

## 臺灣黑熊分布預測模式及保育行動綱領之建立(1)

# Distribution Model and Conservation Action Plan for Formosan Black Bears (1)

委託單位：行政院農業委員會林務局

執行單位：國立屏東科技大學

研究主持人：黃美秀 Mei-Hsiu Hwang

研究助理：潘怡如 Yi-Ju Pan

協同研究助理：蔡幸蒨、郭彥仁、林冠甫

Hsing-chien Tsai, Yen-jen Kuo, Kuan-fu Lin

中華民國九十九年八月二十八日



## 摘 要

棲息地喪失及破碎化為現今保育大型食肉目動物最主要的議題，成功的經營管理野生動物繫於瞭解動物對棲息地的需求和預測其分佈。臺灣黑熊(*Ursus thibetanus formosanus*)為亞洲黑熊(*U. thibetanus*)於臺灣的特有亞種，因近年來過度的利用和棲地破壞，被列為瀕臨絕種保育類動物。本研究目標旨在釐清此物種於全島的保育現況及分布變化。

本研究藉由問卷及訪查方式，收集自 1990 年以來黑熊於臺灣本島的發現紀錄，同時藉由野外樣帶的痕跡調查，以釐清實際可能影響此物種棲地選擇之因素。在 19 個調查樣區共 97 個小樣區中(4\*4 km<sup>2</sup>)，最佳佔據率模式顯示佔據率隨抵達樣點的可及度增加而減少，需時 1 天及 1 天以上的佔據率分別為 0.56 及 0.22；熊偵測率於低遊憩壓力的樣點為 0.37，然高遊憩壓力則為 0.05。

本研究收集總計 1,017 筆本島發現黑熊及其痕跡的紀錄，29.6%於 1990-1999 年(第一期)，70.4%則於 2000-2010 年(第二期)，分別涵蓋 220 和 409 筆 1\*1 km<sup>2</sup>的獨立網格，有熊格有 98%位於國有林範圍內，抑或 73%位於保護區系統內。利用 Maxent(maximum entropy method，最大熵)物種分布模式及採用十項環境變因，包括海拔、坡度、坡向、年均溫、一月均溫、年雨量、常態化差異植生指數(normalized difference vegetation index；NDVI)、道路密度、離道路的最近距離、離高山型國家公園最近距離，分析兩個時期的有熊格，結果顯示模式的 AUC 值皆大於 0.9，顯示模式適合度良好，就單一測試環境變因來看，離道路最近距離及離高山型國家公園最近距離皆是預測熊分布最有效的變因。

二元性的有熊預測分布圖顯示，第一期及第二期分別佔4,718 km<sup>2</sup>及6,898 km<sup>2</sup>，佔全島面積之0.13及0.19，顯示有熊分布範圍有增加的趨勢，後者為前者之1.5倍。連續且大面積的核心分布區域有南、北二處，中間以丹大野生動物重要棲息環境為界。模式預測分布圖與部落訪談當地居民有關附近山區黑熊分布的狀況十分一致。

臺灣黑熊的棲地選擇傾向於利用海拔1,000-3,500 m、坡度>30度，植生指數>0.8的環境，偏好山地闊葉林、針闊葉混淆林、針葉林的植被，迴避道路密度高及道路附近區域。本研究建議加強建立黑熊族群監測調查技術及系統、提升物種分布預測模式的信度、加強棲息地保護、遏止非法狩獵及買賣，以達保育瀕危物種之目標。

**關鍵詞：臺灣黑熊、地理分布、模式預測、棲息地選擇、最大熵 ( Maxent )**

## Abstract

Habitat loss and fragmentation are primary issues in the conservation and management of large carnivores. Successful wildlife management requires an understanding of animal habitat requirements and accurate prediction of its distribution. The Formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*), an endemic subspecies of Asiatic black bear (*U. thibetanus*) inhabiting Taiwan, is listed as a locally endangered species due to recent uncontrolled exploitation and habitat degradation from development during past decades. The objective of this project was to delineate the current distribution of Formosan black bears and to estimate their population trend throughout the island.

We collected occurrence data of Formosan black bears since 1990 through systematic country-wide questionnaire and interview surveys. We also conducted field sign surveys in 19 sites, including 97 4\*4 km<sup>2</sup> plots. The best-fitted model based on sign surveys suggested that bear occupancy rates increased by decreasing human disturbance. The occupancy rates were 0.56 and 0.22, respectively for plots of within 1-day and > 1-day accesses. The detection probability also varied by recreation level, with 0.37 and 0.05 in low- and high-leveled recreation areas, respectively.

We identified 1,017 bear locations, including 29.6% in the first period (1990-1999) and 70.4% in the second period (2000-2010). These location data periodically represented 220 and 409 independent 1\*1 km<sup>2</sup> bear grids, and 98% of them occurred within natural forests, or 73% of them were confined to protected areas. The Maxent (maximum entropy method) was used to analyze bear grids by applying 10 environment variables, including mean yearly temperature, mean January temperature, elevation, slope, aspect, precipitation, normalized difference vegetation index (NDVI), road density, shortest distances to roads and to national parks. The AUC values of models for both periods were >0.9, indicating good fitting, which suggested that shortest distances to roads and to national parks were most important factors.

Bivariate distribution maps indicated that the predicted bear occurrence ranges were 4,718 km<sup>2</sup> and 6,898 km<sup>2</sup> for the first and second period, i.e., 13% and 19% of the island area, respectively. This revealed an expanding geographic distribution during such two periods. The predicted continuous and extensive distribution ranges occurred in northern and southern parts, somewhat disconnected by the Danda Major Wildlife Habitat. The predicted bear distribution map was highly coincided with the distribution range reported by local villages.

Formosan black bears preferred areas of 1,000-3,500 m in elevation, slope > 30°, and NDVI > 0.8, and vegetations of broad-leaved and coniferous mixed forests, montane

broad-leaved forests and coniferous forests. However, bears tended to avoid areas of high density of roads and the surrounding areas. Finally, for achieving goals of conserving endangered species, we suggested establishing and developing easy bear population monitoring systems, improving reliability of distribution models by integrating critical environmental variables, enhancing bear habitat protection, and deterring illegal hunting and trade.

Keywords: *Ursus thibetanus formosanus*, geographic distribution, modeling, habitat selection, Maxent (maximum entropy method)

## 謝 誌

本研究承蒙農委會林務局提供經費支持，感謝承辦人員王冠邦先生於行政事務及資料調閱上熱心提供各項協助，並提供計畫執行上的諸多建議，讓研究順利進行及完成。各林管處和工作站在調查過程中所提供諸多協助和資訊，在此一並感謝。

感謝在這三年以來曾經協助過全島臺灣黑熊野外調查的助理（姚中翎、劉曼儀），以及志工和原住民嚮導包括古總結、游秀雲、劉純宇、莊智凱、白欽源，陳正忠、Ebi 和 Hadu 大哥，還有國立屏東科技大學野生動物保育研究所之張書德、林廷輝等人長期協助深入臺灣山林協助調查。

另在訪談部落過程中，來義鄉、霧台鄉、桃源鄉、金峰鄉、阿里山鄉、卓溪鄉、萬榮鄉、信義鄉、桃源鄉、茂林鄉、三民鄉、海端鄉、秀林鄉、仁愛鄉、和平鄉、泰安鄉、五峰鄉、尖石鄉、復興鄉、南澳鄉、大同鄉等受訪者，以及所有在部落當中曾經幫助過我們的朋友們，所提供的資訊與知識著實帶給我們偌大的幫助。同時特別感謝在部落訪談中的引介者，胡金男、松文華、沙韻文、林淵源、馬遠村長、Hadu 大哥、武陵工作站的廖林彥主任及楊正雄副主任、司馬庫斯的 Malai 大哥、松鶴部落范村長、陳鄰長(桃山村)、眉原陳村長、瑞岩部落林鄰長等人，協助尋找相關受訪者，並讓受訪者願意卸下心防而與我們分享其資訊。

在 GIS 操作技術及圖層資料提供上，特別感謝陳朝圳及李培芬教授及其研究室的幫忙，並感謝魏浚紘(魏董)、胡澗予、小龜在 GIS 和圖層製作的協助。於預測模式的操作上，感謝成功大學陳清旗先生及林試所徐嘉君小姐於 PRESENCE 及 Maxent 軟體上的悉心解說及建議。並感謝丁宗蘇、賴玉菁、姜博仁等博士，以及吳尹仁和郭怡良小姐在生態預測模式和 GIS 技術上，提供意見及經驗分享。

此外，有關自動相機的資料提供亦感謝諸位研究者慷慨分享，包括王穎、裴家騏、陳美汀、姜博仁、賴玉菁、陳世儒、吳海音、蘇秀慧、楊國禎、李玲玲、林宗以、林良恭、毛俊傑、陳子英、許丁水、余啓瑞、翁國精及台東林管處黃志堅先生等人，在此一併致謝。

審查委員李玲玲、王穎、楊吉宗、林良恭博士等人，以及林務局及各管理處諸多同仁對於本研究結果提出悉心指教與建議。此外，對於詳實填寫「發現臺灣黑熊」問卷或提供黑熊資訊的所有人，在此一併感謝。

# 目 錄

中文摘要	I
Abstract	II
謝誌	III
目錄	IV
圖目錄	VII
表目錄	IX
壹、前言	1
一、瀕危物種之保育及重要性	1
二、臺灣黑熊分布現況	2
三、物種分布模式(Species distribution model, SDM)	3
貳、研究目的	6
參、研究材料及方法	8
一、野外臺灣黑熊分布調查	8
二、原住民部落訪查及問卷	11
三、黑熊分布預測模式	12
四、棲息地選擇(Habitat selection)及其他資料分析	19
肆、結果	21
一、野外臺灣黑熊分布調查	21
二、原住民部落訪查	24
三、有熊記錄	25
四、臺灣黑熊分布預測模式	34
五、臺灣黑熊族群與棲地存續分析 (population and habitat viability assessment, PHVA) 評估	39
伍、討論	42
一、臺灣黑熊地理分布	42
二、棲地選擇及生態習性	46
三、人熊關係	51
陸、建議	54
一、黑熊族群監測調查技術及系統	54
二、提升物種分布預測模式的信度	55
三、加強棲息地保護	56
四、遏止非法狩獵及買賣	56
五、加強教育	57
柒、參考文獻	58
附錄一、國有林植群分類與本研究重新定義植被之對照表	121
附錄二、MAXENT 模式利用 171 筆於 2000-2010 年所收集的有熊格為訓練	123

資料.....	
附錄三、1990-2010 年間紀錄臺灣黑熊網格 (1 km* 1 km) 於保護區系統之 分布情況	124
附錄四、臺灣本島於玉山國家公園東部園區以外地區，利用自動照相機調 查動物相且期間超過半年之調查研究	125

## 圖 目 錄

圖一、北臺灣調查野外臺灣黑熊分布之路線與發現有熊格之分布（網格： $1*1\text{km}^2$ ）.....	73
圖二、北臺灣8個調查樣區在調查樣帶上發現狩獵痕跡的500 m 調查樣帶單元百分比例.....	75
圖三、利用PRESENCE 程式（Hines and MacKenzie 2008）估算野外臺灣黑熊於19 個調查樣區的棲地佔有率（occupancy rate, $\psi$ ）.....	76
圖四、北臺灣原住民部落訪談黑熊分布之推估範圍，以及2000-2010年彙整各項資料來源的所有有熊點位分布圖.....	77
圖五、1990-2010 年間發現黑熊紀錄之點位於全島分布情況.....	78
圖六、1990-2010 年間不同黑熊點位來源於全島分布情況.....	79
圖七、林務工作者和所有資料來源對國有林內有熊記錄（a）及有熊格（b）於兩個時期（1990-1999年、2000-2010年）的比值.....	80
圖八、與人為狩獵活動有關的黑熊痕跡類型於兩個時期之紀錄.....	81
圖九、直接性及間接性有熊資料於海拔梯度之分布.....	82
圖十、野外觀測黑熊之季節性海拔分布變化.....	82
圖十一、各植被類型佔國有林網格和有熊格之比例.....	83
圖十二、目擊黑熊的距離與當時同行人數之關係.....	84
圖十三、目擊熊時，熊是否發現人，以及熊正在進行活動之關係.....	85
圖十四、當人目擊熊時，黑熊正在進行的活動與人熊間距離之關係.....	86
圖十五、第二時期Maxent預測模式之受方操作(receiver operating characteristic,ROC)曲線.....	87
圖十六、利用以2000-2010年間發現的有熊資料，Maxent預測臺灣黑熊的相對(logistic) 機率分布圖.....	88
圖十七、利用折刀方法分析第二期模式中各變數之獨佔獲益和損失關係與testgain (A) 及AUC (B) 之關係.....	89
圖十八、第二期黑熊預測分布機率與各項環境變因（不考量其他變因）關係的反應曲線圖.....	90
圖十九、第一時期Maxent 預測模式之受方操作（receiver operating characteristic,ROC）曲線.....	91
圖二十、利用以1990-1999年間發現的有熊資料，Maxent預測臺灣黑熊的相對(logistic) 機率分布圖.....	92
圖二十一、利用折刀方法分析第一期模式中各變數之獨佔獲益和損失關係與testgain (A) 及AUC (B) 之關係.....	93
圖二十二、第一期黑熊預測分布機率與各項環境變因（不考量其他變因）關係的反應曲線圖.....	94
圖二十三、MAXENT 所預測 1990-1999 年間，臺灣黑熊地理分佈圖.....	95
圖二十四、MAXENT 所預測 2000-2010 年間，臺灣黑熊地理分佈圖.....	96

圖二十五、利用 MAXENT 以相同環境變因所預測黑熊地理分布圖.....	97
圖二十六、由部落訪談所推估之無熊網格與第二期預測有熊格之分布情形	98
圖二十七、比較研究樣區與預測有熊格之海拔 (a)、坡度 (b) 及坡向 (c) 的網格分布百分比例，顯示臺灣黑熊之選擇指數(electivity index)...	99
圖二十八、比較研究樣區與預測有熊格之NDVI植生指數 (a)，以及於國有林之植被類型 (b) 的網格分布百分比例，顯示臺灣黑熊之選擇指數(electivity index).....	100
圖二十九、比較研究樣區與預測有熊格離道路最近距離 (a)、道路密度 (b)，以及距三個高山型國家公園 (雪霸、太魯閣、玉山) 的最近距離(c)之網格分布百分比例，顯示臺灣黑熊之選擇指數(electivity index).....	101

## 表 目 錄

表一、分析影響臺灣黑熊出現之自然及人爲環境因子列表及說明	102
表二、物種分布模式之混淆矩陣 (confusion matrix)	103
表三、北臺灣調查野外臺灣黑熊分布之區域	104
表四、北臺灣各地區調查穿越帶上發現臺灣黑熊痕跡之總表	105
表五、野外黑熊痕跡調查地區，及其可及度和調查樣帶上的人爲干擾程度	106
表六、臺灣黑熊棲地佔據率之模式選擇之結果	107
表七、本年度北臺灣及上一年度南臺灣調查 (黃美秀等 2008) 原住民部落訪查臺灣黑熊之地區及結果	108
表八、第一期 (1990-1999 年) 及第二期 (2000-2010 年) 發現黑熊點位資料之來源及分布	109
表九、第一期 (1990-1999 年) 及第二期 (2000-2010 年) 發現黑熊所在網格 (1×1 km <sup>2</sup> ) 之資料來源	109
表十、第一期 (1990-1999 年) 及第二期 (2000-2010 年) 不同資料來源所紀錄黑熊點位數/網格數之比值 (即平均每 1 km <sup>2</sup> 網格內紀錄的熊點位數)	110
表十一、有熊記錄與有熊格 (1 km <sup>2</sup> ) 於不同區域在兩個時期 (1990-1999 年、2000-2010 年) 分布的情形	111
表十二、有熊紀錄及網格 (1 km <sup>2</sup> ) 於各個林區在在兩個時期 (1990-1999 年、2000-2010 年) 之紀錄情況	112
表十三、熊點位資料的各項類型於第一期 (1990-1999 年) 和第二期 (2000-2010 年) 之分布情況	113
表十四、與人爲狩獵活動有關的黑熊痕跡類型於兩個時期 (1990-1999 年、2000-2010 年) 之紀錄	113
表十五、黑熊資料類型及痕跡所紀錄之食物類別	114
表十六、不同類型的黑熊點位資料之棲息環境類型	115
表十七、不同類型的黑熊點位資料之海拔梯度分布	116
表十八、10 種植被類型於國有林、有熊記錄和有熊格 (1 km <sup>2</sup> ) 的分布情形	117
表十九、人熊相逢時，黑熊的活動和人遇熊所採取的行爲，以及後續黑熊對人的反應	118
表二十、黑熊分布預測模式環境變因間之相關性分析 (Pearson 雙尾檢定 <sub>a</sub> ) 結果	119
表二十一、利用 2000-2010 年有熊資料建構 Maxent 模式預測黑熊分布區域 (n=6,898 有熊格) 之各項環境屬性	120

## 壹、前言

### 一、瀕危物種之保育及重要性

大型食肉目動物為生態系食物鏈中的頂層消費者，經常透過調節它們的獵物的數量而改變生態系統的架構和功能，攸關使整個生態系統處於動態平衡狀態，(Schaller 1972, Estes *et al.* 1998, Berger *et al.* 2001, Terborgh *et al.* 2001)。故這些動物一般多被視為生態系之基石 (keystone) 物種，是野生動物研究和管理的核心課題之一(Treves and Karanth 2003)。由於大型食肉目動物通常需要很大範圍的自然棲息地，故在保育行動中牠們具有庇護物種 (umbrella species) 之角色 (Simberloff 1998)，也就是保護了這些庇護物種的棲息地，即可在投入有限的資金和時間的情況下，有效地保護生物多樣性 (Coppolillo *et al.* 2004, Roberge and Angelstam 2004)。加上這些動物也常被視為是保育上的旗鑑 (flagship) 物種，在保育上則能激發公眾參與及認同生態保育。因此，臺灣黑熊具有多元且重要的保育指標意義。

亞洲黑熊 (*Ursus thibetanus*) 是典型的大型森林性食肉目動物，廣泛分布於亞洲地區，但面臨嚴重之人熊衝突，遭逢棲息地喪失、盜獵及非法買賣等的嚴重威脅(Servheen *et al.* 1999, Garshelis and Steinmetz 2008)。身為適應力強悍的物種，黑熊的分布範圍的空間變化正足以反映人類對生態系統的影響 (Liu *et al.* 2009)。在臺灣，臺灣黑熊為唯一的熊科動物，於 1989 年 8 月 4 日在野生動物保育法中被列入瀕臨絕種的等級，受到法律完全的保護。但和保護其他大型食肉目動物的情況相似，由於人類對動物及其棲息地造成的干擾往往是多樣且程度不一，熊類的保育遂成爲一個複雜、且涉及多領域學科的挑戰，保育熊類的永續族群端賴社會大眾和政府機關的持續支持才能成功 (Peyton *et al.* 1999)。因此，成功的黑熊保育不僅依賴人們對於野生動物經營管理上的認識，包括社會、經濟、行政、組織的因素，更有賴研究及經營管理單位對於熊類生物學資訊的累積。這些資訊的傳遞更是保育宣導教育的必要手段，也是最有效率、影響最深遠的方式之一。

臺灣黑熊於生態上及保育上所扮演的功能和角色，不僅攸關此物種於本島的保存，同時影響更大尺度的生物多樣性保育。深入瞭解受威脅物種對於棲息環境的需求，不僅關係著能否有效地保護該物種的野外族群，同時也保護到臺灣全島大範圍的生態系及所屬生物多樣性。研究其空間分布以及與人類活動間的關係，不僅可以為該物種的保護提供科學支援，長期對種群的分布狀況進行監測，還可

以瞭解人類對生態系統影響的範圍和程度。臺灣黑熊的數量稀少、活動範圍廣泛且習性隱蔽，加上山區研究環境相當艱惡，進行野外調查工作十分困難，此物種現今於野外族群的分布、豐富度依然不夠明朗，往往造成管理單位於擬定相關保育政策及行動時的限制。因此，瞭解此物種之地理分布及棲息地利用模式，無疑應該列為當前保育臺灣黑熊及生物多樣性的優先重要課題。

## 二、臺灣黑熊分布現況

物種的地理分布是評估保育等級的重要指標之一，是生物多樣性保育及經營管理的必要資訊(Margules and Pressey 2000)。有效的野生動物經營管理繫於能夠瞭解和預測動物對棲息地的需求。因此，對於受威脅的物種如臺灣黑熊而言，保育研究所需採取的積極行動包括瞭解現有種群的地理分布範圍，以作為未來可能進行重要棲息地復育的位置和方式的選擇，以及評估各種開發或環境變化對於該物種潛在影響的重要參考(Palma *et al.* 1999, Anderson *et al.* 2004, Hidalgo-Mihart *et al.* 2004)。然對於數量稀少或研究缺乏的物種而言，這方面的資料往往不足，從而影響相關保育策略的擬定。

亞洲黑熊由於遭受棲息地喪失及過度獵捕的威脅，全世界的種群數量日益下降，該物種已被IUCN瀕危物種紅色名錄列為易受危物種(vulnerable species)(Garshelis and Steinmetz 2008)，CITES則列為附錄 I 物種(即完全禁止貿易)。亞洲黑熊分布於亞洲的十八個國家，以目前的分布區域與其歷史的分布範圍相比，在大部分地區都呈族群破碎化的狀態，尤其在伊朗、阿富汗、巴基斯坦、東南亞及中國的破碎化程度更高；在中國及緬甸某些區域，對其分布瞭解甚少(Garshelis and Steinmetz 2008)。現有的亞洲黑熊分布圖雖然在國家尺度上增進了人們對其分布範圍的理解，但若要將其應用在保育工作上，卻有一定的困難，原因包括這些分布圖尺度太大(從上百平方公里到幾萬平方公里)，應用時缺乏可操作性；二是不同研究者的數據來源不同，所繪製的熊分布圖常有互相矛盾之處，故難以判定應該以哪張分布圖為採用標準(Liu *et al.* 2009)。

臺灣黑熊是臺灣陸域上最大型的食肉目動物，雖為瀕危的保育類物種，然有關其於本島的野外族群及分布的資料，卻十分有限。臺灣初期的黑熊研究始於王穎於1988年至1993年所收集的黑熊痕跡及目擊記錄，提供黑熊於本島的初步分布狀況，以及一般棲息環境特色(Wang 1999)。其調查結果顯示野外目擊臺灣黑熊的頻度十分低(約每天0.064%)，黑熊主要分布於中央山脈地區，並集中於三個高山型國家公園和二個自然保留區的範圍，顯示保護區對黑熊殘存族群的重要性。然而，此調查結果迄今近二十年，國人對於現今黑熊的全島性分布，幾乎無進一步更深入且更新的資訊。這些訪談資料常因抽樣方法的限制，所收集的動物

分布資料遂因此受限於訪查單位或地區，以及人為活動(包括調查者及受訪者)可及的地區，從而無法詳實地反應此稀有物種的地理分布情形。

臺灣黑熊迄今雖尚未有野生族群的確實估算。由於臺灣政府及民間團體對黑熊保育的逐漸重視，於 1994 年舉辦的「臺灣黑熊族群與棲地存續分析保育研習會」中，國內外專家著手評估黑熊的棲地模式和族群存續性(王穎等 1994)。在基於十分有限資訊的情境下，該報告指出臺灣黑熊的族群處於「高度危險」的狀況，並粗略估計本島殘存數量計約為 100-500 隻。野外目擊黑熊的紀錄亦不頻繁，筆者曾於 1997 年在拉拉山區、大武山區、玉山國家公園等山區設置 73 個黑熊餌站，卻只發現一筆於玉山國家公園的黑熊食餌記錄，結果遠較美洲地區的黑熊 (*Ursus americanus*) 低(黃美秀 未發表資料)。故針對小族群，有必要適時地利用族群生存能力分析(population viability and habitat analysis)方法，檢視及評估物種在某棲息環境中的存續力(Ruggiero *et al.* 1994)，瞭解棲地喪失和棲地破碎化等威脅因素對受威脅物種的影響，以提供未來經營管理策略及後續長期資料收集的參考。

由於臺灣黑熊具有廣大活動範圍(27-202 km<sup>2</sup>)、雜食性以及季節性利用棲地的行為模式(Hwang 2003)，加上具社會經濟價值，故可視為地景物種(landscape species)。也就是說其棲地利用模式乃考量大尺度及多元的地景角度，而非僅單一環境因素，這也是經營管理所需著重的尺度(Coppolillo *et al.* 2004)。因此，本研究旨在收集臺灣黑熊於 1990-2010 年間在全島的各種出現紀錄，以勾勒出現今臺灣黑熊的地理分布圖，並進一步利用數理統計結合地理資訊系統，建立臺灣黑熊的分布預測模式，推估黑熊潛在的分布範圍，並藉由比較預測黑熊出現地區與研究樣區的環境屬性，探討臺灣黑熊的棲息地選擇特性。

### 三、物種分布模式(Species distribution model, SDM)

準確的物種分布和數量是物種研究和經營管理的基礎且關鍵的訊息(Royle and Nichols 2003, Nielsen *et al.* 2005)。調查物種的數量，特別是大型獸類的數量十分困難，因為這些動物密度通常較低、活動範圍大、隱蔽性強(MacKenzie 2005)。傳統的調查族群數量的方法大多是基於重複捕捉法(Mowat and Strobeck 2000)：捕捉一部分動物個體後標記，再放回原棲地，之後再進行重複捕捉，捕捉到帶有標記的動物數量與捕捉總數量的比例則等於總的標記動物數量與總的該動物族群大小之比例，故可計算出動物的族群數量。這種方法需要捕捉一定數目的動物，但在捕捉動物困難的情況下則不適用。此外，這種調查種群數量的方法往往費時費力且耗費金錢(Bailey *et al.* 2004, Nielsen *et al.* 2005, Sargeant *et al.* 2005)，而且很難評估結果準確性(Garshelis 2002)。

相較於族群數量的調查方法，只觀察動物是否出現的方法則簡單多了。但一些傳統的調查物種分布方式亦常受環境、人力、物力、財力、時間上的限制，很難在短時間之內有系統地完成物種大範圍分布的野外調查，呈現動物完整的地理分布情況。對於密度低或活動範圍廣大的種類如熊科動物，此情況尤為明顯。由於動物的分布一般並非呈現逢機型態，而是與棲息地中的環境因素存在著某種程度的關係，故近年來許多研究者遂使用各種數學統計方式，結合已被廣泛應用於呈現物種分布的地理資訊系統(geographic information system, GIS)，以重要的環境因素建立野生動物的棲息地模式，預測該物種在尚未調查地區的可能分布情形。此法不僅可彌補利用發現動物地點所繪製的點圖(dot map)的保守推論(Skov 2000)，也能及時提供保育決策的重要資訊(Guisan and Zimmermann 2000, Kobler and Admic 2000, Glenz *et al.* 2001, Ortega-Huerta and Peterson 2004)。利用這種方法調查野生動物的分布尤其適用於大型、分布範圍較廣，具有領域性的動物；相較於種群數量或豐度 (Abundance) 來說，物種分布有/無數據更易獲取，成本更低 (MacKenzie 2005)。

物種分布模式是一類基於統計方法或與電腦演算法，量化物種已知分布位置與其周遭環境之關聯性，並將此關聯性投射於地表空間，以顯現物種潛在地理分布的經驗模式(Guisan and Zimmermann 2000, Guisan and Thuiller 2005)。也就是將物種分布與周遭環境關聯性以統計學的形式表示，即根據一組環境變數的範圍組合，界定出物種出現與否的機率分配  $f(E)$  (Stockwell 2006)。物種分布模式所預測的結果，事實上即為目標物種在特定時間、空間尺度下的潛在分布範圍 (potential distribution)。故在應用上，可將模式訓練結果投影在現生環境上，重建的過去地表空間(Martínez-Meyer *et al.* 2004, Martínez-Meyer and Peterson 2006)，甚或未來的氣候變遷情景分析(Araújo *et al.* 2005a)；不論是對於現今尚未被調查地區的投射，或者未來改變後之環境的投射，其產出的物種潛在分布圖都富有廣泛的應用價值，比如生物多樣性分布(Graham *et al.* 2004a, Soberón and Peterson 2004)、入侵物種預測(Peterson and Robins 2003)、追蹤遷徙性生物、瀕危物種或棲地的經營管理(Oberhauser and Peterson 2003)、設定野外調查策略並節省經費等。

隨著統計方法及電腦運算能力的精進，處理物種出現與環境因子間複雜的生態關連性已逐漸成為分析物種分布及棲地利用的主流，其中人工智慧演算法來預測物種分布的工具具有 GARP(genetic algorithm for ruleset prediction)與 Maxent(maximum entropy method, 最大熵物種分布模式)，這是只需有物種出現 (presence)資料的分布預測模式，再加上遙感探測 (remote sensing) 技術及地理

資訊系統的蓬勃發展，更為空間性生態學模式帶來極大的潛力及便利性。這些技術能有效協助研究者篩選不同尺度下的環境資訊，為物種分布研究提供了便利的計量工具，並可以多重尺度分析龐雜的生物多樣性資訊(Goodchild 2002, Guisan and Thuiller 2005, Sinclair et al. 2006)。

生物個體得以生存並繁衍後代的環境條件範圍或組合，如雨量、土壤、氣溫等物理化學環境，著重描述物種對環境之需求，即所謂的基礎生態棲位 (fundamental niche) (Leibold 1995)。Hutchinson(1957)以多重維度 (n-dimensional hyper-volume) 之環境變數，描述物種對環境之需求，並將競爭或捕食關係等生物性因素納入生態棲位概念中，即現實生態棲位 (realized niche)。換句話說，若非生物性及生物性因子皆符合物種分布條件的區域，則形成物種的潛在分布區域 (potential distribution area)。

由於不同的模式各有其適用的物種特性、資料及環境因子等特性，故模式方法的選取需視研究目的之時空架構及資料特性而定。一般來說，只需要物種出現資訊的模式傾向有較高的超算 (commission) 情形(Anderson et al. 2003)；對此問題，相較於傳統的統計迴歸模式，人工智慧 (artificial intelligence) 的機器學習 (machine learning) 式模式可以用較少的樣點，便產出可信賴的結果。其中最大熵物種分布模式 (Maxent) 可根據不完整的資訊作預測，相較於傳統的統計模式，最大熵物種分布模式應用在物種分布模擬上除了穩健性 (robustness) 外，尚包括許多的特點和優勢，而被視為是可適用於目前已知所有物種分布模式類型，能廣及不同的尺度，並且可藉由正則化 (regularization)，以避免過度配適 (Phillips et al. 2006, Phillips and Dudik 2008)。Maxent 模式在物種分布研究上具有高度的實用價值，加上軟體使用很簡便、可批次處理 (batchable)，近年來已有相當廣泛的應用，並且被認為是可轉移性表現極佳的模式方法之一(Peterson et al. 2007b)。

Maxent 物種分布模式自 2004 年被引進於物種分布之模擬，其原理乃基於最大熵演算法 (maximum entropy)，根據目標分布 (target distribution) 已知的不完整資訊，探尋「最大亂度(最分散，或者說最接近均勻狀態)」機率分配 (probability distribution)，並藉此估算標的物的機率分配(Phillips et al. 2006, Phillips and Dudik 2008)。所謂不完整的資訊，或者說是關於目標分布的可及資訊 (available information)，包括了已知的目標物種分布點位，以及與該物種已知分布位置相對應的環境變數圖層。Maxent 物種分布模式屬於出現/背景值

(presence/background) 類型的模式，對物種分布記錄只需求出現點位資訊，另由訓練範圍(training data)內，除了已知物種出現紀錄之外的背景網格

(background) 隨機抽取「擬空缺 (pseudo-absence)」，即是由研究範圍中，在已知的物種出現網格之外，抽取的所有網格點位(Hirzel *et al.* 2002, Pearson *et al.* 2007)。此分布模式中所使用的環境要素可來自於連續性 (如海拔高度、雨量、氣溫等)，或者類別性 (categorical, 如土壤類型、植被型、土地利用型)。

但此類只需有物種出現的生態棲位模式常會有高估物種分布範圍的現象 (Anderson *et al.* 2003, 李培芬等 2005, 黃美秀等 2009)。因此，本研究擬藉由實地野外調查，來取得物種有/無 (presence/absence) 的資料，以試圖預測更符合實際情況的分布圖。然問題是，一旦發現物種的痕跡或蹤影，是可以很容易判定而得到物種有出現的資料，但物種沒有出現的資料卻不是容易就可下判斷的。因為沒有發現物種出現並不能代表物種不存在，除非偵測率 (detection probability) 是 1 的情況。但在真實情況下，許多因素會影響偵測率，例如印尼的馬來熊研究顯示，在不同的棲地類型下利用穿越帶調查痕跡，在無人為干擾的原始林所估算的偵測率最高，0.96；反之，於 5 年內有人為干擾的棲地所估算的偵測率卻僅有 0.003 (Augeri 2005)。

欲了解一物種的族群動態，需要知道其分布和數量；然而，估算大空間尺度下的族群數量需要耗費龐大的人力及物力。若能以一個地區內被該物種佔據的棲地比例 (occupancy rate) 來估算，則可節省許多經費。但在一個棲地中未發現某物種，並不一定是該棲地未被該物種佔據，而可能只是未被偵測到。為了克服偵測率不足的問題，近年來，在族群狀態的估算方法上，發展出了一種稱為棲地佔有模式 (occupancy model) 的估算方法 (MacKenzie 2006)，由於只需獲得目標物種出現與否 (presence/absence) 的調查資料，使得調查工作變得更簡便且有效率，也使得在大空間尺度下，對稀有或不易調查發現的物種族群狀態更容易獲得 (Mackenzie *et al.* 2002, Bailey *et al.* 2004, O'Connell *et al.* 2006, Weller and Lee 2007)。此方法可以同時了解物種族群的變動與其棲地環境因子的關聯性，目前已被廣泛運用在估算大尺度下的許多野生動物族群動態研究中，包括兩棲類 (Martinez-Solano *et al.* 2003, Bailey *et al.* 2004)、鳥類 (Stauffer *et al.* 2004)、哺乳類 (Weller 2008) 的族群監測與研究上。因此，本研究同時將以棲地佔有模式來估算野外調查黑熊分布之族群狀況。

## 貳、研究目的

物種分布模式在臺灣的應用於陸域生態系的動、植物乃至海洋生物方面都有之 (Horng 2006, Lee *et al.* 2006, 曹立松 2007, Yao 2008, Yen *et al.* 2008, 郭昱

君 2008)；但受限於直接性因子取得的困難度，有些遂採用間接因子進行預測。爲了增加預測小族群物種分布模式的準確性及適用性，本計畫採分區進行野外實地調查，蒐集臺灣黑熊在紀錄不明地區的野外分布和活動習性的資料，並計算野外黑熊痕跡之偵測率。同時將實地調查結果和利用其他訪查資料所預測的分布圖比較驗證，以完成開發更精準之分布預測模式，瞭解近年來臺灣黑熊之地理分布情況；並藉由分析其棲息地環境的特徵，瞭解此物種的棲地選擇特徵，以達促進監測及保育臺灣黑熊野生族群之能力。

爲了瞭解臺灣近年來人熊關係的發展，本研究亦將透過各種訪查方式，以瞭解原住民族對臺灣黑熊之分布、相關文化和價值，以及人與臺灣黑熊之互動關係，以期釐清國人對於此物種之相關態度及文化價值。此外，爲了有助於後續研擬臺灣黑熊保育行動綱領，提供未來族群保護和經營管理所需依據，本研究將回顧並檢討分析 1994 年針對臺灣黑熊進行族群及棲地生存力分析（**population and habitat viability analysis, PHVA**）之結果，初步分析和評估未來進行 PHVA 分析所需補強的變因資料，以作爲後期提升分析預測效度的規劃參考。

## 參、研究材料及方法

本研究延續前期(黃美秀等 2008)透過實際野外調查了解第一現場的資訊,提供臺灣黑熊在人跡罕至之山區之分布狀況,並透過沿山周邊的山地部落訪查,勾勒出黑熊在淺山邊界的分布情形。同時彙整早期針對林務局工作人員之訪談資料(黃美秀等 2006),以及持續性地文獻導覽與問卷收集所得的所有有熊資訊,以呈現臺灣黑熊於全島(97°21'-108°31'E, 26°03'- 34°19'N)之分布情況及相關的棲息環境特色。

### 一、野外臺灣黑熊分布調查

#### (一) 野外黑熊痕跡調查

爲了進一步確認黑熊於全島的地理分布範圍,尤其是人可及度低的區域,提供增進黑熊分布模式之預測能力的資料,本年度計畫延續上一年度所執行之南臺灣地區臺灣黑熊調查計畫(黃美秀等 2008),此乃以 2006 年所建立的臺灣黑熊 1990-2006 年分布資料爲參考之基礎架構(黃美秀等 2006),依此資料庫所繪製的發現臺灣黑熊之校正最小凸多邊形範圍,配合由計畫執行當時林務局座談會受訪者估計黑熊可能分布範圍,套疊所得的最大範圍作爲本研究野外實地調查黑熊出沒狀況的區域。

野外實地調查的範圍涵蓋北臺灣部分,主要涵蓋丹大林道以北區域,分區包括能丹山區、白姑山區、雪霸國家公園、太魯閣國家公園、太平山、中橫等地區。這是根據 2006 年初步繪製的分布圖(黃美秀等 2006),挑選臺灣北部至少在連續的 4 個 4\*4 km<sup>2</sup> 的網格範圍內,尚未出現臺灣黑熊記錄的區域,作爲臺灣北部野外黑熊調查及鄰近村落訪查的樣區。野外調查路線選擇原則將以能涵蓋最多尚未有黑熊記錄的網格範圍爲優先,並考量調查路線的可及性;在既有的步道或便道路線之外,並將選取具有調查潛力的穿越帶路線,比如支稜等,以增加穿越帶的環境豐富度或涵蓋地理範圍。

調查地區將包括南投、新竹、羅東、花蓮、東勢五個林區管理處所轄之國有林區,以及保護區系統範圍和鄰近的山地鄉部落等地。在選定的野外黑熊調查樣區上,我們利用穿越帶痕跡調查法,調查不同地區野外黑熊的出現有無及其痕跡相對密度,以瞭解黑熊相對豐富度,以及可能影響黑熊分布的天然環境和人爲活動等因子。穿越線儘量選擇非開放使用的登山步道或林道區域,以避免人爲活動(如遊憩壓力)對調查樣本收集的干擾。

考量調查時效和記錄方便性，調查樣帶的選取為每 1 km 的行進樣線內，進行連續 2 個 250 m 的動物痕跡及相關環境因子調查紀錄，另 500 m 則僅限於搜尋黑熊的痕跡。密集調查樣帶的選擇會適度地配合行進路線及調查區域的地景情況做調整，避免一地區的調查樣帶分布過於集中的情況。為了避免在一些現有的登山路徑上因人為干擾，而低估偵測到臺灣黑熊出沒的情況，我們也會岔出主線，通常沿著小稜進行樣帶調查，這些岔出樣帶（假設遊憩壓力較低）的選擇會考量樣帶間的彼此距離和空間分布情況，起碼相距 1 km 以上。

每次調查團隊以 4-5 人為原則，分工觀測及紀錄，觀察臺灣黑熊痕跡的調查範圍是行進樣線左右各 3 m 的寬度。研究者詳細搜尋每棵胸高徑 > 10 cm 的樹木上的黑熊爪痕或上樹痕跡，以及地面上的任何黑熊活動痕跡（爪痕、折枝痕、食痕、排遺等）及數量。若這些痕跡為同時期、新舊程度相當且疑似為同一個體所留，位於半徑 5 m 內出現者，則於後續分析中合併為一筆獨立的黑熊出沒資料。在穿越帶調查當中，若發現熊出沒痕跡，該位置均以 GPS 標定座標，以利後續紀錄作精確的判讀。

黑熊爬樹能力強，上樹時鋒利的爪子會在樹幹上留下較深的印記。爪印在樹上留存時間取決於爪印的深度（越深保留越久）、樹皮的特性（樹皮越粗糙、越易自然剝落，則爪印越快消失）、爪印的朝向（爪印在樹的向上面上保留時間更久）及天氣（爪印於潮濕時消失較快，而乾燥處則保留較久）等(劉芳 2009)。熊於樹幹上的爪印一般可留存 1-3 年，但我們發現有時在較乾燥的地方（如大分），超過 5 年的爪痕能可清晰辨識。當熊爬到樹上取食果實時，會將樹枝折斷，並形成一個“鳥巢狀”的平台，直徑可達 1-2 m 以上，可留存 1-3 年。黑熊為雜食性動物，糞便一般不超過 3 個月，然在乾燥處少數卻可保存超過一年以上。其他常見的熊痕跡除腳印之外，便是其他食痕，包括黑熊翻動大石塊，或挖掘地面，及啃咬樹幹（內常有蜂窩）的痕跡，以及動物被啃食後殘留的痕跡。透過這些野外痕跡，我們可以確認黑熊近年來（約十年以內）曾出現於某地區，然若調查一定數目的樣線之後仍然找不到熊痕跡，則能在一定程度上證明黑熊在某地是不存在的。

於自然環境因子上，我們將樣區穿越帶所在地森林類型分為原始林（闊葉林、針葉林、針闊葉混生林）、人造林、次生林、草地、其他，並記錄優勢樹種組成。此外，也利用 GPS 記錄該地海拔高度。在調查樣帶上，將記錄各種人活動的痕跡，包括狩獵、登山遊憩、施工等。其它人為活動痕跡記錄包含垃圾（保特瓶、菸盒等）、營地、登山布條、其他。狩獵活動的相關痕跡，則包括陷阱（鐵夾、脖吊、腳吊）、砍痕、獵徑、獵寮、彈殼、生火餘燼、遇見獵人等。為評估

人為活動對於臺灣黑熊分布之的影響，我們記錄自自用車可通行的道路終點，以步行抵達調查地點所需花費的最短時間（天數）。

## （二）野外黑熊偵測率(Detection probability)及佔據率（Occupancy）

研究區域內物種分布有/無的訊息是建立物種分布預測模型的基礎。透過觀察物種實體或痕跡，可以比較容易確定物種在某地是有分布的，但是確定一個物種在某地是沒有分布卻不是那麼容易，雖然在一個地點觀察不到物種出現，可能因為調查方法沒有檢測到這個物種的存在，而該物種在此地點實際上是存在的 (MacKenzie 2005)。因此，收集物種有/無分布訊息的關鍵問題之一便是瞭解該物種之偵測率，即在有物種分布的地區透過調查也能夠觀察到物種存在的機率。

爲了瞭解樣區內目標物種的偵測率，研究者應在短期內對同一個調查單元進行重複調查，收集物種分布資料(MacKenzie 2005)。其中在利用重複調查同一個樣區單元的操作模式中，MacKenzie and Royle（2005）認爲移除設計（removal design）的方法最爲有效，這是對調查單元設定最大的重複調查次數（如J次），如果持續未能偵測到目標物種，則重複調查J次之後，便停止調查，然若一旦發現物種出現就停止調查(Azuma *et al.* 1990)。因爲一旦發現目標物種存在，即可確認該物種在該調查單元內是有分布的，遂不必再繼續費時進行重複調查。爲了解野外臺灣黑熊的偵測率，我們利用前一年（黃美秀等 2008）及今年的野外黑熊痕跡調查結果，程式PRESENCE（Version 2.3, Hines and MacKenzie 2008）來估算物種的棲地佔有率（occupancy rate,  $\psi$ ）與偵測率（detection probability,  $p$ ）。

我們總計進行 19 次全島野外黑熊分布調查。在偵測率的分析上，以  $4*4 \text{ km}^2$  網格當作一樣點（plot）或調查小樣區單位，範圍內每 500 m 的穿越帶單位作爲一次的調查紀錄或重複（replication）。利用 GIS (ArcGIS9.3 版)將野外調查穿越帶的點位與全台  $4*4 \text{ km}^2$  (大小接近臺灣黑熊最小的活動範圍, Hwang *et al.* 2010) 網格圖層套疊，以軟體中 selection by location 的功能選取出點位所對應的網格，如此可對照出每網格內 500 m 穿越帶的數量，每段調查樣帶即視爲同一小樣區的重複調查。

列入的模式分析的資料條件有二：（1）— 500 m 的調查樣帶必須完全在同一小樣區（ $4*4 \text{ km}^2$ ）內，除非樣帶不滿 500 m 便已偵測至熊痕跡。（2）爲增加模式的預測力，僅將調查小樣區內涵蓋  $\geq 3$  條調查樣帶者列入分析；但若偵測到熊，則不受此限。每 500 m 內調查樣帶，若偵測到任何一黑熊痕跡，視爲 1；反之，沒有偵測到任何黑熊痕跡，則視爲 0，以建立偵測有無(1/0)之二元資料庫。

估算過程中，我們將全部的野外調查當成一個調查季，而每500 m的調查樣

帶當作是一次調查（重複）。因此，本研究涵蓋97個樣點的調查資料（即各物種有/無出現），每一樣點最多進行21次調查，以各物種在每次調查中是否被發現做為該小樣區的調查歷史（survey history）。在單季調查的模式（single-season model）下運作，分別估算其棲地佔有率與偵測率，並以模式選擇（model selection）的方式來挑選出最佳的估算模式。假設在有熊存在的地區，偵測機率為 $P$ ，則在調查一條樣線之後沒發現黑熊痕跡，而錯誤地推論此區沒有黑熊分布的機率為 $(1-P)$ ；依此類推，若調查 $n$ 次後皆沒有發現熊出沒的痕跡，則該地區實際上有熊但研究者卻未能偵測到的錯誤機率為 $(1-P)^n$ 。

