

國立臺灣大學生物資源暨農學院森林環境暨資源學系

碩士論文

Department of Forestry and Resource Conservation

College of Bio-Resources and Agriculture

National Taiwan University

Master's Thesis

遊蕩犬對臺灣原生食肉動物時空生態棲位之影響

Impacts of Free-ranging Dogs on
Spatiotemporal Niches of Native Carnivores in Taiwan

何欣澄

Ho, Hsin-Cheng

指導教授：袁孝維 博士、丁宗蘇 博士、顏士清 博士

Advisor: Dr. Hsiao-Wei Yuan, Dr. Tzung-Su Ding,
and Dr. Shih-Ching Yen

中華民國 112 年 12 月
December, 2023

國立臺灣大學碩士學位論文

口試委員會審定書

MASTER'S THESIS ACCEPTANCE CERTIFICATE
NATIONAL TAIWAN UNIVERSITY

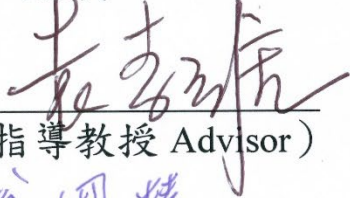
遊蕩犬對臺灣原生食肉動物時空生態棲位之影響

Impacts of Free-ranging Dogs on
Spatiotemporal Niches of Native Carnivores in Taiwan

本論文係何欣澄（R10625012）在國立臺灣大學森林環境暨資源研究所完成之碩士學位論文，於民國 112 年 12 月 26 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明。

The undersigned, appointed by the Department of Forestry and Resource Conservation on 26/12/2023 have examined a Master's Thesis entitled above presented by Ho, Hsin-Cheng (R10625012) candidate and hereby certify that it is worthy of acceptance.

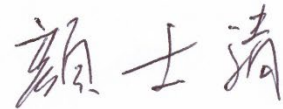
口試委員 Oral examination committee:


(指導教授 Advisor)

翁國精


(指導教授 Advisor)

蔡若瑟



系主任/所長 Director:



謝誌



碩士生是種矛盾的身份，充滿迷惘與對自身能力的質疑。身處和大學時同樣的校園、延續著學生的頭銜，期待能如過去二十年那般順著指引，延前人開拓的軌跡前行。然而，恍惚間卻已肩負獨挑大樑的重任，好似在晦暗的谷地中踽踽獨行，踟躕著，擔憂下個路口是會迎來綻放或凋零。當任何協助都不再理所當然，每一句提點都彷彿幽暗溪谷裡剎然劈下的閃電，如此神聖且疏離。

在研究生涯的最初，我想向丁宗蘇老師致上最深的謝意。三年前，當遊蕩犬議題未如此熱門，系上沒有任一個研究室與此領域相關。是丁老師率先同意指導，並積極協助溝通共指事宜。不僅如此，在碩二飽受壓力煎熬的時期，丁老師在車上的一席話幫我分攤了肩上的重量，讓我有繼續前行的勇氣。

在兩個頗負盛名的鳥類研究室徘徊，卻做著哺乳動物研究，我衷心感謝袁孝維老師願意引我為門下，以及顏士清老師不遺餘力的指導。從大學時期開始，袁老師便曾為我的人生規劃解惑，並且不吝提供研究室的資源；而顏老師不僅建議了寶貴的研究方向、在每週的會議中投注大量心力指導，更願意支持我未來的規劃。能遇到真心關懷學生的老師們，我感到萬分幸運。

我還想向所有曾幫助過我的師長、同儕們表達誠摯的感謝。每一星善意的火花都能燃成火炬，照亮原先幽寂的道路。謝謝爸媽願意深入了解並支持我對此議題的理念。謝謝口試委員蔡若詩老師、翁國精老師遠道而來，給予精闢的建議。感謝氣候變遷學程的鍾明光老師，願意協助素未謀面的外系學生；謝謝觀察家鍾昆典學長對研究脈絡的提點，以及三個研究室的學長姐、同學們的相互提攜。另外，特別感謝林育世提供電腦設備與程式技術支援，更在我埋首論文撰寫時協助我生活不至崩解，沒有這些幫助，我將無法完成這份研究。

最後，謝謝一路堅持下來的自己，在完成研究之餘，也獲得 2024 動物行為暨生態研討會優勝的殊榮。我也許質疑過自己的能力，卻從未懷疑最初的理想，以及為保育奉獻的決心。

摘要



群聚中的物種能透過調整現實生態棲位以降低種間競爭。然而，當面臨強大的共同掠食者時，物種可能會增加與掠食者的生態棲位分化，以迴避威脅。

這可能導致物種間的生態棲位重疊度增加，進而可能降低物種的適存度

(fitness)。家犬 (*Canis familiaris*) 是世界上分布最廣泛的入侵食肉動物，對原生食肉動物造成嚴重威脅，本研究假設犬隻造成的掠食壓力會導致：(1) 原生食肉動物與遊蕩犬的活躍程度 (relative activity index, RAI) 呈負相關；(2) 原生食肉動物與遊蕩犬的生態棲位時空分化增加；(3) 原生食肉動物之間的生態棲位時空分化降低。本研究以臺灣中低海拔的四種中型食肉動物為研究對象，包含白鼻心 (*Paguma larvata*)、鼬獾 (*Melogale moschata*)、麝香貓

(*Viverricula indica*) 與食蟹獾 (*Herpestes urva*)。我們共蒐集到 1270 台自動相機之資料，計算各物種 RAI、建立佔據模型 (occupancy modeling) 與核密度估計 (kernel density estimation)，分析物種空間利用及活動模式重疊度的變化。研究發現，遊蕩犬與鼬獾 RAI ($P < 0.001$) 與食蟹獾 RAI ($P < 0.05$) 呈顯著負相關，顯示犬隻對其族群可能有負面影響。而鼬獾在佔據度上表現出迴避犬隻的現象 (Species Interaction Factor, SIF < 1)，代表其與遊蕩犬具有空間生態棲位的分化。然而，物種的活動模式重疊度未受任何因子影響。此外，我們也沒有發現原生食肉動物之間的生態棲位時空分化受遊蕩犬影響，我們推測可能有三種原因：(1) 研究對象中僅有鼬獾在棲地利用上表現出對遊蕩犬迴避的傾向，其餘物種則無，故原生物種間的現實生態棲位並沒有重疊度增加的現象。(2) 原生食肉動物的時空生態棲位具有更細微的分化，本研究中難以偵測。(3) 有重要的因子影響原生食肉動物的時空生態棲位，導致狗對各個物種分別的影響沒有改變原生食肉動物的現實生態棲位並增加重疊度。例如即便食蟹獾與犬隻 RAI 顯著負相關，我們卻沒有觀察到食蟹獾迴避犬隻的現象 (SIF > 1)，這可能與其高度依賴特定環境生存有關，使其未能靈活改變棲地。本研究證實了遊蕩

犬對鼬獾與食蟹獾造成衝擊，後續研究應進一步整合生態棲位的其他維度，更能清楚了解犬隻對原生食肉動物群聚造成的影響。

關鍵字：種間競爭、現實生態棲位、自動相機、核密度估計、佔據模型



Abstract

Species within a guild can reduce interspecific competition by partitioning their realized niches. However, when facing co-predators, species may partition their niche with their co-predators to avoid threats. However, this reduction in niche overlap with predators may lead to an increase in the niche overlap among prey species, thereby potentially reducing the prey species' fitness. Dog (*Canis familiaris*) is the most common invasive carnivore worldwide, posing severe threats to native carnivores. In this study, we hypothesize that the predation by free-ranging dogs will result in (1) a negative correlation between the relative activity index (RAI) of native carnivores and dogs, (2) increased spatiotemporal niche partitioning between native carnivores and dogs, and (3) decreased spatiotemporal niche partitioning among native carnivores. This study focused on four meso-carnivores in Taiwan, including the masked palm civet (*Paguma larvata*), ferret-badger (*Melogale moschata*), small Indian civet (*Viverricula indica*), and crab-eating mongoose (*Herpestes urva*). Data from 1270 camera traps were analyzed using occupancy modeling and kernel density estimation to assess species' spatial and temporal niche overlap changes. Results revealed a significant negative correlation between the RAI of dogs and ferret-badgers ($P < 0.001$), as well as dogs and crab-eating mongooses ($P < 0.05$). The ferret badger exhibited a significant spatial avoidance of dogs (Species Interaction Factor, SIF < 1), indicating spatial niche partitioning with dogs. However, the overlaps of species' activity patterns were not influenced by any factor. Also, we did not observe any influence of free-ranging dogs on the spatiotemporal niche partitioning among native carnivores. There were three potential explanations: (1) Only the ferret badger showed spatial avoidance of dogs, while other species did not. Thus, no increase in niche overlap was observed. (2) More subtle partitioning on the spatiotemporal niches of native carnivores might exist, but it

was difficult to detect in this study. (3) There were more vital factors influencing the spatiotemporal niches of native carnivores, so the threats posed by dogs on individual species were not able to alter their realized niches nor increase their niche overlap. For instance, despite the significant negative correlation between the RAI of crab-eating mongooses and dogs, we did not observe avoidance behavior in crab-eating mongooses ($SIF > 1$). This situation was likely due to their high dependency on specific environments for survival, which limited their ability to alter their habitats flexibly. In conclusion, this study confirms the negative impacts of free-ranging dogs on the ferret badger and mongoose, suggesting further research to integrate other niche dimensions for a comprehensive understanding of the effects of dogs on the niche partitioning of native carnivores.

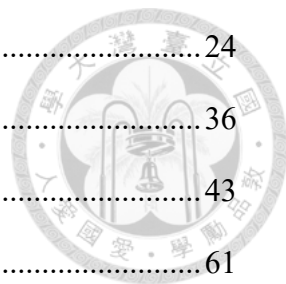
Keywords: interspecific competition, realized niche, camera trap, kernel density estimation, occupancy model

目次



謝誌	i
摘要	ii
Abstract	iv
目次	vi
圖次	viii
表次	ix
壹、前言	1
貳、材料與方法	6
一、研究地點	6
二、資料蒐集與篩選	6
三、環境因子	7
四、相對活躍指數模型	9
五、空間利用分化	10
六、日活動模式分化	13
參、結果	15
一、環境因子的路徑分析	15
二、相對活躍指數模型	15
三、空間利用分化	16
四、日活動模式分化	17
肆、討論	19
一、遊蕩犬與原生食肉動物之間的關係	19
二、原生食肉動物間的生態棲位分化	21
三、研究限制	22
四、未來研究建議	23

伍、	引用文獻	24
圖		36
表		43
附錄		61



圖次

圖一 應用於相對活躍指數模型與佔據模型的相機位置。.....	36
圖二 日活動重疊程度模型所使用之 54 個樣區分布。.....	37
圖三 本研究環境因子間的路徑分析結果。.....	38
圖四 兩物種間的共域傾向與遊蕩犬 RAI（經對數轉換）之關聯。.....	39
圖五 各物種日活動模式圖。.....	40
圖六 遊蕩犬與各原生食肉動物之活動模式重疊圖。.....	41
圖七 原生食肉動物之間的活動模式重疊圖。.....	42

表次

表一 自動相機資料來源。.....	43
表二 條件式兩物種佔據模型參數列表 (Richmond et al., 2010)。.....	44
表三 三種可能的偵測機率模式。.....	44
表四 各物種 RAI 值對各項因子之多變量向前模型選擇。.....	45
表五 各物種的最佳相對活躍指數模型之各項因子。.....	46
表六 各原生物種的校正前佔據度 (Naïve occupancy)、佔據度 (Ψ)、偵測機率 (p) 以及其 95%信賴區間。.....	47
表七 單物種佔據模型之多變量向前模型選擇結果。.....	48
表八 各物種的最佳單物種佔據模型之各項因子。.....	49
表九 狗與各原生物種的兩物種佔據模型，在佔據度不放入任何因子的情況下， 其偵測機率模型之表現排序。.....	50
表十 各原生物種間的兩物種佔據模型，在佔據度不放入任何因子的情況下，其 偵測機率模型之表現排序。.....	51
表十一 狗與各原生物種的兩物種佔據模型中， ΔAIC 小於 2 的模型列表。.....	52
表十二 平均模型計算出狗與原生物種間的 SIF 值與 95%信賴區間。.....	53
表十三 原生物種之間的兩物種佔據模型中， ΔAIC 小於 2 的模型列表。.....	54
表十四 平均模型計算出原生物種間的 SIF 值與 95%信賴區間。.....	58
表十五 遊蕩犬與原生物種間的 Δ 值對各項環境因子的廣義線性模型向前選擇 結果。.....	59
表十六 原生物種間的 Δ 值對各項環境因子的廣義線性模型向前選擇結果。...	60

壹、前言



限制相似性理論 (The limiting similarity theory) (MacArthur & Levins, 1967) 指出，若兩物種欲達成穩定的共存，則兩者的生態棲位重疊度必須低於某種閾值，即至少在一個或多個維度上產生分化。在群聚中，營養位階相近的物種可能會透過生態棲位分化，降低種間競爭對於物種適存度 (fitness) 的負面影響，以利共存 (Hardin, 1960; MacArthur & Levins, 1967; Creel, 2001)。Schoener (1974) 認為，生態棲位分化主要體現於空間、食性與時間這三個維度上；對於大多數的生物類群而言，空間或食性上的分化是降低種間競爭風險的首要策略，陸域哺乳動物便是如此。例如 Hunter & Caro (2008) 便觀察到，美國的 6 種食肉動物透過空間分化以降低彼此間的競爭。而活動模式分化雖非多數物種的首選，但卻能在物種共域的情況下幫助共存 (Kronfeld-Schor & Dayan, 2003)，且多次在食肉動物群聚中被觀察到 (Hayward & Slotow, 2009; Bischof et al., 2014)。相較於其他類群，食肉動物之間以活動模式分化來迴避競爭的比例更高 (Schoener, 1974)，這可能是由於食肉動物的競爭成本較高，使迴避競爭更加重要，例如食肉動物間常見的內部捕食 (intraguild predation) 甚至可能使劣勢競爭者付出生命 (Palomares & Caro, 1999; Hunter & Caro, 2008)。Schoener (1974) 也提出了另一種可能的解釋，即獵物本身便具有活動模式的高峰，食肉動物會因應外在環境，調整自身活動模式以取得食物等資源。這種習性使其相較草食獸而言，更習慣透過調整活動時間來獲取更多資源、迴避競爭。

除了因種間競爭而導致的生態棲位分化，掠食壓力 (predation pressure) 也可能促使物種調整其現實生態棲位 (realized niche) 以迴避威脅。Roughgarden 與 Feldman (1975) 以數學方法重新解析 MacArthur 與 Levins (1967) 的限制相似性模型 (limiting similarity model)，於其中加入掠食者的影響，發現群聚內物種的最小生態棲位分化程度，應由其所受到的掠食壓力以及其競爭函數的峰度 (kurtosis) 共同決定。掠食壓力越強，群聚中物種的生態棲位重疊程度便越大，甚至可能完全重疊。換言之，當群聚



中彼此競爭的中小型食肉動物面臨共同掠食者，這些物種可能為了迴避掠食者，降低與掠食者的生態棲位重疊度 (Azlan & Sharma, 2006; Brook et al., 2012)，進而使得牠們彼此間的生態棲位重疊度提升。例如在美國，Shores 等人 (2019) 發現灰狼 (*Canis lupus*) 存在的地區，山貓 (*Lynx rufus*) 與郊狼 (*Canis latrans*) 的活動模式重疊度會增加。Gaynor 等人 (2018) 也指出，人類作為頂層掠食者 (apex predator) 的角色，使得包含食肉動物在內的哺乳動物，其整體的夜行性傾向有隨著人類日間活動的增加而成長的趨勢。頂層掠食者對於原生物種生態棲位分化的影響，可能會增加種間競爭風險，並連帶導致眾多群聚與生態上的影響 (Sévêque et al., 2020)。受影響的食肉動物群聚也會透過下行效應 (top-down effect)，進而影響整個生態系統 (Ritchie & Johnson, 2009; Monterroso et al., 2016)。

家犬 (*Canis familiaris*) 自一萬五千年前隨著人類聚落的拓展被引入世界各地 (Savolainen et al., 2002)，現已成為全球族群豐度最高的食肉動物，數量估計有七億之多 (Hughes & Macdonald, 2013)，是各地的強勢入侵種。遊蕩犬係指所有離開人類居住所之家犬，包含生存於都市及山區之放養個體、接受固定餵食、走失、棄養，以及野外族群自行繁殖之後代等 (Yen et al., 2019)。在人類居住的區域，犬隻時常是族群豐度最高的食肉動物 (Young et al., 2011)，並透過掠食、競爭、干擾、疾病傳播等方式影響野生動物 (Hughes & Macdonald, 2013; Ritchie et al., 2014; Yen et al., 2019)。遊蕩犬具有廣食性 (generalist) 與機會性掠食 (opportunistic predators) 的特性，使其能適應多樣的環境，並對許多類群的野生動物造成廣泛的衝擊 (Young et al., 2011; Ritchie et al., 2014)。已知遊蕩犬是至少 11 種脊椎動物滅絕的主因、威脅到至少 188 種受脅物種的生存，並同時導致許多原生動物族群減少或滅絕 (Ritchie et al., 2014; Doherty et al., 2017)。

在食肉動物間的掠食、競爭、與內部捕食等關係中，體型為影響物種優勢或劣勢至關重要的因子 (Polis et al., 1989; Donadio & Buskirk, 2006; Hunter & Caro, 2008; Vanak et al., 2013; Ritchie et al., 2014)。因此，在缺乏原生大型掠食者的地區，遊蕩



犬時常能成為頂層掠食者 (Ritchie et al., 2014)。例如在澳洲，原生大型掠食者袋狼 (*Thylacinus cynocephalus*) 滅絕後 (Johnson, 2006)，澳洲野犬 (*Canis lupus dingo*) 便成為生態系中的頂層掠食者，並透過掠食與疾病傳播等方式，衝擊當地的哺乳類、爬蟲類與鳥類等諸多物種，甚至造成滅絕 (Allen et al., 2013)。近年來，隨著人類干擾，世界各地的大型掠食者相繼面臨族群減少、可活動範圍縮減、甚至滅絕，致使其生態系功能 (ecological function) 降低或消失 (Estes et al., 2011; Ripple et al., 2014; Ritchie et al., 2014; Wolf & Ripple, 2017)。如此一來，遊蕩犬在許多環境中可能逐漸成為最優勢的掠食者 (Estes et al., 2011; Ritchie et al., 2014)。然而，犬隻可在人類的餵食下得以維持極高的密度 (Vanak & Gompper, 2009)，且其過度捕殺 (surplus killing) 的習性又能使野生動物族群受到更大的衝擊 (Shepherd, 1981; Taborsky, 1988; Ritchie et al., 2014)，並不能妥善取代原生大型掠食者的功能，反而造成嚴重的生態威脅 (Yen et al., 2019)。

如今全臺據估計有將近 16 萬隻遊蕩犬 (動物保護資訊網, 2022)，且現行的犬隻管理政策無法改善現況，造成長遠且嚴重的生態衝擊。自 2017 年，政府禁止收容所內無人領養的犬隻安樂死，導致犬隻長期滯留於收容所，TNR (捕捉-結紮-放回, Trap-Neutered-Return) 便成為臺灣現行最主要的犬隻管理策略 (Yan & Teng, 2023)。然而，該策略要成功使族群縮減的門檻極高，需在封閉環境實施，並同時滿足至少 75% 的高結紮率、沒有新個體移入等條件，才能使族群量開始微幅下降，且下降速度緩慢 (Levy & Crawford, 2004; Longcore et al., 2009; Schmidt et al., 2009; Terzin & Pavlović, 2012)。嚴苛的條件使得 TNR 在開放的大環境中窒礙難行 (Longcore et al., 2009)。再加上民眾的餵養、放養等不當的飼主行為 (Hsu et al., 2003)，可使犬隻密度與族群過度增長，造成長遠的掠食、競爭、疾病傳播等生態危機 (Vanak & Gompper, 2009; Ritchie et al., 2014)。而在臺灣的中低海拔缺乏大型原生食肉動物蹤跡的情況下，遊蕩犬便很可能成為臺灣生態系中最優勢的掠食者 (Yen et al., 2019)，衝擊原生中型食肉動物群聚。



臺灣本島的中低海拔地區有四種較為常見之中型食肉動物，分別為夜行性之鼬獾 (*Melogale moschata*)、白鼻心 (*Paguma larvata*)、麝香貓 (*Viverricula indica*)，以及日行性之食蟹獾 (*Herpestes urva*) (Chiang, 2007; Chen et al., 2009)。顏士清等人 (Yen et al., 2019) 於陽明山的研究發現，原生哺乳動物的物種數與遊蕩犬的活躍程度有顯著負相關，且包含鼬獾、白鼻心與麝香貓在內的四種哺乳動物，在繁殖季時會明顯迴避遊蕩犬出沒的時間。這種野生動物刻意降低與掠食者之間生態棲位重疊度的現象，反映出犬隻可能已對臺灣的哺乳動物群聚造成威脅。Lim 等人 (2023) 研究台中都市地帶活動的白鼻心也發現，犬殺是成年白鼻心最大的致命威脅。且在該研究中，經遊蕩犬攻擊之白鼻心即便送往救傷中心救治，也沒有救活的案例。此外，遊蕩犬也可能透過疾病傳播威脅臺灣原生的食肉動物，例如犬瘟熱病毒 (canine distemper) 威脅鼬獾 (Chen et al., 2008)、小病毒 (carnivore protoparvovirus) 則威脅石虎 (*Prionailurus bengalensis*) 生存 (Chen et al., 2021)。

當遊蕩犬以強勢入侵種的身分，優先佔據了空間與時間資源，導致原生中小型食肉動物必須重新調整其現實生態棲位以迴避遊蕩犬，在這樣資源減少的情況下，原生食肉動物之間的生態棲位重疊度便可能上升。然而，多數關於遊蕩犬與野生動物衝突的研究，主要聚焦於犬隻對於原生物種的直接影響 (Gompper, 2014)，而未能進一步探討遊蕩犬如何影響原生動物群聚內部的交互作用。目前也未有文獻聚焦於遊蕩犬對於臺灣原生中型食肉動物群聚的衝擊，以及犬隻如何影響原生食肉動物之間的種間交互作用。

