

墾丁國家公園及鄰近地區臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)之族群現況

顏士清¹，王穎¹，賴冠榮¹，廖昱銓¹，高詩豪¹，陳匡洵¹，陳順其^{2,3}

¹國立臺灣師範大學生命科學系；²國立台北教育大學自然科學教育學系；³通訊作者 E-mail: csc@tea.ntue.edu.tw

[摘要] 墾丁國家公園從 1984 年起推動臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)復育計畫，目前已成功在恆春半島建立野生梅花鹿族群，為了經營管理的需求，野生鹿群的擴散情形與族群數量需要持續監測。我們於 2009 年至 2010 年間使用穿越線調查法及發情期吼叫聲監測法，了解梅花鹿的分布及擴散情形，並以穿越線調查法、夜間聚光燈調查法及自動相機法對梅花鹿數量作保守估算。結果發現，墾丁國家公園內的野生族群密度保守估計為林地 9.6-11.4 隻 / km²，開闊地 26.7 隻 / km²，分布範圍南至埔頂，北方則和三台山區族群相連接；三台山區野生梅花鹿分布地點以出火北邊至三台山附近為主，已往東北擴散至老佛山、往北擴散至虎頭山，但族群密度很低(1.7-2.0 隻 / km²)，短期內應不易繼續擴散；九鵬基地野生梅花鹿主要分布在基地東側，基地西側有發現痕跡但數量極少，可能尚無穩定族群，族群密度也不高(2.1-2.4 隻 / km²)，狩獵壓力可能導致三台山區與九鵬基地梅花鹿數量成長速度不如預期。此外龍鑾潭西南岸之自然環境大部分都有梅花鹿生存，以自動相機捕捉法估算本區梅花鹿數量為 11-32 隻；牡丹村的鹿群則停留在佳祿奶生態園區附近山區，總數約 32 隻。我們建議主管機關重視狩獵問題，開始研擬人鹿產生衝突時之處理辦法，加強對居民的環境教育，鼓勵當地學童參與墾管處舉辦的活動，並適度發展生態旅遊，由居民協助梅花鹿監測工作，以增進居民對生態保育之了解，緩和受野生動物損害時的不滿，從而與主管機關化解對立轉為互相合作。

關鍵字：梅花鹿、分布、族群數量、經營管理

Population Status of Formosan Sika Deer (*Cervus nippon taiouanus*) in Kenting National Park and Nearby Area

Shih-Ching Yen¹, Ying Wang¹, Kuan-Jung Lai¹, Yu-Chuan Liao¹, Shih-Hao Kao¹, Kuang-Hsun Chen¹ and Shun-Chi Chen^{2,3}

¹Department of Life Science, National Taiwan Normal University; ²Department of Science Education, National Taipei University of education; ³Corresponding author E-mail: csc@tea.ntue.edu.tw

ABSTRACT The Formosan sika deer (*Cervus nippon taiouanus*) restoration program has been in place in the Kenting National Park (KTNP) since 1984, and a wild sika deer population has been successfully established. For proper management of the Park, the distribution and size of the wild sika deer population need to be continuously monitored.

In this study, we monitored the sika deer population in KTNP, Mudan, Santai Mountain area, Jiupeng military base and Longluan Lake to determine the species' status across the Hengchun Peninsula. In 2009-2010, yearly line-transect surveys of sights and signs and rutting vocalizations in the breeding season were used to study the distribution of this species. Moreover, line transect surveys, spotlight surveys and camera traps were used to determine the sika deer population size. The results showed that the sika deer of KTNP was dispersed to Puding to the south, and joined the population in the Santai Mountain area to the north. The population densities in KTNP were conservatively estimated as 9.6–11.4 deer / km² in forest habitats and 26.7 deer / km² in open habitats. The deer population in the Santai Mountain area was mainly distributed from Chuhuo Natural Fire to the vicinity of Santai Mountain, and expanded to Hutou Mountain to the north and Laofo Mountain to the northeast. However, the estimated population density was so low (1.7–2.0 deer / km²) that the expansion may be slow. At Jiupeng military base, the sika deer were mainly distributed in the eastern area of the base; however, few tracks were found in the western area. The estimated population density in this area was also low (2.1–2.4 deer / km²). The unexpected low growth rate of the aforementioned population might be due to the threat of hunting. We suggest that hunting issues be addressed in these areas. In Longluan Lake, the sika deer were distributed in the natural environment of the southwest coast. The number of sika deer was 11–32 (95% confidence interval, by the mark-recapture method). In addition, the deer in Mudan stayed in Jialunai garden and the neighboring area, with a population size of approximately 32 individuals. To avoid future human–wildlife conflict, we recommend promoting environmental education to local area residents, encouraging local students to participate in conservation activities hosted by KTNP, and developing ecotourism. In addition, the administration can train local residents to use spotlight surveys and camera trapping to help monitor sika deer population dynamics. This would help residents to better understand the concept of conservation and reduce their frustration over damage caused by wild animals. We hope these measures will improve the relations between the local residents and the Park administration by turning conflict into positive interactions and collaborations.

Keywords: *Cervus nippon*, distribution, population size, management

前言

臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)為臺灣特有亞種, 以往曾大量生存於臺灣的平原及丘陵地, 為先民及原住民重要肉食來源, 而鹿皮、鹿茸等其他部位也成為重要經濟來源, 因此臺灣梅花鹿自十七世紀起遭受強大的狩獵壓力, 此後復以棲地之破壞, 導致族群數量銳減(王穎等 1987, 周婉窈 2003)。McCullough (1974)指出, 野生臺灣梅花鹿可能於 1969 年在野外絕跡, 所幸在動物園及民間養鹿場尚有飼養族群使其種源得以保存。

為使臺灣梅花鹿重返山林, 墾丁國家公園管理處於 1984 年開始進行臺灣梅花鹿復育計畫, 經歷準備期與放養期, 1994 年開始進入野放期, 直至 2009 年間已先後在墾丁國家

公園內、三台山區(出火)、牡丹鄉牡丹村及九鵬基地野放臺灣梅花鹿多次, 野放之鹿群有逐漸增加、擴散之趨勢(陳怡君等 2003, 陳順其等 2007)。根據陳順其等(2007)之調查, 目前以社頂公園、復育區周圍及墾丁森林遊樂區第二區有較多的梅花鹿, 其分布北達門馬羅山、港口溪, 南至埔頂, 此外龍鑾潭地區、出火地區、九鵬基地亦有野生梅花鹿族群分布。目前梅花鹿野放作業仍持續進行中, 野放鹿群擴散、分布與族群數量仍需進一步追蹤。

野生梅花鹿數量增加後, 其生存可能會與人類互相衝突。陳順其等(2006)指出墾丁國家公園境內仍有狩獵情形發生, 鄭筑云(2003)亦指出村落附近的自由活動犬隻對梅花鹿之生存產生威脅, 而陳順其等(2006)及王穎等