為瞭解樣點的人為可及度（accessibility）對於樣區內黑熊的分布程度以及偵測到黑熊痕跡的機率之影響，遂以此作為佔據率及偵測度之共變因（covariate）。人為可及程度是從四輪驅動車無法行駛後，研究團隊開始步行抵達該調查樣點所需的最短時間，分成三類：1天之內、2天、3天或以上的時間。另外為檢視人為活動頻度（主要為遊憩壓力）對於調查樣帶偵測熊痕跡的影響，遂依步道附近的遊憩干擾程度分為二類：（1）高人為干擾程度：調查路線位於大眾登山或百岳路徑上，步道上遊憩壓力高；（2）低人為干擾程度：調查路線屬探勘區域，或是岔出大眾登山路徑的穿越帶，一般遊憩壓力低，包括廢棄的林道或獵徑或當地居民便道。建構模式時，將調查樣區之人為可及度(day)，當作 site covariate 匯入 presence，而將人為可及度及樣帶干擾程度(trail)當作 sampling covariate。

在進行模式選擇時，我們先在棲地佔有率固定（ $\psi(\cdot)$ ）的模式下，從調查的偵測率固定（ $p(\cdot)$ ）、樣帶的偵測率依步道遊憩壓力（ $p(\text{trail})$ ）和可及度（ $p(\text{day})$ ）而異，不同四種模式中挑選出最適合估算偵測率的模式，再加入兩類樣區可及度作為可能影響物種棲地佔有率的參數，共建立7個不同的估算模式。模式選擇乃利用Akaike's Information Criterion（AIC）值作為模式間比較的參考，最小的AIC值的模式為最佳的估算模式（然最佳模式若與其他模式間的AIC差值（ $\Delta\text{AIC}$ ）小於2，則表示模式間無顯著差異，皆適合之預測模式。），再以此最佳模式所估算出來的棲地佔有率與偵測率，代表臺灣黑熊在調查地區目前的族群狀況。

## 二、原住民部落訪查及問卷

部落訪查的目的在於透過訪問經常活動於部落附近山區的原住民，以瞭解研究者未能實地探勘的淺山地區之熊況，以及黑熊分布可能的界限，尤其是較為接近人類聚落的淺山地區。在前一年南臺灣調查計畫中，利用此法所收集的臺灣黑熊資料數是野外實地調查法所得的近一半，是有效累積有熊資料的方法之一（i.e.,

46/101, 黃美秀等 2008)。部落訪查區域的選擇乃參考第一年計畫所得資料(黃美秀等 2006), 考量擬訪查部落可能涵蓋黑熊潛在的最大分布範圍, 紀錄發黑熊出沒(包括痕跡、目擊、狩獵等)的地區, 將併入分布預測模式「有熊格」(presence, 吳尹仁 2007)之資料庫內, 以增加此資料之樣本數。

訪談方式主要延續前期調查的訪談技術(黃美秀等 2008), 藉由人員訪談增加 1990 年以來黑熊於北臺灣分布的資料庫。訪談採取半架構式(semi-structured interview)(May 2001)方法詢問當地村民, 提問主要參照我們設計的調查問卷(黃美秀等 2008)的框架進行。我們多採取開放式問句(open-ended questions)進行提問, 以期避免誘導被訪者。詢問被訪者的從問題從比較一般化的、不太敏感的問題問起。因為黑熊是保育類動物, 幾乎所有的村民都知道獵補黑熊是犯法的, 因此他們往往會對提出與黑熊有關的問題敏感。為了使這些被訪者放鬆心情, 我們會反覆解釋調查的目的只是為了了解有關黑熊的知識, 故多數人願意配合我們的訪問。有時當幾個村民同時在訪問現場時, 他們之間有時會互相影響, 這種情況下我們一開始先對每個人都提問, 而後選擇最熟悉黑熊情況的人進行深入、詳細的訪問。

對於關鍵問題, 我們會反覆和被訪者確認訊息, 若被訪者前後幾次回答內容不符, 那麼我們會請被訪者提供進一步的細節, 以確定比較真實的情況。村民確認曾看到過痕跡, 我們會讓他們在 1:50,000 的地形圖上指認痕跡所處的大概位置。受訪者所提供資料的採用原則, 以能提供清楚的事件與明確位置者為優先, 且以受訪者的第一手資料為主。部份受訪者所提供資料為部落間的訊息流通, 除非有明確的「人事時地物」佐證, 否則不予以採用。

訪查內容除了發現黑熊的紀錄之外, 亦包括原住民知識所建構的黑熊分布輪廓圖, 即哪一區域有熊或沒有熊的出沒, 作為應用於與後續分布預測模式所獲得的分布圖做比較及疊圖處理, 以進一步求得較為保守的臺灣黑熊分布之區域估計。一般村民的訪談大約費時半個多小時, 但對於關鍵訊息人則可能花費 1 個小時甚至 2-3 個小時來詳細了解黑熊訊息。我們也會透過和受訪者聊天的方式適時詢問相關的黑熊或族群威脅等問題, 以瞭解村落居民對於臺灣黑熊的態度、狩獵活動, 或相關的價值和文化, 包括對於近年來野外黑熊族群變化趨勢的看法。這些質性資料將有助於瞭解人熊關係之發展, 而人對臺灣黑熊族群變化趨勢的看法, 有助於吾人進一步瞭解臺灣黑熊族群變化的可能趨勢。

### 三、黑熊分布預測模式

## (一) 資料庫來源及整合

臺灣黑熊數量稀少，加上習性隱蔽，可獲得的直接證據十分有限，故本研究除了藉由野外實地痕跡調查和部落訪查黑熊分布情況之外，同時持續進行有關黑熊出沒記錄的文獻回顧及問卷收集，並整合第一期林務局座談會所收集的相關資料（黃美秀等 2006），作為有熊資料庫的來源。

### 1. 文獻回顧及訪談

回顧國內動物調查的相關研究報告，搜尋曾有黑熊的紀錄，包括目擊、痕跡、自動照相機、無線電追蹤等資料。由於這些資料的精確度不一，故必要時進一步聯絡當事人，以確認資料。資料庫的建立僅使用證實動物為臺灣黑熊，且地點資訊精確度足夠(1\*1 km<sup>2</sup> 網格)的紀錄。

### 2. 「發現臺灣黑熊」問卷(黃美秀等 2006, 2008)

本年度仍持續接收來自各方的「發現臺灣黑熊」問卷，以及臺灣黑熊保育網上的問卷登錄資料（黃美秀等 2006）。其內容涵蓋回答者之個人基本資料，以及野外發現黑熊或其痕跡的日期、時間、痕跡種類、地點、植被環境、海拔等資料。此問卷於 2005 年 12 月郵寄至與保育相關的政府、學術和民間單位，以及登山相關的商店和社團，以及學術相關單位之研究者。同時利用網路的流通性，將該問卷設計成網路版(網址 <http://tve.npust.edu.tw/project/meibear/Chinese/iwc>)，並寄送含問卷附件的電子信函，給相關單位或個人。將含有問卷簡介與網址的電子信函，寄給相關學術研究人員、鳥會和其他環境相關的民間組織，同時於各保育或登山協會的留言版、大學登山社的 BBS 版發表此問卷調查的訊息。寄發問卷回信和網路問卷收集後，我們會設法聯絡到填寫問卷當事人，確認所提供資料之可信度後方採用。若無法聯絡上當事者，則暫不採用該資料。

### 3. 林務局座談會(黃美秀等 2006)

為了有系統收集全島的黑熊分布記錄，於 2006 年 1 月行文至林務局 8 個林管處(羅東、新竹、東勢、南投、嘉義、屏東、台東、花蓮)與所屬 34 個工作站，搜尋曾發現過黑熊的林業工作人員。之後於該年 4 至 5 月在全省林管處或工作站舉辦「臺灣黑熊生態及保育全省巡迴座談會」，邀請並面對面訪談這些曾發現臺灣黑熊或被薦舉為野外從業經驗豐富的受訪者，收集其記錄黑熊的資料。

座談會包含黑熊研究者介紹座談會目的以及黑熊活動痕跡辨識課程，以協助與會者釐清及確認個人所發現之黑熊記錄，與會者分小組（5 至 7 人一組）與研究人員現場討論，說明發現黑熊或其痕跡之相關細節，並於研究者準備的事業區

地圖或臺灣地理人文全覽圖（上河文化股份有限公司 2002）中指出確實地點，研究者當場登錄點位或網格座標資料於問卷或資料庫內。

#### 4. 黑熊紀錄資料之轉換及整合

爲了避免於同一地點重複計數黑熊活動紀錄而導致高估，受訪者若於同一次上山行程中，在一平方公里內發現新舊相似的黑熊活動痕跡，則視爲同一筆資料，但若明顯爲不同時期或是不同的活動痕跡，則視爲不同的有熊紀錄。另外，由於玉山國家公園東部園區爲全台密集研究調查臺灣黑熊的區域，包括唯一的無線電追蹤調查（Hwang 2003，吳煜慧 2004），爲避免研究資料重複計算，高估黑熊於該區域出現的機率，本研究不刻意採用本研究團隊於 2006-2009 於玉山國家公園東部園區的黑熊資料（包括相機及痕跡），同時經由以下規則整合相關資料：（1）自動照相機以及目擊資料，視爲單獨事件；（2）無線電追蹤定位資料每一個體一個月僅採用第 1 筆資料，另同年所記錄到的無線電追蹤、活動痕跡和捕獲資料，若位於同一個  $1*1 \text{ km}^2$  網格者，則視爲單一筆資料。

##### （二）環境因子圖層

我們檢視相關文獻上提及影響熱帶至溫帶地區熊類對棲息地利用的各種環境因素 (Linkie *et al.* 2007，Liu *et al.* 2009)，並考量相關圖層資料的可得性後，選出自然和人工環境因素，作爲建立臺灣黑熊預測分布模式的變因。前者包括海拔、坡度、坡向、年均溫、一月均溫、年雨量、常態化差異植生指數(normalized difference vegetation index；NDVI)(Teillet *et al.* 1997)；後者包括道路密度、離道路(包括國道、省道、縣道、一般道路)的最近距離、離高山型國家公園最近距離(表一)。

本研究圖層解析度皆爲  $1*1 \text{ km}^2$  網格。網格劃分方式配合臺灣地理人文全覽圖(五萬分之一比例，上河文化股份有限公司)，共有 36894 個  $1*1 \text{ km}^2$  網格。採用地形因子圖層乃根據行政院農委會林務局農林航空測量所出版之，解析度  $40 \text{ m}*40 \text{ m}$  的數值地形模型(Digital Terrain Model，DTM)；本研究所採用之地型因子圖層皆爲提取自 DTM。除坡向之外，這些環境變因皆爲連續性數值。黑熊出現點位所屬的網格 ( $1*1 \text{ km}^2$ ) 之棲息地屬性，則利用地理資訊系統軟體 (Geography Information System，GIS)ArcGIS Desktop 9.2 萃取出該點所對應的相關環境屬性(表一)。

在建構分布預測模式的過程中，選擇環境因子時理論上應剔除相關性過高者，以避免多元共線性 (multi-collinearity) 對模式可能產生的干擾，但因本研究目的在測試現有的環境因子對預測的影響，故不事先進行環境因子之篩選。

## 1. 氣候及地形因素

海拔變化會影響氣溫及降水量等環境因子，從而影響到植被及動物分布 (Terborgh 1971)。海拔圖層乃根據行政院農委會林務局農林航空測量所出版，解析度 40 m\*40 m 的數值地形模型(Digital Terrain Model, DTM)，利用 ArcGIS 將網格重新解析成 1\*1 km，再以 extract by values 功能萃取每網格之平均海拔。此圖層範圍從 0 到 3,640 m，平均為 774.5 m。

坡度代表環境中平緩陡峭程度，除了可能影響植物分布之外，也影響動物的活動性，此圖層則利用上述所得重新解析的 DTM 圖層。以 ArcGIS 中 Spatial Analyst/slope 之功能轉換出坡度圖，再以 extract by values 功能萃取每網格之平均坡度。此圖層範圍從 0 到 51 度，平均為 20.6 度。坡向則反映出斜坡的方向，影響接受日曬角度及時間長度，進而影響植被類型及生長。通常坡向定義正北為 0 度，順時針旋轉增加。利用上述 DTM 資料，以 ArcGIS 中 Spatial Analyst/aspect 之功能轉換出坡向圖，並以 60 度為一單位重新分類，0-60 度為 1，60-120 度為 2，以此類推共分爲 6 個等級；之後再萃取每網格之坡向分類。

年均溫、1 月均溫及雨量的資料來自政府間氣候變化專門委員會 (intergovernmental panel on climate change, IPCC)之網站 ([http://ipcc-data.org/sres/gcm\\_data.html](http://ipcc-data.org/sres/gcm_data.html))。下載資料為 asc 檔，以 ArcGIS/asc to raster 轉換成網格資料，再以 Spatial Analyst/raster calculator 計算 20 年年均溫及雨量平均。年均溫圖層為 1990-2009 年來每日平均溫度，範圍從 4 至 25°C，平均為 19.5°C。一月年均溫為 1990-2009 年間 1 月之平均溫度，範圍從 -2 至 21°C，平均為 13.9°C。雨量的範圍從 935 至 6,713 mm，平均為 2,352 mm。

## 2. 植被指數分析

植生指標是一種反應地表植被種類、分布與密度的指數(Lillesand and Kedfer 2000)，其指數值隨綠色生物量而增加，故可判別植生量之多寡。本研究使用的植生指標影像為歸一化差異植被指數 (normalized difference vegetation index, NDVI)，此為最廣泛被應用於評估綠色植物之光合作用、植物之覆蓋率及生物量(biomass)等之反射光譜指標。NDVI 的定義為近紅外光波段與紅光段的差值除以兩者之和 (Elvidge and Chen 1995)。其值落在 -1.0~1.0 之間，小於 0 的值通常為非植生之雲層、水域、雪、道路及建築物等，土壤及岩石會近乎 0；反之，值越大表示地表植生生育旺盛植被復蓋佳(Jensen and Hardin 2005)。

NDVI 圖層資料取自美國地質調查所(USGS)的網站 ([https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/get\\_data](https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/get_data))，由地球觀測系統 (earth observing system,

EOS) 衛星上裝設的中解析度成像光譜儀(moderate resolution imaging spectroradiometer, MODIS)所取得, 光譜之衛星影像紀錄的空間解析度為 250 m-1,000 m, 是一般自然環境資源分析的基礎數據。NDVI 基本的計算原則是植物葉綠素對不同光譜波長的反射值不同而來。經過 MRT 與 EARDAS 軟體, 校正資料之地理位置及切出臺灣本島範圍, 轉換成網格資料格式, 再利用 ArcGIS 計算並萃取每網格之 NDVI 數值。資料解析度為 1 km, 每月有一張完整無雲之資料, 將 12 個月份加總並平均。

MODIS 資料由 2000 年 2 月開始拍攝, 但由於 2 月之圖層在臺灣花東地區上空有部分雲層覆蓋, 所以 2000 年資料為 2000 年 3 月至隔年 2 月的平均值; 圖層範圍從-0.3 至 0.92, 平均為 0.71。2009 年資料則為一整年 12 個月的平均值, 範圍從-0.3 至 0.91, 平均為 0.69。我們以 2000 年和 2009 年之 NDVI 分別代表 1990-1999 年及 2000-2009 年間之植被指數的變化程度。

### 3. 非自然(人爲活動)因素

人爲活動所造成的棲地喪失、棲地惡化和破碎化是目前對野生動物主要威脅之一(Groom 2006)。道路通常會某種程度或方面影響野生動物生活的區域品質, 或將動物居住的環境被迫切割成較小的區塊。此外, 雖然非法狩獵活動是影響臺灣黑熊活動的重要因素之一(Hwang 2003), 國內尚無有關狩獵壓力或風險的相關圖層, 然許多報告皆指出道路系統與熊類狩獵風險有密切相關(Apps et al. 2004, Reynolds-Hogland and Mitchell 2007), 故本研究以道路密度作為可能影響熊類分布之直接原因之外, 並列入離道路遠近之因素, 二者作為替代人爲干擾因素之間接原因。

道路密度( $\text{km}/\text{km}^2$ )與人爲開發程度有關, 也會並影響人對該地區的可及度。利用 ArcGIS/intersect 及 disslove 之功能, 計算出每  $1\text{km}^2$  網格內道路之長度。圖層範圍從 0 至  $17\text{ km}/\text{km}^2$ , 平均為  $4\text{ km}/\text{km}^2$ 。爲了進一步釐清人爲干擾在空間上對於動物可能產生的影響, 本研究同時將離道路的遠近列入分析因素, 選取道路密度大於 0 的網格的中心座標代表, 再計算全台  $1*1\text{ km}^2$  的網格中心座標與有道路網格中心之最近距離, 範圍從 0 (表示該網格本身即有道路) 至 17 km, 平均 1.5 km。

道路圖層來源爲勤威科技有限股份公司之行動商務電子地圖(PaPaGo Map, 2005), 包含國道、省道、縣道以及一般道路, 其中一般道路亦涵蓋了產業道路、林道、健行步行道路(例如清代八通關古道)和無名小路。本研究於建構道路相關圖層時, 經過事先處理而將部分道路剔, 除了中央山脈區域中, 一些只

能步行的道路或林道(例如清代八通關古道、小鬼湖林道)，或是一般民眾無法開車進入之管制道路(例如棲蘭 160 林道)，以避免將這些較無實質阻隔效果的道路納入計算。

過去研究指出中央山脈三個高山型國家公園(雪霸、太魯閣和玉山國家公園)為黑熊分布集中的區域之一(Wang 1999)，為檢視這些保護區系統對於黑熊分布之影響，我們剔除陽明山、墾丁等低海拔、近海濱人為干擾較高之國家公園，評估離高山型國家公園最近距離的效應，即計算每一網格之中心座標至三個高山型國家公園邊界之最近距離。圖層範圍從 0 至 147 km 不等，平均為 40 km。

### (三) 分布預測模式 (Maxent) 建模過程

本研究採用基於最大熵演算法的 Maxent 物種分布預測套裝軟體 3.2.19 版本(來源網址：<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/Maxent/>)。Maxent 屬於出現/擬空缺型模式，軟體只需要目標物種出現點位資訊 (presence-only data)，一般認為在較低樣本數的狀況下，此模式仍有良好的預測品質(Hernandez *et al.* 2006)。Maxent 與邏輯迴歸的輸出結果相同，均為一個機率值，此值介於 0~1 之間，可表示為棲地的適合度或物種的出現機率(Phillips *et al.* 2006)。本研究以黑熊有無出現為依變數，以各個環境因子為自變數。

模式建構的過程，包括建構預測模式的訓練資料(training data)，另一為評估預測模式效能 (model performance) 的驗證資料(testing data)。我們將黑熊點位資料依發現年代分成兩個時期，1990-1999 年為第一期，2000-2010 年為第二期。(1) 第一期點位資料：源自國內研究文獻的熊資料超過全數資料的一半以上，故隨機挑選 30%作為驗證資料，採用 70%為訓練資料，以增加建構模式的穩健度。但模式建構過程中，仍需沒有熊分布的資料評估模式，故採用「擬空缺」

(pseudo-absences 或 background) 的資料，這是由有該物種出現紀錄以外的背景網格中，隨機抽取所組成。第二期點位資料：驗證資料包括野外黑熊分布調查資料，以及源自國內研究文獻及調查。其中野外調查僅限於第二期(後期)，全部的驗證資料佔總點位資料之 42%；其他則皆為訓練資料。

Maxent 軟體在分析操作上以 csv 檔型式輸入訓練資料，並勾選擬選定的環境因素圖層，其中因素類型分為連續性(continuous)和種類性(categorical)兩類。由於訓練資料是以網格為單位，意即是出現在同 1 km<sup>2</sup> 網格的點位，Maxent 將其視為一筆資料，因故驗證資料必須先利用 ArcGIS/select by location 之功能轉換成網格點位。在程式運作的設定上，以訓練範圍內所有的目標物種分布點進行模式訓練，對每一實驗組則只進行一次演算 (run)，背景點位最大數量 (maximum

number of background points) 定為 1,000，收斂臨界值 (coverage threshold) 依其預設值設定為 0.00001，迭代次數上限 (iteration limitation) 為 500 次，擬未出現的背景值在每一實驗組皆為隨機抽取的 10,000 個網格，勾選移除重複網格 (remove duplicate presence records)，特徵類型 (feature type) 選擇 hinge features，輸出類型選擇 logistic output (Phillips *et al.* 2006, Phillips and Dudík 2008)，其他要素之規則依軟體之預設值，最後產生物種之分布機率圖。建立模式所使用的圖層範圍限制在可調查範圍以內，再將所建立的模式對整個研究樣區 (臺灣本島) 進行預測 (projecting)，以了解物種在整個研究區域的棲地適合度分布情形。

為了評估建模使用的各變數對目標物種可能的影響程度，Maxent 可利用折刀分析法 (jackknife analysis)，藉由模式重複操作之過程，依次剔除單一環境變因，以及依次只採用單一變數，而其他變因皆維持在其平均值的情況，故對每一變數皆可獲得單獨採用該變數所得之獨佔獲益 (single gain)，以及模式不採用各該變數時之獨缺損失 (single loss，亦即納入所有變數之整體獲益 (regularized gain) 減去單獨不採用各該變數時之獲益)。獨佔獲益及獨缺損失可協助瞭解各個變數對模式整體運算結果所造成的影響。

#### (四) 模式評估及棲地適合度二元分布預測圖

物種分布模式之預測與物種記錄之差異主要可分為遺漏 (omission) 及超算 (comission) 兩類。欲描述這些差異，首先需界定預測結果為出現 (presence) 或空缺 (absence)，若採用的模式方法為機率式產出，則需對目標物種之出現或空缺界定一機率閾值 (threshold)。當模式根據切點值 (cut point or threshold) 的決定，定義各預測結果之出現或空缺後，便可依據模式預測結果與實際出現情況比對，以建立一混淆矩陣 (confusion matrix，表二) 表示這兩類差異。

根據混淆矩陣 (表二) 計算出特定的敏感度 (sensitivity，正的預測正確率) 及明確度 (specificity，負的預測正確率)。其中假陰性機率 (false negative rate,  $= c / (a+c)$ )，即物種實際上有出現的，卻預測該物種不存在，代表遺漏情形 (omission error 或 underprediction, Type II error)。假偽陽性機率 (false positive rate,  $b / (b+d)$ )，即實際上沒有出現的地方，卻預測有該物種出沒，為超算情形 (commission error 或 overprediction, Type I error)。根據混淆矩陣可計算模式預測之遺漏及超算誤差。資料庫中未記錄到目標物種的出現，除了物種的確無法在該地建立穩定族群外，亦可能是目標物種存在，只是未被調查到，因此將超算之情形當成是模式的一種指標，即越低越好 (Anderson *et al.* 2003)，但未必是模式預測之誤差。

評量物種分布模式之表現的統計方法不一，然一般建議需視採用的模式方

法、物種資料類型及生態特性（動物或植物、活動能力等），以及模式應用之目的，以選取合適的評量標準。因最大熵物種分布模式之產出結果為物種分布機率，本研究以獨立於閾值（threshold-independent）的受方操作曲線（receiver operating characteristic curve, ROC curve）其曲線下面積（area under ROC curve，AUC）值來評量模式預測之結果。ROC 曲線依據物種出現或空缺之機率閾值 1-100%，以超算指數為橫軸，敏感度為縱軸，標記各種閾值之下的超算指數-靈敏度散佈點，再將這些散佈點以直線連接（梯形法）(Mason and Graham 2002)，最後計算該曲線下面積與隨機狀態（ $P=0.5$ ）下之面積差異，該面積差即為 AUC 值。因 ROC 評量會受物種普及率(pevalance)影響，AUC 值則無此問題，故適用於模式間的比較 (Cumming 2000，Manel et al. 2001)。此值提供了模式整體正確率的評估值，介於 0~1 之間。當 AUC 值接近 0.5 時，則表示此模式無法分辨出兩組資料的差異，當值為 1 時，表示為能完全分辨出兩組資料；當 值大於 0.7 時，故一般被認為已達到可接受的預測品質，愈接近 1 則預測品質愈高 (Fielding and Bell 1997，Swets 1988)。

棲地適合度分布圖常以連續的機率值分布來呈現，然若以二元(有或無分布)的方式呈現棲地適合度分布圖，將會更有利於經營管理的運用。除了方便闡釋結果外，為了驗證模式的準確度，研究者常將生物分布的資料依據一適當的切點值（cut point or threshold）做分類，將預測分布或適合度值大於切點者，視為物種會出現的區域，而預測值小於切點者，視為該物種不會出現的位置。雖然已有許多種尋找切點的方法被提出，但一般多建議視應用的目的，考量偽陰性機率保與偽陽性機率代價，因前者可保留較多已知有利用的棲地，而後者排除了較多不確定的棲地，以某種程度主觀地選擇適當的切點值 (Fielding and Bell 1997，Liu *et al.* 2005)。

本研究為呈現黑熊棲地適合度之二元分布圖，切點值採用敏感度加明確度最大值(Maximum test sensitivity plus specificity logistic threshold，Manel et al. 2001)。將 Maxent 輸出的分布機率的結果圖層(asc 檔)，利用 ArcGIS 轉成網格型式(raster 檔)，萃取出每個網格的分布機率，挑選出大於閾值之網格，輸出即為有熊格之分布圖。

#### 四、棲息地選擇(Habitat selection)及其他資料分析

為避免地區性取樣不均勻，以及非獨立性樣本的問題，即一個網格同時有好幾個點位資料，我們除了分析有熊點位的環境屬性之外，亦針對非重複性的有熊

網格進行分析。針對有熊點位資料，我們根據觀測黑熊或痕跡的現場所記錄的環境資訊進行分析，以瞭解觀測到黑熊所在的微棲息地（micro-habitat，如土地利用型態、海拔等）特色，並檢視與各項資料類型之關係。然因無線電追蹤點位資料因涉及定位的誤差，故此類資料不列入微棲息地之分析。為了解有熊紀錄於四季（春：3、4、5月；夏：6、7、8月；秋：9、10、11月；冬：12、1、2月）的海拔分布情況，將海拔梯度區分為8級等，以檢視分布熊於各季節的分布差異性。

本研究分析國有林範圍和植被類型的來源為甫出版的臺灣現生天然植群圖的圖層（邱祈榮等 2010），再依據傳統植被帶之分類系統（Su 1984）及研究者野外現場對植被環境之觀察情況，將39類植被群系(Formation)重新分為10類：針葉林、針闊葉混淆林、山地闊葉林、下部山地闊葉林、竹林、灌叢及草地、裸露地及碎石坡、人工林、耕地及建地和水域（附錄一）。在定義國有林網格資料時，我們將此圖層中一網格內國有林面積不足50%者刪除，但由於有些網格同時涵蓋多種植被類型且可能呈區塊分布，故再根據各網格內最優勢（面積最大）的植被類型作為代表該網格的植被類型，用來定義有熊格之植被環境。之後將有熊記錄的點位套疊在重新分類後的植被圖層後，獲得各筆有熊資料所屬的植被類型。

為進一步檢測臺灣黑熊對棲息地的選擇性，我們比較預測有熊格(i.e., use)和研究樣區的網格(i.e., availability)於各項環境變因梯度上的百分比例，利用卡方適合度分析(goodness of fit test)檢定二者是否有顯著差異。同時，以 modified Ivlev's electivity index (EI, Reynolds-Hogland and Mitchell 2007)檢視其選擇程度。其中  $EI_i = [2 * (\text{use of habitat } i - \text{availability of habitat } i)] / [1 + (\text{use of habitat } i + \text{availability of habitat } i)]$ 。EI表示偏好使用i類棲息地的指數，該值介於-1~+1，若正值則表示偏好(preference)，若負值則表示迴避(avoidance)(Powell *et al.* 1997)。

為了瞭解黑熊的空間分布於時間上的變動趨勢，我們將有熊資料依紀錄的時間分為二個時期，第一期為1990-1999，第二期為2000-2010，並比較有熊資料於二個時期的差異。另亦探討黑熊對於棲息環境的選擇條件及保護區的影響，我們分析有熊資料於國有林、保護區系統如高山型國家公園（即雪霸、太魯閣和玉山國家公園）之分布狀況，以檢視熊觀測值的地理分布與這些地區之相關性。

## 肆、結果

### 一、野外臺灣黑熊分布調查

#### (一)本年度(北部)野外臺灣黑熊分布調查

本研究臺灣北部野外調查總計 8 次，執行費時 45 日(不含交通往返)。每次調查約 4-5 人不等，總計 193 人天，8 個調查地區如表三所示，包括倫太文山區、甘卓萬山區、白姑山區、中央尖-三池、雪山西稜、南北插天山、比亞豪山區、奇萊東稜。調查路線當中有 3 條路線位在中央山脈西部山區，2 條位於東部山區(花蓮)，1 條橫跨東西部山區，兩條各一分別位於北部及東北部山區，海拔範圍 400~3600 m 不等，調查區域之累計里程數約 215 km(表三)。

在 8 個調查樣區中，涵蓋 408 個 250 m 的調查線段，共發現 8 筆黑熊痕跡(表四)，全數為熊爪痕跡。在 500 m 的密集調查樣帶上，發現熊痕跡的頻度以甘卓萬山區有熊樣帶比率 21.4% 為最高，奇萊東稜(9.6%)與比亞豪(2.5%)次之。調查地區平均 500 m 的樣帶上，出現黑熊比率低，3.9%。東部的倫太文山區和中央尖山區，西部的白姑山區和雪山西稜，北部的南北插天山區皆無發現任何黑熊痕跡。另外，在密集調查的穿越帶以外範圍，紀錄到黑熊痕跡共 3 筆爪痕，分別位於甘卓萬山區(1 筆)和奇萊東稜(2 筆)。

從海拔分布來看，奇萊東稜、雪山西稜、甘卓萬山區、白姑山區和中央尖山區等調查地點的調查樣線大多位於海拔 2,500 m 以上。倫太文山區則以 1,500-2,000 m 海拔為主；南北插天山主要樣線分布在 1,000-1,500 m 上下；比亞豪山區則有三分之二的調查樣線位於海拔 1,000 m 以下(圖一)。整體而言，北臺灣的 8 個調查樣區及樣線主要位於 2,500 m 以上的高海拔範圍，占 42.3%，而海拔 2,500-2,000 m、2,000-1,500 m、1,500-1,000 m 和 1,000 m 以下者，分別占 25.6%、14.7%、7.6%和 9.8%。所紀錄的 8 筆黑熊痕跡除 1 筆位於海拔 872 m(比亞豪山區)之外，其他皆分布於 2,500-3,000 m。

狩獵活動在不同調查地區的情況不一，在倫太文山區、南北插天山區和比亞豪山區發現活躍的狩獵跡象，於 500 m 的調查樣帶單元上發現狩獵痕跡的百分比分別為 36%、13%和 57%(圖二)。在調查倫太文山區於 1 至 2.5 天內的路程上，皆持續地發現狩獵痕跡，像是腿吊陷阱、製作腳踏板的木片，甚至在林道路旁發現 2 隻在陷阱中已死亡的成年水鹿和 1 隻活山羊。位於桃園、台北交界的南北插天山區，為著名郊山，遊客眾多，但實地調查時發現，岔出主要步道外有數十副鳥網、3 個長數十公尺的地面塑膠網陷阱，一座設備齊全的獵寮。夜宿紮營並觀

察到遠處山區的探照燈及槍聲數起，顯示此區狩獵活動頻繁。於比亞豪山區，調查路線前段—四季林道的狩獵活動十分頻繁，調查第一晚時遇見 3 名要擬折返的獵人，其摩托車後座皆有捕獲之獵物；後續全段調查，每日皆有發現狩獵蹤跡。甘卓萬山區相關的狩獵痕跡只在第一天的行程上有發現，幾個有爐灶的生火痕跡以及放置存糧的地方，也紀錄到幾條獵徑，但僅發現兩處陷阱以及一個實體獵寮（舊），沒有發現半年內特別密集頻繁的狩獵活動痕跡。

中央尖山區雖有發現狩獵痕跡，但痕跡新舊程度約為半年至一年以上，中央尖鞍部-三池山段路線鮮少人走，路線記錄只查有三筆，狩獵記錄僅在 3112 山頭南方(在 T6-500 附近)發現一套索陷阱（行程的第 4 天），掛在樹梢，時間一年以上。三池山後發現 3 個獵寮遺跡和 4 處陷阱，其中一石洞獵寮遺址有 20 個以上鋼索(完整未放置的)與爐灶，應有半年以上。其他獵寮遺址皆有半年以上，4 處陷阱，其中 3 個在崖上山前發現，1 個在崖上過後乾溪溝中，都位於地面，時間大於半年。雪山西稜整段無發現狩獵痕跡；奇萊東稜後半段，下至沿海林道後，開始有發現一些獵徑，且在林道上發現一隻被鉛彈擊中的白面鼯鼠之屍體。

## （二）全島野外黑熊分布調查及黑熊偵測率

我們合併全島南部及北部野外調查黑熊分布的所有資料，在 19 個調查樣區中，有 9 處沒有發現任何熊痕跡，包括南北插天、中央尖、白姑山、雪山西稜、雙龍人倫、倫太文山、丹大橫斷、甘卓萬、崙天山、旗鹽山-舊萬安山區。為分析野外黑熊的偵測度，將野外調查黑熊痕跡的樣帶對應至  $4 \times 4 \text{ km}^2$  之網格(即小樣區)，總計 132 筆資料。於扣除不滿一完整的 500 m 穿越帶單元的網格 ( $n=13$ ) 後，本研究僅採用一小調查樣區內不及三次重複且未記錄到熊的網格 ( $n=22$ )，則有效的調查網格(或小樣區)為 97 個。其中步行需時在 1 天之內，2 天，3 天或以上的時間者，分別為 48 %，33%，19%（表五）。小調查樣區內的調查樣帶有 51 個屬遊憩壓力較低的非遊憩路線，34 個為遊憩壓力較高的一般大眾登山路線，而 12 個則涵蓋上述兩種類型的路線。在各小調查樣區內重複調查的次數，平均為 7.9 ( $SD=4.2$ )，而調查地區則以崙天山區平均 13 為最高，內本鹿古道平均為 4.5 最低（表五）。

最佳模式  $\text{psi}(\text{day}), p(\text{trail})$  的偵測率公式如下： $\text{Logit}(p) = 1 \times b_1 + \text{Trail-A} \times b_2$ ，等於  $-3.00 + 2.46 \times \text{Trail-A}$ ，其中低 TrailA 為低遊憩壓力的調查小樣區。

根據上述結果，進一步利用最佳模式，但將樣點之人可及度分成 1 天及 1 天以上的行程二類，而偵測度依步道干擾程度而異，則所建構的模式為  $\text{psi}(1+\text{day}1), p(\text{trail})$ ， $\text{Logit}(\psi) = a_1 + a_2 \times \text{Day}1 = 0.26 - 1.52 \times \text{Day}1$ 。抵達調查樣區需

時 1 天及 1 天以上時，佔據率分別為 0.56 及 0.22。行程一天的變數 odd ratio 之 SE 為 0.587，雙尾 95% CI(-0.35 - -2.69)不涵蓋 1.0，顯示樣點可否在一天內抵達，對於佔據率有顯著之負面影響。

低遊憩壓力(即 TrailA=1)的樣點或調查小樣區， $\text{Logit}(p)=-3.00+ 2.46*1=-0.54$ ；高遊憩壓力的樣點(即 TrailA=0)， $\text{Logit}(p)=-3.00+ 0*1=-3.00$ 。由於  $b_2=2.46$ ， $b_2>0$  顯示低遊憩壓力的樣點的偵測率大於高遊憩壓力的樣點，其中低遊憩壓力樣點的偵測率 0.37，高遊憩壓力的樣點的偵測率 0.05。樣帶遊憩壓力效應的標準誤差為 0.519，則 odd ratio 之雙尾 95%CI (confidence interval)為 4.14 及 33.08，此間距並未含該 1.0(表示此變因沒有效應)，顯示樣點的遊憩壓力程度會顯著影響黑熊痕跡偵測率。

每個調查小樣區平均涵蓋 7.9 段調查樣帶單元(或重複調查)，因此在一個樣點若有黑熊活動該區，但卻未能偵測到的機率(false absence)在高遊憩壓力的地區為  $(1-0.05)^{7.9}=0.68$ ，而在低遊憩壓力的地區為  $(1-0.37)^{7.9}=0.027$ 。或者有另一種可能情況，即黑熊在高遊憩壓力的步道附近，調查每 3 個樣點中便有 2 個樣點沒有偵測到，而在低遊憩壓力的樣帶附近，僅有約 3%樣點會沒有偵測到熊。

### (三) 野外黑熊之棲地佔據率

本研究樣區之佔據率原始估計值為 0.26 (naive estimate，即調查樣點中紀錄到目標物種之比例)。在單季模式下，我們估算黑熊之棲地佔有率( $\psi$ )與偵測率( $p$ )。在 8 個模式的選擇上，以  $\text{psi}(\text{day}),p(\text{trail})$ 最合適(表六)。將人為干擾變數放入模式，其 AIC wgt(權重)為 0.81，而另一模式未考量任何變數，即  $\text{psi}(\cdot),p(\cdot)$ ，其 AIC wgt 為 0.0 (表六)，顯示當模式加入調查樣帶上人為干擾的程度時，具有較好的解釋力。

$\text{psi}(\text{day}),p(\text{trail})$  模式的佔據率公式如下： $\text{Logit}(\psi) = a_1 + a_2 \times \text{Day}1 + a_3 \times \text{Day}2$ ，等於  $0.74 - 1.99 \times \text{Day}1 + -0.61 \times \text{Day}2$

在調查樣點需時  $\geq 3$  天的情況下，即  $\text{Day}1=0, \text{Day}2=0, \text{Logit}(\psi)=0.74$ ，小樣區的佔據率為  $e^{0.74}/(1+e^{0.74})=0.68$ 。同理，在調查樣點需時 2 天及 1 天的情況下，佔據率分別為 0.53 及 0.22。由此可見，樣區的熊佔據率有隨人可及度的難度而遞減的趨勢。然由於上述三項變數之 odd ratio 之雙尾 95% CI 依次為 0.32-13.97，0.07-4.22，0.02-1.05，這些間距皆涵蓋 1.0(odd ratio=1.0 表示此變因沒有效應)，顯示樣點的人為可及程度沒有顯著影響黑熊的佔據率。由於我們先驗性假定人可及度可能會影響佔據率，故進一步計算 odd ratio 之雙尾 90%CI，結果分別為

0.44 -10.03，0.10-2.95，0.03 -0.74，顯示在一天內可抵達的情況下，對於調查樣點的佔據率有顯著的負面影響。

就整個調查範圍的整體佔據率而言，我們考量在樣點不同的可及度條件下之特定佔據率，並予以權重，平均佔據率則為 0.41 ( $=0.22 \times 48\% + 0.53 \times 33\% + 0.68 \times 19\%$ )。此值較原始估計值 0.26 高約 60%。事實上，若在沒有考量樣帶上的各項可能人為干擾情況時，此模式  $\psi(\cdot), p(\cdot)$  所估算偵測率為 0.32 (SE=0.036)，佔據率為 0.29 (SE=0.05)。此比較顯示考量樣點人為干擾情況對於模式有相當的影響程度，當模式加入此因素考量時，模式具有較好的解釋力。

在最佳模式估算出整體的  $\psi$  與  $p$  值後，再依據各樣點的 covariate 條件進一步地推算各樣點之有目標物種存在的機會，各樣區推算的佔據率差異極大，不及 0.2 者包括崙天山、旗鹽山-舊萬安、雙龍人倫、倫太文山、比亞豪、南北插天，而估算佔據率  $> 0.5$  的地區包括中平林道、奇萊東稜、伊家之蕃、甘卓萬、關東松-轆轤、卑南東稜，其中內本鹿及玉穗社地區則皆為 1.0 (圖三)。各樣區的樣帶單元上發現熊的比例從 0 至 0.56 (內本鹿，表五) 不等，且與估計佔據率成顯著相關 (Spearman test,  $r_s=0.817$ ,  $n=19$ )，顯示棲地佔據率越高，發現黑熊痕跡的頻度也隨之增加。

為瞭解模式所估算的黑熊棲地佔據率受樣點的地理分布影響狀況，我們將太魯閣及雪霸國家公園區域定義為中北部 ( $n=4$  樣區)，此區以北區域則定義為北部 ( $n=2$  樣區)，此區以南至玉山國家公園以北區域則定義為中部 ( $n=4$  樣區)，玉山國家公園及以南區域則定義為南部 ( $n=9$  樣區，表五)。同時考量樣點可及性，利用雙因子變因分析 (Two-way ANOVA) 分析樣點之估計佔據率。結果顯示估計佔據率在地理區域上 ( $F_{3, 86}=4.78$ ,  $P=0.004$ )，以及人為可及性上 ( $F_{2, 86}=10.35$ ,  $P<0.001$ ) 均有顯著差異存在，但與此二因子之交互作用無關 ( $F_{1, 86}=0.94$ ,  $P=0.46$ )。從北至南的 4 個地理區估計佔據率分別為  $0.13 \pm 0.27$  (SE,  $n=13$ )、 $0.48 \pm 0.36$  ( $n=26$ )、 $0.31 \pm 0.28$  ( $n=31$ )、 $0.52 \pm 0.46$  ( $n=52$ )，後續的 *Post Hoc* 多重比較 (Scheffe 法) 顯示，北區顯著地低於中北部 ( $P=0.03$ ) 及南部 ( $P=0.01$ )，其他地區間則未達顯著差異；樣點的可及性在一天之內的估計佔據率為  $0.22 \pm 0.34$  ( $n=47$ )，顯著低於可及性在步行 2 天 ( $0.53 \pm 0.40$ ,  $n=32$ )，以及 3 天或以上 ( $0.68 \pm 0.27$ ,  $n=18$ ) 的樣點。

## 二、原住民部落訪查

進行訪談村落有宜蘭縣、桃園縣、新竹縣、苗栗縣、台中縣、南投縣、花蓮

縣等 7 縣共 39 個部落及 3 個林務局工作站。提供有熊資料者共 33 人，受訪者多由部落中的熟識者來推薦，訪查對象有看過熊或痕跡者，且常活動於山區者，累計 47 筆有熊資料（表七）。

一位梅園的受訪者表示，太魯閣族認為打到熊不好，家裡的人會生病。其中受訪的一位東勢雙崎工作站保育巡邏員，主要在雪山坑溪工作站一帶巡查，表示在巡山的時候遇到原住民談起，2007 年梅園及雪山坑分別有一隻母熊和小熊被捕獲，皆是被陷阱夾到，獵人再用槍打死的。受訪者並表示附近的泰雅族人並不會刻意打熊。

本研究發現民眾對於黑熊的態度或相關文化常因人或部落而異。大部分受訪者多表示傳統上，打到熊的人是英雄，所以「以前有打熊（民國 50、60 年），一看到就要打」（環山村泰雅族耆老），但並不會主動獵殺黑熊。大部分的原住民受訪者多認為「狗熊你不要傷害牠，牠不會主動攻擊；一但傷到牠，他會一直在那邊等你」（南山村泰雅族李氏耆老）。有些但非全數的部落則有流傳打到熊會招致厄運的說法，比如司馬庫斯一帶。

一般狩獵的活動多是在離部落一天附近的路程內，相較於過去，現在較少人會跑很遠的地區打獵，時間也多在農閒或特殊傳統節慶或過年（包括耶誕節）時，主要是為了文化及自己食用的目的，販賣的情況較少。然部落中，也常有少數以販售獵物為主的獵人，並與特定人士進行交易。

然而，於部落訪查期間我們也發現，當研究者試圖僅一步確認非法狩獵臺灣黑熊的傳聞時，村民對於研究者提問有關非法狩獵黑熊的問題時，時常無意間顯示出敏感的態度，一般多不願意正面回應。一旦部落若有打到熊的消息容易在週邊部落流傳，但是基於議題與時機的敏感性，當研究者到案發部落或是當事人面前，往往無法獲得正面回答。部落打熊的資訊多是透過第三者，或鄰近部落所提供的間接資訊，不易直接證實。

訪查的部落分布廣泛地涵蓋臺灣中央山脈外圍地區。透過在沿山部落訪談，受訪者根據在山區活動的觀察經驗以及鄰近部落區域是否有熊出沒的消息，提供臺灣黑熊分布可能的邊界範圍。部落訪談當中明確可指出近 15 年來「無熊出沒」的網格作為分界，將「可能還有熊」的模糊地帶納入有熊推測範圍內，勾勒出臺灣黑熊分布推測範圍（圖四）。

### 三、有熊記錄

### (一) 熊點位及網格資料

本研究收集總計 1,017 筆本島發現黑熊及其痕跡的紀錄，扣除 2 筆無法年代不明的資料後，將觀測資料分為兩個年代，則 1990-1999 年（第一期）有 300 筆，佔全數之 29.6% (n=1,015)，2000-2010 年（第二期）則有 715 筆，佔 70.4%（圖五）。各種資料來源中，除野外調查受限於非系統性的取樣調查地區，以及私人通訊多集中在玉山國家公園以南的區域外，其他各類資料來源的分布較為廣泛（圖六）。

