。由里德農路的特定猴群追蹤結果也顯示, 猴群多在森林性棲地活動, 高達 99.0% 的猴群定位點。

由猴群的空間分布與聚落的相對距離來看, 猴群的分布並不傾向在聚落周圍, 距聚落

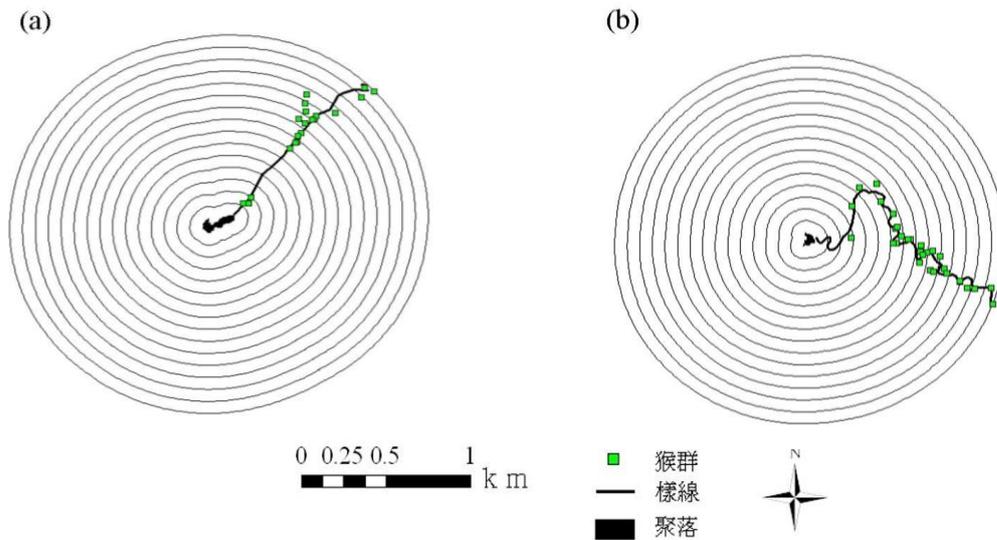


圖 5. 欖仁溪農路聚落(a)與里德農路聚落(b)之樣線調查到猴群之空間分布，圓中心區域為聚落位置，每一圓圈相距 100 公尺

500m 以內的猴群並不高於 500m 以外之猴群數，野生猴群的整日移動距離約為 1km (陳主恩 1999)，在離聚落 500 公尺內觀察到的猴群的活動範圍與聚落之重疊性較高。就樣線所調查到的猴群密度而言，相對農作活動較高樣線的猴群密度與農作活動較低之樣線間無顯著差異。這些結果顯示，墾丁猴群多利用森林性的棲地，雖然部份山林的邊緣地帶被開發為聚落或是農作區，或是林地中有果園或檳榔園鑲嵌，但猴群並未受到吸引而提高對開發區域的利用，並沒有如新加坡馬來猴(*M. fascicularis*)猴群的空間分布受到道路與人類聚落的影響。馬來猴研究顯示，越靠近道路與人類聚落的區域，猴群密度較高且群體越大，推論馬來猴猴群的空間分布是受餵食與人類食物量與分布所影響(Sha et al. 2009)。同樣的，柴山台灣獼猴猴群的研究亦顯示，受到人類活動與人類食物空間與時間分布的影響，取食人類食物的覓食時間高於 30%，且多發生於人類聚集處，而猴群的每日移動距離及活動範圍均較野

生猴群來得小(張可揚 1999, 沈祥仁 2008, 王常宇 2009)。墾丁猴群密度雖不受林地中鑲嵌農地的影響，但人類聚落處較密集的住家與自然棲地之改變，仍可能影響獼猴之空間分布，猴群傾向遠離聚落。與高雄柴山地區不同的是，墾丁國家公園境內尚無餵食台灣獼猴之風氣，故猴群分布模式並未受餵食之高品質食物之數量與空間分布所影響。

## 結論

墾丁國家公園因森林覆蓋面積達 70% 以上，且其中多為高植生量植群所覆蓋(陳朝圳等 2009)，雖有住家、遊憩及農作開發利用，但仍具有豐富的台灣獼猴資源，尤其是東半部區域。但大面積將森林性棲地改變為人類居住環境、交通用地及農耕地，仍是會影響獼猴之空間分布，在園區西半部現今已無獼猴分布。由現有猴群空間分布與棲地利用模式來看，在墾丁國家公園東半部區域台灣獼猴的密度與

