

臺灣黑熊保育行動計畫

Conservation Action Plan for the Formosan Black Bear
(*Ursus thibetanus formosanus*)



農業部林業及自然保育署

Forestry and Nature Conservation Agency, MOA, R.O.C.(Taiwan)

2025 年 9 月

臺灣黑熊保育行動計畫

主辦機關

農業部林業及自然保育署

參與會議或接受諮詢之學者專家、機關、團體

王穎（國立臺灣師範大學生命科學系退休教授）
李玲玲（國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所退休教授）
祁偉廉（亞洲大學學士後獸醫學系教授）
林良恭（東海大學生態與環境研究中心特聘教授）
姜博仁（野聲環境生態有限公司負責人）
黃美秀（國立屏東科技大學野生動物保育研究所教授）
裴家騏（台灣野生動物學會理事長）
劉建男（國立嘉義大學森林暨自然資源學系副教授）
(以姓氏筆劃為序)

農業部生物多樣性研究所
農業部生物多樣性研究所野生動物急救站
農業部生物多樣性研究所烏石坑研究中心
農業部獸醫研究所
農業部林業及自然保育署新竹分署
農業部林業及自然保育署臺中分署
農業部林業及自然保育署南投分署
農業部林業及自然保育署嘉義分署
農業部林業及自然保育署屏東分署
農業部林業及自然保育署宜蘭分署
農業部林業及自然保育署花蓮分署
農業部林業及自然保育署臺東分署
農業部林業及自然保育署航測及遙測分署

內政部國家公園署
內政部國家公園署玉山國家公園管理處
內政部國家公園署雪霸國家公園管理處
內政部國家公園署太魯閣國家公園管理處
內政部警政署保安警察第七總隊刑事警察大隊
原住民族委員會
臺北市立動物園
國立屏東科技大學保育類野生動物收容中心
社團法人臺灣野灣野生動物保育協會
國立臺灣大學獸醫學系
台灣黑熊保育協會
野聲環境生態有限公司

封面圖片 李政霖 繪

內文主筆 黃美秀 內文修訂 羅尤娟、黃綉娟、鄭伊娟、黃信富、高雋、王佳琪

本行動計畫建議引用格式

農業部林業及自然保育署。2025。臺灣黑熊保育行動計畫。臺灣。

Forestry and Nature Conservation Agency. 2025. Conservation Action Plan for the Formosan Black Bear (*Ursus thibetanus formosanus*). Taiwan.

一、願景

守護臺灣黑熊棲地，確保族群永續、生存，降低人熊衝突，營造人與自然和諧共存的环境。

二、背景資料

(一) 現有保育狀態

世界上現有熊科 (*Ursidae*) 共八種熊，除美洲黑熊 (*Ursus americanus*) 和棕熊 (*Ursus arctos*) 之外，其他六種熊隻皆被 IUCN 紅皮書列為全球易危物種 (*Vulnerable*)。

亞洲黑熊 (*Ursus thibetanus*) 廣泛分布於亞洲南部、東部。目前面臨最主要的威脅是棲息地喪失和破壞，活體和產製品 (如熊膽及熊掌等) 的商業貿易，以及因馴養寵物或展示需求而捕捉幼熊等非法活動 (Garshelis and Steinmetz 2008)。亞洲黑熊於分布的大多數地區的數量和分布範圍均有減少的趨勢，也被列為 CITES 附錄 I 等級的動物，明白規定禁止任何商業性交易，否則恐嚴重威脅該物種的存續 (Garshelis and Steinmetz 2020)。另一方面，此物種於亞洲各地的族群和保育現況也有很大差異，例如在日本，黑熊族群在多數地區穩定增長，但也因近年人熊衝突事件頻仍，民眾對於黑熊和管理觀感不佳，也導致黑熊被捕捉量失控性增加 (Yamazaki 2017)。另在南韓，1990 年代後期，政府啟動了亞洲黑熊恢復計畫，旨在保護和擴大智異山國家公園內僅存的少量野生黑熊族群，自俄羅斯遠東和北韓等地再引入個體 (Kim *et al.* 2011)，據信野外已有可繁殖的族群，且數量約 60 餘隻，已達既定復育目標。

(二) 生物資訊

1. 分類地位

臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 是食肉目 (*Carnivora*) 熊科熊屬 (*Ursus*) 亞洲黑熊 (*Ursus thibetanus*) 的 7 個亞種之一，分布於臺灣的特有亞種。亞洲黑熊的其他 6 個亞種分別為：俾路支黑熊 (*U. t. gedrosianus*)、西藏黑熊 (*U. t. thibetanus*)、四川黑熊 (*U. t. mupinensis*)、東北黑熊 (*U. t. ussuricus*)、日本黑熊 (*U. t. japonicas*)，以及喀什米爾 (喜馬拉雅) 黑熊 (*U. t. laniger*) (Kitchener *et al.* 2020)。亞種被有些學者視為相當鬆散且應用過度使用的分類單位，因為亞種的隨意認定和爭議在熊類經常可見，體型花色的變化和基因分析結果不見得一致 (Garshelis 2009)。但有些亞種名是明確的、有意義的，例如亞洲黑熊在臺灣 (*U. t. formosanus*) 和日本 (*U. t. japonicus*) 屬不同亞種。

從化石紀錄、形態學和 mtDNA 演化樹等證據顯示，亞洲黑熊和美洲黑熊關係相近 (Krause *et al.* 2008, Wu *et al.* 2015)。然亞洲黑熊目前尚欠缺涵蓋廣泛分布亞洲各地的所有亞種或族群的完整遺傳或形態比對資訊，且遺傳檢定結果也不盡相同(Kitchener *et al.* 2020)。微衛星體分子標記的遺傳結構分析則顯示，臺灣黑熊、西南黑熊、東北黑熊與西藏黑熊這 4 個亞種各自分群(石芝菁 2018)。

2. 物種描述

臺灣黑熊的外型特徵與其它亞種之亞洲黑熊相似，不易區分。臺灣黑熊體型粗壯，具有寬大厚重的頭蓋骨 (Hwang 2003)。耳朵為大而圓，臀圓尾短，尾巴通常不超過 10 cm。頸部短，眼睛小，吻部長且形狀似狗 (圖 1)，故又俗稱「狗熊」。

臺灣黑熊全身被以粗糙但光澤的黑色毛髮，頸部附近的鬃毛尤長並延伸到臉頰，可超過 10 cm。雖說亞洲黑熊在胸口上，通常有但並非總是有白或奶黃色 V 字或新月標誌，故有「月熊」之稱 (Kozakai *et al.* 2020)，但臺灣黑熊則皆可見胸前黃白色 V 字形斑紋 (圖 1)。身上其他部位有時也有小撮白毛，包括嘴巴前端的下頷部白斑，以及腳掌墊和腳趾之間。全年並無明顯換毛的情形 (葉炯章 2011)。

成年雄性黑熊的大小約是雌性的 1.5 倍大 (Garshelis 2009)。根據捕捉繫放個體的形質量測得知，臺灣黑熊成年雌性體重為 50-101 kg，體全長 (吻端至尾端) 130-154 cm；成年雄性體重為 60-133 kg，身長 150-175 cm (Hwang 2003, 黃美秀等 2021a, 2021b)。染色體 37 對。

熊類後肢皆有五趾，為完全蹠行(plantigrade)，即走路時以整個掌面貼地。臺灣黑熊腳掌的前後肉墊上並沒有毛髮分開，前腕墊由裸露的皮膚連接腳掌墊，如人一般。臺灣黑熊前腳掌墊長 13-23 cm，後腳掌墊長 15-26 cm。趾端有約 4-6 cm 的暗色爪子，強而有力，可挖掘，並於爬樹時在樹幹上留下深刻的爪痕。

黑熊有 42 顆牙齒，包含上下各 6 顆門齒、4 顆犬齒、16 顆前臼齒，以及上 4 下 6 顆臼齒。犬齒大而堅固，攸關戰鬥 (或威嚇) 與獵殺獵物，亦可用以來撕咬樹幹以取得其內的蜂窩(蜜)；臼齒和前臼齒的齒型則較像雜食動物(如野豬)，具有強大的咬力和咀嚼食物纖維。

熊類能利用靈敏的嗅覺定位遠方的食物資源，或偵測同類其他個體。近距離時，黑熊仍可利用視覺，並依顏色辨認而搜索食物。雖然夜視能力不佳，但仍是能在黑暗中移動和搜尋食物 (Garshelis 2009)。

熊類為獨居型，被認為是食肉目動物中甚少有社交行為的物種，但近年來廣被利用的自動攝影機研究和其他證據卻發現，牠們彼此間有許多複雜的溝通方式，

可能比一般所認知的更具社會性，包括氣味、聲音、身體姿勢、物理或化學的標記物 (Garshelis 2009)。

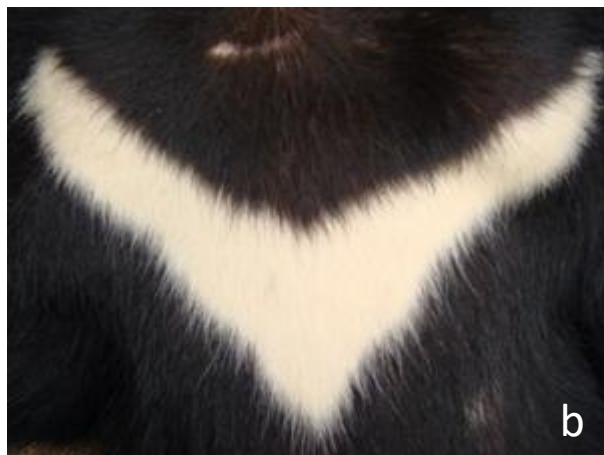


圖 1、臺灣黑熊重要辨識特徵：(a) 眼睛小，耳朵豎立且小而圓，(b) 胸前的黃白色 V 字形毛斑，(c) 下巴末端的短毛為白色，(d) 吻鼻部長且形狀似狗，(e) 臺灣黑熊之前掌墊，(f) 臺灣黑熊之後掌墊。

3. 歷史與現況分布

有關臺灣黑熊的地理分布文獻記載可追溯自日治時代，但多僅止於描述性紀錄。該時黑熊廣泛分布於臺灣全島，在臺東的山脈數量眾多，雪山山脈則普遍出現，分布海拔於 600-2,700 m (鹿野忠雄 1929, Kano 1940)。臺北市的近郊山頭也曾有發現紀錄，但森林之外的地方則難有蹤跡 (鹿野忠雄 1929)。根據 1933 年訪談原住民的日本官方紀錄，78 隻黑熊被排灣、布農、泰雅和鄒族等原住民捕獲，並在各地販售 (引用自 Wang 1999)。這些史料勾勒出黑熊在 1930、1940 年代數量似乎不如現今般的稀少，且在較淺山地區如海拔 100 m 以上的森林，就有發現的紀錄 (堀川安市 1932)。

臺灣光復後，雖有少數關於哺乳動物的整理性文獻，但並非針對黑熊，內容多止於概述介紹。陳兼善 (1956) 指出，黑熊分布於蘇澳、羅東、花蓮、玉山和阿里山，海拔 100-2,000 m 的區域。McCullough (1974) 指出，黑熊分布於臺灣較荒野的山區，包括海岸山脈。針對臺灣黑熊的全島地理分布調查始於 1990 年，調查結果顯示，黑熊分布北至宜蘭的哈盆，南至大武山保留區 (王冠邦 1990, 王穎及王冠邦 1990, 王穎及陳添喜 1991); 1996-2000 年的熊紀錄則新增了海岸山脈，中央山脈的分布則無太大變化，且主要集中在玉山、雪霸和太魯閣三個國家公園，以及北部的插天山自然保留區和南部的大武山自然保留區 (王穎 1999, 2000)。

有系統的地理分布調查及收集於 1991-2010 年間的有熊紀錄，包括文獻回顧、林務工作人員和原住民等地訪查和問卷，熊目擊、痕跡、自動照相機記錄、以及無線電追蹤等資料 (黃美秀等 2006、2008、2010)。第一時期 1990-2000 年 ($n=300$) 及第二時期 2000-2010 年 ($n=715$) 的有熊紀錄皆集中於中央山脈地區，然在北部 (不含雪山山脈) 分布較為稀疏，且僅極少數位於海岸山脈。整體看來，有熊紀錄於玉山國家公園、關山及雙鬼湖野生動物重要棲息環境鄰近區域較為密集，該區有熊格 (1 km^2) 數量約佔全數的 60% (圖 2)。

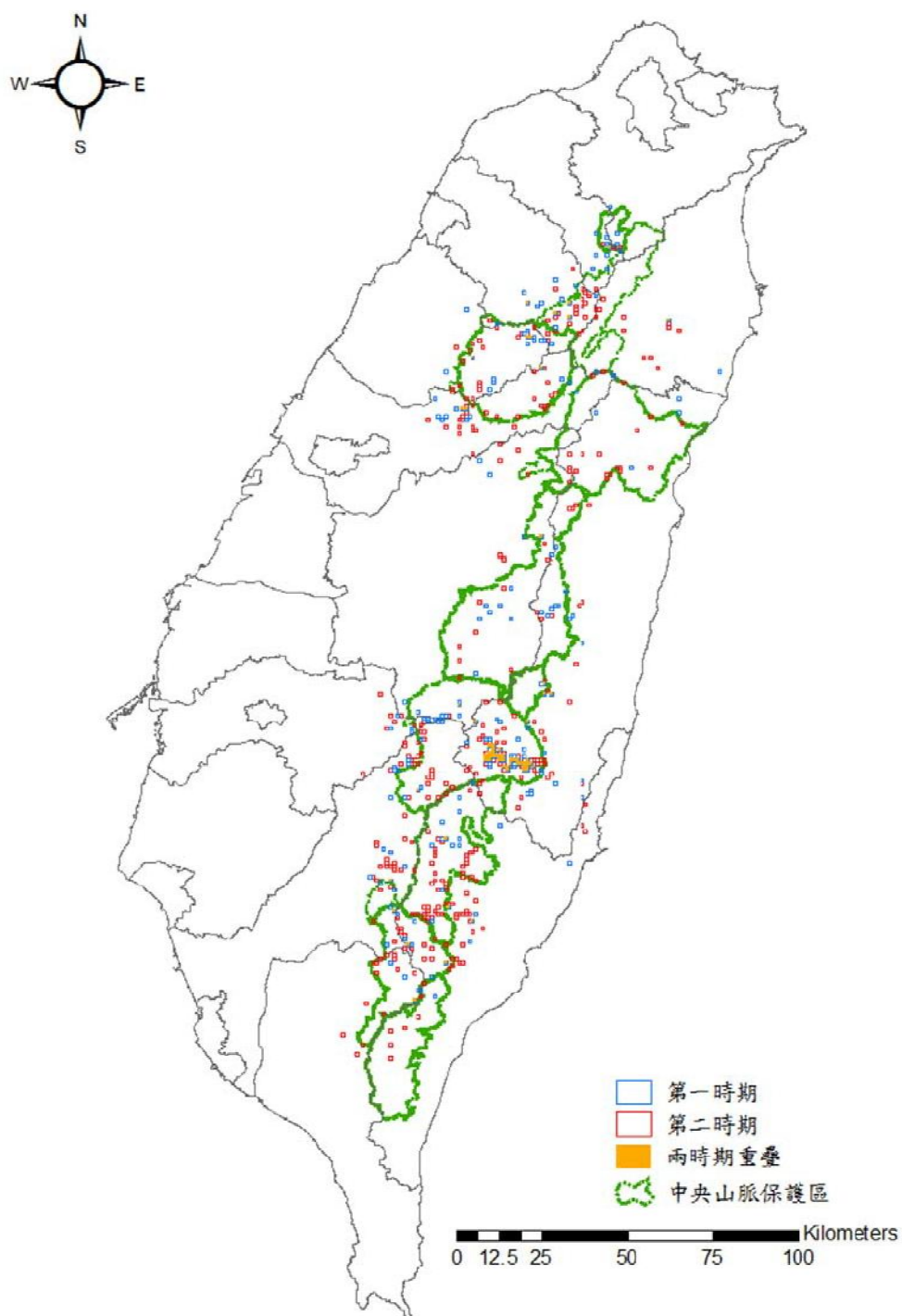


圖 2、1990-1999 年與 2000-2010 年二個時期發現有熊格的分布狀況。橘色實心網格為兩個時期都有發現黑熊之網格 ($n=63$)，黑色線為縣市邊界 (黃美秀等 2012)。

根據第二時期 (2000-2010 年) 物種分布模型 MaxEnt(Maximum Entropy Model)所建構的二元性預測分布圖顯示，預測黑熊棲地範圍約 8,588 km²，為臺灣本島面積的 23.3%，99%位於國有林範圍內，熊分布範圍主要位於中央山脈，海岸山脈只有極少且零星之區塊。除了在中部丹大野生動物重要棲息環境一帶的範圍較小且破碎化之外，其他地區的分布似乎有擴張之趨勢。(圖 3)。

