

太魯閣國家公園蓮花池耕地復育生態
監測與智慧監控規劃(2/2)

執行單位：臺中市野生動物保育學會

研究主持人：顏士清

太魯閣國家公園委託辦理報告

中華民國106年12月

太魯閣國家公園蓮花池耕地復育生態監測 與智慧監控規劃(2/2)

受委託單位：臺中市野生動物保育學會

研究主持人：顏士清

研究人員：陳匡洵、許喬靈、廖佩柔

潘玉潔、王立豪、廖昱銓

研究期程：中華民國 106 年 2 月至 106 年 12 月

研究經費：新臺幣 95 萬元

太魯閣國家公園委託辦理報告

中華民國106年12月

(本報告內容純係作者個人之觀點，不應引申為本機關之意見)

目錄

目 錄	I
表 次	III
圖 次	V
摘 要	VII
第一章 研 究 主 旨	1
第二章 材 料 與 方 法	5
第三章 結 果	13
第四章 討 論	47
參 考 文 獻	53
附 錄	59

表次

表 3-1、農地受野生動物損害情形調查，受訪者及耕地概況	15
表 3-2、各種作物受野生動物損害程度調查	16
表 3-3、農民所意識到之各種野生動物危害程度	16
表 3-4、農民所使用之防治野生動物危害方法及其效果	17
表 3-5、訪查農民獲得之附加資訊	18
表 3-6、鄰近農地之自動相機站各物種出現指數	21
表 3-7、鄰近農地之中大型哺乳動物穿越線痕跡調查	22
表 3-8、2016 年 7-12 月，蓮花池地區自動相機站各物種出現指數	22
表 3-9、2017 年 1-7 月，蓮花池地區自動相機站各物種出現指數	23
表 3-10、蓮花池地區中大型哺乳動物自動相機監測，動物出現指數比較表	24
表 3-11、梅姬颱風侵台之前與後，蓮花池地區野生動物相對豐度變化	25
表 3-12、西寶至華祿溪地區農地，薛氏陷阱捕獲小型哺乳類紀錄	28
表 3-13、西寶至華祿溪農地鳥類調查，鳥類個體密度與所屬生態同功群	31
表 3-14、西寶至華祿溪農地鳥類調查之鳥類物種數、夏農指數、均勻度	32
表 3-15、西寶地區鳥類調查，比較三種農地類型之物種數、密度、夏農指數、均勻度	32
表 3-16、洛韶至華祿溪地區鳥類調查，比較三種農地類型之物種數、密度、夏農指數、均勻度	33
表 3-17、西寶至華祿溪農地蝶類調查之物種數、個體數、夏農指數、均勻度	38
表 3-18、西寶地區蝶類調查，比較三種農地類型之物種數、密度、夏農指數、均勻度	38
表 3-19、洛韶至華祿溪地區蝶類調查，比較三種農地類型之物種數、密度、夏農指數、均勻度	39

圖次

圖 2-1、本研究計畫調查範圍	10
圖 2-2、太魯閣國家公園農地復育監測與生物多樣性調查樣區	11
圖 3-1、西寶至華祿溪區域農地自動相機調查，各物種之出現指數	26
圖 3-2、蓮花池地區自動相機調查，各物種出現指數變化	27
圖 3-2、西寶至華祿溪地區鳥類生物多樣性調查，各樣區物種數與生物多樣性指標比較	26
圖 3-3、西寶地區鳥類調查，三種農地類型之優勢鳥種	34
圖 3-4、洛韶至華祿溪地區鳥類調查，三種農地類型之優勢鳥種	35
圖 3-5、西寶地區鳥類調查，各同功群之組成比例	36
圖 3-6、洛韶至華祿溪地區鳥類調查，各同功群之組成比例	36
圖 3-7、西寶至華祿溪地區蝶類調查，三種農地類型之夏農生物多樣性指標月變化	40
圖 3-8、西寶至華祿溪地區蝶類調查，三種農地類型之物種均勻度月變化	41

摘要

一、 研究緣起

把居民納入保育體系內，是現代保育政策的重要準則之一，但野生動物常因損害農作物而與居民產生衝突，導致居民不願支持保育行動，因此，如何緩解野生動物與居民的衝突，同時適切的管理農業活動，是保育主管機關的重要課題。太魯閣國家公園境內具有農業活動，國家公園管理處曾收購部份耕地使其重新復育回歸自然狀態，在其他仍使用中的農地，農作物常受野生動物侵擾以致影響農民收益。為了保育與永續經營之考量，應了解野生動物危害農作物現況，並尋找減輕人與野生動物間衝突之方法，以增加居民配合與協助國家公園的相關保育政策之意願。並且應了解回收復育耕地及有機農法對生物多樣性之益處，以推動既有農地之轉型，減少農藥與化學肥料對環境之傷害。

二、 研究方法及過程

本研究分為三個部份，第一個部份以訪查方式，調查西寶、洛韶、薛家場、華祿溪等地農地遭受野生動物損害概況。第二個部份以穿越線調查法、定點調查法、紅外線自動相機、薛爾曼式陷阱四種方法，調查西寶至華祿溪區域之中大型哺乳動物、小型哺乳動物、鳥類、蝶類之動物相，比較慣行農法、有機農法、回收復育耕地之生物多樣性。第三個部份提出各種設備方案，用以防治野生動物入侵農地，並同時進行智慧生態監控。

三、 重要發現

關於野生動物造成之農損，共收集 17 份有效問卷，發現多數農民受野生動物損害金額佔其產值的 10-30%，高麗菜、番茄、水蜜桃是種植量較多且受損也嚴重的作物，野生動物中以台灣獼猴與野豬造成的損害最嚴重，防治方法中以放鞭炮、養狗最廣泛被採用，但僅有一定程度嚇阻作用，部分受訪者表示近幾年的受損情形較往年更嚴重。

以自動相機調查中大型哺乳動物發現，多數物種的平均出現指數都以回收

復育耕地最高，慣行農法耕地又常高於有機農法耕地。小型哺乳類之調查僅在有機農法耕地成功捕獲鼠類(捕獲率 2.19 隻/100 籠夜)，另外兩種農地均未捕獲。鳥類調查共記錄 28 科 52 種鳥類，鳥類的物種數與夏農生物多樣性指數都以有機農法耕地較高，各樣區以雜食者比例最高，但在慣行農法耕地，蟲食者比例低於植食者，另外兩種耕地則相反之。蝶類調查結果顯示，共發現 5 科 90 種蝶類，以緣點白粉蝶最優勢，物種數、夏農指數、物種均勻度均以回收復育耕地最高，有機農法與慣行農法耕地之間則互有高低。此外，在蓮花池地區的長期監測(2016-2017)發現，水鹿、野豬、鼬獾等物種的相對豐度有下降趨勢。

我們提出三大類監測裝置供參考，包括：定點偵測裝置、動態偵測裝置、問題動物監測裝置，以電力與網路需求、產品完備度、價格等面向進行分析。另外與兩位農民合作，測試具自動回報功能之紅外線自動相機，用以防治野生動物侵入農田。測試結果顯示該設備於夜間才能發揮效果，故必須尋找更合適的機型，農民有意願繼續使用，但希望由政府補助。

Abstract

Involvement of local residents is emphasized in modern conservation practices. However, conflicts between residents and wildlife often occur due to crop damages. As a result, residents are unwilling to support conservation activities. Therefore, alleviation of human-wildlife conflicts and management of agricultural activities in protected areas are important issues for conservation authorities. Agricultural activity exists in Taroko National Park for several decades. Some of the farms were purchased and restored to nature by the administrators of the national park in recent years, and others are still in use and suffering wildlife damage. For the purpose of conservation and sustainable management, we should understand the status of wildlife damage on crops, and look for ways to mitigate the conflict between humans and wildlife. In addition, we should understand the benefits of farmland restoration and organic farming to biodiversity, so as to promote the transformation of conventional agricultural activity and reduce the use of pesticides and chemical fertilizers.

This study consists of three parts: 1. We interviewed the farmers in Xibao, Luoshao, and Hualuxi area to understand the status of wildlife damage on crops. 2. We applied line transect survey, point count method, camera trap, and Sherman's trap to investigate the faunas of mammal, bird, and butterfly on farms in the Xibao to Huaruxi area, and compare the biodiversity among conventional farms, organic farms, and restored farms. 3. We proposed some approaches which may be contributive to both wildlife damage prevention and ecological monitoring.

We collected 17 valid questionnaires. Approximately 10-30% of crop yield was lost due to wildlife damage. Cabbage, tomatoes, and peaches were the major crops in this area and suffered serious damages. Macaque and wildboar were the two species which caused the most serious damages. For the damage prevention methods, firecrackers and dogs were widely used but not really effective. Some of the respondents indicated that wildlife damage became more serious in recent years.

The results from camera trap survey suggested that medium-large sized mammals occurred most frequently in the restored farms, and usually occurred more frequently in the conventional farms than organic farms. The Sherman's trap only captured mouse in the organic farms (2.19 mouse/100 trap nights). For the bird fauna survey, we recorded 52 species in 28 families. The species richness and Shannon-Weiner index were both higher in organic farms than conventional farms and restored farms. In all types of farms, the proportions of omnivore were highest. However, herbivores had higher proportions in conventional farms but lower proportions in organic and restored farms than insectivores. For the butterfly fauna survey, we recorded 90 species in 5 families. *Pieris canidia* is the dominant species in number. Species

richness, Shannon-Weiner index, and species evenness were highest in the restored farms, but equally matched between the conventional and organic farms. In addition, our long-term monitoring suggested that the relative abundance of sambar, wildboar, and ferret badger were decreasing in the Lianhua Pond area.

We proposed three types of devices for damage prevention and mammal monitoring, including: fixed-point detection device, agricultural drone, and problem animal detection device. We collected information regarding power and network demand, product completeness, and price for these devices. In addition, we cooperated with two farmers to test a fixed-point detection device using an infrared automatic cameras with an instant report function. The results showed that this device was able to detect and alarm wildlife invasion at night, but not effective in the daytime. Therefore, it is necessary to search for a more suitable model. The farmers were willing to use this device but required a subsidization from the government.

第一章 研究主旨

一、緣起與文獻探討

自 1872 年美國黃石公園成立以後，自然保護區與國家公園的概念才漸漸普及，自然保護區的設置也逐漸成為保護自然資源最重要的方法之一。然而過去的保護區治理思維是由上而下的管理方式，由政府單位主導一切，居民被排除於管理決策圈之外，只能被迫接受相關政策與規定，更甚者，居民可能被迫遷離其祖居地，這樣的管理方式往往導致許多居民與保育主管機關及其政策之間的衝突(An et al. 2001)，而這樣的衝突時常導致保育行動的失敗。近年的保護區治理思維已經逐漸轉為以人為導向，把當地居民納入保育計畫之中，居民逐漸擁有參與決策的權利，並且在保護生物多樣性的同時，也讓居民的生活得到回饋，同意其在永續經營的前提下使用自然資源(紀駿傑及詹嘉慧 2002；Tuanmu et al. 2016)。

由於野生動物可能會損害農作物，與居民的切身利益產生衝突，導致居民不願支持保育行動 (Yen et al. 2015)。Conover (1998)調查全美國農業生產者受野生動物損害概況，發現 80%的受訪者曾經歷野生動物損害，且 54%的受訪者每年受損金額超過 500 美元。偶蹄目動物例如鹿與豬，對農田的損害特別嚴重，Cnover (1997)的研究指出在美國，鹿科動物每年造成的農業損害超過 850,000,000 美元，Takatsuki (2009)的研究則指出在日本的北海道一地，梅花鹿每年造成的農業與林業損失達 50,000,000 美元。若能紓解野生動物造成的損害問題，將有助於居民支持相關保育行動。臺灣早年關於野生動物危害議題研究，著重在齧齒目的鼠類、松鼠對林業的影響 (古德業 1985；郭寶章 1985；應之璘及蘇學波 1985；郭寶章 1990)，後來逐漸有中大型哺乳動物與農業衝突之相關研究，例如臺灣獼猴 (張仕緯 2000；蘇秀慧及陳主恩 2009；蘇秀慧等 2013)、野豬 (吳幸如 2009)、梅花鹿 (Yen et al. 2015)。

民國 45 年中部橫貫公路開工，工程期間在西寶地區設置農場，以就近解決

糧食問題，待工程完工後，部份築路的榮民留下成為西寶農場的員工定居於此，並與太魯閣族人通婚，改變當地人口結構 (林恩顯等 1991)。後來這些人沿著公路旁的河階台地或山坡地分散耕作進行開墾，範圍包括大禹嶺、洛韶、西寶、天祥、溪畔、及陶塞溪流域等地 (林晏州等 2005)，由於當時並無限定開發區域的規則，完全各憑本事決定開墾位置與規模 (陳雅慧 2010)。這些農場原本以種植水蜜桃、蘋果、梨子、柑橙和蔬菜為主，現在則改為種植高山蔬菜為主 (陳雅慧 2010)。過去研究曾報導本區農作物受野生動物侵擾以致影響收益，造成損害的動物主要是臺灣獼猴與野豬，由於臺灣獼猴會採食水果、野豬會破壞果樹根系及壓斷枝條，使得果園的受損程度最嚴重 (林曜松 1997)。但當時的研究未能量化農作物受損情形，且經過二十年的演變，耕地的範圍、面積、作物種類、及鄰近區域的野生動物相都有不小變化，實有必要了解目前的農作物受野生動物損害情況，以利未來與居民合作推行保育行動。

太魯閣國家公園內的農業活動是國家公園成立前便已存在的既成事實，自太魯閣國家公園於民國 75 年成立，成為本地區的保育主管機關，陸續向退輔會及居民購回開發土地，使其回復自然狀態。太魯閣國家公園曾委託不同研究團隊，對廢耕地進行哺乳類 (陳怡君等 2008；陳怡君等 2009；顏士清及廖佩柔 2016)、鳥類 (王維辰及許育誠 2011)、植物 (王相華等 2010)、及環境汙染物 (蘇銘千等 2014) 相關調查，整體而言，這些研究均肯定耕地回收復育具有正面的保育效益，

對於使用中的農地，應保有地主使用土地的權利，但可鼓勵地主以更友善環境的方式經營其土地。近年有部份農民改採有機農法耕作，停止使用農藥與化學肥料，同時增加對野生動物啃食作物的容忍度，都是居民友善環境且願意參與保育行動的表現。過去許多研究已經證明有機農法相較於慣行農法，對於生物多樣性具有正面效益，包括小型哺乳類 (Flowerdew 1997)、鳥類 (Hole et al. 2005)、蝶類 (Rundlof and Smith 2006) 等，Bengtsson et al. (2005) 的文獻整理中，有 84% 的相關研究發現在有機農田中的生物物種多樣性與數量均有提升，

平均而言，物種多樣性增加 30%，數量增加 50%，而害蟲造成的農損也不見得會增加 (Letourneau and Goldstein 2001)。因此管理國家公園內的農業活動時，主管機關更應積極協助，試著輔導更多農民轉型為友善環境的有機農法，以減少農藥與肥料對環境的影響，符合國家公園的保育與永續經營目標。

為了瞭解耕地回收復育的成效，太魯閣國家公園管理處於 2016 年委託本會辦理[太魯閣國家公園蓮花池耕地復育生態監測與智慧監控規劃]乙案，研究重點以蓮花池地區之廢棄耕地為主，同時進行環境教育場域之規劃。然 2016 年 9 月颱風過後，蓮花池道路嚴重毀損，安全之故不適宜繼續進行定期調查，故本年度計畫案樣區改為鄰近蓮花池之西寶、洛韶、華祿溪等地，除了繼續監測回收耕地之復育成效，也納入使用中的農地，包括慣行農法與有機農法之農地，期能了解廢耕與兩種農法對生物多樣性影響之差異，提出佐證資料以推動國家公園內的農業轉型。同時，為了將居民納入保育體系之中，本計畫亦加強瞭解野生動物與農業活動之衝突情形，並規劃減緩野生動物損害問題之可能技術方案，以進一步提高居民配合保育政策的意願。

二、計畫目標

- (一)、調查太魯閣國家公園中海拔區域聚落農作物遭野生動物損害情形，包括造成損害的動物物種、受損作物種類、損失金額、損害發生季節與時間等。
- (二)、於復育耕地與使用中的耕地進行動物相調查，比較分析不同環境的動物相及生物多樣性。
- (三)、評估可應用於減輕野生動物對農作物損害之技術或方法，供管理處未來發展與居民合作機制等相關經營管理之參考。

第二章 材料與方法

一、研究地區

太魯閣國家公園位於花蓮、臺中及南投三縣境內，其範圍以立霧河流域、中部東西橫貫公路沿線及中央山脈山區為主，面積共約 92,000 ha。本研究樣區位在太魯閣國家公園的中央位置，包括西寶、洛韶、薛家場、華祿溪、蓮花池等地區，行政區域屬於花蓮縣秀林鄉，其中回收復育農地的面積約 87 ha (圖 2-1)。本區海拔範圍約 800 - 1,500 m，年均溫約 17 °C，平均年雨量 2,150 mm，平均年雨日 155 天(洛韶測站資料：夏禹九及林佩蓉 2011)。這個區域屬於楠櫛林帶的範圍，以墨點櫻桃-青葉楠群叢為代表，而海拔 1,000 m 以下地區，在陡坡或山脊處還常有乾性的常綠、落葉闊葉混交林，或接近地中海型氣候的山地常綠硬葉林，以疏果海桐-青剛櫟群叢為代表，優勢種包括青剛櫟、太魯閣櫟和阿里山千金榆 (徐國士等 2006)。中大型哺乳動物有長鬃山羊、山羌、野豬、獼猴、白鼻心、鼬獾、食蟹獾、赤腹松鼠等，在人類干擾較少的地區，則有水鹿、黃喉貂出沒(陳怡君等 2009；顏士清及廖佩柔 2016)。

