PG10001-0752

100-301020200G1-001

# 玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳 狀況評估研究(2/4)

The Study of Population Ecology and Genetics for Formosan Black Bears in Yushan National Park (2/4)

受委託者:國立屏東科技大學

研究主持人: 黄美秀

研究助理:蔡幸蒨、郭彦仁、林冠甫、

何冠助、陳昇衛

玉山國家公園管理處委託研究報告 中華民國 100 年 12 月

(本報告內容及建議,純屬研究小組意見,不代表本機關意見)

## 目次

表次・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	· II
圖次・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	· III
中文摘要・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	• V
英文摘要・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	• X
第一章 緒論・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	. 1
第一節 研究緣起及目的・・・・・・・・・・・・・	. 1
第二節 第二年(2011年)計畫工作項目・・・・・・・・・・	
第二章 研究方法及過程・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	
第一節 研究地區・・・・・・・・・・・・・・・	10
第二節 青剛櫟果實豐富度之監測・・・・・・・・・・・	11
第三節 監測台灣黑熊豐富度・・・・・・・・・・・・	
第四節 野外台灣黑熊遺傳資料收集及分析・・・・・・・・	
第五節 青剛櫟種子的命運・・・・・・・・・・・・・	
第三章 結果與討論・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	
第一節 青剛櫟果實豐富度之監測・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	27
第二節 台灣黒熊的活動・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	
第三節 台灣黒熊遺傳分析・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	35
第四節 大分青剛櫟果實掠食者・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	••
第四章 結論及建議・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	63
謝誌・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	• 66
附錄一、玉山國家公園管理處「玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺	· /-
<b>狀況評估研究(2/4)」委託研究計畫採購案評選會議紀・・・・・</b>	
附錄二、「玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(2/4)	_
委託研究計畫期 中審 查 會 議 紀錄・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	• 71
附錄三、「玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(2/4)	)」 • 73
委託研究計畫期末審查會議紀錄••••••	
<b>会去書日。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。</b>	• 77

## 表次

表 3-1.1	2010 年青剛櫟結果季,以 Pearson 相關係數檢視利用兩種目視 法所估計的結果情況與樣樹種子陷阱收集落果量之關係· •	29
表 3-2.1	大分及賽柯地區,2010年青剛櫟結果季結束後,紀錄度各樣帶	29
	黒熊痕跡的調査結果・・・・・・・・・・・・・・・	34
表 3-2.2	2010年青剛櫟季大分地區,各月熊毛陷阱收集到熊毛的狀況。	34
表 3-3.1	2009年9月到2010年2月大分地區黑熊排遺樣本收集情況,	
	以及初步遺傳分析結果・・・・・・・・・・・・・	35
表 3-4.1	2010年11月和12月於大分地區進行鳥類資源調查所記錄之鳥	
	種名錄,名稱主要根據劉小如等人(2010)編撰之台灣鳥類	
	誌•••••	<b>42</b>
表 3-4.2	2010年11月至次年1月,玉山國家公園大分地區自動相機記	
	錄出現於人為放置青剛櫟堆(100顆,n=16)前,動物的種類與	
	出現指數(OI 値)・・・・・・・・・・・・・・・・	48
表 3-4.3	2010年11月至隔年1月,大分地區利用自動相機拍攝到取食	
	人為擺放櫟實(100顆一堆)的6種掠食者,各月的取食次數及每	
	天的取食量。資料分析採用該日僅出現一種掠食者取食的資	
	料••••••	51

# 圖次

圖	1-1.1	殼斗科植物種子命運流程圖・・・・・・・・・・・・・	7
圖	2-2.1	大分研究樣區長期調查樣線及樣點的分布,包括青剛櫟調查樣	
		線、年度熊痕跡調查樣線和熊毛陷阱(座標系統:TWD-67)· ·	13
圖	2-5.1	利用自動相機,鑑定利用青剛櫟果實的動物種類和相對數量。	20
圖	2-5.2	圍籬及幼苗樣區位於玉山國家公園東部園區大分地區位置圖。	
		星號為圍籬樣站,綠色方塊為幼苗樣站(座標系統為 TWD-67)	23
圖	2-5.3	監測青剛櫟幼苗存活率之圍籬試驗・・・・・・・・・・・	24
圖	3-1.1	2011 年目視法調查大分地區青剛櫟落果前的結果量(Graves'	
		$modified\ scales) \bullet \bullet$	28
圖	3-1.2	2011 年利用兩種目視調查法,調查大分地區青剛櫟落果前的樹	
		上結果量。藍色為 30 秒計數法,紅色為 Graves'修正指數··	29
圖	3-1.3	2010 年青剛櫟結果季,平均每個種子陷阱(0.85*0.85 m²)收集青	
_		剛櫟落果情況・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	30
圖	3-2.1	2010 年青剛櫟結果季,樣樹上出現台灣黑熊不同痕跡的百分比	
•		例 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	32
圖	3-2.2	台灣黑熊利用青剛櫟樣樹留下不同的痕跡,與該樣樹結果狀況	
•		之關係・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	32
圖	3-3.1	雄性台灣黑熊血液樣本在五種不同煉合溫度下測試,兩組引子	
		於電泳膠圖的反應狀況・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	36
圖	3-3.2	以已知性別(一雄一雌)圈養台灣黑熊個體的血液樣本測試之電	
		泳膠圖・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	37
圖	3-3.3	台灣黑熊排遺樣本進行性別鑑定之電泳膠圖・・・・・・・	37
圖	3-3.4	2008年2月至隔年1月大分地區記錄台灣黑熊個體及性別的各	
		月變化圖・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	38
圖	3-4.1	2010年11月至隔年1月大分地區6種常見哺乳動物,於青剛	
		機結果季各月的出現頻度(OI)變化・・・・・・・・・・・	46
圖	3-4.2	2010年11月至隔年1月大分地區6種常見哺乳動物,在3個	
		様區的出現頻度(OI 值)變化・・・・・・・・・・・・	47
圖	3-4.3	2010年11月至次年1月,大分地區採用自動相機拍攝到取食	
		人為擺放櫟實(100顆一堆)的哺乳類掠食者,各月平均每天取食	
		的櫟實數量(誤差線為標準差)・・・・・・・・・・・・	50
圖	3-4.4	2011年11月至次年1月,自動照相機記錄青剛櫟掠食者(水鹿、	

	小型囓齒類動物)取食人為擺放櫟實(一堆 100 顆)的時間變化。	
	有效照片乃扣除 30 分鐘內連拍的照片・・・・・・・・	50
3-4.5	2010年11月至隔年1月,兩種主要櫟實掠食者(水鹿、小型囓	
	齒類動物)於樣站的出現頻度(OI值),與該物種取食櫟實的次數	
	(a)和數量(b)之關係・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	53
3-4.6	2010年11月至隔年1月,4組可讓不同動物進出的圍籬樣方(OP	
	組,n=635、NSMP 組,n=634、NLMP 組,n=556、CL 組,	
	n=619),其內擺設櫟實(n=30顆)每天被取食的狀況····	54
3-4.7	2010年11月至隔年1月,每個月內3組可讓動物進出的圍籬	
	様方被掠食者平均取食數量・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	55
3-4.8	2010年11月至隔年1月,在3個樣區(T7-1、T7-2、T5)於每個	
	月份內地面平均青剛櫟完整果實數量・・・・・・・・・	56
3-4.9	2010年11月至隔年1月,在3個樣區間每個月NSMP組與	
	NLMP 組內被掠食者取食的總櫟實數量跟該樣區該月的地面完	
	整果實密度之關係・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	56
3-4.10	從 2010 年 4 月至 2011 年 10 月,大分地區監測的 4 個幼苗樣站	
	內,圍籬內外幼苗存活數量與存活率變化。。。。。。。	58
3-4.11	從 2010 年 2 月至 2011 年 2 月,每次調查期間所發現每個樣區	
	內新萌芽的青剛櫟幼苗數量變化・・・・・・・・・・・	58
	3-4.6 3-4.7 3-4.8 3-4.9	有效照片乃扣除 30 分鐘內連拍的照片。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。。

## 摘要

關鍵詞:台灣黑熊、青剛櫟、櫟實產量、遺傳、櫟實掠食者

### 一、研究緣起

有鑑於保育瀕危物種的迫切性以及長期生態研究對於野生動物經營管理之重要性,本計畫延續前期於玉山國家公園進行之台灣黑熊(Ursus thibetanus formosanus)生態研究,持續長期的資料收集及累積,增加我們對於此物種於野外的生態習性、族群遺傳特性的瞭解,並提供具體的經營管理建議,以作為成功保育該物種的依據。園區東側的大分地區為瀕危台灣黑熊重要的棲息地,該地殼斗科植物一青剛櫟(Cyclobalanopsis glauca)的物候週期及結果變動,影響台灣黑熊時空上的活動模式和族群變動。藉由第6年的長期生態資料的收集和分析,持續監測大分地區殼斗科森林青剛櫟的結果量變動,以及利用該地櫟實的潛在種子掠食者及其時空分布。同時藉由遺傳樣本,並進一步釐清玉山國家公園大分地區台灣黑熊的族群量、遺傳多樣性、近親交配指數、族群結構等資訊,以探討此物種的族群永續力。另外,藉由青剛櫟種子命運的監測,探討動物活動和豐富度與重要食物資源(櫟實)變動之關係,以及彼此間可能的交互作用。

## 二、研究方法及過程

本研究於大分地區青剛櫟集中分布的區域,設定長期的調查樣點和樣線 (總計 5.2 km 長),以測量青剛櫟果實產量。於青剛櫟開始落果前(九月底至十月中旬期間),以目視法估算該季的結果相對豐度指標。同時於結果季期間,每隔 50 m 設置種子陷阱(0.85\*0.85 cm², n = 195),每月定期收集落果,以計算該季青剛櫟果實生產量。

為了解青剛櫟果實豐富度與台灣黑熊活動之關係,於結果季結束後(2月),沿著調查樣線計數樣線(共約9.5km)兩側各3m內的所有黑熊痕跡, 作為該季黑熊活動的相對指標。為收集黑熊遺傳樣本,除了每次調查期間在 調查樣線和行進路線旁搜尋、採集黑熊排遺之外;另架設及檢視熊毛陷阱,以收集動物毛髮,建構黑熊遺傳樣本資料庫。分析 2008 年已確認的個體,利用兩組性別鑑定引子(MP-SRY-Ursus/MP-SRY-1R-Ursus 與 MP-ZF-F/MP-ZF-R)進一步分析其性別。此外,分析 2009 年 9 月至 2010 年 10 月所收集的黑熊排遺樣本(n=280),以 10 組微衛星基因座擴大,並以至少成功 7 組基因座的樣本進行基因型檢定。

為釐清青剛櫟種子的潛在樹上及地面掠食者,利用樣站法及穿越線法, 紀錄聽到和看到所有青剛櫟潛在掠食者的動物(鳥類和哺乳動物)數量、距離 及行為。另外藉由自動相機拍攝移除櫟實的照片來鑑定物種,來釐清大分地 區會取食青剛櫟櫟實的哺乳動物種類與其取食次數、取食數量,並同步監測 在樣區內活動的哺乳動物的出現頻度。自動相機架設於 2010 年 11 月起至隔 年1月青剛櫟季的尾聲為止。為了比較大型哺乳動物、小型囓齒類動物兩者 對櫟實的掠食壓力,設計四種類型的圍籬,隔離不同動物的進出,以比較櫟 實被取食的數量。

#### 三、重要發現

Graves'修正指數估算 2011 年青剛櫟結果季的結果量,結果指數平均為 1.9±0.98(±SD),利用 30 秒內計數青剛櫟果實數量,2011 年為 49.2±42.5 顆/ 棵,與 Graves'修正指數呈顯著正相關(Pearson correlation, r = 0.866, P < 0.001)。 種子陷阱估計 2010 年青剛櫟結果季果實總生產量,完整果實為 34.8 顆/m²,受損果實為 16.5 顆/m²,僅次於歷年監測之 2008 年。三種黑熊活動痕跡指標顯示平均 1 km 內有 70±69.1 棵熊爪痕樹、1 km 內的熊痕跡單位數量為 56±49.9,以及每 50 m 熊痕跡出現的頻度為 74.3±21.5%。熊毛陷阱平均各月有熊毛記錄陷阱比例為 38±26.4%,平均每一陷阱收集 1.68±1.85 撮熊毛數。青剛櫟結果季各項黑熊活動指標的逐年變化,2010 年的相對豐富度僅次於屬盛產的 2008 年,顯示與該季櫟實產量有密切相關。

根據大分地區的遺傳樣本,2008年已鑑定出的100個個體中,性別鑑定發現雌雄性分別為46和44隻,另10隻未知性別,性別比無顯著偏差( $\chi^2$ =0.044,P=0.833)。青剛櫟季及非青剛櫟結果季亦皆無偏離1:1。另就2009年9月以來所收集的熊排遺樣本(n=280),挑選新鮮樣本並萃取出195個DNA樣本,性別鑑別成功率為0.51。後續成功標定至少7個完整的基因座的樣本,即有效樣本為88個,但因PCR重複次數仍不足,需持續第4重複以上之分析以正確確認個體。

2010年11月和12月進行青剛櫟森林樹上潛在櫟實掠食者,鳥類雖記錄到22科46種,但實際發現取食櫟實的僅有鴉和條紋松鼠。自動照相機紀錄櫟實被取食的頻度以小型囓齒目動物最高(79%),其次為水鹿(15.3%),但取食或移除的總量則分別無73%和20%。其他4種掠食者的取食頻度依序為台灣黑熊(3.5%),野豬與台灣獼猴(皆0.7%)和松鴉(0.5%)。圍籬試驗顯示大型掠食者對於櫟實的移除量(32%)略高於小型囓齒類動物(29%),在3組開放給不同掠食者通行的圍籬樣站內,未呈現顯著差異。推測應受樣區附近自然落果量的相對豐富和時空變動等因素影響。分區青剛櫟幼苗的死亡率為40%-87%不等,在未受圍籬保護的幼苗,其死亡率呈區域性差異。圍籬內和圍籬外的苗木存活率分別為67%和34%,平均存活時間分別為為14個月(SD=1.1)和11個月(SD=2.9),顯示區域性動物活動對於幼苗的干擾作用。

### 四、主要建議事項

玉山國家公園大分地區為瀕危台灣黑熊重要的棲息環境,持續第六年監測青剛櫟果實產量豐富度顯示,Graves'修正指數和 30 秒內計數青剛櫟果實指數於過去六年中,僅次於 2008 年和 2010 年。黑熊於大分地區青剛櫟季期間,攀爬及利用青剛櫟果實所遺留的活動痕跡,與該年結果情況有密切相關。然由於台灣黑熊的活動廣泛(大於 100 km²),其他食物資源的相對豐富度和於地景上的分布情況亦會影響動物的覓食和活動。因此,除了大分地區的青剛櫟森林之外,重要資源如殼斗科植物和偶蹄類動物的進一

步釐定,以及這些資源於國家公園及鄰近地區的分布情況和監測,對於台灣黑熊之保育和經營管理的效能提升,亦為未來重要的研究和監測項目。

動物取食大量的櫟實可視對植物是種瓶頸效應(Bottleneck Effect),本研究依序追蹤樹上與地面櫟實跟幼苗被動物取食的比例,試圖釐清大分地區青剛櫟種子命運各個階段掠食者造成的影響。研究結果顯示櫟實未落地前被掠食者取食比例超過四分之一,當櫟實掉落地面後,被小型囓齒類動和大型哺乳動物取食或移除的壓力相當,其中前者主要為刺鼠,後者為水鹿。這些動物對於人為放置櫟實的取食狀況,除了與放置的量有關之外,也與當地落果密度和掠食動物的出現頻度高有關,以提升個體的覓食效率。相對於植物的生命週期,動物的生活史相對的短暫,故植物若能夠在其活著時間內,成功產生子代,便對植物更新有正向幫助。因此,探究植物更新需要更長的時間尺度來看待,才能不失偏頗的回答整個森林演替的過程。

值青剛櫟盛產的 2008 年,遺傳樣本檢定出的 100 個基因型中,性別鑑定除 10 隻未知性別之外,雌、雄性分別為 46 和 44 隻,性別比未偏離 1:1。青剛櫟季及非青剛櫟結果季的情況亦是如此。若大地區的黑熊樣本具代表性,則此樣本族群性別比將可代表整個園區黑熊族群的性比結構。

大分地區青剛櫟結果期間,櫟實提供許多野生動物季節性的優質食物來源,影響當地的動物豐富度。但是長期動植物互動的監測資料亦顯示,當台灣黑熊密度偏高時,有些偶蹄類動物如山羌和水鹿的豐富度有降低的趨勢,顯示物種間微妙的掠食關係,亦扮演族調控群動態的重要的角色。持續而長期的研究目標物種與生態環境的關係,有助於釐清這些複雜的生態關係,從而提供更正確的經營管理所需的資訊。

大分青剛櫟盛產時,會吸引高密度的黑熊聚集,故在經營管理上需注意或限制遊客於此區的承載量和活動狀況,以確保人員安全,並降低可能造成的干擾。由於熊科動物的季節性移動,會受到不斷變化的食物資源條件(包括豐富度及分布)影響。因此,為更確切估算園區台灣黑熊的族群數量,以及加強族群的存續力,本研究建議應該進一步瞭解活動於大分地區的黑熊個體的

實際活動範圍所含括的地理區域,也就是收集這些個體在時間上和空間上相對於國家公園範圍和位置的分布情況,或活動源自國家公園外圍的哪些區域之資料,以期充分瞭解大分地區或整個國家公園的黑熊族群數量,以及之於全島黑熊族群的生態角色及可能的保育效能。此可透過增加黑熊遺傳樣本採樣的範圍,從玉山國家公園較外圍及附近的區域擴展至更遠的區域達成。

## 英文摘要

Dafen of the Yushan National Park (YNP) is a critical habitat for locally endangered Formosan black bears (*Ursus thibetanus formosanus*). The phenology and acorn production of *Cyclobalanopsis glauca* potentially influence the temporal and spatial movement, activity and relative abundance of bears and other wildlife. The objective aimed to continue the 6<sup>th</sup>-year acorn and bear monitoring project, and to understand the corn predators and seed fate.

The 2011 acorn production estimated by the Graves' modified scale and the 30 second counting method revealed an index of  $1.9\pm0.98~(\pm SD)$  and  $49.2\pm42.5$  acorn/per tree, respectively. The production of intact and damaged acorns collected and estimated by 195 seed traps were 34.8 and 16.5 acorns/m<sup>2</sup>. The yearly changes of the relative abundance of bears based on sign surveys and hair traps coincided with the acorn production dynamics

Among the 100 individuals identified from the DNA samples collected in 2008, 46 females and 44 males were further define d, except for 10 unknowns. The sex ratio did not bias from 1:1 ( $\chi^2 = 0.044$ , P = 0.833). We applied digital cameras to identify acorn predators, using acorns placed on the ground surface. The removal frequency was highest for small rodents (73%), and then sambar deer (*Cervus unicolor swinhoei*, 15.3%). However, the acorn were mainly used in amount by sambar deer (73%), and followed by rodents (20%). Other 4 recorded acorn predators, ranked by feeding frequency, included black bears (3.5%), wild boars (*Sus scrofa taivanus*, 0.7%), and macaques (*Macaca cyclopis*, 0.7%), and Eurasian jays (*Garrulus glandarius*, 0.5%). Four types of enclosures were used to evaluate the effects of rodents and large acorn predators. When large predators were excluded from a plot, rodents consumed 29% of the acorns. When rodents were excluded from a plot, large mammals consumed 32% of the

acorns. We also found that the acorn consumption levels of predators were likely influenced by the fallen acorn amounts in the neighboring areas. During the 19-month monitoring, the oak seedlings within fences showed a higher survival rate and lifespan than those without fences (survival rate: 67% vs. 34%; lifespan:  $13\pm7$  vs.  $8\pm5$ ). The result indicated animal activity will effect seeding disturbance.

Key words: *Ursus thibetanus formosanus*, *Cyclobalanopsis glauca*, acorn, predator, seed fate, genetic, population monitoring

## 第一章 緒 論

## 第一節 研究緣起及目的

## 一、台灣黑熊之研究及保育概況

台灣黑熊(Ursus thibetanus formosanus)是台灣唯一原產的熊類,屬亞洲黑熊的種群之一。由於近幾十年來台灣自然環境過度開發及人為活動頻繁,使得該物種的分布範圍大幅縮減,目前黑熊多侷限於地形較崎嶇陡峭或高海拔、人為活動較少的山區,其族群也處於受威脅的狀態(Wang 1999,Hwang and Wang 2006,黃美秀等 2010)。在台灣,台灣黑熊為「瀕臨絕種」的保育類動物;此物種也被列為世界自然保育聯盟(IUCN)紅皮書上的易危物種(VU, Vulnerable,IUCN 2009)。雖然黑熊為國內保育類野生動物,然而獵殺或販賣黑熊的新聞或消息仍是偶有所聞,凸顯出積極採取保護此物種存續的行動的重要性及迫切性(Hwang 2003,黃美秀等 2010)。

玉山國家公園大分地區為台灣黑熊生態研究的重要根據地,1998 至 2002 年期間,玉山國家公園管理處與研究者(黃美秀、吳煜慧、王穎等人)密切合作,在園區進行捕捉繫放和無線電追蹤黑熊等各項相關研究,累積許多的實貴資料(Hwang et al. 2002, Hwang 2003,吳煜慧 2004, Hwang and Garshelis 2007, Hwang et al. 2010)。為接續前期於玉山國家公園東部園區進行台灣黑熊捕捉繫放和無線電追蹤的研究,研究者於 2006-2009 年開始針對同一研究區域(主要核心區為大分地區)長期監測台灣黑熊等大型哺乳動物的豐富度、氣候變化,以及該區殼斗科森林的青剛櫟(Cyclobalanopsis glauca)物候和結果量變動,並初步瞭解該區環境特色和動植物間之關係(黃美秀等 2006、2007、2008、2009。)

就瀕危物種的保育及經營管理而論,除了需建構該物種的生態及行為等資訊之外,還需具備其遺傳多樣性及族群遺傳結構等分子遺傳的基礎資料,方可擬定有效的保育單位(Frankham et al. 2002)。對於遺傳多樣性、小族群、

地理親源關係,族群遺傳分析已成功地提供了野生動物保育和經營管理上的許多建議(Goossens and Bruford 2009)。因此,有鑑於保育瀕危物種的迫切性,以及長期生態研究之於野生動物經營管理的必要性,本計畫旨在延續過去玉山國家公園進行的台灣黑熊生態研究,持續長期資料的收集及累積,以增加我們對於此物種於野外的生態習性、族群遺傳特性的瞭解,並提供具體的經營管理建議,以作為成功保育該物種的依據。

## 二、台灣黑熊與櫟實之關係

玉山國家公園東側的重要台灣黑熊棲息地一大分地區,主要的殼斗科植物為青剛櫟,其果實是許多動物的食物來源,包括鳥類、囓齒類、大型草食動物和黑熊等(Hwang et al. 2002、林冠甫 2009)。殼斗科(Fagaceae)植物的堅果(或稱櫟實,acorn)為熊類以及許多其他野生動物在秋冬季或入冬前的重要食物來源。不同物種對青剛櫟果實的利用方式和程度有雖所差異,櫟樹在森林中的組成和數量,以及季節性的結果和其果實產量的差異,會造成食物資源的可得性和豐富度變動,而影響野生動物群落的組成(Koenig and Knops 2005,McShea et al. 2007)和族群動態(Wentworth et al. 1992,Elkinton et al. 1996,McShea 2000,Greenberg and Parresol 2002)。

櫟實是營養豐富的食物資源,擁有高含量的脂質和碳水化合物,加上容易消化和高代謝能的特性,故可視為高度濃縮形式的食物能源(Pekins and Mautz 1987,Kirkpatrick and Pekins 2002,陳亞萱 2009)。櫟實的生產和動物的覓食行為對大型哺乳動物的許多生態層面都有直接或間接的重要影響,包括繁殖、生存、活動和生長(Vaughan 2002)。在北美洲地區,許多研究也發現,美洲黑熊(U. americanus)的分布狀況、族群動態、活動範圍、移動距離、活動模式、繁殖速率、繁殖成功率、食性、棲地利用和冬眠等行為皆會受櫟實生產影響(Garshelis and Pelton 1981,Rogers 1987,Eiler et al. 1989,Smith and Pelton 1990,Noyce and Garshelis 1997,Powell et al. 1997,Vander Wall 2001,Vaughan 2002,Garshelis and Noyce 2008)。