本研究之目的為了解遊蕩犬對原生食肉動物族群之影響，包含原生食肉動物的活躍程度是否受遊蕩犬影響？原生食肉動物是否會與遊蕩犬進行生態棲位分化？以及遊蕩犬是否會使得原生食肉動物群聚內部的生態棲位重疊程度增加？我們以自動相機資料結合核密度估計 (kernel density estimation) 與佔據模型 (occupancy modeling)，估計遊蕩犬與原生食肉動物間、原生食肉動物群聚內的生態棲位時空分化程度，並測試以下三項假說：

1. 原生食肉動物的活躍程度與遊蕩犬活躍程度負相關
2. 原生食肉動物應會在空間或時間的生態棲位上與遊蕩犬分化
3. 遊蕩犬會增加原生食肉動物彼此間的空間利用或活動模式的重疊度



貳、材料與方法



一、研究地點

臺灣 ($21^{\circ}55'-25^{\circ}20'N$, $119^{\circ}30'-122^{\circ}00'E$) 位處熱帶與亞熱帶的交界，氣候受到東亞季風帶的強烈影響。降雨量主要受到冷季 (9-4 月) 的東北季風與暖季 (5-8 月) 的西南季風影響，南部地區在暖季時降雨量較高，而北部地區則全年有雨 (Chen et al., 2009)。整體而言，全島雨量豐沛，年降雨量約可達 2500mm 之多 (經濟部水利署, n.d.)。臺灣的面積約 36000 km² (行政院, 2023)，擁有超過 200 座海拔 3000 公尺以上的山峰，多樣的海拔與豐沛的雨量造就豐富的植被類型 (Li et al., 2013) 以及 60.71% 的森林覆蓋度 (林業及自然保育署, 2023)。在海拔 1500 公尺以下的中低海拔地區，常綠闊葉林是主要的林型 (Li et al., 2013)。

臺灣本島共有 9 種食肉動物，除了臺灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 為大型食肉動物以外，其餘 8 種皆為中小型食肉動物 (鄭錫奇 & 張簡琳玟, 2015)；其中，鼬獾、白鼻心、食蟹獾與麝香貓喜好於中低海拔活動。鼬獾與白鼻心分布較廣 (裴家騏, 2004)，為一般類野生動物；食蟹獾的活動高度依賴溪流週遭的森林 (黃美秀, 1995; Chiang et al., 2012)，為國家第三保育等級之「其他應予保育之野生動物」；麝香貓的分布最為破碎 (裴家騏, 2004; Yen et al., 2015)，是國家第二保育等級之「珍貴稀有野生動物」(農業部, 2023)。

二、資料蒐集與篩選

本研究整合多份自動相機資料，資料來源包含政府機關、民間公司、及學術單位研究者提供之資料 (表一)。相機位置遍布全臺，海拔範圍 1-2540m。其中，林務局 (現稱林業及自然保育署) 之相機原先為監測鼬獾所設置，設置方式為將全臺劃分為 1 × 1 km 之網格，挑選出有鼬獾出沒紀錄的點位從中隨機抽樣，並確保相機間距大於 8 公里 (翁國精, 2021)。陽明山地區的相機架設方式是先將研究地區



劃分為 1×1 km 的網格，在每個網格中皆放置相機 (Yen et al., 2019)。壽山地區之相機則採系統性取樣，是劃分為 500×500 m 的網格，同樣也在每個網格中皆放置相機 (顏士清, 2022)。太魯閣蓮花池地區之相機架設方式是以植被類型分層並隨機抽樣，盡可能涵蓋不同類型之環境 (顏士清, 2016)。南投地區之相機用於普查，架設方式為以網格系統性取樣。苗栗卓蘭與彰化八卦地區的相機主要沿公路周遭架設，而東勢、福山與惠蓀地區之相機，則是在主要步道週遭架設盡可能多的相機，未有系統性設置規劃 (陳相伶等, 2020; 成允聖等, 2021)。觀察家生態顧問股份有限公司之資料為該公司在進行各地生態檢核時，為調查該處是否有珍稀物種而架設之相機，同樣未使用系統性設置劃。蒐集到之相機位點共有 1270 台，運作年份橫跨 2010 至 2021 年，已知的相機品牌包含 Acumen、Browning、Bushnell、Cuddeback、Keepguard、Reconyx 等，部份相機 (70 台) 無品牌資料。

資料篩選部分，因犬隻以及研究中的食肉動物多分佈於中低海拔，我們首先將海拔高於 1500 公尺的相機位點刪除。另外，由於麝香貓以及食蟹獾並非廣佈於全臺淺山地區，為避免模型產生偏差，分析時並未納入其明顯未分布之地區的資料。在我們的資料中，麝香貓未分布於東勢、惠蓀、蓮花池等地，而食蟹獾未分布於陽明山，故建立這些物種的模型時，我們並未使用這些地區的資料。後續我們也將視不同分析方法進一步篩選資料。為使分析結果易於比較判讀，三種與物種空間利用相關的模型 (包含相對活躍指數模型、單物種佔據模型以及兩物種佔據模型) 都採用同樣的資料集，並以相機為單位分析。與活動模式相關的核密度估計則以樣區為單位分析。

三、 環境因子

我們利用 ArcGIS pro (版本 3.0.3) 計算出各地環境因子，後續納入模型中分析，包含：道路密度、海拔、坡度、月平均降雨量、年均溫、森林覆蓋度。有鑑於食蟹獾對水域的依賴 (黃美秀, 1995; Chiang et al., 2012)，我們額外在食蟹獾的模



型中，加入相機與最近水體距離因子。另外，我們以遊蕩犬 RAI 值作為犬隻活動的量化指標，詳見下節。海拔與坡度是由 20 公尺解析度數值地形模型（內政部地政司，2020）中計算得知。月平均降雨量與年均溫資訊來自科技部臺灣氣候變遷推估與資訊平台（Taiwan Climate Change Projection Information Platform, TCCIP），而我們使用的是 Lin 等人（2018）將 TCCIP 資訊降維處理成 500m × 500m 解析度的資料。道路圖層自開放街圖（Open Street Map）下載（OpenStreetMap, 2022），並僅使用主要道路（major roads，如國道）、銜接主要道路的支道（highway links，如匝道）、以及住宅區域的道路（residential），而撇除人行道等干擾較小之道路（Ramm et al., 2014）。水體圖層使用的是經濟部水利署（2017）的河川河道圖層，森林圖層則由行政院農委會的第四次森林資源調查結果（行政院農委會，2017）取得。計算道路密度與森林覆蓋度時，我們首先將每台相機週遭劃出約 1 km² 的環域，再以環域內道路長度、環域內森林面積除以環域面積而得。此外，我們也以環境系統研究機構（Environmental Systems Research Institute, ESRI）釋出之土地覆蓋圖（ESRI, 2022）做為後續劃設樣區的判斷標準之一。該圖層係由人工智慧辨識衛星影像，藉以判別土地利用類型，解析度為 10m × 10m。

建立模型前，我們以皮爾森積差相關分析（Pearson correlation）判斷環境因子之間的關聯性。若兩因子之相關係數絕對值大於 0.7 ($|r| > 0.7$)，我們便選擇較重要的因子保留（Dobrowski et al., 2006; Gálvez et al., 2021）。結果顯示（附圖一），僅有海拔與年均溫兩者高度相關（ $p < 0.001$, $r = -0.75$ ）。由於年均溫主要受海拔影響（Li et al., 2013），我們選擇保留海拔因子並剔除年均溫。另外，檢視環境因子的資料分布後（附圖二），我們在模型中加入海拔以及年雨量的二次項，並將道路密度進行對數轉換，以減少資料偏斜（skewed）造成的影響（Keene, 1995）。

根據先前研究，原生動物在繁殖季時更有迴避犬隻活動時間的傾向（Yen et al., 2019），而本研究多數物種的繁殖季涵蓋五月至八月（Liu et al., 2007；林良恭等，2008；朱有田，2013；孟燕汝，2019），我們將這段期間視為繁殖季。在三種空間

相關的模型中，我們只採用繁殖季資料分析，而核密度估計中則將季節視為類別變項，後續將進一步說明。

有鑑於環境因子彼此間時常可能具因果關係或互相影響，我們額外對環境因子進行路徑分析 (path analysis)。路徑分析可以根據所需，一次估計出許多迴歸模型，以便同時建構所有變因之間的關係 (Land, 1969; Lleras, 2005; Streiner, 2005)，再透過路徑係數 (path coefficient) 辨別因子間彼此的影響力多寡，便能幫助釐清重要的因子。最後，透過比較適配性指標 (Comparative Fit Index, CFI) 評估模型的表現。CFI 介於 0 到 1 之間，愈接近 1 代表模型表現愈佳，而 CFI 值大於 0.9 時代表模型之適配性佳。

四、 相對活躍指數模型

在以自動相機資料估計物種活躍程度時，相對活躍指數 (relative activity index, 或稱相對豐度指數 relative abundance indices, RAI) 是一種被廣泛使用的指標，其意義為相機每一百天所拍攝到之有效照片數 (Jenks et al., 2011; Lijun et al., 2019; Yen et al., 2019)。當相機在同一個地點連續拍攝到同一物種時，我們將間隔大於 0.5hr 的相片視為有效照片 (Kelly & Holub, 2008)。若間隔時間小於 0.5hr，則視為同一個體重複拍攝，不納入分析。RAI 常被假設與物種的密度或族群量有關，且物種的偵測機率在時間、空間與各物種間維持一致 (Sollmann et al., 2013)。雖具有一定的侷限，但因其不需識別個體等易用性，仍時常被用於估計族群的動態變化 (Lijun et al., 2019)。其計算方式為：

$$RAI = \frac{\sum_{i=1} N_i}{\sum_{i=1} Trapday_i} \times 100$$

其中，N 為某物種之照片數，Trapday 則為相機工作天數。RAI 經對數轉換，以減少其較高的浮動性對模型的影響。我們以遊蕩犬 RAI 作為犬隻活動的指標，

建立對數常態分布 (log-normal distribution) 的廣義線性模型 (Generalized Linear Model, GLM) 以了解影響原生食肉動物 RAI 的潛在因子, 再以向前選取法 (forward selection) (Witten & James, 2013) 篩選模型。



五、 空間利用分化

(一) 單物種佔據模型

單季節單物種佔據模型 (single-season, single-species occupancy model) (MacKenzie et al., 2017) 可用於判斷影響物種佔據度 (occupancy, Ψ) 的因子。佔據度意指物種佔據 (即存在於, 代表區域中至少出現該物種的一個個體) 某處的機率。該模型假設在一季節 (season, 意指假定族群封閉的期間, 並非四季) 中, 物種不會遷移且族群封閉 (MacKenzie et al., 2017)。一個季節中有多個調查回合 (survey period), 透過記錄物種在每次調查回合中是否被拍攝到, 未偵測到計為 0、偵測到計為 1, 我們便能獲取一系列的物種偵測/未偵測資料 (detection/ non-detection data)。由於無法確保在調查中能完美偵測所有存在的物種, 故透過重複調查回合, 我們便能得知物種被偵測到的機率 (detection probability, p), 進而修正其佔據度 (Long et al., 2008), 降低因偵測困難而產生明顯偏差 (Mackenzie, 2006)。如此一來, 佔據模型相較於傳統僅考量出現資料 (presence-only data) 的物種分佈模型 (species distribution model) 更適用於數量稀少的物種 (Jha et al., 2022)。本研究, 一個調查回合設定為 7 日, 若該物種於 7 日內有至少一筆的出現紀錄則記為 1, 反之則記為 0。

本研究部分物種為較為廣佈之物種, 若分析區間過長, 則會因未校正佔據度過高, 致使無法篩選出影響物種分布的有力變因。因此, 我們將一台相機篩選出五至八月暖季的期間 (Chen et al., 2009) 為分析區間。除了篩選相機運作的區間以外, 我們也確保納入分析的相機在此區間中需運作至少 35 天 (5 個回合) 以上, 避免因努力量不足而誤判物種的出沒狀況, 最終篩選出 478 台相機 (圖一), 海拔範圍

在 1 至 1486m 之間。由於估計偵測機率並非我們的主要目標，且相機品牌與型號數量過多，納入模型時導致模型無法收斂；因此，在估計單物種佔據模型中的偵測機率時，未將相機品牌納入考量。我們使用軟體 R (版本 4.3.1, R Core Team, 2021) 中的套件 unmarked (Fiske & Chandler, 2011; Kellner et al., 2023) 建立單物種佔據模型，並同樣使用向前選取法篩選模型 (Witten & James, 2013)。

(二) 兩物種佔據模型

兩物種佔據模型 (two-species occupancy model) 為成對分析方法 (pairwise approach)，能用以估計一對物種在空間上的交互關係。在模型中，需要先假定一優勢物種 (species A) 及一劣勢物種 (species B)，再依據模型結果判斷劣勢物種對優勢物種的迴避或共域狀況 (MacKenzie et al., 2017)。考量到家犬的體型大於研究中的四種中型食肉動物，且其為強勢入侵物種，因此在遊蕩犬與原生物種之間的兩物種佔據模型中，我們將遊蕩犬視為優勢物種，原生物種視為劣勢物種 (Farris et al., 2016)。至於原生食肉動物彼此間的兩物種佔據模型，我們則以體長、體重等影響體型之因子綜合決定優劣順序，依序分別為：白鼻心、食蟹獾、麝香貓、鼬獾。

本研究採用 Richmond 等人 (2010) 開發的條件式兩物種佔據模型 (conditional two-species occupancy model) (表二)，其可用於估計劣勢物種在優勢物種存在或不存在的條件下之佔據機率。此外，也可以檢驗兩個物種的偵測機率是否因彼此的佔據與否而有不同，或是當兩個物種都存在時，劣勢物種的偵測機率是否會受到優勢物種的偵測機率的影響 (表三)。透過模型估計出的三種佔據度 (Ψ^A 、 Ψ^{BA} 、 Ψ^{Ba})，可進一步計算出物種交互因子 (Species Interaction Factor, SIF)，作為兩物種共域傾向的量化指標。基於條件式兩物種佔據模型計算出之 SIF 的常用計算方式有二，其中，Richmond 等人 (2010) 提出之方法為：

$$SIF = \frac{\psi^A \psi^{BA}}{\psi^A (\psi^A \psi^{BA} + (1 - \psi^A) \psi^{Ba})}$$

MacKenzie et al. (2017) 則提出另一種方法，此方法單純以劣勢物種的條件式佔據度，透過賠率比 (odds ratio) 計算：

$$\text{SIF} = \frac{\psi^{BA} / (1 - \psi^{BA})}{\psi^{Ba} / (1 - \psi^{Ba})}$$



兩種 SIF 的計算方式，其判斷結果的方式相同。若 $\text{SIF} = 1$ ，則兩物種的分布獨立；若 $\text{SIF} < 1$ ，兩物種同時出現的機率低於兩者獨立分布時共域的機率，表示兩物種可能傾向於迴避；若 $\text{SIF} > 1$ ，兩物種同時出現的機率高於兩者獨立分布時共域的機率，即兩物種可能傾向共域 (Richmond et al., 2010; MacKenzie et al., 2017)。在概念上，若 $\Psi^{BA} < \Psi^{Ba}$ ，意即 B 物種在 A 物種存在時的佔據機率低於 A 物種不存在時的佔據機率，B 物種可能傾向迴避 A 物種 ($\text{SIF} < 1$)；反之亦然，若 $\Psi^{BA} > \Psi^{Ba}$ ，意即 B 物種在 A 物種存在時的佔據機率高於 A 物種不存在時的佔據機率，則兩者可能傾向共域 ($\text{SIF} > 1$) (Gálvez et al., 2021)。本研究中，我們將使用 SIF 判斷遊蕩犬與原生食肉動物間的迴避與共域情況。

我們使用軟體 R (版本 4.3.1, R Core Team, 2021) 中的套件 RPresence (MacKenzie & Hines, 2018)，參考 Richmond 等人 (2010) 以及 Gálvez 等人 (2021) 的兩步驟方法建立候選模型。首先，在佔據度維持為常數 (不放入任何因子) 的情況下，從三種偵測機率模型 (Richmond et al., 2010) (表三) 中選出表現較佳 ($\Delta\text{AIC} < 2$) 者。接著，在表現較好的偵測機率模型中，再分別加入影響佔據度的變因組合，並以 $\Delta\text{AIC} < 2$ 的優良模型 (Burnham et al., 1998) 建立平均模型，判別各因子的顯著與否。透過上述方式，在四組狗—原生食肉動物的組合中，對於每一種偵測機率的模型，我們各建立 4372 個不同佔據度變因組合的候選模型；而在六組原生食肉動物的組合中，對於每一種偵測機率模型，我們則各建立 15307 個佔據度候選模型。

六、 日活動模式分化

核密度估計 (kernel density estimation) 能將定點計數資料 (point count data) 轉換為機率密度函數，藉以呈現出物種的活動模式 (Wand & Jones, 1994)，適合用於分析自動相機資料 (Ridout & Linkie, 2009)。在自動相機資料中，每張相片被拍攝到的時間點即為定點計數資料，而透過核密度估計，我們便能將物種一系列的單一出沒時間轉換為連續函數，了解其活動模式。除了能了解單一物種的活動模式，Ridout and Linkie (2009) 更提出了用以量化兩物種之間活動模式重疊程度的時間重疊係數 (coefficient of temporal overlap, Δ)。這是一種成對分析方法， Δ 值會介於 0 到 1 之間，數字越大代表兩物種的活動模式重疊度越高。另外，Ridout and Linkie (2009) 在研究中嘗試以數種方式計算 Δ 值，發現 Δ_1 最適合應用於小樣本的計算 (樣本數小於 50 者)， Δ_4 則適用於較大的樣本 (樣本數大於 75)。

我們首先將所有蒐集到的相片透過核密度估計繪製出各物種的日活動模式圖，初步了解各物種的活動狀況。接著，為了解兩物種整體的活動模式重疊度，我們計算出兩兩物種間的 Δ_4 值，並透過 10000 次拔靴法 (bootstrap) 計算信賴區間。最後，為了解物種間的活動模式重疊度是否受到遊蕩犬 RAI 值或其他因子影響，我們將鄰近的相機劃分為樣區，為每個樣區計算出不同 Δ 值。樣區的劃分按照三個準則：(1) 海拔相差不超過 1000 公尺、(2) 相機之間沒有明顯的地理隔離 (道路、河川、山脈阻隔)、(3) 土地利用類型相近。

本研究中適合使用 Δ_1 之樣區較多，故此處使用 Δ_1 估計兩物種間的活動模式重疊度。此外，由於當樣本太少時， Δ 值的標準誤將會過大 (Ridout & Linkie, 2009)，因此在每個物種組合中，若某樣區的任意物種照片數過少 (我們將閾值設定為 10 張)，便不將該樣區中包含此物種的 Δ 值納入後續分析中，以此提升精確度。接著，再進一步以負二項式分布 (negative binomial distribution) 的廣義線性模型，並以向前選取法篩選出與 Δ 值顯著相關之因子。 Δ 值的計算在軟體 R (版本 4.3.1, R Core Team, 2021) 的套件 overlap (Meredith & Ridout, 2018) 中進行。經過資料篩選後，

我們使用了 54 個樣區共 875 台相機分析（圖二），樣區的平均海拔範圍為 13m 至 1367m。樣區中的遊蕩犬 RAI 值以及其他環境因子，我們將樣區內所有的相機之各項因子分別平均，得出樣區尺度的環境因子，並將繁殖季（5-8 月）與非繁殖季（9-4 月）的 Δ 值分開計算，在模型中新增季節做為類別變項。

參、結果

在相對活躍指數模型以及佔據模型中，用於分析的 478 台相機中，包含原生食肉動物有效相片 11472 張（鼬獾 4855 張、白鼻心 4489 張、食蟹獾 1772 張、麝香貓 356 張），以及遊蕩犬有效相片 2175 張。而在核密度估計所使用的 54 個樣區中，則包含原生食肉動物有效照片共 73292 張（鼬獾 33433 張、白鼻心 25760 張、食蟹獾 10712 張、麝香貓 3387 張），以及遊蕩犬有效照片 12750 張。

一、環境因子的路徑分析

根據路徑模型，海拔同時顯著對降雨（路徑係數 0.29， $p < 0.001$ ）以及森林覆蓋度（路徑係數 0.26， $p < 0.001$ ）產生正向影響，而對道路密度（路徑係數 -0.40， $p < 0.001$ ）以及遊蕩犬 RAI 值（路徑係數 -0.30， $p < 0.001$ ）產生負向影響，是影響層面最廣之因子。森林覆蓋度同時受到海拔（路徑係數 -0.40， $p < 0.001$ ）及降雨（路徑係數 0.12， $p < 0.01$ ）的正向影響以及道路密度的負向影響（路徑係數 -0.41， $p < 0.001$ ）。遊蕩犬 RAI 值則同時受到海拔（路徑係數 -0.297， $p < 0.001$ ）、森林覆蓋度（路徑係數 -0.204， $p < 0.001$ ）與道路密度（路徑係數 -0.189， $p < 0.001$ ）這三種因子的負向影響。最後，坡度並不受海拔影響，但兩者間有相關性（ $r = 0.38$ ， $p < 0.001$ ），而坡度對道路密度的影響則不顯著（路徑係數 -0.03， $p = 0.526$ ）（圖三）。此模型之 CFI 值為 0.913，代表其表現優良。

二、相對活躍指數模型

向前模型選擇的結果顯示（表四），在鼬獾與食蟹獾的最佳模型中，皆包含遊蕩犬 RAI 值；且在鼬獾的模型中，遊蕩犬 RAI 值是最先被選入的因子，代表其影響力最大。各物種最佳模型的結果如表五所示，鼬獾之 RAI 值與遊蕩犬 RAI 值（ $p < 0.001$ ）以及海拔的二次項（ $p < 0.05$ ）呈顯著負相關（附圖三）；白鼻心之 RAI 值

與海拔 ($p < 0.001$)、月平均降雨呈顯著負相關 ($p < 0.05$)，與道路密度呈顯著正相關 ($p < 0.01$) (附圖四)；食蟹獾之 RAI 值與相機與最近水體距離 ($p < 0.01$)、遊蕩犬 RAI 值 ($p < 0.05$) 呈顯著負相關，與森林覆蓋度則呈顯著正相關 ($p < 0.001$) (附圖五)；麝香貓之 RAI 值與海拔呈顯著負相關 ($p < 0.001$)，與月平均降雨量 ($p < 0.001$) 以及森林覆蓋度 ($p < 0.001$) 呈顯著正相關 (附圖六)。