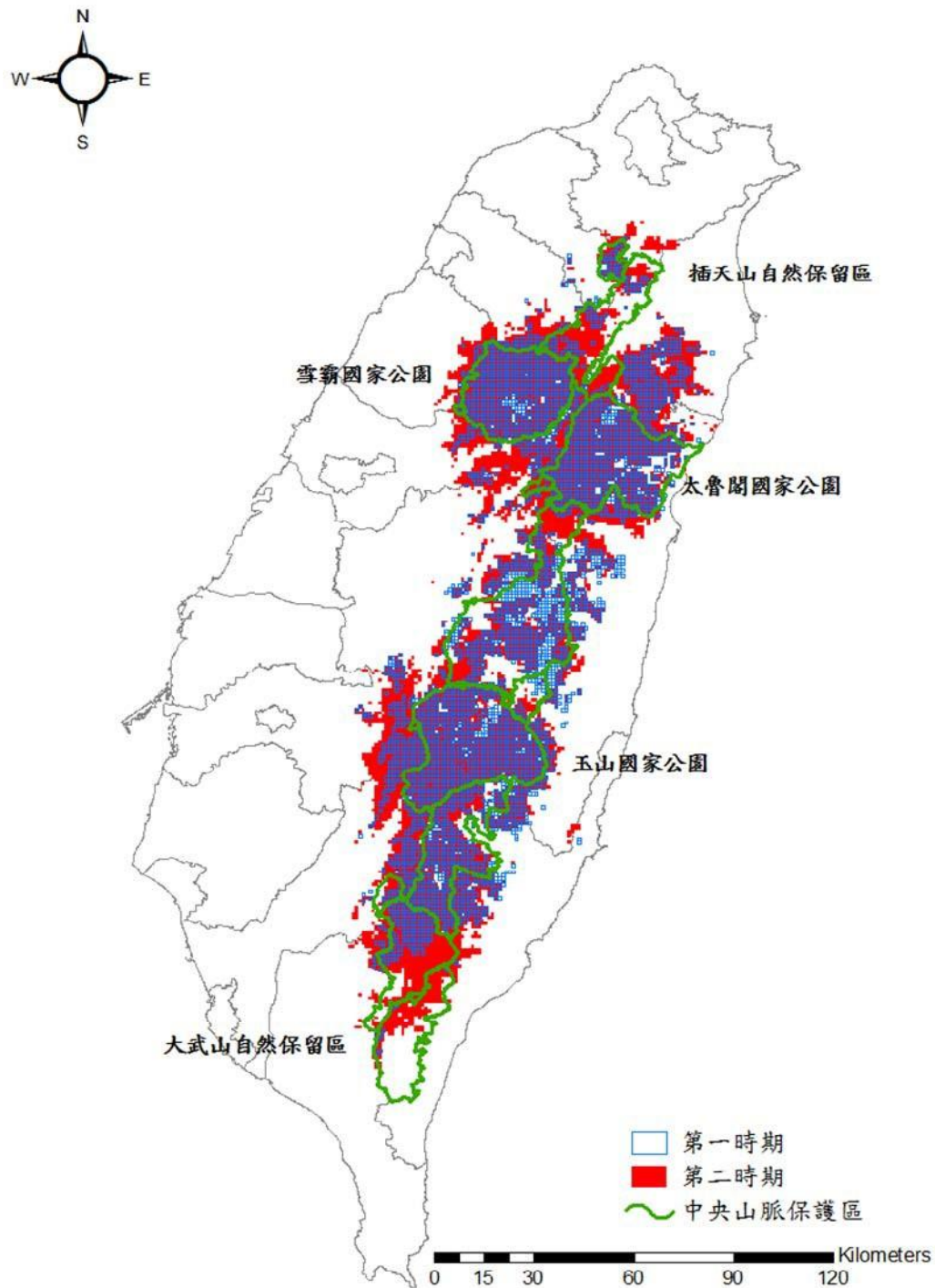


圖 3、MaxEnt 模式預測臺灣黑熊於第一時期（1990-1999 年）與第二時期（2000-2010 年）的地理分布圖。第一時期面積為 5,853 km²，第二時期為 8,588 km²。網格為 1 km²。綠色線為位於中央山脈之保護區，最北為插天山自然保留區，最南為大武山自然保留區（蔡幸倩 2011）。

第三時期 (2011-2023 年) MaxEnt 預測結果顯示黑熊潛在分布面積有 11,229 平方公里，占全島面積 31.4% (圖 4)。除海岸山脈預測沒有熊分布之外，潛在黑熊分布區北部達南北插天山至東眼山一帶，但此區遭北橫公路切割以及往返新竹縣尖石鄉部落的道路密集，於巴陵至泰崗地區呈現破碎化情況。臺 7 甲線以及周遭的人為干擾如聚落及農地，阻隔了蘭陽溪上游兩岸的黑熊分布，臺 7 甲線以東預測黑熊分布僅達太平山一帶。雪霸國家公園及太魯閣國家公園大多呈現連續分布，惟雪霸國家公園的志佳陽大山 - 油婆蘭山一帶、太魯閣國家公園的馬比杉山以南至竹村一帶及屏風山屋 - 奇萊北峰地區呈現較破碎的分布。中部丹大野生動物重要棲息環境於能高山 - 安東軍山、卓社大山 - 鳶山一帶，黑熊潛在分布較為破碎及零星。玉山國家公園以南區域的預測分布大多維持完整且連續分布，分布南界可抵大武山自然保留區以南的浸水營古道(黃美秀等 2023)。

相較於第二時期 (2000-2010 年) 預測，在中央山脈保育廊道外圍的東部和西部地區有不等程度增加的趨勢，北臺灣則有較多潛在分布區轉變為無熊分布區域，整體而言黑熊潛在分布區域面積有增加。(圖 5)

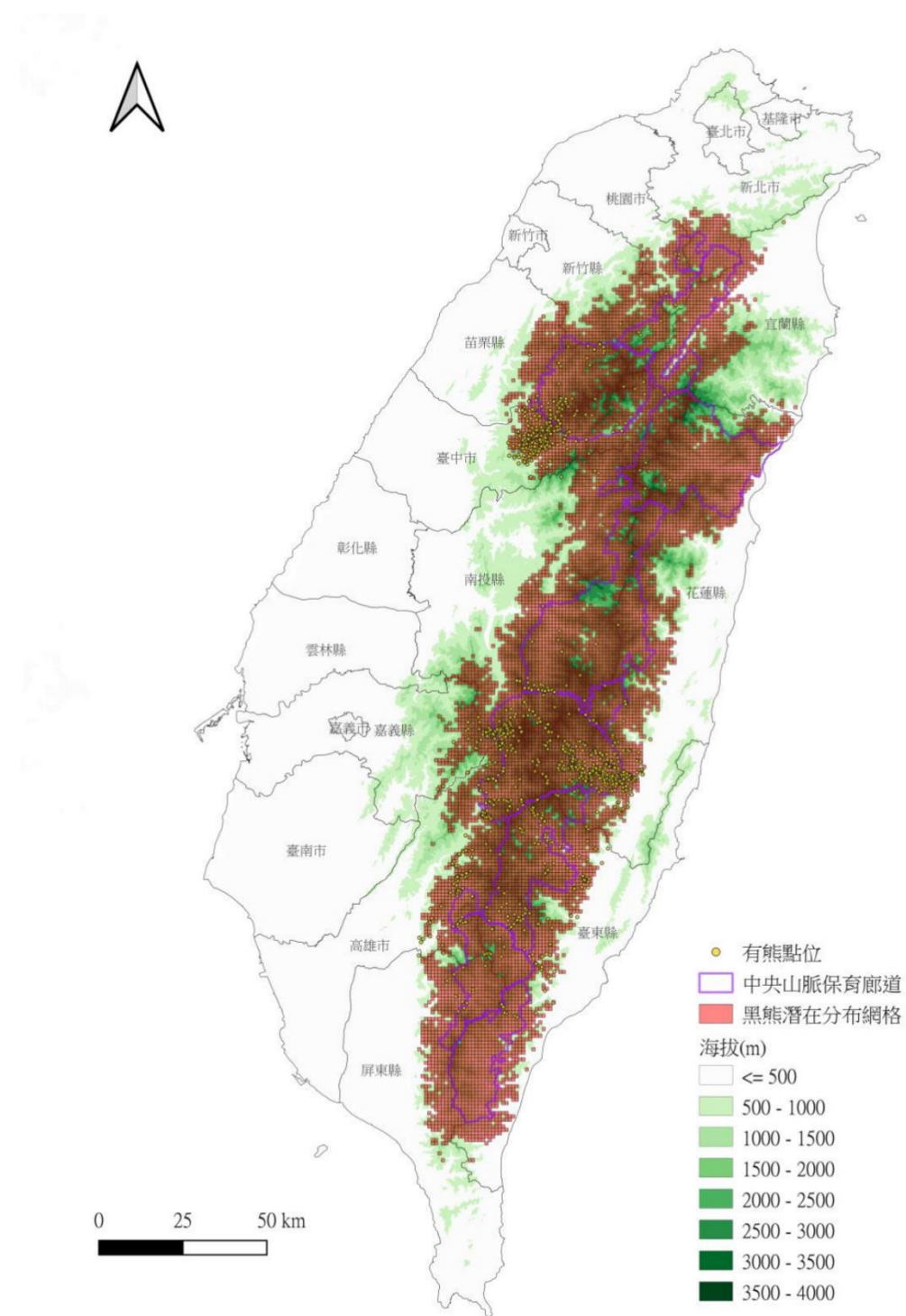


圖 4、以 MaxEnt 模式利用 2011-2023 年 7 月有熊資料所預測臺灣黑熊潛在地理分布圖 ($1 \times 1 \text{ km}^2$ 網格)。(黃美秀等 2023)

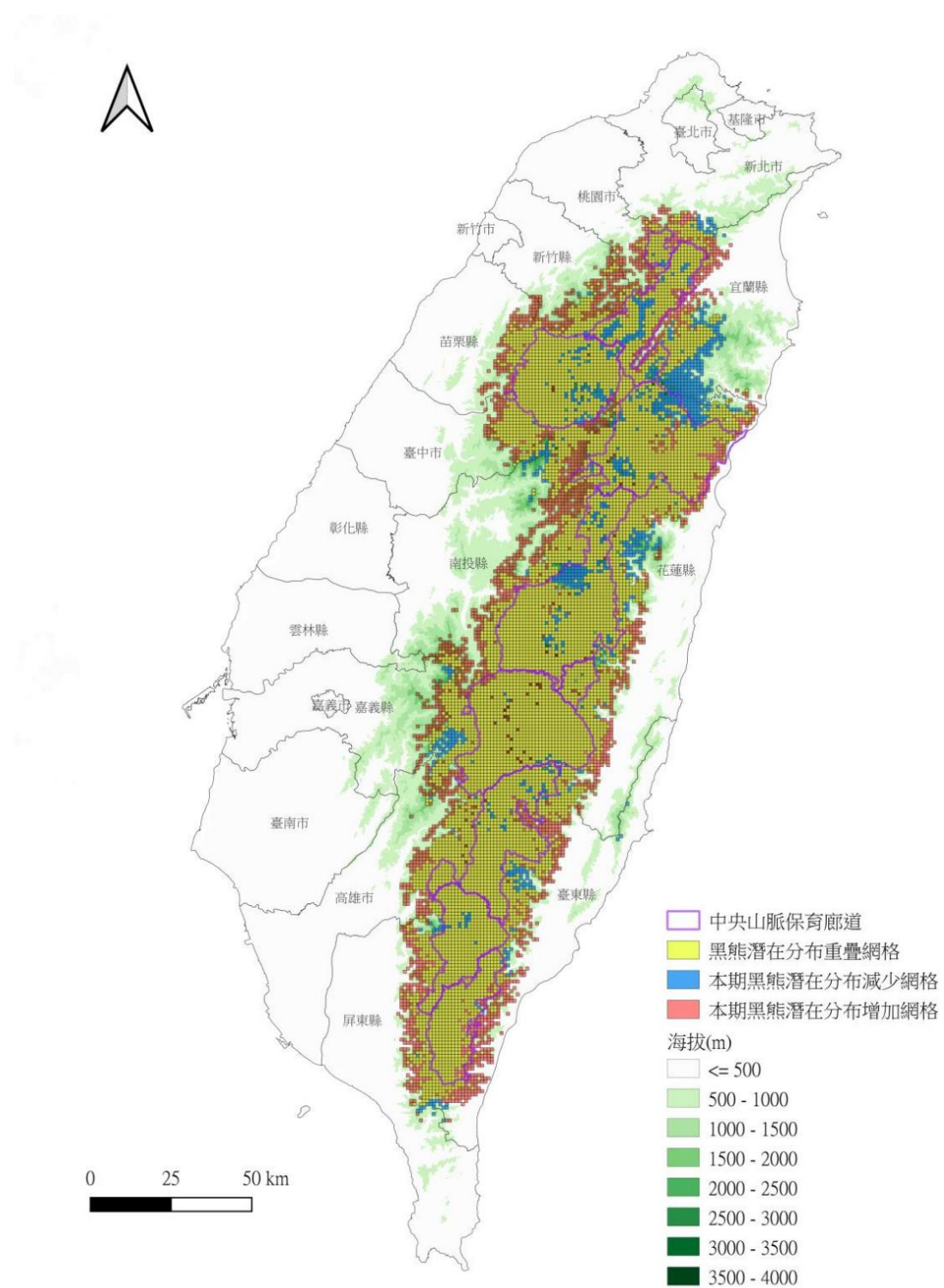


圖 5、MaxEnt 模式預測臺灣黑熊於第二時期 (2000-2010 年) 與第三時期 (2011-2023 年) 的地理分布圖。二期重疊網格(黃色)共 7,483 km²。相較於前期，本期預測增加者為紅色，縮減為藍色。(黃美秀等 2023)

根據以 2009 至 2019 年於大雪山國家森林遊樂區及玉山國家公園採集之糞便、組織及血樣進行基因分析的結果 (Hsiao *et al.* 2022)，2 處黑熊未發現近親狀況並維持高基因多樣性，但 2 處族群之間的基因交流低，已有遺傳差異，應視為不同保育單元 (Management unit)，並釐清造成基因交流阻隔的道路、狩獵等人為或高山屏障等地景原因，降低阻礙以避免族群破碎化。

4. 族群趨勢

除了於玉山國家公園有黑熊族群研究資料之外，臺灣尚未有其他地區的族群量切確調查。玉山國家公園自 1998 年起展開野外黑熊的生態和族群監測的各項研究，透過長期的樣本資料收集和分析，勾勒出該區族群的脈絡，並提供全島黑熊族群的重要參考數據。利用 8 個微衛星基因型 (Shih *et al.* 2009) 檢測黑熊排遺，發現 2009 至 2014 年於大分地區 (步行需時 3 日) 共鑑定出 139 隻個體 (Hsiao *et al.* 2022)。若再加上近年二期 (2014 年和 2020 年) 的捕捉繫放個體 ($n=15$)，以及鄰近該區的東部救傷和死亡黑熊個體 ($n=6$)，則共計 155 隻個體的基因型資料 (扣除重複個體) (黃美秀 2021a)。這也是臺灣唯一有確切族群數據者。若進一步考量該區其他未採樣的地區和個體，以及熊隻可能游移於國家公園內外區域的情況，粗略地估計玉山國家公園臺灣黑熊的族群數量為 250-300 隻應屬合理。

全島臺灣黑熊的族群估算乃根據 MaxEnt 模式預測 2000-2010 年間的黑熊地理分布圖的分布機率值 (Plogistic) (蔡幸蒨 2011)，計算出玉山國家公園境內的平均分布機率值為 0.528，再以此數值當作高、低密度兩區切分的基準。族群密度則回顧北美東南部 12 州的數據，並挑選出高、低密度兩區合適的密度，再帶入黑熊於兩種棲地品質的面積，則推算出族群數量，即現今臺灣黑熊族群量為 139-621 隻不等 (林容安 2013)。該研究同時也估計出，臺灣當前的黑熊承載量有 5,000 到 10,000 隻之多。此外，基於野外目擊黑熊的紀錄不常見，有學者懷疑族群可能不會超過幾百隻 (Hwang and Wang 2006)。這樣的數量遠低於目前全島適合黑熊生存的潛在棲地可提供的承載量。

動物族群多寡和變化趨勢除了可以參考地理分布的資訊之外，有時可由長期活動於野外的工作者經驗中，獲得具價值的參考資訊。在早期林務局各林管處員工針對於管理轄區內黑熊族群現況的看法的問卷調查中，34% ($n=913$) 表示存在但稀少，僅有 2% 表示普遍存在或很多，13% 及 14% 分別表示可能有或狀況不明；另有 10% 的受訪者表示，以前轄區曾經有黑熊分布，但如今可能已經消失了 (黃美秀等 2006)。另 52% 表示有黑熊但稀少，8% 表示普遍存在，然卻沒有任何人認為數量很多，甚至有 25% 不知道。由此可知，當年大部

分的林務工作者認為臺灣黑熊數量稀少。

2006 黃美秀等人報告指出，對於各林管處轄區內黑熊族群變化，受訪者多數 (40%, $n=176$) 表示不知道，若扣除認為轄區原本就無熊者，19%認為熊族群量減少，26%認為大致穩定，而 12%認為增加 (黃美秀等 2006)。就各林管處而言，認為熊族群大致穩定或增加者多於半數者，包括嘉義、屏東、臺東 (52-67%)，而減少比例高於前述穩定或增加的，則羅東、新竹及南投 (17-42%)。上述這些資料顯示，黑熊族群變化趨勢可能有區域性的差異，但一致的情況是偏低的密度，以及低偵測率。

玉山國家公園被視為是代表臺灣黑熊族群之高密度樣區 (high-density benchmark) (黃美秀等 2010, 2012)。比較近年來被廣泛利用於全島各地的數位式紅外線自動照相機監測物種的調查結果顯示，多數地區的熊拍攝記錄點位零星，唯玉山國家公園具有持續且顯著高的臺灣黑熊相對出現頻度 (翁國精等 2020, 黃美秀等 2021a)。最新的玉山國家公園黑熊預測分布圖亦顯示，黑熊集中分布於東部園區大分至登山口一帶 (葉子維 2020)，並且相較於其他調查技術也顯示黑熊於此區具有相對高的豐度 (黃美秀等 2021a)。此外，近年來此區有熊通報紀錄有顯著增加之趨勢，加上該區二十餘年來累計地三期無線電追蹤資料顯示，黑熊活動於國家公園以外的範圍和個體比例皆明顯增加 (林宛青 2017, 葉子維 2020, 黃美秀等 2021a, 2022)。以上資訊足以顯示，此區黑熊的活動漸趨頻繁，且族群有向外擴展的趨勢。這是目前全島唯一確認黑熊族群增長的區域。此區黑熊族群可謂全島臺灣黑熊之核心族群，對於維繫全島臺灣黑熊族群的存續力具有深遠的影響。

臺灣野外黑熊密度普遍偏低。研究者蒐尋過去可能因人為可及度較低、難以到達或沒有熊出沒紀錄之潛在黑熊分布區域，只有半數樣區 ($n=20$) 有發現黑熊痕跡等 (黃美秀等 2010)。整體的熊痕跡密度 0.7 筆/公頃，若只計算有發現熊痕跡的調查區域，則為 1.2 筆/公頃，遭遇率是 0.42 筆熊痕跡/km。相較於泰國保護區，在不同植被內發現亞洲黑熊爪痕 (一年內) 密度為 2-14 筆/ha (Steinmetz 2009)。在印度，喀什米爾丹希岡 (Dachigam) 國家公園，黑熊痕跡發現率為 0.6 筆/km，夏季遭遇率最高為 1.14 筆/km (Sharma *et al.* 2009)。相較於這些地區，再考量臺灣調查樣區植被良好、自然環境合適的條件下，推測臺灣黑熊的族群密度應仍處偏低的狀況 (黃美秀等 2012)。

因黑熊族群密度低，捕捉調查不易且有一定程度的風險，2015 年起以自動相機 (Camera trap) 的形式監測中大型哺乳動物，更於 2022 年針對黑熊新增插天山保留區及鄰近地區、雪霸國家公園與雪山坑溪地區、大雪山與谷關地區、楠溪林道與鹿林山地區、茂林與六龜地區、雙鬼湖與西亞欠地區、玉里野

生動物保護區、瓦拉米與卓溪地區、關山野生動物重要棲息環境，共計 9 個長期監測的重點區域，以相同的相機設定及作業流程，長期監測野生動物族群的變化。監測結果顯示近 9 年黑熊的「出現指數」(occurrence index，簡稱 OI 值) 呈現顯著的增加，另每年拍到臺灣黑熊的自動相機比例部分，有拍到黑熊的比例從 2018 年 1.8%，到 2024 年增為 8.9% (翁國精等 2024，圖 7)。然其中可能是因為陸續於保護留區及黑熊可能的出現熱區增設樣點，使得黑熊平均豐度於 2021 年後顯著較高，2021 年之後則維持平穩的趨勢 (翁國精等 2024，圖 6)。