(2009)指出部份農民之農田遭受梅花鹿破壞，顯示野生梅花鹿在族群成長擴散之際也可能對當地居民的生活造成負面影響，對其族群的監測及經營管理刻不容緩。

過去梅花鹿調查常使用穿越線調查法，以梅花鹿之痕跡了解其分布情形，並藉由單位面積內的排遺數量，估算其族群密度(e.g. Marques *et al.* 2001, Goda *et al.* 2008)。此方法雖行之有年，但人力與時間耗費較大(Buckland *et al.* 2001)，在墾丁國家公園的氣候環境下，排遺的分解天數變異極大(陳順其未發表資料)，且本區茂密的底層植被也不利於搜尋排遺，因此並不適合使用此法作族群數量估算，且因排遺分解天數較短，在族群密度低的情況下很難找到排遺並可能導致更高的誤差。在這樣的情況下我們需發展新的監測方式。鹿科動物的叫聲已被用來作為族群監測的工具(Pereladova *et al.* 1998, Reby *et al.* 1998)，顏士清(2008)觀察得到臺灣梅花鹿發情期吼叫聲之高峰時間，並指出其距離數百公尺外亦可聽聞，藉由聲音的監測可輔助梅花鹿之分布調查。而族群數量估算方面，已有許多文獻嘗試用自動相機捕捉法估算野生動物族群數量(e.g. Karanth and Nichols 1998, Silver *et al.* 2004)，裴家騏(2001)也曾藉此估算臺灣梅花鹿數量，因此我們嘗試使用此法進行族群數量估算。

本研究目的為持續監測野生梅花鹿族群狀況，瞭解其目前分布情形及估算其族群數量，並探討經營管理的方法。

材料與方法

一、研究地區

研究範圍包括墾丁國家公園、牡丹鄉牡丹村、三台山區、九鵬基地及龍鑾潭(圖 1)，各區簡介及野放歷史如下：

1. 墾丁國家公園

墾丁國家公園位於臺灣本島最南端的恆春半島，陸域面積約 18,000 ha，屬於熱帶性

氣候區，植物相豐富，平均降雨量約為 2,200 mm，多集中於五月至十月。

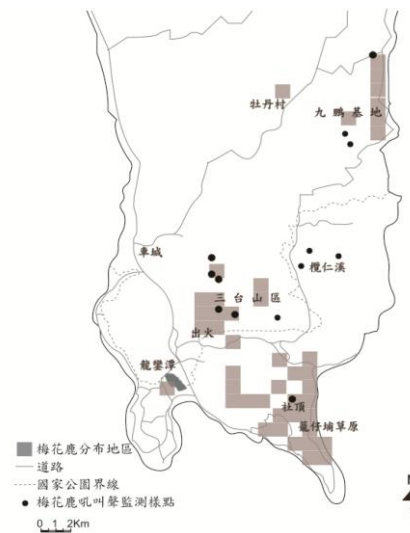


圖 1. 2009-2010 年野生梅花鹿族群調查範圍，黑點為發情期吼叫聲監測樣點，淺色方格為曾進行調查並發現梅花鹿之地區

墾丁國家公園管理處自 1984 年開始推動梅花鹿復育計畫，目前已經在國家公園範圍內多次野放梅花鹿，根據陳順其等(2006)的調查，園區內野生梅花鹿數量約為 295-618 隻。

2. 牡丹鄉牡丹村

墾丁國家公園管理處與屏東縣牡丹鄉佳祿奶自然生態休閒產業發展促進會合作，於 2005 年提供 9 隻梅花鹿協助其發展生態旅遊，然圍籬受颱風毀壞，同年底梅花鹿便離開圍籬棲息於附近山區。2009 年墾丁國家公園管理處再提供 20 隻梅花鹿(其中 6 隻於運送過程死亡或脫逃)，又因 8 月莫拉克風災導致圍籬再度毀壞，圈養之梅花鹿也隨之脫逃(郭進財，私人通訊)。

3. 三台山區

三台山區位在墾丁國家公園北方，包括三台山、老佛山等地。墾丁國家公園管理處分別在 2003 年、2009 年在出火野放梅花鹿共 45 隻，鹿隻往北進入三台山區並持續擴散。

4. 九鵬基地

九鵬基地位在屏東縣滿州鄉與牡丹鄉之

間, 為軍事管制地區, 氣候與墾丁國家公園相似, 基地之北方為牡丹鄉旭海村, 南方為滿州鄉港仔村。2002 年至 2003 年墾丁國家公園管理處曾在基地內野放梅花鹿三次共 70 隻。

5. 龍鑾潭

龍鑾潭屬於墾丁國家公園範圍內, 滿水面積為 175 ha, 周圍為濕地及農田, 墾丁國家公園管理處曾在 2000 年及 2002 年在此共野放 14 隻梅花鹿, 另可能有從瓊麻工業歷史展示區脫逃之梅花鹿進入此區(潘明雄, 私人通訊)。

二、梅花鹿分布調查

我們採用兩種方法調查梅花鹿的分布情形:

1. 穿越線調查

我們根據地圖(TWD 67 座標系統), 以一個 1 x 1 km 方格為一個樣區進行穿越線調查, 穿越線長度在 600 m 至 2,500 m 之間, 2009 年的調查(主要在墾丁國家公園境內)為隨機選定方向劃設 600 m 長的直線穿越線, 2010 年的調查則為了架設自動相機, 需在樣區內四處尋找合適架設點, 因此調查樣線最長可達 2500 m。調查途中記錄所有臺灣梅花鹿之目擊、排遺、腳印、磨痕、屍骸、休息處所等痕跡, 若有發現痕跡即把該方格列為具梅花鹿分布。

2. 發情期吼叫聲監測

根據顏士清(2008)研究顯示, 雄性臺灣梅花鹿之發情期吼叫行為於每年 11 月中下旬達到高峰, 一日中則以清晨及黃昏為吼叫高峰。利用梅花鹿此一吼叫行為, 我們於 2010 年 11 月下旬進行調查, 先在社頂梅花鹿復育區設 1 個樣點作為參考, 待此區頻繁出現梅花鹿吼叫聲後方開始進行此調查。樣點選擇在梅花鹿可能存在但尚未進行穿越線調查之區域, 並選擇在制高點或環境較開闊的地點以利觀察, 共設置 12 個樣點(圖 1), 每樣點調查兩次, 分別在 05:00-07:00 及 17:00-19:00

各一次, 調查時記錄梅花鹿吼叫聲出現的時間、次數、方向角、與觀測點大致距離, 以利繪製分布範圍時判斷出現聲音的方格為何。

由於每個樣點的觀察時間有限, 可能在觀察期間正好並無雄鹿吼叫, 因此觀察到吼叫聲的樣點可判定為梅花鹿分布區, 未觀察到吼叫聲的樣點則不能判定其沒有梅花鹿分布。

三、梅花鹿族群數量估算

我們使用紅外線自動相機以照片辨識個體做捉放法估算, 在三台山區、九鵬基地、龍鑾潭均以此法進行, 而墾丁國家公園內之自動相機遭破壞、偷竊情形嚴重, 導致相機樣本數過低, 因此改採穿越線調查法估算, 其中森林環境以磨痕作保守估算, 開闊環境以夜間聚光燈法估算, 蓋因開闊環境不易架設自動相機也很難發現梅花鹿痕跡。牡丹鄉牡丹村之梅花鹿野化時間較短, 數量亦不多, 且附近無明顯狩獵壓力或天敵, 因此未進行野外調查, 以裴家騏(2001)所提出之梅花鹿族群成長速率公式計算。

1. 自動相機估算法

相機的架設參考地圖, 每方格(1 x 1 km)架設 5-7 台相機, 連續拍攝三至四週, 架設時盡量選擇有梅花鹿痕跡出現的位置, 相機間的距離至少為 150 m, 並盡量分散於方格各處。其中龍鑾潭區因棲地地形狀及棲地面積較小之故($< 1 \text{ km}^2$), 不以方格分割。因相機數量有限, 每次調查兩個方格, 拍攝結束後再將相機轉移到另外兩個方格。由於梅花鹿乾季活動範圍平均 101.3 ha, 濕季活動範圍平均 51.7 ha (陳順其 2002), 因此以 1 km^2 為取樣單位應當合理。

