

## 研究報告

# 紅外線自動相機監測巒大杉人工林區塊伐過程動物組成的短期變化

陳盈安<sup>1</sup> 曾彥學<sup>1,2</sup> 陳相伶<sup>1</sup> 曾喜育<sup>1\*</sup>

【摘要】本研究自2018年11月至2020年7月止，利用紅外線自動相機監測東勢林區管理處大安溪事業區117林班巒大杉人工林區塊伐過程野生動物的出現頻度與日活動模式。研究區分別於2017年與2018年進行區塊伐，平均一區塊伐採面積約1.70 ha，伐採後的造林樹種主要為臺灣杉，並混植少量牛樟。7臺紅外線自動相機總工作時數共102,444.6小時，總拍攝有效照片數721張，共記錄13種野生動物，包含9種哺乳類動物與4種鳥類。研究區以山羌、臺灣野山羊及臺灣獼猴為記錄頻度最高的物種。區塊伐過後，山羌、臺灣野山羊及臺灣獼猴在伐採區的出現頻度高於未伐採區，此現象可能因巒大杉人工林伐採過後，陽光、養分與空間等資源釋出，地被植物快速萌發新葉，或由土壤種子庫發芽的種子苗佔據，進而吸引動物前來取食。山羌及臺灣獼猴在較晚伐採的2018年伐區出現頻度高於2017年伐區，但臺灣野山羊並無明顯差異。全日活動模式結果顯示研究區的山羌、臺灣野山羊及臺灣獼猴以晨昏時段為活動高峰。本研究觀察亦發現，山羌與臺灣野山羊會啃食巒大杉萌發嫩枝，顯示這些草食獸可能對造林樹種苗木具有一定程度的毀損。因此，為降低草食獸的啃食損耗以提高造林成效，本研究建議若伐採區有草食獸分布時，造林樹種應選擇草食獸不偏好的種類，或是採取適當措施防範草食獸啃食目標造林樹種。

【關鍵詞】區塊伐、人工林、草食獸、出現頻度指數、活動模式。

---

1 國立中興大學森林學系 Department of Forestry, National Chung Hsing University

2 行政院農業委員會林業試驗所 Taiwan Forestry Research Institute, Council of Agriculture, Taipei City, Taiwan (R. O. C.)

\* 通訊作者，40227臺中市南區興大路145號。

Corresponding author. 145 Xingda Rd., South Dist., Taichung City 40227, Taiwan.

Email: erecta@nchu.edu.tw

Research paper

## Monitor short-term changes of animals with infrared automatic camera traps during patch cutting in Luanta fir plantation

Ying-An Chen<sup>1</sup> Yen-Hsueh Tseng<sup>1,2</sup> Hsiang-Ling Chen<sup>1</sup> Hsy-Yu Tzeng<sup>1\*</sup>

**[Abstract]** The changes in the occurrence index (OI) and activity pattern of wild animals were monitored using infrared automatic cameras from November 2018 to July 2020 during the patch cutting process of *Cunninghamia konishii* (Luanta fir) plantation in Compartment 117, Da-An-Xi Working Circle of Tung-Shi Forest District. Patch cutting was performed in the study area in 2017 and 2018. The average patch cutting area was approximately 1.70 ha, and the major planted tree species after cutting was *Taiwania cryptomerioides* mixed with a few *Cinnamomum kanehirae* trees. Seven infrared automatic cameras were installed, and 721 independent photographs were taken during 102,444.6 working hours. A total of 13 species were recorded, including 9 species of mammals and 4 species of birds. *Muntiacus reevesi micrurus*, *Capricornis swinhoei*, and *Macaca cyclopis* were the most frequently recorded species in the study area. The OI values of *Mu. reevesi micrurus*, *Ca. swinhoei*, and *Ma. cyclopis* were higher in the cutting-blanks than in the noncutting areas. The release of sunlight, nutrients, and space on the forest ground after the cutting of *Cu. konishii* plantation may result in an increased cover of ground vegetation from the understory, sprouted new leaves, and seedlings that attracted herbivores for food. The average OI values of *Mu. reevesi micrurus* and *Ma. cyclopis* in the cutting area were higher in 2018 than in 2017, but there was no significant difference in the OI of *Ca. swinhoei*. Regarding the activity pattern, *Mu. reevesi micrurus*, *Ca. swinhoei*, and *Ma. cyclopis* exhibited their peak activity at dawn and dusk in the study area. Moreover, *Mu. reevesi micrurus* and *Ca. swinhoei* consumed the sprouts of *Cu. konishii*, suggesting that these herbivores damage the seedlings of forest plantation. Therefore, to reduce the damage of seedlings by herbivores and improve the effect of afforestation, we suggest careful selection of tree species to be planted in the area. Furthermore, appropriate measures must be implemented to prevent herbivores from browsing the seedlings.

**[Key words]** patch cutting; plantation; herbivore; occurrence index; activity pattern.

## 一、前言

根據第4次全國森林資源調查，臺灣森林約占全島60%，其中生產性人工林面積約占整體森林13% (邱立文等 2015)；隨著保育意識抬頭，臺灣林業政策轉型以森林資源保育及國土保安為主軸 (李久先&許秉翔 2010)。儘管人工林的生物多樣性不及天然林，但仍保有一定的生態系服務，如水土保持與養分循環等，並且提供野生動物棲地，對於生物多樣性保育有一定重要性 (Chaudhary et al. 2016)。然而，臺灣木材自給率不足於1% (陳麗琴等 2012)，長期高度依賴木材進口，對國內林業造成技術人員傳承凋零、林木採運技術低落，以及林分過度老熟而生產退化等不良影響，並可能間接助長天然林伐採與非法木材交易，進而招致國際制裁 (李久先&許秉翔 2010；林華慶 2017)。因此，如何在人工林經營收穫與生態保育間取得權衡是臺灣現今重要林業課題。近年來臺灣有感於提升木材自給率之重要，致力於發展國產木材振興林業 (林華慶 2017)，人工經濟林伐採成爲重要林業政策。其中，區塊伐是一種小面積皆伐的森林伐採方式，以小面積爲經營單位，逐次以一個或數個不連續之區塊分階段更新整體林分，營造異齡林鑲嵌體，林木可透過土壤種子庫、天然下種或造林等方式更新 (Smith 1986; Radler et al. 2010; 林金樹 2018)；區塊伐保有集材造林方便、成本及人力支出較低等優點 (林金樹 2018)，亦可以降低伐採對生態的衝擊 (Yamasaki et al. 2014; 陳盈安等 2021)。伐採干擾造成環境改變，上層林木伐除後空出的林地促使草本植物或灌木生長 (Takatsuki 1989; Ochiai et al. 1993;

Akins & Michael 1995; 陳盈安等 2021)，進而產生空間異質性 (spatial heterogeneity) (Massé & Côté 2012)。若空間異質性提供更多生態棲位 (ecological niche)，對動物的豐度與多樣性產生正面影響；反之，若空間異質性導致棲地破碎化 (habitat fragmentation) 則造成負面影響 (Tews et al. 2004)。

近年來，自動照相設備日益精進，適合使用於自然生態監測 (蘇秀慧等 2008)。利用自動照相設備記錄野生動物已具有相當歷史 (Gysel & Davis 1956; Dodge & Synder 1960; Carthew & Slater 1991)，加上臺灣山區地勢陡峭且植生茂密，造成研究野生動物上的困難，若使用紅外線自動相機，可以減省經費、人力與時間成本，且更容易記錄到夜行性、行蹤較隱密或較安靜之物種 (De Bondi et al. 2010; 裴家騏 1998；姚正得等 2019)。此外，自動照相機亦可運用於長期族群監測 (裴家騏 1997)，並在標準化與無人模式的作業程序下，記錄及量化中大型哺乳類動物的分布或其他生態資訊 (姜博仁 2011)，也能同時收集多種共域物種的相對數量資料，進一步探討群聚生態 (蘇秀慧等 2008)。