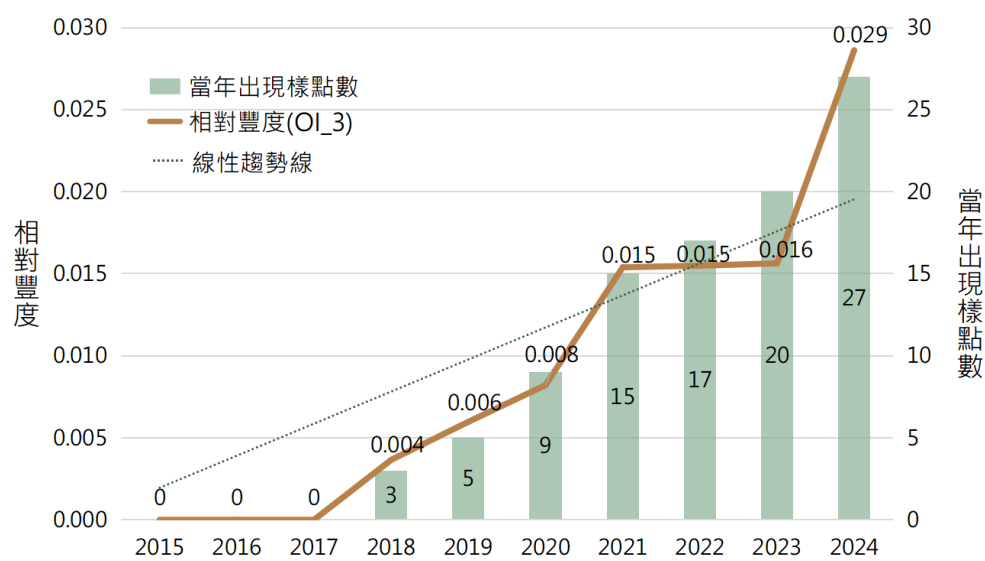


圖 6、本島監測相機黑熊歷年平均 OI 值。誤差線為標準差。

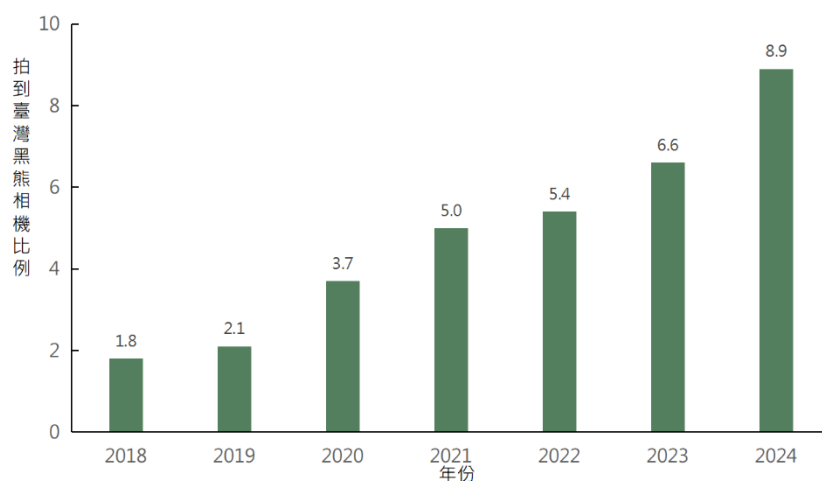


圖 7、2020-2024 年林業及自然保育署野生動物監測網拍攝臺灣黑熊的相機比例

另根據 2021 年至 2023 年於花蓮縣卓溪鄉卓溪部落周邊海拔 300 至 900 公尺架設的 49 至 57 個自動相機樣點資料顯示，黑熊於當地春夏季有較高的出現頻度且有逐年上升的趨勢（圖 8），期間拍攝到 4 隻育幼的母熊，並辨識出 23 隻不同黑熊個體在當地活動，51 位來自 14 個部落 5 個村的在地居民中 10 年內有 86% 曾看過熊痕跡，67% 有目擊熊的經驗，14% 曾有人熊衝突。（姜博仁等 2023）

綜上所述，臺灣黑熊仍屬稀少野生動物，但其數量及活動分布範圍近年於部分地區有明顯上升的趨勢，如花蓮卓溪鄉。然臺灣黑熊族群於全島各地的狀況則有待持續且有系統的監測資料累積。



圖 8、花蓮縣卓溪鄉 2021 至 2023 年自動相機黑熊平均 OI 值。

林業保育署統整自 2011 年至 2025 年 4 月全臺灣共累積 2,034 筆臺灣黑熊紀錄，涵蓋目擊、自動相機、救傷及痕跡資料(主要資料來源:台灣黑熊保育協會 & 林保署，黃美秀等 2023)。林業保育署分析結果顯示，黑熊分布自 2018 年後擴展至 11 縣市 27 鄉鎮，較 2011–2017 年增加 10 鄉鎮(圖 9)，顯示族群活動範圍持續外擴。海拔分布亦呈現改變：2011–2017 年間，1200 公尺以下僅 78 筆紀錄，但 2018 年後增至 513 筆(圖 10)，反映黑熊逐漸進入低海拔與人類生活圈；同時，中高海拔（>1200 公尺）紀錄亦由 219 筆躍升至 1224 筆(圖 11)，顯示整體族群數量皆在增加。繁殖證據方面，自 2018 年起已累積 60 筆母熊攜幼熊(含亞成熊)紀錄(圖 12)，其中 38% 出現在低海拔區域，為族群拓展的重要生態指標。進一步以長期自動相機監測計算相對豐度（OI 值），可排除通報熱度或

自動相機設備增加的干擾，數據顯示黑熊族群在 2018–2024 年間呈現持續上升趨勢 (由 1.8% 升至 8.9%)。整體而言，臺灣黑熊的族群動態已初步顯示出正向增長與分布擴張趨勢，反映近年森林棲地復育與保育措施已見成效。

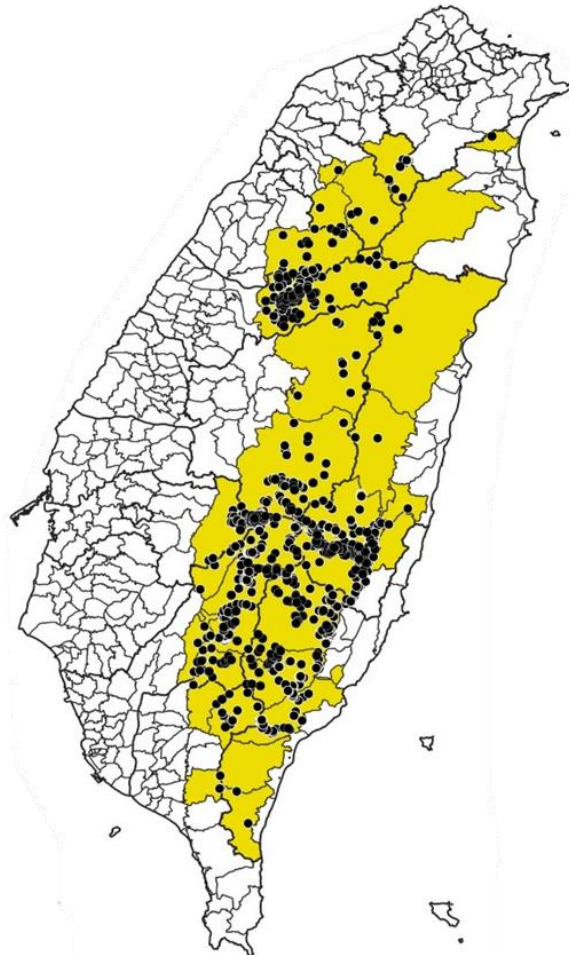


圖 9. 黑熊分布自 2018 年後擴展至 11 縣市 27 鄉鎮。

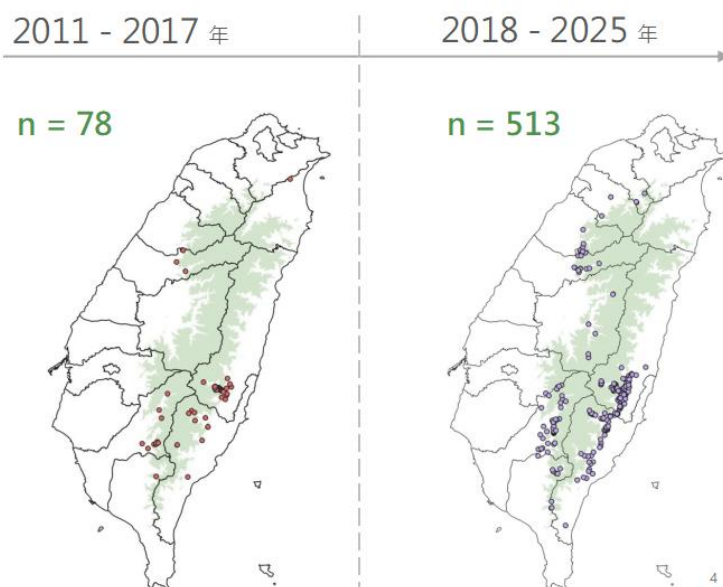


圖 10. 2011–2017 年間，1200 公尺以下僅 78 筆紀錄，但 2018 年後增至 513 筆

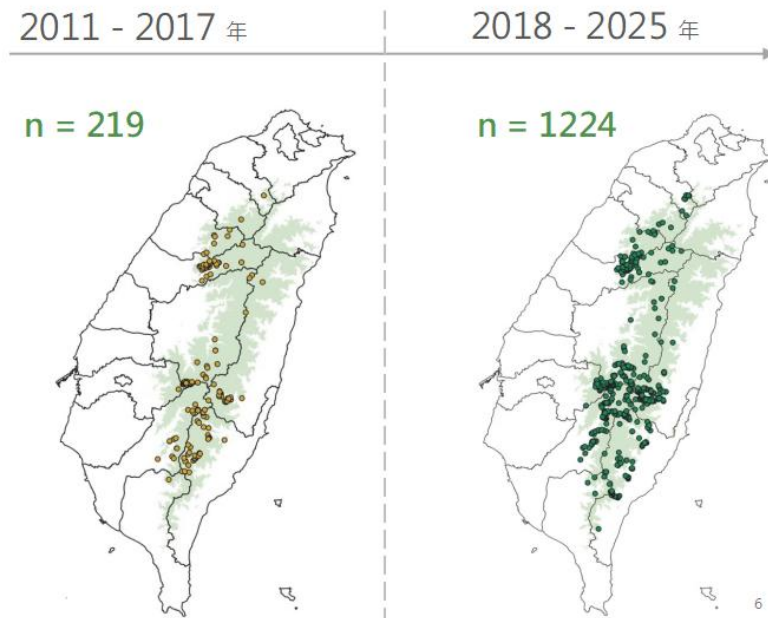


圖 11. 2011–2017 年間，海拔 1200 公尺以上紀錄亦由 219 筆躍升至 1224 筆

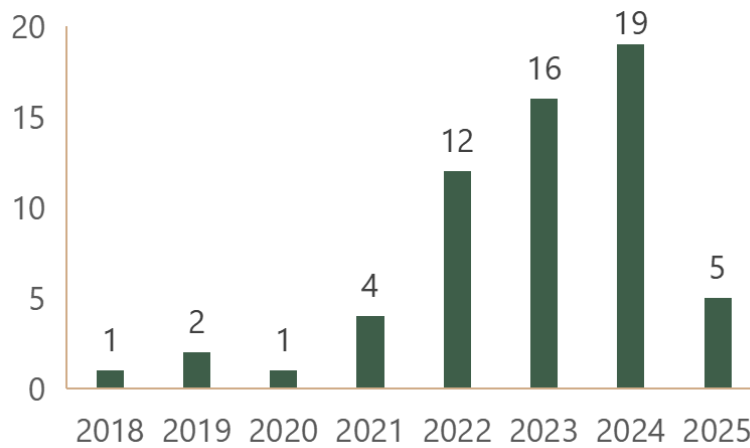


圖 12. 自 2018 年起至 2025 年 5 月，母子熊(含亞成熊)的紀錄次數

5. 繁殖與生活史

熊類成熟的年齡與身體狀況及食物供給有密切關係，從 2 到 10 歲不等，且圈養的熊傾向比野外的熊早熟 (Garshelis 2009)。臺灣黑熊並無明確的性成熟年齡和衰老的記錄，目前僅有一源自大武山區的圈養臺灣黑熊，曾於 8 歲齡時生產第一胎，但可能礙於缺乏照養經驗，幼熊夭折。另一屏東民間李氏飼養的黑熊於 23 歲時仍有繁殖記錄。目前僅棕熊及美洲黑熊有衰老的年齡資料，皆在 25 歲左右停止生育，能存活至約 35 歲(Garshelis 2009)。根據捕捉繫放資料顯示，一野外臺灣黑熊公熊的年齡至少 20 歲 (黃美秀 未發表資料)。

亞洲黑熊的發情交配期推測與美洲黑熊相近，多在 5 月至 8 月 (Spady *et al.* 2007, Kozakai *et al.* 2020)，但也有於 3-8 月 (Ford 1981, Seager and Demorest 1986, 孔令祿等 1998)，甚或 3-12 月的紀錄(Domico and Newman 1988)。臺灣黑熊的發情期主要根據圈養個體生殖激素濃度監測推論而得，但卻呈現不一的結果，如在 3-5 月 (Yang *et al.* 2005)，或 3-6 月 (許松豪 2002, 張耿瑞 2004)，或 2-8 月 (楊吉宗等 2006)。另有的研究則指出圈養臺灣黑熊全年均可繁殖 (Chang *et al.* 2006)，或多次發情 (楊健仁 2003)，或單次發情 (楊吉宗等 2006)。由於上述這些研究利用圈養個體樣本數皆稀少，且個體和圈養環境亦不盡相同，故繁殖週期仍有待進一步釐清，並加強野外樣本的來源。

根據日本黑熊的觀察，母熊會在交配不久後，受精卵會停止發育，停在囊胚階段數個月，即延遲著床或胚胎滯育 (Tsubota *et al.* 2001)；著床發生於 11 月底，12 月初，母熊在 1 月底 2 月初分娩 (Sato *et al.* 2001, libuchi *et al.* 2009)。臺灣黑熊的繁殖紀錄皆源自於圈養個體，發生於 12 月底至 3 月期間 (林依蓉 2007, 黃美秀 私人觀察)。此亦與中國黑熊的情況相近 (Wang 1998, 孔令祿等 1998)。

圈養臺灣黑熊懷孕雌熊於產前 1-2 個月攝食量迅速劇減，產前 1 個月行動和反應漸趨緩慢、遲鈍，多蜷縮於窩巢，並經常舔自身乳房，至產前 1-4 週完全拒食 (楊吉宗等 2003、2005)。母熊分娩後亦不吃、不喝、不排糞及不排尿，但能持續泌乳育幼。此行為與溫帶美洲或日本黑熊的休眠狀況 (俗稱冬眠，一般 3-5 個月) 甚為相似，唯圈養的臺灣黑熊不吃、不喝、不排糞尿的時間較短，短者數天，長者約 1 個多月，且此時母熊對環境的反應變得十分敏感，稍有動靜，就有所警覺 (楊吉宗 2005, 2008)。

黑熊的哺乳期通常 5-8 個月，小熊和母熊於此期間的關係更加緊密，並從母親那裡得到食物和保護，並學習生存所需的各項技巧。在環境合適的情況下，黑熊通常可每兩年生一胎，小熊約 9 個月時斷奶，並持續受母熊照顧

(Garshelis 2009)。野外臺灣黑熊親子間的離合時間尚無紀錄，但推測幼熊會跟隨母熊約一二年，直到母熊再次發情前才分離。

熊類產仔胎數常隨地理分布有差異，並與食物豐富度和食物類型有關。根據野外的目擊紀錄，野外臺灣黑熊常見 1 或 2 隻幼熊跟隨母熊 (97%)，偶或有 3 隻的記錄；圈養環境則觀察到產仔 1 隻 ($n=2$) 或 2 隻 ($n=9$)，且單胎高於雙胎幼熊的紀錄 (林依蓉 2007，黃美秀等 2012)。

熊從真正胚胎著床到出生只有 2 個月，可謂胎兒尚未發育完全即出生 (altricial，晚熟型)。臺灣黑熊圈養出生時的紀錄為 250-400g，約占母體重的 0.3%-0.6% (黃美秀 私人觀察)，與野外美洲黑熊初生幼體 325-432 公克相近 (為母體重 0.37%，Ofstedal *et al.* 1993)。剛出生的幼兒幾乎無毛，眼睛及耳朵均無功能，僅稍為可自我調整體溫，故需母獸保溫。根據壽山動物園的紀錄，幼熊 36 日齡方張開眼睛，43 日齡前肢可以伸直撐住身體，47 日齡可以爬行，50 日齡開始長牙齒，68 日齡可以四肢直立撐住身體行走 (黃美秀 私人觀察，圖 13)。圈養幼熊於 3 個月齡時，重達 2-6 公斤，已可離巢自由活動時。基於顱骨測量，在公熊 5 歲和母熊 4 歲時似乎便停止成長 (Amano *et al.* 2004)。

(a)



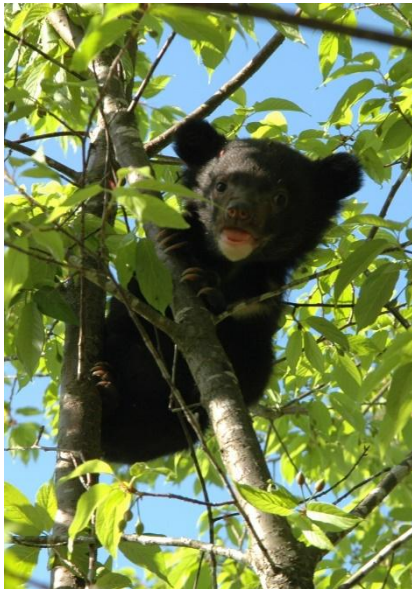
(b)



(c)



(c)



(d)

(e)



圖 13、圈養黑熊幼熊的成長和發育狀況: (a) 出生 10 天 ;(b) 出生 34 天 ;
(c) 出生 44 天 ;(d) 1.5 個月 ;(e) 4 個月 ;(f) 14 個月齡 (亞成體)。

6. 食性

臺灣黑熊為臺灣陸域體型最大的食肉目動物，然相較於需要消耗大量的體力追逐和捕捉獵物的動物性食物，植物的可獲得性高，野外臺灣黑熊採食 80% 以上的植物性食物，是標準的雜食性動物 (Hwang *et al.* 2002)。此與其他地區亞洲黑熊的觀察相符 (Koike 2010, Steinmetz *et al.* 2013)。