第二期不同資料來源的熊資料量皆較第一期多，總資料量為前期的 2 倍以上。熊資料主要來自過去的文獻及研究調查（34.5%），其他依次為林務局工作者訪談結果（19.2%），野外熊痕跡調查、部落訪查、私人通訊、（網路）問卷（表八）。由於野外熊分布調查於 2005-2009 年間進行，故僅 2000-2010 年含括該類資料來源，除此之外，各年代內皆包含其他類資料來源。整體而言，資料來源最多的為文獻報告，佔 34.5%，而在二個時期的情況也類似，特別是第一期，文獻報告佔所有資料的一半以上（54.3%, n=300），其次為林務局工作人員訪談（27.3%），其他皆小於 12%，私人通訊只有 1 筆（0.3%）（表八）。在第二期，熊資料仍以源自文獻報告為多（26.2%），但除野外熊痕跡調查（17.1%）之外，不少資料則源自私人通訊（15.8%）（表八），這些主要是其他野外研究者所提供的私人觀察或調查資料。

第一期和第二期觀測熊的點位資料分別轉換成 220 和 409 筆網格，各佔全數網格之 38.9%及 72.4% (n=565)，兩個時期間重複的網格有 64 筆，僅佔 11.3%。如同上述的熊點位資料，二個時期皆以文獻報告的熊網格數最多，第一及第二期分別為該期之 51.4%及 23.7%，且除了第二期從文獻報告的資料來源反較第一期低（113 vs. 97 筆）之外，其他各項資料來源的熊網格數均以第二期為高（表九）。

熊點位/網格之比值可以協助瞭解熊點位資料間存在著空間上自相關的情況，整體的比值為  $1.8 \pm 2.59$  (mean $\pm$ SD)，而分項來看則以野外痕跡調查的比值最高，每一網格平均紀錄  $2.07 \pm 1.31$  筆黑熊點位資料（表十）。其次為文獻及研究調查（ $1.91 \pm 2.63$ ），此比值於與調查研究相關的文獻及研究調查，第二期明顯高於第一期，比值分別為  $1.44 \pm 1.28$  及  $1.93 \pm 2.24$ ，顯示同一個研究地區紀錄熊的次數似乎有增高的趨勢。另一與研究調查有關的資料來源為私人通訊，於第二期的比值也高達  $1.74 \pm 1.78$ ，故綜合上述，顯示研究調查相關的資料在第二期有較高空間自相關的情形。此比值於林務局工作者訪談、部落訪查、問卷等來源於兩期間的變化則不大（比值 1.03~1.23），且一般比值較三種（包括私人通訊）與研究調查有關的資料來源的熊點位/網格之比值皆大於 1.7）為低（表十），至於部

落訪談資料在兩個時期的網格分布，幾乎是沒有任何重疊，顯示資料於空間上的分散程度。因此，在方法上，若欲有效地在短時間收集到空間上具代表性的熊分布資料，訪查及問卷等社會學調查方法是值考量的調查技術。

## (二) 黑熊於國家公園及國有林之分布

國有林面積為本島 45%，然卻有 98.8% 有熊紀錄及 98.4% 有熊格出現於國有林，僅 12 筆資料 (1.2%) 出現於國有林以外的地區。就保護區系統來看，包括三個高山型國家公園、自然保留區，以及野生動物重要棲息環境 (不包括武陵櫻花鉤吻鮭重要棲息環境、雙連埤和湖本八色鳥野生動物重要棲息環境) 等位於本島為森林生態系之保護區，則有 72.7% (= 411/565) 的有熊格位於這些保護區系統內，其中 34.5% 位於三個高山型國家公園內，而 38.2% 位於國家公園外的保護區 (附錄三)。然若考量保護區的面積，國家公園記錄有熊格的相對頻度為 0.071 (格/km<sup>2</sup>)，略高於其他保護區之 0.058。在保護區內，第二期紀錄的有熊格是第一期的 1.9 倍，然在三個國家公園的比值則為 1.6 倍，低於在非國家公園的保護區，比值 2.3。

三個位於中央山脈的高山型國家公園，包括雪霸、太魯閣及玉山國家公園 (面積 769-1,055 km<sup>2</sup>) 總面積為國有林之 17% (或全島之 7.7%)，卻涵蓋了所有有熊紀錄的一半 (49.7%)，或是 34.5% 的有熊格。故單位面積上發現熊或其痕跡的頻度來看，國家公園 (0.184 筆/km<sup>2</sup>) 是其他國有林地區 (0.037 筆/km<sup>2</sup>) 的 5 倍，而若就有熊格的密度來看，國家公園 (0.071 格/km<sup>2</sup>) 也高達其他國有林地區 (0.027 格/km<sup>2</sup>) 的 2.6 倍 (表十一)。

就此三個高山型國家公園而論，玉山國家公園的有熊紀錄和有熊格皆明顯高於雪霸及太魯閣國家公園，單位面積上發現的有熊紀錄 (0.396 筆/km<sup>2</sup>) 分別為後二者之 5.4 倍及 12.4 倍 (分別為 0.074 筆/km<sup>2</sup>、0.032 筆/km<sup>2</sup>)，而所紀錄的有熊格 (0.122 格/km<sup>2</sup>) 也是另二個國家公園之 2.1 倍及 5.1 倍 (分別為 0.057、0.024 格/km<sup>2</sup>)。此結果顯示，若調查努力量及熊偵測度在各地區是相同的情況下，則黑熊的相對豐富度則以玉山國家公園最高，其次分別為雪霸及太魯閣國家公園，而且此趨勢在第一期及第二期皆是一致的 (表十一)。

有熊紀錄和有熊格在三個高山型國家公園和本島其他地區於兩個年代的分布情形皆無顯著差異 (Chi-square test,  $\chi^2=5.156$ ,  $df=3$ ,  $P=0.161$ ;  $\chi^2=6.409$ ,  $df=3$ ,  $P=0.093$ )，顯示這些熊記錄於各區域性的相對情況，在時間上具有一致性。國有林於第二期的有熊紀錄和有熊格皆為第一期的 2 倍；相對的，在非國有林地區，二者則有略減少趨勢 (表十一)。

在國有林內，三個國家公園及其他地區之有熊紀錄和有熊格也皆有第二期高

於第一期的趨勢，分別為 2.2 及 2.6 倍，以及 1.6 及 2.1 倍，顯示非國家公園以外之國有林區域的有熊紀錄的數量及分布廣度的增長程度較國家公園明顯。在國家公園內，雖然太魯閣國家公園的有熊紀錄及有熊格最低，但二個期間的增加趨勢則特別明顯，不僅有熊紀錄增加了 4.8 倍，有熊格也增加了 3.6 倍，而另二個國家公園的增加幅度則在 1.37-2.24 倍（表十一）。

林務局 8 個林管處所管轄之林區總計涵蓋有熊記錄和有熊格，佔全數之 97.6% (n=1,017) 及 98.9%(n=565)。花蓮林區不僅是面積最大，佔全部林區面積的 20.7%，也收集到最多有熊記錄和有熊格，分別佔 44.7% (n=993) 及 27.4% (n=559)，其次為台東林區，18.3%及 19.7%。新竹、東勢、嘉義及屏東林區之累計有熊記錄和有熊格則分別為 6-9%，及 10-13%，羅東及南投的二類熊資料則皆僅有 2-5%（表十二）。若將各林區的面積列入考量，則紀錄有熊格的頻度（格/km<sup>2</sup>）則以花蓮、台東、東勢較高，皆接近 0.05，其次為新竹、嘉義、屏東，比例為 0.03-0.04，而比例最低者為羅東及南投，為 0.01（表十二）。

除了嘉義及南投之外，其他 6 個林區有熊記錄和有熊格均以 2000-2010 年多於 1990-1999 年，比值大於 1.0；嘉義林區兩類資料的累計數量之比值皆僅為 0.4，而南投則分別為 1.0 及 0.8，顯示林區工作者紀錄到熊資料有減少的趨勢（圖七）。除資料量較少的羅東和南投林區外，二個時期有熊資料變化最明顯的是台東林區，在有熊記錄中，從 1990-1999 年的 26 筆（9%，n=288）增加至 2000-2010 年的 156 筆（22.1%，n=705），有熊格則從 24 個（11.1%，n=217）增加至 90 個（22.2%，n=405）（表十二），二時期之比值分別為 6.0 及 3.8（圖七）。

比較在林務局於各林區所收集的有熊資料量的時期變化，就二時期的比值來看，則與合併所有資料來源所反映的有熊變化程度有很大差異，整體資料顯示，除新竹林區外，其他各區的有熊格資料的時期比值均 $\geq 1.5$ ，但全數皆 $>1$ ，然各林管處林務工作者之資料則只有羅東和台東如此，其他皆 $<1.5$ ，甚至南投和嘉義二區都 $<0.8$ （圖七）。有熊點位資料也有類似的情況，且整體資料的有熊點位資料的時期比值全部皆 $\geq 1.5$ （圖七），顯示單純以林管處的熊資料來反映整各地區之熊趨勢變化，恐有不足。

### （三）有熊資料之類型

熊點位資料的類型以活動痕跡最多，超過總數的一半（58.8%，n=999），其次為目擊 246 筆（24.6%）。研究類型的資料包括自動相機及無線電追蹤和捕捉繫放，皆不及 9%；另有少數的非法狩獵活動，包括 8 筆獵殺和 1 筆誤捕後逃逸的痕跡（共 0.9%）（表十三）。

各類熊點位資料的類型在第一期和第二期皆以活動痕跡最多，分別為 54.9% (n=284) 和 60.3% (n=715)，其次為目擊，各佔 29.9% 和 22.5%，且此兩類資料量第二期皆為第一期之約 2 倍。研究類型如自動相機、無線電追蹤和捕捉繫放的資料，亦以第二期居多，自動相機的資料尤為明顯。非法獵捕熊的資料僅為 0.9% (n=999) (表十三)，此資料透露近年來依然有黑熊被非法狩獵的情形，但不易量化此威脅，因為在實際部落訪談時，我們發現受訪者大多知道狩獵黑熊是違法的，對於此議題常有避重就輕或不願多談的情況。

綜合所有與人為狩獵活動有關的有熊紀錄共 26 筆，大多是陷阱上獵物被熊吃掉(57.7%)，其他包括捕獲 (30.8%) 及誤捕後逃逸(11.5%) (表十四)。第一及二期的紀錄數相當 (n=14、12)，然捕獲到熊的數量差異則特別明顯，第一期紀錄 7 筆，而第二期僅紀錄 1 筆 (表十四)。第二期僅有 1 筆 2004 年黑熊在台東縣卑南鄉的蓬萊山附近熊被陷阱誤捕的紀錄，該受訪者表示發現當時熊已爛掉，故獵人僅收集骨頭 (包括熊頭)，並收藏於山上的家。熊被陷阱誤捕後逃逸的情況亦偶有所聞，共 3 筆紀錄；相對地，陷阱上獵物被熊吃掉的情形似乎常見，第二期 (9 筆) 多於第一期 (6 筆) (圖八)。這些陷阱多是為了獵捕偶蹄類動物而設置，研究者也發現受訪者對此多有所聞或有所經驗，但僅少數能明確地於描述細節，可見非選擇性的非法狩獵活動對於黑熊仍產生某種程度的威脅。

這些狩獵熊的活動發生的地區呈廣泛性分布，涵蓋拉拉山、霧鹿林道、卑南鄉蓬萊山、卓溪鄉南安登山口附近、大鬼湖、高雄桃源鄉樟山、向陽等地區 (從北到南)，皆是逢機獵捕，或陷阱誤捕的情況，非目的性地刻意獵殺熊。然唯一的例外便是工人 1997 年於高雄縣梅蘭林道施工時，先看到有熊活動，再設陷阱，遂捕獲一小熊，之後於附近寶來食用。值得注意的是，仍有一些目擊黑熊的受訪者表示，他們在看到熊後，會想去捕抓，或返回拿山刀或槍去捕殺的衝動。另有二次紀錄則是野外目擊到熊之後，企圖追趕以捕捉小熊 (1998 年，桃園縣復興鄉巴陵附近)，或折返工寮拿取獵槍，再前往現場獵捕 (2001 年，出雲山林道) 的案例，顯示仍有試圖主動獵捕黑熊的情況。

#### (四) 黑熊活動痕跡及食性

所紀錄的各類黑熊活動痕跡 (不包括目擊紀錄) 扣除 5 筆未知的痕跡類型之後，總計 582 筆，涵蓋 8 種痕跡類型。其中最常見的痕跡為樹幹上的熊爪痕及樹冠上因覓食果實而留下的折枝，共計 239 筆 (41.1%)，其次為糞便有 123 筆 (21.1%)、腳印 (13.7%)、野生動物及嘔吐物等食痕 (8.4%)，另用芒草於地上編織的碗形巢或休息則為 7.7%。受訪者常有熊叫聲的報導，但除非輔以其他證實為黑熊的線索，否則本研究並不列入資料記錄及分析，故最後確實為熊的叫

聲者為 4.6%。另有 7 筆痕跡 (1.0%) 是獵人陷阱捕獲的動物被黑熊啃食的痕跡，獵物包括 4 筆山羌、2 筆飛鼠和 1 筆不明動物，其他偶而發現的痕跡則有毛、獸徑、破壞山屋痕跡 (2.1%)，以及獵人設置的陷阱捕獲的獵物被熊吃掉的痕跡 (1.2%)。雖然上述這些痕跡類型資料數已經過篩選，1 筆資料只對應 1 種痕跡類型，但經常是多種痕跡同時出現，然樹上熊爪痕及折枝，以及糞便仍是最常見的。

合併所有與熊食性相關的觀察記錄，顯示在可區分食物類別的資料 (n=146) 中，53.4% 為植物性食物，40.4% 為動物性食物，其次為人為食物 (6.2%) (表十五)。動物性食物以中大型哺乳動物為主，包括山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*, 11.0%)、山羊 (*Capricornis swinhoei*, 7.5%)、水鹿 (*Rusa unicolor*, 3.4%)、山豬 (*Sus scrofa taiwanus*, 0.7%)，其中山羌和山羊是體型較大之水鹿和野豬的 6 倍。昆蟲性的蜂蜜則是單項動物性食物比例最高者，佔 13.0%，這些主要是築巢樹洞或岩壁石縫內中國蜂 (*Apis cerana*)，熊搗毀及取食蜂巢後，常會在洞口留下明顯的啃咬或扒抓痕跡。其他的動物性食物 (4.8%，除 3 筆不明之外) 中，還包括 2 筆陷阱抓到飛鼠獵物遭熊吃掉，以及 1 筆螞蟻的紀錄；另有 1 筆是屏東排灣族原住民在夏天去釣魚時，發現魚肚被吃掉。熊吃人為的食物多為熊於山屋或營地附近取食人留在屋內的食物，或垃圾的痕跡。

在所有與熊食性相關的植物性食物記錄中，可確認的植物類別或種類 (n=78) 有一半為殼斗科，8 種辨識出的植物依次為青剛櫟 (*Lithocarpus lepidocarpus*, n=16)、狹葉櫟 (*Cyclobalanopsis stenophylloides*, n=9)、鬼櫟 (*hocarpus castanopsisifolius*, n=6)，其他單筆記錄的包括森氏櫟 (*Cyclobalanopsis morri*)、錐果櫟 (*Cyclobalanopsis longinux*)、三斗石櫟 (*Pasania hancei*)、高山櫟 (*Quercus spinosa*)、苦扁桃葉石櫟 (杏葉石櫟 *Lithocarpus amygdalifolius*)。非殼斗科植物包括果實為堅果類的山胡桃 (臺灣胡桃 *Juglans cathayensis*) 1 筆；樟科 8 種，包括山肉桂 (*Cinnamomum insulari-montan*, n=6)、霧社槲楠 (*Machilus zuihoensis*, n=2)，以及其他單筆記錄如假長葉楠 (*Machilus japonica*)、豬腳楠 (*Machilus thunbergii*)、大葉楠 (*Machilus japonica var. kusanoi*)、香楠 (*Machilus zuihoensis*)、瓊楠 (*Beilschmiedia spp.*)、長葉木薑子 (*Litsea acuminata*)，以及部分無法確認種類的槲楠屬 (*Machilus spp.*) 植物。其他闊葉樹種另有山枇杷 (*Eriobotrya deflexa*) 3 筆、山櫻花 (*Prunus campanulata*) 3 筆、呂宋莢蒾 (*Viburnum luzonicum*) 2 筆、赤楊 (*Alnus formosana*) 2 筆，以及單次記錄的山蘋果 (*Malus doumeri*)、獼猴桃 (*Actinidia spp.*)、幹花榕 (*Ficus variegata var. garciae*)、臺灣鵝掌柴 (*Schefflera taiwaniana*)、無患子 (*Sapindus mukorossi*)、黃杞 (*Engelhardtia roxburghiana*)。

熊於樹幹上留下的爪痕和樹冠的折枝，折枝為熊取食果實而將樹枝折斷，然爬樹的爪痕除可能與覓食有關之外，也可能為從事其他活動。其他草本植物包括箭竹筍(玉山箭竹 *Yushania niitakayamensis*, n=2)、咬人貓 (*Urtica thunbergiana*, n=1)、其他草莖(n=2)和蕨類(n=1)。另 7 種針葉樹包括二葉松(*Pinus taiwanensis*, n=4)、紅檜(*Chamaecyparis formosensis*, n=2)、雲杉(*Picea morrisonicola*, n=1)、臺灣杉(*Taiwania cryptomerioides*, n=1)、鐵杉(*Tsuga chinensis*, n=2)、黃杉(*Pseudotsuga wilsoniana*, n=1)、冷杉(*Abies kawakamii*, n=1)。雖然這些針葉樹種皆僅為爪痕的記錄，可能並非為實際進行覓食活動，然仍有一名受訪者表示於在帖比倫溪上游到白姑大山間，發現松樹毬果被熊啃食的痕跡。

#### (五) 黑熊之棲息地環境

發現黑熊或其痕跡的地點 (n=696)，近乎一半 (47.1%, n=696) 在針闊葉混合林有 328 筆，其次為闊葉林 (21.5%)，其餘超過 10% 者尚有針葉林 (11.6%)，以及在溪流或河床 (10.9%)；另有少數發生於山屋或營地附近 (2.4%)，以及出現於靠近山區的茶園或果園農地，則有 3 筆紀錄 (0.4%) (表十六)。直接性 (包含目擊、獵殺、非法或研究捕捉，以及自動相機的紀錄, n=281) 和間接性 (活動痕跡和無線電追蹤, n=415) (表十六)。此兩類熊點位資料二者在不同棲地類型的分布，未達顯著差異 (Chi-square test,  $\chi^2=11.033$ , df=8,  $P=0.200$ )，顯示不同方式記錄黑熊出現的棲地環境的頻度一致。

有熊點位的最低海拔分布紀錄為 270 m，2010 年位於玉山國家公園東南方外側 2 km 的拉庫拉庫溪鹿鳴橋下的熊腳印，而最高紀錄為 3,700 m，玉山國家公園圓峰附近的目擊紀錄(時間約 1998 年)，這也是唯一 1 筆直接觀測熊出現於 >3,500 m 的紀錄。86% (n=916) 的有熊紀錄出現於中海拔 1,000-3,000 m，<500 m 低海拔及 >3,500 m 的紀錄皆極為零星 (共 13 筆紀錄，合計 1.4%)，故就海拔梯度而言，則最常見於 1,000-2,000 m (60.1%)，依次為 2,000-3,000 m (25.8%)，<1,000 m (10.2%)，>3000 m 則僅 3.8% (表十七)。有熊點位於各海拔梯度的 Modified Ivlev's electivity index ( $E_i$ ) 顯示，黑熊會明顯地迴避 <1,000 m 區域

( $E_i=-0.18\sim-0.68$ )，分布比例較預期的低，並偏好 1,000-2,000 m 區域

( $E_i=0.04-0.10$ )，其次為 2,000-3,500 m ( $E_i=0.02$ ) (表十七)。

不同熊資料類型的海拔分布略有差異，其中資料量較多的活動痕跡和目擊資料於各海拔梯度的相對紀錄頻度，皆符合上述的趨勢；自動相機拍到熊的紀錄則 85% (n=67) 出現於中海拔 1,000-2,500 m 的地區，然無線電追蹤資料的分布與其他類型資料相較，則有偏低的趨勢，87% 位於 500-2,000 m 之區域 (表十七)，這些研究資料主要集中於玉山國家公園 (80%, n=157)。直接性和間接性 (包含活動

痕跡、自動相機、無線電追蹤及捕捉繫放資料)的有熊資料在不同海拔梯度的分布趨勢無顯著差異 (Chi-square test,  $\chi^2=11.524$ ,  $df=7$ ,  $P=0.117$ )，顯示不同方式所記錄的黑熊的海拔分布變化一致 (圖九)。

有熊紀錄於四季的分布從春季 79 筆至冬季 111 筆資料不等，顯示黑熊四季皆可活動；冬季在高海拔地區也有雪地上發現熊腳印的紀錄。由於熊活動痕跡有新鮮程度的差異，故在分析熊於海拔的季節變化時，僅使用時間變異較小的資料，包括目擊、獵殺、陷阱捕獲、自動相機、無線電追蹤，結果顯示黑熊於海拔梯度的分布在季節上，呈現顯著差異 (Chi-square test,  $\chi^2=64.85$ ,  $df=21$ ,  $P<0.001$ ) (圖十)。春夏天的分布可低及 $<500$  m，此為秋季未有的紀錄。熊於春季的海拔分布偏低，主要集中於 500-2,000 m (70%)；夏季主要集中於 500-2,500 m (70%)，但各海拔梯度累計的有熊紀錄是所有季節中分布最均勻的，顯示熊於夏季活動較為廣泛。熊於秋冬季的海拔分布較春夏季高，二者皆集中於 1,000-2,000 m (分別 63%及 77%)，僅偶出現於 $<1,000$  m 的紀錄 (分別 4%及 3%)，與春夏季的情況 (分別 24%及 17%) 不同 (圖十)。

#### (六) 有熊記錄於國有林之植被類型

重新分類的國有林 10 種植被類型(總面積約 16,245 km<sup>2</sup>) (附錄一) 中，面積最大者為下部山地闊葉林 (30.1%)，其次依序為山地闊葉林 (16.4%)、人工林 (14.4%)、針葉林 (14.2%)、針闊葉混合林 (12.4%)，另其他不滿 5%者包括竹林 (3.9%)、灌叢及草地 (2.6%)、裸露地及碎石坡 (2.6%)、耕地及建地 (2.1%) 和水域 (1.2%)。若只計算國有林佔網格面積 50%以上的網格數總計 16,176 個，各植被類型的百分比與原面積之相對量一致，仍以下部山地闊葉林最多 (32.8%)，其他超過 10%者依序有山地闊葉林 (17.6%)、針葉林 (15.5%)、人工林 (14.3%) 和針闊葉混合林 (12.6%) (表十八)。

在國有林內的有熊記錄總計 1,005 筆，97%位於森林內，其中又以位於人工林內的紀錄最多 (23.6%)，其次依序為山地闊葉林 (21.4%)、針闊葉混合林 (18.1%)、針葉林 (16.1%) 和下部山地闊葉林 (12.4%)，其他介於 1-5%者依次為灌叢及草地 (4.6%)、裸露地及碎石坡 (1.9%) 和水域 (1.2%)，不及 1%者包括耕地及建地 (0.4%)、竹林 (0.3%) (表十八)。

位於國有林內的有熊格共 556 個，在所涵蓋 9 種植被類型 (不含水域) 的分布情形與國有林樣區的網格分布有顯著差異 (Chi-square test,  $\chi^2=130.21$ ,  $df=9$ ,  $P<0.01$ ) (圖十一)，其中出現於下部山地闊葉林有熊格比例 (14.4%,  $n=556$ ) 僅為國有林樣區之 (32.8%,  $n=16,176$ ) 的 44%，顯示明顯偏低的利用程度。在各種

森林類型中，熊對於竹林的利用度偏低（0.7%），其他另 4 種天然及人工森林則皆有偏高之利用程度。有熊格出現於灌叢及草地（2.7%）、裸露地及碎石坡（0.9%）的程度雖低，但仍略高於樣區的比例。熊最少利用的環境為耕地及建地，僅 0.5%，略低於樣區的比例（表十八）。由 Modified Ivlev's electivity index ( $E_i$ ) 來看，黑熊偏好較高的環境為針闊葉混合林（ $E_i=0.12$ ），而迴避下部山地闊葉林（ $E_i=-0.25$ ），其他呈現較低程度的偏好者包括其他森林類型、灌叢及草地、裸露地及碎石坡；呈現較低程度的趨避的環境則有竹林、耕地及建地（表十八）。

## （七）人熊互動關係

### 1. 人遇見熊的情況

我們針對 198 筆目擊熊自由活動的紀錄分析人熊的互動關係。人發現熊的距離小於 20 m 者為 35%（ $n=181$ ），20-50 m 為 31%，50-100 m 及大於 100 m 各為 17%、11%，不同距離發現熊的機率達顯著差異（Goodness of fit test,  $X^2=18.5$ ,  $df=3$ ,  $P<0.001$ ）。

目擊熊的機率與當時的人數組成有關（Goodness of fit test,  $X^2=43.7$ ,  $df=3$ ,  $P<0.001$ ），發現熊時，現場人數的組成以小群 2-3 人（42%,  $n=182$ ）和單獨一人（31%）為主，而 4-6 人及 6 人以上者分別為 14% 及 13%，顯示隨組成人數越多，目擊熊的機會隨之減少。雖然發現熊的距離與組成人數沒有顯著相關（Chi-Square analysis of contingency table,  $X^2=8.69$ ,  $df=9$ ,  $P=0.47$ ），但資料顯示不論人數組成多寡，50 m 以內看見熊的機率都 >50%，唯隨人數增加而比例略減；反之，>100m 遠距離發現熊的機率，則隨人數增加而遞增。當人數超過 6 人時，目擊熊有 32% 的機率是距離超過 100 m，也比其他人數組成都來得高（10-23%）（圖十二）。

當日擊黑熊時，當事人大多正在走路（60%,  $n=192$ ），其次正在工作（18%），描述的工作內容包括各類研究調查（ $n=10$ ）、執行公務巡視林野（ $n=8$ ）、救難（ $n=3$ ）、巡視陷阱（ $n=3$ ），以及砍草、修林道等。其他的活動包括開車（9%）、休息（6%）、煮食或進食（1%），以及和其他（如打電話、騎機車、騎腳踏車、停車、撿木材、採草藥等，5%）。

在人目擊熊的同時，大部分的熊（71%,  $n=161$ ）已注意到人了（圖十三）。然不論熊是否已發現到人，人發現熊時，熊的活動都是以走路（36%）或覓食（25%）為主，其次為逃跑（12%），其他活動包括爬樹、休息、企圖接近人等（37%）。人目擊熊而沒有被熊發現的情況，有一半是發生在熊正在走路之時，此時人沒被熊發現的機率為 28%。在人當下覺查到熊已發現人情況下，熊逃跑的反應為 15%（圖十三），然而另有 3 次（2%）則是熊企圖接近人或追趕人的情況

所，而且皆發生於<20 m 內。反之。熊於第一時間的逃跑反應則皆發生於 100 m (圖十四)，顯示熊對人較為激烈的反應可能與短距離接觸有關。

## 2. 人熊相逢時，二者之行爲反應

當熊發現人時，熊多數的行爲是離開現場，包括快速離開 (37%, n=158) 和緩慢離開 (27%)，有的則會繼續原先的活動 (13%) 或注視人 (10%)，另 13% 的熊則表現出威嚇性行爲，包括站立或朝人吼叫 (n=16) 和主動接近人(n=4)的情形 (表十九)。在熊朝人吼叫的紀錄中，有 3 筆是母熊帶小熊的情況，另主動接近人的資料中，唯一 1 筆有描述記錄的也同樣是母熊帶小熊的情況。這些主動接近人的行爲皆發生於<20 m 的短距離內。事實上，本研究有紀錄到一筆熊攻擊人的紀錄，根據受訪者表示乃工人正在砍草，但以爲有人 (同伴) 在上廁所，用手打他，所以熊衝起來，用掌打他的臉。由於敘述內容誇張，我們持保留態度而不列入分析。

當人發現熊後，多數採取靜止不動的方式 (50%, n=158)，或是緩慢離開現場 (11%) 和快速逃跑 (15%)，並有一些人發出聲響或吼叫 (6%)，其他少數人則是呼朋引伴叫隊友觀看或照相 (4%)，另各有一案例則是躲起來或趴在地上裝死的情況。另亦有 3 個案例卻是人主動接近或追捕熊 (2%)，情況分別如下：(1) 熊跑掉，而人追過去想看熊；(2) 人看到小熊想抓牠；(3) 人看到熊在吃陷阱上的山羌，遂而想追捕熊。此外，還有 4 筆防禦或獵殺熊的情況 (2.5%)，包括拔刀防禦、準備對抗、開車欲撞熊，以及晚間正在獵飛鼠，探照燈照到熊下樹，6 人開了 3 槍。雖然人主動離開或迴避遇熊現場的情形佔全部的 26%，但當熊朝人吼叫和主動接近人時，大部分的人則大都採取迴避或離開的作法 (表十九)。

在人遇到熊而做出了各種反應之後，有近一半 (48%, n=52) 的熊則離開現場，或維持原先的活動或注視人 (38%)，沒有任何熊再主動接近人的情況 (表十九)。但是，其中另有 5 筆紀錄出現熊朝人吼叫的行爲，此時人的反應爲靜止不動、快速逃跑、防禦。有此可見，在這些目擊熊及人熊互動的過程中，雖有熊對人發出威嚇反應的行爲，如吼叫、站立、甚至朝人接近，但似乎沒有任何跡象顯示黑熊企圖主動攻擊人的行爲。

## 四、臺灣黑熊分布預測模式

### (一) 第二期 (2000-2010年) 分布預測模式

第二期收集715筆有熊點位，以野外熊分布調查及歷年研究文獻的有熊點位

(n=299)筆為驗證資料，其餘皆列為訓練資料。Maxent利用293筆熊網格為訓練資料所建構的預測模式，並以157筆網格為驗證資料的結果顯示，訓練及驗證模式的AUC值分別為0.907及0.925 (SD=0.007) (圖十五)，皆大於0.9，顯示出模式適合度良好。當預測模式的sensitivity及specificity最大時，Logistic threshold為0.379，訓練資料之假陰性機率为0.167，驗證資料之假陰性機率为0.064。邏輯輸出的機率分布圖顯示黑熊分布機率較高的區域主要集中於中央山脈，北抵北插天山，南至南茶茶牙賴山一帶，但在南投及花蓮中部區域(即丹大野生動物棲息環境)則有機率偏低且零散分布的情況(圖十六)。

利用折刀方法分析各變因對Maxent模式的相對貢獻度，在未考量共相關的前提下，顯示以海拔(ele, 55.1%)對預測模式之影響最明顯，其次為道路密度(road den, 13.8%)，其他依次為年平均溫度(temp, 7.7%)、離高山型國家公園最近距離(NP dis, 7.4%)、離道路最近距離(road dis, 6.7%)、一月平均溫度(temp jan, 5.2%)、坡度(slope, 2.1%)、年平均降雨量(prec, 1.2%)、植生指數(ndvi2000, 0.4%)、坡向(aspect, 0.3%)。然相關檢定顯示本研究所使用的10個環境變因彼此間皆有顯著相關，其中相關係數大於0.9者分別為海拔(ele)分別與年平均溫度(temp) ( $r=-0.938$ )及一月平均溫度(temp jan) ( $r=-0.928$ )，以及此兩個溫度變因 ( $r=0.972$ ) (表二十)。

因此，欲瞭解各變因對於預測結果的相對重要性時，可進一步由AUC或驗證獲益(test gain)與各變數之獨佔獲益和損失關係之分析圖瞭解。就單一測試環境變因來看，當預測表現能力是使用AUC測量時，離道路最近距離(road dis)是預測熊分布最有效的變因，其次單一有效的變因才是海拔(ele)；反之，預測力最差的單一變因則是坡向(aspect)，次差者為年平均降雨量(prec) (圖十七)。若就使用驗證獲益測量的情況來看，各變數之獨佔獲益和損失關係之分析與AUC分析結果相同(圖十七)。另就獨佔損失關係的分析來看，AUC或驗證獲益分析顯示，以離道路最近距離(road dis)和離高山型國家公園最近距離(NP dis)對模式的影響最顯著，其他依次海拔(ele)和坡度(slope) (圖十七)。故整體看來，影響模式最有效的因素分別為離道路最近距離(road dis)，其次為海拔(ele)；然坡向(aspect)和年平均降雨量(prec)不管就獨佔獲益或損失來看，皆顯示此因素不是影響熊分布模式的重要因素。

然若僅考量單一的變因而而不計其他變因，Maxent分析顯示預測的適合度(predicted suitability)與各項變因變化之關係(圖十八)。預測分布的機率(logistic output)隨變數增加呈遞減趨勢者包括離高山型國家公園最近距離(NP dis)及道路密度(road\_den)，且當二者增高至某一值時，分布機率便幾近0；反之，分

布機率具離道路最近距離 (road dis) 增加而增加的趨勢最為明顯，與當植生指數 (ndvi2000)、海拔 (ele)、年平均降雨量 (prec)、坡度 (slope) 的值達到某一程度時，分布機率方呈現隨之增加且之後再略降的趨勢不同。兩種溫度曲線圖顯示分布機率在較低溫時維持穩定，直到超過某一溫度值時，便開始隨之下降。

## (二) 第一期 (1990-2000 年) 分布預測模式

第一期收集300筆有熊點位，本期無野外熊分布調查資料，故以30%為驗證資料皆從歷年研究文獻的有熊點位中逢機抽取 (n=163)，其餘皆列為訓練資料。Maxent利用171筆熊網格為訓練資料所建構的預測模式，並以71筆網格為驗證資料，結果顯示訓練及驗證模式的AUC值分別為0.905及0.917 (SD=0.014) (圖十九)，皆大於0.9，顯示出模式適合度良好。當預測模式的sensitivity及specificity最大時，Logistic threshold為0.445，訓練資料的假陰性機率为0.327，假陰性機率为0.197。第一期模式AUC第二期略低，而兩種假陰性機率皆為第二期之二倍。邏輯輸出的機率分布圖顯示黑熊分布機率較高的區域主要集中於中央山脈，北抵北插天山，南至南大武山與衣丁山一帶，但在南投及花蓮中部區域 (即丹大野生動物棲息環境) 則有機率偏低且零散分布的情況 (圖二十)。

利用折刀方法分析各變因對Maxent模式的相對貢獻度，在未考量共相關的前提下，各項變因對預測模式之相對影響值的主要趨勢皆與第二期相似 (圖二十一)。由AUC或驗證獲益 (test gain) 與各變數之獨佔獲益和損失關係之分析圖來看，結果顯示就單一測試環境變因來看，離道路最近距離 (road dis) 及離高山型國家公園最近距離 (NP dis) 皆是預測熊分布最有效的變因，其次為海拔 (ele)；反之坡向 (aspect) 及年平均降雨量 (prec) 對模式表現之影響則最低。此因素分析與第二期的主要趨勢十分類似，唯第一期的道路密度對AUC獲益的貢獻度偏低。

若僅考量單一的變因而不計其他變因，第一期Maxent分析顯示預測的適合度 (predicted suitability) 與各項變因變化之關係 (圖二十二)，結果與第二期的關係圖趨勢一致，顯示兩個時期黑熊分布與環境因素的關係十分穩定。

## (三) 二元性分布預測圖

當第一期及第二期預測模式以各自最適模式的閾值建構二元性有熊預測分布區域，則二者分別佔4,718 km<sup>2</sup>及6,898 km<sup>2</sup>，為整個樣區 (即全島35,960 km<sup>2</sup>) 面積之0.13及0.19，顯示第二期的有熊分布區域有增加的趨勢，為前期的1.5倍。二個時期有熊分布重疊的區域4,211 km<sup>2</sup>，分別占第一及二期之89%及61%。

爲了兩個時期的預測有熊的分布變化受外在環境影響的程度，而非自身族群分布變動使然，我們比較兩個時期的預測模式中唯一不同的環境變因，即NDVI，發現建構模式所使用的2000年及2009年的NDVI有達顯著相關（Pearson product-moment correlation coefficient,  $r_{0.05, 36893}=0.959$ ），但仍有顯著差異，第二期0.705（SE=0.197）略高於第一期平均值分別爲及0.69（SE=0.208; Paired-t test,  $t=-51.0, P<0.001$ ）。我們利用2000年NDVI圖層建構第二期的預測模式，並與原先使用2009年NDVI圖層的預測模式比較，發現不同NDVI圖層所建構的二元性預測有熊分布圖的平均重疊度高達94%，遂排除二個時期的有熊分布預測結果是導因於應用不同NDVI圖層的可能性。

第一期的預測有熊區域北抵北插天山(海拔1,727 m)，但與熊分布較爲連續且廣泛的中北部的雪霸及太魯閣國家公園被北橫公路分隔開來；分布南側雖然在大武山自然保護區西緣的北大武山有零星分布，但較連續性的分布範圍則抵屏東霧台北側的大母山(海拔2,413 m)近，而且在中部的丹大野生動物重要棲息環境保護區附近，則略呈破碎化分布，另在海岸山脈並沒有預測到熊的分布（圖二十三）。第一期連續的大範圍有熊格的分布主要位於三個高山型國家公園及附近區域，此情況到了第二期更爲明顯。第一期預測有熊區域絕大部分都位於國有林範圍內，比例高達99.7% (4706 km<sup>2</sup>)。

第二期預測有熊分布區域在玉山國家公園以南則廣泛地延伸至北大武山以南的衣丁山(海拔2,068 m)附近（圖二十四）。海岸山脈在花蓮南側的新港山（海拔1,682 m）有熊分布，但卻極爲零星；在有熊分布圖軸中部之南投及花蓮交界附近，即卡社大山及安東軍山一帶，熊的分布不僅零星，甚至不連續的情況，而且此區的預測有熊格第二期也有減少的情況（圖二十四）。另外第二期預測有熊分布區域位於國有林內比例占99.3% (6854 km<sup>2</sup>)

相較於第一期的熊預測分布圖，第二期有熊格於三個高山型國家公園的分布面積略微增加（2,119 km<sup>2</sup> vs. 2,417 km<sup>2</sup>），從總面積之68%略增爲78%，然其佔全數有熊格之比例卻從45%降低爲35%，相顯示相對於國家公園的範圍內，非國家公園的有熊分布區域於第二時期有明顯的增加，而且分布皆有往附近外圍區域南北擴張的趨勢（圖二十五）。可見熊於二個時期雖於本島的南北分布界限相似，然除丹大地區之外，其間分布的面積及連續性有明顯增加的情況。

由於部落訪談具有山林經驗的居民有關附近山區黑熊分布的狀況，皆是基於近年來的見聞經驗，故將部落訪談所勾勒出的 24 個區域性黑熊分布圖與 Maxent 模式預測熊分布圖重疊，以檢視二者之差異。結果顯是模式預測有熊格大部分位於部落訪談認定可能有熊的範圍內，而且預測範圍大多緊鄰於訪談所認定的有無

熊的分界線附近，顯示二種方式預測熊的分布區域十分接近(圖二十六)。然而，我們也發現其中 12 個訪查無熊的區域與模式預測的有熊格有重疊的情況，但重疊部分僅有 166 網格，佔模式預測分布範圍之 2.4%。事實上，大部分出現有重疊的訪查區域的重疊面積都極為零星，較大範圍重疊的地區皆是位於深處中央山脈內側的訪查村落，比如花蓮線竹村蓮池潭之區域(重疊面積 81 km<sup>2</sup>)，以及尖石鄉的司馬庫斯附近地區(重疊面積 25 km<sup>2</sup>) (圖二十六)。此結果顯示部落訪查所建構的區域性有熊分布圖與 Maxent 的模式預測分布圖具有相當高的一致性。

#### (四) 預測有熊格之棲地環境

利用 2000-2010 年有熊資料建構的模式預測熊分布區域的各項環境屬性(表二十一)，與整個研究樣區網格比較，二者的分布皆呈顯著差異( $p < 0.001$ )。

##### 1. 自然環境因素

預測黑熊會出現的網格分布於 291-3,640 m，其中三分之二分布海拔於 1,500-2,500 m，於較高海拔的分布隨高度增加而遞減(圖二十七 a)。相較於研究樣區，黑熊對於 1,000-3,500 m 的中高海拔梯度區域，有較高程度的利用， $E_i$  值  $> 0$ ，且值從 1,500 m ( $E_i = 0.38$ ) 隨海拔遞增而漸減、但 1,000m 以下低海拔區的  $E_i$  值皆為負，且隨海拔遞減而利用程度越低增加。

預測有熊格的坡度範圍為 12-50°，主要分布於  $> 20^\circ$  的地區，然  $E_i$  值於 30° 以下皆為負值，30° 以上者則皆為正值，且於 30-40° 時具有最高的  $E_i$  值(0.44) (圖二十七 b)，顯示黑熊對於稍具坡度的環境具較高利用性。相較於其他環境變因，有熊格的坡向分布較為分散，但對於面東北坡的利用度稍低 ( $E_i = -0.13$ )，但偏好面東坡 ( $E_i = 0.7$ ) (圖二十七 c)。

預測有熊格主要出現於  $NDVI > 0.6$  區域， $NDVI > 0.8$  時， $E_i$  值為 0.28；但  $NDVI < 0.7$  的  $E_i$  值皆為負值(圖二十八 a)，顯示黑熊偏好  $NDVI$  高的環境，而較少利用  $NDVI$  較低的地區。進一步分析位於國有林的預測有熊格，大部分位於天然林內，包括山地闊葉林(26%)、針葉林(23%)、針闊葉混淆林(22%)，其次為人工林(15%)和下部山地闊葉林(11%) (圖二十八 b)。然  $E_i$  值  $> 0.1$  者，出現於針葉林、針闊葉混淆林、山地闊葉林，顯示黑熊對於此區較高之偏好度；下部山地闊葉林及耕地及建地皆為負值，顯示黑熊明顯對下部山地闊葉林及人類耕作或活動區有所迴避。

##### 2. 非自然環境因素

雖然 9%的預測有熊格內有道路系統，但黑熊明顯地迴避此道路附近（1 km 以內）的區域，尤為偏好遠離道路 > 2 km 以外的區域（圖二十九 a）。預測有熊格 92%出現於沒有任何道路系統之處（ $E_i = 0.5$ ），也沒有任何有熊格出現於道路密度 < 4 km/km<sup>2</sup> 的地區，也迴避所有有道路的環境， $E_i$  皆 < 0（圖二十九 b）。

62%有熊格位於距國家公園 10 km 以內的範圍，在國家公園內之  $E_i$  值為 0.35，而國家公園以外 5 km 以內之  $E_i$  則為 0.22，且  $E_i$  值正值隨著離國家公園距離增加而遞減，直至 20 km 遠之距離（ $E_i = 0$ ）；然  $E_i$  值於離國家公園 20 km 以距離者，則為 -0.18（圖二十九 c）。

## 五、臺灣黑熊族群與棲地存續分析（population and habitat viability assessment, PHVA）評估

### （一）1994 年族群與棲地存續分析

1994 年國內邀集相關專家學者舉行「臺灣黑熊族群與棲地存續分析保育研習會」，應用族群與棲地存續率分析（population and habitat viability assessment, PHVA），整合涵蓋臺灣黑熊的亞洲黑熊和美洲黑熊資料，目的是了解臺灣黑熊面臨各種威脅因子的情況下，其瀕臨絕種的危急程度，以提供拯救臺灣黑熊的保育措施。該分析使用 Vortex 6.2 進行預測，設定原始族群量為 100-400 隻，針對初始族群、狩獵壓力、保護區及遺傳多樣性喪失率等因素預測未來黑熊族群變化趨勢。預測結果顯示非法狩獵的程度是影響族群存續的關鍵因素，即當偷獵率 10 % 時，黑熊族群量在未來的百年內會減少至極易滅絕的數量（50 隻以下）。

由於當時臺灣黑熊的生態習性及族群現況的相關資料十分有限，所設定的參數值主要是參考北美洲黑熊族群的相關資料來進行程式的模擬，而非臺灣黑熊的實際參數，或是設定情況恐與實際情況有所差距，皆可能影響模式推估的水準。如今隨著時代的變遷，國內外有關此物種的科學研究資訊累積也隨之增加，包括行為生態、生理、遺傳、族群現況等，而預測模式及輸入參數也持續更新，操作更趨簡便。就此，進一步評估臺灣黑熊的存續力或預測其滅絕風險，實有重新審視之必要，以研擬出符合現況和保育目標上的經營管理策略。

### （二）後續 PHVA 參數運用之評估

目前 Vortex 最新版本的 9.99b，然因所運用的版本、程式不同，所需輸入參數資料也隨之而異。根據目前最新的程式，所需輸入的參數依步驟逐一列出可能需修改或更新的參數資料如下。

## 1. 情境設定(Scenario Settings)

(1) 重複次數 (Number of Iterations) : 先前執行 200 次 (Vortex 6.2) 隨機事件的模擬, 然依 9.50 版本的解說手冊建議為 500-1,000 次模擬, 以求較精確之結果。

(2) 族群數量 (Number of Populations) : 此部份可以是獨立族群, 或是複雜的關聯族群 (meta-population) 。前期分析因設定保護區內外之盜獵率有所差別, 假設 25% 的零星族群在保護區內外遊走, 而目前則可考量棲地碎片化或人為干擾所導致黑熊關聯族群的可能性, 以及族群間個體的時空變化情況, 如個體播遷 (dispersal) 。

## 2. 物種的描述(Species description)

前期分析只設定了盜獵和食物欠收為災難變項, 然新的程式設有災難數量 (Number of Types of Catastrophes) 。有鑑於全球性氣候變遷的影響, 颱風、地震或疾病等其他可能會影響此族群的繁殖與存活之災害, 以及其發生頻度和影響, 仍有待加以考量並列入。