利用鹿角形狀、鹿耳缺刻、身體斑點、相對體型大小等特徵辨識個體, 計算各區能辨識的個體數作為各區最低鹿隻數量。再以能辨識之雄鹿數乘上雌雄比例保守估算族群量, 雌雄比例之依據為過去社頂鄰近地區及

梅花鹿半野放區使用紅外線自動相機所獲得之資料，雄鹿與雌鹿幼鹿之比例為 1：2.4 (陳順其等 2007)及 1：3.04 (王穎等 2009)。

列出照片中能辨識之梅花鹿個體，以相機拍攝一日為一次捕捉工作，分析每次捕捉工作中出現哪幾隻個體，品質過差或僅拍到部分身體而無法辨識個體的照片則剔除不列入分析(Karanth and Nichols 1998)，建立個體捕捉史後輸入 CAPTURE 軟體進行捉放法計算 (Otis *et al.* 1978, Rexstad and Burnham 1991)。因為每個方格調查時間為三到四週，動物在此期間出生、死亡或遷移的機會不高，因此我們假設其為封閉族群(Karanth *et al.* 2004)。CAPTURE 軟體可執行數種不同模式的捉放法計算(Otis *et al.* 1978)，包括：1. M_0 ，此為最基本之模式，不考慮時間、個體、行為上之變異；2. M_h ，考慮各個體之被捕捉率可能不同；3. M_b ，考慮到個體被捕捉後可能導致行為改變，因此在此模式中未曾被捕捉者及曾被捕捉者之被捕捉率不同；4. M_l ，考慮到各次捕捉之天氣、環境狀況可能不同，因此在此模式中不同捕捉次之捕捉率會不同。此外還有整合兩種變因的 M_{bh} 、 M_{lb} 、 M_{lh} 三種模式，及整合三種變因的 M_{lbh} 模式。CAPTURE 軟體會以判別函數 (discriminant function) 建立模式選擇評估，提供最佳模式的選擇建議。此外，CAPTURE 軟體也會計算估計捕捉機率 (estimated probability of capture) 與呈現封閉族群測試 (closure test) 結果(Otis *et al.* 1978, Rexstad and Burnham 1991)。

2. 穿越線調查法

由於本區野外環境很難發現梅花鹿排遺，會導致嚴重的估算誤差，因此在以森林為主要環境的梅花鹿棲地方格中(圖 2, 包括 K9、K10、L9、L10、M6、M7、M8、M9、M10、N6、N7、N8、N9、N10、N11、O7、O8、O9、O10、O11、P8、P9、P10、P11)，我們選擇以穿越線記錄到的梅花鹿磨痕進行族群數量之保守估算，估算時僅採計較新鮮

的磨痕，陳舊之磨痕不列入估算以避免誤差。

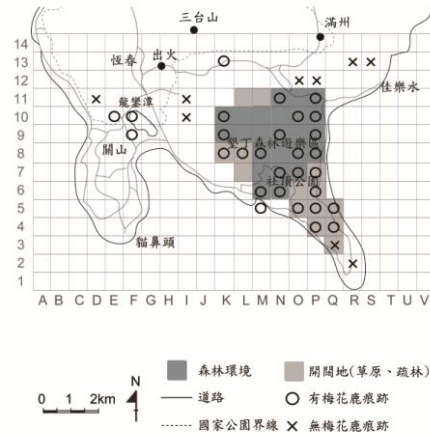


圖 2. 2009-2010 年，以穿越線調查及發情期吼叫聲監測墾丁國家公園及鄰近地區梅花鹿分布狀況

依雄鹿肩高及鹿角長度資料，將磨痕高度 110 cm 以下者判定為單尖角小雄鹿，磨痕高度超過 150 cm 者判定為大雄鹿，介於中間者，為中雄鹿(陳順其等 2007)。以一個方格 (1 x 1 km) 為一個樣區，每方格最多可以辨識出 3 隻雄鹿留下的磨痕，再依雄鹿與所有鹿隻比例 1：3.4 (陳順其等 2007)及 1：4.04 (王穎等 2009)計算各方格可能的鹿隻總數。文獻中的雌雄比例是利用自動相機在社頂復育區及其鄰近地區所拍攝之結果，鄰近本調查法的調查地區，因此我們套用這兩個雌雄比例來計算。

3. 夜間聚光燈計算法

草原及灌叢的植被型態不易搜尋梅花鹿磨痕與排遺，也不易架設自動相機，但梅花鹿具有夜間至草地覓食的習性，有利於研究人員在夜間利用探照燈進行觀察。因此在以開闊地(草原、疏林)為主的地區(圖 2, 包括 K8、L7、L8、L11、M11、O5、O6、P4、P5、P6、P7、Q3、Q4、Q5 等 14 個方格)，以夜間聚光燈計算法進行估算。選擇月光暗淡、牧草長及風力較小之夜間，以強力探照燈照明進行調查(陳怡君等 2003, 陳順其等 2007)，記錄出現於草原之鹿隻數量。

夜間調查以籠仔埔周邊地區為主, 此區鹿隻從 O6、P6、P7 周邊的森林與疏林過來覓食(圖 2)。調查路線由社頂公園南端進入籠仔埔西邊, 沿著道路向東前進到鐵門, 再從墓地北邊走到風吹沙, 然後往南越過牧草區走到道路上, 再向西前進, 從墓地南邊繞一圈走回籠仔埔西邊, 總長度約 2,600 m, 沿途以探照燈照射兩邊搜尋鹿隻蹤跡, 記錄目擊鹿隻數量。

每次調查耗時約 1.5 小時, 調查過程研究人員會避免驚擾梅花鹿令其奔跑逃離, 而夜間在此區活動的梅花鹿大多正在覓食, 移動緩慢, 因此調查路線前後看到的個體重覆目擊的機率很低。

籠仔埔穿越線跨越 O6、P6、P7 三個調查方格(圖 2), 由於梅花鹿年平均活動範圍為 159.8 ha (陳順其 2002), 此穿越線上目擊之鹿隻主要活動範圍應在此三個方格內, 因此我們藉穿越線上目擊數量代表此三個方格之最低鹿隻數量, 作為開闊地梅花鹿密度的估計值。

4. 以族群成長速率推算

裴家騏(2001)根據社頂梅花鹿復育區之飼養鹿群與半野放鹿群之族群調查資料, 以族群成長率及死亡率推算平均每季每隻起始雌鹿對鹿群增加量的貢獻為 0.86, 此可作為梅花鹿族群成長速率之參考。

結果

一、梅花鹿分布情形

1. 墾丁國家公園

2009 年共在 35 個方格進行穿越線調查(圖 2), 發現以社頂為中心, 鄰近之自然環境大多具有梅花鹿分布, 共調查到 26 個具梅花鹿分布的方格(圖 2, K8、K9、K10、K13、L8、M5、M6、M8、N6、N7、N9、N11、O5、O7、O8、O10、P4、P5、P6、P7、P8、P9、P10、P11、Q4、Q5)。而外圍未發現梅花鹿痕跡的地點包括港口村北方(佳樂水西方)

(O12、P12)、溪仔口溪(R13、S13)、龍泉路北方(D11)、鎮南宮南方至大山母山間(I10、I11)、埔頂村南方(Q3、R2)等, 其中在港口村北方(O12、P12)發現少數食痕, 但無法確認是否為梅花鹿所留下。此外也在南仁山區進行一次穿越線調查, 未發現鹿隻痕跡。