黑熊覓食策略受食物養分含量、表面消化率 (apparent digestibility) 及食物的可獲得性等因素影響，以在最短時間內獲得最大的能量為原則，故其食性隨環境中植物性物呈季節性變化。與在亞洲溫帶森林的黑熊一般，春天傾向吃高粗蛋白質低纖維的新鮮葉子 (Furusaka *et al.* 2017)；夏末和秋天，則偏好果實 (Koike and Masaki 2019)。臺灣黑熊也是如此，取食的食物類別繁雜，芽、葉、莖、根、果實等皆可食，甚至如咬人貓 (*Urtica thunbergiana*) 的莖葉 (黃美秀等 2012)。漿果因結果季較短，然整年皆有許多種類於不同季節輪替結果，年產量大於堅果，係黑熊相對穩定的能量來源 (Beeman and Pelton 1980, Inman and Pelton 2002)。

臺灣黑熊也是樹棲覓食者，在吃橡實時，常咬或折斷樹枝，並將它們在樹冠疊起，成為平臺或巢，這種行為只有亞洲黑熊有 (Kozakai *et al.* 2020)。在臺灣，屬中低海拔的優勢植物組成的樟科，則為臺灣黑熊夏季和初秋重要的食物來源，常見的取食樹種為香楠 (*Machilus zuihoensis*)、大葉楠 (*Machilus japonica*) 及臺灣肉桂 (*Cinnamomum insularimontanum*) 等，其他果實包括山櫻花 (*Prunus campanulata*)、山枇杷 (*Eriobotrya deflexa*)、臺灣蘋果 (*Malus formosana*)、呂宋莢蒾 (*Viburnum luzonicum*)、山櫻花 (*Prunus campanulata*) 等 (Hwang *et al.* 2002)。

常於秋、冬季結果的堅果類富含高脂肪及高能量，有利熊類在秋、冬季快速累積脂肪，成為熊科和其他動物重要的季節性食物 (Eagle and Pelton 1983, Hellgren *et al.* 1989)。在臺灣，黑熊食用多種殼斗科的果實如鬼櫟 (*Lithocarpus castanopsisifolius*)、森氏櫟 (*Cyclobalanopsis morri*)、狹葉櫟 (*Cyclobalanopsis stenophylloides*)、高山櫟 (*Quercus semecarpifolia*)、栓皮櫟 (*Quercus variabilis*)、錐果櫟 (*Cyclobalanopsis longinux*) 等之外，堅果另有胡桃科的臺灣胡桃 (*Juglans mandshurica*) (Hwang *et al.* 2002)。玉山國家公園的大分因擁有一片青剛櫟 (*Cyclobalanopsis glauca*) 優勢的森林，青剛櫟結果量逐年而異，然值秋、冬季大量結果時，10 月底起至次年 1 或二月，便吸引許多黑熊和其他動物陸續前往此區覓食 (Hwang *et al.* 2002, 2010, 林冠甫、黃美秀 2011, 林宛青 2017, 郭彥仁等 2021)。

在植物性食物短缺時，臺灣黑熊會增加捕食草食獸（山羌及野山羊），黑熊排遺內含物也有發現較大型獵物如水鹿和野猪的紀錄，不僅源自食腐肉，也會獵捕較孱弱的個體（Hwang *et al.* 2002）。在臺灣，有蹄類動物在黑熊食性中的比例遠高於亞洲其他地區的黑熊。螞蟥、蜜蜂等社會性昆蟲也是常見的動物性食物，提供動物性蛋白質和必需胺基酸養分的重要來源（Eagle and Pelton 1983, Redford and Dorea 1984）。圈養的觀察也顯示，黑熊不僅對昆蟲（如麵包蟲）具有高偏好性（邱昌宏 2007），也有高消化率（陳亞萱 2009）。

臺灣黑熊為機會主義覓食者。雖然生理適應讓熊科動物可於短期內進食大量果實，但就長期而言，因營養需求及最小能量消耗之故，黑熊通常會選擇混合進食，即雜食性策略，不僅只採食果實，也會混合取食其他無脊椎或哺乳類動物，以避免必需的鈣、蛋白質或其他養分攝取不足，並可在短時間內獲得最低的生理需求，即為最佳覓食策略（Optimal diet model hypothesis, Rode and Robbins 2000, Robbins *et al.* 2007）。因此，滿足臺灣黑熊所需的適合棲息環境，除了需要能提供多樣且豐富的植物性食物之外，適當豐富的偶蹄類獵物也很重要。

7. 競爭與掠食者

臺灣黑熊是機會主義的雜食動物，偶蹄類動物也是臺灣黑熊的重要獵物，野外並有紀錄黑熊追逐和取食這些獵物的觀察（Hwang *et al.* 2002，黃美秀等 2006，2021a）。根據大型食肉類動物對生態系運作的證據和理論，如灰狼（*Canis lupus*）或棕熊藉由生態系上而下調控的效應（Licht *et al.* 2010; White *et al.* 2010; Yarkovich *et al.* 2011），相較於在溫帶地區食性連結較少但關係強烈的系統而言，藉由廣食性和機會性的捕食過程，臺灣黑熊和獵物之間的關係可能更為複雜且關係也較弱。我們仍預期臺灣黑熊對草食動物產生的捕食作用，將可能調控草食動物的行為和植物群落的發展，從而影響其他物種賴以為生的棲息地狀況。然這樣的調控作用必須在黑熊族群維持在某種程度的高密度時，方能發揮實際的效用。此乃顯示建立一健康的黑熊族群對於維繫森林生態功能的必要性。

同類相食（cannibalism）於熊類雖不常見，但也是一種覓食策略，即一隻熊通過取食腐屍（scavenging）或透過種內捕食而吃掉一個同種個體。有學者進行系統的文獻回顧發現，熊的同類相食以北極熊最常見（*U. maritimus*, 54%）；類型則以最常見者為殺嬰（infanticide, 33%）和同類爭鬥（conspecific strife 15%）（Allen *et al.* 2022）。同類相食最常見的原因是為了增加適合度（fitness），即藉此增加營養，且殺戮減少了對資源的競爭，但也常

與性擇的殺嬰行為有關。其中亞洲黑熊僅記錄到同類爭鬥，然這應與此物種研究較少和觀察樣本有限有關。目前臺灣黑熊僅曾於玉山國家公園曾記錄一隻追蹤的亞成體公熊死亡 (黃美秀等 2021)，身上有疑似遭其他熊啃咬的傷痕，然是否屬同類爭鬥仍不清楚，同種間個體的交互作用則有待更多資料累積和探索。

8. 行為習性

(1) 活動範圍 (home range)

熊類的活動範圍大小受許多因素影響，包括資源可得性、族群密度、社會地位、繁殖策略及狀態、性別、年齡，以及人為干擾 (Boydston *et al.* 2003, Dahle and Swenson 2003, Koehler and Pierce 2003, Sorensen *et al.* 2015, Dahle *et al.* 2006, Garshelis 2009) 等。臺灣黑熊的活動範圍廣泛，早期 VHF 地面無線電追蹤研究發現，玉山國家公園臺灣黑熊的活動範圍 (最小凸多邊形) 為 24-117 km²，平均 53.8 km² (SD=30.1, n=8) (Hwang *et al.* 2010)。受限於地面追蹤技術，此結果應有低估之虞。

近年利用人造衛星技術追蹤黑熊，最小凸多邊形法 (minimum convex polygon, MCP) 及核密度估計法 (kernel density estimation, KDE) 估計活動範圍。在玉山國家公園，黑熊 MCP 活動範圍為 29.6-558.3 km²，雄性平均為 271.8 km²，雌性為 86.4 km²，且半數以上的個體活動範圍涵蓋國家公園以外的地區。95% KDE 活動範圍為 11.9-165.4 km²，雄性平均為 90.0 km²，雌性為 17.0 km²。個體間 95%KDE 活動範圍的平均重疊度於雄性為 27.3% (range=4.6-64.8)，較雌性大 (6.8%，range=0-40.3) (葉子維 2020)。核心活動範圍 (50%KDE) 從 1.1 至 21.5 km² 不等，其中 91%位於玉山國家公園內。雄性平均為 12.9 km² (range=3-21.5)；雌性為 2.6 km² (range=1.1-3.3)，雄性個體間重疊度核心重疊度為 6.0% (range=0-29.7)，而雌性間僅為 1.7% (range=0-24.0)，且核心活動範圍於大分青剛櫟優勢林一帶有高度重疊。

玉山國家公園東部的黑熊於秋冬季時，值大分青剛櫟盛產時會移動至該區聚集，10 月底至 2 月初會密集取食該區的青剛櫟果實，唯個體滯留時間因該季櫟實產量影響等因素而不一 (Hwang *et al.* 2010, 林宛青 2017)。此時黑熊的活動範圍大小隨堅果的可取得性而異，在結果欠收時擴大活動範圍；母熊和亞成體公熊也會趨避公熊覓食的主要場所 (Huygens and Hayashi 2001, Hwang *et al.* 2010, Kozakai *et al.* 2011)。

最新玉山國家公園黑熊的資料亦顯示，園區東、西兩側的追蹤個體活動範

圍並無重疊，即無橫跨中央山脈，並且兩區黑熊的活動棲地環境於海拔和植被環境上皆有所差異。東部追蹤的個體不僅是全年甚或各季節的活動範圍皆小於西部，兩區於秋季的差異尤其明顯，僅約為四分之一（黃美秀等 2022）。

另於大雪山地區，黑熊 MCP 活動範圍為 20.6 至 305.8 km²，平均 161 km²；雄性平均為 183.6 km²，2 雌性個體分別為 20.6 和 211.3 km²（表 1，彭筱晴 2022）。這些活動範圍涵蓋雪霸國家公園西南側、雪山坑溪野生動物重要棲息環境以及大雪山國家森林遊樂區，同時也包含周邊部分道路以及農耕地。黑熊移動路徑鮮少跨越道路，然其中 3 隻個體（1 雌 2 雄）曾於不同年間秋冬季出沒於農地及鄰近的森林環境中（黃美秀等 2021b）。

以上二個樣區的黑熊活動範圍皆顯示，雄性活動範圍大於雌性，且皆廣泛與其他個體重疊，然核密度估計顯示雌性間活動範圍不重疊或重疊度較小。此與諸多美洲黑熊（Garshelis 2009）和亞洲黑熊（Izumiyama and Shiraishi 2004）的觀察類似。

表 1、利用人造衛星系統追蹤臺灣黑熊於玉山國家公園（n=8）和大雪山地區的活動範圍（n=6）。

樣區	玉山國家公園 2014-2016				大雪山地區 2015-2020			
Sex (n)*	Male (3)		Female (5)*		Male (4)		Female (2)	
	range	Mean ± SD	range	Mean ±SD	range	Mean ±SD	range	
MCP	37.6-558.3	271.8 ±264.3	29.6- 155.2	86.4 ±52.5	71.8- 305.8	183.6 ±121.9	20.6- 211.3	
95% Kernal	17.8-165.4	90 ±73.9	13.5-25.3	17 ±5	28.8- 115.4	68.9 ±43.4	5.8- 43.2	
50% Kernal	3-21.5	12.9 ±9.3	2.6-3.3	2.8 ±0.3	7.3- 21.6	12.0 ±6.6	0.5- 1.4	

*資料不包括追蹤期間不及半年的個體資料。

(2) 活動模式

面對多樣的環境及時空變化，動物的活動模式及時間分配反映出牠們的生活史可能受哪些外在因素影響。臺灣黑熊全年皆活動而沒有冬眠行為 (Hwang and Garshelis 2007)，與其他生活在熱帶地區的熊類相同，如泰國的亞洲黑熊和婆羅洲的馬來熊等 (Garshelis 2009)。不同於在高緯度地區 (如日本、中國) 的冬季，食物取得不易，該區黑熊一般會從 11 月至隔年 4 月冬眠。

臺灣黑熊日夜皆可活動。全日活動以白天 (6:00~19:00) 為主，並呈現雙峰型活動模式，即以清晨和黃昏為活動高峰 (Hwang and Garshelis 2007，林宛青 2017，黃美秀等 2022)。白天的活動比例 ($67 \pm 25\%$) 顯著大於夜間 ($45 \pm 28\%$) (Hwang and Garshelis 2007)。黑熊在白天依靠視覺活動，日間視覺對物體細節的解析和對顏色區別較佳，因而能提升覓食效率 (Bacon and Burghardt 1976)。

臺灣黑熊一天中約有 54-57% 的時間是處於活動狀態，但有季節性的差異，其中夏季 (6-9 月， $60 \pm 12\%$) 和秋季 (10 月至次年 1 月， $60 \pm 15\%$) 的日活動率皆顯著高於春季 (2-5 月， $47 \pm 13\%$) (Hwang and Garshelis 2007)。相較於春、夏季以白晝的活動高峰，黑熊在秋冬季，日、夜的活動比例則較一致，秋季的夜間活動率高達 54% ($\pm 27\%$) 顯著大於春、夏季 ($28 \pm 18\%$ 、 $32 \pm 29\%$)。活動模式常有個體差異，日本黑熊的活動時間亦會隨性別和繁殖狀態而改變 (Kozakai *et al.* 2013)。

黑熊全日活動程度在秋季最高，春季則最低，而且秋冬二季夜晚的活動量均較春夏二季高，夏季和秋季的日活動程度則皆顯著高於春季 (Hwang and Garshelis 2007，林宛青 2017)。熊在秋季增加夜間活動，可能因大分密集的食物而提升夜間的覓食效率；此亦有可能助於體溫調節，作為累積能量的適應機制。

但若在人為干擾較多的地區，熊經常改變活動模式，減少日間活動，而增加夜間活動的比例 (Ordiz *et al.* 2017)。例如，在日本郊區，當黑熊活動於農地或居住區時，則很快轉成夜行性 (Sakamoto *et al.* 2009)。此情況亦出現於 2011 年大雪山地區靠近農地滋擾工寮的黑熊 (編號 16711) (黃美秀等 2021b)。

(三) 環境與棲地

1. 環境概述

根據 2011 年至 2023 年 7 月之間所收集 1,832 筆精準度在 4 km^2 以內的獨立臺灣黑熊出現紀錄 (黃美秀等 2023)，花蓮縣分布最多 (37.9%)，其次為高雄市 (15.9%)，其他依序為臺中市 (15.8%)、臺東縣 (12.3%)、南投縣 (6.3%)、嘉義縣 (6%)、苗栗縣 (4.3%)、屏東縣 (0.8%)、桃園市 (0.3%)、新竹縣 (0.3%)，然在宜蘭縣則僅有 1 筆較偏離中央山脈主稜的目擊點位，即礁溪的五峰旗附近，以及 1 筆西南側與臺中市交界的山區之紀錄，共 2 筆 (0.1%)。點位記錄主要位於中央山脈地區 (79.1%) 包括玉山山脈、阿里山山脈。北部的雪山山脈佔 20.9%。(圖 14)

點位記錄可換算成總計 706 個 $1\times 1\text{ km}^2$ 網格有熊出現紀錄，其中 88% 的網格位於國有林事業內，57.5% 於中央山脈保育廊道保護區中，保護區外主要位於大雪山森林遊樂區周遭、嘉義縣阿里山鄉、花蓮縣卓溪鄉、臺東縣海端鄉、臺東縣延平鄉、高雄市茂林區和桃源區 (如藤枝森林遊樂區周遭) (黃美秀等 2023，圖 15)。

根據精準點位或有現地觀察棲地環境的資料 ($n=1,807$)，有熊點位主要出現在森林 (88.3%)，其中半數在闊葉林中 (52.6%)，其次針闊葉混合林 (22.2%)、針葉林 (13.5%)。其它依次為山屋 (3.1%)、道路 (2.3%)、河川湖泊 (2.2%)、農地 (1.7%)、草地 (1.6%)、竹林 (0.3%)、裸露地 (0.2%)，其他人為建物 (0.3%) 如廢棄工作站、觀景臺、遊客中心、聚落等，共 5 筆紀錄。

有熊點位 ($n=1,832$) 主要出現於中海拔 1,000-2,500 m ($n=1,233$, 67.3%)，其中紀錄以 1,000-2,000 m (49.4%) 最常見，依次為 2,000-3,000 m (28.5%)， $<1,000\text{ m}$ (17.9%)， $>3,000\text{ m}$ 則僅 4.2% (圖 16)。

有熊點位的最高紀錄為 3,524 m，是 2022 年位於玉山國家公園排雲山莊水源頭的目擊紀錄，這也是唯一 1 筆直接觀測熊出現於 $>3,500\text{ m}$ 的紀錄。

