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)

Present Status and Conservation of Formosan Clouded Leopard and Other Medium-to-Large Mammals at Tawu Nature Reserve and Vicinities (3)

裴家騏

姜博仁

Jai-Chyi Kurtis Pei Po-Jen Chiang

協同研究人員:李靜峰、邱春火、林宗億、林傳輝、陳中信、陳貞志、張星雯



主辦機構:行政院農業委員會林務局

執行機構:國立屏東科技大學野生動物保育研究所

中華民國九十三年十二月

# 目 錄

致謝	
中文摘要	
英文摘要	!
壹、前言	1
貳、調查區域	1
參、調查方法與資料分析	2
肆、台灣雲豹	3
伍、自動照相機的工作成果及效率評估	4
陸、其他中大型哺乳動物之分布現況與海拔差異	4
柒、中大型陸域哺乳動物相及地區相對族群量比較	5
捌、活動模式	5
玖、繁殖生態:幼體紀錄、性別比例、鹿角生長週期與其他行為	6
拾、出現頻度(OI值)季節變化	7
拾壹、棲地選擇與生境區隔	7
拾貳、分布模式	8
拾參、其他陸域脊椎動物	8
拾肆、參考文獻	9
表	9
圖	11
附錄一、自動照相機的位置座標一覽表	14
附錄二、大武雙鬼區塊本研究紀錄到的鳥類名錄	15
附錄三、大武雙鬼區塊本研究紀錄到的兩棲爬蟲類名錄	15
附錄四、彩色附圖	15

# 表次

表一	`	微棲地選擇分析使用的棲地因子9	19
表二	`	以地理資訊系統進行分布模式分析所用的棲地因子 10	0
表三	`	台灣與國外自動照相機調查的研究中,雲豹拍攝結果比較 10	1
表四	`	訪查以及文獻的台灣雲豹紀錄10	)2
表五	`	大武山區與泰國的雲豹獵物 OI 值比較 10	)3
表六	`	自動照相機所拍到哺乳動物有效照片數比較10	)4
表七	`	大武山及雙鬼湖調查到之現生哺乳類名錄10	)5
表八	•	哺乳動物連拍相片與同群相片數百分比比較表10	16
表九	`	大武山與雙鬼湖不同海拔帶的中大型哺乳動物 OI 值 10	17
表十	`	大武山及雙鬼湖哺乳動物紀錄到的海拔分布範圍 10	18
表十	_	、大武山區與其他地區中大型哺乳動物群聚比較 10	19
表十	_	、微棲地選擇摘要表 11	2

# 圖次

圖一、雙鬼湖野生動物重要棲息環境內的調查路線圖	114
圖二、大武山自然保留區內的調查路線圖	115
圖三、雙鬼湖針對雲豹調查的特殊型及誘餌型自動照相機樣點位置圖	116
圖四、大武山針對雲豹調查的特殊型及誘餌型自動照相機樣點位置圖	117
圖五、雙鬼湖一般獸徑型自動照相機樣點架設位置圖	118
圖六、大武山一般獸徑型自動照相機樣點架設位置圖	119
圖七、雲豹適合棲地判別流程圖	120
圖八、台灣現今海拔 1,500m 以下和 2,000m 以下的雲豹適合棲地範圍	121
圖九、台灣現今曾使用自動照相機調查過以及建議有調查急迫性之區域	122
圖十、黃喉貂與松鼠科動物地面 OI 值散佈圖	123
圖十一、台灣獼猴日活動模式	124
圖十二、台灣獼猴日活動模式的四季變化	124
圖十三、山羌日活動模式	125
圖十四、山羌活動模式的四季比較	125
圖十五、山羌日活動模式的公母比較	126
圖十六、水鹿日活動模式	126
圖十七、水鹿乾季與溼季日活動模式比較	127
圖十八、水鹿日活動模式公母比較	127
圖十九、長鬃山羊日活動模式	128
圖二十、長鬃山羊日活動模式四季變化	128
圖二十一、台灣野豬日活動模式	129
圖二十二、黄喉貂日活動模式	129
圖二十三、黃喉貂日活動模式乾季與溼季比較	130

# 圖次(續)

圖二十四、黃鼠狼日活動模式	130
圖二十五、中高海拔黃鼠狼與小型嚙齒目活動模式比較	131
圖二十六、黃鼠狼日活動模式乾季與溼季比較	131
圖二十七、鼬貛日活動模式	132
圖二十八、鼬貛日活動模式乾季與溼季比較	132
圖二十九、食蟹獴日活動模式	133
圖三十 、食蟹獴日活動模式乾季與溼季比較	133
圖三十一、白鼻心日活動模式	134
圖三十二、白鼻心日活動模式乾季與溼季比較	134
圖三十三、穿山甲日活動模式	135
圖三十四、中大型哺乳動物幼體紀錄(繁殖時程)月份百分比	135
圖三十五、公山羌的鹿角生長週期	136
圖三十六、公水鹿鹿角生長週期	136
圖三十七、台灣獼猴不同海拔帶四季之出現頻度變化	137
圖三十八、山羌不同海拔帶四季之出現頻度變化	137
圖三十九、山羌不同海拔帶四季之出現頻度變化	138
圖四十 、水鹿不同海拔帶四季之出現頻度變化	138
圖四十一、長鬃山羊不同海拔帶四季之出現頻度變化	139
圖四十二、野豬不同海拔帶四季之出現頻度變化	139
圖四十三、黃喉貂不同海拔帶四季之出現頻度變化	140
圖四十四、黃鼠狼不同海拔帶四季之出現頻度變化	140
圖四十五、鼬貛不同海拔帶四季之出現頻度變化	141
圖四十六、食蟹獴不同海拔帶四季之出現頻度變化	141

# 圖次(續)

圖口	日十七	`	白鼻心不同海拔帶四季之出現頻度變化	142
圖口	日十八	`	山羌的分布模式預測圖	143
圖口	日十九	`	水鹿的分布模式預測圖	143
圖丑	五十	`	長鬃山羊的分布模式預測圖	144
圖丑	五十一	`	鼬貛的分布模式預測圖	144

## 致謝

這個致謝不知道會不會是政府機關報告裡最冗長的,也不知道寫在這裡會不會很奇怪,但是我想寫,也一定要寫,因為等到我的博士論文再寫致謝就變得很奇怪,最主要是因為搞不好博士論文擠不出來,那就糟糕了,況且英文的只有阿多仔在看,只有在這才能表達對在台灣所有朋友的由衷感激,請原諒我的冒昧。

吃果子拜樹頭,承蒙行政院農委會林務局(保育研究系列 90-6、91-20、92-02 號)和美國紐約布朗動物園野生動物保育基金會的經費支持,還有孫兄(孫元 勳)、好友劉建楠與曾智淵雪中送炭的慷慨解囊,以及鍾榮峰支援林政翰的短期 助理工資。特別感謝林務局保育課在調查過程中的所有支援,台東林管處支援調 查行政事務與人力經費,大武工作站支援行政和臨時工,大武工作站與知本工作 站支援公務車,對於研究人員在深山中的工作幫助極大,尤其是在上山頻繁且需 要人力協助背負調查裝備的情形下,若沒有他們的幫忙,本計劃幾乎難以執行, 尤其是大武工作站的大力支持,更是計畫持續進行的關鍵,王伯五不厭其煩的聯 絡與行政支援,還有小杜(杜春勝)的來回開車奔波接送,對於經常讓他苦等, 深為感激與抱歉,以及林惠國等所有巡山員的野外幫忙,大家經常稱呼我為姜老 師,讓我白賺了三年多的老師尊稱,真是不好意思,以後叫我名字就好了。

前方打戰,後勤最為重要,很慶幸我們有最強與最熱情的後援。屏科大野保所的陳秀萍、永遠讓人快樂的小美(楊梅惠)、小蘭(劉怡蘭)、王嘉惠、趙念容,以及所辦的吳惠娟和范惠媛,沒有他們辛苦的處理瑣碎的行政事務,我們不可能可以專心的進行野外調查工作。

提到後勤,對國家搜救中心、台東縣消防局、太麻里消防分隊、以及所有無法一一提及的救難隊員與原住民,感謝你們在我們遭受危難時的救助,沒有你們作為山林工作者最堅強的後盾,絕對無法無後顧之憂的在山林工作,僅此獻上最深沈的敬意與謝意,讓我覺得稅沒有白交,也覺得憲法保障人民有免於恐懼的自由不會是寫假的。最要一提的是尤其要感謝陳美汀,全台灣做過留守的大概都

比不上她的經驗豐富吧,卻每次都義無反顧的仍然願意當留守,真是難為她。

三年多來的野外工作,感謝很多人不辭辛勞的幫忙,感到安慰的是他們能 夠領略大武山區與雙鬼湖的美麗。第一代助理阿火(邱春火)、第二代助理阿志 (陳貞志)和第三代助理張星雯,能夠忍受龜毛的我這麼久真是不簡單,更厲害 的是排灣族原住民陳中信和林傳輝,從開始到結束將近三年的幫忙,你們的辛苦 以及義氣,我虧欠的實在太多;協助植群資料收集的五木(李靜峰),伸出友情 的雙手,從一開始,有形無形地支持我到最後,以及最後加入陣容的林宗憶,也 唯有你們這群基本班底這麼盡心盡力的協助,才有一次又一次的上山收集資料。 還有李國玄、林政翰、余建勳、吳政翰、朱惠菁、黃惟嶺,特有生物保育研究中 心劉建男、許善理及劉嘉顯的野外協助,尤其劉建男將近一年的持續幫忙,我們 不會忘記那個尤其特別大的「尤特」颱風之後,數葡萄乾的日子。經常被我放鴿 子的陳淑梅,以及林宗以、潘怡如、陳美汀、梁又仁、劉彥廷、吳幸如、楊正雄、 陳惠玲、黃永坤、吳禎祺、郭智筌、鐘笙嘉、顏敏如、連裕益、吳國丞、許永暉、 林明俊、排灣族陳初雄、J. Andrew Trent 和 Benjamin Beinecke 等的義務上山幫 忙,銘感五內,唯有你們的一臂之力才能讓研究得以持續與完成。也感謝陳美汀、 潘怡如、曾翌碩經常協助開車接送上下山,抱著冰啤酒與美食的你們是快到登山 口飢腸轆轆的我們第一眼最想看到的身影。對於所有上山幫忙的朋友,最衷心的 是希望不會一起上山之後,因為我的缺點而影響友情,我很珍惜你們大家,能夠 一起爬山是緣份,希望還有機會一起上山,雖然我知道機會不大。

特別感謝屏科大行政系統以及野生動物保育研究所與收容中心的所有協助,屏科大農園系滕民強老師協助自動照相機的製作,台北市立木柵動物園協助毛髮氣味站的測試並提供雲豹的尿液與排遺協助調查,賴玉菁教授與吳守從教授提供GIS資料,屏科大森林系慷慨提供地圖與其他資料並借用測量儀器,張簡玲琳提供圈養雲豹的資料,特有生物保育中心張仕緯指導哺乳動物腳印的辨識,屏東高工電子科林全福主任製作回播控制器,高雄市登山協會林古松先生提供登山紀錄,王穎教授、林良恭教授、呂光洋教授與吳聲海教授在報告審查時的寶貴意

見,以及王穎教授、吳海音教授、袁孝維教授、黃美秀教授與吳煜慧慷慨提供他們的研究報告及論文做為參考。還有所有未能一一提及,幫助我過的無名英雄,請原諒我未能道名的疏忽並請接受我的感謝。謝謝公共電視以及所有媒體的關心與報導,希望大家看到的是大武山自然保留區與雙鬼湖的美麗與珍貴,以及未來如何更美好的台灣—咱們的寶貝。

潘怡如、陳美汀、吳惠娟和楊梅惠辛苦的輸入與校正資料,鍾雨岑與楊晴翔協助翻拍棲地表格資料,尤其怡如辛苦的二校再三校1萬多張照片和兩三百點的棲地資料,沒有她們的細心與耐心,不會有這本報告。

裴家騏教授與指導教授 Dr. Michael Vaughan 與 Dr. Patrick Scanlon 的指導,讓我在學術上和人生上受益良多,尤其裴老師對我無私的包容、無限的自由以及絕對的支持,我的胃再不好,也要與你喝一杯。過世的恩師 Dr. Patrick Scanlon對台灣的關心視如自己的國家,有一天我也要踏上您摯愛的土地—愛爾蘭。

感謝父母、兄弟姐與所有家人對放蕩的我無私的包容與默默的支持,讓我 更領會親情的可貴。

對山神、排灣族與魯凱族,以及他們的祖靈充滿歉意與感謝,包容我們在 他們的聖地與祖居撒野,仍然給我們心靈最深的感動與宛如重生的洗禮。

風風雨雨,大概會是如果要我對三年多來的研究工作下一句總結的話,會用的一句,但也是最不想用的一句,苦的是所有協助研究工作的伙伴與朋友,因為出差不是碰到颱風,就是有豪雨特報,讓我經常忍不住想要咒罵老天,為什麼......

或許樹靈不滿我在他們身上架自動照相機吧

或許我打擾了山裡原住民祖靈的清靜所以要我也不清靜

也可能對我掛著保育研究的旗幟最後研究成果卻似乎對原住民與動物沒太 多幫助而要我多一點點對人的尊重

應該是山神在生氣吧,帶走了恩師 Patrick Scanlon 與阿秀(顏敏如),經常 想起他們時都會偷偷掉眼淚,對不起他們,對不起他們的家人與朋友,會寧願當 初沒有做這個研究,也不要悲劇發生。但是若問我如果可以再選擇一次會不會再做這個研究,我想答案是肯定的,因為做決定時永遠不會知道未來會發生什麼事情,想起羅斯福說過的一句話:「不怕死,方知生的價值」,但卻要小心再小心,這也是開始舉辦給野外工作者的野外安全教育訓練的原因。在此誠心地感激所有曾經幫忙的朋友,你們才是完成計畫最重要的推手,在此像麥克阿瑟的為子祈禱文一樣為你們祈禱,希望大家平安喜樂,以及在天堂的恩師與阿秀,都能得到山神的祝福與庇護。

最後是愛恨交織的魅影雲豹,不知道是要謝還是不要謝,除了對他呼風喚雨的能力五體投地欲哭無淚之外,也讓我像是背負雲豹存無的十字架,深怕有些政客只有選票與經濟,忽略了土地與永續的台灣,打著大武山找不到雲豹的旗幟,讓大武山跟台灣人說再見......

誠如摘要最後一段所述,大武山不因沒有雲豹而失去其價值,相反地,研究結果更彰顯大武山保留區的珍貴與唯一。想起有一次上山調查時在小鬼湖林道巧遇要去小鬼湖的魯凱族好茶史官邱金士,我們當然抓住機會打聽小道消息,深怕與雲豹就此擦身而過,再三的追問雲豹還有沒有,邱金士卻帶著微揚的嘴角,像是慈祥的祖父說著:「有,還有」,我們則像是圍著祖父膝前的孫兒女,拼命的問著「在哪裡?在哪裡?」,當我們摒息期待答案揭開雲豹神秘的面紗,望著祖父逐漸張開的雙唇,卻是吐出:「雲豹在我的心裡」......

或許雲豹是否還在台灣的山林已經不重要了,雲豹的象徵由祖先的傳承才是意義最重大的,雲豹如果不再山林,那個對自然的倫理、對山林的敬仰、與土地的和諧共生,是否仍在我們的心裏?還是像雲豹一樣消失了?祖父與孫兒女,不是只有遺產關係,還有沒有膝前的傳承?

熬了這麼久的報告終於出爐,在寫致謝時才發現,最難寫的其實是致謝,因為欠的太多,也因為感激與懷念不是再多的字、再厚的報告,所可以表達的...... 姜博仁,於美,想念台灣

# 摘 要

自90年1月開始到93年5月將近3年半的時間,以自動照相機和毛髮氣味 站在大武山自然保留區和雙鬼湖野生動物重要棲息環境內的中海拔湖沼區,針對 台灣雲豹及其他中大型哺乳動物進行調查,以瞭解台灣雲豹的族群現況,以及雲 豹獵物和其他共域中大型哺乳動物的基本生態、棲地選擇與分布。

近 400 個自動相機樣點,13,354 個自動相機工作天,共累積一萬六千張照片,加上持續架設補餌的 232 個毛髮氣味站,並沒有任何台灣雲豹的紀錄,推估大武山區即使還有雲豹的族群,其族群密度應該也僅為泰國的 1/2 到 1/4,甚或更低。使用 GIS 判定現今台灣雲豹的適合棲地,面積最大的區塊為南橫以南的關山大武山塊也頂多還維持 25 到 50 隻雲豹,其次的區塊為玉山丹大山區與中央山脈東側低海拔山區,但是因南橫公路以及中央山脈高山阻隔而形成破碎的棲地,導致棲地的面積縮小與破碎化,這些應該是近代造成雲豹數量銳減的重要原因。另一個原因,應是獵物(如山羌、長鬃山羊與台灣獼猴)的數量不足,本次調查區域內的雲豹獵物豐富度雖然與國外相當甚或超過,但是沒有人為干擾而有豐富獵物地區的面積卻不夠大,而適合雲豹生存的中低海拔環境在現有的保護區系統內所佔的比例很少。建議未來可以進行相關的評估,並在其他可能有雲豹的低海拔山區加強調查、保護與管理。

本次調查雖然沒有收集到雲豹仍然存在的證據,但自動照相機累積了相當多其他中大型哺乳動物的資料。比較不同海拔的出現頻度,許多物種都有海拔分布上的顯著差異。台灣獼猴、山羌、鼬獾、食蟹獴與白鼻心有隨海拔越高,出現頻度越低的趨勢,而黃喉貂與黃鼠狼則相反,但是黃喉貂在高海拔鐵杉林的出現頻度卻不高。水鹿、長鬃山羊與野豬則分布廣泛,不同海拔與植被類型因其他棲地因子變化而有不同的出現頻度。整體而言,中低海拔的物種豐富度與歧異度都最高,此也與其他地區的自動照相機資料大致符合。然而,有人為干擾的地區許多物種卻有比較低的出現頻度,尤其是雲豹的獵物,顯示植被的干擾改變以及未經

管理的人為活動有可能影響動物的豐富度。比較大武山區、丹大與玉山三個動物出現頻度較高的地區,發現大武山區中低海拔的山羌、長鬃山羊與中小型食肉目動物的豐富度與歧異度都比較高。豐富的雲豹獵物以及食肉目動物的完整性與豐富度,是大武山自然保留區中大型哺乳動物相最大的特色。

本調查總共紀錄 12 種中大型哺乳動物的活動模式,其中台灣獼猴、黃喉貂、食蟹獴為日行性,白鼻心與鼬雞為夜行性,四種偶蹄目為日夜皆活動但偏日行性,而以野豬與長鬃山羊的日行活動比例最高,黃鼠狼與穿山甲為日夜皆活動但偏夜行性,黑熊資料較少,應日夜皆活動。公山羌白天活動的比例顯著地高於母山羌,公母水鹿則在日夜活動的比例上沒有顯著差異,但在乾季時,山羌與水鹿的白天活動比例則都顯著比溼季來得高。保留區內偶蹄目動物以日行活動為主,但在丹大、玉山、墾丁等其他有人為干擾的地區卻是偏夜行性,推測人為干擾可能是偶蹄目動物增加夜行活動比例的原因之一。

在繁殖生態部份,中大型哺乳動物的繁殖時程比較集中在春夏雨季,此也與許多物種的出現頻度季節變化相符合。校正公山羌較高的移動比例之後,公山羌出現頻度仍然顯著高於母山羌,顯示公山羌的族群量應高於母山羌,此與丹大山區的母山羌維持較高的族群比例相反,這也有可能是丹大山區在狩獵壓力下仍能維持一定山羌數量的原因之一。公水鹿的出現頻度也一樣顯著地高於母水鹿,調查範圍內公水鹿的數量很有可能也比母水鹿高。在鹿角週期部份,山羌的茸角期主要集中在6到8月,水鹿則集中在3到5月,但是山羌與水鹿應該一年四季都有在長茸角的零星個體。

在微棲地選擇部份,植被類型與出現頻度的關係和海拔相關,比較特別的是除了長鬃山羊之外,杜鵑林的各物種出現頻度都相當低。同樣地,崎嶇陡峭的地形,則只有長鬃山羊與樹棲能力較強的物種適應比較良好。地被與森林底層對中小型食肉目動物的影響似多於森林結構,龐雜的地被環境可能提供更為豐富的食物資源而使得食肉目出現頻度變高,而森林結構主要對樹棲行為比例較高的黃喉貂與白鼻心影響較大。地被與森林底層對偶蹄目動物的影響主要為食草的來源,

中大型樹的樹面積密度則可能與落果量與提供休息處有關,台灣野豬棲地選擇不顯著,僅與石頭遮蔽度與有無斷崖有關,此也與野豬廣泛分布台灣各種環境的狀況相符合。台灣獼猴與黃喉貂偏好乾燥的坡面,但是長鬃山羊與黃鼠狼則相對偏好較為潮濕的坡面;山羌、長鬃山羊、黄鼠狼與白鼻心離溪流較遠的地方出現頻度較高,水鹿則偏好靠近溪流的環境。拍攝範圍的些微變動,則對遷徙行為明顯的大型哺乳動物如水鹿或是有樹棲行為的物種像台灣獼猴、黃喉貂與白鼻心的拍攝機率(OI值)有影響,因此未來在架設自動照相機的方法上,應該可以朝增加拍攝範圍的方式著手,如水平架設,或許可以提高拍攝到雲豹及黑熊的機會。

比較山羌、長鬃山羊與水鹿的分布模式預測,發現生境有略微區隔的現象。 山羌在低海拔平緩地區數量較多並偏好離溪谷較遠環境,但在高海拔地區數量相 當少,水鹿則比較沒有海拔的差異,只要是接近溪流的大片平緩谷地都可以有相 當高的數量,長鬃山羊則在陡峭的中低海拔溪谷數量很多。考慮食性、活動模式、 分布與棲地選擇的差異,中小型食肉目動物也一樣有生境上的區隔,中高海拔以 黃喉貂與黃鼠狼為主,活動模式有日夜的區隔,食蟹獴與白鼻心以中低海拔為 主,活動模式也完全相反,鼬貛的分布除了棲地選擇的不同之外,相對數量似乎 也會因應其他中小型食肉目動物的數量不同而有所變化。

中低海拔是物種最豐富的地區,大武山自然保留區以低海拔原始森林為主,雙鬼湖野生動物重要棲息環境則以中海拔為主,兩者相輔相成,總共保有了台灣最大面積的中低海拔原始森林,而中低海拔森林在台灣現有保護區系統裡是最脆弱的一環,卻是雲豹最適合的棲地。擬定中的國土保育法因應天然災害,計畫限制1,500m以上山區的開發,卻有可能因而增加物種最豐富的1,500m以下環境的開發,實有必要加以注意。

雖然沒有紀錄到台灣雲豹,結果顯示大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物棲息環境有比其他保護區還豐富完整的中大型哺乳動物,調查過程中並紀錄到117種鳥類,所有在台灣山區繁殖的52種保育類鳥類,大武山與雙鬼湖就有50種(帝維與八色鳥除外),也包括了所有在山區繁殖的保育類蛙類,在物種出現比例上,

大武山與雙鬼湖可以說保有極高的比例,在經營管理上,建議應該以一個單位看待,而非兩個保護區系統。大武山自然保留區,不會因為沒有發現雲豹而減低其價值,相反地,三年多來的成果,卻更顯示了大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境無可取代的價值:台灣面積最大和物種最龐雜豐富的中低海拔原始熱帶森林。

## **Abstract**

We used camera trapping and hair snares to survey the current status of Formosan clouded leopard and to study the distribution, ecology and habitat use of clouded leopard's prey and other sympatric mammals in Tawu Nature Reserve and Twin Ghost Lake Important Wildlife Area from January 2001 to May 2004.

Over 16,000 pictures were obtained through 13,354 camera trapping days by nearly 400 camera trap sites. Together with the use of 232 continuously rebaited hair snare stations, no clouded leopard is found. If a clouded leopard population still exists in Taiwan, the density is estimated to be approximately 1/4 to 1/2 of the clouded leopard population density in Thailand, or even less. Using GIS to identify the suitable clouded leopard habitat remaining in Taiwan, the largest block is Guanshan-Tawu mountains which there would be at most 25 to 50 clouded leopards surviving. The second smaller blocks are Yushan-Danda mountains and the lowland at the east side of Central Ranges. However, these blocks are separated by roads and high mountains of the Central Ranges. Fragmented small habitat is one of the major reasons for the decline of the clouded leopard population. Another reason is insufficient prey, such as Formosan Reeve's muntjacs, Formosan serow and Formosan macaques. Although there are comparatively equal or more abundant prey in undisturbed study area in Taiwan than in Thailand, the total area of such undisturbed habitat is far beyond enough to support a healthy clouded leopard population in Taiwan. Current protective areas consist of only a small fraction of these suitable habitats. We suggest that an assessment of current protective areas is necessary and recommend more surveys, protection and management effort in other possible and unprotected areas.

Camera trapping had accumulated many data on other medium-to-large

mammals even though no clouded leopard is found. Many of these have few ecological data available. Comparing occurrence indices between different altitude zones, many species have significant differences in altitudinal distribution. Formosan macaques, Formosan Reeve's muntjacs, Formosan ferret badgers, crab-eating mongooses and Formosan gem-faced palm civets have higher occurrence probabilities in lower altitude. In contrast, Formosan yellow-throated martens and Siberian weasels are more abundant in higher altitude. But yellow-throated martens are not so abundant in the highest altitude. Formosan sambar deer, Formosan serow and wild boars distribute widely and have different occurrence probabilities in various cover types and altitude zones due to many other different habitat factors. Overall, relative abundance and species richness is highest in lower altitudes. This agrees with other studies in Taiwan. However, many species are less abundant in areas with human disturbance, especially clouded leopard prey. Vegetation alteration and disturbance and uncontrolled human activities are likely to affect animal abundance. Comparing Tawu mountains to Danda mountains and Yushan National Park which also have abundant animals and undisturbed habitat, Tawu mountains have the highest species occurrence probabilities of muntjacs and serow and the most diverse and abundant small-to-medium carnivores. Abundant clouded leopard prey and diverse carnivores is the most valuable characteristics of Tawu Nature Reserve.

Activity patterns of 12 species are documented. Formosan macaques, yellow-throated martens and crab-eating mongooses are diurnal. Formosan gem-faced palm civets and Formosan ferret-badgers are nocturnal. Four artiodactyla species, Siberian weasels, Chinese pangolins and Formosan black bears are active both day and night. The 4 artiodactyla species have more diurnal activities, while Siberian weasels and Chinese pangolins are more active at night. Male muntjacs are significantly more active at daytime than female muntjacs. But there is no such

difference between male and female sambar deer. In dry season, both muntjacs and sambar deer have significantly more diurnal activities than in wet season. Four artiodactyla species are mainly diurnal in Tawu mountain and Twin-Ghost-Lake areas. However, they are more nocturnal in other areas with human disturbance. Human disturbance is possibly one of the reasons that increase their nocturnal activities.

Spring and summer are the major breeding seasons. This agrees with the trend of seasonal changes of occurrence indices. After adjusting for the higher activity level of male muntjacs, significantly higher occurrence index of male muntjacs than female muntjacs suggesting that the population size of male muntjacs is higher. This is opposite to the hunted muntjac population in Danda. Higher population size of female muntjacs is possibly why the muntjac population in Danda could sustain under hunting pressures. Male sambar deer also has significant higher occurrence index which suggests that male sambar deer is also more than female sambar deer. Velvet period of muntjacs concentrates in June, July and August. Sambar deer grow velvets mainly from March to May. Muntjacs and sambar deer both have individuals with growing velvets throughout the whole year.

With regards to microhabitat selection, the relationship between occurrence indices and vegetation types is correlated with altitude. Rhododendron forest has very low animal abundance except Formosn serow. Similarly, only Formosan serow and more arboreal species adapt well to rugged and steep terrain. Forest understory seems to affect small carnivores more than forest tree structures. Diverse understory may provide good habitats for food resources, i.e. rodents and insects, of carnivores and therefore increase their occurrence probabilities. And forest tree structure is more correlated to arboreal species like yellow-throated martens and gem-faced palm civets. Forest understory acts as an factor in providing food for herbivores. Medium-to-large trees are favorably selected by herbivores possibly because of mast production and

resting sites. Wild boars do not have significant microhabitat selection except occurrence is correlated to rock cover and nearby cliff existence. This agrees with the fact that wild boar is widely distributed all over Taiwan in different habitat types. Formosan macaques and yellow-throated martens prefer drier slopes. In contrast, serow and Siberian weasels occur more in wetter slopes. Reeve's muntjacs, serow, Siberian weasels and gem-faced palm civets are more abundant farther away from rivers. But sambar deer prefer areas closer to rivers. Slight change of photo area of camera traps will affect photographic rate of large mammals whose movement functions as migration but not feeding. Photo area also increases the photographic rates of arboreal species like macaques, yellow-throated martens and gem-faced palm civets. Thereby, different camera trap setup methods with larger photo area could be tested in Taiwan's forest to increase the chance of photographing clouded leopards and black bears.

Predicted distributions of muntjacs, serow, and sambar deer show niche segregation of these 3 species. Muntjacs are more abundant in flat lowland and far from river, but muntjacs are much less in higher altitude. Sambar deer do not have altitudinal differences and are abundant in gentle valleys close to rivers. In contrast, Formosan serow prefer rugged river valley in low-to-mid altitude. Niche segregation could also be observed in small carnivores based on food habitats, activity patterns, distribution and habitat selection. Yellow-throated martens and Siberian weasels are more abundant in higher altitudes. Yellow-throated marten is diurnal and Siberian weasel is mainly nocturnal. Distributed differently from the martens and weasels, crab-eating mongooses and gem-faced palm civets prefer lower altitudes and also have contrasting activity patterns. In addition to different habitat selection of ferret-badgers, it seems that the relative abundance of ferret-badgers changes corresponding to different abundance of other small carnivores.

Low-to-mid altitude has the most abundant and diverse species. Tawu Nature Reserve protects lower altitude, while Twin-Ghost-Lake Important Wildlife Area mainly protects mid-altitude forest. They complement each other and in total protect the largest low-to-mid altitude pristine forest remaining in Taiwan. Low-to-mid altitude pristine forest is the major habitat of clouded leopard but is the weakest part in current reserve systems. The proposing Public Land Conservation Law restricts development in altitude above 1,500m to avoid land slides and soil erosion due to typhoons and heavy rains. However, it may thereby increase development in lowland forests, which have the most abundant and diverse animals. We urge that development in lowland should be strictly monitored, environmentally assessed and planned.

Although no clouded leopard is found, the result shows that Tawu Nature Reserve and Twin-Ghost-Lake Important Wildlife Area has more abundant and complete medium-to-large mammal fauna than other protected areas in Taiwan. 117 bird species were documented during this survey. Of all 52 law-protected bird species breeding in mountainous forests, 50 species occur in Tawu mountain and Twin-Ghost-Lake area (except Mikado pheasant and blue-winged pitta). All law-protected amphibian species also exist within range. For species occurrence ratio, Tawu mountain and Twin-Ghost-Lake area is very high. They should be managed under a single one unit rather than two separate protective systems. Tawu Nature Reserve does not lose its value even though clouded leopard is not found. In contrast, result from three and a half years further demonstrates their unreplaceable values: the largest pristine tropical forest which has the most abundant and diverse species in Taiwan

# 壹、前言

台灣雲豹 (Neofelis nebulosa brachyurus) 是台灣最大型的貓科以及純食肉動物,它的生存仰賴完整而大片的原始森林,因此可以說是台灣生態保育上的指標與雨傘物種。然而台灣雲豹近幾年一直沒有確定的發現記錄 (裴家騏和姜博仁2002),對於雲豹現今在台灣的分布與族群現況是未知而有爭議的,如此缺乏對雲豹在台灣的生態習性與需求的瞭解,並無法有效地保育或甚至復育雲豹。

台灣的 18 種中大型哺乳動物(以靈長目、4 種偶蹄目、11 種食肉目、鱗甲目以及兔形目而言)當中,就有 13 種是瀕臨絕種或珍貴稀有的保育類動物,包括瀕臨絕種的台灣雲豹、台灣黑熊(Ursus thibetanus formosanus)和水獺(Lutra lutra chinensis),珍貴稀有保育類的台灣獼猴(Macaca cyclopis)、水鹿(Cervus unicolor swinhoei)、山羌(Muntiacus reevesi micrurus)、長鬃山羊(Naemorhedus swinhoei)、石虎(Prionailurus bengalensis chinensis)、黃喉貂(Martes flavigula chrysospila)、食蟹獴(Herpestes urva formosanus)、白鼻心(Paguma larvata taivana)、麝香貓(Viverricula indica taivana)和穿山甲(Manis pentadactyla),其中有許多種類更是台灣雲豹的主要獵物(裴家騏和姜博仁 2002),而獵物的分布及豐富度對大型貓科動物的生存與保育是非常重要卻經常被忽略的重要因素(Karanth and Stith 1999)。然而,對於這些保育類的中大型哺乳動物或是雲豹的獵物的生態需求、分布與相對豐富度的科學性量化資訊,卻是缺乏或是不足,並不利於有效的經營管理這些中大型哺乳動物與保育台灣雲豹。

大武山自然保留區是台灣雲豹最有可能仍然存在的地區之一(Rabinowitz 1988),動植物生態資源豐富(王鑫等 1987、1988、1999,王穎等 1994),海拔從 150m 到 3,092m,包含許多不同的植被類型。因此,本計劃的目標便是在調查大武山自然保留區與周邊地區(含雙鬼湖野生動物重要棲息環境中海拔湖泊區)台灣雲豹的族群現況,並利用自動照相機能夠同時紀錄其他中大型哺乳動物以及提供標準化的相對豐富度資訊的特性(裴家騏 1998,裴家騏等 1997,裴家騏和

孫元勳 1999,裴家騏和姜博仁 2002),以研究在不同棲地類型的各種中大型哺乳動物的棲地利用、分布模式及活動模式。

本年度為三年計畫的最後一個年度,本報告將整合三年多來的資料,做整合 性的整理與分析。

## 貳、調查區域

本計畫主要的調查區域為大武山自然保留區和相鄰的雙鬼湖野生動物重要 棲息環境的中海拔湖泊區,此區域保有台灣最大面積的中低海拔原始森林,在棲 地保育上有其重要性與珍貴性(裴家騏和姜博仁 2003)。

整個調查期間,主要涵蓋的調查區域包括雙鬼湖野生動物重要棲息環境的萬山神池與大鬼湖附近的中海拔湖沼區,以及大武山自然保留區五個集水區中的四個流域:大南溪、知本溪、太麻里溪以及金崙溪,而以太麻里溪與知本溪為最主要的調查區域。

#### 一、雙鬼湖野生動物重要棲息環境部份:

雙鬼湖野生動物重要棲息環境的中海拔湖沼區,海拔主要為 1,900m~ 2,500m,因為大武山自然保留區的中高海拔面積較小,選定雙鬼湖的主要原因是增加中海拔環境樣點的調查。調查路線(圖一)包括:

#### 1. 雙鬼湖野生動物重要棲息環境的萬山神池:

曾有獵人表示在舊萬山附近捕獲過雲豹(陳美汀私人通訊),因此在 2001 年 3 月於計劃正式開始前,研究人員曾由出雲山林道進入萬山神池,再經萬 頭蘭山下舊萬山,出萬山村進行初步勘查。但因此路線所需天數過長,加上 萬頭蘭山到萬山村之間的低海拔地區人為干擾較多,故決定由出雲山林道末 端,沿登山步道至萬山神池,以萬山神池為中心,向台東鹿野溪流域及屏東 濁口溪上游支流神池溪流域進行調查。主要的調查範圍涵蓋台東延平事業區 第三十二及三十三林班、屏東荖濃溪事業區第十一及十二林班。調查時程包 含先驅調查與第一年度全年。

#### 2. 雙鬼湖野生動物重要棲息環境的大鬼湖附近地區:

由多納林道末端 25K 起登,經歡喜山到大鬼湖,再到北側的藍湖。因大 鬼湖步道沿線人為干擾較多,調查重心集中在大鬼湖北側到藍湖之間的區域 以及大鬼湖東側鹿野溪上游接近大鬼湖地區。主要的範圍涵蓋台東延平事業 區第三十七林班、屏東荖濃溪事業區第七、八及九林班。調查時程為第一年 度全年與第二年度上半年。

### 3. 雙鬼湖野生動物重要棲息環境的鬼神縱走:

原計劃將大鬼湖及萬山神池的調查區域連成一線,於第一年度 2001 年 6 月底 7 月初,自大鬼湖沿稜縱走到萬山神池,但中間路段多是沿稜縱走,行 走所需天數長,因此將自動照相機樣點集中在大鬼湖以及萬山神池附近,分 開進行調查。

#### 二、大武山自然保留區部份:

太麻里溪為大武山自然保留區內面積最大的流域,也是海拔涵蓋範圍最廣最完整的地區,海拔從 200m 一直到保留區內最高峰的北大武山 3,092m,知本溪與太麻里溪相鄰,為大武山自然保留區內流域範圍面積僅次於太麻里溪的溪流。兩流域的核心區(中上游)人為干擾較少,為本調查最主要的調查樣區,並能完整的涵蓋中大型哺乳動物在不同海拔的棲地利用與分布狀況。大南溪與金崙溪的樣區人為干擾壓力比較大,主要是作為瞭解地區性的動物分布差異,並調查雲豹在不同流域的現況,也初步評估人為干擾對動物相對豐富度的影響。

調查路線(圖二)包括:

#### 1. 太麻里溪流域:

#### a. 杷宇森山稜線:

自包盛社溪床沿杷宇森山(1,579m)稜線,爬升到北大武山主稜,海拔範圍自400m起,上升到2,930m。自動照相機架設乃根據海拔範圍,分層取樣,架設在稜線上及兩側不同坡向山坡。主要的範圍涵蓋大武事業區第七及八林班。調查時程從先驅調查開始,一直持續到第三年

度結束。

### b. 太麻里溪主流河谷沿線:

自包盛社沿溪床上溯到海拔 900 公尺左右的溪段,自動照相機主要沿溪床森林及雨岸山坡及河階地架設,海拔範圍從 400m 到 1,000m。主要的範圍涵蓋大武事業區第五、六、七及十林班。調查時程從先驅調查開始,一直持續到第三年度結束。

#### c. 密老老山沿線:

自比魯溫泉上游往比魯舊社,轉往北沿稜至密老老山(1,011m)附近,再西下太麻里溪河床海拔550m處。主要的範圍涵蓋大武事業區第十林班。調查時程包含第二與第三年度。

#### d. 北大武山(3,092m)東稜:

自屏東泰武北大武山登山口起登,經檜谷山莊上北大武山頂,往東沿稜直下到海拔 550m 之太麻里溪床,視調查情況,有時採用逆走。主要的範圍涵蓋大武事業區第六及第七林班。調查時程包含第一年度的勘查,而主要在第三年度。