De Brodie et al. (2015) 於馬來西亞婆羅洲 (Borneo) 的Maliau盆地保護區，利用紅外線自動相機研究大型哺乳類動物對於擇伐及邊緣效應 (edge effect) 的反應，研究結果顯示森林伐採後禾草類植物增加提供草食獸 (herbivore) 食物來源，大型的草食有蹄類動物 (ungulate) 如亞洲象 (*Elephas maximus*)、爪哇野牛 (*Bos javanicus*) 及水鹿 (*Rusa unicolor*) 偏好出現於已伐採區域。然而，由於小型哺乳類動物在推移帶 (ecotone) 之邊際效應吸引掠食者如異他

雲豹 (*Neofelis diardi*)，造成較小型的草食獸如山羌 (*Muntiacus* sp.) 強烈避開推移帶活動。森林與林間開闊地是影響草食獸選擇棲息地的關鍵因素，因為草食獸必須在於開闊處獲取草料 (forage) 以及森林中躲避掠食者及惡劣氣候間取得平衡。Kuijper et al. (2009) 於波蘭東北部比亞沃維耶扎 (Białowieża) 原始森林比較大型草食有蹄類動物對於鬱閉森林和236-2,803 m<sup>2</sup> 小面積皆伐區塊的覓食選擇偏好，結果指出因伐後長出的植物生物量較高，有蹄類動物選擇皆伐區塊覓食的頻率是鬱閉森林的2倍；儘管在全光照環境下生長的植物葉片碳氮比較高，對於草食獸之營養價值降低，但草食獸仍偏好選擇較易取得的食物大於營養價值較高的草料。

陳一銘等 (2015) 利用紅外線自動相機針對棲蘭地區檜木 (*Chamaecyparis* spp.) 林的原始林、人工林以及整理林3種林地類型之野生動物群聚進行比較，其中人工林為皆伐後種植檜木與柳杉 (*Cryptomeria japonica*)，現已形成鬱閉森林之造林地，整理林則是約20年前進行枯倒木整理作業之林地。結果顯示最優勢物種為山羌 (*Muntiacus reevesi micrurus*)、臺灣野山羊 (*Capricornis swinhoei*) 與臺灣獼猴 (*Macaca cyclopis*)。僅有臺灣野山羊之出現頻率 (occurrence index, OI值) 在3林地類型間有顯著差異，以人工林高於原始林，但動物群聚在原始林及整理林差異不大。Ochiai et al. (1993) 於日本青森縣研究與臺灣野山羊同屬之日本髯羚 (*Cap. crispus*) 在皆伐後的族群變動與棲地改變，也得到相似的結果。在皆伐5-10年後，日本髯羚族群密度開始增加，可達未伐採森林的3-6倍之多，因伐木造成地被灌叢大量增加，

提供偶蹄類動物大量食物所致，且族群增加的現象可持續達20年之久。

本研究自2018年11月至2020年7月止，利用紅外線自動相機監測東勢林區管理處大安溪事業區117林班巒大杉 (*Cunninghamia konishii*) 人工林區塊伐過程野生動物的組成變化；此外，透過與前人文獻比較，探討造成野生動物棲地偏好以及活動模式的可能原因。研究成果期能提供人工林區塊伐過程的經營管理參考。

## 二、材料與方法

### (一) 研究區概況

研究區位於臺中市和平區大安溪事業區117林班的巒大杉人工林 (24°18'08.3"N, 120°57'58.1"E)，隸屬行政院農業委員會林務局東勢林區管理處，面積約為9.13 ha，海拔約1,400-1,500 m。最暖月 (7月) 均溫為22.4°C，最冷月 (1月) 均溫12°C，年均溫度約18°C，年平均雨量約2,522 mm，降水多集中在4-9月，年平均濕度約91%，全年有霧日約三分之一 (范素瑋等 2016)。研究區域分為7個區塊 (圖1)，其中2塊為2017年上半年伐採 (以下統稱為2017年伐區)；另一塊於2018年下半年伐採 (以下稱2018年伐區)，其餘皆不伐採。伐採方式採區塊伐，平均一區塊伐採面積約1.70 ha，伐採後的造林樹種主要為臺灣杉 (*Taiwania cryptomerioides*)，以及混植少量牛樟 (*Cinnamomum kanehirae*)。試驗調查期間自2018年11月至2020年7月，2017年伐區於2019年1月完成造林，並於同年1月及6月進行刈草作業。陳盈安等 (2021) 調查發現，不伐採區的地被優勢組成有冷清草 (*Elatostema lineolatum* var. *majus*)、三腳龜草 (*Tetrastigma*

*bioritsense*)、廣葉鋸齒雙蓋蕨 (*Diplazium dilatatum*)，2017年伐區的地被優勢組成有角花烏蕨 (*Cayratia corniculata*)、風藤 (*Piper kadsura*)、黑果馬兜兒 (*Zehneria mucronata*)，2018年伐區的地被優勢組成有角花烏蕨、阿里山耳蕨 (*Polystichum scariosum*)、臺灣馬藍 (*Strobilanthes formosanus*) 等。伐後區塊也

記錄許多菊科 (*Asteraceae*) 植物以及陽性樹種如山胡椒 (*Litsea cubeba*) 之幼苗。陳盈安等 (2023) 於本研究區內設置1臺排程自動錄音機，共記錄33科60屬約64種鳥類，其中包含熊鷹 (*Nisaetus nipalensis*)、松雀鷹 (*Accipiter virgatus*) 及白耳畫眉 (*Heterophasia auricularis*) 等22種保育鳥類。



圖1. 大安事業區117林班各年度伐區與紅外線自動相機位置圖。

Figure 1. Study area and distribution of cutting area and infrared camera traps in the 117<sup>th</sup> compartment of Daanxi working circle.

## (二) 紅外線自動相機設置

紅外線自動相機採用 Reconyx Hyperfire 2，於2塊2017年伐區各裝設1臺，2018年伐區設置1臺，不伐採區設置4臺，總共7臺(圖1)。紅外線自動相機架設於各區塊其中一樣區旁，不伐採區之相機架設於巒大杉樹幹上；已伐採

區塊則以角鋼固定架設，離地約0.8 m高，相機角度皆為水平拍攝。紅外線自動相機之設定為每次感應到動作連拍3張，每張間隔2 sec.，感應敏感度 (sensitivity) 為中度 (medium)。2017年伐區及不伐區自2018年11月9日開始拍攝，2018年伐區因當時伐採與集材作業尚未完成，

延至2019年1月16日開始拍攝。自2018年9月開始，以每3個月1次之頻率更換紅外線自動相機記憶卡及電池，1次視為1調查季，截至2020年7月止，共記錄9個季節。

### (三) 資料分析

本研究之動物保育等級依據行政院農委會於2019年1月9日所公告之「陸域保育類野生動物名錄」認定。依據紅外線自動相機所拍攝

之野生動物照片數，計算動物出現頻度指數 (Occurrence Index, OI) 作為標準化的指標 (裴家騏 1997)；其前提假設是當某一物種在該地區出現的個體比較多，相對被相機拍到的機會也較多，而一個物種利用特定棲地的頻度越高，顯示對該棲地的偏好也越高 (裴家騏&姜博仁 2004；裴家騏 2004；毛俊傑等 2006)。OI值計算方式為：

$$\text{出現頻度指數OI} = \frac{\text{一物種在該樣點的有效照片}}{\text{該樣點的總工作時數}} \times 1,000 \text{小時} \quad (\text{式1})$$