在許多有殼斗科植物分布的地理區,森林性的熊類(如美洲黑熊及亞洲黑熊)與殼斗科森林之間,有密不可分的關係(Hwang et al. 2002, Vaughan 2002, McDonald and Fuller 2005, Garshelis and Noyce 2008)。這些地區的黑熊,包括台灣黑熊,於秋冬季值堅果大量結果時,會出現集中於櫟林中且大量覓食堅果的現象(reviewed by Hwang et al. 2002, Kirkpatrick and Pekins 2002)。此時期黑熊的覓食活動和秋季堅果的產量對於熊的移動、活動範圍、食性組成、營養、母熊生殖率、幼熊存活狀況有直接或間接的影響,甚至影響黑熊被人類獵捕或是人熊衝突的程度(Mattson 1998, Vaughan 2002, Costello et al. 2003, Hashimoto et al. 2003)。

過去研究者於玉山國家公園東側園區的長期野外調查發現,大分地區為台灣黑熊於秋冬季出沒較頻繁的地區,該區青剛櫟結果量的變動對於台灣黑態的活動有決定性的影響,不同種類的殼斗科櫟實於秋冬季的結果量有逐年波動的現象,且黑熊於此季節的食性和活動模式也隨之變動(Hwang et al. 2002,Hwang and Garshelis 2007,林冠甫 2009,Hwang et al. 2010)。2006-2010年於大分地區進行台灣黑熊族群相對豐富度和青剛櫟果實產量的監測,以及透過自動照相機和痕跡調查的結果皆發現,黑熊的相對豐富度於各年青剛櫟結果季皆顯著大於非青剛櫟結果季,且青剛櫟結果季時,黑熊會增加夜間活動的頻度(黃美秀等 2006、2007、2008、2009a)。此外,該區青剛櫟的結果狀況呈現明顯的年間差異,而黑熊於結果時期活動於該區的頻度的年間變動亦與青剛櫟結果量的多寡一致;熊毛陷阱記錄黑熊出現該區的相對豐富度亦呈現相同的季節和年間的變化趨勢(Hwang and Garshelis 2007,林冠甫 2009,黃美秀等 2009a)。

### 三、台灣黑熊遺傳學研究

對於瀕危物種的保育及經營管理,有效的保育單位和策略擬定建構於對該物種個體及族群的生態、行為、遺傳多樣性及族群遺傳結構等分子遺傳的基礎資料(Frankham et al. 2002)。瀕危物種的成功監測及管理更取決於正確的

族群結構及數量的資訊(Sloane et al. 2000, Goossens and Bruford 2009)。但對於野外數量稀少、動物習性隱蔽且機警的動物而言,在台灣山林林相複雜、遮蔽度高、地形崎嶇與交通不便的研究環境下,欲利用傳統的樣本採集技術調查野外研究大型或稀有的哺乳動物族群或生態習性,困難度自不在話下。

近年來分子技術發展快速,利用聚合酶連鎖反應(polymerase chain reaction, PCR)為基礎的技術被廣泛開發並應用於區分及鑑定不同的物種、族群和個體層次之研究。同時配合非侵入式的遺傳採樣方法,不需直接接觸目標動物,減少了取樣上的各種限制,並降低對動物的可能干擾,無需捕捉處理或標記動物,採樣時也無取樣數量的顧慮,在保育類的物種研究上提供相當大的幫助(Chu et al. 2006)。藉由採集動物的排遺、毛髮、蜕皮、尿液、精液等樣本,以獲得到基因資訊來分辨個體,如同透過生理標記來分辨個體的功能(Pearse et al. 2001)。

在當前野外威脅台灣黑熊的因素持續存在之餘,黑熊於台灣全島各地族群的遺傳多樣性、結構現況,以及有效族群究竟為何,為擬定全國性有效的保育策略的重要議題。就瀕危物種的經營管理而言,除了有必要發展估計族群豐富度的基礎,以提供未來監測族群變化的規劃之外,也需要建立長期的遺傳資料庫,估計保護區內台灣黑熊的族群數量、遺傳多樣性、近親交配指數、族群結構,以及季節上族群於空間上的變動模式等。人為干擾導致棲地或族群破碎化(population fragmentation),除了會導致物種的族群量和區塊之間基因交流降低之外,也會造成基因多樣性降低、近親交配及滅絕風險提升等不良影響(Frankham et al. 2002)。

台灣黑熊的活動範圍十分廣大,可超過 100 km²(Hwang et al. 2010)。因此個體的活動領域很容易受人為開發造成的棲地破碎化所阻隔,尤其播遷能力較弱的母熊則可能因受阻於人為干擾,而被侷限在單一保護區範圍內。族群間的基因交流可能會受道路或狩獵等的人為干擾影響,而降低或完全隔離,造成小族群自交、基因同質化等問題。這些潛在議題對於現有族群數量已經稀少的台灣黑熊而言,可能會導造更嚴重的族群破碎化威脅,故族群遺傳資

訊則成為檢視保護此物種和保護區效能的關鍵之一。

目前在玉山國家公園以外的地區,針對台灣黑熊進行分子遺傳變異的研究有三,由於野生黑熊組織樣本取得不易,其中的兩項研究的樣本多來自於圈養個體,可確認來源之野生個體樣本太少(儲瑞華等 2000,陳元龍及楊吉宗 2002);另一篇雖是利用野外黑熊樣本的研究,但旨在比較台灣與其他地區的黑熊在遺傳的變異性(Tsai 2009)。此三篇都利用粒線體 DNA 探討黑熊於大尺度空間上的族群差異,對於台灣野生黑熊的族群遺傳結構及個體間的遺傳多樣性,則無法提供充足的資訊。

由於台灣黑熊的活動範圍廣大,採用傳統的個體捕捉繫放的方法需要耗 費大量的人力、時間與金錢;相較之下,毛髮和排遺樣本的取得相對地較為 容易,且成本較低(Kohn et al. 1999, Long et al. 2008)。因此,本研究於前期 計畫便開始引用非侵入式的毛髮和排遺樣本採集法,包括熊毛陷阱和偵測犬, 開始建立台灣黑熊遺傳資料庫。針對野外台灣黑熊的族群遺傳研究,國內目 前僅止於玉山國家公園在大分地區的研究,利用微衛星 DNA 分析排遺和毛 髮樣本,顯示 2008 年 2 月至 2009 年 2 月共鑑定出 100 隻個體,其中 90%出 現於 2008 年青剛櫟果實盛產的結果季(10 月至隔年 1 月,黃美秀等 2010)。 於同時進行的長期(2006~2010年)青剛櫟結果量監測調查中也發現,2008年 的結果量明顯地高於其他年,同年樣區紀錄的黑熊痕跡也最多。自 1998 年以 來,大分地區已成為台灣黑熊生態研究的重要根據地,加上台灣黑熊季節性 聚集此區的特性,此地區可視為台灣黑熊族群的季節性高密度基準區 (High-density benchmark, Steinmetz and Garshelis 2009), 適合發展為長期族群 監測和生態研究的重點區域,故對玉山國家公園及全島性的台灣黑熊永續性 經營管理皆具有十分重要的價值。本計畫旨在延續前期於玉山國家公園所進 行之台灣黑熊生態研究,藉由第五年的生態資料收集及累積,持續監測大分 地區殼斗科森林的結果量變動,以探討動物活動和豐富度與重要食物資源變 動之關係,並估計玉山國家公園台灣黑熊有效族群量、遺傳多樣性、近親交 配指數、族群結構,以及族群間基因交流程度,以探討此物種的族群永續力,

並檢視國家公園對於保育此物種的效能。

#### 四、殼斗科森林內種子命運及掠食者

物種的群聚生態組成受到來至外界直接或間接的因素影響而產,其中動物與植物的交互作影響最直接的造成個體的分布和豐富度的變化,當中又包涵了動物對於植物種子的掠食而影響了植物動態更新的動向。由於植物利用種子繁殖子代,透過種子萌芽的子代可維持族群數量以及拓展新的領域,但種子在植物生活史中為死亡率最高時期,故探究種子與周遭環境所經歷的各種互動稱為種子命運(seed fate)。種子命運廣義代表種子從母樹上開始發育直到種子成熟後掉落到母樹附近的地表周遭。種子在經歷等待發芽的過程當中,經歷可能的播遷包含了非生物(風力、重力、水力)與生物(昆蟲、鳥類、哺乳動物)運動,或掉落休眠儲存於地面種子庫等待下次播遷,或面臨各式各樣的不同種子掠食者的攻擊而死亡(圖 1-1.1)。

動物與所掠食植物對象的交互作用交錯複雜,植物的繁衍跟動物的習性息息相關。由於植物果實對於野生動物是重要的食物資源之一,依賴植物果實的動物(即種子掠食者,seed predator)對於森林結構的影響深遠。因為種子掠食者會移除種子造成死亡,降低種子發育成幼苗的機會,從而影響種子更新。另有些種類的種子掠食者同時也是種子的播遷者,該動物所擁有的特殊習性可能會間接的幫助種子逃離,增加種子播遷至合適生育條件的地區,種子播遷(seed dispersal)是種子命運關鍵的一環節。種子播遷的成功與否關係到後續幼苗的建立與存活,透過播遷可幫助植物拓展新的棲息地,進而改變或影響整個森林的族群結構與演替動態(Schupp 1990, Calvino-Cancela 2007, Moore and Swihart 2008)。

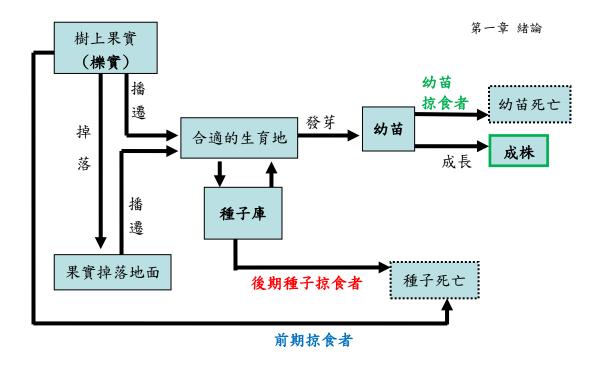


圖 1-1.1、殼斗科植物種子命運流程圖。

種子掠食者的種類來源非常多元,隨著不同地區與不同的棲息地有不同種類的掠食者。從小到大者包括真菌與無脊椎動物中的螞蟻、甲蟲、蛾,各種昆蟲,至脊椎動物中的鳥類,老鼠、飛鼠等小型哺乳動物,而中大型的鹿、野豬等偶蹄動物與雜食性的黑熊也都是種子掠食者。因為種子掠食者的種類變化大,故隨著種子生長的過程而分為兩類:(1)種子還停留在母樹上的發育階段的掠食者,稱為前期播遷掠食者,這類群的動物通常是能夠在樹上活動的生物為主,如昆蟲、鳥類、小型哺乳動物等;(2)種子成熟掉落至地面後的後期播遷掠食者,這階段的掠食者種類多元且隨著不同環境有不同種類的掠食者。

大部分植物可產生大量的種子,但相對的幼苗的數量卻不成比例,由此可見大部分的種子在等待發芽的時期,就已經被移除,而無法順利長成幼苗 (Haas and Heske 2005, Paine and Beck 2007)。不過就算躲過被掠食的風險,當果季結束後,部分儲存在地表下的果實仍可能會因受到真菌感染,而導致死亡,無法發芽。例如在中國的研究指出,該地區殼斗科果實補充受到掠食者的干擾,便有 98%的果實無法順利發芽(Sun et al. 2004)。

大分地區優勢的青剛櫟森林每年結果期間至落果期提供了野生動物重要食物來源資源,隨著結果季開始,台灣黑熊會被吸引至該地區覓食青剛櫟果實,而青剛櫟的產量也相對影響到台灣黑熊對於在大分所停留時間(Hwang 2003)。哺乳動物豐富度於青剛櫟季與非青剛櫟季有顯著不同,從10月至隔年2月總共有92%的地面果實被移除,初步觀察發現鳥類、中大型哺乳動物及小型囓齒類動物皆是掠食者(林冠甫 2009)。

大分地區為台灣黑熊生態研究的重要根據地,加上台灣黑熊季節性聚集 此區的特性,故可視為台灣黑熊族群的高密度基準區(high-density benchmark, Steinmetz and Garshelis 2010),作為長期族群監測和生態研究的區域。此對於 玉山國家公園及全島瀕危的台灣黑熊之永續性經營管理皆具有十分重要的價 值。有鑑於保育瀕危物種的迫切性,以及長期生態研究對於野生動物經營管 理之必要性,本計畫將延續前期於玉山國家公園所進行之台灣黑熊生態研究, 持續第二階段(2010-2013)第2年的長期監測及研究計畫。

本計畫藉由第 6 年的長期生態資料的收集和分析,持續監測大分地區殼斗科森林青剛櫟的結果量變動,以及利用該地櫟實的潛在種子掠食者及其時空分布。同時藉由遺傳樣本,並進一步釐清玉山國家公園大分地區台灣黑熊的族群量、遺傳多樣性、近親交配指數、族群結構等資訊,以探討此物種的族群永續力。另外,藉由青剛櫟種子命運的監測,探討動物活動和豐富度與重要食物資源(櫟實)變動之關係,以及彼此間可能的交互作用。

## 第二節 第二年(2011年)計畫工作項目

- (1) 持續監測大分地區永久樣區第 6 年殼斗科堅果的年產量,以及台灣黑 熊之相對豐富度。
- (2) 持續利用熊排遺偵測犬和毛髮陷阱收集野外台灣黑熊排遺及毛髮樣本, 有系統地於玉山國家公園範圍內之各地區收集樣本,建立第6年黑熊 遺傳資料庫。
- (3) 利用遺傳分生技術萃取 2006 年以來建構之遺傳資料庫 100 份樣本之 genomic DNA,並利用適當之分子標誌,分析及估算台灣黑熊個體數 量及其遺傳多樣性。
- (4) 藉由黑熊遺傳樣本之個體及性別辨識,瞭解活動於大分地區台灣黑熊 的季節性族群變動情況。
- (5) 瞭解大分地區利用青剛櫟果實的重要動物種類,並評估動物密度對於 青剛櫟果實及其種子萌芽後生長的影響。

# 第二章 研究方法及過程 第一節 研究地區

大分地區位於花蓮縣卓溪鄉拉庫拉庫溪流域(北緯 23°22'25"47,東經 121°05'21"49),地處中央山脈,屬於玉山國家公園東側園區,該區海拔約由 闊闊斯溪溪床 1,100 m 至大分山 2,000 m。由南安管理站附近的山風登山口入山,單程需步行 40 km,耗費三日。

此區原為布農族南投郡社群東遷的第一個據點,長久來為布農族傳統的活動領域。至日治台期間,也是八通關越嶺道路上的一段,日本政府並在此區設置大分駐在所,爾後因教化撫育和集團移住的政策實施下,將原住民陸續搬遷至平地。因此,大分地區有著相當豐富的人文史蹟(林一宏 2005)。自1998年開始,大分地區成為台灣黑熊生態研究的重要根據地(Hwang 2003,吳煜慧 2004)。Hwang(2003)的研究指出,秋冬季時,當大分地區的櫟樹大量結果時,黑熊會聚集到此食用櫟實,顯示大分地區是台灣黑熊非常重要的棲息地。

大分地區優勢林型為細葉饅頭果-青剛櫟型(Glochidion rubrum-C. glauca),並可細分為台灣肉桂-青剛櫟(Cinnamomum insulari-montanum-C. glauca)及金毛杜鵑-台灣二葉松(Rhododendron oldhamii-Pinus taiwanensis)二亞型(黃美秀等 2009b)。青剛櫟為該區非常優勢的喬木層組成樹種,出現頻度和出現密度皆最高,分別為 67%和 24.7 棵/100 m²;優勢度則是台灣二葉松(33.5 cm²/m²)和青剛櫟(22.7 cm²/m²)最高。喬木樹種的相對重要值(important value index, IVI)以青剛櫟最高(27.5%),台灣二葉松次之(20%),其餘樹種皆小於 11%(黃美秀等 2009b)。

## 第二節 青剛櫟果實豐富度之監測

## 一、目視估計(Visual survey)

延續前期使用的調查樣線,約5km(圖2-1.1),在每隔20m的兩側,挑選並標記2棵胸高直徑大於10cm的青剛櫟樹木,並於開始落果前(通常十月中旬),以同樣的目視法(visual counts)估算該年青剛櫟結果季的相對結果豐度指標。我們採用兩種目視估計法:Koenig法(Koenig et al. 1994)乃觀測者針對標記的樹木,利用望遠鏡任意選擇樹冠上的枝條,15秒內所計數到的果實,再移至該樹的另一側,另15秒內所記數到的果實。二筆結果相加,即代表該樹於30秒內所得的結果豐度指標。另一為Grave修正指數(Graves' modified scale, cited in Koenig et al. 1994),乃主觀將該樹之整體結果量界定為四種等級:0-沒有觀察到堅果,1=仔細搜尋後可發現少量堅果,2=有一些堅果,3=堅果產量不錯,4=堅果產量十分豐盛。

#### 二、種子陷阱(Seed trap)

為瞭解每年結果季青剛櫟果實產量的變動,我們將沿樣線每隔 50 m 的兩側,延續前期標記的樣樹,總計 197 棵(黃美秀等 2009)。於果熟至開始落果前(約 10 月上半或中旬)至結果結束(次年 1 月底或 2 月),將 0.85 m\*0.85 m 的蘭花網作為種子陷阱,置於樹冠下離地面約 1 m 的高度。每月上山調查期間收集陷阱內的掉落櫟實,下山烘乾後,分類、測量及記錄櫟實完好狀況、數量和乾重,以計算不同月份的相對出現量。

依據青剛櫟果實狀況,將櫟實先分為完整果實及受損果實。完整果之計算包括烘乾後的果徑大於 6 mm 者,或果徑大於 5 mm 之所有成熟果實(外型飽滿者判定之)。受損果乃是櫟實經動物食用後,遺留的破碎的果皮和部分果肉,遂依據每個種子陷阱上破碎果皮之大小及數量,並以 4 等級(即 0.25、0.5、0.75、1 顆)為單位估計全部累計的受損櫟實數量。

## 第三節 監測台灣黑熊豐富度

## 一、台灣黑熊於青剛櫟結果季之活動痕跡年度調查

為了監測台灣黑熊於整個青剛櫟結果期間對於樣區堅果的利用狀況,我們於各年青剛櫟結果季結束後,即次年2月,沿著調查青剛櫟果實的8條樣線(T1-T8,5.2 km)。由2位有經驗的調查者分別檢視兩側3m內所有胸高徑大於10 cm的青剛櫟樹木,計數樹幹上該季黑熊留下爪痕或折枝痕的樹木。本研究使用三種指標來呈現該結果季黑熊活動的程度,分別為1 km內的所有熊爪痕樹的棵數、每50 m有無熊痕跡出現的頻度,以及1 km內的熊痕跡單位(5 m內的所有熊痕跡,皆視為同一筆熊痕跡單位)數量。

為了增加該季黑熊活動(痕跡)指標的調查範圍,我們另加入鄰近區域的二條樣線:大分山屋至塔達芬崩壁的日據古道,約3.25 km(分為兩段:南段長1.85 km,編號 DN;北段長1.4 km,編號 LG);另一為大分南側,沿闊闊斯溪西岸至賽柯的古道,長1.8 km(編號 S,圖2-1.1)。

#### 二、熊毛陷阱

為增加黑熊遺傳樣本的收集效率,並利用非侵入性方法監測台灣黑熊活動的時空變動,本計畫除持續利用前期設置的熊毛陷阱。熊毛陷阱依 Woods et al. (1999)研發之方式架設。鐵絲圍籬中央懸掛兩個黑熊構不到的底片盒或寶特瓶,高度至少2m,裡面分別裝有沾浸不同氣味劑(如果實、肉類、蜂蜜口味)的棉花球,氣味劑為國外專門研發用來吸引熊類,以吸引黑熊前來。黑熊於跨越或穿過圍籬時,一小撮的毛髮便會留在圍籬上的倒鉤上。

於青剛櫟結果季(10月至隔年2月),每月檢視熊毛陷阱及更新氣味劑,並收集留在鉤刺上的毛髮,若有涉及跨月收集毛髮時,資料分析則以更新氣味劑後一個月內的主要月份作為毛髮收集的記錄月份。毛髮樣本保存於小型紙袋中。在紙袋寫上採集日期、採集人、採集陷阱名稱、毛髮所在的鐵絲編號、物種。帶回實驗室的樣本以-20℃保存,以待後續分析。

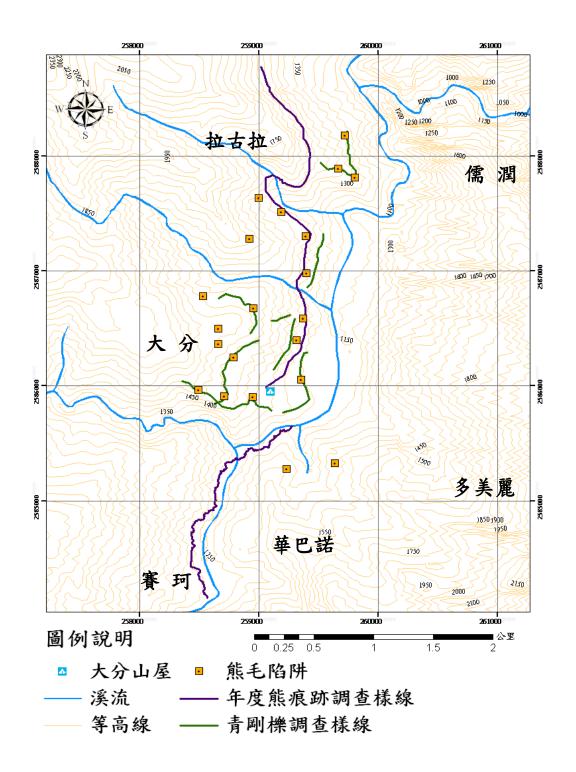


圖 2-1.1、大分研究樣區長期調查樣線及樣點的分布,包括青剛櫟調查樣線、年度熊痕跡調查樣線和熊毛陷阱(座標系統:TWD-67)。

## 第四節 野外台灣黑熊遺傳資料收集和分析

## 一、收集野外台灣黑熊排遺

野外調查期間,研究者逢機收集所發現的黑熊排遺,一般多在調查樣線上,以及其他所經之處,搜尋範圍通常是路徑二側各 1-5 m 處。然若發現附近有黑熊破壞的折枝,研究者亦會主動前往探究,並尋找相關熊痕跡(包括排遺)。發現排遺後,紀錄日期、相對位置,以相機拍照紀錄,以及全球定位系統(Global Positioning system;機型: GARMIN GPSmap 60CSx)紀錄位置座標。另並編號紀錄大致的排遺內容物和新舊程度,其中新舊程度乃依照排遺當時的色澤、濕度、分解狀況來評估,並將排遺排放至採樣時間分為五級:(1)新鮮(0-2 天);(2)3-7 天;(3)1-2 週;(4) 3-4 週;(5)1 個月以上。

採樣黑熊排遺時,將樣本分裝於 A、B 兩管。A 管為內含 10 ml 酒精的 15 ml 離心管,以棉棒刮取排遺表面,目的為了刮取熊腸黏膜細胞,取樣排遺 體積約 1 ml,此管後續存放於-20℃之環境。B 管則為內含 3 ml 酒精的 5 ml 抗凍管,取樣排遺體積約為 1 ml,後續存放於-80℃之冰箱,以為備份之用。

## 二、黑熊基因型檢定(genotyping)

## (1) 樣本之 DNA 萃取

本研究黑熊排遺樣本的 DNA 萃取乃依據(Hung et al. 2004)的方法進行。 於去除排遺樣本中大顆粒物質與食物殘渣後,以酒精離心7分鐘後倒去酒精, 刮取最上層排遺泥質至另一離心管。加入 1.8 ml 的兩倍 CTAB buffer 入 2 ml 的離心管中,5 分鐘。之後取 1.5 ml 上清液至另一離心管,加 0.5 ml 氯仿 (chlorofrom),混搖均勻離心 5 分鐘。重複以上步驟,但改取上清液 1.3 ml。 移至另一離心管,加 0.6 ml 異丙醇,置於-20℃、10 分鐘下。後以 150 rpm 搖 晃 30 分鐘,20℃下 13,000 rmp 離心 5 分鐘,再倒去液體,並加 1 ml 70%酒 精,於 20℃下以 13,000 rmp 離心 4 分鐘。吸取或利用乾浴加熱器去除殘存酒 精,之後用 QIAGEN DNeasy® Tissue kit 純化 DNA 後,以分光光度計測量其 中 DNA 濃度後,存放於-20℃環境中。