二、研究方法

(一)、農作物受野生動物損害情形

為了解農作物受損現況，研究人員前往農地現場，以訪查方式訪問當地農民，訪問對象以各田地的主事者為主(例如地主或承租人)，若未能成功訪問主事者，則訪問僱工替代，並且盡可能每一戶都進行訪問。

問卷內容參考王穎等(1993)使用之問卷，再重新設計，內容包括：

1. 該田地使用之農法為慣行農法或有機農法。
2. 田地的面積。
3. 每年的產值。
4. 每年野生動物造成農損之金額或比例。
5. 種植作物種類與受損程度，以三分制評估受損程度，1 分代表無受損、2 分代

表有輕微但可容忍的損害、3分代表受損已造成嚴重經濟損失。

6. 造成危害動物種類與程度，動物種類分為飛鼠類、松鼠類、野鼠類、獼猴、野豬、山羌、水鹿、山羊、白鼻心、鼬獾、鳥類、其他，以三分制評估危害程度，1分代表無危害、2分代表有輕微但可容忍的危害、3分代表危害已造成嚴重損失。
7. 所使用之防治野生動物危害方法及效果，以三分制評估效果，1分代表效果不佳、2分代表效果普通、3分代表效果良好。

除了前述量化數據外，亦使用質性研究方法，深入訪談以記錄居民對野生動物相關議題之看法，供作主管機關參考。

(二)、生物多樣性調查

有機農法減少農藥、除草劑、肥料的使用，哺乳類、鳥類與昆蟲都可能直接受益於此而增加數量與多樣性 (Flowerdew 1997; Freemark and Kirk 2001)，因此本研究選擇哺乳類、鳥類、與蝶類進行調查，把農地分為3個類型：慣行農法農地、有機農法農地、復育耕地(指已廢耕並回收復育的舊有農地)，了解復育耕地之成效，並比較不同農法對於生物多樣性之影響。

1. 中大型哺乳類

(1) 西寶至華祿溪

中大型哺乳動物部份，選擇穿越線調查法與紅外線自動相機調查法進行監測。三種農地類型各挑選8處劃設監測樣線，由於中大型哺乳動物較少進入使用中的農地，因此選擇緊鄰農地旁的森林劃設樣線，而復育耕地雖無人使用，但樣線也設置在鄰近森林中，以利後續分析比較。每條樣線長100 m，垂直於農地邊緣往森林深處延伸，但視現場環境調整。研究人員手持細繩標出樣線位置，以穿越線調查法，記錄沿線兩側2 m範圍內所有中大型哺乳動物痕跡，包括目擊、叫聲、腳印、排遺...等，最後依不同動物痕跡種類，比較其在三種農地類型之出現次數。

於三種類型農地旁之森林中，架設紅外線自動相機(附錄一)，每個相機站架

設期間約 2-3 個月。以自動相機獲得的資料，計算各相機所拍攝的動物照片總數及出現指數 (occurrence index, OI; 裴家騏等 1997; 裴家騏及姜博仁 2002)，出現指數即平均每一千小時所能攝得的目標動物照片數量，用以代表相對豐度。若在半小時內，連續拍得同種動物，且無法區別個體時，將之視為同一筆記錄；而同一張照片若記錄有一隻以上的個體或一種以上的動物，則每隻個體均視為單一筆記錄(除臺灣獼猴以群為單位)。出現指數可作為動物族群長期變化趨勢的指標，及不同棲地型態間的動物出現狀況的比較指標 (Kelly and Holub 2008; Rovero and Marshall 2009)。

(2) 蓮花池

延續顏士清及廖佩柔(2016)在蓮花池的調查，繼續作長期監測(附錄一)。該區域目前路況極為危險，故資料收取時間難以固定，需視天候與路況而定。取回之資料分析，首先採用前述之出現指數分析，把時間區段分為 2016 年上半年(1 月到 7 月)、下半年(7 月到 12 月)、2017 年上半年(1 月到 7 月)，比較各種出現指數之長期變化。

再使用 Royle-Nichols model (Royle and Nichols 2003)，針對數量較多的偶蹄目動物與鼬獾進行分析。此統計模式需先把監測過程按時間順序分為多個調查回合，每個回合有目標物種的出現/未出現資料，假設每個調查點位的偵測機率 (p) 與該點位的動物相對豐度具有相關性，藉由前述資料求得 Ψ 值與 λ 值， Ψ 值代表該物種在本區的占據度(occupancy)，為物種在樣區的族群分布情況指標， λ 值代表該點位偵測範圍內所出現的該物種群數，可以用作長期監測之相對豐度指標。由於 2016 年 9 月 24 日梅姬颱風襲台，導致本區道路毀損，人為干擾顯著減少，故以 2016 年 9 月 24 日為界，分析颱風襲台前與後之動物相對豐度變化，以了解道路毀損後是否對動物族群狀況造成影響。

2. 小型哺乳類

於 5-9 月間，每月 1 次，共進行 5 次調查，每次調查進行 2 個捕捉夜，每夜

劃設 6 條樣線，次日重新劃設樣線，為降低重複捕捉機率，連續捕捉夜之間的不同樣線間隔大於 500 m。樣線分布於三種農地類型之中，每條樣線長 70 m，每隔 10 m 放置一個薛爾曼式陷阱 (Sherman live trap)，以地瓜沾花生醬為餌，陷阱分為中型 (3 x 3.5 x 9")及小型 (2 x 2.5 x 6.5")，在樣線中相互穿插。次日早晨進行檢查，記錄物種別、性別、GPS 定位點、編號和體重等資料，最後於原地釋放動物。各物種相對數量以平均每 100 籠夜所捕獲之個體數為代表 (林良恭及吳榮笙 2009)。

3. 鳥類

鳥類部分，三種類型的農地各選擇 2 處作為樣區重複調查，分別為慣行農法西寶樣區(慣行西寶)、慣行農法洛韶樣區(慣行洛韶)、有機農法西寶樣區(有機西寶)、有機農法華祿溪樣區(有機華祿溪)、回收復育耕地西寶樣區(復育西寶)、回收復育耕地華祿溪樣區(復育華祿溪)等 6 樣區，選擇各類型樣區之位置時，盡量遠離與其類型不同的農地，但受限於本區域環境限制，未能完全避免。

於 5-9 月間，每月 1 次，共進行 5 次調查，每次調查費時 3 天。由於樣區多位於面積狹小的山谷或是坡度大的山坡地，為避免觀測到重複的鳥類個體，故每個樣區僅設置 2 個樣點進行定點調查。由於各樣區之面積小而不規則，且鄰近區域可能有不同類型農地存在，故僅以 50 m 為定點調查半徑，距離觀察者 50 m 以外之紀錄皆從定點調查結果中排除。調查於無降雨的天氣進行，時間在日出至上午 9 點間，每個樣點調查 10 分鐘，記錄觀察者站立之半徑 50 m 內所有見到與聽到的鳥種、個體數量，調查過程使用雙筒望遠鏡及錄音器材作為輔助。在每個樣點，鳥種數予以累計，最後比較不同類型農地間的鳥類群聚介量，包括鳥類個體密度、物種數(species richness)、夏農指數(Shannon-Wiener's Index)、物種均勻度(species evenness)。

鳥類密度是將眼見與聽到的資料合併計算，以下列公式計算各取樣站各種鳥類之族群密度(Reynolds et al. 1980)：

$$D = (n / \pi * r^2 * C) * 10000$$

D：鳥類族群密度，每公頃隻數。n：特定基礎半徑內所記錄之總隻數，本調查為半徑 50 m 內記錄到之隻數。r：特定基礎半徑，在此半徑內大部分的鳥隻皆可察覺到，本調查為 50 m。C：調查次數，本計畫為 10 次。

使用夏農指數作為生物多樣性指標，比較三種類型農地上的鳥類生物多樣性。夏農指數的公式為：

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i)(\ln p_i)$$

S 為樣區的物種數， P_i 為物種 i 的相對數量(物種 i 個體數除以所有個體數)，夏農指數 H' 同時與該區的物種豐富度及均勻度有關， H' 越高，代表該區該物種類群的多樣性越高。

物種均勻度亦為一種生物多樣性指標，可以幫助了解各樣點之物種數量分配均勻度，公式為：

$$E = \frac{H'}{H_{\max}}$$

H' 為夏農指數，而 H_{\max} 為該樣點夏農指數可能出現的最大值。

此外，以生態同功群(guild)概念分析不同農法之樣區中鳥類群聚的差異，生態同功群依食性分為肉食性猛禽、植食者、蟲食者及雜食者 4 個類群。同功群之分類參考自許皓捷及李培芬(2005)於太魯閣地區的研究，並根據調查者之觀察作些微調整。最後比較各農地類型中，各生態同功群所占比例。

洛韶至華祿溪一帶，海拔高度約 1200-1450 公尺，而西寶樣區約為 900 公尺，差距約 300-500 公尺，過去許多研究顯示，在台灣的山區，海拔因子與鳥類群聚結構的變異最為相關(許皓捷 1995；許皓捷 2003；柯智仁 2004)，且從兩地區的優勢鳥種可以看出鳥種組成已受海拔影響，因此在探討不同農法樣區的鳥類群聚差異時，我們把西寶地區的 3 個樣區與洛韶至華祿溪的 3 個樣區分開，各自進行比較。使用各類型農地之 5 次重複調查資料，以 Kruskal-

Wallis Test 檢測其鳥類物種數、密度、夏農指數及均勻度之差異，若存在顯著差異，再以 Mann-Whitney Test 進行事後檢定，檢測兩兩之間的差異。

4. 蝶類

蝶類部份，使用沿線調查法與網捕法，於三種類型的農地上分別建立隨機調查樣線，每條樣線長約 150 m，固定調查 20 分鐘，以目視記錄沿線兩側各 5 m 範圍內的蝶類，記錄肉眼所及之蝶類種類與數量。若遇到無法目視辨別的種類，以網捕方式捕捉辨識，網徑 45 cm，捕蟲網柄長度可達 5 m，辨識完畢於原地釋放。

蝶類調查結果之分析與鳥類相仿，把樣區分為西寶、洛韶至華祿溪兩區，比較三種農地類型之蝶類個體數、物種數、夏農指數、物種均勻度。

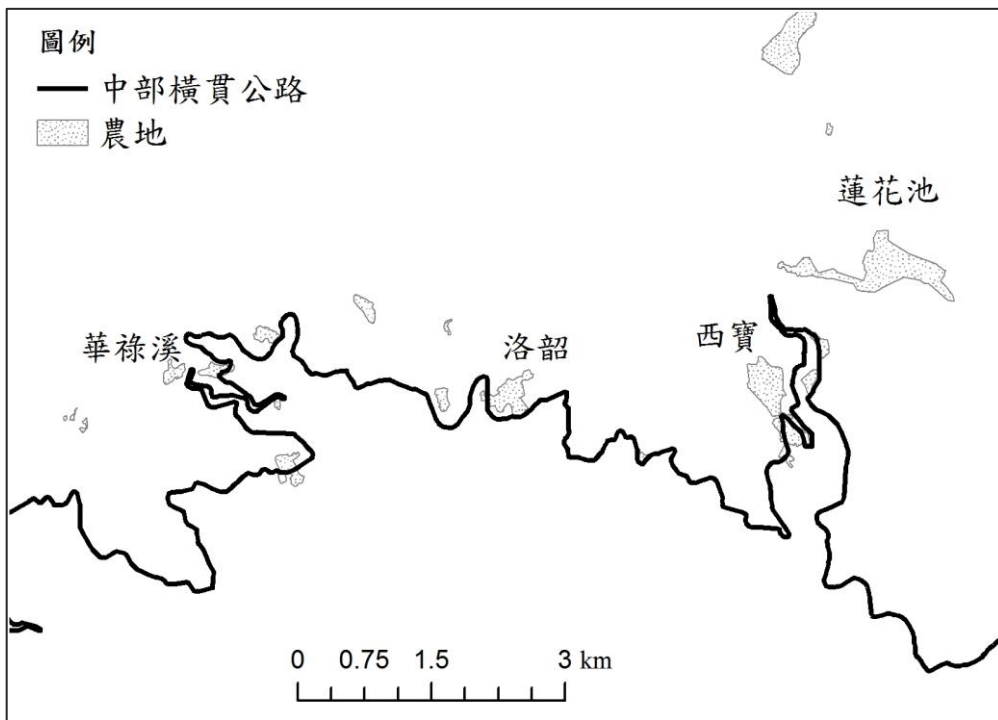


圖 2-1、本研究計畫調查範圍。

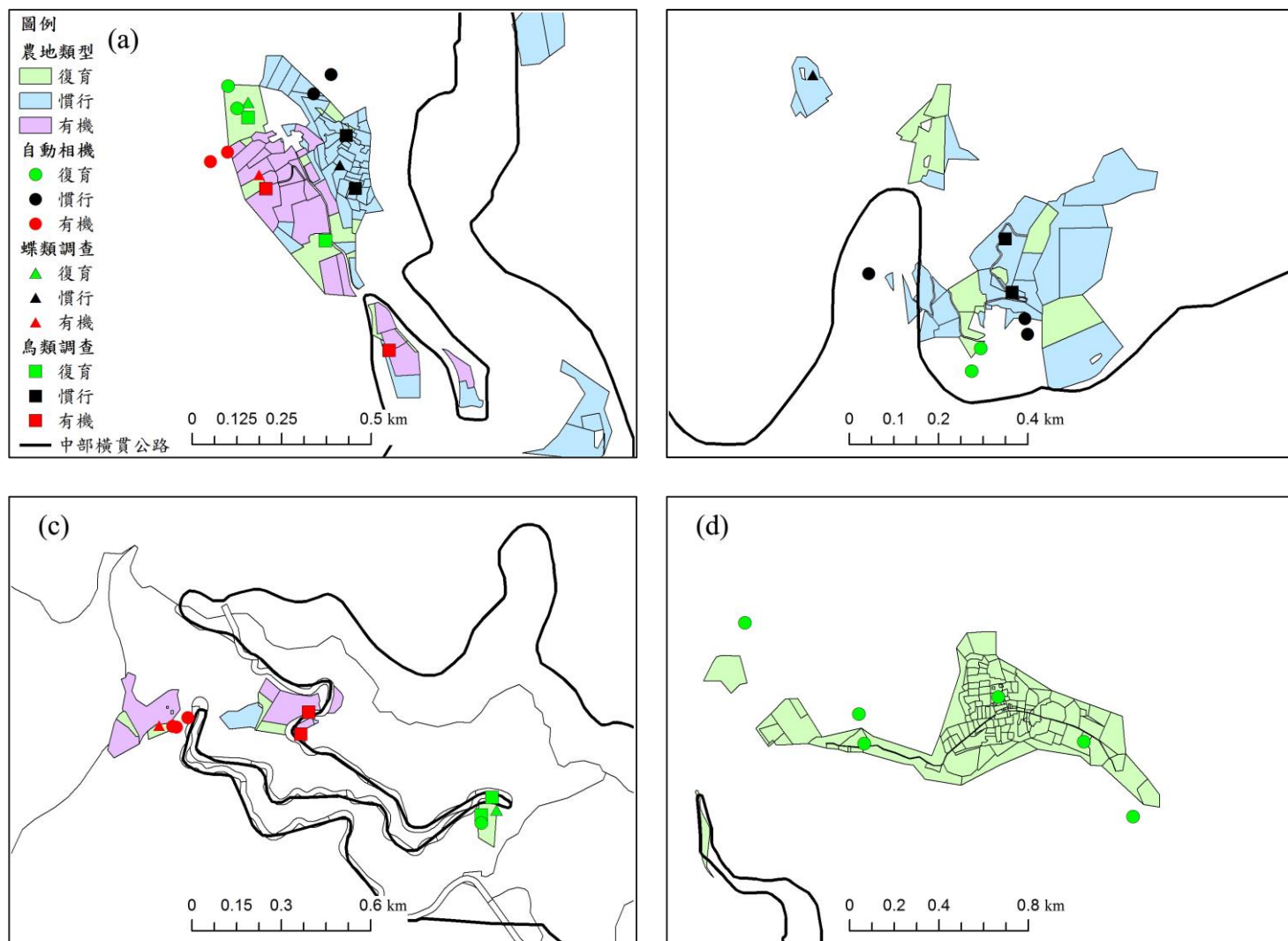


圖 2-2、2017 年太魯閣國家公園農地復育監測與生物多樣性調查樣區，(a)西寶地區，(b)洛韶地區，(c)華祿溪地區，(d)蓮花池地區。農地類型根據文獻資料與現場訪查進行判定，但細節處恐有疏誤，本圖僅供參考用。

(三)、降低農損方法之評估與規劃

為減緩居民與野生動物之間因農業損失產生的衝突問題，同時配合國家公園之智慧監控的長程發展目標，我們收集國內外資料，提供新式監測儀器應用於農地野生動物防治之可能方向。

同時，我們初步嘗試應用現有之紅外線自動相機，協助樣區內農地之動物危害防治。使用具行動網路功能之紅外線自動相機(BolyGuard MG484G-30m)，架設於農地周邊，拍攝到動物時，以簡訊或 E-Mail 通知農民，以利農民提早進行驅離措施。選擇兩名農民，各配合使用一個月，過程中與農民保持溝通，隨時調整相機設定，試用結束後，訪問農民使用之感想、成效、及願意投資於該設備的金額。

第三章 結果

一、農作物受野生動物損害情形

前測時期共對 7 人進行深入訪談，利用前測資料設計問卷內容。自 2017 年 3 月開始正式進行訪查，共收集 17 份有效問卷。本區有許多土地轉租的情況，因此無法利用地籍資料確認農戶數量，研究人員於現場盡可能訪問所有農戶，其中 2 戶拒絕受訪，1 戶始終未能遇到，另可能會忽略少數小規模種植者，估計受訪者數量已達本區農戶的 3/4。