林業保育署接獲民眾通報，2025 年 2 月 9 日民眾在花蓮臺九線目擊臺灣黑熊網玉里三民方向公路奔跑(有錄影)，海拔 119m，為目前已知臺灣黑熊分布最低點。

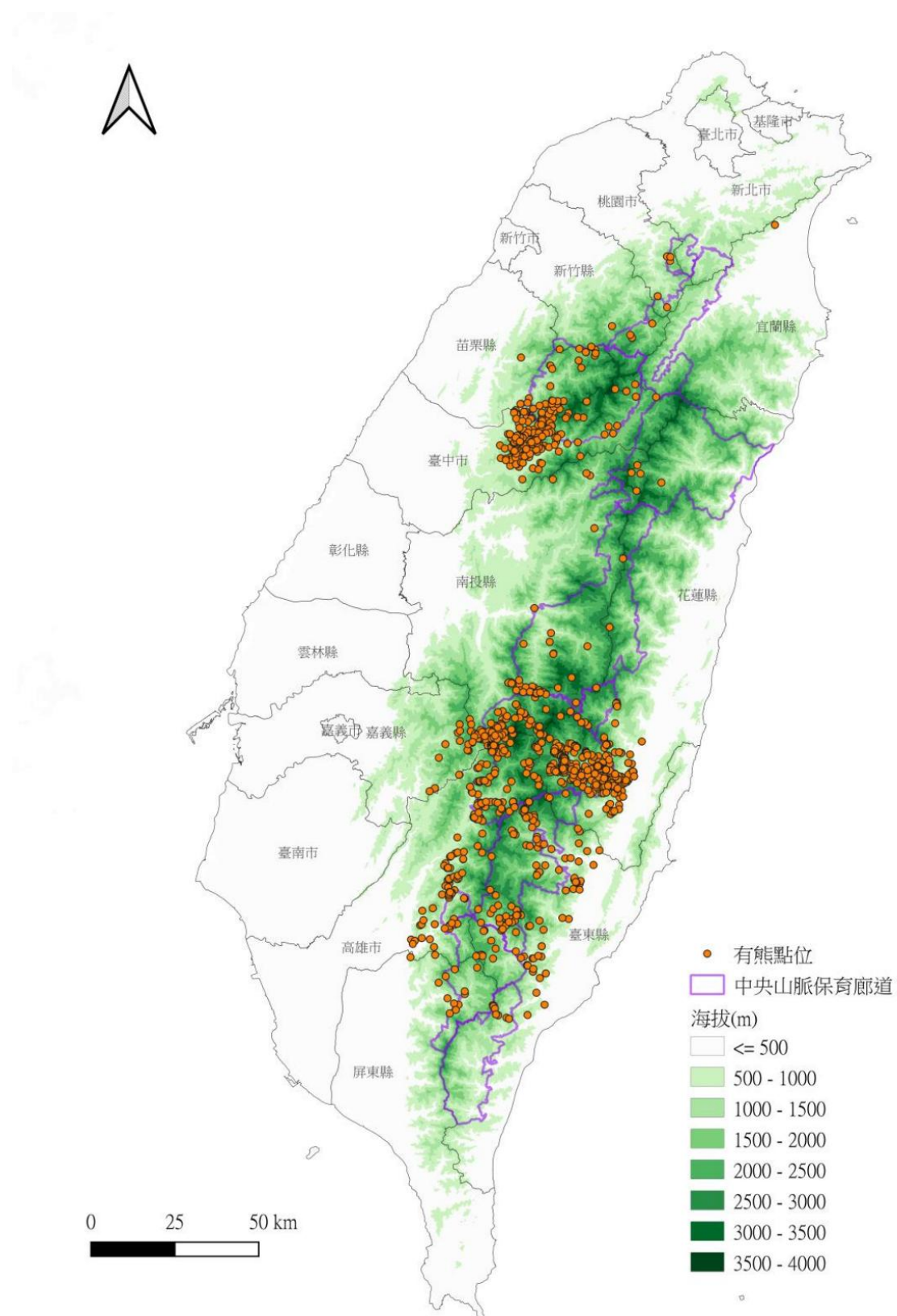


圖 14、2011 年至 2023 年之間精準度在 4 km^2 以內的獨立臺灣黑熊出現紀錄點位 (1,832 筆)。

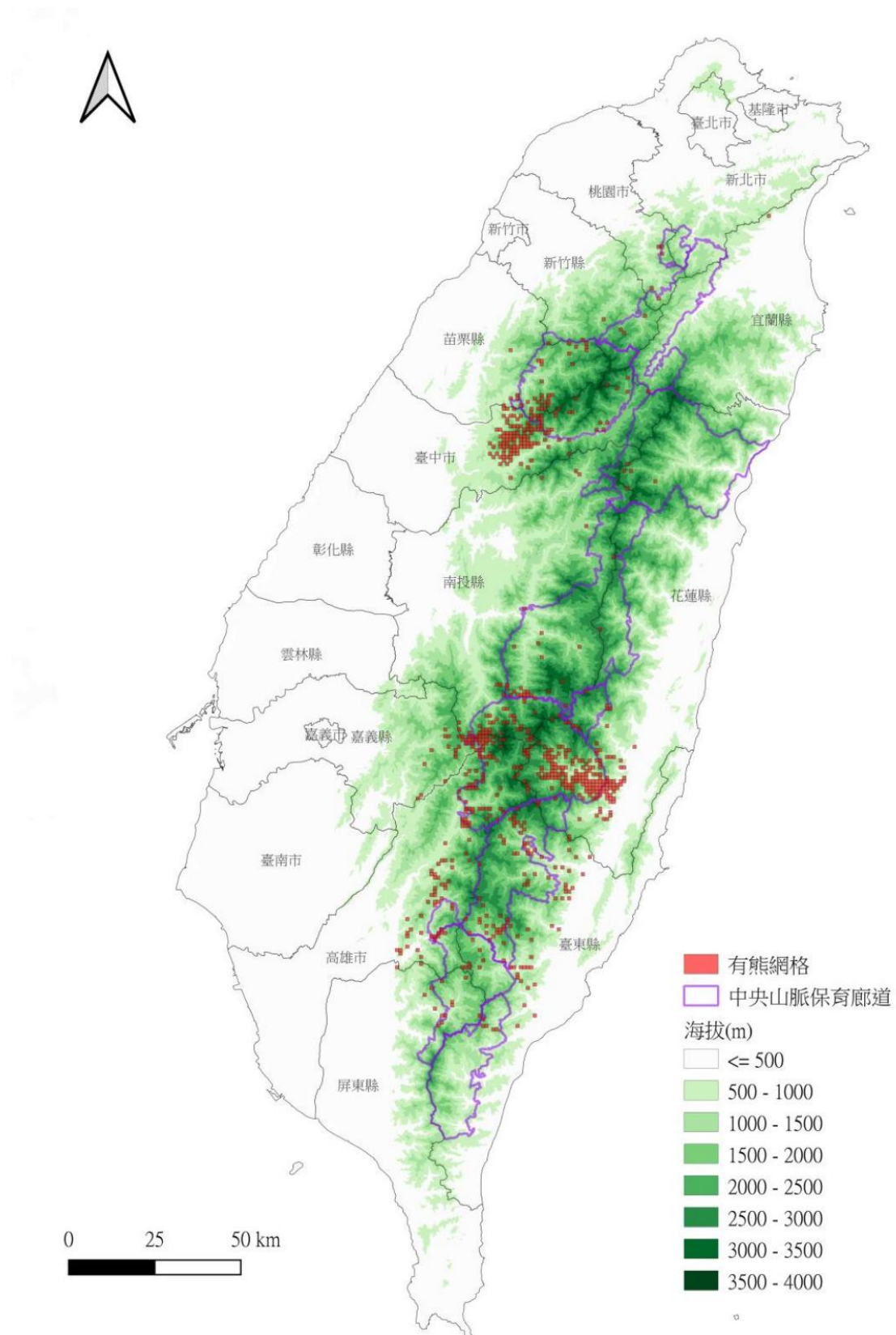


圖 15、2011 年 1 月至 2023 年 7 月黑熊出現點位 (1,832 筆) 轉換成 1×1 km² 網格 (706 格) 之分布情況。

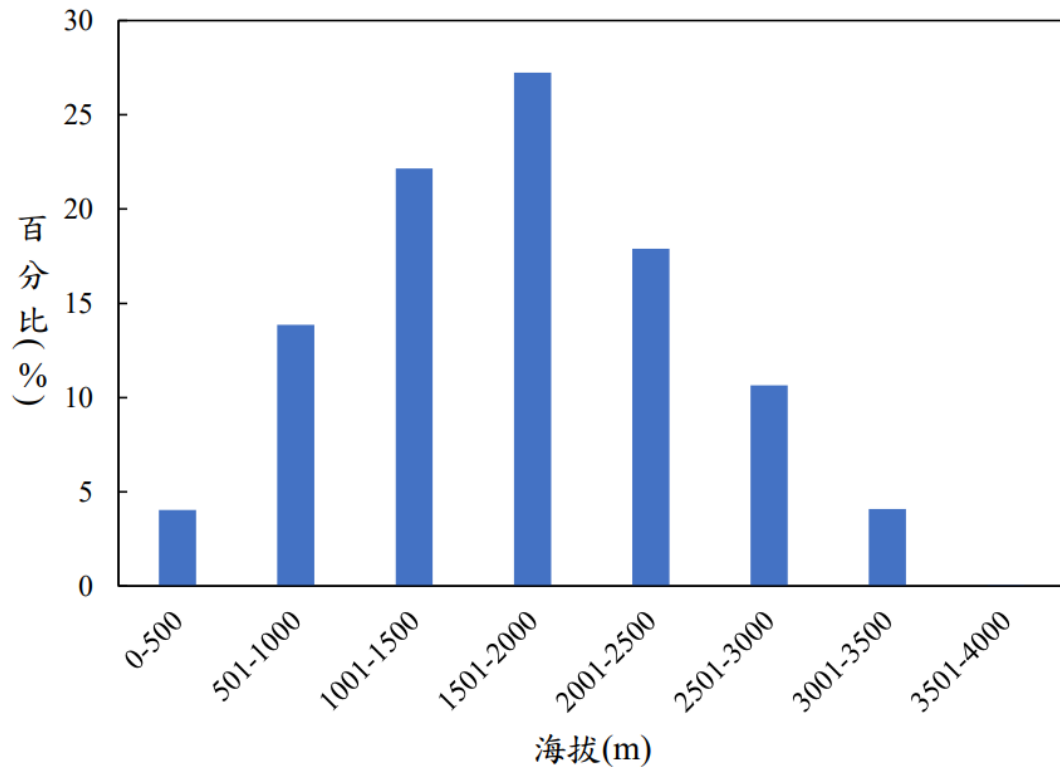


圖 16、2011 年至 2023 年 7 月有熊點位於不同海拔梯度的分布情況。

2. 棲地特性

臺灣黑熊活動常隨季節而有海拔變化。有熊分布海拔記錄於春季 (3-5 月) 偏低，主要集中於 500-2,000 m (70%)；夏季則主要集中於 500-2,500 m (70%)。秋、冬季則主要活動於中海拔區域 (分別 63%及 77%)，鮮有出現於低海拔<1,000 m 的紀錄 (分別僅 4%及 3%)，與春、夏季分別佔 24%及 17%的情況不同 (黃美秀等 2010)。雖然有的黑熊於冬季會降遷至低海拔地區活動，但部分的黑熊卻無此情況，故推測黑熊於海拔分布的季節變化，應該與當地食物資源的可得度有關 (Hwang *et al.* 2010)。

在棲地選擇上，以梯度提升樹 (gradient boosted regression tree, GBRT, Elith *et al.* 2008) 建構大雪山地區黑熊第二階層棲息地選擇模型，結果顯示所有模型的顯著變量皆包含海拔、與道路最近距離，以及與步道最近距離，且彼此具交互作用影響 (彭筱晴 2022)。整體而言，黑熊不會迴避步道，並多活動於距步道 5 km 內之區域，但皆避免於緊鄰道路 400 m 內處活動。黑熊偏好海拔 1,000 至 2,000 m 的區域，但在不同季節對海拔 1,000 m 以下及 2,000 m 以上區域則有不同趨避程度。夏季及秋季時，黑熊偏好利用標準化植被指數 NDVI 值 0.3 至 0.7 之區域；春季時偏好利用距河流 1.3 km 以內的區域；冬季

則對次生林有較明顯的利用程度。

另以臺灣黑熊的全島分布預測模式分析 (GARP) 顯示，黑熊會避開人為活動頻繁地區 (城市、魚塭、農地、果園和造林地)，偏好沒有道路經過的區域，並對離道路 2 km 以上的地區有較高的利用程度 (黃美秀等 2009)。近年在玉山國家公園和大雪山地區的研究皆指出，臺灣黑熊有明顯迴避馬路 (如臺 8 線，新中橫臺 21 線) 的行為 (葉子維 2020，黃美秀等 2021，彭筱晴 2022)。臺灣中北部山區道路切割嚴重，加上人類活動頻仍如遊憩、聚落及農地接近或重疊率高，皆可能阻礙臺灣黑熊的播遷或移動路徑，對基因交流造成壓力，甚至產生遺傳隔離或近親繁殖的現象 (Hsiao *et al.* 2022)。這也是大尺度棲地經營管理所急需關注的議題。

臺灣地形上的海拔變化急遽，不僅影響區域性的物候環境及植被類型，也限制人類的可及性，從而直接或間接地影響到植物和動物群落的生長，以及黑熊季節性食物資源多寡及時空分布變化。若依臺灣山地垂直氣候-植群帶的劃分 (Su 1984)，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，加上優勢植物為樟科和殼斗科，二類果實分別為黑熊於夏季和秋冬季的主食 (Hwang *et al.* 2002)。若加上有限的人為干擾程度，則或許可解釋黑熊對於此海拔梯度和植被類型的利用情況。

臺灣黑熊利用下部山地闊葉林 (海拔 1,500 m 以下) 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，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。3,000 m 以上的高海拔地區，冬季乾燥寒冷且有積雪，年均溫不及 10°C，以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 (Su 1984)。就已知的臺灣黑熊食性來看 (Hwang *et al.* 2002)，此高海拔地區能夠提供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。雖然此區人為干擾通常較少，但因氣候環境較嚴苛，加上食物資源的限制，故黑熊利用的程度則隨之降低。

(四) 其他背景資訊

1. 生態功能

(1) 食肉動物和草食動物的交互作用

臺灣黑熊在分類上屬食肉目熊科，但實際上則為雜食性動物，並且是以植

物為主食的機會主義覓食者，食性常隨環境資源的豐富度和可得度不同而變動。臺灣四種偶蹄類動物皆是黑熊的潛在獵物，尤其在植物性資源供應不佳時，會增加獵捕體型較小的山羌和野山羊的機會 (Hwang *et al.* 2002) (圖 17)。

臺灣黑熊對草食動物產生的實際捕食作用將可能調控草食動物對於植物群落的影響，從而影響其他物種賴以為生的棲息地狀況。另從食草動物的角度來看，臺灣黑熊是這些動物目前在野外所面臨的唯一大型掠食者，黑熊對於這些食草動物的行為和族群調控作用，應該存在著無可替代的角色。然這樣的調控作用，必須在臺灣黑熊族群維持在某種程度的高密度時，方能發揮實際的效用，顯示建立一健康的黑熊族群對於維繫森林生態功能的必要性。



圖 17、偶蹄類動物如山羌（左，幼獸）和臺灣野山羊（右）是臺灣黑熊的重要的動物性食物來源，尤其在植物性資源供應不佳的時候。

(2) 種子傳播者

熊類體型龐大，一日基本能量需求極高，所需食用的果實（種子）數量龐大，故能傳播的種子量驚人。植物果實也是臺灣黑熊的主食，排遺中常可發現許多未被咬碎的種子，無形中可幫助植物傳播種子（鍾雨岑 2008）。例如，一隻美洲黑熊可在 24 小時內傳播六萬顆野葡萄種子（Auger *et al.* 2002）。研究者也曾紀錄一坨臺灣黑熊的排遺，含有 1.7-2.0 萬顆消化不完全的呂宋莢蒾種子（圖 18、黃美秀等 2012）。



圖 18、一坨臺灣黑熊的排遺含有上萬顆消化不完全的呂宋莢蒾種子，具有種子播遷的作用。

相較於自然落果，臺灣黑熊食入核果或仁果類的種子，皆有促使種子提早

萌芽或提高萌芽率的作用 (鍾雨岑 2008)。以休眠性的三種核果 (山櫻花、香楠和呂宋莢蒾) 為例，外覆果肉的對照組 (即自然落果) 種子皆未萌芽，但熊消化組的萌芽率則高達 21-70%。這可能是因為黑熊的取食和消化會將阻礙種子萌芽的外層物質去除，或因消化過程的磨損作用，而適度減緩外層覆蓋物 (漿質果肉或堅硬種皮) 對種子萌芽的阻礙。另種子停留於腸道過程中，熊的消化道可能產生類似回暖 (prewarming) 的作用，可打破種子休眠而促進萌芽 (Sathyakumar and Viswanath 2003)。

黑熊移動能力強且活動範圍廣大，藉由廣泛的覓食活動，可將所食入的種子帶至他處，增加植物繁殖體從母樹播遷的距離 (LoGiudice and Ostfeld 2002)。提早萌芽也可以減少被種子掠食者取食或病菌感染的機會，而增加最後成功萌芽的數量。因此，在臺灣森林生態系中，尤其是中、低海拔的樟櫟林帶，黑熊為有效的長距離種子播遷者，是維繫森林演替過程的重要角色之一。

2. 社會及經濟面之正面價值--保育角色

臺灣黑熊為臺灣陸域生態系統中食物鏈最上層、最大型的消費者。瞭解臺灣黑熊於生態體系的功能及作用，不僅有助於加強奠基於單一物種的生物多樣性保育目標，也可以保育較高層級的生物群落及生態系多樣性。縱使各方對規劃保育議題的優先次序意見有所紛歧，但一致的結論不外乎是：瀕臨絕種物種、庇護物種 (umbrella species)、旗艦物種 (flagship species)、特有物種 (endemic species) 和易受害物種 (vulnerable species) 具有保育的優先性，其中又以瀕臨滅絕的大型哺乳動物倍受關注 (Carroll *et al.* 2001; Caro 2003; Roberge and Angelstam 2004)。

臺灣黑熊的活動範圍廣大，個體的年活動範圍可大於 100 km²，有的甚至超過半個玉山國家公園面積 (1,031 km²)，超過半數的追蹤個體活動於玉山國家公園以外地區活動 (Hwang *et al.* 2010，葉子維 2020，黃美秀等 2022)。因此，若欲有效的保護臺灣黑熊族群，無疑地可同時達到保護整個大範圍的自然棲息環境，以及其他共域動植物的成效。

在生物學上，指標物種 (indicator species) 的定義是一個有機體與特定的環境條件有密切關連，故它的存在即表明了存在的狀況 (Patton 1987)。大型食肉目動物常被視為生態完整度 (ecological integrity) 的表徵，代表環境的完整狀況和恢復力 (resilience) (Caro and O'Doherty 1999, Groves 2003)。在加拿大，藉由死亡率、繁殖率、遷入率、遷出率和族群存續力的監測，美洲黑熊和棕熊便被選為國家公園保育監測計畫中的指標物種 (Ray 2005)。這邏輯是建構於當面臨人類活動的干擾時，這些動物將是第一個會消失的物種之一。

故其數量的減少為現在或即將會對生物多樣性產生的威脅，提供早期的警示作用 (Woodley 1997)。就此，臺灣黑熊的族群狀況應也足以代表著臺灣山區森林生態系環境的健全與否。

在保育上，對於焦點物種的選擇亦有學者提出景觀物種 (landscape species)，綜合的考量標準有 5 項：面積需求、異質性、生態功能、脆弱性，以及社會經濟的重要性 (Coppolillo *et al.* 2004)。藉此途徑可定義生態上有意義的保護區，釐清哪裡和為什麼人類與野生動物發生衝突，設計和推展保護工作，以遏制這種衝突，並監控計劃的成效。臺灣黑熊除了前述的生態角色之外，廣大的活動範圍不僅涵蓋了不同的海拔梯度和各式生態環境，加上目前受威脅的處境，以及與人類多元的經濟和文化關係，完全符合景觀物種的標準。就此以臺灣黑熊為保育的焦點物種，也將可定義保育區域和經營管理的優先順序，可確保未來的生態多樣化和豐富的野生動物群落。

三、威脅

(一) 歷史威脅 - 中藥和食補文化

臺灣黑熊歷史上長期面臨獵捕壓力。受漢人傳統食補及藥用觀念影響，熊掌被列為珍饈，熊膽、熊脂、熊骨等亦被視為具醫療效能之藥材(圖 19)，具高經濟價值 (王穎 1988；王穎及陳怡君 1999)。1970 年代後山產市場興起，黑熊逐漸成為高價獵物，熊肉單價亦遠高於一般肉品。此種需求推升非法獵捕，即使野生動物保育法施行後仍持續存在。2010 年代調查顯示，臺灣部分中藥行仍販售熊膽製品，來源多樣且包含黑市流通。雖然近年執法與宣導使獵捕壓力下降，但非法市場的經濟誘因(圖 20)與部分民眾對傳統藥材的依賴，仍對族群存續造成潛在威脅。