## 3. 標記和狀態變因 (Labels and State Variables)

族群標記和狀態變因是前期分析程式所沒有的, 其在所設定的情況下會影響此族群多少百分比的族群比率, 此狀態變因可因棲息地品質或海拔等狀況而異。

4. 族群間的播遷(Dispersal Among Populations)包括年齡範圍、播遷的性別、播遷者生存百分比、播遷率等。

## 5. 繁殖系統 (Reproductive System)

繁殖系統涵蓋多項參數, 包括首次繁殖年齡 (Age of First Reproduction) 、最大的繁殖年齡 (Maximum Age of Reproduction) 、每年最多可生產胎數 (Maximum Number of Broods per Year) 、每胎生產最多子代數 (Maximum Number of Progeny per Brood) 、出生性別比 (Sex Ratio at Birth) 、密度調控性繁殖 (Density Dependent Reproduction) 。

## 6. 繁殖率(Reproductive Rates)

繁殖率涵蓋的參數包括參與繁殖的成體雌性百分比 ( % Adult Females Breeding ) 、每年生產胎數的分布 ( Distribution of broods per year ) 、每個成體雌性每次生產子代數之分布情況 ( Specify the distribution of number of offspring per female per brood ) , 以及繁殖百分比之變化 ( EV in % Breeding ) 。

## 7. 死亡率(Mortality)

輸入參數為在未達首次繁殖年齡的雌、雄個體，每一年齡組中的死亡率，包含平均數和標準差。

## 8 災難 (Catastrophes)

災難包括類型、範圍為全球性或區域性 (Global/Local)、頻率 (Frequency %)、嚴重程度。

## 9. 配偶壟斷 (Mate Monopolization)

此為在一夫多妻 Polygamous 的配偶制下，需輸入的參數包括參與繁殖雄性的百分比例 (% Males in Breeding Pool)、雄性能成功產出子代的百分比例 (% Males Successfully Siring Offspring)，以及對於每個能成功生出自己後代的雄性而言，所配對的雌性數量。

## 10. 初始族群大小 (Initial Population Size)

除了初始族群大小的設定之外，新程式並增加族群年齡結構的分布下是為常態或非常態的選擇，可與以設定之。

## 11. Carrying Capacity (承載量)

除了承載量及因環境變化所致之承載量標準差 (SD in K Due to EV Carrying Capacity) 之外，尚包括其趨勢變化。

雖族群存續力分析的功用是能檢測族群和物種滅絕的風險及管理策略的效力，而能廣泛應用於制定保育政策上，然程式所模擬的結果並非是要提供一個絕對的答案，因絕對預測值較易受到模型結構和參數估計所影響，其解釋的過程仍須仰賴黑熊生物學的知識、影響黑熊族群的種種狀況以及未來可能的變化等資訊來加以推論。儘管如此，PHVA 仍可運用在相對比較的情況之下，衡量出關鍵影響因子或評估所應用各種不同經營管理策略下的效力等結果，以協助評估最佳的管理策略，此功用遂奠定了 PHVA 廣泛運用於保育生物學上的重要性。

## 伍、討論

### 一、臺灣黑熊地理分布

利用物種分布有/無的資料(presence-absence data)並結合環境變數，以建立物種分布模式，在物種保育計畫和經營管理上的應用日趨廣泛(Franklin 2010)。基本原理即在一個合適的空間尺度上，某物種出現的地點佔整個區域的比例，可以反映出某些程度上該物種族群的大小，故針對物種進行監測分布範圍的變化，便可以得到該物種種群變化的資訊(Trenham et al. 2003, Weber et al. 2004)。與收集野生動物族群數量的方法相較，物種分布有/無資料通常較容易獲得，而且這些預測模型尤其適用於活動範圍較大、密度低、行為隱蔽或具有領域性的物種(MacKenzie 2005; Franklin 2010)。

本研究是國內首次利用多元資料收集方法，全面且有系統的收集黑熊出沒紀錄的研究。二個時期所收集的黑熊紀錄及預測地理分布(圖五、圖二十五)，皆以中央山系為主，僅極少數位於海岸山脈(n=7筆, 0.7%)，此結果與早期的訪查調查結果相似(王 1990; Wang 1999)。近年來的預測圖也顯示海岸山脈潛在黑熊分布區域侷限位於花蓮縣東南側與台東縣交界處成廣澳山至新港山之間(圖二十四)，海拔>1,500 m，與中央山脈族群分隔。考量臺灣黑熊廣泛的活動範圍，以及海岸山脈東西兩側緊鄰的各種人為開發活動，我們預期若無積極的保育行動，此殘存黑熊的預測分布區域未來恐不樂觀。

近十年的黑熊預測分布範圍約為全島之五分之一，99%位於國有林內，顯示國有林地對於提供黑熊適當的生存棲所所扮演的重要角色。其中連續且大面積的核心分布區域有二處：(1) 北側為雪霸國家公園、太魯閣國家公園，以及北橫公路以南之棲蘭野生動物重要棲息地；(2) 南側為玉山國家公園、關山野生動物重要棲息地、出雲山自然保留區、雙鬼湖自然保留區，以及大武山自然保留區中北部範圍。此二區的面積皆大於 3,000 km<sup>2</sup>，故在經營管理上應視為臺灣黑熊的分布熱點，作為積極保育及研究瀕危物種的重點區域。然而，考量大型食肉目動物活動範圍廣大(Hwang et al. 2010)，建立永續的野外族群尚須考量其他環境的不確定性或災變對小族群可能造成的衝擊，故於經營管理上仍應朝向維持全島黑熊族群為同一保育單位 (conservation unit)，加強個體於南、北兩個熱點區域之間的交流，以有效提高大型動物於島嶼型環境的族群存續力。

模式預測臺灣黑熊 99%分布於國有林內，顯示有效地發揮保護區的保育功能，以及加強非保護區棲息地的經營管理，對於保育小族群物種具有必要性。黑熊的棲息地選擇，除了受到自然因素影響之外，人為干擾亦扮演著重要的角色。

此情況於低海拔地區或國家公園以外之範圍似乎尤為明顯。這些潛在的棲息地，除了提供該物種重要的植物性和動物性食物來源之外，也提供了適當的底護和生存環境。在較低海拔地區，雖然地勢較平緩，但人為干擾程度較為頻繁，可能導致棲息地品質較低及碎片化，從而降低臺灣黑熊對於此區之利用頻度；相對的在高海拔地區，食物資源的可得性較低且物候環境較嚴苛，則可能降低臺灣黑熊對於此區域之利用。

物種分布模式所預測之結果為目標物種在特定時間、空間尺度下的潛在分布範圍。本研究利用擴及全島且樣本足夠的有熊點位，進行建構模式的基礎(圖五)，利用實際野外調查及其他研究資料，作為檢驗模式的獨立資料，增加模式的選擇的水準，故所建構的預測分布模式的各項 AUC 值位於 0.9-0.93，顯示模式的預測表現良好 (Fielding and Bell 1997)。Maxent 預測熊分布北抵插天山自然保留區，南達大武山自然保留區中部，較前期研究的 GARP 模式的預測分布範圍(為全島 1/4)低(黃美秀等 2009)，此差異除了可能受資料來源及使用環境變因影響之外，應與模式本身的適用性及特性有關，因為 GARP 常有過度配適 (over-fitting)的趨勢(Franklin 2010)。反之，最大熵物種分布模式應用在物種分布模擬上除了穩健性(robustness)以及對物種分布資訊只要求有出現的資料等簡便性之外，具有最大熵機率分配與物種出現點位的相依性相當明確，故有處理取樣偏誤的潛能，可藉由 regularization 避免過度配適，而且最大熵是一衍生性 (generative)而非區辨性(discriminative)的方法，故在訓練資料數量有限的情況下，具有本質上的優勢，這也是被應用於稀有或隱密性物種的主要原因之一 (Phillips et al. 2006, Phillips and Dudik 2008)。

二個時期的預測分布結果顯示黑熊的分布於近十年有增加 0.5 倍的趨勢，在南臺灣尤為明顯(圖二十五)，此結果與二時期收集的有熊點位資料的空間分布趨勢(圖五)相似。若扣除本計畫所收集的野外痕跡調查資料 (n=122)，第二期所收集的熊點位資料量為第一期的二倍，然這除了可能與近年來偏遠山區研究進展和應用自動照相機系統較多有關之外，另亦可能受訪者對於較近期的有熊資訊記憶較為深刻，而導致本研究低估第一期的有熊資料。雖然本研究建構的預測模式使用的樣本數滿足一般模式運作的基本要求，為了釐清二個時期樣本數偏差的問題，即探討二個時期的預測結果是否受到樣本數的差異左右，因為第二期為第一期的 2 倍，我們另以相同於第一期的訓練資料數目(n=171 有熊格，逢機選擇)在相同的設定下建構第二期的預測模式，結果發現 AUC>0.9，預測有熊的分布範圍(附錄二)與原先的第二期分布圖(面積 8,025 km<sup>2</sup>，圖二十四)相近，顯示樣二個時期本數量不一應該不是影響二個預測模式結果差異之因素。

此外，由於兩個時期的預測模式所使用的環境變因中，唯一不同的是 NDVI，然藉由第二期熊點位資料比較利用不同 NDVI 圖層（分別 2000 年及 2009 年）所建構預測結果顯示，有熊分布範圍的平均重疊度高達 94%，某種程度亦排除二時期的 NDVI 差異是二個時期預測熊分布差異的原因。

因此，除了可能肇因於黑熊本身族群變動之外，另一個重要的因素則可能是有熊點位資料的代表性。相較於第一期，第二期針對過去累積的黑熊資訊(黃美秀等 2006)選擇較大面積沒有任何熊資訊的山區，進行實地調查以增加這些地區(n=19)的有熊資訊。再以這些資訊作為建模驗證資料應該有助於最佳模式的選擇，但由於並非使用於訓練資料，加上兩期的訓練資料的分布皆廣布於全島山區，且有熊格樣本數滿足程式的要求，故我們認為有熊資料的代表性，對於二時期預測結果之差異的影響可能有限。

近十年的黑熊發現紀錄或預測分布範圍多位於中央山脈長廊的保護區系統或鄰近區域，尤其是國家公園。對於活動廣泛的物種，如美洲黑熊而言，經營管理較為完善或棲息地完整的保護區，一般可藉由減少人類狩獵和入侵其棲息環境，而提供動物某種程度的庇護作用(sanctuary, Powell et al. 1996, Beringer et al. 1998)。根據的源-匯理論(source-sink model, Pullian 1988)，在威脅野外族群存續的非法人為狩獵因素依仍然存在的情況下，人為可及性高的區域，導致人為所致的高死亡率而成為潛在的匯族群(sink population)，這些保護區遂扮演著相當於庇護所的角色，成為源族群(source population)，即一個可以產生充足子代以足自給自足的繁殖族群，並有多餘個體生產可以播遷至其他地區。由於熊類具有遠距離播遷的能力(Garshelis and Pelton 1981, Vaughan 2002)，無線電追蹤顯示臺灣黑熊於山區的移動廣泛，即使在國內最大的國家公園(玉山國家公園)(1,054 km<sup>2</sup>)，所追蹤的個體，有一半會於保護區內外區域作移動(Hwang et al. 2010)。加上在玉山國家公園及鄰近地區的逢機性或無意的獵熊活動，也有隨趨近園區的核心地區而遞減的情況(Hwang 2003)。

保護熊類最有效的方法之一，便是建立保護區；保護區內人類使用開發受到監測和控制，且棲地是受到保護的(Garshelis 2008)。例如，中國政府為貓熊(*Ailuropoda melanoleuca*)建立超過60個保護區，同時改善保護區外圍的棲地，似乎對此物種造成地理擴張的保護效應。懶熊(*Ursus ursinus*)與安地斯熊(*Tremarctos ornatus*)的分布範圍也有很高的比例為保護區，即使其中只有少部分是特別為了這些熊而設立的保護區。在印度，許多專為老虎(*Panthera tigris*)而設置的保護區系統，也扮演著保護熊類的重要角色。本研究結果與上述國內外的觀察結果相符，支持位於中央山脈的高山型國家公園不僅提供了核心的黑熊棲息環境(source

habitat)，近十年熊分布範圍的擴展亦應該與這些地區有密切關係。所有熊科動物的季節性遷移，皆會受到不斷變化的食物資源條件的影響。在山區，熊會受到各式各樣食物資源的可得性及分布，不斷在不同海拔高度做遷移，或會做橫向的遷移。遷移到不同類型的棲息地之中，去尋找不同的食物資源，有時遷移距離會達到50公里甚至是更遠的距離，甚至會超出正常的活動範圍(Garshelis 2008)。因此，對於數量稀少且活動廣泛的大型物種而言，在尚無法完全抑制非自然因素的死亡率的情況下，本研究除了顯示加強保護區系統，對於保護此物種的必要性和效能之外，維持更大空間尺度和連續範圍的高棲息地水準，對於其永續種群的維護更是不可或缺。

臺灣山區地形複雜，很多地區道路或步道系統不發達，導致不同地區人類可及程度不一，或相關動物研究調查的地理分布不均，可能影響偵測到隱密性動物存在的機率。同樣是棲息於地形崎嶇地區的其他亞洲黑熊，比如日本及中國，黑熊資料的收集效率，常受到地形困難及技術本身的限制，如無線電追蹤的個體或定位點樣本數通常很少，故有關此物種的棲息地利用的描述不多或不完整(Reid et al. 1991, Oi and Yamazaki)。本研究利用 PRESENCE 模式分析偵測度發現高遊憩壓力的樣點的熊偵測率顯著地低於低遊憩壓力的樣點(0.05 vs. 0.37)，此應該與黑熊會避開人為干擾嚴重的大眾登山步道系統有關，這在其他中大型草食動物如山羌、野山羊，似乎也有類似的情況。Reynold-Hogland 等人(2007)分析阿帕拉契(Appalachians)保護區內美洲黑熊 20 年的無線電追蹤資料發現，相較於泥土路，黑熊會傾向於避開碎石路，故推測因獵人於獵季時都由碎石路進入，而泥土路整年大多是從事休閒遊憩的遊客，遂提高碎石路的相對風險。

沒有發現臺灣黑熊紀錄的區域，除了可能反映地區性的黑熊相對豐富度偏低之外，也可能受低偵測率影響，而非代表黑熊的實際分布情況。故在研究設計上若能利用數理統計模式瞭解偵測率對於調查結果可能產生的影響，減少調查取樣上的可能偏差，則某種程度彌補此無法避免的研究限制或缺失，而提供具參考價值的預測分布圖。本研究資料顯示，若一樣點有黑熊活動該區，但卻未能偵測到的機率(false absence)在高遊憩壓力的地區高達 0.7；反之，在低遊憩壓力地區僅為 0.03。因此建議未來於臺灣山區調查黑熊分布時，調查樣線應該儘可能選擇位於遊憩壓力低的環境，但若是無法避免，則應考量低偵測度對於調查結果的影響，或是選擇較不易受此限制的其他非侵入式技術，如熊排遺偵測犬或熊毛陷阱(Kendall et al. 2008, Mackay et al. 2008)。

將偵測率及其他共變因，如樣點可及度因素列入考量後，野外黑熊的估計棲地佔據率(0.41)較原始估計值高出 60%。整體而言，基於當初選取較大範圍缺乏

熊資訊的地區，為從事黑熊分布調查的考量，此結果應該反映出臺灣山區人為可及度較低，或相對地研究調查資訊不足，抑或黑熊豐富度較低的情況，或是兼具上述因素的結果，而導致該區域之熊資訊不足，導致我們無法充分地於此釐清此問題。但是，本研究發現黑熊的棲地佔據率不僅受人為可及性影響，亦有地理區域上的差異。隨著抵達樣區步行所需時間增加，熊的佔據率也隨之增加，步程需時 2 或 3 天以上可抵達的區域的佔據率是需時一天內的 2、3 倍。由野外調查紀錄狩獵相關痕跡的數量、頻度常隨步行天數，或可及程度而減少，顯示此佔據率依可及度而異的情況，應該與人為干擾程度有關。美洲黑熊的長期研究指出，在 296 個黑熊的季節性活動範圍內全都有泥土路，但其中僅有 81 個內含狩獵壓力較高的碎石路，可見狩獵對道路系統有負面加成的效果(Reynold-Hogland et al. 2007)。

本研究估計的北區(包括南北插天山及四季林道-比亞豪)黑熊棲地佔據率顯著地低於中北部及南部地區，北部調查的兩個地區，森林植被環境連續且完整，大部分的樣點皆是 1 天或 2 天內可抵達。然而現場皆觀察到嚴重的非法狩獵活動。我們於此區也僅在北亞豪舊部落林間發現一個推測超過 2 年以上的熊爪痕，此偏低的熊佔據率顯示黑熊利用此區的相對頻度偏低。拉拉山及至北插天山一帶是早期黑熊活動頻繁的地區(王穎 1999)，就第一期和第二期的有熊分布預測來看，此區域被北橫公路東西橫貫分隔，而與南側的雪霸太魯閣族群呈現不連續的分布。由於該公路屬省道 7 號，交通繁忙，加上兩旁的農作和其他人為活動。黑熊會藉由橫跨馬路而達南北交流的程度，推測可能性應該極低。因此，就破碎化的小族群而言，若人為干擾持續或無好轉的跡象，則北橫公路以北地區的殘存的黑熊個體恐難有樂觀的前景。

道路切割所導致的棲地碎片化情況亦發生於海岸山脈。此區的黑熊紀錄比北區更為零星，預測分布範圍更狹小( $<10 \text{ km}^2$ )，結果與台東和花蓮的林管處受訪者表示此區黑熊極為稀少相符(黃美秀等 2006)。預測圖顯示黑熊於海岸山脈地區與中央山脈的分布因花東縱谷分隔。近年來花東縱谷的人為各種開發活動及干擾，可能對於臺灣黑熊產生地理阻隔作用，此作用是否會因小族群效應而加速活動於海岸山脈黑熊的滅絕風險，則值得密切的觀察和監測。

## 二、棲地選擇及生態習性

本研究是第一個嘗試藉由大範圍調查臺灣黑熊食性觀測紀錄研究，與國內目前的黑熊生態習性資料的收集多僅止於少樣本或小區域的情況不同。藉由受訪者

或研究者的野外實際觀察黑熊的覓食相關痕跡，結果與於玉山國家公園的長期觀察結果相近，黑熊為以植物性食物為主的雜食性動物，食物來源包括植物性食物、昆蟲和哺乳類動物；牠們的食性有季節性變化，在春夏季以新鮮多汁的嫩草、樹木的幼芽嫩葉和漿果類為主；夏季則以富含碳水化合物營養的果實和漿果為主，例如懸鉤子、各種樟科的果實等；秋冬季則以脂肪含量較高的堅果為主，例如山胡桃和殼斗科的堅果，其中殼斗科植物的果實更是主要的食物來源，在排遺的出現頻度超過 90%(Hwang et al. 2002)。在眾多植物性食物中，櫟實由於含有高比例的可消化成分(cell solubles, neutral detergent solubles)，以及相對低比例不易消化的成份，因此具有較高的消化率(digestibility)和代謝能(metabolizable energy)，故可視為是高度濃縮形式的食物能源(Kirkpatrick and Pekins, 2002)。美洲黑熊的研究也發現，黑熊的分布狀況、族群動態、活動範圍、移動距離、活動模式、繁殖速率、繁殖成功率、食性、棲地利用和冬眠行為等都會受櫟實生產影響(Garshelis and Pelton 1981, Rogers 1987, Eiler et al. 1989, Smith and Pelton 1990, Noyce and Garshelis 1997, Powell et al. 1997, Vander Wall 2001, Vaughan 2002)；甚至也會影響黑熊被人類獵捕或是人熊衝突的程度(Mattson 1998, Vaughan 2002, Costello et al. 2003)。

本研究也記錄到 23% 的食痕紀錄為偶蹄類動物，其中又以山羌和山羊為主，這也是目前此物種食用哺乳類動物之最高紀錄(Hwang et al. 2002)。黑熊除了會取食獵人陷阱上的這些獵物或是動物屍體之外，也有人觀察到黑熊追捕山羌及山羊的紀錄。棕熊也會捕食麋鹿(*Elaphurus davidianus*)、紅鹿(*Cervus elaphus*)、或放牧的鹿隻。美洲黑熊也有掠食白尾鹿(*Odocoileus virginianus*)幼獸的紀錄(Mathews and Porter 1988, Ballard et al. 1999)，一研究甚至指出 74% 標記的紅鹿幼獸遭美洲黑熊捕食的紀錄(Schlegel 1976)。可見當黑熊對於鹿科動物的取食(包括獵捕及腐屍)除了與高密度的偶蹄動物有關之外，熊獵捕作用對於鹿科動物的族群動態也可能具有重要的角色(Schwartz and Franzmann 1991, Mattson 1997)。在阿拉斯加的某些地區，黑熊和棕熊是成年雌性麋鹿或幼獸的主要死因(50% 死亡率, Boutin 1992)。牠們用前爪攻擊幼獸，也會攻擊成體，一般會將獵物擊倒並攻擊頸部和頭。美洲黑熊也常會獵捕有蹄類動物的幼獸，但通常不捕食齧齒類動物(Garshelis 2009)。

本研究發現黑熊有經常取食蜂巢和蟻窩的紀錄。昆蟲是另一種蛋白質的來源，除了北極熊外，其他所有熊類都會吃昆蟲，雖然昆蟲通常只是佔一年食性中的一小部分(<10%)而已(Garshelis 2009)。蜜蜂並非熊類的典型食物，但所有熊類似乎都偏好蜂蜜。螞蟻，尤其是螞蟻卵與蛹，是某些地區美洲黑熊主要的食物與

蛋白質來源，熊通常利用嗅覺尋找腐爛木頭中的螞蟻，假如發現蟻窩，熊會利用犬齒將其咬開。馬來熊(*Helarctos malayanus*)會取食住在樹洞中的無刺蜜蜂，利用犬齒咬樹幹，然後利用他們特別長的舌頭覓食蜜蜂與蜂巢。

一般大型哺乳動物擁有比較廣泛的食性，常會因應食物資源的可得性而改變牠們的資源利用和食物組成，故食性常呈現出季節性或區域性的差異(Feldhamer 2002, Davis et al. 2006)。大型哺乳動物也會改變其移動、活動範圍和空間利用形式，以配合環境中資源的時空變動性，因而使得動物族群的分布和相對數量產生時間或空間性的變化(Mauritzen et al. 2001, Edwards et al. 2009)。例如，美洲黑熊於秋季會因櫟實的生產，而離開其春、夏季活動的區域，移動並聚集到有豐富櫟實來源的地區(Garshelis and Pelton 1981, Vaughan 2002)。日本的亞洲黑熊在夏季會利用高海拔地區(2,100-2,300 m)，到了秋季，則會下降到中、低海拔地區(1,000-1,500 m)，覓食堅果和尋找冬眠的窩巢(Izumiyama and Shiraishi 2004)。臺灣黑熊全年皆可活動，本研究也發現臺灣黑熊於山區海拔梯度的分布也有季節性的情況，春季分布的海拔較其他季節低，相較於秋、冬季主要集中在1,000-2,000 m，夏季則分布於較廣泛的海拔範圍，500-3,000 m。此全島性的紀錄結果與於玉山國家公園追蹤黑熊的結果一致(Hwang et al. 2010)。此情況除了與黑熊自身的行為模式有關之外，比如夏季繁殖季時，個體的活動程度會增加，臺灣山區的食物種類和資源可得性隨海拔及地區差異而呈季節性變動，應是影響黑熊季節性海拔分布差異的重要因子。

評估動物對於棲息地的選擇，可以提供個體如何滿足其生存及繁殖成功所需的重要資訊。在北美洲，與臺灣黑熊生態功能相當的美洲黑熊的活動棲地，受到植被類型、距溪流遠近、海拔、坡向、距道路遠近、距人類活動遠近等因素影響(van Manen and Pelton 1997)。本研究預測黑熊分布於海拔 300-3,600 m 範圍，有熊紀錄或預測有熊格皆顯示黑主要分布於 1,000-2,500 m 之海拔梯度。本結果卻與過去全島性的訪查結果(王冠邦 1990)有很大的差異。該研究利用訪查資料分析發現黑熊分布於海拔 200-3,500 m 以上，海拔 2,000-2,500 m 發現黑熊的頻度最高(26%，n = 57)，其次為 1,500-2,000 m (22%)、2,500-3,000 m (16%)及 1,000-1,500 m (16%)、>3,000 m (15%)、<1,000 m (5%)。此差異顯示本研究所記錄的黑熊分布海拔偏低，與單就紀錄發現黑熊點位的比較結果(黃美秀等 2006)相符，但我們認為這除了反應調查資料來源的差異之外，應該與該研究的樣本數偏低有關，僅為本研究之二十分之一。

臺灣地形上海拔變化急遽，影響人為可及性，以及區域性的物候環境及植被類型，從而直接或間接地影響到植物和動物群落的生長。3,000m 以上之高海拔

地區為高山帶的矮性灌木或草本林，以及亞高山帶的冷杉林(*Abies kawakamii*)為主，冬季乾燥寒冷且有積雪，年均溫不及 10°C (Su 1984)。所以，就已知的臺灣黑熊的食性來看(Hwang et al. 2002)，此高海拔地區能夠提供臺灣黑熊的植物性食物資源的豐富度及季節性，相對的較其他中低海拔地區有限。因此，雖然此區的人為干擾通常較少，然而黑熊利用的程度也可能因氣候環境較嚴苛及食物資源的限制而隨之降低。

熊類的棲地也含蓋不同的緯度和海拔高度，不同種類的熊會利用不同梯度的範圍。一般熊類(除了北極熊外)多為森林棲息者，牠們不但棲息在各種不同森林類別，而且也出現在非森林性棲地，包含灌木叢、凍原和林木界線以上的高山區域(Garshelis 2009)。臺灣黑熊偏好>1,000 m 中海拔環境，若依臺灣山地垂直氣候—植群帶之劃分(Su 1984)，臺灣黑熊偏好指數較高的海拔梯度範圍(1,000-3,000 m)，由低至高海拔分別涵蓋了常綠闊葉林的楠櫟林帶(*Machilus-Castanopsis* zone, 500-1,500 m)、常綠闊葉林或針闊葉混合林的櫟林帶(*Quercus* zone; 1,500-2,500 m)，以及鐵杉雲杉林帶(*Tsuga-Picea* zone, 2,500-3,000 m)。此區氣候溫和，年平均溫度約 10-20°C，加上此區優勢的樟科和殼斗科二類植物的果實為臺灣黑熊於夏季和秋冬季的主食(Hwang et al. 2002)，若加上有限制的人為干擾程度，則或許可解釋臺灣黑熊對於此海拔梯度的特別偏好。本研究發現臺灣黑熊利用下部山地闊葉林(海拔 1,500 m 以下，邱祈榮等 2009)地區的程度遠較預期的低，與一般對黑熊偏好高生產力及資源豐富的闊葉林的印象相左。雖然植物生長季及生產量在自然情況下通常隨海拔增高而遞減，我們推測此應與低海拔地區的棲息地破壞和各種人為干擾活動的增加有關。

植被環境不僅與提供動物的食物來源有密切關係，也提供適當的微棲地環境和庇護。植生指標是一種反映地表植被類型種類、分布與密度的指標，可提供生物圈植被生長分布與異常情形(Gupta 2003)。本研究發現臺灣黑熊偏好高初級生產力(即 NDVI > 0.7)的森林環境，此與其他地區的亞洲黑熊對植被環境的利用情況類似。在中國，岷山地區最適合黑熊的棲息環境為闊葉林和針闊葉混合林(魯慶彬及胡錦轟 2003)；於四川唐家河自然保護區，黑熊則主要利用熱帶常綠闊葉林(侯惠儒等 2003)。一般而言，人造針葉林的植物組成雖然較為單調，能夠提供黑熊所需的植物性果實較天然林可能有限，但因臺灣山區的人造林多疏於密集的管理，常有雜木混生的情況，故在人為干擾少之處，有些地區的初級演替植物及偶蹄類動物豐富(黃美秀、簡熒芸 2007)，或許也可以吸引臺灣黑熊的利用，故並未顯示黑熊對此類植被有較低的利用程度。

日本本州的黑熊利用海拔 700-2,800 m，活動並呈現季節性的海拔及植被變

化，有的研究指出全年偏好山地帶的闊葉林，避免利用亞高山針葉林(Hazumi and Maruyama 1987)。本州長野縣北部的黑熊分布於海拔 600-3,000 m 區域，夏天偏好 2,100-2,300 m 的亞高山帶地區，高於冬天的 1,000-1,500 m 闊葉林，推測融雪後山區植物大量成長，黑熊便移動較高的山區覓食，而值秋冬季節時，山區開始積雪，熊便下降到海拔較低的區域覓食(Iszumiyama and Shiraishi 2004)。美洲黑熊，夏天較常使用中高海拔，秋天則移動到較低處(Clark et. al. 1993)，也偏向出現於中海拔山區，因為中海拔地區殼斗科的橡樹林的比例較高，但對於低(< 600 m)和高(> 900 m)海拔的區域，則沒有預期高的利用程度(van Manen and Pelton 1997)。此外，上述這些研究皆指出，影響黑熊對於闊葉林的高利用度，皆與殼斗科植物的結果有密切關係。森林性的環境不僅提供熊類所需的各類食物資源，對於生態棲位相當(ecological counterpart)的美洲黑熊而言，森林同時提供可以讓黑熊安全地於區塊性地景中移動的遮蔽物和築巢位置，以及影響動物的熱調節功能(Bull et al. 2001；Lyons et al. 2003)。

許多研究顯示人為干擾與開發程度在低海拔區域相對地較高，可能導致棲息地品質降低以及棲息地碎片化，各種人熊衝突的機會也跟著增加，因人而導致的死亡率也跟著增加(棕熊：Mattson et al. 2004，Nielsen et al. 2004；美洲黑熊：van Manen and Pelton 1997，Clark et al. 1998)。由於人為干擾因素而影響對低海拔的利用程度，也可能連帶地限制黑熊對各種棲地環境因素的選擇。因為相較於山區中高海拔的複雜崎嶇地形，低海拔地區的坡度整體而言較低，然山區大範圍較為平緩之處也多被人開發利用，故坡度的高偏好指數遂呈現於較崎嶇的地區。本研究發現黑熊偏好>30 度坡度，此與中國岷山地區黑熊偏好斜坡 20-40 度，甚至更陡的地方，而避開平緩坡的情況相似(魯慶彬及胡錦羣 2003)。因此，我們並不同意該作者認為此乃因黑熊活動會避開溝底、山谷或下坡處，以防蚊蟲叮咬或躲避敵害，而這些地方多屬平緩坡，我們則認為這是肇因於人為活動對熊產生的棲地環境的選擇性限制。

在北臺灣的野外調查黑熊分布過程中，我們發現超過五分之一的穿越帶單元有狩獵活動。雖然有研究發現，在廣大的碎片棲地中，中等程度的人為活動干擾不會對大型食肉動物(郊狼 *Canis latrans*、美洲獅 *Puma concolor*、山貓 *Lynx rufus*)的移動和行為產生負面的影響(Markovchick-Nicholls et al. 2008)。然而，人為活動對於動物產生的干擾程度的評估，事實上得將干擾類型及現有動物族群的狀況列入考量。雖然獵人設置陷阱主要是針對其他獵物，但因為被捕動物發出的哀嚎聲或屍肉臭味，可能會吸引黑熊前來覓食，這些地區無形中也成為了黑熊的覓食地點(王穎 1999)。獵人設陷阱多會選擇動物資源豐富的地區，這些地區也常會

與黑熊的適合棲地重疊，同時增加了黑熊誤中陷阱，以及和獵人相遇的機率，提高了人熊之間的衝突(黃美秀 2003)。因此，臺灣黑熊雖可能會利用有適度狩獵活動的地區，然不同程度的狩獵壓力對於臺灣黑熊的影響，則需進一步評估。值得注意的是，對已被列為瀕臨滅絕的物種而言，即使是低程度的狩獵壓力，都可能對原本數量已經稀少的小族群的未來存續，產生深遠的致命影響(Wang et al. 1994)。故在臺灣黑熊的經營管理上，應該積極執法或教育宣導以減少各種人為致死的可能性。

野外黑熊分布調查及 Maxent 模式預測分布皆顯示，樣點的人為可及性會影響黑熊的分布，與黑熊的活動或分布與可及度(如步行天數，或離道路距離)呈負相關。此與訪查玉山國家公園附近村落的原住民獵人結果相符，該受訪者多表示現今的狩獵活動大多發生於村落附近，交通方便或一、二日可到達的地方(Hwang 2003)。雖然黑熊並非主要狩獵的目標物種，但偶蹄類動物為臺灣黑熊潛在的獵物，其整體豐富度指標與黑熊的痕跡密度呈現正相關(黃美秀等 2008)，因此狩獵(逢機式獵捕或誤捕)活動仍有可能影響到臺灣黑熊的活動及分布。Lauranc 等人(2006)在非洲加彭(Gabon)的研究發現，距道路的遠近與偶蹄類動物如大象和羚羊的豐富度呈負相關，且在狩獵壓力大的地區，此斜率更大，同時狩獵活動也與數種哺乳動物豐富度都呈負相關。數種羚羊與紅河豬(*Potamochoerus porcus*)在保護區外狩獵壓力較大的區域的豐富度皆較小，而且狩獵與道路不只會造成哺乳動物族群結構的改變，也會改變動物的行為，例如在有狩獵地區的動物遇到調查隊伍時，比起無狩獵地區有較明顯逃走的傾向。因此，本研究認為目前臺灣黑熊棲息地所面臨的威脅應該與道路系統有密切關聯。因為道路不僅提供獵人輕易地深入黑熊的自然棲息環境，也提供一便利轉運熊體到市場的途徑。深入山林的各種人為活動(包括休閒遊憩、非法採集及獵捕等)的增加，以及道路系統的發展，不但可能導致非法狩獵或誤捕黑熊的壓力增加，而且也可能使目前仍適合熊居住的棲地持續破碎化，如此將會進一步限制黑熊的播遷和移動範圍(Hwang et al. 2009)。

### 三、人熊關係

本研究分析近 200 個人熊相遇的案例發現，大部分發生於人步行於山林時，在 50 m 內目擊黑熊，而且大部分的情況是當人發現到熊時，熊已經注意到人了。在人數較少時( $\leq 3$ ，圖十二)，目擊熊機率會隨距離增加而減少，但若小群人時，則遠距離發現熊的機率則有增加的趨勢，顯示能否看到熊可能與人於山區步行時的偵測距離有關，當相距較遠時，熊有可能在人尚未發覺其存在之前，便有反應

並離開現場；反之，人數多則注意力(眼睛)或偵測距離可能隨之增加，發現遠距離動物的機率遂提高，然此同時，人多則也可能產生較多的干擾，提高熊對人的偵測距離，故較不易在短距離內遇到熊。因此，在熊出沒頻繁的區域，若要避免人熊不期而遇的情況，除了攜帶一些防身物品如哨子或胡椒噴劑之外，建議可以採小組多人同行的方式活動。

從臺灣黑熊對人的行為可看出，當熊發現人時，主要採取迴避的反應，較為明顯或趨近人的行為則屬少數且大多發生於與人的近距離接觸，這些行為包括站立或朝人吼叫，或接近甚至追趕人，沒有紀錄到任何熊主動攻擊人的案例。在人對熊採取某種行為反應之後，熊未有進一步趨近人的反應，不是不刻意理會人，便是離開該現場。對於目擊者的主動趨近或製造聲響，黑熊皆是採迴避應對之。雖然有些案例是短距離時人熊相遇，人遇黑熊追趕的情況，此時當人快速逃離時，熊若持續追趕，都只持續一小段距離而已。因此，我們判斷這些情況下的熊，應該沒有主動要攻擊人企圖；反之，這些行為應純屬威嚇，如同站立、吼叫、吹氣的行為意義是一樣的(Ward and Kynaston 1995)，但因短距離的不期而遇而對熊產生緊迫，故屬程度較為激烈的威嚇行為。

我們在部落訪查的過程中也未聞熊無原因攻擊人，導致人傷亡的情況。臺灣的情況顯然與國外一些地區熊攻擊人事件不同。人類被棕熊攻擊事件，在北美洲比起歐洲或亞洲越來越常見，且有增加的趨勢；同樣的，被美洲黑熊攻擊事件也是越來越普遍(攻擊事件次數大約和棕熊相同，每年平均 1-2 次)，因為當黑熊與人類的數量都增加，二者遭遇頻度也更頻繁(Garshelis 2009)。在亞洲，熊攻擊人的情況，最為人矚目的莫過於印度紀錄中的懶熊(*Melursus ursinus*)和亞洲黑熊，這些熊皆因棲地破壞，僅存在小而碎劣化的原始棲息環境，不僅熊可遮蔽的環境減少，人熊相遇的機會卻大增，導致人熊衝突也隨之增加。例如，在印度某一州，15 年來亞洲黑熊造成的傷亡人數超過 170 人，包括了 15 人死亡；更戲劇性的，在印度另一州，近五年來懶熊造成近 700 個人傷亡，其中將近有 50 名死亡人數(Garshelis 2009)。

雖然成熊會有不同程度的領域性，但在大多數的熊族群中，卻沒有證據發現牠們具有領域行為，大部分的熊就算彼此活動範圍很接近，也還是避免在相同時間使用重覆的活動地區(Garshelis 2009)。事實上，影響熊對於人的行為反應和距離受很多因素影響，包括(1)與人有關的因素，如相遇時人的活動、組成大小、人對熊的行為、是否攜帶遏制劑；(2)環境有關的因素，如相遇狀況、食物密度、食物可得性、季節、時間、與能見度有關的地形和環境、同種個體的存在；(3)與熊有關的因素，如種類、性別、族群密度、過去與人之經驗、遺傳、個體社會

地位、情緒、預期值、習慣人的程度(habituation)、飽食狀況(Herrero et al. 2005)。

本研究的案例分析雖無法完全建構出臺灣黑熊－人互動的關係模式，但臺灣黑熊對於人明顯的迴避行為反應，推測可能與國內歷史性的人熊關係的發展有關，對早期許多的原住民而言，人為熊的主要獵捕者(predator)，而熊為人的傳統目標獵物(prey)(Hwang 2003)。加上臺灣黑熊在大部分地區的密度普遍偏低，或許也是解釋人熊衝突的機會不高的原因之一。但對於少數地區，如玉山國家公園，人遇熊的機會似乎比其他地區常見，而且多次紀錄顯示熊在短距離內，容許人安靜觀察，或有黑熊追趕人的情況，推測或許與該區因傳統的人熊關係改變(即獵熊活動減少)，而影響熊對人的經驗，或是其他與環境或熊有關的因素影響，需藉由長期的人熊關係監測系統方得以釐清。對於這類人熊相遇日趨頻繁的地區，除了建議對這些活動建立長期的監測系統之外，更應提升相關管理單位對此議題的認知和因應能力，同時加強對民眾的宣導教育，以建立正確的人熊-共存(coexistence between bears and people)之道的觀念和認知，避免不愉快的遇熊經驗。

## 陸、建議

### 一、黑熊族群監測調查技術及系統

物種地理分布和數量是物種研究和經營管理所必需之基礎且關鍵資訊 (Royle and Nichols 2003, Nielsen *et al.* 2005)。臺灣黑熊活動範圍廣大，密度低，偏遠山區的研究環境困難。然而，有效監測受威脅物種之族群變化趨勢為經營管理所必需。本研究利用多元方式歷時 5 年完成全島性黑熊分布資料收集和分析之工作，發現不同方法和資料屬性各有優劣。就此，操作簡易之族群監測調查方法之發展，建議可藉由以下不同方式達成。

#### (一) 全島性族群監測

大面積、有系統之採樣方式可藉由台灣全島性的黑熊資料收集完成，第一種方式為林務局相關的巡山人員轄區內黑熊的出沒狀況，此需事前經過黑熊痕跡辨識及監測調查紀錄之研習，讓各相關管理單位及人員具有一致之調查技術，並與研究單位溝通協調後，制訂簡易的調查操作流程，以利林務工作者於平日例行性巡查時可以徹底執行紀錄。之後每年便由專人或研究者彙整各林管處及工作站的所有資料，並進行初步分析和檢討，而每隔 3-5 年則進行階段性資料分析，瞭解黑熊分布於管理轄區或鄰近地區之分布情況。例如，以目前正在執行中的第四次全國森林資源調查為例，若能同時有效結合此類監測調查，便能夠同時達到建置瀕危物種長期分布資料庫及族群監測的目的。如此長期且持續的進行，便能夠有效地瞭解轄區內黑熊分布或出現頻度的變化趨勢。

本研究發現山地鄉經常活動於山區的原住民所提供的黑熊分布資料，與模式預測結果十分一致 (圖二十六)。故建議第二種全面性的監測方式乃有系統地選擇一些空間上具代表性的村落和受訪者，每隔一段時期如 5-10 年進行一次，持續追蹤並收集當地黑熊的出沒資訊，應該能夠區域性黑熊分布的變化趨勢。

#### (二) 區域性族群監測

對於臺灣黑熊分布的重點及敏感區域，建議應該採取區域性、密集的監測調查方式。這些地區包括棲地可能劣質化的環境或是導致族群碎片化的地區，以進一步瞭解該地區族群的現況或復原情形，並釐清威脅來源，例如丹大野生動物重要棲息環境、海岸山脈等 (圖二十四)。另一類值得密集監測的區域則是黑熊分布的潛在熱點，藉由系統性抽樣方式以瞭解族群的變化趨勢，對於全島整個黑熊族群的變化趨勢具有象徵性意義。為此，除了傳統的調查監測技術 (如痕跡調查法) 之外，其他協助瞭解黑熊族群特徵的技術和分析也有引入的必要，例如族群

遺傳學的資訊可進一步離清族群的遺傳結構及多樣性，以及彼此間的交流情況。其他相關技術的應用如非侵入性的熊毛陷阱或偵測犬(Kendall et al. 2008, Mackay et al. 2008)，不僅可以提高資料收集成效，族群遺傳學的資訊也是瀕危物種保育所必需。

有鑑於稀有物種資料收集不易，本研究建議監測調查技術的應用需考量全面性或區域性之經營管理目標而定，同時應該搭配適當的物種分布預測模式，以克服低樣本數或採樣不均所導致的可能偏差。

## 二、提升物種分布預測模式的信度

由於點位資料通常具有地理上分布零星、遺漏情形、受限於人可及範圍的問題，對於活動範圍廣泛的物種，利用地理資訊系統結合重要的環境因素及預測模式，以量化方式呈現物種出現與環境因子間複雜的生態關連性，以建立野生動物的棲息地模式，預測該物種在尚未調查地區的可能分布情形，並能及時提供保育決策的重要資訊，已逐漸成為分析物種分布及棲地利用的主流(Franklin 2010)。然而預測模式的精準度或信度除了受限於數理統計程式之外，主要還受到資料可得性及可得性資料的品質所左右，例如資料來源的精準度、選用尺度、預測環境變因的選定及代表性。

為提升臺灣黑熊分布預測模式的表現力，本研究建議在使用的環境變因圖層上可朝幾個方向加強：(1) 狩獵壓力：由於人為狩獵活動是目前威脅臺灣黑熊的重要因素(Hwang 2003)，建立全島性狩獵壓力的圖層對於黑熊或其他狩獵物種皆有其必要性，故建議結合野外實地調查非法狩獵情況的空間分布，以及獵人有關狩獵行為模式的訪談，以發展出相關的風險圖層(risk layer)。

(2) 黑熊重要食物資源：由於臺灣黑熊活動及運動模式深受環境中食物資源的分布影響，重要的植物性食物資源為樟科和殼斗科植物的果實，而主要的動物性食物則為中小型的偶蹄類動物，如山羌和野山羊(Hwang et al. 2002, Hwang et al. 2010)。因此，建構臺灣黑熊重要食物資源之分布圖層，甚至是季節性或時空變動狀況，預期將可提升模式預測力。

(3) 臺灣全島土地利用型態：雖然目前>98%黑熊點位及預測有熊格皆位於國有林的範圍，然以黑熊大範圍的運動特性及環境資源變動的情況來看，國有林以外的部分區域，若人為干擾少且棲地環境合適，則可能成為黑熊潛在利用的範圍。然現有土地利用型態或植群圖之分布圖則僅限於國有林的範圍(邱祈榮 2010)內，為提高模式預測力，則建議後續僅以國有林為預測範圍，並加入植群圖層；或是仍以臺灣全島為分布預測範圍，但加強土地利用圖層的代表性。

(4) 道路系統的類型：道路系統與人為干擾及開發程度有密切相關，不僅可能導致棲息地品質降低和棲息地碎片化，也經常伴隨著人熊衝突機會增加，導致黑熊的死亡率。然不同的道路系統，包括管制情況、路面、交通流量及車速、人為活動類型及時間性等，皆會影響到動物的利用情況。雖然現有林道的路面狀況，以及管制情況和歷史因地而有很大差異，但我們認為以黑熊目前主要分布於人為干擾的山區情況來看，上述林道的相關變因應該會影響人類於該區的活動及黑熊利用情況，故建議日後臺灣黑熊或其他大型哺乳動物之監測計畫能將此因素列入考量，同時評估林道經營管理方式對於野生動物保育之效能。

### 三、加強棲息地保護

本研究預測 99% 的黑熊主要分布於國有林範圍，其中多數位於中央山脈的保護區系統內，對於 1,000 m 以下有偏低的利用程度，而偏好針闊葉混生林、山地闊葉林及針葉林。身為地景物種，臺灣黑熊活動範圍廣泛，利用多變且多樣性的棲息環境，以滿足生存和繁殖所需。因此，本研究建議應該加強連續大面積的棲息地保護，為此相關建議如下：(1) 加強法規以保護海拔 1,000 m 以上山地，限制人為不當開發利用，包括道路系統。(2) 我們亦建議應該於臺灣黑熊潛在分布範圍內的保護區系統，徹底執行設置緩衝區（至少 10 km），嚴禁各種土地開發及資源利用，必要時則需透過環境影響評估之審查機制，以減輕其影響。(3) 基於農委會林務局完成「中央山脈保育軸」生態廊道之政策目標，規劃從南到北長達三百公里的「中央山脈生態廊道」，涵蓋高山林地、自然保護區及國家公園等約佔臺灣六分之一的面積，故建議有效經營管理以提供黑熊等大型野生動物完整且安全的棲息環境，以確保能夠建構種群永續發展的有效族群。

### 四、遏止非法狩獵及買賣

雖然最近的研究指出非法狩獵黑熊的程度在國家公園有遞減的趨勢 (Hwang 2003)，但全島的非法狩獵黑熊情況仍不明朗。雖然臺灣黑熊一般並非原住民狩獵的目標物種 (Hwang 2003)，然本研究於部落訪查時仍有所聞，大部分的野外調查地區也皆發現程度不一的非法狩獵活動痕跡 (圖二，黃美秀等 2008)。為此，建議有關單位應該加強執法效能，查緝非法狩獵和買賣。然有鑑於山區交通不便，恐提高有效執法的困難度，故建議應該配合其他策略和作法，以有效遏止非法狩獵黑熊的任何活動。

相關建議如下：(1) 提出獎勵辦法，鼓勵民眾或管理相關人員報告遭誤捕的黑熊，以及警察取締偷獵。(2) 除進行例行性自然資源監測之外，在人為活動頻繁的黑熊潛在分布地區，適時加強管理轄區的巡邏，尤其是狩獵活動較為活

躍的秋、冬季節 (Hwang 2003)。(3) 執法單位加強不定期抽查非法營運之山產店，並鼓勵民眾檢舉非法買賣野生動物活動，以達遏止非法買賣之效。(4) 獎勵當地居民參與黑熊保育或研究計畫，並協助發展或鼓勵非消耗性資源使用的社區發展計畫，例如結合野生動物體驗的生態旅遊等。(5) 建議加強建立保育或管理單位與部落社區夥伴關係，進行野生動物保育宣導和意見交流，整合社區經驗和文化，並獲得社區認同，從而善用在地資源與力量，遏止非法狩獵和貿易，以達資源共管的雙贏成效。

## 五、加強教育

落實臺灣黑熊的保育需要從供、需二方面著手，然有鑑於國人對於黑熊和保育的認知普遍不足，甚至有誤解的情況下，建議需針對不同的城鄉地區及對象(如原住民獵人、學童，或一般社會大眾等)，設計不同的臺灣黑熊保育教育宣導方案，以增加國人對該物種生態習性及保育現況的瞭解，並降低恐懼感；同時，向民眾傳達正確的中醫藥及食療觀念，以降低熊膽及其他製品的使用。

由於一般受訪者皆認為保護黑熊有其必要性，並強調加強黑熊保育宣導之重要性 (Hwang 2003, 黃美秀 等 2006)。因此，我們建議相關單位應該積極有效地整合社會資源，多方面著手以提高民眾對於瀕危黑熊的關心及保育意識，達到保育黑熊之終極目標。

## 柒、參考資料

- Anderson, R. P., and E. Martinez-Meyer. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116:167-179.
- Anderson, R. P., D. Lew, and A. T. Peterson. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- Apps, C. D., B. N. McLellan, J. G. Woods, and M. F. Proctor. 2004. Estimating grizzly bear distribution and abundance relative to habitat and human influence. *Journal of Wildlife Management* 68:138-152.
- Araújo, M. B., R. G. Pearson, W. Thuiller, and M. Erhard. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11:1504-1513.
- Augeri, D. M. 2005. On the biogeographic ecology of the Malayan sun bear. PhD Dissertation. University of Cambridge, Cambridge, UK.
- Azuma, D. L., J. A. Baldwin, and B. R. Noon. 1990. Estimating the occupancy of spotted owl habitat areas by sampling and adjusting for bias. General Technical Report PSW-124. US Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Berkeley, California, USA.
- Bailey, L. L., T. R. Simons, and K. H. Pollock. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14:692-702.
- Ballard, W. B., H. A. Whitlaw, S. J. Young, R. A. Jenkins, and G. J. Forbes. 1999. Predation and survival of white-tailed deer fawns in northcentral New Brunswick. *Journal of Wildlife Management* 63:574-579.
- Barry, S. C., and J. Elith. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43:413-423.