17 位受訪者中(表 3-1)，有 9 位採用有機農法，2 位採有機與慣行農法併行，6 位採用慣行農法。種植作物多半是蔬菜類與水果類，有少數的雜糧，無人種植主糧。多數受訪者不願透露農地的產值，僅 6 位提供較明確的資料，但依作物的類型不同，單位面積的產值有很大的差異，1 甲地每年產值達 100-300 萬元，但其中 2 位表示毛利不到二分之一。野生動物造成的損失範圍為 3-80%，多數受訪者之損失範圍大約 10-30%，若未積極進行危害防治，損失可達 50-80%。

受訪者表示動物危害在夏季最嚴重，因為此時的農作物收成種類最多。種植作物裡，共記錄有 23 種蔬菜、11 種水果、2 種雜糧，對種植者超過 2 名的 10 種蔬菜、4 種水果(表 3-2)，蔬菜類中以高麗菜最多人種植，受到的損害程度也最嚴重($n=12$ ，平均 2.8 ± 0.5 分)，其他易受損的作物包括番茄($n=7$ ，平均 2.6 ± 0.8 分)、青椒($n=5$ ，平均 2.4 ± 0.9 分)、南瓜($n=3$ ，平均 2.7 ± 0.6 分)、竹筍($n=2$ ，平均 3.0 ± 0 分)...等，僅敏豆($n=2$ ，平均 1.5 ± 0.7 分)與辣椒($n=2$ ，平均 1.5 ± 0.7 分)之受損程度較低。水果類以水蜜桃種植量最大，受損害程度亦高($n=8$ ，平均 2.8 ± 0.5 分)，其他水果如紅肉李($n=4$ ，平均 3.0 ± 0 分)、水梨($n=2$ ，平均 3.0 ± 0 分)、甜柿($n=2$ ，平均 3.0 ± 0 分)，雖然種植量相對較少，但也都受到高程度損害。其他作物包括柚子、獼猴桃、板栗、木瓜、柳丁、百香果、芭樂、火龍果、枇杷、枸杞、龍鬚菜、過貓、山芹菜、香芹菜、水芹菜、

薄荷、龍葵、雪裏紅、香椿、野人蔘、山蘇、川七、玉米、地瓜，因樣本數都只有 1 份，僅列出名稱供參考。

危害農作物的野生動物中，以臺灣獼猴(n=17，平均 3.0 ± 0 分)及野豬(n=17，平均 2.7 ± 0.7 分)造成的損害最嚴重(表 3-3)，臺灣獼猴危害各類水果與蔬菜，野豬則主要危害種在地面或地下的各種蔬菜。其他動物如鼠類、鳥類、長鬃山羊、山羌、松鼠等，都可能造成一些損害(表 3-3)，但整體而言危害並不嚴重。破壞農作物的鳥類包括白頭翁、白環鸚嘴鶇、綠繡眼、青背山雀、巨嘴鴉、五色鳥...等。

共記錄到 10 種防治方法(表 3-4)，以放鞭炮(n=13，平均 1.9 ± 0.5 分)、養狗(n=10，平均 1.7 ± 0.5 分)最廣泛被採用，但僅有一定程度嚇阻作用，無法完全防範野生動物入侵。效果最好的是人在現場驅趕(n=6，平均 2.5 ± 0.5 分)、網室(n=2，平均 2.5 ± 0.7 分)、防猴網(n=1，3 分)，但前者人力成本太高，無法常態性使用，網室的架設成本較高，防猴網架設與拆除十分費時，且據稱一段時間之後效果便明顯降低，因此目前都較少人使用。有 5 名受訪者曾架設電圍籬防治野生動物入侵，但均表示效果不佳(n=5，平均 1.4 ± 0.9 分)。其他方法如：稻草人、圍網、甚至放置陷阱，都有人採用，但也都僅收到部份效果。另有 2 名受訪者嘗試使用農藥防治，其中 1 名使用福瑞松農藥，山豬聞到農藥臭味便不願靠近，效果很好，但時間久或下過大雨便會失效；另外 1 名注射藥物在落果中，但獼猴會排除注有藥物的水果，仍會採食其他正常水果，因此完全無防治效果。

除問卷內容外，訪談過程亦得到農民提供的附加資訊(表 3-5)。部分農民表示，近年的動物變多，危害比過去更嚴重，其中一名受訪者過去在竹村務農多年，也表示當地的動物危害比竹村更嚴重，並推測原因是當年竹村的狩獵活動較多，而目前本區的狩獵活動少。關於生態旅遊的發展，部分受訪表示支持，但也有部分受訪者表示對此不了解也沒興趣。

表 3-1、2017 年太魯閣國家公園西寶至華祿溪地區，農地受野生動物損害情形調查，受訪者及耕地概況。

對象	農法	作物種類	產量	農損額
西寶 1	有機	蔬菜		10%
西寶 2	有機、慣行	水果、蔬菜	1 甲地。產值 140 萬，毛利不到一半	3-7% (4 萬到 9 萬元)
西寶 3	有機	水果、蔬菜	1 甲 8 分地。無天災時產值 200-300 萬，毛利 100 萬	最嚴重時 50%
西寶 4	慣行	水果、蔬菜	1 分地。無天災時產值 30 萬	17-33%(5 萬到 10 萬元)
西寶 5	有機、慣行	蔬菜	3 甲地。產值平均 300 萬，但變化大	變化大，最高可達 50%
西寶 6	有機，停耕中	蔬菜	數分地	損害太高，賺不到錢，所以停耕，但最近想重新開始
洛韶 1	慣行	蔬菜	1 甲地	20%
洛韶 2	有機	水果		
洛韶 3	有機	水果、蔬菜	小規模自用	
洛韶 4	有機	蔬菜	小規模自用	
洛韶 5	慣行	蔬菜		
洛韶 6	有機	水果	2 甲地，還在種的有 8 分。無農損時淨利 40 萬	70-80%，目前沒在防治，農損太高不賣了
洛韶 7	慣行	蔬菜	1 甲 5 分地	10%
洛韶 8	慣行	蔬菜	5 分地	10-20%
其他 1	有機	水果、蔬菜		
其他 2	有機	水果、蔬菜	3 甲地	50%
其他 3	慣行，但用藥量極小	水果、蔬菜	1 甲地。務農非主業，去年只賣 8 萬多元	20-30%

表 3-2、2017 年太魯閣國家公園西寶至華祿溪地區，各種作物受野生動物損害程度調查。以三分制評估受損程度，1 分代表無受損、2 分代表有輕微但可容忍的損害、3 分代表受損已造成嚴重經濟損失。

	樣本數	分數平均	SD
蔬菜類			
高麗菜	12	2.8	0.5
番茄	7	2.6	0.8
大白菜	6	2.3	0.8
青江菜	5	2.2	0.8
青椒	5	2.4	0.9
娃娃菜	3	2.0	1.0
南瓜	3	2.7	0.6
敏豆	2	1.5	0.7
辣椒	2	1.5	0.7
竹筍	2	3.0	0.0
水果類			
水蜜桃	8	2.8	0.5
紅肉李	4	3.0	0.0
水梨	2	3.0	0.0
甜柿	2	3.0	0.0

表 3-3、2017 年太魯閣國家公園西寶至華祿溪地區，農民所意識到之各種野生動物危害程度，以三分制評估危害程度，1 分代表無危害、2 分代表有輕微但可容忍的危害、3 分代表危害已造成嚴重損失。

	樣本數	分數平均	SD
獼猴	17	3.0	0.0
野豬	17	2.7	0.7
長鬃山羊	17	1.4	0.6
山羌	17	1.4	0.6
松鼠	17	1.2	0.4
白鼻心	17	1.1	0.3
鼬獾	17	1.0	0.0
鳥類	17	1.8	0.8
老鼠	17	1.5	0.6
蟋蟀	2	2.0	1.4

表 3-4、2017 年太魯閣國家公園西寶至華祿溪地區，農民所使用之防治野生動物危害方法及其效果。以三分制評估效果，1 分代表效果不佳、2 分代表效果普通、3 分代表效果良好。

	樣本數	分數平均	<i>SD</i>
放鞭炮	13	1.9	0.5
養狗	10	1.7	0.5
人在現場趕	6	2.5	0.5
電圍籬	5	1.4	0.9
放陷阱	3	1.7	0.6
圍網	2	1.5	0.7
藥物	2	2.0	1.4
網室	2	2.5	0.7
稻草人	1	2.0	
防猴網	1	3.0	

表 3-5、2017 年太魯閣國家公園西寶至華祿溪地區，訪查農民獲得之附加資

訊。

對象	其他
西寶 2	猴子吃水果類，山豬吃地下的，昆蟲跟鳥吃苗。
西寶 6	若有利潤，會支持生態旅遊，但本身有工作無法參與。
洛韶 1	這裡的農損比以前在竹村時更高，因為竹村當時有在打獵。 電網有效，但環境限制無法全圍，道路端怕電到人。 天氣冷時動物較多。 鞭炮費用一年近 2 萬元。
洛韶 2	讓動物吃完之後採剩下的。 期望推動洛韶的生態旅遊。
洛韶 5	夏季危害最嚴重，因農作物收成種類最多。 政府購回之私有地有時位於農地附近，形成野生動物的棲息地，動物可就近取得食物，造成嚴重困擾。
洛韶 6	白天猴子跟烏鴉、晚上山豬。虎頭蜂會吃甜柿。山豬會把果樹壓倒。 隔壁的辣椒嫩葉被山羌吃光。五年前有水鹿出現在菜園邊。 狩獵是唯一解決農損辦法。另一個可能性是開放旅遊，接待民眾來住菜園，有人活動動物就不敢來。
洛韶 7	猴子都天剛亮、中午、傍晚來。 想嘗試電網，願意在田外圍留空間給電網。
洛韶 8	不了解生態旅遊，沒興趣。
其他 1	動物不吃紅藜麥跟人蔘菜。
其他 3	現在的猴子比十幾年前多。 多年前曾經在田邊吊死猴屍體，直到屍體完全腐爛後，才有猴群敢再靠近。

二、生物多樣性調查

(一)、中大型哺乳類

1. 西寶至華祿溪

目前在西寶至華祿溪區域共回收 14 個相機站資料，分屬三種農地類型，各工作約 3 個月(表 3-6)。共記錄 7 種中大型哺乳動物及 2 種地棲型鳥類，其中長鬃山羊、山羌、野豬、臺灣獼猴、鼬獾普遍分布在三種農地類型，其他中型哺乳動物及地棲型鳥類在相機站的出現比例則較低。比較各物種在三種農地類型的平均出現指數(圖 3-1)，多數物種的平均出現指數都以回收復育耕地最高，而慣行農法耕地之出現指數又常高於有機農法耕地。以對環境人為干擾較敏感的食蟹獾而言，在回收復育耕地共拍攝到 14 張照片，在慣行農法耕地拍到 2 張，在有機農法耕地則未拍攝到。

穿越線調查部份，完成 24 條樣線調查，三種農地類型各 8 條(表 3-7)，共發現 6 種中大型哺乳動物所留下的痕跡，包括山羌、長鬃山羊、野豬、臺灣獼猴、大赤鼯鼠、鼬獾，各類動物痕跡之數量在三種農地類型差異不大，惟慣行農法農地發現之台灣獼猴痕跡數高於另外兩種農地類型，且鼬獾與大赤鼯鼠僅在慣行農法農地旁發現。

2. 蓮花池

2016 年的蓮花池區中大型哺乳動物監測(顏士清及廖佩柔 2016)，由於受到颱風侵襲道路中斷，無法收取下半年的自動相機資料，直到 2017 年 3 月研究人員才成功進入收取資料，共回收 13 台相機，包括 6 台天然林相機及 3 台植生恢復區(即回收復育耕地)相機，另外 4 台相機已經嚴重毀損沒有資料。之後保留 6 台相機持續長期監測，於 9 月再次回收，但其中 2 台也毀損沒有資料。

2016 年下半年共有 9 台相機、22,829 小時的監測資料(表 3-8)，2017 年上半年共有 7 台相機、12,244 小時的監測資料(表 3-9)。監測結果，物種種類與 2016 年上半年大致相同，惟黃鼠狼僅在 2016 年上半年有記錄，而狗僅在 2016 年下半年與 2017 年上半年有記錄(表 3-8、3-9、3-10)。

比較各物種出現指數於三個時間區段的變化(表 3-10、圖 3-2)，發現有數個物種(山羌、水鹿、野豬、鼬獾、藍腹鷓、深山竹雞)於 2017 上半年呈現較明顯的下降，白鼻心和狗的出現指數則有上升。

使用 Royle-Nichols model 分析偶蹄目動物與鼬獾之相對豐度指標(λ)與占據度(Ψ)(表 3-11)，比較蓮花池步道毀損之前與之後的動物相對豐度變化，發現除山羌之相對豐度及占據度上升外，水鹿、長鬃山羊、野豬、鼬獾之相對豐度及占據度均減少。

表 3-6、2017 年 3 月至 10 月太魯閣國家公園西寶至華祿溪區域農地自動相機調查，各物種出現指數(平均每千小時有效照片數)。

	慣行農法					有機農法				復育耕地				
	西寶 1	西寶 2	洛韶 1	洛韶 2	洛韶 3	西寶 3	西寶 4	華祿溪 1	華祿溪 2	西寶 5	西寶 6	洛韶 4	洛韶 5	華祿溪 3
工作時數 (h)	2,233	2,233	2,160	2,545	2,737	3,625	2,233	2,184	2,713	2,233	1,032	1,344	2,737	1,297
長鬃山羊	4.0	0.4	4.6	-	2.9	1.4	3.1	-	-	7.2	1.9	23.1	4.4	0.8
山羌	21.9	55.1	16.7	10.6	25.9	1.4	22.8	1.4	1.8	8.5	45.5	30.5	38.4	9.3
野豬	0.9	0.4	0.5	0.4	1.5	1.4	1.8	0.5	0.4	0.4	9.7	1.5	4.0	-
台灣獼猴	6.3	3.6	3.2	0.4	8.8	2.2	7.2	0.5	-	2.2	4.8	23.1	5.1	0.8
白鼻心	-	0.4	-	-	-	-	0.4	-	-	0.9	-	-	0.4	-
食蟹獾	-	0.4	0.5	-	-	-	-	-	-	4.9	1.9	-	0.4	-
鼬獾	-	0.4	11.6	4.7	6.2	-	1.3	-	-	3.1	-	11.2	12.8	2.3
鼠類	-	-	7.9	2.4	1.8	-	-	-	-	0.4	-	-	1.8	1.5
竹雞	-	-	1.9	1.2	-	0.3	-	-	-	0.4	-	0.7	-	-
藍腹鷓鴣	-	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
大冠鷲	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-

表 3-7、2017 年太魯閣國家公園西寶至華祿溪區域，鄰近回收復育耕地、有機

農法耕地、慣行農法耕地之中大型哺乳動物穿越線痕跡調查。

	山羌		長鬃山羊		野豬			臺灣獼猴		大赤鼯鼠	鼬獾	
	腳印	磨痕	腳印	排遺	腳印	排遺	拱痕	排遺	叫聲	爪痕	腳印	掘痕
復育	12	0	24	2	2	0	6	10	0	0	0	0
有機	18	4	12	4	4	2	2	14	2	0	0	0
慣行	16	0	30	0	2	0	4	30	0	2	2	2

表 3-8、2016 年 7 月至 2016 年 12 月太魯閣國家公園蓮花池地區，自動相機站

各物種出現指數(平均每千小時該物種有效照片數)。

	天 5	天 8	天 12	天 13	天 14	天 15	次 1	次 5	次 9
工作時數 (h)	481	2,425	5,065	2,736	1,248	3,817	3,817	2,784	456
水鹿	10.4	-	-	0.4	-	-	0.5	13.3	2.2
長鬃山羊	-	2.9	0.6	3.3	41.7	-	4.2	2.5	-
山羌	216.2	22.7	26.5	50.8	58.5	30.4	15.2	70.4	74.6
野豬	6.2	-	-	0.7	9.6	0.3	-	0.4	-
臺灣獼猴	14.6	17.3	1.2	7.7	7.2	16.5	2.4	5.4	11.0
食蟹獾	-	1.2	1.2	-	-	0.5	-	1.4	-
黃喉貂	-	0.8	-	-	-	0.3	-	-	-
白鼻心	-	5.4	2.4	-	-	0.3	-	-	-
鼬獾	-	67.6	7.5	-	-	2.4	-	-	8.8
赤腹松鼠	-	0.4	2.6	-	-	-	-	-	-
鼠類	-	11.1	3.9	0.7	-	1.8	-	0.7	8.8
狗	-	0.4	0.2	-	-	-	-	-	-
藍腹鵲	22.9	7.8	-	0.4	1.6	1.6	-	0.4	2.2
深山竹雞	-	-	-	0.4	-	1.3	-	-	2.2
虎鵝	-	-	0.2	-	-	-	-	-	-
竹雞	-	-	-	-	-	-	-	7.2	-

表 3-9、2017 年 1 月至 2017 年 7 月太魯閣國家公園蓮花池地區，自動相機站各物種出現指數(平均每千小時該物種有效照片數)。

	天 2	天 4	天 8	天 12	天 15	次 1	次 5
工作時數 (h)	673	1,680	1,680	1,801	1,777	1,777	2,856
水鹿	-	-	-	-	-	-	4.9
長鬃山羊	-	3.6	1.2	1.7	-	11.8	8.4
山羌	38.6	13.1	18.5	-	5.6	23.1	94.2
野豬	1.5	0.6	-	-	1.1	-	0.7
臺灣獼猴	37.1	6.5	8.9	-	3.9	2.3	0.4
食蟹獾	-	1.8	3.6	1.1	0.6	-	1.8
黃喉貂	-	0.6	-	-	-	-	-
白鼻心	-	8.9	2.4	2.2	-	-	-
鼬獾	-	1.2	1.8	3.9	-	-	-
赤腹松鼠	-	-	-	0.6	-	-	-
鼠類	-	15.5	-	0.6	-	-	0.4
狗	-	-	-	0.6	-	-	0.7
藍腹鷓鴣	1.5	5.4	1.8	-	-	-	-
深山竹雞	-	-	-	-	0.6	-	-
竹雞	-	0.6	0.6	-	-	-	-