整體而言本區梅花鹿以社頂地區為中心向外擴散, 往南至埔頂、往東至靠近海岸線、往西至大山母山附近、往北可能受公路阻隔, 但於大崎附近可與三台山區鹿群連結。

2. 牡丹鄉牡丹村

2009 年 8 月至牡丹村佳祿奶生態園區進行調查, 此區附近較無狩獵壓力, 未發現野犬, 僅有少數家犬, 而農作物主要為山蘇, 未曾聽聞梅花鹿破壞山蘇園, 因此與附近農民未有衝突, 而生態園區所在之谷地具有多處草原, 食物資源豐富。在無天敵壓力而食物資源豐富的情況下, 梅花鹿自佳祿奶生態園區之圍籬逃脫後, 仍以生態園區為中心在附近地區活動。

3. 三台山區

2010 年 1 月至 5 月間, 研究人員在三台山區對 16 個方格作穿越線調查, 其中有 8 個方格有發現梅花鹿痕跡(圖 3, D3、D4、D5、E3、E4、E5、H5、H6), 另外 8 個則未發現梅花鹿痕跡(圖 3, C3、C4、C5、E6、G3、H3、H4、I3)。我們並在本區設了 6 個發情期吼叫聲監測點, 結果發現了 2 個方格(E7、F4)具有梅花鹿存在(圖 3)。

此結果顯示梅花鹿目前分布地區以野放地出火之北邊為主, 即三台山周圍(D3、D4、D5、E3、E4、E5), 雖 E6 未發現痕跡, 但更往北至 E7 仍調查到吼叫聲, 往西邊 C3、C4、C5 則為人類開發及活動地區, 不適合梅花鹿生存。另外在老佛山東邊(H5、H6)亦有發現梅花鹿痕跡, 但數量極少, 而其南邊的 4 個方格(G3、H3、H4、I3)為七孔瀑布遊憩區及農田、住家, 並未發現梅花鹿痕跡(圖 3)。

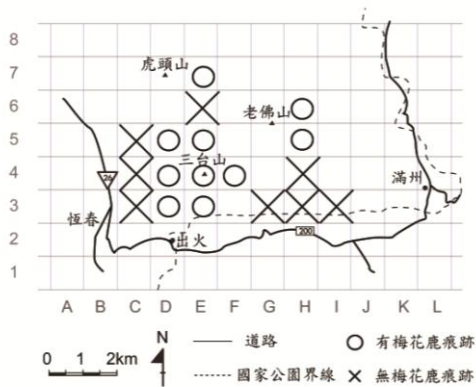


圖 3. 2010 年，以穿越線調查及發情期吼叫聲監測三台山區梅花鹿分布狀況

4. 九鵬基地

2010 年 2 月至 5 月間，在九鵬基地進行穿越線調查，其中有 7 個方格有發現梅花鹿痕跡(圖 4, G5、I4、I5、I6、I7、I8、I9)，另外 4 個則未發現梅花鹿痕跡(圖 4, G7、H4、H5、H6)。在 2010 年 10 月於九鵬基地之南方對 1 個方格作穿越線調查(H3)，亦未發現梅花鹿痕跡。此外我們又於 11 月在九鵬基地外之西南方、北方共設置 3 個發情期吼叫聲監測點，在南方的攬仁溪一帶設置 3 個樣點，均未發現梅花鹿吼叫聲。

此結果顯示梅花鹿目前分布地區以九鵬基地東側為主(I4、I5、I6、I7、I8、I9)，濱海的台 26 線公路及海岸為其分布邊界，且應尚未往南方及北方擴散至基地外，另外在基地西側 G5 發現一處排遺及一處腳印，但第二次調查未發現任何痕跡，顯示梅花鹿數量在此地極少。主要分布點(I4、I5)之西(G7、H4、H5)均未發現梅花鹿痕跡，H6 則多建築物並常有人類活動不適合梅花鹿棲息(圖 4)。

5. 龍鑾潭

2010 年 9 月至 11 月對本區進行調查，發現此區之梅花鹿主要棲息在龍鑾潭之西南岸(圖 2, F9、F10)，即以龍鑾潭自然中心為核心向西北與東南延伸之樹林與草原區域，亦可能進入附近農地，在西北接近赤坎處(TWD67 座標 E265300, N2432600)、東南接近瓊麻工業展示中心斜對面賞鳥平台處(TWD67 座標

E266500, N2431300)均有發現其蹤跡，此外亦會橫越馬路至王家庄旁墓地附近活動。

自然中心之西北方樹林及東南方具有數道圍籬，導致龍鑾潭的梅花鹿棲息地遭圍籬分割，但部分舊圍籬久未維護已有破損可供梅花鹿通行，而龍鑾潭自然中心與停車場相連之步道旁的圍籬則很完整，此外自然中心飼養數隻犬隻，因此梅花鹿出沒的地點與遊客被分隔開，遊客見到野生梅花鹿的機率不高。

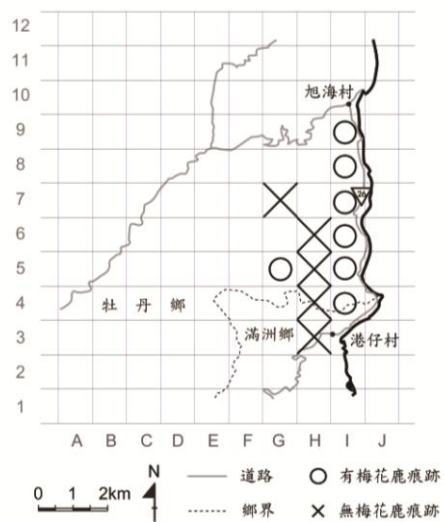


圖 4. 2010 年，以穿越線調查及發情期吼叫聲監測九鵬基地梅花鹿分布狀況

二、梅花鹿族群數量估算

1. 墾丁國家公園

(1) 林地調查方格，以磨痕估算

2009 年共在 12 個調查方格用磨痕進行保守估計。同時具有大、中、小三種磨痕的調查方格為復育一區及四區(O8)、毛柿林區(P9)、森林遊樂區(N9)、啞口海(P10)、港口山東北(O10)、港口溪中段(N11)、港口南(P11)、小尖山(K9)、門馬羅山(K10)共 9 方格(圖 2)，保守估計雄鹿至少各有 3 隻，鹿隻數量約各有 10.2-12.1 隻，其中復育區(O8)因有圍籬相隔，可將兩區磨痕視為不同雄鹿所留，因此該格至少有 6 隻雄鹿，鹿隻數量約有 20.4-24.2 隻，以上 9 格總計為 102-121

隻。具有兩種磨痕之調查方格有簡陋羊舍(O7)1個調查方格, 保守估計有 2 隻雄鹿, 鹿隻總數約 6.8-8.1 隻。只有小型磨痕者的調查方格有大圓山西側(M6)、大尖山東側(M8)地區共 2 方格, 保守估計各有 1 隻雄鹿, 每格鹿隻各有 3.4-4.0 隻, 2 格總數約 6.8-8.1 隻。以上 12 個林地調查方格(12 km²)合計 115.6-137.2 隻, 保守估計林地為主之棲地內梅花鹿族群密度為 9.6-11.4 隻 / km²。