為避免同一個體在相機拍攝範圍內逗留而造成連拍的情形，參考多數國內學者所使用之方法，即1小時內出現且無法判別為不同個體者視為同一筆有效照片 (裴家騏&姜博仁 2004；姜博仁等 2007；詹文輝&余啓瑞 2008；姚正得等 2019)。姜博仁等 (2007)，認為間隔1小時以上的連拍可能具有不同生態意義，且也更符合記錄活動模式時以1小時為取樣單位的記錄方式。若1張照片內有2隻以上個體，均視為有效照片。因經常成群出沒之動物如臺灣獼猴 (*Macaca cyclopis*) 等無法計算個體，故以群為單位計算OI值 (姜博仁等 2007；詹文輝&秦思源 2012)。由於多數物種之有效照片僅有零星幾筆，不足以探討棲地偏好，故僅呈現其OI值。將有效照片數達100筆以上的物種使用SPSS 22統計軟體 (IBM Corp 2013) 進行分析。動物棲地偏好部分計算同一伐區內不同紅外線相機的OI值再將其平均，得到該物種單一伐區的平均季OI值；

因動物出現頻度未呈常態分佈，因此使用無母數變方分析的Friedman's test並使用

Wilcoxon signed-rank test進行事後檢定，比較各年伐採區以及未伐區的OI值，以SigmaPlot 12.5製圖。

紅外線自動相機所拍攝的照片亦可用以建構活動模式 (activity pattern) (裴家騏&姜博仁 2004；胡正恆等 2018；姚正得等 2019)，其前提為自動相機於一天中的每一時段有效工作時數均等，動物若在某一時段活動 (或移動) 的程度愈高，則被相機拍攝到的機率越大。因此，有效照片數太少的物種若無法呈現出時段間的相片數差異，將無法建構較具代表性或可信的活動模式。一般而言，半日活動者須達50-60張，而全日活動者須有100-120張以上之有效照片，且涵蓋各可能活動時段者所建構之活動模式較具意義 (裴家騏 2005)。每臺紅外線自動相機工作時間皆校正成一致，剔除剛架設或更換電池完後未滿24小時之照片，減少因人為干擾對動物活動造成的可能影響。活動模式計算一天中各個小時的出現指數 (hourly OI)，再以每小時的出現指數在一天24個小時的分佈來產生各動物的日活動模式。活動量百分比則

是將100%之活動分配在24小時中，平均1小時為4.17%，高於此值代表活動量高於平均期望

值，反之則較不活動 (裴家騏&姜博仁 2004)，其計算方式如下：

$$\text{某時段活動量百分比} = \frac{\text{該物種於某時段之有效照片數}}{\text{該物種全部有效照片數}} \times 100\% \quad (\text{式2})$$

各時段活動量百分比以同一伐區的紅外線自動相機所記錄並計算出的數值取平均後，以SigmaPlot 12.5繪製日活動模式圖。建構完野生動物的活動模式後，為了解該物種在同一伐區白天 (6:00-18:00) 與夜晚 (18:01-翌日5:59) 每個小時的平均活動量是否具有差異，使用SPSS 22統計軟體 (IBM Corp 2013) 無母數變方分析的Friedman's test並使用Wilcoxon signed-rank test進行事後檢定。

另外，由於食物資源的可得性與豐富度是影響野生動物群聚結構或動態的主要原因之一 (Ryan et al. 2004; McShea et al. 2007)，因此本研究也將紅外線自動相機的動物取食照片中能夠判釋的植物物種表列出，方便後續討論。動物取食各種食草的相關性採用Spearman等級相關分析，使用SPSS 22統計軟體分析 (IBM Corp 2013)。

### 三、結果與討論

#### (一) 紅外線自動相機記錄種類

本研究紅外線自動相機總工作時數共102,444.6小時，總拍攝有效照片數721張，共

記錄13種野生動物 (表1)，包含9種哺乳類動物與4種鳥類；其中，白頭鵯 (*Turdus niveiceps*) 屬於第2級保育類，臺灣野山羊屬於第3級保育類動物。相機記錄有效照片數最多的前3名動物分別為山羌 (n=245)、臺灣野山羊(n=215)、臺灣獼猴 (n=204)。本研究有效照片筆數記錄最多的前3名物種與陳一銘等 (2015) 於棲蘭檜木林區造林地所拍攝到出現頻度前3高的物種一致；此現象反映出山羌、臺灣野山羊、臺灣獼猴為中低海拔森林最優勢之中大型哺乳類動物 (裴家騏&姜博仁 2004)。除了哺乳動物外，紅外線自動相機亦記錄黃胸薹眉 (*Liocichla steerii*)、白頭鵯、白耳畫眉 (*Heterophasia auricularis*)、臺灣紫嘯鶇 (*Myophonus insularis*) 等4種鳥類；除了黃胸薹眉被記錄的有效照片數較多以外，其餘3種鳥類的有效照片數僅1-3張。鳥類組成以紅外線自動相機為調查工具較不妥當，因其僅能記錄到地面活動或偶然出現在相機視野中的個體，故應搭配自動錄音機或是定點計數法 (point-count method) 等調查方式更為完善，本研究僅針對有效照片數較多的物種進行討論。

表1. 大安溪事業區117林班紅外線自動相機記錄之物種名錄及有效照片數。

Table 1. List of species recorded by infrared camera traps and numbers of photos in the 117<sup>th</sup> compartment of Daanxi working circle.

物種	科名	學名	保育等級 <sup>1</sup>	IUCN等級 <sup>2</sup>
哺乳動物				
山羌	鹿科 (Cervidae)	<i>Muntiacus reevesi micrurus</i>		LC
臺灣野山羊	牛科 (Bovidae)	<i>Capricornis swinhoei</i>	III	NNT
臺灣獼猴	猴科 (Cercopithecidae)	<i>Macaca cyclopis</i>		LC
黃鼠狼	貂科 (Mustelidae)	<i>Mustela sibirica taivana</i>		LC
臺灣野豬	豬科 (Suidae)	<i>Sus scrofa taivanus</i>		LC
赤腹松鼠	松鼠科 (Sciuridae)	<i>Callosciurus erythraeus taiwanensis</i>		LC
鼬獾	貂科	<i>Melogale moschata subaurantiaca</i>		LC
刺鼠	鼠科 (Muridae)	<i>Niviventer coninga</i>		LC
白面鼯鼠	松鼠科	<i>Petaurista alborufus lena</i>		LC
鳥類				
黃胸薊眉	噪眉科 (Leiothrichidae)	<i>Liocichla steerii</i>		-
白頭鶇	鶇科 (Turdidae)	<i>Turdus niveiceps</i>	II	NNT
白耳畫眉	噪眉科	<i>Heterophasia auricularis</i>	III	-
臺灣紫嘯鶇	鶇科 (Muscicapidae)	<i>Myophonus insularis</i>		-

註：<sup>1</sup> 依據行政院農業委員會於2019年1月9日公告修正之陸域保育類野生動物名錄。<sup>2</sup> 依據2017臺灣陸域哺乳類紅皮書及2017臺灣鳥類紅皮書名錄之等級。

## (二) 棲地選擇偏好

紅外線自動相機記錄的9種哺乳動物中，多數種類均有出現在已伐區，而有效照片數最多前3名的山羌、臺灣野山羊與臺灣獼猴在已伐區與不伐區皆有記錄 (表2)。白面鼯鼠 (*Petaurista alborufus lena*) 僅於不伐區有記錄，只記錄1張照片；黃鼠狼 (*Mustela sibirica taivana*)、臺灣野豬 (*Sus scrofa taivanus*)、鼬獾 (*Melogale moschata subaurantiaca*)、赤腹松鼠 (*Callosciurus erythraeus taiwanensis*)，以及刺

鼠 (*Niviventer coninga*) 僅出現在伐採區，除黃鼠狼外，其餘種類有效照片數僅1-3張 (表2)。有效照片筆數稀少的物種，可能為碰巧經過相機被記錄的個體，如白面鼯鼠、赤腹松鼠等樹棲型動物，無法有效代表棲地選擇偏好，因此本研究主要針對有效照片數前3名的山羌、臺灣野山羊、臺灣獼猴進行探討，並將紅外線自動相機照片中能夠判視動物取食的植物物種列於表3。



表2. 大安溪事業區117林班紅外線自動相機記錄各調查季動物之OI值、有效照片數及平均OI值。  
 Table 2. The occurrence index (OI) of each season of survey, the number of photos and the average OI of photo-trapped animals in the 117<sup>th</sup> compartment of Daanxi working circle.