#### (2)性別鑑定

此實驗之引子(primer)與技術採用 Pagès et al. (2009)專門為熊科(Ursidae)動物所設計的兩組性別鑑定引子(MP-SRY-Ursus/ MP-SRY-1R-Ursus 與MP-ZF-F/MP-ZF-R)。因具有專一性,可避免黑熊因取食其他物種的組織時,使排遺含有其他物種的 DNA,在進行 PCR 時如果以非專一性引子,就可能擴大到非黑熊的 DNA(Murphy et al. 2003)造成結果錯誤。採用專一性引子可以把錯誤率減至為零。以 Pagès et al. (2009)的 MP-ZF 引子的擴大之長度為144bp; MP-SRY 引子擴大之長度為115bp,適合作為排遺及毛髮一類非入侵性採樣法的樣本上(<200bp)(Taberlet et al. 1997)。

在此實驗中,以多引子 PCR(multiplex PCR)原理進行,在實驗中同時放入兩組引子擴大兩個目標片段。PCR 條件如下:產物總體積共 25µl,包含 1 倍 EmeraldAmp® GT PCR Master Mix(TaKaRa,編號:RR310A)、0.2µm 的引子、3µl 的 DNA template,以 ddH<sub>2</sub>O 補至體積 25µl。

進行 35 次之聚合酶連鎖反應,反應在溫度循環機(Thermo cycler, ASTEC PC-818)進行,條件如下所示:(a)  $98^{\circ}$ C,10 秒使模板 DNA 變性(denature);(b)  $58^{\circ}$ C,30 秒,以實驗出兩組引子皆適合的煉合(annealing)溫度;(c)  $72^{\circ}$ C,30 秒:使聚合酶進行延伸(extension)反應。反應完畢,標準液(100 bp marker)加入最左邊的孔,取 PCR 產物 5 $\mu$ l,以 TBE 緩衝液(buffer)進行 2.5%的瓊脂糖凝膠電泳(agarose gel electrophoresis),以電壓 100 伏特、時間 45 分鐘後,檢視結果(時間會隨著電泳槽與 TBE 緩衝液的新舊有所微調),以上反應條件適用在排遺 DNA 樣本,如果要使用在毛髮樣本上,聚合酶連鎖反應增至 40 次。

在實驗中,使用的正控制組(Positive control)為已知性別(一雄一雌)圈養 黑熊個體的血液樣本(來源自屏東科技大學野生動物收容中心)。與一個負控 制組(Negative control)以 ddH<sub>2</sub>O 替代 DNA template,確保實驗無污染的疑慮。 進行三次獨立之 PCR 實驗,在兩次成功鑑定性別的 PCR 中,兩次判讀為雄 性的判定為雄性,兩次判讀為雌性的判定為雌性,並以二項式檢測(Binomial test)檢視雌雄比是否偏離為 1:1。

樣本選擇上,有鑑於成本上的考量,先前以第一次聚合脢連鎖反應增幅 微衛星 DNA 片段之成功率挑選出品質好的樣本,再著手進行第二、三次的 重複。而本次實驗則先進行性別鑑定,流程如下:挑選新鮮程度 1~3 等級的 樣本進行性別鑑定,以重複三次確認樣本的性別,三次重複皆失敗的樣本即 不予分析。成功判定出性別的樣本再著手進行聚合脢連鎖反應增幅微衛星 DNA 片段。

#### (3)聚合脢連鎖反應增幅微衛星 DNA 片段

本研究利用 Shih 等人(2009)針對台灣黑熊所篩選之 10 組微衛星基因座 (microsatellite loci)引子(UT1、UT3、UT4、UT23、UT25、UT29、UT31、UT35、UT36、UT38)進行聚合脢連鎖反應(Polymerase chain reaction: PCR)實驗。在進行聚合反應時,反應總體積為  $10\,\mu\text{L}$ ,包含滅菌水  $6.5\,\mu\text{L}$ ,引子(Forward端, $1\,\mu\text{M}$ ) $0.5\,\mu\text{L}$ ,螢光物質(FAM,HEX或 TAMRA) $0.18\,\mu\text{L}$ ,引子(Reversed端, $10\,\mu\text{M}$ ) $0.12\,\mu\text{L}$ ,dNTP( $2.5\,\text{mM}$ )  $1\mu\text{L}$ ,10 倍的 PCR 緩衝液  $1\mu\text{L}$ ,Taq 聚合酶  $0.2\,\mu\text{L}$ ,與排遺萃取出的 DNA 物質  $0.5\,\mu\text{L}$ 。

在溫度循環控制儀(thermal cycler)進行 40 次的聚合酶連鎖反應,循環條件如以下所示:

- (a)94°C、30 秒:使雙股 DNA 變性打開(denaturing)。
- (b)Ta(黏合溫度;不同引子,有著不同的黏合溫度本實驗分別有64、62、56℃三種溫度),30秒:使打開的雙股片段與引子煉合(annealing)。
- $(c)72^{\circ}C \cdot 1$ 分鐘:此時聚合酶進行延伸聚合反應(extension)。
- (d)72°、7分鐘:讓反應不全的片段繼續反應完成。

## (4)基因型(genotyping)測定

聚合酶連鎖反應的產物置於 96 孔盤中,以 LIS-500 作為校正標準,並以 ABI PRISM 3730 DNA Analyzer 自動定序儀及 GeneMarker V2.2.0 軟體進行基因型(genotyping)判讀。為了避免等位基因遺漏(allelic dropout)及假性等位基

因(false allele)造成誤判基因型及假性個體的機會,以重複多次 PCR 的方式減少假性等位基因出現(Taberlet et al. 1996)。每組基因座進行重複且獨立的聚合酶連鎖反應,最少三次最多四次。每個基因座判斷基因型依據如下(Hung et al. 2004):

- (a)每個樣本皆利用十個微衛星基因座進行第一次聚合酶連鎖反應。
- (b)每個樣本在第一次 PCR 之後,出現四個以上的基因座擴增失敗,此樣本即不予繼續分析。
- (c)在第二次 PCR 中通過的樣本,經過分析,每個基因座可能是異型合子(heterozygous)或是同型合子(homozygous)。異形合子表示了在分析中具有明顯的兩波峰,代表了兩個等位基因。同形合子則可能是另一個等位基因在聚合酶連鎖反應失敗或是本來就是相同基因,必須增加另兩次的 PCR 去驗證此基因座。
- (d)經過兩次獨立的 PCR 後,皆出現同樣的基因型,則判定為同一合子。如果樣本在異形合子出現一個或多個基因型,需多做幾次 PCR 確認基因型。
- (e) 當樣本經過四次 PCR 後,還有未確認基因型四個以上。此樣本不進行後續分析。
- (f)經確認有7個完整的基因座以上的樣本,進入後續數據分析。

## (5)資料分析

經過毛細管電泳所得的基因型,使用 GENECAP 軟體(Wilberg and Dreher 2004)判讀及計算個體鑑別率(probability of identity:  $P_{(ID)}$ ),此為「族群內兩個不同個體進基因座基因分型時,具有同樣的基因型的機率」。一般建議  $P_{(ID)}$  必須小於 0.01,實驗方具有鑑別力(Miller et al. 2002)。同時利用此軟體檢視有無重複的基因型,如果出現兩樣本的基因型只有 1-2 個基因座為不同的基因型(mismatch-pairs),則判定為同一隻個體。在共顯性遺傳的分子標記上,單一基因座之  $P_{(ID)}$  計算方式如下(Waits et al. 2001):

$$P_{\text{(ID)}} = \sum_{i=1}^{n} p_i^4 + 4 \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n-1} p_i^2 p_j^2$$

其中的 pi 與 pi ,分別為基因座上第 i,j 個交替基因頻率。

除了判讀出之遺傳訊息辨別出個體數及出現的頻率之外,同時使用軟體 CERVUS(Kalinowski et al. 2007)計算每個基因座的觀測異質度(Observed heterozygosity,  $H_O$ )與理論異質度(Expected heterozygosity,  $H_E$ ),其中  $H_O$  常被 用為做為族群內遺傳變異分析的依據,而較高的  $H_E$  值則通常代表族群有較高的遺傳歧異度。

同時以 Genepop (Raymond and Rousset 1995)分析這些基因座的對偶基因是否符合哈溫平衡(Hardy-Weinberg equilibrium, HWE),並採用費氏精確測驗法(Fisher's exact test)來評估有無偏離哈溫平衡。以 FSTAT 軟體計算  $F_{IS}$ 值,再檢定其 95%信賴區間(confidence interval)(Goudet 1995), $F_{IS}$ 值的意義是用來評估族群是否偏離哈溫平衡。當  $F_{IS}>0$  時,表示族群可能有近親交配的現象;反之  $F_{IS}<0$  時,則表示可能有遠親交配的情況產生。 $F_{IS}$ 的計算定義如下 (Wright 1978):

$$F_{IS}=1-\frac{H_o}{H_E}$$

在檢視完每個樣本的基因型後,我們亦檢視每個基因型在樣區於不同時間的出現情形,以瞭解個體對於大分地區的時空利用情況。

## 第五節 青剛櫟種子的命運

一、青剛櫟樹上果實潛在掠食者

## (1) 樣站法

沿步道每 250-300 m 設置樣站,從大分山屋往北和往南分別設置 10、4個樣站。調查時,研究者於每個樣站停留 6 分鐘,以 10X40 望遠鏡輔助觀察, 紀錄所有聽到和看到的鳥種、數量及距離。此方法以調查鳥類資源為主,但 同時記錄觀察到的哺乳動物。為觀察動物的覓食行為,上午以天亮後視線良好(約日出後30分鐘)後4個小時內完成調查;下午則視天氣狀況,從中午12點或更晚後才進行調查。2010年11月每個樣站各進行3次調查,12月每個樣站各進行2次調查。

#### (2)穿越線法

於步道緩步前進(約1Km/hr)往返各樣站,以10x40 望遠鏡輔助觀察,紀錄聽到和看到所有青剛櫟潛在掠食者的動物(鳥類和哺乳動物)數量、距離及行為,及紀錄樣站調查未紀錄到的鳥種、數量和距離。若有覓食青剛櫟行為則計數取食數量及取食部位、方法,覓食觀察以追蹤單一個體計數其取食量,直到看不到該個體。之後再轉而尋找其他個體追蹤紀錄,直到群體離開,並總計該次觀察的取食量。

此外,我們也尋找空曠可清楚觀察到青剛櫟樹冠的地點,試圖進行定點 覓食青剛櫟觀察。每次觀察時間 30 分鐘至 2 小時不等。紀錄取食青剛櫟的物 種、數量、距離、取食數量和方式。

## 二、青剛櫟果實地面掠食者

根據林冠甫(2009)於大分地區的青剛櫟物候調查,大分地區的青剛櫟樹成熟果實掉落主要始於10月,持續至隔年2月結束。落果集中在11月至隔年1月。因此,本研究果實移除實驗於2010年11月至2011年1月進行。

#### (1) 紅外線自動相機

利用 16 台紅外線自動照相機於青剛櫟落果季(2010 年 11 月至隔年 1 月) 期間,在其中 T7-1、T7-2 兩個樣區分別各擺設 4 台紅外線自動相機,T5 樣 區由於範圍較大,因此擺設 8 台紅外線自動相機,並在每個樣區挑選合適地 點擺設自動相機。自動相機架設地點,主要是挑選在圍籬實驗附近的青剛櫟 林下,並且將自動相機架設在有明顯的動物獸徑上,每台相機以離地約 30-40 公分不等,將自動相機架設在樹幹上,盡可能讓自動相機可以水平的拍攝方 式為主,以方便同時可以拍攝到路過的其他動物為主。在每台自動相機前面 擺設 100 顆青剛櫟櫟實,目的為吸引潛在的掠食者來自動相機前取食青剛櫟 櫟實(圖 2-5.1)。



圖 2-5.1、利用自動相機,鑑定利用青剛櫟果實的動物種類和相對 數量。

藉由自動相機拍攝移除櫟實的照片來鑑定物種,來釐清大分地區會取食 青剛櫟櫟實的哺乳動物種類與其取食次數、取食數量(Kitamura et al. 2008), 並且同步監測在樣區內活動的哺乳動物的出現頻度。自動相機架設於 2010 年11 月起至隔年1 月青剛櫟季的尾聲為止。在每個月的月初左右上山進行調 查,連續每日複查次,共14 天。每天檢查自動相機拍攝狀況,同步檢查每個 樣方內,櫟實被移除的數量。

藉由自動相機拍攝的成果判定被何種動物所移除,記錄該樣站內被移除 櫟實的數量,櫟實只要被移開至樣站外,則判定櫟實被移除,並於調查完畢 後,將樣站內的櫟實之數量補齊為100顆。如果樣站內的櫟實在隔日複查有 被動物造訪,只要自動相機當天有拍攝到動物進入樣站取食櫟實,且當天僅 有一種動物造訪,則計算該物種的取食次數與移除櫟實的數量。但如果有拍 攝到有2種以上動物進入樣站,且都有取食櫟實,由於無法判斷每種動物的 絕對取食數量,因此僅記錄該2種動物的取食次數,而不記錄取食數量。

#### (2)陷阱捕抓

另外有鑑於紅外線自動相機對於拍攝小型囓齒類動物的照片解析度不足,不易明確判定囓齒目的特徵。為了彌補自動相機的限制,另外放置 12 組薛門氏陷阱(Sherman,陷阱尺寸為 27x10x9 cm)在每組樣方周遭合適環境,利用花生米與香腸當誘餌捕捉該地區的嚙齒類動物,於每日早上檢查陷阱。老鼠被捕捉到之後,則鑑定種類與記錄該物種被捕捉次數並原地釋放。老鼠捕捉在每個月進行種子移除實驗期間,進行 5-8 個捕捉日,作為鑑定大分地區青剛 標櫟時移除者的種類與小型囓齒目動物的判斷依據。

## (3)圍籬試驗

根據大分地區的哺乳動物種類,我們將地面櫟實掠食者分為二類:大型 哺乳動物、小型囓齒類動物。為了比較兩者對櫟實的掠食壓力,本研究設計 不同類型的圍籬,隔離不同動物的進出,以比較櫟實被取食的數量。

試驗樣方的設計包括 4 種不同的類型,包括(1)隔離所有動物圍籬樣站(Closed plot;以下以 CL 組代稱之);(2)隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站(No Large mammal plot;以下以 NLMP 組代稱之);(3)隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站(No Large mammal plot;以下以 NLMP 組代稱之);(4)開放樣站(Open plot;以下以 OP 組代稱之)。作為比較不同類群動物移除櫟實數量的試驗(DeMattia et al. 2005)。

利用鐵絲網(網孔約 3x3 cm 圓形大小)、塑膠擋板與塑膠網,作為製作圍籬的材料,除了 NSMP 組因為要讓大型動物進出,因此如果只有 1 m<sup>2</sup> 大小可能無法容納大型動物,因此改為 4 m<sup>2</sup> 大小,其於 3 組實驗樣站的面積都是 1 m<sup>2</sup> 大小的正方形狀。每種圍籬的設計製作方法如下:

(1) CL 組: 圍籬為高 0.4 m,該組用鐵絲網與塑膠網將整個圍籬都包附蓋

住,呈現一個四方體的密閉空間防止各種哺乳動物進入。

- (2) NSMP 組:利用高度 0.3m 的塑膠板製成的圍籬,圍成長寬各 2 m 的正方型狀,並將塑膠板埋入地表中 1 cm 以下,目的為阻隔地棲性的小型囓齒目動物,但不會影響中大型哺乳動物進入掠食果實。
- (3) NLMP 組:利用鐵絲網作為圍籬,並將圍籬高度設為 0.5 m 高的正方 形圍籬,而鐵絲網的孔隙大小則可讓小型囓齒目動物進入。
  - (4) OP 組:僅於四個角落用石堆標定位置。

以上4種實驗樣站為一組,總共架設16組。每組實驗樣站則盡量設置在同一顆青剛櫟樹冠下。為了避免每大組樣站距離太靠近,導致同隻動物連續的造訪每組樣站覓食,每組之間相距需超過50m。圍籬實驗樣站原本設計於4個樣區進行,,每個樣區有有4組圍籬實驗樣站,但在T5的二個樣區因過於接近,故後續分析視為一,故共架設8組圍籬實驗樣站(圖2-5.2)。

從 2010 年 11 月起至隔年 1 月,每月進行 14 天的圍籬隔離實驗,其中 3 組掠食者可以進出的實驗樣站內,在第一天確認無自然落果之後,將成熟完整的 30 顆櫟實放置在每個樣站的中心位置,並於隔日上午進行複查,調查被動物取食的數量。圍籬內之所以擺設 30 顆櫟實,乃是採用過去種子陷阱 (2006-2009 年)所估計的地面青剛櫟密度,在豐年期間地面密度可達 40 顆/m²,在結果普通的年份約為 20 顆/m² (黃美秀等 2009),並且考量於調查期間每天可收集到的櫟實數量。

於實驗期間每天早上去巡視每個樣站,記錄每組樣站內被動物取食的櫟實之顆數,只要圍籬樣站內的櫟實有少就判定是被動物取食,檢查殘留在樣站內完整果的數量,扣除之後則為每日該樣站被動物取食的顆數。完整果的判斷為外觀無任何啃食痕跡的青剛櫟櫟實,複查完後將樣站的櫟實數量補齊為30顆。而CL組有別其他3組,在每月調查的第一天起,將該月採集的新鮮櫟實置放在樣站內後,於調查結束當天在確認CL組內的櫟實的數量、是否有發芽或者發霉爛掉,並記錄該樣站內死亡的數量。

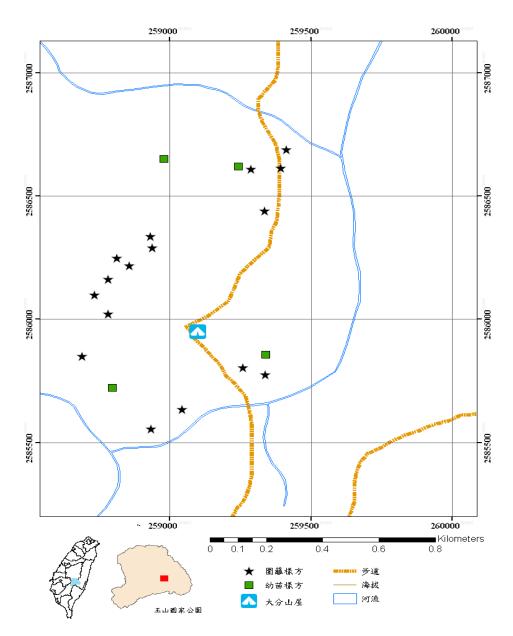


圖 2-5.2、圍籬及幼苗樣區位於玉山國家公園東部園區大分地區位置圖,座標系統為 TWD-67。三個樣區,各擺設 4-8 台紅外線自動相機。星號為圍籬樣方,即為一組 4 個圍籬樣站,綠色方塊為幼苗監測樣站(10 m\*10 m)。

## 三、幼苗存活監測

為了監測大分地區青剛櫟林下,青剛櫟幼苗的存活比例與存活時間,以及探討中大型哺乳動物在青剛櫟林下活動,是否會直接造成幼苗生存的限制

因素,因此於實驗中期多增設圍籬隔離中大型動物的活動,比較在有無圍籬的情況下,青剛櫟幼苗的存活率與存活時間。

本研究在大分地區挑選幼苗萌芽較多的棲地,並在 2009 年 12 月劃設 4 組 10x10 m 大小的樣站,分別為:T6-1、T7-2、T2-3、T8-4 以上共 4 個樣區。記錄每個樣區內的幼苗的生長情形(幼苗是否還存活),遇新生的幼木萌芽,則依序給與流水號,並補記其生長情況。由於觀察到大分地區青剛櫟林下的幼苗數量稀少,故將樣站內所有的青剛櫟幼樹(高度低於 50 cm)一併監測記錄中。在後續複查的時期,在每個樣站內如有發現新生的青剛櫟幼苗也一追加記錄,納入監測。

於2010年4月起,在每個樣區內青剛櫟幼苗較集中的位置多增設1組高 1.3 m,鐵絲網圍籬範圍約於3 m x3 m 以內(圖 2-5.3)。每個樣站內的圍籬內 的幼苗數量不等,取決於每個樣站內幼苗分布的情況,透過圍籬限制大型哺 乳動物的出沒,觀察在排除中大型哺乳動物干擾的情況下,幼苗的存活率是 否會有所差異。



圖 2-5.3、監測青剛櫟幼苗存活率之圍籬試驗。

本實驗從 2009 年 12 月開始,持續追蹤 2009-2010 年所萌芽的青剛櫟幼苗的生長情形,除了 2010 年 8 月因故延後至 9 月才上山收集資料外,皆每兩

個月追蹤一次幼苗的生長情況,每兩月的複查監測持續到2011年2月為止。。 為更進一步持續幼苗的追蹤,於2011年10月再次追加複查。因此,總共追 蹤監測2年1個月的時間。

#### 四、資料分析

#### (1)動物出現頻度

為了瞭解取食櫟實的動物物種與取食次數,以及實驗期間各類潛在在大分地區活動的櫟實掠食者種類與相對數量,因此將鑑定每台數位式紅外線自動相機在每個月拍攝到的所有動物,並為了方便未來與前人在大分的監測比較,在有效動物隻次(群次)、出現頻度以及自動相機的工作時間等計算,延續裴家騏(1997)的記數方式,計算出現頻度(Occurrence index,OI),即OI=(物種在該樣點的有效照片數/該樣點的總工作時)\*1000 小時。

其中有效照片的計算方式是將同一種動物,除非可以明顯判斷為不同個體,否則半小時內連拍的同一物種,將均視為1張有效照片。如果在同張照片拍攝到2隻動物以上,則每隻動物皆視為1張有效照片,但其中以群居為主的台灣獼猴例外,台灣獼猴以群體作為OI值計算,凡拍攝到台灣獼猴,無論拍攝到的獼猴隻數多少,在半小時之內皆視為一張有效照片。

逐一比較櫟實掠食者在各月各樣區間的 OI 值變化,並利用無母數的 Kruskal-Wallis 法比較 5 種大分地區常見的中大型哺乳動物在 3 個地區 OI 值 是否有差異,並進一步以 Dunn 法進行事後檢定區域跟月份的差異性。

#### (2)掠食者取食次數與取食數量比較

為了避免同一隻個體在密集時間內連續且密集的取食,導致自動相機持續的連續拍攝,造成高估掠食者的取食次數,另外有鑑於當樣方內的櫟實被掠食者取食完畢之後,即便是在有動物經過自動相機前被拍攝,樣方內也沒有櫟實讓動物掠食,所以將自動相機拍攝到各種掠食者取食櫟實之照片,將之扣除半小時內連拍之張數,做為代表該物種取食次數,並計算每種掠食者

取食次數占總取食次數的比例。

有別於取食次數,為了知道每種掠食者對櫟實取食數量的多寡,因此採用計算每種掠食者的取食數量的比例來比較各種掠食者對於櫟實取食的狀況,但是當兩種掠食者進入樣方取食櫟實,無法得知各別物種取食的實際數量。因此,從257比動物有來取食的資料中,扣除有2種以上動物出現取食櫟實的27筆資料,剩餘230筆進行比較掠食者取食數量的比較,因此掠食者取食數量,僅採用每天只有1種動物取食櫟實的資料,比較6種掠食者在大分地區對於櫟實的取食數量、平均取食數量跟每個月的取食數量。

## (3)圍籬實驗分析

為了了解不同掠食者對於地面櫟實移除數量的差異,因此比較其中3組有開放動物進出的實驗樣方,利用無母數的 Kruskal-Wallis 檢定 3組開放動物進入的實驗樣方,櫟實移除數量是否有差異性。如果在 Kruskal-Wallis 檢定比較呈現顯著差異,則利用 Dunn 法進行事後檢定比較組間差異。

#### (4)落果密度與動物出現頻度對動物取食影響

取食次數跟取食數量與地面完整果密度跟掠食者出現頻度的相關性比較,則利用皮爾森積差相關(Pearson's Product-Moment Correlation)檢視,各種掠食者取食次數是否與地面櫟實密度或掠食者出現頻度有關;各種掠食者的取食數量是否與地面櫟實密度或掠食者的出現頻度有關。