- Berger, J., P. B. Stacey, L. Bellis, and M. P. Johnson. 2001. A mammalian predator-prey imbalance: grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecological Applications* 11:947-960.
- Beringer, J., S. G. Seibert, S. Reagan, A. J. Brody, M. R. Pelton, and L. D. Vangilder. 1998. The influence of a small sanctuary on survival rates of black bears in North Carolina. *Journal of Wildlife Management* 62:727-734.
- Boutin, S. 1992. Predation and moose population dynamics: A critique. *Journal of Wildlife Management* 56:116-127.
- Bull, E. L., T. R. Torgersen, and T. L. Wertz. 2001. The importance of vegetation, insects, and neonate ungulates in black bear diet in northeastern Oregon. *Northwest Science* 75:244-253.
- Ciarniello, L. M., M. S. Boyce, D. C. Heard, and D. R. Seip. 2007. Components of grizzly bear habitat selection: Density, habitats, roads, and mortality risk. *Journal of Wildlife Management* 71:1446-1457.
- Clark, J. D., S. G. Hayes, and J. M. Pledger. 1998. A female black bear denning habitat model using a geographic information system. *Ursus* 10:181-185.
- Coppolilloa, P., H. Gomezb, F. Maiselc, and R. Wallaceb. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation. *Biological Conservation* 115: 419-430.
- Costello, C. M., D. E. Jones, R. M. Inman, K. H. Inman, B. C. Thompson, and H. B. Quigley. 2003. Relationship of variable mast production to American black bear reproductive parameters in New Mexico. *Ursus* 14:1-16.
- Cuesta, F., M. F. Peralvo, and F. T. van Manen. 2003. Andean bear habitat use in the Oyacachi River Basin, Ecuador. *Ursus* 14:198-209.
- Cumming, G. S. 2000. Using habitat models to map diversity: pan-African species richness of ticks (Acari: Ixodida). *Journal of Biogeography* 27:425-440.
- Davis, H., R. D. Weir, A. N. Hamilton, and J. A. Deal. 2006. Influence of phenology on site selection by female American black bears in coastal British Columbia. *Ursus* 17:41-51.

- Edwards, M. A., J. A. Nagy, and A. E. Derocher. 2009. Low site fidelity and home range drift in a wide-ranging, large Arctic omnivore. *Animal Behaviour* 77:23-28.
- Eiler, J. H., W. G. Wathen, and M. R. Pelton. 1989. Reproduction in black bears in the Southern Appalachian Mountains. *Journal of Wildlife Management* 53:353-360.
- Elvidge, C. D., and Z. Chen. 1995. Comparison of broad-band and narrow-band red and near-infrared vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 54:38-48.
- Estes, J. A., M. T. Tinker, T. M. Williams, and D. F. Doak. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282:473-476.
- Fecske, D. M., R. E. Barry, F. L. Precht, H. B. Quigley, S. L. Bittner, and T. Webster. 2002. Habitat use by female Black bears in Western Maryland. *Southeastern Naturalist* 1:77-102.
- Feldhamer, G. A. 2002. Acorns and white-tailed deer. Pages 215-223 in W. J. McShea, and W. M. Healy, editors. *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- 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.
- Franklin, J. 2010. Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16:321-330.
- Gaines, W. L., A. L. Lyons, J. F. Lehmkuhl, and K. J. Raedeke. 2005. Landscape evaluation of female black bear habitat effectiveness and capability in the north Cascades, Washington. *Biological Conservation* 125:411-425.
- Garshelis, D. L. 2002. Misconceptions, ironies, and uncertainties regarding trends in bear populations. *Ursus* 13:321-334.
- Garshelis, D. L. 2009. Family Ursidae (bears). Pages 448-497 in Wilson, D. E. and R. A. Mittermeier, editors. *Handbook of the mammals of the world*. Volume 1,

Carnivores. Lynx Edicions. Barcelona, Spain.

- Garshelis, D. L., and M. R. Pelton. 1981. Movements of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Wildlife Management* 45:912-925.
- Garshelis, D. L., and R. Steinmetz. 2008. *Ursus thibetanus*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 24 May, 2009.
- Glenz, C., A. Massolo, D. Kuonen, and R. Schlaepfer. 2001. A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape and Urban Planning* 55: 55-65.
- Gold, A. L. 1997. Habitat use of Black Bears in the Northeast Cascades of Washington. MS Thesis, University of Montana, Missoula, USA.
- Goodchild, M. F. 2002. Preface. Pages XV-XVII in J. M. Scott, P. J. Heglund, M. L. Morrison, J. B. Haufler, M. G. Raphael, W. A. Wall and F. B. Samson, editors. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington, USA.
- Graham, C. H., S. Ferrier, F. Huettman, C. Moritz, and A. T. Peterson. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19:497-503.
- Groom, M. J., G. K. Meffe, and C. R. Carroll. 2006. *Principles of conservation biology*, Third Edition. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, USA.
- Guisan, A., and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling* 135: 147-186.
- Guisan, A., and W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Gupta, R. P. 2003 *Remote Sensing Geology*, 2nd ed. Springer Verlag, New York.
- Hazumi, T., and N. Maruyama. 1987. Movements and habitat use of Japanese black bears in Nikko. *International Conference on Bear Research and Management*

7:275-279.

- Hernandez, P. A., C. H. Graham, L. L. Master and D. L. Albert. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Herrero, S., T. Smith, T. D. DeBruyn, K. Gunther, and C. A. Matt. 2005. From the field: Brown bear habituation to people - safety, risks, and benefits. *Wildlife Society Bulletin* 33:362-373.
- Hidalgo-Mihart, M. G., L. Cantú-Salazar, C. A. López-González, E. C. Fernandez, and A. González-Romero. 2004. Effect of a landfill on the home range and group size of coyotes (*Canis latrans*) in a tropical deciduous forest. *Journal of Zoology* 263:55-63.
- Hines, J.E., MacKenzie, D.I., 2008. PRESENCE version 2.0.  
<<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>> (accessed 13.06.08.).
- Hirzel, A. H., J. Hausser, D. Chessel, and N. Perrin. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83:2027-2036.
- Hornig, S. 2006. Coral communities and their spatial distributions under the impact of climate change in Taiwan. National Taiwan University, Taipei, Taiwan.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Harbor symposium on quantitative biology* 22:415-427.
- Hwang M. H., D. L. Garshelis, Y. H. Wu, and Y. Wang. 2010. Home ranges of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan: Gauging whether a reserve is big enough. *Ursus* 21(1):81-96.
- Hwang, M. H., 2003. Ecology of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus formosanus*) and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation, University of Minnesota, Twin Cities, USA.
- Hwang, M. H., and Y. Wang. 2006. The status and management of Asiatic black bears in Taiwan. Pages 107-110 in Yamazaki, K. *et al.*, editors. *Understanding Asian bears to secure their future*. Japan Bear Network Press, Japan.

- Hwang, M. H., D. L. Garshelis, and Y. Wang. 2002. Diets of Asiatic Black Bear in Taiwan, with methodological and geographical comparison. *Ursus* 13:111-125.
- Izumiyama S., and T. Shiraishi. 2004. Seasonal changes in elevation and habitat use of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in the Northern Japan Alps. *Mammal Study* 29:1-8.
- Jensen, R.R., and P.J. Hardin. 2005. Estimating urban leaf area using field measurements and satellite remote sensing data. *Journal of Arboriculture* 31(1):21-27.
- Kirkpatrick R. L., and P. J. Pekins. 2002. Nutrition value of acorns for wildlife. Pages 173-181 in W. J. McShea and W. M. Healy, editors. *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Kobler, A., and M. Admic. 2000. Identifying brown bear habitat by a combined GIS and machine learning method. *Ecological Modeling* 135: 291-300.
- Koehler, G. M., and D. J. Pierce. 2003. Black bear home-range sizes in Washington: climatic, vegetative, and social influences. *Journal of Mammalogy* 84:81-91.
- Laurance, W. F., B. M. Croes, L. Tchignoumba, S. A. Lahm, A. Alonso, M. E. Lee, P. Campbell, and C. Ondzeano. 2006. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conservation Biology* 20:1251-1261.
- Lee, P. F., K. Y. Lue, and S. H. Wu. 2006. Predictive distribution of Hynobiid Salamanders in Taiwan. *Zoological Studies* 45:244-254.
- Leibold, M. A. 1995. The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology* 76:1371-1382.
- Lillesand, T. M. and R. W. Kiefer. 2000. *Remote Sensing and Image Interpretation*, Fourth Edition, John Wiley & Sons, Inc. New York. USA.
- Linkie, M., Y. Dinata, A. Nofrianto, and N. Leader-Williams. 2007. Patterns and perceptions of wildlife crop raiding in and around Kerinci Seblat National Park, Sumatra. *Animal Conservation* 10: 127-135.

- Liu, F., W. McShea, D. Garshelis, X. Zhu, D. Wang, J. Gong, and Y. Chen. 2009. Spatial distribution as a measure of conservation needs: an example with Asiatic black bears in south-western China. *Diversity and Distributions* 15:649-659.
- Liu, C., 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.
- Lyons, A. L., W. L. Gaines, and C. Servheen. 2003. Black bear resource selection in the northeast Cascades, Washington. *Biological Conservation* 113:55-62.
- Mace R. D., J. S. Waller, T. L. Manley, L. J. Lyon, and H. Zuuring. 1996. Relationships among grizzly bears, roads and habitat in the Swan Mountain Montana. *Journal of Applied Ecology* 33:1395-1404.
- MacKenzie, D. I. 2005. What are the issues with presence-absence data for wildlife managers? *Journal of Wildlife Management* 69:849-860.
- MacKenzie, D. I. 2006. Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *Journal of Wildlife Management* 70:367-374.
- MacKenzie, D. I., and J. A. Royle. 2005. Designing efficient occupancy studies: general advice and tips on allocation of survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105-1114.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. A. Royle, and C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.
- Manel, S., H. C. Williams, and S. J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence model in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38:921-931.
- Margules, C. R., and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Markovchick-Nicholls, L., H. M. Regan, D. H. Deutschman, A. Widyanata, B. Martin, L. Noreke, and T. A. Hunt. 2008. Relationships between human disturbance and wildlife land use in urban habitat fragments. *Conservation Biology*

22:99-109.

- Martínez-Meyer, E., A. Townsend Peterson, and W. W. Hargrove. 2004. Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 13:305-314.
- Martínez-Meyer, E., and A. T. Peterson. 2006. Conservatism of ecological niche characteristics in North American plant species over the Pleistocene-to-Recent transition. *Journal of Biogeography* 33:1779-1789.
- Martínez-Solano I, J. Bosch, and M. García-París. 2003. Demographic trends and community stability in a montane amphibian assemblage. *Conservation Biology* 17:238-244.
- Mason, S. J., and N. E. Graham. 2002. Areas beneath the relative operating characteristics (ROC) and relative operating levels (ROL) curves: Statistical significance and interpretation. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 30:291-303.
- Mathews, N. E., and W. F. Porter. 1988. Black bear predation of white-tailed deer neonates in the central Adirondacks. *Canadian Journal of Zoology* 66:1241-1242.
- Mattson, D. J. 1997. Use of ungulates by Yellowstone grizzly bears *Ursus arctos*. *Biological Conservation* 81:161-177.
- Mattson, D. J. 1998. Diet and morphology of extant and recently extinct northern bears. *Ursus* 10:479-496.
- Mattson, D. J., and T. Merrill. 2004. A model-based appraisal of habitat conditions for grizzly bears in the Cabine-Yaak region of Montana and Idaho. *Ursus* 15:76-89.
- Mauritzen, M., A. E. Derocher, and O. Wiig. 2001. Space-use strategies of female polar bears in a dynamic sea ice habitat. *Canadian Journal of Zoology* 79:1704-1713.
- May, T. 2001. *Social research: issues, methods and process*. Open University Press, Philadelphia, Pennsylvania, USA.

- McLellan, B. N. 1989. Dynamics of grizzly bear population during a period of industrial resource extraction. II. Mortality rates and causes death. *Canadian Journal of Zoology* 67:1861-1864.
- McLellan, B. N., and D. M. Shackleton. 1988. A comparison of grizzly bear harvest data from Montana and southeastern British Columbia. *Wildlife Society Bulletin* 16:371-375.
- Mowat, G., and C. Strobeck. 2000. Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis. *Journal of Wildlife Management* 64:183-193.
- Nielsen, S. E., C. J. Johnson, D. C. Heard, and M. S. Boyce. 2005. Can models of presence-absence be used to scale abundance? Two case studies considering extremes in life history. *Ecography* 28:197-208.
- Nielsen, S. E., S. Herrero, M. S. Boyce, R. D. Mace, B. Benn, M. L. Gibeau, and S. Jevons. 2004. Modeling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biological Conservation* 120:101-113.
- Noyce, K. V., and D. L. Garshelis. 1997. Influence of natural food abundance on black bear harvests in Minnesota. *The Journal of Wildlife Management* 61:1067-1074.
- Oberhauser, K., and A. T. Peterson. 2003. Modeling current and future potential wintering distributions of eastern North American monarch butterflies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:14063-14068.
- O'Connell, A. F. Jr., N. W. Talancy, L. L. Bailey, J. R. Sauer, R. Cook, and A. T. Gilbert. 2006. Estimating site occupancy and detection probability parameters for mammals in a coastal ecosystem. *Journal of Wildlife Management* 70:1625-1633.
- Oi, T., and K. Yamazaki. 2006. The status of brown bears in Japan. pp. 111-121. *In*: Japan Bear Network (Compiler). *Understanding Asian bears to secure their future*. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan.

- Ortega-Huerta, M. A., and A. T. Peterson. 2004. Modeling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10:39-54.
- Palma, L., P. Beja, and M. Rodrigues. 1999. The use of sighting data to analyze Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology* 36:812-824.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura, and A. T. Peterson. 2007. Predicting species 88 distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102-117.
- Peterson, A. T., and C. R. Robins. 2003. Using ecological-niche modeling to predict Barred Owl invasions with implications for Spotted Owl conservation. *Conservation Biology* 17:1161-1165.
- Peterson, A. T., M. Papes, and M. Eaton. 2007b. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30:550-560.
- Peyton, B., C. Servheen, and S. Herrero. 1999. An overview of bear conservation planning and implementation. Pages 8-24 *in* C. Servheen, C. Herrero, and B. Peyton, editors. *Bears: status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Phillips, S. J., and M. Dudik. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, and D. E. Seaman. 1997. *Ecology and behavior of North American black bears: Home ranges habitat and social organization*. Chapman & Hall, London, UK.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, D. E. Seaman, and J. F. Gilliam. 1996. Demographic analyses of a hunted black bear population with access to a refuge. *Conservation Biology* 10:224-234.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *American Naturalist* 132:652-661.

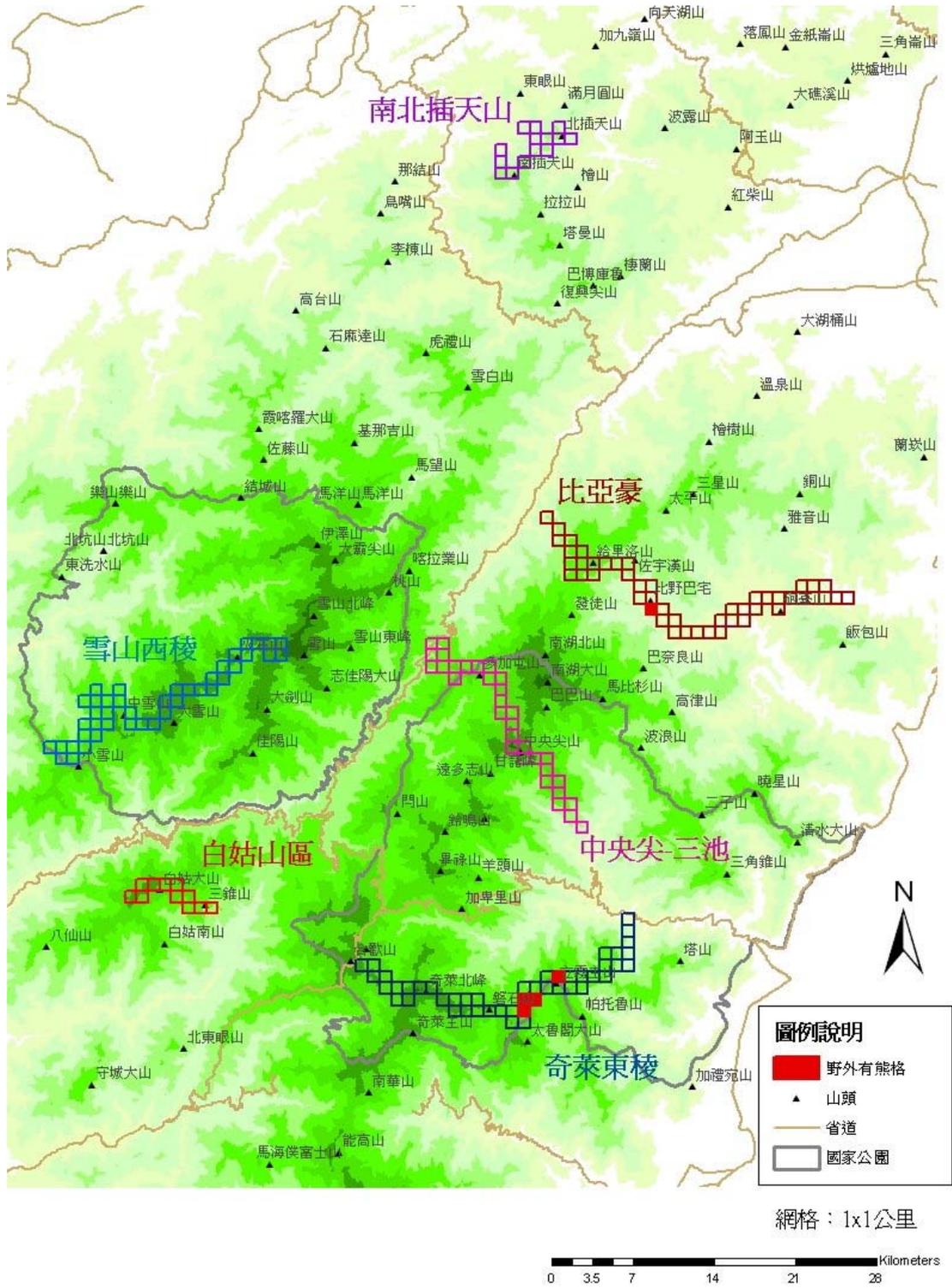
- Reid, D., M. D. Jiang, Q. T. Teng, Z. S. Qin and J. C. Hu. 1991. Ecology of the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in Sichuan China. *Mammalia* 55: 221-237.
- Reynolds-Hogland, M. J., and M. S. Mitchell. 2007. Effects of roads on habitat quality for bears in the Southern Appalachians: A long term study. *Journal of Mammalogy* 88:1050-1061.
- Roberge, J. M., and P. E. R. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18:76-85.
- Rogers, L. L. 1987. Effects of food-supply and kinship on social-behavior, movements, and population-growth of black bears in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs*:1-72.
- Royle, J. A., and J. D. Nichols. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84:777-790.
- Ruggiero, L. F., G. D. Hayard, and J. R. Squires. 1994. Viability analysis in biological evacuations: concepts of population viability analysis, biological population, and ecological scale. *Conservation Biology* 8: 364-368.
- Sargeant, G. A., M. A. Sovada, C. C. Slivinski, and D. H. Johnson. 2005. Markov Chain Monte Carlo Estimation of Species Distributions: A Case Study of the Swift Fox in Western Kansas. *Journal of Wildlife Management* 69:483-497.
- Schaller, G. 1972. *Serengeti Lion: A study of Predator-Prey Relations*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Schlegel, M. 1976. Factors affecting calf elk survival in Northcentral Idaho. *Proceedings of the Western Association State Game and Fish Commissioners* 56:342-355.
- Schwartz, C. C., and A. W. Franzmann. 1991. Interrelationship of black bears to moose and forest succession in the northern coniferous forest. *Wildlife Monographs*:1-58.
- Servheen, C., S. Herrero, and B. Peyton 1999. *Bears: status survey and conservation action plan*. The World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.

- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passe in the landscape era? *Biological Conservation* 83:247-257.
- Sinclair, A. R. E., G. Caughley, J. M. Fryxell, and G. Caughley. 2006. *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. Blackwell Publishers, Oxford, UK.
- Skov, F. 2000. Potential plant distribution mapping based on climate similarity. *Taxon* 49:503-515.
- Smith, T. R., and M. R. Pelton. 1990. Home ranges and movements of black bears in a bottomland hardwood forest in Arkansas. *International Conference on Bear Research and Management* 8:213-218.
- Soberón, J., and A. T. Peterson. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:689-698.
- Stauffer, H. B., C. J. Ralph, and S. L. Miller. 2004. Ranking habitat for marbled murrelets: New conservation approach for species with uncertain detection. *Ecological Applications* 14:1374-1383.
- Stockwell, D. 2006. *Niche modeling: predictions from statistical distributions*. Chapman & Hall. London. UK.
- Stratman, M. S., C. D. Alden, M. R. Pelton, and M. R. Sunquist. 2001. Habitat use by American black bears in the Sandhills of Florida. *Ursus* 12:109-114.
- Su, H. J. 1984. Studies on the climate and vegetation types of the natural forests in Taiwan. (II). Altitudinal vegetation zones in relation to temperature gradient. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 17(4): 57-73.
- Swets, J.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285-1293.
- Teillet, P. M., K. Staenz, and D. J. Williams. 1997. Effects of spectral, spatial, and radiometric characteristics on remote sensing vegetation indices of forested regions. *Remote Sensing of Environment* 61:139-49.

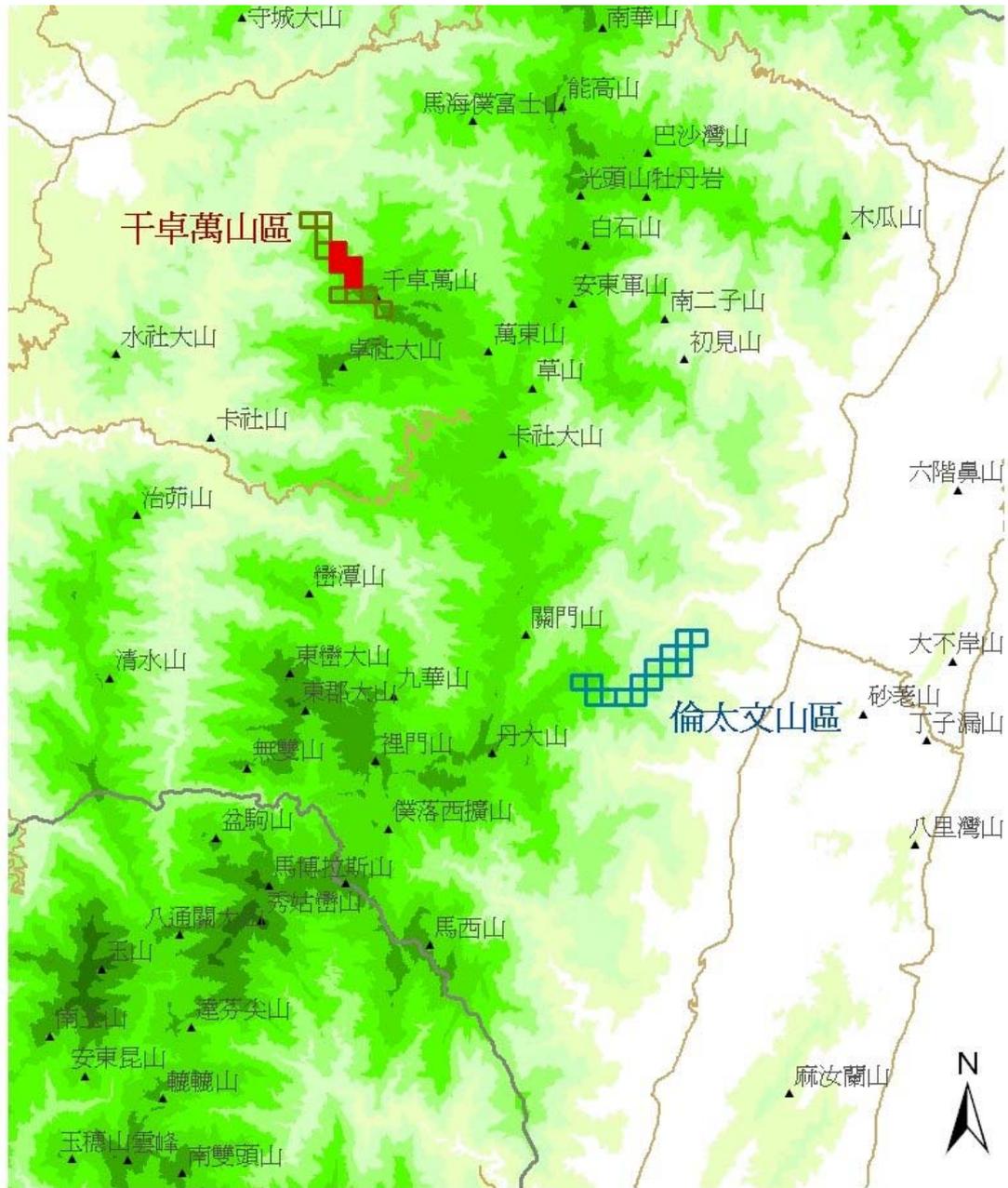
- Terborgh, J., L. Lopez, P. Nuñez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. H. Adler, and T. D. Lambert. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923-1926.
- Trenham, P. C., W. D. Koenig, M. J. Mossman, S. L. Stark, and L. A. Jagger. 2003. Regional dynamics of wetland-breeding frogs and toads: turnover and synchrony. *Ecological Applications* 13(6):1522-1532.
- Treves, A., and K. U. Karanth. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17:1491-1499.
- Unsworth, J. W., J. J. Beecham, and L. R. Irby. 1989. Female black bear habitat use in west-central Idaho. *Journal of Wildlife Management* 53: 668-673.
- van Manen, F. T., and M. R. Pelton. 1997. A GIS model to predict black bear habitat use. *Journal of Forestry* 95:6-12.
- Vander Wall, S. B. 2001. The evolutionary ecology of nut dispersal. *Botanical Review* 67:74-117.
- Vaughan, M. R. 2002. Oak trees, acorns, and bears. Pages 224-240 *in* W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- Wang, Y. 1999. Status and management of the Asiatic Black Bear in Taiwan. Pages 213–215 *in* C. Servheen, C. Herrero, and B. Peyton, editors. *Bears: status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Ward, P., and S. Kynaston. 1995. *Bears of the world*. Blandford, UK.
- Weber, D., U. Hintermann, and A. Zangger. 2004. Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography* 13:97-104.
- Weller, T. J. 2008. Using occupancy estimation to assess the effectiveness of a regional multiple-species conservation plan: bats in the Pacific Northwest. *Biological Conservation* 141:2279-2289.

- Weller, T. J., and D. C. Lee. 2007. Mist net survey effort required to inventory the bat species assemblage in a northern California forest. *Journal of Wildlife Management* 71:251-257.
- Yao, C. 2008. Applying data mining approach to variable selection for Maxent: Taiwan Hemlock Case Study. National Taiwan University.
- Yen, S. M., C. R. Chiou, and K. T. Chang. 2008. Modeling the species distribution of three dominant coniferous species in Taiwan. *Taiwan Journal of Forest Science* 23:165-181.
- 上河文化股份有限公司編著。2002。臺灣地理人文全覽圖。上河文化股份有限公司。
- 王冠邦。1990。臺灣黑熊之生態學研究—分布、棲地及動物園行爲。國立臺灣師範大學生物研究碩士論文。
- 王穎、S. W. Chu、U. S. Seal 編。1994。臺灣黑熊族群與棲地存續分析保育研討會論文集。行政院農業委員會林務局等。
- 吳尹仁。2007。臺灣黑熊棲息地利用及分布預測模式。屏東科技大學野生動物保育研究所碩士論文。112 頁。
- 吳煜慧。2004。玉山國家公園臺灣黑熊之生態學研究。國立東華大學自然資源管理研究所碩士論文。81 頁。
- 李培芬、白梅玲、林瑞興。2005。利用遙測與 GIS 探討瀕危物種八色鳥之棲地喜好與分布。農委會 94 年度遙測應用計畫成果發表會專刊。1-10 頁。
- 邱祈榮，陳子英，謝長富，劉和義，葉慶龍，王震哲。2010。臺灣現生天然植群圖集。行政院農業委員會林務局。
- 侯萬儒、任正隆、胡錦轟。2003。唐家河自然保護區黑熊種群生存力初步分析。*廣西科學* 10:301-304。
- 曹立松。2007。應用廣義加法模式建構六種臺灣針葉樹物種分布範圍與氣候因子之關係。臺灣大學碩士論文。70 頁。
- 郭昱君。2008。土地利用變遷對入侵植物分布之影響—以墾丁國家公園銀合歡為例。臺灣大學碩士論文。81 頁。

- 黃美秀、王穎、劉曼儀。2008。臺灣黑熊於南臺灣之分布及棲地利用調查。行政院農業委員會林務局。
- 黃美秀、吳尹仁、姚中翎、李培芬、王穎、吳海音。2009。臺灣黑熊棲息地利用及分布預測模式。特有生物研究 11(2):1-20。
- 黃美秀、姚中翎、王穎、李培芬。2006。臺灣黑熊的分布圖繪製及保育現狀之探討。行政院農業委員會林務局。
- 黃美秀、簡熒芸。2007。玉山國家公園楠溪林道較大型哺乳動物之監測。臺灣林業科學 22(2):145-157。
- 臺灣省農林廳林務局。1995。第三次臺灣森林資源調查與土地利用調查。臺灣省政府農林廳林務局。175 頁。
- 劉芳。2009。四川省亞洲黑熊 (*Ursus thibetanus*) 空間分布及人-熊關係研究。北京大學博士論文。126頁
- 魯慶彬、胡錦矗。2003。岷山黑熊生境選擇初步分析。獸類學報 23(2): 98-103。



圖一、北臺灣調查野外臺灣黑熊分布之路線與發現有熊格之分布（網格：1\*1 km<sup>2</sup>）。

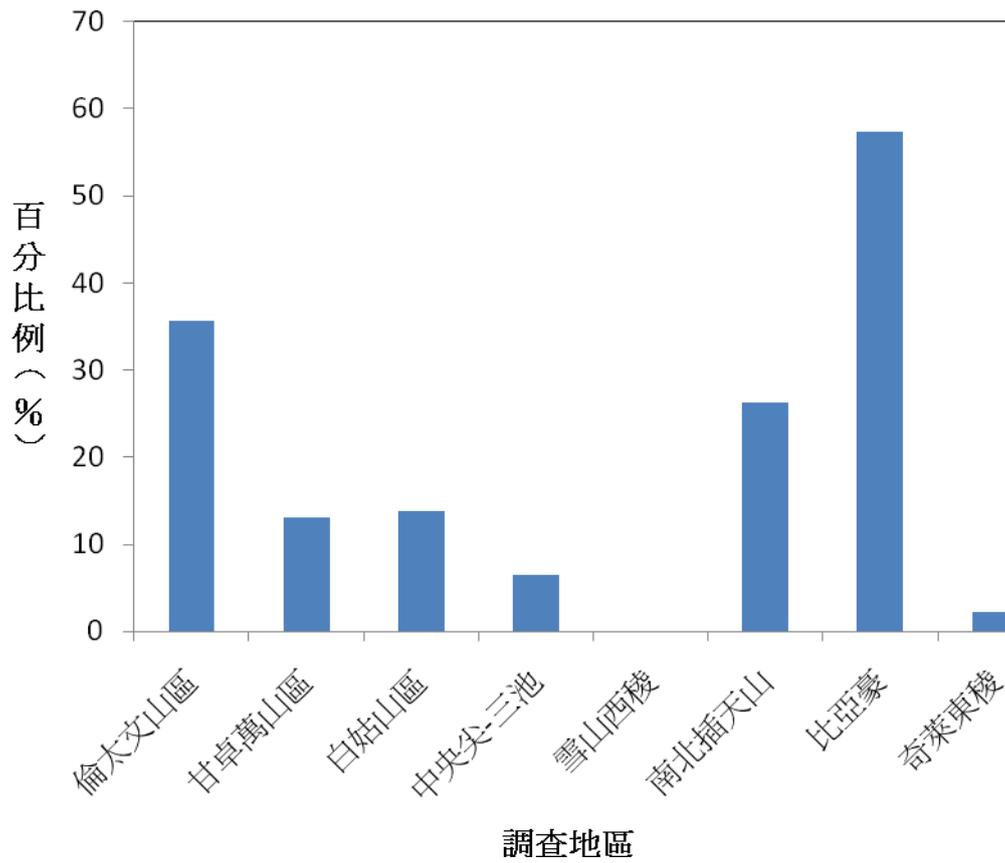


0 2 4 8 12 16 Kilometers

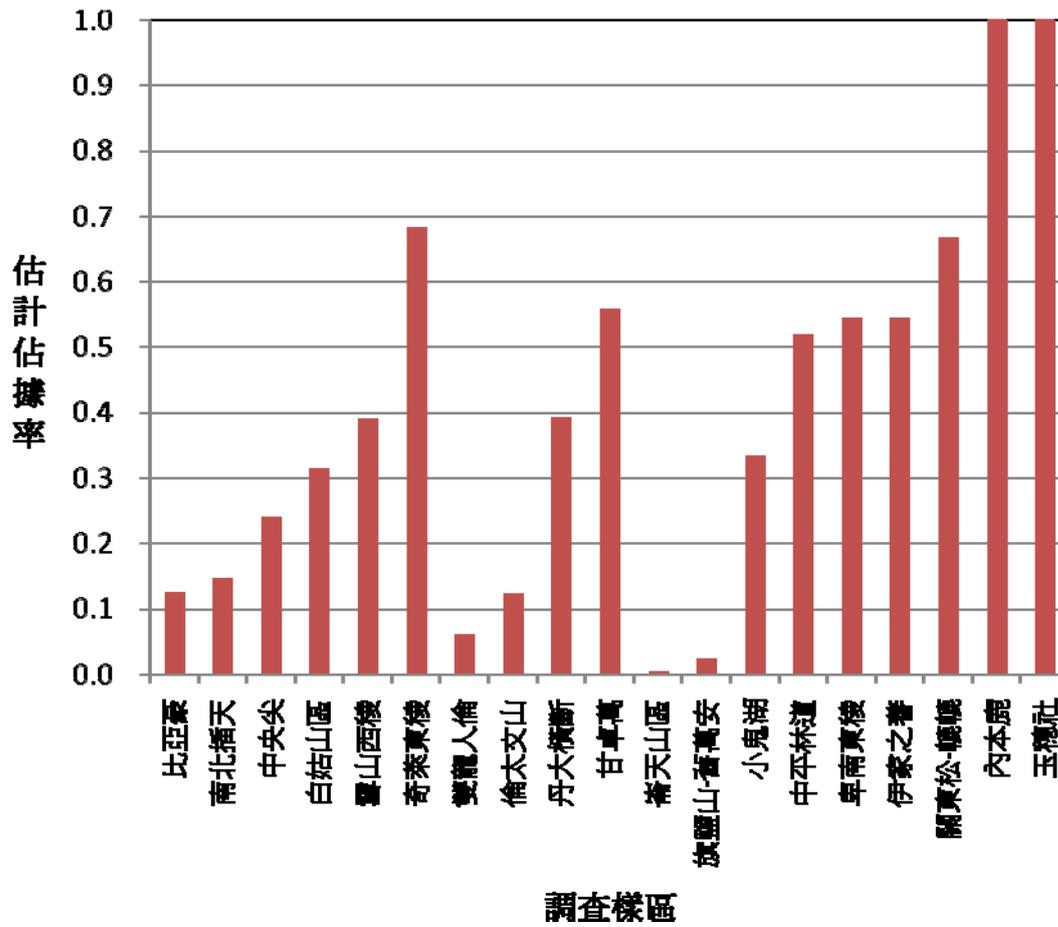
網格：1x1公里



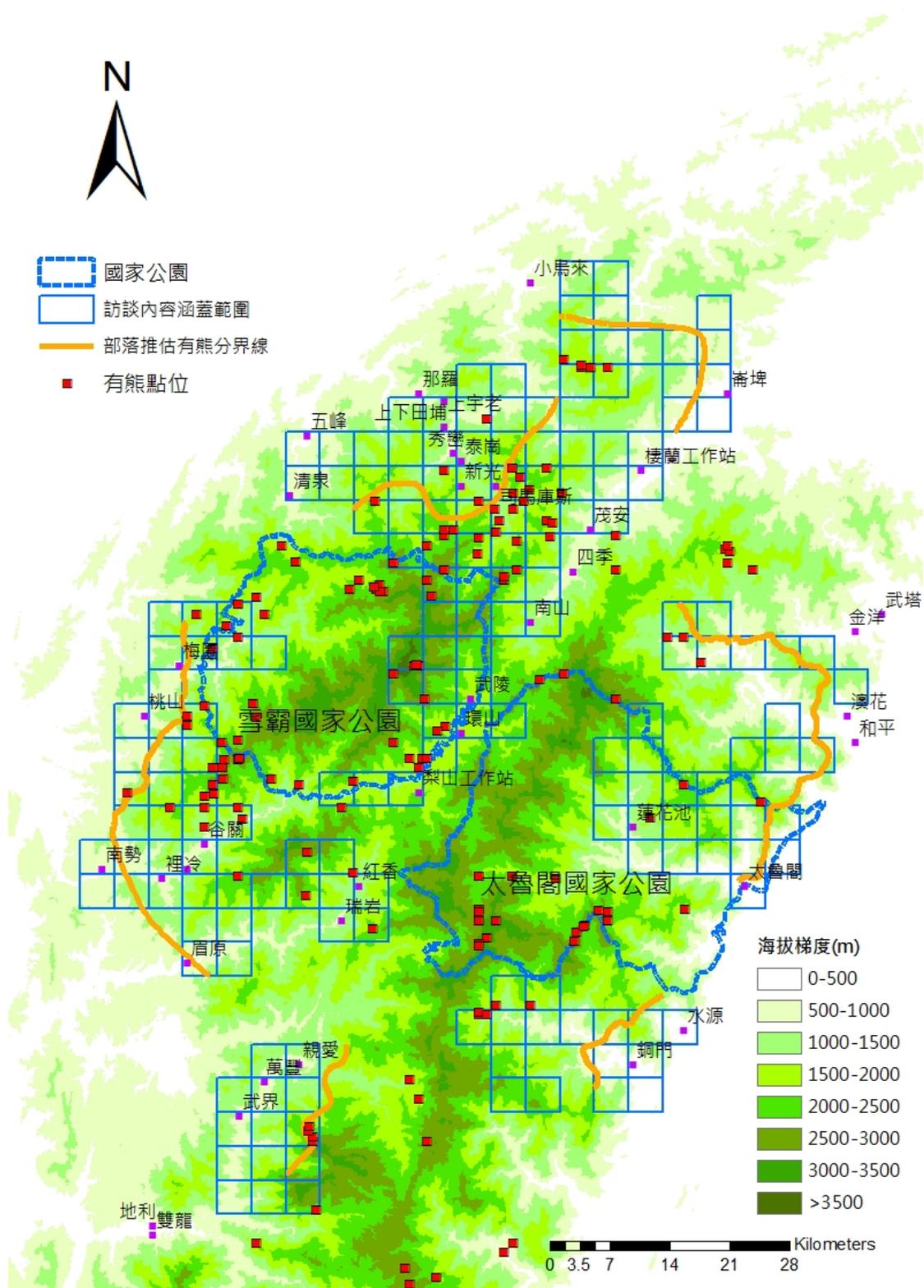
圖一（續）、北臺灣調查野外臺灣黑熊分布之路線與發現有熊格之分布（網格：1\*1 km<sup>2</sup>）。