物種	出現 伐區	各調查季OI值									有效 照片數	平均OI值
		1	2	3	4	5	6	7	8 <sup>2</sup>	9		
山羌	2017	4.87	5.17	0.32	1.91	5.40	1.43	0.33	0.00	0.93	62	2.37 (±2.40)
	2018 <sup>1</sup>	-	-	7.59	15.11	26.75	21.15	10.27	12.21	0.00	181	10.34 (±7.20)
	不伐	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.47	2	0.05
臺灣野山羊	2017	1.63	8.71	6.60	4.58	5.40	2.51	0.97	3.11	2.08	126	3.95 (±2.57)
	2018	-	-	8.23	8.73	11.73	3.25	1.28	2.04	4.69	84	5.71 (±3.91)
	不伐	0.74	0.00	0.00	0.00	0.35	0.13	0.00	0.00	0.47	5	0.19 (±0.26)
臺灣獼猴	2017	0.00	3.69	2.52	6.25	5.40	5.69	0.97	2.49	0.23	107	3.03 (±2.24)
	2018	-	-	7.59	13.10	10.79	10.30	1.28	1.02	0.00	96	4.09 (±5.11)
	不伐	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00	1	0.01
黃鼠狼	2017	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	5.27	0.97	0.00	0.00	25	0.72 (±2.72)
	2018	-	-	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.04
黃胸薮眉	2017	0.00	0.00	0.00	0.00	1.88	0.25	0.00	0.00	0.00	5	0.24
	不伐	-	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.63	2.31	11	0.42
白頭鸛	不伐	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.69	3	0.08
	2017	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70	0.00	0.00	0.00	0.00	3	0.08
臺灣野豬	2017	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.62	0.00	2	0.09
	2017	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2	0.04
白耳畫眉	不伐	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.42	0.00	2	0.05
	2017	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.02
臺灣紫嘯鶇	2017	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.03
	2017	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.03
刺鼠	不伐	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.04
	2017	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1	0.04

註：<sup>1</sup> 2018年伐區第1、2季值伐採和集材作業進行，因此無資料。<sup>2</sup> 第8季樣區13紅外線自動相機記憶卡故障造成資料缺失。

表3. 大安溪事業區117林班紅外線自動相機照片可判釋之植物種類及其攝食者。

Table 3. Species of plants and their feeders that could be determined by infrared automatic camera photos in the 117<sup>th</sup> compartment of Daanxi working circle.

物種	學名	攝食者
昭和草	<i>Crassocephalum crepidioides</i>	臺灣獼猴
飛機草	<i>Erechtites valerianifolia</i>	臺灣獼猴
火炭母草	<i>Persicaria chinensis</i>	臺灣野山羊
黑果馬廔兒	<i>Zehneria mucronata</i>	臺灣野山羊
冷清草	<i>Elatostema lineolatum var. majus</i>	山羌、臺灣野山羊
角花烏蕺莓	<i>Cayratia corniculata</i>	臺灣野山羊
巒大杉	<i>Cunninghamia lanceolata var. konishii</i>	山羌、臺灣野山羊
食茱萸	<i>Zanthoxylum ailanthoides var. ailanthoides</i>	山羌
長梗紫麻	<i>Oreocnide pedunculata</i>	山羌、臺灣野山羊
三腳鼈草	<i>Tetrastigma bioritsense</i>	臺灣野山羊

### 1. 山羌

山羌為研究區最常被拍攝到的哺乳動物，有效照片佔總有效照片數的33.98%。山羌屬於偶蹄目 (Artiodactyla) 鹿科 (Cervidae)，為臺灣特有亞種，廣泛分布於全島低至高海拔山區，體長40-70 cm，體重可達12 kg，屬中大型哺乳類動物，喜食植物的嫩葉、嫩芽與漿果等 (李玲玲 2003；張學文 2014；林美峰等 2017)。山羌活動明顯偏好在伐採區 (表2&圖2)，出現月分高峰期為5月和8月，2018年伐區的每月平均OI值明顯高於2017年伐區 (Wilcoxon signed-rank test = 78, n1 = n2 = 12,  $p < 0.05$ )，造成此現象的原因主要為食草與干擾。人工林經過伐採干擾後，林地新生的嫩葉與嫩芽是山羌所偏好草料 (forage)，故吸引山羌前往取食。山羌在2018年伐區出現的頻度較2017年伐區高，且2017年伐區於2月與6月時OI值為各月份中最低，推測由於受到2019年2月與6月刈草作業的

影響，人為擾動與草料減少導致山羌較少出現；刈草後的3月與7月時OI值上升，可能由於植物再長出的嫩葉吸引山羌前來覓食；2019年8月時2017年伐區植物便已生長至阻擋大部分自動相機視野，可能因此導致山羌OI值降低。在2018年伐區，山羌的OI值在5-8月間上升，可大致反映到地被植物的生長情況，因為季節轉換且降雨豐沛因此植物大量生長，提供山羌豐富食料。

林美峰等 (2017) 探討福山試驗林野生山羌對於不同樹種葉片之取食偏好，結果顯示山羌偏好取食非纖維性碳水化合物含量高的葉片，但較少取食質地堅硬的葉片如殼斗科 (Fagaceae) 植物，似乎也會避免或僅少部分取食含有揮發性精油的樟科植物葉片，證實山羌屬於精食者 (concentrate selectors; browsers)，攝食策略為蠶食 (nibble) 即以少量多餐的方式進食低纖維性食物 (Lin et al. 2011)。本研

究拍攝記錄到山羌取食食茱萸 (*Zanthoxylum ailanthoides*) 和巒大杉萌櫟嫩枝。另外，本研究伐採區塊紅外線自動相機架設位置皆與不伐採森林距離100 m以內，根據Takatsuki (1989) 研究日本本州北部五葉山 (Mt. Goyo) 梅花鹿 (*Cervus nippon*) 在皆伐後之棲地利用，指出梅花鹿偏好選擇距離200 m內之林緣地帶覓食，並於森林內休憩及躲避天敵，因林緣具邊緣效應，可供給大量食草所致。山羌同為鹿科動物，推測其也具有類似棲地偏好，但本研究於不伐區中僅記錄2筆山羌資料，可能因自動相機在不伐採區架設位置非屬其經常行走之獸徑使然，或是不伐採人工林中並無山羌偏好食物所致。

## 2. 臺灣野山羊

本研究記錄的臺灣野山羊的有效照片比率約占29.82%。臺灣野山羊又名臺灣長鬃山羊，為臺灣唯一原生偶蹄目牛科 (Bovidae) 動物，屬於保育等級中其他應予保育野生動物，同時也是臺灣特有種。雌雄羊皆有一對圓錐狀洞角，頂端尖銳且略向後彎曲，終生不脫落，外觀幾乎無法區分公母，體長80-114 cm，體重可達25 kg (徐佩霜&李培芬 2001)。分布全島低海拔山區至3,000 m以上高山皆有，但以中海拔較常見，多棲息於原始針葉林、針闊葉混林及碎石裸露的陡峭坡地 (呂光洋 1986)。