表 3-10、太魯閣國家公園蓮花池地區中大型哺乳動物自動相機監測，2016 上半年(1 月至 7 月)(顏士清及廖佩柔 2016)、2016 下半年(7 月至 12 月)、2017 年上半年(1 月至 7 月)動物出現指數(平均每千小時該物種有效照片數)比較表。

	2016 上		2016 下		2017 上	
	平均	SD	平均	SD	平均	SD
水鹿	1.6	2.4	3.0	5.1	0.7	1.9
長鬃山羊	4.3	3.7	6.1	13.4	3.8	4.6
野豬	1.9	2.7	1.9	3.5	0.6	0.6
臺灣獼猴	7.5	5.6	9.2	5.9	8.5	13.1
山羌	66.8	64.7	62.8	61.4	27.6	31.9
食蟹獾	2.1	2.3	0.5	0.6	1.3	1.3
黃喉貂	0.2	0.4	0.1	0.3	0.1	0.2
黃鼠狼	0.1	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
白鼻心	1.2	2.1	0.9	1.8	1.9	3.3
鼬獾	8.2	17.7	9.6	22.0	1.0	1.5
赤腹松鼠	0.5	0.8	0.3	0.8	0.1	0.2
鼠類	4.7	5.5	3.0	4.2	2.3	5.8
狗	0.0	0.0	0.1	0.1	0.2	0.3
藍腹鵲	5.8	6.4	4.1	7.5	1.2	2.0
深山竹雞	1.4	1.4	0.4	0.8	0.1	0.2
虎鵝	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
竹雞	0.0	0.1	0.8	2.4	0.2	0.3

表 3-11、梅姬颱風侵台之前與後，太魯閣國家公園蓮花池地區野生動物相對豐度變化。以 Royle-Nichols model 分析各物種相對豐度指標(λ)。 Ψ 為占據度 (occupancy)， p 為偵測機率。以自動相機調查，時間為 2016 年 1 月至 2017 年 7 月，梅姬颱風侵台時間為 2016 年 9 月 24 日。

物種	每回合天數	梅姬颱風前					梅姬颱風後				
		λ	SE	Ψ	SE	p	λ	SE	Ψ	SE	p
山羌	3	2.34	0.67	0.90	0.07	0.49	4.67	1.24	0.99	0.01	0.22
長鬃山羊	5	2.34	1.05	0.90	0.10	0.17	1.66	0.80	0.81	0.15	0.16
水鹿	10	1.58	1.08	0.79	0.22	0.15	0.63	0.40	0.46	0.40	0.21
野豬	20	3.54	3.92	0.97	0.11	0.14	2.20	4.86	0.89	0.54	0.07
鼬獾	3	1.21	0.36	0.70	0.11	0.21	0.59	0.31	0.45	0.17	0.16

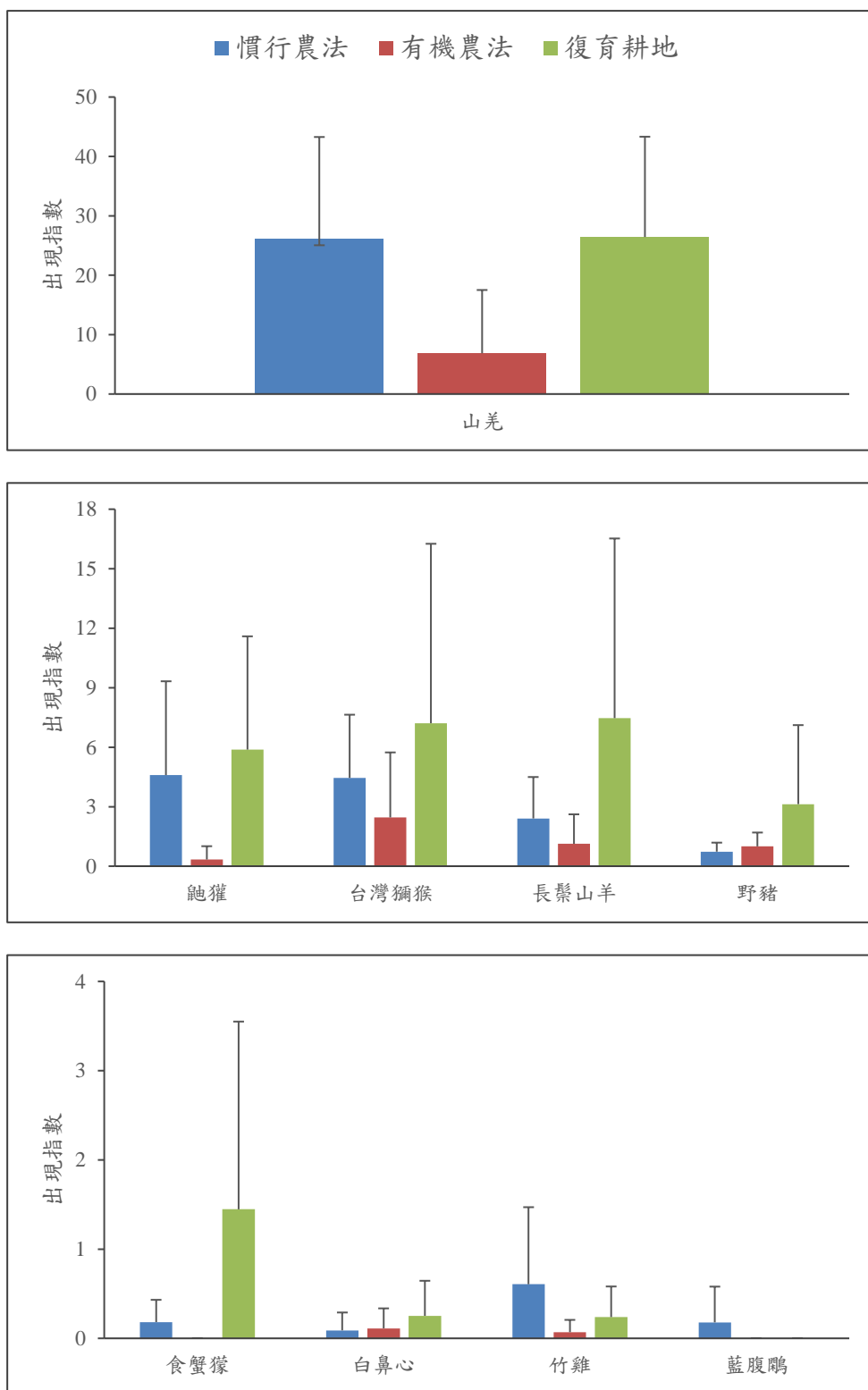


圖 3-1、2017 年 3 月至 10 月太魯閣國家公園西寶至華祿溪區域自動相機調查，各物種於慣行農法、有機農法、回收復育耕地之出現指數(平均每千小時該物種有效照片數)比較。

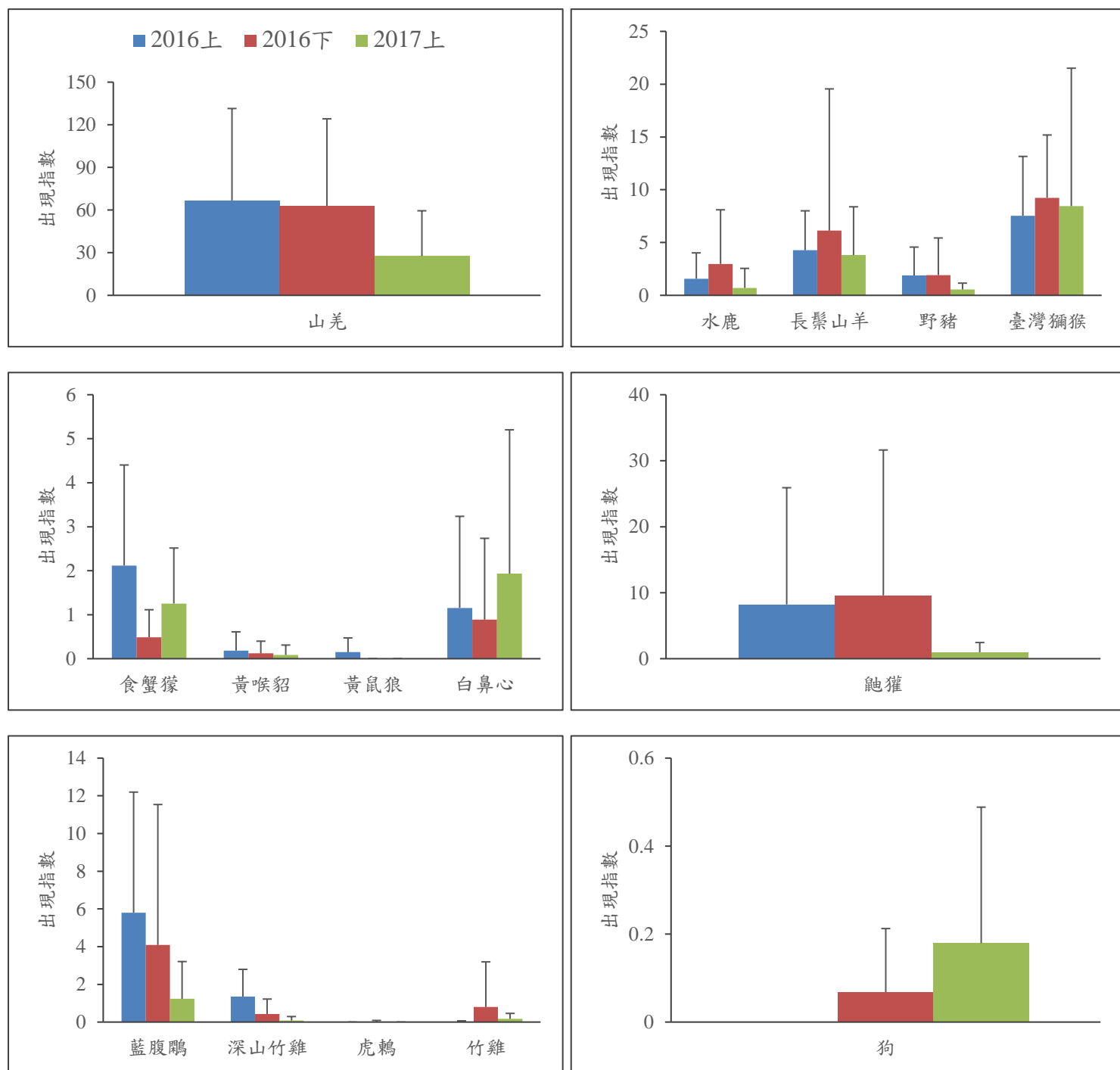


圖 3-2、太魯閣國家公園蓮花池地區自動相機調查，各物種於 2016 上半年(1 月至 7 月)(顏士清及廖佩柔 2016)、2016 下半年(7 月至 12 月)、2017 年上半年(1 月至 7 月)之出現指數(平均每千小時該物種有效照片數)變化。

(二)、小型哺乳類

2017年5月至9月間，共進行5次調查，調查60條樣線，三種類型耕地各設置陷阱320籠夜，共計960籠夜；有機農法樣線上，作物類型包括高麗菜(n=9)、水蜜桃(n=4)、火龍果(n=4)、柿子(n=4)、辣椒(n=3)、番茄(n=2)、青椒(n=1)，慣行農法樣線上，作物類型包括高麗菜(n=9)、番茄(n=9)、南瓜(n=3)、大黃瓜(n=2)、木瓜(n=1)、辣椒(n=1)，部分樣線上作物類型超過1種。

捕捉結果，於慣行農法與回收復育耕地均未捕獲小型哺乳類，於有機農法耕地共捕獲6隻森鼠與1隻刺鼠(表3-12)，捕獲率2.19隻/100籠夜。捕獲地點的環境包括2隻在水蜜桃樹旁、2隻在火龍果旁、3隻在蔬菜網室旁(內有番茄、青椒)。

表3-12、2017年太魯國家公園西寶至華祿溪地區農地，薛氏陷阱捕獲小型哺乳類紀錄。陷阱分為中(3 x 3.5 x 9")、(2 x 2.5 x 6.5")小兩種。

日期	物種	體重(g)	身長(cm)	性別	座標(TWD97)	海拔(m)	誘餌	陷阱類型	農作類型	農地類型
6月23日	森鼠	26.02	10	雄	292497, 2677964	1,561	花生醬及地瓜	中	水蜜桃樹旁	有機農法
7月26日	森鼠	31.45	10.5	雄	292917, 2678051	1,353	花生醬及南瓜	中	水蜜桃樹旁	有機農法
7月26日	森鼠	29.60	10.8	雄	292905, 2678060	1,356	花生醬及南瓜	小	火龍果旁	有機農法
8月30日	森鼠	18.80	8	雄	292919, 2678010	1,352	花生醬及南瓜	中	網室旁	有機農法
8月30日	森鼠	30.88	10	雄	292982, 2678026	1,337	花生醬及南瓜	中	網室旁	有機農法
8月30日	森鼠	26.30	9.5	雄	292961, 2678020	1,340	花生醬及南瓜	小	火龍果旁	有機農法
8月30日	刺鼠	36.87	11	雌	293000, 2678035	1,334	花生醬及南瓜	中	網室旁	有機農法

(三)、鳥類

1. 整體鳥種組成與鳥類群聚介量

2017年5月至9月份，共進行5個月的調查，定點調查共記錄鳥類26科40種。除此之外，另記錄到空中持續飛行的鳥種包括叉尾雨燕、小雨燕以及東方毛腳燕3種，超過定點調查範圍(50 m)外的鳥種包括鷹鵂、北方中杜鵑、台灣山鷓鴣、松鴉4種，定點調查時間外紀錄白鵪鶉1種，以及夜間記錄黃嘴角鴉、領角鴉、鵲鴝、褐鷹鴉4種，調查期間此地區共記錄28科52種鳥類，其中特有種12種、特有亞種24種，珍貴稀有保育類7種，其他應予以保育類5種(附錄二)。

將每個月調查資料合併統計，比較6個樣區調查到的鳥類個體密度(表3-13)、以慣行洛韶31.19隻/ha最高、有機西寶24.57隻/ha居次、慣行西寶16.04隻/ha最低(表3-13)。比較6個樣區之鳥類多樣性指數，包括鳥種豐富度、夏農指數、與均勻度(表3-14)，鳥種數最多者為有機華祿溪的23種，慣行洛韶22種居次，有機西寶、復育西寶皆為19種居次，慣行西寶、復育華祿溪17種最少；夏農指數以有機華祿溪2.83最高、有機西寶2.77次之，最低者為復育華祿溪的1.96；均勻度以有機西寶0.94最高、復育西寶0.91次之，復育華祿溪0.69最低。若予每個介量排名最高者得6分，最低者得1分，3種介量之得分加總後，得分最高者為有機華祿溪樣區，次者為有機西寶樣區。

此地區白頭翁與烏頭翁雜交狀況嚴重，觀察者常見到較似白頭翁的個體與較似烏頭翁的個體一起活動，且有配對的行為，許多個體同時具有兩種鳥之特徵，例如白頭的個體嘴邊卻有橘色痣，或是烏頭的個體嘴邊缺乏橘色痣，亦有頭上黑白交雜之個體，亞成鳥更是難以區別，因此將外貌似白頭翁與烏頭翁的個體，都以雜頭翁紀錄，作為同一鳥種進行資料分析，僅有鳥種名錄以白頭翁與烏頭翁列名。

2. 優勢鳥種

去除各個樣區出現隻數2隻以下之鳥種，各樣區鳥種組成如圖3-3、圖3-

4, 慣行西寶樣區的優勢種主要為白腰文鳥, 其他密度較高的鳥種包括雜頭翁、綠繡眼、白環鸚嘴鶉等; 有機西寶樣區的優勢種依次為雜頭翁、洋燕、山紅頭、綠繡眼, 白環鸚嘴鶉, 紅嘴黑鶉; 復育西寶的優勢種依次為雜頭翁及繡眼畫眉、綠繡眼、五色鳥、紅嘴黑鶉、山紅頭。慣行洛韶的優勢鳥種依次為粉紅鸚嘴、白腰文鳥、冠羽畫眉、綠繡眼、雜頭翁; 有機華祿溪的優勢種依次為冠羽畫眉、綠繡眼、洋燕、白耳畫眉、綠畫眉、繡眼畫眉等; 復育華祿溪的優勢鳥種主要為冠羽畫眉, 其他密度較高的鳥種包括黃胸數眉、白耳畫眉。

3. 比較不同農法樣區的鳥類群聚差異

西寶的3個樣區在鳥類密度、夏農多樣性指數、均勻度皆沒有顯著差異, 而鳥種數則接近顯著差異(表 3-15)。進一步比較3個樣區的鳥種數, 發現有機西寶樣區的鳥種數顯著較慣行西寶樣區高, 復育西寶樣區則與其他兩者沒有顯著差異。

洛韶至華祿溪的3個樣區在鳥種數、夏農指數有顯著差異(表 3-16), 鳥類密度、均勻度方面則沒有顯著差異。進一步比較3個樣區的鳥種數, 發現慣行洛韶樣區的鳥種數顯著較復育華祿樣區溪高, 有機華祿溪樣區則與其他兩者沒有顯著差異。進一步比較3個樣區的夏農指數, 發現有機華祿溪樣區與慣行洛韶樣區的夏農指數顯著較復育華祿樣區溪高, 前兩者之間則沒有顯著差異。

4. 不同農法樣區之生態同功群組成比較

以鳥類個體密度計算各樣區之生態同功群組成比例, 西寶各農地類型中(圖 3-5), 同功群所占比例最高的皆為雜食者, 蟲食者的比例在有機耕地(37.69%)與復育耕地(30.64%)中, 遠較植食者高(5.03%、4.62%); 但在慣行耕地中, 植食者的比例(29.37%)高於蟲食者(17.46%)。在洛韶至華祿溪地區(圖 3-6), 各樣區中同功群所占比例最高的皆為雜食者, 在有機樣區蟲食者比例(39.08%)遠高於植食者(0.57%), 在復育樣區甚至沒有記錄到任何植食者; 但在慣行樣區中, 亦可見植食者的比例(34.18%)高於蟲食者(12.76%)的狀況。