三、空間利用分化

(一) 單物種佔據模型

各物種校正前的佔據度 (naïve occupancy) 如下：鼬獾 0.493、白鼻心 0.533、食蟹獾 0.407、麝香貓 0.173。而最佳模型估計出之佔據度、偵測機率及其 95% 信賴區間分別為：鼬獾佔據度 0.619 (0.573-0.663)、偵測機率 0.374 (0.359-0.389)；白鼻心佔據度 0.693 (0.645-0.737)、偵測機率 0.376 (0.362-0.391)；食蟹獾佔據度 0.529 (0.473-0.584)、偵測機率 0.310 (0.292-0.329)；麝香貓佔據度 0.123 (0.083-0.178)、偵測機率 0.224 (0.196-0.255) (表六)。

鼬獾的最佳模型中，遊蕩犬 RAI 值仍是被選入的因子之一 (表七)。在各物種最佳模型的結果中 (表八)，鼬獾之佔據度與森林覆蓋度 ($p < 0.01$) 有顯著正相關，與遊蕩犬 RAI 值 ($p < 0.01$) 顯著負相關，並與海拔 ($p = 0.108$) 負相關但不顯著 (附圖七)；白鼻心之佔據度與海拔顯著負相關 ($p < 0.001$) (附圖八)；食蟹獾的佔據度與森林覆蓋度顯著正相關 ($p < 0.001$) (附圖九)；最後，麝香貓的佔據度與月平均降雨 ($p < 0.001$) 以及森林覆蓋度 ($p < 0.001$) 皆為顯著正相關，與坡度 ($p < 0.05$)、海拔 ($p < 0.05$) 則為顯著負相關 (附圖十)。

(二) 兩物種佔據模型

各物種組合的偵測機率模型表現排序如表九、表十所示。表十一展示了遊蕩犬與各原生食肉動物的兩物種佔據模型中， $\Delta AIC < 2$ 的模型列表。這些優良模型接

著被用以建立平均模型，並計算出兩物種間的 SIF 值。平均模型結果顯示（表十二），僅有鼬獾顯著展現出對狗的迴避傾向（ $SIF < 1$ ），其與遊蕩犬間的 SIF 值及 95%信賴區間為 0.883（0.807- 0.958）。

表十三則展示了原生食肉動物間的兩物種佔據模型中， $\Delta AIC < 2$ 的模型列表。平均模型結果顯示（表十四），原生食肉動物間並沒有展現出明顯的迴避或共域傾向（ $SIF = 1$ ）。另外，有三個物種組合的共域模式與遊蕩犬 RAI 值相關，意即在 $\Delta AIC < 2$ 的模型列表中，有出現遊蕩犬 RAI 值作為 Ψ^{BA} 或 Ψ^{Ba} 的變因的模型。然而，在平均模型中，該影響並不顯著（圖四）。這三個物種組合分別為：白鼻心-麝香貓、食蟹獾-麝香貓、以及麝香貓-鼬獾。

四、 日活動模式分化

（一）各物種活動模式

核密度估計結果顯示，遊蕩犬全日都有活動，但在晨昏時有活動高峰。白鼻心、鼬獾與麝香貓為夜行性動物，其中，鼬獾與麝香貓在接近日出與日落時有活動高峰，白鼻心則無此趨勢。唯有食蟹獾為日行性動物，且與遊蕩犬同樣具有晨昏時的活動高峰（圖五）。

（二）活動模式重疊度

在遊蕩犬與各原生物種之組合中，犬隻與食蟹獾的活動模式重疊度（ Δ_4 值）最高，達 0.811（95%信賴區間 0.803 - 0.819）。遊蕩犬與其餘物種之 Δ_4 值及其 95% 信賴區間分別為：鼬獾 0.305（0.297-0.313）、白鼻心 0.303（0.295 - 0.311）、麝香貓 0.354（0.343 - 0.365）（圖六）。在原生物種之間的組合中，各物種組合 Δ_4 值及其 95%信賴區間如下：白鼻心-鼬獾 0.926（0.918-0.933）、白鼻心-食蟹獾 0.114（0.112-0.122）、白鼻心-麝香貓 0.875（0.859 - 0.891）、食蟹獾-鼬獾 0.118（0.113 - 0.123）、食蟹獾-麝香貓 0.181（0.171 - 0.191）、麝香貓-鼬獾 0.879（0.862 - 0.894）（圖七）。

至於與 Δ 值相關的環境因子，廣義線性模型結果顯示，所有物種組合間的活動模式重疊度，皆未與任何因子有顯著關聯（表十五、表十六）。



肆、討論

本研究分別以相對活躍指數之廣義線性模型、佔據模型以及核密度估計，檢驗遊蕩犬與原生食肉動物活躍程度、生態棲位時空分化模式之關聯。我們觀察到犬隻的活躍程度與部分原生食肉動物的活躍程度顯著負相關（假說一，體現於鼬獾、食蟹獾的模型），也透過單物種與兩物種佔據模型，觀察到鼬獾在棲地利用上迴避犬隻的現象（假說二）。然而，即使犬隻對原生食肉動物的族群或現實生態棲位可能造成影響，我們卻沒有發現遊蕩犬活躍程度與原生食肉動物間生態棲位分化的關聯（假說三）。

一、 遊蕩犬與原生食肉動物之間的關係

在本研究四種原生食肉動物中，鼬獾可能是受遊蕩犬影響最明顯的物種。在鼬獾的RAI模型中，遊蕩犬RAI是向前選取法第一個選入之因子；且不論是RAI模型或單物種佔據模型，遊蕩犬RAI都是顯著負相關的因子。在兩物種佔據模型中，也觀察到鼬獾對遊蕩犬產生顯著的空間迴避現象（ $SIF < 1$ ）。由於鼬獾是本研究中體型最小之食肉動物（體重平均 900g, Zhang et al., 2010），因此在食肉動物間的競爭、掠食等關係中很可能處於最弱勢（Polis et al., 1989; Donadio & Buskirk, 2006; Hunter & Caro, 2008; Ritchie et al., 2014; Vanak et al., 2013）。過往已有文獻指出，高雄地區的鼬獾受到遊蕩犬傳染的犬瘟熱之影響（Chen et al., 2008），或鼬獾在繁殖季時與犬隻活動模式重疊度降低（Yen et al., 2019）。本研究提供了進一步的證據，顯示鼬獾在活躍程度與棲地利用上皆受到犬隻衝擊。

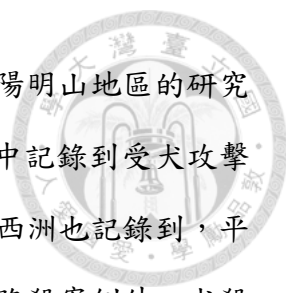
日行性的食蟹獾是本研究中與遊蕩犬的活動模式重疊度最高的物種，其 Δ_4 值高達 0.811。食蟹獾在佔據模型中並未展現出迴避犬隻的現象，但在活躍程度上卻與遊蕩犬有顯著負相關。這可能與食蟹獾高度依賴特定的棲地環境有關（Gálvez et al., 2021），其空間利用更受到棲地環境限制。過往研究指出，食蟹獾高度依賴依賴



溪流邊的森林居住（黃美秀，1995；Chiang et al., 2012），本研究中也觀察到，相機與最近水體距離是食蟹獾的 RAI 模型中最具解釋力的因子，且其 RAI 與佔據度則都與森林覆蓋度顯著正相關。這種棲地利用上的限制，可能導致其直接迴避犬隻的能力不佳。然而，雖然食蟹獾在棲地選擇上沒有明顯與犬隻分化，但其 RAI 與遊蕩犬 RAI 顯著負相關，揭示了遊蕩犬可能對其區域性豐度造成直接衝擊。

白鼻心近年來有愈來愈適應都市環境的傾向。Lim 等人（2023）觀察到，自 2017 以來，都市中白鼻心的回報量明顯提升，而本研究也同時觀察到白鼻心之 RAI 值與道路密度顯著正相關。白鼻心的攀爬能力有助於垂直利用都市空間，並有於屋樑上築巢或取食行道樹果實的紀錄（Lim et al., 2023）。這種逐漸適應都市的現象，除了可能和其築巢、覓食特性有關，也可能與原生食肉動物間的競爭有關——隨著人類活動範圍的急劇擴展，當某物種比其他物種更能適應人為環境，該物種可能反倒往人類活動地區棲息或覓食，擴大其現實生態棲位（Frey et al., 2020）。有鑑於犬隻與人類的關係密切（Hsu et al., 2003; Gompper, 2014; Yen et al., 2019），白鼻心對都市的適應能力可能導致遊蕩犬對其族群或棲地選擇之影響難以被觀察到，但這不代表犬隻沒有造成影響。例如 Lim 等人（2023）於台中的救傷資料統計發現，都市白鼻心最主要的死因即是犬殺。

麝香貓是本研究中保育等級最高的物種，數量相對稀少，並因棲地開發等人為因子或其他未知的環境變動而呈現明顯的破碎化分布（裴家騏，2004；顏士清等，2015），使其 RAI 模型以及佔據模型易受到資料分布不均影響。例如，本研究記錄到麝香貓在陽明山的分布顯著高於其他地區，先前文獻也發現麝香貓廣泛分布于陽明山地區（顏士清等，2015）。而陽明山為亞熱帶季風型氣候，年降雨量可高達 4000 mm（顏士清等，2015），在本研究蒐集到的資料中，屬於降雨量極高的地區。這種情況使得麝香貓的 RAI 與佔據度都與降雨量呈顯著正相關，但未必能解釋為雨量多寡會影響麝香貓的棲地選擇，而可能是資料分布不均造成的巧合。而麝香貓在大尺度下資料稀少且分布不均的情況，也可能導致犬隻對其影響難以偵測。即便



本研究未發現遊蕩犬與麝香貓之關聯，但顏士清等人（2015）在陽明山地區的研究便記錄到遊蕩犬與麝香貓的活動範圍高度重疊，並在研究過程中記錄到受犬攻擊死亡的麝香貓成體與幼體；而 Dahmer（2001）在香港的島嶼濶西洲也記錄到，平均每 4 至 5 個月便可觀察到一隻遭犬殺的麝香貓，且除了一例路殺案例外，犬殺是其他所有麝香貓的死因。另外，麝香貓在繁殖季時與犬隻活動模式重疊度會降低（Yen et al., 2019），這些證據說明遊蕩犬仍是麝香貓不可忽視的威脅。

二、原生食肉動物間的生態棲位分化

本研究雖觀察到遊蕩犬對原生食肉動物活躍程度以及現實生態棲位的影響，卻沒有發現原生食肉動物之間生態棲位重疊度與遊蕩犬的關聯。我們推測可能有三種原因：其一，研究對象中僅有鼬獾在棲地利用上表現出對遊蕩犬迴避的傾向，其餘物種則無。遊蕩犬可能僅壓縮了鼬獾的現實生態棲位，故原生物種間的生態棲位重疊度並沒有增加。其二，原生食肉動物的時空生態棲位具有更細微的分化，本研究難以記錄這些微細尺度的變化。例如，在空間利用方面，白鼻心具有攀爬能力，得以垂直利用空間（Lim et al., 2023）。在犬隻的壓力下，白鼻心可以增加其對於垂直空間的利用度來迴避犬隻以及與其他原生食肉動物的競爭，而這在本研究中無法納入考量。最後，可能有更強大的因子影響著原生食肉動物的時空生態棲位，導致狗對各個物種分別的影響並沒有改變其現實生態棲位、或增加原生食肉動物間的生態棲位重疊度。例如，即使食蟹獾的 RAI 與遊蕩犬 RAI 的顯著負相關，暗示其受到犬隻衝擊，但食蟹獾對於棲地的依賴性使其難以因犬隻威脅而調整空間生態棲位（Gálvez et al., 2021）；活動模式方面，食蟹獾是日行性物種，與其餘夜行性原生食肉動物的活動模式重疊度極低（與鼬獾 Δ_4 值 0.118、與白鼻心 Δ_4 值 0.114、與麝香貓 Δ_4 值 0.181）。先前研究指出，生理時鐘（circadian rhythm）是影響物種活動模式最主要的因子（Kronfeld-Schor & Dayan, 2003）。即便有部分潛在因子可能對中型食肉動物的活動模式造成影響，如共同掠食者（Shores et al., 2019）、種間

競爭 (Monterroso et al., 2014) 等，但受限於生理時鐘，哺乳動物難以大幅調整其活動模式 (Kronfeld-Schor & Dayan, 2003; Ferreiro-Arias et al., 2021)。即便受到威脅，食蟹獾可能沒有能力改變活動模式。

三、 研究限制

先前研究表明，空間上的生態棲位分化是物種最常用以迴避種間競爭的策略 (Schoener, 1983)，而本研究也在大尺度的分析下觀察到遊蕩犬與原生食肉動物間的空間利用分化。然而，即使 Yen 等人 (2019) 在陽明山的研究發現 6 種中小型原生哺乳動物與犬隻的活動模式會受到季節影響，本研究卻沒有發現任何能顯著影響物種間活動模式重疊度的因子。這可能是因為物種的活動模式變化時常是小尺度的隨機反應，在大尺度的資料分析下不易顯現 (Sévêque et al., 2022)，相較於先前地點侷限於單一國家公園內，以全台微尺度的研究將更難發現變化。然而，在計算 Δ 值時，若將尺度切割太細，則會因資料不足而導致 Δ 值不穩定，結果很可能失真。故我們在權衡之下仍以較大尺度分析，但也因此容易忽略微細尺度的動態。

我們的結果顯示，若將佔據度作為唯一的族群指標，很可能對族群有過於樂觀的想像。即便物種的 RAI 與遊蕩犬的 RAI 有顯著負相關，其佔據度卻可能不受犬隻的顯著影響。即使佔據度是種相對穩定、不易浮動的族群指標，適合用於大尺度下、偵測機率較低的物種的族群監測 (MacKenzie et al., 2017)，但過往的研究也顯示，對於分布較廣泛或數量較多的物種，佔據模型對族群量變動的偵測並不敏銳 (Conner et al., 2016)。因此，在評估族群狀況時，若能輔以其他族群指標，將有助於更全面了解物種的族群狀況與趨勢。

本研究中的四種中型食肉動物以及遊蕩犬皆偏好低海拔地區活動。路徑分析的結果顯示，整體而言，海拔是影響各物種的活躍程度及棲地選擇最主要之因子，能同時影響遊蕩犬 RAI 值、降雨、道路密度、以及森林覆蓋度。另外，四種原生食肉動物的 RAI 值或佔據度也都受到海拔的顯著影響。即使建立模型前，我們已

透過皮爾森積差相關分析篩選掉關聯性過高、足以影響模型結果之因子以確保模型的表現，但仍不可忽視環境因子間無法剔除或篩選的因果與關聯，可能潛在影響模型的結果與判讀。

最後，本研究使用之資料並非以全台尺度採取統一的系統性劃設，而是多方蒐集資料後進行篩選和處理。雖未能統一資料來源，但本研究所計算出之物種佔據度，保育等級高者佔據度則低，反之亦然——無危的白鼻心與鼬獾的佔據度最高，分別為 0.693 (0.645-0.737) 與 0.619 (0.573-0.663)；三級保育的食蟹獾次之，佔據度為 0.529 (0.473-0.584)；二級保育的麝香貓佔據度最低，為 0.123 (0.083-0.178) (農業部，2023)。可藉此推估資料大致合乎於現況，得以有效呈現出原生食肉動物、遊蕩犬間的種間交互作用，但由於取樣限制，不能以此推估食肉動物於全台的長期分布動態。

四、 未來研究建議

本研究證實了遊蕩犬對鼬獾與食蟹獾造成衝擊。犬隻造成的生態危害急待解決，我們呼籲政府能採取有效的遊蕩犬管理措施，避免生態衝擊加劇。而若要全面了解犬隻對原生食肉動物群聚的影響，需要更進一步的研究。我們建議後續研究可進一步將生態棲位其他維度上的分化納入考量，例如食性等，這些維度同樣可能影響種間交互作用。我們也建議可以系統性地於全台架設自動相機，透過長期監測研究，追蹤犬隻與原生食肉動物群聚的長期動態，藉此提出進一步的保育策略。

伍、 引用文獻



內政部地政司(2020)。**2020 年版全臺灣及部分離島 20 公尺網格數值地形模型 DTM**

資料。取自 <https://data.gov.tw/>

內政部統計處 (2022)。內政統計查詢網。擷取日期：2023 年 4 月。取自

<https://statis.moi.gov.tw/micst/webMain.aspx?k=defjsp>

顏士清 (2016)。**太魯閣國家公園蓮花池耕地復育生態監測與智慧監控規劃**。太魯閣國家公園委託辦理報告。

行政院農委會 (2017)。**第四次森林資源調查全島森林林型分布**。取自

<https://data.gov.tw/>

行政院 (2023)。**土地**。擷取日期：2023 年 12 月。取自 <https://www.ey.gov.tw/>

成允聖、蕭鈺、陳相伶 (2021)。**東勢林場中大型哺乳動物與地棲性鳥類調查**。國立中興大學農資院實驗林管理處補助計畫。

朱有田 (2013)。**陽明山國家公園特殊稀有動物(麝香貓)生活史之研究**(PG10101-0505)。陽明山國家公園管理處委託研究報告。

林良恭、姜博仁、陳美汀、陳家鴻、張燕伶 (2008)。**保育類哺乳動物生息現況分析與生態資訊建置** (97-03)。行政院農業委員會林務局保育研究系列。

林業及自然保育署 (2023)。**島嶼上的森林現況**。擷取日期：2023 年 12 月。取自

<https://if.forest.gov.tw/IF/FResourceArchive/ArchiveHome/ArchiveIndex>

孟燕汝 (2019)。**2013-2018 年臺灣鼬獾 (*Melogale moschata subaurantiaca*) 狂犬病疫情的時空變遷趨勢與地景特徵探討**〔未出版之碩士論文〕。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所。

翁國精 (2021)。**野生動物長期監測系統之優化與資料整合計畫 4-1**(110 農科-7.2.6-務-e1)。行政院農業委員會林務局 110 年度科技計畫研究報告。

動物保護資訊網 (2022)。111 年各縣市遊蕩犬估計數調查結果。擷取日期 2023 年 11 月。取自 <https://animal.moa.gov.tw/>

陳相伶、蘇愉婷、王晴萱、潘玉潔 (2020)。惠蓀森林遊樂區中大型哺乳動物及鳥類調查。農林學報，67(4)，273-288。

黃美秀 (1995)。福山試驗林食蟹獾 (*Herpestes urva*) 族羣與資源利用之研究〔未出版之碩士論文〕。國立臺灣大學動物學研究所。

農業部 (2023)。陸域保育類野生動物名錄。擷取日期：2023 年 12 月。取自 <https://conservation.forest.gov.tw/0002021>

經濟部水利署 (2017)。河川河道。取自 <https://data.gov.tw/>

經濟部水利署 (n.d.)。水文資料。擷取日期：2023 年 12 月。取自 <https://www.wra.gov.tw/cp.aspx?n=3168>

裴家騏 (2004)。新竹、苗栗之淺山地區小型食肉目動物之現況與保育研究 (94-00-8-05)。行政院農業委員會林務局委託研究系列。

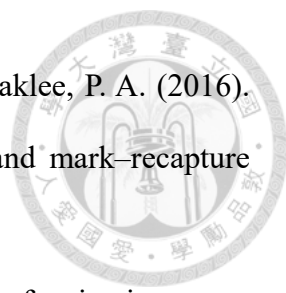
鄭錫奇、張簡琳玟 (2015)。臺灣食肉目野生動物辨識手冊。農業部生物多樣性研究所。

顏士清 (2022)。110-111 年度壽山國家自然公園哺乳類動物族群與流浪犬現況調查計畫。國家自然公園管理處。

顏士清、翁綉茗、龔明祥、曾建閔、張世欣、蘇迎晨、林宗以、朱有田 (2015)。陽明山國家公園麝香貓的分布、活動模式與潛在生存威脅。國家公園學報，25，58-65。

Allen, B. L., Fleming, P. J. S., Allen, L. R., Engeman, R. M., Ballard, G., & Leung, L. K. P. (2013). As clear as mud: A critical review of evidence for the ecological roles of Australian dingoes. *Biological Conservation*, 159, 158-174.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.004>

- 
- Azlan, J. M., & Sharma, D. S. (2006). The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx*, 40(1), 36-41.
- Bischof, R., Ali, H., Kabir, M., Hameed, S., & Nawaz, M. A. (2014). Being the underdog: an elusive small carnivore uses space with prey and time without enemies. *Journal of Zoology*, 293(1), 40-48.
- Brook, L. A., Johnson, C. N., & Ritchie, E. G. (2012). Effects of predator control on behaviour of an apex predator and indirect consequences for mesopredator suppression. *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1278-1286.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (1998). *Practical use of the information-theoretic approach*. Springer.
- Chen, C. C., Chang, A. M., Chen, W. J., Chang, P. J., Lai, Y. C., & Lee, H. H. (2021). Molecular survey of selected viral pathogens in wild leopard cats (*Prionailurus bengalensis*) in Taiwan with an emphasis on the spatial and temporal dynamics of carnivore protoparvovirus 1. *Archives of Virology*, 166, 427-438.
- Chen, C. C., Pei, J. C., Liao, M. H., & Mortenson, J. A. (2008). Canine distemper virus in wild ferret-badgers of Taiwan. *Journal of wildlife diseases*, 44(2), 440-445.
- Chen, M. T., Tewes, M. E., Pei, K. J., & Grassman, L. I. (2009). Activity patterns and habitat use of sympatric small carnivores in southern Taiwan. *Mammalia*, 73(1), 20-26.
- Chiang, P. J. (2007). *Ecology and conservation of Formosan clouded leopard, its prey, and other sympatric carnivores in southern Taiwan*. [Unpublished doctoral dissertation]. Virginia Tech.
- Chiang, P. J., Pei, J. C., Vaughan, M. R., & Li, C. F. (2012). Niche relationships of carnivores in a subtropical primary forest in southern Taiwan. *Zoological Studies*, 51(4), 500-511.