(2) 開闊地調查方格, 夜間聚光燈計算法

2009 年在籠仔埔牧草區進行夜間聚光燈探照觀察(圖 2, O6、P6、P7), 調查路線前段進行 4 次調查, 第一次調查於 4 月割草後進行觀察, 在南側看到 15 隻; 第二次調查在 7 月初月圓時觀察, 草已長高, 共看到 29 隻; 第三次調查在 7 月底無風、無月亮及牧草長高時, 紀錄為 80 隻; 第四次調查於 10 月底弦月晚上進行, 在前段直線道路兩旁看到 78 隻。調查路線後段進行 2 次調查, 第一次調查於 7 月進行, 在靠沙河的南側看到 36 隻, 第二次調查於 11 月初月圓及強力落山風下只看到 3 隻。

以紀錄最高的七月調查進行估算, 共目擊 80 隻梅花鹿, 籠仔埔草原區加上周邊森林地區約佔 3 個調查方格, 保守估計開闊地为主的棲地內梅花鹿族群密度為 26.7 隻 / km²。

2. 牡丹鄉牡丹村

2005 年由圍籬逃脫 4 雄 4 雌共 8 隻梅花鹿, 平均每季每隻起始雌鹿對鹿群增加量的貢獻為 0.86 (裴家騏 2001), 至今經歷 4 個繁殖季, 理論上目前約有 18 隻梅花鹿, 再加上 2009 年 8 月逃脫的 7 雄 7 雌共 14 隻梅花鹿, 不考慮個體死亡情況下, 目前此區梅花鹿總數應為 32 隻。

3. 三台山區

2010 年 1 月至 5 月間於三台山區, 研究人員在 6 個方格(圖 3, D3、D4、E3、E4、E5、H5)以自動相機調查梅花鹿族群數量, 共架設 30 個相機站, 相機工作總時數為 9,761 小時。

在 6 個方格中(6 km²), 共拍攝到 6 隻梅花鹿(3 雄 3 雌), 其中 D3 拍攝到 1 隻雄鹿、E5 拍攝到 1 隻雄鹿及 1 隻雌鹿、D4 拍攝到 1 隻雄鹿及 2 隻雌鹿。本區梅花鹿密度之最保守估計為 1 隻 / km²。

因沒有重複拍攝的鹿隻照片, 無法以捉放法進行計算。若根據雌雄比例加乘(D3: 3.4-4.04 隻、D4: 3.4-4.04 隻、E3: 0 隻、E4: 0 隻、E5: 3.4-4.04 隻、H5: 0 隻), 密度(以 6 km² 調查區域計算)估計為 1.7-2.0 隻 / km²。

4. 九鵬基地

2010 年 2 月至 5 月間於九鵬基地, 研究人員在 6 個方格(圖 4, I4、I5、I6、I7、I8、I9)以自動相機調查梅花鹿族群數量, 共架設 28 個相機站, 相機工作總時數為 9,610 小時。

在 6 個方格中(6 km²), 共拍攝到 4 隻梅花鹿(2 雄 1 雌 1 幼), 其中 I4 拍攝到 1 隻幼鹿、I5 及 I6 各拍攝到 1 隻雄鹿、I9 拍攝到 1 隻雌鹿。此外在 I6 亦目擊 1 隻雄鹿, 經照片比對顯示與自動相機拍攝到之雄鹿為不同個體。因此本區梅花鹿密度之最保守估計為 0.8 隻 / km²。

因沒有重複拍攝的鹿隻照片, 無法以捉放法進行計算。若根據雌雄比例加乘(I4: 1.3-1.4 隻、I5: 3.4-4.0 隻、I6: 6.8-8.1 隻、I7: 0 隻、I8: 0 隻、I9: 1.3-1.4 隻), 本區密度(以 6 km² 調查區域計算)估計為 2.1-2.5 隻 / km²。

5. 龍鑾潭

2010 年 10 月至 11 月, 我們在龍鑾潭周圍共架設 14 個相機站, 總工作時數為 3,449 小時。以 1 日為 1 捕捉回合, 扣除相機工作不同步的時間(架設當日、部分相機底片耗盡或故障等情況)後, 共有 28 個捕捉回合。

依相片我們能辨識出 5 隻雄鹿、3 隻雌鹿及 2 隻幼鹿, 因此本區至少有 10 隻鹿(本區棲地面積小於 1 km², 可直接估計總數, 不以密度表示)。10 隻鹿共被捕捉 24 次, 以捉放法計算結果顯示, 估計捕捉機率為 0.0659, 族群封閉度測試也支持我們的假設, 顯示其在研究期間為封閉族群($z=0.39$, $P=0.65$)。M_h

為可能性最高的模式 (goodness of fit test, $\chi^2=89.40$, d. f. =27, $P=0.001$)，模式選擇測試依分數排序為 $M_h=1.00$ 、 $M_0=0.96$ 、 $M_b=0.81$ 、 $M_{tb}=0.81$ 、 $M_{tbb}=0.75$ 、 $M_{bh}=0.68$ 、 $M_{th}=0.27$ 、 $M_t=0.00$ ， M_h 模式估計本區可能有 12.9 ± 4.0 隻梅花鹿，95% 信賴區間為 11-32 隻。

討論

一、梅花鹿分布情形

過去社頂地區常有鹿隻受到當地犬隻的威脅或傷害記錄(裴家騏 2001, 鄭筑云 2003)，陳怡君等(2003)亦指出狗是造成梅花鹿死亡的原因之一，梅花鹿的分布很可能會受到狗的影響，因此各村莊帶來的人為干擾(人類活動、人為噪音、車輛等)及所飼養的犬隻，可能是阻礙梅花鹿擴散的主因之一。目前墾丁國家公園內的梅花鹿沒有往南越過埔頂村，有可能就是受到這樣的影響，而港口村到永靖村的公路旁有零散的住家，加上港口溪下游河道較寬，港口山附近的鹿隻難以越過村落進入港口村北邊的林地。永靖村到出火之間的住家較少，讓鹿有機會從大崎越過馬路進入北邊林地往北方擴散。

梅花鹿在出火數次野放後，目前主要往北分布在三台山的周圍，並向東北方擴散至老佛山附近、向北擴散至虎頭山東方，穿越線調查發現三台山區西側的 D3、D4 痕跡數量較多(圖 3)，應為目前梅花鹿分布的主要地區，D5、E3、E4、E5 及老佛山東邊的 H5、H6 均有發現梅花鹿痕跡，然數量都極少，族群密度很低的狀況下，短期內可能不容易繼續向外擴散。

九鵬基地的梅花鹿自 2003 年在基地東南角野放後，沿丘陵區往北擴散靠近旭海村，目前仍主要分布在基地東側的森林及草原中。擴散的過程可能受到人類活動干擾及建築物造成的棲地不連續，因此主要向北擴散而不易向西邊擴散。在 H4、H5、H6 (圖 4)三

個未發現梅花鹿痕跡的方格之西，我們在 G5 找到了梅花鹿痕跡，但僅有一處腳印及一處排遺，且第二次再度調查未再發現任何痕跡，此顯示梅花鹿有可能已往西邊擴散，但目前基地西側的族群密度仍極低。根據王穎等(2009)對居民的訪查指出，梅花鹿可能已經離開基地往南方的港仔村、九棚村擴散，但今年度實地調查並未發現痕跡，本區梅花鹿分布應仍以九鵬基地內為主。

龍鑾潭西南岸之自然環境大多已成為梅花鹿活動的區域，偶爾會越過馬路至王家庄附近的墓地，但因此區自然環境面積較小，其分布範圍已達極限，欲再擴散會受到住宅區及馬路的限制。