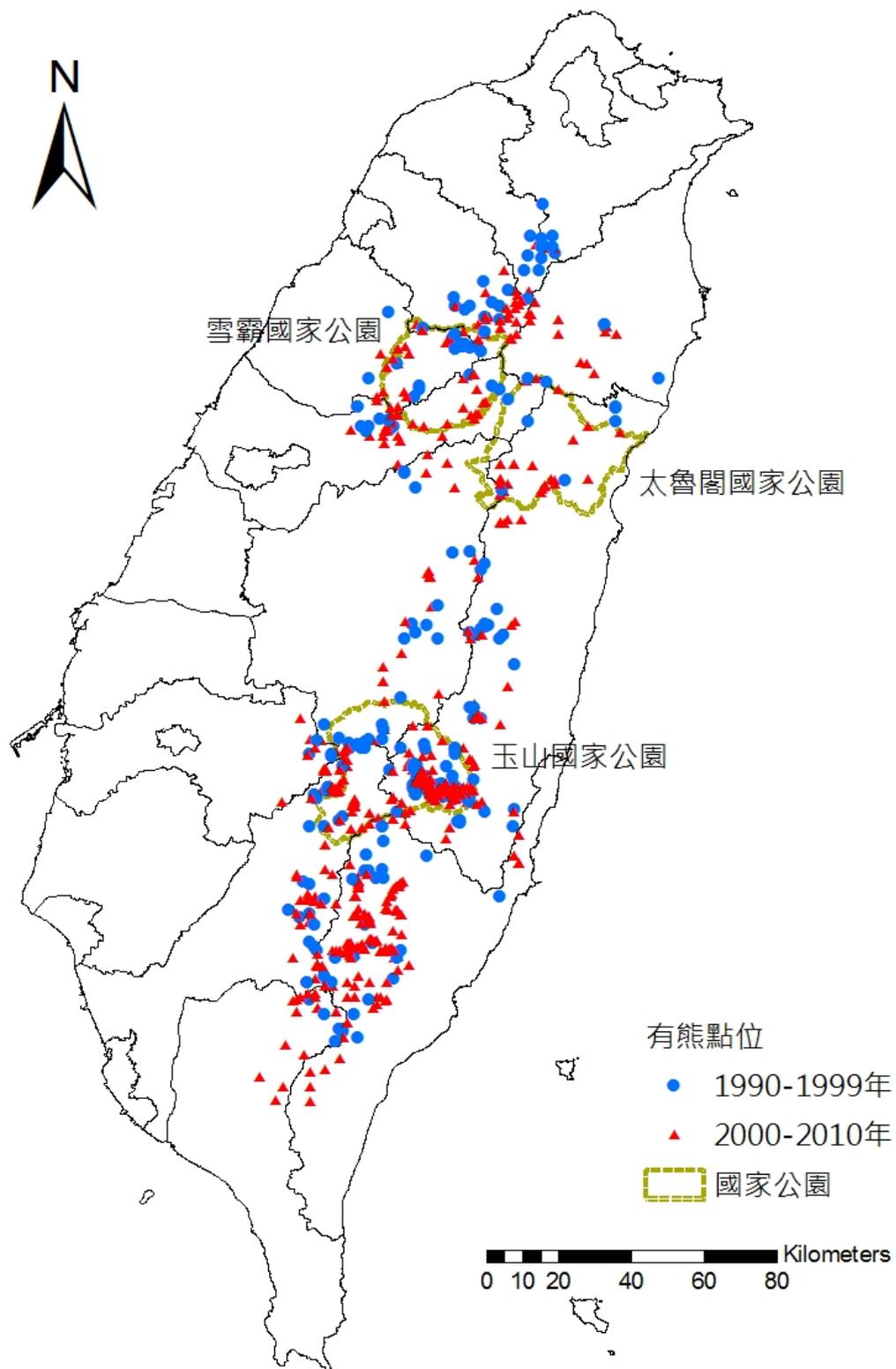
圖二、在北臺灣 8 個樣區的調查樣帶上，於 500 m 的調查樣帶單元上發現狩獵痕跡的百分比。



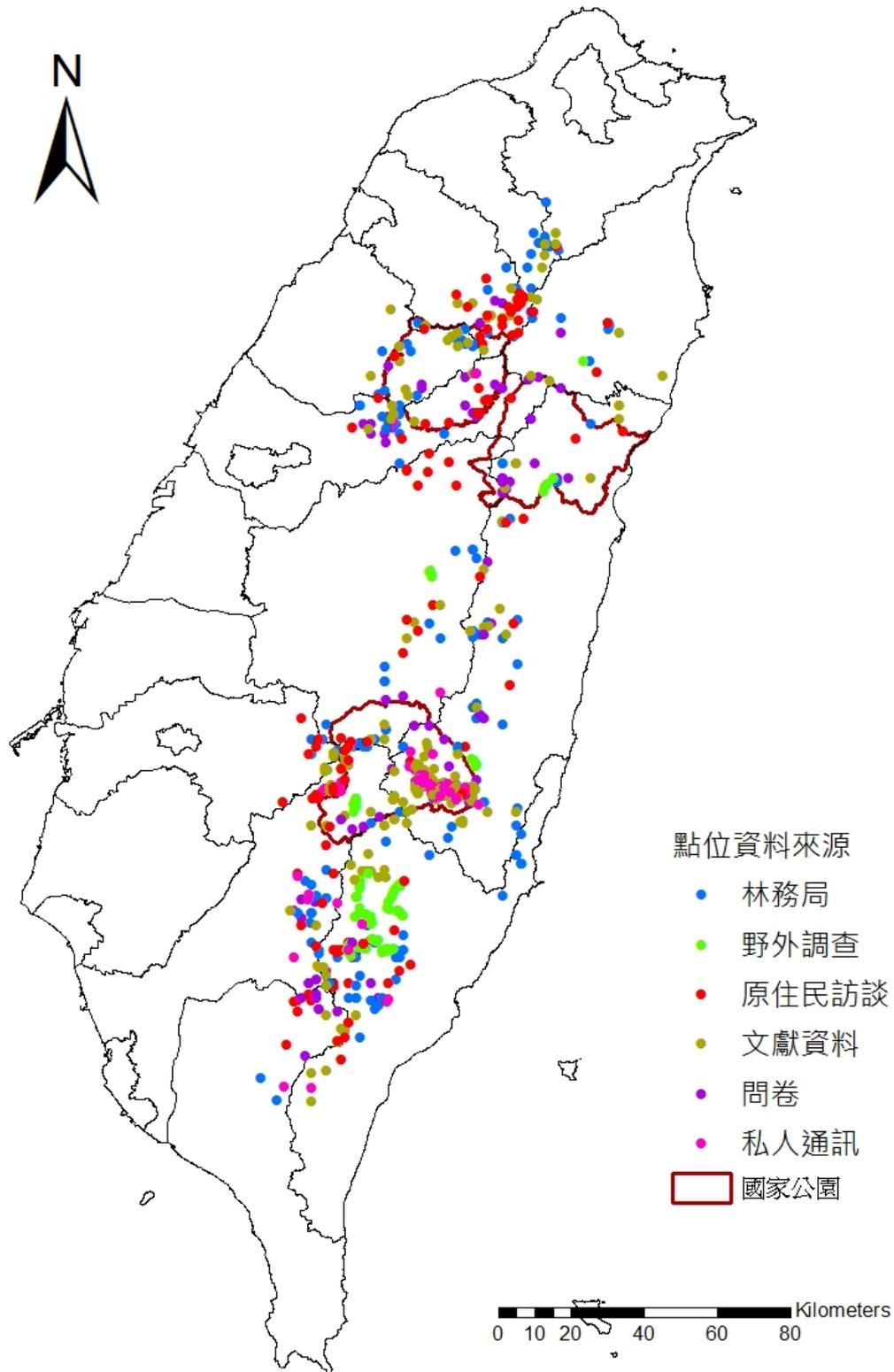
圖三、利用 PRESENCE 程式 (Hines and MacKenzie 2008) 估算野外臺灣黑熊於 19 個調查樣區的棲地佔有率 (occupancy rate,  $\psi$ )。



圖四、北臺灣原住民部落訪談黑熊分布之推估範圍，以及 2000-2010 年彙整各項資料來源的所有有熊點位分布圖。藍色網格為訪談內容所涵蓋之範圍(4x4 km<sup>2</sup>)，橘色線段為訪者推估有無熊分布範圍之邊界，此線往山稜外側延伸的區域是認定沒有熊的區域，而往山稜側延伸區域即屬可能有熊的區域。紫色方格為進行訪談的部落。

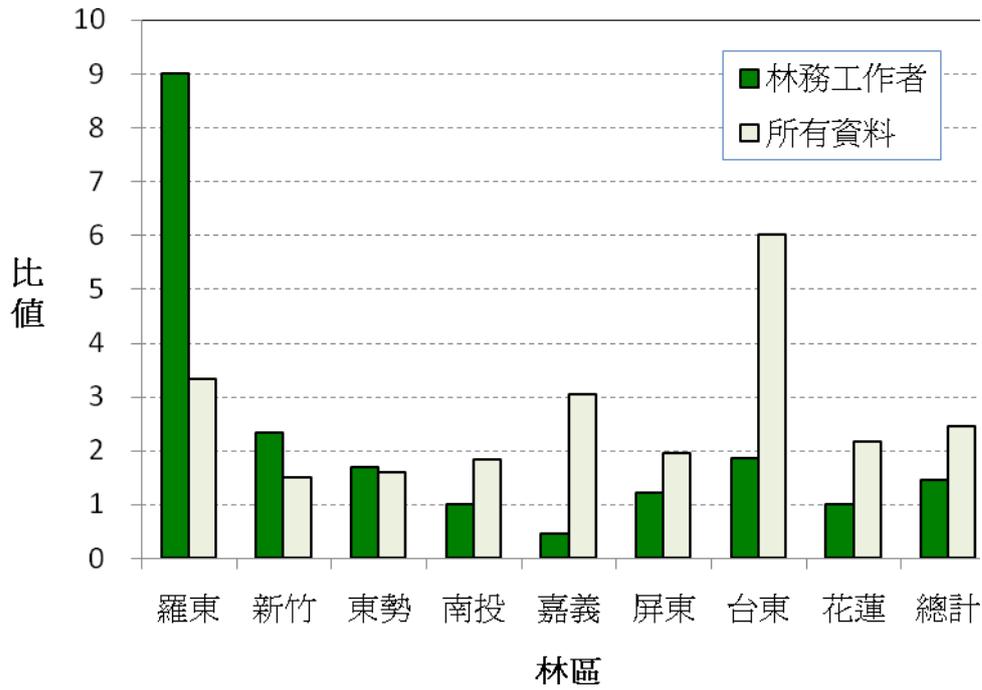


圖五、1990-2010 年間發現黑熊紀錄之點位於全島分布情況，其中 1990-1999 年和 2000-2010 年分別有 300 及 715 筆資料。

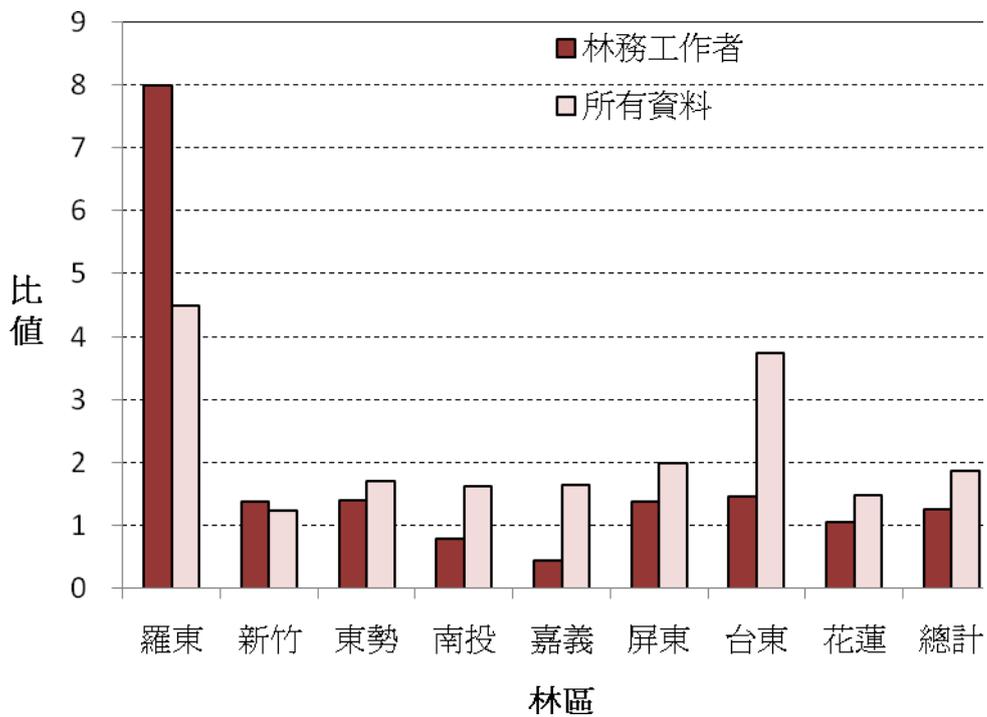


圖六、1990-2010 年間不同黑熊點位來源於全島分布情況。共 6 個分類，分別用不同顏色表示，藍色圓點為林務局座談會獲林務局工作人員的訪談有 197 筆；綠色圓點為野外調查 122 筆；紅色圓點為原住民訪談 121 筆；黃綠色圓點為文獻資料 350 筆；紫色圓點為問卷 113 筆；桃紅色圓點為私人通訊 114 筆。

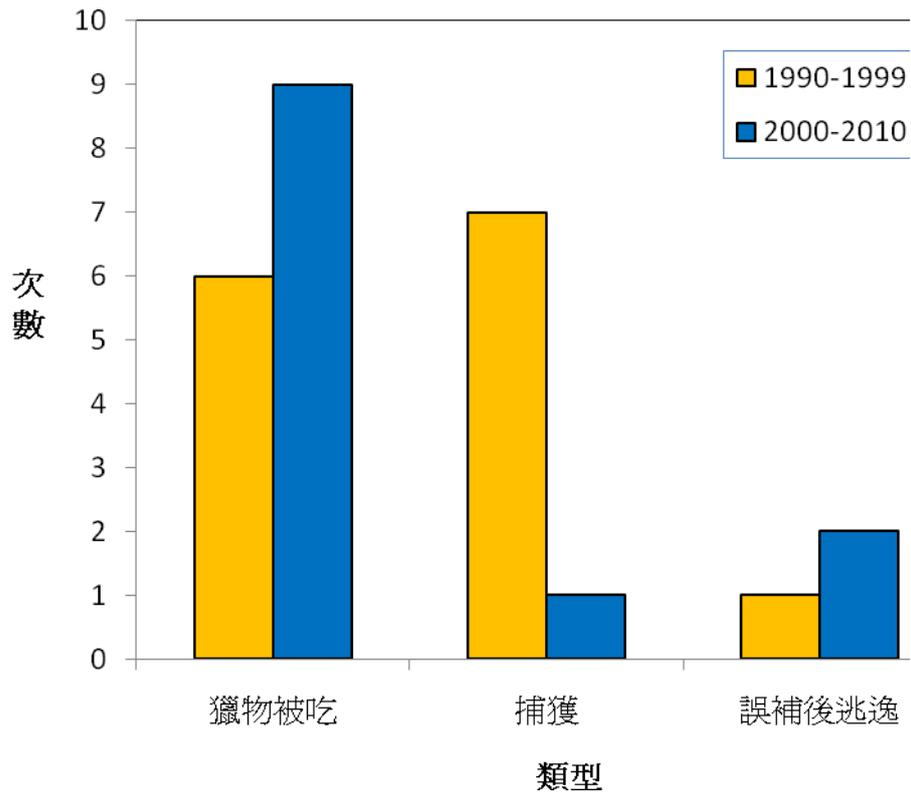
(a) 有熊記錄



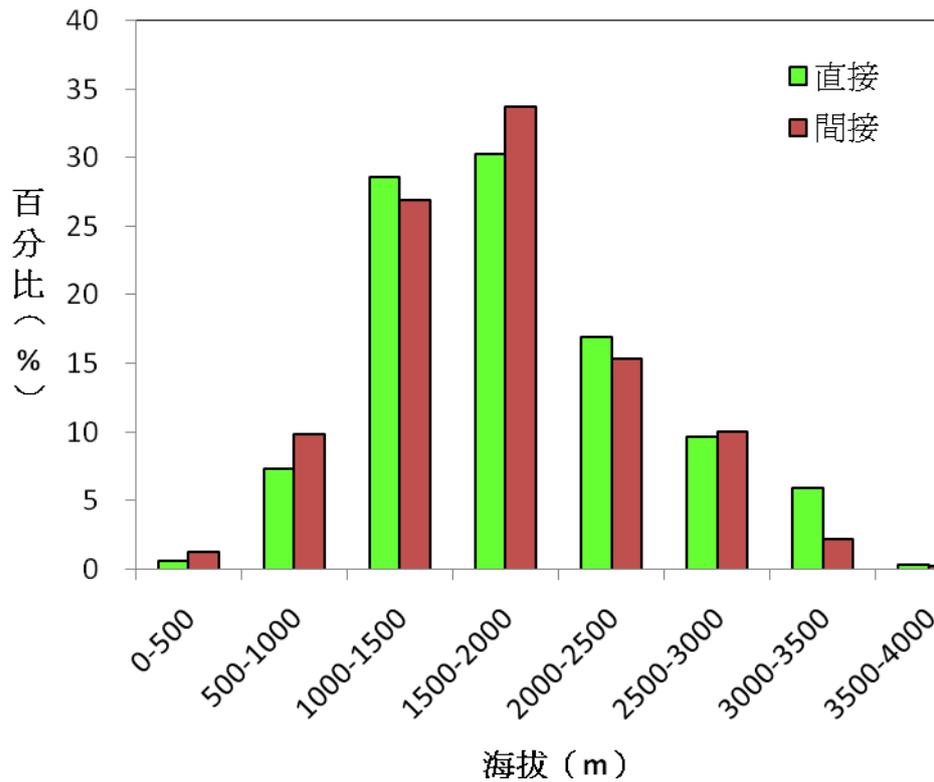
(b) 有熊格記錄



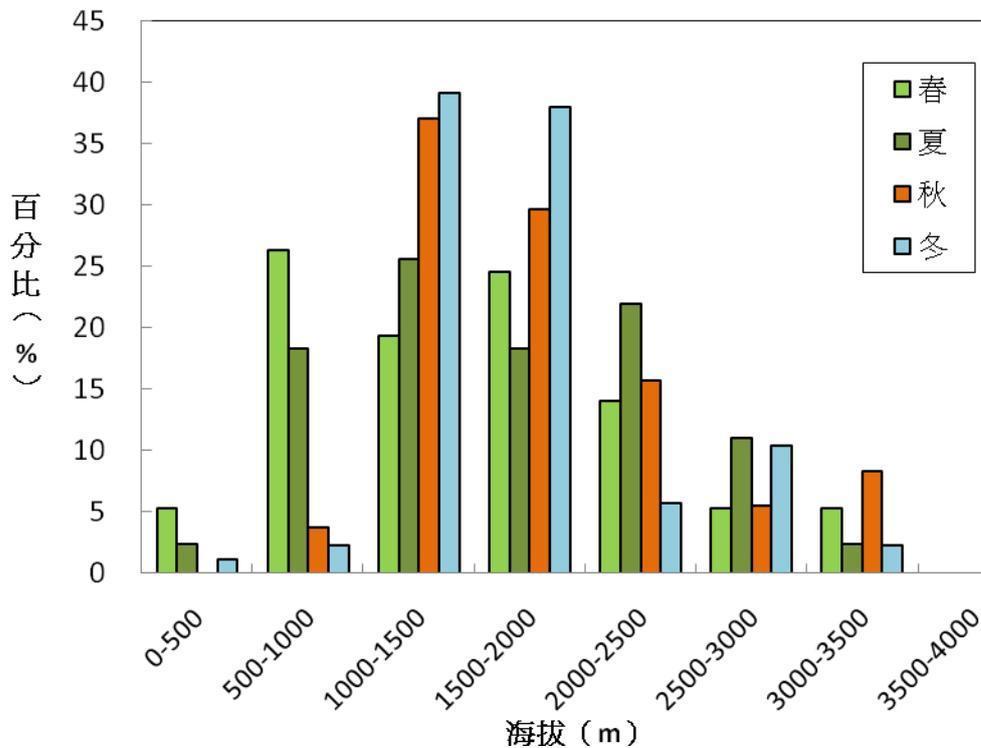
圖七、林務工作者和所有資料來源對國有林內有熊記錄 (a) 及有熊格 (b) 於兩個時期 (1990-1999 年、2000-2010 年) 的比值。



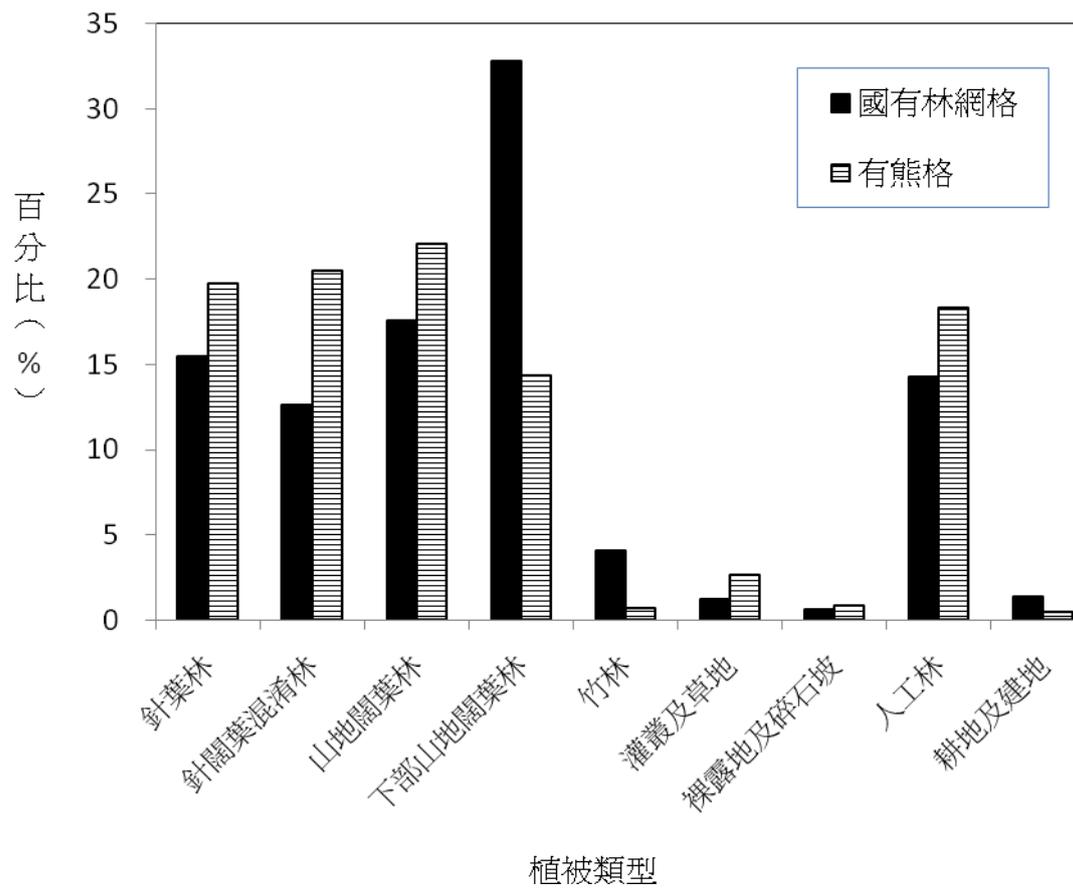
圖八、與人為狩獵活動有關的黑熊痕跡類型於兩個時期之紀錄。



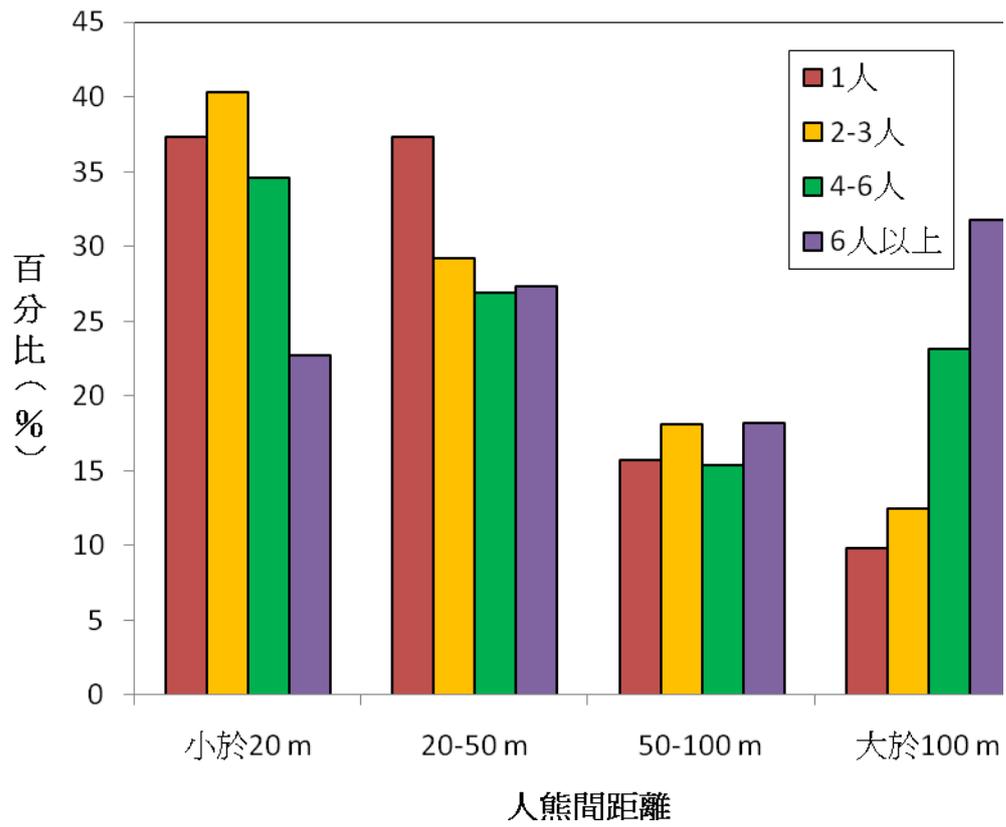
圖九、直接性及間接性有熊資料於海拔梯度之分布，前者包含目擊、獵殺或陷阱捕獲、捕捉繫放和自動相機 (n=300)，後者包含活動痕跡、自動相機、無線電追蹤資料 (n=616)。



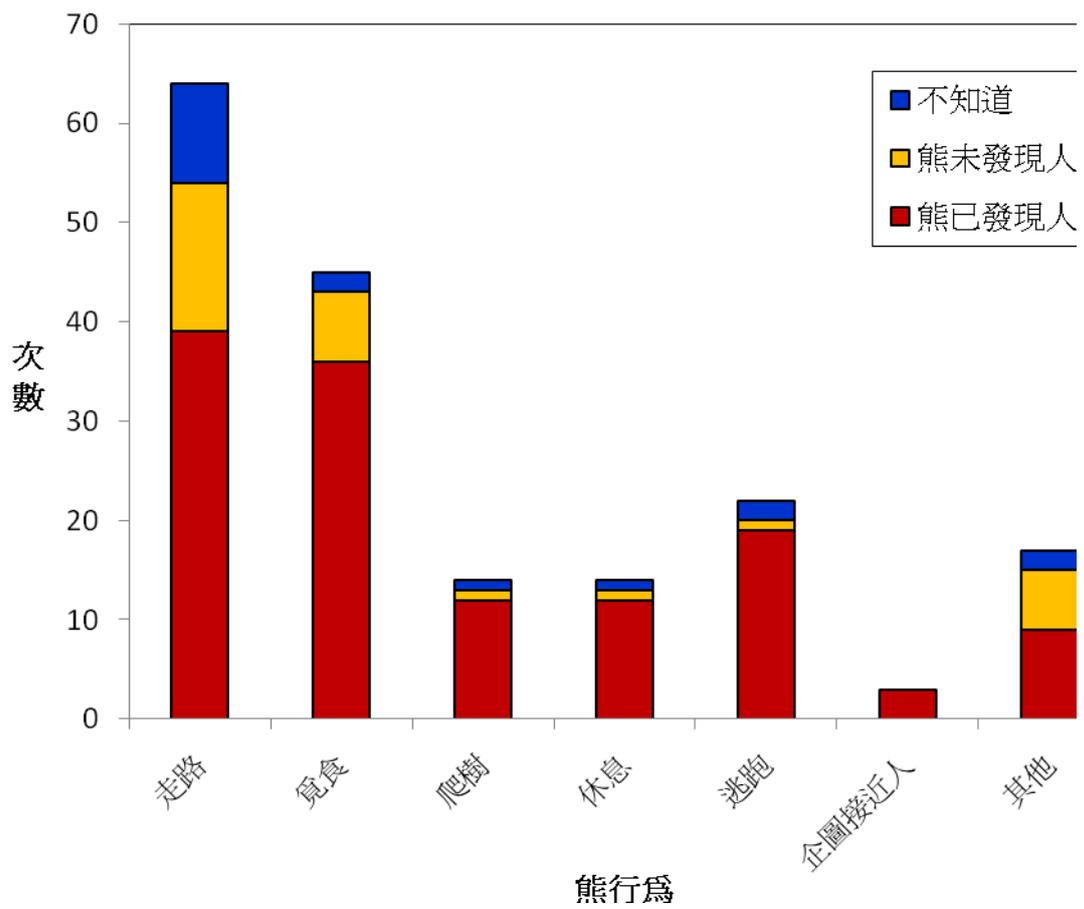
圖十、野外觀測黑熊之季節性海拔分布變化(春季 n=79、夏季 n=109、秋季 n=136、冬季 n=111)。