- 
- Conner, M. M., Keane, J. J., Gallagher, C. V., Munton, T. E., & Shaklee, P. A. (2016). Comparing estimates of population change from occupancy and mark-recapture models for a territorial species. *Ecosphere*, 7(10), e01538.
- Creel, S. (2001). Interspecific competition and the population biology of extinction-prone carnivores. *Carnivore Conservation*, 35-60.
- Dahmer, T. D. (2001). Feral dogs and civet mortality on Kau Sai Chau, Sai Kung, Hong Kong. *Porcupine!* 24: 16-18.
- Dobrowski, S., Greenberg, J., Ramirez, C., & Ustin, S. (2006). Improving image derived vegetation maps with regression based distribution modeling. *Ecological Modelling*, 192(1-2), 126-142.
- Doherty, T. S., Dickman, C. R., Glen, A. S., Newsome, T. M., Nimmo, D. G., Ritchie, E. G., Vanak, A. T., & Wirsing, A. J. (2017). The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological Conservation*, 210, 56-59.
- Donadio, E., & Buskirk, S. W. (2006). Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *The American Naturalist*, 167(4), 524-536.
- ESRI, (2022). Sentinel-2 10m Land Use/Land Cover Timeseries Downloader. <https://www.esri.com/en-us/home> (accessed April 2022)
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., Carpenter, S. R., Essington, T. E., Holt, R. D., & Jackson, J. B. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, 333(6040), 301-306.
- Farris, Z., Kelly, M., Karpanty, S., & Ratelolahy, F. (2016). Patterns of spatial co-occurrence among native and exotic carnivores in north-eastern Madagascar. *Animal Conservation*, 19(2), 189-198.

Ferreiro-Arias, I., Isla, J., Jordano, P., & Benítez-López, A. (2021). Fine-scale coexistence between Mediterranean mesocarnivores is mediated by spatial, temporal, and trophic resource partitioning. *Ecology and evolution*, 11(22), 15520-15533.

Fiske, I., & Chandler, R. (2011). Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software*, 43, 1-23.

Frey, S., Volpe, J. P., Heim, N. A., Paczkowski, J., & Fisher, J. T. (2020). Move to nocturnality not a universal trend in carnivore species on disturbed landscapes. *Oikos*, 129(8), 1128-1140. <https://doi.org/10.1111/oik.07251>

Gaynor, K. M., Hojnowski, C. E., Carter, N. H., & Brashares, J. S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science*, 360(6394), 1232-1235.

Gálvez, N., Infante, J., Fernandez, A., Díaz, J., & Petracca, L. (2021). Land use intensification coupled with free-roaming dogs as potential defaunation drivers of mesocarnivores in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 58(12), 2962-2974. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14026>

Gompper, M. E. (2014). *Free-ranging dogs and wildlife conservation / edited by Matthew E. Gompper, University of Missouri, USA* (First edition. ed.). Oxford University Press.

Gompper, M. E. (2014). Introduction: outlining the ecological influences of a subsidized domesticated predator. In *Free-ranging dogs and wildlife conservation* (pp. 1-8).

Hardin, G. (1960). The Competitive Exclusion Principle: An idea that took a century to be born has implications in ecology, economics, and genetics. *Science*, 131(3409), 1292-1297.

Hayward, M. W., & Slotow, R. (2009). Temporal partitioning of activity in large African carnivores: tests of multiple hypotheses. *South African Journal of Wildlife Research-24-month delayed open access*, 39(2), 109-125.

Hsu, Y., Liu Severinghaus, L., & Serpell, J. A. (2003). Dog keeping in Taiwan: its contribution to the problem of free-roaming dogs. *Journal of applied animal welfare science*, 6(1), 1-23.

Hughes, J., & Macdonald, D. W. (2013). A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation*, 157, 341-351.

Hunter, J., & Caro, T. (2008). Interspecific competition and predation in American carnivore families. *Ethology Ecology & Evolution*, 20(4), 295-324.

Jenks, K. E., Chanteap, P., Kanda, D., Cutter, P., Redford, T., Antony, J. L., Howard, J., & Leimgruber, P. (2011). Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses—an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4(2), 113-131.

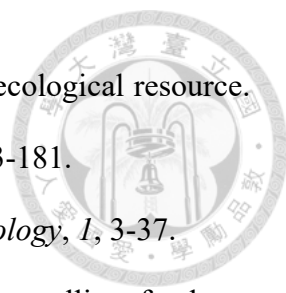
Johnson, C. (2006). *Australia's mammal extinctions: a 50,000-year history*. Cambridge University Press.

Jha, A., Praveen, J., & Nameer, P. (2022). Contrasting occupancy models with presence-only models: Does accounting for detection lead to better predictions? *Ecological modelling*, 472, 110105.

Keene, O. N. (1995). The log transformation is special. *Statistics in medicine*, 14(8), 811-819.

Kellner, K. F., Smith, A. D., Royle, J. A., Kéry, M., Belant, J. L., & Chandler, R. B. (2023). The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*.

Kelly, M. J., & Holub, E. L. (2008). Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern naturalist*, 15(2), 249-262.

- 
- Kronfeld-Schor, N., & Dayan, T. (2003). Partitioning of time as an ecological resource. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 153-181.
- Land, K. C. (1969). Principles of path analysis. *Sociological methodology*, 1, 3-37.
- Levy, J. K., & Crawford, P. C. (2004). Humane strategies for controlling feral cat populations. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 225(9), 1354-1360.
- Li, C. F., Chytrý, M., Zelený, D., Chen, M. Y., Chen, T. Y., Chiou, C. R., Hsia, Y. J., Liu, H. Y., Yang, S. Z., & Yeh, C. L. (2013). Classification of Taiwan forest vegetation. *Applied vegetation science*, 16(4), 698-719.
- Lijun, C., Wenhong, X., & Zhishu, X. (2019). Limitations of relative abundance indices calculated from camera-trapping data. *Biodiversity Science*, 27(3), 243.
- Lim, P. X., Lin, S. M., Lin, W. L., & Tseng, H. Y. (2023). Breeding records, urban habitat, and threats to the masked palm civet in Taiwan. *The Journal of Wildlife Management*, e22467. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22467>
- Lin, H. Y., Hu, J. M., Chen, T.Y., Hsieh, C.F., Wang, G., & Wang, T. (2018). A dynamic downscaling approach to generate scale-free regional climate data in Taiwan. *Taiwania*, 63(3), 251-266.
- Liu, S. S., Fung, H. P., Liu, B. T., & Cheng, F. P. (2007). Ovarian cycle of the captive formosan gem-faced civets (*Paguma larvata taivana*). *Zoo Biology: Published in affiliation with the American Zoo and Aquarium Association*, 26(1), 1-11.
- Lleras, C. (2005). Path analysis. *Encyclopedia of social measurement*, 3(1), 25-30.
- Long, R. A., Zielinski, W. J., Long, R., MacKay, P., Zielinski, W., & Ray, J. (2008). Designing effective noninvasive carnivore surveys. *Noninvasive survey methods for carnivores*, 8-44.

Longcore, T., Rich, C., & Sullivan, L. M. (2009). Critical assessment of claims regarding management of feral cats by trap–neuter–return. *Conservation biology*, 23(4), 887-894.

MacArthur, R., & Levins, R. (1967). The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, 101(921), 377-385.

Mackenzie, D. I. (2006). Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. *The Journal of Wildlife Management*, 70(2), 367-374.

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2017). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.

MacKenzie, D. & Hines, J. (2018). *RPresence: R interface for program PRESENCE*. R package version 2.13.47. Retrieved from <https://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/prese nce.html>

Meredith, M., & Ridout, M. (2018). Package ‘overlap’. *Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns*, 3, 1.

Monterroso, P., Alves, P. C., & Ferreras, P. (2014). Plasticity in circadian activity patterns of mesocarnivores in Southwestern Europe: implications for species coexistence. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 68, 1403-1417.

Monterroso, P., Rebelo, P., Alves, P. C., & Ferreras, P. (2016). Niche partitioning at the edge of the range: a multidimensional analysis with sympatric martens. *Journal of Mammalogy*, 97(3), 928-939.

OpenStreetMap (2022)。OpenStreetMap 台灣。擷取日期：2022 年 3 月，取自 <http://osm.tw/>

Palomares, F., & Caro, T. M. (1999). Interspecific killing among mammalian carnivores.

The American Naturalist, 153(5), 492-508.

Polis, G. A., Myers, C. A., & Holt, R. D. (1989). The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual review of ecology and systematics*, 297-330.

R Core Team (2023). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ramm, F., Names, I., Files, S., Catalogue, F., Features, P., Features, N., & Cars, C. (2014). *OpenStreetMap data in layered GIS format*

Richmond, O. M., Hines, J. E., & Beissinger, S. R. (2010). Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications*, 20(7), 2036-2046.

Ridout, M. S., & Linkie, M. (2009). Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(3), 322-337. <https://doi.org/10.1198/jabes.2009.08038>

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., & Nelson, M. P. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.

Ritchie, E. G., & Johnson, C. N. (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology letters*, 12(9), 982-998.

Ritchie, E. G., Dickman, C. R., Letnic, M., Vanak, A. T., & Gommper, M. (2014). Dogs as predators and trophic regulators. In *Free-ranging dogs and wildlife conservation* (pp. 55-68).

Roughgarden, J., & Feldman, M. (1975). Species packing and predation pressure.

Ecology, 56(2), 489-492.

Savolainen, P., Zhang, Y.-p., Luo, J., Lundeberg, J., & Leitner, T. (2002). Genetic evidence for an East Asian origin of domestic dogs. *Science*, 298(5598), 1610-1613.

Schmidt, P. M., Swannack, T. M., Lopez, R. R., & Slater, M. R. (2009). Evaluation of euthanasia and trap–neuter–return (TNR) programs in managing free-roaming cat populations. *Wildlife Research*, 36(2), 117-125.

Schoener, T. W. (1983). Field experiments on interspecific competition. *The American Naturalist*, 122(2), 240-285.

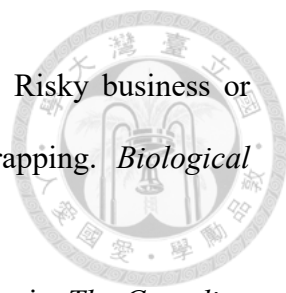
Schoener, T. W. (1974). Resource Partitioning in Ecological Communities: Research on how similar species divide resources helps reveal the natural regulation of species diversity. *Science*, 185(4145), 27-39.

Sévêque, A., Gentle, L. K., López-Bao, J. V., Yarnell, R. W., & Uzal, A. (2020). Human disturbance has contrasting effects on niche partitioning within carnivore communities. *Biological Reviews*, 95(6), 1689-1705.
<https://doi.org/10.1111/brv.12635>

Sévêque, A., Gentle, L. K., Vicente López-Bao, J., Yarnell, R. W., & Uzal, A. (2022). Impact of human disturbance on temporal partitioning within carnivore communities. *Mammal Review*, 52(1), 67-81.

Shepherd, N. (1981). Predation of red kangaroos, *Macropus rufus*, by the dingo, *Canis familiaris* dingo (Blumenbach) in north-western New South Wales. *Wildlife Research*, 8(2), 255-262.

Shores, C. R., Dellinger, J. A., Newkirk, E. S., Kachel, S. M., & Wirsing, A. J. (2019). Mesopredators change temporal activity in response to a recolonizing apex predator. *Behavioral Ecology*, 30(5), 1324-1335.

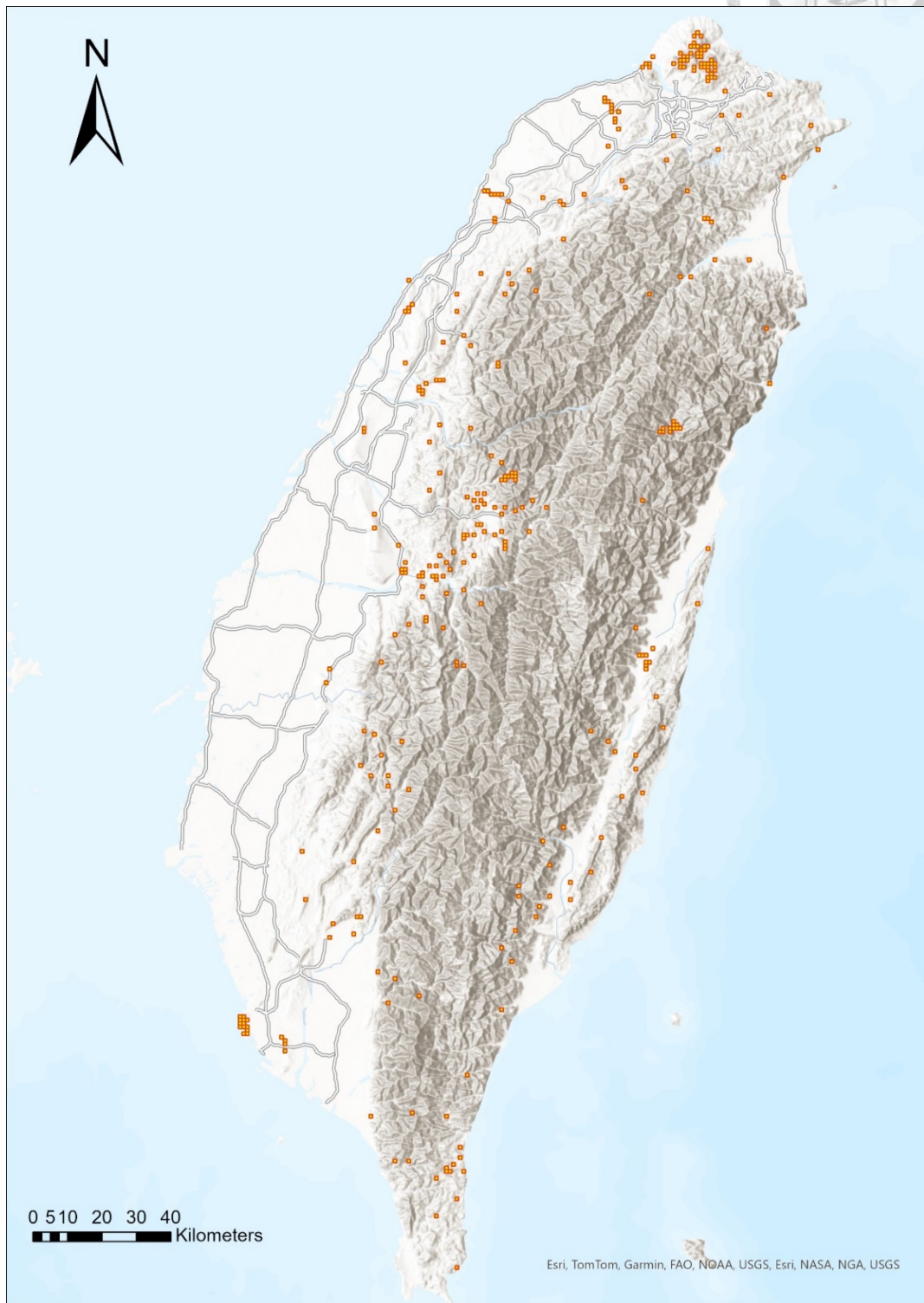
- 
- Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., & Wilting, A. (2013). Risky business or simple solution—Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, 159, 405-412.
- Streiner, D. L. (2005). Finding our way: an introduction to path analysis. *The Canadian Journal of Psychiatry*, 50(2), 115-122.
- Taborsky, M. (1988). Kiwis and dog predation: observations in Waitangi State Forest. *Notornis*, 35(3), 197-202.
- Terzin, V., & Pavlović, I. (2012). The strategy to resolve the problem of ownerless dogs and cats in Belgrade. Proceeding of 19th Scientific Conference with International Participation Animal Protection and Welfare, Brno, Czech Republic.
- Vanak, A. T., Dickman, C. R., Silva-Rodriguez, E. A., Butler, J. R., & Ritchie, E. G. (2013). Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric carnivores. In *Free-ranging dogs and wildlife conservation* (pp. 69-93).
- Vanak, A. T., & Gompper, M. E. (2009). Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal Review*, 39(4), 265-283.
- Wand, M. P., & Jones, M. C. (1994). *Kernel smoothing*. CRC press.
- Witten, D., & James, G. (2013). *An introduction to statistical learning with applications in R*. Springer publication.
- Wolf, C., & Ripple, W. J. (2017). Range contractions of the world's large carnivores. *Royal Society open science*, 4(7), 170052.
- Yan, T. Y., & Teng, T. Y. (2023). Trends in Animal Shelter Management, Adoption, and Animal Death in Taiwan from 2012 to 2020. *Animals*, 13(9), 1451.
- Yen, S. C., Ju, Y. T., Shaner, P. J. L., & Chen, H. L. (2019). Spatial and temporal relationship between native mammals and free-roaming dogs in a protected area

surrounded by a metropolis [Article]. *Scientific Reports*, 9, 9, Article 8161.

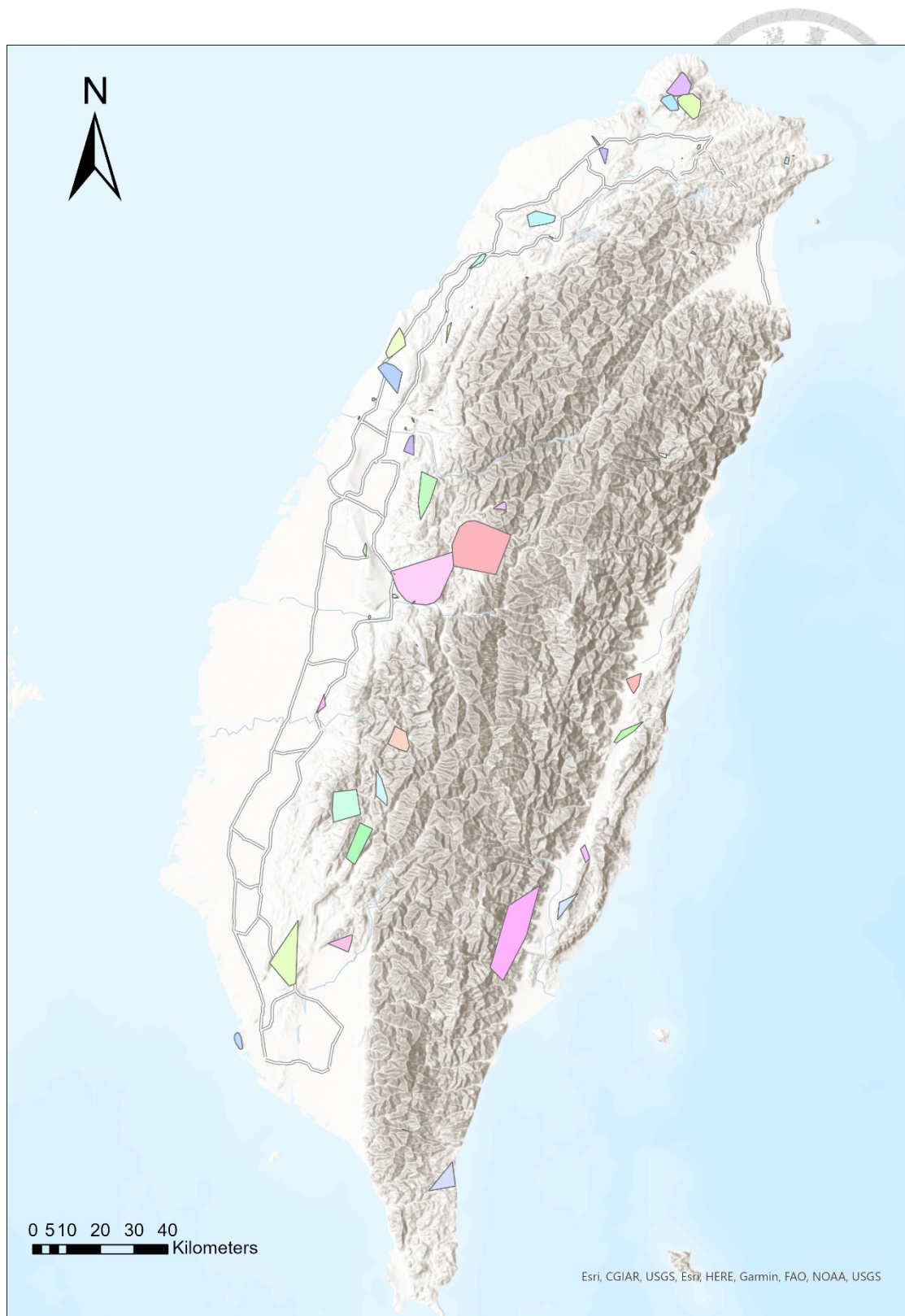
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-44474-y>

Young, J. K., Olson, K. A., Reading, R. P., Amgalanbaatar, S., & Berger, J. (2011). Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *Bioscience*, 61(2), 125-132.