過去在紅鹿 (*Cervus elaphus*) 及獐鹿 (*Capreolus capreolus*) 的研究均曾利用鹿的聲音對其族群進行監測(Pereladova *et al.* 1998, Reby *et al.* 1998)，今年度我們首次嘗試利用梅花鹿發情期吼叫聲做分布調查，結果成功找出 2 個方格具有梅花鹿分布，顯示本方法的確具有可行性，且調查人員僅需經簡單的講解後即可進行，不需長期訓練。未來可募集大量人手在短時間內藉此法對大範圍的地區進行調查，也適用在地形、植被不適合穿越線調查的區域進行。此法的限制在於只能用來判定目標地區有梅花鹿存在，不能判定該區無梅花鹿分布。過去文獻顯示雄鹿發情期可能會占據特定領域或於展示場(lek)發出吼叫聲(Miura 1984)，這樣的行為發生在較小的尺度，而本分布調查是以 1 km^2 方格的較大尺度進行，因此雖然雄鹿可能偏好某些微棲地類型，應該也仍是在同一方格或鄰近方格內。

本研究使用穿越線調查與發情期吼叫聲監測兩種方法調查梅花鹿的分布狀況，此外在族群數量估算時使用的夜間聚光燈法與紅外線自動相機也可以輔助分布調查。穿越線調查為其中偵測率最高的方法，本研究於此方法投入很大的努力量，每次穿越線調查至少由三名研究人員組成，並由具有數年梅花

鹿野外調查經驗的研究人員帶領, 雖無法保證未調查到梅花鹿痕跡的方格完全沒有梅花鹿存在, 但我們認為這些方格存在梅花鹿的機率很低, 或是確實有梅花鹿但其密度非常低。發情期吼叫聲監測為新嘗試的方法, 其偵測率高低未經系統性的驗證, 可能受到各種因子(如氣象、地形、時間、環境...等)的影響, 但其易於實施的特點使其適合做為一個輔助調查方法。夜間聚光燈法為穿越線調查的一個分支, 為最適合在開闊地調查的方法, 此法在不同季節、時間偵測的結果可能有很大的差異, 根據經驗, 在沒有月光、牧草已長高、沒有強力落山風及前面沒有其他隊伍干擾下, 夜間聚光燈計算法可以看到較多的梅花鹿, 此外搜尋過程中探照燈不要快速左右搖擺, 且保持適當距離, 以免驚嚇鹿隻, 造成整群鹿隻快速逃離。自動相機對動物的偵測需要累積一定程度的調查時間才能達到效果(Rovero and Marshall 2009), 2009 至 2010 年在 16 個具有梅花鹿痕跡的方格架設自動相機, 有 11 個方格拍攝到梅花鹿(三台山區: 3/6、九鵬基地: 4/6、龍鑾潭: 1/1、墾丁國家公園(未發表資料): 3/3), 可見在三台山區與九鵬基地這些梅花鹿密度低的地區, 穿越線調查的偵測率較高, 自動相機法則需要再累積更多調查時間。

墾管處近年常舉辦活動讓民眾參與, 例如出風鼻淨灘、欖仁溪復育等, 或許可以在行前向參加者介紹梅花鹿痕跡之辨識, 藉其大量人力尋找可能之痕跡, 再由研究人員協助辨識及確認, 可對了解梅花鹿之分布情形有所助益。

二、梅花鹿族群數量估算

本研究之族群估算原先預定使用穿越帶排遺估算法, 但執行後發現, 在墾丁的氣候與生物環境下不適合用此法。在墾丁, 梅花鹿排遺分解天數由三天到數十天不等, 濕季平均分解天數為 35.8 天, 但變異很大(標準差 17.8 天)(陳順其 未發表資料), 而夏季大雨也

會沖走排遺, 使累積的排遺未達分解天數即消失, 導致計算誤差極大, 因此我們改以磨痕作保守估算。未來若欲使用排遺進行估算, 應考慮改在乾季進行調查, 其排遺分解時間變異較小, 少雨的氣候也讓排遺可以持續累積, 估算正確度會更高。然根據經驗, 在族群密度低的地區如三台山區及九鵬基地, 很難發現梅花鹿排遺, 過低的排遺數量同樣容易導致計算誤差, 只有族群密度夠高的地區如社頂周圍才比較適合此法。

夜間聚光燈計算法容易操作, 適合與當地社區結合, 由居民以此法進行監測。Uno *et al.* (2006)研究指出, 夜間聚光燈計算法是最適合用來長期監測梅花鹿族群相對數量變化趨勢的方法之一。建議未來可在埔頂、小尖山牧場等地加設樣線, 由居民定期調查, 藉此比較不同年度之數量變化, 以了解梅花鹿族群長期變化趨勢, 而絕對數量之調查間隔年數可再延長。

除上述方法外, 本研究也使用了自動相機作最低數量與捉放法估算, 其中在三台山區及九鵬基地, 因梅花鹿照片張數很少, 僅能進行保守估算。目前在這兩區架設自動相機監測的 12 個方格已是梅花鹿痕跡相對較多的方格, 但我們在架設相機過程仍常需要花費很長的時間才能找到痕跡作為架設點, 痕跡數量也顯示這兩區的梅花鹿密度很低。根據此次經驗我們發現在族群密度很低的地區以自動相機捉放法作族群估算, 困難性較高。但在密度足夠高的地區如墾丁國家公園內及龍鑾潭附近, 捉放法可以得到一定的成果。然而在墾丁國家公園內的三個調查方格, 相機遭破壞情形嚴重, 架設的 16 台中被破壞了 5 台, 以致難以用此法擴大調查區域。綜合以上各方法之結果, 我們認為各種調查方法在使用上皆有優點也有不足之處, 未來的調查仍需配合植被環境、器材遭破壞可能性而選擇不同的調查方法, 並輔以其他痕跡及相機拍攝狀況做為參考。

過去研究顯示自動相機單位時間內拍到

的動物數量與動物的族群密度呈顯著正相關 (Carbone *et al.* 2001, Rovero and Marshall 2009)，國內近年之研究常以 OI 值比較動物之相對豐度，OI 值即平均每 1,000 小時拍攝到的動物數量(裴家騏、姜博仁 2002)，我們也利用 OI 值來對梅花鹿族群密度進行空間上及時間上的比較。社頂梅花鹿復育區內之半野放區為目前已知梅花鹿密度很高的區域，據王穎等(2009)在此區內架設自動相機結果顯示，復育第一區之 OI 值為 29.19，復育第四區之 OI 值為 14.24，王穎等(2010)在高位珊瑚礁保留區之監測結果 OI 值為 19.47，龍鑾潭為 12.76，顯示這兩區的梅花鹿密度也都很高，三台山區(OI=0.61)及九鵬基地(OI=0.42)之梅花鹿密度則明顯低於前述地區。