## e. 茶埔岩山 (2,360m) 東南側:

自太麻里溪海拔 900 公尺的溪段起,沿茶埔岩山往東南延伸的稜線,上升到茶埔岩山附近,海拔範圍自 900m 到 2,100m,自動照相機架設與杷宇森調查樣線相同,沿海拔範圍分層取樣,在稜線上與兩側不同

坡向山坡放置自動照相機。此調查樣線在海拔 1850m 左右接上太麻里溪 與知本溪的分水嶺,並與知本溪的主要調查路線接在一起。主要的範圍 涵蓋大武事業區第四及五林班。調查時程主要在第二年度與第三年度。

## 2. 知本溪流域:

#### a. 知本溪中上游:

自屏東霧台鄉小鬼湖林道 17K 松山登山口,沿獵徑翻過松山西鞍,順知本溪上游而下,然後以知本溪中游海拔 1,040m 左右為中心,做放射狀調查,北至松山西鞍,東至知本溪大瀑布上游(海拔 900m),南到斗里斗里山稜線,西到茶埔岩山東側,海拔範圍自 900m 到 2,000m,而與太麻里溪的茶埔岩山東南側的調查路線連在一起,此調查路線與部分舊好茶越嶺路段重疊。主要的範圍涵蓋台東事業區第四十六、四十七、四十八及四十九林班。調查時程從第一年度開始,一直持續到第三年度結束。

### b. 茶埔岩山東南稜線起到霧頭山 (2,736m):

延續茶埔岩山東南側的調查路線,繼續上升到茶埔岩山頂 (2,360m),沿中央山脈主稜往北到霧頭山頂,再沿霧頭山登山步道而下,由小鬼湖林道下山,視調查路線規劃,有時採用逆走。主要的範圍涵蓋台東事業區第四十六、四十七、四十八林班及大武事業區第五林班。調查時程主要在第三年度。

### 3. 金崙溪流域:

### a. 金崙溪下游:

自台東歷坵村進入到金崙溪主匯流口附近,分別往不同的支流上溯,在兩側山坡架設自動照相機,目標在涵蓋海拔範圍 150m 到 400m 的環境(圖二)。主要的範圍涵蓋大武事業區第十四、十七、十八、十九及二十林班。調查時程主要在第二與第三年度。

#### b. 金崙溪上游:

自屏東來義林道 12K 海拔 900m 處起登,沿獵徑上升到中央山脈主 稜衣丁山(2,068m) 南側海拔 2,000m 處越嶺翻閱中央山脈進入大武山自然保留區,再沿獵徑逐漸下降到金崙溪上游海拔 730m 處,並向方屯山(2,007m)西南稜線調查到海拔 1,100m 處,另外並向那保山(1,990m)調查,再沿那保山東稜下降到金崙溪下游海拔 150m 之主匯流口處,另有調查支線自衣丁山東側下到金崙溪南支流上游 1,500m 處,為崑崙坳古道之部分路段。主要的範圍涵蓋大武事業區第十三、十四、十五、十六、十七、十八、十九和二十林班。調查時程主要包含在先驅調查、第二年度後半年以及第三年度。

#### 4. 大南溪流域:

大南溪為第三年度新增加的調查樣區,主要由台東知本林道進入,翻越鞍部 後進入大南溪集水區,沿林道漸下降至大南溪邊(土場),調查範圍主要包括台 東事業區第18、26和27林班。調查時程主要在第三年度。 三年多(包括自行先驅調查)的計畫執行,先驅調查主要先勘查金崙溪上游以及大武山自然保留區的太麻里溪流域,主要是因為這些地區為排灣族的主要活動領域,而排灣族是台灣擁有最多雲豹皮衣的原住民族。第一年度主要的調查範圍以雙鬼湖野生動物重要棲息環境的中海拔湖沼區(魯凱族的活動領域)以及大武山自然保留區的知本溪流域和太麻里溪流域為主,知本溪流域的調查區為魯凱族知本越嶺古道在知本溪中上游的部分,而知本溪越嶺古道則是魯凱族雲豹帶領族人遷移傳說的路線,太麻里溪流域則包含杷宇森稜線和動物豐富的太麻里溪河谷,杷宇森稜線海拔範圍從 400m 到 2,930m,可以涵蓋不同海拔範圍的棲地類型,太麻里溪河谷則是在訪查過程中,東排灣族所述獵獲數隻雲豹的獵區。

第二年度的調查工作主要是結束雙鬼湖區的棲地測量工作,並開始增加知本 溪流域與太麻里溪流域不同海拔的調查。除了持續原本的杷宇森稜線以及知本溪 中上游河谷之外,開始往茶埔岩山擴展以及調查探勘北大武山東稜(由山頂 3,092m下到太麻里溪邊的550m),並在年度末期開始探勘金崙溪下游。

第三年度主要是完成所有樣點的棲地測量工作並在部份既有路線持續架設自動照相機,而另外增加的調查路線包括茶埔岩山東南稜線區域往霧頭山、北大武山東稜、大南溪中游以及金崙溪上游與下游,並針對杷宇森稜線的高海拔(2,300m以上)樣點加強不同棲地的取樣。

三年的調查路線,總計涵蓋大武事業區 14 個林班、台東事業區 7 個林班、 延平事業區 3 個林班和荖濃溪事業區 5 個林班。

# **零、調查方法與資料分析**

#### 一、調查方法

沿續前兩年度,主要採用廣泛調查用的自動照相設備與直接觀察(裴家騏和 姜博仁 2002、2003),遇到原住民則輔以訪問。

針對雲豹調查部分,因毛髮氣味站效果不佳(裴家騏和姜博仁 2003),本年度已不再使用針對貓科動物的毛髮氣味站調查,改以同樣的吸引物來配合自動照相機,或是配合不同誘餌的自動照相機,在各式棲地以及以前未曾使用配合誘餌的自動照相機的地區進行調查。

其他中大型哺乳動物則主要以一般獸徑(裴家騏和姜博仁 2002),以分析其活動模式、微棲地選擇與分布模式。為了瞭解動物在不同棲地類型的出現頻度,樣點的選擇以海拔為分層取樣,並在各海拔範圍內以主觀選點的方式,盡量在不同坡度坡向的棲地類型設置自動照相機樣點,即使該樣點並沒有太多哺乳動物活動的跡象,仍然加以取樣,而為了盡量涵蓋更多的棲地類型,每個樣點在超過500個工作小時之後,便撤除變換到不同棲地類型與地區。直接觀察主要用以輔助了解中大型哺乳動物的地區性分布差異。

三個年度的調查,第一、二年度主要是使用毛髮氣味站、搭配誘餌或是特殊形式的自動照相機調查雲豹(裝家騏和姜博仁 2003),以及一般性調查的自動照相機,並完成雙鬼湖樣點的棲地測量工作。第二、三年度的主要工作則是使用搭配誘餌的自動照相機來調查,並加強在不同棲地類型的自動照相機調查,並完成所有樣點的棲地測量工作。

#### 二、資料分析

#### 1. 活動模式

本研究假設動物在某一時段越活躍,則在該時段被拍攝到的機率越高,因此 每個時段某種動物的有效照片張數可以當作該動物在該時段的活動頻度指標,累 積全天 24 個小時,每個時段的有效照片張數,則可以說明某種動物的活動模式。 每一時段活動量的計算方式沿用第一年度(裴家騏和姜博仁 2002)以如下公式 計算來表示:

某時段活動量=(一物種在某時段有效照片總數/該物種全部有效照片數)\*100% 而每一時段的自動相機工作時已經校正為一樣,也就是說,每卷底片的第一個不 完整工作天內所拍攝到的相片並不列入活動模式中的有效相片數,採用方法為以 每卷底片的最後一張照片的時間為基準,往回推算 24 小時的倍數,將每卷底片 第一天不足 24 小時部分所拍到的照片略去不計入活動模式的張數,删除第 1 天 的原因主要是減少第一天架設工作的人為干擾對動物活動時間的可能影響所造 成的偏差。如此處理之後,每個時段的工作小時數會是一樣的,差異性可以每時 段的相片張數用卡方檢定(Chi-square test)來測試差異的顯著性。除此之外,當 動物成群活動時,時段的出現並非獨立不相關事件,因此活動模式的計算,除了 扣除 1 小時內連拍的重複個體之外,並扣除同群的不同個體,以群為計算單位。 而在活動量的百分比部分,若以 100%的活動量平均分配到 24 小時,則為 4.17%, 高於此值則表示活動量比平均期望值高,反之則比較不活動,而日行或夜行動物 將依照活動時間加以調整期望比較值(12 小時則平均為每小時 8.34%)。

隨季節變動,日出日落時間有所不同,動物於白天或是夜晚開始頻繁活動的時間,也可能隨日出日落時間變動而改變。雖然彙整所有相片資料,以固定的24時段去區分,可以描述動物活動模式的趨勢,但是若要進一步考慮季節性活動模式的差異,或描述活動時間與日出日落的關連,有必要因日出日落時間而調整。然而,在日出前以及日落後的一段時間內,即使太陽在地平線以下,仍然有透過大氣層反射的光線,足以進行一定的戶外活動,以日出日落的時間去做日夜的區隔並不恰當。在天文上有所謂的曙光(twilight)時間,因應太陽在地平線以下的角度,而進一步區分為民用曙光(civil twilight)、航海曙光(nautical twilight)以及天文曙光(astronomical twilight)。民用曙光時間內,物體仍可辨識,一定的戶外活動仍可進行;航海曙光時間內,物體外形模糊可辨,但是不適

合進行戶外活動;天文曙光時間內,天空很暗幾乎不可辨(美國海軍天文氣象台天文應用部門,Astronomical Applications Department ,U.S. Naval Observatory)。然而以上定義是在空曠而氣候條件良好的情形下,考慮山區稜線谷地以及森林樹冠層的遮蔽效應,森林底層會更為陰暗,對照到實際在山區空曠溪谷天亮與天黑的經驗,在民用曙光時間左右時通常已經接近相當黑暗,森林裏則更為黑暗,因此在日夜的區隔上,吾人採用民用曙光時間作為日夜的區隔,而每日民用曙光時間的計算,使用美國海軍觀測處天文應用部門的網站

(http://aa.usno.navy.mil/data/docs/RS\_OneYear.html#notes) 去計算 2001~2004 年的民用曙光時間表,座標位置使用東經 120° 47',北緯 22° 37',也就是大武山自然保留區的中心區域(即主要調查區太麻里溪),往北到調查範圍北界的萬山神池,往西到北大武山頂,往南到金崙溪流域,因為位置經緯度的不同導致的民用曙光時間的差異都在 1 分鐘以內。

以民用曙光時間區分日夜的長短,在大約2月5日到11月4日之間,白晝時間比黑夜時間長,最大差異在六月下旬前後(也就是夏至前後),約是862分鐘比578分鐘,其餘白晝比黑夜短的日期,最大差異約在冬至12月下旬前後,大約694分鐘比746分鐘,但是日夜等長之日並非在春分或是秋分前後。為了與一般24小時時段比較的方便性,以民用曙光時間所區分的白天與夜晚,都加以平均區分為12個時段,總共24個「曙光時段」,每個曙光時段的絕對時間長度會因季節的不同而略微不同。活動模式的計算則是統計在這24個曙光時段的有效照片數,並以圖形表示,並將民用曙光起使時間對應到早上6點時,結束對應到下午6時,以方便與一般時段推導的活動模式比較。

為避免誘餌型自動照相機可能對活動模式的影響,將只使用沒有配合誘餌的 獸徑型自動照相機所拍的照片做統計。資料較少的物種只以描述性說明,而資料 量較多的物種,將嘗試比較不同季節的差異,四季的區分則以12、1、2月為冬 天,以民用曙光時間區分的日夜來看,也就是黑夜比白晝長的月份,其他三季則 依序以三個月做區分。有效照片數不足以區分四季的物種,則以乾溼季區分,根 據鄰近中央氣象局大武氣象站在調查期間的雨量資料

(http://www.cwb.gov.tw/V4/index.htm),以10~4月為乾季(平均月雨量 50mm),5~9月為主要的梅雨季節與颱風季節則為溼季(平均月雨量 332mm),乾溼季分別有7個月與5個月,而活動模式的活動量百分比計算不受季節長短不同之影響。可以辨識性別的物種如山羌以及水鹿,將比較不同性別的活動模式差異,而性別差異與日夜活動的差異則以卡方檢定之(Chi-square test)。在計算白天活動比例時,係直接將白天拍到張數除以總張數,白天活動的比例將取決於日夜取樣時間的不同以及行為差異的影響,若是該動物是隨機活動的行為模式,白天活動比例將與白天時間比例相當,為方便凸顯行為選擇的因素,另外計算白天活動行為指數,定義如下:

白天活動行為指數  $(DI) = \frac{$ 白天拍到張數 $\times$ 夜晚平均時間長度 夜晚拍到張數 $\times$ 白天平均時間長度

⇒ <u>白天拍到張數</u> : <u>夜晚拍到張數</u> 白天平均時間長度 : 夜晚平均時間長度

該指數可以解釋為在修正取樣時間不等之後,白天拍到的機率是夜晚拍到機率的倍數,就是行為上偏向白天活動的趨勢,1表示日夜的活動沒有選擇,大於1則為偏向白天活動,小於1則偏向夜晚活動。使用曙光時間區隔的日夜,因日夜不等長,因此依全年度或是季節的日夜長短不同而調整期望值來進行卡方適合度檢定(chi-square goodness of fit test)。DI主要用在日夜皆活動的物種,純日行和純夜行的動物則不採用。

因資料量並不足以進一步依年份再加以分隔,三年半的資料將合併一起分 析。

#### 2. 動物出現頻度(OI值)季節變化

將所有自動照相機底片依季節區分,計算每個季節的總工作時數,而四季的 定義採用與活動模式一樣的區分法,以12、1、2月為冬季,統計每個季節每個 物種的拍到總有效照片張數,除以該季節的總工作時數,再乘以1000小時,即 得該季節該物種的出現頻度。因多數物種的 OI 值有海拔上的差異,並且不同季節在不同海拔帶的總工作時數並不相同,沒有區分海拔帶的 OI 值季節比較將會受到海拔的影響,因此進一步因四個海拔帶區分,據此比較不同海拔帶每個季節動物出現頻度的差異,納入計算月份工作時為只有一般獸徑型且沒有狩獵壓力的樣點,並且不論是否有拍到該動物皆包括在月份總工作時的計算。

#### 3. 棲地利用與分布模式

動物出現頻度(Occurrence index)的計算,沿用裴家騏和姜博仁(2002, 2003),以如下公式計算:

OI=(一物種在該樣點的有效照片數/該樣點的總工作時數)\*1000小時 然而因結果顯示台灣野豬拍到成群的比例與台灣獼猴相當(表八),因此將台灣 野豬與台灣獼猴的有效照片數皆以群為單位,其他動物則以單隻為單位。

Carbone et al. (2001)透過電腦模擬認為以自動照相機推導的出現頻度指數可以作為族群密度的指標。若以棲地選擇的角度來看,對該樣點棲地的喜好應也和 OI 值相關,即某一物種 OI 值越高的樣點,表示該物種利用此棲地的頻度越高,也就顯示了對該棲地的偏好。因此,只要獲得各動物在各樣點的出現頻度,以及各樣點的棲地資料,就能以多變量的統計方法,就動物對棲地的喜好與利用情形加以分析。

在棲地分析的尺度上,我們主要採用微觀(micro-scale)與中巨觀(meso-scale) 兩種尺度。微觀角度主要是針對現地的植群因子與地形型態,對每一個自動照相機樣點的 0.1ha 範圍內(半徑約 17.84 公尺)進行微棲地的測量工作,測量的項目包括海拔、坡度、坡向、樹冠遮蔽度、地面草本灌叢與石頭的遮蔽度,地表崎嶇度,平均樹冠高、樹的密度(以 point-center-quadrant 的無邊界方式加以取樣)、平均胸徑、樹高、視覺掩蔽度、植群型等等。各個用以分析微棲地利用的因子及其計算方式如表一。

中巨觀角度主要藉由地理資訊系統(GIS)的幫助,以數位高程模型計算及

粹取出各式因子,使用迴歸統計建立動物出現機率的預測模式,好處是能對未現 地調查的地區預測野生動物的出現機率。因此,透過自動照相機的研究能夠分析 在較為巨觀角度下,不同棲地環境因子對動物分布的影響,並進一步做廣範圍的 大面積預測動物在不同地點的出現機率或相對豐富度(賴玉菁等2002, Clark et al. 1993, Apps et al. 2004)。本研究主要採用的是台灣40mX40m的 DTM 圖層,因 此在棲地因子的尺度上,比現地的微棲地因子還更巨觀。推導出的各式因子,主 要可以分為兩類:一為與溫度/溼度/植被類型有關,另一為與地表形式/崎嶇度相 關。與溫濕度及植被類型有關的因子包括海拔、坡面位置、與溪流最近距離、水 分梯度(由坡向轉換)、日輻射潛能與綜合地形濕度指數;與地表形式與崎嶇度 相關的因子包括坡度、周遭八個方格坡度與海拔之標準差及範圍、地表崎嶇度指 數(Riley et al. 1999)與地表形式指數(McNab 1993),各個用以分析分布模式 的因子及計算方式如表二。

在分析前,以百分比表示的因子先取平方根再以 arcsine 轉換,類別因子則以 dummy variable 表示,所有棲地因子則以主成分分析(PCA)或是因子分析(Factor analysis)加以預先過濾或合併相關性高的因子以減少棲地因子的數量,再放入迴歸分析。在應變數(有效相片數)部份,因季節可能有差異,對每個有取樣到不同季節的樣點,加以依四季區分,因此四季也是自變數的因子之一,以三個 dummy variables 來表示(冬季皆為 0),每個樣點,需在該季節取樣時間超過 300 小時才納入分析。為考慮拍照範圍可能影響拍到動物的機率,將相機距離拍照範圍中心點的距離加以平方,來代表拍照範圍的面積,一併放入棲地因子中進行迴歸分析。

因為 OI 值係以照片數為基準,為計數資料(count data),其值必為正值, 其分布應接近 Poisson 分布(平均值與變異數相等)或是 Negative Binomial 分布 (平均值與變異數不相等),因此以常態分布為基準的複迴歸並不適合,我們採 用 Poisson Regression 或是 Negative Binomial Regression 來進行迴歸分析(Long 1997),Negative Binomial Regression 主要是考量變異數過大(overdispersion)的 情形,然而,自動照相機的樣點有許多是沒有拍過該種動物的,也就是該物種拍到的有效照片數為 0,在這種狀況比較多的情形下,主要採用 Zero-Inflated Poisson Regression(ZIP)和 Zero-Inflated Negative Binomial Regression(ZINB)來分析(Long 1997)。各動物的有效照片數應變數,該樣點的工作時則在取對數後(Poisson 迴歸系列係以對數為連結函數的擴展性線性模式[generalized linear model])與各棲地因子一起作為自變數,工作時取對數後當作自變數與在複迴歸中以 OI 值為應變數是相對等的,為 Poisson Regression 各變化型中對取樣時間不等(即 Rate)的處理方式。在有顯著性的因子的解釋上,主要依據該因子的一個標準差值的變化(類別因子則以 0 與 1 的變化來比較)所造成預測 OI 值改變的百分比(在其他因子不變的情形下),來比較不同因子對 OI 值所造成的相對影響權重,最後所有物種則以總表來呈現以方便比較。

迴歸分析主要先以所有因子(Full model)進行分析,並適時移除極端點,變數選擇則主要採用 backward selection 逐一移除最不顯著的因子,在子模式選擇(Subset model selection)過程中,模式的選擇則以 Akaike's Information Criterion (AIC; Akaike 1973)為準則,若該變數的移除 AIC 並沒有降低,則改移除其他次不顯著變數,直到 AIC 不再降低或是變數都有顯著性為止(變數的保留以α=0.15 左右為參考標準),以初步瞭解微棲地的選擇與分布模式,AIC 的優點為可以選出最佳且簡要的模式,並具有較佳的解釋與預測能力(Burnham and Anderson 2002),因此在相關性很高的因子都有顯著性卻有相反(矛盾)的解釋(係數)下,則分別移除其中一個因子,以 AIC 來判別最能解釋變異的因子。因山羌拍照機率高,以工作小時超過 300 小時(該季節)的樣點進行分析,其他則以超過500 工作小時的樣點(該季節)進行分析。

## 肆、台灣雲豹

## 一、毛髮氣味站與自動照相機調查結果:

針對台灣雲豹的調查,使用毛髮氣味站、自動照相設備與直接觀察三種方式,截至目前為止,尚未發現任何確定的台灣雲豹出現證據。

毛髮氣味站部分,總共架設了232個毛髮氣味站,因效果不佳(裝家騏和姜博仁2002,2003),本年度已停止使用毛髮氣味站,改以配合毛髮氣味站所使用的吸引物架設方式的自動照相機代替。

在自動照相設備部分,總共架設將近 400 個自動照相機樣點,扣除因相機故障、失竊或其他因素而沒有拍攝到任何動物的樣點,共有 377 個不同樣點有拍到動物,其中包括 129 個針對雲豹調查的特殊樣點 (特殊地點型、Trailmaster型、樹上型、回播型、誘餌型、毛髮站型,圖三及圖四),263 個一般獸徑型樣點(圖五及圖六),部分獸徑型樣點在有足夠工作時之後,因動物狀況不錯而續以誘餌型繼續架設,因此特殊型樣點數與獸徑型樣點數總和超過 377。所有樣點的座標如附錄一(特殊樣點型)和附錄二(一般獸徑型)。

截至目前為止,總計所有針對雲豹調查的特殊型以及針對其他中大型哺乳動物的一般獸徑型自動照相機樣點,回收了612卷有拍到動物的底片,總計約一萬六千張照片,其中有大約一萬三千張照片有拍到動物,扣除同一個體連拍的相片則有,全部樣點則總共工作了至少13,354個工作天以上(不包括部分相機因時間顯示故障無法計算工作時的地點),迄今仍未拍到雲豹。表三比較大武山區與國外有雲豹地區的自動照相機調查結果,在馬來西亞平均約850個自動相機工作天(Ruth Laidlaw, Wildlife Conservation Soceity,未發表資料),在泰國平均約190個自動相機工作天即拍到一張雲豹(Lynam et al. 2001),在印尼蘇門答臘研究人員使用20台Trailmaster自動照相機則拍到了6張雲豹(工作時數未知,Martyr1997)。即使考慮我們不同的地形與相機架設方式所需要多的5~10倍以上的努力量,以拍攝機率比較低的馬來西亞而言,約是4,250~8,500的自動相機工作

天。然而我們已經有 13,354 個自動照相機工作天 (特殊樣點型與一般獸徑型的 調查天數比例大約為 1:2),仍未拍攝到雲豹,即使僅以海拔 1,500m 以下的所 有樣點計算工作天 (大約 6,800 工作天),也應該接近要拍到雲豹的努力量。因此,在我們自動照相機所涵蓋的調查範圍內的台灣雲豹,若仍有小族群存在,其密度應該低於馬來西亞的雲豹族群。若進一步考慮我們多使用的毛髮氣味站的調查努力,台灣雲豹在調查範圍內的族群若非極為稀少,便有可能並不存在於涵蓋的調查範圍。

#### 二、雲豹訪查與文獻紀錄:

雖然在大武山保留區以及雙鬼湖的中海拔湖沼區沒有發現雲豹,但是最近十年都仍有獵獲或目擊的傳聞,地點除了包括大武山自然保留區之外,還包括雙鬼湖野生動物重要棲息環境、玉山國家公園西側和丹大山區(劉建男私人通訊),以及花蓮山區(黃興炎私人通訊)。然而,這些傳聞紀錄都沒有任何照片或屍體,無法證實與評估其可靠性,而且推測有部份可能都是黃喉貂的誤認,因此,吾人認為貿然將其列入可信紀錄而逕以棲地分析並不恰當,然而這些紀錄或可以提供以後繼續調查的參考。表四條列所零星訪問到的雲豹歷史紀錄、其他人告知其所訪查到的紀錄以及文獻提到的地區。大部分集中在南部與東部山區,僅有一筆在中部,與鹿野忠雄(1929)所說台灣雲豹在南部與東部較多相符合,然而此紀錄並非完全的訪查,並不能代表全台灣的狀況。

#### 三、雲豹生態習性與棲地需求:

Austin(2002)和 Grassman(2004)在泰國,分別針對 2 隻和 4 隻雲豹,進行了無線電追蹤研究,對於活動模式、活動範圍大小以及棲地喜好有部份成果。彙整裝家騏和姜博仁(2002)的雲豹文獻整理,並加入最新的研究,對雲豹的生態習性與生態需求簡要整理如下:

1. 食性:在台灣以台灣獼猴、偶蹄目動物為主,並會包含松鼠科動物、其他

哺乳動物(小型食肉目、穿山甲等)以及維科鳥類,獵物可以同時包含日行性和夜行性動物。新的食性紀錄則有 Grassman (2004) 在泰國紀錄雲 豹獵食了穿山甲和 hog deer,以及排遺中有懶猴和其他日行性動物。

- 2. 行為:獵食採取守候型,並會利用樹作為等候獵物的處所,也會在地面獵食。樹上為主要休息與獵食的地方,並且也會用以儲存未吃完的獵物(Hazarika 1995)。大樹洞或是濃密的倒木灌叢形成的隱蔽處可能為用來繁殖育幼的環境。
- 活動模式:日夜皆活動而偏夜行,晨昏有活動的高峰,此與雲豹可以同時 獵食日行性動物和夜行動物,並且大多數動物在晨昏有活動高峰相符合。
- 活動範圍:母雲豹為 22.9 到 42.2 平方公里,公雲豹為 29.7 到 45.1 平方公里(95% MCP, Austin 2002, Grassman 2004),核心活動範圍(core area) 約為 3 平方公里,公母活動範圍會重疊(Austin 2002)。
- 5. 移動模式:平均每日移動 1~2 公里,因無線電追蹤係以直線距離估計, 實際可能更遠 (Austin 2002, Grassman 2004)。
- 6. 海拔分布:從海邊到 3,000m 都有紀錄,但是絕大多數都在低海拔,超過 2,000m 的文獻紀錄很少。
- 7. 棲地喜好:雲豹會利用多種棲地類型,但是主要以原始常綠闊葉林為主。 在泰國的無線電追蹤顯示不同個體有略微不同的棲地喜好,有的偏好原始 森林,有的個體會利用次生林以及開闊草地,但是泰國的研究樣區主要是 原始森林,干擾的次生林以及開闊地佔很小部份,邊際地帶(草地與次生 林)應該都是雲豹獵食(獵食鹿科動物)的地方(Grassman 2004)。

### 四、台灣雲豹適合棲地範圍分布分析:

為了瞭解台灣現今何處還有適合雲豹族群生存的地區,以為未來調查與保育雲豹的資料參考,本研究訂定以下的準則及篩選順序(簡要流程圖如圖七):

1. 植被以天然闊葉林為主要適合棲地,天然針闊葉混合林為次棲地,檜木

天然針葉林再其次。考量其他針葉林的森林結構不適合雲豹獵食與在樹上休息,不計入適合棲地。開墾地、造林地、竹林等也不計入雲豹適合棲地。採用第三次森林資源調查的土地利用圖層為基本植被資料,並以比較寬鬆的標準,土地利用型類別裏的檜木天然針葉林、天然針闊葉混合林、天然闊葉林(純)和天然闊葉林(混)皆視作可能棲地。

- 2. 將前述範圍的邊界以雲豹平均一天移動距離 1 公里的一半,即來回500m,當作緩衝區來擴增適合的棲地,一方面考慮邊際效應,邊際地帶(edge)可以是雲豹的狩獵獵場(Grassman 2004),一方面也可移除土地利用圖層數化時的誤差,也同時把一些在大範圍棲地內的破碎棲地包括在內。(電腦處理上因向量圖層資料量太過龐大複雜,電腦無法負荷,先將向量圖層轉成500m X 500m 網格資料,有500m 緩衝區的部份效果,再使用平滑方法去除零星網格,並把大面積內的不適合棲地零星網格平滑去除變成適合棲地,再轉成向量格式之後,增加邊界500m 的緩衝區帶)
- 3. 以公雲豹的平均活動範圍大小大約40平方公里為基準(因公雲豹的活動範圍較大),將前兩項條件所篩選出來可能的棲息地連續面積大於40平方公里的區塊定義為雲豹的主要棲地。
- 4. 根據雲豹的核心活動範圍大小(約3平方公里)以及平均每日移動距離 (1~2公里)資訊,將任何小於4平方公里(2Km X2Km)的零碎棲 地刪除,視為無法提供雲豹足夠的活動區。
- 5. 因公雲豹的活動範圍較大,小於公雲豹平均活動範圍大小(40平方公里)的零碎棲地需要距離主棲地1公里以內,並且再重複選擇距離這些破碎 棲地1公里內的破碎棲地,這是在假設雲豹可以在距離1公里之內的破碎棲地之間移動,此過程並再重複一次。
- 6. 靠近人為活動或村落的地區,通常會伴隨開墾與狩獵,造成植被類型的 改變以及雲豹獵物量減少。另外,土地利用圖層辨識上的不確定性,有

可能將演替早期的森林納入天然闊葉林,加上第三次森林資源調查距離 現在的時間內,也可能有新的開發,因此根據野外觀察的人為干擾情形, 主觀認定適合棲地需距離村莊部落 5 公里以上,距離主要道路 3 公里以 上。另外一個理由則是,在道路與部落的一定距離之內,如果還有台灣 雲豹,應該早就有更為明確的紀錄。

7. 台灣獼猴和山羌是台灣雲豹的重要獵物(裴家騏和姜博仁 2002),而比較許多地區的自動照相機研究,大多也以山羌和獼猴拍到最多,且大致有海拔越低,拍攝機率越高的趨勢。Lee and Lin (1990)指出台灣獼猴每群的大小有隨海拔越高每群的隻數越小的趨勢,以中低海拔有較高的台灣獼猴與山羌的 OI 值來看,中低海拔為雲豹的最適合棲地。因此,以獵物的相對豐富度角度,海拔 2,000m 以下能夠提供足夠的獵物(表九以及後文說明,裴家騏與姜博仁 2003)為主要的分布範圍,而以 1,500m以下為最佳的棲地。考量現今台灣的開發,300m以下並沒有適合的棲地。

圖八分別為以 2,000m 以及 1,500m 為界的理論上現存的雲豹適合棲地,適合的棲地仍然集中在南部與東部。若以 2,000m 以下的地區來看,最主要的大區塊在南橫以南彼此相連的的大武山自然保留區、雙鬼湖野生動物重要棲息環境、出雲山自然保留區和關山野生動物重要棲息環境。東部地區主要為中央山脈東側靠近花東縱谷的狹長低海拔帶,易受干擾與開發威脅,並且可能不利於雲豹在範圍內的遷徙與擴散,而東部地區再往東北則主要在太魯閣國家公園的東北側,也就是大濁水北溪(和平北溪),目前有台電的水力發電廠工程,太魯閣附近則因中橫以及花蓮銅門西側的保線路,加上地形陡峭與較多的大峭壁,可能棲地切割的影響比較大。台灣中北部則主要分布在丹大山區西側(郡大溪、巒大溪)、南投守城與白姑山區、雪霸國家公園西側、棲蘭山區與哈盆自然保留區周遭,然而守城白姑山區與雪霸國家公園西側較為獨立且與其他區塊相距較遠。若以 1,500m以下雲豹獵物最豐富的環境來看,則以南橫以南、太魯閣國家公園北側大濁水北

溪以及花東縱谷西側低海拔地區,在面積與相連性都最佳。以 2,000m 來看雲豹的適合棲地,並且考慮往 2,500m 的緩衝效應或是雲豹可能可以適應的情況,則以丹大玉山山塊保有相當的面積並有相當豐富的雲豹獵物(王穎 2004,黃美秀2004),然而南橫則將丹大玉山山塊與關山大武山塊兩大棲息地切割開來,給雲豹已經不足的棲地面積雪上加霜。

#### 五、雲豹族群估算比較與生存影響:

Austin (2002) 以捕捉、無線電追蹤和自動照相機資料很粗略的保守估計在 泰國的 2,168 平方公里的保護區內有大約 120 隻雲豹,密度約平均每 20 平方公 里有1隻雲豹,以目前台灣的自動照相機努力量而言,台灣的密度應該更低。在 泰國平均 190 個自動照相機工作天便拍到 1 張雲豹,即使在台灣需要 10 倍的努 力量(裴家騏和姜博仁 2003),則是需要 2,000 工作天左右,而大武山區雲豹適 合的棲地範圍內(海拔 1,900m 以下)的一般獸徑型的自動照相機工作時大約有 4,000 的工作天,全部樣點則是 8,200 工作天左右。假使以自動照相機的動物拍 攝機率作為族群量的指標(Carbone et al. 2001),則台灣雲豹的密度可能僅有泰 國的一半(泰國 2,000 工作天 vs 大武山區中低海拔獸徑型 4,000 工作天),或 1/4 (泰國 2,000 工作天 vs 大武山區中低海拔所有樣點 8,200 工作天),而且可能更 低。若以一半的密度來估算,也就是每40平方公里1隻雲豹來評估現有台灣的 雲豹適合棲地,即使是南橫以南的最大區塊(大約2,000平方公里),也頂多50 售,其他每個分離的區塊其雲豹族群量也可能都在 10~20 售以內或是更低。若 以 1/4 來估算,則南橫以南只有大約 25 隻,其他破碎區塊都小於 10 隻。即使泰 國雲豹的密度估算可能低估,但是南橫以及其他開發對雲豹棲地破碎化的影響很 可能導致雲豹的族群無法交流,尤其是南橫對丹大玉山山塊以及關山大武山塊兩 大區域的切割的影響不容忽視,如果台灣雲豹在不同區塊之間的族群交流與擴散 受到阻礙,長期來看對台灣雲豹的族群生存非常不利。如果台灣雲豹可以適應 2,000m 以上的環境, 甚至到 3,000m 以上的冷杉林, 則台灣雲豹的生存空間相對

會比較大,也應有足夠的偶蹄目動物為食物來源,但是如果雲豹只能生存在 2,000m以下,在破碎化的棲地影響之下,台灣雲豹的生存則令人擔憂。

獵物豐富度對大型貓科的生存是很重要卻經常被忽略的因素(Karanth and Stith 1999), 比較大武山區與泰國 (Lynam et al. 2001) 有雲豹地區的雲豹獵物族 群量(表五),顯示在大武山區 2,000m 以下應能提供雲豹足夠的獵物。雖然大武 山區 1,900~2,500m 的獵物豐富度與泰國相當,但是泰國的自動照相機調查主要 針對老虎,自動照相機主要架設在林道、大而明顯的獸徑及乾河床,這些老虎會 使用的路徑,多比較寬闊,底層植被比較不密,對於大型掠食動物的獵物而言, 無法提供足夠的遮蔽,可能會造成這些獵物 OI 值偏低,而我們的一般獸徑型自 動照相機樣點,都是針對森林中的獸徑,有可能獵物在使用時比較不會迴避像老 虎等大型掠食動物經常使用的路徑,因此有可能造成台灣的雲豹獵物出現頻度明 顯高於泰國有雲豹地區的偏差。即使如此,我們的自動照相機架設包含了動物較 少的環境,加上 OI 值的明顯差異,仍然顯示大武山區,尤其是中低海拔闊葉林 環境(1,900m以下),提供了台灣雲豹相當豐富的食物來源。雲豹對於樹的利用 包括狩獵、儲食以及休息等,針葉林的環境對於雲豹可能並非適合的棲地。2,000m 以上的環境已經是檜木鐵杉針闊葉混合林,海拔再高,則逐漸變成鐵杉林與冷杉 林,因此以獵物豐富度以及森林結構的角度,台灣雲豹應該主要分佈在 2,000m 以下。雖然中低海拔環境能夠提供足夠的獵物,但是未經管制的人為干擾和狩獵 可能會導致雲豹獵物豐富度的降低 (後文比較), 則能夠提供足夠雲豹獵物的中 低海拔環境將相對縮小,加上整個台灣目前提供的雲豹適合棲地的中低海拔面積 破碎且不足,則有足夠獵物的中低海拔環境面積相對更為縮小,可能是造成台灣 雲豹族群減少的原因之一(裴家騏與姜博仁 2003)。

雖然大武山自然保留區因保有最大面積的中低海拔原始森林而設立,保有最大面積適合雲豹的棲地,然而現有保護區系統對中低海拔的保護並不足以維持一定的族群以延續雲豹的生存,尤其在棲地破碎化的影響之下。除此之外,即使在適合的中低海拔棲地,雲豹獵物的豐富度常可能受未經控制的人為干擾與狩獵影

響而減少。總結來說,不足而破碎的棲地,以及獵物豐富度的降低,應是導致現在台灣雲豹族群逐漸減少甚或消失的最主要因素。

假使雲豹已不存在於大武山自然保留區,然而,因為大武山自然保留區在中 大型哺乳動物的物種數與相對數量上都比其他地區豐富或是並駕齊驅,而其所保 護的中低海拔環境所孕育的豐富雲豹獵物(如拍攝頻率最高的山羌、台灣獼猴和 長鬃山羊),並不亞於其他東南亞有雲豹的地區,甚且更為豐富,因此,仍然可 提供作為台灣雲豹最佳的復育(reintroduction)棲地。

## 六、未來雲豹調查區域與方法建議:

整理曾經使用過自動照相機調查的地區,標示在雲豹棲地範圍圖上,並對照現有保護區系統,評估未來調查雲豹的可行地區(圖九,以雲豹棲地 2,000m 分界為參考底圖),吾人建議在急迫性上可以針對以下地區著手:

- 1. 太魯閣國家公園北側的大濁水北溪流域:此區域並未在任何保護區系統之內,也沒有進行過詳細的調查,若以 1,500m 以下來看,此區與大武山區為最大的兩塊連續區域,然而水力發電廠的興建會縮小低海拔谷地的面積,而低海拔谷地又是雲豹的適合棲地,接著的人為干擾也可能進一步影響周遭的雲豹獵物族群豐富度,實有瞭解此區雲豹可能族群以及其他動物資源的急迫性。
- 2. 中央山脈東側靠近花東縱谷的低海拔地區:此區域最近有訪查的捕獲或是目擊紀錄,加上此區域並未在任何保護區系統之內,也沒有進行過詳細的調查,有必要瞭解此區的可能雲豹族群以及其他動物資源。此區有許多既有的林道系統以及台電的保線路,在調查上難度可能較低,但是相對而言受干擾的潛在壓力也越大。
- 3. 關山野生動物重要棲息環境以及雙鬼湖野生動物重要棲息環境東側:此區尚未使用過自動照相機調查,加上此區與大武山區相連形成南部最大的雲豹適合棲地區塊,可以嘗試使用自動照相機加以調查。

4. 丹大郡大山區與玉山國家公園:若是雲豹可以適應到 2,000m 以上,則丹大山區與玉山國家公園相連的區塊會是很好的一塊區域,不僅提供一部份的中低海拔森林,也提供周遭 2,000m 以上的大面積緩衝區,也有足夠的獵物(偶蹄目動物與台灣獼猴)。Rabinowitz (1988) 訪問獵人的7筆10年內紀錄就有5筆在玉山國家公園,在郡大山區與玉山國家公園附近的楠梓仙溪區域近10年也有獵人的捕獲或目擊紀錄(劉建男私人通訊),因此並非沒有機會。