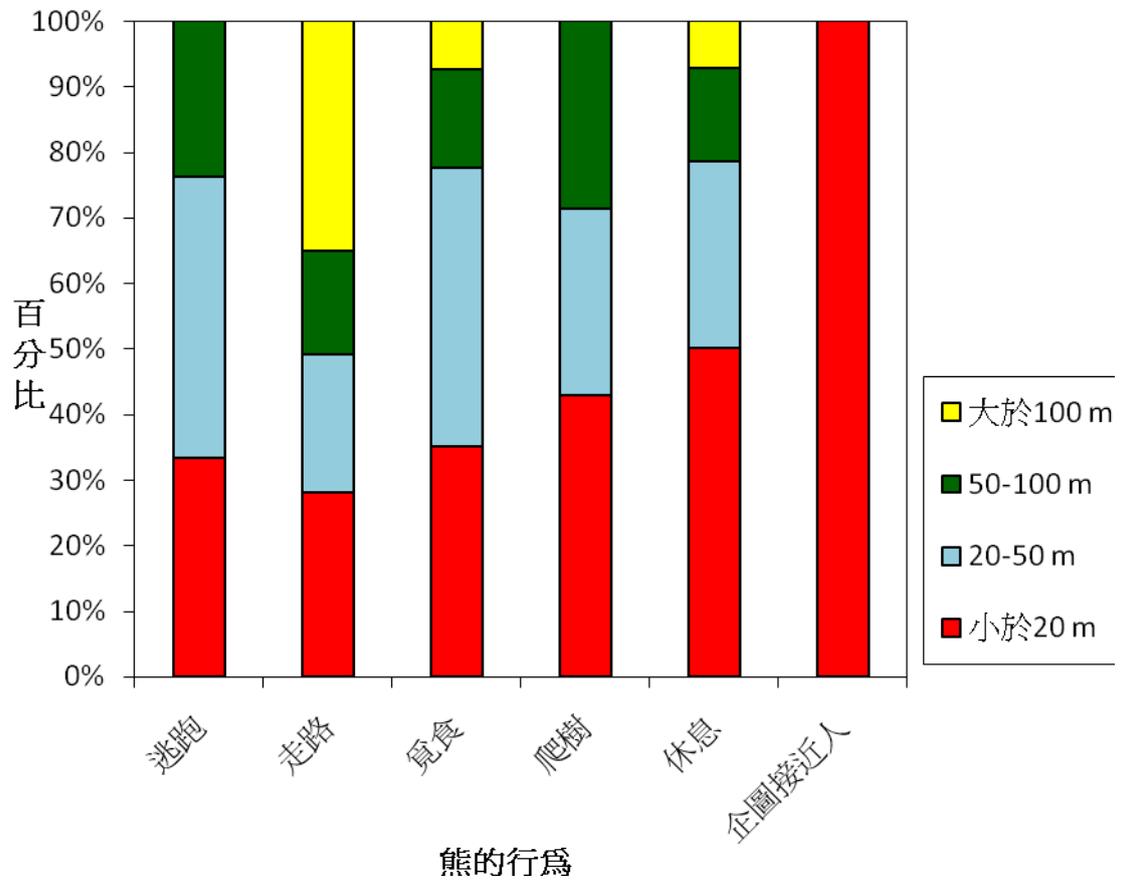
圖十一、各植被類型佔國有林網格和有熊格之比例。



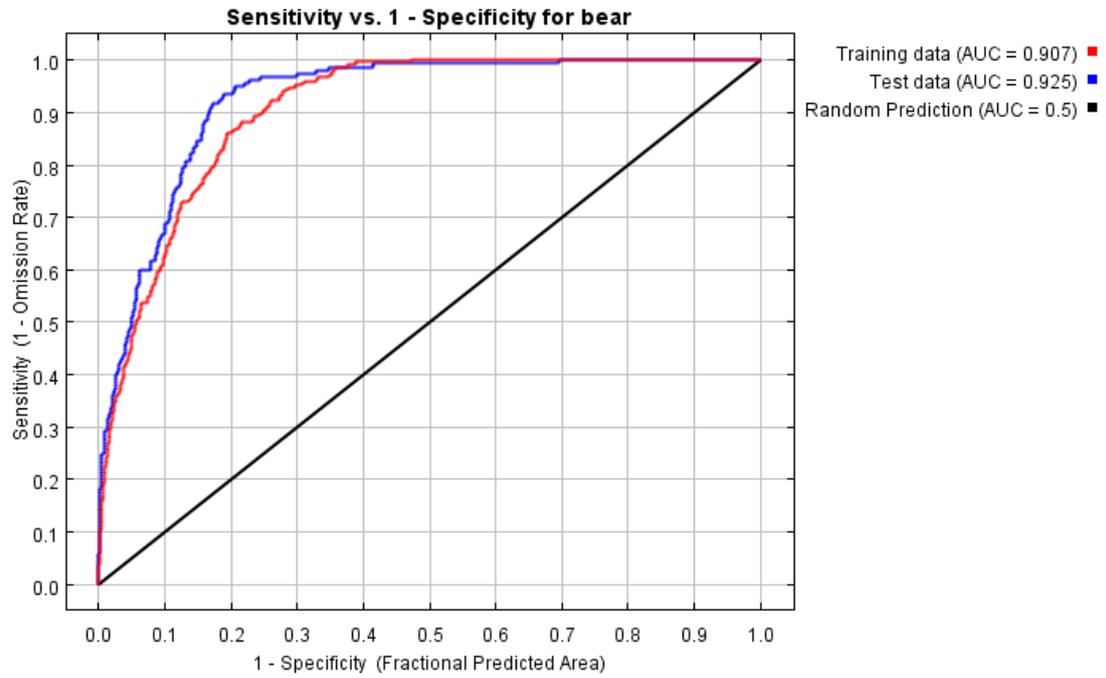
圖十二、目擊黑熊的距離與當時同行人數之關係。



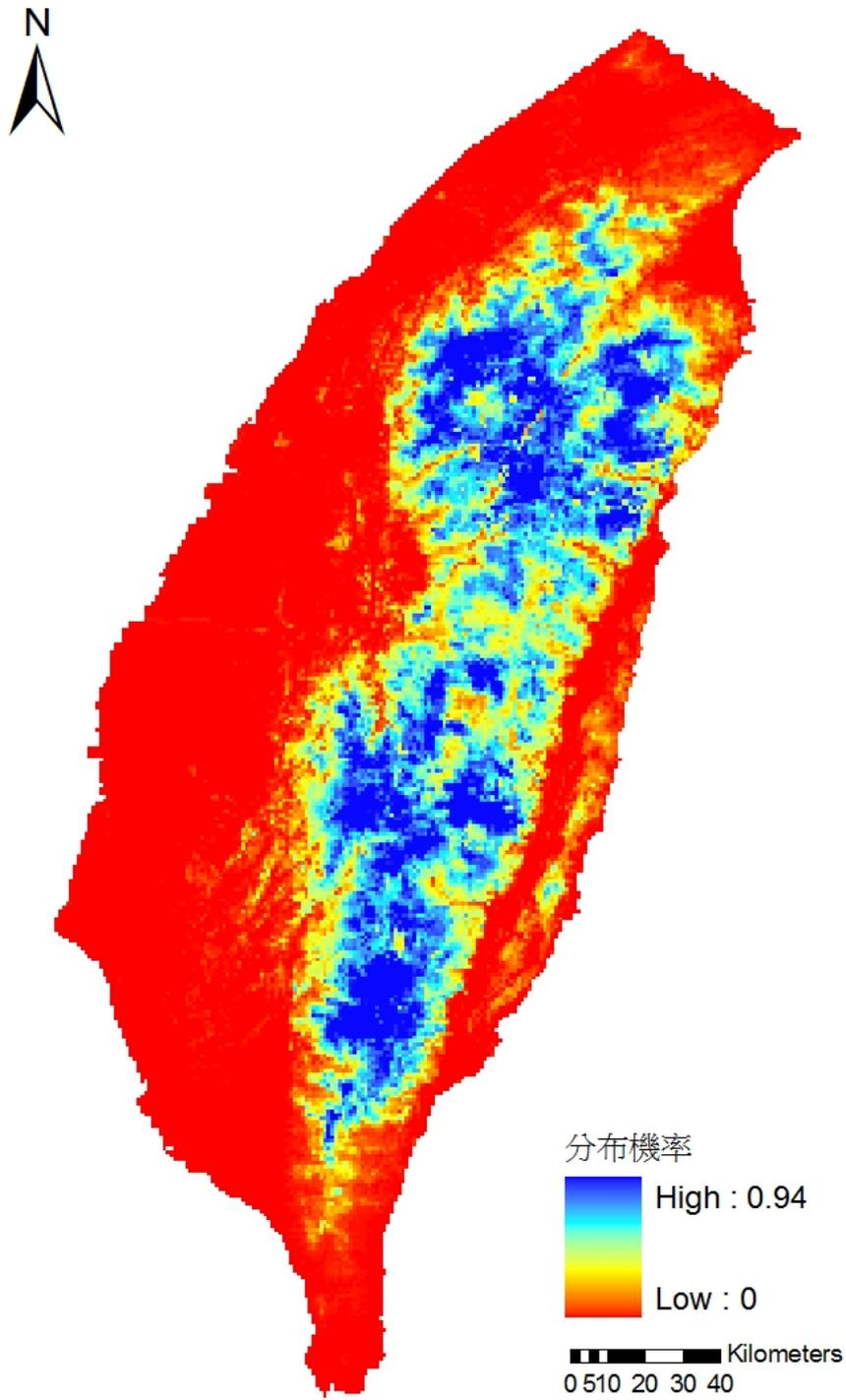
圖十三、目擊熊時，熊是否發現人，以及熊正在進行活動之關係。



圖十四、當人目擊熊時，黑熊正在進行的活動與人熊間距離之關係。

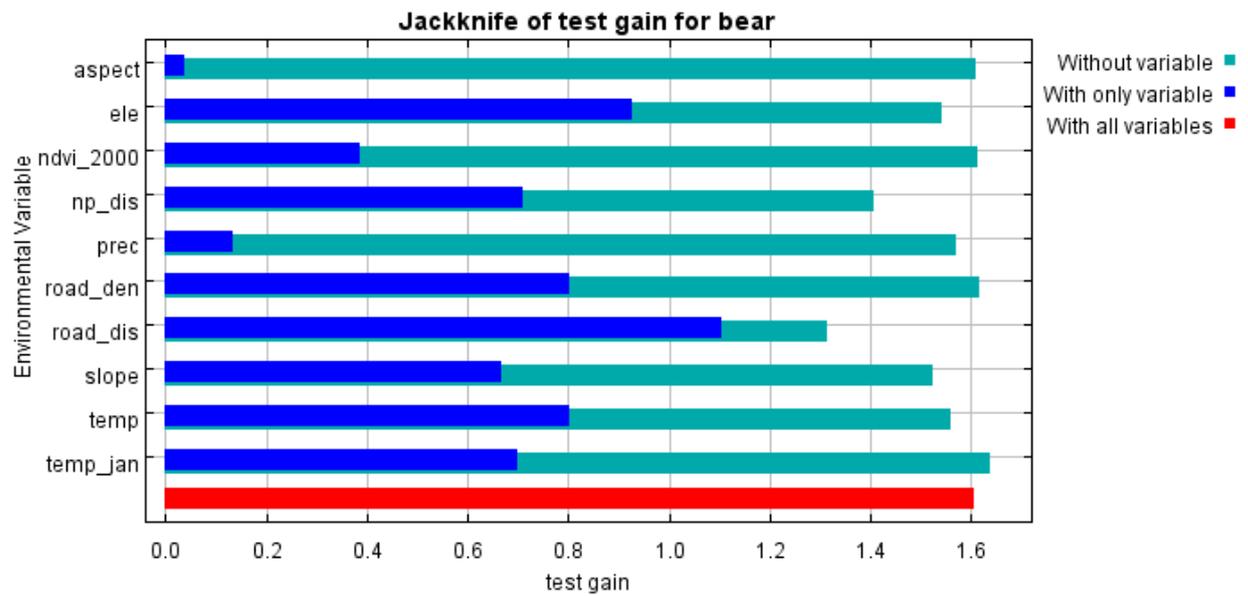


圖十五、第二時期 Maxent 預測模式之受方操作(receiver operating characteristic, ROC) 曲線

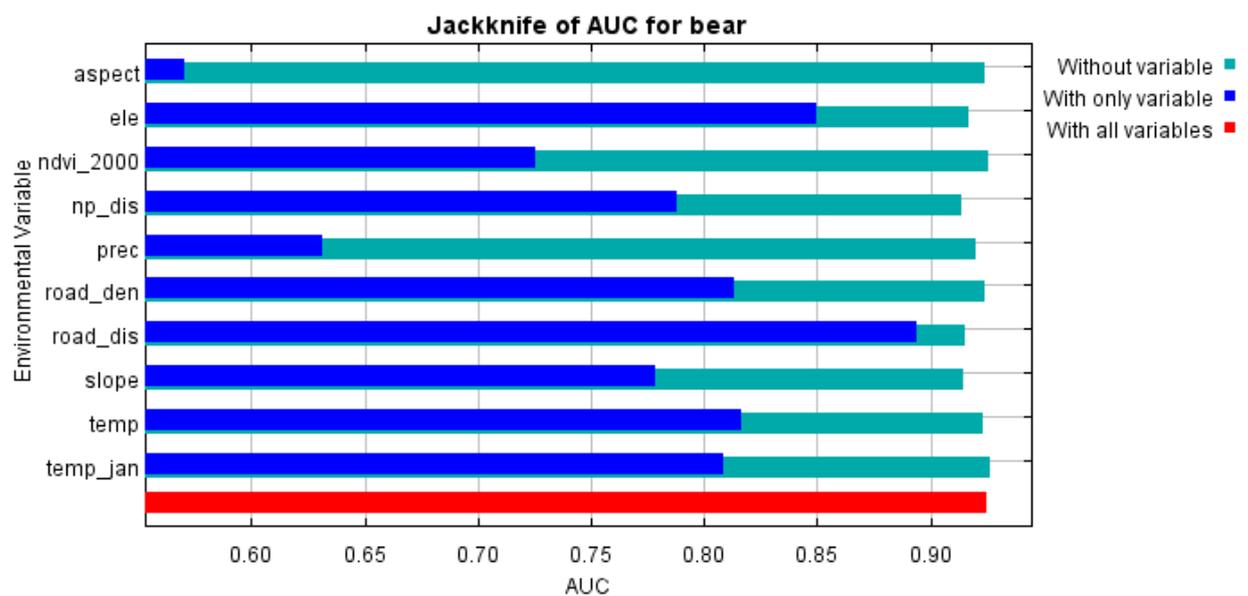


圖十六、利用以2000-2010年間發現的有熊資料，Maxent預測臺灣黑熊的相對（logistic）機率分布圖，圖中暖色系顏色愈深者，表示動物出現之機率愈低。

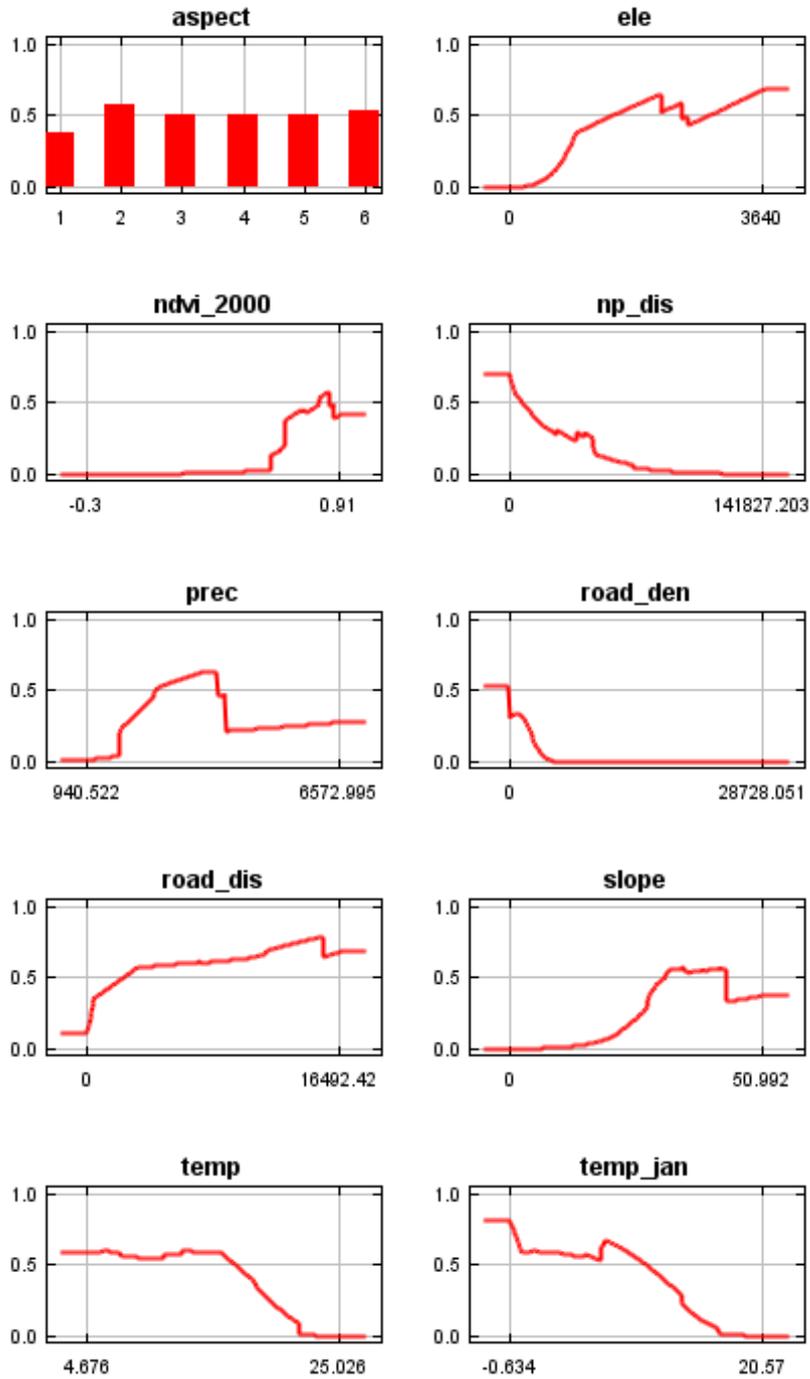
### A. Jackknife of test gain



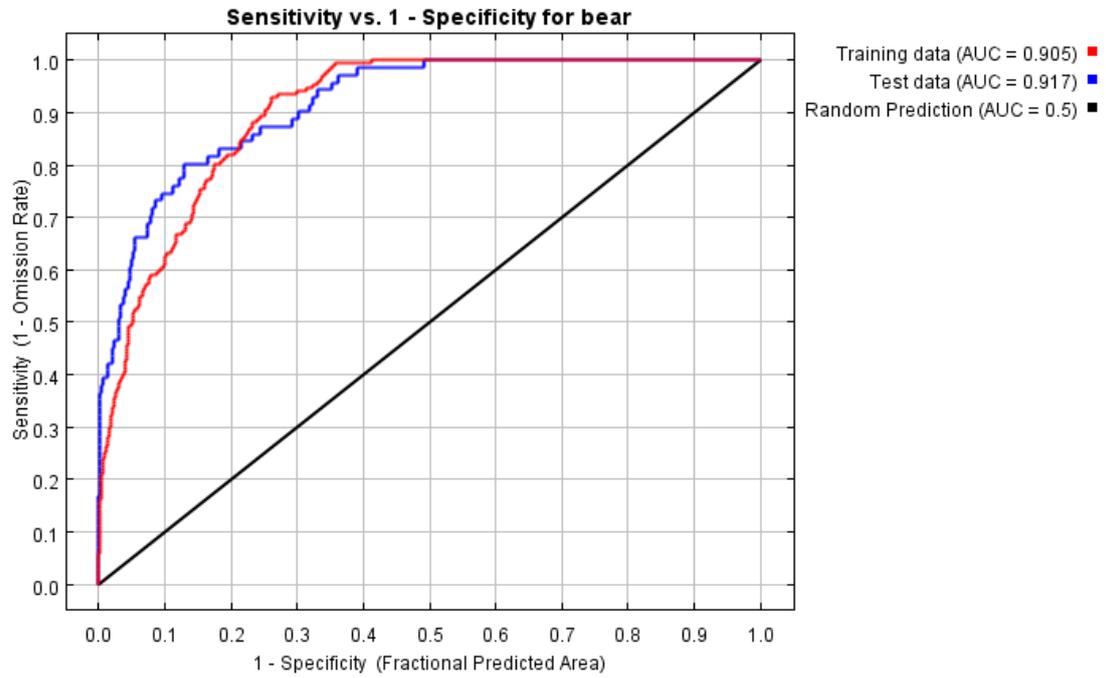
### B. Jackknife of AUC



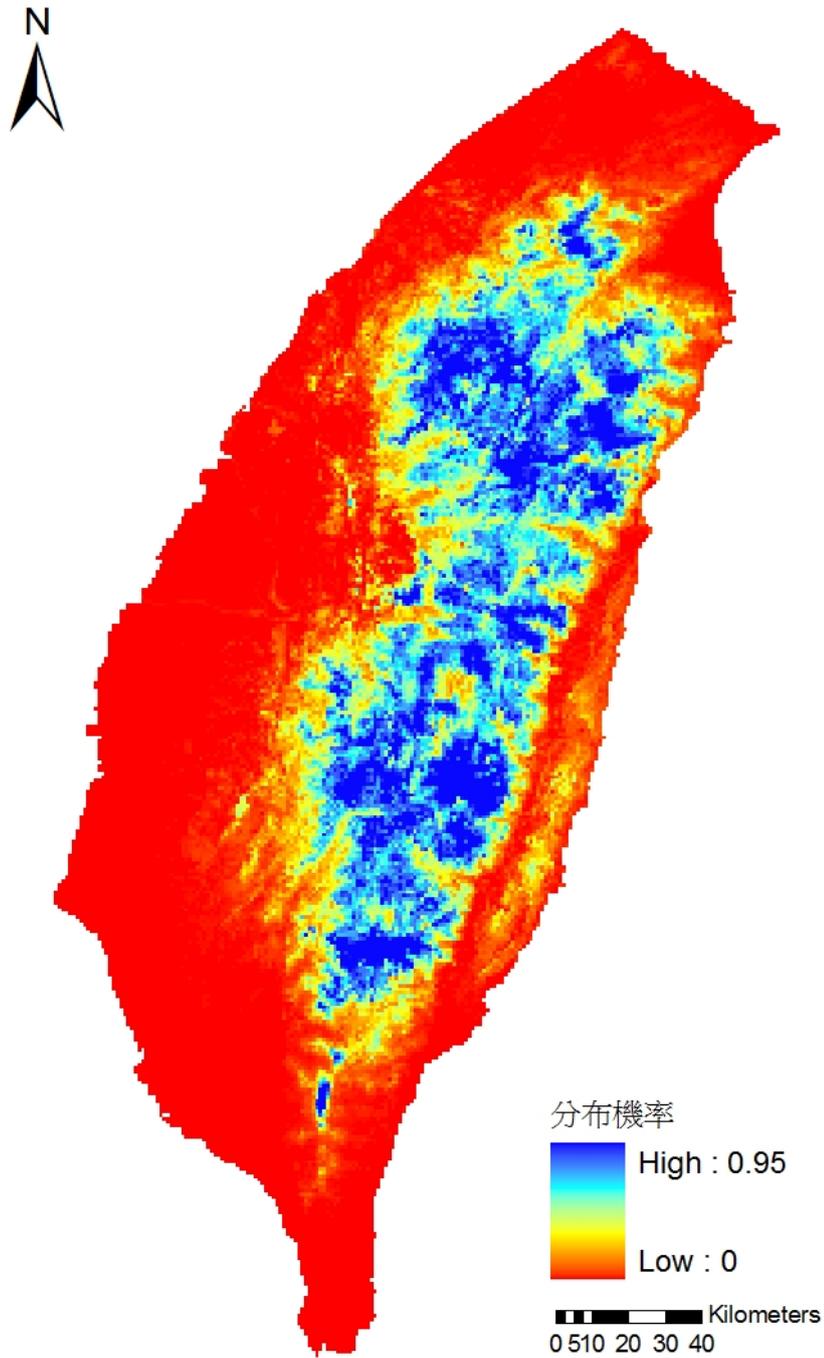
圖十七、利用折刀方法分析第二期模式中各變數之獨佔獲益和損失關係與 test gain (A) 及 AUC (B) 之關係。橫軸為獲益 (gain)，縱軸為各變數類別，紅色代表整體獲益 (regularized gain)，藍色代表各變數之獨佔獲益 (single gain)；紅色橫條長度減去藍綠色橫條長度之差，即為各變數之獨缺損失 (single loss)。



圖十八、第二期黑熊預測分布機率與各項環境變因（不考量其他變因）關係的反應曲線圖，其中橫軸為環境變因之數值或指數梯度，縱軸為物種分布的相對機率（logistic output）。

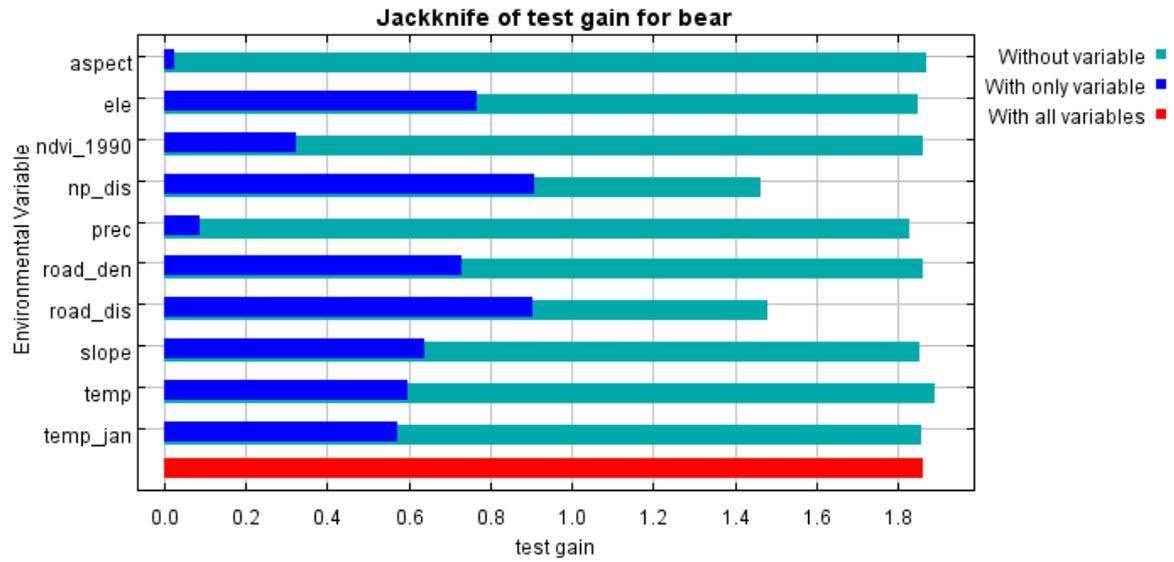


圖十九、第一時期 Maxent 預測模式之受方操作 (receiver operating characteristic, ROC) 曲線

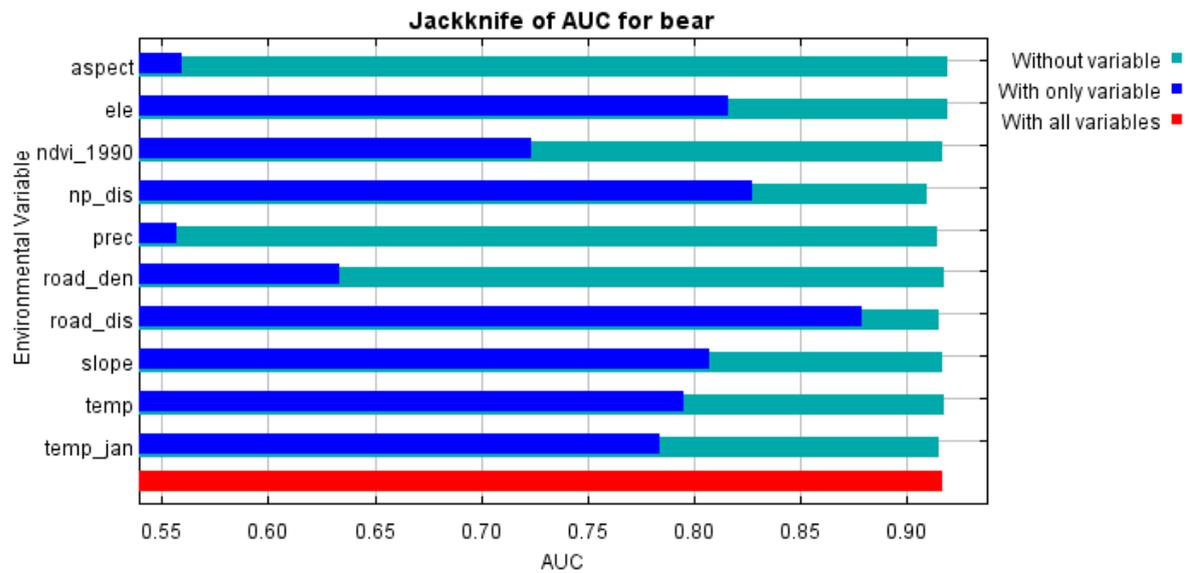


圖二十、利用以1990-1999年間發現的有熊資料，Maxent預測臺灣黑熊的相對（logistic）機率分布圖，圖中暖色系顏色愈深者，表示動物出現之機率愈低。

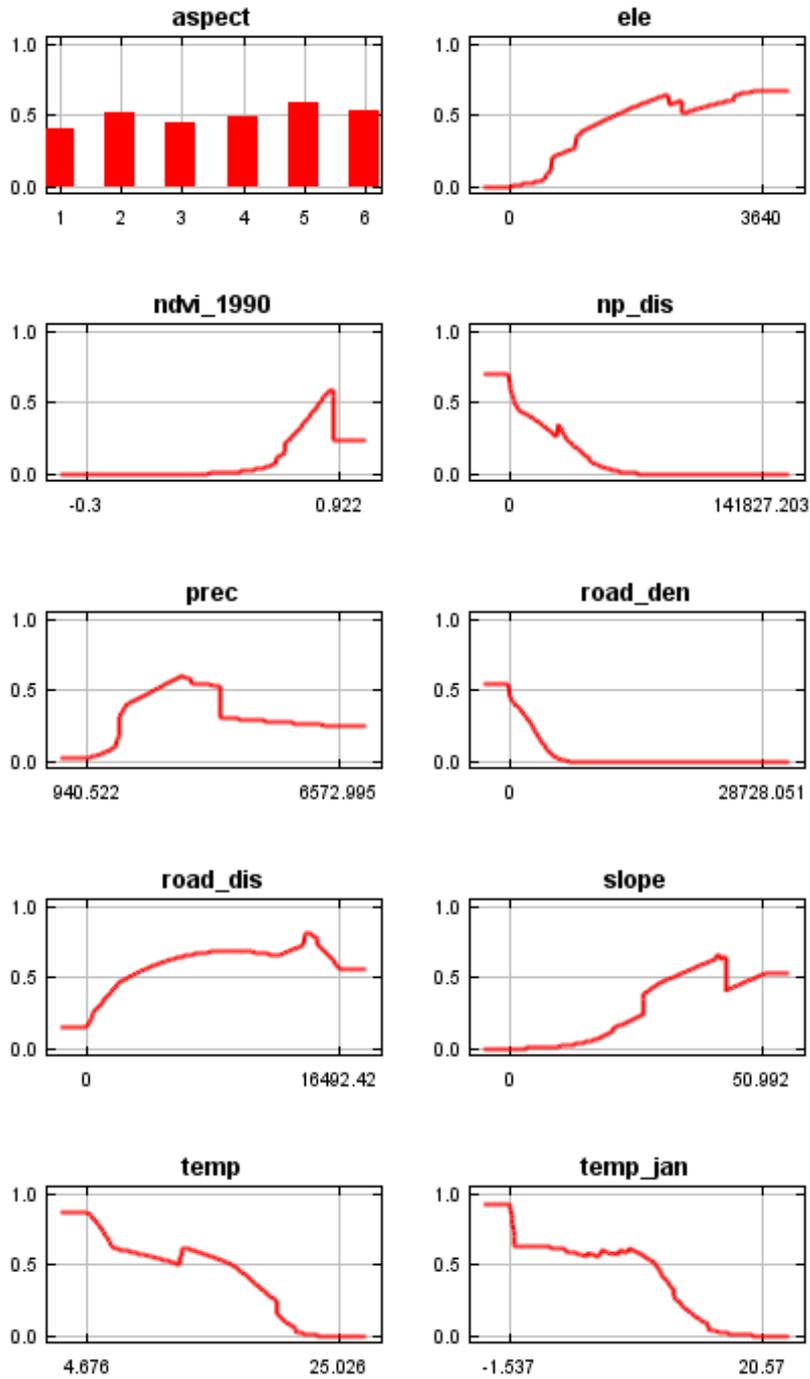
### A. Jackknife of test gain



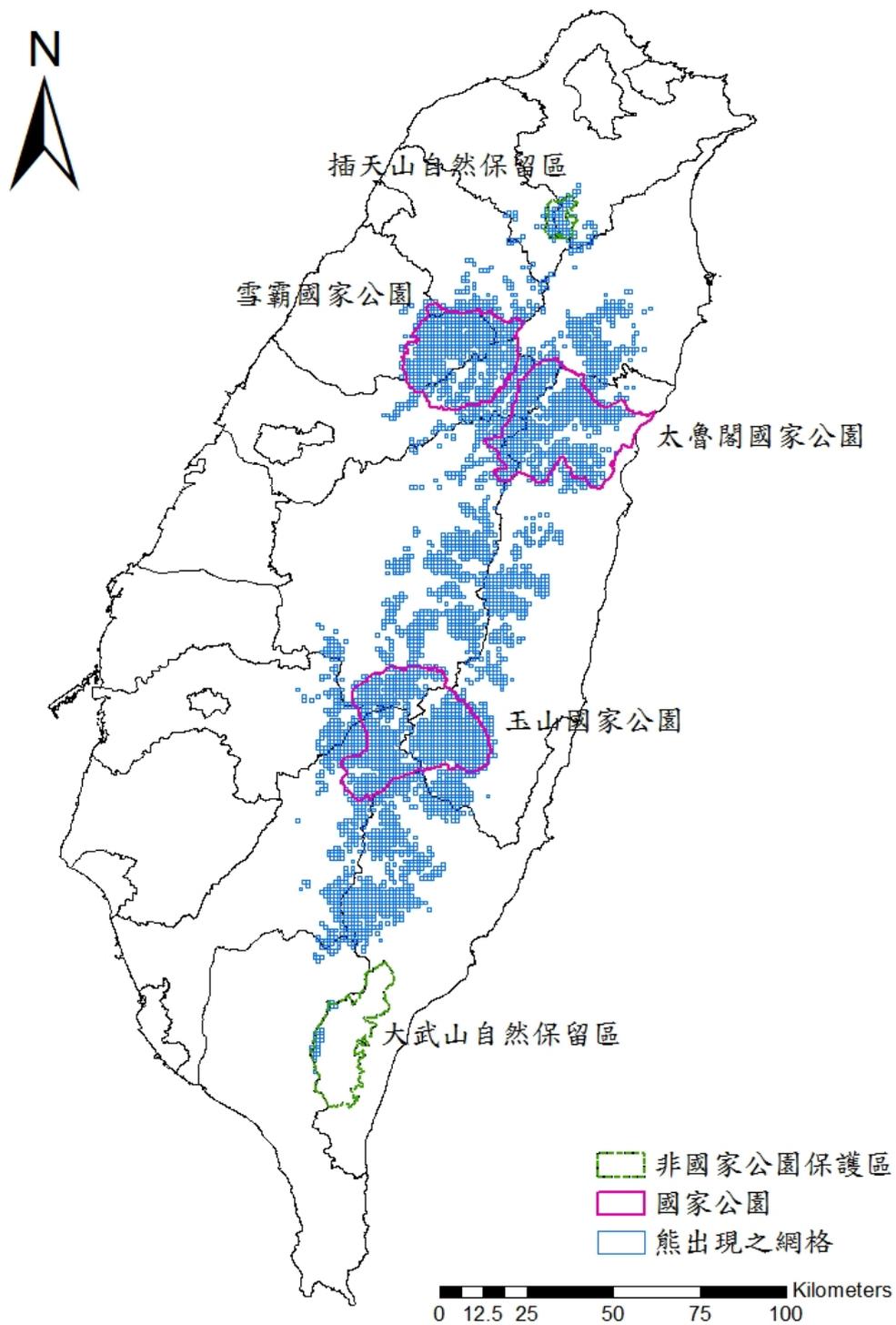
### B. Jackknife of AUC



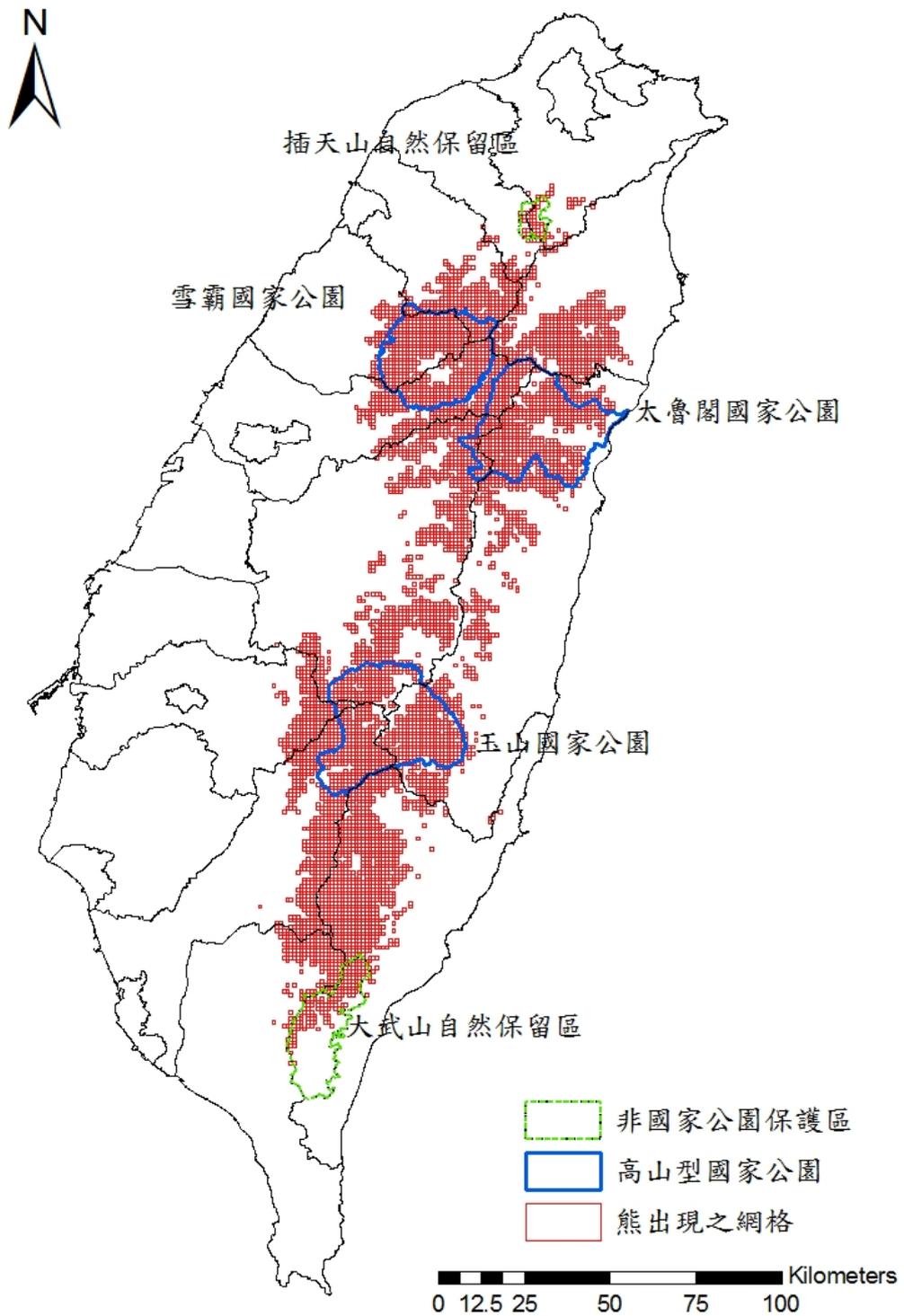
圖二十一、利用折刀方法分析第一期模式中各變數之獨佔獲益和損失關係與 test gain (A) 及 AUC (B) 之關係。橫軸為獲益 (gain)，縱軸為各變數類別，紅色代表整體獲益 (regularized gain)，藍色代表各變數之獨佔獲益 (single gain)；紅色橫條長度減去藍綠色橫條長度之差，即為各變數之獨缺損失 (single loss)。



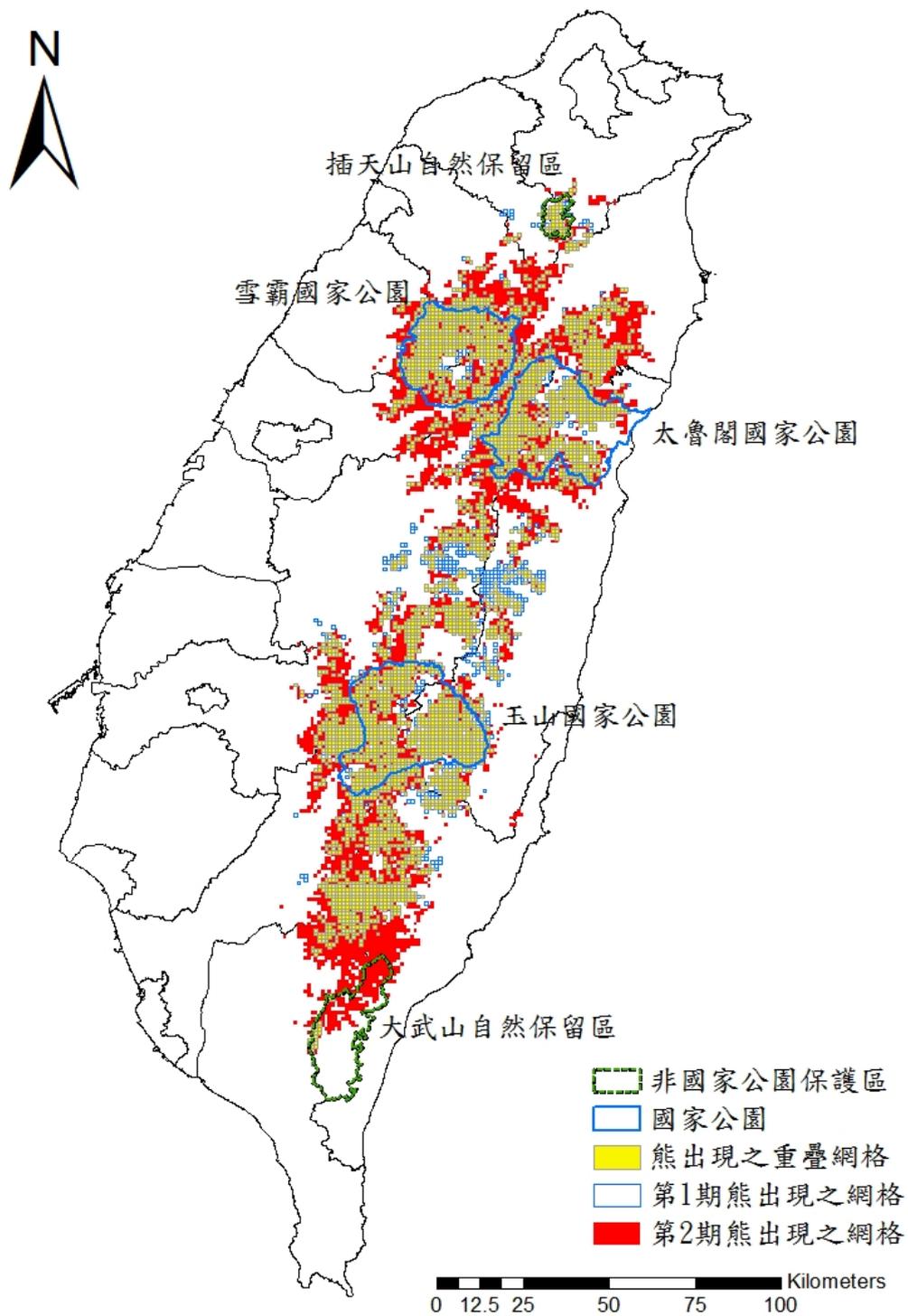
圖二十二、第一期黑熊預測分布機率與各項環境變因（不考量其他變因）關係的反應曲線圖，其中橫軸為環境變因之數值或指數梯度，縱軸為物種分布的相對機率（logistic output）。



圖二十三、MAXENT 所預測 1990-1999 年間，臺灣黑熊地理分佈圖，以切點 0.445 以上歸類為黑熊出現之網格(1x1 公里)。熊出現網格面積共 4718 平方公里。



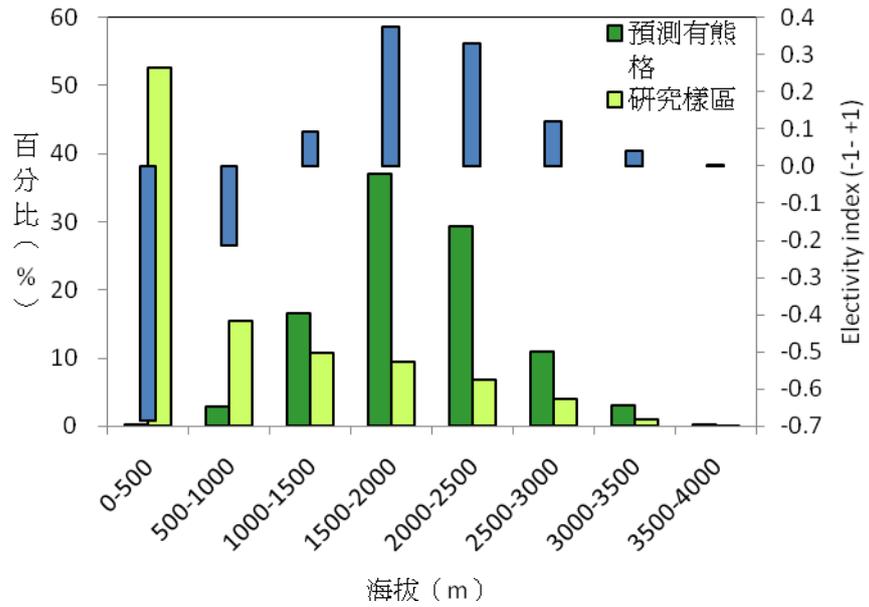
圖二十四、MAXENT 所預測 2000-2010 年間，臺灣黑熊地理分佈圖，以切點 0.379 以上歸類為黑熊出現之網格(1x1 公里)。熊出現網格面積共 6898 平方公里。



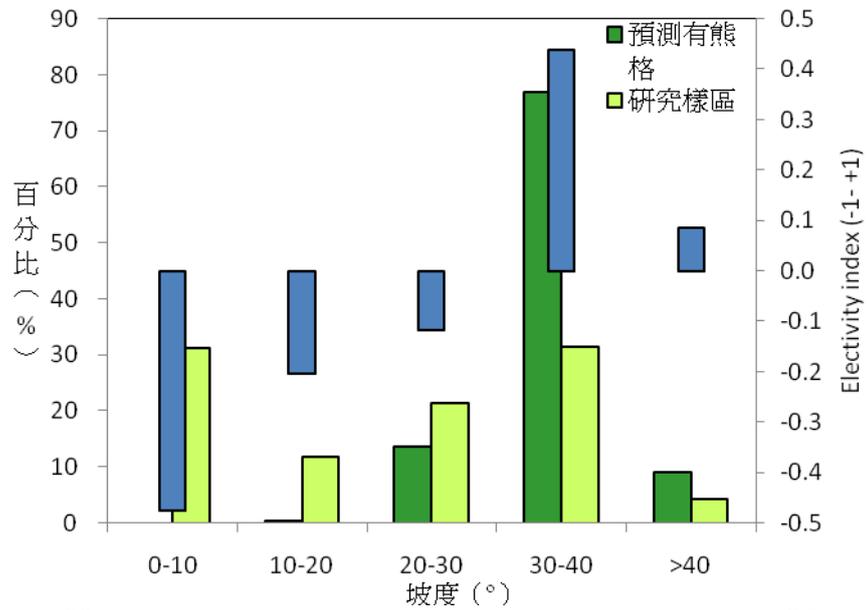
圖二十五、利用 MAXENT 以相同環境變因所預測黑熊地理分布圖，兩個年代有熊出現之重疊網格狀況。重疊網格共 4221 平方公里。



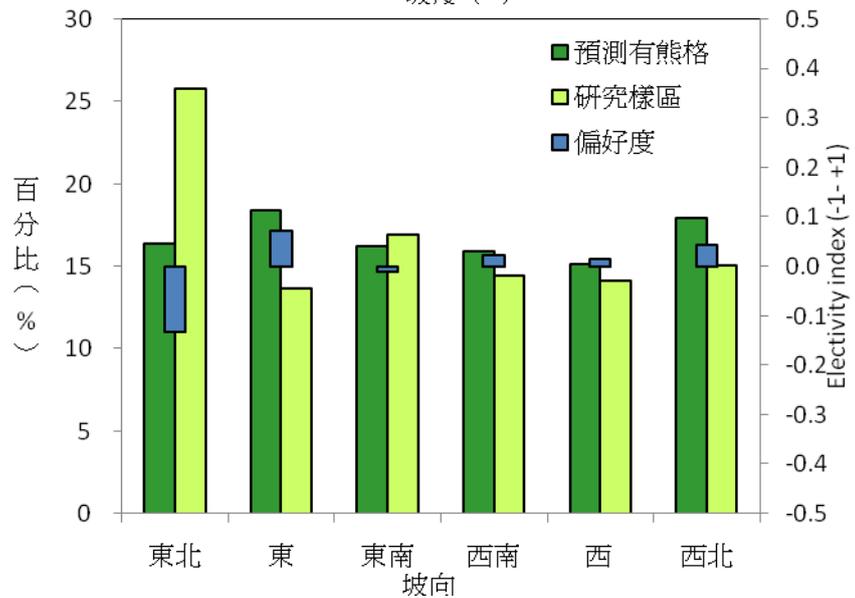
(a) 海拔



(b) 坡度

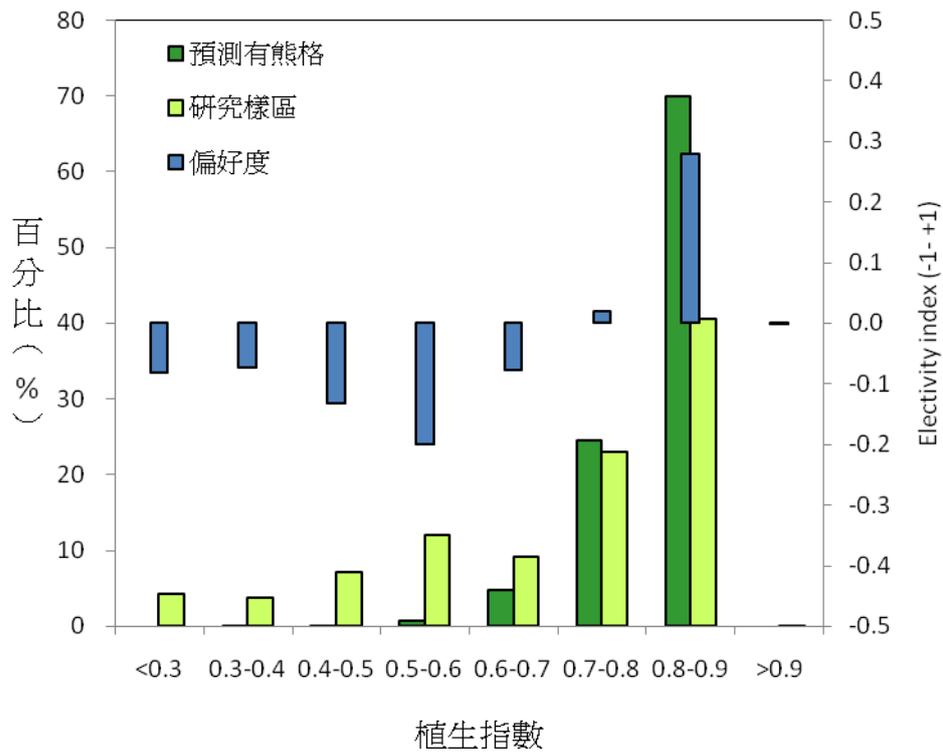


(c) 坡向

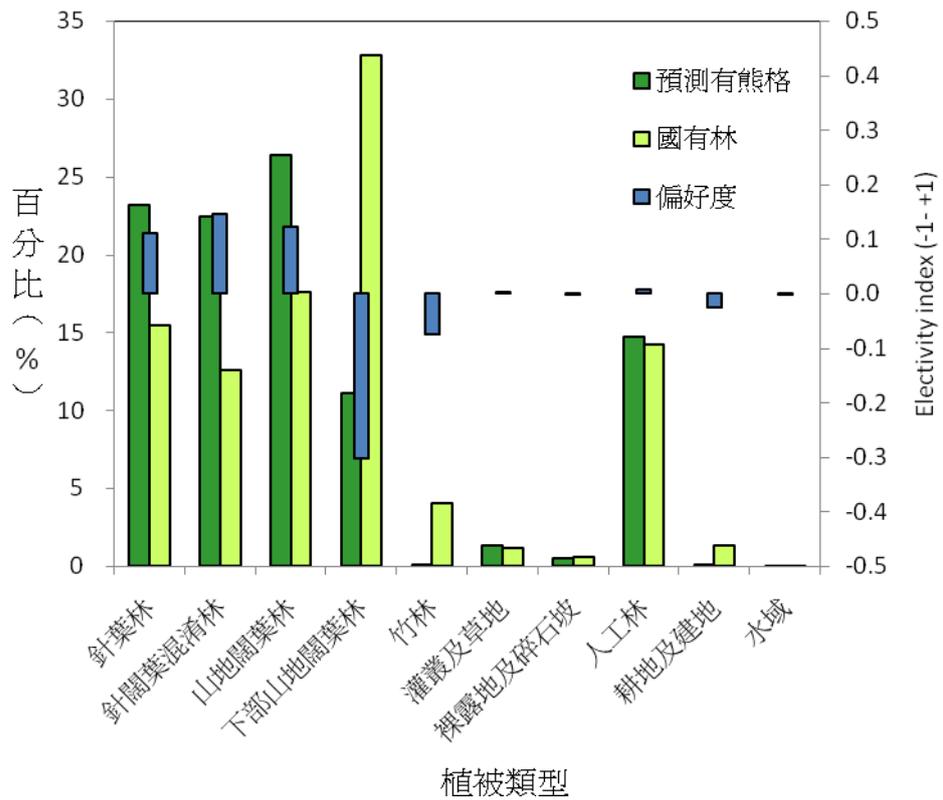


圖二十七、比較研究樣區與預測有熊格之海拔 (a)、坡度 (b) 及坡向 (c) 的網格分布百分比比例，顯示臺灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

(a) 植生指數 (NDVI)

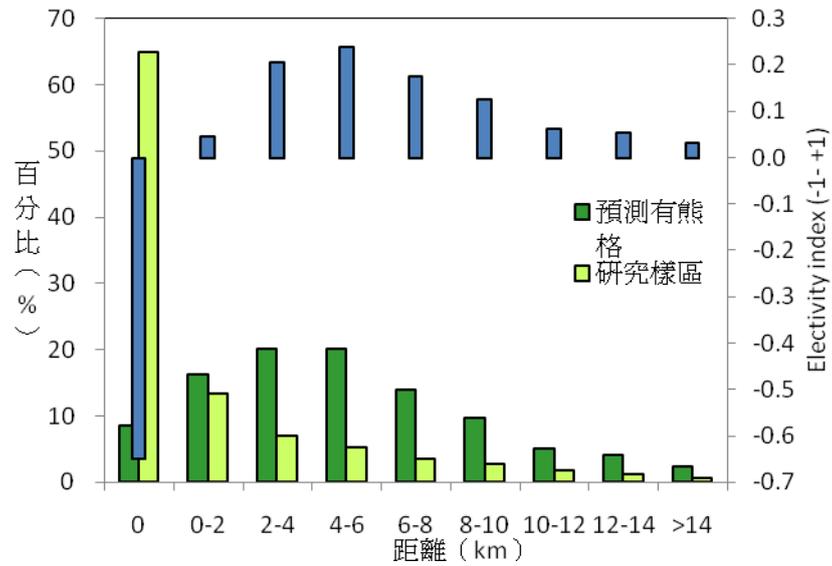


(b) 國有林植被類型

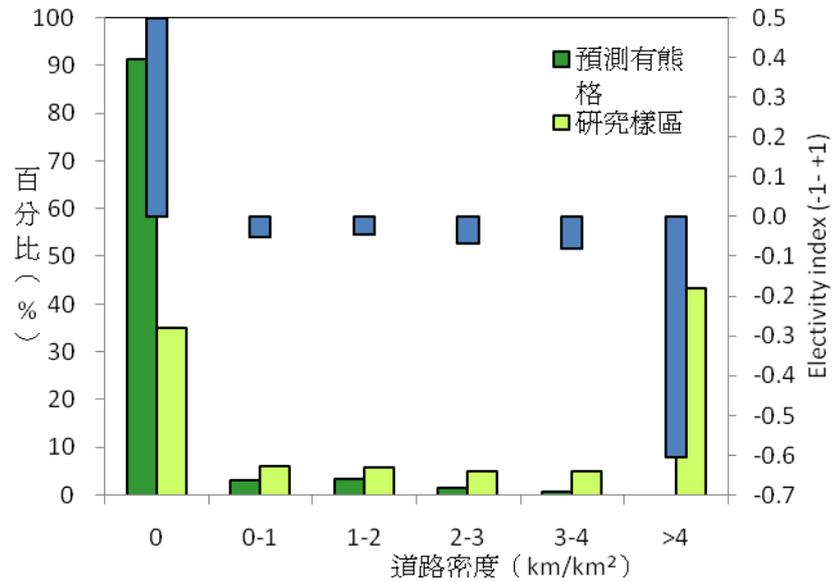


圖二十八、比較研究樣區與預測有熊格之 NDVI 植生指數 (a)，以及於國有林之植被類型 (b) 的網格分布百分比例，顯示臺灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

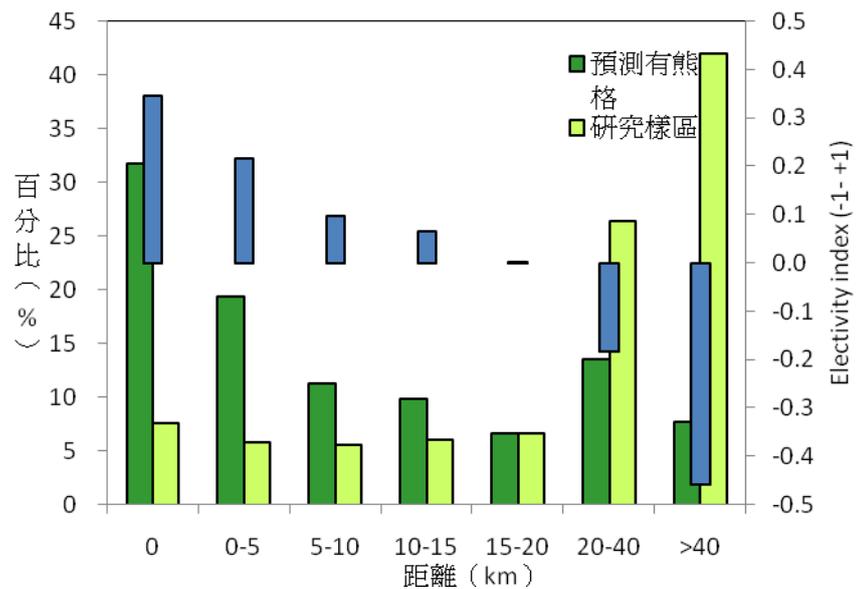
(a) 離道路最近距離



(b) 道路密度



(c) 離國家公園最近距離



圖二十九、比較研究樣區與預測有熊格離道路最近距離 (a)、道路密度 (b)，以及距三個高山型國家公園 (雪霸、太魯閣、玉山) 的最近距離 (c) 之網格分布百分比例，顯示臺灣黑熊之選擇指數(electivity index)。

表一、分析影響臺灣黑熊出現之自然及人爲環境因子列表及說明。

變因 (代碼)	單位	範圍	說明
<b>(一) 自然因子</b>			
年平均溫度 (temp)	°C	4-25	氣候及雨量資料皆取自政府間氣候變化專門委員會 (IPCC) 之網站 ( <a href="http://ipcc-data.org/sres/gcm_data.html">http://ipcc-data.org/sres/gcm_data.html</a> )。以 1990 至 2009 年之 20 年平均溫度爲此圖層。
一月平均溫度 (temp_jan)	°C	-2-21	此圖層爲 1990 至 2009 年，20 年來每個 1 月的平均溫度。
年平均降雨量 (prec)	mm	935-6,713	圖層爲 1990 至 2009 年年平均雨量。
海拔 (ele)	m	0-3,640	根據行政院農委會林務局農林航空測量所出版之 40 m*40 m 之 DEM，利用 ArcGIS 將網格重新解析成 1x1km，再以 extract by values 功能萃取每網格之平均海拔高度。
坡度 (slope)	°	0-51	利用上述之 DTM 資料，以 ArcGIS 中 Spatial Analyst/slope 之功能轉換出坡度圖，再以 extract by values 功能萃取每網格之平均坡度。
坡向 (aspect)	等級	1-6	利用上述之 DEM 資料，以 ArcGIS 中 Spatial Analyst/aspect 之功能轉換出坡向圖，並以 60 度爲單位重新分類，0-60 爲 1，60-120 爲 2，以此類推共分 6 個等級。
植生指數 (1) 2000 年 (ndvi1990)		-0.3-0.92	資料取自美國地質調查所 (USGS) 的網站 ( <a href="https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/get_data">https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/get_data</a> )，經過 MRT 與 EARDAS 軟體，校正資料地理位置及切出臺灣本島範圍，並轉換成網格資料格式。
(2) 2009 年 (ndvi2000)		-0.3-0.91	
<b>(二) 非自然因子</b>			
道路密度 (road_den)	km/km <sup>2</sup>	0-31	道路資料來自勤威科技有限股份公司之行動商務電子地圖 (PaPaGo Ma)。利用 ArcGIS/intersect 及 dissolve 之功能，計算出每一平方公里網格內道路之長度。
離道路最近距離 (road_dis)	km	0-17	網格中心至道路密度大於 0 的網格中心座標的最近距離
離國家公園最近距離 (NP_dis)	km	0-147	網格中心至高山型國家公園 (雪霸、太魯閣和玉山) 界線之最近距離