陳怡君等(2003)曾在社頂附近之野外地區架設自動相機，OI 值為 0.739-4.317，王穎等(2010)此區 OI 值則為 19.97，顯示此區梅花鹿族群有明顯增長。而根據痕跡調查顯示，陳順其等(2006)在墾丁國家公園內調查到之磨痕為 28.3 ± 23.7 棵 / km，本年度為 43.5 ± 35.4 棵 / km；2006 年之食痕為 46.6 ± 59.5 處 / km，本年度為 137.6 ± 65.5 處 / km；2006 年休息處所為 3.2 ± 2.9 處 / km，本年度為 7.0 ± 7.3 處 / km，本年度調查之食痕及休息處所數量顯著較 2006 年多(t test, 食痕: $P < 0.001$, 休息處所: $P=0.028$)，磨痕則無顯著差異(t test, $P=0.098$)。由痕跡相對數量的比較，也顯示梅花鹿族群數量有增加。吳郁娟(2007)的研究顯示梅花鹿對此區林下苗木已造成一些損傷但尚不嚴重，在梅花鹿族群密度持續增加的情況下，管理單位仍需持續注意梅花鹿對植物造成的影響。

過去在龍鑾潭野放鹿隻為 14 隻，本次調查捉放法估算為 11-32 隻，數量略有增加，此區棲地面積較小，鹿隻可能向外移動，雖未調查到狩獵痕跡，但不排除鹿隻往外移動時有遭遇車禍、居民獵捕、犬隻攻擊而傷亡的可能性。

過去在三台山區野放鹿隻總數為 45 隻，

九鵬基地野放總數為 70 隻，然依照本研究估算結果，三台山區及九鵬基地的梅花鹿總數可能都在數十隻以內，顯示野放之後，雖然分布範圍已有擴散，但族群數量並沒有明顯增加。造成數量沒有明顯增加的原因可能包括：1. 狩獵；2. 棲地環境承載量低或不適合梅花鹿生存；3. 與共域動物如：牛、羊、山羌(*Muntiacus reevesi*)競爭；4. 已遷徙到其他地區但研究人員未調查到；5. 受動物疾病危害；6. 繁殖情形出現問題...等。關於第一點，這兩區均有發現犬隻出沒，也有發現許多陷阱(王穎等 2010)，因此狩獵壓力應是主因之一。關於第二點，由於這些地方梅花鹿密度仍很低，而梅花鹿食性十分廣泛(陳順其等 2009)，因此第二點的可能性較小。關於第三點，這些地方雖然都有放養的牛隻出沒，但這些牛多半在山區的邊緣活動，遠離道路的山區森林深處就沒有牛隻出沒，因此雖然梅花鹿可能受到牛的排擠，但其仍具有很大的無牛棲地可以生活。關於第四點，我們已盡量增加外圍區域的調查樣線，並使用發情期吼叫聲監測法，仍未在外圍區域發現其他密度更高的地點，第四點可能也不成立。而第五點，我們曾對附近放牧業者進行簡單的訪談，未發現此現象，但無法完全排除。關於第六點，我們在三台山區有發現雄鹿之發情期吼叫聲，可能是個反證，但也不能完全排除。

三、其他經營管理建議

我們認為狩獵是目前野生梅花鹿族群最大的威脅。在選擇性低的狩獵方式下，非目標物種也常會受到牽連(Taylor and Dunstone 1996)，根據對獵人的深入訪談顯示，本地獵人偏好的物種為山豬(*sus scrofa*)，但獵犬有時仍會抓到梅花鹿，而套腳、鐵夾陷阱也缺乏選擇性，因此梅花鹿可能非目標物種，但因狩獵方式選擇性低而受到共域物種的牽連，未來的保育工作應將山豬、山羌也納入考量。三台山區及九鵬基地位於國家公園之

外，對野生動物的保護及對狩獵的取締相對不足，狩獵可能是造成這兩區野生梅花鹿族群未明顯成長的原因，因此對這兩區狩獵狀況的監控是首要之務。而墾丁國家公園區內雖然也有發現陷阱，但因本區梅花鹿密度已很高，狩獵壓力可能在其族群承受範圍內。龍鑾潭因腹地小，鄰近道路及龍鑾潭自然中心，且缺乏山豬、山羌等獵人愛好的獵物，因此龍鑾潭之狩獵壓力應很小。

放牧的牛羊可能是影響梅花鹿族群的一個因素，當兩種草食獸共域時，體型較小、食性較窄者會傾向避開體型較大而食性較廣者(Ager *et al.* 2003, Faas and Weckerly 2010)，牛的體型很大且偏向粗食，與鹿共域時常常會影響鹿的空間使用(Vila *et al.* 2008)。在本研究樣區放牧之牛隻常與梅花鹿共域，例如三台山區與九鵬基地都拍到不少牛隻(OI=6.66, OI=1.46)，太多的牛若降低棲地品質，或是因食性重疊與鹿產生競爭，都有可能導致三台山區與九鵬基地梅花鹿數量不易增加或轉移棲息範圍，雖實際的影響程度尚須深入研究證實，但未來的調查與經營管理應將此納入考量。

墾丁國家公園內梅花鹿數量持續上升可能增加了人鹿衝突的可能性，王穎等(2009)報導墾丁地區居民農作物受梅花鹿破壞的比例逐年上升，因此在梅花鹿族群密度較高的地區，主管機關應密切注意此情形，並需趁損害尚未十分嚴重的現在，開始擬定相關處理辦法。由主管單位做合理的補償可能是直接化解務農者負面觀感的一種方法，但金錢上的補償容易衍生許多問題，行政程序與補助額判定也易有爭議，因此我們整理研究文獻，列舉各種農作物受野生動物破壞時的處理辦法(Osborn and Parker 2002, Treves *et al.* 2009, Dickman 2010)，以下為建議管理單位可進行評估者：

1. 補助農民使用圍籬或通電鐵絲網阻隔農田，其中通電鐵絲網成本較低，但其效果需經實驗驗證。

2. 教導農民以聲音、視覺驅逐。目前已有農民會在牧草區周圍掛上金屬製品或衣服，藉風吹造成聲響或衣物擺動，驚嚇鹿隻使其不敢靠近。也可以嘗試在農田旁放置定時播放狗吠聲的喇叭驚嚇鹿隻。

3. 以化學藥劑使鹿遠離樹苗(Swihart and Conover 1990)。許多國家有在販賣鹿科動物忌避劑(deer repellent)，且價格不高，管理處可考慮購入作嘗試。

4. 與居民共管，由居民協助進行監測及參與經營管理。目前在社頂發展的生態旅遊及社區巡守隊的成立便是成功的一種模式(陳美惠等 2006)，社頂地區對梅花鹿的接受程度也的確普遍較高(王穎等 2010)，未來應繼續在其他地區推廣，且可以優先選擇梅花鹿族群密度較大易形成衝突的地區。

5. 增加野生動物之價值。例如社頂地區發展生態旅遊，居民可藉帶領遊客觀賞梅花鹿及其他動植物而增加收入，其對生態資源的保護意識就會提升，態度也普遍較為正面。

6. 資訊共享、環境教育。與當地居民進行溝通，並加強環境教育與保育觀念，在對梅花鹿與保育觀念的了解提升後，容忍度自然就會提升。

居民對野生動物的負面情緒有時是把對主管機關的不滿轉嫁到動物身上，以致放大其財產遭破壞的憤怒，Dickman (2010)認為教育是最好的根本解決之道，因此我們建議設法加強對居民的環境教育，讓居民更了解生態保育的理念與相關工作內容，墾管處可進入村落舉辦公開活動，如生態影片放映、學者演講、管理處與居民座談會等，加強雙方的互相了解與溝通，提供更多的教育機會與保育觀念給居民，並藉以緩和居民與管理單位的緊張關係，居民對野生動物的接受度也會隨之上升。

結論

墾丁國家公園內之野生梅花鹿分布範圍

持續擴散，數量也持續增加，未來首重為了解梅花鹿對自然植被、農地損害狀況，並開始擬定應對策略，此外對居民之環境教育也很重要，進一步利用生態旅遊降低人鹿衝突並達到保育目的。