臺灣野山羊在不同伐區各月份OI值 (圖2)，不伐區與伐區間有顯著差異 ( $p < 0.05$ )，雖然2018年伐區的OI值較2017年伐區高，但兩伐區間並無顯著差異 (Wilcoxon signed-rank test = 52,  $n_1 = n_2 = 12$ ,  $p = 0.09$ )。過去研究指出臺灣野山羊偏好闊葉林、開闊地以及裸露陡坡覓食與活動 (McCullough 1974; 呂光洋等 1990; 黃

美秀&簡熒芸 2007; 陳一銘等 2015); 由於蹄外突且蹄底中央具蹄腺，可分泌黏稠物質，使其能在岩石及陡坡上來去自如。臺灣野山羊一般取用肩高 (約70 cm) 以下之樹葉及地上之藤本、灌木、草本植物與蕨類為食，取食種類多樣，對於嫩葉與陽性樹種如山黃麻 (*Trema orientalis*) 等特別喜愛 (呂光洋 1986; 徐佩霜&李培芬 2001)。本研究拍攝到臺灣野山羊取食火炭母草 (*Persicaria chinensis*)、角花烏蕨及黑果馬廐兒等植物 (表3)，亦有啃食巒大杉萌櫟嫩芽的現象，與過去關於臺灣野山羊食性種類研究部分相符 (陳月玲 1990)。

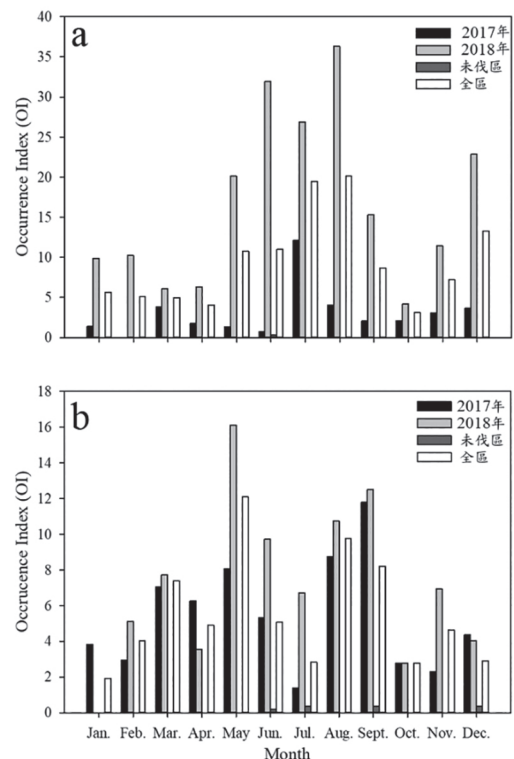


圖2. 大安溪事業區117林班山羌 (a) 與臺灣野山羊 (b) 的各月OI值比較。

Figure 2. Monthly occurrence index of *Muntiacus reevesi micrurus* (a) and *Capricornis swinhoei* (b) in the 117<sup>th</sup> compartment of Daanxi working circle.

臺灣野山羊在2017年伐區於6、7月時OI值降低，可能是由於其中一塊造林地植物生長茂密遮蔽相機視野以及人為除草干擾所造成。由於臺灣野山羊具有特化腳蹄使其能夠在裸露陡坡覓食與活動(裴家騏&姜博仁 2004)，也較喜好出沒於崩場地、峭壁懸崖以及開闊地(呂光洋 1988；蔡佳淳 2005)；2018年伐區坡度相對2017年伐區平緩，加上臺灣野山羊生性警覺易受驚嚇而逃離(劉一新 2014)，可能是導致OI值變動較大的原因之一。

### 3. 臺灣獼猴

調查期間臺灣獼猴共記錄有效照片比率為28.29%。臺灣獼猴為臺灣特種，屬於靈長目(Primates)猴科(Cercopithecidae)，廣泛分布於全島，自平地至海拔3,000 m以上都能見到其蹤跡(李玲玲等 2000；林良恭&吳榮笙 2010)，為日行性群居動物(王敬平 2005；蔡佩樺&裴家騏 2008；姜博仁 2011)。植物是其主要食物來源，且以果實的攝食比例較高(Su & Lee 2001；張可揚 1999)，對於果實及種子的攝食具有選擇性(吳海音 2002)，故為森林重要種子傳播者(陳主恩 1999)。

以OI值來看，臺灣獼猴於2018年伐區之各調查季平均OI值(OI = 4.09)較2017年伐區(OI = 3.03)高(表2)。Hanya et al. (2005)於日本屋久島研究發現，柳杉人工林與原始林相比起來，皆伐後天然更新林中的日本獼猴(*Mac. fuscata*)食物如草、葉、花等較豐富，尤其是日本獼猴偏好取食的果實類，但儘管如此，原始林和皆伐後天然更新林的日本獼猴族群密度並無顯著差異。本研究同樣發現臺灣獼猴幾乎皆於已伐採區被自動相機記錄，顯示臺灣獼猴受到區塊伐後新拓殖的物種如

飛機草(*Erechtites valerianifolia*)及昭和草(*Crassocephalum crepidioides*)的吸引而前來覓食，此行為在研究期間多次被紅外線自動相機所記錄。就所拍攝之相片來看，臺灣獼猴所取食的部位以較嫩莖葉佔多數，且一年四季都有取食的記錄。過去研究指出，臺灣獼猴會根據可取得的食物資源以及不同季節改變攝食種類與部位(王敬平 2005)。

不伐採區所拍攝記錄臺灣獼猴有效照片只有1筆。由於臺灣獼猴為樹棲動物，紅外線自動相機並無法完整涵蓋其活動範圍，只有在移動及地面活動時有機會被相機捕捉(裴家騏 1998；蔡佩樺&裴家騏 2008；陳一銘等 2015)，因此無法得知臺灣獼猴對於區塊伐前後棲地偏好的有無，僅能得知臺灣獼猴會受伐木後次級演替出現之草本植物及嫩葉所吸引至地面上覓食。

### (三) 優勢動物的全日活動模式

為了解區塊伐是否對於哺乳類動物全日活動模式產生影響，將紅外線自動相機拍攝之照片依各時段計算活動量百分比。因本研究多數動物有效照片筆數皆不足以建立活動模式，因此只針對山羌、臺灣獼猴與臺灣野山羊3種有效照片數達100筆以上的動物建立全日活動模式。考慮紅外線自動相機拍攝範圍無法涵蓋臺灣獼猴於樹上的活動情形，故本研究的結果僅能針對地面活動情形討論。另外，山羌並未出現於不伐採區而臺灣獼猴與臺灣野山羊僅有少數幾筆記錄，無法建立活動模式，因此本研究皆以已伐採區所記錄照片建立的活動模式與過去研究活動模式進行比較。