圖 19、熊膽（圖左）和熊掌（圖右）是中國珍貴的傳統藥材和食材。



（2000.10.26 中國時報）



（2010.07.31 蘋果日報）

圖 20、黑熊獵捕事件剪報。

(二) 當前威脅

1. 主要威脅

(1) 棲地變化¹

過去數 10 年，臺灣因工商業快速發展與人為活動頻繁，造成自然棲息環境嚴重破壞，導致包括臺灣黑熊在內的多種野生動物族群下降，甚至面臨受威脅或瀕臨滅絕的風險。棲地破壞主要包含三個面向：棲地品質惡化、棲地喪失與棲地破碎化。其中，棲地破碎化尤為嚴重，表現為天然棲地的減少與結構改變，使殘存的棲地被分割為更小且相互隔離的斑塊。道路建設及伴隨而來的開發活動（如伐木、農墾、聚落拓展）被視為導致破碎化的核心因子，對於大型、活動範圍廣且需涵蓋多樣生態環境的物種而言，衝擊尤為顯著。

然而，近十年來，臺灣黑熊的棲地情勢已出現改善。首先，國有林區未再新增道路開發，避免了棲地進一步破碎化；其次，自 2015 年至 2025 年間，國有林覆蓋面積增加近 2.2 萬公頃(圖 21)，其中包括 12,159 公頃違規占用或超限利用林地的收回與復育。造林方式以多樹種、多層次植栽為主，使森林結構更趨自然化，棲地品質逐步提升。

更具體的生態指標來自野生動物長期監測網。2015–2024 年間，監測結果顯示以森林為棲地的中大型哺乳類（如山羌、山羊、水鹿）族群數量大多維持穩定或呈現上升，其中亦包含臺灣黑熊。這些趨勢印證了臺灣黑熊棲地在整體上並未繼續惡化，反而呈現復育與恢復的狀態。

¹ 對應 IUCN1.3 旅遊休閒區、2.1.2 小農戶農業、2.3.2 小農放牧、牧場或農業

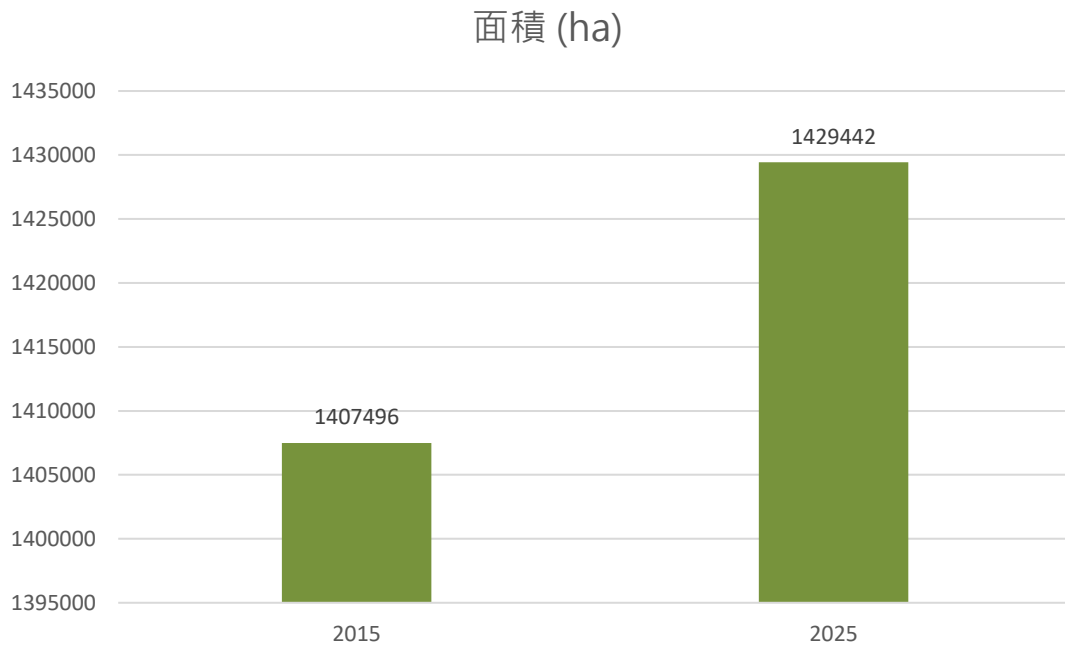


圖 21.國有林森林覆蓋面積

(2) 道路開發²

目前黑熊多侷限於地形較崎嶇陡峭，或人為活動較少的偏遠山區活動，棲息地所面臨的威脅與人類可及程度有密切關聯。近年來人造衛星追蹤臺灣黑熊的棲地選擇模式分析皆顯示出，臺灣黑熊對於道路有迴避行為（玉山國家公園：葉子維 2020，大雪山地區：彭筱晴 2022）。全島性野外熊痕跡調查結果顯示，黑熊在一個地區的出現頻度（或佔據率，occupancy rate）隨人可及度的難度（1 至>3 天）增加而遞減，且在一天內可抵達時，對於樣區的熊佔據率有顯著的負面影響（黃美秀等 2010）。根據黑熊預測分布圖也顯示，黑熊出沒地點平均距離道路 6 km，偏好距離道路 2 km 以上的棲地（蔡幸蒨 2011）。

黑熊主要依賴森林而生，例如美洲黑熊會迴避交通繁忙的馬路附近，轉而活動於道路密度低的區域（Young and Beecham 1986，Beecham and Rohlman 1994, Reynolds-Hogland 2007）。道路經常破壞森林的連續性，不僅會減少地景上容許熊的存活數量，生活在破碎化森林中的熊，更容易出現於森林邊緣的果園和農田，遂被人當成滋擾動物（nuisance）或害獸（pest）而遭獵殺，或更容易接觸到獵人或陷阱，而暴露在更大的風險中。此外，道路系統的便利性與狩獵活動有密切關係，道路阻斷通常會降低狩獵頻度（王穎及吳幸如 2005，林玉珮 2007），道路同時也提供便利轉運熊體到市場的途徑

² 對應 IUCN4.1 公路/鐵路

(Hwang 2003)。因此，人為活動的增加和道路系統的持續發展，不但可能導致非法狩獵或誤捕黑熊的活動增加，也可能使目前仍適合熊居住的棲地持續破碎化，限制黑熊的播遷和移動，縮減其族群數量和分布範圍。

然近 10 年來，國有林區未再新增道路開發，雖然避免了森林棲地進一步破碎化，然而隨著黑熊族群潛在的拓展，淺山環境道路開發影響仍須特別注意。

(3) 狩獵³

臺灣黑熊為野生動物保育法公告的瀕臨絕種保育類野生動物，嚴格禁止非法獵殺。雖說在一般情況下，人們通常不會刻意地搜捕黑熊，但誤捕卻造成動物殘肢或死亡，而獵捕黑熊的誘因或動機亦仍存在 (Hwang 2003)。

黑熊雖是原住民傳統的狩獵對象之一，但多數原住民族傳統上多有黑熊相關的神話或狩獵的禁忌。根據調查的臺灣 14 個原住民族中，10 個民族有黑熊的傳話或相關狩獵禁忌。報告指出，過去原住民有繁多的狩獵禁忌，制約了人的狩獵行為，無形中也維護自然生態的平衡，特別是捕熊的禁忌，如「帶來厄運」、「麻煩」(Palalavi 2012)。然而，隨著社會經濟環境的改變，很多民族的傳統狩獵模式及傳統中賦予保育意涵的思維卻逐漸式微

一般獵人已很少主動去獵熊，黑熊多是逢機性地被捕獲，或因誤中陷阱而死亡或再被人捕捉。針對玉山國家公園鄰近地區的狩獵黑熊活動的訪查結果顯示，62%的熊是獵人在進行狩獵或巡視陷阱時，發現活動中的熊，再以獵槍射殺所獲得；38%的熊則是獵人發現熊已被陷阱捕獲，熊已死於陷阱上，或由獵人再擒拿或捕殺之。這些陷阱包括吊索 (75% , n=56) 和鐵夾 (25%) 兩類，原先主要是針對其他草食獸獵物而設置 (96%)，但因被捕動物發出的哀嚎聲或死亡產生屍肉臭味，推測也可能因此吸引黑熊前來覓食。這些地區無形中也成為黑熊的高風險區 (Hwang 2003)。該研究亦指出，在玉山國家公園成立之後，熊誤中陷阱而被擒獲的紀錄，佔所有熊捕獲量 48%，此值為早期 (1972 年禁獵令頒佈以前) 的兩倍以上 (23%)。由於捕獲資料沒有包括有些個體可能誤中陷阱，之後再逃脫的記錄，故此數據應低估陷阱對黑熊的影響 (Hwang 2003)。

陷阱對黑熊所造成的影響也反映在研究者於玉山國家公園境內的捕捉繫放結果上。臺灣第一次捕捉繫放研究 (1998-2000) 中，15 隻黑熊有 8 隻出現斷掌或斷趾 (Hwang 2003)。類似殘肢的情況也見於在新竹司馬庫斯山區的研究

³ 對應 IUCN5.1 狩獵/採集陸生動物

個體 (王穎 2000)，以及近十年來分別於大雪山地區和玉山國家公園的研究個體 (黃美秀等 2021a，2021b)。當時野外臺灣黑熊的斷肢的情況普遍存在，是曾被陷阱捕獲過再逃脫的證據，凸顯出狩獵模式對於臺灣黑熊或其他野生動物所造成的威脅。

根據林業保育署統計，自 2014 年起於國、公有林地內，累計拆除非法設置之獸鈎及陷阱 3,714 件 (圖 22)，雖有逐年減少趨勢，仍不排除有剩餘非法設置之陷阱，應持續結合地方政府與社區力量將強巡護。另一方面因山村農民與原住民仍有防治獸害 (山豬) 與進行狩獵之需求，考量維護原住民族傳統及農民經濟，使用金屬套索仍有需要，且為防範套索誤捕黑熊等非目標物種，林業保育署於 2020 年參考日本經驗發展改良式獵具 (圖 23)，免費發放給山村有需要的農民及原住民領用，目前未有改良式獵具誤捕黑熊案例，且 2023 年 6 月林業保育署嘉義分署輔導的鄒族獵人協會，於嘉義阿里山鄉特富野山域拍攝到黑熊踩到改良式獵具但沒有觸發陷阱。

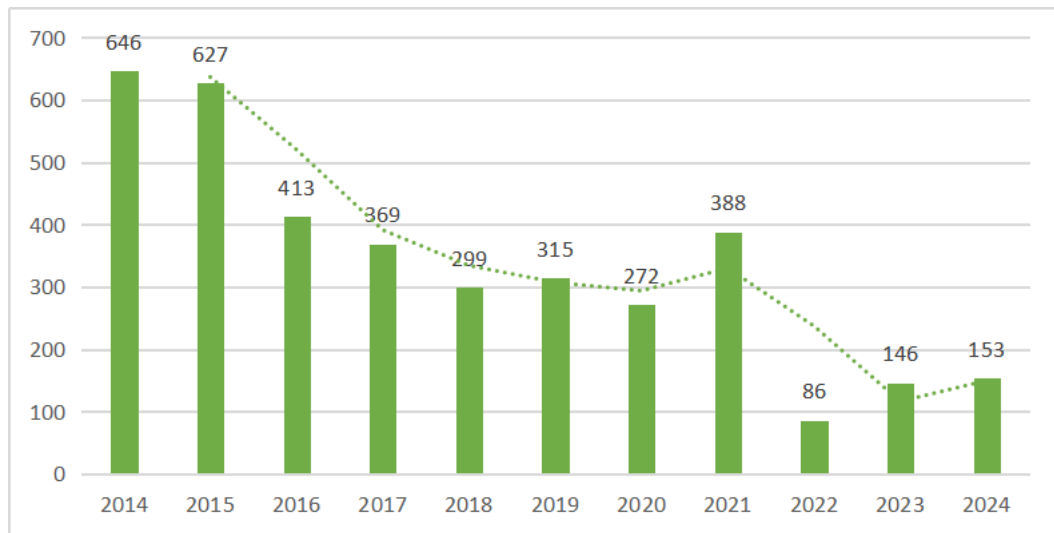


圖 22、2014 至 2024 年林業保育署及地方政府拆除陷阱及獸斃數量。



圖 23、參考日本經驗發展之改良式獵具及其防止誤捕非目標物種、避免動物纏繞、束緊及嚴重傷害設計。

但近年仍有黑熊誤捕案例，2017 年以來陸續出現有民眾通報套索陷阱（山豬吊）誤捕黑熊，而啟動救傷的情況。有的個體曾有多次被陷阱誤捕後脫逃的紀錄。例如於大雪山追蹤的公熊（編號 711），被研究者捕獲前推測應已有被誤捕而導致殘肢的 2 次紀錄，2020 年 10 月於東卯山果園誤中套索陷阱，經救傷後於 2020 年 12 月野放，2 個月後 2021 年 1 月於桃山部落誤中陷阱（黃美秀等 2021b）。2022 年 4 月第二次野放（編號 568）後約三星期，於武界山區再度誤中陷阱，並因民眾擔心使用鋼製吊索陷阱遭發現，未對外尋求協助，射殺

黑熊並掩埋。後經林業保育署宣導誤捕通報無罪並推動狩獵自主管理試辦計畫及臺灣黑熊生態服務給付等政策工具，民眾從害怕受罰、傾向湮滅證據轉為積極主動通報，讓受困黑熊不再成為枉死黑數。

自 2018 年 7 月至 2025 年 9 月，全臺共救援 31 隻黑熊(17 公 14 母)(花蓮 11 隻、臺東 12 隻、臺中 6 隻、屏東 2 隻)，其中 8 隻傷重死亡，18 隻野放回歸自然，2 隻因有侵擾疑慮或年老採取永久收容(臺北市立動物園收容 1 隻。生多所收容 1 隻)，目前有 3 隻正在照養中，待醫療評估後適時野放。

分析 31 隻熊救援原因(因個體有重複中陷阱或侵擾，累計 35 隻次處理過程)。其中 24 隻中套索陷阱、4 隻為失親小熊、1 隻牙痛(研究捕捉)、1 隻中毒、1 隻侵擾中槍死亡。31 隻個體中，其中有 4 隻個體曾出現侵擾行為。

除了陷阱之外，槍獵也是導致黑熊死傷的原因之一。根據近五年來已知的紀錄，有 4 起黑熊涉及槍擊的意外，其中 3 起致死，並有一起是查獲山老鼠宰殺食用及販賣熊掌(表 4)。

表 4、近五年已知臺灣黑熊遭槍擊的事件紀錄，共 5 起。

日期	案件說明	管理轄區
2025 年 4 月	林業保育署 114.4.11 獲報黑熊入侵卓溪鄉中正部落雞舍，立即啟動驅趕及宣導。成效有限，114.4.21 晚間再度攻擊犬隻，並於近距離作勢攻擊，森林護管員自衛開槍，黑熊送醫後不治。	花蓮分署
2022 年 12 月	屏東大武部落查獲非法獵殺黑熊，於民宅冰箱內起獲黑熊屍體一具，偵查中透過手機資訊還原，發現近 2 年中計 4 隻黑熊遭槍獵射殺。	屏東分署
2022 年 5 月	大雪山黑熊 711(568)異地野放丹大野生動物重要棲息環境，5/9 發現南投縣仁愛鄉武界附近遭槍擊並掩埋，死亡。	南投分署
2020 年 10 月	臺東縣海端鄉崁頂公熊，誤中套索陷阱，且身中三槍，經通報救傷後，於 2021 年 8 月野放。	臺東分署
2020 年 1 月	新竹觀霧國有林地山老鼠獵殺臺灣黑熊，調查指稱熊被陷阱捕捉和槍擊，並遭食用和販賣熊掌。	新竹分署
2018 年 3 月	花蓮卓溪鄉，玉山國家公園瓦拉米步道黑熊槍擊死亡通報，瓦拉米步道約 2.2K 處下邊坡 15 m 處。	花蓮分署 &玉山國家公園

就熊狩獵量來看，玉山國家公園成立前 (1972 至 1985 年)，獵人平均每年捕獲 5 隻黑熊；國家公園成立之後，此值降為平均每年 3 隻 (Hwang 2003)。捕獲熊的地點分布從國家公園範圍內，外移至國家公園邊界或鄰近地區。但值得注意的是，對於被列為瀕臨滅絕的物種而言，原本數量便已稀少的小族群，即使是低程度的狩獵壓力，仍可能對未來存續產生重大的威脅 (Hwang and Wang 2006，林容安 2013)。

原住民的狩獵活動是一種文化傳統，甚至是生活模式。廣義的生物多樣性包含生態、生物體、遺傳和文化多樣性等四面向 (Heywood, 1995)。雖說於保護動物、生態的同時，不能折損文化傳統的價值，但研究顯示近年來的狩獵活動模式已有改變，一般獵人傾向於看到就打，鮮少會受到動物的性別、生殖情況、年紀、數量或保育等級的限制 (林玉珮 2007)。傳統原住民狩獵文化強調人與自然的和諧關係，惟文化式微情況下，不僅需要我們更多尊重和維繫，也需強化合法狩獵的自主管理模式，永續野生動物族群和生態功能。

林業保育署過去與原住民族，因為土地及自然資源管理立場不同，雙方缺乏互信，加上早期野生動物保育法，為禁止商業買賣野生動物，高強度的法規管理，連帶原住民族傳統狩獵，亦受到嚴格限制，有意願依法申請狩獵者，卻因法規要求之條件，與傳統禁忌衝突，導致狩獵需求轉入地下化，不僅政府無法實質有效管理，私下進行之狩獵，也逐漸缺乏部落傳統文化約束，造成狩獵失去文化脈絡，形成少數族人為商業利益而獵捕，或背離傳統。因此，林業保育署以理解及尊重傳統文化為前提，透過部落集體權，藉由自主管理組織，由族人依循傳統規制，制定狩獵自治自律公約，以符合原住民族多元文化的管理模式，取代現行單一制度規範，體現原住民族文化中永續利用的山林智慧。而歷年狩獵自主管理試辦成果顯示，在傳統文化的自治自律下進行狩獵，野生動物族群趨勢多數呈現穩定，由此驗證狩獵自主管理為務實可行之野生動物資源管理模式，創造原住民族與政府互信共管契機，未來以此為基礎，將正式以行政契約為工具予以法制化，推動原住民族狩獵自主管理。

目前執行試辦計畫之組織有 16 個，推動獵人自治自律公約。試辦之協會或部落，目前均有與生態保育專業團隊或大專院校合作，除前述之族人內部保育共識之形成，簽署狩獵自治自律公約，發放狩獵證並同時管理，還需負擔參與野生動物資源科學監測工作，以確實掌握獵場資源情形。此外，部落亦辦理保育、法規及動物救援、防範誤捕等相關課程，以落實保育義務。

原住民族自古依存山林生活，發展出各種文化規範，以確保資源能永續利用。而狩獵自主管理即是以部落傳統文化的集體治理為基礎，找回過去因為法規限制，及資本社會侵蝕，而流失的原住民族狩獵文化，以現代法規工具及管理模式，重