#### (5)幼苗存活分析

針對幼苗存活率與存活時間,利用無母數的 Wilcoxon 符號檢定樣方內圍籬內與外的幼苗存活率;而利用生存分析的 Kaplan-Meier 比較圍籬內與外的幼苗存活時間;透過卡方獨立性檢定(Chi square for independence)比較圍籬內與圍籬外的幼苗存活與死亡個數。

# 第三章 結果與討論

# 第一節 青剛櫟果實豐富度之監測

#### (一)青剛櫟目視估計(visual survey)

本研究於 2011 年 10 月 10 日至 15 日,利用望遠鏡目視掃描 346 棵青剛櫟果實監測永久樣樹,以 Graves'修正指數估算 2011 年青剛櫟結果季的結果量,結果指數平均為 1.9±0.98(±SD),以指數 2 有一些堅果者最多佔 48.3%,其次依序為堅果產量不錯者(指數 3)佔 18.5%,仔細搜尋後可發現少量堅果者(指數 1)佔 18.2%,樹上沒有觀察到果實者(指數 0)佔 10.2%和堅果產量十分豐盛者(指數 4)佔 4.9%(圖 3-1.1)。

和過去 5 年相比(2006-2010 年),2011 年的 Graves'修正指數平均值僅次於 2008 年(2.20 $\pm$ 1.15)和 2010 年(2.03 $\pm$ 1.02),但在結果產量豐富的指標 4 比例上,2011 年的比例卻僅比 2009 年(3.47%)高,指標 2 所佔比例則為歷年最高。

利用 30 秒內計數青剛櫟果實數量,2011 年為 49.2±42.5 顆/裸,與 Graves'修正指數的估算呈顯著的正相關(Pearson correlation, r = 0.866, P < 0.001),且年間結果量變化之趨勢,與 Graves'修正指數之估計結果相似,僅次於 2008 年的56.1±46.9 顆/裸及 2010 年的54.1±44.3 顆/裸。比較 2006-2011 年間的調查結果,利用 30 秒內計數與 Graves'修正指數兩種方法所估算的平均結果趨勢相當一致(圖 3-1.2)。

#### (二)種子陷阱

本研究自 2010 年 10 月中至 2011 年 2 月底架設種子陷阱,每隔一個月收集 掉落在種子陷阱內的青剛櫟果實,以估算 2010 年青剛櫟結果季的果實產量,資 料累積月份分別為 10 月、11 月、12 月和 1-2 月(由於最後一次收集果實為 2 月 底,故資料涵蓋 1-2 月)。每次收集種子時,若種子陷阱受外力而傾倒或歪斜時, 將不列入計算,因此每月有效種子陷阱數為 186 至 195 個不等。

2010年青剛櫟結果季每個種子陷阱內,該季平均完整果實和受損果實的加總分別為25.1顆和11.9顆。將果實總量轉換成密度,則估計生產總量(包括完整果和受損果)為51.2顆/m²,其中完整果實量代表可謂地面活動動物的食物可得度,密度為34.8顆/m²。

和前四年(2006-2009年)的結果季相較,2010年平均每個種子陷阱的完整果實數和受損果實數皆僅次於2008年(分別為28.7顆和15.4顆)。此情形亦與2010年10月利用兩種目視法(即Graves'指數及30秒計數)估算果實豐富度於年間變動的結果不謀而合。此外,分析青剛櫟樣樹於2010年結果季利用種子陷阱所收集的青剛櫟果實,包括被動物取食破壞的受損果實數量、完整果實數量,以及前二者之總量,各項分別與兩種目視法估計該樣樹的結果量指標之相關性檢定,所有比較皆呈現顯著相關(Pearson correlation, r=0.333-0.491, P<0.01, n=170,表3-1.1)

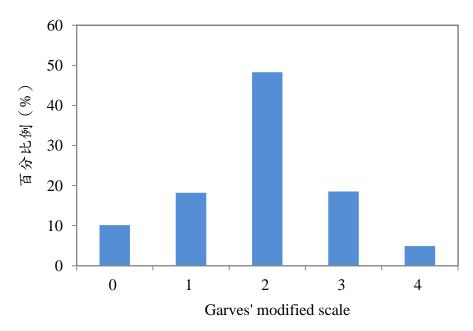


圖 3-1.1、2011 年目視法調查大分地區青剛櫟落果前的結果量(Graves' modified scales: 0=沒有觀察到堅果, 1=仔細搜尋後可發現少量, 2= 有一些, 3=產量不錯, 4=產量極豐盛)。

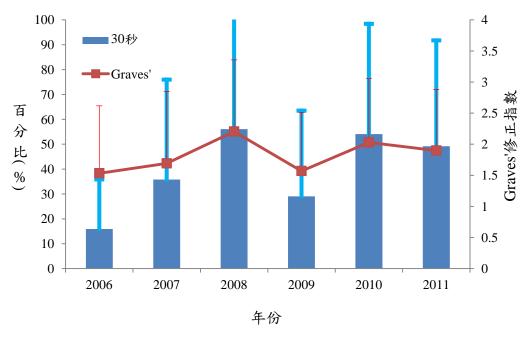


圖 3-1.2、2011 年利用兩種目視調查法,調查大分地區青剛櫟落果前的樹上結果量。藍色為 30 秒計數法,紅色為 Graves'修正指數。誤差線為標準差正值

表 3-1.1、2010 年青剛櫟結果季,以 Pearson 相關係數檢視利用兩種目視法估計結果情況與樣樹種子陷阱收集落果量之關係(P 皆<0.01,

	n=170) •		
調查方法	完整果實	受損果實	全數果實 <sup>a</sup>
Graves'修正指數	0.450	0.381	0.491
30 秒計數	0.421	0.333	0.449

a 完整果實和受損果實之總數

就青剛櫟季的各月變化來看,平均每個陷阱收集的完整果實數以11月最高,為9.7顆/陷阱(SD=13.4),12月次之(9.3顆/陷阱,SD=13.7)。然受損果實數和果實總量則以12月為最高,分別為4.8±12.2和14.1±23.4顆/陷阱。至次年1-2月,完整果實數和受損果實數皆大幅下降,僅分別剩0.7顆/陷阱(SD=1.2)和0.9顆/陷阱(SD=1.58)(圖3-1.3)。

和歷年來果實產量較豐盛的 2008 年相較, 2010 年 10 月和 11 月平均每個陷

阱的完整果實數分別高於 2008 年的同月份;然 12 月和次年 1 月平均每個陷阱的完整果實數、受損果實數和果實總量,則皆比 2008 年結果季的同期還低。研究者在現場觀察亦發現,該年 12 月青剛櫟樹梢上已少見成熟的果實,該季青剛櫟果實成熟的時間似乎比 2008 年結果季較早、但持續期間較短的現象。其間原因是否與氣候等因子有關,則有待持續監測觀察。

2010年結果季的受損果實佔總收集量之32%,為過去5年青剛櫟結果季中受損果比例最低的一年(前五年範圍:35%-47%)。各月變化以11月為最低(25%),並隨月份而遞增(1月:57%)(圖3-1.3)。

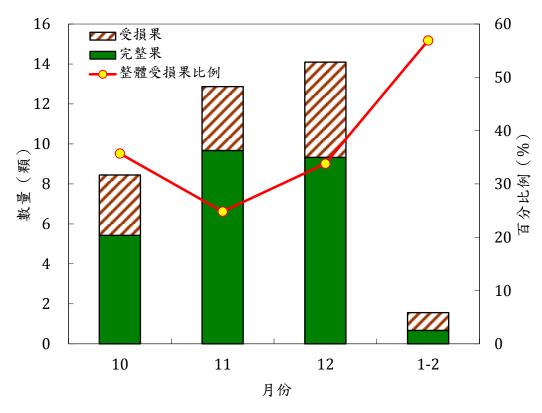


圖 3-1.3、2010 年青剛櫟結果季,平均每個種子陷阱(0.85\*0.85 m²) 收集青剛櫟落果情況。

# 第二節 台灣黑熊的活動

## 一、青剛櫟結果季台灣黑熊活動痕跡的年度調查

2011年2月底,在大分地區(10條調查樣線)和賽柯地區(1條調查樣線)進行 2010年青剛櫟結果季的年度黑熊活動痕跡調查。本研究監測青剛櫟結果豐富度 區域僅位於大分,為了解青剛櫟果實產量和黑熊活動痕跡之關係,分析時將資料 分為大分和賽柯二區域。

在大分地區,位於結果調查樣線上的熊痕跡調查樣帶 (n=8) ,2010 年青剛 標結果季的三種黑熊活動指標,包括平均 1 km 內所有熊爪痕樹的棵數、平均 1 km 內的熊痕跡單位數量、及每 50 m 有無熊痕跡出現的頻度,分別為  $70\pm69.1$  棵( $\pm$ SD, n=8)、 $56\pm49.9$  及  $74.3\pm21.5\%$ 。

此結果和前期調查結果比較,顯示熊痕跡量的年間變動與果實產量的年間變動趨勢非常相似。在平均 1 km 內所有熊爪痕樹的棵數及每 50 m 有無熊痕跡出現的頻度兩種指標,2010年僅次於 2008年的 66.8±47.1 棵(n = 8 條)和 74.6±25.1%(黄美秀等 2010)。但各條穿越線的數據,在 2008年和 2010年仍互有高低。以 2010年各穿越線來看,平均 1 km 內所有熊爪痕樹的棵數的變化從 6 顆至 105 顆(表 3-2.1),每 50 m 有無熊痕跡出現的頻度差異從 4%至 16%,此情形應該與小尺度的區域性結果產量變化影響黑熊空間利用的差異有關。雖然 2008年缺少每 km 計數的熊痕跡單位數量的資料,但 2010年該指標仍大於其他各年。

賽柯地區的三種黑熊活動指標依序為 24.3 棵爪痕樹/km、21.4 熊痕跡單位/km,以及每 50 m 有熊痕跡的頻度為 53.6%。此結果和前四年的監測結果相似,三者皆低於大分地區的平均值。但不同的是,賽柯 2010 年青剛櫟季的 1 km 內所有熊爪痕樹的棵數和每 50 m 有無熊痕跡出現的頻度兩種指標為 2006 以來最高的,之前以 2008 年為最高,兩種指標分別為 14.4 棵和 36.1% (黃美秀等 2010)。雖然我們並無監測賽柯的青剛櫟結果的資料,但由此仍可見,黑熊秋冬季對於青剛櫟森林的利用在時間上有區域性的差異。

#### 二、青剛櫟調查樣樹上熊痕跡於的年度調查

在2011年2月針對青剛櫟結果調查的樣樹(n=346)進行年度熊痕跡調查,扣除7棵因故沒有調查到的樣樹之外,約40%的樣樹留下該季黑熊上樹、覓食的新鮮痕跡,其中僅有熊爪痕無折枝的比例為6%,折枝為24%,嚴重折枝為9%,(圖3-2.1)。

黑熊於 2010 年青剛櫟結果季利用樣樹之程度與該樣樹的結果狀況,即Garves 修正指數(0~4),呈顯著相關(Spearman correlation, r=0.349, p<0.001, n=339)。雖然記錄有熊痕跡的樣樹,僅有 2 顆樣樹沒有結果(10.2%),但僅為樹幹爪痕,熊並未上樹取食。未發現熊痕跡的樣樹,多數為沒有或僅有少量結果,而樣樹出現折枝甚或堆疊的平台,則多為結果較好的情況,顯示黑熊上樹並非隨機挑選,而隨青剛櫟結果量的增加而增加利用樣樹的頻度(圖 3-2.2)。

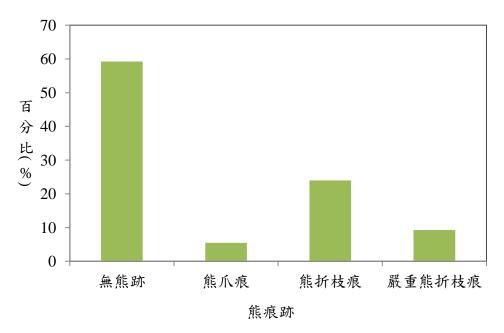


圖 3-2.1、2010 年青剛櫟結果季,青剛櫟樣樹上出現台灣黑熊不同痕跡的百分比例。

#### 三 熊毛陷阱

本研究分析所採用的時間為盡可能反應出實際的操作時間。2010年10月至2011年2月,共啟用75月次的熊毛陷阱,總計收集到125撮熊毛,其中以2010年12月為最多(n=73撮),其次2011年2月(n=22撮)、2010年11月(n=16撮)、10月(n=10撮),1月僅有4撮紀錄。各月有熊毛記錄之陷阱比例和平均每一陷阱收集到的熊毛撮數,也皆以2010年12月最高,分別為66.7%、4.87撮(n=15);其次為2月,為64.3%、1.57撮(n=22,表 3-2.2)。

2010年青剛櫟結果季平均各月有熊毛記錄的陷阱比例和平均每一陷阱熊毛 撮數分別為 38±26.4%和 1.68±1.85 撮。就 2007年至 2010年的結果季而言,樣區 熊毛陷阱記錄到熊毛的比例和收集的毛撮數的年間變動趨勢,與黑熊的活動痕跡 總量和頻度的年間變化情況相當一致,2008年皆為最高,而2010年則僅次於2008年(黃美秀等2010),此結果亦與青剛櫟果實豐富度的變化相同。

由於熊毛陷阱工作時間是上一次採集時間至該月採集時間之間,故最後複查 採樣的時間一般比毛髮陷阱實際的工作時間最多晚1個月,除了2月之外,因為 實際複查採樣時間是2011年10月,因此該資料不排除可能因收集時間較長,而 累積較多的熊毛樣本。

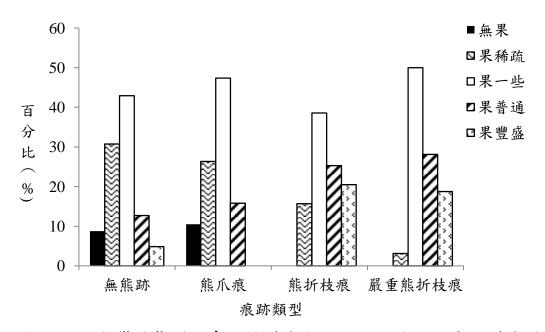


圖 3-2.2、台灣黑熊利用青剛櫟樣樹留下不同的痕跡,與該樣樹結果 狀況之關係。

表 3-2.1、2010 年青剛櫟結果季結束後,大分及賽柯地區各樣帶黑熊 痕跡的調查結果。

	7区101.日	一門旦而入	
上生 地	1 km 內所有熊爪痕	平均 1 km 內的熊	每50m有無熊痕
樣帶	樹的棵數	痕跡單位數量	跡出現的頻度(%)
大分-T1	124	96	90
T2	35	30	75
T3	210	154	100
T4	98	82	94
T5	29	26	75
T6	33	26	60
T7	23	23	67
T8	10	12	33
$\mathrm{DN}^{\mathrm{a}}$	34	41	54
LG <sup>a</sup>	9	8	71
賽柯	24	21	54
平均(±SD)	$57.11 \pm 62.2$	$47.18 \pm 45.08$	$67.32 \pm 24.37$

a 該樣線為大分地區非青剛櫟結果調查樣線。

表 3-2.2、2010 年青剛櫟季大分地區,各月熊毛陷阱收集到熊毛的狀

			沈	0	
月份	熊毛	有熊毛記錄	啟用	有熊毛記錄的	平均每一陷
月旬	撮數	陷阱數	陷阱數	陷阱比例(%)	阱熊毛撮數
2010年					
10 月	10	2	16	12.5	0.63
11 月	16	5	15	33.3	1.07
12 月	73	10	15	66.7	4.87
2011 年					
1月	4	2	15	13.3	0.27
2月 <sup>a</sup>	22	9	14	64.3	1.57

<sup>&</sup>lt;sup>a</sup>實際複查時間為 2011 年 10 月。

# 第三節 台灣黑熊遺傳分析

# (一)基因多樣性

2009年9月至2010年2月共收集到280個黑熊排遺樣本,挑選出新鮮度1-3的樣本,共萃取195個DNA樣本,成功鑑定性別個數是99個,性別鑑別成功率為0.51。後續成功標定至少7個完整的基因座的樣本,即有效樣本為88個(表3-3.1)。

表 3-3.1、2009 年 9 月到 2010 年 2 月大分地區黑熊排遺樣本收集情況,以及初步遺傳分析結果。

時間		20	09 青月	剛櫟絲	吉果季			20	)10 青	剛櫟組	果季	總
(年/月份)	09'	09'	09'	09'	10'	10'	10'	10'	10'	10'	11'	計
	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	May	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	
樣本數	2	0	2	8	15	2	10	11	116	93	21	280
DNA 萃取數	0	0	0	8	9	2	7	10	93	60	6	195
性別鑑別成功數	-	-	-	4	0	0	2	8	61	23	1	99
性別鑑別成功率(%)	-	-	-	50	0	0	29	80	66	38	17	51
有效樣本數	-	-	-	3	-	-	2	6	53	23	1	88

# (二)性別鑑定

(1)性別引子之煉合(annealing)溫度測試

以六種不同的煉合溫度(分別為 50、52、54、56、58 及 60°C)測試兩組引子,利用圈養雄性台灣黑熊的血液樣樣本作為測試對象,顯示煉合溫度在58°C下反應較好(圖 3-3.1),遂以此溫度進行後續性別鑑定試驗的條件。

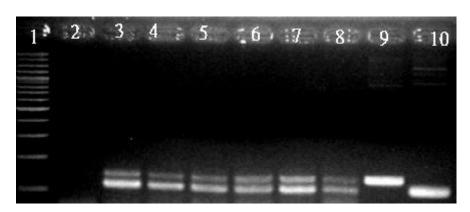


圖 3-3.1、雄性台灣黑熊血液樣本在五種不同煉合溫度下測試,兩組引子於電泳膠圖的反應狀況。Lane 1:Mark; Lane 2:負控制組; Lane 3-8: 煉合溫度依序為 50、52、54、56、58 及 60℃; Lane 9: 只有 MP-ZF 引子的正控制組; Lane 10:只有 MP-SRY 引子的正控制组。

#### (2)引子是否有具鑑定性別力之測試

以已知性別(一雄一雌)的圈養台灣黑熊的血液樣本測試兩組引子,結果 顯示此兩組引子明顯具有鑑別性別力(圖 3-3.2),可提供後續的性別鑑定試 驗。

以2008年2月至2009年1月已鑑定出的100隻台灣黑熊個體樣本(黃美秀等2010)中,隨機挑選9個樣本進行性別分析,判斷出5個雌性、4個雄性個體(圖3-3.3)。顯示此二組引子除了適用於血液樣本上,也可以應用於野外台灣黑熊的排遺 DNA 樣本上,具有性別的鑑別力。然若為增加性別分析的信度,我們建議應該要針對已知性別的圈養台灣黑熊個體,增加排遺樣本,進行盲測(blind test)。

#### (3)野外個體性別鑑定結果

在 2008 年 2 月至 2009 年 1 月已鑑定出的 100 個個體中,性別鑑定發現 46 隻為雌性、44 隻為雄性,10 隻為未知性別,性別比無顯著偏差( $\chi^2=0.044$ , P=0.833, d.f.=1)。

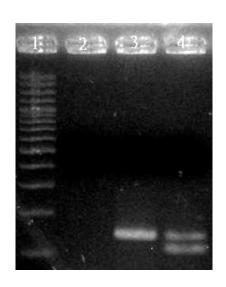


圖 3-3.2、以已知性別(一雄一雌)圈養台灣黑熊個體的血液樣本測試之電泳膠圖。(Lane 1:Mark; Lane 2:負控制組; Lane 3:雌性黑熊之血液樣本; Lane 4:雄性黑熊之血液樣本)

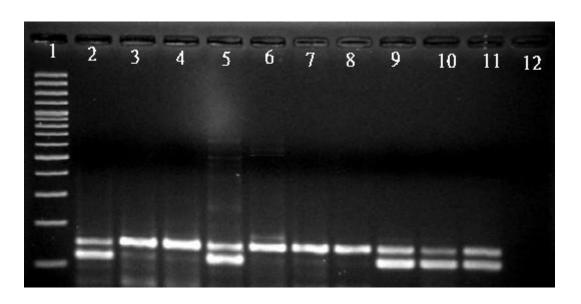


圖 3-3.3、台灣黑熊排遺樣本進行性別鑑定之電泳膠圖。Lane 2, 5, 9, 10 鑑別為雄性; Lane 3, 4, 6, 7, 8 判別為雌性。(Lane 1:Mark; Lane 2-10:排遺 DNA 樣本。Lane 11:正控制組; Lane 12:負控制組)

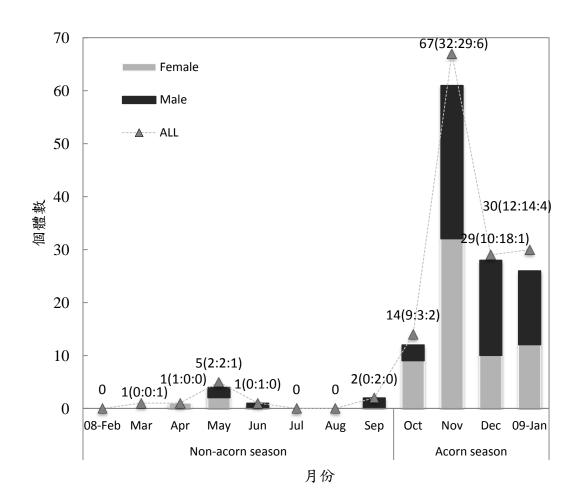


圖 3-3.4、2008 年 2 月至隔年 1 月大分地區記錄台灣黑熊個體及性別的各月變化圖。折線圖:每月記錄的個體數;灰色長條圖:每月出現雌性個體數;黑色長條圖:每月出現雄性個體數。三角形上的數字表示為:該月鑑定出的個體總數(雌性個體數:雄性個體數:無法確認性別的個體數)。

針對有效樣本數大於 5 的月份(除四、六、九月外)各月出現的個體性 別比皆無顯著偏離性別平衡 1:1(10 月: $\chi^2$  = 1, P = 0.083; 11 月:  $\chi^2$  = 0.148, P = 0.701; 12 月: $\chi^2$  = 2.286, P = 0.131; 隔年 1 月: $\chi^2$  = 0.154, P = 0.695)(圖 3-3.4)。

在青剛櫟結果季節(10月至隔年1月)鑑定出的93隻個體中,雌性44隻、 雄性41隻,8隻性別未知,性別比並無顯著偏離性別平衡 $1:1(\gamma^2=0.106,P=$  0.745)。在非青剛櫟結果季節(雌性 3 隻、雄性 5 隻, 2 隻性別未知), 性別比亦未達顯著偏離性別平衡  $1:1(\chi^2=0.5, P=0.48)$ 。

我們發現在大分地區,不論是全年,或在黑熊會季節性聚集的青剛櫟結果季,抑或非青剛櫟結果季節,台灣黑熊的性別比未達顯著偏離性。此結果與之前該地進行捕捉繫放捕獲雌:雄的性別比為2:13,明顯雄性偏離的情況不同。推測應與捕捉繫放捕獲的樣本數偏低,以及個體對於陷阱或捕獲作用有不一的反應有關,而導致捕獲個體的性別偏差。

當大分地區青剛櫟果實盛產時,會吸引較多的黑熊個體聚集,同時觀察到較多的個體間的衝突(Hwang and Garshelis 2007)。Garshelis (2009)指出每當熊聚集在一起時,雖偶有因爭奪食物而起的小爭執,但熊群通常會保持合諧的關係;一般減少紛爭主要透過承認彼此的位階關係,即體型碩大並掌握優勢的雄性成熊,通常會擁有最優渥的覓食地點和最好的覓食時段,並且排除雌性個體,雌性個體會明顯的遠離或躲避雄性集中的覓食地點,導致雌雄會有些區隔(sexual segregation)。但是,透過大分地區廣泛地收集黑熊排遺遺傳樣本,性別檢定結果並未支持這樣雄性偏離的假說。