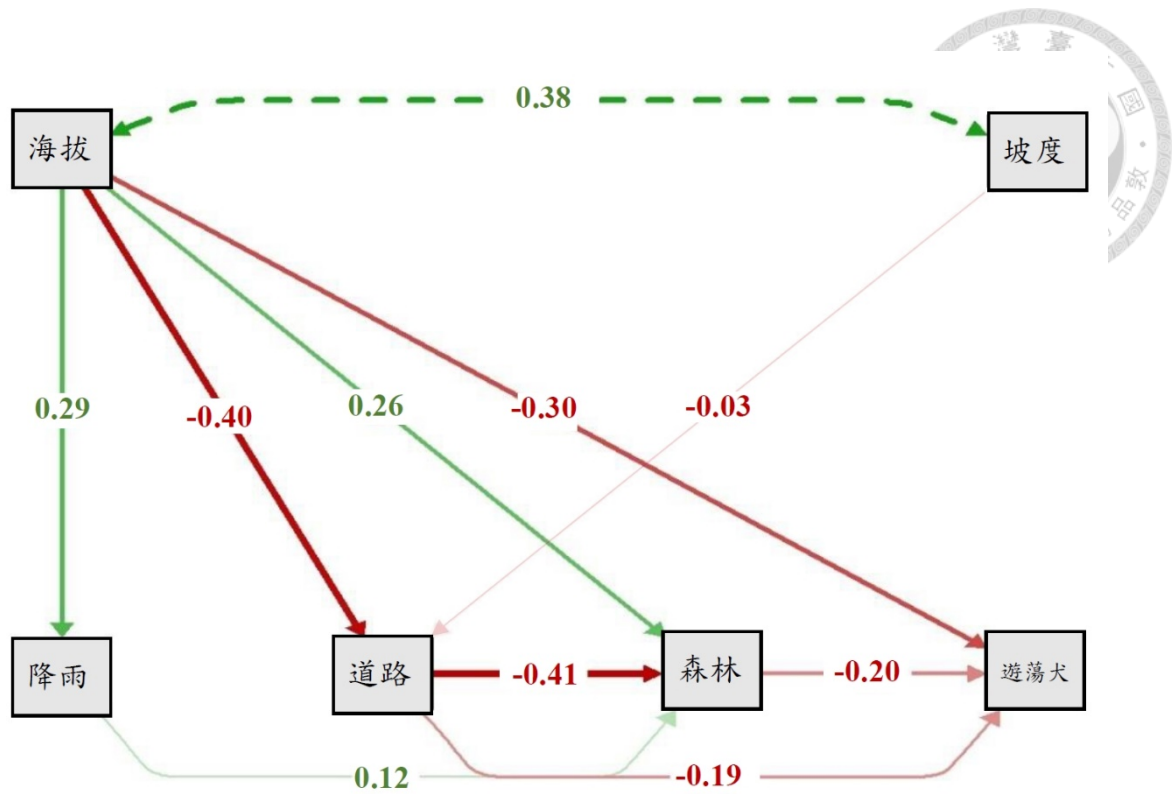
Zhang, L., Wang, Y., Zhou, Y., Newman, C., Kaneko, Y., Macdonald, D. W., Jiang, P., & Ding, P. (2010). Ranging and activity patterns of the group-living ferret badger *Melogale moschata* in central China. *Journal of Mammalogy*, 91(1), 101-108.



圖一 應用於相對活躍指數模型與佔據模型的相機位置。相機共 478 台，此處以 1 km^2 的網格表示，共有 258 個網格涵蓋這些相機。

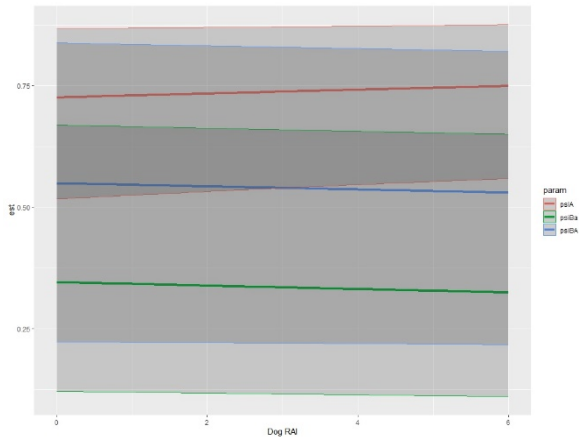


圖二 日活動重疊程度模型所使用之 54 個樣區分布，不同顏色代表不同樣區。

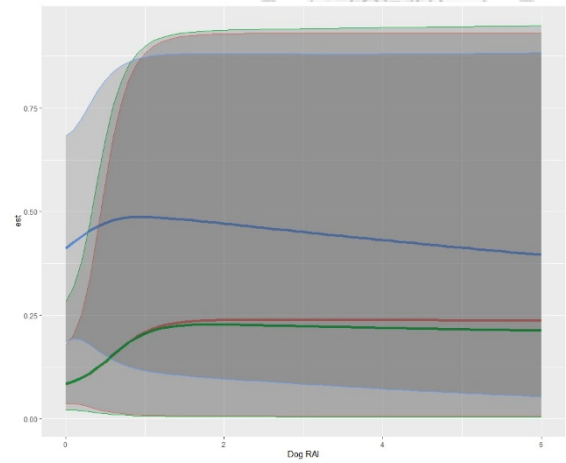


圖三 本研究環境因子間的路徑分析結果，變因經過標準化。單向箭頭代表兩因子間具有因果關係，而雙向箭頭則代表相關性。綠色箭頭代表路徑係數為正，紅色箭頭則代表路徑係數為負，而箭頭的粗細則與路徑係數的絕對值有關。

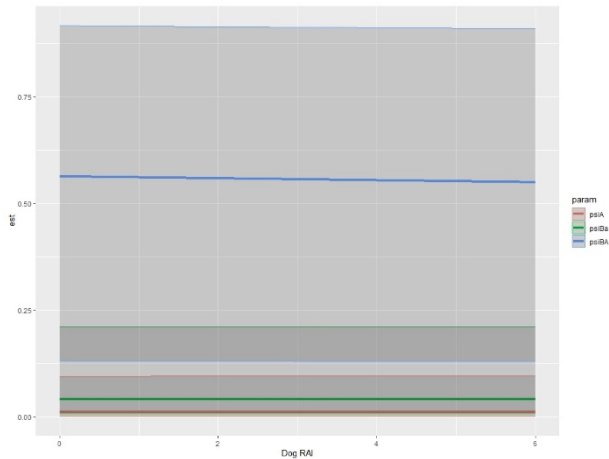
a. 白鼻心-麝香貓



b. 食蟹獾-麝香貓

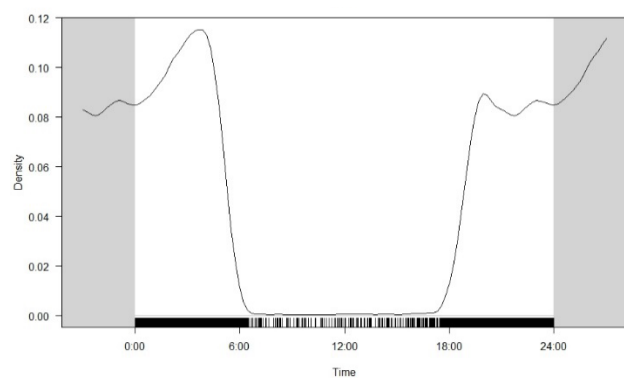


c. 麝香貓-鼬獾

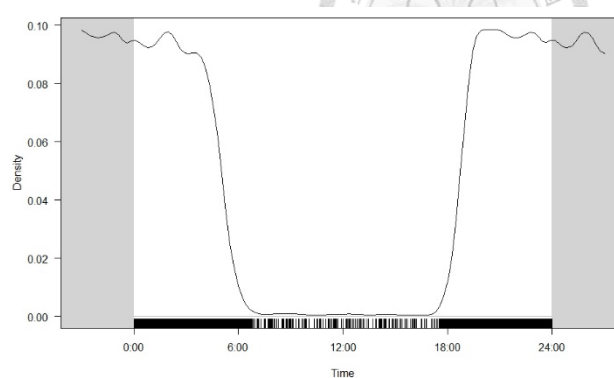


圖四 兩物種間的共域傾向與遊蕩犬 RAI（經對數轉換）之關聯。紅線為物種 A 的佔據度 (Ψ^A)，藍線為物種 A 存在的前提下，物種 B 的佔據機率 (Ψ^{BA})，而綠線則為物種 A 不存在的前提下，物種 B 的佔據機率 (Ψ^{Ba})。灰色部分為 95%信賴區間。這四張圖中， Ψ^{BA} 與 Ψ^{Ba} 的 95%信賴區間高度重疊，可見遊蕩犬 RAI 值與物種間共域模式的關聯並未顯著。

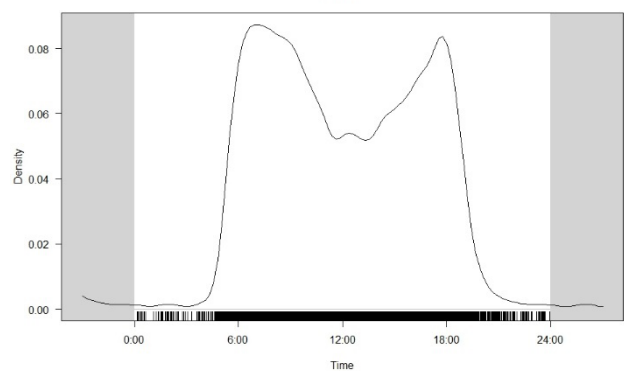
a. 鼬獾



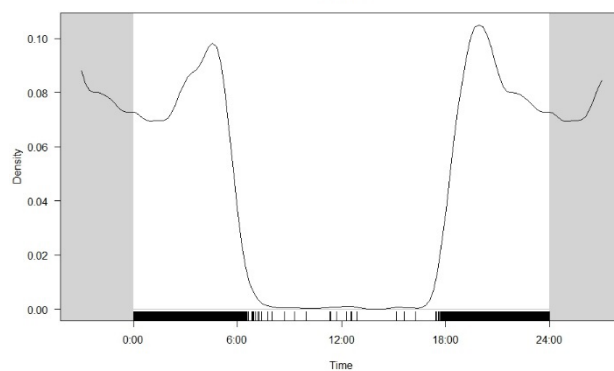
b. 白鼻心



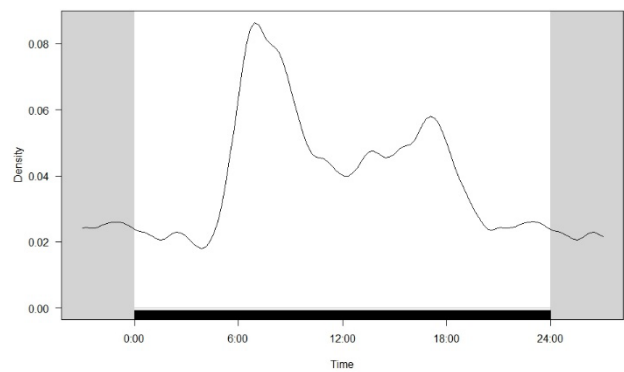
c. 食蟹獾



d. 麝香貓

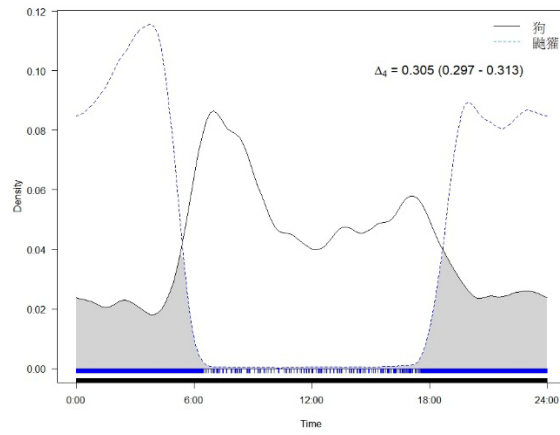


e. 遊蕩犬

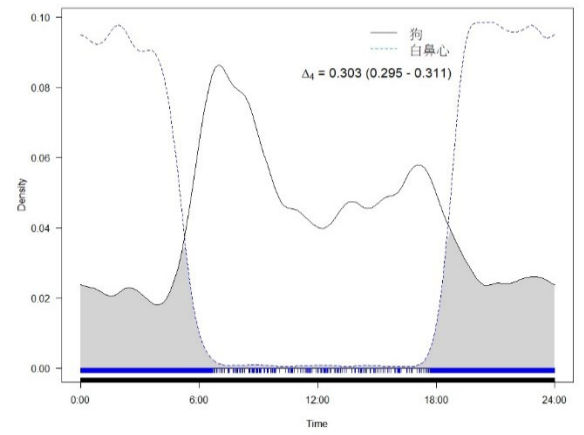


圖五 各物種日活動模式圖。可見鼬獾、白鼻心與麝香貓為夜行性，食蟹獾為日行性並有晨昏高峰，遊蕩犬則為全日活動並具晨昏高峰。

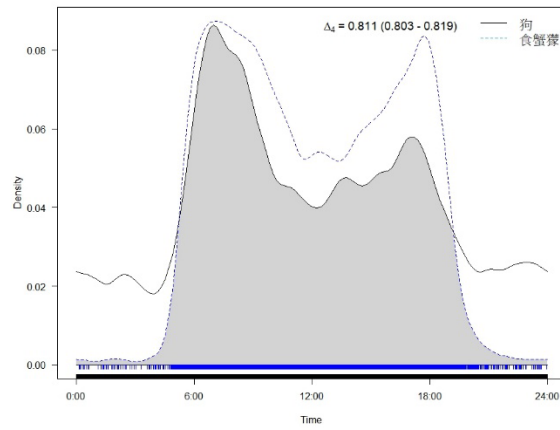
a. 狗-鼬獾



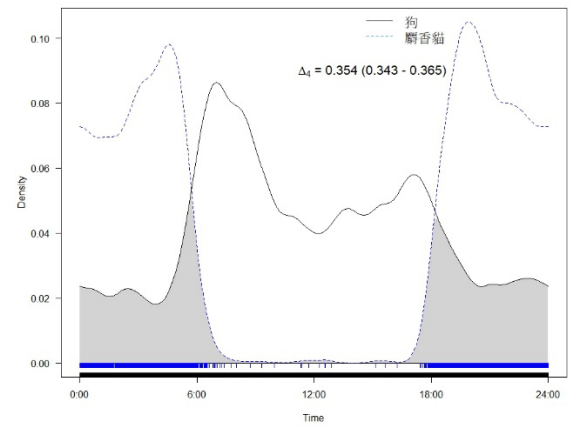
b. 狗-白鼻心



c. 狗-食蟹獾

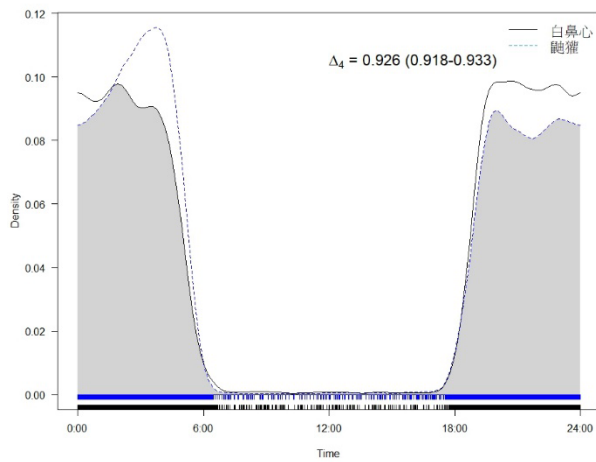


d. 狗-麝香貓

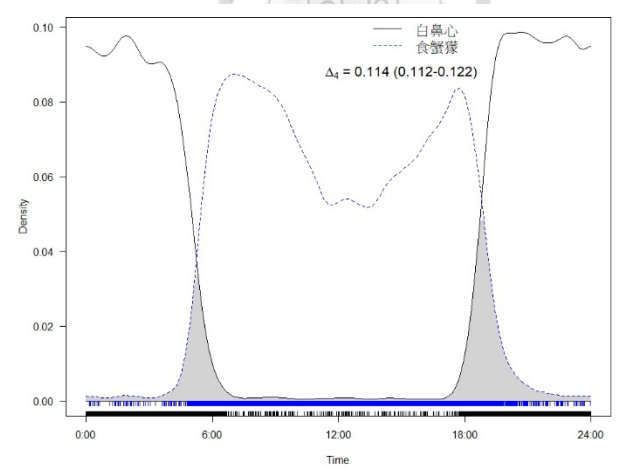


圖六 遊蕩犬與各原生食肉動物之活動模式重疊圖。不同顏色的線代表不同物種，而灰色區域為重疊的部分。 Δ 值及其 95%信賴區間標示於圖上。

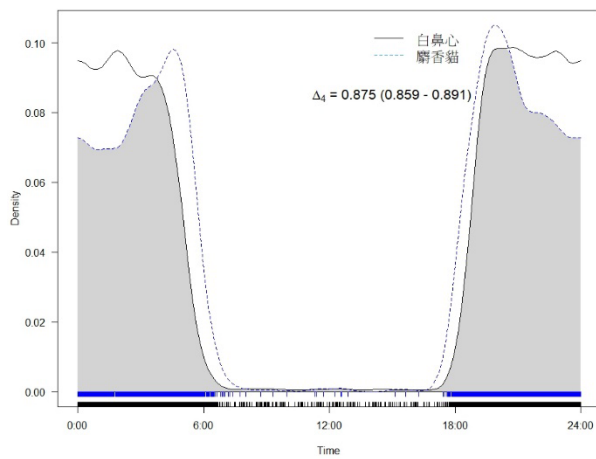
a. 白鼻心-鼬獾



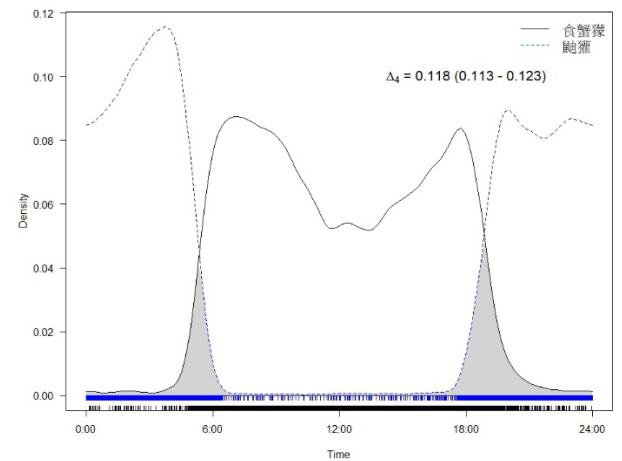
b. 白鼻心-食蟹獾



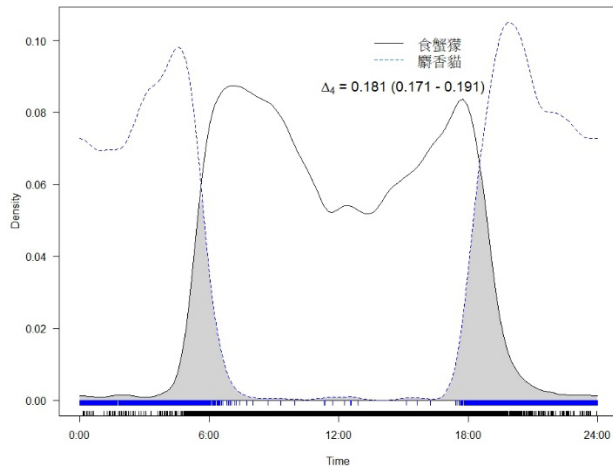
c. 白鼻心-麝香貓



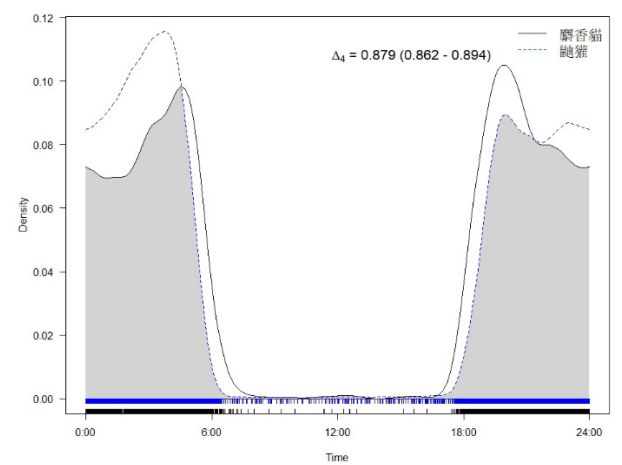
d. 食蟹獾-鼬獾



e. 食蟹獾-麝香貓



f. 麝香貓-鼬獾



圖七 原生食肉動物之間的活動模式重疊圖。不同顏色的線代表不同物種，而灰色區域為重疊的部分。 Δ 值及其 95%信賴區間標示於圖上。

表

表一 自動相機資料來源。

提供者	單位	地點	年份	相機數
林務局	政府部門	全臺	2018-2021	183
觀察家生態顧問股份有限公司	民營公司	全臺，多近都市地區	2010-2021	692
顏士清	大專院校	陽明山國家公園	2012-2017	140
		太魯閣蓮花池	2016-2017	38
		壽山國家自然公園	2020-2021	58
林育秀	政府部門	南投地區	2012-2019	94
		苗栗卓蘭地區	2017-2018	15
		彰化八卦山	2017-2018	3
陳相伶	大專院校	台中市東勢地區	2021-2022	10
		新北市福山地區	2022	5
		台中市惠蓀林場	2018-2022	32



表二 條件式兩物種佔據模型參數列表 (Richmond et al., 2010)。

參數	定義
Ψ^A	物種 A 的佔據機率
Ψ^{BA}	物種 A 存在的前提下，物種 B 的佔據機率
Ψ^{Ba}	物種 A 不存在的前提下，物種 B 的佔據機率
p^A	物種 B 不存在的前提下，物種 A 的偵測機率
r^A	物種 A、B 共存的前提下，物種 A 的偵測機率
p^B	物種 A 不存在的前提下，物種 B 的偵測機率
r^{BA}	兩物種共存，且物種 A 有被偵測到前提下，物種 B 的偵測機率
r^{Ba}	兩物種共存，且物種 A 沒有被偵測到前提下，物種 B 的偵測機率

表三 三種可能的偵測機率模式。

模型	意義	文字解釋
$p^A p^B$	$p^B = r^{BA} = r^{Ba}$	物種 B 的偵測機率和物種 A 的偵測機率獨立
$p^A p^B r^B$	$p^B \neq (r^{BA} = r^{Ba})$	物種 B 的偵測機率受物種 A 的存在影響，但不受物種 A 的偵測機率影響
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	$p^B \neq r^{BA} \neq r^{Ba}$	物種 B 的偵測機率同時受到物種 A 的存在以及偵測機率影響

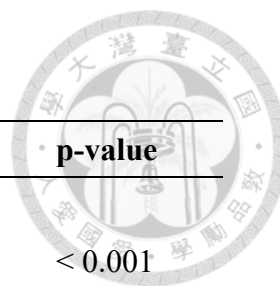


表四 各物種 RAI 值對各項因子之多變量向前模型選擇。

Step	Model ^a	AIC	ΔAIC^b
鼬獾			
1	Null model	1645.548	
2	RAI _{dog}	1630.432	15.116
3	RAI _{dog} + Elev ²	1627.818	2.614
白鼻心			
1	Null model	1590.461	
2	Elev	1501.251	89.210
3	Elev + RD	1493.645	7.606
4	Elev + RD + Prec	1490.263	3.382
食蟹獾			
1	Null model	1229.780	
2	Forest	1215.906	13.874
3	Forest + Water	1206.825	9.081
4	Forest + Water + RAI _{dog}	1203.352	3.473
麝香貓			
1	Null model	856.213	
2	Prec	800.826	55.387
3	Prec + Forest	797.077	3.749
4	Prec + Forest + Elev	787.643	9.434