植生量有關，並且較傾向遠離人類聚落活動，但鑲嵌於森林性棲地之農地利用並不影響該地之猴群密度。若要保有現有之獼猴資源量，應著重於現有森林覆蓋面積及林相完整之永續經營管理。由里德及欖仁溪農路二處之猴群分布看來，台灣獼猴族群並無因使用人類農作食物資源而趨向在農田或人類居所附近活動，但若對人猴棲地重疊區域之猴群進行適當的經營管理，則需要經由檢視現有人猴互動模式，以及國家公園在地民眾與使用者對獼猴之認知與態度，方能擬出適切之經營管理方式。

## 誌謝

感謝東華大學吳海音博士、文化大學盧堅富博士及特有生物研究中心張仕緯助理研究員對研究結果之指正與討論。國立屏東科技大學野生動物保育研究所靈長類研究室成員參與野外樣線調查與猴群資料收集，森林系森林經營學暨地理資訊系統研究室協助圖層製作與 GIS 技術支援，以及墾丁國家公園管理處及工作站協助研究期間之住宿及研究進行，在此一併致謝。本研究獲得墾丁國家公園管理處之研究經費支持（編號：435-98-02 & 435-99-01-231）。

## 引用文獻

- 尤仲妮。2000。恆春熱帶植物園區台灣獼猴活動模式與食性。國立台灣大學碩士論文，73 頁。
- 王常宇。2009。柴山地區台灣獼猴活動範圍與移動距離之研究。國立屏東科技大學碩士論文，93 頁。
- 李玲玲、林曜松。1986。台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)的分布與現有族群之初步調查。行政院農業委員會報告，26 頁。
- 李玲玲、吳海音、張仕緯、徐芝敏、摩悌。2000。台灣獼猴現況調查。行政院農業委員會報

告。

- 李玲玲、吳海音、張仕緯、徐芝敏、摩悌。2002。台灣獼猴現況調查。台灣獼猴保育與經營管理研討座談會論文集，1-27 頁。
- 沈祥仁。2008。人類食物對柴山台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)取食模式之影響。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，68 頁。
- 張可揚 (1998) 宜蘭福山試驗林台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)之覓食策略。國立台灣大學動物學研究所碩士論文，84 頁。
- 張仕緯。2008。台南縣轄內台灣獼猴猴群特性的調查處理措施。台南縣政府委託期末報告，41 頁。
- 張仕緯。2000。中部地區台灣獼猴危害農作物現況調查。特有生物研究 2:1-12。
- 陳主恩。1999。福山試驗林台灣獼猴(*Macaca cyclopis*)對於植物種子傳播的影響。國立台灣大學動物學研究所碩士論文，73 頁。
- 陳朝圳、鍾玉龍。2003。應用遙感探測於墾丁國家公園計畫各分區長期植群生態變遷之調查與研究。墾丁國家公園管理處保育研究第 123 號。
- 陳朝圳、鍾玉龍、吳守從、陳建璋。2009。遙感探測應用於棲地現況調查計畫。墾丁國家公園管理處。
- 劉翠涵。2010。台灣獼猴對墾丁地區茄苳種子之分布模式與命運的影響。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文，68 頁。
- 林業試驗所。1989。福山試驗林原生植物名錄。林業叢刊第 29 號，31 頁。
- Birky WA and H Su. 2005. Temporal variation in adult affiliation patterns in wild Taiwanese Macaques (*Macaca cyclopis*). *International Journal of Primatology* 26:1251-1266.
- Caughley G. 1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Chakravarthy A and N Thyagaraj. 2005. Coexistence of Bonnet Monkeys (*Macaca radiata radiata* Geoffroy) with planters in the Cardamom (*Elettaria cardamum* Maton) and Coffee (*Coffea arabica* L.) plantations of Karnataka, South India:

- hospitable or hostile? Pp. 270-293. In *Paterson J and J Wallis (eds.), Commensalism and conflict: the human - primate interface*, The American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma.
- Fuentes A, M Southern and KG Suaryana. 2005. Monkey forests and human landscapes: is extensive sympatry sustainable for *Homo sapiens* and *Macaca fascicularis* on Bali? pp. 168-195. In *Paterson J and J Wallis (eds.), Commensalism and conflict: the human - primate interface*, The American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma.
- Ghiglieri MP. 1979. Socioecology of Kibale Forest, Uganda. Ph.D. thesis. University of California, Davis.
- Gonzalez-Solis J, JC Guix, E Mateos and L Llorens. 2001. Population density of primates in a large fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiversity and Conservation* 10:1267-1282.
- Hsu MJ, C Kao and G Agoramoorthy. 2009. Interactions between visitors and Formosan macaques (*Macaca cyclopis*) at Shou-Shan Nature Park, Taiwan. *American Journal of Primatology* 71:214-222.
- Kurland J. 1973. A natural history of Kra macaques (*Macaca fascicularis* Raffles, 1982) at the Kutai Reserve, Kalimantan Timur, Indonesia. *Primates* 14: 245-262.
- Marsh LK. 2003. *Primates in fragments*. Kluwer Academic and Plenum Publishers, New York.
- Muller-Landau H and F Adler. 2007. How seed dispersal affects interactions with specialized natural enemies and their contribution to the maintenance of diversity. pp. 407-426. In *Dennis A, R Green, E Schupp, D Westcott (eds.), Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. CABI, Cambridge.
- Musau J and S Strum. 1984. Response of wild baboon troops to incursion of agriculture at Gilgil, Kenya. *International Journal of Primatology* 5:364.
- Nowak R. 2004. *Walker's primates of the World*. Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- NRC 1981. *Techniques for the study of primate population ecology*. National Academy Press, Washington, DC.
- Ross C and N Reeve. 2003. Survey and Census methods: population distribution and density. pp. 90-109. In *Setchell JM and DJ Curtis (eds.), Field and laboratory methods in primatology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Russo S, M Potts, A Davis and S Tan. 2007. Determinants of tree species distributions: comparing the roles of dispersal, seed size and soil specialization in a Bornean rainforest. pp. 499-518. In *Dennis A, R Green, E Schupp, D Westcott (eds.), Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. CABI, Cambridge.
- Sha J, M Gumert, B Lee, A Fuentes, S Rajathurai, S Chan and L Jones-Engel. 2009. Status of the long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*) in Singapore and implications for management. *Biodiversity and Conservation* 18: 2909-2926.
- Southwick CH, I Malik and MF Siddiqi. 2005. Rhesus commensalism in India: problems and prospects. pp. 240-257. In *Paterson J and J Wallis (eds.), Commensalism and conflict: the human - primate interface*, The American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma.
- Sprague DS. 2002. Monkeys in the backyard: encroaching wildlife and rural communities in Japan, pp. 254-272. In *Fuentes A and LD Wolfe (eds.), Primates face to face: the conservation implications of human-nonhuman primate interconnections*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Srivastava A and F Begum. 2005. City monkeys (*Macaca mulatta*): a study of human attitudes. pp 258-269. In *Paterson J and J Wallis (eds.), Commensalism and conflict: the human - primate interface*, The American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma.
- Strum S. 1994. Prospects for management of primate pests. *Revue D Ecologie* 49:295-306.
- Su H, and WA Birky. 2007. Within-group female-female agonistic interactions in Taiwanese Macaques (*Macaca cyclopis*). *American Journal of Primatology* 69:1-13.
- Watanabe K and K Muroyama. 2005. Recent expansion of the range of Japanese Macaques, and associated management problems. pp. 400-419. In *Paterson J and J Wallis (eds.), Commensalism and conflict: the human - primate interface*, The American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma.
- Wu H and Y Lin. 1993. Seasonal variation of the activity and range use patterns of a wild troop of Formosan macaque in Kenting, Taiwan. *Primate* 32:242-252.
- Zao Q. 2005. Tibetan macaques, visitors, and local people at Mt. Emei: problems and countermeasures. pp. 376-399. In *Paterson J and J Wallis (eds.), Commensalism and conflict: the human - primate interface*, The American Society of Primatologists, Norman, Oklahoma.