#### 1. 山羌

山羌的全日活動模式顯示(圖3)，2017年

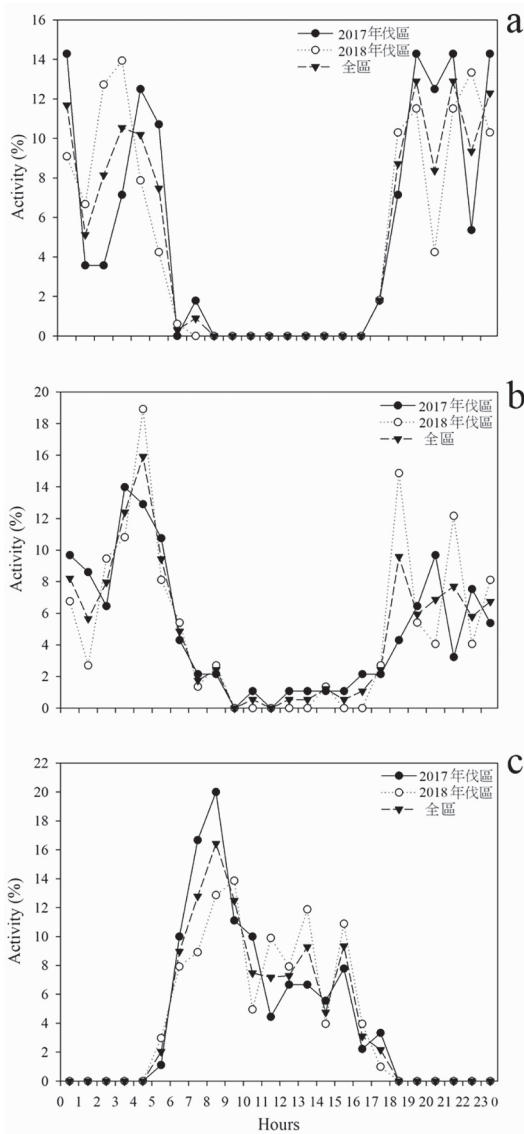


圖3. 山羌 (n=245) (a)、臺灣野山羊 (n=215) (b) 及臺灣獼猴 (n=204) (c) 於大安溪事業區 117林班之全日活動模式。

Figure 3. Activity pattern of *Muntiacus reevesi micrurus* (n=245) (a), *Capricornis swinhoei* (n=215) (b) and *Macaca cyclopis* (n=204) (c) in the 117<sup>th</sup> compartment of Daanxi working circle.

伐區於17:00後至清晨5:00為活動時間高峰，白天出沒時間較少，甚至完全沒有記錄。2018年伐區的活動模式的趨勢也相似，活動高峰時

間同樣位於早晨與夜晚。由於研究區域面積相對較小，加上山羌活動模式在2017與2018年伐區略有區隔，顯示所拍攝山羌有機會為重複個體。根據過往研究所記錄的山羌全日活動模式顯示，山羌為全日活動，較偏向白天活動，活動高峰時間位於清晨與黃昏時段 (裴家騏&姜博仁 2004；裴家騏 2005；姚正得等 2019)，在夜晚活動量較低 (裴家騏&姜博仁 2004；姜博仁 2011)。但山羌活動模式會因環境 (如氣候、海拔等) 與人為干擾程度而有所不同 (蔡佩樺 &裴家騏 2008；姚正得等 2019)。然而，研究區的山羌白天活動皆不頻繁 (Wilcoxon signed-rank test,  $p < 0.05$ )，推測原因與人類活動干擾有關；再者，研究區域附近有住家以及許多果園，居民進出頻繁，加上調查期間曾多次聽見疑似獵槍聲響，並有數次日擊民眾車輛進入研究區域的情形。人類活動會導致偶蹄類動物減少覓食與繁殖時間，並增加能量消耗與引起緊迫 (stress) 反應，也會使其傾向避開人為干擾較多的區域 (Miller et al. 2001; Taylor & Knight 2003)。

## 2. 臺灣野山羊

臺灣野山羊在2017及2018年伐區的全日活動模式皆呈現日出前與日落後活動較頻繁的情形 (圖3)，白天活動頻率較山羌略頻繁一些，此現象以2017年伐區的臺灣野山羊更為明顯。2017及2018年伐區在白天 (6:00-17:00) 與夜晚 (18:00-5:00) 間活動量均有顯著差異 (Wilcoxon signed-rank test,  $p < 0.05$ )。2017年伐區的臺灣野山羊活動高峰時間為3:00-6:00，而2018年伐區則有兩個較明顯活動高峰時間，分別為清晨4:00-6:00及17:00-19:00間。過去文獻指出臺灣野山羊為全日活動，但在白天活動比例較

夜晚高，較偏日行活動的物種，活動高峰位於晨昏時段 (陳月玲 1990；裴家騏&姜博仁 2004；蘇秀慧等 2008；姜博仁 2012)，與本研究之結果不盡相符。本研究所記錄的臺灣野山羊在白天時段之活動量顯著低於夜晚，推測原因為伐採區雖然提供相對豐富食草，但相對開闊且缺乏隱蔽，加上為避開人類活動時間干擾等有關。

### 3. 臺灣獼猴

臺灣獼猴在2個伐採區域的全日活動模式皆顯示只在白天時段出現 (圖3)，夜晚則沒有記錄到臺灣獼猴活動行為；此結果與前人研究利用紅外線自動相機所記錄的臺灣獼猴活動模式為完全日行性相符 (裴家騏 1998；裴家騏&姜博仁 2004；蔡佩樺&裴家騏 2008)。本研究結果顯示臺灣獼猴在伐後區塊的活動高峰位於早上7:00-9:00，將2伐區臺灣獼猴活動模式比較，2018年伐區記錄到的臺灣獼猴在中午過後的活動大多高於2017年伐區，推測可能與2018年伐區較接近其夜棲地有關，但確切原因無法單以紅外線自動相機了解，有待後續研究。

大安溪事業區117林班巒大杉人工林區塊伐過程紅外線自動相機記錄的哺乳類動物多出現在已伐採區，且有效照片筆數較多為植食動物；此因伐採後林地資源與空間的釋放，提供植物生長所需條件而吸引草食獸取食。上層林木伐除使林地光照強度增加，同時也使植物體的碳氮比升高而降低其營養價值，但儘管如此，草食獸仍偏好取食生長速度較快的植物而非營養價值較高者 (Kuijper et al. 2009)。植被伐採干擾後的食草增加吸引草食獸數量族群增加 (Bender et al. 1997；姜博仁&裴家騏 2004；

陳一銘等 2015)，而此現象可能維持至伐採後20年之久 (Ochiai et al. 1993)。

在人工林環境，山羌與臺灣野山羊皆偏好鬱閉度低的林分，且兩者海拔分布重疊，為共域物種 (林良恭等 2011；劉一新 2014)；然而，共域的草食獸會因生活空間與食性重疊而產生競爭關係 (Brunjes et al. 2006)，因此常需要時間或空間上的區隔以利彼此生存 (Lucherini et al. 2009)。本研究紅外線自動相機在102,444.6小時的總工作時數中僅記錄到1筆山羌與臺灣野山羊同時出現的照片，由圖3可見山羌與臺灣野山羊的活動模式大致重疊，兩者的活動高峰皆位於晨昏時段，似乎沒有明顯時間上的區隔。這2種共域草食獸之間是否存在競爭，或是有空間或食性上的區隔進而影響相對豐度，則需要更長期監測與研究。此外，季節因素也可能是造成這2種草食獸OI值各月OI值變動之原因，因季節變換與降水量對植物組成產生直接影響；在草食獸行為與活動模式方面，也可能受季節影響，如雄山羌在冬季時的棲地在夏季時成為族群求偶繁殖場所等 (劉一新 2014)，皆有可能對於OI值造成影響。

將2017年伐區中，紅外線自動相機照片上能夠判視動物取食的植物物種 (表3) 各季覆蓋度與山羌及臺灣野山羊各調查季平均OI值繪製關係圖 (圖4)，並以Spearman等級相關分析，結果顯示各食草覆蓋度與草食獸OI值皆無顯著相關，推測由於草食獸偏好食用植物的嫩梢與花芽等部位，因此不會造成植物覆蓋度明顯變化，加上此2種草食獸取食植物種類繁多，較無大量取食單一物種情形，因此與各食草覆蓋度無顯著差異。

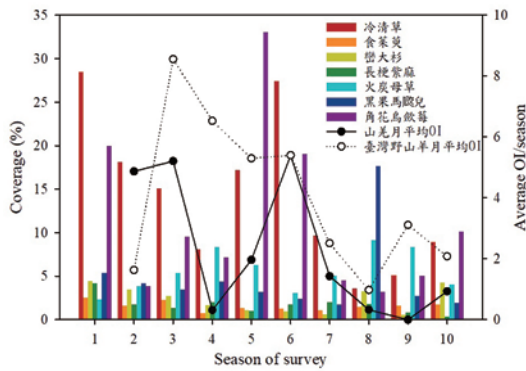


圖4. 大安溪事業區117林班2017年伐區各調查季山羌及臺灣野山羊平均OI值與食草覆蓋度關係圖。

Figure 4. The relationship between average OI value in each survey season and browse plants coverage of *Muntiacus reevesi micrurus* and *Capricornis swinhoei* of 2017 cutting area in the 117<sup>th</sup> compartment of Da-an-xi working circle.