台灣黑熊於大分青剛櫟結果季地區的活動情況及其停留時間,似乎與該地青剛櫟結果量,以及及園區其他地區的果實相對豐富程度有關(Hwang 2003; Hwangand Garshelis et al. 2010)。2008 年青剛櫟結果季,為自 2006 以來年監測結果量的最高峰(黃美秀等 2010)。其他熊類的研究指出,食物豐富度高且族群密度大時,美洲黑熊活動範圍的重疊度會增高,但在大多數的族群中,卻沒有證據顯示牠們具有領域行為;另在高密度的地方,大部分的熊就算彼此活動範圍很接近,但也能避免在相同時間使用相同重覆的活動地區(Garshelis 2009)。例如,有些地區的棕熊及美洲黑熊會大量群聚在鮭魚產卵季的溪流中,捕捉鮭魚(Egbert et al. 1976),或是在野果豐富或玉米成熟期的地區,也都會吸引熊群聚集覓食(Garshelis 2009)。因此,當一地區的食物資源豐富度提高時,總會吸引熊群集中覓食,儘管該地其間會有一段長期時間不被熊使用。大分地區之於台灣黑熊的情況也是如此。由於台灣黑熊活動範

圍廣泛,在青剛櫟季活動於大分的高密度黑熊族群,是來自於廣泛活動於整個園區甚至外圍地區的個體,故若是沒有區域性的性別區隔狀況,則在大分地區的性別取樣結果,或可代表整個園區族群的性別比例。

# 第四節 大分青剛櫟果實掠食者

# 一、樹上潛在青剛櫟掠食者

2010年11月和12月於大分地區的兩次調查,三種調查方式共計記錄鳥類22科46種,樹棲型哺乳類包括台灣獼猴(Macaca cyclopis)、赤腹松鼠(Callosciurus erythraeus thaiwanensis)、長吻松鼠(Dremomys pernyi owstoni)和條紋松鼠(Tamiops maritimus formosanus)4種。就鳥類而言,11月和12月分別記錄到21科41種和19科33種,僅在其中一個月有記錄到的有18種(表3-4.1),記錄次數最多的3種依序為松鴉(Garrulus glandarius)、紅胸啄花(Dicaeum ignipectum)和繡眼雀鶥(Alcippe morrisonia)。

將本研究和陳炤杰等(2009)的結果比較,該調查於 2009 年 5 月下旬自南安至大分間所做的鳥類探查,共記錄到 23 科 51 種鳥類,只在陳炤杰等(2009)的調查出現的有 19 種,而只在本研究記錄到的有 14 種,分別為林鵬(Ictinaetus malayensis)、大赤啄木(Dendrocopos leucotos)、黃腹鷚(Anthus rubescens)、白眉鶇(Turdus obscurus)、白腹鶇(Turdus pallidus)、赤胸鶇(Turdus chrysolaus)、小剪尾(Enicurus scouleri)、栗背林鴝(Tarsiger johnstoniae)、黃尾鴝(Phoenicurus auroreus)、黃胸姬鶲(Ficedula hyperythra)、臺灣戴菊(Regulus goodfellowi)、白喉噪鶥(Garrulax ruficeps)、臺灣斑翅鶥(Actinodura morrisoniana)、灰樹鵲(Dendrocitta formosae),其中黃腹鷚是玉山國家公園鳥類名錄的新紀錄種(陳炤杰等 2009)。

針對覓食青剛櫟的行為觀察,則僅記錄到松鴉和條紋松鼠有取食青剛櫟 果實。和過去研究者長期但非定量觀察的經驗相比,此應有低估青剛櫟果實 掠食者種類的情形。在鳥類部分,林冠甫(2009)曾觀察到松鴉、星鴉(Nucifraga caryocatactes)和綠鳩(Treron sieboldii)有取食青剛櫟果實的紀錄,然本次研究的鳥類資源調查並沒有記錄到星鴉,綠鳩則無記錄到覓食青剛櫟果實的行為。過去的研究顯示,種子陷阱上有 35-47%的果實於落地前已被取食,顯示播遷前的種子死亡率相當高(黃美秀等 2009a,黃美秀等 2010)。然現場實際紀錄到的掠食者次數和種類卻偏低,推測應該與樹冠茂密而導致偵測度低,以及調查時間不足有關。

樹上掠食者對於櫟實取食的狀況,可以從種子陷阱內掉落受損果的數量 反應樹棲掠食者利用結果,實驗開始受損果比例變化,從11月的19.3%至1 月升高至56.7%,種子陷阱結果顯示11月跟12月是青剛櫟落果的高峰期, 顯示隨著青剛櫟櫟實密度由高逐漸減少,樹棲掠食者對於櫟食取食比例從將 近1/4升高到一半以上。

從記錄資料量較多的松鴉來看,另有一些特別的觀察結果。松鴉利用青剛櫟果實的方式可分為 3 種,(1)啄食:以爪抓住青剛櫟啄去種皮後,啄食種仁;(2)吞食:整顆直接吞食;(3)叼走:將青剛櫟帶離現場,但被帶離的果實則無法追蹤後續被利用的狀況。我們也發現,松鴉的取食行為在月份間似乎有些變化。例如,雖在 11 月和 12 月皆有覓食記錄,但僅於 12 月觀察到松鴉有一些特殊的行為。例如有些會叼起青剛櫟後當場吐掉,似乎對青剛櫟比較有選擇性。另有較多地面的活動,如挖掘地面的動作,有些是在吃蟲,但較多情況則看起來像在埋東西,此時研究者也觀察到松鴉將口中吐出青剛櫟埋到地上和樹洞的行為,以及一筆松鴉撿拾地上青剛櫟果實的紀錄。此外,我們也觀察到松鴉有叼著青剛櫟飛行比較長距離的現象,或較常見到飛行中的松鴉已叼著青剛櫟果實。由於缺乏量性的資料佐證,松鴉的取食行為在月份間的變化,是否和青剛櫟果實的可得性或成熟度有關,以及其他物種是否也有類似的擇食行為,則有待進一步的研究。

表 3.4.1、2010 年 11 月和 12 月於大分地區進行鳥類資源調查所記錄之鳥種名錄,名稱主要根據劉小如等人(2010)編撰之台灣鳥類誌。

	展科 Accipitridae  風頭蒼鷹 Accipitre trivirgatus Crested Goshawk 特亞 II									
科	中文名	學名	英文名	特有性	保育等級	11 月*	12 月*	合併*		
鷹科		Accipitridae								
	鳳頭蒼鷹	Accipiter trivirgatus	Crested Goshawk	特亞	II		$\triangle$	$\triangle$		
	林鵰	Ictinaetus malayensis	Black Eagle		I	$\triangle$		$\triangle$		
	熊鷹	Spizaetus nipalensis	Mountain Hawk-Eagle		I	$\bigcirc$		0		
雉科		Phasianidae								
	台灣山鷓鴣(深山竹雞)	Arborophila crudigularis	Taiwan Partridge	特	III	0	0	0		
	藍腹鷴	Lophura swinhoii	Swinhoe's Pheasant	特	II	$\triangle$	$\triangle$	$\triangle$		
鳩鴿科		Columbidae								
	綠鳩	Treron sieboldii	White-bellied Pigeon	特亞		$\triangle$	$\triangle$	$\triangle$		
鴟鴞科		Strigidae								
	領鵂鶹(鵂鶹)	Glaucidium brodiei	Collared Owlet	特亞	II	$\triangle$		$\triangle$		
鬚鴷科		Megalaimidae								
	五色鳥	Megalaima nuchalis	Taiwan Barbet	特		$\triangle$	$\bigcirc$	©		
啄木鳥和	件	Picidae								
	小啄木	Dendrocopos canicapillus	Gray-capped Woodpecker			0	$\bigcirc$	©		
	大赤啄木	Dendrocopos leucotos	White-backed Woodpecker	特亞	II	$\triangle$	$\triangle$	$\triangle$		
	綠啄木	Picus canus	Gray-faced Woodpecker		II	$\triangle$	0	©		
燕科		Hirundinidae								
	東方毛腳燕	Delichon dasypus	Asian House-Martin			$\triangle$	$\triangle$	$\triangle$		
鶺鴒科		Motacillidae								
	黄腹鷚	Anthus rubescens	American Pipit			$\triangle$		$\triangle$		
山椒鳥和	<b></b>	Campephagidae								
	灰喉山椒鳥	Pericrocotus divaricatus	Ashy Minivet			$\bigcirc$	0	<b>(</b>		

<sup>\*</sup>記錄方式:△表示目擊、○表示聲音、◎表示目擊和聲音皆有。

表 3-4.1(續)、2010 年 11 月和 12 月於大分地區進行鳥類資源調查所記錄之鳥種名錄,名稱主要根據劉小如等人(2010)編撰之台灣鳥類誌。

科	中文名	學名	英文名	特有性	保育	11 月*	12 月*	總計*
鵯科		Pycnonotidae						
	紅嘴黑鵯	Hypsipetes leucocephalus	Black Bulbul	特亞		0		0
河烏科		Cinclidae						
	河烏	Cinclus pallasii	Brown Dipper			$\triangle$	$\triangle$	$\triangle$
鶇科		Turdidae						
	台灣紫嘯鶇	Myophonus insularis	Formosan Whistling-Thrush	特		0	$\bigcirc$	0
	白眉鶇	Turdus obscurus	Eyebrowed Thrush			$\triangle$		$\triangle$
	白腹鶇	Turdus pallidus	Pale Thrush			$\triangle$	$\triangle$	$\triangle$
	赤胸鶇(赤腹鶇)	Turdus chrysolaus	Brown-headed Thrush			0		0
鶲科		Muscicapidae						
	小剪尾	Enicurus scouleri	Little Forktail	特亞	II	$\triangle$	$\triangle$	$\triangle$
	栗背林鴝	Tarsiger johnstoniae	Collared Bush-Robin	特			0	0
	黄尾鴝	Phoenicurus auroreus	Daurian Redstart			$\triangle$		$\triangle$
	黃胸姬鶲(黃胸青鶲)	Ficedula hyperythra	Snowy-browed Flycatcher	特亞		$\triangle$		$\triangle$
	黃腹仙鶲(黃腹琉璃)	Niltava vivida	Vivid Niltava	特亞	III	$\triangle$		$\triangle$
	鉛色水鴝(鉛色水鶇)	Rhyacornis fuliginosa	Plumbeous Redstart	特亞	III	$\triangle$		$\bigcirc$
戴菊科		Regulidae						
	台灣戴菊(火冠戴菊鳥)	Regulus goodfellowi	Flamecrest	特	III		0	$\bigcirc$
鶯科		Sylviidae						
	棕面鶲鶯(棕面鶯)	Abroscopus albogularis	Rufous-faced Warbler			0	0	$\bigcirc$
畫眉科		Timaliidae						
	紅頭穗鶥(山紅頭)	Stachyris ruficeps	Rufous-capped Babbler	特亞		0		0
	白喉噪鶥(台灣白喉噪眉)	Garrulax ruficeps	Rufous-crowned Laughinghrus	sh 特	II		$\triangle$	$\triangle$

<sup>\*</sup>記錄方式:△表示目擊、○表示聲音、◎表示目擊和聲音皆有。

玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究

表 3-4.1(續)、2010 年 11 月和 12 月於大分地區進行鳥類資源調查所記錄之鳥種名錄,名稱主要根據劉小如等人(2010)編撰之台灣鳥類誌。

<del>——</del>	中文名	學名	英文名	 特有性	保育	11 月*	12 月*	總計*
•••	白耳奇鶥(白耳畫眉)	Heterophasia auricularis	White-eared Sibia	特	,	©	©	©
	冠羽鳳鶥(冠羽畫眉)	Yuhina brunneiceps	Taiwan Yuhina	特		<b>(</b>	$\bigcirc$	<b>(</b>
	台灣斑翅鶥(紋翼畫眉)	Actinodura morrisoniana	Taiwan Barwing	特	III		$\triangle$	$\triangle$
	黃痣藪鶥 (黃胸藪眉)	Liocichla steerii	Steere's Liocichla	特		$\triangle$		$\triangle$
	綠鳳鶥(綠畫眉)	Erpornis zantholeuca	White-bellied Yuhina			<b>(</b>		<b>(</b>
	繡眼雀鶥(繡眼畫眉)	Alcippe morrisonia	Gray-cheeked Fulvetta	特亞		<b>(</b>		<b>(</b>
山雀科		Paridae						
	綠背山雀(青背山雀)	Parus monticolus	Green-backed Tit	特亞	III	<b>(</b>		0
	黄山雀	Parus holsti	Yellow Tit	特	II	<b>(</b>	0	0
長尾山	雀科	Aegithalidae						
	紅頭長尾山雀(紅頭山雀)	Aegithalos concinnus	Black-throated Tit			<b>(</b>		0
鳾科		Sittidae						
	茶腹鳾	Sitta europaea	Eurasian Nuthatch			$\triangle$	$\triangle$	$\triangle$
啄花科		Dicaeidae						
	紅胸啄花	Dicaeum ignipectum	Fire-breasted Flowerpecker	特亞		<b>(</b>	0	0
卷尾科		Dicruridae						
	小卷尾	Dicrurus macrocercus	Black Drongo	特亞		<b>(</b>	0	0
鴉科		Corvidae						
	台灣藍鵲	Urocissa caerulea	Formosan Magpie	特	III	<b>(</b>		$\bigcirc$
	巨嘴鴉	Corvus macrorhynchos	Large-billed Crow			<b></b>		$\bigcirc$
	松鴉	Garrulus glandarius	Eurasian Jay	特亞		$\bigcirc$		$\bigcirc$
	灰樹鵲(樹鵲)	Dendrocitta formosae	Gray Treepie	特亞		0		0

記錄方式:△表示目擊、○表示聲音、◎表示目擊和聲音皆有。

#### 二、青剛櫟地面落果掠食情況

#### (1)紅外線自動相機監測

紅外線自動相機從 2010 年 11 月起至 2011 年 1 月,12 月、次年 1 月皆架設 16 台,但 11 月因部分故障而僅架設 12 台自動相機,故總共架設 44 月台。相機總工作時數為 9,770.21 小時,總共拍攝到種物的照片共 2,808 張。扣除於半小時之內的連拍照片跟少數無法鑑定之照片,累計 1,426 張有效照片,整體 OI 值為 145.95(表 3-4.2)。

除了小型囓齒類動物之外,實驗期間自動相機總共紀錄可辨識的種類為 16種,包括哺乳動物 11種,鳥類 5種。所拍攝哺乳動物的相對出現頻度依次序為小型囓齒類、水鹿(Rusa unicolor)、山羌(Muntiacus reevesi micrurus)、台灣獼猴、台灣黑熊、台灣野豬(Sus scrofa taivanus)、黃喉貂(Martes flavigula)、白鼻心(Paguma larvata)、台灣野山羊(Capricornis swinhoei)、黃鼠狼(Mustela sibirica)、鼬獾(Melogale moschata)、食蟹獴(Herpestes urva)。鳥類的相對出現頻度次序為虎鶇(Zoothera dauma)、松鴉、紫嘯鶇(Myophonus insularis)、藍腹鷴(Lophura swinhoii)、深山竹雞(Arborophila crudigularis)(表 3-4.2)。

5種大分地區常見的中大型哺乳動物各月的 OI 值變化不一致。台灣黑熊的出現頻度(OI=10)顯著集中在落果密度最高的 12 月(Kruskal wallis, n=41, H=16.98, P<0.001),另僅於 1 月有零星的記錄(OI=0.31)。其他 4 種偶蹄類動物的 OI 值在落果尾聲的 1 月達最高,但月間沒有達到顯著差異(山羌, n=41, H=1.98, P=0.372、水鹿, n=41, H=4.8, P=0.091、台灣野山羊, n=41, H=2.39, P=0.302、台灣野豬, n=41, H=1.77, P=0.412)。其中水鹿和山羌於 12 月的 OI 值卻無升反降,為三個月中最低者,恰好與台灣黑熊的 OI 值變化相反;山豬和山羊的 OI 值則隨月份而略微增加(圖 3-4.1)。

5 種大型哺乳動物在落果季期間於 3 個樣區內的 OI 值,只有山羌有樣區間的差異(Kruskal wallis, n=41, H=9.07, P=0.01),其餘 4 種則無顯著的差異(水鹿, n=41, H=5.43, P=0.066;台灣野山羊, n=41, H=1.41, P=0.494;台灣野豬, n=41,

H=5.64,P=0.06;台灣黑熊,n=41,H=0.35,P=0.84)。但3種偶蹄類動物在各個樣區的 OI 值變化,除了台灣野豬之外,其於2種動物都在 T5 地區的 OI 值皆有偏高(圖 3-4.2)。

在樣區內出現頻度最高的小型囓齒類動物,OI 值也逐月升高,但於月間的變化則沒有達到顯著差異(n=41,H=2.17,P=0.34)。其在3個樣區間,亦沒有顯著差異(n=41,H=2.43,P=0.10)(圖 3-4.1、圖 3-4.2)。

# (2)青剛櫟櫟實掠食者鑑定

實驗期間每台自動相機前皆擺設 100 顆青剛櫟櫟實吸引野生動物,扣除 11 月 2 台相機故障無擺設櫟實,而 1 月由於結果季接近尾聲,成熟的櫟實收集不容 易,因此 1 月的自動相機有 7 台停止擺放櫟實。共拍攝到 835 張野生動物取食櫟 實之有效照片,包括 6 種野生動物,5 種哺乳動物,分別為小型囓齒類、偶蹄類 動物的水鹿與野豬,台灣黑熊與台灣獼猴等,另外還包含鳥類 1 種,即松鴉。

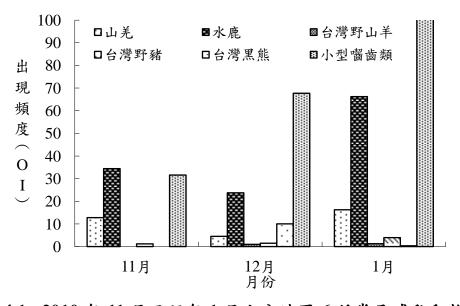


圖 3-4.1、2010 年 11 月至隔年 1 月大分地區 6 種常見哺乳動物,於青剛櫟結果季各月的出現頻度(OI)變化。

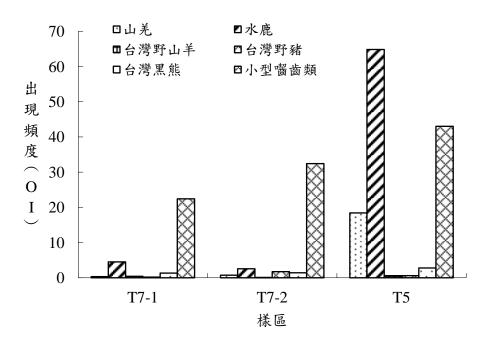


圖 3-4.2、2010 年 11 月至隔年 1 月大分地區 6 種常見哺乳動物,在 3 個樣區的出現頻度(OI 值)變化。

## (3)潛在小型囓齒類鑑定

2010年11月至隔年2月,總共放置12個薛門式陷阱,2月另再增加兩個台灣鼠籠陷阱。累計鼠籠工作日共322次/日,捕捉到8隻刺鼠和1隻黃鼠狼。

## (4)地面掠食者取食青剛櫟之次數與數量

本研究每天在自動相機前人工擺設 100 顆櫟實,在實驗期間總共擺設櫟實量為 47,100 顆:11 月 14,000 顆,12 月 21,000 顆,而 1 月由於果季接近尾聲,成熟櫟實收集不易,僅 12,100 顆。掠食者取食 18,851 顆櫟實,占總擺設量之 40%。每個月櫟實被動物取食的情況,隨著落果季接近尾聲擺設櫟實被取食的比例則逐月升高,從 11 月被取食比例為 16%,12 月升高至 34%,而 1 月被取食的比例最高,為 78%。

拍攝 835 張動物取食櫟實的有效照片數(扣除連拍之有效照片張數),依記錄動物取食次數的多寡依序排列,最多的是小型囓齒目動物,共拍攝到 662 次,占總次數的 79%。取食次數次高為水應,記錄 128 次,占總次數的 15%(圖 3-4.3),上述兩者占所有取食照片之 94.4%。其他 4 種掠食者依序為:台灣黑熊(n=29 次),占 3.5%;野豬與台灣獼猴各有 6 次(0.7%); 松鴉 4 次(0.5%)(圖 3-4.3)。

表 3-4.2、2010 年 11 月至次年 1 月,玉山國家公園大分地區自動相機 記錄出現於人為放置青剛櫟堆(100 顆,n=16)前,動物的種類與出現 指數(OI 值)。

	物種	11 月	12 月	1月	累計 OI 值
相機數(台)		12	16	16	
偶蹄類	山羌	12.8	4.5	16.2	10.5
	水鹿	34.4	23.7	66.2	40.6
	台灣野山羊	0	1.0	1.2	0.8
	台灣野豬	1.2	1.5	4.0	2.3
靈長類	台灣獼猴	6.4	4.7	4.9	5.2
大型食肉目	台灣黑熊	0	10.0	0.3	4.2
小型食肉目	黄喉貂	0	1.2	2.5	1.3
	黄鼠狼	0	0	2.1	0.7
	鼬獾	0.4	0.5	0	0.3
	白鼻心	0.8	1.2	1.2	1.1
	食蟹獴	0	0.2	0.6	0.3
囓齒目	小型囓齒類	31.6	67.7	123.5	77.1
鳥類	虎鶇	0	0.7	0.9	0.6
	紫嘯鶇	0	0.2	0	0.1
	松鴉	0	0.2	1.2	0.5
	藍腹鷴	0	0	0.3	0.1
	深山竹雞	0	0.2	0	0.1
總計		87.5	117.9	225.2	135.4
相機總工作品	寺	2502.2	4004.2	3263.8	

為釐清各種掠食者取食的數量,進一步扣除當天有兩種掠食者造訪取食樣方的櫟實照片張數後(n=167),發現668張有效照片中,掠食者總共取食14,952顆(被取食總量之79.3%)。取食櫟實量最多者是水鹿,共10,904顆,占73%,水鹿取食量遠高於其於5種掠食者取食的數量。櫟實取食量次高者是小型囓齒類,共取食2977顆,占總取食量20%(表3-4.3)。因此,上述水鹿和小型囓齒類兩者合計取食約93%的櫟實量,為當地主要的櫟實掠食者。故當青剛櫟掉落地面後,主要

多被水鹿和小型囓齒類動物取食或移除。其他 3 種記錄到的哺乳動物櫟實取食量僅占 7%。台灣黑熊主要的取食時間集中在 12 月,取食量占 4%;台灣野豬跟台灣獼猴的取食則呈零星記錄,台灣野豬總取食量占約 2%;台灣獼猴則 1%。另外自動相機記錄到松鴉兩次飛至地面取食櫟實的紀錄,松鴉每次取食 1 顆櫟實(表 3-4.3)。

在調查期間,水鹿與小型囓齒類動物取食人為擺設櫟實數量隨著地面落果密度逐漸減少而逐月升高,兩者皆在1月時期取食量最高。其中水鹿分別在2010年11月僅有1,200顆,而12月有4,504顆,2011年1月的取食數量最高,共5,200顆。小型囓齒類動物取食數量則在2010年11月的取食量最少為28顆,而12月為483顆,最高的月份為1月,總共取食2,466顆櫟實(表3-4.3)。

就一堆 100 顆的櫟實被動物取食狀況而言,以水鹿取食 90 顆(SD=20, n=121) 最多。其次小型囓齒類動物平均每天取食 33 顆青剛櫟(SD=32, n=90)(圖 3-4.3)。自動相機拍攝結果也發現,水鹿全日皆有取食櫟實的記錄,而小型囓齒類動物取食的行為則主要出現在夜間(圖 3-4.4)。在白晝(6:00-17:00),水鹿和囓齒類的取食記錄各佔全日之 63% (n=128 張)和 0.3% (n=662 張)。由於櫟實堆的擺設皆於上午 10 點前完成,故白天活動較頻繁的掠食者,則會產生因優先取食所致的競爭效應,耗盡多數的擺置櫟實,而降低夜行性動物取食的機會。

有效相片資料亦顯示 2 類動物的取食行為不同,水鹿一般單次便於數分鐘之內將該櫟實堆取食完,然而囓齒類在整個夜間多次來回搬運櫟實,或有將櫟實埋藏於附近土層下的情況。此行為差異也將導致高估囓齒類動物 OI 值,這或許可以解釋其 OI 值為水鹿近 2 倍的原因,且隨月份而成倍數增加的情況,甚至於一月有高達 123.5 的記錄(表 3-4.2)。相較於自然掉落的櫟實,人為櫟實堆對於動物應該具有吸引效應,而使被拍攝到照片的頻度增加,但此效應應該又以囓齒類動物明顯。這或可部分解釋兩類動物於本研究的 OI 值遠高於前期數位相機資料,而且在沒有人為放置櫟實堆(但非青剛櫟結果高峰期)的情況下,水鹿的 OI 值為 18.4,遠高於小型齧齒類或食蟲類動物的 1.3(黃美秀等 2009)。