表二、物種分布模式之混淆矩陣 (confusion matrix)。

		Predicted (預測結果)	
		有	無
Real (實際調查結果)	有	a (true positive) 敏感度 $\text{sensitivity} = a/a+c$	c (false negative) 遺漏情形 omission error = $c/(a+c)$
	無	b (false positive) 超算情形 commission error = $b/(b+d)$	d (true negative) 明確度 $\text{specificity} = d/b+d$

a為動物實際上有出現，而預測也會出現；d是動物實際上不存在，而預測該物種不會出現的結果，故a、d皆為正確預測的部份。b則是實際上沒有動物分布，卻預測有動物出沒；反之，c是實際上有動物出現，卻預測該物種不存在；b、c為錯誤預測的部分；樣本數 (n) = a + b + c + d。

表三、北臺灣調查野外臺灣黑熊分布之區域

調查區域	分布山區	海拔範圍(m)	調查天數	調查人天	調查總里程(km)	相鄰部落	鄰近林道/道路
倫太文山區	東部	1,319-2,921	6	30	15.1	光復	光復林道
甘卓萬山區	西部	1,668-3,253	5	20	11.5	曲冰、萬大	萬大、武界林道
白姑山區	西部	2,020-3,246	4	16	7.25	紅香	力行產業道路
中央尖-三池	東部	1,556-3,568	6	24	25.75	南山	710 林道、梅園產業道路
雪山西稜	西部	2,318-3,534	7	21	37	環山	大雪山 230 林道
南北插天山	北部	909-1,903	3	12	15.25	小烏來	北橫公路
比亞豪	東北部	256-2,344	6	30	55.56	四季、武塔	四季林道、武塔古道
奇萊東稜	橫斷	414-3,580	8	40	47.85	富世	中橫公路、沿海林道
總計			45	193	215.26		

表四、北臺灣各地區調查穿越帶上發現臺灣黑熊痕跡之總表<sup>a</sup>。

調查區域	痕跡(個)						樣帶記錄黑熊 <sup>a</sup>	250 m紀錄單位(n)	有熊樣帶之熊豐富度(痕跡數/500 m) <sup>b</sup>	有熊樣帶百分比(%)
	排遺	熊窩	熊爪	腳印	食痕	總計				
倫太文山區	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0
甘卓萬山區	0	0	3	0	0	3	3	28	1	21.4
白姑山區	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0
中央尖-三池	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0
雪山西稜	0	0	0	0	0	0	0	78	0	0
南北插天山	0	0	0	0	0	0	0	31	0	0
比亞豪	0	0	1	0	0	1	1	80	1	2.5
奇萊東稜	0	0	4	0	0	4	4	83	1	9.6
總計	0	0	8	0	0	8	8	408	1	3.9

<sup>a</sup>單位長度 500 m，涵蓋每 km 樣帶所連續紀錄的 2 個 250 m。

<sup>b</sup>於發現黑熊的 500 m 調查樣帶上，平均熊痕跡的出現數量。

表五、野外黑熊痕跡調查地區，及其可及度和調查樣帶上的人為干擾程度。

	地理區域代碼 <sup>a</sup>	樣點數 <sup>b</sup>	小調查樣區							
			人自登山口步行可及度(天)			調查樣帶遊憩壓力 <sup>c</sup>			重複次(樣帶單元) <sup>d</sup>	
			1	2	≥3	A	B	A+B	平均數	標準差
小鬼湖	4	3	1	1	1	3	0	0	10	3
中央尖	2	5	2	2	1	2	3	0	8.4	3
中平林道	4	2	2	0	0	2	0	0	7	4.2
丹大橫斷	3	11	3	2	6	0	10	1	9.7	4.9
內本鹿	4	2	0	2	0	2	0	0	4.5	0.7
比亞豪	1	9	6	3	0	9	0	0	9.7	5.1
玉穗社	4	2	1	1	0	2	0	0	8.5	6.4
甘卓萬	3	4	2	1	1	0	2	2	5	3.4
白姑山區	2	2	1	1	0	0	2	0	6.5	0.7
伊加之蕃	4	8	4	2	2	4	3	1	6.8	4.3
卑南東稜	4	11	3	3	1	0	2	0	10.6	3.8
奇萊東稜	2	7	4	6	1	9	3	4	5.6	3.5
南北插天	1	4	4	0	0	0	2	2	6.8	2.6
倫太文山	3	3	1	1	1	3	0	0	8	6.2
崙天山區	4	2	2	0	0	2	0	0	13	7.1
雪山西稜	2	8	2	4	2	0	6	2	7.3	3.9
旗鹽山- 舊萬安	4	3	3	0	0	3	0	0	5.7	1.5
雙龍人倫	3	5	4	1	0	4	1	0	7.2	4.9
關東松- 轆轤	4	6	2	2	2	6	0	0	8.5	3.8
總和		97	47	32	18	51	34	12	7.9	4.2

<sup>a</sup>1：北部，2：中北部，3：中部，4：南部。

<sup>b</sup>4\*4 km<sup>2</sup> 網格。

<sup>c</sup>A：高人為干擾程度，即大眾登山或百岳路徑上，步道上遊憩壓力高；B：低人為干擾程度，即調查路線屬岔出大眾登山路徑的穿越帶或是探勘路線，包括廢棄的林道或獵徑或當地居民便道。

A+B 指一樣區同時涵蓋前二類的調查樣線。

<sup>d</sup>樣帶調查單元為 500 m。

表六、臺灣黑熊棲地佔據率之模式選擇之結果。

Model <sup>a</sup>	AIC <sup>b</sup>	$\Delta$ AIC <sup>c</sup>	$\omega$ <sup>d</sup>	Likelihood	N <sup>e</sup>	-2*LogLike
psi(day),p(trail)	330.45	0	0.81	1	5	320.45
psi(.),p(trail)	334.18	3.73	0.13	0.15	3	328.18
psi(day),p(trail+day)	335.72	5.27	0.06	0.07	8	319.72
psi(.),p(trail+day)	339.8	9.35	0.01	0.01	6	327.8
psi(day),p(.)	349.25	18.8	0	0.00	4	341.25
psi(.),p(.)	351.1	20.65	0	0	2	347.1
psi(day),p(day)	352.85	22.4	0	0	6	340.85
psi(.),p(day)	355.02	24.57	0	0	4	347.02

<sup>a</sup>psi(.)：黑熊在各樣點的佔有率均相同。p(.)：黑熊的偵測率固定。其中變因day及trail分別表示調查可及度（所費步行天數）及步道附近的尤其遊憩壓力。

<sup>b</sup>AIC：Akaike's Information Criterion。

<sup>c</sup> $\Delta$ AIC：該模式AIC值和第一個模式相較所之差值。

<sup>d</sup> $\omega$ ：Akaike's Information Criterion 加權指數。

<sup>e</sup>N：模式估算中的參數個數。psi(.), p(.)：棲地佔有率與偵測率在不同樣點或時間均為一固定值。

表七、本年度北臺灣及上一年度南臺灣調查（黃美秀等 2008）原住民部落訪查臺灣黑熊之地區及結果。

縣市	鄉鎮 (區域)	部落(訪問有熊經驗人數) <sup>a</sup>	受訪 人數 <sup>a</sup>	有熊 資料(筆)
北臺灣調查(本年度計畫)				
宜蘭縣	大同鄉	崙埤、茂安、四季、南山(1)、棲蘭工 作站(1)、太平山工作站	2	2
	南澳鄉	南澳(1)、澳花、武塔、金洋(1)	2	2
桃園縣	復興鄉	小烏來(1)	1	1
新竹縣	尖石鄉	司馬庫斯(4)、新光(1)、秀巒(3)、泰崗、 田埔、宇老、那羅	8	18
	五峰鄉	清泉、茅圃、五峰	0	0
苗栗縣	泰安鄉	梅園(1)、象鼻	1	1
台中縣	和平鄉	達觀、雪山坑(1)、谷關、松鶴(1)、裡 冷(1)、南勢(1)、環山(4)、梨山工作站、 武陵工作站(1)	9	12
南投縣	仁愛鄉	眉原(1)、曲冰、親愛、武界、瑞岩(2)、 紅香(2)、壽豐(1)	6	7
花蓮縣	秀林鄉	銅門(2)、水源、大同(1)、竹村(1)	4	4
	小計		33	47
南臺灣調查				
南投縣	信義鄉	雙龍(2)、地利(1)	3	4
花蓮縣	卓溪鄉	崙天、龍泉	0	0
	萬榮鄉	馬遠(1)、萬榮(1)	2	2
台東縣	桃源鄉	桃源(4)、紅葉(1)	5	7
	金峰鄉	太麻里、嘉蘭、香蘭、壠丘	0	0
	海端鄉	下馬(1)	1	1
嘉義縣	阿里山鄉	香林(4)、達邦(3)、里佳(1)、 來吉(1)	9	15
高雄縣	桃源鄉	寶山(2)、建山、桃源(2)、復興(1)、 梅山(2)	9	8
	茂林鄉	多納	0	0
	三民鄉	民生(1)	0	3
屏東縣	來義鄉	文樂(2)	2	0
	霧台鄉	霧台(2)、阿禮(1)	3	6
	小計		32	46
總計			65	93

<sup>a</sup> 表提供有熊分布資料之受訪者。

表八、第一期（1990-1999 年）及第二期（2000-2010 年）發現黑熊點位資料之來源及分布。

年代	記錄數	資料來源						總計
		野外熊 痕跡調 查	林務局工 作者訪談	部落 訪查	文獻及 研究調查	問卷	私人 通訊 <sup>a</sup>	
1990-1999 年	n	0	82	20	163	34	1	300
	%	0	27.3	6.7	54.3	11.3	0.3	100
2000-2010 年	n	122	113	101	187	79	113	715
	%	17.1	15.8	14.1	26.2	11.0	15.8	100
不明	n	0	2	0	0	0	0	2
總計	n	122	197	121	350	113	114	1017
	%	12.0	19.2	11.9	34.5	11.1	11.2	100

<sup>a</sup> 主要為學術研究社群

表九、第一期（1990-1999 年）及第二期（2000-2010 年）發現黑熊所在網格（1 ×1 km<sup>2</sup>）之資料來源。

年代	記錄數	資料來源						總計
		野外熊 痕跡調 查	林務局工 作者訪談	部落 訪查	文獻及 研究調查	問卷	私人 通訊 <sup>a</sup>	
1990-1999	n	0	72	19	113	33	1	220
	%	0	32.7	8.6	51.4	15	0.5	100
2000-2010	n	59	92	93	97	71	65	409
	%	14.4	22.5	22.7	23.7	17.4	15.9	100
不明	n	0	2	0	0	0	0	2
總計	n	59	152	112	183	99	66	565
	%	10.4	26.9	19.8	32.4	17.5	11.7	100

<sup>a</sup> 主要為學術研究社群

表十、第一期（1990-1999 年）及第二期（2000-2010 年）不同資料來源所紀錄黑熊點位數/網格數之比值（即平均每 1 km<sup>2</sup> 網格內紀錄的熊點位數）。

年代	數值	資料來源						總計
		野外 痕 跡調 查	林務局 工 作者訪 談	部落 訪查	文獻及 研究調查	（網路） 問卷	私人 通訊 <sup>a</sup>	
1990-1999	平均值	0	1.14	1.05	1.44	1.03	1	1.36
	標準差	0	0.35	0.23	1.28	0.17	0	1.02
	最大值	0	2	2	8	2	1	8
2000-2010	平均值	2.07	1.23	1.09	1.93	1.11	1.74	1.75
	標準差	1.31	0.65	0.28	2.24	0.40	1.78	2.31
	最大值	6	5	2	16	3	11	26
總計	平均值	2.07	1.28	1.08	1.91	1.14	1.73	1.80
	標準差	1.31	0.70	0.27	2.63	0.40	1.77	2.59
	最大值	6	5	2	24	3	11	34

<sup>a</sup> 主要為學術研究社群

表十一、有熊記錄與有熊格 (1 km<sup>2</sup>) 於不同區域在兩個時期 (1990-1999 年、2000-2010 年) 分布的情形。

區域	面積 (km <sup>2</sup> )	有熊記錄					有熊網格					相對頻度 (n/km <sup>2</sup> )	
		1990 -1999	2000 -2010	比值 <sup>a</sup>	總計	比例 (%)	1990 -1999	2000 -2010	比值 <sup>a</sup>	總計	比例 (%)	有熊 記錄	有熊 格
國有林	16245	293	710	2.42	1003	98.8	215	404	1.88	556	98.4	0.062	0.034
高山型國家公園	2744	156	348	2.23	504	49.7	92	145	1.58	195	34.5	0.184	0.071
雪霸	769	22	35	1.59	57	5.6	17	31	1.82	44	7.8	0.074	0.057
太魯閣	920	5	24	4.80	29	2.9	5	18	3.60	22	3.9	0.032	0.024
玉山	1055	129	289	2.24	418	41.2	70	96	1.37	129	22.8	0.396	0.122
非國家公園	13537	138	362	2.62	500	49.3	123	259	2.11	361	63.9	0.037	0.027
非國有林	19555	7	5	0.71	12	1.2	5	4	0.80	9	1.6	0.001	0.000
全島	35800	300	715	2.38	1015	100	220	408	1.85	565	100	0.028	0.016

<sup>a</sup> 將 2000-2010 年的資料數除以 1990-1999 年的資料數以代表兩個時期變動的趨勢。

表十二、有熊紀錄及網格（1 km<sup>2</sup>）於各個林區在在兩個時期（1990-1999 年、2000-2010 年）之紀錄情況。

林區林管處 (n=8)				有熊紀錄資料						有熊紀錄網格						相對頻度 (n/km <sup>2</sup> )	
名稱	面積 (km <sup>2</sup> )	佔所有林區面積比例 (%)	涵蓋事業區	1990-1999		2000-2010		總計	比例 (%)	1990-1999		2000-2010		總計	比例 (%)	有熊紀錄	有熊格
				林務工作者	小計	林務工作者	小計			林務工作者	小計	林務工作者	小計				
羅東	1766.1	11.5	文山、宜蘭、羅東、太平山、南澳、和平，以及部分大溪	1	6	9	20	26	2.6	1	4	8	18	21	3.8	0.015	0.012
新竹	1496.7	9.7	括烏來、大溪、竹東、大湖、南庄、大安溪	6	26	14	39	65	6.5	8	29	11	36	59	10.6	0.043	0.039
東勢	1387.3	9.0	八仙山、大甲溪和部分大安溪	13	34	22	54	88	8.9	10	27	14	46	68	12.2	0.063	0.049
南投	1989.9	12.9	轆大、丹大、濁水溪和埔里，包括部分阿里山	5	11	5	20	31	3.1	5	11	4	18	27	4.8	0.016	0.014
嘉義	1334.0	8.7	阿里山、玉山、大埔、玉井	9	22	4	67	89	9.0	9	23	4	38	59	10.6	0.067	0.044
屏東	1965.0	12.8	潮州、屏東、恆春、旗山、荖濃溪	9	23	11	45	68	6.8	8	22	11	44	62	11.1	0.035	0.032
台東	2266.2	14.7	關山、延平、台東、大武及成功	13	26	24	156	182	18.3	13	24	19	90	110	19.7	0.080	0.049
花蓮	3195.1	20.7	立霧溪、木瓜山、林田山、玉里和秀姑巒	19	140	19	304	444	44.7	17	77	18	115	153	27.4	0.139	0.048
總計	15400.3	100		75	288	108	705	993	100	71	217	89	405	559	100	0.064	0.036
比例(%)				7.6	29.0	10.9	71.0	100		12.7	38.8	15.9	72.5	100			

表十三、熊點位資料的各項類型於第一期（1990-1999年）和第二期（2000-2010年）之分布情況。

年代	記錄數	資料類型（%）					總計
		目擊	活動痕跡	非法獵殺或捕獲	自動相機	無線電追蹤和捕捉繫放	
1990-1999	n	85	156	8	2	33	284
	%	29.9	54.9	2.8	0.7	11.6	100
2000-2010	n	161	431	1	67	55	715
	%	22.5	60.3	0.1	9.4	7.7	100
總計	n	246	587	9	69	88	999
	%	24.6	58.8	0.9	6.9	8.8	100

表十四、與人為狩獵活動有關的黑熊痕跡類型於兩個時期（1990-1999年、2000-2010年）之紀錄。

年代	捕獲	陷阱誤捕後逃逸	獵物被吃	總計
1990-1999	7	1	6	14
2000-2010	1	2	9	12
總計	8	3	15	26
百分比（%）	30.8	11.5	57.7	100

表十五、黑熊資料類型及痕跡所紀錄之食物類別。

資料類型	痕跡類型	食物類別											總計	
		植物			偶蹄類動物					其他動物				人爲
		殼斗科	非殼斗科	小計	山羊	山羌	水鹿	山豬	小計	蜂蜜	其他	小計		
目擊	—	12	4	16	3	5	0	0	8	3	0	3	1	28
活動痕跡	糞便	2	4	6	3	2	0	0	5	0	1	1	0	12
	樹爪痕及折枝	26	28	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54
	食痕 <sup>a</sup>	0	2	2	5	5	5	1	16	16	3	19	6	43
	獵物被吃	0	0	0	0	4	0	0	4	0	3	3	0	7
	其他 <sup>b</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
	小計		28	34	62	8	11	5	1	25	16	7	23	8
總計		40	38	78	11	16	5	1	33	19	7	26	9	146
百分比例 (%)		27.4	26.0	53.4	7.5	11.0	3.4	0.7	22.6	13.0	4.8	17.8	6.2	

<sup>a</sup>包括野生動物、蜂、魚及熊嘔吐物。

<sup>b</sup>包括毛、獸徑、破壞山屋痕跡。

表十六、不同類型的黑熊點位資料之棲息環境類型。

棲地類型	直接觀測值				間接觀測值		總計	百分比(%)	
	目擊	捕捉*	自動相機	小計	百分比(%)	活動痕跡			百分比(%)
闊葉林	45	1	16	62	22.1	88	21.2	150	21.5
針闊葉混合林	79	15	33	127	45.2	201	48.4	328	47.1
針葉林	25	0	7	32	11.4	49	11.8	81	11.6
草地	2	3	0	5	1.8	10	2.4	15	2.2
箭竹林	6	0	6	12	4.3	5	1.2	17	2.4
裸露地	5	0	0	5	1.8	4	1.0	9	1.3
溪流或河床	31	0	1	32	11.4	44	10.6	76	10.9
農地	2	0	0	2	0.7	1	0.2	3	0.4
山屋或營地	4	0	0	4	1.4	13	3.1	17	2.4
總計	199	19	63	281	100	415	100	696	100

\*捕捉包括研究捕捉和非法捕獲、獵殺。

表十七、不同類型的黑熊點位資料之海拔梯度分布。

海拔 (m)	有熊點位									總計	百分比 (%)	本島 1 km <sup>2</sup> 網格 百分比 (%)	<i>Ei</i> <sup>b</sup>
	直接觀測				間接觀測								
	目擊	捕捉 <sup>a</sup>	自動相機	小計	百分比 (%)	活動痕跡	無線電追蹤	小計	百分比 (%)				
0-500	2	0	0	2	0.7	4	4	8	1.3	10	1.1	52.6	-0.677
500-1000	21	0	1	22	7.3	42	19	61	9.9	83	9.1	15.5	-0.176
1000-1500	58	7	21	86	28.7	135	31	166	26.9	252	27.5	10.7	0.044
1500-2000	63	10	18	91	30.3	197	11	208	33.8	299	32.6	9.4	0.098
2000-2500	32	1	18	51	17.0	91	4	95	15.4	146	15.9	6.8	0.019
2500-3000	23	0	6	29	9.7	61	1	62	10.1	91	9.9	4.0	0.017
3000-3500	15	0	3	18	6.0	14	0	14	2.3	32	3.5	0.9	0.016
3500-4000	1	0	0	1	0.3	2	0	2	0.3	3	0.3	0.0	0.003
總計	215	18	67	300	100	546	70	616	100	916	100	100	

<sup>a</sup> 捕捉包括研究捕捉，以及非法捕獲和獵殺。

<sup>b</sup> 比較有熊點位與本島網格於各海拔高度比例之選擇性，Modified Ivlev's Electivity Index,  $Ei = [2 \times (\text{use of habitat I} - \text{availability of habitat i})] / [1 + (\text{use of habitat I} + \text{availability of habitat i})]$ 。Ei 為負值時，表示迴避；為正值時，表示偏好。

表十八、10 種植被類型於國有林、有熊記錄和有熊格 (1 km<sup>2</sup>) 的分布情形。

植被類型	國有林			有熊記錄		有熊格		
	總面積, km <sup>2</sup> (%)	網格數 <sup>a</sup>	百分比 (%)	點位數	百分比 (%)	網格數	百分比 (%)	<i>Ei</i> <sup>b</sup>
針葉林	2304.3 (14.2)	2500	15.5	162	16.1	110	19.8	0.06
針闊葉混淆林	2019.4 (12.4)	2040	12.6	182	18.1	114	20.5	0.12
山地闊葉林	2661.0 (16.4)	2847	17.6	215	21.4	123	22.1	0.06
下部山地闊葉林	4896.5 (30.1)	5309	32.8	125	12.4	80	14.4	-0.25
竹林	636.0 (3.9)	653	4.0	3	0.3	4	0.7	-0.06
灌叢及草地	428.4 (2.6)	194	1.2	46	4.6	15	2.7	0.03
裸露地及碎石坡	424.3 (2.6)	95	0.6	19	1.9	5	0.9	0.01
人工林	2334.8 (14.4)	2308	14.3	237	23.6	102	18.3	0.06
耕地及建地	347.8 (2.1)	221	1.4	4	0.4	3	0.5	-0.02
水域	192.3 (1.2)	9	0.1	12	1.2	0	0	0.00
總計	16244.9 (100)	16176	100	1005	100	556	100	

<sup>a</sup> 只計算國有林佔該網格面積 50%以上者。

<sup>b</sup> 比較有熊格與國有林網格數於各棲地類型比例之選擇性, Modified Ivlev's Electivity Index,  $Ei = [2 \times (\text{use of habitat } I - \text{availability of habitat } i)] / [1 + (\text{use of habitat } I + \text{availability of habitat } i)]$ 。Ei 為負值時, 表示迴避; 為正值時, 表示偏好。

表十九、人熊相逢時，黑熊的活動和人遇熊所採取的行為，以及後續黑熊對人的反應。

		人遇熊時所採取的行為										總計	百分比 (%)
		靜止不動	緩慢離開	快速逃跑	大聲喊叫或發出聲響	趴在地裝死	高興、拍照、叫隊友看	接近或追捕熊	防禦或獵殺	躲起來	其他		
第一時 間熊發 現人時 之反應	繼續原先的活動	12	5	2	0	0	1	0	0	0	1	21	13.3
	朝人觀望	7	1	2	3	1	1	0	0	0	0	15	9.5
	緩慢走開	24	7	5	1	0	1	1	1	1	1	42	26.6
	快速逃離	28	2	7	5	0	4	2	2	0	8	58	36.7
	站立或朝人吼叫	8	1	5	0	0	0	0	1	0	1	16	10.1
	主動接近人	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	4	2.5
	其他	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.6
	總計	79	17	24	10	1	7	3	4	1	12	158	100
百分比 (%)		50	10.8	15.2	6.3	0.6	4.4	1.9	2.5	0.6	7.6	100	
隨後熊 對人的 反應所 採取的 行為 <sup>a</sup>	繼續原先的活動	11	3	2	0	0	1	0	0	0	0	17	32.7
	朝人觀望	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	3	5.8
	緩慢走開	9	4	2	2	0	0	0	0	0	0	17	32.7
	快速逃離	4	0	1	1	1	0	0	0	0	1	8	15.4
	站立或朝人吼叫	2	0	1	0	0	0	0	1	0	1	5	9.6
	主動接近人	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	其他	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3.8
	總計	26	8	8	4	1	1	0	1	0	3	52	100
百分比 (%)		50	15.4	15.4	7.7	1.9	1.9	0	1.9	0	5.8	100	

<sup>a</sup> 扣除熊發現人時之反應中的緩慢離開和快速逃離。

表二十、黑熊分布預測模式環境變因間之相關性分析（Pearson雙尾檢定<sup>a</sup>）結果。

	年平均 降雨量 prec	年平均 溫度 temp	一月平均 溫度 temp_jan	坡向 aspect	坡度 slope	海拔 ele	離道路最 近距離 road_dis	道路密度 road_den	離高山型 國家公園 最近距離 NP_dis	植生指數 ndvi2000	植生指數 ndvi1990
年平均降雨量 prec	1	-.421**	-.428**	.145**	.569**	.405**	.210**	-.449**	-.228**	.482**	.472**
年平均溫度 temp	-.421**	1	.972**	-.155**	-.737**	-.938**	-.686**	.596**	.662**	-.490**	-.470**
一月平均溫度 temp_jan	-.428**	.972**	1	-.099**	-.714**	-.928**	-.654**	.558**	.689**	-.460**	-.436**
坡向aspect	.145**	-.155**	-.099**	1	.203**	.094**	.060**	-.133**	-.126**	.237**	.228**
坡度slope	.569**	-.737**	-.714**	.203**	1	.758**	.506**	-.754**	-.545**	.723**	.693**
海拔ele	.405**	-.938**	-.928**	.094**	.758**	1	.721**	-.637**	-.617**	.483**	.471**
離道路最近距 離road_dis	.210**	-.686**	-.654**	.060**	.506**	.721**	1	-.461**	-.368**	.293**	.304**
道路密度 road_den	-.449**	.596**	.558**	-.133**	-.754**	-.637**	-.461**	1	.401**	-.562**	-.538**
離高山型國家 公園最近距離 NP_dis	-.228**	.662**	.689**	-.126**	-.545**	-.617**	-.368**	.401**	1	-.376**	-.343**
植生指數 ndvi2000	.482**	-.490**	-.460**	.237**	.723**	.483**	.293**	-.562**	-.376**	1	.958**
植生指數 ndvi1990	.472**	-.470**	-.436**	.228**	.693**	.471**	.304**	-.538**	-.343**	.865**	1

<sup>a</sup>完全排除的個數=3550。 \*\*在顯著水準為 0.01 時(雙尾)，相關顯著。

表二十一、利用 2000-2010 年有熊資料建構 Maxent 模式預測黑熊分布區域 (n=6,898 有熊格) 之各項環境屬性。

變因	單位	平均數	範圍		標準誤
			最小值	最大值	
海拔	m	1937.9	291	3640	6.3
坡度	度	34.3	12.6	49.6	0.1
NDVI	°	0.80	0.4	0.90	0.0
年平均降雨量	mm	2779.8	1587.9	6441.3	5.9
年平均溫度	°	13.6	4.1	21.8	0.0
一月平均溫度	°	8.2	-1.5	17.2	0.0
道路密度	km/km <sup>2</sup>	5.1	0	17.0	0.04
離道路最近距離	m	0.1	0	6.8	0.01
離國家公園最近距離	m	11.4	0	79.6	0.18

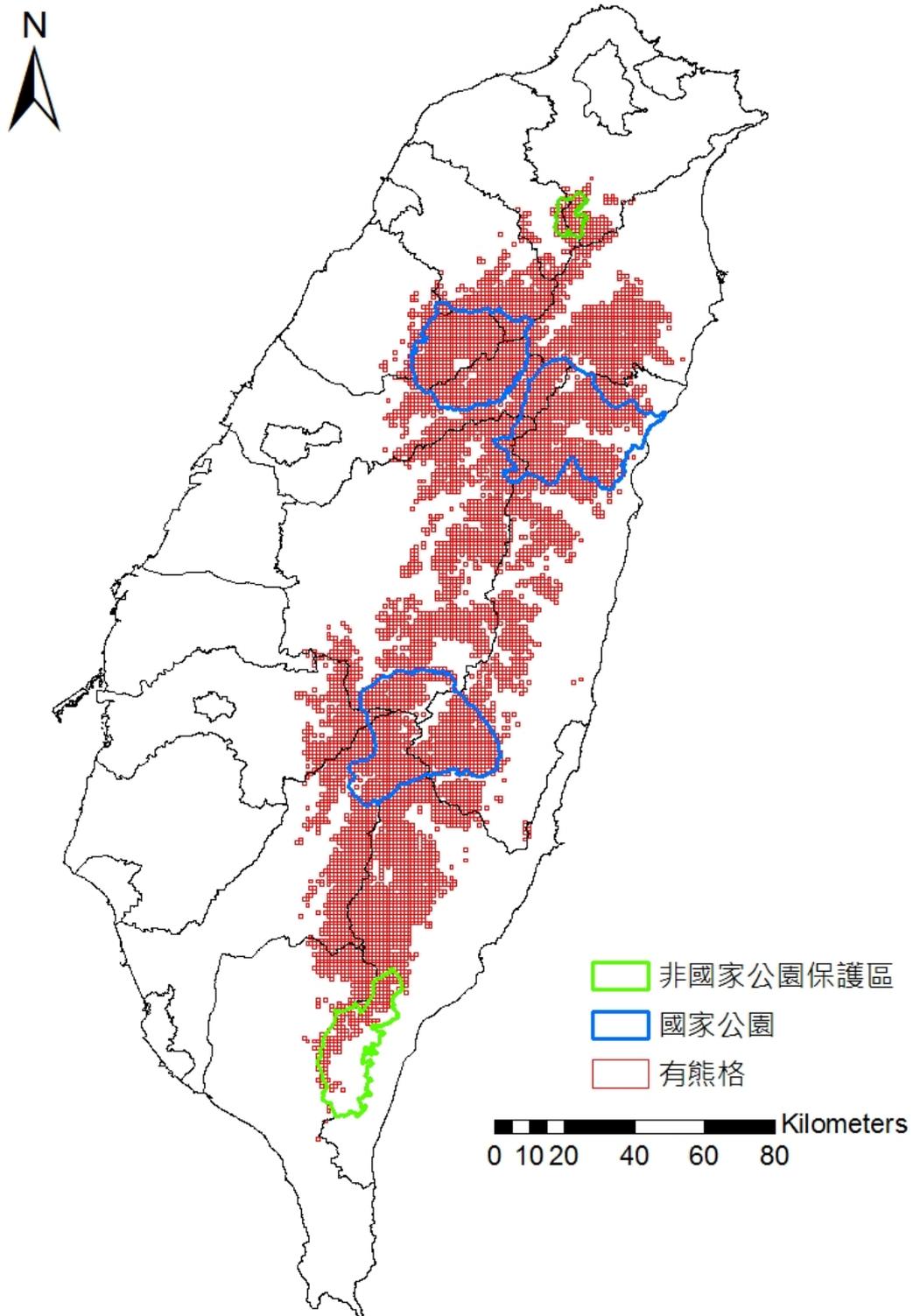
附錄一、國有林植群分類與本研究重新定義植被之對照表。

編碼	群系綱 (Physiognomic class)	群系亞綱 (Subclass)	群系 (Formation)	重新定義 植被名稱	Area (km <sup>2</sup> )	百分比 (%)
FC21	森林	針葉林	亞高山針葉林	針葉林	168.6	1.04
FC31	森林	針葉林	上部山地針葉林	針葉林	815.3	5.02
FC32	森林	針葉林	上部山地—山地—下部 山地次生針葉林	針葉林	833.6	5.13
FC41	森林	針葉林	山地針葉林	針葉林	486.9	3.00
FM31	森林	針闊葉混淆林	上部山地針闊葉混淆林	針闊葉混淆林	5.9	0.04
FM32	森林	針闊葉混淆林	上部山地—山地—下部 山地針闊葉次生混淆林	針闊葉混淆林	326.4	2.01
FM41	森林	針闊葉混淆林	山地針闊葉混淆林	針闊葉混淆林	1686.4	10.38
FM51	森林	針闊葉混淆林	下部山地針闊葉混淆林	針闊葉混淆林	0.7	0.00
FB31	森林	闊葉林	上部山地—山地—下部 山地崩塌地次生落葉闊 葉林	山地闊葉林	49.9	0.31
FB41	森林	闊葉林	山地常綠闊葉林	山地闊葉林	1998.4	12.30
FB42	森林	闊葉林	山地常綠闊葉矮林	山地闊葉林	3.5	0.02
FB43	森林	闊葉林	山地落葉闊葉林	山地闊葉林	12.8	0.08
FB44	森林	闊葉林	山地—下部山地—低地 次生落葉闊葉林	山地闊葉林	48.2	0.30
FB45	森林	闊葉林	山地—下部山地—低地 半落葉闊葉林	山地闊葉林	548.1	3.37
FB51	森林	闊葉林	下部山地常綠闊葉林	下部山地闊葉林	2906.3	17.89
FB52	森林	闊葉林	下部山地—低地次生常 綠闊葉林	下部山地闊葉林	1838.8	11.32
FB61	森林	闊葉林	低地常綠闊葉林	下部山地闊葉林	85.5	0.53
FB62	森林	闊葉林	低地風衝常綠闊葉矮林	下部山地闊葉林	22.8	0.14
FB63	森林	闊葉林	竹林	竹林	636.0	3.92
FB73	森林	闊葉林	熱帶海岸林	下部山地闊葉林	2.9	0.02
SM11	灌叢	針闊葉灌叢	高山針闊葉灌叢	灌叢及草地	7.4	0.05

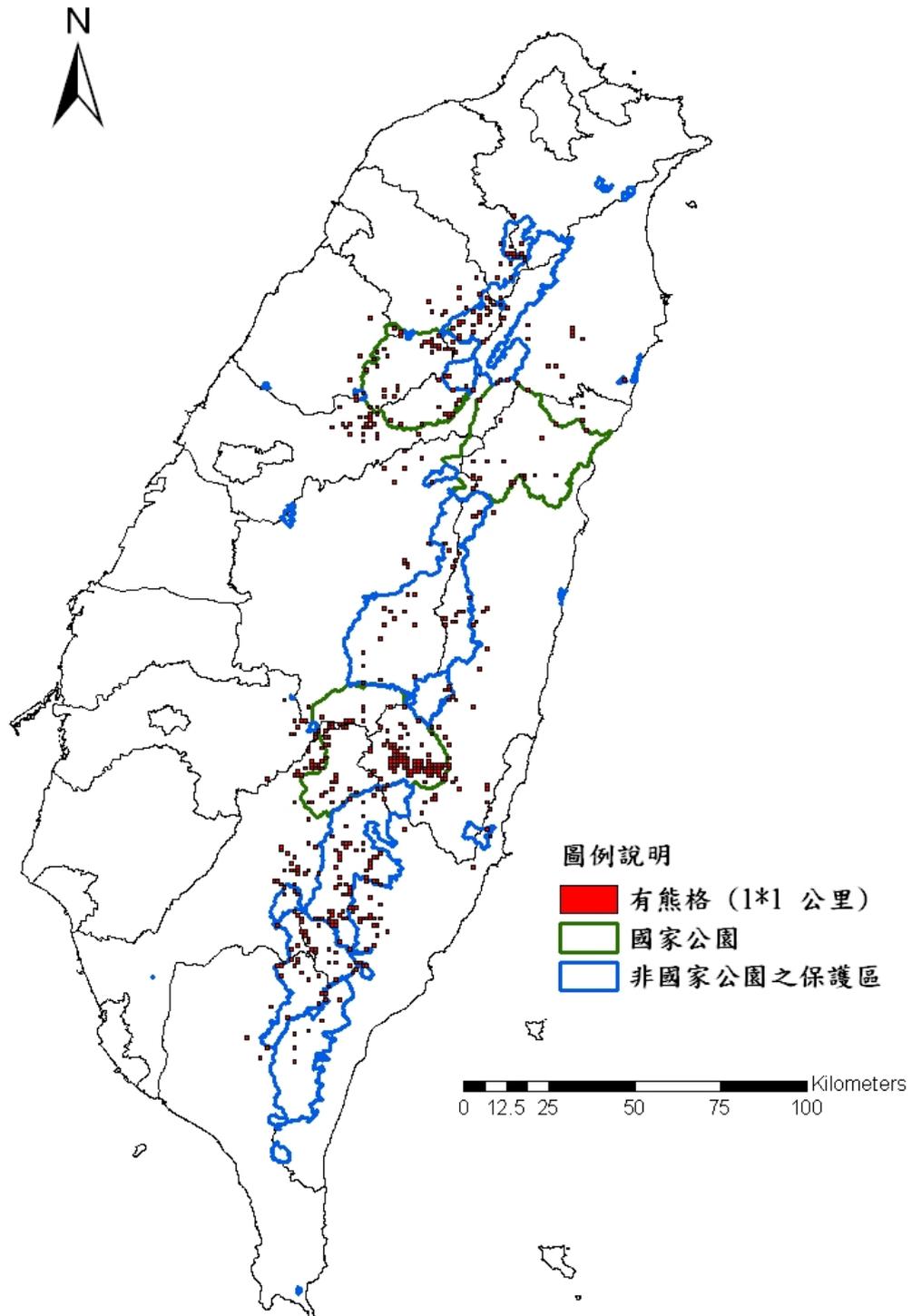
附錄一（續）、國有林植群分類與本研究重新定義植被之對照表

編碼	群系綱 (Physiognomic class)	群系亞綱 (Subclass)	群系 (Formation)	重新定義 植被名稱	Area (km <sup>2</sup> )	百分比 (%)
SM21	灌叢	針闊葉灌叢	亞高山－上部山地－山地 針闊葉灌叢	灌叢及草地	255.7	1.57
SM51	灌叢	針闊葉灌叢	下部山地－低地闊葉灌叢	灌叢及草地	17.0	0.10
SM71	灌叢	針闊葉灌叢	海岸闊葉灌叢	灌叢及草地	1.0	0.01
GH11	草本植群		高山草本植群	灌叢及草地	3.6	0.02
GH21	草本植群		亞高山－上部山地－山地 草本植群	灌叢及草地	55.7	0.34
GH51	草本植群		下部山地－低地草本植群	灌叢及草地	87.9	0.54
GH71	草本植群		砂丘植群	灌叢及草地	0.1	0.001
SR21	特殊棲地植群		亞高山－上部山地－山地 岩壁及碎石坡植群	裸露地及碎石 坡	6.7	0.04
SR51	特殊棲地植群		下部山地－低地岩壁及碎 石坡植群	闊葉林	38.2	0.23
SO71	特殊棲地植群		海岸岩壁植群	闊葉林	2.0	0.01
AA91	人工植群		人工林	人工林	2334.9	14.37
AA92	人工植群		耕地	耕地及建地	331.2	2.04
XX91	其他		建地	耕地及建地	11.3	0.07
XX92	其他		天然裸露地	裸露地/碎石坡	417.6	2.57
XX93	其他		水域	水域	192.3	1.18
XX94	其他		公園、墓地	耕地及建地	0.4	0.002
XX95	其他		人工裸露地	耕地及建地	4.9	0.03

附錄二、MAXENT 模式利用 171 筆於 2000-2010 年所收集的有熊格為訓練資料，預測臺灣黑熊的地理分布。其中 training AUC 0.915, Test AUC 0.923，Logistic threshold 0.302，Training omission rate 0.123，Test omission rate 0.070，預測有熊格面積 8,025km<sup>2</sup>。



附錄三、1990-2010 年間紀錄臺灣黑熊網格 (1 km\* 1 km) 於保護區系統之分布情況，其中 565 個有熊格中，分別有 195 筆 216 筆位於國家公園及非國家公園的保護區範圍內。



附錄四、臺灣本島於玉山國家公園東部園區以外地區，利用自動照相機調查動物相且期間超過半年之調查研究。

年份	題目	研究者*	有熊記錄點位數
1997	南大武山及北大武山動物相知調查研究	裴家騏、孫元勳	0
1999	觀霧臺灣檫樹自然保護區動物相調查研究	裴家騏	0
2000	太魯閣國家公園野生動物普查計畫－ 哺乳類動物	裴家騏	0
2002	墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究（第三年）	裴家騏、邱春火、陳美汀、郭耀臨、劉彥芳	0
2003	銅山地區山毛櫸林黑熊及其他野生動物生態之研究	王穎、陳順其	0
2003	太魯閣國家公園內中大型野生哺乳類族群監測計畫	裴家騏、陳貞志、陳美汀	0
2003	丹大地區野生動物重要棲地環境分區規劃及動物監測（第一年）	王穎、王佳琪、郭正彥、方志仁	0
2004	自動照相機應用於中大型野生動物族群監測之研究	黃美秀等	0
2004	雪霸國家公園哺乳類調查研究—大雪山地區	裴家騏	1
2004	丹大地區野生動物重要棲息環境分區規劃及動物監測（第二年）	王穎、王佳琪、郭正彥、蔡佳淳、方志仁	0
2004	玉山國家公園楠梓仙溪地區中大型哺乳動物之族群監測	黃美秀、簡熒芸	3*
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隻現況與保育研究（三）	裴家騏、姜博仁	5
2005	銅山地區山毛櫸林黑熊及其他野生動物生態之調查（二）	王穎、徐培峰、王佳琪、郭正彥、吳錦銘、王立豪	0
2005	瑞岩溪野生動物重要棲息環境動植物資源調查監測 94 年度成果報告	陳世儒等	0

\*有效照片數

附錄四（續）、臺灣本島於玉山國家公園東部園區以外地區，利用自動照相機調查動物相且期間超過半年之調查研究

2005	雪霸國家公園雪見地區中大型哺乳動物和雉科鳥類之監測研究	裴家騏、梁又仁、孫敬閔、蔡佩樺	0
2005	丹大野生動物重要棲息環境野生動物調查研究計畫(1/2)	王穎、黃興炎	0
2005	北大武山陸域脊椎動物生物多樣性調查與資料庫建立 (1)	黃美秀、孫元勳、楊富強、吳禎祺	0
2005	利用地理資訊系統建構六龜試驗林扇平地區中大型哺乳動物巨棲環境棲地模式	賴玉菁	0
2006	翠峰湖生物相與棲地調查之研究(1/2)	毛俊傑等	0
2006	棲蘭山 130 林道檜木林生態監測	陳子英等	0
2006	九九峰自然保留區動植物資源調查監測九十四年度成果報告	許丁水等	0
2006	丹大野生動物重要棲息環境野生動物調查研究計畫 (2/2)	王穎、許詩涵、張雅婷、顏士清、黃書彥、潘玉潔、王佳琪	0
2006	北大武山陸域脊椎動物生物多樣性調查與資料庫建立 (2)	黃美秀、孫元勳、楊富強、吳禎祺	0
2007	翠峰湖生物相與棲地調查之研究(1/2)	毛俊傑等	0
2007	棲蘭山檜木林整理區與未整理區之植物、動物相調查評估	陳子英、毛俊傑等	0
2007	瑞岩溪野生動物重要棲息環境動植物資源調查監測 95 年度成果報告	陳世儒等	0
2007	雪霸國家公園陸域野生動物資源調查研究—雪見地區	蘇秀慧、裴家騏、梁又仁、陳美汀、蔡佩樺	0
2007	太魯閣國家公園大禮大同地區生態旅遊遊程之規劃研究	吳海音、李寶蓮、施金德	0
2007	九九峰自然保留區動植物資源調查監測九十五年年度成果報告	余啓瑞等	0
2007	玉山國家公園南二段地區中大型哺乳動物調查暨臺灣水鹿族群監測計畫	李玲玲、林宗以、池文傑	1

附錄四（續）、臺灣本島於玉山國家公園東部園區以外地區，利用自動照相機調查動物相且期間超過半年之調查研究

2008	新竹、苗栗之淺山地區小型食肉目動物之現況與保育研究 (3/3)	裴家騏、陳美汀	0
2008	瑞岩溪野生動物重要棲息環境動植物資源調查監測九十六年度成果報告	陳世儒等	0
2008	奧萬大國家森林遊樂區生態池長期生態監測計畫 (3/3)	賴玉菁等	0
2008	雪霸國家公園陸域野生動物資源整合分析—雪見地區	蘇秀慧、裴家騏、梁又仁	1
2008	太魯閣國家公園高山生態系--臺灣水鹿棲地使用之研究（一）	王穎、顏士清、廖家宏、葉建緯	0
2008	陶塞河流域中大型哺乳動物族群監測模式研究	陳怡君、王穎、廖家宏、葉建緯	0
2008	九九峰自然保留區動植物資源調查監測九十六年度成果報告	余啓瑞等	0
2008	樂樂地區鳥類及哺乳動物監測調查暨生態教育宣導	林良恭、喬雅玲等多人	0
2008	六龜試驗林濱水哺乳動物與溪魚監測 (5/5)	盧惠生、裴家騏、韓橋權	0
2009	瑞岩溪野生動物重要棲息環境動植物資源調查監測九十七年度成果報告	陳世儒等	0
2009	九九峰自然保留區動植物資源調查監測九十七年度成果報告	余啓瑞等	0
2009	玉山國家公園楠梓仙溪林道地區動植物資源監測調查計畫	楊國禎、蘇夢淮、王豫煌、張又敏	0
2010	利嘉野生動物重要棲息地哺乳類與鳥類資源調查與監測	蘇秀慧、翁國精、沈祥仁	1