草食獸被林地伐採後長出的幼苗及嫩枝葉吸引前來，雖增加造林地物種多樣性，卻也可能導致後續人工林更新困難。根據研究顯示草食獸啃食幼苗是生產商業木材森林的常見問題 (Van Hees et al. 1996; Bulinski 2000; Palmer & Truscott 2003; Shoyama 2013)，尤以單一樹種大面積種植最為嚴重 (Shoyama 2013)。本研究拍攝到山羌及臺灣野山羊啃食櫟大杉伐後萌櫟嫩枝的照片，後續造林新種植的臺灣杉與牛樟幼苗則無取食痕跡；因此，本研究建議若伐採區有草食獸分布時，造林樹種應選擇草食獸不偏好的種類，或是採取適當措施防範草食獸啃食目標樹種，降低苗木損耗以提高造林成效。

#### 四、結論

本研究以紅外線自動相機進行大安溪事業區117林班櫟大杉人工林區塊伐過程的動物監

測記錄，共記錄9種哺乳類動物與4種鳥類；其中，以山羌、臺灣野山羊及臺灣獼猴等中大型哺乳類記錄筆數最高。研究發現這些動物在已伐採區的出現頻度明顯高於不伐採區，可能受到新生的幼苗和嫩葉吸引所致。山羌、臺灣野山羊及臺灣獼猴等3種哺乳類動物的全日活動模式大致與前人研究相同，以晨昏時段為活動高峰。此外，在已伐採區記錄山羌與臺灣野山羊啃食櫟大杉的萌櫟新枝葉，雖然未發現有取食造林樹種臺灣杉及牛樟的現象，但草食獸的取食可能導致人工林更新困難。若伐採跡地有草食獸分布時，造林樹種需審慎選擇，或是採取適當措施防範草食獸啃食造林樹種。

#### 五、致謝

本研究承行政院農業委員會林務局東勢林區管理處之研究經費與行政協助，以及兩位審稿委員給予先前稿件相關修改建議，謹此感謝。

#### 六、引用文獻

- Akins JW, Michael ED (1995) Impact of clearcut size on white-tailed deer use and tree regeneration. Eastern Wildlife Damage Control Conference 6: 185-195.
- Bender LC, Minnis DL, Haufler JB (1997) Wildlife responses to thinning red pine. Northern Journal of Applied Forestry 14(3): 141-146.
- Brodie JF, Giordano AJ, Ambue LM (2015) Differential responses of large mammals to logging and edge effects. Mammalian Biology 80: 7-13.

- Brunjes KJ, Ballard WB, Humphrey MH, Harwell F, McIntyre NE, Krausman PR, Wallace MC (2006) Habitat use by sympatric mule and white-tailed deer in Texas. *Journal of Wildlife Management* 70(5): 1351-1359.
- Bulinski J (2000) Relationships between herbivore abundance and browsing damage in Tasmanian eucalypt plantations. *Australian Forestry* 63(3): 181-187.
- Carthew SM, Slater E (1991) Monitoring animal activity with automated photography. *The Journal of Wildlife Management* 55(4): 689-692.
- Chaudhary A, Burivalova Z, Koh LP, Hellweg S (2016) Impact of forest management on species richness: Global meta-analysis and economic trade-offs. *Scientific Reports* 6: 23954.
- De Bondi N, White JG, Stevens M, Cooke R (2010) A comparison of the effectiveness of camera trapping and live trapping for sampling terrestrial small-mammal communities. *Wildlife Research* 37: 456-465.
- Dodge WE, Synder DP (1960) An automatic camera device of recording wildlife activity. *Journal of Wildlife Management* 24: 340-342.
- Gysel LW, Davis EM (1956) A simple automatic photographic unit for wildlife research. *The Journal of Wildlife Management* 20(4): 451-453.
- Hanya G, Zamma K, Hayaishi S, Yoshihiro S, Tsuruya Y, Sugaya S, Kanaoka MM, Hayakawa S, Takahata Y (2005) Comparisons of food availability and group density of Japanese macaques in primary, naturally regenerated, and plantation forests. *American Journal of Primatology* 66: 245-262.
- IBM Corp (2013) IBM SPSS Statistics for Windows, Version 22.0. IBM Corp, Armonk, NY.
- Kuijper DPJ, Croomsigt JGM, Churski M, Adam B, Jędrzejewska B, Jędrzejewski W (2009) Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? *Forest Ecology and Management* 258: 1528-1535.
- Lin MF, Ang SL, Yang CW, Hsu JT, Wang HT (2011) Study on the characteristics of gastrointestinal tract and rumen ecology of Formosan Reeves' muntjac. *Journal of Applied Animal Research* 39: 142-146.
- Lucherini M, Reppucci JI, Walker RS, Villalba ML, Wursten A, Gallardo G, Iriarte A, Villalobos R, Perovic P (2009) Activity pattern segregation of carnivores in the high Andes. *Journal of Mammalogy* 90(6): 1404-1409.
- Massé A, Côté SD (2012) Linking habitat heterogeneity to space use by large herbivores at multiple scales: From habitat mosaics to forest canopy openings. *Forest Ecology and Management* 285: 67-76.
- McCullough DR (1974) Status of larger mammals in Taiwan: A report to world



- wildlife fund. Tourism Bureau 22-23.
- McShea WJ, Healy WM, Devers P, Fearer T, Koch FH, Stauffer D, Waldon J (2007) Forestry matters: Decline of oaks will impact wildlife in hardwood forests. *Journal of Wildlife Management* 71: 1717-1728.
- Miller SG, Knight RL, Miller CK (2001) Wildlife responses to pedestrians and dogs. *Wildlife Society Bulletin* 29(1): 124-132.
- Ochiai K, Nakama S, Hanawa S, Amagasa T (1993) Population dynamics of Japanese serow in relation to social organization and habitat conditions. II. Effects of clear-cutting and planted tree growth on Japanese serow populations. *Ecological Research* 8: 19-25.
- Palmer SCF, Truscott AM (2003) Browsing by deer on naturally regenerating Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and its effects on sapling growth. *Forest Ecology and Management* 182: 31-47.
- Radler K, Oltchev A, Panferov O, Klinck U, Gravenhorst G (2010) Radiation and temperature responses to a small clear-cut in a spruce forest. *The Open Geography Journal* 3: 103-114.
- Ryan CW, Pack JC, Igo WK, Rieffenberger JC, Billings AB (2004) Relationship of mast production to big-game harvests in West Virginia. *Wildlife Society Bulletin* 32: 786-794.
- Shoyama K (2013) Effects of thinning and excluding deer browsing on sapling establishment and growth in larch plantations. *Landscape and Ecological Engineering* 9: 77-87.
- Smith DM (1986) *The Practice of Silviculture*, 8<sup>th</sup> ed. John Wiley and Sons, Canada.
- Su HH, Lee LL (2001) Food habits of Formosan rock macaques (*Macaca cyclopis*) in Jentse, northeastern Taiwan, assessed by fecal analysis and behavioral observation. *International Journal of Primatology* 22: 359-377.
- Takatsuki S (1989) Edge effects created by clear-cutting on habitat use by sika deer on Mt. Goyo, northern Honshu, Japan. *Ecological Research* 4: 287-295.
- Taylor AR, Knight RL (2003) Wildlife responses to recreation and associated visitor perceptions. *Ecological Applications* 13(4): 951-963.
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92.
- Van Hees AFM, Kuiters AT, Slim PA (1996) Growth and development of silver birch, pedunculate oak and beech as affected by deer browsing. *Forest Ecology and Management* 88: 55-63.
- Yamasaki M, Costello CA, Leak WB (2014) Effects of Clearcutting, Patch Cutting, and