新體現原住民族的生態智慧，彼此相輔相成，既是保育也是文化復振。

2. 次要威脅

(1) 遊憩干擾⁴

國人休閒遊憩風氣漸趨興盛，然目前鮮少調查評估遊憩對於大型哺乳動物的影響。2019 年起推動山林開放政策，許多位於山區的觀光景點為民眾假日旅遊之地，大量的車潮和人潮所造成的干擾，可能降低附近野生動物的棲地品質。登山、越野四輪車或摩托車等活動較深入山區，也可能造成類似的干擾。若這些地區屬潛在的野生動物優質棲地，則人類干擾頻繁的區域恐將降低黑熊對此區的利用，或者反之，造成人熊衝突的潛在高風險地區，例如之前向陽山屋附近常有黑熊出沒。

(2) 人熊衝突⁵

世界各地有數百萬的人們與熊比鄰而居，相安無事而沒有任何嚴重衝突；反之，在某些地方，人熊衝突卻確實存在。所謂「人熊衝突」，根據國際自然保育聯盟(IUCN SSC Bear Specialist Group, Human-Bear Conflicts Expert Team) 熊類專家群組之人熊衝突專家小組的定義，是指野生熊隻使用或損害人類的莊稼財產、傷害到人類，或者人們視熊為人身或財產安全的直接威脅(IUCN SSC BSG 2019)。

人熊間的衝突也是當前全球食肉目動物保育中最具挑戰性的問題之一，其衝突包含直接對經濟的影響（如家畜的掠奪）、健康和安全上的威脅（如疾病傳播的、攻擊人），以及關係到人的心理狀態（如害怕被攻擊）(Krofel *et al.* 2020)。緩解這些衝突是必要的，對於受威脅的大型食肉動物族群來說，想要維繫永續的族群取決於當地居民可以容忍多少的相對風險，以及居民希望增加或擴大動物的族群，或者至少在政策上有利於動物的保育，以利人獸共生（co-existence）的經營管理，以及強化政府和人民之間有效率的溝通模式（Treves and Karanth 2003, Can 2020, Krofel *et al.* 2020）。

分析近年來臺灣人在野外與熊相遇的案例（n=198）發現，多數情形是黑熊先發現人的存在，且主要採取迴避的反應，僅極少數案例是近距離接觸時黑熊做出威嚇行為，如站立、朝人吼叫，或短暫的追趕，尚沒有記錄到黑熊莫名攻擊人而導致人傷亡的情形（黃美秀等 2012）。由此可見，臺灣黑熊雖然具有潛在的攻

⁴ 對應 IUCN6.1 娛樂活動

⁵ 對應 IUCN6.3 工作/其他活動

擊性，但相較於其他地區的熊，危及人身安全的風險是相對低的。

就根本來說，人熊衝突來自於人類跟熊相互競爭空間，或者熊被人類所種植或管理的食物產品所吸引 (Krofel *et al.* 2020)。黑熊的活動範圍很大，黑熊是學習能力很強的機會主義覓食者，當自然食物缺乏時，牠們也會嘗試尋找其他的替代食物來源，比如人的食物，而且一旦熊學會輕鬆地找到非自然的食物時，便極可能再返回利用。因此在黑熊喜歡的農作上，若不做任何防範，則將變成熊很好的覓食場所，甚至因習慣周邊環境而重複前來，導致危害擴大，於是產生了所謂的「問題動物 (nuisance)」或「害獸 (pest)」。

人熊衝突除了有可能會危及人類生命和財產損失之外，更會導致人們對熊產生負面態度，甚至對熊採取報復，這都會窒礙保育的成效。在臺灣，我們發現一般民眾對於黑熊常會有莫名的恐懼和誤解，很難容許人熊共處一隅的狀況，遂可能導致人熊衝突情況的加劇，甚至民眾會因害怕而設置陷阱，或採取其他較激烈的手段。有效且長遠的管理人熊衝突的方法和工具，需要整合人和熊的需求和行為，以及處理造成人熊衝突的來源。合宜的專業經營管理和教育宣導，強化當地民眾或遊客在有熊國度的行為管理，則是人熊共生的關鍵 (Can 2020)。

相較於國外熊類族群較多的國家，如日本或美國、加拿大等，臺灣尚未出現嚴重的人熊衝突，如傷人事件。但近年，林業保育署統計發現人熊衝突件數逐年上升。自 2018 年至 114 年 6 月，全臺累計發生 135 件人熊衝突事件，類型包括入侵山屋、雞舍、蜂場、工寮、果園，以及誤觸陷阱等。尤其花蓮卓溪鄉、臺東海端鄉、臺中和平鄉及高雄桃源鄉、屏東霧台鄉等地區，與人類活動重疊度增加，成為熱點區域。

衝突樣態多元化，早期以山屋入侵、陷阱誤捕為主，近年則逐漸出現蜂場與果園滋擾、工寮入侵、雞舍掠食、掠食犬隻等案例，顯示黑熊族群不僅在高山活動，在有些地區也頻繁靠近淺山與聚落邊緣。

此外，2018 年 7 月至 2025 年 6 月累計救援 31 隻黑熊，其中 2025 年單年度救援 12 隻，顯示近年救援數量持續增加，且重複滋擾與衝突個體增加，部分黑熊(如「711」、「阿里曼西肯」、「達古阿里」等)多次因侵擾或誤捕被救援，顯示部分個體習慣靠近人類活動範圍，造成衝突風險上升。

自 2021 年起林業保育署研發改良式獵具，迄今發放 9,263 具，降低黑熊與石虎等瀕危物種誤捕事件，並持續於部落與農地推廣使用。

自 2022 年起，林業保育署推動「臺灣黑熊生態服務給付」，鼓勵民眾通報入侵與陷阱誤捕，並支持部落巡守隊進行棲地巡護。2023 至 2024 年間，全臺共有 53 個社區參與巡護監測，並逐年增加通報件數，顯示在地參與度提升。為提升救傷與收容量能，盤點全臺野生動物醫療單位，目前共可收容 13 隻黑熊；

並逐步規劃擴充短期與長期照養空間，針對滋擾個體強化「負面制約訓練」，降低其再度侵擾社區的風險。有關黑熊宣導與社區合作，在花蓮、臺東、南投、高雄等地辦理上百場宣導，推廣「無痕山林」、「遇熊守則」等知識，並輔導禽場蜂場設置防熊設施，協助農友行銷「友善黑熊農產品」，逐步建立人熊共存模式。

未來持續努力方向尚包含精進 AI 預警系統，於黑熊熱點區進行早期偵測與警示，建立政府部門與社區部落合作機制等。技術上則預備更多元防範方式(如不同款式之驅離槍，或以無人機搭配熱感應器搜尋黑熊位置、應用無人機搭配鞭炮、驅離彈等)，以因應不同情境，提升現場應變能力。擴大訓練巡守人力，精進第一線人員驅趕黑熊工作與技能(包含 VHF 追蹤定位、驅熊物品使用等)，並將鄰近工作站之社區人員納入訓練，增加可輪值人力，並參考防火巡邏隊運作模式，加強與部落合作，於熊出沒季節進行巡守。

四、本計畫目的

減輕或消除臺灣黑熊受到的威脅，提昇族群存續力，減少人熊衝突事件，推廣與熊共存的理念目標使臺灣黑熊脫離瀕危的風險。

五、保育策略與行動

策略 A：健全人熊關係與社區共存

行動 A-1 人熊衝突應變整體政策：建立並推動預防、驅趕、捕捉、救傷、野放、收容等黑熊管理機制，包含跨單位通報與應變系統，提升社區協力應變能量，導入 AI 等技術精進侵擾預防及處理工具，強化各項工作 SOP 等。

行動 A-2 推動狩獵管理與改良式獵具：尊重原住民族文化，推廣狩獵自主管理與改良式獵具，降低黑熊誤捕；並持續宣導「誤捕通報免責」。

行動 A-3 推廣友善黑熊社區與農業：透過「黑熊生態服務給付」支持社區自主巡守及監測，並協助農戶改善果園、禽場、蜂場等圍阻設施；推廣「友善黑熊農產品」。

策略 B：強化專業能量與跨域合作

B-1 專業培訓與演練：持續辦理衝突處理、救傷與野放演練，檢討修改標準作業程序 (SOP)，擴大第一線應變能量。

B-2 跨單位協力合作：召開跨單位合作平台，中央與地方協力分工、推動社

區與原住民族合作機制；共享監測與研究成果，提升整體保育效能。

B-3 提升救傷收容量能與野放追蹤：盤點救傷醫療收容能量，提升醫療技術，建置短期及長期收容場域，建立野放評估與負面制約程序

策略 C：加強研究、監測、預測與棲地經營

C-1 長期監測與族群預測：運用自動相機、整合各機關監測資料等監測族群趨勢、族群數量及分布推估，並預測擴張或縮減趨勢，提供管理政策參考。

C-2 建立個體基因庫、遺傳交流與族群連結研究：持續收集黑熊個體遺傳基因樣本，建立個體基因庫，分析臺灣族群的遺傳變異。

C-3 棲地經營與復育：黑熊食源植物物候調查，推動黑熊棲地復育與造林，減少破碎化。

策略 D：深化教育宣導與社會支持

D-1 多元教育推廣：發展「人熊相遇守則」等相關 DM 教材，建立民眾正確的與熊相處的價值觀。

D-2 推動山林友善行為：倡導「無痕山林」，加強食物管理，山區垃圾處理及宣導；高風險區設置「熊出沒注意」告示，遊憩管理。

D-3 加強公眾溝通與危機管理：建立透明資訊發布與危機應變機制，媒體溝通，避免社區或原住民族，甚或目標物種污名化。

六、參考文獻

- 孔令祿、蘭岷劍、楊世奎、楊智勇、鄭穎紅、湯純香、周小平。1998。家養黑熊的繁殖行為。獸醫學報 18:150-151。
- 王冠邦。1990。臺灣黑熊之生態學研究-分布、棲地及動物園行為。國立臺灣師範大學。
- 王穎、王冠邦。1990。臺灣黑熊之生態調查及其經營管理策略 (I)。行政院農委會林務局。
- 王穎、吳幸如。2005。臺灣野豬 (*Sus scrofa taivanus*) 與人之衝突現況與保育研究。行政院農委會林務局。
- 王穎、陳添喜。1991。臺灣黑熊之生態調查及其經營管理策略 (II)。行政院農委會 80 年生態研究第 014 號。
- 王穎、黃興炎。2005。丹大地區野生動物重要棲息環境野生動物調查研究計畫 (1/2)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 93-16 號。
- 王穎。1988。臺灣地區山產店對野生動物資源利用的調查 (III)。行政院農業委員會林務局。
- 王穎。1999。臺灣黑熊族群調查及保育研究計畫 (一)。臺北市動物園之友協會。
- 王穎。2000。臺灣黑熊族群調查及保育研究計畫 (二)。臺北市動物園之友協會。
- 王穎。2006。丹大地區野生動物重要棲息環境野生動物調查研究計畫 (2/2)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 94-18 號。
- 石芝菁。2018。臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 之保育遺傳研究。博士論文。國立臺灣大學。
- 李亭蓉。2017。野生臺灣黑熊 *Ursus thibetanus formosanus* 之血液學及血漿生化學與外寄生蟲媒介性病原研究。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 林玉珮。2007。丹大地區布農族狩獵現況之調查研究。碩士論文。國立臺灣師範大學生命科學研究所。
- 林依蓉。2007。圈養臺灣黑熊幼獸行為發展及親子關係。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 林宛青。2017。衛星定位追蹤玉山國家公園臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 之移動與活動模式。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 林冠甫、黃美秀。2011。玉山國家公園大型哺乳動物相對豐富度與櫟實結果之關係。國家公園學報 21 (2) :21-37。

- 林容安。2013。臺灣黑熊族群存續力分析。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 林潤宜。2005。福山部落泰雅族人之狩獵行為。碩士論文。臺灣大學森林環境暨資源學研究所。
- 邱昌宏。2007。圈養亞洲黑熊之食物偏好。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 邱祈榮、陳子英、謝長富、劉和義、葉慶龍、王震哲。2009。臺灣現生天然植群圖集。行政院農業委員會林務局。
- 姜博仁、蔡幸蒨、田照軒、卓溪鄉登山協會。2023。人熊衝突防治及社區共存保育計畫成果報告。農業部林業及自然保育署花蓮分署。
- 翁國精、劉建男、古馥宇、劉士豪、沈祥仁、黃慎雯、吳立越。2020。自動相機動物監測整合計畫 (3/4)。行政院農務委員會林務局。
- 翁國精、劉建男、端木茂甯、古馥宇、李思賢、張俊怡、張筑竣、李金穎、劉士豪、沈祥仁、周庭安、王人凱。2024。野生動物長期監測系統之優化與資料整合計畫 (4/4)。農業部林業及自然保育署。
- 堀川安市。1932。臺灣哺乳動物圖說。臺灣博物學會。臺北。
- 張耿瑞。2004。臺灣黑熊糞中繁殖類固醇年週期變動之研究。碩士論文。國立中興大學。
- 張賢哲。2007。河洛中藥文化之研究。國立歷史博物館。臺北。
- 許松豪。2002。臺灣黑熊糞中性類固醇與其繁殖狀況之研究。碩士論文。國立中興大學。
- 郭彥仁，翁國精，黃美秀。2021。誰吃了青剛櫟 (*Cyclobalanopsis glauca*) ?玉山國家公園大分地區的櫟實取食壓力。國家公園學報 31 (2):42-57。
- 陳亞萱。2009。亞洲黑熊之表面消化率及校正係數。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 陳相伶。2007。丹大地區布農族獵人狩獵動機與狩獵型態。碩士論文。國立臺灣師範大學生命科學系。
- 陳兼善。1956。臺灣脊椎動物誌。臺北商務印書館。臺北。
- 鹿野忠雄。1929。臺灣產哺乳類的分布及習性。動物學雜誌 41:332-340。
- 彭筱晴。2022。大雪山地區臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 的活動範圍和棲息地選擇模式。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 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、林宛青。2019。大雪山地區臺灣黑熊之族群監測和保育宣導 (3)。行政院農委會林務局東勢林區管理處。
- 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、張鈞皓、葉子維、高瑄鎂。2021a。108-110 年烏瞰臺灣黑熊:玉山國家公園臺灣黑熊人造衛追蹤暨生態監測計畫案。內政部營建署玉山國公園管理處。
- 黃美秀、陳維立、林宛青、高瑄鎂、彭筱晴。2021b。大雪山地區臺灣黑熊之族群監測和保育宣導 (4)。行政院農委會林務局東勢林區管處。
- 黃美秀、潘怡如、林容安。2012。臺灣黑熊分布預測模式及保育行動綱領之建立 (2)。行政院農業委員會林務局。
- 黃美秀、潘怡如、蔡幸蒨、郭彥仁、林冠甫。2010。臺灣黑熊分布預測模式及保育行動綱領之建立 (1)。行政院農業委員會林務局。
- 黃美秀、書合頡、詹凡儀、羅丹笛。2023。臺灣黑熊地理分布預測模式及人熊關係分析。台灣黑熊保育協會。農業部林業及自然保育署。
- 楊吉宗、毛嘉洪、張耿瑞、何東輯、詹芳澤。2006。利用糞類固醇激素監測圈養臺灣黑熊的繁殖狀態。特有生物研究 8:1-11。
- 楊吉宗、毛嘉洪、詹芳澤、何東輯。2003。圈飼臺灣黑熊之繁殖性狀。特有生物研究 5:1-13。
- 楊吉宗、詹文輝、許富雄。2005。圈養臺灣黑熊動情周期之行為模式。特有生物研究 7:1-11。
- 楊健仁。2003。應用糞類固醇內泌素監控臺灣黑熊、馬來熊及無尾熊之生殖與緊迫生理。博士論文。臺北。
- 葉子維。2020。利用梯度提升樹建構玉山國家公園臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 棲地選擇模型。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 葉炯章。2011。利用穩定同位素分析臺灣黑熊食性。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 蔡幸蒨。2011。臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 族群相對豐富度及分布預測模式。碩士論文。國立屏東科技大學。
- 鍾雨岑。2008。臺灣黑熊取食果實對於種子萌芽之影響。碩士論文。國立屏東科技大學。

- Allen, M., M. Krofel, K. Yamazaki, E. P. Alexander, and S. Koike. 2022. Cannibalism in bears. *Ursus* 33:article e10 DOI:10.2192/URSUS-D-20-00031.2
- Amano, M., T. Oi, and A. Hayano. 2004. Morphological differentiation between adjacent populations of Asiatic black bears, *Ursus thibetanus japonicus*, in northern Japan. *Journal of Mammalogy* 85 (2) :311–315.
- Auger, J., S. E. Meyer, and H. L. Black. 2002. Are American black bears (*Ursus americanus*) legitimate seed dispersers for fleshy-fruited shrubs? *The American midland naturalist* 147:352-367.
- Bacon, E. S. and G. M. Burghardt. 1976. Learning and color discrimination in the American black bear. *Ursus* 3:27-36.
- Beecham, J. and J. Rohlman. 1994. A shadow in the forest: Idaho's black bear. University of Idaho Press, Moscow.
- Beeman, L. E. and M. R. Pelton. 1980. Seasonal foods and feeding ecology of black bears in the Smoky Mountains. *Bears: Their Biology and Management* 4: 141-147.
- Brook, B. W. 2000. Pessimistic and optimistic bias in population viability analysis. *Conservation Biology* 14:564-566.
- Can, O. E. 2020. Principles of human–bear conflict management in challenging environments. Pages 227-238 in V. Penteriani and M. Melletti, editors. *Bear of the World: Ecology, Conservation and Management*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Caro, T. M. and G. O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* 13:805-814.
- Carroll, C., R. F. Noss, and P. C. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region. *Ecological Applications* 11:961-980.
- Chang, G. R., F. C. Mao, C. C. Yang, and F. T. Chan. 2006. Hematological profiles of the formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*) . *Zoological Studies* 45:93-97.
- Coppolillo, P., H. Gomez, F. Maisels, and R. Wallace. 2004. Selection criteria for suites of landscape species as a basis for site-based conservation.