而在調查方式的建議上,可以以自動照相機搭配誘餌,誘餌可以使用活雞以 及貓薄荷油和反光鋁板,這些誘餌對食肉目動物包括雲豹都可能有一定的吸引效 果。如果繼續本計書的模式,同時將許多的心力放在其他中大型哺乳動物的研 究,並且涵蓋動物較少的區域,在發現雲豹的機率與效率上將大大減低。國外使 用氣味站針對食肉目動物的調查方式也可以標準化來比較族群量的變化,即使僅 分析出現與否的資料,也可以瞭解棲地的需求。使用自動照相機配合誘餌模擬氣 味站,更可以克服氣味站的腳印不易辨識與誤認的缺點,透過固定工作時間再換 點的方式,可以在一定自動照相機的數量下,調查比較大的範圍,在調查雲豹及 其他食肉目動物的效率上將更為有效。但是偏遠山區應以直昇機運補,然後搭配 誘餌做短期而密集的調查比較符合效益。活雞、腐肉或氣味濃厚的商業狩獵誘餌 可能對偶蹄目或其他非食肉目動物有排除效應(本研究),然而搭配反光鋁板以 及貓薄荷油的自動照相機則仍可以拍攝到其他動物(本研究)。本研究當初的目 標包括所有其他中大型哺乳動物的生態習性與棲地利用,必須避免誘餌對不同動 物的影響,因此大部分相機(約有 1/3 的努力量是用在誘餌和其他特別形式的自 動照相機樣點)並未配合誘餌來增加拍到雲豹的機會,未來的調查應可專心使用 誘餌,加強針對食肉目動物的調查與研究。簡單而言,未來可以嘗試深入調查大 濁水北溪流域、花東縱谷西側中央山脈低海拔區域、丹大郡大玉山山塊和關山野 生動物重要棲息環境附近,而若以野放復育的角度而言,則以南橫以南的關山雙 鬼大武區塊和南橫以北的丹大郡大玉山山塊為可能適合的兩大區域。

# 伍、自動照相機的工作成果及效率評估

研究計劃自90年6月開始,再加上計劃開始前半年由美國紐約布朗動物園野生動物保育基金會(Wildlife Conservation Society,Bronx Zoo,New York,U.S.A.)贊助的先趨調查(90年1月起),截至計畫結束,總共回收有效底片612卷(不包括故障及沒拍到任何動物的底片)。所回收的612卷底片分屬377個不同的自動照相機樣點,其中包括129個針對雲豹調查的特殊樣點(特殊地點型、Trailmaster型、樹上型、回播型、誘餌型、毛髮氣味站型),263個一般獸徑型樣點(部分獸徑型樣點在有足夠工作時之後,因動物狀況不錯而以誘餌型繼續架設)。

不記入人以及無法辨識的蝙蝠與鼩鼱,自動照相機總共拍到 39 種野生動 物,其中有20種哺乳類,18種鳥類與1種爬蟲類(錦蛇,只有1張),本年度 新增白頭鶇 1 種鳥類。各哺乳動物的有效照片數如表六。若加上本研究計書沒有 拍攝到但是有實際觀察到的大赤鼯鼠(第一年的報告有將大赤鼯鼠計入自動照相 機的拍攝記錄,但是該張照片動物特徵並不明顯,仔細辨認後認為大赤鼯鼠的可 能性不大,因此剔除)、大武工作站在大武山自然保留區東南邊緣的油杉保留區 拍攝到的麝香貓(研究人員在比魯舊社海拔 850m 處也曾發現疑似麝香貓排潰), 以及裴家騏和孫元勳(1999)在雙鬼湖野生動物重要棲息環境拍攝到的麝香貓與 台灣小鼯鼠,總計在大武山自然保留區及雙鬼湖野生動物重要棲息環境記錄到 23 種哺乳動物。若不計入需要特殊調查方法(如捕捉)才能有效地紀錄辨識的 物種(翼手目、嚙齒目鼠科和食蟲目),台灣25種中大型哺乳動物,大武山自然 保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境就有 19 種,扣除梅花鹿 (Cervus nippon taiouanus)以及非森林性的台灣野兔(Lepus sinensis formosus),物種比例約83% (19/23),沒有發現紀錄的包括雲豹、石虎、水獺以及台灣小黃鼠狼(Mustela formosana),其中雲豹、石虎以及水獺在訪談記錄中在以往是有分布的,台灣小 黃鼠狼為近幾年台灣新發現的物種,在南部山區尚未記錄過,因此以現生中大型

野生哺乳動物而言,大武山自然保留區、雙鬼湖野生動物重要棲息環境再加上周遭淺山地區,提供了中大型哺乳動物一個完整的保護(表七)。

回收的 612 恭底片,總計大約有一萬六千張照片,這是目前在台灣有使用自 動照相機調查的計畫中數量最大的。扣除相機故障、陽光太強、工作試拍片、拍 到其他閒雜人等以及找不到動物的照片,約有一萬三千張可以辨識動物的照片, 成功率超過8成。所使用的自動照相機,除了部分為 Trailmaster 可以設定拍到動 物之後的一定時間內不再拍攝以避免連續拍攝滯留的同一隻動物之外,絕大多數 所使用台灣自製的自動照相機並無法作如此設定,因此滯留的動物會連續拍攝直 到離開感應範圍,因此會有同一個體連拍的照片,或是連續拍到同一群的動物如 台灣獼猴(即使是不同個體)。為求分析上不因這些滯留個體連拍相片的影響, 在分析時我們定義了「有效照片」,即扣除同群的動物以及在一小時內的連拍照 片(裴家騏和姜博仁2002)。在扣除連拍與同群的動物照片之後,有效照片總共 有 7.815 張, 佔所有照片數大約 49%, 可辨識動物照片的 60%, 也就是說同一隻 動物所造成的連拍照片使得自動照相機的資料收集效率減少了至少40%。若僅扣 除同一個體連拍而不扣除同群但不同個體的照片,總共有8,366張,則佔所有照 片數大約 52%,可辨識動物照片的 64%。因此若以可供分析的有效照片數來看 自動照相機的工作效率,則只有五成左右的工作效率。雖然拍攝到動物的照片比 例可以高達八成,但是這些可辨識動物的照片中則有將近36%是連拍的照片,同 群的照片則多造成自動照相機工作效率約4%的損失,這樣的效率實有很大的改 善空間。表八整理了各種動物的連拍相片百分比和同群相片百分比,為了避免誘 餌對動物造成吸引或是特殊樣點型所導致連拍的偏差,僅使用一般獸徑型相機所 拍到的照片去做統計,其中連拍百分比= 連拍照片數/所有照片數,同群百分比 =連拍同群照片數/連拍照片數。由表可以看出,絕大多數哺乳動物的連拍比例 都超過 20%,而四種偶蹄目、黃喉貂與穿山甲的連拍比例則都超過 40%,只有 鼬貛與三種鼠類小於或接近 10%,同樣的,王穎 ( 2004 ) 在丹大林區的四種偶蹄 目動物的連拍比例也都超過 40%。整體而言,有體型越大或是有成群活動習性的 動物,連拍的比例越高。成群百分比部分,哺乳動物以台灣獼猴、台灣野豬以及 台灣黑熊較高,都超過20%。然而,台灣黑熊拍攝的相片數較少,加上連拍的幾 乎都是同一隻正在爬上樹去扳弄自動照相機的同一隻個體,並不能代表黑熊連拍 的比例,有效相片數少加上拍到一次母熊與亞成體一起活動的照片,導致成群百 分比較高。台灣野豬則大多是拍到母豬帶仔豬或是與亞成體一起活動,使得連拍 與同群的百分比較高。

因自動照相機很有可能只拍到成群活動動物的其中一隻而未記入成群百分 比去計算,因此此處的成群百分比應該是低估的,尤其是當只有兩隻一起活動 時,像黃喉貂的成群活動百分比應該有可能更高。但是要注意的是,此處的成群 百分比是以不同個體數去計算,並非以群次為單位。雖然如此,資料仍顯示比較 會成群活動的哺乳動物包括台灣獼猴、台灣野豬與黃喉貂,而鳥類則主要為深山 竹雞、藍腹鶥與灰林鴿。

現行使用的照相機皆使用傳統的 135 底片,因此最多只能拍到 36 張,所使用的自動照相機皆已經自行改裝使用更多的電池,因此電力的使用時間足夠,但是每卷可以拍攝的照片數是目前資料收集的限制因子,若考慮動物連拍的影響,將使得資料收集的效率更低,但是若使用數位相機配上足夠容量的記憶卡,拍攝照片數將不再受限,現今國外已經有使用數位相機的自動照相機,但是相對地卻有電力的問題要解決。每趟深入山區的自動照相機工作成本都是不低的,尤其偏遠山區更為困難,在未來的自動照相機設計的改進上,可以朝向使用數位照相機以及加入電路設計以克服動物連拍的問題,將能夠大大增進自動照相機在台灣的工作效率。

雖然自動照相機沒有拍攝到雲豹,但是累積了相當多其他中大型陸域哺乳動物的相片資料,其中包括台灣雲豹的獵物以及缺少科學性資料的物種如黃喉貂等,以下將就這些中大型陸域哺乳動物的分布現況與海拔差異、哺乳動物相與豐富度的區域比較、活動模式、性別比例與鹿角生長週期、繁殖生態、出現頻度季節變化、棲地利用與生境區隔、分布模式、人為干擾之影響等加以整理分析與比

較,並就相關雲豹獵物、物種與棲地保育的角度討論之。

# 陸、其他中大型哺乳動物之分布現況與海拔差異

彙整三年的資料,大武山與雙鬼湖區的不同海拔中大型哺乳動物相,以中低海拔最為豐富,尤其是低海拔物種數最多,雲豹的獵物山羌、山羊與獼猴的出現頻度都相當高,因此低海拔可以說是雲豹最佳的棲地,就生物多樣性的保育而言,低海拔森林有龐雜與豐富的物種,應是特別加以優先保育的棲地。

表九依海拔與狩獵壓力將調查範圍分成無狩獵壓力的低海拔闊葉林(200~ 1,200m)、中低海拔闊葉林(1,200~1,900m)、中海拔針闊葉混合林(1,900~ 2,500m)和高海拔鐵杉林(2,500~3,100m),有狩獵壓力的地區主要是在金崙溪 的下游與上游、大南溪中游(土場與知本林道)以及大鬼湖的步道沿線(檜木大 樹洞營地與雨谷亭),依樣點的海拔分為低海拔(200~1,200m,金崙溪上游與下 游、大南溪)與中海拔( $1,200\sim2,000$ m,金崙溪上游與大鬼湖)。各區 OI 值的 計算採用兩種方式互相比較,一為將各區的樣點全部彙整視作獨立的一個樣區, 也就是各物種所有有效照片數除以該區所有自動照相機樣點的工作時總和,另一 則為計算各區每個自動照相機樣點的各種動物 OI 值,再加以平均,兩者採用的 統計檢定方法不同。由表可以看出,以樣點為取樣單位去平均的 OI 值大部份都 略高,少部份略低,不過差異都不大,主要原因可能與每區的樣本數高有關係。 差異較大的為大武山區低海拔的山羌,以區為單位計算的山羌,OI 值為 23.9,以 樣點去平均的 OI 值為 32,差異高達 8,主要原因是因為少數幾個樣點在 2~5 天內就拍完而且幾乎都是山羌. (其中有一個樣點,2天內拍完,山羌. OI 值高達 222),該樣點有可能剛好那一段時間因食物或其他生理行為因素特別喜歡在該區 活動(如落果季或是食草很多),若是調查時間夠久,該特殊現象的消失,OI值 可能就會回歸到接近正常值,然而也有可能真的是山羌很多或是特別喜好的棲 地。不管如何,工作小時超過一定標準應是避免偏差最適合的方法。因此,若以 一整區為取樣單位來計算區域的物種出現頻度 (總有效相片數/總工作時),則 可以去除部份樣點因工作時數太小而可能造成的偏差,尤其是在自動照相機樣點 數較少的情況之下。若以每個樣點去計算平均,則應去除極端點以避免偏差,或 是每個計算 OI 值的取樣單位(樣點或每卷底片),最好工作小時數超過一定時 間,以避免因每卷底片相片數不足,在很短時間內拍完,研究人員卻又只能 1~ 2 月後才能換底片,造成該卷底片的物種出現頻度偏高,或是沒有紀錄到較稀有 的物種。

低海拔雖然物種數最多並且有豐富的雲豹獵物,然而將沒有人為干擾的太麻里溪流域與知本溪中上游與有人為干擾與狩獵壓力的金崙溪與大南溪流域的動物 OI 值相比較,有人為干擾與狩獵壓力的金崙溪與大南溪流域在大部分動物的 OI 值都明顯偏低,物種數也較少(表九),尤其草食獸動物像是山羌、山羊與水鹿的豐富度都明顯減少,台灣獼猴也似乎有較低的趨勢,而台灣獼猴與草食獸動物是台灣雲豹的重要獵物,因此,未經管制的人為干擾與狩獵壓力,對雲豹獵物的豐富度有一定程度的影響,豐富的獵物是大型貓科動物生存的很重要因素(Karanth and Stith 19999),雲豹獵物數量的減少可能是造成現今台灣雲豹數量遽減的原因之一。

表十整理調查資料呈現中大型哺乳動物的海拔分布的範圍,主要根據自動照相機的資料,另外輔以目擊以及確定的痕跡與聲音紀錄(不包括食肉目動物排遺與腳印紀錄),調查涵蓋的範圍從150m到3,092m。動物的海拔分布基本上可以分成三種形式:廣泛分布、中低海拔以及中高海拔。廣泛分布的有台灣獼猴,偶蹄目的山羌、水鹿、山羊與台灣野豬,食肉目貂科的鼬雞、黃鼠狼與黃喉貂以及嚙齒目的白面鼯鼠、長吻松鼠與條紋松鼠。分佈在中低海拔的為食肉目獴科的食蟹獴和靈貓科的白鼻心與麝香貓,嚙齒目的刺鼠、赤腹松鼠和大赤鼯鼠,以及鳞甲目的穿山甲。分佈在中高海拔的為嚙齒目的高山白腹鼠、台灣森鼠、高山田鼠,黑熊的少數紀錄則主要在中海拔地區。雖然大多數動物的海拔分布很廣,但是有許多物種在海拔分布上有顯著差異(下文)。台灣獼猴、山羌、白鼻心、食蟹獴有隨海拔越低出現頻度越高的趨勢。

以下就各物種的分布與海拔差異分別敘述,不同海拔帶的分布差異以無狩獵壓力的低海拔闊葉林(200~1,200m)、中低海拔闊葉林(1,200~1,900m)、中海拔針闊葉混合林(1,900~2,500m)和高海拔鐵杉林(2,500~3,100m)四個地區來比較,統計檢定係採用卡方適合度檢定(Chi-square goodness-of-fit),比較各海拔帶拍到的該物種相片數與因各海拔帶不同工作時的相片數期望值相比較。除了野豬與長吻松鼠沒有海拔的顯著差異之外,其他分布較廣的物種在調查範圍內都有海拔的分布差異。

## 1. 靈長目,台灣獼猴:

台灣獼猴在調查範圍內的海拔分布,可以從 150m 一直到北大武山主稜的 3,000m 都有其蹤跡,有海拔分布上的顯著差異 (p<0.001),各海拔帶的平均 OI 值有隨海拔漸低而變高的趨勢。台灣獼猴是雲豹的主要獵物,因此台灣獼猴的豐富度對台灣雲豹的生存有重要性,雖然台灣獼猴的有效照片數次於山羌,但是台灣獼猴為群居性的動物,有效相片數是以群為單位去計算,而台灣獼猴每群的數量可以是數隻到數十隻,甚至可能上百隻 (Lee and Lin 1990,Wu and Lin 1992,Hsu and Lin 2001),因此若計入平均每群獼猴數量,則台灣獼猴與山羌可以說是中低海拔原始森林中最優勢的中大型哺乳動物,也是台灣雲豹的主要獵物。比較墾丁、茂林、丹大等地區的台灣獼猴出現頻度,顯示台灣獼猴能適應不同棲地及一定的人為干擾壓力。因此,就台灣獼猴作為雲豹獵物而言,目前似乎沒有太大的問題。

## 2. 偶蹄目—山羌、水鹿、長鬃山羊與台灣野豬:

山羌為自動照相機拍到最多照片的物種,海拔分布從 150m 到北大武山主稜的 3,000m 都有其蹤跡,有海拔分布上的顯著差異 (p<0.001),以中低海拔闊葉林數量較多,並且有隨海拔越低,出現頻度越高的趨勢,再次顯示低海拔森林能夠提供相當豐富的山羌提供作為雲豹的獵物。但是在人為干擾較為嚴重的金崙溪

上游與下游地區,山羌的出現頻度卻比太麻里溪與知本溪還要低,顯示未經管制的人為干擾可能會對動物的豐富度造成影響,進而影響雲豹的生存。

水應的海拔分布從 300m 到 2,500m 都有,有海拔分布上的顯著差異 (p<0.001),主要是因為 2,500m 以上很少水鹿所致,若僅以 2,500m 以下三個海拔帶來比較,則沒有顯著差異 (卡方適合度檢定,p=0.275)。但是水鹿在調查範圍內的分布較不均勻,於較接近保護區外緣或是人為干擾壓力比較大的地區,水鹿的數量都很少或沒有。大武山自然保留區內主要分布在 2,000m 以下的闊葉林,北大武山東側 2,000m 以上的地區幾乎沒有水鹿,但是在霧頭山南側 2,000m 以上的地方,因稜線較為寬緩而有水鹿的族群。雙鬼湖野生動物重要棲息環境內水鹿主要分布在中央山脈主稜的兩側以及集水區內上游比較沒有人為干擾的地區。

長紫山羊為台灣最大的特有種動物,在自動照相機調查中,有效照片數僅次於山羌與台灣獼猴,海拔分布從 150m 到 3,100m 都可見其蹤跡,有海拔分布上的顯著差異 (p<0.001),主要是因為 1,900m~2,500m 內的拍攝頻度明顯偏低。雲豹曾有獵食家羊並且拖到樹上的紀錄 (Hazarika 1995),因此,長鬃山羊應也是雲豹的主要獵物之一。本調查在保護區範圍內累計最多的動物分別是山羌、台灣獼猴與長鬃山羊,更顯示了大武山自然保留區是雲豹適合的棲地。

台灣野豬的海拔分布從 150m 到 3,000m 都可見其蹤跡,海拔分布並沒有顯著差異 (p=0.188)。17種中大型哺乳動物中,台灣野豬的有效照片數只有 95 張 (扣除連拍以及同群),只比穿山甲 (19 張)以及台灣黑熊 (7 張)多,其他地區的自動照相機結果也顯示野豬的出現頻度都比共域的其他草食獸低 (吳海音2003、2004,王穎2003、裴家騏2003、王穎2004,黃美秀2004,裴家騏2004),僅在雪霸國家公園的司馬限林道地區野豬的出現頻度 (0.21)略高於長鬃山羊 (0.06)(黃美秀和裴家騏2004),然而該區的環境比較多人為干擾的跡象 (伐木、造林、古道與開墾)且可能沒有統計上的顯著差異。台灣野豬的有效照片數比較少的原因,除了可能跟台灣野豬嗅覺靈敏有關之外,也可能是台灣野豬的族

群量比其他三種草食獸都小,如果是後者,則以野豬面臨的狩獵壓力跟山羌相比,加上野豬不是保育類動物,吾人認為台灣野豬需要更多的調查與族群監測。

## 3. 食肉目:

#### (1) 台灣黑熊

截至目前為止,僅在5個自動照相機樣點拍攝到台灣黑熊,4個樣點都是在 萬山神池地區(海拔 2,150m),另1個樣點在知本溪上游海拔 1,000m 左右,而 在蹤跡方面,藍鬼湖附近(海拔 2,450m)及杷宇森山稜線(海拔 900m)有黑熊 的爪痕,知本溪上游海拔 1,050m 處則發現過一次排遺。裴家騏和孫元勳(1999) 在雙鬼湖的調查則是在小鬼湖與紅鬼湖之間拍攝到兩次台灣黑熊,並在拜燦山西 側稜線 1,800m 以及拜燦山東稜海拔 2,000m 各發現黑熊的排遺及爪痕,海拔分布 主要以中海拔為主。訪問原住民的黑熊紀錄,在雙鬼湖區都偶有紀錄,並且表示 在雙鬼湖區有黑熊,主要在主稜的兩側,而在大武山自然保留區內則主要分布在 知本溪以北,台東金峰鄉的原住民表示在其傳統獵區內(太麻里溪流域)很少黑 熊。訪問屏東古樓的耆老,表示聽說最近屏東縣七佳那裡有人抓到黑熊,但是我 們無法求證,也不知道詳細的捕獲地點,若是此筆紀錄屬實,則是近年來比較南 邊的紀錄。雖然大武山自然保留區南區塊可能仍有台灣黑熊的分布,但是由原住 民自以前就比較少捕獲紀錄、太麻里溪流域杷宇森山的爪痕很舊,加上這近三年 來在太麻里溪以及金崙溪的自動照相機調查努力量來看,台灣黑熊在大武山自然 保留區太麻里溪以南區塊,族群應該極為稀少或是不穩定,且可能越往南越低。 自南大武山往南,中央山脈越來越低,主稜兩側的森林越來越靠近村莊,受開墾、 干擾及狩獵等因素,造成適合的棲地更形縮小,而台灣黑熊的活動範圍又很大(27 ~202 平方公里, Hwang 2003), 可能是造成黑熊在台灣南部越往南越少的原因, 而南部原始森林範圍縮小也可能是雲豹消失的重要原因,因為原本南台灣大武山 以南的兩側中低海拔森林,因人為開墾而變得太小太窄而不利雲豹的生存。

雖然台灣黑熊在台灣本島的海拔分布可以從低海拔開始(鹿野忠雄 1930,

Kano 1940,王穎與黃美秀 2000),一直到 3,300m 以上(李靜峰個人觀察),然而在大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境內確認的台灣黑熊的海拔紀錄都在 1,000m 到 2,400m 之間,而集中在中海拔 1,800m 以上,然而大武山區最主要的海拔都是中低海拔(裴家騏與姜博仁 2003),台灣黑熊在雙鬼湖以南山區似乎主要分布在中海拔,若將雙鬼湖以南的山區以 1,000m 以及 1,800m 為界去劃分,則在北大武山以南適合黑熊的中海拔區域幾乎都比 1 隻黑熊的活動範圍還小,此大略推測也與實際調查結果與原住民所述之黑熊分布狀況(主要在知本溪以北)相符合。

#### (2) 貂科—黃喉貂,黃鼠狼、鼬雞與水獺:

黄喉貂與黃鼠狼的海拔分布從 350m 到 3,000m,都有海拔分布上的顯著差異 (p<0.001),而有隨海拔越高,出現頻度越高的趨勢,但是黃喉貂在 2,500m 以上則出現頻度偏低,然而在其他 2,500m 以上甚至 3,000m 以上的高海拔山區都有黄喉貂的目擊與排遺紀錄(個人觀察,林宗以私人通訊),黃喉貂在更高海拔的相對豐富度與生態習性需要更進一步的調查。

鼬貛的海拔分布從 150m 到 3,000m,海拔分布有顯著差異 (p<0.001),但是主要是因為 1,900~2,500m 之間出現頻度偏低,其他則差異不大。

水獺並沒有任何發現紀錄,但有原住民稱在大約8年前有捕獲紀錄,據其描述頭圓圓,皮很短,腳有蹼,因此可能略有可信度,但是自動照相機都沒有拍攝紀錄且自動照相機有架設在溪流附近森林的樣點,而研究人員沿保留區內四條溪行走調查時,都沒有發現水獺的排遺紀錄,推測水獺在保留區內的族群現況並不樂觀。

## (3) 獴科的食蟹獴與靈貓科的白鼻心:

食蟹獴的海拔分布從 150m 到 2,500m,白鼻心的海拔分布從 150m 到 2,650m, 海拔分布都有顯著差異 (p<0.001),並且有隨海拔越低,出現頻度越高的趨勢。

### (4) 靈貓科—麝香貓:

研究期間內自動照相機並沒有拍攝到任何麝香貓。Kanchanasakha et al. (1998)指出麝香貓偏好較為開闊的森林,此與台灣現有的紀錄相符合。因大武 山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境幾乎全都是鬱閉度高的原始林,也 可能是至今在調查範圍內尚未拍到麝香貓的主要原因。目前許多在台灣深山、中 高海拔或是天然林環境進行的自動照相機調查,很少有拍到麝香貓的,像是低海 拔的丹大林區(王穎 2004)、中低海拔的宜蘭銅山地區(王穎和陳順其 2003)、 玉山國家公園東部園區南安到大分中低海拔(吳海音 2003、2004)、玉山國家公 園西部園區楠梓仙溪中海拔(黄美秀 2004)、太魯閣國家公園合歡山區和中橫沿 線(裴家騏 2000,裴家騏 2003)以及雪霸國家公園大雪山及司馬限林道(裴家 騏 2004, 黃美秀和裴家騏 2004) 都沒有拍過麝香貓。而有捕捉過或是用自動照 相機拍過麝香貓的地區,主要都是在淺山地區或是植被比較開闊或是鑲嵌的環 境,如福山植物園(黃美秀 1995、翁國精 1997)、好茶附近山區(裴家騏和孫 元勳 1999)、高雄縣茂林及尾寮山(Chen 2002)和扇平(未發表資料)、苗栗平 原丘陵相思林(劉建男私人通訊)、基隆萬里(王穎私人通訊)以及大武山自然 保留區東南側邊緣的台灣油杉保留區(王伯五,台東林區管理處大武工作站), 顯示麝香貓偏好淺山地區或是鑲嵌的環境,而在深山原始林地區沒有分布或是族 群極為稀少。比較特殊的是深山地區曾經在玉山國家公園東側的大分地區(海拔 約1,300m)有目擊紀錄(林政翰私人通訊),然而大分地區為舊部落,植被為演 替後的次生林相,已經和原始森林略微不同,而吾人也在比魯舊社發現過疑似麝 香貓的排遺。即使大分地區有麝香貓的目擊紀錄,自動照相機仍未拍到麝香貓(吳 海音 2003、2004),麝香貓的族群應該極為稀少,可能並非穩定的族群。由目前 確定的麝香貓的紀錄來看,麝香貓應該主要分布在淺山地區或是比較開闊、鑲嵌 的植被,而其海拔分布上限應不會超過 1,500m。麝香貓的腳印以及排遺並不易 辨認,即使是有經驗的研究人員,使用仔細建立的排遺辨識準則,仍然有可能誤 判種類,許多食肉目動物排遺,不同種類在外型大小都會是有重疊的。對於麝香貓的調查,我們建議除非是確定的目擊、自動相機紀錄或是將排遺以解剖顯微鏡或是 DNA 分析 (即使是 DNA 辨識的結果也不一定是 100%正確)的確定結果,再加以報告,以對麝香貓的分布與棲地需求有更精確的瞭解。雖然在第一年吾人報告了保留區內的麝香貓排遺發現記錄,但是現在以更為保守的態度加以剔除,而由自動照相機的工作結果,吾人認為麝香貓在大武山自然保留區的核心原始林區並未分布,即使有也可能僅是擴散或游移的個體,或是族群極為稀少而不穩定,其主要分布區應在保留區邊緣的低海拔地區(大武工作站自動照相機調查結果)。淺山環境與人類活動緊緊相鄰與相互影響,變動性大,有必要對麝香貓做進一步的調查研究與族群監測。

#### (5) 貓科的石虎:

近幾年來大量使用自動照相機在各個保護區與國家公園進行調查,卻沒有一個有拍到過石虎。目前有拍到石虎為特有生物研究中心在南投(劉建男私人通訊),以及苗栗(陳美汀私人通訊)的淺山地區。這幾年石虎主要的救傷與自動照相機拍攝到記錄的主要集中在苗栗、台中與南投(劉建男與陳美汀私人通訊,中央社新聞報導),顯示石虎與麝香貓在棲地的選擇上可能相當類似,偏好淺山地區或是鑲嵌的環境,此可能與其食性有關,在台灣的中低海拔森林之中,鼠類只有刺鼠一種且族群並非密集,而在丘陵淺山地區則小型嚙齒目動物、野兔與鳥類等的食物資源較為豐富,然而詳細的原因需要更進一步的調查與研究。同樣地,偏好淺山地區加上分布地區狹窄,且目前已知的石虎分布地區並不在任何一個保護區系統之內,實有迫切必要對石虎做進一步的調查研究與族群監測。

## 4. 鱗甲目,僅穿山甲一種:

穿山甲僅紀錄到 19 張有效照片,除此之外,現地觀察到較多的痕跡似乎比較 不偏好成熟有大樹的原始林,觀察到的痕跡多集中在 1,200m 以下,以經過人為

干擾的演替後期的森林比原始林多,亦與趙榮台(1989)的訪談結果相符。穿山 甲主要分布在中央山脈四周的淺山、丘陵、台地與平原地區,海拔以 500m 較多, 2,000m 應該為其分布上限(趙榮台 1989)。自動照相機的紀錄都在1,900m 以下, 19 筆有效照片紀錄只有 2 筆在 1,850m (8 月,但是為同一地點,且僅隔 1 天), 和 1 筆在 1,580m 處 (9 月), 其他 13 筆都是在 500~1,000m 之間, 而實際野外 調查的觀察經驗,在1,200m以上幾乎沒有發現到任何跟穿山甲有關的痕跡,僅 記錄過一次洞穴痕跡(大鬼湖檜木大樹洞營地之前的造林次生林鑲嵌環境)。裴 家騏和孫元勳(1999)在雙鬼湖區的調查,4筆穿山甲的照片中有1筆在霧頭山 區 1,710m (5月),其他 3 筆則在 700m 左右。在中海拔拍攝到的穿山甲,可能 僅是擴散或是遊走的個體,並非其固定活動的棲地,不一定能維持穩定或有效的 族群(裴家騏和孫元勳 1999)。Heath and Vanderlip (1988)觀察圈養的穿山甲 發現,當籠中溫度為 12-15℃ (巢箱則為 18.4-23℃)時,經常可以看見穿山甲在 發抖,其認為 26℃應是穿山甲適合的溫度,當溫度低於此時,穿山甲需要提高 代謝率來維持體內的溫度。在3個中海拔地點拍到的穿山甲,月份分別為5、8 和9月,適值春夏季,可能剛好彌補海拔較高溫度較低的影響,推測溫度很有可 能是穿山甲分布的一個限制因子。因此,穿山甲在大武山、雙鬼湖以及周遭地區 主要分布在 1,000m 以下,最高雖可到 1,900m 但族群稀少,也可能不是穩定的族 群。

穿山甲為珍貴稀有的保育類動物,並且列在 CITES 附錄二之下,而穿山甲的 分布與棲地卻又主要是在與人類活動接近的淺山丘陵及平原地區,棲地變動性大 且易遭破壞而消失,未來有必要對穿山甲的族群做更進一步的調查與監測。

## 柒、中大型陸域哺乳動物相及地區相對族群量比較

不管是大武山區或是其他使用過自動照相機調查的區域,中低海拔森林環境都有比較多種而豐富的中大型陸域哺乳動物的趨勢,而大武山自然保留區在中低海拔原始林的保護面積與物種豐富度上又比其他保護區的還來得大且豐富。表十一整理大武山與雙鬼湖區與其他以自動照相機調查的地區相互比較哺乳動物的群聚與地區相對族群量,並將相似海拔的地區彙整以方便相互比較。

與丹大野生動物重要棲息環境的低海拔(王穎 2004)相比(規劃狩獵區與 保護區,將狩獵區與保護區平均),台灣獼猴與長鬃山羊兩區接近,丹大的水鹿 出現頻度為大武山區的 2~3 倍、野豬則為 2 倍,大武山區的山羌為丹大林區的 1.4 倍左右但可能沒有顯著差異,食肉目部份大武山區的黃喉貂為丹大 3 倍、食 蟹獴與白鼻心則高達 12~50 倍,並且有丹大自動照相機未拍到的麝香貓與黑 熊,但鼬貛與黃鼠狼則以丹大較高(2~5倍),丹大林區幾乎以鼬貛為優勢的食 肉目動物。整體而言,在草食獸部份兩者接近但以丹大的生物量略大,主要是水 鹿的出現頻度較高,食肉目則以大武山低海拔地區較為豐富多樣。比較同為中海 拔地區的玉山國家公園楠溪林道沿線(黃美秀 2004)與大武山與雙鬼湖的中低 海拔兩區,跟丹大與大武山低海拔的差異有相同的趨勢,偶蹄目部份玉山西部以 山羌、水鹿與野豬數量較多,大武山則以山羊較多,而在食肉目的組成上,同樣 地大武山區有較為豐富的趨勢。與玉山國家公園東部資料(吳海音 2003,2004) 相比,山羌與長鬃山羊以大武山區略高但是差異不大,而玉山東部的台灣獼猴與 水鹿的出現頻度卻相當高,但是以食肉目動物而言,玉山東部有比較高的黑熊出 現頻度,大武山自然保留區平均而言有較多的種類與豐富度,以雲豹的獵物豐富 度角度而言,玉山東部中低海拔園區提供多於大武山自然保留區的中低海拔,但 是玉山東部的自動照相機架設以良好的獸徑為主,並未像本計畫涵蓋不同優劣品 質的棲地,在草食獸與食肉目動物上的出現頻度可能造成拍攝上的偏差,加上部 份架設地點集中在殼斗科植物密集的環境,因此玉山有比較高的黑熊、水鹿與台

灣獼猴的出現頻度可能與此有關,另外玉山東部的有效照片計算係以 10 分鐘為連拍重複照片的區隔,比本計畫的 1 小時為短,對於經常滯留自動相機前的物種(連拍或同群比例高的偶蹄目動物與台灣獼猴等),會使得 OI 值偏高。另外,比較玉山東部的自動照相機照片,其拍攝範圍有比較廣的現象,也有可能造成 OI 值偏高。即使如此,玉山東部的雲豹獵物仍然相當豐富,但是若進一步考慮面積因素,因大武山自然保留區包含更大面積的中低海拔棲地(裴家騏與姜博仁 2003),以提供雲豹棲地的角度而言,並考慮雲豹活動範圍大小,大武山自然保留區整體而言提供雲豹更適合的棲地。如果玉山東部園區外的中低海拔森林尚能提供足夠的獵物與適合的棲地(圖入與圖九),則玉山東側與周遭中低海拔不啻為雲豹很好的棲地環境。

比較其他地區哺乳動物相的組成與相對數量,大致有中低海拔與干擾越少的 地區有較豐富的物種與相對數量,像是在人為干擾跡象較多的丹大林道沿線、雪 霸國家公園的司馬限林道與 200 林道三椎山地區、太魯閣國家公園中橫沿線以及 宜蘭銅山地區,中大型哺乳動物的種數、相對數量與歧異度都較低,中大型哺乳 動物以丹大野生動物棲息環境、大武山與雙鬼湖和玉山國家公園較為豐富。玉山 與丹大有較多的水鹿,可能與其有較大面積的中高海拔環境有關,玉山與丹大都 有相連的大面積高海拔箭竹草原與冷杉林的邊緣環境,為水鹿極佳的棲地(李玲 玲與林宗以 2003、2004)。然而,目前在大武山區以南水鹿的紀錄很少,在大漢 山區與穗花杉自然保留區(裴家騏 1992)與茶茶牙籟保護區都沒有發現水鹿(彭 仁君 2003),大武山區可能為台灣水鹿在本島最南的分布區域。偶蹄目與台灣獼 猴對經過輕度干擾的植被能夠適應以及數量較多的趨勢,可能與演替時期的豐富 植被和邊際效應有關,而食肉目則以完整植被與干擾較少的地區較為豐富。在松 鼠科動物方面,原應在樹上活動的松鼠反而在地上拍攝頻率較高,可能暗示該地 區松鼠的獵食者(猛禽與食肉目動物)較少,整理比較不同文獻黃喉貂的拍照頻 度與松鼠科的地面拍照頻度,發現有顯著的負相關(N=16, Spearman ρ=-0.559, p<0.05,圖十)。松鼠在地上活動,必須同時面臨地上與樹上獵食者的威脅,且 在地上因視線問題更不易發現樹上的猛禽,相反地,森林中大多利用守候的猛禽在樹上守候則更容易發現與獵捕在地上的松鼠,比較松鼠拍照頻度較高的地區,的確在食肉目的組成與豐富度上較低,且部份地區(如墾丁)更因環境不適合而沒有熊鷹、林鵬等大型猛禽(或數量極稀少),而除了獵食者的因素之外,也可能代表森林結構的不同導致松鼠花較多時間在地上移動或覓食,如墾丁、楠溪林道、丹大林道沿線、雪霸 200 林道三椎山支線以及太魯閣的中高海拔中橫沿線等松鼠拍攝機率較高的地區都有比較多的人為干擾與伐木造林的歷史。

比較現有自動照相機調查區域,以大武山與雙鬼湖、丹大、玉山東部與西部園區的動物出現頻度皆有比其他地區高的現象,這些較高動物出現頻度的地區皆是在較為偏遠的深山而沒有道路或是林道深入(除玉山西部楠溪林道之外,但其在塔塔加的入口管制嚴格,僅冬季開放採愛玉子工人),其他地區皆是接近村莊、道路系統或是進出較為方便的林道,並且有較多人為干擾跡象與林相改變的歷史。雖然干擾的程度及其影響無法量化,但是動物出現頻度與干擾程度應有某種程度的關連。另外以海拔的趨勢來看,不同地區雖然有人為活動、地形與林相的差別以及其他因素影響,整體而言仍有與大武山區內類似的動物出現頻度與海拔變化的關係,而以中低海拔的動物豐富度與物種數較高。然而,最近的國土保育法草案,訂定1,500m以上禁止開發,是否有可能把開發的壓力移轉到1,500m以下的物種豐富的中低海拔森林?吾人認為,台灣的1,500m以下森林,尤其是原始林或是次生演替歷史較久的天然林,在對台灣的物種保育的重要性可以說如同熱帶雨林生態性相對於地球的層次,需要加以重視。

整體而言,大武山中低海拔在物種數、組成與相對豐富度上,都優於或接近其他地區,生態環境上有其完整性與特殊性,並且是現有保護區內保有最大面積的中低海拔原始闊葉林,其珍貴性不言可喻。

## 捌、活動模式

總共紀錄 12 種中大型哺乳動物的活動模式,其中台灣獼猴、黃喉貂、食蟹 獴為日行性,白鼻心與鼬雛為夜行性,四種偶蹄目為日夜皆活動但偏日行性,黄 鼠狼與穿山甲為日夜皆活動但偏夜行性,黑熊資料較少,但是似乎日夜皆活動。 比較不同地區的活動模式,發現人為活動以及干擾可能是影響活動模式的重要因 素之一,如有狩獵壓力的丹大與有施工影響的玉山東部的偶蹄目動物有偏夜行活動的跡象,人為干擾嚴重的墾丁地區的野豬則幾乎都是夜行活動。活動模式的改 變除了改變動物的最佳活動時間而可能影響生存之外,也大大減低大多在白天活動的動物在生態旅遊觀察到的機會,也暗示在開放狩獵或是推廣生態旅遊的趨勢 之下,有必要對干擾程度加以有效管制。