- Low-density Shelterwoods on Breeding Birds and Tree Regeneration in New Hampshire Northern Hardwoods. Northeastern Forest Experiment Station Forest Service, Department of Agriculture Research Paper. NRS- 26. Newtown Square, PA, U.S.
- 毛俊傑、鄭祖浩、鄭倩孺、戴士恩、蘇庭弘 (2006) 大礁溪林場野生哺乳動物資源調查。國立宜蘭大學生物資源學刊 1 : 43-51。
- 王敬平 (2005) 壽山地區臺灣獼猴的活動性與食性研究。國立中山大學生物科學系在職專班碩士論文。
- 吳海音 (2002) 臺灣獼猴的果食性及對植物種子的影響。行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告。
- 呂光洋 (1986) 臺灣長鬃山羊 *Capricornis crispus swinhoei* 之初步調查。自然文化景觀保育論文集 (三) 野生動物保育專輯。農委會林業特刊，行政院農業委員會 10 : 14-21。
- 呂光洋 (1988) 關山區哺乳類調查及長鬃山羊棲息環境之評估。玉山國家公園管理處委託研究報告。
- 呂光洋、張巍薩、花炳榮、曹潔如 (1990) 文山、天祥地區臺灣長鬃山羊棲息地環境之調查。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 李久先、許秉翔 (2010) 戰後臺灣森林經營與遊憩之發展史。林業研究季刊 32(1) : 87-96。
- 李玲玲 (2003) 哺乳動物與植物之互動關係-臺灣山羌 (3/3)。行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告。
- 李玲玲、吳海音、張仕緯、徐芝敏、摩悌 (2000) 臺灣獼猴現況調查。行政院農業委員會委託研究報告。
- 林良恭、吳榮笙 (2010) 哺乳類。雪山地區高山生態系整合研究。雪霸國家公園委託研究報告。
- 林良恭、蔡政修、王詩婷 (2011) 柳杉人工林疏伐經營對生物多樣性、生態系結構與功能影響極復育過程之研究-人工林疏伐作業後鳥類與哺乳動物之棲地選擇 (III)。行政院國家科學委員會專題研究成果報告。
- 林金樹 (2018) 森林經營學理論釋義。五南圖書出版有限公司。
- 林美峰、蘇聲欣、俐雯、陳建文、鄭美如、王相華 (2017) 樹木葉片營養成分對臺灣山羌攝食選擇的影響。臺灣林業科學 32(3) : 237-249。
- 林華慶 (2017) 永續林業•生態臺灣。臺灣林業 43(2) : 11-19。
- 邱立文、黃群修、吳俊奇、謝小恬 (2015) 第4次全國森林資源調查成果概要。臺灣林業 41(4) : 3-13。
- 姚正得、林宏儒、張淑萍、姚牧君、許雅玫、曾建偉 (2019) 利用紅外線自動相機探討合歡山區哺乳動物活動模式。臺灣生物多樣性研究 21(2) : 69-82。
- 姜博仁 (2011) 玉山地區中大型哺乳動物與生物多樣性之長期監測計畫。玉山國家公園管理處委託研究報告。
- 姜博仁、裴家騏、潘怡如 (2007) 自動照相機研究在臺灣標準化之淺見。野生動物保育彙

- 報及通訊 11(2) : 2-12。
- 胡正恆、趙國容、宋國彰 (2018) 多年自動相機調查：比較南北臺灣二處低地森林的食蟹獐行爲。中華林學季刊 51(1) : 53-67。
- 范素璋、何東輯、林旭宏、沈明雅 (2016) 臺灣中部烏石坑地區森林下層植群與上層的關聯及其環境影響因子。臺灣生物多樣性研究 18(1) : 29-49。
- 徐佩霜、李培芬 (2001) 臺灣長鬃山羊。國立臺灣大學動物系。https://conservation.forest.gov.tw/
- 張可揚 (1999) 宜蘭福山試驗林臺灣獼猴 (*Macaca cyclopis*) 之覓食策略。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文。
- 張學文 (2014) 壽山國家自然公園山羌族群現況研究。內政部營建署壽山國家自然公園管理處委託研究報告。
- 陳一銘、何紋靈、翁瑞鴻、葛兆年 (2015) 棲蘭檜木林不同林地類型之野生動物群聚。臺灣林業科學 30(1) : 75-88。
- 陳月玲 (1990) 臺灣長鬃山羊 (*Capricornis crispus swinhoei*) 棲地及行爲之研究。國立臺灣師範大學生物研究所碩士論文。
- 陳主恩 (1999) 福山試驗林臺灣獼猴 (*Macaca cyclopis*) 對於植物種子傳播的影響。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文。
- 陳盈安、王偉、曾彥學、曾喜育 (2021) 大安溪事業區巒大杉人工林區塊伐對地被植物之影響。中華林學季刊 54(3) : 129-152。
- 陳盈安、曾彥學、陳相伶、曾喜育 (2023) 自動錄音機記錄巒大杉人工林區塊伐過程鳥類組成變化。林業研究季刊 45(1) : 51-70。
- 陳麗琴、林俊成、吳俊賢、黃進睦、陳溢宏 (2012) 臺灣地區木質材料需求量之現況分析。林業研究季刊 34(4) : 287-296。
- 黃美秀、簡熒芸 (2007) 玉山國家公園楠溪林道較大型哺乳動物之監測。臺灣林業科學 22(2) : 135-147。
- 詹文輝、余啓瑞 (2008) 九九峰自然保留區紅外線自動相機監測。臺灣林業 34(3) : 14-26。
- 詹文輝、秦思原 (2012) 九九峰自然保留區野生哺乳動物調查。臺灣林業 38(4) : 13-24。
- 裴家騏 (1997) 臺灣穗花杉自然保留區之鳥類及哺乳動物相，中華林學季刊 30(2) : 131-150。
- 裴家騏 (1998) 利用自動照相設備記錄野生動物活動模式之評估。臺灣林業科學 13(4) : 317-324。
- 裴家騏 (2004) 墾丁國家公園較大型哺乳動物的現況及保育，臺灣林業科學 19(3) : 199-214。
- 裴家騏 (2005) 雪霸國家公園雪見地區中大型哺乳動物和雉科鳥類之監測研究。內政部營建署雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 裴家騏、姜博仁 (2004) 大武山自然保留區和周邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物之現況與保育研究 (三)。行政院農業委員會林務局保育研究系列92-02號。
- 劉一新 (2014) 太麻里研究中心闊葉樹混植造林地內三種草食獸之族群監測。臺灣生物多樣性研究 16(4) : 323-337。
- 蔡佩樺、裴家騏 (2008) 雪見地區常見野生動物之活動模式及棲地分析。2008年自然資源

保育暨應用學術研討會-論文集。真理大學自然資源應用學系，66-85頁。

蔡佳淳 (2005) 丹大地區臺灣長鬃山羊 (*Nemorhaedus swinhoei*) 的活動以及原住民之利用方式。國立臺灣師範大學生命科

學研究所。

蘇秀慧、裴家騏、梁又仁 (2008) 雪霸國家公園陸域野生動物資源整合分析-雪見地區。雪霸國家公園管理處委託研究報告。