^aRAI_{dog} 即遊蕩犬 RAI 值（經對數轉換）、Elev 為海拔、RD 為道路密度（經對數轉換）、Prec 為月平均降雨量、Forest 為森林、Water 為相機與最近水體距離。

^b此處的 ΔAIC 皆為與上一個模型比較，用於呈現加入某變因後，模型的解釋力增加多寡。若一變因的加入未能讓該模型之 AIC 值減少 2 以上，則最佳模型中不納入該變因。



表五 各物種的最佳相對活躍指數模型之各項因子。

Species	Variable ^a	Regression Coefficient	p-value
鼬獾	Intercept	1.700	
	RAI _{dog}	-0.274	< 0.001
	Elev ²	-0.000000329	< 0.05
白鼻心	Intercept	2.218	
	Elev	-0.00128	< 0.001
	RD	91.540	< 0.01
	Prec	-0.000134	< 0.05
食蟹獾	Intercept	0.474	
	Forest	0.888	< 0.001
	Water	-0.000561	< 0.01
	RAI _{dog}	-0.115	< 0.05
麝香貓	Intercept	-0.476	
	Prec	0.000244	< 0.001
	Forest	0.413	< 0.001
	Elev	-0.000287	< 0.001

^aRAI_{dog} 即遊蕩犬 RAI 值（經對數轉換）、Elev 為海拔、RD 為道路密度（經對數轉換）、Prec 為月平均降雨量、Forest 為森林、Water 為相機與最近水體距離。

表六 各原生物種的校正前佔據度 (Naïve occupancy)、佔據度 (Ψ)、偵測機率 (p) 以及其 95%信賴區間。

Species	Naïve occupancy	Ψ	p
鼬獾	0.493	0.619 (0.573-0.663)	0.374 (0.359-0.389)
白鼻心	0.533	0.693 (0.645-0.737)	0.376 (0.362-0.391)
食蟹獾	0.407	0.529 (0.473-0.584)	0.310 (0.292-0.329)
麝香貓	0.173	0.123 (0.083-0.178)	0.224 (0.196-0.255)



表七 單物種佔據模型之多變量向前模型選擇結果。

Step	Model ^a	AIC	ΔAIC^b
鼬獾			
1	Null model	5896.116	
2	Forest	5887.878	8.238
3	Forest + RAI _{dog}	5883.590	4.288
4	Forest + RAI _{dog} + Elev	5881.426	2.164
白鼻心			
1	Null model	6123.149	
2	Elev	6057.498	65.651
食蟹獾			
1	Null model	3607.701	
2	Forest	3564.430	43.271
麝香貓			
1	Null model	1246.872	
2	Perc	1202.672	44.200
3	Perc + Forest	1198.021	4.651
4	Perc + Forest + Slope	1191.295	6.726
5	Perc + Forest + Slope + Elev	1187.980	3.315

^aRAI_{dog} 即遊蕩犬 RAI 值（經對數轉換）、Elev 為海拔、Prec 為月平均降雨量、Forest 為森林、Slope 為坡度。

^b此處的 ΔAIC 皆為與上一個模型比較，用於呈現加入某變因後，模型的解釋力增加多寡。若一變因的加入未能讓該模型之 AIC 值減少 2 以上，則最佳模型中不納入該變因。

表八 各物種的最佳單物種佔據模型之各項因子。

Species	Variable ^a	Regression Coefficient	p-value
鼬獾	Intercept	0.0298	
	Forest	1.271	< 0.01
	RAI _{dog}	-0.264	< 0.01
	Elev	-0.000564	0.108
白鼻心	Intercept	1.957	
	Elev	-0.505	< 0.001
食蟹獾	Intercept	-1.990	
	Forest	2.960	< 0.001
麝香貓	Intercept	-5.298	
	Prec	0.0106	< 0.001
	Forest	3.643	< 0.001
	Slope	-0.0206	< 0.05
	Elev	-0.00171	< 0.05

^aRAI_{dog} 即遊蕩犬 RAI 值（經對數轉換）、Elev 為海拔、Prec 為月平均降雨量、Forest 為森林。

表九 狗與各原生物種的兩物種佔據模型，在佔據度不放入任何因子的情況下，其偵測機率模型之表現排序。

Model	K	-2 Log Likelihood	ΔAIC
狗-鮑獾			
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	9187.35	0
$p^A p^B r^B$	5	9190.44	1.09
$p^A p^B$	3	9196.67	3.32
狗-白鼻心			
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	9468.38	0
$p^A p^B r^B$	5	9475.85	5.48
$p^A p^B$	3	9572.06	97.68
狗-麝香貓			
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	3160.25	0
$p^A p^B r^B$	5	3162.45	0.19
$p^A p^B$	3	3214.57	48.32
狗-食蟹獾			
$p^A p^B r^B$	5	5723.74	0
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	5723.47	1.73
$p^A p^B$	3	5873.43	145.7

表十 各原生物種間的兩物種佔據模型，在佔據度不放入任何因子的情況下，其偵測機率模型之表現排序。

Model	K	-2 Log-Likelihood	Δ AIC
白鼻心-鮑獾			
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	11985.83	0
$p^A p^B r^B$	5	12016.09	28.26
$p^A p^B$	3	12024.06	32.23
白鼻心-麝香貓			
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	5221.41	0
$p^A p^B r^B$	5	5239.04	15.63
$p^A p^B$	3	5434.84	207.4
白鼻心-食蟹獾			
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	8257.32	0
$p^A p^B r^B$	5	8274.45	15.13
$p^A p^B$	3	8359.57	96.25
麝香貓-鮑獾			
$p^A p^B r^B$	5	4979.75	0
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	4979.73	1.98
$p^A p^B$	3	5184.01	200.3
食蟹獾-鮑獾			
$p^A p^B r^B$	5	8356.75	0
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	8356.31	1.56
$p^A p^B$	3	8363.96	3.21
食蟹獾-麝香貓			
$p^A p^B r^B$	5	3184.55	2.16
$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	6	3248.92	68.52
$p^A p^B$	3	3342.67	156.3

表十一 狗與各原生物種的兩物種佔據模型中， ΔAIC 小於 2 的模型列表。

Occupancy Model	Occupancy Covariates ^a	Detection Model	K	-2 Log-Likelihood	ΔAIC	AIC wt
狗-鼬獾						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	14	9078.14	0	0.47
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	12	9083.14	1.01	0.28
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	13	9081.36	1.23	0.25
狗-白鼻心						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Elev ² , Prec ² $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	13	9273.43	0	0.64
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Prec ² , Elev ² $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	14	9272.61	1.18	0.36
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Elev ² , RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	12	9283.19	1.15	0.22
狗-食蟹獾						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RD, Prec ² $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	12	5552.49	0	0.55
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	RD, Forest $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	13	5552.2	1.72	0.23
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Prec ² $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	13	5552.36	1.87	0.22
狗-麝香貓						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RD, Prec ² $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	11	2891.71	0	0.39
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	RD, Forest $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	12	2890.6	0.89	0.25
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RD, Prec ² $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	12	2891.03	1.32	0.2
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Prec ² $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	12	2891.49	1.78	0.16

^a SP 為物種、RAI_{dog} 為遊蕩犬 RAI 值（經對數轉換）、Elev 為海拔、Prec 為月平均降雨量、RD 為道路密度（經對數轉換）、Forest 為森林、Slope 為坡度。有兩種佔據度公式被用於比較，分別為 $\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$ 以及 $\Psi^A \Psi^B$ 。前者代表物種 B 的佔據度會受物種 A 影響，後者則否。另外，各項變因與物種（SP）的交感可能有兩種形式：無條件的（unconditional, U）或條件式的（conditional, C）。前者意為物種 B 的佔據度受到該變因的影響程度不受物種 A 影響，後者則相反。

表十二 平均模型計算出狗與原生物種間的 SIF 值與 95%信賴區間。

Species	SIF	Lower CI	Upper CI
狗-鼬獾	0.883	0.807	0.958
狗-白鼻心	1.156	0.855	1.457
狗-食蟹獾	1.323	1.192	1.454
狗-麝香貓	1.925	0.761	3.088

表十三 原生物種之間的兩物種佔據模型中， ΔAIC 小於 2 的模型列表。

Occupancy Model	Occupancy Covariates ^a	Detection Model	K	-2 Log-Likelihood	ΔAIC	AIC wt
白鼻心-鮑獾						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, $Prec^2$, RAI_{dog} , RD, $Elev^2 \times SP(U)$, $Slope \times SP(U)$	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	16	11835.84	0	0.5
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	$Prec^2$, RAI_{dog} , RD, Slope, $Forest \times SP(U)$, $Elev^2 \times SP(U)$	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	16	11835.84	0	0.5
白鼻心-食蟹獾						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	RAI_{dog} , $Forest \times SP(U)$, $Elev^2 \times SP(U)$, $Prec^2 \times SP(U)$, $RD \times SP(U)$, $Slope \times SP(U)$, $Prec \times SP(U)$	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	21	8095.38	0	0.126
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	$Forest \times SP(U)$, $Elev^2 \times SP(U)$, $Prec^2 \times SP(U)$, $RAI_{dog} \times SP(U)$, $RD \times SP(U)$, $Slope \times SP(U)$, YearPerc	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	21	8095.38	0	0.126
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, RAI_{dog} , Slope, $Forest \times SP(U)$, $Elev^2 \times SP(U)$, $Prec^2 \times SP(U)$, $RD \times SP(U)$, $Prec \times SP(U)$	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	21	8095.38	0.0001	0.126
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Slope, $Forest \times SP(U)$, $Elev^2 \times SP(U)$, $Prec^2 \times SP(U)$, $RAI_{dog} \times SP(U)$, $RD \times SP(U)$, YearPerc	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	21	8095.38	0.0001	0.126
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RAI_{dog} , Slope, $Elev \times SP(U)$, $Elev^2 \times SP(U)$, $Prec^2 \times SP(U)$, $RD \times SP(U)$, $Prec \times SP(U)$	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	21	8095.38	0.0001	0.126
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Slope, $Elev \times SP(U)$, $Elev^2 \times SP(U)$, $Prec^2 \times SP(U)$, $RAI_{dog} \times SP(U)$, $RD \times SP(U)$, YearPerc	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	21	8095.38	0.0001	0.126
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, $Prec^2 \times SP(U)$, $RAI_{dog} \times SP(U)$, $RD \times SP(U)$, $Slope \times SP(U)$	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	18	8102.28	0.9006	0.081
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Slope, $Forest \times SP(U)$, $Prec^2 \times SP(U)$, $RAI_{dog} \times SP(U)$, $RD \times SP(U)$	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	18	8102.28	0.9006	0.081

表十四（續）原生物種之間的兩物種佔據模型中， ΔAIC 小於 2 的模型列表。

Occupancy Model	Occupancy Covariates ^a	Detection Model	K	-2 Log-Likelihood	ΔAIC	AIC wt
白鼻心-食蟹獾						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Slope, Elev $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	18	8102.28	0.9006	0.081
白鼻心-麝香貓						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Prec ² , Slope, Forest $\times$ SP(U), Elev ² $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	20	5115.34	0	0.067
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Prec ² , Slope, Elev $\times$ SP(U), Elev ² $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	20	5115.34	0	0.067
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, RD, Prec ² $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U), Slope $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	17	5121.49	0.15	0.062
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, RD, Slope, Forest $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	17	5121.49	0.15	0.062
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RD, Slope, Elev $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	17	5121.49	0.15	0.062
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, Prec ² , RAI _{dog} $\times$ SP(U), Slope $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, Prec ² , RD $\times$ SP(U), Slope $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, Prec ² , Slope $\times$ SP(U), Prec $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Prec ² , Slope, Forest $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Prec ² , Slope, Forest $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Prec ² , Slope, Forest $\times$ SP(U), Prec $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, Prec ² , Slope, Elev $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045

表十五（續）原生物種之間的兩物種佔據模型中， ΔAIC 小於 2 的模型列表。

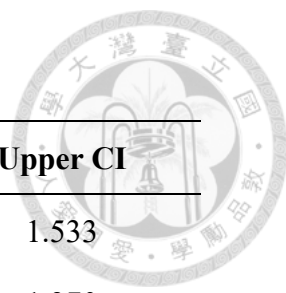
Occupancy Model	Occupancy Covariates ^a	Detection Model	K	-2 Log-Likelihood	ΔAIC	AIC wt
白鼻心-麝香貓						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, $Prec^2$, Slope, Elev $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, $Prec^2$, Slope, Elev $\times$ SP(U), Prec $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.15	0.8	0.045
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, $Prec^2$, RAI _{dog} $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U), Slope $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	17	5122.31	0.97	0.041
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, $Prec^2$, Slope, Forest $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	17	5122.31	0.97	0.041
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, $Prec^2$, Slope, Elev $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	17	5122.31	0.97	0.041
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, RD, Slope $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.65	1.3	0.035
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	RD, Slope, Elev $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	15	5126.65	1.3	0.035
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, $Prec^2 \times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U), RD $\times$ SP(U), Slope $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	18	5121.15	1.8	0.027
食蟹獾-鼬獾						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, $Prec^2 \times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	10	8244.87	0	0.42
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest $\times$ SP(U), $Prec^2 \times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	11	8244.22	1.35	0.21
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, $Prec^2 \times$ SP(U)	$p^A p^B r^{BA} r^{Ba}$	11	8244.46	1.59	0.19
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RD, $Prec^2 \times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	11	8244.59	1.72	0.18
食蟹獾-麝香貓						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RD, Slope, Elev $^2 \times$ SP(U), $Prec^2 \times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	16	3107.42	0	0.204
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, RD, Slope, $Prec^2 \times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	15	3110.63	1.22	0.111
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, RD, $Prec^2 \times$ SP(U), Slope $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^B$	17	3107.1	1.68	0.088
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, RD, Slope, Forest $\times$ SP(U), $Prec^2 \times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^B$	17	3107.1	1.68	0.088

表十六（續）原生物種之間的兩物種佔據模型中， ΔAIC 小於 2 的模型列表。

Occupancy Model	Occupancy Covariates ^a	Detection Model	K	-2 Log- Likelihood	ΔAIC	AIC wt
食蟹獾-麝香貓						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RD, Slope, Elev $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^B$	17	3107.1	1.68	0.088
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, logDog, Prec ² $\times$ SP(U), Slope $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	13	3115.15	1.73	0.086
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest, RD, Prec ² $\times$ SP(U), Slope $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	13	3115.15	1.73	0.086
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	RAI _{dog} , Slope, Forest $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	13	3115.15	1.73	0.086
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	RD, Slope, Forest $\times$ SP(U), Prec ² $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	13	3115.15	1.73	0.086
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Elev, Forest, RD, Slope, Prec ² $\times$ SP(U), RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^B$	16	3109.31	1.89	0.079
麝香貓-鼬獾						
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest + Prec ² + RD + RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^B$	13	4883.01	0	0.239
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Prec ² + RD + RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^B$	14	4881.1	0.089	0.229
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	RD + RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^B$	15	4879.38	0.37	0.199
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest + RD + RAI _{dog} $\times$ SP(C)	$p^A p^B r^B$	14	4881.92	0.911	0.151
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest + Prec ² + RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	11	4888.91	1.907	0.092
$\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$	Forest $\times$ SP(U) + Prec ² $\times$ SP(U) + RD $\times$ SP(U)	$p^A p^B r^B$	13	4884.95	1.942	0.09

^a SP 為物種、RAI_{dog} 為遊蕩犬 RAI 值（經對數轉換）、Elev 為海拔、Prec 為月平均降雨量、RD 為道路密度（經對數轉換）、Forest 為森林、Slope 為坡度。有兩種佔據度公式被用於比較，分別為 $\Psi^A \Psi^B \Psi^{BA}$ 以及 $\Psi^A \Psi^B$ 。前者代表物種 B 的佔據度會受物種 A 影響，後者則否。另外，各項變因與物種（SP）的交感可能有兩種形式：無條件的（unconditional, U）或條件式的（conditional, C）。前者意為物種 B 的佔據度受到該變因的影響程度不受物種 A 影響，後者則相反。

表十七 平均模型計算出原生物種間的 SIF 值與 95%信賴區間。



Species	SIF	Lower CI	Upper CI
白鼻心-鼬獾	1.200	0.867	1.533
白鼻心-食蟹獾	1.675	0.965	1.370
白鼻心-麝香貓	1.167	0.839	1.495
食蟹獾-鼬獾	1.243	0.719	1.766
食蟹獾-麝香貓	1.76	0.109	3.411
麝香貓-鼬獾	1.514	0.000	3.746

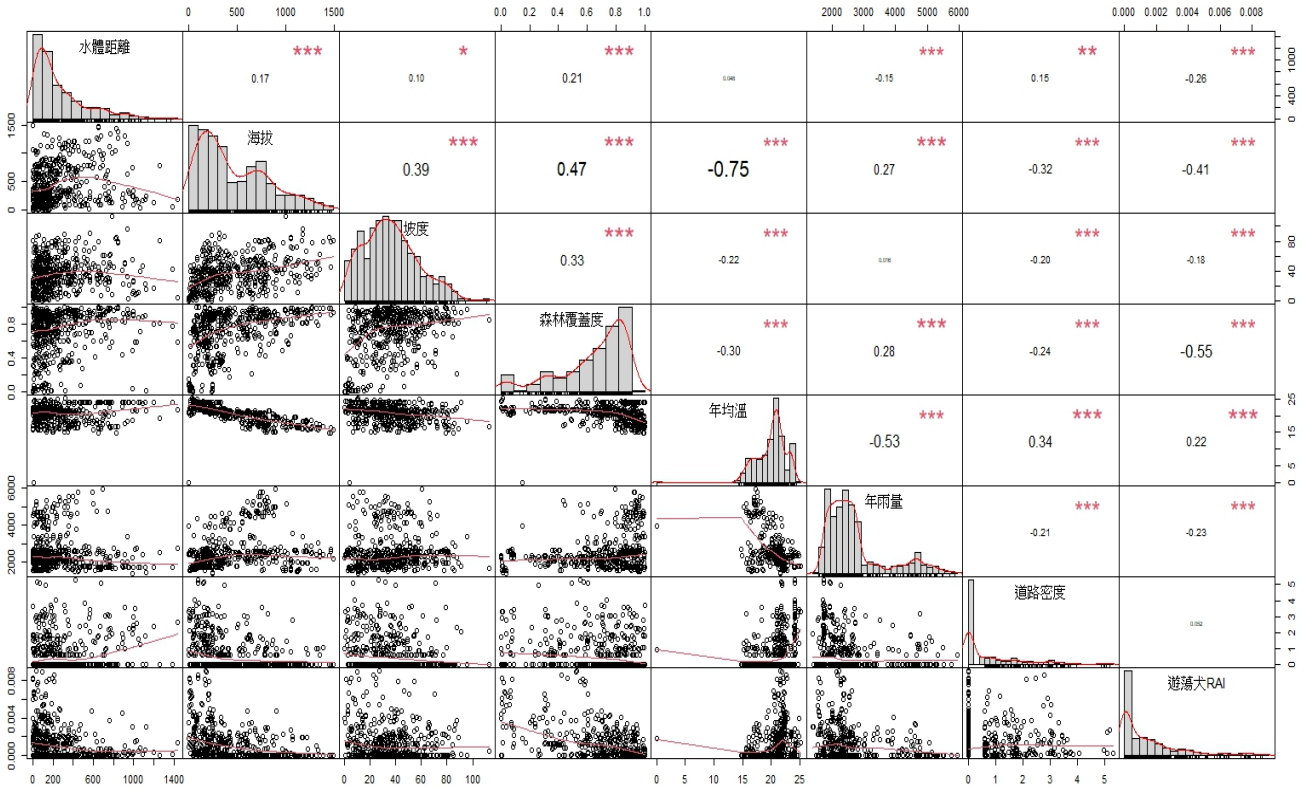
表十八 遊蕩犬與原生物種間的 Δ 值對各項環境因子的廣義線性模型向前選擇結果。

Step	Model	AIC	Δ AIC
狗-鼬獾			
1	Null model	72.254	0
狗-白鼻心			
1	Null model	82.858	0
狗-食蟹獾			
1	Null model	68.494	0
狗-麝香貓			
1	Null model	23.135	0

表十九 原生物種間的 Δ 值對各項環境因子的廣義線性模型向前選擇結果。

Step	Model	AIC	Δ AIC
白鼻心-鼬獾			
1	Null model	178.5409	0
白鼻心-食蟹獾			
1	Null model	51.63195	0
白鼻心-麝香貓			
1	Null model	49.62954	0
食蟹獾-鼬獾			
1	Null model	51.20506	0
食蟹獾-麝香貓			
1	Null model	19.38552	0
麝香貓-鼬獾			
1	Null model	53.24087	0