表 3-13、2017 太魯閣國家公園西寶至華祿溪地區農地之鳥類調查，各樣區之鳥類個體密度與所屬生態同功群。

中名	慣行西寶	有機西寶	復育西寶	慣行洛韶	有機華祿溪	復育華祿溪	同功群
台灣竹雞	0.25	0.25	0.25	1.91			雜食者
黃頭鷺		0.13	1.15				蟲食者
大冠鷺						0.13	肉食類猛禽
鳳頭蒼鷹						0.13	肉食類猛禽
金背鳩	0.25	1.27	0.76	0.16			植食者
五色鳥	1.53	1.40	2.16	0.64	1.02	0.13	雜食者
小啄木		0.25			0.13		蟲食者
灰喉山椒鳥				0.16		0.76	蟲食者
綠畫眉		0.89	0.76	0.95	1.66		蟲食者
小卷尾			0.13		0.76		蟲食者
黑枕藍鶺鴒	0.51	0.89	0.89				蟲食者
巨嘴鴉		0.89	0.76	0.16	0.25	0.76	雜食者
洋燕	0.51	3.18	1.02		2.55		蟲食者
青背山雀				0.16	0.89	0.38	蟲食者
黃山雀						0.25	蟲食者
白環鸚嘴鵯	1.53	1.66	0.64	1.11	0.25		雜食者
雜頭翁	1.91	4.07	3.06	3.02	0.25		雜食者
紅嘴黑鵯	1.15	1.66	1.91	0.64	0.89		雜食者
棕面鷺	0.13		0.51		0.89	0.13	蟲食者
小鷺				0.95			蟲食者
深山鷺							蟲食者
斑紋鷓鴣				0.16			蟲食者
粉紅鸚嘴				6.37			植食者
冠羽畫眉				3.82	3.57	8.40	雜食者
綠繡眼	1.27	2.67	2.16	3.34	2.42		雜食者
山紅頭	0.64	3.18	1.78	1.59	0.51	0.25	蟲食者
小彎嘴	0.25	1.40	0.25	0.16			雜食者
大彎嘴				0.32		0.13	雜食者
頭烏線	0.89	0.64	0.51		0.13		蟲食者
繡眼畫眉	0.51	0.51	3.06	1.27	1.53	0.76	雜食者
白耳畫眉	0.13			0.16	1.91	1.91	雜食者
黃胸藪眉					1.27	2.80	雜食者
黃腹琉璃		0.25			0.64	1.15	蟲食者
臺灣紫嘯鵯						0.13	蟲食者

中名	慣行西寶	有機西寶	復育西寶	慣行洛韶	有機華祿溪	復育華祿溪	同功群
白尾鴿					0.25	0.25	蟲食者
鉛色水鵝					0.13		蟲食者
紅胸啄花					0.13		植食者
灰鵝鴿	0.13	0.13			0.13		蟲食者
白腰文鳥	4.46		0.25	4.14			植食者
密度總計	16.04	24.57	22.03	31.19	22.15	18.46	

表 3-14、2017 太魯閣國家公園西寶至華祿溪區域農地之鳥類調查，各樣區之鳥類物種數、夏農指數(Shannon-Wiener's Index)、均勻度(Species Evenness)。

	慣行西寶	有機西寶	復育西寶	慣行洛韶	有機華祿溪	復育華祿溪
物種數	17	19	19	22	23	17
夏農指數	2.48	2.77	2.67	2.74	2.83	1.96
均勻度	0.88	0.94	0.91	0.89	0.90	0.69

表 3-15、2017 太魯閣國家公園西寶地區鳥類調查，以 Kruskal-Wallis test 比較三種農地類型之鳥類物種數、密度、夏農指數(Shannon-Wiener's Index)、均勻度(Species Evenness)。

	慣行農法	有機農法	回收復育	X ²	P
物種數	7.8±3.3 ^a	12.6±2.4 ^{ab}	10.2±1.9 ^b	5.705	0.058
鳥類密度	16.04±6.58	24.57±7.91	22.03±4.33	2.405	0.300
夏農指數	1.69±0.59	2.33±0.25	2.09±0.27	3.660	0.160
均勻度	0.85±0.13	0.92 ± 0.04	0.92±0.06	0.365	0.833

註：群聚介量的值之上方若標有英文字母，不同的英文字母表示事後檢定達到顯著差異。

表 3-16、2017 太魯閣國家公園洛韶至華祿溪地區鳥類調查，以 Kruskal-Wallis test 比較三種農地類型之鳥類物種數、密度、夏農指數(Shannon-Wiener's Index)、均勻度(Species Evenness)。

	慣行農法	有機農法	回收復育	X ²	P
鳥種數	11.0±1.0 ^{ab}	11.2±3.7 ^a	7.4±1.1 ^b	6.315	0.043
鳥類密度	30.69±8.52	22.15±10.58	18.46±2.74	5.04	0.081
夏農指數	2.10±0.16 ^a	2.10±0.39 ^a	1.55±0.27 ^b	7.28	0.026
均勻度	0.87±0.07	0.88±0.07	0.78±0.10	3.395	0.183

註：群聚介量的值之上方若標有英文字母，不同的英文字母表示事後檢定達到顯著差異。

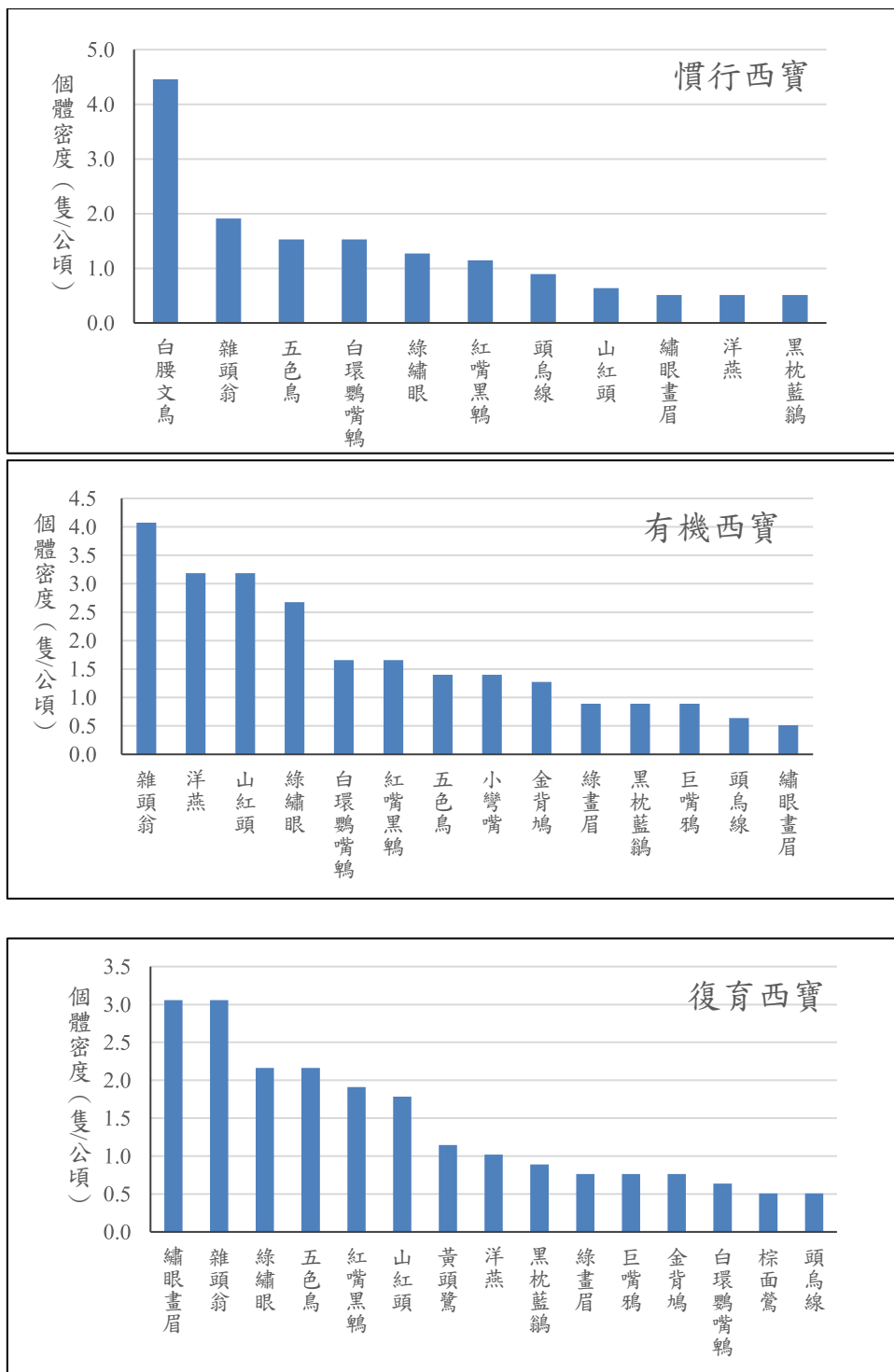


圖3-3、2017年太魯閣國家公園西寶地區鳥類調查，三種農地類型之優勢鳥種。

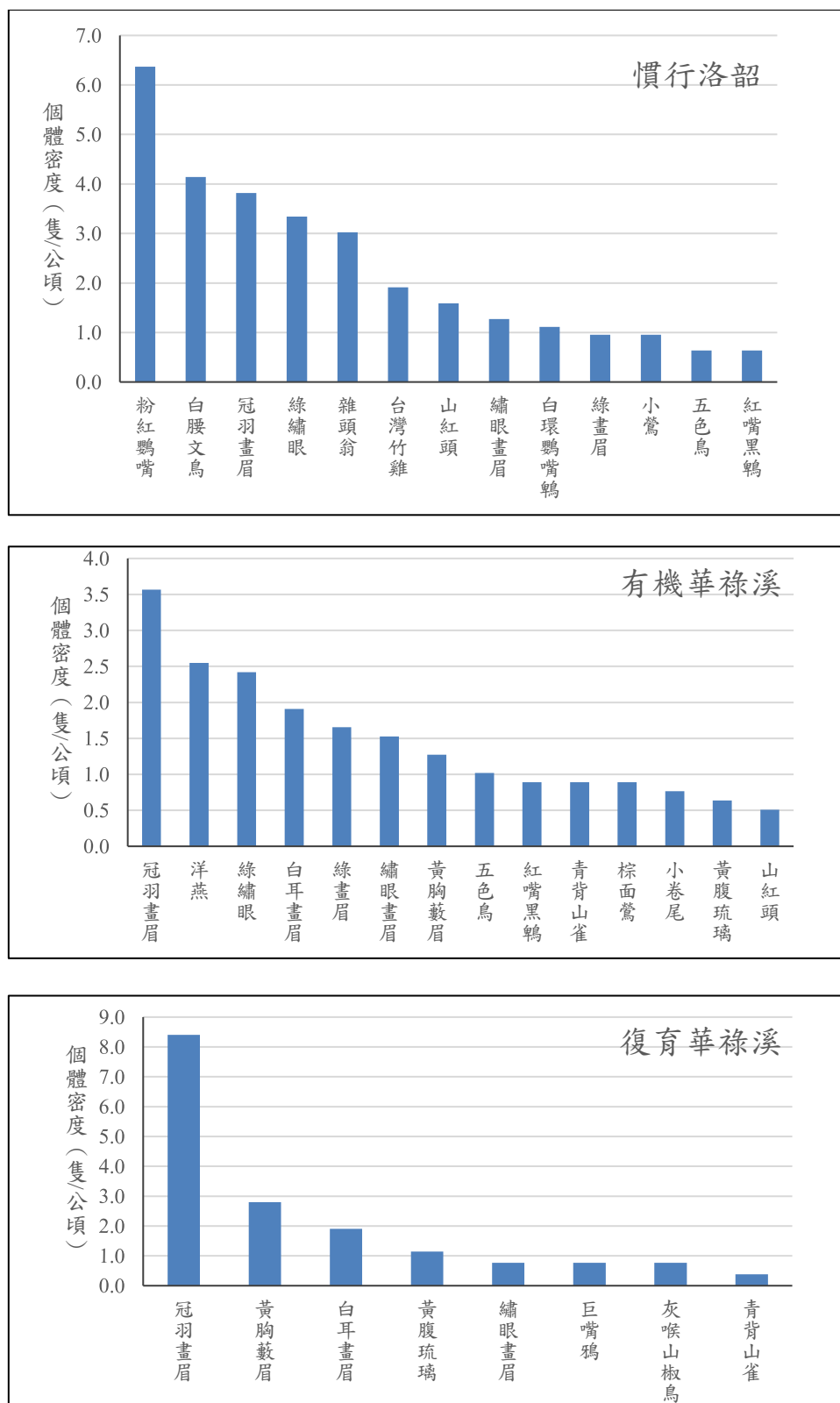


圖3-4、2017年太魯閣國家公園洛韶至華祿溪地區鳥類調查，三種農地類型之優勢鳥種。

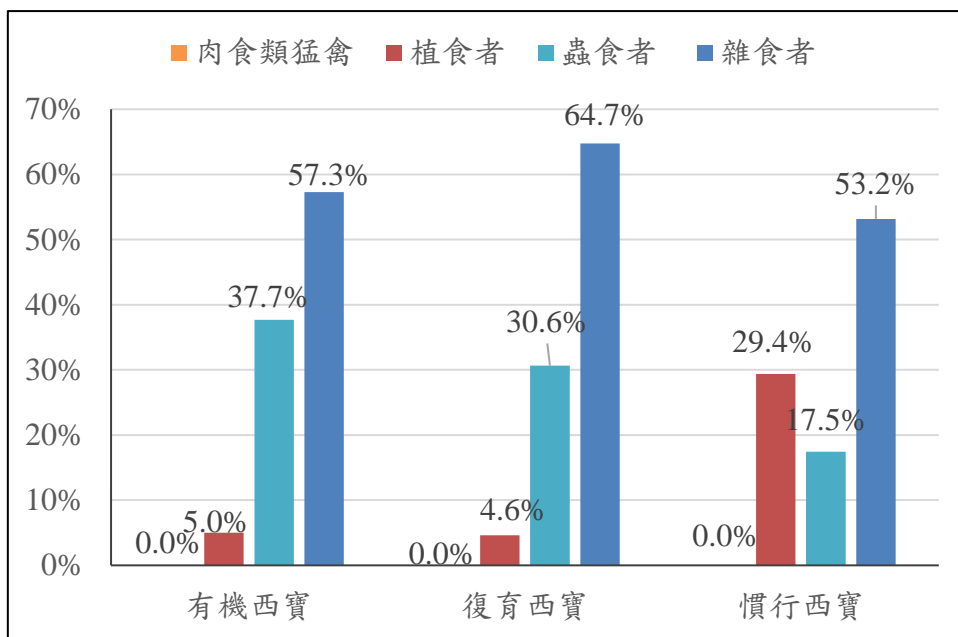


圖 3-5、2017 年太魯閣國家公園鳥類調查，各鳥類同功群在西寶各樣區之組成比例。

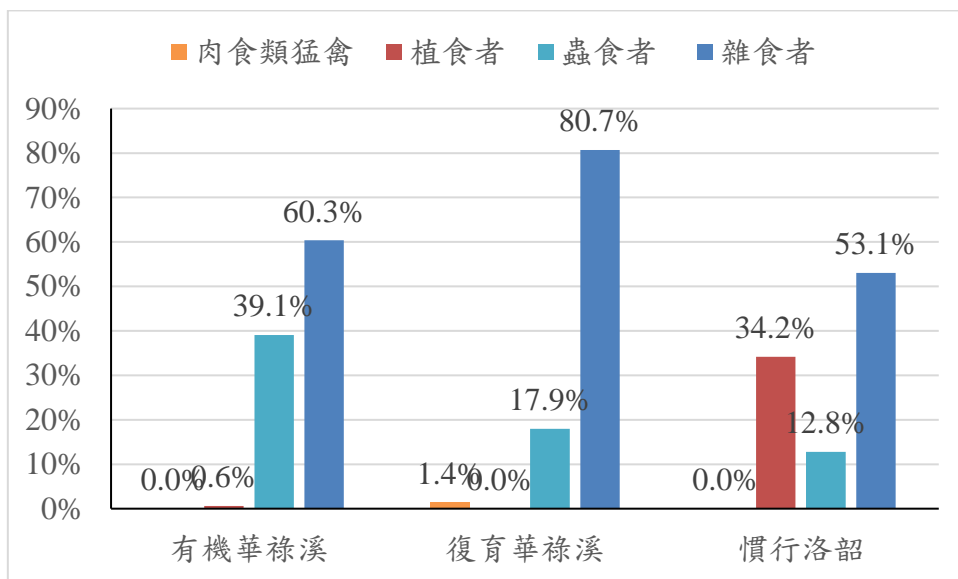


圖 3-6、2017 年太魯閣國家公園鳥類調查，各鳥類同功群在洛韶至華祿溪各樣區之組成比例

(四)、蝶類

於 2017 年 5 月至 9 月間共進行 5 次調查，共發現 5 科 90 種蝶類(附錄三)，共 994 隻個體，其中以緣點白粉蝶最優勢，共記錄 343 隻個體，數量第二多的物種為台灣斑眼蝶，記錄 42 隻。較特別的發現是在西寶的復育耕地出現白絹粉蝶，這是一種相對較稀少的蝶類，分布地點侷限於臺灣東部少數地區，包含太魯閣國家公園中海拔山區如新白楊與洛韶等地區，分布海拔介於 1000-2000 m，為一年一世代的蝶類，西寶地區海拔低於前述區域，為首次發現該物種。

比較不同類型農地間之蝶類群聚介量(表 3-17)，物種數在西寶、洛韶至華祿溪兩區，均以回收復育耕地最高，慣行與有機農法耕地相仿；個體數在西寶以有機農法耕地最高、在洛韶至華祿溪以慣行農法耕地最高，無一致趨勢；夏農指數與均勻度在兩區均以回收復育耕地最高，但在西寶以慣行農法耕地高於有機農法耕地、在洛韶至華祿溪則相反之。