- Biological Conservation 115:419-430.
- Dahle, B. and J. E. Swenson. 2003. Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*) : effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type.
- Dahle, B., O-G. Støen, and J. E. Swenson. 2006. Factors influencing home-range size in subadult brown bears. *Journal of Mammalogy* 87:859-865.
- Dobey, S., D. V. Masters, B. K. Scheick, J. D. Clark, M. R. Pelton, and M. E. Sunquist. 2005. Ecology of Florida black bears in the Okefenokee-Osceola Ecosystem. *Wildlife Monographs* 158:1-41.
- Doko, T. 2007. Modeling of species geographic distribution for assessing present needs for the ecological networks: case study of Fuji region and Tanzawa region, Japan. Thesis, the University of Twente, Enschede, The Netherlands.
- Eagle, T. C. and M. R. Pelton. 1983. Seasonal nutrition of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. *Bears: Their Biology and Management* 5:94-101.
- Elith, J., J. R. Leathwick, and T. Hastie. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77:802-813.
- Foley, K. E., C. J. Stengel, and C. R. Shepherd. 2011. Pills, Powders, Vials and Flakes: the bear bile trade in Asia. *TRAFFIC Southeast Asia*, Petaling Jaya, Selangor, Malaysia.
- Ford, B. 1981. *Black bear, the spirit of the wilderness*. Houghton Mifflin Company, Boston, MA.
- Furusaka, S., C. Kozakai, Y. Nemoto, and Y. Umemura. 2017. The selection by the Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) of spring plant food items according to their nutritional values. *ZooKeys* 2017 (672) . doi:10.3897/zookeys.672.10078
- Garshelis, D.L. and R. Steinmetz. 2008. *Ursus thibetanus*. IUCN Red List of Threatened Species Version 2010.4. www.iucnredlist.org.
- Garshelis, D. L. 2009. Family Ursidae (Bears) . Pages 448-497 in D. E. Wilson, and R. A. Mittermeier, eds. *Handbook of the Mammals of the World*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

- Garshelis, D. and Steinmetz, R. 2020. *Ursus thibetanus* (amended version of 2016 assessment) . The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T22824A166528664. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T22824A166528664.en>. Accessed on 26 November 2022.
- Groves, C. 2003. Drafting a conservation blueprint: A practitioner's guide to planning for biodiversity. Island Press, Washington, DC.
- Hellgren, E. C., M. R. Vaughan, and R. L. Kirkpatrick. 1989. Seasonal patterns in physiology and nutrition of black bears in Great Dismal Swamp, Virginia-North Carolina. *Canadian Journal of Zoology* 67:1837-1850.
- Heywood, V. H. 1995. Global Biodiversity Assessment. United Nations Environment Programme. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hsiao, C., Y-T. Ju, C-H. Chang, S-W. Chen, H-W. Tsai, L. Wang, W-C, Lin, and M-H. Hwang. 2022. Genetic status and conservation implications of endangered Formosan black bears. *URSUS*. DOI: 10.2192/URSUS-D-21-00011
- Huygens, O. C. and H. Hayashi. 2001 Use of stone pine seeds and oak acorns by Asiatic black bears in central Japan. *Ursus* 12: 47–50.
- Hwang, M.-H. 2003. Ecology of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus formosanus*) and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation, University of Minnesota, Twin Cities, MN.
- Hwang, M.-H., and Y. Wang. 2006. The status and management of Asiatic black bears in Taiwan. Pages 107-110 in Japan Bear Network, compiler. Understanding Asian Bears to Secure Their Future. Japan Bear Network, Ibaraki, Japan.
- Hwang, M.-H., D. L. Garshelis, and Y. Wang. 2002. Diets of Asiatic black bears in Taiwan, with methodological and geographical comparisons. *Ursus* 13:111-125.
- 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* 21:81-96.
- Hwang, M-H. and D. L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black

- bears in the Central Mountains of Taiwan. *Journal of Zoology* 271:203–209.
- Iibuchi, R., N. Nakano, T Nakamura, and T. Urashima. 2009. Change in body weight of mothers and neonates and in milk composition during denning period in captive Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*) . *Japanese Journal of Veterinary Research* 57 (1) :13–22.
- Inman, R. M., and M. R. Pelton. 2002. Energetic production by soft and hard mast foods of American black bears in the Smoky Mountains. *Ursus* 13:57–68.
- IUCN SSC BSG. 2019. Principles of human–bear conflict reduction. IUCN SSC Bear Specialist Group.
- 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.
- Kano, T. 1940. Zoogeographical studies of the Tsugitaka Mountains of Formosa. Shibusawa Institute for Ethnographical Researches, Tokyo, Japan.
- Kim, Y-J., Y-K. Kim, Y-J. Hong, M-S. Min, K. S. Kim, Y-J. Kim, I. Voloshina, A. Myslenkov, G. J. D. Smith, N. D. Cuong, H. H. Tho, S-H. Han, D-H Yang, C-B Kim, and H. Lee. 2011. Genetic status of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) reintroduced into South Korea based on mitochondrial DNA and microsatellite loci analysis. *Journal of Heredity* 102 (2) :165–174.
- Kitchener, A. C., E. Bellemain, X. Ding, A. Kopatz, V. E. Kutschera, V. Salomashkina, M. Ruiz-García, T. Graves, Y. Hou, and L. Werdelin. 2020. Systematics, evolution, and genetics of bears. Pages 3–20 in V. Penteriani and M. Melletti, editors. *Bears of the world: ecology, conservation and management*, Cambridge University Press, London, UK.
- Koehler, G. M. and D. J. Pierce 2003. Black bear home-range sizes in Washington: climatic, vegetative, and social influences. *Journal of Mammalogy* 84 (1) :81–91.

- Koike, S. and Masaki, T. 2019. Characteristics of fruits consumed by mammalian frugivores in Japanese temperate forest. *Ecological Research* 34:246–254.
- Koike, S. 2010. Long-term trends in food habits of Asiatic black bears in the Misaka Mountains on the Pacific coast of central Japan. *Mammalian Biology* 75 (1) :17–28.
- Kozakai, C., I. Seryodkin, K. E. Pigeon, K. Yamazaki, S. Wangchuk, S. Koike, T. Tsubota, and Y. Jamtsho. 2020. Asiatic Black Bear (*Ursus thibetanus*) . Pages 110-121 in V. Penteriani and M. Melletti, editors. *Bears of the world: ecology, conservation and management*, Cambridge University Press, London, UK.
- Kozakai, C., K. Yamazaki, Y. Nemoto, and A. Nakajima. 2011. Effect of mast production on home range use of Japanese black bears. *Journal of Wildlife Management* 75 (4) . doi:10.1002/jwmg.122
- Krause, J., T. Unger, A. Noçon, A. S. Malaspinas, S. O. Kolokotronis, M. Stiller, and M. Hofreiter. 2008. Mitochondrial genomes reveal an explosive radiation of extinct and extant bears near the Miocene-Pliocene boundary. *BMC Evolutionary Biology*, 8 (1) : 220.
<http://dx.doi.org/10.1186/1471-2148-8-220>
- Krofel, M., M. Elfstrom, H. Ambarlı, G. Bombieri, E. González-Bernardo, K. Jerina, A. Laguna, V. Penteriani, J. P. Phillips, N. Selva, S. M. Wilson, A. Zarzo-Arias, C. Groff, D. Huber, A. A. Karamanlidis, Y. Mertzanis, E. Revilla, and C. Bautista. 2020. Human–bear conflicts at the beginning of the twenty-first century: patterns, determinants, and mitigation measures. Pages 213-226 in V. Penteriani and M. Melletti, editors. *Bears of the world: ecology, conservation and management*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Licht, D. S., J. J. Millspaugh, K. E. Kunkel, C. O. Kochanny, and R. O. Peterson. 2010. Using small populations of wolves for ecosystem restoration and stewardship. *BioScience* 60:147-153.
- LoGiudice, K. and R. Ostfeld. 2002. Interactions between mammals and trees: predation on mammal-dispersed seeds and the effect of ambient food. *Oecologia* 130:420-425.

- McCullough, D. R. 1974. Status of Larger Mammals in Taiwan: A Report to World Wildlife Fund, Washington, DC & Tourism Bureau, Ministry of Communications, Taiwan. Tourism Bureau, Taipei, Taiwan.
- Oftedal, O. T., G. L. Alt, E. M. Widdowson, and M. R. Jakubasz. 1993. Nutrition and growth of suckling black bears (*Ursus americanus*) during their mothers' winter fast. The British Journal of Nutrition 70:59-79.
- Ordiz, A., S. Sæbø, J. Kindberg, J. E. Swenson, and O. G. Støen, 2017. Seasonality and human disturbance alter brown bear activity patterns: implications for circumpolar carnivore conservation? Animal Conservation. 20, 51e60. <https://doi.org/10.1111/acv.12284>
- Palalav, P. 2012。臺灣黑熊與原住民族之間的文化關係調查研究—以布農、魯凱、泰雅及鄒族為例。臺灣黑熊保育協會。
- Patton, D. R. 1987. Is the use of "management indicator species" feasible? Western Journal of Applied Forestry 2:33-34.
- Ray, J. C. 2005. Large carnivorous animals as tools for conserving biodiversity: assumptions and uncertainties. Pages 34-56 in J. C. Ray, K. H. Redford, R. S. Steneck and J. Berger, editors. Large carnivores and the conservation of biodiversity. Island Press, Washington, DC.
- Redford, K. H. and J. G. Dorea. 1984. The nutritional value of invertebrates with emphasis on ants and termites as food for mammals. Journal of Zoology 203:385-395.
- Reed, J. M., L. S. Mills, J. B. Dunning Jr, E. S. Menges, K. S. McKelvey, R. Frye, S. R. Beissinger, M. C. Anstett, and P. Miller. 2002. Emerging issues in population viability analysis. Conservation Biology 16:7-19.
- 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.
- Robbins, C. T., J. K. Fortin, K. D. Rode, S. D. Farley, L. A. Shipley, and L. A. Felicetti. 2007. Optimizing protein intake as a foraging strategy to maximize mass gain in an omnivore. Oikos 116:1675-1682.
- Roberge, J. M. and P. Angelstam. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. Conservation Biology 18:76-85.

- Rode, K. D. and C. T. Robbins. 2000. Why bears consume mixed diets during fruit abundance. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 78:1640-1645.
- Sakamoto, Y., T. Kunisaki, I. Sawaguchi, T. Aoi, H. Koji, and Y. Deguchi. 2009. A note on daily movement patterns of a female Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) in a suburban area of Iwate Prefecture, northeastern Japan. *Mammal Study* 34 (3) :165–170.
- Sathyakumar, S. and S. Viswanath. 2003. Observations on food habits of Asiatic black bear in Kedarnath Wildlife Sanctuary, India: preliminary evidence on their role in seed germination and dispersal. *Ursus* 14:99-103.
- Sato, M., T. Tsubota, T. Komatsu, G. Watanabe, K. Taya, T. Murase, I. Kita, and T. Kudo. 2001. Changes in sex steroids, gonadotropins, prolactin, and inhibin in pregnant and nonpregnant Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*) . *Biology of Reproduction* 65 (4) :1006–1013.
- Schroeder, M. T. 1987. Blood chemistry, hematology, and condition evaluation of black bears in north coastal California. *Bears: Their Biology and Management*:333-349.
- Seager, S. W. J. and C. N. Demorest. 1986. Reproduction in captive wild carnivores. Pages 852-869 in M. E. Fowler, editor. *Zoo & wild animal medicine*. Saunders Company, Philadelphia, PA.
- Sharma, L. K., S. A. Charoo, and S. Sathyakumar. 2009. Ecological studies on the asiatic black bear (*Ursus thibrtanus*) in Dachigam National Park, Kashmir, India. Pages 15 *in* International Symposium on Conservation of the Asiatic Black Bear. Taipei, Taiwan.
- Shih, C-C., C-C. Huang, S-H. Li, M-H. Hwang, and L.-L. Lee. 2009. Ten novel tetranucleotide microsatellite DNA markers from Asiatic black bear, *Ursus thibetanus*. *Conservation Genetics* 10:1845–1847.
- Spady, T. J., D. G. Lindburg, and B. S. Durrant. 2007. Evolution of reproductive seasonality in bears. *Mammal Review* 37 (1) :21–53.
- Steinmetz, R. G. 2009. Ecological overlap of sympatric sun bears and Asiatic black bears in tropical forest, Thailand. Dissertation, University

- of Minnesota, Twin Cities, MN.
- Steinmetz, R., D. L. Garshelis, W. Chutipong, and N. Seuaturien. 2013. Foraging ecology and coexistence of Asiatic black bears and sun bears in a seasonal tropical forest in Southeast Asia. *Journal of Mammalogy* 94 (1) :1–18.
- 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* 17:57-73.
- Treves, A. and Karanth, K. U. 2003. Human–carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17:1491–1499.
- Tsubota, T., S. Taki, K. Nakayama, J. I. Mason, S. Kominami, N. Harada, and I. Kita. 2001. Immunolocalization of steroidogenic enzymes in the corpus luteum and the placenta of the Japanese black bear, *Ursus thibetanus japonicus*, during pregnancy. *Reproduction* 121 (4) :587–594.
- Wang, S. 1998. China red data book of endangered animals. Science Press, Beijing, China.
- Wang, Y. 1999. Status and management of the Asiatic Black Bear in Taiwan. Pages 213-215 in C. Servheen, S. Herrero, B. Peyton, K. Pelletier, K. Moll, and J. Moll, editors. *Bears: status survey and conservation action plan*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- White, C. G., P. Zager, and M. W. Gratson. 2010. Influence of predator harvest, biological factors, and landscape on elk calf survival in Idaho. *Journal of Wildlife Management* 74:355-359.
- Woodley, S. 1997. Science and protected areas management: an ecosystem-based perspective. *NATO Series G* 40:11-21.
- Wu, J., N. Kohno, S. Mano, Y. Fukumoto, H. Tanabe, M. Hasegawa, and T. Yonezawa. 2015. Phylogeographic and demographic analysis of the Asian black bear (*Ursus thibetanus*) based on mitochondrial DNA. *PLoS ONE* 10 (9) : 1–19.
- Yang, C. C., W. H. Chan, and F. H. Hsu. 2005. Breeding behavior of the Formosan black bear (*Ursus thibetanus*) in captivity. *Endemic*

Species Research 7:1-11.

Yarkovich, J., J. D. Clark, and J. L. Murrow. 2011. Effects of black bear relocation on elk calf recruitment at Great Smoky Mountains National Park. *The Journal of Wildlife Management* 75:1145-1154.

Young, D. D. and J. Beecham. 1986. Black bear habitat use at Priest Lake, Idaho. *Bears: Their Biology and Management* 6:73-80.

附錄

附錄一、相關機關或團體

- 一、農業部林業及自然保育署、各地區分署
- 二、內政部國家公園署、玉山國家公園管理處、雪霸國家公園管理處、太魯閣國家公園管理處
- 三、黑熊分布潛在熱區的各縣市政府、鄉鎮公所
- 四、農業部獸醫研究所
- 五、保育類野生動物救傷及圈養單位，例如臺北市立動物園、屏科大保育類野生動物收容中心、農業部生物多樣性研究所(野生動物急救站、烏石坑研究中心、野灣野生動物保育協會
- 六、警政單位：保安警察第七總隊、保安警察第七總隊刑事警察大隊
- 七、相關 NGO 團體：臺灣黑熊保育協會
- 八、原住民族：原住民族委員會、原民部落地方社區發展協會、原住民獵人協會等
- 九、一般民眾：戶外遊憩者 (登山客)、臺灣黑熊分布區周邊居民

附錄二、保育行動簡表

威脅主項	威脅次項	策略	保育行動	相關機關	說明	預期成果	執行期程
5 生物資源利用 / 6 人為入侵干擾	5.1.1 有意使用 5.1.2 非故意影響 6.3 工作及其他活動	A 健全人熊關係與社區共存	A-1 人熊衝突應變整體政策	林業保育署及各地區分署、原民會、縣市政府、鄉鎮公所、國家公園	建立並推動預防、驅趕、捕捉、救傷、野放、收容等黑熊管理機制，包含跨單位通報與應變系統，提升社區協力應變能量，導入 AI 等技術精進侵擾預防及處理工具，強化各項工作 SOP 等。	減少人熊衝突	持續
			A-2 推動狩獵管理與改良式獵具	林業保育署及各地區分署、原民會、縣市政府、國家公園	尊重原住民族文化，推廣狩獵自主管理與改良式獵具，降低黑熊誤捕；並持續宣導「誤捕通報免責」	減少誤捕、違法獵捕案件	中長程
			A-3 推廣友善黑熊社區與農業	林業保育署及各地區分署、縣市政府、NGO、社區	透過「黑熊生態服務給付」支持社區自主巡守及監測，並協助農戶改善果園、禽場、蜂場等圍阻設施；推廣「友善黑熊農產品」。	社區與政府建立夥伴關係，人熊共存	中長程
12 其他威脅（能量不足）		B 強化專業能量與跨域合作	B-1 專業培訓與演練	林業保育署及各地區分署、縣市政府、國家公園、救傷單位	持續辦理衝突處理、救傷與野放演練，檢討修改標準作業程序（SOP），擴大第一線應變能量	提升人員實務能力與應變力	持續
			B-2 跨單位協力與合作	林業保育署、原民會、縣市政府、鄉鎮公所、國家公園、NGO	召開跨單位合作平台，中央與地方協力分工、推動社區與原住民族合作機制；共享監測與研究成果，提升整體保育效能。	凝聚共識、提升整體保育效能	持續
			B-3 提升救傷收量能與個體野放追蹤	林業保育署及地區分署、國家公園、救傷單位、縣市政府	盤點救傷醫療收容能量，提升醫療技術，建置短期及長期收容場域，建立野放評估與負面制約程序	提升救援能量、降低滋擾風險	中長程

12 其他威脅 (研究不足 / 棲地破碎化)		C 加強研究監測與棲地經營	C-1 長期監測與族群推估	林業保育署、國家公園	運用自動相機、整合各機關監測資料等監測族群趨勢、族群數量及分布推估，並預測擴張或縮減趨勢，提供管理政策參考	掌握族群變化，作為政策依據	持續
			C-2 建立個體基因庫、遺傳交流與族群連結研究	林業保育署	持續收集黑熊個體遺傳基因樣本，建立個體基因庫，分析臺灣族群的遺傳變異。	確認族群基因交流程度	短程
			C-3 棲地經營與復育	林業保育署及各地區分署、國家公園	黑熊食源植物物候調查，推動黑熊棲地復育與造林，減少破碎化	了解黑熊食源植物豐度與侵擾的關聯。增加棲地完整性，改善黑熊生存環境	中長程
12 其他威脅 (社會支持不足)		D 深化教育宣導與社會支持	D-1 多元教育推廣	林業保育署及各地區分署、縣市政府、鄉鎮公所、國家公園、NGO	展「人熊相遇守則」等相關 DM 教材，建立民眾正確的與熊相處的價值觀。	增加社會支持、減少違法使用	持續
			D-2 推動山林友善行為	林業保育署及地區分署、縣市政府、鄉鎮公所、國家公園、山林遊憩管理單位 NGO	倡導「無痕山林」，加強食物管理，山區垃圾處理及宣導；高風險區設置「熊出沒注意」告示，遊憩管理。	降低遊憩干擾、提升遊客安全	持續
			D-3 加強公眾溝通與危機管理	林業保育署及各地區分署	建立透明資訊發布與危機應變機制，媒體溝通，避免社區或原住民族，甚或目標物種污名化	凝聚全民保育支持	持續

註 1：威脅主次項類別參考自 IUCN 的歸類 (<https://www.iucnredlist.org/resources/threat-classification-scheme>)，計有 12 主項：1 住宅/商業開發；2 農業/水產養殖；3 能源生產/採礦；4 運輸/交通廊道；5 生物資源利用；6 人類入侵/干擾；7 自然系統改變；8 入

侵/其他有問題的物種、基因和疾病；9 污染；10 地質事件；11 氣候變化/惡劣天氣；12 其他選項。

註 2：執行期程分為短程、中長程、持續性，分別指 4 年內完成且有急迫性應進行者(短程)、執行期程為 4 至 12 年內完成者(中長程)及須持續進行者。