附錄

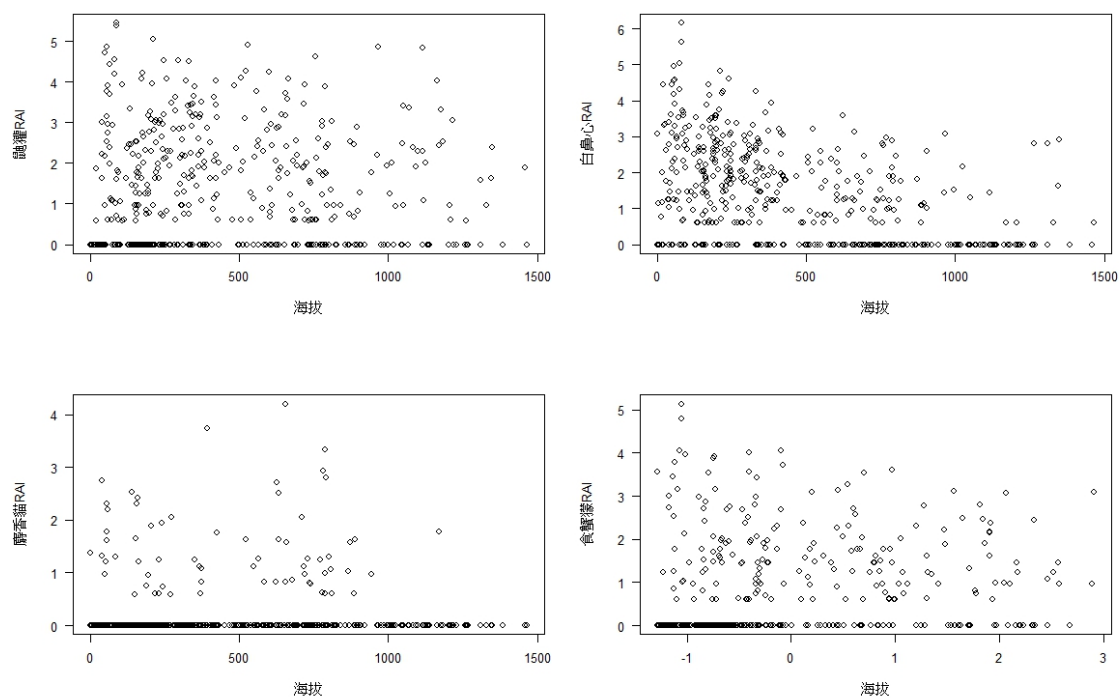


附圖一 皮爾森積差相關分析結果。僅有海拔與年均溫兩者高度相關 ($p < 0.001$, $r = -0.75$)。



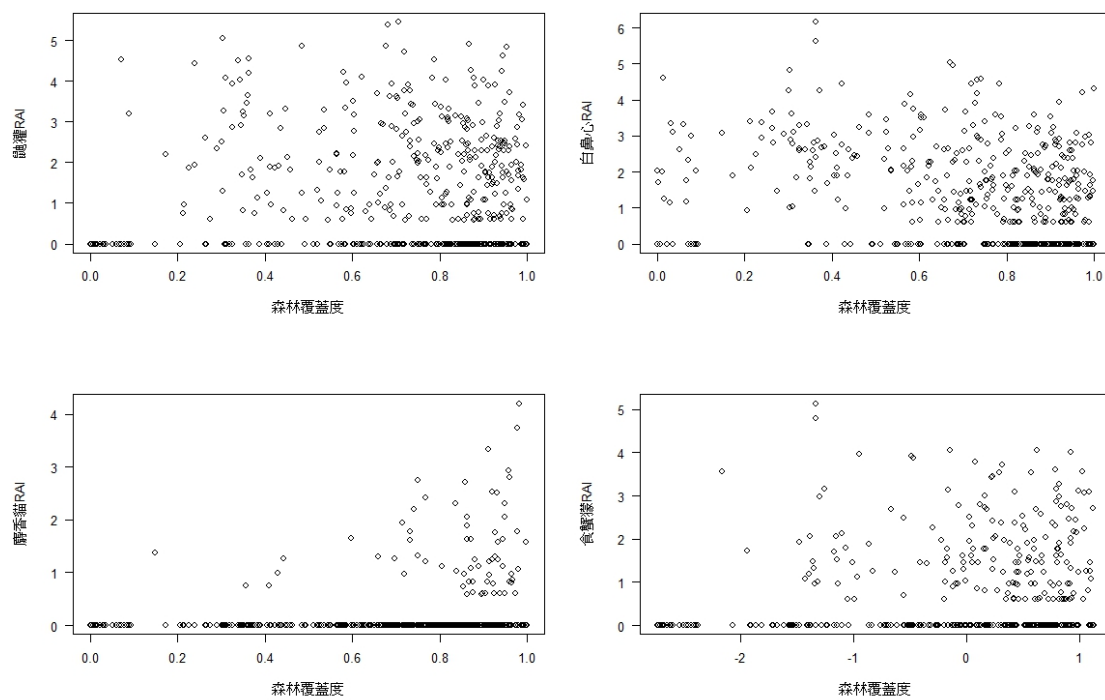
a.

各物種RA對海拔之散佈圖



b.

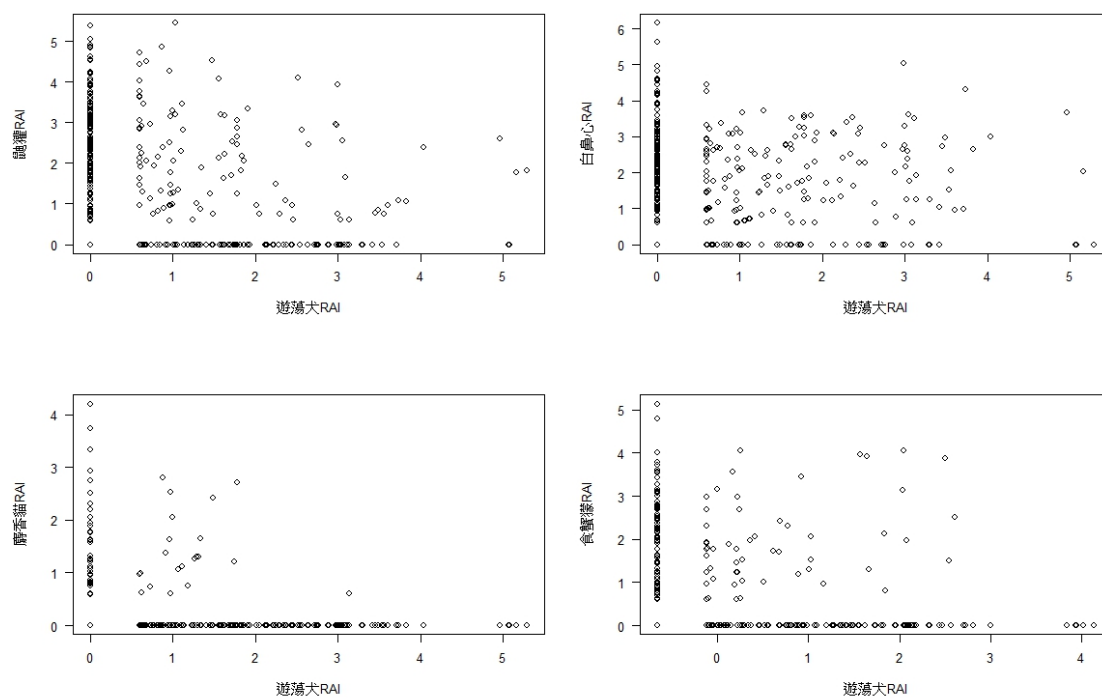
各物種RA對森林覆蓋度之散佈圖





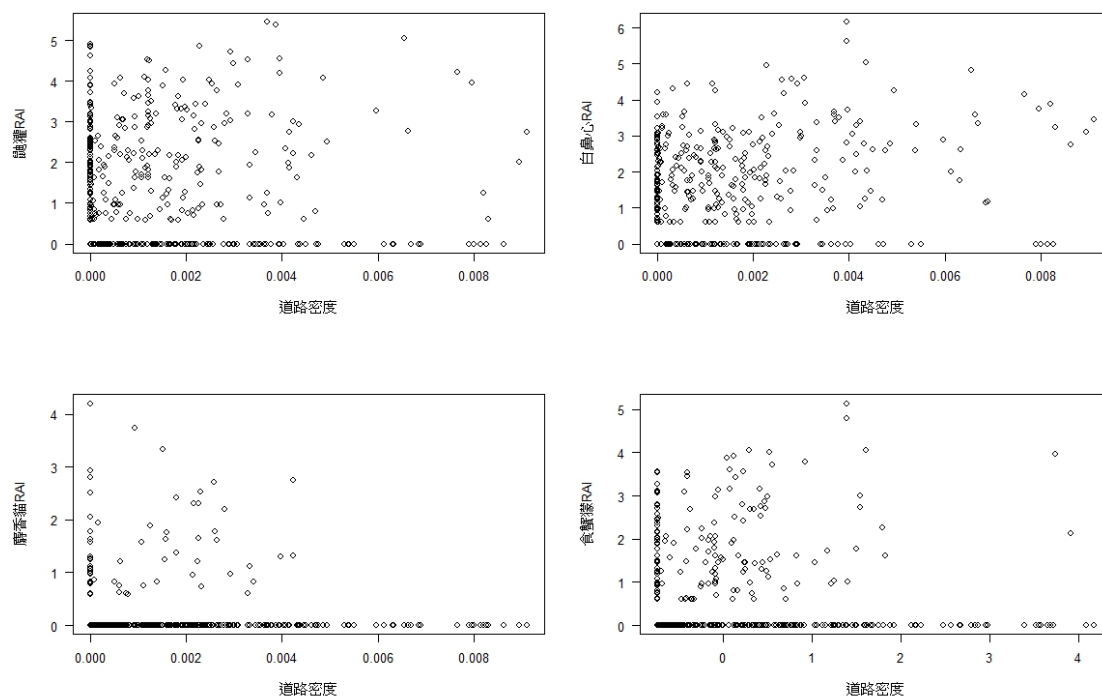
c.

各物種RAI對遊蕩犬RAI之散佈圖



d.

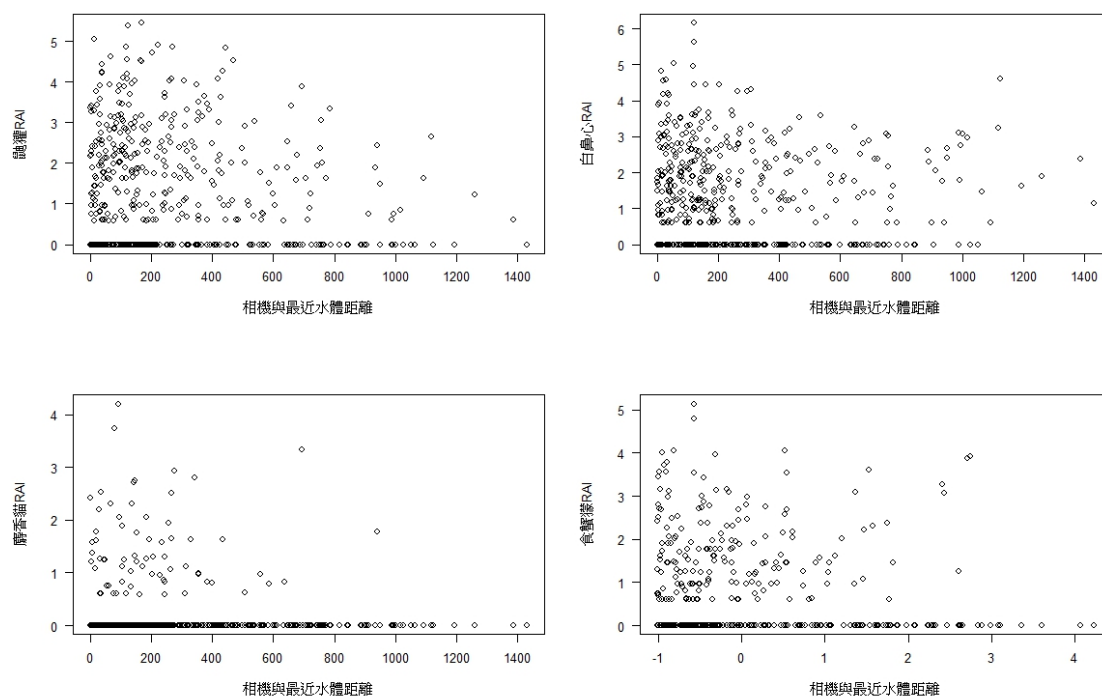
各物種RAI對道路密度之散佈圖





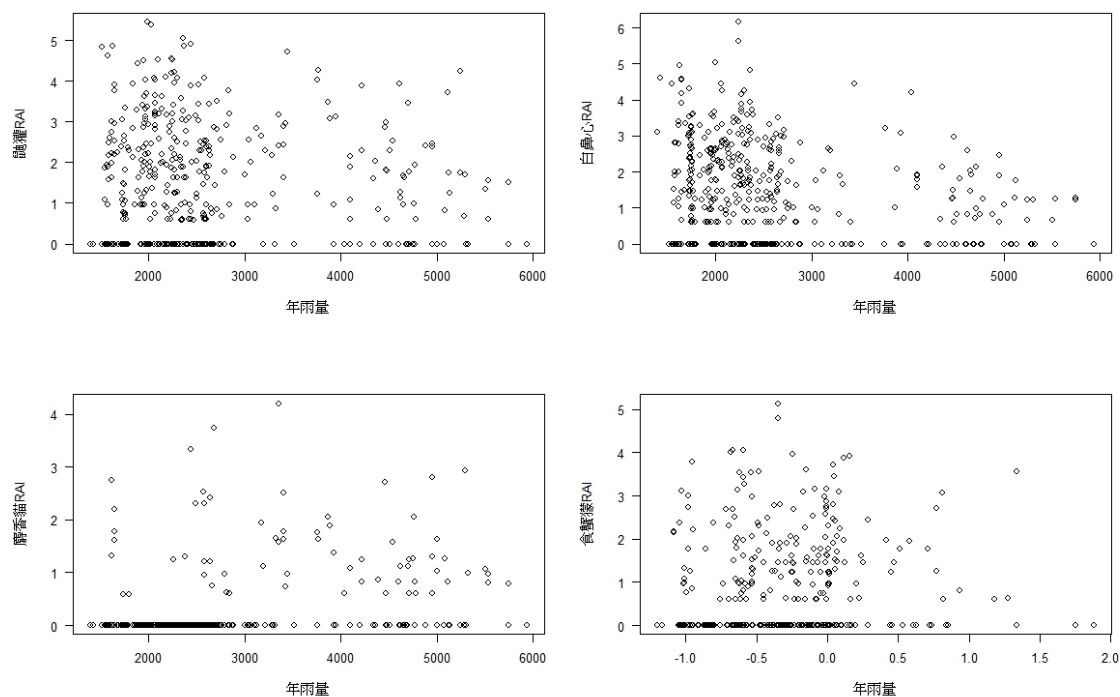
e.

各物種RA對水體距離之散佈圖



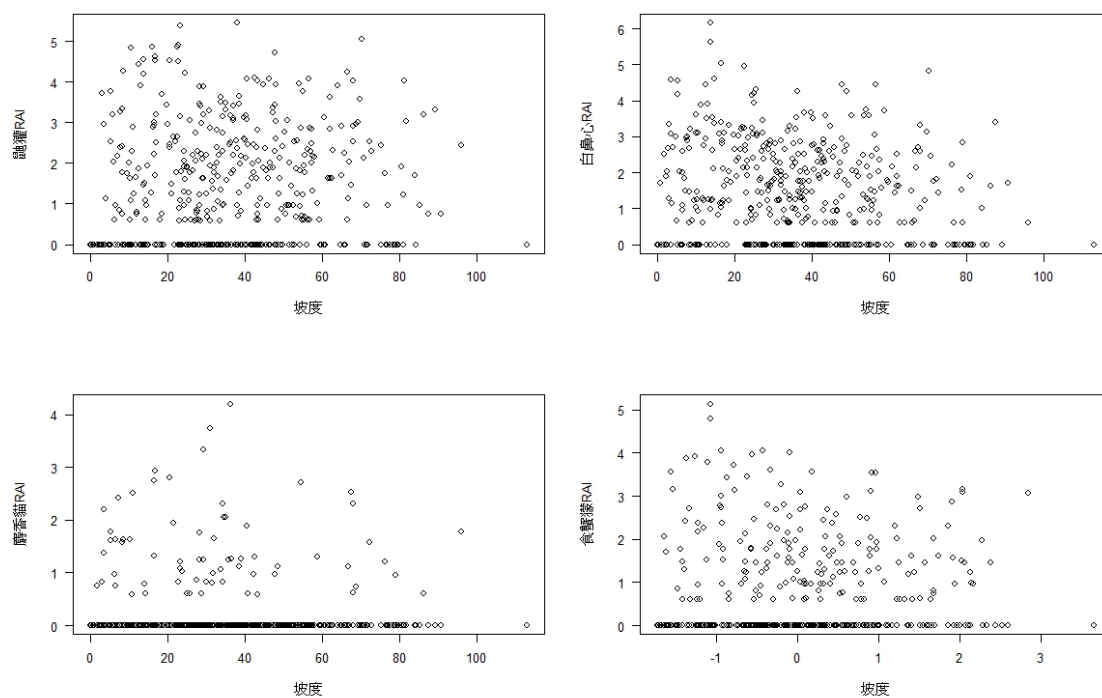
f.

各物種RA對年雨量之散佈圖





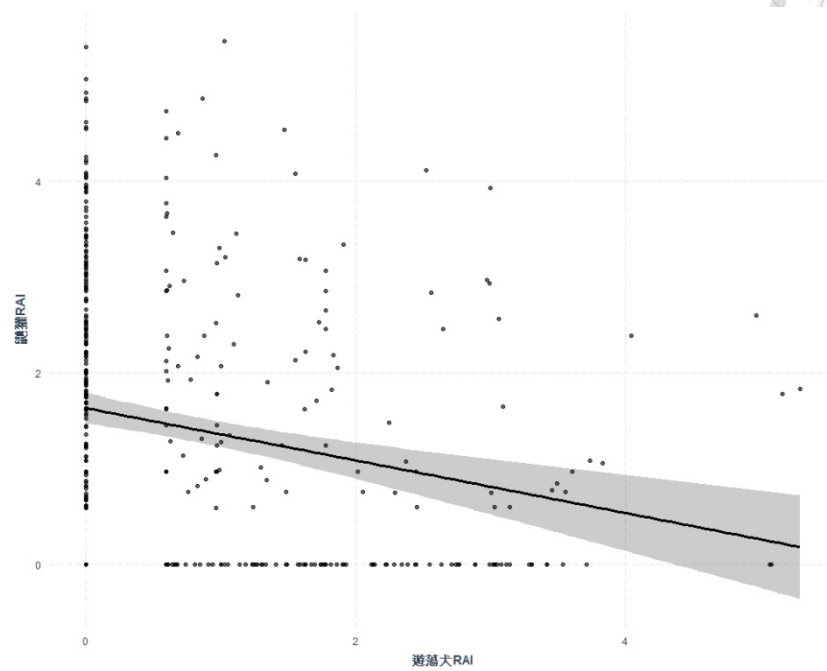
各物種RAI對坡度之散佈圖



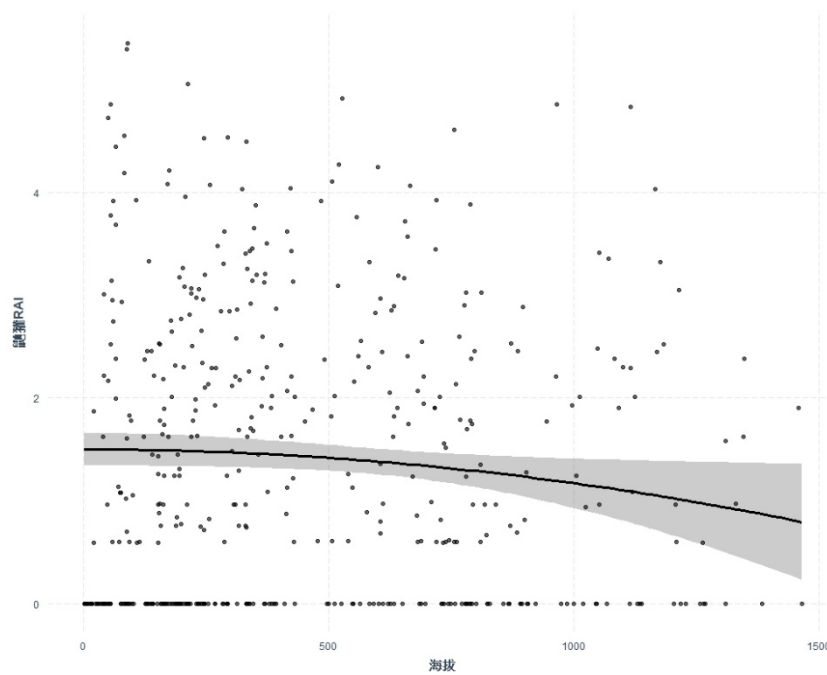
附圖二 各物種 RAI 對各項環境因子之資料分布。



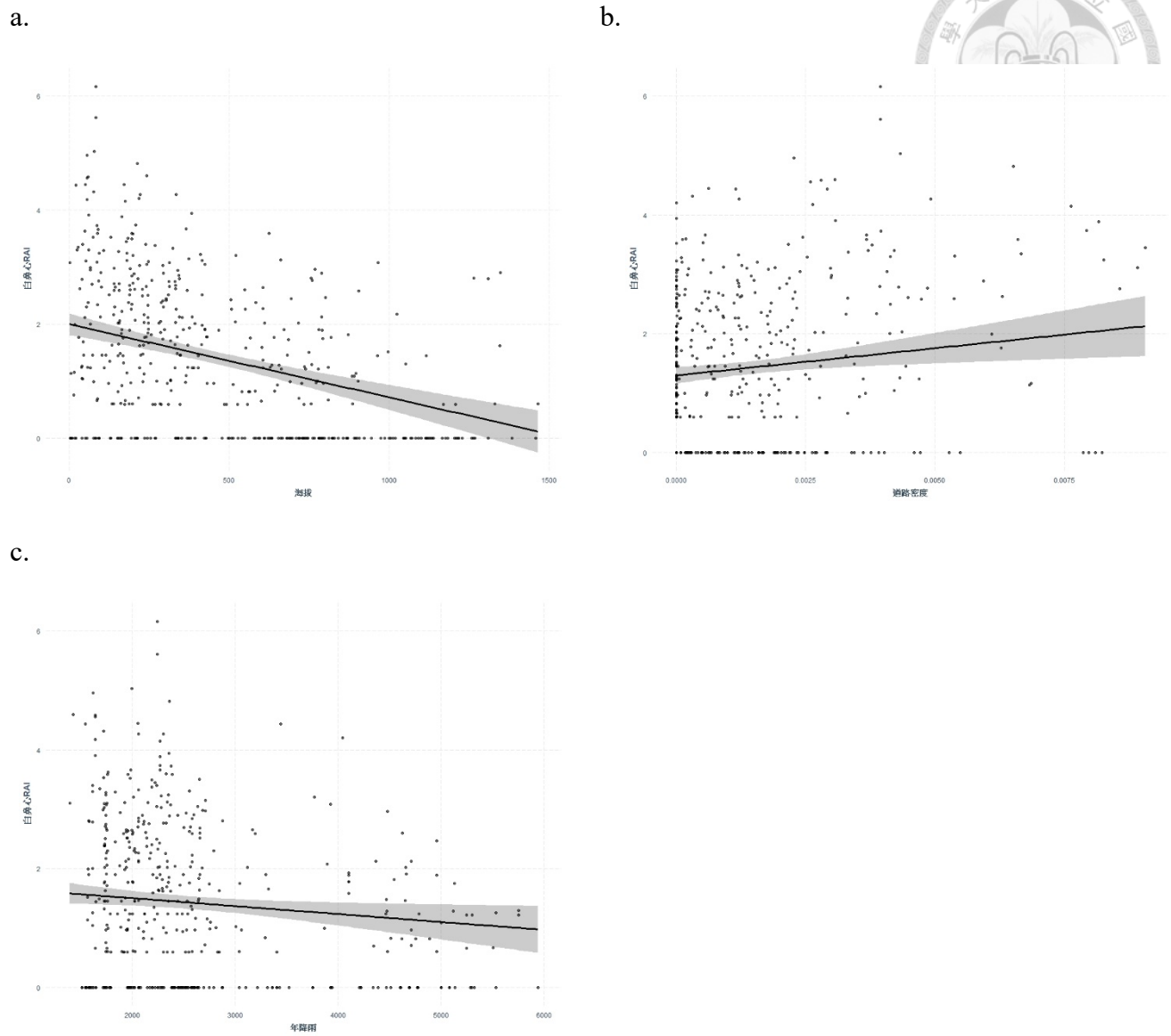
a.



b.