以下逐一說明各物種的活動模式結果,因成群同時出現的不同個體其活動 時段完全一樣,因此各物種之活動模式之有效照片皆以群為單位。

#### 1. 靈長目,僅台灣獼猴一種:

台灣獼猴的活動模式如圖十一,為典型的日行性動物,目前僅有一筆晚上的紀錄。實線為直接以拍攝時間作為時段的區分,虛線則為以民用曙光時間的相對時段做區分的活動量百分比。比較兩種計算方式,若不計唯一一筆午夜紀錄,以5時到18時去分析,無母數 Spearman 相關係數為 0.845 (p<0.001),呈現高度相關,顯示一整年的累計分析,一般時段與曙光時段的活動模式大致相似。然而,由曙光時段來看,台灣獼猴在地面的活動都是在民用曙光起始時間(亦即吾人所定義的天亮)開始之後,並在民用曙光結束時間(亦即吾人所定義的天烹)之前停止活動,因此,在活動模式上,曙光時間能夠對天亮與天黑有更合理的解釋。以有活動的12 小時去計算平均每小時的活動量為8.3%來看,在天亮後的1~3時為明顯在地面的活動高峰,而在天黑前2小時迅速下降,白天其他時段的活動量大致差異不大,接近平均值,與吳海音(2003)在玉山國家公園東部園區以自

動照相機紀錄的台灣獼猴活動模式類似。而夜晚的唯一紀錄,以及其他研究在夜 晚的零星紀錄來看 ( 裴家騏 2002, 王穎 2004), 台灣獼猴可以說是日行性的動 物。台灣獼猴為樹棲性動物,但是也會利用地面進行移動,因自動照相機是拍攝 在地面活動的獼猴,圖十一只能代表台灣獼猴在地面移動時的活動模式,因此與 直接目擊觀察獼猴在樹冠層的活動模式(Wu and Lin 1993)不同。Wu and Lin (1993) 在墾丁跟蹤觀察一群台灣獼猴,在天亮後自夜棲地移動一定距離到早上 的 頁 食區, 8~9 時回到 白天休息處休息到下午 1 時, 然後開始活動, 16:00 之後, 則在夜棲地附近覓食,再回到夜棲的珊瑚礁岩。由自動照相機統計的地面活動模 式,在天亮後大約1小時後才有比較明顯的移動高峰,在天黑前的移動卻迅速減 少,此與 Wu and Lin (1993) 略微不同,主要是因為墾丁的台灣獼猴在珊瑚礁岩 夜棲,因此天亮後要覓食需要立即移動,而在天黑前覓食完畢也需移動回到夜棲 地,因此在天亮後與天黑前有較高的移動比例。吾人的研究都是在森林環境,台 灣獼猴則是使用樹冠作為夜棲地,推測應是天亮後並不像墾丁的猴群需要馬上離 開夜棲地移動到樹林覓食,而在天黑前則是在夜棲地附近覓食,接近天黑時也不 需要特別移動,就在附近直接夜棲。除了夜棲地環境的不同導致在晨昏的移動模 式與墾丁略微不同之外,在中午時段呈現較低的移動比例則與墾丁的觀察相符 合。整體而言,透過自動照相機累積的台灣獼猴在移動時的活動比例,與觀察經 驗相符合,而利用曙光時間調整過的活動模式,在晨昏時的解釋比較符合實際現 象,而將不同季節導致的不同日出日落時間的影響減到最低。圖十二為依四季區 分的活動模式,春、夏與秋季的趨勢大致相似,主要不同在於中午之後的活動高 峰略微不同,而夏季則在午後的活動量都較低,而冬季早上反而不是活動高峰, 高峰為在12時及14時。

### 2. 偶蹄目,包括山羌、水鹿、長鬃山羊與台灣野豬四種:

#### (1) 山羌

山羌的活動模式如圖十三,分別以一般時段以及曙光時段表示,兩者有

顯著相關(Spearman 相關係數 0.91, p<0.01), 仔細觀察可以發現, 曙光時段 的活動量百分比,在天亮前一小時(5時)比一般時段的5時低,而天亮後 一小時(6時)則較高,而在天黑前後1小時的變化也一樣,顯示曙光時段 更能精確反應天亮天黑前後的活動量百分比的變化。山羌是 24 小時皆活動, 而以晨昏為活動高峰,兩個活動高峰都是在剛天亮後與剛天黑前,分別為天 亮後的2小時與天黑前的3小時比平均值高,夜晚的活動大多都比平均值為 低,僅在午夜前的3小時活動量接近平均值。白天活動的比例為68.23%(以 曙光時間區分), DI=1.85, 屬偏日行活動的物種(Chi-square test, p<0.001, 根據因曙光時段區分日夜導致日夜不等長時間去檢定 goodness-of-fit),此結 果與 McCullough et al. (2000) 在屏東縣小鬼湖山區以無線電追蹤所獲得的結 果相似。日夜活動的比例若以一般時段的 6 時與 18 時區分,則白天活動的比 例為 61.2%, 小於曙光時段區分的 68.23%, 因曙光時段反應實際的日出日落 時間,吾人認為曙光時段區分的日夜活動比例比較能反應實際情況,若是自 動照相機累計的相片數較少或是並非均勻涵蓋每個月份,則日夜活動比例的 計算上,一般時段可能造成結果更大的偏差。雖然山羌日夜皆活動,但是在 夜晚的活動量都較低,只在接近午夜時有接近平均值的活動量。四季的活動 模式如圖十四,大致趨勢類似都是日夜活動而以晨昏活動為主,春秋兩季在 天黑前 1 小時活動比夏冬兩季明顯較高,而夏季則在中午前的活動量比其他 季節略高,四個季節白天活動的比例分別為 65.7% ( DI=1.51 )、72.75% (DI=1.89)、67.86%(DI=1.97)和68.52%(DI=2.24),冬季的白書較短但卻 比春秋兩季的白天活動比例略高,此可以從 DI 看出來,冬季也是相對而言選 擇白天活動機會最高的,春季則是四季中選擇白天活動機會相對較低的季 節,隨著春夏秋冬的季節輪替而在行為上越來越選擇白天活動。王穎和陳順 其(2003)分析山羌四季的活動模式發現冬季白天的高峰比其他季節還要晚, 而推測應是日出日落時間不同,吾人並沒有發現早上高峰的不同,主要是已 經針對日出日落時間不同而校正過。

因山羌的照片數量最多,而且可以分辨公母,因此將公母的活動模式分別呈現如圖十五(曙光時段)。在日夜活動比例上,母山羌為 61.5%,公山羌為 72.9%,公山羌白天活動的比例顯著地高於母山羌(Contingency table analysis,p<0.001),與丹大林區的結果一樣(王穎 2004)。由圖十五可以看出公母山羌主要的不同在於中午有較高的活動量,而在午夜前活動量變得比母山羌低,另外母山羌則在天黑前有比公山羌高的活動量百分比,McCullough et al. (2000)在小鬼湖以無線電追蹤的山羌,公母的活動模式也有大約類似的差異。

## (2) 水鹿

水鹿的活動模式如圖十六,分別以一般時段及曙光時段表示。水鹿也是 24 小時皆活動,白天活動的比例為 57.8% (DI=1.17),屬略偏日行活動的物種,但是若依據日夜不等長時間去做適合度檢定則沒有顯著差異 (Chi-square goodness-of-fit test,p=0.247),有可能是樣本數 (N=192) 還不夠多,白天活動比例較高的模式與墾丁的梅花鹿類似(裴家騏 2002)。若以一般時段去計算白天活動比例則為 51.6%,同樣地也比以曙光時段區分日夜的白天比例還低。在白天活動比例上,母水鹿為 63%,公水鹿為 57%,公母在日夜活動的比例上並沒有顯著差異 (Contingency table analysis,p=0.49),圖十七為公母的曙光時段活動模式比較圖。乾溼雨季的活動模式如圖十八,乾、溼雨季的白天活動比例分別為 60.19% (DI=1.44) 和 55.06% (DI=0.9),乾季時有偏向白天活動的現象 (Chi-square goodness-of-fit test,p=0.067),溼季時的日夜活動比例則沒有顯著差異 (Chi-square goodness-of-fit test,p=0.6),乾季大多為冬天,此與山羌在冬天的白天活動選擇比例最高類似。

#### (3) 長鬃山羊

長鬃山羊的活動模式如圖十九,長鬃山羊是24小時皆活動,白天活動的

比例為 74.17% (DI=2.46),屬偏日行活動的物種 (Chi-square test, p<0.001),而以一般時段區隔的日夜所計算的白天活動比例則為 66.72%,兩種時段方式的活動模式相似 (Spearman 相關係數 0.828),同樣地,曙光時段在天亮與天黑的時段有比較精確的描述。長鬃山羊主要的活動高峰在天亮後的 3 小時,以及天黑前的 4 小時皆明顯超過平均活動量 (4.17%),而以天亮後的活動高峰最高。夜晚都比平均值低,只有在午夜前的 22 時接近平均值的活動量,此與動物園的長鬃山羊在晨昏有移動高峰,並且在 22 時有個移動小高峰一樣(陳月玲 1990)。四季的活動模式如圖二十,都在天亮後有明顯的活動高峰,但是在午後的活動則略有差異,在不同時段有不同的高峰,雖然冬季在天黑前有與天亮後一樣的活動高峰,但是若考慮 15 到 17 時的整體活動量,與其他季節的差異則不大,基本上四季都是晨昏的活動高峰而以早上的活動量最高,四季白天的活動比例分別為 72.56% (DI=2.09)、76.39% (DI=2.29)、73.68% (DI=2.61)和 74.38% (DI=2.99),以冬季行為上更偏向白天活動,而以春季最低,與山羌一樣有隨著春夏秋冬的季節輪替而越來越偏向選擇白天活動的行為趨勢。

#### (4) 台灣野豬

台灣野豬的活動模式如圖二十一,此處的有效照片是扣除連拍與同群的野豬照片,因野豬拍到多次與 3~6 隻仔豬一起活動,若將每隻仔豬皆當做一筆有效照片,會對活動模式造成很大的偏差。台灣野豬是 24 小時皆活動,白天活動的比例為 88% (DI=6.27),幾乎都是在白天活動 (Chi-square test, p<0.001),即使是夜晚的活動也大致集中在剛天黑後,此與墾丁的台灣野豬以夜行活動為主 (裴家騏 2002)剛好相反。乾季的白天活動比例為 92.3% (DI=11.5),溼季的白天活動比例為 83.3% (DI=3.7),與其他偶蹄目動物一樣,乾季更傾向在白天活動。

四種偶蹄目動物都是 24 小時皆活動,而都偏日行性,白天活動比例以台灣野豬最高(88%),長鬃山羊(74.17%)次之,接著為山羌(68.23%),最少的是水鹿(57.8%)。比較山羌、水鹿與長鬃山羊三種草食獸,大致的趨勢都是 24 小時活動,白天活動比例較高,晨昏為活動高峰,並在午夜前會有稍微提高的活動量,此共通性可能與其覓食行為有關。然而,此三種草食獸的活動模式卻與台灣野豬 迥異,台灣野豬反而是在中午前後為活動高峰,而且台灣野豬白天活動的比例最高。活動模式的季節變化,四種偶蹄目動物都有冬季或是乾季在行為上更偏向選擇白天活動的現象。

Griffths and van Schaik (1993)在印尼蘇門答臘的研究顯示人為活動與干擾會影響動物的活動模式,而動物活動模式的改變有可能影響其最佳的覓食或是其他活動時間而可能影響其生存,若以生態旅遊的角度而言,也減低遊客白天觀察到動物的機率。玉山國家公園東部園區的偶蹄目以夜晚的活動較多(吳海音2003),而在丹大林區的山羊與水鹿也是夜晚活動比例較高(王穎2004),墾丁國家公園的野豬也是以夜行活動為主(裴家騏2002),然而在大武山區的四種偶蹄目都是以日行活動為主。玉山國家公園的調查期間有吊橋的施工活動進行且有遊憩壓力(吳海音2003),丹大林區有一定的狩獵活動(王穎2004),而墾丁國家公園的人為干擾也很大,而大武山的主要調查樣區內幾乎沒有人為的干擾或是狩獵壓力,僅有非常零星的登山客或是較外圍地區零星的狩獵,因此,其他人為活動頻繁的地區動物活動模式的改變,有可能是人為干擾的影響,而此改變對動物的影響則需要進一步調查。

### 3. 食肉目,包括台灣黑熊、黃喉貂、黃鼠狼、鼬雛、食蟹獴、白鼻心六種。

除了黑熊資料較少之外,五種小型食肉目的活動模式,都呈現大致起伏的趨勢,可能與覓食行為有關。

#### (1) 台灣黑熊

5 筆台灣黑熊的有時間紀錄的有效照片,分別出現在 14 點、17 點、18

點及 22 點 (2 筆), 黑熊可能為日夜皆活動, 與玉山的研究結果類似 (Hwang 2003)。

# (2) 黄喉貂

活動模式如圖二十二,以曙光時間區分日夜,僅有1筆晚上22時的紀錄, 因此可以說是日行性的動物,主要在早上7時、9時、中午12時與下午15時有超過平均活動量(100%/12=8.33%),而以15時為高峰,若將所有的有效照片納入分析,而非僅有一般獸徑型的有效照片,則在早上8時與下午15時為活動量超過13%的高峰。在泰國對黃喉貂的無線電追蹤顯示黃喉貂主要為日行性,而在有月光的晚上則紀錄到夜晚的活動,高峰主要在早上6~8時(Grassman 2004)。乾溼季的活動模式如圖二十三,活動高峰略有不同,乾季在早上6時剛天亮時以及午後之14時有明顯高峰,午前11時也有小高峰,其他時間大致接近或是比平均活動量低,溼季則是較為平均,在9時及15時有比較高的活動量,但是溼季的樣本數較低(N=32)。

# (3) 黃鼠狼

活動模式如圖二十四,24 小時皆會活動,主要的活動高峰在天亮前、天黑後以及午夜,白天活動的比例為 17.14% (DI=0.18),為偏夜行的動物 (Chi-square test,p<0.001),與在福山植物園的黃鼠狼以白天活動為主不同 (翁國精 1997),差異可能是方法不同以及海拔涵蓋範圍不同 (裴家騏和姜博仁 2002)。Zielinsky (1988) 則指出小型食肉目動物的活動模式可彈性地 因食物、天氣或其他因素而調整其一天的活動模式,同一種食肉目動物在不同地區可能就會有不同的活動模式。以食物的角度而言,Zielinski et al. (1983) 對美洲松貂的研究顯示其會與獵物的活動一致。黃鼠狼在高海拔地區主要是以小型嚙齒目為食(馬協群 1990),然而整理 1,900m 以上的黃鼠狼有效照片 紀錄的活動模式,與高山白腹鼠、台灣田鼠和台灣森鼠的合併活動模式比較 (圖二十五),夜間活動量並沒有顯著相關 (Spearman's  $\rho$ =-0.033),黃鼠狼 在夜晚活動量最低的時段前後,卻是中高海拔鼠類活動量最高的時候,在中

高海拔的鼠類反而有可能是躲避天敵的行為模式,即使相關性並不高,但是在剛天黑的活動模式還是同時有相似的高峰。黃鼠狼的食性並不是非常專一性,可以涵蓋其他無脊椎動物和其他小型脊椎動物(盛和林 1987,馬協群1990),在研究期間內的2筆黃鼠狼夏食的照片,除了一張嘴巴叼著刺鼠,另一張則為挖出蚯蚓的連續照片,顯示黃鼠狼應會調整食性以適應當地環境,Wu(1993)在關刀溪也發現此種現象。除了食物的非專一性(generalist)之外,其他躲避天敵或是繁殖等行為,都也有可能影響黃鼠狼的活動模式(King 1990),而黃鼠狼也有可能與共域同是貂科但體型比較大的黃喉貂的日行性活動時間有所區隔,以避免競爭。乾溼季的活動模式如圖二十六,乾溼雨季白天活動比例分別為 12.5%(DI=0.14)和 27.3%(DI=0.27),乾季比溼季更偏向夜行活動,乾季在入夜後逐漸活動而在午夜前的 23 時活動量最高,但是乾季的樣本數略低(N=33),溼季時則是在天亮前1小時(5時)和剛天黑後1小時(19時)有比較明顯的高峰。

## (4) 鼬貛

活動模式如圖二十七,279 筆有效照片中有 3 張照片在白天的 6 時,分別在曙光時間後的 1、18 和 22 分鐘之後,但是都在日出時間之前,可以說是典型的夜行性動物,與圖養鼬雛的活動模式觀察相符合 (Pei 2001)。以夜行的平均活動量 8.33%來比較,高峰主要在天亮前 1~2 小時的 4 時,而在天黑後的 20 時略高,午夜前則低於平均值活動量。整體的活動模式呈現大約完全夜行的三峰型趨勢,並且很一致地與其他地區的自動照相機的研究結果相符合 (高雄縣茂林淺山地區:Chen 2002,香港:Suen et al. 2002,墾丁國家公園:裴家騏 2002,宜蘭銅山地區:王穎和陳順其 2003,丹大林區:王穎 2004,雪霸國家公園司馬限林道:黃美秀和裴家騏 2004),並不像同是貂科的黃鼠狼一樣會因地區環境等不同而變化,顯示鼬雛的活動模式比較不會因地區環境的不同而改變,此有可能與鼬雛比較固定的食性有關,福山植物園與蔥蓀林場關刀溪的鼬雛食性類似,然而黃鼠狼卻因小型嚙齒目動物稀少而改變食

性,與高海拔合歡山地區以小型嚙齒目為主食的黃鼠狼不同(Wu 1999)。乾 溼季的活動模式如圖二十八,乾溼季的活動模式大致類似,僅溼季時於剛入 夜後的活動高峰稍晚。

## (5) 食蟹獴

活動模式如圖二十九,幾乎都是日行活動,僅有少數的晚上活動 (6.21%),而且都是在天亮前與天黑後 2 小時內,可以說是日行性的動物。 Chen (2002) 在高雄縣茂林與屏東尾寮山的淺山地區以自動照相機紀錄的食蟹獴活動量變化比較明顯,但大致與吾人結果相似。以 12 小時平均 1 小時活動量 8.33%來看,自 7 時到下午 3 時的活動量大致接近平均值,在下午 2 時則有比較高峰的活動,之後逐漸下降。乾溼季的活動模式如圖三十,乾溼兩季的活動模式相關性很低(Spearman  $\rho$ =0.217,p=0.42),活動高峰的時間不同,溼季的活動模式則與 Chen (2002) 的三個高峰類似。乾季在天亮前與天黑後的夜晚活動比溼季時多(乾季:夜晚活動 7.3%,DI=12.1;溼季:夜晚活動 4.6%,DI=15.1),可能與乾季時白天長度較短,有時需延長活動至天黑後或是天亮前就開始活動有關。

#### (6) 白鼻心

活動模式如圖三十一,幾乎都是夜行活動,僅有少數的晚上活動 (4.83%),7 筆在白天的紀錄都是在天亮後與天黑前 1 小時內,並且都是在 日出前與日落後,可以說是夜行性動物。活動模式與 Chen (2002) 在茂林與 尾寮山地區的結果相似。乾溼季的活動模式如圖三十二,乾季主要在上半夜活動,溼季則主要在下半夜活動。溼季在天亮前與天黑後的白天活動比乾季時多(乾季:白天活動 1.37%, DI=0.013;溼季:白天活動 8.33%, DI=0.067),可能與溼季時夜晚長度較短,有時需延長活動至天亮後或是天黑前就開始活動有關。

# 4. 鱗甲目,僅穿山甲一種。

穿山甲為 24 小時皆活動,白天活動比例為 36.84% (DI=0.23),為偏夜行的動物,但是並無統計上的差異 (Chi-square test, p=0.137),主要是因為有效照片張數較少 (19 張)之故,活動模式則每 2 小時合併呈現之 (圖三十三),以天黑後為活動的高峰。Heath and Vanderlip (1988) 觀察 3 隻圈養的穿山甲活動模式則幾乎都是夜行活動,而在午夜 2 時之後回到巢箱停止活動。

# 玖、繁殖生態:

# 幼體紀錄、性別比例、鹿角生長週期與其他行為

彙整所有中大型哺乳動物幼體的出現紀錄,依月份表示各物種紀錄到的月份如圖三十四,可以看出,繁殖時程上比較集中在春夏兩季。因此在經營管理上,建議在中大型哺乳動物比較集中繁殖的季節也就是春夏兩季,可加強管制與監測。以下就各物種的繁殖生態逐一說明,並就與繁殖生態有關的性別比例、鹿科動物的鹿角生長週期以及其他行為等進行討論。

## 1. 靈長目,台灣獼猴:

台灣獼猴的繁殖部分,統計確定的不同繁殖紀錄(相鄰夠遠的不同地點,可以確定為不同群以及不同年份),總計有 27 筆拍到嬰猴的紀錄,嬰猴出現的月份除了 1 月、6 月及 12 月之外,皆有紀錄過,顯示台灣獼猴一年四季皆可繁殖,而集中在四、五月以及七到九月,四月和五月就佔了 12 筆 (44.4%)。Wu and Lin (1992) 在墾丁所觀察的一群台灣獼猴,嬰猴的出生集中在 2 月到 8 月,而有75%在 4 月到 6 月之間。雖然本研究也以 4~5 月為最高峰,2 月到 8 月的紀錄佔了 77.8% (21/27),但是一直到 11 月都有嬰猴的紀錄 (9 月 3 筆、10 月 1 筆、11 月 2 筆),可能是因為較晚出生的猴子,在相片上因為還小而仍以嬰猴看待,但是主要原因應是 Wu and Lin (1992) 僅調查一群台灣獼猴,而本研究的紀錄涵蓋大武山區和雙鬼湖山區的多群獼猴,並將每群有嬰猴的猴群不管其有多少隻嬰猴皆視作一筆紀錄,除此之外,海拔涵蓋範圍廣,以及植被類型歧異度更大,不同環境下的台灣獼猴有可能因應環境資源的不同而調整其繁殖策略。然而,自動照相機並不能如目擊觀察做完整的紀錄,也有可能有嬰猴的母猴並未經過自動照相機前,目前的 27 筆嬰猴紀錄尚不夠多到可以減少漏拍所造成的誤差,即使如此,自動照相機仍然紀錄到比目擊觀察單一猴群更多的嬰猴紀錄月份。

## 2. 偶蹄目,包括山羌、水鹿、長鬃山羊與台灣野豬四種:

## (1) 山羌

在可分辨性別的有效照片中,母山羌有892張,公山羌有1,164張(僅 計算獸徑型所拍到的相片),比例為1:1.3,公山羌被拍到的機率明顯的高於 母山羌 (Chi-square test, p<0.001),原因可能是公山羌的數量比母山羌多, 或是公山羌花在移動的時間比例比母山羌還高,導致公山羌有比較高的拍攝 頻率。McCullough et al. (2000) 在小鬼湖山區利用無線電追蹤發現公山羌約 有 53.2%是在活動的,母山羌則為 46.5%,以此比例去推算母山羌與公山羌 的拍攝比率應約為1:1.14,以卡方適合度檢定,公山羌仍然有顯著比母山羌 高的拍攝機率(Chi-square goodness-of-fit test, p=0.002), 顯示公山羌在大武 山與雙鬼湖山區的密度很有可能比母山羌略高。然而在丹大林區的山羌卻是 母山羌有比較高的拍攝機率(公:母=1:1.12,王穎 2004),雖然丹大林區 的公母照片比沒有顯著差異,但是若同樣考慮公母活動的差異(McCullough et al. 2000),則丹大低海拔山區的公母山羌比應大約為1:1.47,則在統計上可 能就有差異,丹大林區的母山羌族群量有可能比公山羌還高,與大武山區相 反;丹大林區有狩獵壓力,大武山區的調查範圍內並沒有狩獵壓力,在公山 羌移動的比例比母山羌高的情形下,有可能公山羌有比較高的機率陷入陷阱 或是遭遇獵人,丹大林區獵人對獵物的選擇是否有性別的差異而導致族群性 比的改變,有待進一步的調查,不過,丹大山羌族群的母山羌能夠維持一定 的比例,則可能是當地山羌仍能維持相當族群數量的原因之一。

在英國已經野化的山羌一年四季都可以繁殖(Zuckerman 1953, Chapman and Dansie 1970, Chapman et al. 1984),而在研究期間內,大武山區總共有8 筆拍到有斑點的小山羌,分別出現在1、3、4、5、7(2筆)、8及12月,並於6月底時在大鬼湖山區觀察到剛出生有班點,蹲伏在地的小山羌,至少在12~8月間都有山羌幼體,顯示在南部的大武山區的山羌應當也是一年四季皆可繁殖。統計1,292張可以辨別山羌角的有效照片,圖三十五為長茸角與

硬角的山羌比例的月變化,明顯地山羌的茸角期主要在5到8月,在6月與7月則有超過95%都是茸角的山羌。 Pei and Liu (1994) 透過紀錄動物園和宜蘭山區野外的山羌鹿角週期,指出山羌在4月下旬到5月下旬掉角,而8月到9月之間角完全長成,中間則為茸角期,與吾人結果相符,也與英國的野化山羌族群在5、6月掉角,而在8月中旬到10月中旬鹿角完全長成一致(Chapman and Chapman 1982)。王穎和陳順其(2003)在宜蘭銅山地區統計112張可以辨別山羌角的自動照相機照片,則是6到8月都是茸角,其他月份都有零星長茸角的山羌,而吾人仍能在6、7月紀錄到部分硬角的山羌個體,應是吾人相片樣本數比較大之故,故能紀錄到部分山羌與其他個體有不同的鹿角週期。從山羌的幼體出現紀錄與公山羌鹿角週期來看,山羌在大武山區應也是整年都有繁殖的個體,與其他研究相同(Zuckerman 1953,Chapman and Dansie 1970,Chapman et al. 1984),然而是否有比較集中的月份,以自動照相機的資料目前似還不足以證明。

# (2) 水鹿

在可分辨性別的有效照片中,母水鹿有 54 張,公水鹿有 86 張(僅計算 獸徑型自動照相機所拍到照片),比例約是 1:1.6,如同山羌,公水鹿比母水 鹿有顯著較高的拍攝機率(Chi-square test, p=0.007)。

幼鹿的拍攝紀錄有 2 筆,一次為 3 月在太麻里溪流域海拔約 700m,另一次在 8~9 月間同一地點拍到兩次母鹿與小鹿,而在 2003 年 3 月底在包盛社曾發現遭獵的懷孕母鹿(接近生產時間),然而自動照相機照片無法判別幼鹿的年紀,因此無法推測仔鹿的出生時間,李玲玲和林宗以(2004)則曾於 6 月下旬在玉里高海拔山區發現剛出生的仔鹿。

公鹿的鹿角生長週期方面,同樣的以自動照相機確定可以辨別角況的照 片統計,因樣本數較少,為避免可能的偏差,此處以確定不同個體的公水鹿 照片進行分析。總計82筆紀錄中,有12次拍到茸角的不同水鹿個體,分別 在1月、3月、4月(2筆)、5月(3筆)、7月、8月(2筆)及12月(3筆), 都可以看見有茸角的水鹿,顯示從冬天到夏天應該都陸續有正在長茸角的個體,在印度的水鹿每個月都有水鹿解角(Mishra and Wemmer 1987),大武山區有可能也是一年四季都有長茸角的水鹿。 剛落角的水鹿則在 12 月下旬以及1月中旬各拍過一次,而硬角的水鹿有70筆,圖三十六為茸角與硬角相對比例示意圖,由圖可以看出水鹿的茸角期集中在3到5月,而在12月附近似乎也有另外一個小高峰,9月到11月則完全都是硬角,雖然6月也都是硬角,但是只一個樣本,可能會有偏差,從3到5月為主要茸角期以及7月和8月都還有茸角個體來看,6月應該還是有可能有茸角的個體,推測9月到11月的完全硬角期有可能是公鹿的發情期,而可能從8月就已經開始,此也與現場觀察到公母水鹿在一起月份以及比較高的目擊機率的經驗相符合,然而現階段的資料量仍無法對水鹿的繁殖季節做進一步的說明。

# (3) 長鬃山羊

4 筆長鬃山羊幼體(與親羊一起行動)的紀錄,分別出現在 4 月(2 筆)、 9 月及 10 月,動物園的山羊約在 9~11 月受孕,3~6 月間生產(陳月玲 1991),此兩段時間剛好都是山羊出現頻度較高的月份,雖然自動照相機的照 片無法判斷小山羊的年龄,但是一直到 10 月都有小山羊紀錄,似乎顯示大武 山區長鬃山羊的繁殖季可能因不同個體而持續一段較長的時間,是否有高峰 則目前尚無法得知。

### (4) 台灣野豬

親豬(母豬)帶著有斑點的台灣野豬幼體一起行動的紀錄共有9筆,最大群的有6隻小豬,都是在春夏季,分別出現在3月(2筆)、4月(3筆)、5月(2筆)及7月(2筆)。

## 3. 食肉目:

食肉目的群聚組成,在中低海拔主要為食蟹獴與白鼻心,中海拔主要為台灣

黑熊、黃鼠狼與黃喉貂,高海拔則主要為黃鼠狼,鼬雞則沒有海拔分布的顯著差異,麝香貓則主要在雙鬼湖與大武山的邊緣淺山地區。因棲地的不同,不同食肉目動物有不同的出現頻度,而在活動模式方面,中低海拔為主的食蟹獴與白鼻心活動模式日夜相反,中海拔較多的同是貂科的黃喉貂與黃鼠狼在活動模式上也幾乎日夜相反,鼬雞則在出現頻度上,似乎隨其他食肉目數量的變化而變化(與其他海拔與地區比較)。在食性上,不同種類也有所不同(Chuang and Lee 1997,Wu 1993)。因此在食肉目的組成上,在活動模式、棲地、食性與分布上有生境區隔(niche separation)的現象。

黃喉貂經常被拍到兩隻一起活動,拍到成群的百分比有7.77%,比其他小型 食肉目動物都高。台灣獼猴每群的隻數都較多,因此拍到成群的機會比較大,有 24.58%,然而黄喉貂最多拍到兩隻同時在一個畫面,實際調查目擊成群的紀錄也 僅只有2隻,因此比台灣獼猴更不易拍到同群,加上有可能只拍到成對活動的黃 喉貂的其中一隻而疏漏,另外,即使成對的黃喉貂先後經過自動照相機,也通常 是保守的假設為同一隻,因此黃喉貂成群的比例實際應該更高。Lekagul and McNeely (1997) 指出黄喉貂可能會成對獵食,有些配對甚至可能是終生配對。 國外也有多次目擊黃喉貂成對的紀錄 (Sathyakumar 1999, Grassman 2004), 在 台灣也有多位研究人員(包含我們自己)與原住民在台灣不同山區目擊黃喉貂成 對活動,甚至成對獵食山羌.(陳怡君、鍾榮峰私人通訊),因此部分黃喉貂會成 對活動,只是成對的黃喉貂是雌雄的配對、親子或是兄弟姊妹則需要更進一步的 調查研究。10 筆確定拍到同群(成對)的紀錄,分別為是2筆2月、1筆4月、 1 筆 5 月、1 筆 7 月、2 筆 10 月、3 筆 11 月,若再加上 2 次目擊觀察到成對活動, 似乎顯示一年四季都有可能會成對活動。在知本溪則在9月發現過黃喉貂剛使用 完的繁殖或是固定休息鋪以山羌毛的樹洞 ( 裴家騏和姜博仁 2003 )。此外,黄喉 貂似乎是好奇心頗強的動物,會有觀察與搖動自動照相設備的行為,有些黃喉貂 遇到人也會觀察人,不全然都是馬上離開。

在繁殖生熊部份,共計拍攝到台灣黑熊、食蟹獴與白鼻心的幼體紀錄。8月

時拍攝到母熊(推測)與亞成體一起活動,1分鐘內先後經過相機,另外在3月下旬知本溪拍到的則為體型還很小的幼熊,該樣點為拍攝一大石下的洞穴,幼熊為在洞穴邊緣拍到,母熊應是在洞穴外而不在相機拍攝範圍之內。食蟹獴部份,在7月中旬拍過1次幼獴與成體一起活動的照片,此時幼獴體型約為成體的一半。白鼻心則在8月中旬拍過1次成體與幼體一起活動。

# 拾、出現頻度(OI值)季節變化

因大部分中大型哺乳動物在調查範圍內有海拔分布上的顯著差異,加上不同海拔帶在不同季節的自動照相機取樣時間不同,因此將四季的出現頻度變化以四個不同海拔帶(如前文區分)加以呈現,而四季的定義以3月到5月為春季,而夏季為6月到8月,也就是梅雨季與颱風季,秋季為9月到11月,仍然可能偶而受到颱風影響,12月到次年2月為冬季,為曙光時間白晝比黑夜短的月份。

## 1. 靈長目,台灣獼猴。

四季的出現頻度變化如圖三十七,大致有以夏秋雨季較高,而在春冬季的出現頻度變低,除了在1,200m~1,900m的夏季出現頻度比春季低之外,整體趨勢類似,為春季較低,夏季最高,而後逐漸下降,在冬季幾乎都是最低且不分海拔帶OI值都很接近。夏季在1,200m以下有最高的出現頻度,但在1,200m~1,900m則是在秋季的出現頻度變高。不同海拔帶的季節性變化,推測可能都與不同海拔帶神科、殼斗科的物候有關,加上冬季高海拔完全沒有拍攝紀錄,台灣獼猴很可能有局部海拔的季節性遷徙現象。

### 2. 偶蹄目

#### (1) 山羌.

比較不同季節的山羌 OI 值(圖三十八),除了在 1,900m~2,500m 是冬季最高之外,四個海拔帶的季節變化趨勢幾乎相同,大致有夏秋兩季最高,而在春冬季變低,與台灣獼猴類似。進一步依性別區分(圖三十九),公母在不同海拔帶的季節變化趨勢也幾乎相同,在 1,900m~2,500m 海拔帶冬季的高出現頻度主要是公山羌所造成,在中低海拔闊葉林(1,900m 以下)公母山羌的 OI 值差異在夏季最大,公山羌在夏季的 OI 值最高,剛好與公山羌茸角期(圖三十五)一致,母山羌則是在春夏季有最低的 OI 值,以春夏雨季有拍到較多且有觀察過山羌幼

體,母山羌的低出現頻度的原因可能與繁殖行為有關,故移動較少,所以拍攝機率相對較低。McCullough et al. (2000) 在海拔約 2,000m 的小鬼湖針對山羌的無線電追蹤結果,公母的活動比例有差異,母山羌明顯在最熱的 8、9 月以及最冷的 12、1 月活動比例最低,並且也認為母山羌的變化應是行為的改變而與氣候無關,無線點追蹤的結果與吾人在 1,900m~2,500m 類似海拔帶的結果剛好相反,但是與 1,200m~1,900m 的結果相同,無線電追蹤結果公山羌以 8、9 月略高而在 3 月較低但是整體較為一致,同樣地也與吾人在 1,200m~1,900m 的結果相同,但是與 1,900m~2,500m 類似海拔帶的結果剛好相反。結果的不同可能與McCullough et al. 研究樣區海拔帶大致涵蓋 1,800m~2,000m 有關,而與吾人 1,200m~1,900m 的結果較為類似,也可能是方法不同,因自動照相機主要紀錄山羌移動的比例,而無線電追蹤會同時紀錄局部的活動,即使移動較少,也可能 仍然有密集的局部移動或動作,導致無線電追蹤無法顯示差異。

## (2) 水鹿

水鹿四季的出現頻度(圖四十),不同海拔帶的趨勢也大致相同,與台灣獼猴和山羌類似,夏秋較高,而在春冬較低,此也與夏季比較容易目擊到水鹿的觀察經驗相似,但在 1,200m~1,900m,冬季反而比秋季高,與自夏季後逐漸下降的趨勢不同。與公山羌其茸角期(6~8 月)有最高的出現頻度相反,公水鹿在其茸角期(3~5 月)時反而有比較低的出現頻度。

## (3) 長鬃山羊

四季的出現頻度變化如圖四十一,雖然 1,900m 以下春季比夏季高,但是相當接近而可能沒有顯著差異,可以說同樣地有在春夏秋三季平順的變高再逐漸變低的趨勢,而都在冬季有最低的出現頻度。

## (4) 台灣野豬

野豬四季的出現頻度如圖四十二,冬季都比秋季的出現頻度低。

### 3. 食肉目:

黄喉貂、黄鼠狼、鼬獾、食蟹獴、白鼻心五種食肉目的四季 OI 值變化分別如圖四十三到四十七。三種貂科動物的變化比較不規律,鼬獾與主要分布在中低海拔的白鼻心與食蟹獴都大約有類似台灣獼猴與偶蹄目動物在冬季的 OI 值比秋季低的現象。

整體來看,OI 值的變化似有季節變化的差異,除了三種貂科動物之外,大致都有夏季或秋季較高,之後逐漸下降的趨勢,而在春季或冬季最低,除了本身行為的改變之外,很可能與繁殖時程有關,春夏繁殖季之後,增加年輕個體的加入,而在之後年老個體逐漸死亡,並且有年輕個體被淘汰,此也與前文結果繁殖時程大約集中在春夏兩季,因此年輕個體主要在夏秋兩季加入族群的現象相符。雖然貂科動物的此種趨勢較不明顯,但是三種貂科動物各自在不同的部份海拔帶也有類似的趨勢。

同樣海拔帶的季節性的 OI 值變化差異可以到 10 倍,因此在不同地區的動物 OI 值比較,即使海拔環境類似,也必須注意調查季節不同所可能造成的差異。

不同物種的海拔分布差異,即使考慮季節可能的影響,大致的趨勢仍然相同,台灣獼猴、山羌、白鼻心與食蟹獴隨著海拔越低出現頻度越高,水鹿主要分佈在調查範圍內 2,500m 以下,長鬃山羊、野豬與鼬貛的分布比較廣泛,黃喉貂主要在 1,200m 到 2,500m 的環境,黃鼠狼則在 2,500m 以上的高海拔環境出現頻度較高。

# 拾壹、棲地選擇與生境區隔

分析資料較多的 10 個物種,棲地選擇分析結果整理如表十二。10 個物種分為兩大類,第一類為以植物為主食的動物,即台灣獼猴、山羌、水鹿、長鬃山羊與野豬;第二類為食肉目,即黃喉貂、黃鼠狼、鼬貛、食蟹獴與白鼻心。台灣獼猴與山羌使用 Zero-inflated Negative Binomial Model,其他則使用 Negative Binomial Model 來分析(野豬與黃鼠狼使用 Negative Binomial Model 或是 Poisson Model 並沒有差異)。分析的因子主要分為 6 類,棲地相關因子主要有 5 類:海拔與植被類型、地表形式與崎嶇度、地被與森林底層、森林結構以及水分梯度與溪流距離,最後一類則與棲地不相關,為季節與相機拍攝範圍。