使用各月份之重覆調查資料，以 Kruskal-Wallis test 比較不同類型農地間之蝶類群聚介量，在西寶地區(表 3-18)，物種數、夏農指數、物種均勻度在三種類型農地均無顯著差異；在洛韶至華祿溪地區(表 3-19)，物種數($P = 0.034$)與夏農指數($P = 0.025$)均以回收復育耕地顯著較高，有機農法與慣行農法耕地之間則無顯著差異，均勻度在三種類型農地無顯著差異。

分析夏農指數(圖 3-7)與物種均勻度(圖 3-8)之月變化，可發現多數時間都以回收復育耕地具有最高的夏農指數與物種均勻度，但有機農法耕地與慣行農法耕地則隨時間變化互有高低，比較起來並無明顯優劣。

表 3-17、2017 太魯閣國家公園西寶至華祿溪區域農地之蝶類調查，各樣區之蝶類物種數、個體數、夏農指數(Shannon-Wiener's Index)、均勻度(Species Evenness)。

	西寶			洛韶至華祿溪		
	慣行農法	有機農法	回收復育	慣行農法	有機農法	回收復育
物種數	33	34	47	28	29	47
個體數	147	318	167	140	112	110
夏農指數	2.51	2.18	3.46	2.18	2.57	3.54
均勻度	0.72	0.62	0.90	0.65	0.76	0.92

表 3-18、2017 太魯閣國家公園西寶地區蝶類調查，以 Kruskal-Wallis test 比較三種農地類型之蝶類物種數、夏農指數(Shannon-Wiener's Index)、均勻度(Species Evenness)。

	慣行農法	有機農法	回收復育	X ²	P
物種數	11.2 ± 4.38	18 ± 3.94	14 ± 4.42	4.848	0.089
夏農指數	1.84 ± 0.69	2.68 ± 0.25	1.93 ± 0.75	5.540	0.063
均勻度	0.76 ± 0.18	0.93 ± 0.02	0.73 ± 0.21	5.040	0.080

表 3-19、2017 太魯閣國家公園洛韶至華祿溪地區蝶類調查，以 Kruskal-Wallis test 比較三種農地類型之鳥類物種數、密度、夏農指數(Shannon-Wiener's Index)、均勻度(Species Evenness)。

	慣行農法	有機農法	回收復育	X ²	P
物種數	7.6 ± 1.95 ^a	8.2 ± 2.95 ^a	13.2 ± 3.77 ^b	6.777	0.034
夏農指數	1.63 ± 0.63 ^a	1.69 ± 0.37 ^a	2.37 ± 0.26 ^b	7.340	0.025
均勻度	0.8 ± 0.26	0.82 ± 0.1	0.93 ± 0.02	5.460	0.065

註：群聚介量的值之上方若標有英文字母，不同的英文字母表示事後檢定達到顯著差異。

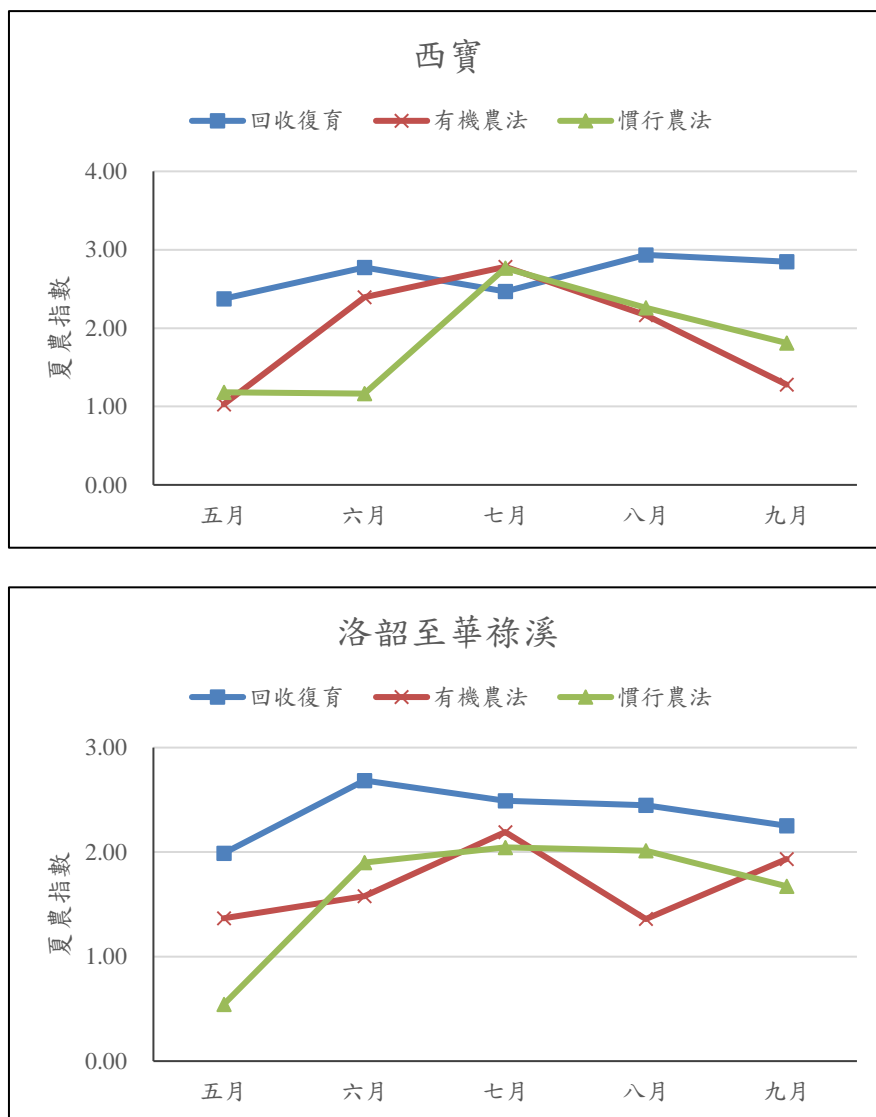


圖 3-7、2017 年 5 月至 9 月太魯閣國家公園西寶與洛韶至華祿溪地區蝶類調查，三種農地類型之夏農生物多樣性指標(Shannon-Wiener's Index)月變化。

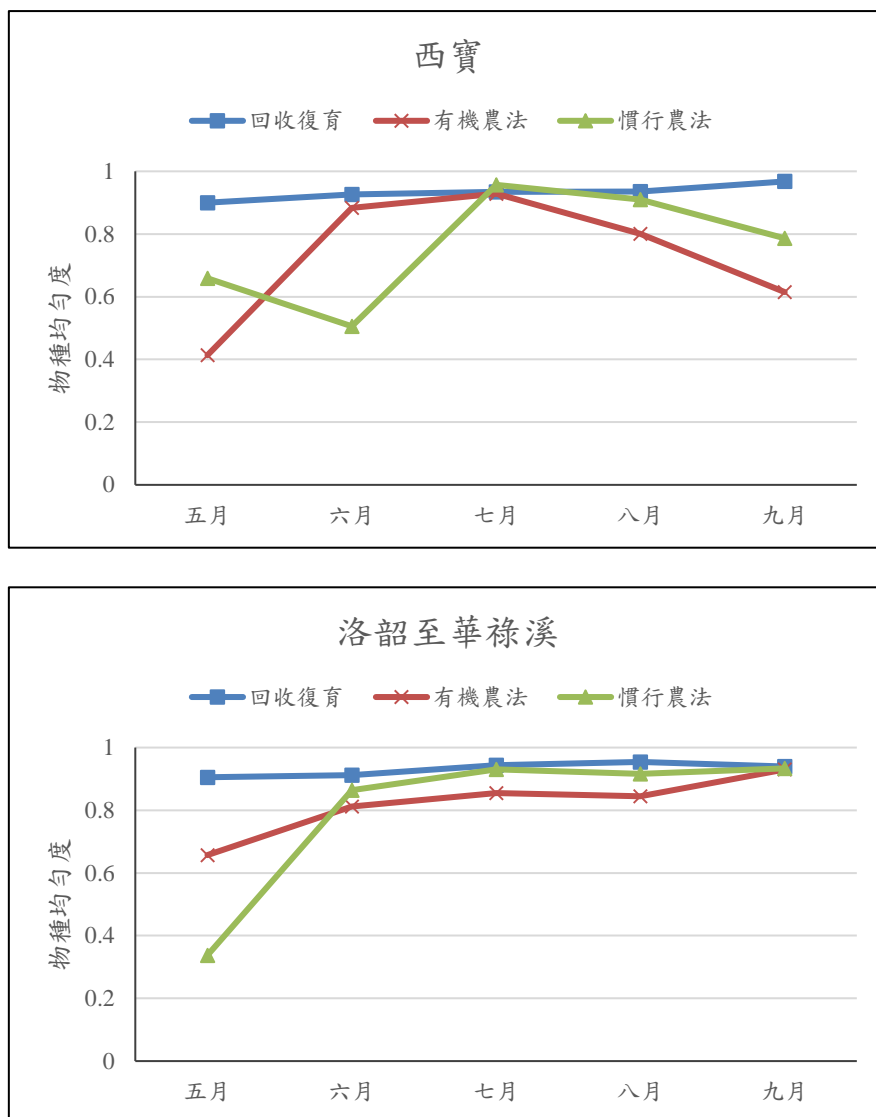


圖 3-8、2017 年 5 月至 9 月太魯閣國家公園西寶與洛韶至華祿溪地區蝶類調查，三種農地類型之物種均勻度(Species Evenness)月變化。

三、降低農損方法技術之評估

(一)、定點偵測裝置—單以減輕農損為目的

為防治梅花鹿與野豬對農田的損害，日本太田精器株式會社已開發出商業化的鳥獸忌避裝置 Super Beam，其組成包括六個部分：1. 紅外線偵測器，用以感應大型動物入侵農地；2. LED 閃光燈，使用燈光驚嚇入侵的動物；3. 喇叭，發出威嚇聲音驚嚇入侵的動物；4. 攝影機，拍攝現場狀況；5. 網路裝置，傳遞影像給後端管理人員；6. 太陽能電力設備，提供電力。此外，可同時配合電圍籬以達到更完整的防治效果。

Super Beam 模組售價約新台幣 55,000 元，另有功能相似但以怪獸為造型的 Super Monster Wolf，售價約新台幣 55,000 元。這兩種裝置目前已獲得日本媒體報導，表示其具有良好的防治效果，然尚未見到有相關文獻以科學性的方法驗證其效果，未來可尋求農業主管機關合作，引入類似裝置並檢驗其成效，以因應日益嚴重的野生動物損害農作物問題。又或可接洽國內廠商，自行研發類似裝置，由於各部件都已有款式眾多且技術成熟的商品可供選擇，國內應有許多廠商有能力進行設計與組裝。

此方案優點為(1)已有商業化模組，亦可由國內廠商研發，(2)聲光裝置可即時嚇阻動物入侵；缺點為(1)效果待驗證，(2)需設法進口，或需要開發成本。

(二)、定點偵測裝置—可配合生態監測或展示

1. 紅外線自動相機

紅外線自動相機具有紅外線感應器，當感應到溫度變化，便會自動拍攝照片，目前被廣泛使用在野生動物的生態監測、狩獵等領域上。現在已有數款紅外線自動相機，可在拍攝照片後，利用行動電話的多媒體簡訊或行動網路功能，即時自動回傳給管理者。若應用在農田監控上，管理者可在收到動物入侵的照片後，立即前往現場進行驅離防治措施，照片亦可同時傳送給研究人員或主管機關，作為生態監測或環境教育展示之資料。一台機器的費用大約新台幣 10,000-20,000 元，每月另需數百元網路費用。

此裝置優點是(1)已有多款產品可供選擇與使用，(2)僅需行動電話網路訊號即可運作，(3)僅需數顆電池即可維持長時間的工作；缺點則是(1)無法即刻啟動驅離措施，需待管理人員前往現場，(2)誤判率較高，會寄發許多無動物或非目標動物的無用訊息，需另行開發圖像自動辨識系統以幫助篩選資訊，(3)監控較大範圍時，需使用多台機器，費用較高。

2. 監控攝影機

目前市面上有多款居家安全監控攝影機，鏡頭以有線網路或無線網路連結到室內主機儲存影像，鏡頭單價不高，可依需求裝配多組鏡頭監測農地。目前已有影像自動辨識系統，當畫面出現大型動物時，自動辨識並同時發出警報，但此辨識系統為針對居家安全所開發，欲應用於農地的監測上，需再進行修改。多組攝影機加上主機，裝設費用在新台幣數萬元以內。

此裝置優點是(1)可拍攝動態影像，(2)可監測範圍較廣；缺點是(1)電力需求較高，需有電力系統，(2)網路需求高，需使用有線網路或裝設 wifi，(3)攝影機對戶外環境的耐受力相對較差。

(三)、動態偵測裝置—無人飛行載具

無人飛行載具的市場在近幾年快速發展，已經廣泛應用在各種空拍作業上，也被應用在災區勘察、生態監測、農地監測等領域。澳洲昆士蘭科技大學的研究人員為了監測無尾熊族群，使用無人飛行載具搭載攝影鏡頭與熱感應鏡頭，自動記錄樣區內的無尾熊活動狀況，而拍攝到的個體照片，也利用人工智慧程式，自動根據其體色、體型、與其他特徵進行個體辨識 (Gonzalez et al. 2016)。此外，澳洲野犬(dingo)在郊區也與野生動物或人產生許多衝突，該研究團隊也正嘗試利用無人飛行載具，監測澳洲野犬的分布與移動狀況。在農業上的應用則包括了：土壤溫度與水含量監測、作物數量估算、植物生長指標調查...等。

若應用在本區之野生動物危害防治，可令無人飛行載具固定時間、固定路線在農地巡航，機上搭載攝影鏡頭與熱感應器，當偵測到大型動物入侵時自動回

報管理端。目前市面上的無人飛行器款式眾多，價格從新台幣數千元至數十萬元不等，符合農地巡航需求的機型，價格應在數萬元以上。

此方法優點是(1)偵測範圍可涵蓋整片田地，缺點是(1)價格較昂貴，(2)控制系統、動物辨識程式、回報系統均待開發，(3)仍需要人員前往現場處理，(4)天候不佳(例如風大、下雨)時無法巡航。

(四)、問題動物監測裝置

1. RFID (radio frequency identification)

RFID 是一種無線傳輸系統，系統中每個物件均有一組特有的序號，物件之間使用電波互相傳遞資訊。在野生動物研究中，RFID 已被廣泛用在鳥類研究上，提供動物行為資訊包括：個體間的互動與配對、餵食行為、孵卵行為、探索與移動行為、領域行為、生理狀況...等 (Bonter and Bridge 2011)，也被應用在防止野生動物被路殺的警報系統上 (Viani et al. 2014)。

若應用在本區之野生動物危害防治，可針對問題動物，例如常入侵的野豬個體及猴群中的優勢個體，進行捕捉與裝設 RFID，並在農地周邊設立接收站，當問題動物靠近時，接收站收到信號便自動通報管理端、或自動觸發驅離裝置。目前一個 RFID 標籤價格約新台幣數十元，接收站則需要新台幣數萬元。

優點是(1)成本相對低，(2)警報準確性高；缺點是(1)無法即時驅離動物，需待人員前往現場，或需開發自動驅離裝置，(2)需設定目標對象並成功捕捉。

2. 電擊項圈

為減少狼群對家畜的危害，Rosler et al. (2012)捕捉 10 隻灰狼 (*Canis lupus*)，掛上電擊項圈，當灰狼進入牧場範圍時，項圈會給予微弱的電擊警告，迫使其離開，以訓練灰狼避開牧場範圍。經過 40 天的訓練期之後，儘管不再施予電擊，灰狼仍有很長的時間不敢再進入牧場範圍。若應用在本區，可針對各猴群中的優勢個體進行捕捉、放置項圈，當優勢個體靠近農地時，項圈便施以痛覺刺激，使其不敢再靠近，連帶降低其所屬猴群進入農地的機會。項圈單價在十萬元以上。

本方法優點是(1)警報準確性高，(2)可即時驅離動物；缺點是(1)可能產生關於動物福利之疑慮，事前應審慎評估，(2)需成功捕捉正確對象、(3)費用較高。

(五)、儀器實地測試

目前使用具自動回報功能之紅外線自動相機(Boly Guard MG984G)作測試，於 10-11 月與兩位農民合作。

農民 A 經營有機農業，同時種植果樹與蔬菜，本案測試期間果樹已採收，其較擔心蔬菜受到危害，故主要防治對象設定為野豬，相機工作時間設定於夜間(18:30-6:00)。由於設置地點僅有 3G 網路訊號，且訊號強度不足，無法以 e-mail 發送照片，改用多媒體簡訊發送照片至農民、研究團隊共三個行動電話門號，每筆資料花費新台幣 20 元。

實際測試發現相機工作 15 日後電力耗盡，期間共拍到 3 次長鬃山羊、3 次老鼠、1 次黃鼠狼，並未拍到野豬。農民 A 表示最近剛好野豬都沒出現，以目前的測試體驗，農民 A 相信若野豬出現，相機將有助於通知他及早採取驅離措施，因此樂於繼續使用相機設備。然農民 A 希望政府能補助此設備，其效果並不足夠讓農民 A 願意自費購買。

農民 B 同時擁有慣行田與有機田，慣行田部分目前種植番茄，最近常受台灣獼猴危害，故將相機架設於慣行番茄田，防治對象主要為台灣獼猴，相機工作時間設定於日間，從農民午休後開始監測至入夜(11:30-18:30)，拍攝到的照片以 email 發送，每筆資料以網路流量 5 mb 計算，需花費新台幣 0.6 元。