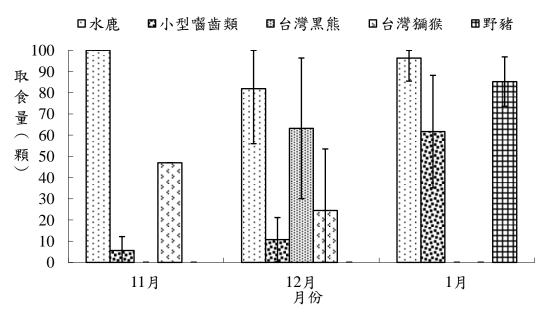


圖 3-4.3、2010 年 11 月至次年 1 月,大分地區採用自動相機拍攝到取 食人為擺放櫟實(100 顆一堆)的哺乳類掠食者,各月平均每天取食的 櫟實數量(誤差線為標準差)。

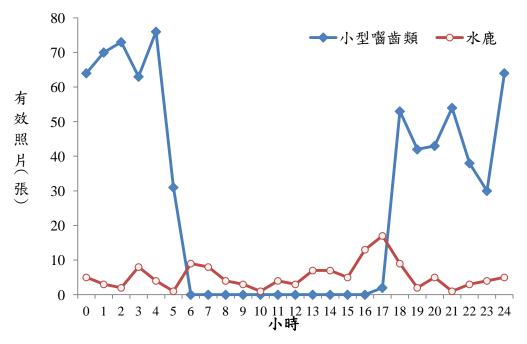


圖 3-4.4、2011 年 11 月至次年 1 月,自動照相機記錄青剛櫟掠食者(水鹿、小型囓齒類動物)取食人為擺放櫟實(一堆 100 顆)的時間變化。有效照片乃扣除 30 分鐘內連拍的照片。

表 3-4.3、2010 年 11 月至隔年 1 月,大分地區利用自動相機拍攝到取食人為擺放櫟實(100 顆一堆)的 6 種掠食者,各月的取食次數及每天的取食量。資料分析採用該日僅出現一種掠食者取食的資料。

	1	1月	12	2 月	1	月	Ź	總計
	取食	累計取	取食	累計取	取食	累計取	取食	累計取
	次數(%)	食量(%)	次數(%)	食量(%)	次數(%)	食量(%)	次數(%)	食量(%)
n(樣站*天數)	]	140		210	]	124		474
水鹿	12 (66.7)	1200 (94.1)	55 (48.7)	4504 (79.5)	54 (54.5)	5200 (64.9)	121 (52.6)	10904 (72.9)
野豬	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	4 (4)	341 (4.3)	4 (1.7)	341 (2.3)
台灣黑熊	0 (0)	0 (0)	10 (8.8)	632 (11.1)	0 (0)	0 (0)	10 (4.3)	632 (4.2)
台灣獼猴	1 (5.6)	47 (3.7)	2 (1.7)	49 (0.9)	0 (0)	0 (0)	3 (1.3)	96 (0.6)
小型囓齒類	5 (27.8)	28 (2.2)	45 (39.8)	483 (8.5)	40 (40.4)	2466 (30.8)	90 (39.1)	2977 (19.9)
松鴉	0 (0)	0 (0)	1 (0.9)	1 (0.01)	1 (1)	1 (0.01)	2 (0.9)	2 (0.01)
總計	18	1275	113	5669	99	8008	230	14952

<sup>\*</sup>取食次數跟單次取食數量採計只有一種掠食者取食自動相機前擺設櫟實的資料,括號內為各種掠食者占該月總計之百分比(%)。

#### (5)掠食者的出現頻度與取食次數跟數量的關係

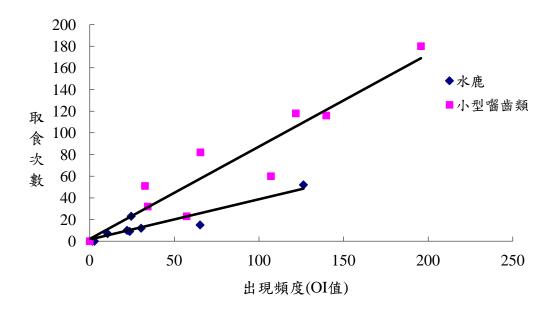
為了瞭解櫟實掠食者的出現頻度是否與取食次數跟數量有關,針對取食次數和數量皆超過 10%的掠食者,比較每個月每個樣區水鹿與小型囓齒類的取食櫟實次數與該物種的出現頻度的相關性。水鹿和小型囓齒類的取食次數與其出現頻度皆有顯著正相關(Pearson;水鹿,n=9,r²=0.923,P<0.001;小型囓齒類,n=9,r²=0.935,P<0.001)(圖 3-4.5a)。另水鹿與小型囓齒類的櫟實取食數量也皆與該物種的出現頻度達到顯著正相關(水鹿,n=9,r²=0.842,P=0.004;小型囓齒類,n=9,r²=0.842,P=0.004)(圖 3-4.5b)。也就是說,在動物出現頻度越高的地區,櫟實被取食的次數和數量也隨之增加。

#### (6)圍籬隔離試驗

在4組圍籬樣方內比較被掠食者取食總櫟實數量明顯呈現顯著差異(Kruskal-Wallis,n=192,H=82.1,P<0.001),進一步利用 Dunn 法進行事後比較4組圍籬樣方間差異,顯示 CL 組與其他3組圍籬樣方(OP 組、NSMP 組、NLMP 組)呈顯著差異,另外3組開放給動物進出的圍籬間則無顯著差異。此代表掠食者對於地面櫟實取食效應非常顯著,然而在兩種不同體型大小的掠食者間取食櫟實量非常接近,不過細部檢視大型掠食者對於櫟實的取食量略高於小型囓齒類動物。

研究期間圍籬樣方內被掠食者取食比例為 40%,共有 21,767 顆被掠食者所取食。扣除部分 NLMP 組圍籬在實驗期間被大型動物破壞進入取食 2,274 顆跟 CL 組腐爛的 295 顆櫟實之外,在 3 組開放不同動物進出的圍籬樣方間被取食的數量都以 OP 組最高,有 46%的比例被動物所取食,總共取食 8,696 顆櫟實,平均每次取食顆數為 14 顆;次高的圍籬樣方是 NSMP 組,被大型掠食者取食比例為 32%,總共 6,018 顆,平均每次取食顆數為 9 顆;而被取食量最低的圍籬樣方是 NLMP 組,被小型囓齒類取食 29%,總共 4,779 顆,平均每次取食顆數為 9 顆(圖 3-4.6)。

# (a)次數



# (b)數量

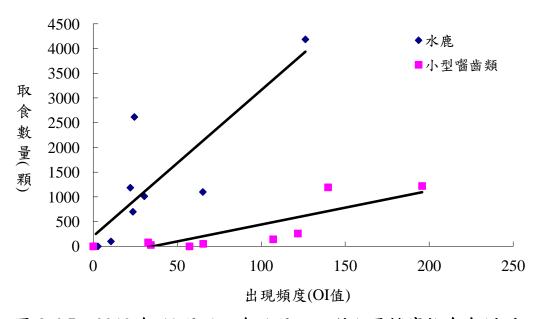


圖 3-4.5、2010 年 11 月至隔年 1 月, 兩種主要櫟實掠食者(水鹿、小型囓齒類動物)於樣站的出現頻度(OI 值), 與該物種取食櫟實的次數(a)和數量(b)之關係。

在調查期間,圍籬樣方被取食比例最高的是在1月,佔該月的86%,總共被取食12,951 顆櫟實,各組圍籬樣站的平均取食數量OP組26顆、NSMP組20顆與NLMP組21顆;其次為12月,取食櫟實量占該月所擺放的32%,總共有6237顆櫟實被移除,各組圍籬樣站的平均取食數量OP組13顆、NSMP組6顆與NLMP組7顆;11月被動物取食的比例最少,僅為擺放櫟實量的13%,總共2579顆,各組圍籬樣站的平均取食數量OP組4顆、NSMP組4顆與NLMP組3顆(圖3-4.7)。

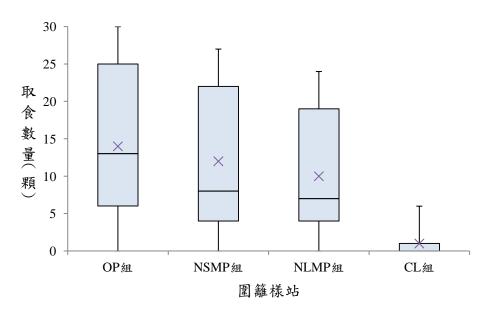


圖 3-4.6、2010 年 11 月至隔年 1 月,4 組可讓不同動物進出的圍籬樣方 (OP 組, n=635、NSMP 組, n=634、NLMP 組, n=556、CL 組, n=619),其內擺設櫟實 (n=30 顆)每天被取食的狀況。 盒型圖之上至下值分別為分布之 25%、50%、75%數值;◆為平均取食數量。OP 組為開放樣站、NSMP 組為隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站、CL 組為隔離片型哺乳動物掠食者圍籬樣站。

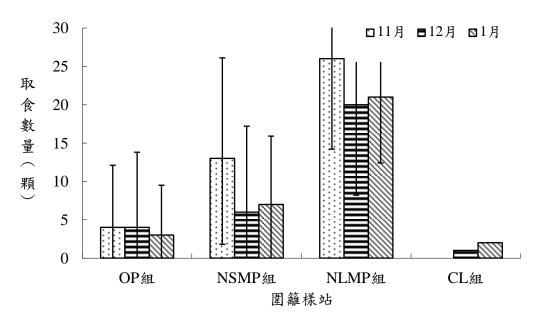


圖 3-4.7、2010 年 11 月至隔年 1 月,每個月內 3 組可讓動物進出的圍籬樣方被掠食者平均取食數量。OP 組為開放樣站、NSMP 組為隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站、NLMP 組為隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站、CL 組為隔離所有動物圍籬樣站。

#### (7)地面完整果密度與動物取食櫟實次數和數量的關係

在研究期間(2010年11月至隔年1月),將3個樣區周遭的種子陷阱內的完整櫟實量轉換成地面櫟實密度,作為代表在地面活動的櫟實掠食者食物可得度,則在研究期間地面完整櫟實密度為31.1顆/m²。每個樣區換算後的地面完整果密度以T7-1最多,為48.3顆/m²,次高樣區為T5,為24.6顆/m²,樣區T7-2的落果最少,地面完整果密度只有22顆/m²。而各個月的地面完整果密度變化,皆以皆以T7-1最高(圖3-4.8)。

根據相機拍攝紀錄,統計分析各櫟實掠食者的每月取食次數,與該樣區附近該月種子陷阱所收集的完整果密度,均未達顯著相關(Pearson;水鹿,n=9,  $r^2=-0.39$ , P=0.29; 小型囓齒類,n=9,  $r^2=-0.50$ , P=0.17; 台灣黑熊,n=9,  $r^2=0.28$ , P=0.47; 台灣野豬,n=9,  $r^2=-0.53$ , P=0.15; 台灣獼猴,n=9,  $r^2=0.01$ , P=0.975; 松鴉,n=9,  $r^2=-0.43$ , P=0.25)。顯示掠食者在大分地區掠食櫟實,不會受到各個樣區地面落果密度的多寡而影響。

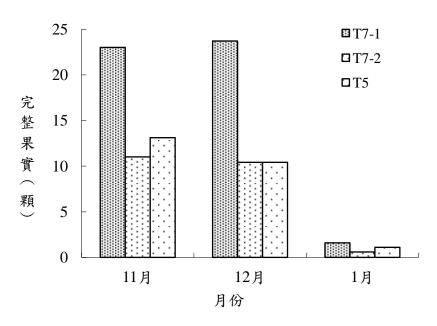


圖 3-4.8、2010 年 11 月至隔年 1 月,在 3 個樣區(T7-1、T7-2、T5) 於每個月份內地面平均青剛櫟完整果實數量。

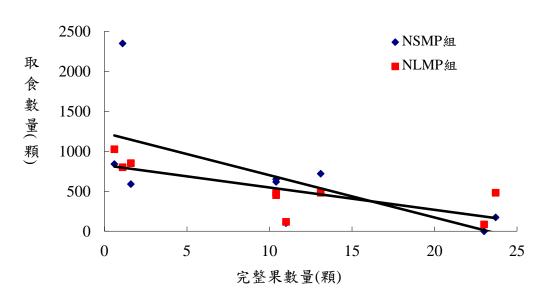


圖 3-4.9、2010 年 11 月至隔年 1 月,在 3 個樣區間每個月 NSMP 組與 NLMP 組內被掠食者取食的總櫟實數量跟該樣區該月的地面完整果實密度之關係。 NSMP 組為隔離小型哺乳動物掠食者圍籬樣站、 NLMP 組為隔離大型哺乳動物掠食者圍籬樣站。

檢視落果密度與每月自動相機前所被掠食者取食的累計數量間的關係,顯示在自動相機所記錄掠食者取食櫟實數量,與完整果密度也皆未達顯著相關(Pearson; n=9, r²=-0.47, P=0.204)。不過,在圍籬樣站的各月取食數量上,該月落果密度與 NSMP 組和 NLMP 組分別達到顯著負相關(Pearson; NSMP組, n=9, r²=-0.663, P=0.05; NLMP組, n=9, r²=-0.764, P=0.016)(圖 3-4.9),顯示地面完整果密度越低時,兩組圍籬樣站內櫟實的取食數量也就越高,但在 OP組則未達顯著相關(Pearson; r²=-0.489, P=0.181)。在 11 月與 12 月期間每組圍籬樣站周遭完整果密度較高,導致 NSMP組和 NLMP組內的櫟實被取食的數量減少,而呈現負相關的趨勢。但掠食者於 OP組進出不受圍籬限制,移除量都比其他兩組高且未達到顯著相關。

## 二、青剛櫟幼苗存活監測

調查期間在 4 個樣站內觀察青剛櫟幼苗 103 裸,另有幼木 12 裸,總共 115 裸。有 65 裸幼苗是從 2009 年 12 月開始監測(第一階段),另外有 38 裸幼苗是在後續的調查中,陸續在各個樣站發現新萌發的(第二階段)。

第一階段幼苗於 2010 年 4 月設置圍籬後,經過 19 個月之後,原圍籬內的 18 棵尚有 10 棵存活,存活率 56%,平均存活時間為 13 個月(SD=7),原圍籬外的 31 棵則僅剩 3 棵,存活率僅 10%,平均存活時間為 8 個月(SD=5)(圖 3-4.10)。青剛櫟幼苗於圍籬內的存活數量和存活時間皆顯著高於圍籬外(Chi-square,n=49, $\chi^2=7.364$ ,,P=0.007;Kaplan-Meier;n=49, $\chi^2=6.19$ ,P=0.01)。

第二階段監測的新生幼苗(n=38),為當季剛萌芽的新幼苗,各月萌芽的幼苗變化以2010年2月最多,為該年發現的新生苗的61%(圖 3-4.11)。除了該年12月沒有記錄到幼苗新生之外,其餘月份都有記錄到零星的青剛櫟幼苗萌芽,顯示櫟實只要處於合適的發芽條件下,幾乎全年都可以發芽長成新個體。這些新生苗於2011年10月複查時只剩下7棵,圍籬內有5棵,存活率13%;圍籬外有2棵,存活率5.3%。

就青剛櫟苗木來看,圍籬內及外分別有3棵及9棵。調查結束時,圍籬內和外的苗木存活率分別為67%和34%,平均存活時間分別為14個月(SD=1.1)和11個月(SD=2.9)。

上述結果顯示不同階段的青剛櫟幼苗或苗木於圍籬內的存活率皆顯著高於圍籬外,顯示動物啃食和踐踏對於當地林下青剛櫟幼苗或苗木的影響。我們也發現圍籬內外幼苗的存活率的差異,隨著幼苗的年紀增加而遞減,推測可能應該與不同階段的幼苗,隨生長而根系和植株較為完善,故對於環境干擾的耐受性較高,具有較高的適存度。

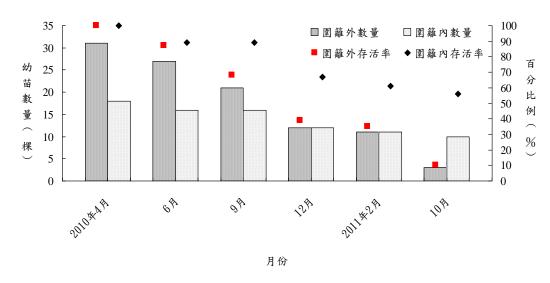


圖 3-4.10、從 2010 年 4 月至 2011 年 10 月,大分地區監測的 4 個 幼苗樣站內,圍籬內外幼苗存活數量與存活率變化。

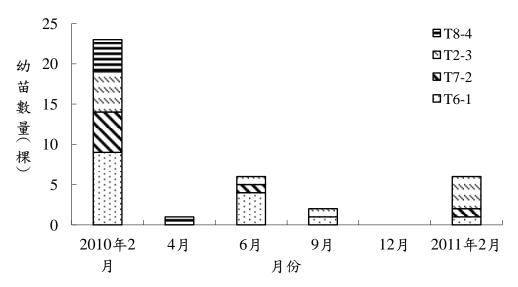


圖 3-4.11、從 2010 年 2 月至 2011 年 2 月,每次調查期間所發現每個樣區內新萌芽的青剛櫟幼苗數量變化。

相較於其他植物的果實,櫟實櫟樹的果實一般較大,內含有較高的脂肪、營養,對於動物而言櫟實是高消化率、高代謝率的食物資源,故擁有更高的取食價值。故在結果的期間,櫟實提供動物短時間大量食物的來源、滿足營養需求、減少尋找食物花費的時間跟提昇覓食效率(Johnson et al. 2009)。野生動物對於櫟實的依賴程度,遂顯示各層面上,從個體的生理變化,如體重、脂肪含量與存活率,到動物的行為變化,如遷移模式、活動時間,甚或族群的增變動皆會受到影響。

許多大型野生動物的活動範圍和活動時間皆受到櫟實產量的影響。當到了櫟樹結果的季節,野生動物如美洲黑熊(U. americanus)和白尾鹿(Odocoileus virginianus)會遷移至櫟實豐富度高的森林覓食。於櫟實產量豐年期間,白尾鹿會縮小活動範圍,集中在櫟實密度高的地區域附近覓食(McShea and Schwede 1993)。美洲黑熊不僅活動範圍會縮小,並且增加覓食時間,以便攝取更多的櫟實以儲備脂肪(McShea and Healy 2002)。與台灣黑熊相似,櫟實也是日本黑熊(U. t. japonicus)秋冬季的重要食物資源,當如果森林的櫟實產量不足,日本黑熊會遷移靠近人類活動範圍覓食,增加人熊衝突的機會(Huygens et al. 2003)。

種子掠食者種類繁多,從櫟實在母樹上開始發育,無脊椎動物的螞蟻和 象鼻蟲等各種昆蟲便開始寄生或取食果實,影響發育和跟造成死亡(Espelta et al. 2009)。果實成熟尚未掉落樹下前,樹棲型的哺乳動物和鳥類都會取食櫟實 (Darley-Hill and Johnson 1981),然這卻是本研究利用觀察法低估之處。故建 議或可使用自動照相機系統於樹冠上,以提高樹棲性櫟實掠食者的記錄,尤 其是夜行性動物如飛鼠類。

大型動物因體型之故,對於櫟實的需求量較高,掠食櫟實可能會導致櫟實數量大為減少。白尾鹿的研究顯示鹿隻會消耗全部櫟實產量的 30%,而且鹿隻長時間集中在一地區內覓食,也是造成地面的櫟實數量減少的主因 (McShea and Schwede 1993)。梅花鹿(*Cervus Nippon*)於秋季的胃內含物,也有高達 27%的櫟實(Weerasinghe and Takatsuki 1999)。

根據本研究自動照相機的記錄和圍籬試驗,記錄不同櫟實掠食者對於地面人為擺設青剛櫟堆的利用程度,顯示小型齧齒類動物(刺鼠為主))和水鹿為該地最主要的掠食者。

囓齒類動物對於櫟實的利用行為,在許多地區是造成果實死亡的主因,但部分的果實也會被動物帶走儲存,隨著老鼠在不同的棲地活動,被儲存的果實可能會有不同的存活率跟發芽率。例如,在中國東北,囓齒類掠食者移除將近 86%的果實數量(Sun et al. 2004);另在伊比利半島,圍籬實驗顯示動物的移除量高達 98%(Munoz and Bonal 2007)。本研究齧齒類對櫟實的取食或移除程度似乎沒有國外的研究數據高,我們懷疑這是否可能與樣區齧齒類密度偏低有關。

大分地區總共有四種偶蹄類動物,但僅記錄到水鹿與台灣野豬會移除地面的青剛櫟,另外山羌與台灣野山羊則沒有取食的記錄。其中水鹿是該地區OI值最高的偶蹄類動物,且OI值逐月增加。在之前的研究之中,在青剛櫟季水鹿的OI值亦會高於非青剛櫟季,在自動相機的監測下,水鹿亦是移除櫟實數量最多的動物,調查期間被水鹿移除的數量占了總共被移除的60.5%,而水鹿平均每次會移除掉90顆。水鹿在覓食的過程,主要是搜尋地面的落果,因此在調查過程中,發現只要水鹿發現到樣站內有櫟實,則會將大部分的櫟實移除才離開,

本研究僅記錄到 4 次台灣野豬取食櫟實的紀錄。雖然野豬跟水鹿一樣在 青剛櫟季期間的出現頻度會增高,也有增加夜間活動的頻度(林冠甫 2009)。 櫟實是高價值的食物資源,但有些研究指出在殼斗科森林中活動的野豬對於 櫟實的選擇度偏低(Elston and Hewitt 2010)。過去台灣野豬對於植物性食物資 源的資料,則缺乏殼斗科植物的觀察(吳幸如 1993)。野豬主要的食物來源是 為土攘層中的無脊椎動物如昆蟲、蚯蚓等,故推測野豬可能非青剛櫟櫟實的 主要掠食者。

在大分地區常見的的偶蹄類動物中,本研究並沒有記錄到台灣野山羊與山羌取食櫟實的行為。在自動相機的監測之中,曾觀察到山羌跨過樣站櫟實旁,但卻沒有停下來覓食櫟實;而拍攝到的山羊,則多是行走通過鏡頭前方。我們利用來自野外的圈養救傷個體(4隻山羌和1隻野山羊),並餵食青剛櫟,僅觀察到一隻山羌有取食的記錄。可謂台灣野山羊近親的中國鬣羚(Capricornis sumatraensis)有食用殼斗科植物茅栗(Castanea seguinii)和思茅櫧櫟(Quercus glandulifera)果實記錄(宋延齡等 2005)。日本鬣羚(Capricornis crispus)在秋冬季也會取食蒙古櫟的落果(Quercus mongolica),且當積雪覆蓋

未超過 10 cm 深時,仍會挖掘積雪以覓食櫟實(Ochiai 1999)。因此,我們推測山差和野山羊應該亦列為青剛櫟掠食者,唯櫟實對其重要可能不若其他動物明顯。

有別於其他偶蹄類動物,台灣黑熊具備良好的爬樹能力,在大分地區黑 熊常見樹上取食青剛櫟果實,故於結果季期間常見新鮮的折枝等(Hwang et al. 2002)。根據研究團隊多年於樣區的觀察經驗,我們推測黑熊對青剛櫟果實的 利用應該爬樹以取食為主,而非撿食掉落地上的櫟實。在實驗期間仍是記錄 到 29 次黑熊取食地面櫟實的記錄,此資料顯然會低估台灣黑熊對於櫟實的整 體取食量。