## 1. 海拔與植被類型:

結果大致與前文的海拔分布結果相符。台灣獼猴、山羌、食蟹獴與白鼻心隨海拔越高有出現頻度越低的趨勢,其中山羌與台灣獼猴在海拔越高時,不出現的機率也就越大。因海拔與植被類型相關性高,因此當兩個因子都有顯著性時,需合併解釋,像黃喉貂與鼬雞雖有海拔越高,出現頻度越低的相關性,但是在將植被類型因子的影響一起看時,則也與前文的海拔分布趨勢相符合,黃喉貂中海拔較高,而低海拔與高海拔則變低,黃鼠狼則以中高海拔的出現頻度較高。雖然水鹿、山羊、野豬與鼬雞沒有海拔分布的顯著相關性,但是不同的植被類型的出現頻度仍有部份差異。比較特別的共同現象是許多物種在台灣杜鵑林的出現頻度都相當低,尤其是草食獸部份,主要應與杜鵑林的林相單純,森林與底層植被幾乎都是以台灣杜鵑為優勢有關,只有長鬃山羊在杜鵑林仍然能夠適應良好。

### 2. 地表形式與崎嶇度

坡度的因子包含 2 個,一個是坡面坡度以百分比表示,一個是樣點四周 8 個方位分別在 2m、4m 與 8m 處共 24 個點測量相對拍攝中心點的坡度的標準差來代表樣點的崎嶇度,兩者的相關性高 (p=0.747)。台灣獼猴、山羌、

水鹿、鼬獾與食蟹獴不偏好陡峭或崎嶇的地形,台灣獼猴可能在比較崎嶇陡峭的地形則減少在地面移動的時間,因此地面拍照機率降低。野豬雖與坡度無顯著相關性,但是附近有斷崖則大為減少野豬的出現機率,在附近有斷崖以及四周坡度變化較大的地區,山羌不出現的機率則增加。僅有長鬃山羊在越崎嶇與陡峭的地區出現頻度變高,而白鼻心雖與坡度無顯著相關性,但是附近有斷崖的地方則被拍到的機率增加。總結來看,越是陡峭與崎嶇的地形,許多物種的出現頻率也就越低,顯示崎嶇陡峭的地區似乎對許多中大型哺乳動物而言都不是好的棲地,只有比較特化的動物如長鬃山羊或是樹棲能力較強的動物如黃喉貂與白鼻心比較不受影響。

地表形式則顯示台灣獼猴、黃喉貂與食蟹獴在凸的坡面出現機率較高, 山羌則在凹谷地形出現機率較高,但是這是以 2m 內的範圍來看,可能與獸徑的形式有關,而黃喉貂在 2m 及 8m 的地表形式因子皆有相同的結果,黃喉貂可能較為偏好凸坡(如稜線),此也與其偏好乾燥環境(與水分梯度值正相關,而水分梯度值是以 1 最濕到 10 最乾來表示) 相符合。

#### 3. 地被與森林底層

以植物為主食的物種對地被與森林底層的選擇,似乎大致偏向負相關。 高灌叢減少台灣獼猴不出現的機率,也減少山羌與水鹿的出現頻度;水鹿偏 好草本與灌叢遮蔽度較高的環境,可能與食物量有關,但卻不喜較高的視覺 掩蔽度,長鬃山羊則偏好灌叢密度較低但視覺掩蔽變化較大的環境,野豬則 僅有石頭遮蔽度高的環境會增加其出現頻度。

然而,中小型食肉目動物反而在地被與森林底層比較龐雜或是茂密的地方有較高的出現頻度,此可能與其覓食的習性有關,龐雜的地被可能提供更為豐富的小型嚙齒目動物或是無脊椎動物。黃喉貂偏好高灌叢密度與石頭遮蔽度,以及視覺掩蔽度低但變化大的環境,黃鼠狼則偏好灌叢較高以及視覺掩蔽變化較大的環境,鼬雞則在石頭遮蔽度與視覺掩蔽度高的地方出現頻率較高,偏好中低海拔的食蟹獴與白鼻心則都在草本遮蔽度高的環境出現頻率

較高,白鼻心則也與灌叢密度有正相關,食蟹獴偏好視覺掩蔽較低,白鼻心 則是偏好視覺掩蔽度變化較低的環境。

## 4. 森林結構

樹冠遮蔽度較低的地方,台灣獼猴在地面的拍機率則增加,應與樹冠結構的變化有關,導致台灣獼猴在樹冠結構較為鬆散(樹冠遮蔽低)的環境, 在地面移動的機率較高。

有大樹 (DBH>40cm) 的環境,山羌與山羊的出現頻率較高,水應則與中等徑級的樹 (20cm<DBH<40cm) 略微正相關 (因移除該變數 AIC 降低相當少),此可能都與落果量有關。樹冠較低但是遮蔽度較高會略微增加山羌的出現頻度,而水應則是偏好樹冠遮蔽較低的環境,此可能與森林演替歷史、邊際效應以及孔隙所導致的食草量變化有關。野豬則與森林結構沒有明顯關係。

森林中樹的結構對中小型食肉目的影響似乎沒有底層結構來得大。森林分層數較少以及中等徑級樹的樹面積密度較低會減少黃喉貂的出現頻度,除了類似台灣獼猴因應森林結構變化導致的樹棲行為的改變之外,也可能與結果量有關。體型較小的黃鼠狼則與小樹(DBH<20cm)比較有相關,偏好小樹較密或較大(DBH<20cm)的環境,然而鼬鑵則偏好有大樹的環境。白鼻心則是在小樹樹面積密度較高的地方出現頻率變高較大,與黃鼠狼類似,但中等徑級的樹面積密度則呈現略微負相關的關係。樹上型相機拍攝結果都有拍到黃喉貂、黃鼠狼、鼬獾與白鼻心的上樹紀錄,食蟹獴則沒有,因此四種有樹棲行為的中小型食肉目動物都與森林結構有或多或少的關係,其中又以黃喉貂與白鼻心的樹上拍照紀錄較多,也是樹棲行為較為明顯的物種,其與森林結構的關係又比黃鼠狼與鼬獾多一些。

## 5. 水分梯度與溪流距離

台灣獼猴與黃喉貂偏好乾燥的坡面,水鹿則是與乾燥坡面略微相關但是卻在靠近溪流的地方出現頻率較高;山羌、山羊、黃鼠狼與白鼻心離溪流較

遠的地方出現頻率較高,但是長鬃山羊與黃鼠狼則相對偏好較為潮濕的坡面。然而鼬雞與食蟹獴卻與水分梯度與溪流距離沒有顯著相關,食蟹獴與溪流距離無關,除了本身的不相關性之外,也可能與調查環境內適合食蟹獴的中低海拔環境離溪流都不是很遠,而海拔可能已經包含距離溪流的因素,因海拔變高相對離溪流的距離有變遠的趨勢。

## 6. 非棲地因子部份:季節與拍攝範圍

不同季節的出現頻率變化如表十二(續),季節僅在野豬與黃喉貂沒有顯著影響,其他物種的變化則大致與前文的討論相符合。

拍攝範圍越大,拍到動物的機率應該也越大,此與分析結果相符合。沒有顯著相關的物種,可能因為其局部移動較為頻繁,因此並沒有顯著差異,像是山羌、山羊、野豬與黃鼠狼都是連拍比率很高的物種,而體型小的物種像是黃鼠狼與鼬雞,拍攝範圍的些微變動影響不大也可能是因為體型小的因素。此外,移動行為兼具覓食特性且覓食行為比較屬於在小範圍內局部移動搜尋的物種,應也是拍攝範圍些微變動影響不大的因素之一(如以上的山羌、山羊、野豬甚或鼬雞),而移動行為主要是遷徙功能的物種,如大型哺乳動物,增加拍攝範圍,將能增加拍攝到大型動物的機會,因此未來在架設自動照相機的方法上,應該可以朝增加拍攝範圍的方式著手,如水平架設,此也是國外大多數自動照相機調查的架設方式(如平坦乾河床或是林道上),只是台灣深山地區底層多茂密,並且無法架設在林道上(人為活動頻繁而失竊機率高),但是仍然值得嘗試水平架設的方式,或許可以提高拍攝到雲豹及黑熊的機會。另外,樹棲性行為比例比較高的物種像是台灣獼猴、黃喉貂與白鼻心,增加拍攝範圍也會增加地面拍攝到的機率。

比較不同物種的分布(第陸章節)、棲地選擇(表十二)以及活動模式(第捌章節),可以發現有生境區隔的現象。以植物性食物為主食的五個物種,除了食性的區隔之外,台灣獼猴以樹棲為主,山羌與水鹿雖都偏好地形平緩不崎嶇、灌

叢較低以及比較有中大型樹的環境,但是山羌較喜樹冠較低而樹冠遮蔽度高的環境,水鹿則是偏好樹冠遮蔽度較低且草本與灌叢植物遮蔽度較高的地方,此外山羌主要分布在中低海拔,水鹿則在不同植被類型有不同出現頻度而主要在中海拔有較高的出現頻度,而山羌偏好距離溪流較遠的環境,水鹿則喜距離溪流較近的地方。相對鹿科動物偏好平緩環境,長鬃山羊則在陡峭環境有較高的出現頻度,偏好距離溪流較遠、潮濕坡面與視覺掩蔽變化較大而不喜灌叢密度高的環境。野豬則似乎適應廣泛,有斷崖的地方出現頻率較低,但是不同於其他草食獸,地表石頭較多的地方有顯著較高的出現頻率,可能與其雜食的行為有關。在活動模式方面,野豬與山羊的日行活動比例最高,但是野豬主要集中中午活動,山羊則在晨昏較高,而兩種鹿科動物的日活動比例則比野豬和山羊低,主要集中晨昏活動,而都在午夜略有增加。

五種中小型食肉目動物的生境區隔似更為明顯。黃喉貂與黃鼠狼主要分布在中高海拔,一為日行性,另一為夜行性。鼬雞分布較為廣泛,夜行為主。食蟹獴與白鼻心主要分布在中低海拔,同樣的一為日行性,另一為夜行性。在棲地選擇的區隔上,鼬雞與食蟹獴不喜陡峭的環境,而地被、森林底層與森林結構則對五種食肉目各有不同的影響,黃鼠狼與白鼻心偏好距離溪流較遠處,黃喉貂偏好較為乾燥的環境,黃鼠狼則相反。除此之外,五種中小型食肉目食性與樹棲行為也有區隔。

許多的因子有相關性,在解釋上並不容易,如植被類型與海拔,或是坡度與四周坡度標準差,加上不同因子可能有互動影響(interaction),尤其在海拔與環境因子包含相當大範圍的情形下,分析模式在不同物種的變異解釋上,不一定可以達到非常好的結果,未來研究方向或許可以朝區分海拔帶加以分析、考慮因子互動的影響以及使用主成分分析來建構互不相關的因子以利解釋。即使如此,分析結果許多與經驗相符合,此分析結果仍然對這 10 種哺乳動物對其棲地選擇和生境區隔的生態,提供了初步的瞭解以作為經營管理的參考。

# 拾貳、分布模式

針對三種草食獸山羌、水鹿與長鬃山羊,以及食肉目的鼬雞的分布模式預測 分別如圖四十八到五十一,這是假設在沒有人為干擾的情形下進行的分布預測。

分布預測分法為利用由 GIS 粹取的因子(表二),並加入拍攝季節與拍攝範圍因子,使用如微棲地分析的 Zero-inflated Negative Binomial Model(山羌)和 Negative Binomial Model 進行分析,架構迴歸模式。一旦迴歸模式建立之後,便根據此模式計算整個雙鬼湖野生動物重要棲息環境與大武山自然保留區內的四種哺乳動物的分布模式,如果季節因子有顯著影響,則分別計算四個季節出現頻度值後加以平均,如果拍照範圍有顯著影響,則以 6m²(拍攝距離約 2.45m)來代入。為考慮預測的誤差以及自然的變異,利用迴歸模式預測的分布圖,先以9x9 方格(也就是 360m X 360m)來進行平均,以符合中大型哺乳動物較大活動範圍的特性並且去除部份預測誤差的影響,而最後在呈現相對數量多寡時,則使用 ArcGIS 中以標準差分類別的方式呈現,5 個類別分別為很少、少、平均、多以及很多。在平均之後以及使用類別的方式呈現,將能夠大為降低預測誤差和自然變異的影響。最終分布模式預測圖再套疊在立體地形圖上以方便與地形配合觀察比較。

山羊在高海拔的分布預測不如觀察的數量多,可能因為山羊與海拔的關係並非線性,但是在模式中卻是將海拔因子以線性 (generalized linear model)的方式表示,顯示不同的因子之間可能有互相影響而有不同的表現,類似的關係也可以在嘗試預測其他食肉目動物時發現,而導致預測效果不如預期,因此未來應可以加強因子互動關係的研究以及使用非線性模式來進行分布模式的預測。

對於拍照數較多的物種像是山羌,使用的迴歸模式架構的分布模式預測解釋了較多的變異並且有較佳的預測效果,然後像許多小型食肉目動物,雖然能夠粹取出棲地選擇的因子,但是在預測分布的效果不如預期,原因可能是因為拍照數較少,使用有效相片數當作應變數可能並不適合用來當作分布的預測。未來將可利用邏輯式迴歸、模糊集理論、電腦最佳化理論以及其他逐漸發展的最新方法來應用在分布模式的預測,更可以進一步使用更多其他因子或使用遙測影像加入植群指數來提供更多 DTM 圖層因子無法解釋的變異,達到更好的預測效果。相信如果在未來能夠提供專門的經費,針對自動照相機的資料來更深入的探討,比較各種不同的統計分法應用在物種分布模式的預測分析,更能增加分布模式預測的準確度,進一步結合各種不同物種的相對數量分布圖以標定保育熱區等等。

除了建構未受人為干擾影響的野生動物分布模式預測之外,建構在人為開發如道路、農業或是林業經營下的野生動物分布模式變化也是同等重要的。然而本計畫累積的幾乎都是在沒有人為干擾的情形下的野生動物分布資料,並無法探究人為活動的影響,像在金崙溪下游預測的高山羌出現頻度,與實際的自動照相機資料並不符合,最大的原因非常有可能是當地開發的歷史以及非常頻繁的人為活動與干擾所造成的影響。

面對未來越來越迫切的人為活動影響評估以及積極的林業經營需求,實有必要瞭解在有人為活動與影響的棲地環境,野生動物的分布及其變化,因此未來可以加強的研究方向為在各種造林地(如闊葉造林或是針葉樹造林)及其他干擾型的植被類型(如竹林、次生林)、不同人為活動地區像是距離村莊道路的遠近、不同的狩獵或是遊客壓力等等因素影響之下的野生動物相對數量及其分布。合併

未受人為干擾影響和有人為干擾影響之下的野生動物相對數量資料,建構包含人為活動與干擾因子的模式,林業經營管理單位便能夠具體地操弄模式裡各種不同人為活動與開發的程度,評估對野生動物分布變化,提供更為有效的工具作為積極的林業經營管理的參考。

# 拾參、其他陸域脊椎動物

在研究過程中,調查人員亦對觀察到的鳥類與兩棲爬蟲進行紀錄。鳥類總共 記錄到 117 種 ( 附錄二 ), 其中有 50 種屬於保育類動物, 其中 7 種瀕臨絕種保育 類,包括熊鷹、林鵰、藍腹鷳、褐林鴞、灰林鴞、黃魚鴞、朱鸝,這些瀕臨絕種 鳥類在保留區內都不難發現,顯示保留區對這些瀕臨絕種鳥類保育的價值與重要 性。珍貴稀有保育鳥類則有21種,包括鴛鴦、大冠鷲、台灣松雀鷹、鳳頭蒼鷹、 赤腹鷹、蜂鷹、黃嘴角鴞、領角鴞、鵂鶹、褐鷹鴞、大赤啄木、綠啄木、台灣藍 鵲、黃鸝、黃山雀、赤腹山雀、白喉噪眉(白喉笑鶇)、書眉、棕噪眉(竹鳥)、 花翅山椒、小剪尾,至於其他應予保育鳥類,包括有台灣山鷓鴣(深山竹雞)、 鳥頭翁、橿鳥、紅頭山雀、煤山雀、青背山雀、黄胸青鶲、黄腹琉璃、紋翼畫眉, 台灣噪眉(金翼白眉)、白耳畫眉、黃胸藪眉(藪鳥)、冠羽畫眉、灰喉山椒(紅 山椒)、小翼鶇、白尾鴝、台灣紫嘯鶇、栗背林鴝、白頭鶇、鉛色水鶇、火冠戴 菊鳥、紅尾伯勞等 22 種。台灣的保育類鳥類中,扣除海鳥、沼澤及平原環境鳥 類、遷移性鳥類以及侷限分佈在蘭嶼的物種不計,大武山自然保留區以及雙鬼湖 野生動物重要棲息環境包括了幾乎所有台灣森林環境中繁殖的保育類鳥類,僅分 布在中高海拔的黑長尾雉(帝雉)和低海拔丘陵地帶的八色鳥在調查過程中沒有 紀錄到。

兩棲爬蟲則總共記錄到 23 種,包括瀕臨絕種保育類的百步蛇以及珍貴稀有保育類的錦蛇、雨傘節、菊池氏龜殼花、莫氏樹蛙及褐樹蛙。另外則在保留區內的太麻里溪上游海拔 750-900m 處及小鬼湖林道海拔 1,500m 處有紀錄到橙腹樹蛙。調查過程中紀錄的兩棲爬蟲名錄如附錄三。

# 拾肆、參考文獻

- 王鑫、楊遠波、呂勝由、王穎、李玲玲、呂光洋、趙榮台,1987。大武山自然資源之初步調查 (一)。農委會 76 年生態研究第 15 號。
- 王鑫、楊遠波、陳擎霞、石磊、王穎、呂光洋、李玲玲、趙榮台,1988。大武山自然資源之初步調查 (二)。農委會 77 年生態研究第 20 號。
- 王鑫、楊遠波、陳擎霞、石磊、王穎、呂光洋、李玲玲、趙榮台,1989。大武山 自然資源之初步調查 (三)。農委會 78 年生態研究第 23 號。
- 王穎、王震哲、李培芬、梁明煌、裴家騏、陳世煌,1994。國道南橫公路路線研選計劃動植物生態資源調查報告。交通部台灣區南橫國道新建工程局。
- 王穎,2004。丹大地區野生動物重要棲息環境分區規劃及動物監測(第二年)。 行政院農業委員會林務局保育研究系列 92-11 號。
- 王穎,陳順其,2003。銅山地區山毛櫸林黑熊及其他野生動物生態之調查。行政院農業委員會羅東林區管理處。
- 王穎,黃美秀,2000。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係關係之研究(二)。 內政部營建署玉山國家公園研究叢書 1075 號。
- 李玲玲,林宗以,2003。台灣水鹿(Cervus unicolor swinhoei)的食性研究。行政院農業委員會林務局保育研究系列第91-3號。
- 李玲玲,林宗以,2004。台灣水鹿食性暨玉里野生動物保護區水鹿族群生態研究 (二)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第92-3號。
- 吳海音,2003。玉山國家公園東部園區大型哺乳動物監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處委託研究報告。玉山國家公園研究叢刊編號:1102。
- 吳海音,2004。玉山國家公園東部園區大型哺乳動物監測計畫。內政部營建署玉山國家公園管理處委託研究報告 1114。
- 馬協群,1990。高山草原區華南鼬鼠(Mustela sibirica davidiana)之生態學研究— 食性、棲息地及族群之基本調查。國立台灣師範大學生物研究所碩士論文。

56 頁。

- 翁國精,1997。福山試驗林華南鼬鼠(Mustela sibirica)之活動模式與族群變動。 國立台灣大學動物學研究所碩士論文,64頁。
- 高耀亭等,1987。中國動物志獸綱第八卷(食肉目)。科學出版社。新華書店北京發行所發行。
- 盛和林,1987。黃鼬(Mustela sibirica)體型大小的性二型及地理變異。獸類學報 7(2):92-95。
- 陳月玲。1990。台灣長鬃山羊(Capricornis crispus swinhoei)棲地及行為之研究。 國立台灣師範大學生物學系碩士論文。60頁。
- 陳月玲,1991。長鬃山羊的行為。動物園雜誌,11(1):18-20。
- 黃美秀,1995。福山試驗林食蟹獴(Herpestes urva)族群與資源利用研究。國立 台灣大學動物學研究所碩士論文,65頁。
- 黄美秀,2004。玉山國家公園楠梓仙溪地區中大型哺乳動物之族群監測。內政部 營建署玉山國家公園保育研究委託研究報告。
- 黃美秀、裴家騏,2004。自動照相機應用於中大型野生動物族群監測之研究。內 政部營建署雪霸國家公園委託研究報告。
- 趙榮台,1989。台灣穿山甲之繁殖保存研究 I. 一般生物學與現況分析。農委會 78 年生態研究第 32 號。51 頁。
- 鹿野忠雄,1929。台灣產哺乳類的分布及習性(I)。動物學雜誌,41(489):332-340。 (日文)
- 鹿野忠雄,1930。台灣產哺乳類的分布及習性(II)。動物學雜誌,42(499):156-173。 (日文)
- 趙榮台,1989。台灣穿山甲之繁殖保存研究 I: 一般生物學與現況分析。行政院農業委員會78年生態研究第032號。57頁。
- 彭仁君,2003。浸水營古道解說資源調查、解說手冊〈含摺頁〉編寫設計及地方 民眾參與計畫,行政院農委會林務局,90頁。

- 裴家騏,1992。台灣穗花杉自然保留區動物相之調查,台灣省農林廳林務局,47頁。 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。台灣林業科學 13(4):317-324。
- 裴家騏。2000。太魯閣國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究。內政部營建署太 魯閣國家公園管理處研究報告。31頁。
- 裴家騏,2002。墾丁國家公園陸域野生哺乳類動物調查研究(第三年)。內政部 營建署墾丁國家公園保育研究報告第121號。68頁。
- 裴家騏,2003。太魯閣國家公園內中大型野生哺乳類族群監測計畫。內政部營建 署太魯閣國家公園委託研究報告。
- 裴家騏,2004。雪霸國家公園哺乳類調查研究—大雪山地區。內政部營建署雪霸國家公園委託研究報告。
- 裴家騏、陳朝圳、吳守從、滕民強,1997。利用自動照相設備與地理資訊系統研究森林野生動物族群之空間分布。中華林學季刊(Q. Jour. Chin. For.) 30(3):279-289。
- 裴家騏、孫元勳,1999。雙鬼湖自然保護區(台東林管處轄區)動物相調查研究 (二)。林務局保育研究系列87-1號。
- 裴家騏、姜博仁,2002。大武山自然保留區及其週邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物之現況與保育研究(一)。行政院農委會林務局保育研究90-6號。60頁。
- 裴家騏、姜博仁,2003。大武山自然保留區及其週邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物之現況與保育研究(二)。行政院農委會林務局保育研究91-20號。72頁。
- 裴家騏、孫元勳,1999。雙鬼湖自然保護區(台東林管處轄區)動物相調查研究 (二)。行政院農委會林務局保育研究系列87-1號。78頁。
- 賴玉菁、裴家騏、許立達、姜博仁,2003。整合地理資訊系統及多元迴歸模式推估台灣南部山區山羌棲地選擇之初探。航測及遙測學刊 8(4):1-8。

- 蘇鴻傑,1981。森林生育地因子及其定量評估。中華林學季刊 20(1):1-14。
- Akaike, H. 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. Pages 267-281 *in* B. N. Petrov and F. Csaki, editors. Second international symposium on information theory. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary.
- Apps, C. D., McLellan B. N., Woods, J. G., and Proctor M. F. 2004. Estimating grizzly bear distribution and abundance relative to habitat and human influence. *Journal of Wildlife Management*, 68(1):138-152.
- Austin, S. C. 2002. Ecology of sympatric carnivores in Khao Yai National Park,

  Thailand. Ph.D. dissertation, Texas A&M University-Kingsville and Texas A&M

  University, College Station, USA.
- Burnham, K.P. and D.R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2nd edition. Springger-Verlag New York.
- Carbone C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson1, N. Franklin, J. R. Ginsberg, M.
  Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D. W.
  Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D. J.
  L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson and W. N. Wan Shahruddin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals.
  Animal Conservation 4:75-79.
- Chapman D. I. and N. G. Chapman. 1982. The antler cycle of adult Reeves' muntjac.

  \*Acta Theriologica 27(8):107-114.
- Chapman, D. I., N. G. Chapman, and O. Dansie.1984. The periods of conception and parturition in feral Reeve's muntjac (*Muntiacus reevesi*) in southern England, based upon age of juvenile animals. *J. Zool. Lond.* 204(4):575-578.
- Chapman, D. I. and O. Dansie. 1970. Reproduction and foetal development in female

- muntjac deer (Muntiacus reevesi Ogilby). Mammalis 34:303-319.
- Chuang, Shun-An and Ling-Ling Lee. 1997. Food habits of three carnivore species (*Viverricula indica*, *Herpestes urva*, and *Melogale moschata*) in Fushan Forest, northern Taiwan. *J. Zool.*, *Lond.* 243:71-79.
- Chen, M. T. 2002. Activity patterns and habitat use of sympatric small carnivores at low elevations in southern Taiwan. Texas A&M University Kingsville. Master thesis. 91 pp.
- Clark, J. D., J. E. Dunn, and K. G. Smith. 1993. A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. J. Wildl. Manage. 57(3):519-526.
- Griffiths, M., and C. P. van Schaik. 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. Conservation Biology 7(3):623-626.
- Grassman, L.I., Jr. 2004. Comparative ecology of sympatric felids in Phu Khieo Wildlife Sanctuary, Thailand. Ph.D. dissertation, Texas A&M University-Kingsville and Texas A&M University, College Station, USA.
- Hazarika, A. A. 1995. Goat predation by clouded leopard (*Neofelis nebulosa*) in Kakoi Reserve Forest of Assam. J. Bombay. Nat. Hist. Soc. 93:584-585.
- Heath, M. E. and S. L. Vanderlip. 1988. Biology, husbandry, and veterinary care of captive Chinese pangolins (*Manis pentadactyla*). *Zoo biology* 7:293-312.
- Hsu, M. J. and Lin J. 2001. Troop size and structure in free-ranging Formosan macaques (*Macaca cyclopis*) at Mt. Longevity, Taiwan. *Zoological studies* 40(1):49-60.
- Hwang, Mei-Hsiu. 2003. Ecology of Asiatic black bears and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Ph.D. dissertation. University of Minnesota. 181 pp.

- Kanchanasakha, B., S. Simcharoen, and U.T. Than. 1998. Canivores of Mainland South-East Asia. Siam Tong Kit Printing Co., Ltd. Bankok.
- Kano, Tadao. 1940. Zoogeographical studies of the Tsugitaka Mountains of Formosa. Shibusawa Institute, Tokyo, Japan.
- Karanth, K. U. and B. M. Stith. 1999. Prey depletion as a critical determinant of tiger population viability. *In* Riding the Tiger: Tiger Conservation in Human-dominated Landscapes, ed. Seidensticker, J., S. Christie and P. Jackson, pp 100-113.
  Cambridge, Cambridge University Press.
- King, C. M. 1990. The natural history of weasels and stoats. Cornell University Press, Ithaca, New York. 253pp.
- Lee, Ling-Ling and Yao-Sung Lin. 1990. Status of Formosan macaques. *Primates* conservation 11:18-20.
- Long, J. S. 1997. Regression models for categorical and limited dependent variables.

  Sage Publications Ltd., California. 297 pp.
- Lynam, A. J., K. Kreetiyutanont and R. Mather. 2001. Conservation status and distribution of the Indochinese tiger (*Panthera tigris corbetti*) and other large mammals in a forest complex in northeastern Thailand. *The Natural History Bulletin of the Siam Society* 49:61-75.
- Martyr, D. 1997. Important findings by FFI team in Kerinci Seblat, Sumatra, Indonesia. *Oryx* 31(2):80-82.
- McCullough, D.R., K.C.J. Pei and Y. Wang. 2000. Home range, activity patterns, and habitat relations of Reeves' Muntjacs in Taiwan. *J. Wildl. Manage*. 64(2):430-441.
- McCune, Bruce and Dylan Keon. 2002. Equations for potential annual direct incident radiation and heat load index. *Journal of Vegetation Science* 13:603-606.
- McNab, H.W. 1993. A topographic index to quantify the effect of mesoscale landform on site productivity. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1100-1107.

- Mishra H. R. and Wemmer C. 1987. The comparative breeding ecology of four cervids in Royal Chitwan National Park. Pp 259-271, *In* Biology and management of the Cervidae. Washington: Smithonia Institute. Moore, I. D., Gessler, P.E., Nielsen, G.A., and Petersen, G.A. 1993. Terrain attributes: estimation methods and scale effects. Pp 189-214 In Modeling Change in Environmental Systems, edited by A.J. Jakeman M.B. Beck and M. McAleer (London: Wiley).
- Pei, K. J.-C. 2001. Daily activity budgets of the Taiwan ferret badger (*Melogale moschata subaurantiaca*) in captivity. *Endemic Species Research* 3:1-11.
- Pei, K. J-C. and Hwan-Wun Liu. 1994. Reproductive biology of male Formosan Reeves' muntjac (*Muntiacus reevesi micrurus*). *J. Zool. Lond.* 233:293-306.
- Rabinowitz, A. 1988. The clouded leopard in Taiwan. Oryx 22(1): 46-47.
- Riley, S. J., S. D. DeGloria and R. Elliot. 1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. Intermountain Journal of Sciences, vol. 5, No. 1-4.
- Roberts. D. W., and S. V. Cooper. 1989. Concepts and techniques of vegetation mapping. Pp 90-96 in Land Classifications Based on Vegetation: Applications for Resource Management. USDA Forest Service GTR INT-257, Ogden, UT
- Swinhoe, R. 1862. On the mammals of the island of Formosa (China). *Proc. Zool. Soc. Lond.*, 23:347-365.
- Suen, K.Y., Pei, K. J. C. and Lai, Y. C. 2002. Survey and Long-term Monitoring of Non-flying Terrestrial Mammals in Country Parks of Hong Kong. Final report. Wildlife Conservation Foundation Limited. Hong Kong.
- Van Schaik, C. P. and Griffiths, M. 1996. Activity periods of Indonesian rain forest mammals. *Biotropica* 28:105-112.

- Wang Ying, See-Wu Chu, David Wildt and Ulysses S. Seal. Editors. 1995. Clouded leopard Taiwan, *Neofelisnebulosa brachyurus*. Population and Habitat Viability Assessment Workshop. Taipei Zoo, Taipei, Taiwan.
- Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecol. Monog. 30:279-338.
- Wu, Hai-Yin. 1999. Is there current competition between sympatric Siberian weasels (*Mustela sibirica*) and ferret badgers (*Melogale moschata*) in a subtropical forest ecosystem of Taiwan? *Zoological studies* 38(4):443-451.
- Wu, Hai-Yin and Yao-Sung Lin. 1992. Life history variables of wild troops of Formosan macaques (*Macaca cyclopis*) in Kengting, Taiwan. *Primates* 33(1):85-97.
- Wu, H. Y. and Y. S. Lin. 1993. Seasonal variation of the activity and range use patterns of a wild troop of Formosan Macaque in Kengting, Taiwan. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 32(4): 242-252.
- Zielinski, W. J. 1988. The influence of daily variation in foraging cost on the activity of small carnivores. *Anim. Behav.* 36:239-240.
- Zielinski, W. J., Spencer W. D. and Barrett, R. 1983. Relationship between food habits and activity patterns of pine martens. *J. Mamma*. 64:387-396.
- Zuckerman S. 1953. The breeding seasons of mammals in captivity. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 122:827-950.

表一、微棲地選擇用以分析的棲地因子

	1,7,4,10,0001	
棲地因子	測量及推導方法	備註
草本遮蔽度	八方位每公尺取樣 1 點,每方位	
	取 10 公尺,以百分比表示	
灌叢遮蔽度	八方位每公尺取樣 1 點,每方位	
	取 10 公尺,以百分比表示	
石頭遮蔽度	八方位每公尺取樣 1 點,每方位	
	取 10 公尺,以百分比表示	
樹冠遮蔽度	以 densiometer 在中心點四方位以	
	及中心點四方位 5m 處量測,求取	
	平均值,以百分比表示	
	四方位 5m 及 10m 處以 A4 尺寸	
	(4x5 方格)分别在 0.5m、1m、	
視覺掩蔽度	1.5m 及 2m 往外及往內估算視覺	
(Visual obscurity)	遮蔽度,以0-5 六個等級區分,然	
	後求取平均值,以百分比表示	
 海拔	以 GPS 座標自 DTM 圖層粹取	
1,4,456	以樣點中心點分別往上坡及下坡	
坡度	各距 10m,以 clinometer 實測坡面	
<b>双</b> 及	20m 的坡度	
坡向	以指北針實測	
平均樹冠高	雷射測距儀實測	
森林分層數	目測估計,2-5層(含草本層)	
坡度標準差	半徑 2m、4m、8m 各求標準差	八方位距中心點
· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	以八方位 2m、4m、8m 與樣點中	2m、4m、8m 處以
地表形式指數	心點的高度差計算,參考McNab	clinometer 在中心
(Landform index)	1993	點實測坡度變化
	1995	参考 Whittaker
水分梯度	1 (最濕) ~10 (最乾) 有序等級	1960 及蘇鴻傑
	10(取代) 有分子被	1987
	PCQ 無邊界取樣,	1701
灌叢密度	以 1/平均距離平方表示	
	PCO 無邊界取樣,求平均值	
F 双   17   7   7   7	區分鐵杉林、針闊葉混合林、櫟	
植群型	林带、楠櫧林带、榕楠林带、次	
	生	
   附近有無斷崖	上四亦作	
距離溪流湖泊距離	利用 GIS 計算	
	77月 013 計开	
平均樹密度	」   PCQ 無邊界取樣,並根據不同胸	
平均樹胸徑	TCQ 無瓊介取依, 业依據不同胸 一徑分別取樣。	
平均樹高	控刀 別 収 依 。	
Basal area		

表二、以地理資訊系統進行分布模式分析所用的棲地因子

,ke			
類別	因子	取得或計算方法	
	海拔	現有 40m X 40m DTM 圖層	
地石位里 ( 古 卒 关 )	坡面位置(高度差)	0(谷地)~100(稜線),以相對稜線與谷地的	
溫	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	海拔差計算比例	
濕	坡面位置(水平距離)	0(谷地)~100(稜線),以相對稜線與谷地的	
度	坂町位且 (小丁丘解)	距離計算比例	
與	與溪流湖泊最近距離	由溪流圖層推算,溪流圖層係以 DTM 圖層以	
植		水文模型推導	
群	日輻射潛能(ASR)	依 McCune and Keon 2002 計算平均一年接受日	
類		輻射之能量	
別	相對輻射濕度指數 (TRASP)	依 Roberts and Cooper 1989 將坡向轉換為 0(北	
相		到東北坡面,通常較為涼爽潮濕)~1(南到西	
關	(TIGIOT)	南坡面,通常較為溫暖乾燥)的指數	
因		依 Moore et. al. 1999 計算相對濕度指數,此指	
子	綜合地形濕度指數	數與一些土壤因子相關,為集水區面積與坡度	
	(CTI)	的複合因子,與坡度成反比,集水區面積成正	
		比	
地	坡度	由 DTM 圖層推算 (ArcGIS),以百分比表示	
表	周遭坡度標準差		
崎	周遭坡度範圍	周遭 3x3 方格和 9x9 方格 (DTM 圖層)內坡度	
嶇	周遭海拔標準差	或海拔的標準差與範圍(最大值-最小值)	
度	周遭海拔範圍		
與		依 Riley et al. 1999 由 DTM 圖層推算,即周遭	
地	TRI(地表崎嶇度指數)	八方格與中心點海拔的 RMSE (Root Mean	
表		Square Error) °	
形			
式			
指	地表形式指數	   依照 McNab 1993 由 DTM 圖層推算,	
數	McNab Landform index		
因			
子			

表三、台灣與國外(西馬、泰國與印尼蘇門答臘)在使用自動照相機調查大型哺 乳動物的研究中,雲豹拍攝結果的比較。

地區	大武山與	具雙鬼湖區	印尼蘇 <sup>a</sup> 門答臘	西馬 b	泰	g <sup>c</sup>	
架設方式	45 度俯角	朝 向 地 面	水平, Trail- master	d 水平	水平 Trail- based	水平 Plot- based	
樣點挑選	兼顧各類 包括動物 調查有配	少的地方。 針對雲豹			包括大獸徑 渗鹽處、水		
海拔範圍	150m∼ 3,092m	大武山自 然保留區 <1,500m	N/A	0m∼ 2,150m <sup>e</sup>	540m~1,610m 以 600~700m 為主		
調查面積 (km²)	950 (實際 <100)	實際<60	N/A	650	200	40	
樣點數	377	218	20	164	43	24	
工作天數	13, 354	6,800	N/A	6, 787	612	1, 274	
平均1張 雲豹天數	•	~8, 500 <b></b>	N/A	849	18	39	
拍到雲豹 張數	0	0	6	8	6	4	

- a Martyr 1997 •
- b Ruth Laidlaw, Wildlife Conservation Society, 私人通訊
- c 修改自 Lynam et al. 2001
- d 水平架設的感應拍攝面積可以是傾斜架設的 3 倍以上
- e 因資料缺乏,海拔範圍為馬來半島的海岸到最高峰,實際調查樣區海拔集中在較低海拔,雲豹拍到的海拔皆在700m以上。
- f 台灣估計需 5~10 倍的努力量(裴家騏和姜博仁 2003),以西馬大約 1 張 850 工作天為標準計算期望值範圍。