實際測試發現相機已工作 33 天，仍持續工作中，但效果不佳，日間拍攝農地時，常因拍攝範圍溫度過高而空拍，數次調整位置與相機工作時間，皆未能獲得良好的拍攝效果，顯示該機種在日間之監測能力難以有助於防治台灣獼猴的危害，農民 B 也無意願繼續使用。

第四章、討論

一、農業活動與野生動物之衝突極可能解決方案

根據受訪者提供的資訊，本地區每 1 甲農地一年的產值可達一百萬至三百萬元，在積極防治野生動物危害的情況下，農損大約 10-30%，意即每年有數十萬元的損失，若未採取防治措施，損失可達 50-80%，這樣的農損金額的確已對當地農民造成很大的影響。與林曜松(1997)在本區調查的結果相同，台灣獼猴與野豬仍是危害最嚴重的兩種動物，故後續防治措施應主要針對這兩個物種作設計。

McIvor and Conover (1994)的研究指出農民較一般民眾更傾向使用致死性的方法控制野生動物問題。本區農民對野生動物的態度相對較友善，訪查過程發現許多居民不願放陷阱捕獵，目前村落附近的陷阱及狩獵活動並不多，但部分受訪者也認為，正因為近年狩獵活動減少，導致動物變多、農損更嚴重。本地區居民受野生動物損害嚴重，卻不傾向使用致死性的方法，與保育主管機關的立場相符，相關單位更應該協助引導其他非致死性的動物危害防治措施給農民使用。蘇慕容等(2014)曾邀請台東區農業改良場分享防猴技術，未來可繼續舉辦類似活動，讓專家了解農民後續應用情形，農民也能與專家溝通討論，改善防猴技術。

電圍籬為國內外很普遍的防治野生動物方法，近年國內也被推廣用在獼猴危害防治上，架設 200 公尺電圍籬的費用約新台幣 60,000 元，且可向政府申請部分補助，經現場測試，防治效果亦良好(林良恭等 2016)。電圍籬須事前審慎評估施作方法，確實的移除或阻擋獼猴可能入侵的路徑，本區域受限於地形、環境，田地常緊鄰陡坡與森林，導致此方法效果不佳。若要達到效果，需犧牲田地邊界處的一定空間來施作電圍籬。本區部分農民認為這樣做會導致種植作物的空間減少，而不願使用，但也有部分農民認為若能有效防治野生動物入侵，願意犧牲部分空間來架設電圍籬。此外，農民另一個不願架設電圍籬的原

因是認為太危險，怕其他人誤觸造成傷亡，但其實目前較新的電圍籬產品具有安全設計，可有效避免誤觸受傷之情形，未來應提供最新的電圍籬資訊，更應邀請電圍籬專業施作團隊進駐，協助本區的野生動物防治規劃。

作物曾遭受野生動物損害的農民，其對野生動物的態度往往較非農民更負面(McIvor and Conover 1994；West and Parkhurst 2002)，但若野生動物可以提供其他附加價值，便可望提昇人們對其危害的容忍度(Treves et al. 2009；Dickman 2010)。生態旅遊與環境教育是提昇附加價值的可能方法，前者有機會帶來直接的經濟收益，後者則可能提升民眾關於生態保育的內在價值觀。訪查結果發現有部份受訪者期望可以推動當地生態旅遊，也期望研究團隊的研究調查資料可以提供他們使用，也有受訪者建議研究資料應該作為教育用途，提供予西寶國小的老師學生，因此這兩個方法在本區應具有發展潛力。當然，生態旅遊與環境教育並非萬靈丹，生態旅遊需要許多前期的投資，且不會帶來巨大的收益，環境教育則收效較緩慢，需要長期的努力。但這兩個方法符合國家公園的經營管理方向，帶來負面影響的可能性也較低，因此可以作為未來國家公園管理處、當地社區、及研究團隊嘗試合作的重要項目。

太魯閣國家公園近年協助園區內社區發展生態旅遊(e. g. 吳海音 2007；蘇慕容等 2014；陳逸忠等 2015)，發展過程發現仍有許多困難待克服，例如 1. 農忙時間為 2-10 月，故居民僅有冬天能投注較多心力在生態旅遊。我們建議在農忙時期可發展其他方式引入外界資源，例如提供 long stay、以工換宿的機會，本區域的特色是山區生活、農場生活、容易見到野生動物，都足以吸引年輕人前來體驗，對居民而言，則可在農忙時期引入更多人力資源，目前在墾丁國家公園亦有類似的行動正在進行。2. 居民參與意願不高，解說能力與專業知識待培養。這部份需要有專業且固定的輔導團隊長期協助，先與居民建立信賴關係，同時培養居民從事生態旅遊的觀念與能力，當生態旅遊理念漸漸傳遞出去，活動內容發展成熟，確實可獲得收益時，就能吸引更多居民參與。3. 公共設施與環境教育場域不足。建議加強與西寶國小的合作，在不影響學校教學與

校園安全的前提下，由國小提供相關空間設施。此外，過去西寶國小曾培養小小解說員，解說當地生態知識，雖已停辦數年，但據聞該校有意願恢復相關課程活動，該校學童有大約 1/3 來自附近社區，這樣的課程活動除了是學校環境教育的體現，也可能有助於推展生態保育理念至在地社區。4. 社區硬體環境不佳，旅程豐富性不足。蘇慕容等(2014)與陳逸忠等(2015)的報告已提供關於社區環境營造的建議，例如環境的整潔與美化方法、自然棲地的復育，我們還建議可以利用其他離聚落較遠、已廢棄多年的回收復育耕地，利用其既有的步道、較豐富的動物資源、與較開闊的視野，作為生態旅遊行程中，觀察哺乳動物、鳥類、蝶類等野生動物的景點。

二、回收復育、有機農法、慣行農法三種類型農地之生物多樣性監測

中大型哺乳動物調查結果，發現多數物種的平均出現指數都以回收復育耕地最高，但物種在慣行農法耕地之出現指數又常高於有機農法耕地。推測這樣的結果與人為干擾有關，中大型哺乳動物對環境的適應力強、專一性較低，但較受人為干擾所影響，三種農地類型中，回收復育耕地有最低的人為干擾，有機農法耕地則因為不施加農藥與除草劑，農民可能需要花費較多的時間在田間除草、除蟲，造成較高的人類出現之干擾，可能因此導致中大型哺乳動物靠近的機率低於慣行農法耕地。故上述資料支持回收復育耕地對於中大型哺乳動物族群有正面益處，但有機農法與慣行農法間相較，並無較正面的效應。惟本研究樣區範圍較小，相機站數量亦不多，僅能呈現此一趨勢，不能驟下定論。

小型哺乳類調查部分，本調查僅在有機農法耕地成功捕獲 7 隻鼠類個體，捕獲地點都在果樹旁或網室旁，地表有一些雜草但相對較開闊的環境，而在地表因為種植蔬菜而被農民大幅整理改變過的環境(例如高麗菜田)，或是回收復育耕地裡地表雜草灌木叢生的環境，都沒有捕獲鼠類，故目前難以確認是因為有機農法較利於小型哺乳類生存，或是因為地面植被環境差異造成鼠類密度差異。

鳥類調查部分，整體而言，本調查之有機農法耕地的鳥類多樣性指數較復育耕地及慣行農法耕地來得高，推論有機耕種的農地環境對鳥種多樣性是有利的。鳥類群聚在有機農場與慣行農場間之所以有明顯的差異，主要原因是有機農法的施作方式致使農地裡植物群集、無脊椎生物的數量及多樣性都相當高(Hole 等 2005)。顏瓊芬等人 2004 年於八卦山台地進行的研究發現，前期植群地比農耕作物地有更高的鳥類多樣性，該研究的前期植群地與本研究的復育耕地相似，是廢耕後有先驅植物進駐的棲地，而其農耕地多為慣行耕作的果園。在西寶地區，若將復育耕地與慣行耕地比較，復育耕地的鳥種數、夏農多樣性指數以及均勻度之數值皆較慣行耕地高，但有機耕地雖是農耕作物地，卻有比復育耕地更高的鳥種數、夏農多樣性指數以及均勻度，造成此結果的可能原因，推測如下：開闊的農地環境使觀察者對鳥類的偵測度提高；有機耕地樣區中鑲嵌灌叢與小片樹林，周遭也與森林環境接壤，邊緣效應造成鳥種數、鳥類密度的增加(陳恩理 1996)。

Hole et al. (2005)回顧多篇研究，探討有機農場是否比慣行農場有更高的生物多樣性，幾乎所有的研究都顯示有機農場比慣行農場有更高的鳥類數量以及鳥種數。但本調查中，有機耕地僅在鳥種數比慣行耕地高，若比較個體數量，洛韶慣行耕地的鳥類密度是所有樣區中最高的。洛韶慣行耕地中，植食者的粉紅鸚嘴與白腰文鳥常結群出現，有時達 20 隻以上，其數量相加佔了該樣區全部鳥類數量的 37%，但這兩種鳥類在有機耕地及復育耕地幾乎沒有出現，推測這兩種鳥對慣行耕地的高度適應，造成該樣區有最高的整體鳥類密度。

本調查中之華祿溪復育耕地樣區為林務單位收回之林班地，山坡地上散見幾株已無人照顧的果樹，其餘多為造林所種植之紅檜等針葉樹，整體以針葉林為主，鬱閉的森林環境造成觀察者觀測鳥類較為困難，加上林相單一，因此該樣區的鳥種數、密度等所有鳥類群聚介量皆為 6 個樣區中最低。

本調查之範圍皆位於 1500 公尺內之低海拔地區，根據許皓捷、李培芬 2005 年於太魯閣地區的研究，2000 公尺以下之低海拔地區，同一海拔段之內的

生態同功群，以雜食者及蟲食者密度最高，而本調查所有樣區皆以雜食者比例最高，與前人研究大致相符。但慣行農法耕地之植食者比例高於蟲食者，而有機農法與回收復育耕地之蟲食者比例高於植食者，可能意味著慣行農法區域之昆蟲量較少，降低了蟲食者的出現機率。

蝶類部分，不論物種數、夏農指數、物種均勻度，均以回收復育耕地最高，顯見回收復育耕地對於蝶類生物多樣性之正面效應。但有機農法與慣行農法耕地相較，其蝶類物種數相仿，夏農指數與物種均勻度則依樣區不同而互有高低，統計檢測結果差異均不顯著，顯示兩種農法耕地之蝶類生物多樣性並無明顯差別。

三、蓮花池地區中大型哺乳動物長期監測

與西寶至華祿溪區域相比，距離公路較遠、無農業活動進行且較少人類干擾的蓮花池地區，中大型哺乳動物與地棲型鳥類之物種數較多，水鹿、黃喉貂、黃鼠狼、深山竹雞、虎鵝目前只在蓮花池地區被記錄。以出現指數比較，多數物種都以在蓮花池的出現指數較高，惟野豬的平均出現指數在兩個地區相若(西寶至華祿溪區域：有機耕地 0.7 ± 0.5 、慣行耕地 1.0 ± 0.7 ；蓮花池：2016 下半年 1.9 ± 3.5 、2017 上半年 0.6 ± 0.6)，可見野豬的確較能適應受到農業活動干擾的環境。

出現指數雖然常應用在我國的野生動物監測上，但此方法具有一些缺陷，例如未能考慮偵測機率、微棲地環境影響大、單一樣點對結果影響明顯...等，Royle-Nichols model 可對前述缺點進行校正，然而 Royle-Nichols model 需要較大的樣本數，本研究在蓮花池的相機站數量亦嫌不足。因此對於野生動物族群動態之判斷，需同時考慮兩個方法的結果進行判斷，以獲得較正確的推論。

山羌的監測結果顯示其出現指數呈下降趨勢，但相對豐度指標(λ)與占據度(Ψ)上升，兩種指標呈現相反的結果，故推測山羌族群量應無顯著變動，可能因為樣本數較少，導致少數樣點的資料會對整體結果產生較明顯的偏移。但在水

鹿、野豬、鼬獾三個物種，兩種方法均顯示其族群量具下降趨勢，若檢視單一相機站的出現指數長期變化，也呈現相同的趨勢，顯示其族群量很可能的確下降。族群量下降的原因目前不明，由於已經很少有人進入本區，應可排除狩獵或遊憩干擾之影響；狗的出現指數上升是一個可能因素，然而拍攝到的狗整體數量仍很低，其攻擊行為或資源競爭情形，應不至於如此快速的對野生動物族群造成明顯衝擊；可能性較高的因素是疾病的傳播，過去本區食肉目動物的犬瘟熱陽性率為 25.8% (朱何宗 2009)，狗的自由活動情形增加，也可能加速犬瘟熱的散播，導致鼬獾數量下降，但這仍無法解釋水鹿與野豬的族群量下降，未來應持續監測，以了解此變化屬於自然的族群波動，或是的確受疾病等因素影響。綜合以上資料推測，步道毀損後人為干擾的退出，並沒有讓本區野生動物族群量增加。

四、降低農損方法技術之評估

本計畫提供未來同時用於動物損害防治與生態監測之可能方法，其中多數都已具有商業化的產品，但部分需要自國外引進，部分則是原本設計於其他用途上，若要使用在野生動物監控，需要進一步調校。但整體而言，技術門檻與所需經費都不至於過高，具有開發潛力。

其中紅外線自動相機的定點監控，是最立即可投入應用的方法，其優點在於架設與使用十分容易，但主要缺點為無法即時驅離動物，且目前測試之機型誤判率過高，未來若欲應用，需再尋找更符合需求的機型。而另外幾種定點偵測裝置與動態偵測裝置，都需要投入開發成本，若能開發成功，功能更強外，後續也更具發展性。

建議國家公園主管機關未來可與農業部門、林業部門合作，防治技術由農業或林業部門開發，國家公園可扮演推動、協調的角色，促進居民與野生動物之和諧共存。

參考文獻

- 王相華、陳正豐、高瑞卿、張藝翰。2010。中海拔廢耕地生態復舊作業方式綜合探討—以蓮花池農墾地為例。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 王維辰、許育誠。2011。太魯閣地區農地和廢耕地之鳥類群聚。國家公園學報。21:9-20.
- 王穎、朱有田、翁國精、顏士清、洪千翊、邱岫文、陳匡洵、李冠逸、葉川逢、楊書懿、陳怡君、林子祐、劉士豪、廖昱銓、林函瑜、沈祥仁。2014。臺灣水鹿跨域整合研究(三)。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 王穎、李瀉薇、蔡哲亮、印莉敏。1993。臺灣地區野生動物危害農作之現況及其防治措施之可行性研究。行政院農委會。
- 古德業。1985。臺灣鼠類研究與防治概況。松鼠為害林木防治研討會論文集。行政院農委會林業特刊第2號,3-16頁。
- 吳幸如。2009。狩獵與危害防治對臺灣野豬(*Sus scrofa taiwanus*)族群影響之探討。國立臺灣師範大學生命科學系博士論文。
- 林良恭、吳榮笙。2009。雪霸國家公園哺乳類動物相調查—武陵地區。雪霸國家公園管理處委託研究報告。
- 林良恭、侯惠美、黃崇鑫、高明脩。2016。臺灣獼猴危害防治輔導平臺與技術精進(1/2)。行政院農業委員會林務局保育研究系列 104-08 號。
- 林恩顯、林顯宗、黃維憲、薛淑美。1991。太魯閣國家公園人口變遷與經濟活動研究報告。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 林晏州、傅元幟、黃雅鈴、吳青蓉、黃照婷、樂婉玉、陳怡婷。2005。太魯閣國家公園園區生態旅遊整體規劃研究。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。

- 林曜松。1997。太魯閣國家公園聚落附近野生動物族群之經營管理。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 柯智仁。2004。觀霧地區森林地景與鳥類群聚的關係。國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所碩士論文。
- 紀駿傑、詹嘉慧。2002。原住民與國家公園/保護區共同管理之發展歷史、現況與個案之探討。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 夏禹九、林佩蓉。2011。太魯閣國家公園氣象觀測站維護及資料庫建置。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 徐國士、陳紫娥、陳添財、姜聖華、李莉莉、胡斐媛。2006。太魯閣國家公園中低海拔生態環境變遷之研究。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 張仕緯。2000。中部地區臺灣獼猴危害農作物現況調查。特有生物研究 2:1-12.
- 許皓捷、李培芬。2006。太魯閣國家公園鳥類群聚之研究(一)。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 許皓捷。2003。台灣山區鳥類群聚的空間及季節變異。國立臺灣大學動物學研究所博士論文。
- 郭寶章。1985。臺灣赤腹松鼠對森林為害及其防治之造林學的研究。國立臺灣大學農學院實驗林研究報告第 159 號。
- 郭寶章。1990。臺灣松鼠之生物學特性及其為害與防治。行政院農委會林業特刊第 33 號。
- 陳怡君、王穎、廖家宏、葉建緯。2008。陶塞溪流域中大型哺乳動物族群監測模式研究含梅園、竹村農地復育後野生動物族群評估。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 陳怡君、王穎、賴冠榮、黃敏琪、廖昱銓。2009。代表性生態系經營管理—農

- 業用地回收後生態復育計畫第一期。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 陳恩理。1996。邊緣效應對於福山鳥類群聚的影響。國立臺灣大學動物學系碩士論文。
- 陳逸忠、廖中勳、朱珮文、辜瑞源。2015。太魯閣國家公園西寶聚落與鄰近區域產業發展之生態旅遊培力計畫。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 陳雅慧。2010。太魯閣峽谷西寶天祥居民之集體認同研究。太魯閣國家公園管理處研究生研究報告。
- 裴家騏、姜博仁。2002。大武山自然保留區和周邊地區雲豹及其他中大型哺乳動物之現況與保育研究(一)。行政院農委會林務局研究系列 90-6 號。
- 應之璘、蘇學波。1985。臺灣森林鼠害之防除與研究。松鼠為害林木防治研討會論文集。行政院農委會林業特刊第 2 號，135-146 頁。
- 顏士清、廖佩柔。2016。太魯閣國家公園蓮花池耕地復育生態監測與智慧監控規劃。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。
- 顏瓊芬、莊銘豐、鍾昇興、關永才。2004。八卦山台地棲地類型與鳥類群聚關係之探討。台灣人文生態研究 6(1)：191-232。
- 蘇秀慧、粘書維、張岱翔、霍凱婷、林文琦、李欣穎。2013。二水、名間地區臺灣獼猴生態及作物危害調查。行政院農業委員會林務局保育研究系列 101-06 號。
- 蘇秀慧、陳主恩。2009。墾丁國家公園臺灣獼猴族群現況與棲地利用問題之經營管理計畫。墾丁國家公園管理處委託研究報告。
- 蘇銘千、陳羿孜、王琮源、范烝榕、Dalibor Mlčák、嚴之君、張駿之。太魯閣環境敏感區域持久性毒物之生態風險評估計畫(三)。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。

蘇慕容、劉吉川、簡郁娟、許惠美、辜瑞源。2014。太魯閣國家公園西寶聚落與鄰近區域產業發展培力計畫。太魯閣國家公園管理處委託研究報告。

An, L., J. Liu, Z. Ouyang, M. Linderman, S. Zhou, H. Zhang. 2001. Simulating demographic and socioeconomic processes on household level and implications for giant panda habitats. *Ecological Modelling*, 140:31-49.