根據青剛櫟對於環境的適應特性,該植物屬於不休眠的樹種,因此櫟實 的壽命和發芽率取決於含水量多寡,未受干擾的櫟實內部含水量高,因此掉 落地面後容易發芽(林讚標 1995)。前人操作青剛櫟櫟實與幼苗的生長實驗, 在各種鬱閉度底下萌芽率都超過 80%,且未受干擾下幼苗的存活率都很高, 如果環境光照充足情況,幼苗生長速度會更加快速(張照群 2007)。由此可見, 青剛櫟的幼苗雖屬於耐陰性,但只要能夠躲避掠食者攻擊,若遇合適的環境 應該都可順利發芽。此似乎可以解釋每次複查都能夠陸續發現新生的幼苗。 青剛櫟櫟實的高適應性應足以克服環境的限制和干擾,但森林下的幼苗數量 卻十分稀少,顯示其他干擾因素對於幼苗更新的影響。本研究的幼苗圍籬試 驗顯示動物活動對於幼苗的負面效應,包括啃食和踐踏。在許多地區都發現 大型草食動物會抑制森林苗木生長,導致植物更新失敗,或加速演替速度 (Russell et al. 2001)。例如在美國德州的白尾鹿雖不會干擾櫟實萌芽,但顯著 抑制苗木的生長(Russell and Fowler 2004)。明尼蘇達州白尾鹿啃食的幼苗量 超過 60%以上,但是其他食草動物如兔子和田鼠的啃食量則只有 7.1%(Shea and Stange,1998)。相似的現象也發生在加拿大黑尾鹿和綿羊對於 Quercus garryana 生長干擾。這些研究案例突顯出大型草食獸,特別是鹿科動物對於 林下幼苗的掠食作用,嚴重干擾幼苗生長和植物社會的更新(Tremblay et al. 2007)。大分地區近年來草食獸動物族群量增加,故可推測動物啃食幼苗的情 況亦將加劇,從而影響植物社會的更新情況,值得持續關注。

# 第四章 結論及建議

#### 第一節 結論

玉山國家公園大分地區為瀕危台灣黑熊重要的棲息環境,持續第六年 監測青剛櫟果實產量豐富度顯示, Graves'修正指數和 30 秒內計數青剛櫟果 實指數於過去六年中,皆僅次於 2008 年和 2010 年。青剛櫟結果季期間, 台灣黑熊攀爬及利用青剛櫟果實所遺留的活動痕跡,與該年結果情況有密 切相關。

值青剛櫟盛產的 2008 年,遺傳樣本檢定出的 100 個基因型中,性別鑑定除 10 隻未知性別之外,雌、雄性分別為 46 和 44 隻,性別比未偏離 1:1。青剛櫟季及非青剛櫟結果季的情況亦是如此。若大地區的黑熊樣本具代表性,則此樣本族群性別比將可代表整個園區黑熊族群的性比結構。

動物取食大量的櫟實可視對植物是種瓶頸效應(bottle-neck effect),本研究依序追蹤樹上與地面櫟實跟幼苗被動物取食的比例,顯示櫟實未落地前被掠食者取食比例超過四分之一,當櫟實掉落地面後,被小型囓齒類動和大型哺乳動物取食或移除的壓力相當,其中前者主要為刺鼠,後者為水鹿。然這些動物對於人為放置櫟實的取食狀況,除了與放置的量有關之外,也與當地落果密度和掠食動物的出現頻度高有關,以提升個體的負食效率。

大分地區青剛櫟結果期間,櫟實提供許多野生動物季節性的優質食物來源,影響當地的動物豐富度。本研究結果與前期的資料(林冠甫 2009)類似,長期動植物互動的監測資料顯示,當台灣黑熊密度偏高時,有些偶蹄類動物如山羌和水鹿的豐富度似乎有降低的趨勢,顯示這些物種間微妙的關係,故推測台灣黑熊可能藉由掠食作用和改變獵物的覓食行為,而扮演族調控其他動物族群動態的重要角色。因此,持續而長期的研究目標物種與生態環境的關係,有助於釐清這些複雜的生態關係,從而提供的經營管理所需的正確資訊。

### 第二節 建議

一、台灣黑熊的活動廣泛,食物資源的相對豐富度和於地景上的分布情況會 影響動物的覓食和活動。因此,除了大分地區的青剛櫟森林之外,其他重 要資源如殼斗科植物和偶蹄類動物的進一步釐定,以及這些資源於國家公 園及鄰近地區的分布情況和豐度監測,對於台灣黑熊之保育和經營管理的 效能提升,亦為未來重要的研究和監測項目。

此外,熊科動物的季節性移動會受到不斷變化的食物資源條件(包括豐富度及分布)影響,為估算園區台灣黑熊的族群數量,以及加強對族群動態的瞭解,建議應該進一步透過遺傳採樣及無線電追蹤的技術應用,以深入探究活動於大分地區的黑熊個體的實際活動範圍和季節性移動模式,掌握這些個體在時間上和空間上相對於國家公園範圍和位置的分布情況,或是源自國家公園內或外圍地域的資料,以期充分瞭解大分地區或整個國家公園的黑熊族群數量和動態。

二、今年東部園區的鄰近部落有民眾因誤捕台灣黑熊,而為熊所傷,造成社區民眾的恐慌。此情況往往會提升人們對台灣黑熊的負面態度,同時也會影響其對管理單位對瀕危物種的保育成效,以及經營管理能力的信賴度。故強烈建議管理單位應該加強於台灣黑熊棲息內和鄰近地區的保育宣導,重視人熊衝突事件。哪怕此多是偶發狀況,但皆應該即時處理,以降低衝突可能延伸的負面效應,並提升社區支持和重視瀕危物種保育的承諾。

另有鑑於近年來在東部園區,步道上目擊台灣黑熊的機會漸趨頻繁,然由於多數民眾對於台灣黑熊仍存諸多誤解,故建議管理單位積極提升處理人熊衝突的應變能力,並加強園區內台灣黑熊的保育教育的持續宣導,以期減少人熊衝突發生的可能性和程度,並保障遊客安全。人熊衝突的保育教育宣導屬積極的防範措施,為建立管理單位、保育目標物種(台灣黑熊)和民眾「三贏」的必要經營管理行動。

三、大分地區青剛櫟盛產時,會吸引高密度的黑熊聚集此區活動,此區為重要的棲息地。在經營管理上,建議需注意或限制遊客於此區的承載量和

行為活動,或不必要的人為干擾,尤其是青剛櫟結果期間,以降低可能 對於動物造成的干擾。

四、大分地區為國內目前唯一長期研究台灣黑熊生態習性,以及監測秋冬季野生動物重要食物資源(青剛櫟)櫟實產量的樣區,氣象因子遂為影響當地環境和結果物候的重要因素。自去年起,管理處於此處設置氣象站,為提供當地氣象資料的唯一來源,但可能礙於地處偏遠,資料收集時有不完整,建議管理單位定期維繫管理和下載資料,以利建立該地區完整的氣象資料庫。

## 謝誌

本研究承蒙內政部營建署玉山國家公園管理處長期提供經費補助及各項行政上的協助,以及許富雄、楊吉宗委員對於本研究提供諸多寶貴建議。野外繁重調查工作特別感謝黃建陸、蔡榕、陳邦光、李彩玉、高嘉孜、朱汶偵、林志忠、陳長泉、潘怡如、楊富強、段玉祥、林育秀、陳愉佑、陳淑梅、黃俊維、楊宗憲、李圓恩、毛威仁、呂家麒、陳昱斌、李香秀、秦庭娓、陳昇衛、賴智恩、蔡蕙雯、陳正忠、魯增勇、黃鏗達等人熱情協助。此外亦感謝台灣大學朱有田副教授及其研究室研究生、台北市立動物園石芝菁,以及可文亞、朱有田博士、翁國精博士等人撥冗協助指導相關遺傳樣本的分析技術,以及資料的分析和詮釋。另感謝潘怡如小姐對種子陷阱所收集的成堆青剛櫟果實,進行持續的分類和分析。

# 附錄一、玉山國家公園管理處「玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況 評估研究(2/4)」委託研究計畫採購案評選會議紀錄

一、會議時間:100年1月20日下午15時30分

二、評選(審)地點:本處3樓第1會議室

三、主持人: 陳處長隆陞 記錄: 楊舜行

四、評選(審)單位及人員:

服務單位/機關	職稱	姓名	出席狀況
玉山國家公園管理處	處長(召集人)	陳隆陞	出席
玉山國家公園管理處	副處長	吳祥堅	缺席
玉山國家公園管理處	秘書	林文和	缺席
玉山國家公園管理處	課長	蘇志峰	出席
行政院農委會特有生物研究保 育中心	副主任	楊吉宗	出席
台灣哺乳動物學會	理事	張仕緯	出席

#### 五、列席單位及人員:

(一)本處本案工作小組:楊舜行(代表)

(二)參評廠商:

國立屏東科技大學: 黄教授美秀(主持人)

六、評選(選)會議議程報告:本處保育研究課(略)

#### 七、評選(審)委員會之組成、協助評選之人員及其工作事項:

- (一)本案評選(審)委員會計有6人,委員應到人數6人,實到人數4人,符合政府採購 法「採購評選委員會審議規則」第9條(略):「本委員會會議之決議,應有委員 總額二分之一以上出席」之規定,另出席委員中之外聘專家、學者實到2人, 亦符合同條項(略):「出席委員中之外聘專家、學者人數應至少二人,且不得少 於出席委員人數三分之一」之規定。準此,本次評選(審)委員出席已符合採購 法規定,依法召開評選(審)會會議。
- (二)本案依「採購評選委員會組織準則」成立評選(審)委員會,由本處保育研究課負責 評選(審)會組成、評選(審)方式說明、評選(審)統計、評選(審)紀錄等事宜,行 政室負責評選(審)會資格審查、100年1月4日辦理第1次公告限制性招標取得

玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究

書面報價及服務建議書,100年1月17日截止收件,計1家廠商(國立屏東科技大學)投標,100年1月17日上午10時30分召開開標及資格審查會議。

- (三)本案投標廠商,經查行政院公共工程委員會網站,非屬拒絕往來廠商。經檢查廠商投標文件,其將證件封及服務建議書乙式 10 份裝入封套密封,並於封套外部清楚標示採購標的名稱,符合投標須知第二十二項之規定。
- (四)經檢查證件封內證明文件數量、種類及服務建議書份數,廠商資格符合投標須知 第十九點「投標廠商資格條件及應備之證明文件」,並經與會人員確認。
- (五)經資格審查結果,國立屏東科技大學資格符合。
- (六)100 年 1 月 19 日召開本案評選(審)工作小組會議,就投標廠商之服務建議書擬具初審意見,並於 1 月 20 日本案評選(審)委員會議當場執交各委員參考。

#### 八、主持人介紹評選委員:

經會議主持人介紹評選(審)委員,並請委員出具評選(審)委員聲明書以及詢問評選(審)委員有無「採購評選委員會審議規則」第14條情形,參評廠商及會議出(列) 席者對全體委員資格無異議。

九、本案評選(審)評比表由主辦單位編號,並請評選(審)委員隨機抽取。

#### 十、評選(審)方式說明:

- (一)廠商之評分平均達 80 分且半數(含)以上之評選(審)委員評分達 80 分者為合格【評選(審)總分為 100 分】,評選(審)不合格者不列入序位排列。經評選(審)委員會評定不合格者,不得參與議價(約)。對於廠商評分總分達 90 分以上及 70 分以下者,請評選(審)委員於評選(審)委員意見欄位內敘明理由。
- (二)個別評選(審)委員對合格廠商之評分按高低順序轉換評定序位(1、2、3...),將各合格投標廠商之序位予以加總,其加總數由小至大排列即為評選(審)之優先順序(即序位加總最小者為第一優先,依此類推)。若評選(審)結果所有參與評選(審)廠商均不得作為協商及議價對象時,則由評選(審)會主持人宣布廢標,重新辦理招標作業。
- (三)本案評選(審)結果均需評選(審)委員會過半數之同意,並簽報處長或其授權人核定後,依優勝順序作為議價排序。
- (四)參照最有利標評選辦法第 10 條第 3 項規定「簡報不得更改廠商投標文件內容。廠商另外提出變更或補充資料者,該資料應不納入評選。」。

#### 十二、確定答詢時間:

召集人徵得所有評選(審)委員及參評廠商同意,簡報時間以20分鐘為限,答 詢時間以15分鐘為限,並採取統問統答方式進行,且委員詢問時間不計入答詢時 間。評選(審)過程紀要:

- (一)檢閱參評廠商出席證明。
- (二)參評廠商對本案委員資格及評選(審)方式無異議。
- (三)本案參評廠商抽籤決定簡報順位,僅1家參評廠商,直接辦理簡報。
- (四)參評廠商簡報在20分鐘內完成。
- (五)委員提出問題及建議,廠商答詢在15分鐘內完成(廠商答詢後離席)。
- (六)委員評選(審)。
- (七)主席宣佈評選(審)結果。

#### 十三、委員要求納入紀錄之意見:

- (一)痕跡調查(穿越線)增加長度是由本年度開始否?若加長時宜考慮以後之比較分析。
- (二)種子掠食者設 15 個樣點(plots),但相機只有 10 台,如何分配,請作補充說明。另 對於樹上掠食者的情形可否有納入評估。
- (三)圍籬試驗與種子掠食者試驗是否重複在同一地或分開?請說明。
- (四)引子(primer)是否可鑑定到台灣黑熊之個體差異,而與季節性的波動有無直接關連性,請說明。
- (五)台灣黑熊族群與青剛櫟的結果量,二者關係何在?有無量化數據?是否可有每年 族群的數據統計?
- (六)青剛櫟取 100 棵的目的何在?有無統計上的意義及代表性?
- (七)計書緣起及目的章節中,分項說明請加標明項次如(一)、(二)、(三)等。
- (八)建議以一章節說明 99 年的研究成果,並分析過往資料完整與不足之處,再提出第 2 年計畫預計工作的方向與內容,才能看出計畫工作的重要性與必要性,有助 於延續性計畫在預期成果的效益。
- (九)經費計算以仟元為單位,因而造成有小數點以下3位的情形,建議改為元為單位, 較能顯現經費概況。
- (十)本案如獲得標,請依上述評選意見,修正計畫建議書。

#### 十四、評選(審)結果:

玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究

- (一)各出席評選(審)委員所核給參與評選(審)廠商,得總分皆超過80分,且經評選(審) 委員會過半數之決定,1號廠商<u>國立屏東科技大學</u>經評選(審)結果,平均得分85.5 分最高,取得優先議價權。
- (二)本案之評選(審)評比表及評選(審)總表密封後併本紀錄存檔。

十五、散會:16時20分。

# 對於審查意見與會議決之回應與辦理情形

- (一) 痕跡調查穿越線長度,與前期一致。
- (二)將從其他單位借用不足的相機,每個樣點一台。樹上掠食者則以觀察法調查。圍 籬試驗與種子掠食者試驗是在同一個樣區進行,但是設計上為獨立進行。
- (三)根據文獻,此引子(primer)乃針對台灣黑熊開發,可鑑定到台灣黑熊之個體差異。 與季節性之關連則為本計畫之研究問題。黑熊族群數量資料目前僅有利用 2008 年青剛櫟季在大分地區收集的排遺,分析出 100 隻個體。從大分地區歷年的青剛 櫟豐度及熊痕跡年度調查資料來看,似乎有結果量越多,熊痕跡豐富度越多的趨勢,但大尺度其他區域的食物資源豐富度變化也可能影響黑熊利用大分地區的青剛櫟狀況。
- (四)擺設 100 顆青剛櫟主要目的為吸引動物前來覓食,利用自動相機拍攝確定會覓食 青剛櫟之地面掠食者,此數量為研究者參考國外研究後所判斷。
- (五) 遵照辦理
- (六) 遵照辦理
- (七) 遵照辦理
- (八)遵照辦理

# 附錄二、「玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(2/4)」委託研究計畫期中審查會議紀錄

一、時間:中華民國99年7月7日(星期四)下午14時整

二、地點:本處3樓第1會議室

三、主持人:游處長登良 記錄:賴佳儀

四、審查委員及列席者:詳附件

五、列席單位及人員:

本案受託單位及人員:國立屏東科技大學黃教授美秀(主持人)、何冠助

六、受託機構(國立屏東科技大學黃教授美秀)簡報:(略)

#### 七、審查意見:

- (一) 本計畫不只涉及熊之研究,尚包括其與森林環境之互動關係,所採用的調查方法 以及其可能成果也相當豐碩,且資訊收集廣泛頗受肯定。
- (二)性別鑑定為重要工作項目之一,雖然目前尚未完成技術開發,但有其重要性存在,由於排遺取得較血液容易,期待將來能以分析排遺作為目標。
- (三) 針對目視法(Graves'修正指數、30 秒計數)及種子陷阱之三種青剛櫟的量化資料, 建議統合比較其相關性並探討年間變化。
- (四)建議能更進一步探討黑熊所食用青剛櫟痕跡與種子物候之調查資訊的關聯性;在 黑熊痕跡之呈現,建議能增加樹木總數痕跡比例的資訊,以利日後相關評估應 用。
- (五) 黑熊性別分析上,其 ZF 與 SRY 之引子所得片段較小,可再評估其他合宜引子或 在技術上克服其解析;而在遺傳分析上,期望能考量不同年度取用的樣本數,並 嘗試估算大分地區所活動的黑熊數量以及不同年度重複率。
- (六)潛在獵食者之分析,除了地面活動者之外,能否有其他位置之利用資訊的收集, 請主持人再評估。
- (七) 99 年遺傳分析實驗設計 SE47 及 SE48 兩種引子作為性別分類,與 100 年採用 Page's et al(2009) ZF 與 SRY 有何不同,請說明。
- (八) 在黑熊活動痕跡調查中,為何 1Km 內熊痕跡單位數量較 1km 內熊爪痕樹的棵樹較少?請說明,以及有無熊痕跡出現頻度之算法,請予詳細說明。
- (九) 遺傳分析資料方面,99 年已分析 97 年度收集排遺樣本,期望今年期末時,能再予以分析 98 及 99 年度收集排遺樣本,然而八年總研究計劃恐受限於經費及材料不足,應對排遺樣本分析量有所限縮,建議為採 97~101 年之樣本分析即可。

玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究

(十)本報告未將評選會議之意見列表納入該報告書之附錄中,建請補充修正之。並請將 上述審查意見及辦理情形製表納入期末報告書之附錄中。

#### 八、審查結論:

- (一)審查會議經出席委員之審查及本處業務單位之查核,本計畫之工作進度及項目,與 委託研究計畫契約書所訂相符,期中審查通過。請依契約書之規定,辦理款撥付 事宜。
- (二)請計畫執行單位就審查意見,於契約書工作要求範圍內作必要之補充及修正,並就 上述各項意見提出對應之處理情形,列表納入期末報告書之附錄中。
- (三) 另請受託單位提供適當台灣黑熊照片,供作本處發布新聞稿,以利於台灣黑熊保 育成果推廣。

#### 九、散會

## 對於審查意見與會議決之回應與辦理情形

- (一) 遵照辦理
- (二) 目前已利用黑熊排遺成功鑑定出性別。
- (三) 遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。
- (四) 遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。黑熊痕跡之呈現,目前僅能以調查櫟實豐富度之樣樹(n=346)數量作總痕跡比例
- (五) 遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。
- (六) 遵照辦理。
- (七) 遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。Pagès et al. (2009)的 MP-ZF 引子的擴大之長度為 144bp;MP-SRY 引子擴大之長度為 115bp,適合作為排遺及毛髮一類非入侵性採樣法的樣本上。此實驗之引子(primer)專門為熊科動物所設計的兩組性別鑑定引子,具有專一性,可將錯誤率減至為最低。
- (八) 熊痕跡單位數量是將5公尺內所有熊痕跡當為一筆資料,故比計數熊爪痕樹的資料較少。遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。
- (九) 遵照辦理。
- (十) 遵照辦理。

# 附錄三、「玉山國家公園台灣黑熊族群生態及遺傳狀況評估研究(2/4)」委 託研究計畫期末審查會議紀錄

一、時間:中華民國 100 年 12 月 12 日(星期一)下午 14 時 00 分

二、地點:本處3樓第1會議室

三、主持人:吳副處長祥堅

#### 四、列席單位及人員:

- (一)本案受託單位及人員:國立屏東科技大學黃教授美秀(主持人)、何冠助
- (二)本處參加人員:詳簽到簿影本、賴技士佳儀(記錄)

六、委託機構(國立屏東科技大學黃教授美秀)簡報:(略)

#### 七、審查意見:

#### 楊副主任吉宗:

- (一)本研究為第二年學術研究有豐富成果,但內文中於遺傳分析之性別鑑定成功率部份, 官清楚標明單位,以利後續者引用。
- (二)關於自動相機之 OI 值(出現頻度)其 12 月份時黑熊出現率高,而水鹿及山羌出現相對較低,其原因可於成果報告書敘明。
- (三)報告書之建議事項宜列入重要施政之參考。(例如對鄰近重要資源分布情況和監測 列入未來研究範圍)

#### 許教授富雄:

- (一)建議各圖表資料呈現宜盡量詳盡。(例如圖標宜使用黑白可分辨之圖樣;各圖之樣本數、SD(標準差)的資訊能呈現其較能比較各樣區之間差異性並校對與內文是否相符)
- (二)表 3-2.1 之部份樣線 1km 的痕跡單位數量大於有爪痕樹之棵樹,宜於內文作說明。 (如 T8 及 DN 樣帶)
- (三)報告中分析基因型與 OI 值的相關性, 宜對採用之基因型作詳確之說明與定義。
- (四)圖 3-4.5 及 3-4.6 分別為小型囓齒類及水鹿之 OI 值較高,其相關性宜加以解釋說明其差異。
- (五)櫟實被取食實驗宜納入 CL 組(控制組)的資料以作呈現比較。
- (六)青剛櫟之幼苗死亡與萌芽宜就觀察樣本與數量的變化來呈現,以利數據資料表現。 蘇課長志峰:
- (一)穿越線(樣線)內之樹木其數量建議於報告書內呈現,以了解樣線內樹木密度與熊痕 跡數量關係。

#### 八、審查結論:

- (一)本報告未將評選會議、期中審查會議之審查意見列表納入該報告書之附錄中,建請補充修正之,並請將上述審查意見及辦理情形製表納入期末報告書之附錄中。
- (二)審查會議經出席委員之審查及本處業務單位之查核,本計畫之工作進度及項目, 與委託研究計畫契約書所訂相符,期末審查通過。請依各委員之意見修正報告書,將期末審查會議之審查意見及辦理情形,製表納入報告書之附錄中。
- (三)依照本處結案報告所提供相關封面及範例等格式內容,製作與撰寫正式報告書,並依契約書之規定,函送正式報告書與全文電腦檔光碟 10 份(含依「國家公園學報稿約格式」之論文 1 篇),連同各期款的經費核銷資料(詳如契約書之附件 1),送本處審查後辦理結案、撥付餘款相關事宜。

#### 九、受託單位建議事項

- (一)邇來關於台灣黑熊出沒於低海拔甚至人類耕作區,進而傳出黑熊攻擊人類事件, 導致民眾對於台灣黑熊的刻板印象或莫名的『恐熊症』,其根源為對黑熊不瞭解。 此誤解將阻礙保育瀕危物種台灣黑熊的業務推展,需加強周邊社區對台灣黑熊教育宣導。
- (二)大分地區氣相資料因蒐集儀器故障無法取得半年相關資訊,請相關單位予以協助處理。

十、散會

## 對於審查意見與會議決之回應與辦理情形

#### 楊副主任吉宗:

- (一)遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。
- (二)遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。熊痕跡單位數量是將 5 公尺內所有熊痕跡當為一筆資料,故比計數熊爪痕樹的資料較少。
- (三)遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。

#### 許教授富雄:

- (一)遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。
- (二)熊痕跡單位數量是將 5 公尺內所有熊痕跡當為一筆資料,故比 1km 內熊爪痕樹的 棵樹較少。遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。
- (三)遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。
- (四)遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。

- (五)遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。
- (六)遵照辦理,將於期末成果報告中提出補充說明。

## 蘇課長志峰:

(一)目前並沒有統計各條穿越線上青剛櫟樹木的總數量,所以無法提供樹木密度與熊 痕跡數量關係之資料,將增列為後期計畫的作項目。

# 參考書目

- Abrahamson, W. G., and J. N. Layne. 2002. Relation of ramet size to acorn production in five oak species of xeric upland habitats in south-central Florida. American Journal of Botany 89:124-131.
- Abrahamson, W. G., and J. N. Layne. 2003. Long-term patterns of acorn production for five oak species in xeric Florida uplands. Ecology 84:2476-2492.
- Beguin, J., M. Prevost, D. Pothier, and S. D. Co te. 2009. Establishment of natural regeneration under severe browsing pressure from white-tailed deer after group seed-tree cutting with scarification on Anticosti Island. Canadian Journal of Forest Research 39:596-605.
- Calvino-Cancela, M. 2007. Seed and microsite limitations of recruitment and the impacts of post-dispersal seed predation at the within population level. Plant Ecology 192:35-44.
- Chu, J. H., Y. S. Lin, and H. Y. Wu. 2006. Applicability of non-invasive sampling in population genetic study of Taiwanese Macaques (*Macaca cyclopis*). Taiwania 51:258-265.
- Costello, C. M., D. E. Jones, R. M. Inman, K. H. Inman, B. C. Thompson, and H.B. Quigley. 2003. Relationship of variable mast production to american black bear reproductive parameters in New Mexico. Ursus 14:1-16.
- Darley-Hill, S., and W. C. Johnson. 1981. Acorn dispersal by the blue jay (*Cyanocitta cristata*). Oecologia 50:231-232.
- DeMattia, E., B. Rathcke, L. Curran, R. Aguilar, and O. Vargas. 2005. Effects of Small Rodent and Large Mammal Exclusion on Seedling Recruitment in Costa Rica. Biotropica 38:196-202.
- Egbert, A. L., and A. W. Stokes. 1976. The social behaviour of brown bear on an Alaskan salmon stream. Bears: Their Biology and Management 3:41-56.
- Eiler, J. H., W. G. Wathen, and M. R. Pelton. 1989. Reproduction in black bears in the Southern Appalachian Mountains. The Journal of Wildlife Management 53:353-360.
- Elkinton, J. S., W. M. Healy, J. P. Buonaccorsi, G. H. Boettner, A. M. Hazzard, and H. R. Smith. 1996. Interactions among gypsy moths, white-footed mice, and acorns. Ecology 77:2332-2342.