表四、訪查以及文獻的台灣雲豹紀錄

年代	地區	狀況	部落	紀錄來源
2004	花蓮萬榮山區	獵人在陷阱目擊正在吃 山羌,看到很長的犬齒		黄興炎
2000	雙鬼湖西側 11 林班	獵人目擊2隻(黃喉 貂?)		屏科大野保所學生
2000	雙鬼湖西側舊萬 山附近	獵人目擊	屏東萬山	陳美汀
1999	雙鬼湖東側山區	獵人捕獲	台東大南 村	莊效光
1995 左右	郡大山區	獵人目擊	南投信義	劉建男
1995 左右	楠溪林道	獵人捕獲		劉建男
1990-2000?	屏東大母母山區	獵人目擊	排灣族	鄭薏如
1990-2000?	小鬼湖附近山區	獵人目擊	排灣族	鄭薏如
1990-2000?	雙鬼西側山區	獵人目擊	大社	李靜峰
1990	太魯閣	獵人流出捕獲雲豹所拍 的照片		雲豹 PHVA, Wang et al. 1995
1981-1986	大武山保留區	2 筆獵人紀錄(訪問 70 名獵人)		Rabinowitz 1988
1981-1986	玉山國家公園	5 筆獵人紀錄(訪問 70 名獵人)		Rabinowitz 1988
1976-1981		3 筆獵人紀錄(訪問 70 名獵人)		Rabinowitz 1988
1980 以前	台東山區	獵獲過10多隻雲豹	平地獵人	訪查
1976 以前		23 筆獵人紀錄(訪問 70 名獵人)		Rabinowitz 1988
1960 以前	雪霸志樂溪流域	目擊	泰雅族	訪查
1950 以前	大武山區	一生獵獲 13 隻雲豹	台東大王	報紙
1950 以前	台東山區	雲豹皮衣,2隻。	台東紅葉	報紙
1930-1940	大武山區	中研院收藏之雲豹皮	屏東望嘉	國立歷史博物館特展 書錄
1930 以前	大武山保留區杷 宇森稜線包盛舊 社上方	小時候看到有人捕獲	台東正興	訪查
1930 以前	大武山區	雲豹皮,5隻	屏東古樓	訪查
1930 以前	大武山區	雲豹皮,1隻	屏東來義	訪查
1930 以前	拉庫音溪	獵人捕獲	高雄梅山	李靜峰
1930 以前	舊好茶,古好茶	1 次來獵食部落養的 雞,1 次看見別人抓到帶 到部落	屏東好茶	訪查
1930 以前	霧頭山小鬼湖山 區	小時候看到有人捕獲	屏東阿禮	訪查
1930 以前?	台東山區	祖父獵過13隻雲豹	卑南族	訪查
1930 以前?	雙鬼湖西側山區?	雲豹皮	屏東大社	吳海音
1920 以前	大武山區	古樓舊社看見關起來的 幼豹	屏東古樓	伊能嘉矩(楊楠郡譯, 伊能嘉矩踏查日記)
日據時期	?	浸泡標本		國立歷史博物館館藏
1870 以前	?	獵人獵獲標本		Swinhoe 1862 \ 1870

表五、比較大武山區與泰國的雲豹獵物 OI 值

			台灣	大武山區及	雙鬼湖中海	拔區
	泰國 <sup>a</sup>	泰國 <sup>a,b</sup>		依海拔	发分带	
	(原始	(依據體	200m	1,200m	1,900m	2,500m
獵物種類	OI 值)	型調整)				
			1,200m	1,900m	2,500m	3,100m
中小型 <sup>b</sup>	3.07	6.86	23.9	8.99	4.04	0.15
鹿科動物	3.07	0.80	23.9	0.99	4.04	0.13
獼猴 <sup>c</sup>	0.62	0.62	3.66	3.34	2.24	1.46
山羊	0.13	0.13	3.06	3.71	1.92	3.42
雉科鳥類 d	1.13	1.13	1.41	1.90	1.26	0.83
山豬 <sup>c</sup>	1.06	1.06	0.41	0.19	0.25	0.34
水鹿	0.22	0.22	1.00	1.35	1.21	0.03
豪豬	0.38	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00
總計	6.61	10.39	33.44	19.48	10.92	6.23

a 修改自 Lynam et al. 2001。樣區海拔範圍為  $540m\sim1,310m$ ,但是主要的研究樣區為  $700\sim800m$ 。

b 調整過的 OI 值係將泰國赤麂 OI 值乘以 2.5,兩種小型鼷鹿 OI 值分別乘以 0.25 與 0.5,以與台灣山羌比較。

c 台灣獼猴與台灣野豬係以群為單位,並非單隻。

d 台灣部分的維科鳥類 OI 值為把台灣深山竹雞 OI 值乘以 0.3 再與藍腹鷴相加以 與泰國維科鳥類比較。

表六、自動照相機所拍到哺乳動物有效照片數(扣除連拍以及同群)比較表。

動物名	有效照片數	佔所有有效照片百分比
山羌	3,070	42.59%
臺灣獼猴	895	12.42%
長鬃山羊	716	9.93%
刺鼠	579	8.03%
鼬獾	387	5.36%
食蟹獴	292	4.05%
白鼻心	266	3.69%
水鹿	258	3.58%
黄鼠狼	150	2.08%
黄喉貂	141	1.96%
高山白腹鼠	103	1.43%
臺灣野豬	95	1.32%
赤腹松鼠	83	1.15%
臺灣森鼠	38	0.53%
不知名蝙蝠	34	0.47%
長吻松鼠	25	0.35%
白面鼯鼠	24	0.33%
穿山甲	19	0.26%
臺灣田鼠	13	0.18%
條紋松鼠	13	0.18%
臺灣黑熊	6	0.08%
不知名鼩鼱	1	0.01%
總計	7,208	

表七、大武山自然保留區及周邊地區(含雙鬼湖野生動物重要棲息環境)調查到 之現生哺乳類名錄(不包含文獻紀錄、訪查紀錄,調查方式為自動照相機以及目 擊痕跡觀察,沒有使用捕捉法調查翼手目以及小型嚙齒目與食蟲目動物)。

自動照相機	目擊 痕跡	保育等級a
	*	
*	$\bigstar$	
*	*	
*	*	
*	*	
	*	
$\bigstar^{\mathrm{b}}$		
*	*	
*	*	
*		
*		
*	*	II
*	*	II
*	*	I
*	*	
*	*	II
*	*	
*	*	II
★ <sup>c</sup>		II
*	*	
_	照機 ★★★★ ★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★★	R

a I-瀕臨絕種保育類野生動物;II-珍貴稀有保育類野生動物;III-其他應予保育類野生動物。

b 裴家騏和孫元勳 1999。

c 裴家騏和孫元勳 1999 以及台東林區管理處大武工作站未發表資料。

表八、自動照相機所拍到哺乳動物連拍相片與同群相片數百分比較表,僅使用一般獸徑型樣點所拍到的相片來統計,張數小於10張的鳥類不計入統計。

動物名	所有 相片數	扣除連拍 相片數	扣除連拍同群 相片數	連拍百分比	同群百分比
山羌	4183	2345	2289	43. 94%	2. 39%
長鬃山羊	1163	640	629	44. 97%	1.72%
臺灣獼猴	1000	838	632	16. 2%	24. 58%
刺鼠	477	425	422	10.9%	0. 71%
水鹿	388	210	202	45. 88%	3. 81%
藍腹鷴	354	178	162	49. 72%	8. 99%
鼬獾	346	322	316	6. 94%	1.86%
深山竹雞	260	138	94	46. 92%	31.88%
食蟹獴	248	177	172	28. 63%	2.82%
白鼻心	223	162	161	27. 35%	0.62%
臺灣野豬	175	103	77	41.14%	25. 24%
黄喉貂	173	103	95	40. 46%	7. 77%
黄鼠狼	166	118	117	28. 92%	0.85%
虎鶇	154	107	106	30. 52%	0. 93%
高山白腹鼠	70	66	66	5. 71%	0%
赤腹松鼠	67	56	56	16. 42%	0%
金翼白眉	46	38	36	17. 39%	5. 26%
穿山甲	45	19	19	57. 78%	0%
閒雜人等	43	17	9	60. 47%	47. 06%
紫嘯鶇	38	30	30	21. 05%	0%
不知名蝙蝠	34	29	29	14. 71%	0%
白面鼯鼠	32	23	23	28. 13%	0%
山鷸	32	19	19	40.63%	0%
長吻松鼠	28	23	23	17. 86%	0%
臺灣森鼠	24	22	22	8. 33%	0%
灰林鴿	22	8	4	63. 64%	50%
總計	9824	6236	5829		

表九、大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境不同海拔帶的中大型哺乳動物 OI 值。

						平均	0I 值					
			海 闊 1200	中低 海拔 闊葉林 1200m 到 1900m		海拔 陽葉 合林 00m 500m	鐵 針 250	每拔 末林 20m 100m	有狩猟 壓力 低 陽葉林 150m 1,200m		有狩獵壓 力中海拔 闊葉林 1,200m到 2,000m	
涵蓋流域範圍	太原	<b>太</b> 溪	太原	<b>本溪</b> 麻里 奚	太麻	鬼湖 i里溪 本溪		里溪 本溪	金崙溪大南溪		金崙溪 知本溪 大鬼湖	
樣點數	7	8	4	.7	Ę	50	2	23	1	7	Ę	5
工作天	25	30	15	571	25	516	13	866	43	38	34	11
台灣獼猴群	3.66	4.25	3.34	5.17	2.24	2.69	1.46	1.49	2.38	2.50	1.34	1.47
山羌	23.9	32.0	8.99	10.9	4.04	4.74	0.15	0.27	6.28	9.25	1.59	1.63
水鹿	1.00	1.01	1.35	1.34	1.21	1.25	0.03	0.06	0.10	0.38	0.24	0.21
長鬃山羊	3.06	3.51	3.71	3.97	1.92	1.72	3.42	3.74	1.90	2.02	1.71	1.45
台灣野豬群	0.41	0.54	0.19	0.17	0.25	0.48	0.34	0.35	0.95	1.15	0.24	0.13
黄喉貂	0.26	0.30	0.58	0.68	0.71	0.78	0.15	0.16	0.00	0.00	0.12	0.15
黄鼠狼	0.03	0.03	0.53	0.86	0.53	0.76	1.28	0.97	0.00	0.00	1.22	2.18
鼬獾	1.38	1.59	1.46	1.28	0.70	0.69	1.31	1.57	4.28	4.82	0.37	0.90
白鼻心	1.24	1.18	1.03	1.95	0.30	0.34	0.06	0.09	0.67	0.90	0.37	0.52
食蟹獴	1.37	1.37	0.96	1.33	0.22	0.29	0.00	0.00	1.24	1.82	0.37	0.38
麝香貓 a	0.06	N/A	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
黑熊 b	0.02	N/A	0.00	0.00	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
穿山甲	0.26	0.21	0.08	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
赤腹松鼠	0.36	0.50	0.50	0.68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.38	0.45	0.12	0.07
長吻松鼠	0.10	0.20	0.13	0.11	0.05	0.04	0.15	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00
條紋松鼠	0.00	0.00	0.00 0.00		0.02	0.05	0.06	0.07	0.00	0.00	0.37	0.20
物種數	1	5	1	3	1	12	11		9		12	

備註:每個區域兩種 0I 值分別是總相片數除以總工作時(左)以及樣點 0I 值平均(右)兩種算法。

a 將大武工作站於大武山保留區東南邊緣拍到的麝香貓記入。

b 有一樣點無時間顯示,將其拍到的黑熊記入。

表十、大武山自然保留區及雙鬼湖野生動物重要棲息環境內哺乳動物紀錄到的海拔分布範圍,包含目擊、聲音與自動照相機紀錄。

	150m	500m	1000m	1500m	2000m	2500m	3000m
台灣葉鼻蝠							
高山白腹鼠							
刺鼠							
台灣森鼠							
高山田鼠							
條紋松鼠		_					
赤腹松鼠							
長吻松鼠		-					
白面鼯鼠							
大赤鼯鼠							
臺灣獼猴							
穿山甲		_					
黑熊							
華南鼬鼠		_					
黄喉貂		_					
鼬貛		_					
白鼻心							
麝香貓							
食蟹獴							
山羌							
水鹿	_						
長鬃山羊							
台灣野豬							

表十一、大武山區與其他地區中大型哺乳動物群聚比較。

	大武1	大武2	大武3	玉山 東部	玉山楠 溪林道	丹大1	丹大2
海拔範圍	400-1200	1200-1900	1900-2500	700-2200	1700-2400	<1500?	800-1400
人為干擾	輕微	無	無	輕微	小	小	小
林相干擾	輕微	無	無	輕微	中	輕微	小
台灣獼猴群	3.66	3.34	2.24	10.15	3.9	1.08	7
山羌	23.9	8.99	4.04	19.27	16.42	15.48	21.45
水鹿	1.00	1.35	1.21	7.5	1.82	2.7	2.86
長鬃山羊	3.06	3.71	1.92	2.73	0.99	3.64	2.43
台灣野豬a	0.41	0.19	0.25	1.84	1.44	0.41	1.25
黄喉貂	0.26	0.58	0.71	0.65	0.05	0.13	0.03
黄鼠狼	0.03	0.53	0.53	0.11	0.59	0.18	0.1
鼬獾	1.38	1.46	0.70	1.52	1.12	2.71	3.34
白鼻心	1.24	1.03	0.30	0.62	0.13	0.11	0.09
食蟹獴	1.37	0.96	0.22	0.51	0	0	0.05
麝香貓	0.06	0	0	0	0	0	0
黑熊	0.02	0	0.03	0.3	0.08	0	0
穿山甲	0.26	0.08	0	0	0	0	0.23
赤腹松鼠	0.36	0.50	0.00	N/A	0.91	N/A	N/A
長吻松鼠	0.10	0.13	0.05	N/A	0.67	N/A	N/A
條紋松鼠	0	0	0.02	N/A	0	N/A	N/A
松鼠	0.46	0.64	0.07	N/A	1.58	0.05	0.36
物種數	15	13	13	11-14	12	10-11	12-13

a 大武山區野豬以群為單位。

## b 地區說明:

大武1:大武山自然保留區低海拔。

大武2:大武山自然保留區中低海拔。

大武3:大武山自然保留區和雙鬼湖野生動物重要棲息環境中海拔。

玉山東部:玉山國家公園東部園區瓦拉米到大分,彙整吳海音 2003、2004 資料 [10 分鐘內為重複,與其他研究主要以1小時為重複不同,相機架設角度較其他研究水平,部份相機感應拍攝範圍可能較廣(由相片觀察比較),已去除其中兩個泥灘的架設點但仍可能包含部份泥灘的樣點,樣點海拔大多集中在 1500m 以下]。

玉山楠溪:玉山國家公園西部園區楠溪林道沿線,黄美秀 2004。

丹大1: 丹大野生動物重要棲息環境,規劃之保護區,丹大溫泉,王穎 2004。 丹大2: 丹大野生動物重要棲息環境,規劃之狩獵區,三分所到巒大溪,王穎 2004。

表十一、大武山區與其他地區中大型哺乳動物群聚比較 (續)。

大武1   大武2   大武3   太魯閣1   太魯閣2   雪前1   雪前   紫江湖   紫江湖   北田田   紫江湖   北田田   紫江湖   北田田   北	(A) 人民国世界共同地世上人至南北회初群从比较(横)。										
接扱転置		大武1	大武2	大武3	太魯閣1	太魯閣2	雪霸 1	宜蘭 銅山	墾丁國 家公園		
株相千擾   軽微   無   中   中   中   中   大   大   台灣舖猴群   3.66   3.34   2.24   2.1   3.6   1.23   1.48   3.8   山羌   23.9   8.99   4.04   10.2   9.1   5.26   12.99   0.1   水鹿   1.00   1.35   1.21   0   0   0   0   0   0   0   0   0	海拔範圍				<1000				<600		
台灣獺森群 3.66 3.34 2.24 2.1 3.6 1.23 1.48 3.8 山羌 23.9 8.99 4.04 10.2 9.1 5.26 12.99 0.1 水鹿 1.00 1.35 1.21 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	人為干擾	輕微	無	無	中	中	中	中	大		
山羌 23.9 8.99 4.04 10.2 9.1 5.26 12.99 0.1 水鹿 1.00 1.35 1.21 0 0 0 0 0 0 長鬃山羊 3.06 3.71 1.92 1 1.1 0.06 0.86 0 台灣野豬 0.41 0.19 0.25 0.4 0.6 0.21 0.475 0.49 黄喉貂 0.26 0.58 0.71 0 0 0 0 0.0225 0 黄鼠狼 0.03 0.53 0.53 0 0.1 0.21 1.72 0 鼬獾 1.38 1.46 0.70 6.7 0.4 2.78 1.8325 7.07 白鼻心 1.24 1.03 0.30 0.2 0.1 0.06 0.175 1.59 食蟹獴 1.37 0.96 0.22 0.1 0.1 0.06 0.175 1.59 食蟹獴 1.37 0.96 0.22 0.1 0.1 0.3 0.2175 0.24 麝香鮨 0.06 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	林相干擾	輕微	無	無	中	中	中	中	大		
水鹿 1.00 1.35 1.21 0 0 0 0 0 0 0 0 0 長鬃山羊 3.06 3.71 1.92 1 1.1 0.06 0.86 0 0 台灣野豬 0.41 0.19 0.25 0.4 0.6 0.21 0.475 0.49 黄喉貂 0.26 0.58 0.71 0 0 0 0.0225 0 黄鼠狼 0.03 0.53 0.53 0 0.1 0.21 1.72 0 軸獾 1.38 1.46 0.70 6.7 0.4 2.78 1.8325 7.07 白鼻心 1.24 1.03 0.30 0.2 0.1 0.06 0.175 1.59 食蟹獴 1.37 0.96 0.22 0.1 0.1 0.3 0.2175 0.24 麝香貓 0.06° 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	台灣獼猴群	3.66	3.34	2.24	2.1	3.6	1.23	1.48	3.8		
長鬃山羊 3.06 3.71 1.92 1 1.1 0.06 0.86 0 6灣野緒 0.41 0.19 0.25 0.4 0.6 0.21 0.475 0.49 黄喉貂 0.26 0.58 0.71 0 0 0 0.0225 0 黄鼠狼 0.03 0.53 0.53 0 0.1 0.21 1.72 0 軸獾 1.38 1.46 0.70 6.7 0.4 2.78 1.8325 7.07 白鼻心 1.24 1.03 0.30 0.2 0.1 0.06 0.175 1.59 食蟹獴 1.37 0.96 0.22 0.1 0.1 0.3 0.2175 0.24 麝香貓 0.06 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	山羌	23.9	8.99	4.04	10.2	9.1	5.26	12.99	0.1		
台灣野豬	水鹿	1.00	1.35	1.21	0	0	0	0	0		
黄喉貂     0.26     0.58     0.71     0     0     0     0.0225     0       黃鼠狼     0.03     0.53     0.53     0     0.1     0.21     1.72     0       鼬獾     1.38     1.46     0.70     6.7     0.4     2.78     1.8325     7.07       白鼻心     1.24     1.03     0.30     0.2     0.1     0.06     0.175     1.59       食蟹獴     1.37     0.96     0.22     0.1     0.1     0.3     0.2175     0.24       麝香貓     0.06°     0     0     0     0     0     0     0     0       穿山甲     0.26     0.08     0     0     0     0     0     0     0       素腹松鼠     0.36     0.50     0     0.8     0.3     0.36     N/A     2.99       長吻松鼠     0.10     0.13     0.05     0     0.1     0.18     N/A     0       株鼠     0.46     0.64     0.07     0.8     0.4     0.63     0.3225     2.99       台灣野兔     0     0     0     0     0     0     0     0     0       梅花鹿     0     0     0     0     0     0     0     0     0 <td>長鬃山羊</td> <td>3.06</td> <td>3.71</td> <td>1.92</td> <td>1</td> <td>1.1</td> <td>0.06</td> <td>0.86</td> <td>0</td>	長鬃山羊	3.06	3.71	1.92	1	1.1	0.06	0.86	0		
黄鼠狼       0.03       0.53       0.53       0       0.1       0.21       1.72       0         触雑       1.38       1.46       0.70       6.7       0.4       2.78       1.8325       7.07         白鼻心       1.24       1.03       0.30       0.2       0.1       0.06       0.175       1.59         食蟹獴       1.37       0.96       0.22       0.1       0.1       0.3       0.2175       0.24         麝香貓       0.06°       0       0       0       0       0       0       0       0         寒山甲       0.26       0.08       0       0       0       0       0       0       0         赤腹松鼠       0.36       0.50       0       0.8       0.3       0.36       N/A       2.99         長吻松鼠       0.10       0.13       0.05       0       0.1       0.18       N/A       0         條紋松鼠       0       0       0.02       0       0       0.09       N/A       0         檢紋松鼠       0.46       0.64       0.07       0.8       0.4       0.63       0.3225       2.99         台灣野兔       0       0       0       0<	台灣野豬 <sup>a</sup>	0.41	0.19	0.25	0.4	0.6	0.21	0.475	0.49		
触獲 1.38 1.46 0.70 6.7 0.4 2.78 1.8325 7.07 白鼻心 1.24 1.03 0.30 0.2 0.1 0.06 0.175 1.59 食蟹獴 1.37 0.96 0.22 0.1 0.1 0.3 0.2175 0.24 麝香貓 0.06 <sup>a</sup> 0 0 0 0 0 0 0 0 0  黒熊 0.02 <sup>b</sup> 0 0.03 0 0 0 0 0 0  穿山甲 0.26 0.08 0 0 0 0 0.03 0 0.01 赤腹松鼠 0.36 0.50 0 0.8 0.3 0.36 N/A 2.99 長吻松鼠 0.10 0.13 0.05 0 0.1 0.18 N/A 0  條紋松鼠 0 0 0.02 0 0 0.09 N/A 0  松鼠 0.46 0.64 0.07 0.8 0.4 0.63 0.3225 2.99 台灣野兔 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 1.2	黄喉貂	0.26	0.58	0.71	0	0	0	0.0225	0		
白鼻心   1.24   1.03   0.30   0.2   0.1   0.06   0.175   1.59     食蟹獴   1.37   0.96   0.22   0.1   0.1   0.3   0.2175   0.24     麝香貓   0.06°   0   0   0   0   0   0     黒熊   0.02°   0   0.03   0   0   0   0   0     穿山甲   0.26   0.08   0   0   0   0.03   0   0.01     赤腹松鼠   0.36   0.50   0   0.8   0.3   0.36   N/A   2.99     長吻松鼠   0.10   0.13   0.05   0   0.1   0.18   N/A   0     條紋松鼠   0   0   0.02   0   0   0.09   N/A   0     松鼠   0.46   0.64   0.07   0.8   0.4   0.63   0.3225   2.99     台灣野兔   0   0   0   0   0   0   0   0   0.13     梅花鹿   0   0   0   0   0   0   0   0   1.2	黄鼠狼	0.03	0.53	0.53	0	0.1	0.21	1.72	0		
食蟹獴 1.37 0.96 0.22 0.1 0.1 0.3 0.2175 0.24 麝香貓 0.06 <sup>a</sup> 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	鼬獾	1.38	1.46	0.70	6.7	0.4	2.78	1.8325	7.07		
麝香貓       0.06°       0       0       0       0       0       0       0         黒熊       0.02°       0       0.03       0       0       0       0       0       0         穿山甲       0.26       0.08       0       0       0       0.03       0       0.01         赤腹松鼠       0.36       0.50       0       0.8       0.3       0.36       N/A       2.99         長吻松鼠       0.10       0.13       0.05       0       0.1       0.18       N/A       0         條紋松鼠       0       0       0.02       0       0       0.09       N/A       0         台灣野兔       0       0       0       0       0       0       0       0       0         梅花鹿       0       0       0       0       0       0       0       0       1.2	白鼻心	1.24	1.03	0.30	0.2	0.1	0.06	0.175	1.59		
黒熊     0.02b     0     0.03     0     0     0     0     0       穿山甲     0.26     0.08     0     0     0     0.03     0     0.01       赤腹松鼠     0.36     0.50     0     0.8     0.3     0.36     N/A     2.99       長吻松鼠     0.10     0.13     0.05     0     0.1     0.18     N/A     0       條紋松鼠     0     0     0.02     0     0     0.09     N/A     0       松鼠     0.46     0.64     0.07     0.8     0.4     0.63     0.3225     2.99       台灣野兔     0     0     0     0     0     0     0     0       梅花鹿     0     0     0     0     0     0     0     1.2	食蟹獴	1.37	0.96	0.22	0.1	0.1	0.3	0.2175	0.24		
穿山甲     0.26     0.08     0     0     0     0.03     0     0.01       赤腹松鼠     0.36     0.50     0     0.8     0.3     0.36     N/A     2.99       長吻松鼠     0.10     0.13     0.05     0     0.1     0.18     N/A     0       條紋松鼠     0     0     0.02     0     0     0.09     N/A     0       松鼠     0.46     0.64     0.07     0.8     0.4     0.63     0.3225     2.99       台灣野兔     0     0     0     0     0     0     0     0     0       梅花鹿     0     0     0     0     0     0     0     1.2	麝香貓	0.06°	0	0	0	0	0	0	0		
赤腹松鼠     0.36     0.50     0     0.8     0.3     0.36     N/A     2.99       長吻松鼠     0.10     0.13     0.05     0     0.1     0.18     N/A     0       條紋松鼠     0     0     0.02     0     0     0.09     N/A     0       松鼠     0.46     0.64     0.07     0.8     0.4     0.63     0.3225     2.99       台灣野兔     0     0     0     0     0     0     0     0       梅花鹿     0     0     0     0     0     0     0     1.2	黑熊	$0.02^{\rm b}$	0	0.03	0	0	0	0	0		
長吻松鼠     0.10     0.13     0.05     0     0.1     0.18     N/A     0       條紋松鼠     0     0     0.02     0     0     0.09     N/A     0       松鼠     0.46     0.64     0.07     0.8     0.4     0.63     0.3225     2.99       台灣野兔     0     0     0     0     0     0     0     0       梅花鹿     0     0     0     0     0     0     0     1.2	穿山甲	0.26	0.08	0	0	0	0.03	0	0.01		
條紋松鼠     0     0     0.02     0     0     0.09     N/A     0       松鼠     0.46     0.64     0.07     0.8     0.4     0.63     0.3225     2.99       台灣野兔     0     0     0     0     0     0.03     0     0.13       梅花鹿     0     0     0     0     0     0     0     1.2	赤腹松鼠	0.36	0.50	0	0.8	0.3	0.36	N/A	2.99		
松鼠     0.46     0.64     0.07     0.8     0.4     0.63     0.3225     2.99       台灣野兔     0     0     0     0     0.03     0     0.13       梅花鹿     0     0     0     0     0     0     0     1.2	長吻松鼠	0.10	0.13	0.05	0	0.1	0.18	N/A	0		
台灣野兔     0     0     0     0     0.03     0     0.13       梅花鹿     0     0     0     0     0     0     0     1.2	條紋松鼠	0	0	0.02	0	0	0.09	N/A	0		
梅花鹿 0 0 0 0 0 0 1.2	松鼠	0.46	0.64	0.07	0.8	0.4	0.63	0.3225	2.99		
	台灣野兔	0	0	0	0	0	0.03	0	0.13		
物種數 15 13 13 8 10 13 10-11 10	梅花鹿	0	0	0	0	0	0	0	1.2		
	物種數	15	13	13	8	10	13	10-11	10		

a 大武山區野豬以群為單位。

## b 地區說明:

太魯閣1:太魯閣國家公園中橫沿線,裴家騏2003。 太魯閣2:太魯閣國家公園中橫沿線,裴家騏2003。

雪霸 1: 雪霸國家公園司馬限林道沿線, 黃美秀和裴家騏 2004。

宜蘭銅山:宜蘭縣銅山地區,王穎和陳順其2003。

墾丁國家公園:國家公園全區,裴家騏 2002。

表十一、大武山區與其他地區中大型哺乳動物群聚比較 (續)。

海抜乾   日900   2500   3100   3000?   2400   2600   3100   人為干擾   無   無   中   中   輕微   小   小   林相干擾   無   無   中   中   輕微   中   中   日   日   日   日   日   日   日   日	八八八八	山匹兴兴		<u> </u>	93 123 7-1 ACE			Г
海抜範圍   1900   2500   3100   3000?   2400   2600   3100   人為干擾   無   無   中   中   輕微   小   林相干擾   無   無   中   中   輕微   中   中   日本   中   中   日本   中   中   日本   中   中   日本   日本		大武2	大武3	大武4	丹大3	太魯閣3	雪霸 2	雪霸 3
大為干擾 無 無 中 中 軽微 小   中   軽微 小   中   軽微 小   中   軽微 小   中   中   軽微   中   中   日   日   日   日   日   日   日   日	海拔 簕 圍							1600~
株相千擾 無 無 中 軽微 中 中   日本   日本   日本   日本   日本   日本   日本	7年7及平6四	1900	2500	3100	3000?	2400	2600	3100
台灣獼猴群   3.34   2.24   1.46   0.52   0.5   0.69   0.35     山羌   8.99   4.04   0.15   9.23   3   7.95   4.18     水鹿   1.35   1.21   0.03   0.41   0.1   0   0     長鬃山羊   3.71   1.92   3.42   1.18   0.3   1.34   0.7     台灣野豬   0.19   0.25   0.34   0.28   0.1   0.26   0     黄喉貂   0.58   0.71   0.15   0   0   0   0     黄鼠狼   0.53   0.53   1.28   0.68   0.5   0.19   2.09     触權   1.46   0.70   1.31   0.5   0.1   0.45   0     白鼻心   1.03   0.30   0.06   0   0   0   0     康香貓   0   0   0   0   0   0   0     鷹猴   0.96   0.22   0   0   0   0   0     鷹雅   0   0.03   0   0   0   0   0     京山甲   0.08   0   0   0   0   0   0     赤腹松鼠   0.50   0   0   N/A   0.3   0.22   0     長吻松鼠   0.13   0.05   0.15   N/A   1.1   1.75   0.35     條紋松鼠   0   0.02   0.06   N/A   0   0.05   0     松鼠   0.64   0.07   0.21   2.11   1.4   2.02   0.35	人為干擾	無	無	無	中	中	輕微	小
山羌 8.99 4.04 0.15 9.23 3 7.95 4.18 水鹿 1.35 1.21 0.03 0.41 0.1 0 0 長鬃山羊 3.71 1.92 3.42 1.18 0.3 1.34 0.7 台灣野豬 0.19 0.25 0.34 0.28 0.1 0.26 0 黄喉貂 0.58 0.71 0.15 0 0 0 0 0 黄龍狼 0.53 0.53 1.28 0.68 0.5 0.19 2.09 触獾 1.46 0.70 1.31 0.5 0.1 0.45 0 白鼻心 1.03 0.30 0.06 0 0 0.05 0 食蟹獴 0.96 0.22 0 0 0 0 0 0 0 麝香貓 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	林相干擾	無	無	無	中	輕微	中	中
水鹿 1.35 1.21 0.03 0.41 0.1 0 0 長鬃山羊 3.71 1.92 3.42 1.18 0.3 1.34 0.7 台灣野豬 0.19 0.25 0.34 0.28 0.1 0.26 0 黄喉貂 0.58 0.71 0.15 0 0 0 0 0 0 黄鼠狼 0.53 0.53 1.28 0.68 0.5 0.19 2.09 総雑 1.46 0.70 1.31 0.5 0.1 0.45 0 白鼻心 1.03 0.30 0.06 0 0 0.05 0 食蟹獴 0.96 0.22 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	台灣獼猴群	3.34	2.24	1.46	0.52	0.5	0.69	0.35
長鬃山羊       3.71       1.92       3.42       1.18       0.3       1.34       0.7         台灣野豬 <sup>a</sup> 0.19       0.25       0.34       0.28       0.1       0.26       0         黄喉貂       0.58       0.71       0.15       0       0       0       0         黄鼠狼       0.53       0.53       1.28       0.68       0.5       0.19       2.09         鼬獾       1.46       0.70       1.31       0.5       0.1       0.45       0         白鼻心       1.03       0.30       0.06       0       0       0.05       0         食蟹獴       0.96       0.22       0       0       0       0       0         廣香貓       0       0       0       0       0       0       0         寒山甲       0.08       0       0       0       0       0       0         寒山甲       0.08       0       0       0       0       0       0         長吻松鼠       0.13       0.05       0.15       N/A       1.1       1.75       0.35         條紋松鼠       0       0.02       0.06       N/A       0       0.05       0 <tr< td=""><td>山羌</td><td>8.99</td><td>4.04</td><td>0.15</td><td>9.23</td><td>3</td><td>7.95</td><td>4.18</td></tr<>	山羌	8.99	4.04	0.15	9.23	3	7.95	4.18
台灣野豬 (0.19)       0.25       0.34       0.28       0.1       0.26       0         黄喉貂       0.58       0.71       0.15       0       0       0       0         黄鼠狼       0.53       0.53       1.28       0.68       0.5       0.19       2.09         鼬獾       1.46       0.70       1.31       0.5       0.1       0.45       0         白鼻心       1.03       0.30       0.06       0       0       0.05       0         食蟹獴       0.96       0.22       0       0       0       0       0         麝香貓       0       0       0       0       0       0       0         寒山甲       0.08       0       0       0       0       0       0         赤腹松鼠       0.50       0       0       N/A       0.3       0.22       0         長吻松鼠       0.13       0.05       0.15       N/A       1.1       1.75       0.35         條紋松鼠       0       0.02       0.06       N/A       0       0.05       0         松鼠       0.64       0.07       0.21       2.11       1.4       2.02       0.35 <td>水鹿</td> <td>1.35</td> <td>1.21</td> <td>0.03</td> <td>0.41</td> <td>0.1</td> <td>0</td> <td>0</td>	水鹿	1.35	1.21	0.03	0.41	0.1	0	0
黄喉貂     0.58     0.71     0.15     0     0     0     0       黄鼠狼     0.53     0.53     1.28     0.68     0.5     0.19     2.09       鼬獾     1.46     0.70     1.31     0.5     0.1     0.45     0       白鼻心     1.03     0.30     0.06     0     0     0.05     0       食蟹獴     0.96     0.22     0     0     0     0     0       鷹春貓     0     0     0     0     0     0     0       寒山甲     0.08     0     0     0     0     0     0       赤腹松鼠     0.50     0     0     N/A     0.3     0.22     0       長吻松鼠     0.13     0.05     0.15     N/A     1.1     1.75     0.35       條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	長鬃山羊	3.71	1.92	3.42	1.18	0.3	1.34	0.7
黄鼠狼     0.53     0.53     1.28     0.68     0.5     0.19     2.09       鼬獾     1.46     0.70     1.31     0.5     0.1     0.45     0       白鼻心     1.03     0.30     0.06     0     0     0.05     0       食蟹獴     0.96     0.22     0     0     0     0     0       鷹青番舗     0     0     0     0     0     0     0       寒山甲     0.08     0     0     0     0     0     0       赤腹松鼠     0.50     0     0     N/A     0.3     0.22     0       長吻松鼠     0.13     0.05     0.15     N/A     1.1     1.75     0.35       條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	台灣野豬 <sup>a</sup>	0.19	0.25	0.34	0.28	0.1	0.26	0
融雑 1.46 0.70 1.31 0.5 0.1 0.45 0 白鼻心 1.03 0.30 0.06 0 0 0.05 0 食蟹獴 0.96 0.22 0 0 0 0 0 0 0 麝香貓 0 0 0 0 0 0 0 0 黒熊 0 0.03 0 0 0 0 0 0 0 字山甲 0.08 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	黄喉貂	0.58	0.71	0.15	0	0	0	0
白鼻心       1.03       0.30       0.06       0       0       0.05       0         食蟹獴       0.96       0.22       0       0       0       0       0         麝香貓       0       0       0       0       0       0       0         黑熊       0       0.03       0       0       0       0.02       0         穿山甲       0.08       0       0       0       0       0       0         赤腹松鼠       0.50       0       0       N/A       0.3       0.22       0         長吻松鼠       0.13       0.05       0.15       N/A       1.1       1.75       0.35         條紋松鼠       0       0.02       0.06       N/A       0       0.05       0         松鼠       0.64       0.07       0.21       2.11       1.4       2.02       0.35	黄鼠狼	0.53	0.53	1.28	0.68	0.5	0.19	2.09
食蟹獴     0.96     0.22     0     0     0     0       麝香貓     0     0     0     0     0     0       黑熊     0     0.03     0     0     0     0     0       穿山甲     0.08     0     0     0     0     0     0       赤腹松鼠     0.50     0     0     N/A     0.3     0.22     0       長吻松鼠     0.13     0.05     0.15     N/A     1.1     1.75     0.35       條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	鼬獾	1.46	0.70	1.31	0.5	0.1	0.45	0
麝香貓     0     0     0     0     0     0       黒熊     0     0.03     0     0     0     0.02     0       穿山甲     0.08     0     0     0     0     0     0       赤腹松鼠     0.50     0     0     N/A     0.3     0.22     0       長吻松鼠     0.13     0.05     0.15     N/A     1.1     1.75     0.35       條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	白鼻心	1.03	0.30	0.06	0	0	0.05	0
黒熊     0     0.03     0     0     0     0.02     0       穿山甲     0.08     0     0     0     0     0     0       赤腹松鼠     0.50     0     0     N/A     0.3     0.22     0       長吻松鼠     0.13     0.05     0.15     N/A     1.1     1.75     0.35       條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	食蟹獴	0.96	0.22	0	0	0	0	0
穿山甲     0.08     0     0     0     0     0     0       赤腹松鼠     0.50     0     0     N/A     0.3     0.22     0       長吻松鼠     0.13     0.05     0.15     N/A     1.1     1.75     0.35       條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	麝香貓	0	0	0	0	0	0	0
赤腹松鼠     0.50     0     0     N/A     0.3     0.22     0       長吻松鼠     0.13     0.05     0.15     N/A     1.1     1.75     0.35       條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	黑熊	0	0.03	0	0	0	0.02	0
長吻松鼠     0.13     0.05     0.15     N/A     1.1     1.75     0.35       條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	穿山甲	0.08	0	0	0	0	0	0
條紋松鼠     0     0.02     0.06     N/A     0     0.05     0       松鼠     0.64     0.07     0.21     2.11     1.4     2.02     0.35	赤腹松鼠	0.50	0	0	N/A	0.3	0.22	0
松鼠 0.64 0.07 0.21 2.11 1.4 2.02 0.35	長吻松鼠	0.13	0.05	0.15	N/A	1.1	1.75	0.35
	條紋松鼠	0	0.02	0.06	N/A	0	0.05	0
V. 45 ml 12 12 12 00 00 11 5	松鼠	0.64	0.07	0.21	2.11	1.4	2.02	0.35
物種數   13   13   12   8-9   9   11   5	物種數	13	13	12	8-9	9	11	5

a 大武山區野豬以群為單位。

## b 地區說明:

大武4:大武山自然保留區高海拔。

丹大3:丹大野生動物重要棲息環境規劃之緩衝區,丹大林道沿線,王穎2004。

太魯閣 3:太魯閣國家公園中橫沿線,裴家騏 2003。

雪霸 2: 雪霸國家公園大雪山 200 林道三椎山支線,裴家騏 2004。

雪霸 3: 雪霸國家公園大鹿林道東線及大霸尖山登山步道,裴家騏 2004。

表十二、微棲地選擇摘要表:迴歸分析中微棲地因子的顯著性,以正號表示拍照數隨著該因子值的增加而變高,負號則相反;兩個正號或負號則表示該因子的影響(一個標準差值)會造成將近一半或更高的改變。星號(\*)表示該因子顯著影響不出現(拍照數為 0)的機率(ZINB 模式),星號前方的正負號則表示增加或是減少不出現的機率。