牡丹村之梅花鹿野放時間較短，本區棲地面積大且無明顯生存壓力，未來應有機會不斷繁衍，目前應對其族群狀況保持觀察，並注意防止外來獵人覬覦。

三台山區及九鵬基地之野生鹿群分布範圍持續擴展，但數量並無明顯增加，狩獵壓力可能是導致族群難以增加的主因，因此這兩區首重對狩獵的控管，若更進一步則可探討鹿群與家畜之共域競爭及鹿群之繁殖狀況。

龍鑾潭周邊的梅花鹿略有增加，且應會持續往外擴散，未來應注意其向外擴散狀況並了解其是否對附近農地造成損害。

誌謝

本研究調查得以完成需感謝墾丁國家公園管理處以契約編號 407-98-01 及 407-99-01 之調查計畫提供經費協助，也感謝參與野外工作的眾多人員：潘明雄、盧秀芳、李麗華、吳嘉雄、李梅霞、張鈺媛、邱麗娟、呂翊維、王韋政、陳匡洵、高嘉孜、江慶華、張郁琦、李一泓、林泳易、林子揚、江筱筠。此外九鵬基地古斌祥、陳寶忠、施先生協助基地內的調查工作，牡丹村郭進財先生提供牡丹村鹿群資訊，在此一併致謝。

引用文獻

王穎、宋永義、王俊秀、江樹生、施宗雄、程中江、夏良宙、林敦台、黃添美、董光中、楊錫坤、陳寶忠。1987。台灣梅花鹿復育之研究-七十四年度報告。墾丁國家公園管理處保育研究報告，145 頁。
王穎、陳順其、顏士清、江慶華、李麗華、

吳嘉雄、盧秀芳、李梅霞、張鈺媛、邱麗娟。2009。98 年度墾丁國家公園及鄰近地區臺灣梅花鹿調查計劃及其族群經營管理探討。墾丁國家公園管理處委託研究報告，84 頁。

王穎、顏士清、陳匡洵、賴冠榮、廖昱銓、高詩豪。2010。墾丁國家公園及鄰近地區臺灣梅花鹿調查計劃及其族群經營管理探討。墾丁國家公園管理處委託研究報告，85 頁。

吳郁娟。2007。臺灣梅花鹿在墾丁高位珊瑚礁林中之棲地利用與對林下苗木的啃食。國立東華大學自然資源管理研究所碩士論文，60 頁。

周婉窈。2003。陳第[東蕃記]:十七世紀初臺灣西南地區的實地調查報告。故宮文物月刊 241:22-45。

陳怡君、王穎、陳順其、黃興炎。2003。墾丁國家公園及鄰近地區臺灣梅花鹿追蹤調查研究。墾丁國家公園管理處保育研究報告，53 頁。

陳美惠、王相華、李來錫、劉景能、溫永封、林晉戎、葉珈良、林君達、廖春芬、彭建豪、洪士惟、蘇倍以、朱明中、陳麗玉、陳雯欣。2006。墾丁國家公園生態旅遊路線整體規劃研究(第 2 年)。墾丁國家公園管理處委託研究報告，307 頁。

陳順其。2002。墾丁國家公園臺灣梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*) 活動模式及其對棲地之利用。國立臺灣師範大學生物學系博士論文，130 頁。

陳順其、王穎、顏士清。2006。九十五年度墾丁國家公園及鄰近地區臺灣梅花鹿族群調查。墾丁國家公園委託調查報告，63 頁。

陳順其、王穎、顏士清。2007。墾丁國家公園及鄰近地區野放臺灣梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*) 之族群分佈。國家公園學報 17(2):43-70。

- 陳順其、汪復禮、鄭世嘉。2009。從臺北動物園臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)食物適口性分析墾丁地區鹿食植物的質與量。動物園學報 21:11-22。
- 裴家騏、姜博仁。2002。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(一)。行政院農委會林務局研究系列 90-6 號, 72 頁。
- 裴家騏。2001。墾丁國家公園內野放臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)的現況。中華林學季刊 34(4):427-440。
- 鄭筑云。2003。墾丁國家公園內社頂地區自由活動犬隻對臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)的潛在衝擊。國立屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文, 57 頁。
- 顏士清。2008。臺灣梅花鹿(*Cervus nippon taiouanus*)發情期吼叫行為之探討。國立臺灣師範大學生命科學系碩士論文, 40 頁。
- Ager A, B Johnson, J Kern and J Kie. 2003. Daily and seasonal movements and habitat use by female rocky mountain elk and mule deer. *Journal of Mammalogy* 84:1076-1088.
- Buckland ST, DR Anderson, KP Burnham, JL Laake, DL Borchers and L Thomas *et al.* 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York.
- Carbone C, S Christie, K Conforti, T Coulson, N Franklin and JR Ginsberg *et al.* 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4:75-79.
- Dickman AJ 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. *Animal Conservation* 13:458-466.
- Faas CJ and FW Weckerly. 2010. Habitat interference by axis deer on white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management* 74:698-706.
- Goda R, M Ando, H Sato and E Shibata. 2008. Application of fecal pellet group count to sika deer (*Cervus nippon*) population monitoring on Mt. Ohdaigahara, central Japan. *Mammal Study* 33:93-97.
- Karanth KU, RS Chundawat, JD Nichols and NS Kumar. 2004. Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling. *Animal Conservation* 7:285-290.
- Karanth KU and JD Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- Marques FFC, ST Buckland, D Goffin, CE Dixon, DL Borchers, BA Mayle and AJ Peace *et al.* 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology* 38:349-363.
- McCullough DR. 1974. Status of larger mammals in Taiwan. *Tourism Bureau*:35pp.
- Osborn FV and GE Parker. 2002. Towards an integrated approach for reducing the conflict between elephants and people: a review of current research. *Oryx* 37:80-84.
- Otis DL, KP Burnham, GC White and DR Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62:1-135.
- Pereladova OB, AJ Sempere and EAgrizkov. 1998. Monitoring of rare deer populations by bioacoustic methods. *Proceeding of the International Deer Biology Congress* 4:62-65.
- Reby D, AJM Hewison, B Cargnelutti, JM Angibault and JP Vincent. 1998. Use of vocalizations to estimate population size of roe deer. *The Journal of Wildlife Management* 62:1342-1348.
- Rexstad E and KP Burnham. 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Rovero F and AR Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011-1017.
- Silver SC, LET Ostro, LK Marsh, L Maffei, AJ Noss and MJ Kelly *et al.* 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture / recapture analysis. *Oryx* 38:1-7.
- Swihart RK and MR Conover. 1990. Reducing deer damage to yews and apple trees: testing Big Game Repellent®, RO-PEL®, and soap as repellents. *Wildlife Society Bulletin* 18:156-162.
- Taylor VJ and N Dunstone. 1996. The exploitation of mammal populations. Chapman & Hall, London.
- Treves A, RB Wallace and S White. 2009. Participatory planning of interventions to mitigate human-wildlife conflicts. *Conservation Biology* 23:1577-1587.
- Uno H, K Kaji, T Saitoh, H Matsuda, H Hirakawa, K Yamamura and K Tamada *et al.* 2006. Evaluation of relative density indices for sika deer in eastern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* 21:624-632.
- Vila AR., MS Beade and D Barrios Lamunière. 2008. Home range and habitat selection of pampas deer. *Journal of Zoology* 276:95-102.