- Elston, J. J., and D. G. Hewitt. 2010. Intake of Mast By Wildlife in Texas and the Potential for Competition with Wild Boars. The Southwestern Naturalist 55:57-66.
- Espelta, J. M., P. Cortes, R. Molowny-Horas, and J. Retana. 2009. Acorn crop size and pre-dispersal predation determine inter-specific differences in the recruitment of co-occurring oaks. Oecologia 161:559-568.
- Forget, P.-M., J. E. Lambert, P. E. Hulme, and S. B. V. Wall. 2005. Seed fate: predation, dispersal, and seedling establishment.
- Frankham, R., J. D. Ballou, and D. A. Briscoe. 2002. Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 617pp.
- Garshelis, D. L. 2006. On the allure of noninvasive genetic sampling putting a face to the name. Ursus 17:109-123.
- Garshelis, D. L. 2009. Family Ursidae (bears). Pages 448-497 in D. E. Wilson, and R. A. Mittermeier, eds. Handbook of the Mammals of the World. Volume 1: Carnivores. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Garshelis, D. L., and K. V. Noyce. 2008. Seeing the world through the nose of a bear Diversity of foods fosters behavioral and demographic stability. Page 139-163 in T.E. Fulbright, D. G. Hewitt, eds. Wildlife science: linking ecological theory and management applications. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Garshelis, D. L., and M. R. Pelton. 1981. Movements of black bears in the Great Smoky Mountains National Park. The Journal of Wildlife Management 45:912-925.
- Garshelis, D. L., H. Wang, D. J. Wang, X. J. Zhu, S. Li, and W. J. McShea. 2008. Do revised giant panda population estimates aid in their conservation? Ursus 19:168-176.
- Goodrum, P. D., V. H. Reid, and C. E. Boyd. 1971. Acorn Yields, Characteristics, and Management Criteria of Oaks for Wildlife. The Journal of Wildlife Management 35:520-532.
- Goossens, B., and M. Bruford. 2009. Non-invasive genetic analysis in conservation. Pages 167-201 in G. Bertorelle, M. W. Bruford, H. C. Hauffe, A. Rizzoli, C. Vernesi, editors. Cambridge University Press, New York, USA.
- Goudet, J. 1995. FSTAT (version 1.2): a computer program to calculate F-statistics. Journal of Heredity 86:485-486.

- Greenberg, C. H. 2000. Individual variation in acorn production by five species of southern Appalachian oaks. Forest Ecology and Management 132:199-210.
- Greenberg, C. H., and B. R. Parresol. 2002. Dynamics of acorn production by five species of Southern Appalachian oaks. Pages 149-172 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Haas, J. P., and E. J. Heske. 2005. Experimental study of the effects of mammalian acorn predators on red oak acorn survival and germination. Journal of Mammalogy 86:1015-1021.
- Hashimoto, Y., M. Kaji, H. Sawada, and S. Takatsuki. 2003. Five-year study on the autumn food habits of the Asiatic black bear in relation to nut production. Ecological Research 18:485-492.
- Hung, C. M., S. H. Li, and L. L. Lee. 2004. Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial organisation of otters (*Lutra lutra*) along two stream systems in Kinmen. Animal Conservation 7:301-311.
- Huygens, O. C., T. Miyashita, B. Dahle, M. Carr, S. Izumiyama, T. Sugawara, and H. Hayashi. 2003. Diet and feeding habits of Asiatic black bears in the Northern Japanese Alps. Ursus:236-245.
- Hwang, M. H. 2003. Ecology of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus formosanus*) and people-bear interactions in Yushan National Park, Taiwan. Dissertation, University of Minnesota, Twin Cities, Minnesota.
- Hwang, M. H., and D. L. Garshelis. 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. Journal of Zoology 271:203-209.
- Hwang, M. H., and Y. Wang. 2006. The status and management of Asiatic black bears in Taiwan. Pages 107-110 in K. e. a. Yamazaki, ed. Understanding Asian Bears to Secure Their Future. Japan Bear Network Press, Japan.
- Hwang, M. H., D. L. Garshelis, and Y. Wang. 2002. Diets of Asiatic black bears in Taiwan, with methodological and geographical comparisons. Ursus 13:111-125.
- Hwang, M.-H., D. L. Garshelis, Y.-H. Wu, and Y. Wang. 2010. Home ranges of Asiatic black bears in the Central Mountains of Taiwan: Gauging whether a reserve is big enough. Ursus 21:81-96.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Vesion 2009.1.

- <www.iucnredlist.org>. Accessed 1July 2009.
- Johnson, P. S., S. R. Shifley, and R. Rogers. 2009. The ecology and silviculture of oaks. CABI publishing, Cambridge, MA.
- Kalinowski, S. T., M. L. Taper, and T. C. Marshall. 2007. Revising how the computer program CERVUS accommodates genotyping error increases success in paternity assignment. Molecular Ecology 16:1099-1106.
- Kennedy, P. G. 2005. Post-dispersal seed predation varies by habitat not acorn size for Quercus chrysolepis (Fagaceae) and Lithocarpus densiflora (Fagaceae) in central coastal California. Madrono 52:30-34.
- Kirkpatrick, R. L., and P. J. Pekins. 2002. Nutritional value of acorns for wildlife. Pages 173-181 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Kitamura, S., T. Yumoto, P. Poonswad, S. Suzuki, and P. Wohandee. 2008. Rare seed-predating mammals determine seed fate of Canarium euphyllum, a large-seeded tree species in a moist evergreen forest, Thailand. Ecological Research 23:169-177.
- Koenig, W. D., and J. M. H. Knops. 2002. The behavioral ecology of masting in oaks. Pages 129-148 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Koenig, W. D., and J. M. H. Knops. 2005. The mystery of masting in trees. American Scientist 93:340-347.
- Koenig, W. D., J. M. H. Knops, W. J. Carmen, M. T. Stanback, and R. L. Mumme. 1994. Estimating acorn crops using visual surveys. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere 24:2105-2112.
- Koenig, W. D., J. M. H. Knops, W. J. Carmen, M. T. Stanback, and R. L. Mumme. 1996. Acorn production by oaks in central coastal California: influence of weather at three levels. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere 26:1677-1683.
- Kohn, M. H., E. C. York, D. A. Kamradt, G. Haugt, R. M. Sauvajot, and R. K. Wayne. 1999. Estimating population size by genotyping faeces. Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences 266:657-663.
- Kohn, M., F. Knauer, A. Stoffella, W. Schroder, and S. Paabo. 1995. Conservation

- genetics of the European brown bear-a study using excremental PCR of nuclear and mitochondrial sequences. Molecular Ecology 4:95-103.
- Layne, J. N., and W. G. Abrahamson. 2004. Long-term trends in annual reproductive output of the scrub hickory: Factors influencing variation in size of nut crop. American Journal of Botany 91:1378-1386.
- Leiva, M. J., and R. Fernandez-Ales. 2003. Post-dispersive losses of acorns from Mediterranean savannah-like forests and shrublands. Forest ecology and management 176:265-271.
- Long, R. A., P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray. 2008. Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press, Washington, DC, 385pp.
- MacKay, P., D. A. Smith, R. A. Long, and M. Parker. 2008a. Scat detection dogs. Pages 141-182 in R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray, eds. Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press, Washington, DC.
- MacKay, P., W. J. Zielinski, R. A. Long, and J. C. Ray. 2008b. Noninvase research and carnivore conservation. Pages 1-7 in R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski, and J. C. Ray, eds. Noninvasive survey methods for carnivores. Island Press, Washington, DC.
- Mattson, D. J. 1998. Diet and morphology of extant and recently extinct northern bears. Ursus 10:479-496.
- McDonald, J. E., and T. K. Fuller. 2005. Effects of spring acorn availability on black bear diet, milk composition, and cub survival. Journal of Mammalogy 86:1022-1028.
- MacDougall, A. S., A. Duwyn, and N. T. Jones. 2010. Consumer-based limitations drive oak recruitment failure. Ecology 91:2092-2099.
- McShea, W. J. 2000. The influence of acorn crops on annual variation in rodent and bird populations. Ecology 81:228-238.
- McShea, W. J., and G. Schwede. 1993. Variable acorn crops: responses of white-tailed deer and other mast consumers. Journal of Mammalogy 74:999-1006.
- McShea, W. J., and W. M. Healy. 2002. Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- McShea, W. J., W. M. Healy, P. Devers, T. Fearer, F. H. Koch, D. Stauffer, and J. Waldon. 2007. Forestry matters: Decline of oaks will impact wildlife in

- hardwood forests. Journal of Wildlife Management 71:1717-1728.
- Miller, C. R., P. Joyce, and L. P. Waits. 2002. Assessing allelic dropout and genotype reliability using maximum likelihood. Genetics 160:357-366.
- Moles, A. T., and M. Westoby. 2004. Seedling survival and seed size: a synthesis of the literature. Journal of Ecology 92:372-383.
- Moore, J. E., and R. K. Swihart. 2008. Factors affecting the relationship between seed removal and seed mortality. Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie 86:378-385.
- Munoz, A., and R. Bonal. 2007. Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. Oikos 116:1631-1638.
- Munoz, A., R. Bonal, and M. Diaz. 2009. Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. Basic and Applied Ecology 10:151-160.
- Murphy, M. A., L. P. Waits, and K. C. Kendall. 2003. The influence of diet on faecal DNA amplification and sex identification in brown bears (*Ursus arctos*). Molecular Ecology 12:2261-2265.
- Noyce, K. V., and D. L. Garshelis. 1997. Influence of natural food abundance on black bear harvests in Minnesota. The Journal of Wildlife Management 61:1067-1074.
- Ochiai, K. 1999. Diet of the Japanese serow (*Capricornis crispus*) on the Shimokita Peninsula, northern Japan, in reference to variations with a 16-year interval. Mammal Study 24:91-102.
- Ohnishi, N., T. Saitoh, Y. Ishibashi, and T. Oi. 2007. Low genetic diversities in isolated populations of the Asian black bear (Ursus thibetanus) in Japan, in comparison with large stable populations. Conservation Genetics 8:1331-1337.
- Ostfeld, R. S., C. G. Jones, and J. O. Wolff. 1996. Of mice and mast. BioScience 46:323-330.
- Paetkau, D. 2003. An empirical exploration of data quality in DNA-based population inventories. Molecular Ecology 12:1375-1387.
- Pagès, M., C. Maudet, E. Bellemain, P. Taberlet, S. Hughes, and C. Hänni. 2009. A system for sex determination from degraded DNA: a useful tool for palaeogenetics and conservation genetics of ursids. Conservation Genetics 10:897-907.

- Paine, C. E. T., and H. Beck. 2007. Seed predation by neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. Ecology 88:3076-3087.
- Pearse, D. E., C. M. Eckerman, F. J. Janzen, and J. C. Avise. 2001. A genetic analogue of 'mark-recapture' methods for estimating population size: an approach based on molecular parentage assessments. Molecular Ecology 10:2711-2718.
- Pekins, P. J., and w. W. Mautz. 1987. Acorn usage by deer: significance of oak management. Northern Journal of Applied Forestry 4:124-128.
- Peter, D., and C. Harrington. 2002. Site and tree factors in oregon white oak acorn production in western Washington and Oregon. Northwest Science 76:189-201.
- Peyton, B., C. Servheen, and S. Herrero. 1999. An overview of bear conservation planning and implementation. Pages 8-24 in C. Servheen, S. Herrero, and B. Peyton, eds. Bears: status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Groups, IUCN, Gland, Switzerland.
- Powell, R. A., J. W. Zimmerman, and D. E. Seaman. 1997. Ecology and behaviour of North American black bears: home ranges, habitat, and social organization. (1st edition). Chapman and Hall, London; New York. 203pp.
- Raymond, M., and F. Rousset. 1995. GENEPOP (version 3.4) population genetics software for exact tests and ecumenicism. Journal of Heredity 86:248-249.
- Rogers, L. L. 1987. Effects of food-supply and kinship on social-behavior, movements, and population-growth of black bears in northeastern Minnesota. Wildlife Monographs:1-72.
- Roth, J. K., and S. B. Vander Wall. 2005. Primary and secondary seed dispersal of bush chinquapin (Fagaceae) by scatterhoarding rodents. Ecology 86:2428-2439.
- Russell, F. L., and N. L. Fowler. 2004. Effects of white-tailed deer on the population dynamics of acorns, seedlings and small saplings of *Quercus buckleyi*. Plant Ecology 173:59-72.
- Russell, F. L., D. B. Zippin, and N. L. Fowler. 2001. Effects of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) on plants, plant populations and communities: a review. The American Midland Naturalist 146:1-26.
- Schupp, E. W. 1990. Annual variation in seedfall, postdispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. Ecology 71:504-515.

- Sharp, W. M., and V. G. Sprague. 1967. Flowering and Fruiting in the White Oaks. Pistillate Flowering, Acorn Development, Weather, and Yields. Ecology 48:243-251.
- Shea, K. L., and E. E. Stange. 1998. Effects of deer browsing, fabric mats, and tree shelters on Quercus rubra seedlings. Restoration Ecology 6:29-34.
- Shimoda, K., K. Kimura, M. Kanzaki, and K. Yoda. 1994. The regeneration of pioneer tree species under browsing pressure of Sika deer in an evergreen oak forest. Ecological research 9:85-92.
- Shih, C. C., C. C. Huang, S. H. Li, M. H. Hwang, and L. L. Lee. 2009. Ten novel tetranucleotide microsatellite DNA markers from Asiatic black bear, Ursus thibetanus. Conservation Genetics 10:1845-1847.
- Shimada, T., T. Saitoh, E. Sasaki, Y. Nishitani, and R. Osawa. 2006. Role of Tannin-Binding Salivary Proteins and Tannase-Producing Bacteria in the Acclimation of the Japanese Wood Mouse to Acorn Tannins. Journal of Chemical Ecology 32:1165-1180.
- Sloane, M. A., P. Sunnucks, D. Alpers, L. B. Beheregaray, and A. C. Taylor. 2000. Highly reliable genetic identification of individual northern hairy-nosed wombats from single remotely collected hairs: a feasible censusing method. Molecular Ecology 9:1233-1240.
- Smith, T. R., and M. R. Pelton. 1990. Home ranges and movements of black bears in a bottomland hardwood forest in Arkansas. Pages 213-218 in International Conference on Bear Research and Management.
- Sork, V. L., J. Bramble, and O. Sexton. 1993. Ecology of mast-fruiting in three species of North American deciduous oaks. Ecology 74:528-541.
- Steinmetz, R., and D. L. Garshelis. 2010. Creation of a monitoring network for Asiatic black bears. International Bear News 19:12.
- Sun, S., X. M. Gao, and L. Z. Chen. 2004. High acorn predation prevents the regeneration of Quercus liaotungensis in the Dongling mountain region of north China. Restoration Ecology 12:335-342.
- Taberlet, P., J. J. Camarra, S. Griffin, E. UhrèS, O. Hanotte, L. P. Waits, C. Dubois-Paganon, T. Burke, and J. Bouvet. 1997. Noninvasive genetic tracking of the endangered Pyrenean brown bear population. Molecular Ecology 6:869-876.
- Taberlet, P., L. P. Waits, and G. Luikart. 1999. Noninvasive genetic sampling: look

- before you leap. Trends in Ecology & Evolution 14:323-327.
- Taberlet, P., S. Griffin, B. Goossens, S. Questiau, V. Manceau, N. Escaravage, L. P. Waits, and J. Bouvet. 1996. Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. Nucleic Acids Research 24:3189-3194.
- Tautz, D. 1989. Hypervariabflity of simple sequences as a general source for polymorphic DNA markers. Nucleic Acids Research 17:6463-6471.
- Tremblay, J. P., J. Huot, and F. C. O. Potvin. 2007. Density related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. Journal of Applied Ecology 44:552-562.
- Tsai, C. L., Chou, Y.C., Shih, C.C., Cheng, H.C., Yang, C.C., and Kao, H.W. 2009. The complete mitochondrial genome of the Formosan black bear (*Ursus thibetanus formosanus*). Zootaxa 1971:50-58.
- Urban, N. A., and R. K. Swihart. 2010. Small mammal responses to forest management for oak regeneration in southern Indiana. Forest Ecology and Management.
- Urbieta, I. R., I. M. Pérez-Ramos, M. A. Zavala, T. Marañón, and R. K. Kobed. 2008. Soil water content and emergence time control seedling establishment in three co-occurring Mediterranean oak species. Canadian Journal of Forest Research 38:2382-2393.
- Vander Wall, S. B. 2001. The evolutionary ecology of nut dispersal. Botanical Review 67:74-117.
- Vaughan, M. R. 2002. Oak trees, acrons, and bears. Pages 224-240 in W. J. McShea, and W. M. Healy, eds. Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Waits, L. P., and D. Paetkau. 2005. Noninvasive genetic sampling tools for wildlife biologists: a review of applications and recommendations for accurate data collection. Journal of Wildlife Management 69:1419-1433.
- Waits, L. P., G. Luikart, and P. Taberlet. 2001. Estimating the probability of identity among genotypes in natural populations: cautions and guidelines. Molecular Ecology 10:249-256.
- Wang, Y. 1999. Status and management of the Asiatic black bear in Taiwan. Pages 213-215 in C. Servheen, C. Herrero, and B. Peyton, eds. Bears: status survey and conservation action plan. IUCN, Gland, Switzerland.

- Wasser, S. K., B. Davenport, E. R. Ramage, K. E. Hunt, M. Parker, C. Clarke, and G. Stenhouse. 2004. Scat detection dogs in wildlife research and management: application to grizzly and black bears in the Yellowhead Ecosystem, Alberta, Canada. Canadian Journal of Zoology 82:475-492.
- Weerasinghe, U. R., and S. Takatsuki. 1999. A record of acorn eating by sika deer in western Japan. Ecological Research 14:205-209.
- Wentworth, J. M., A. S. Johnson, P. E. Hale, and K. E. Kammermeyer. 1992. Relationships of acorn abundance and deer herd characteristics in the Southern Appalachians. Southern Journal of Applied Forestry 16:5-8.
- White, G., and K. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. Bird Study 46:120-138.
- Wilberg, M. J., and B. P. Dreher. 2004. GENECAP: a program for analysis of multilocus genotype data for non-invasive sampling and capture-recapture population estimation. Molecular Ecology Notes 4:783-785.
- Wolgast, L. J., and B. B. Stout. 1977. Effects of age, stand density, and fertilizer application on bear oak reproduction. Journal of Wildlife Management 41:685-691.
- Woodruff, D. S. 1993. Non-invasive genotyping of primates. Primates 34:333-346.
- Woods, J. G., D. Paetkau, D. Lewis, B. N. McLellan, M. Proctor, and C. Strobeck. 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. Wildlife Society Bulletin 27:616-627.
- Wright, S. 1978. Evolution and the Genetics of Populations. vol. 4. Variability Within and Among Natural Populations. University of Chicago Press, Chicago.
- Yu, H. T. 1994. Distribution and abundance of small mammals along a subtropical elevational gradient in central Taiwan. Journal of Zoology 234:577-600.
- 王穎、吳煜慧。2001。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係之研究(三)。 內政部營建署玉山國家公園管理處。44頁。
- 王穎、黃美秀。1999。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係之研究(一)。 內政部營建署玉山國家公園管理處。50頁。
- 王穎、黃美秀。2000。玉山國家公園台灣黑熊之生態及人熊關係之研究(二)。 內政部營建署玉山國家公園管理處。64頁。

- 石芝菁、陳慧倫、賴靜怡。2007。臺灣黑熊親緣關係建立與保育遺傳應用。 臺北市立動物園。13頁。
- 宋延齡、鞏會生、曾治高、王學志、朱樂、趙納勛,2005。鬣羚食性的研究。 動物學雜誌 40:50-56。
- 吳幸如,1993。臺灣野豬棲地利用及行為之研究。國立台灣師範大學碩士論 文。89頁。
- 吳煜慧。2004。玉山國家公園台灣黑熊之生態學研究。國立東華大學碩士論 文。70頁。
- 李俊億、謝幸媚。2008。親子鑑定的演算邏輯。臺大出版中心,台北市。第 26頁。
- 林讚標,1995。數種殼斗科植物種子之儲藏性質-赤皮、青剛櫟、森氏櫟與高山櫟。林業試驗所研究報告季刊 10(1):9-13。
- 林一宏。2005。八二粁一四五米【八通關越道路東段史話】。內政部營建署玉山國家公園管理處。285頁。
- 林冠甫。2009。玉山國家公園大分地區櫟實結果對於大型哺乳動物豐富度之 影響,國立屏東科技大學碩士論文。115頁。
- 吳海音。2002。玉山國家公園大分至南安地區野生哺乳動物之相對豐度調查。 內政部營建署玉山國家公園管理處。29頁。
- 周蓮香。1990。玉山國家公園新康區動物相調查報告。內政部營建署玉山國 家公園管理處。74頁。
- 邱昌宏。2006。圈養亞洲黑熊之食物偏好,國立屏東科技大學碩士論文。 44頁。
- 翁國精。2008。玉山國家公園新康山區暨南二段中大型哺乳動物調查計畫。 內政部營建署玉山國家公園。
- 張照群,2007。溪頭地區柳杉人工林不同冠層開闊度之微環境變化、種子發 芽及苗木之生長表現。國立台灣大學碩士論文。
- 陳元龍、楊吉宗。2002。台灣地區野生及圈飼黑熊遺傳變異之初探。特有生物研究,4:73-77。
- 陳炤杰、蔡哲民、陳惠玲、王秀惠。2009。玉山國家公園鳥類之資源清查與

- 族群監測系統規劃及資料庫建置。內政部營建署玉山國家公園管理處。 62頁。
- 陳亞萱。2009。亞洲黑熊之表面消化率及校正係數。國立屏東科技大學碩士 論文。75頁。
- 黄美秀、林冠甫、張書德、何冠助、葉炯章。2009a.。玉山國家公園台灣黑 熊族群生態學及保育研究(4/4)。內政部營建署玉山國公園管理處。133 頁。
- 黃美秀、林冠甫、賴秀芬。2008。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(3/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。75頁。
- 黄美秀、林冠甫。2007。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(2/4)。 內政部營建署玉山國家公園管理處。48頁。
- 黄美秀、祈偉廉、吳尹仁。2006。玉山國家公園台灣黑熊族群生態學及保育研究(1/4)。內政部營建署玉山國家公園管理處。53頁。
- 黃美秀、潘怡如、蔡幸蒨、郭彦仁、林冠甫。2010。臺灣黑熊分布預測模式 及保育行動綱領之建立(1)。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 98-23 號。127 頁。
- 黄美秀、賴秀芬、林冠甫、葉慶龍。2009b。玉山國家公園台灣黑熊重要棲息 地-大分地區之植群生態及森林更新。國家公園學報,19:62-82。
- 劉佺。2011。溪頭地區六種台灣原生闊葉樹種葉部特性及昆蟲植食程度。國 立台灣大學碩士論文。
- 儲瑞華、吳海音、林曜松。2000。台灣黑熊(Selenarctos thibetanus formosanus) 的 DNA 鑑定初探。動物園學報,12:25-34。