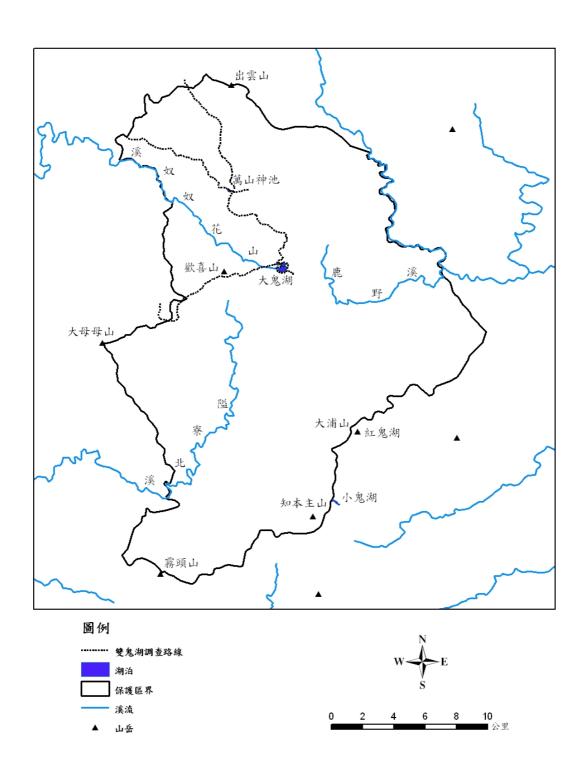
	या ४० ४० मा										
	拍鉱範圍	+		+			+			+	‡
凝風	水分梯度	+		(+)	ı		‡	ı			
兴	溪流距離		+	-	+			‡			‡
	樹冠遊蔽度	*+ -	+	ı							
地中	樹冠高		1								
给木	森林分層數						ı				
森林結構	樹面積密度;		+		+				+		
	樹面積密度 2			(++)			ı				1
	樹面積密度」							1			++
	視覺掩蔽度s				+		+	‡			1
쪹	視覺掩蔽度上			1			ı		‡	ı	
沐底	<b>无頭遮蔽度</b>					+	+		++		
1 茶力	灌叢密度				ı		+				‡
地被與森林底層	灌叢高度	*,	1	-				+			
君	灌叢遮蔽度			‡							
	草本遮蔽度			+						+	+
	有無斷崖		*			1					+
式度	坡 度	-	1	1					1		
地表形式與崎嶇應	四周坡度。		' *		+					ı	
出與	地表形式》四						ı			ı	
	地表形式 2 m	ı	+				1				
	海 拔	· *	* <u>+</u>				ŀ		1	ŀ	ŀ
		台灣獅猴	山羌	水鹿	長鬃山羊	野豬	黄喉貂	黃鼠狼	鼬雞	食蟹獴	の貴句
			植物為主食 食肉二							Ш	

- 1. μ表平均值, s表標準差 (standard deviation)
- 2. 樹面積密度,為每 hectare 的 basal area (m²)。標號 1、2、3 分別代表胸徑小於 20cm、20cm 與 40cm 之間與大於 40cm 的大樹。

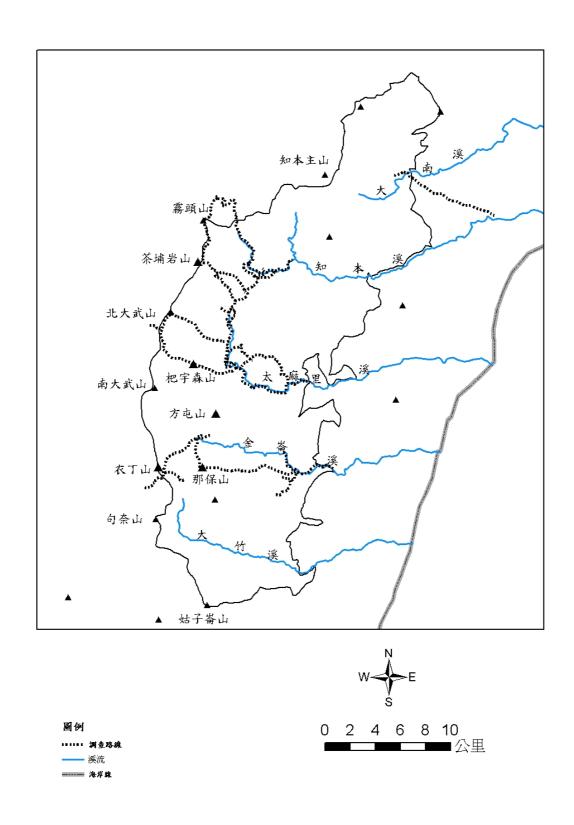
表十二(續)、微棲地喜好摘要表 (類別變數部份,季節與植被類型):以減少或增加來說明不同季節與植被類型對於有效照片數的影響。空白表該因子沒有顯著性。

		季節	植被類型
植物為主食	獼猴	冬季最低,秋季則大為	
		減少拍照數為0的機率	
	山羌	春季減少	同樣海拔下,台灣杜鵑林會顯著比針
			闊葉混合林還減少近2.6倍的相片數。
	水鹿	春秋季較低	杜鵑林與榕楠林出現頻度最低,鐵杉
			林次低。
	山羊	夏秋季較高	杜鵑林、櫟林帶下層、楠櫧林與低海
			拔次生林有較高的趨勢
	野豬		杜鵑林拍攝頻度低
食肉目	黄喉貂		雖然海拔越高拍照數越低,但主要是
			因為與植被類型相關,整體而言,櫟
			林帶下層以下的低海拔 OI 值較低,中
			海拔較高,但是高海拔鐵杉林又降低
	黃鼠狼	夏季變低	楠櫧林带以下的低海拔出現頻度低,
			中高海拔的針闊葉混合林(杜鵑林除
			外)較高
	鼬貛	春秋季較高,夏季較低	隨海拔變高有降低的趨勢,但是榕楠
			林出現頻度稍變低,針闊葉混合林則
			稍變高
	食蟹獴	春季較高	
	白鼻心	夏季較高	

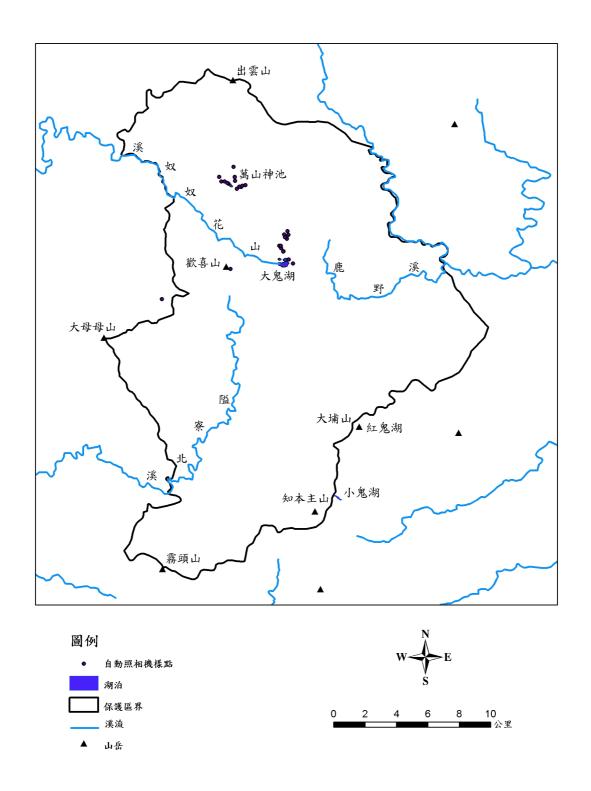
<sup>1.</sup> 植被類型與海拔相關性高,需合併解釋。



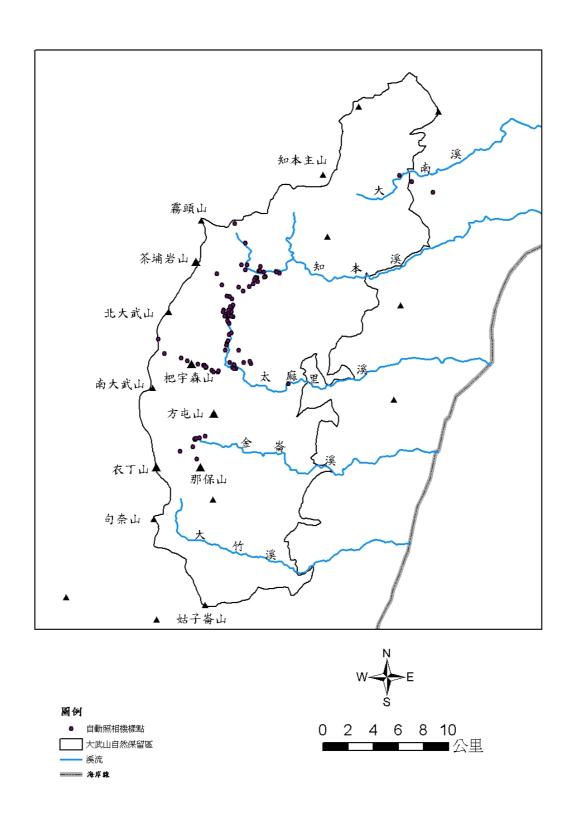
圖一、雙鬼湖野生動物重要棲息環境內的調查路線圖



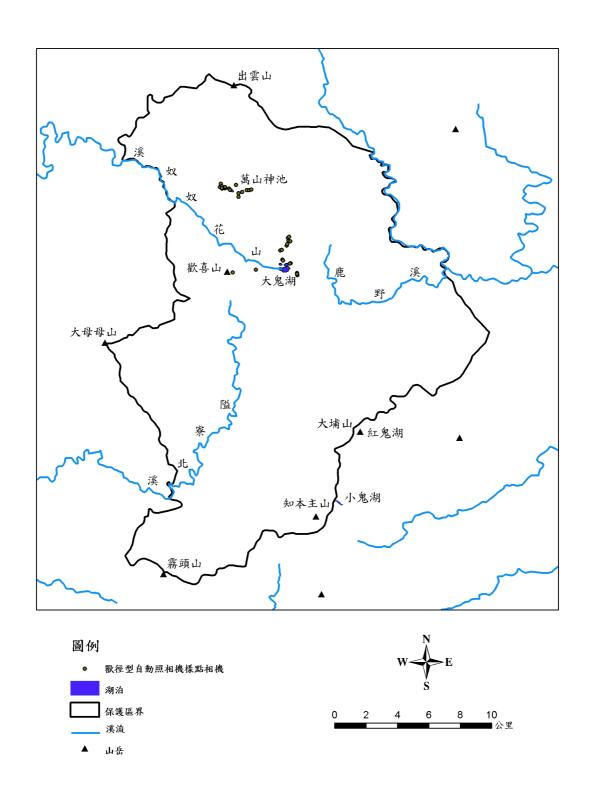
圖二、大武山自然保留區內的調查路線圖



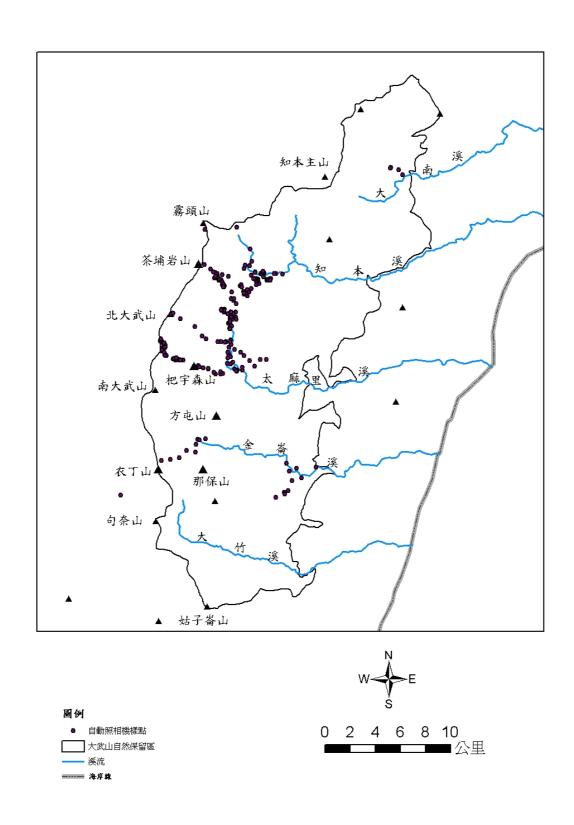
圖三、雙鬼湖野生動物重要棲息環境內針對雲豹調查所架設的特殊型及誘餌型自 動照相機樣點位置圖



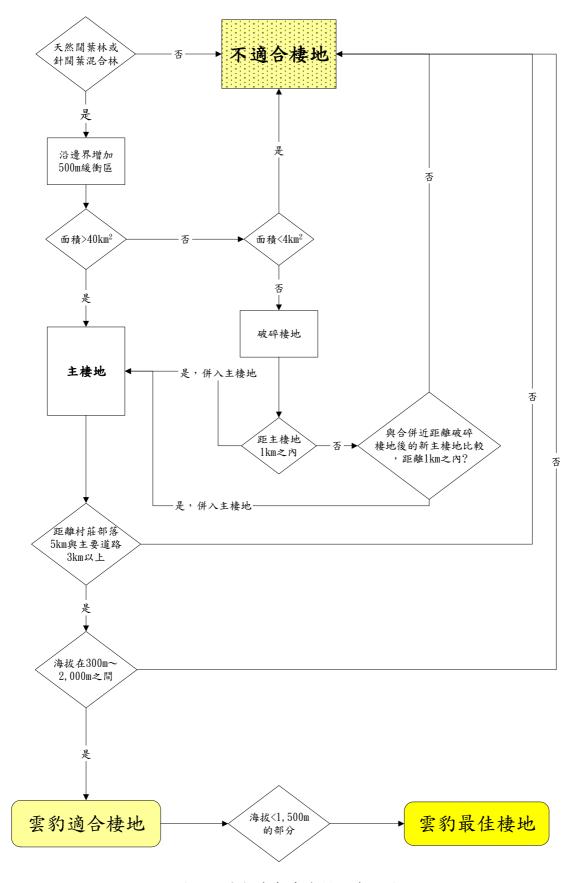
圖四、大武山自然保留區內針對雲豹調查所架設的特殊型及誘餌型自動照相機樣 點位置圖



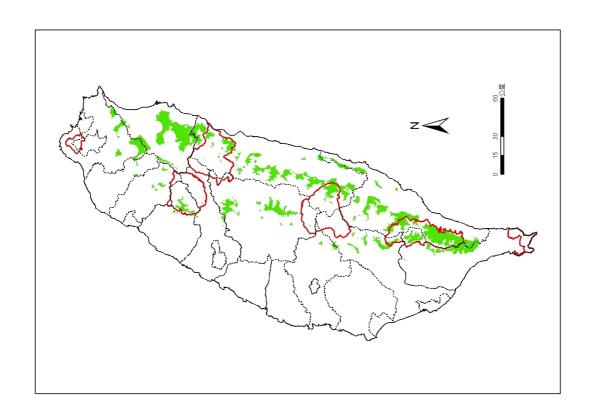
圖五、雙鬼湖野生動物重要棲息環境一般獸徑型自動照相機樣點架設位置圖

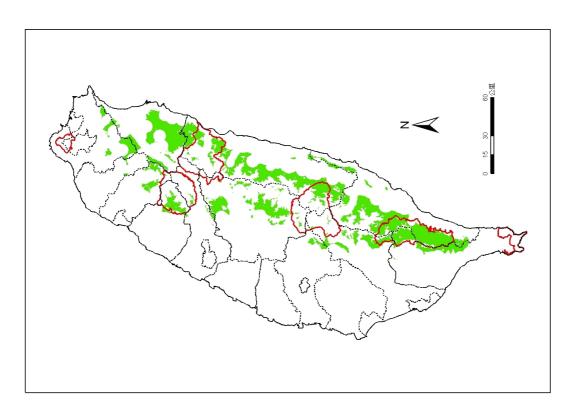


圖六、大武山自然保留區一般獸徑型自動照相機樣點架設位置圖

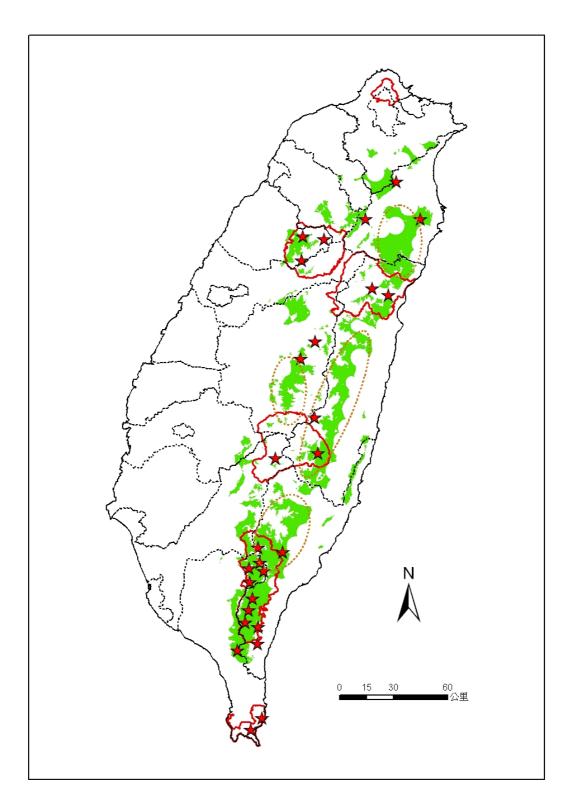


圖七、雲豹適合棲地判別流程圖

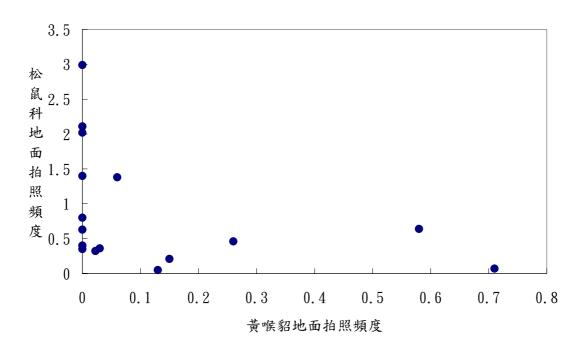




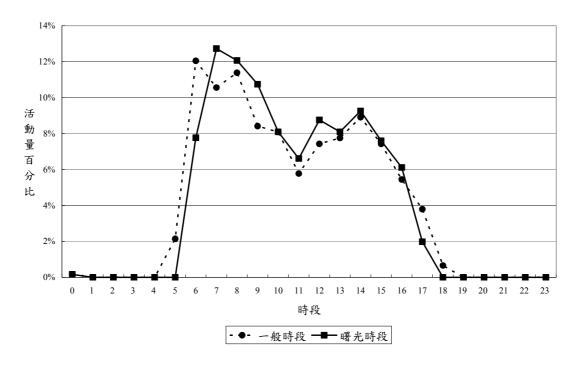
圖八、台灣現今海拔 1,500m 以下(上圖)和 2,000m 以下(下圖)的雲豹適合 棲地範圍(綠色區域)。紅線區域為國家公園與調查樣區(大武山與雙鬼 湖)



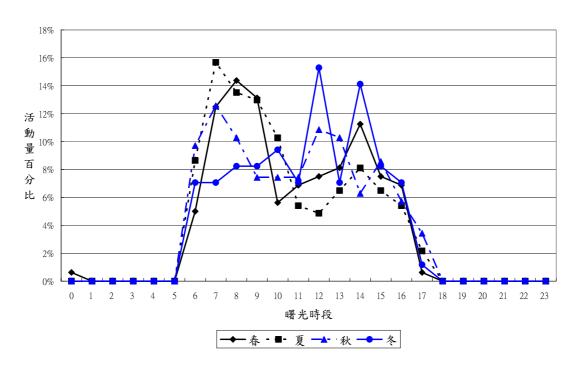
圖九、台灣現今曾使用自動照相機調查過之地區(星號)以及海拔 2,000m 以下的雲豹適合棲地範圍內(綠色區域)建議有調查急迫性之區域(虛線範圍)。



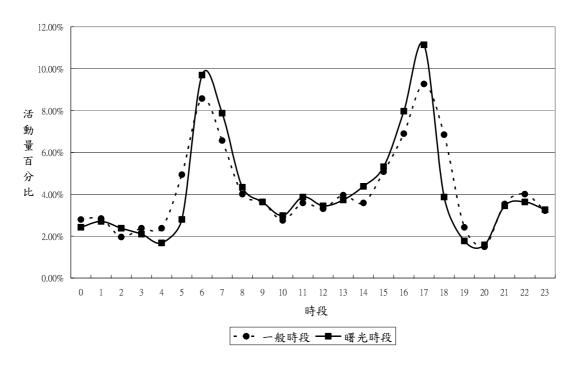
圖十、黃喉貂與松鼠科動物(三種松鼠)地面 OI 值散佈圖。資料來源:本研究 (n=4) ,王穎 2004 (n=3) ,裴家騏 2003 (n=3) ,裴家騏 2004 (n=2) ,裴家 騏 2002 (n=1) ,黄美秀 2004 (n=1) ,黄美秀和裴家騏 2004 (n=1) ,王穎和 陳順其 2003 (n=1) 。



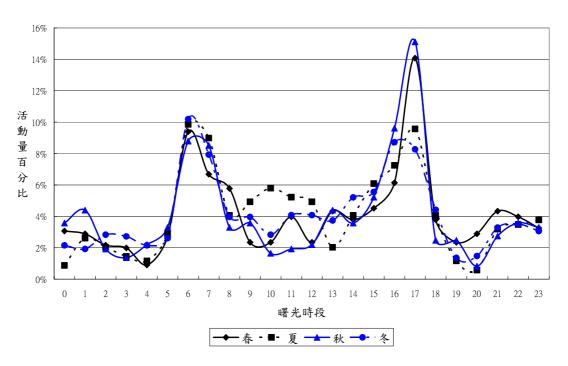
圖十一、台灣獼猴日活動模式(一般時段 N=606(群),曙光時段 N=605)

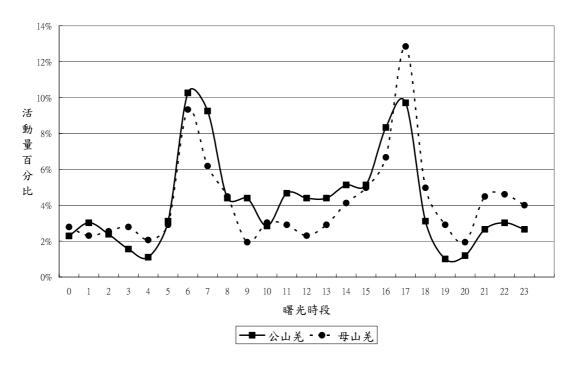


圖十二、台灣獼猴日活動模式的四季變化(春季 N=160 ( 群) , 夏季 N=185 ( 群) ,秋季 N=175 ( 群) ,冬季 N=85 ( 群) )

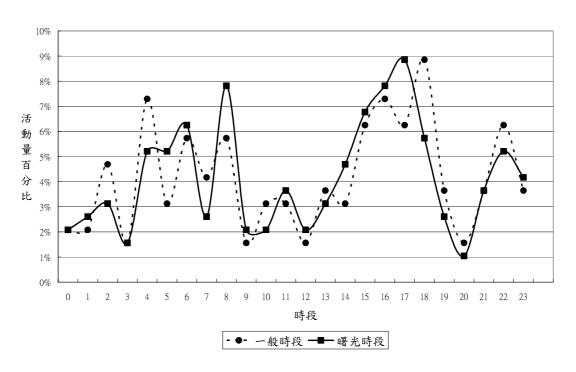


圖十三、山羌日活動模式 (一般時段 N=2147, 曙光時段 N=2146)

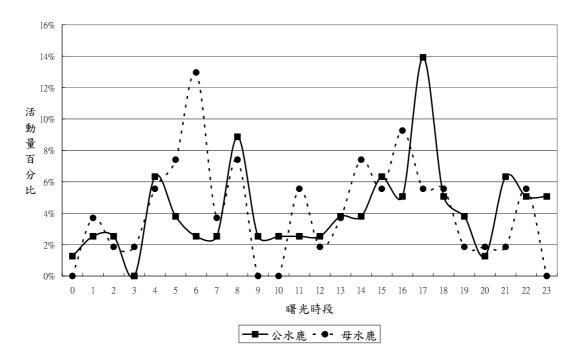




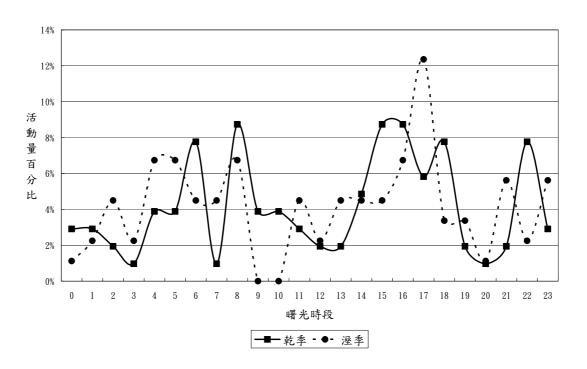
圖十五、山羌日活動模式的公母比較(公N=1092,母N=825)



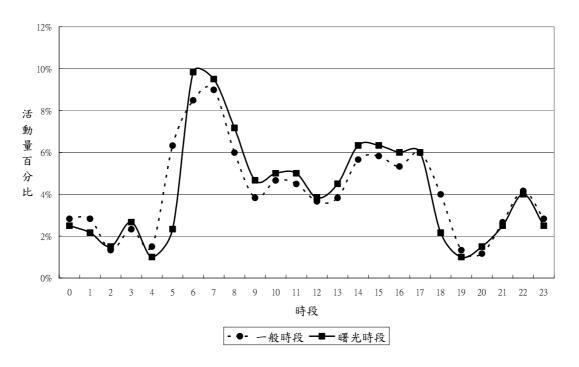
圖十六、水鹿日活動模式 (N=192)



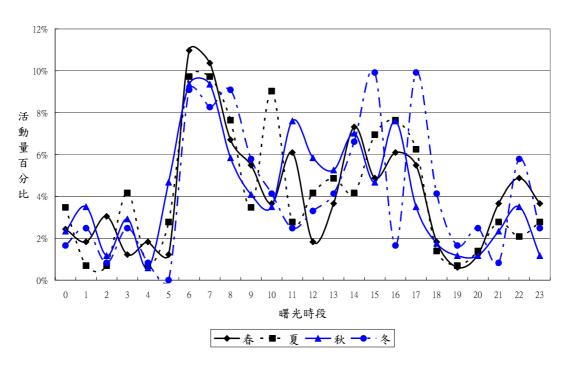
圖十七、水鹿日活動模式公母比較(公N=79,母N=54)



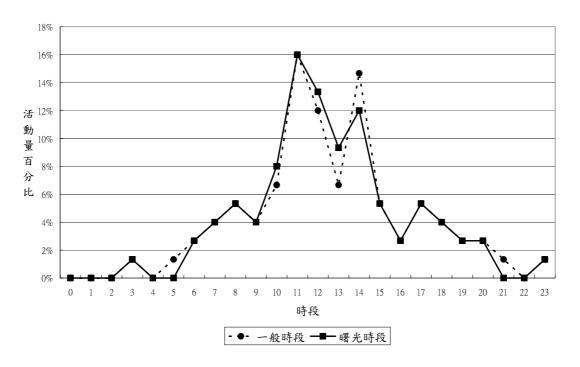
圖十八、水鹿乾季 (N=103) 與溼季 (N=89) 日活動模式比較



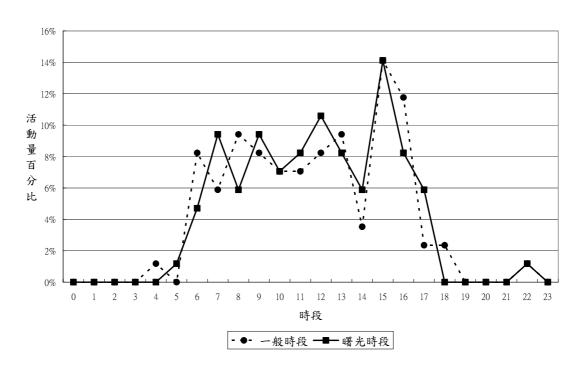
圖十九、長鬃山羊日活動模式 (一般時段 N=601, 曙光時段 N=600)



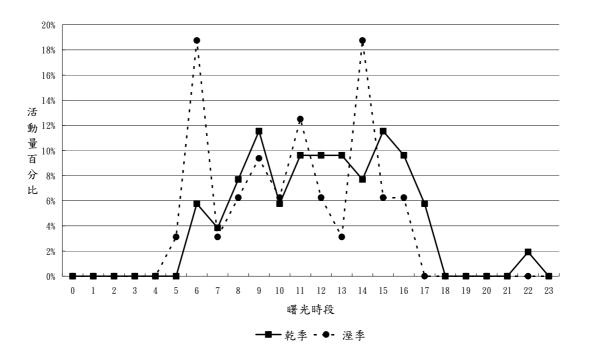
圖二十、長鬃山羊日活動模式四季變化(春季 N=164, 夏季 N=144, 秋季 N=171, 冬季 N=121)



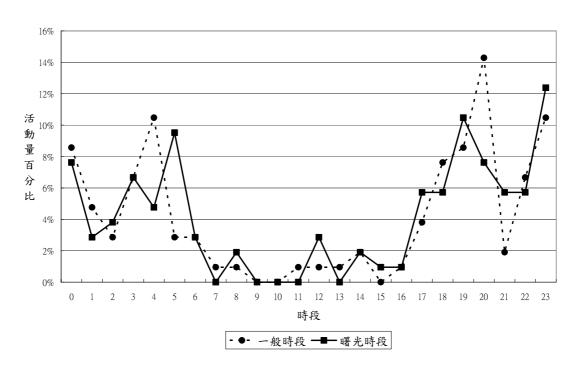
圖二十一、台灣野豬日活動模式 (N=75)



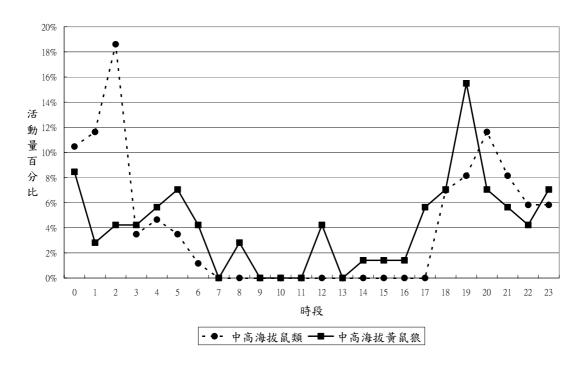
圖二十二、黃喉貂日活動模式 (N=85)



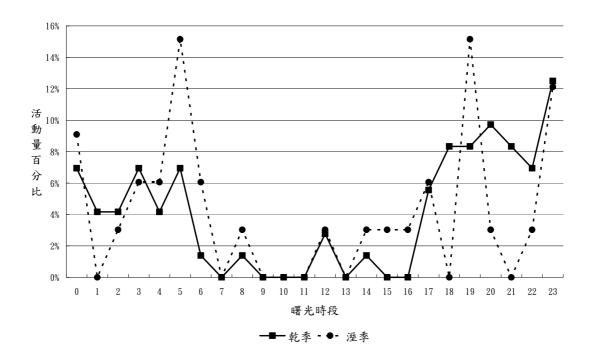
圖二十三、黃喉貂日活動模式乾季 (N=52) 與溼季比較 (N=32)



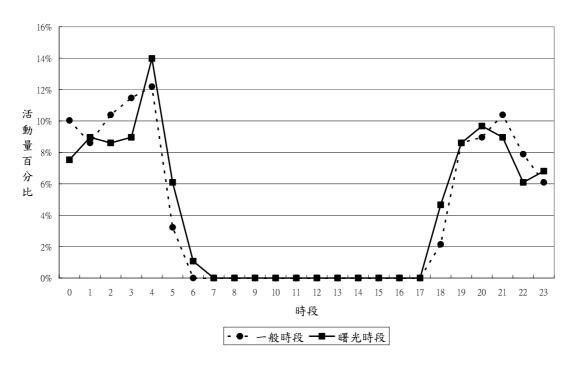
圖二十四、黃鼠狼日活動模式 (N=105)



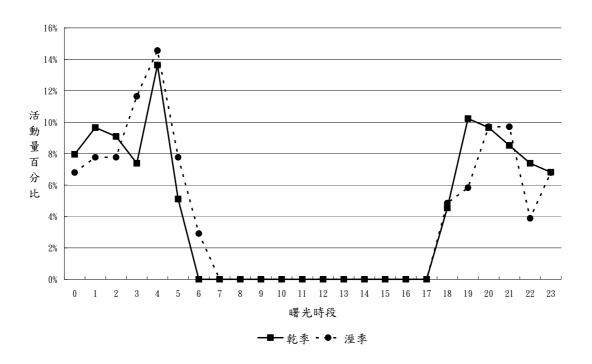
圖二十五、中高海拔黃鼠狼(N=71)與小型嚙齒目(N=86) 日活動模式比較



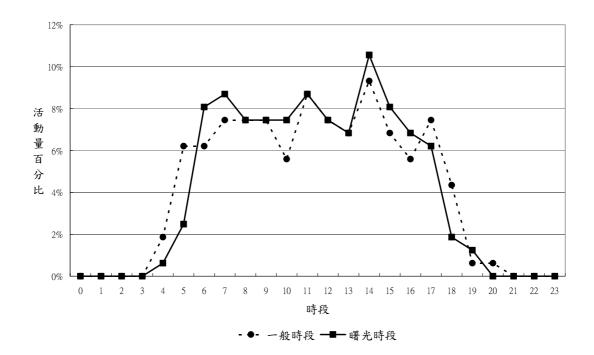
圖二十六、黃鼠狼日活動模式乾季 (N=72) 與溼季 (N=33) 比較



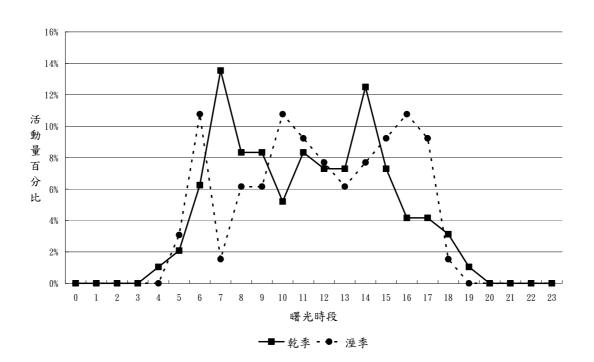
圖二十七、鼬貛日活動模式 (N=279)



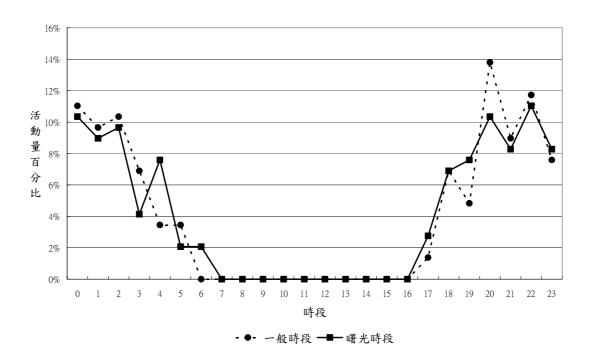
圖二十八、鼬貛日活動模式乾季 (N=176) 與溼季 (N=103) 比較



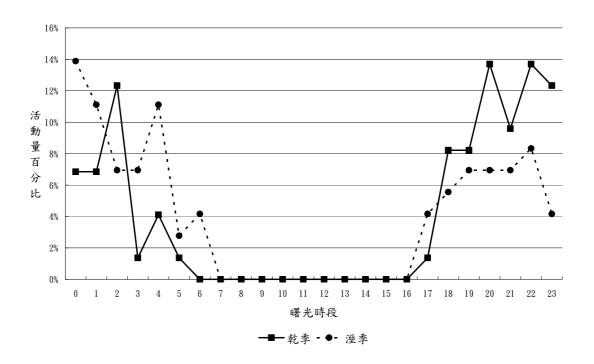
圖二十九、食蟹獴日活動模式 (N=161)



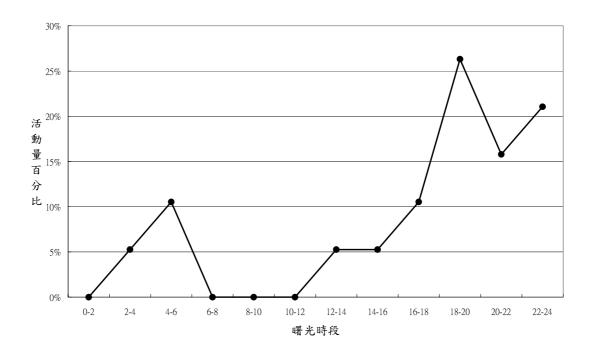
圖三十、食蟹獴日活動模式乾季 (N=96) 與溼季 (N=65) 比較



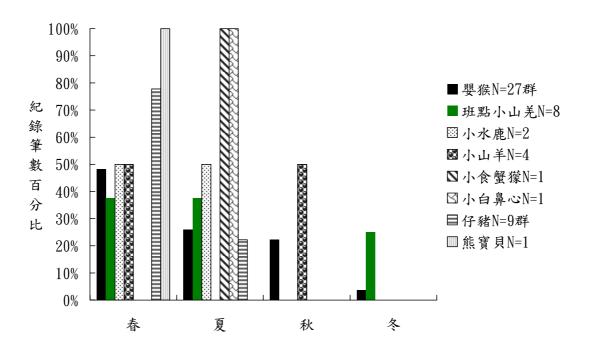
圖三十一、白鼻心日活動模式 (N=145)



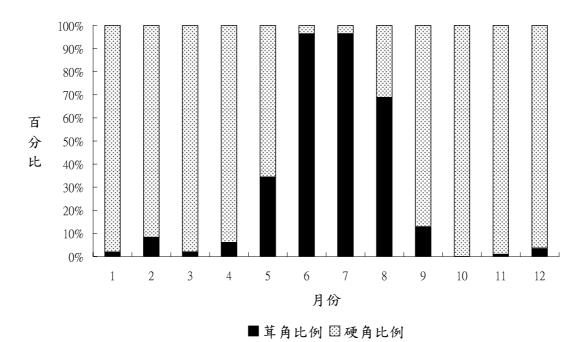
圖三十二、白鼻心日活動模式乾季 (N=73) 與溼季 (N=72) 比較



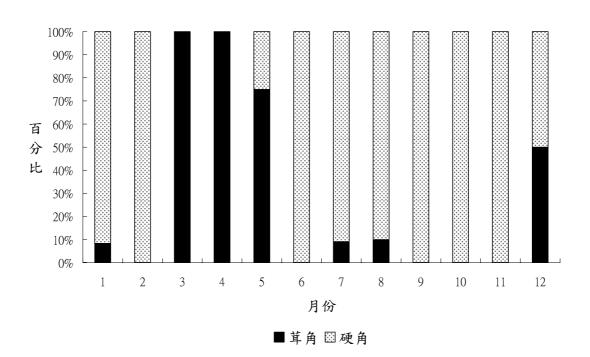
圖三十三、穿山甲日活動模式 (N=19)