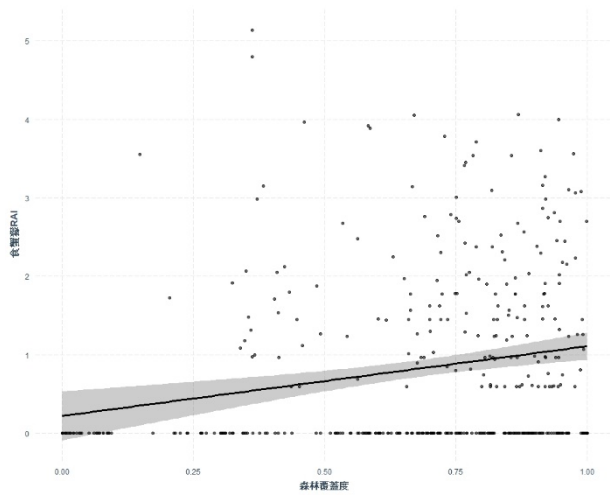
附圖三 鼬獾的最佳相對活躍指數模型中，各項因子與鼬獾 RAI 之關聯。



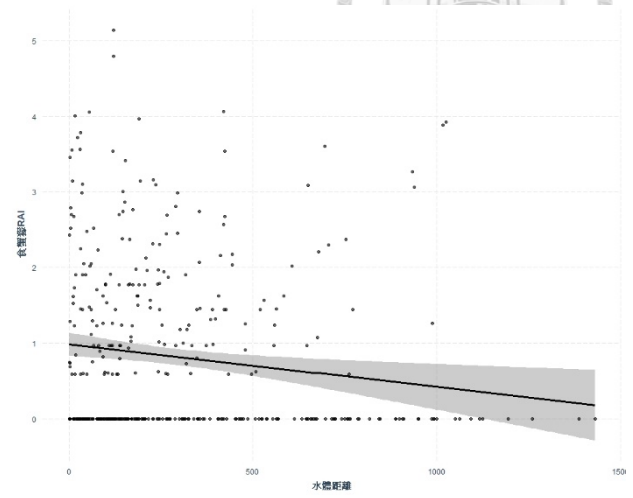
附圖四 白鼻心的最佳相對活躍指數模型中，各項因子與白鼻心 RAI 之關聯



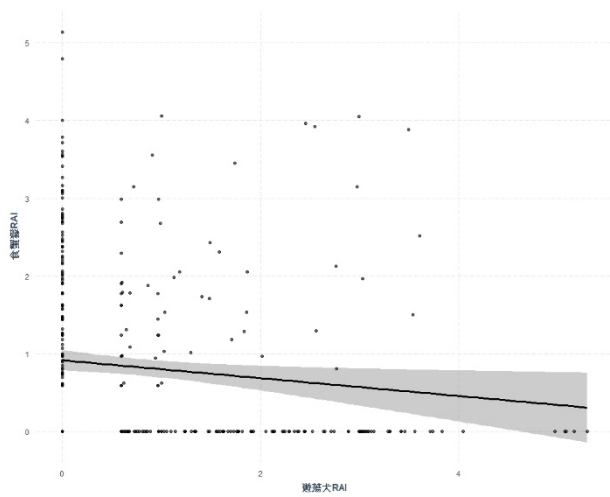
a.



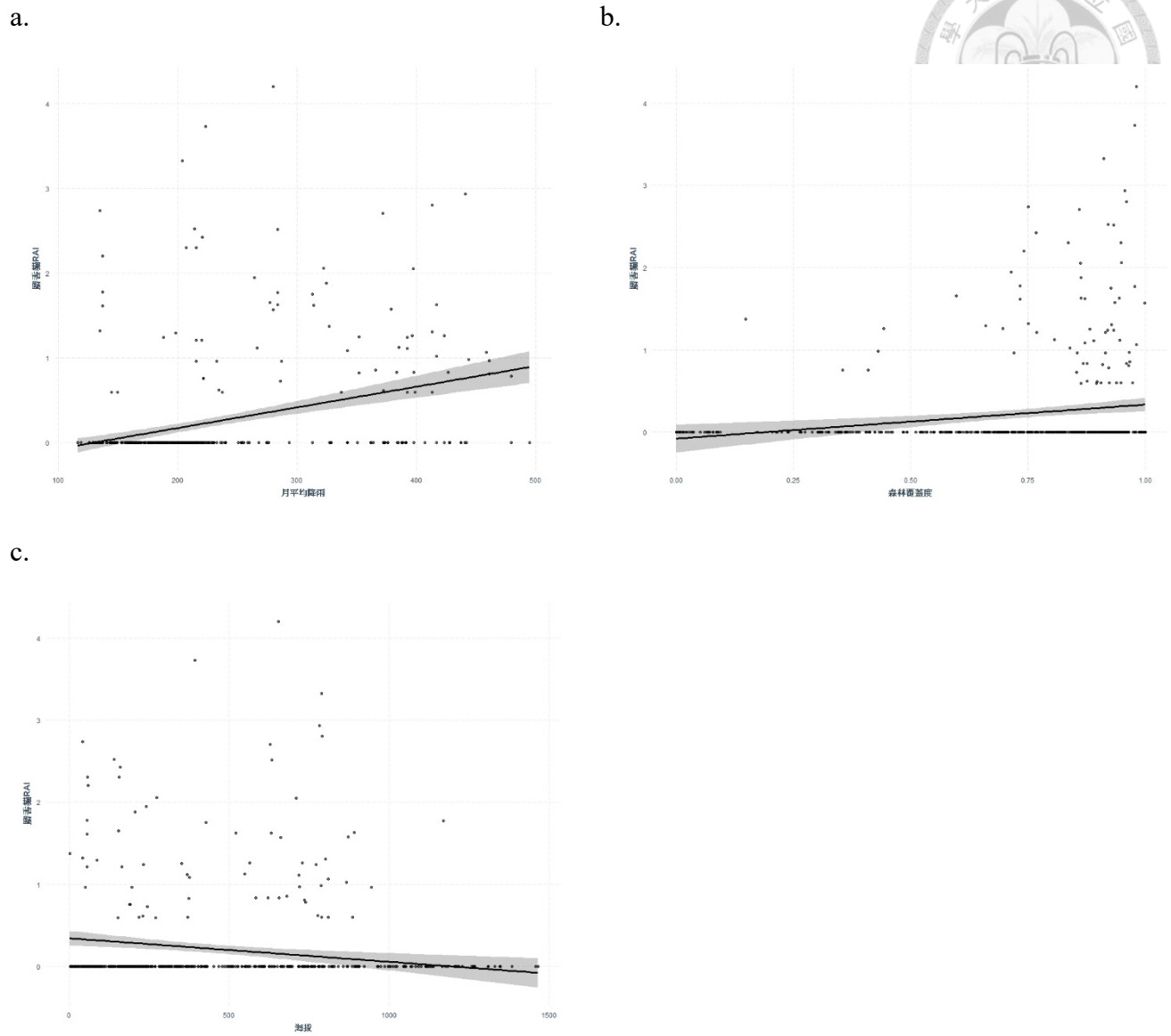
b.



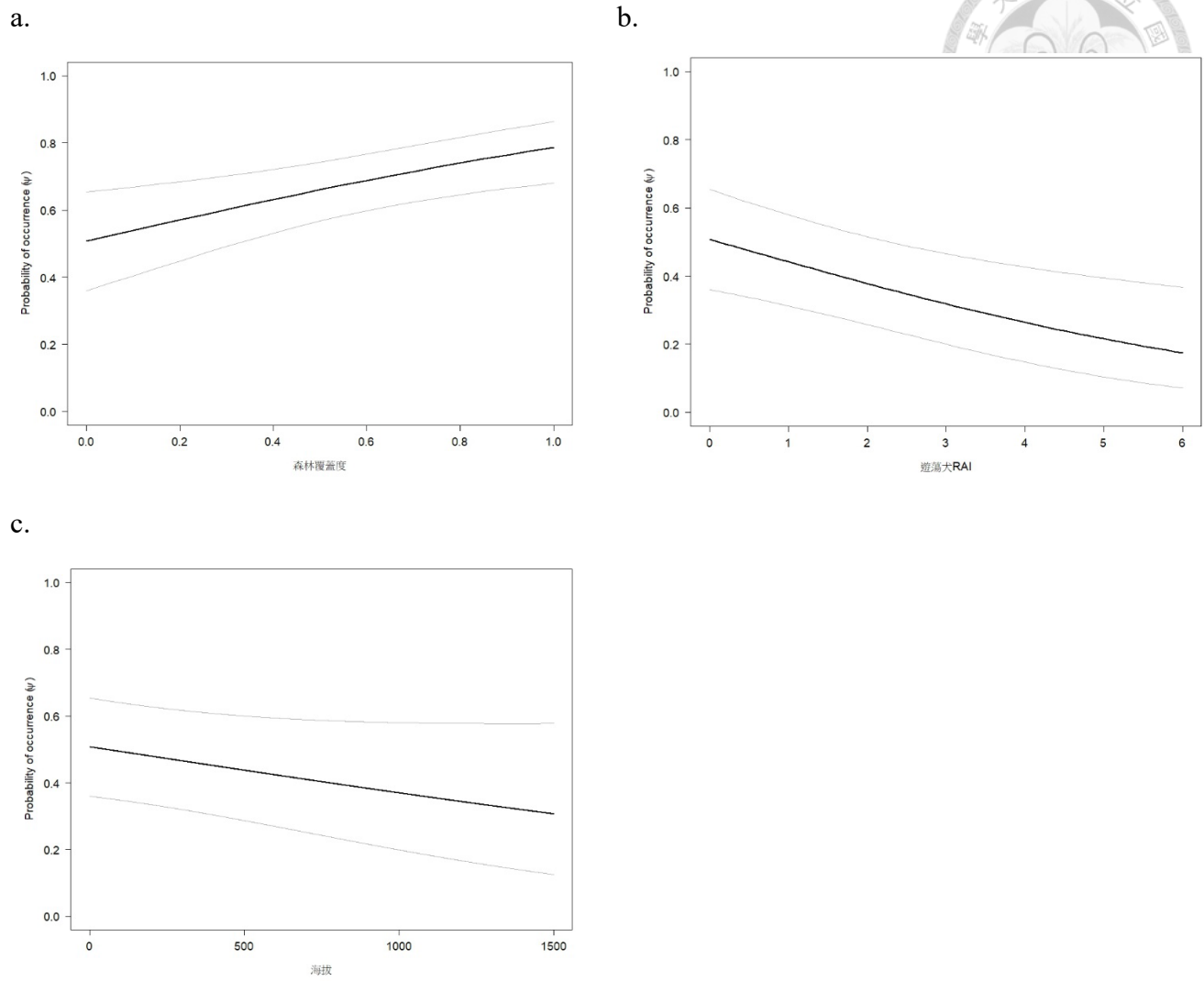
c.



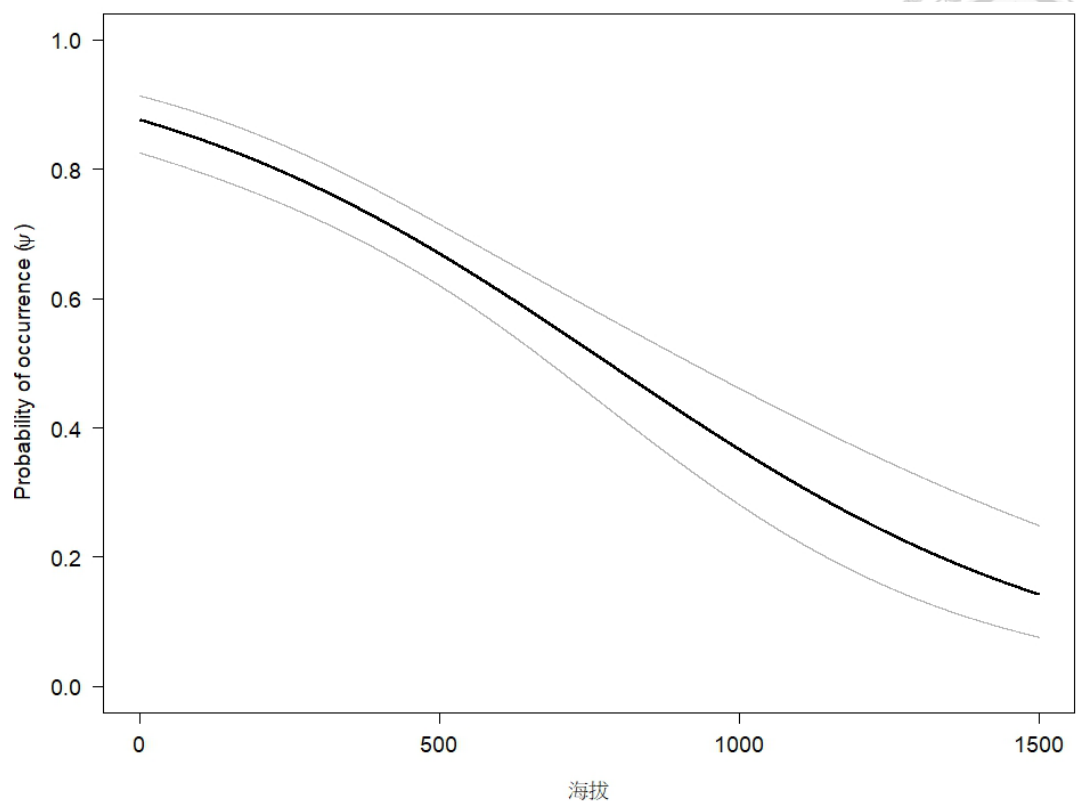
附圖五 食蟹獾的最佳相對活躍指數模型中，各項因子與食蟹獾 RAI 之關聯。



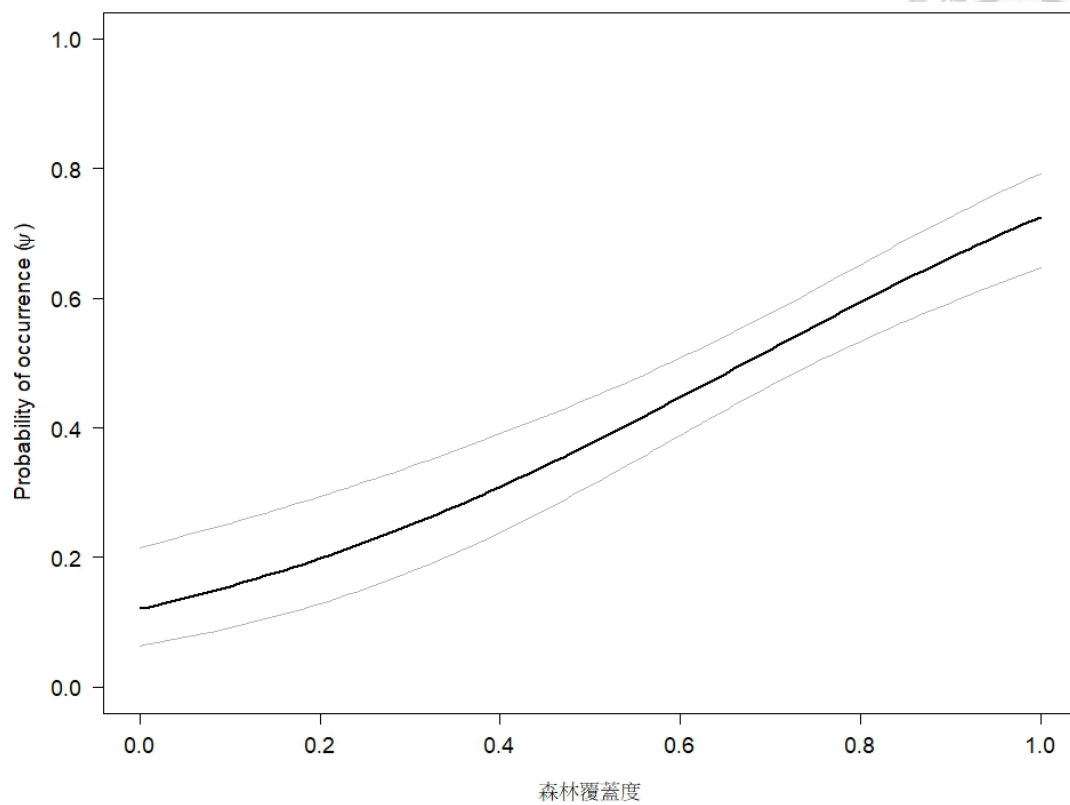
附圖六 麝香貓的最佳相對活躍指數模型中，各項因子與麝香貓 RAI 之關聯。



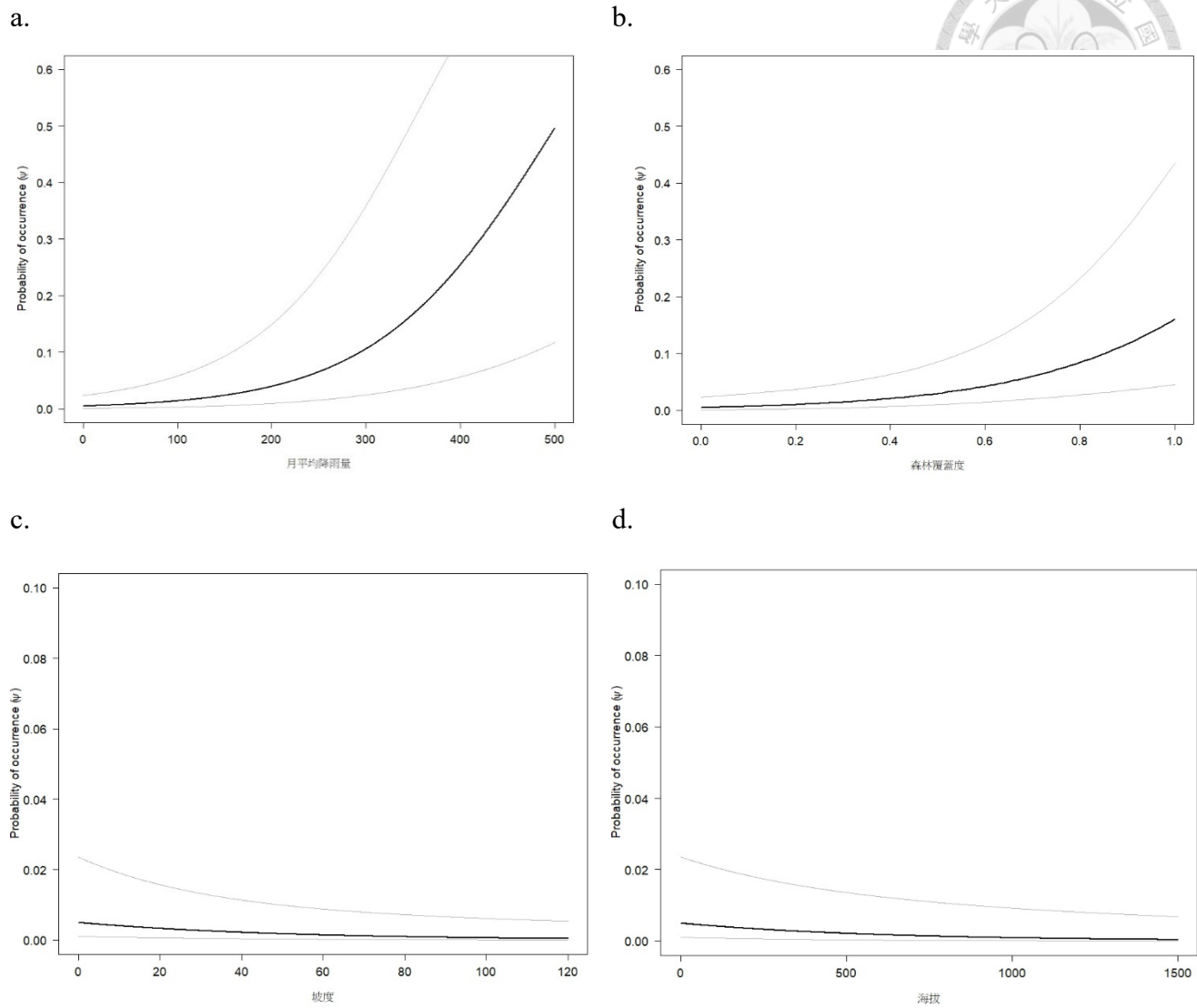
附圖七 鼬獾的最佳單物種佔據模型中，各項因子與鼬獾佔據度之關聯。



附圖八 白鼻心的最佳單物種佔據模型中，因子與白鼻心佔據度之關聯。



附圖九 食蟹獾的最佳單物種佔據模型中，各項因子與食蟹獾佔據度之關聯。



附圖十 麝香貓的最佳單物種佔據模型中，各項因子與麝香貓佔據度之關聯。