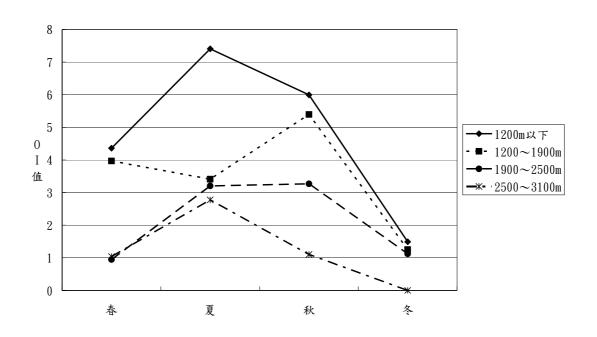
圖三十四、中大型哺乳動物幼體紀錄 (繁殖時程) 月份百分比



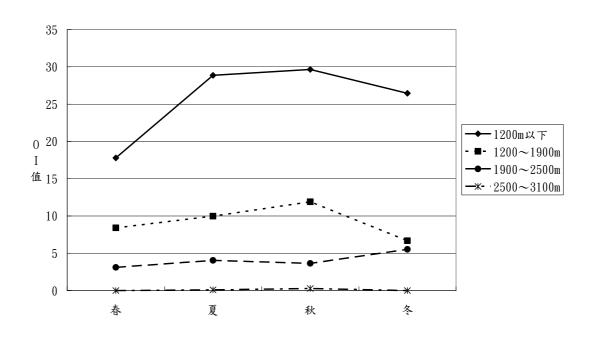
圖三十五、公山羌的鹿角生長週期(N=1,292)



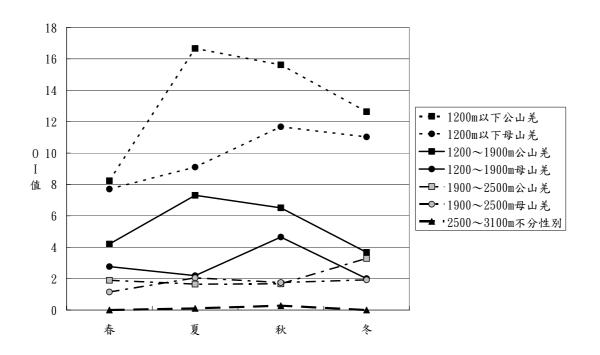
圖三十六、公水鹿鹿角生長週期 (N=82)



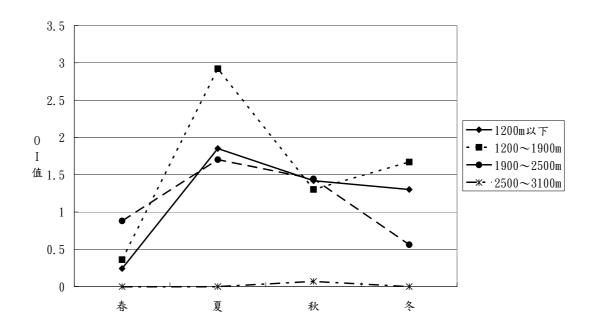
圖三十七、台灣獼猴不同海拔帶四季之出現頻度變化



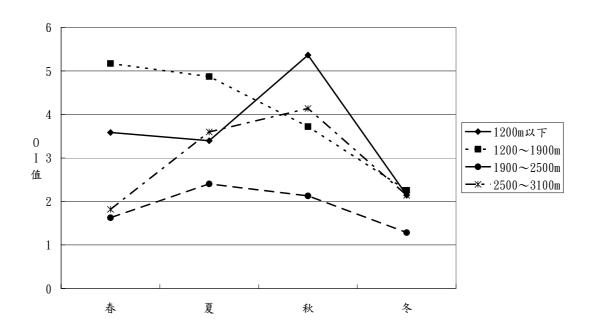
圖三十八、山羌不同海拔帶四季之出現頻度變化



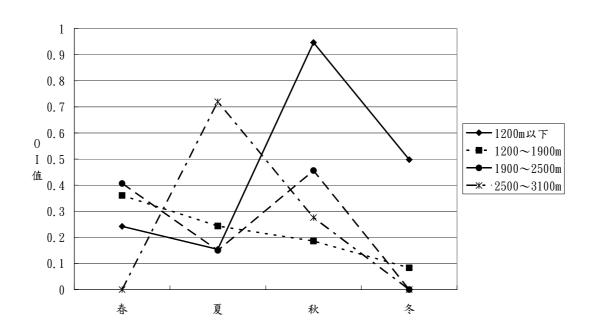
圖三十九、山羌不同海拔帶四季之出現頻度變化



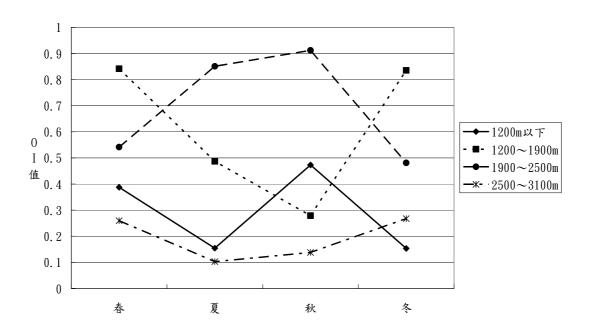
圖四十、水鹿不同海拔帶四季之出現頻度變化



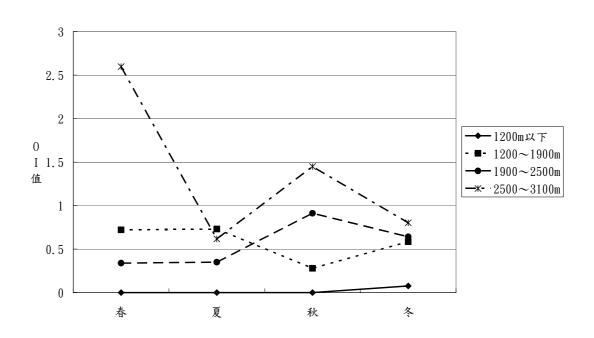
圖四十一、長鬃山羊不同海拔帶四季之出現頻度變化



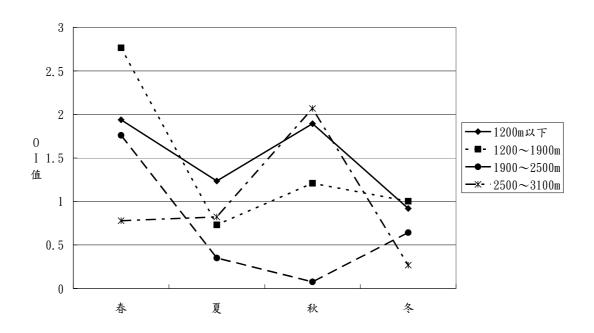
圖四十二、野豬不同海拔帶四季之出現頻度變化



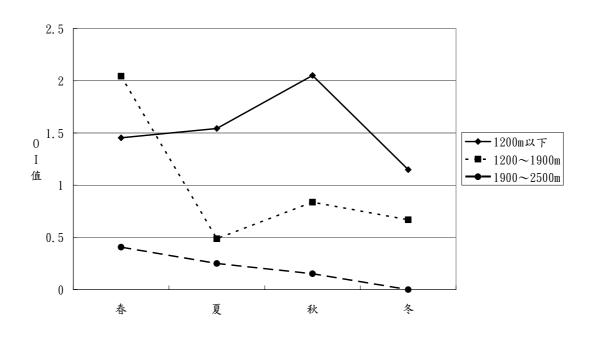
圖四十三、黃喉貂不同海拔帶四季之出現頻度變化



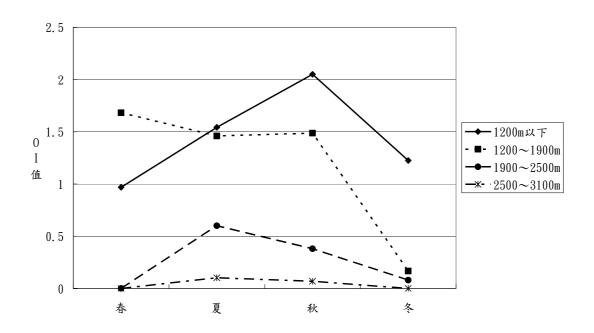
圖四十四、黃鼠狼不同海拔帶四季之出現頻度變化



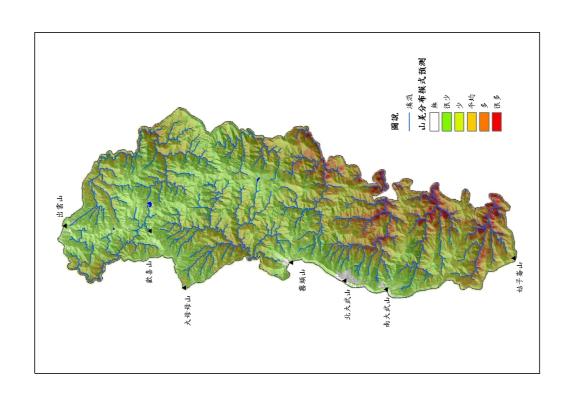
圖四十五、鼬貛不同海拔帶四季之出現頻度變化



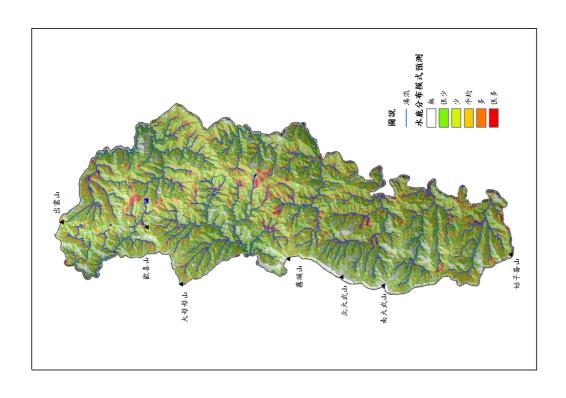
圖四十六、食蟹獴不同海拔帶四季之出現頻度變化



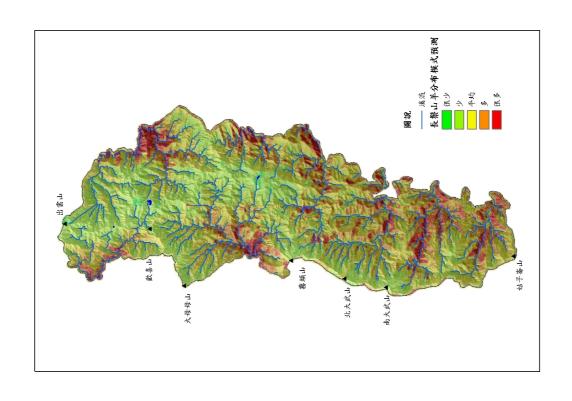
圖四十七、白鼻心不同海拔帶四季之出現頻度變化



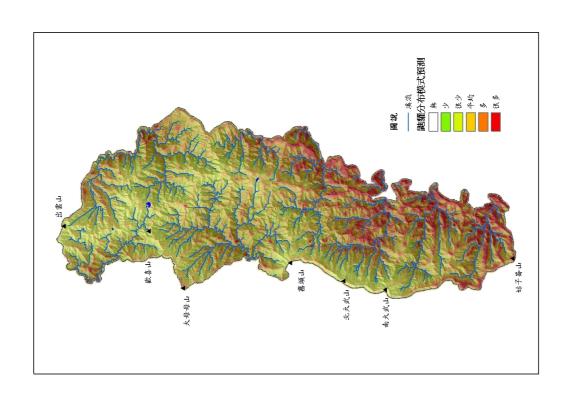
圖四十八、山羌的分布模式預測圖



圖四十九、水鹿的分布模式預測圖



圖五十、長鬃山羊的分布模式預測圖



圖五十一、鼬貛的分布模式預測圖

附錄一、雙鬼湖野生動物重要棲息環境及大武山自然保留區所架設針對雲豹調查 的特殊形式自動照相機樣點座標一覽表,座標係以 1967 台灣二度分帶 來表示。

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
雙鬼湖野生動物	PJGW002	232570	2535019	2066
重要棲息環境	PJGW003	232288	2534912	2147
萬山神池	PJGW005	231897	2535293	2339
两四个亿	PJGW007	231472	2535114	2153
	PJGW008	231418	2535158	2135
	PJGW009	231021	2535245	1998
	PJGW010	231037	2535244	1998
	PJGW011	231891	2535550	2435
	PJGW012	230891	2535536	1957
	PJGW013	231248	2535253	2102
	PJGW014	231235	2535254	2102
	PJGW018	232179	2534928	2151
	PJGW019	231879	2535525	2435
	PJGW020	231809	2536186	2267
	PJGW022	230960	2535260	2010
	PJGW028	232028	2534785	2240
	PJGW031	232367	2534987	2133
雙鬼湖野生動物	GGC004	235001	2530796	2361
重要棲息環境	GGC006	235202	2531605	2392
大鬼湖區	GGC007	235310	2531846	2353
) () () () () () () () () () () () () ()	GGC011	234848	2530998	2404
	GGC012	234819	2531126	2422
	GGC013	234725	2531153	2421
	GGC017	235192	2531727	2360
	GGC018	235096	2531698	2351
	GGC019	231619	2529675	2159
	GGC020	227237	2527746	1875
	GGC022	235335	2530274	2200
	GGC024	235084	2531716	2351
	GGC025	235027	2531862	2343
	GGC026	235243	2532086	2434
	GGC028	235600	2530022	2191
	GGC032	234980	2530774	2361
	GGC034	234819	2531148	2422
梅蘭林道	ML02			1785
	ML03			2200
大武山自然保留區	DN01	245720	2512800	1010
大南溪流域	DN02	244038	2513635	919
· 	DN03	243052	2514104	617

附錄一、(續1)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區	ST001	229949	2510286	1793
知本溪流域	ST003	230939	2507006	1164
	ST006	232248	2506424	1038
	ST007	231706	2505962	1196
	ST008	231628	2505959	1188
	ST011	231596	2505974	1188
	ST012	231877	2506531	1056
	ST015	230813	2508751	1399
	ST021	232385	2506075	1136
	ST023	232307	2506040	1135
	ST029	231507	2505792	1194
	ST031	233500	2506322	933
	ST032	233239	2506461	1030
	ST039	233269	2506423	1070
	ST040	231750	2505660	1240
	ST047	230489	2506991	1385
	ST049	230775	2506591	1248
	ST052	231094	2505255	1495
	ST053	231398	2505489	1375
	ST054	232011	2506860	1229
	ST071	230269	2505230	1512
	ST076	231939	2506525	1067
大武山自然保留區	TML002	228626	2498471	673
太麻里溪流域	TML004	228665	2498565	595
	TML005	229783	2498846	415
	TML008	230025	2498757	421
	TML009	234224	2497549	265
	TML014	229312	2500763	535
	TML015	229298	2500618	553
	TML019	229421	2502899	754
	TML025	229433	2502915	754
	TML027	229465	2503243	756
	TML030	229561	2499216	433
	TML035	229457	2503023	750
	TML036	229452	2503027	750
	TML038	229310	2504521	939
	TML039	229528	2504479	926
	TML041	229719	2504270	974
	TML045	229214	2500212	507
	TML050	229910	2498745	411
	TML051	229466	2503215	756
	TML052	229740	2503620	890
	TML054	229431	2502480	694
	TML055	229213	2503071	790
	TML056	229824	2502873	863

附錄一、(續2)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區	TML058	229148	2502932	722
太麻里溪流域	TML059	229513	2502330	688
,	TML060	229381	2502559	768
	TML061	229512	2502950	768
	TML066	229687	2503280	906
	TML068	229061	2503383	884
	TML070	229502	2501458	589
	TML071	229392	2500979	574
	TML072	229501	2501461	589
	TML073	229018	2503249	771
	TML074	229474	2503421	799
	TML075	229807	2503814	857
	TML081	228528	2506287	1786
	TML084	230606	2504911	1588
	TML085	228904	2505392	1345
	TML088	229661	2502923	885
	TML090	229591	2503661	798
	TML092	229503	2501455	589
	TML094	229895	2499057	412
	TML108	229679	2501600	657
	TML110	230252	2500219	953
	TML122	231252	2499128	875
	TML145	230657	2499217	670
	TML146	231151	2499298	876
	BYS002	227676	2498865	1136
	BYS011	225663	2499559	1880
	BYS013	224346	2499925	2352
	BYS014	223855	2501106	2904
	BYS023	227006	2499096	1416
	BYS024	226995	2499081	1416
	BYS029	227456	2499010	1188
	BYS031	227563	2498999	1142
	BYS032	227615	2498829	1150
	BYS034	228124	2498606	943
	BYS084	226180	2499369	1646
	BYSHS01	228250	2499309	882
	BYSHS04	227638	2498879	1155
1 4 1 4 4 4 4 6 6 6		1		720
大武山自然保留區	GL000	226813	2493086	1
金崙溪流域	GL001	225578	2492157	1087
	GL004	226738	2493129	743
	GL005	226861	2493177	765
	GL007	227140	2493209	950
	GL009	227585	2493373	1237
	GL011	226615	2492516	1200
	GL013	226906	2491526	1692

附錄二、雙鬼湖野生動物重要棲息環境及大武山自然保留區所架設的一般獸徑型 自動照相機樣點座標一覽表,座標係以1967台灣二度分帶來表示。

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
	PJGW001	232590	2535016	2070
雙鬼湖野生動物	PJGW001	232288	2534912	2147
重要棲息環境	PJGW003	231903		2361
萬山神池			2535354	
	PJGW006	231456	2535114	2153
	PJGW015	231211	2535127	2113
	PJGW016	231203	2535221	2124
	PJGW017	231506	2535031	2162
	PJGW020	231809	2536186	2267
	PJGW023	230865	2535214	2021
	PJGW024	230933	2535059	2094
	PJGW025	231048	2535136	2004
	PJGW026	231018	2535123	2023
	PJGW027	231158	2535009	2034
	PJGW029	232029	2534960	2167
	PJGW030	232513	2534976	2102
	PJGW033	232061	2534832	2240
	PJGW034	230930	2535425	1985
	PJGW035	230988	2535272	2017
	PJGW036	230856	2535107	2068
	PJGW037	230985	2535161	2009
	PJGW038	232738	2535021	2042
	PJGW039	232867	2535057	1976
雙鬼湖野生動物	DS001	235240	2531793	2339
重要棲息環境	DS002			2350
大鬼湖區	DS004	235214	2531964	2416
7C/6/3/6	GGC001	235384	2530352	2201
	GGC002	235318	2530333	2191
	GGC003	234853	2530577	2291
	GGC005	234743	2531178	2465
	GGC008	235288	2532053	2411
	GGC009	232053	2534598	2215
	GGC010	234890	2530531	2321
	GGC014	234725	2531176	2465
	GGC015	235139	2531474	2381
	GGC016	235168	2531576	2355
	GGC021	231685	2529777	2103
	GGC023	235066	2530836	2331
	GGC027	234818	2531210	2430
	GGC029	235370	2530151	2208
	GGC023	233172	2529951	1951
	GGC031	235365	2531762	2372
	GGC035	234772	2529827	2157
	GGC036	235784	2529729	2062
	GGC036 GGC037		2529729	2032
		235809		
	GGC038	235802	2529679	2054

附錄一、(續1)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區	DN04	243167	2514340	581
大南溪流域	DN05	242861	2514759	736
	DN06	242220	2514947	820
	DN07			780
大武山自然保留區	ST002	231143	2507460	1207
知本溪流域	ST004	231391	2506628	1067
	ST005	231845	2506468	1036
	ST008	231628	2505959	1188
	ST009	231588	2506014	1188
	ST010	231743	2505694	1229
	ST013	231954	2506450	1034
	ST014	229924	2510180	1749
	ST016	230959	2507117	1157
	ST017	231407	2506562	1084
	ST018	232139	2506504	1074
	ST019	231625	2506036	1188
	ST020	232543	2506055	1107
	ST022	232327	2505974	1129
	ST025	231025	2508435	1335
	ST026	232013	2506554	1113
	ST027	231476	2505999	1197
	ST028	231542	2505811	1194
	ST030	232352	2505946	1129
	ST033	233046	2506456	956
	ST034	231498	2505608	1330
	ST035	230801	2504686	1424
	ST036	232016	2506662	1133
	ST037	232928	2506490	982
	ST038	233604	2506418	986
	ST041	231435	2505966	1213
	ST042	231496	2506095	1186
	ST043	231586	2505943	1184
	ST044	231442	2505948	1085
	ST045	232375	2505957	1290
	ST046	230599	2507152	1293
	ST048	230500	2506884	1387
	ST051	231119	2506344	1149
	ST052	231094	2505255	1495
	ST055	232474	2506009	1124
	ST056	232676	2506066	1116
	ST057	232594	2505963	1139
	ST058	231387	2506093	1268
	ST059	231283	2506080	1319
	ST061	230730	2505137	1478
	ST062	230924	2504989	1524

附錄一、(續2)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區	ST063	230589	2504883	1588
知本溪流域	ST064	230556	2505022	1524
	ST065	230457	2505057	1556
	ST068	232062	2506218	1087
	ST069	230214	2505513	1604
	ST070	230291	2505570	1595
	ST072	230502	2504815	1553
	ST073	230633	2504817	1539
	ST074	230789	2505169	1490
	ST075	230349	2505413	1613
	ST078	228363	2506460	1711
	ST079	228206	2506564	1841
	ST080	227850	2506855	2126
	ST081	227373	2507183	2318
	ST082	227422	2509981	2559
	ST083	228059	2506610	1919
大武山自然保留區	BYS001	228243	2498475	882
太麻里溪流域	BYS003	227673	2498860	1136
<b>从</b> 侧 主	BYS010	226928	2499028	1428
	BYS011	225663	2499559	1880
	BYS012	224309	2499944	2342
	BYS014	223855	2501106	2904
	BYS022	226856	2499115	1406
	BYS025	226961	2499047	1429
	BYS026	226960	2499051	1436
	BYS028	227272	2498968	1297
	BYS030	227660	2498898	1155
	BYS035	228247	2498469	882
	BYS050	223930	2501038	2876
	BYS051	223946	2501149	2873
	BYS052	224034	2501004	2822
	BYS053	224117	2500930	2745
	BYS054	224096	2500930	2718
	BYS055	224182	2500779	2661
	BYS056	224182	2500613	2640
	BYS057	224030	2500563	2654
	BYS058	224030	2500303	2578
	BYS059	224131	2500431	2586
	BYS060	224074	2500429	2502
	BYS061		2500284	2501
		224096		+
	BYS062	224336	2499943	2359
	BYS063	225057	2499574	2113
	BYS065	224223	2500775	2658
	BYS066	224200	2500622	2655
	BYS067	223985	2500273	2507

附錄一、(續3)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區	BYS068	225474	2499565	1941
太麻里溪流域	BYS069	224184	2500116	2447
,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,	BYS070	224145	2500948	2739
	BYS071	223991	2500370	2554
	BYS072	224182	2499963	2344
	BYS073	224174	2500212	2446
	BYS074			2330
	BYS075	224858	2499648	2203
	BYS076	225114	2499623	2108
	BYS077	225358	2499610	2002
	BYS078	225365	2499572	1994
	BYS079	225447	2499587	1959
	BYS080	223860	2501128	2914
	BYS081	223866	2501288	2885
	BYS082	224948	2499712	2159
	BYS083	225134	2499741	2063
	BYS085	228114	2498586	911
	BYS086	228832	2498511	642
	PTW001	224688	2503218	3050
	PTW002	224878	2503218	2905
	PTW003	225425	2502880	2652
	TML001	228631	2498462	667
	TML003	228667	2498402	559
	TML005	229783	2498846	415
	TML003	229783	2498840	415
	-			+
	TML011	229946	2498708	422
	TML012	229188	2499325	543
	TML013	229339	2500037	537
	TML015	229298	2500618	553
	TML016	229466	2501191	585
	TML017	229352	2502121	647
	TML018	229267	2502495	678
	TML020	229413	2502936	754
	TML021	229452	2503120	750
	TML022	229427	2503027	746
	TML023	229530	2502943	782
	TML024	229572	2502825	852
	TML026	229492	2502991	751
	TML029	229441	2499833	578
	TML031	230375	2498766	414
	TML032	230367	2498994	536
	TML033	231809	2499645	685
	TML034	229912	2504073	907
	TML037	229692	2504324	974
	TML039	229528	2504479	926

附錄一、(續4)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區	TML040	229486	2504488	926
太麻里溪流域	TML042	229449	2503419	799
	TML043	229409	2502487	694
	TML044	229526	2502300	687
	TML045	229214	2500212	507
	TML046	229104	2501025	652
	TML047	229226	2499737	491
	TML048	229476	2500819	577
	TML049	229441	2499253	477
	TML050	229910	2498745	411
	TML057	229393	2502775	806
	TML060	229381	2502559	768
	TML062	229424	2502647	748
	TML063	229831	2503007	897
	TML064	229865	2503426	984
	TML066	229687	2503280	906
	TML067	228918	2503425	910
	TML069	229226	2503290	790
	TML074	229474	2503421	799
	TML076	229731	2504494	937
	TML077	229520	2505012	1017
	TML079	228787	2505584	1443
	TML080	228262	2506155	1879
	TML082	229261	2506241	1624
	TML082	230505	2504898	1566
	TML085	228904	2505392	1345
	TML089	229896	2502850	891
	TML091	228954	2505477	1354
	TML091	230250	2500219	953
	TML095	228926	2503393	876
	TML096	228970 228521	2503622	855
	TML097 TML098	228604	2505942 2505979	1687
		†	+	1718
	TML099	228217	2506104	1871
	TML100	228914	2503541	884
	TML101	228695	2505975	1622
	TML102	228578	2506021	1728
	TML103	228370	2506243	1799
	TML104	228444	2506198	1802
	TML105	228298	2506245	1801
	TML106	228769	2505827	1504
	TML107	228864	2505646	1423
	TML109	229783	2500436	775
	TML111	230522	2499951	963
	TML112	228684	2501066	876

附錄一、(續5)

地區	樣點編號	東距(m)	北距(m)	海拔(m)
大武山自然保留區	TML113	230959	2499543	934
太麻里溪流域	TML115	228176	2506102	1869
	TML116	228260	2506256	1820
	TML117	228723	2503644	974
	TML118	228730	2503534	1005
	TML119	228688	2503568	1024
	TML120	232287	2499620	690
	TML121	229649	2499386	461
	TML124	229392	2501044	566
	TML126	229408	2502074	645
	TML127	228853	2505420	1341
	TML128	228780	2506387	1737
	TML129	226595	2502235	1967
	TML130	228436	2501026	982
	TML131	229011	2501013	685
	TML134	231366	2499109	844
	TML135	227160	2501493	1599
	TML136	227490	2501264	1364
大武山自然保留區	GL002	225951	2492384	920
金崙溪流域	GL003	226812	2493255	755
	GL006	226958	2493201	814
	GL008	227455	2493288	1134
	GL010	226710	2492875	920
	GL012	226635	2492212	1350
	GL014	234360	2489946	234
	GL015	233896	2491341	239
	GL016	233736	2489029	279
	GL017	234038	2489149	271
	GL018			180
	GL019	224663	2491650	1523
	GL020	225370	2491804	1227
	GL022	233768	2488880	301
	GL023			220
	GL024	234722	2490961	329
	GL025	236271	2491032	169
	GL027	234135	2490699	251
	GL028	223950	2491550	1750
舊古樓社	KULO01	220663	2488796	1157

附錄二、大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境在調查期間內紀錄的 鳥類名錄。紀錄方式為目擊與鳴聲,居留狀況係保留區內的生息與分布狀況。

目	科	中文名	學名	特稀有性	保育等級
鸛形	鷺	綠簑鷺	Butorides striatus	冬/不普	
		小白鷺	Egretta garzetta	留/不普	
		黑冠麻鷺	Gorsakius melanolophus	留/不普	
		夜鷺	Nycticorax nycticorax	過/稀	
雁形	雁鴨	鴛鴦	Aix galericulata	留/稀	II
隼形	鷲鷹	台灣松雀鷹	Accipiter virgatus	特亞/普	II
		赤腹鷹	Accipiter soloensis	過/不普	II
		鳳頭蒼鷹	Accipiter trivirgatus	特亞/普	II
		林雕	Ictinaetus malayensis	留/稀	I
		蜂鷹	Pernis apivorus	過冬/稀	II
		大冠鷲	Spilornis cheela	特亞/不普	II
		熊鷹	Spizaetus nipalensis	留/不普	I
雞形	雉	台灣山鷓鴣	Arborophila crudigularis	特/普	III
		竹雞	Bambusicola thoracica	特亞/稀	
		藍腹鷴	Lophura swinhoii	特/普	I
鶴	秧雞	灰腳秧雞	Rallina eurizonoides	留/不普	
鷸形	鷸	磯鷸	Actitis hypoleucos	冬/稀	
		山鷸	Scolopax rusticola	過/稀	
	鴘	小環頸鴴	Charadrius dubius	留/稀	
鴿形	鳩鴿	翠翼鳩	Chalcophaps indica	留/不普	II
		灰林鴿	Columba pulchricollis	留/普	
		綠鳩	Sphenurus sieboldii	特亞/普	
鵑形	杜鵑	小杜鵑	Cuculus poliocephalus	過/稀	
		筒鳥	Cuculus saturatus	夏/不普	
		鷹鵑	Cuculus sparverioides	夏/普	
鴞形	鴟鴞	鵂鶹	Glaucidium brodiei	留/普	II
		黃魚鴞	Ketupa flavipes	留/不普	I
		褐鷹鴞	Ninox scutulata	留/不普	II
		領角鴞	Otus bakkamoena	留/不普	II
		黄嘴角鴞	Otus spilocephalus	特亞/普	II
		灰林鴞	Strix aluco	留/不普	I
		褐林鴞	Strix leptogrammica	留/不普	I
雨燕	雨燕	小雨燕	Apus affinis	留/普	
		白腰雨燕	Apus pacificus	夏/稀	
		針尾雨燕	Chcaetura caudacuta	夏/稀	
佛法僧	翠鳥	翠鳥	Alcedo atthis	留/不普	
鴷形	鬚鴷	五色鳥	Megalaima oorti	特亞/普	
	啄木鳥	小啄木	Picoides canicapillus	留/普	
		大赤啄木	Picoides leucotos	特亞/不普	II
		綠啄木	Picus canus	特亞/不普	II
雀形	燕	毛腳燕	Delichon urbica	留/普	

附錄二、(續1)

目	科	中文名	學名	特稀有性	保育等級
雀形	燕	赤腰燕	Hirundo daurica	過. 留/普	
		家燕	Hirundo rustica	過. 留/普	
		洋燕	Hirundo tahitica	過. 留/不普	
	鶺鴒	白面白鶺鴒	Motacilla alba leucopsis	留/不普	
		灰鶺鴒	Motacilla cinerea	冬. 留/普	
		樹鷚	Anthus hodgsoni	冬/不普	
	山椒鳥	灰喉山椒鳥	Pericrocotus solaris	留/普	III
		花翅山椒鳥	Coracina novaehollandiae	留/不普	II
	鵯	紅嘴黑鵯	Hypsipetes madagascariensis	特亞/普	
		白環鸚嘴鵯	Spizixos semitorques	特亞/不普	
		烏頭翁	Pycnonotus taivanus	特/稀	III
	伯勞	紅尾伯勞	Lanius cristatus	冬/不普	III
	河烏	河烏	Cinclus pallasii	留/普	
	鷦鷯	鷦鷯	Troglodytes troglodytes	特亞/稀	
	鶇	小翼鶇	Brachypteryx montana	特亞/普	III
		野鴝	Erithacus calliope	冬/稀	
		小剪尾	Enicurus scouleri	特亞/不普	II
		野鴝	Erithacus calliope	冬/稀	
		白眉林鴝	Erithacus indicus	特亞/普	
		栗背林鴝	Erithacus johnstoniae	特/普	III
		台灣紫嘯鶇	Myiophoneus insularis	特/普	III
		藍磯鶇	Monticola solitarius	冬/稀	
		鉛色水鶇	Phoenicurus fuliginosus	特亞/普	III
		藍尾鴝	Tarsiger cyanurus	冬/不普	
		赤腹鶇	Turdus chrysolaus	過/普	
		虎鶇	Turdus dauma	冬/普,夏/稀	
		白頭鶇	Turdus niveiceps	特亞/稀	III
		白眉鶇	Turdus obscurus	過/普	
		白腹鶇	Turdus pallidus	過/普	
	畫眉	紋翼畫眉	Actinodura morrisoniana	特/不普	III
		褐頭花翼	Alcippe cinereiceps	特亞/不普	
		繡眼畫眉	Alcippe morrisonia	特亞/普	
		頭烏線	Alcippe brunnea	特亞/普	
		白喉噪眉	Garrulax albogularis	特亞/稀	II
		畫眉	Garrulax canorus	特亞/稀	II
		台灣噪眉	Garrulax morrisonianus	特/不普	III
		棕噪眉	Garrulax caerulatus	特亞/不普	II
		白耳畫眉	Heterophasia auricularis	特/普	III
		黄胸藪眉	Liocichla steerii	特/普	III
		小鷦眉	Pnoepyga pusilla	特亞/普	
		大彎嘴	Pomatorhinus erythrogenys	特亞/普	
		小彎嘴	Pomatorhinus ruficollis	特亞/普	

附錄二、(續2)

目	科	中文名	學名	特稀有性	保育等級
雀形	畫眉	山紅頭	Stachyris ruficeps	特亞/普	
		冠羽畫眉	Yuhina brunneiceps	特/普	III
		綠畫眉	Yuhina zantholeuca	留/普	
	鸚嘴	粉紅鸚嘴	Paradoxornis webbianus	特亞/不普	
	鶯	棕面鶯	Abroscopus albogularis	留/普	
		台灣叢樹鶯	Bradypterus alishanensis	特/不普	
		深山鶯	Cettia acanthizoides	特亞/不普	
		小鶯	Cettia fortipes	特亞/不普	
		斑紋鷦鶯	Prinia polychroa	特亞/稀	
		火冠戴菊鳥	Regulus goodfellowi	特/不普	III
	鶲	黄胸青鶲	Ficedula hyperythra	特亞/普	III
		紅尾鶲	Muscicapa ferruginea	夏/普	
		黄腹琉璃	Niltava vivida	特亞/普	III
	王鶲	黑枕藍鶲	Hypothymis azurea	特亞/不普	
	長尾山雀	紅頭山雀	Aegithalos concinnus	留/普	III
	山雀	煤山雀	Parus ater	特亞/普	III
		黄山雀	Parus holsti	特/不普	II
		青背山雀	Parus monticolus	特亞/普	III
		赤腹山雀	Parus varius	特亞/稀	II
	鳾	茶腹鳾	Sitta europaea	留/普	
	啄花鳥	綠啄花	Dicaeum concolor	特亞/普	
		紅胸啄花鳥	Dicaeum ignipectus	特亞/普	
	繡眼	綠繡眼	Zosterops japonica	留/稀	
	鵐	黑臉鵐	Emberiza spodocephala	冬/不普	
	雀	灰鷽	Pyrrhula erythaca	特亞/不普	
		褐鷽	Pyrrhula nipalensis	特亞/不普	
	梅花雀	白腰文鳥	Lonchura striata	留/稀	
	麗鳥	黄鸝	Oriolus chinensis	留/稀	II
		朱鸝	Oriolus traillii	特亞/不普	I
	卷尾	小卷尾	Dicrurus aeneus	特亞/普	
	鴉	橿鳥	Garrulus glandarius	特亞/普	III
	•	星鴉	Nucifraga caryocatactes	特亞/不普	
		巨嘴鴉	Corvus macrorhynchos	留/稀	
		台灣藍鵲	Urocissa caerulea	特/普	II

**特有性**:特:台灣特有種;特亞:台灣特有亞種;留:不行緯度遷移之鳥種;過: 春、秋過境鳥;冬:冬候鳥:夏:夏候鳥。

稀有性: 普: 調查範圍內普遍分布種, 普遍易見; 不普: 調查範圍內適合棲地皆有分布, 但是數量不多, 不普遍易見; 稀: 調查範圍內之稀有種或分布侷限在部份地區。

保育等級:I-瀕臨絕種保育類野生動物;II-珍貴稀有保育類野生動物;III-其他應予保育類野生動物。

附錄三、大武山自然保留區與雙鬼湖野生動物重要棲息環境在調查期間內紀錄到的兩棲爬蟲類名錄,紀錄方式為目擊與聲音(青蛙)。

目	科	中文名	學名	保育等級	
有尾	山椒魚	阿里山山椒魚	Hynobius arisanensis		
無尾	蟾蜍	盤古蟾蜍	Bufo bankorensis		
	樹蟾	中國樹蟾	Hyla chinensis		
	樹蛙	日本樹蛙	Buergeria japonicus		
		褐樹蛙	Buergeri robusta	II	
		艾氏樹蛙	Chirixalus eiffingeri		
		白領樹蛙	Polypedates megacephalus		
		橙腹樹蛙	Rhacophorus aurantiventris		
		莫氏樹蛙	Rhacophorus moltrechti	II	
	赤蛙	拉都希氏蛙	Rana latouchii		
		梭德氏赤蛙	Raba sauteri		
		斯文豪氏赤蛙	Rana swinhoana		
有鱗	飛蜥	斯文豪氏攀蜥	Japalura swinhonis		
	石龍子	麗紋石龍子	Eumeces elegans		
		印度蜓蜥	Sphenomorphus indicus		
	蝙蝠蛇	雨傘節	Bungarus multicinctus multicinctus	II	
	蝮蛇	百步蛇	Agkistrodon acutus	I	
		菊池氏龜殼花	Trimeresurus gracilis	II	
		赤尾青竹絲	Trimeresurus stejnegeri		
	黃頷蛇	台灣標蛇	Achalinus formosanus		
		錦蛇	Elaphe taeniura friesei	II	
		花尾斜麟蛇	Pseudoxenodon stejnegeri		
		白腹遊蛇	Sinonatrix percarinata		

## 附錄四、彩色附圖



圖一、本年度新增樣區:金崙溪下游。 (攝影:潘怡如)



圖二、本年度新增樣區:大南溪中游。 (攝影:潘怡如)



圖三、霧頭山南稜鳥瞰本年度新增樣 區:自太麻里溪與知本溪分水嶺經茶埔 岩山(中間之山頭)往霧頭山(拍攝 處)。右上角為北大武山,茶埔岩山左 上方為方屯山與那保山,茶埔岩山下方 平坦鞍部為魯凱族聖地 Baluguan(巴 魯古安),好茶越嶺古道翻閱中央山脈 到屏東好茶之鞍部。(攝影:姜博仁)



圖四、本年度加強調查樣區:杷宇森 稜線中高海拔針闊葉混合林與鐵杉林。 (攝影:姜博仁)



圖五、大武山自然保留區南區之南大武 山與那保山。(攝影:姜博仁)

## 附錄二、彩色附圖 (續)



圖六、山羌茸角。(自動照相機)



圖七、水鹿茸角。(自動照相機)



圖八、白鼻心親子,自動照相機紀錄 了一些動物繁殖時程。(自動照相機)



圖九、黃喉貂,大武山與雙鬼湖區的食 肉目歧異度與豐富度都優於其他保護區 ,在目前全台灣自動照相機調查區域中 的黃喉貂 OI 值是最高的。(自動照相機)



圖十、GPS 座標及棲地測量。 (攝影:李靜峰)



圖十一、龐雜度高之低海拔雨林生態系, 孕育豐富的雲豹獵物及其他中大型哺乳動物,而大武山自然保留區保有台灣最大面積的低海拔原始森林。(攝影:邱春火)