Bengtsson, J., J. Ahnström, and A. Weibull. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of applied ecology*, 42:261-269.

Bonter, D. N., and E. S. Bridge. 2011. Applications of radio frequency identification (RFID) in ornithological research: a review. *Journal of Field Ornithology* 82:1-10.

Conover, M. R. 1997. Monetary and intangible valuation of deer in the United States. *Wildlife Society Bulletin*, 25:298 – 305.

Conover, M. R. 1998. Perceptions of American agricultural producers about wildlife on their farms and ranches. *Wildlife Society Bulletin*, 26:597–604.

Dickman, A.J. 2010. Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. *Animal Conservation*, 13:458-466.

Flowerdew, J.R., 1997. Mammal biodiversity in agricultural habitats. In: Kirkwood, R.C. (Ed.), *Biodiversity and Conservation in Agriculture*. British Crop Protection Council, pp. 25–40.

Freemark, K. E., D.A. Kirk. 2001. Birds on organic and conventional farms in Ontario: partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. *Biological Conservation*, 101:337–350.

- Gonzalez, L. F., G. A. Montes, E. Puig, S. Johnson, K. Mengersen, and k. J. Gaston. 2016. Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) and artificial intelligence revolutionizing wildlife monitoring and conservation. *Sensors* 16:97.
- Hole, D. G., et al. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological conservation*, 122:113-130.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D. (2005) Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122: 113-130.
- Kelly, M. J. and E. L. Holub. 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15:249-262.
- Letourneau, D. K., and B. Goldstein. 2001. Pest damage and arthropod community structure in organic vs. conventional tomato production in California. *Journal of Applied Ecology*, 38:557-570.
- McIvor, D.E. and M.R. Conover. 1994. Perceptions of farmers and non-farmers toward management of problem wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 22:212-219.
- Reynolds, R. T., J. M. Scott, and R. A. Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.
- Rossler, S. T., T. M. Gehring, R. N. Schultz, M. T. Rossler, A. P. Wydeven, and J. E. Hawley. 2012. Shock collars as a site-aversive conditioning tool for wolves. *Wildlife Society Bulletin* 36:176-184.
- Rovero, F. and A. R. Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46:1011-1017.

- Rundlöf, M. and H. G. Smith. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of applied ecology*, 43:1121-1127.
- Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: a review. *Biological Conservation*, 142:1922–1929.
- Treves, A., R. B. Wallace, and S. White. 2009. Participatory planning of interventions to mitigate human–wildlife conflicts. *Conservation Biology*, 23:1577-1587.
- Tuanmu, M. N., A. Vina, W., Yang, X. Chen, A. M. Shortridge, and J. Liu 2016. Effects of payments for ecosystem services on wildlife habitat recovery. *Conservation Biology*, 30:827-835.
- Viani, F., F. Robol, E. Giarola, G. Benedetti, S. De Vigili, and A. Massa. 2014. Advances in wildlife road-crossing early-alert system: New architecture and experimental validation. In 8th European Conference on Antennas and Propagation (EuCAP), IEEE.
- West, B.C. and J. A. Parkhurst. 2002. Interactions between deer damage, deer density, and stakeholder attitudes in Virginia. *Wildlife Society Bulletin*, 30:139-147.
- Yen, S. C., K. H. Chen, Y. Wang, and C. P. Wang. 2015. Residents' attitudes toward reintroduced sika deer in Kenting National Park, Taiwan. *Wildlife Biology*, 21:220-226.

附錄一、自動相機站基本資料

區域	相機站	X 座標 (TWD97)	Y 座標 (TWD97)	海拔 (m)	架設日期	結束日期	機型
蓮花池	天 2	299840	2679211	1044	2016/02/17	2017/04/16	Keep Guard 780NV
	天 4	301068	2678752	988	2016/02/17	2017/05/26	Keep Guard 780NV
	天 5	300847	2679087	1110	2016/02/17	2016/08/13	Keep Guard 780NV
	天 8	299330	2679619	796	2016/02/18	2017/05/26	Keep Guard 780NV
	天 12	299351	2680007	822	2016/06/03	2017/03/17	Keep Guard 780NV
	天 13	300399	2678950	1127	2016/07/24	2016/11/15	Keep Guard 780NV
	天 14	300552	2679578	1263	2016/07/25	2016/09/15	Keep Guard 780NV
	天 15	299621	2679160	1061	2016/07/25	2017/03/16	Keep Guard 780NV
	次 1	300464	2679287	1153	2016/01/14	2017/03/16	Reconyx HC500
	次 5	299863	2679079	1144	2016/03/30	2017/07/13	Keep Guard 780NV
	次 9	300028	2679036	1151	2016/07/25	2016/08/13	Keep Guard 780NV
西寶	西寶 1	299106	2678070	992	2017/03/30	2017/07/01	Keep Guard 780NV
	西寶 2	299154	2678124	1046	2017/03/30	2017/07/01	Keep Guard 780NV
	西寶 3	298865	2677907	999	2017/03/30	2017/08/28	Keep Guard 780NV
	西寶 4	298817	2677913	1042	2017/03/30	2017/07/01	Keep Guard 780NV
	西寶 5	298892	2678030	1010	2017/03/30	2017/07/01	Keep Guard 780NV
	西寶 6	298866	2678093	1017	2017/03/30	2017/05/12	Keep Guard 780NV
洛韶	洛韶 1	295838	2677754	1089	2017/05/31	2017/08/29	Keep Guard 780NV
	洛韶 2	296188	2677653	1209	2017/07/02	2017/10/16	Keep Guard 780NV
	洛韶 3	296194	2677618	1190	2017/07/02	2017/10/24	Keep Guard 780NV
	洛韶 4	296089	2677587	1189	2017/08/29	2017/10/24	Keep Guard 780NV
	洛韶 5	296068	2677536	1164	2017/07/02	2017/10/24	Keep Guard 780NV
華祿溪	華祿溪 1	292551	2677966	1547	2017/05/31	2017/08/30	Keep Guard 780NV
	華祿溪 2	292589	2677998	1498	2017/07/02	2017/10/23	Keep Guard 780NV
	華祿溪 3	293575	2677644	1464	2017/08/30	2017/10/23	Keep Guard 780NV

附錄二、2017年太魯閣國家公園西寶、洛韶、華祿溪地區農地鳥類調查名錄

科名	中名	學名	留棲狀態	特有性	保育等級	有機西寶	復育西寶	慣行西寶	有機華祿溪	復育華祿溪	慣行洛韶
雉科	台灣山鷓鴣	Arborophila crudigularis	留、不普	特	III			*		*	*
雉科	台灣竹雞	Bambusicola sonorivox	留、普	特		*	*	*			*
鷺科	黃頭鷺	Bubulcus ibis	留、不普/夏、普			*	*				
鷹科	大冠鷲	Spilornis cheela	留、普	特亞	II	*		*	*	*	*
鷹科	鳳頭蒼鷹	Accipiter trivirgatus	留、普	特亞	II					*	
鳩鴉科	金背鳩	Streptopelia orientalis	留、普	特亞		*	*	*			*
杜鵑科	鷹鵑	Hierococcyx sparverioides	夏、普						*	*	
杜鵑科	北方中杜鵑	Cuculus optatus	夏、普								*
鴟鵂科	黃嘴角鴟	Otus spilocephalus	留、普	特亞	II	*					
鴟鵂科	領角鴟	Otus lettia	留、普	特亞	II	*					
鴟鵂科	鸺鹠	Glaucidium brodiei	留、不普	特亞	II	*					
鴟鵂科	褐鷹鴟	Ninox japonica	留、不普/過、不普		II		*				
雨燕科	叉尾雨燕	Apus pacificus	留、不普/過、不普			*		*			*
雨燕科	小雨燕	Apus nipalensis	留、普	特亞				*			
鬚鴉科	五色鳥	Megalaima nuchalis	留、普	特		*	*	*	*	*	*
啄木鳥科	小啄木	Dendrocopos canicapillus	留、普			*			*		
山椒鳥科	灰喉山椒鳥	Pericrocotus solaris	留、普							*	*
綠鶇科	綠畫眉	Erpornis zantholeuca	留、普			*	*		*		*
卷尾科	小卷尾	Dicrurus aeneus	留、普	特亞		*	*		*		
王鶇科	黑枕藍鶇	Hypothymis azurea	留、普	特亞		*	*	*			*

科名	中名	學名	留棲狀態	特有性	保育等級	有機西寶	復育西寶	慣行西寶	有機華祿溪	復育華祿溪	慣行洛韶
鴉科	松鴉	Garrulus glandarius	留、普	特亞				*			
鴉科	巨嘴鴉	Corvus macrorhynchos	留、普			*	*	*	*	*	*
燕科	洋燕	Hirundo tahitica	留、普			*	*	*	*		*
燕科	東方毛腳燕	Delichon dasypus	留、不普			*			*	*	
山雀科	青背山雀	Parus monticolus	留、普	特亞	III				*	*	*
山雀科	黃山雀	Parus holsti	留、稀	特	II					*	
鶇科	白環鶇嘴鶇	Spizixos semitorques	留、普	特亞		*	*	*	*		*
鶇科	烏頭翁	Pycnonotus taivanus	留、普	特	II	*	*	*			*
鶇科	白頭翁	Pycnonotus sinensis	留、普	特亞		*	*	*	*		*
鶇科	紅嘴黑鶇	Hypsipetes leucocephalus	留、普	特亞		*	*	*	*		*
樹鶯科	棕面鶯	Abroscopus albogularis	留、普				*	*	*	*	*
樹鶯科	小鶯	Horornis fortipes	留、普/過、稀	特亞							*
樹鶯科	深山鶯	Horornis acanthizoides	留、普	特亞					*		*
扇尾鶯科	斑紋鷓鶯	Prinia crinigera	留、普	特亞							*
鶇嘴科	粉紅鶇嘴	Sinosuthora webbiana	留、普	特亞							*
繡眼科	冠羽畫眉	Yuhina brunneiceps	留、普	特					*	*	*
繡眼科	綠繡眼	Zosterops japonicus	留、普			*	*	*	*		*
畫眉科	山紅頭	Cyanoderma ruficeps	留、普	特亞		*	*	*	*	*	*
畫眉科	小彎嘴	Pomatorhinus musicus	留、普	特		*	*	*			*
畫眉科	大彎嘴	Megapomatorhinus erythrocnemis	留、普	特						*	*
雀眉科	頭烏線	Schoeniparus brunneus	留、普	特亞		*	*	*	*		*

科名	中名	學名	留棲狀態	特有性	保育等級	有機西寶	復育西寶	慣行西寶	有機華祿溪	復育華祿溪	慣行洛韶
噪眉科	繡眼畫眉	<i>Alcippe morrisonia</i>	留、普	特		*	*	*	*	*	*
噪眉科	白耳畫眉	<i>Heterophasia auricularis</i>	留、普	特				*	*	*	*
噪眉科	黃胸藪眉	<i>Liocichla steerii</i>	留、普	特					*	*	
鶇科	黃腹琉璃	<i>Niltava vivida</i>	留、不普	特亞	III	*			*	*	
鶇科	臺灣紫嘯鶇	<i>Myophonus insularis</i>	留、普	特			*			*	
鶇科	白尾鶇	<i>Cinclidium leucurum</i>	留、不普	特亞	III				*	*	*
鶇科	鉛色水鶇	<i>Phoenicurus fuliginosus</i>	留、普	特亞	III				*		
啄花科	紅胸啄花	<i>Dicaeum ignipectus</i>	留、普	特亞					*		
鵲鴿科	灰鵲鴿	<i>Motacilla cinerea</i>	冬、普			*		*	*		
鵲鴿科	白鵲鴿	<i>Motacilla alba</i>	留、普/冬、普								*
梅花雀科	白腰文鳥	<i>Lonchura striata</i>	留、普				*	*	*		*

附錄三、2017 年太魯閣國家公園西寶、洛韶、華祿溪地區農地蝶類調查名錄及數量。

科別	學名	中名	西寶			洛韶至華祿溪		
			回收復育	有機農法	慣行農法	回收復育	有機農法	慣行農法
弄蝶科	<i>Abraximorpha davidii ermasis</i>	白弄蝶	3	-	-	-	-	-
	<i>Ampittia virgata myakei</i>	黃星弄蝶	1	-	-	-	-	-
	<i>Ochlodes niitakanus</i>	台灣赭弄蝶	-	-	-	-	6	-
	<i>Potanthus motzui</i>	墨子黃斑弄蝶	1	-	-	-	-	-
	<i>Parnara bada</i>	小稻弄蝶	-	1	-	-	-	-
鳳蝶科	<i>Byasa polyeuctes termessus</i>	多姿麝鳳蝶	-	1	1	2	2	5
	<i>Graphium sarpedon connectens</i>	青鳳蝶	2	8	5	6	3	1
	<i>Graphium cloanthus kuge</i>	寬帶青鳳蝶	3	1	1	2	2	-
	<i>Graphium doson postianus</i>	木蘭青鳳蝶	5	11	6	-	-	1
	<i>Chilasa epycides melanoleucus</i>	黃星斑鳳蝶	-	-	-	-	2	-
	<i>Papilio polytes polytes</i>	玉帶鳳蝶	-	-	2	-	-	-
	<i>Papilio protenor protenor</i>	黑鳳蝶	4	5	3	1	4	1
	<i>Papilio taiwanus</i>	台灣鳳蝶	-	-	-	1	1	3
	<i>Papilio memnon heronus</i>	大鳳蝶	1	-	2	-	-	1
	<i>Papilio helenus fortuneus</i>	白紋鳳蝶	5	6	1	3	-	4
	<i>Papilio nephelus chaonulus</i>	大白紋鳳蝶	4	8	7	-	-	-
	<i>Papilio taiwanus</i>	台灣鳳蝶	5	2	-	-	-	1
	<i>Papilio bianor thrasymedes</i>	翠鳳蝶	2	6	3	1	1	9

科別	學名	中名	西寶			洛韶至華祿溪		
			回收復育	有機農法	慣行農法	回收復育	有機農法	慣行農法
	<i>Papilio dialis tatsuta</i>	穹翠鳳蝶	-	1	-	-	-	-
	<i>Papilio hopponis</i>	雙環翠鳳蝶	-	-	-	1	1	1
	<i>Papilio hermosanus</i>	台灣琉璃翠鳳蝶	5	7	1	2	-	1
粉蝶科	<i>Aporia potanini insularis</i>	白絹粉蝶	1	-	-	5	6	-
	<i>Pieris canidia</i>	緣點白粉蝶	21	166	59	7	42	48
	<i>Appias lynxida eleonora</i>	異色尖粉蝶	-	-	1	-	-	-
	<i>Prioneris thestylis formosana</i>	鋸粉蝶	-	-	-	-	-	1
	<i>Gonepteryx amintha formosana</i>	圓翅鉤粉蝶	-	-	-	-	3	-
	<i>Gonepteryx taiwana</i>	台灣鉤粉蝶	-	-	-	-	5	-
	<i>Eurema hecabe</i>	黃蝶	14	8	6	1	-	2
	<i>Eurema mandarina</i>	北黃蝶	-	-	-	1	-	-
灰蝶科	<i>Heliophorus ila matsumurae</i>	紫日灰蝶	-	-	1	1	1	-
	<i>Spindasis lohita formosana</i>	虎灰蝶	-	-	-	-	-	-
	<i>Nacaduba kurava thersasia</i>	大娜波灰蝶	1	-	-	-	-	-
	<i>Prosotas nora formosana</i>	波灰蝶	4	-	-	1	2	-
	<i>Jamides bochus formosanus</i>	雅波灰蝶	5	2	1	-	-	1
	<i>Jamides alecto dromicus</i>	淡青雅波灰蝶	-	-	-	5	-	-
	<i>Lampides boeticus</i>	豆波灰蝶	-	-	4	-	-	-
	<i>Zizeeria maha okinawana</i>	藍灰蝶	6	1-	2	-	-	-
	<i>Megisba malaya sikkima</i>	黑星灰蝶	1	-	-	-	-	-
	<i>Celastrina lavendularis himilcon</i>	細邊琉灰蝶	5	2	-	-	-	2

科別	學名	中名	西寶			洛韶至華祿溪		
			回收復育	有機農法	慣行農法	回收復育	有機農法	慣行農法
蛺蝶科	<i>Libythea lepita formosana</i>	東方喙蝶	4	13	14	1	1	1
	<i>Tirumala limniace limniace</i>	淡紋青斑蝶	1	-	1	-	-	-
	<i>Tirumala septentrionis</i>	小紋青斑蝶	-	-	-	2	-	-
	<i>Parantica aglea maghaba</i>	絹斑蝶	-	-	-	-	-	1
	<i>Parantica swinhoi</i>	斯氏絹斑蝶	-	-	-	8	-	-
	<i>Ideopsis similis</i>	旖斑蝶	-	-	1	1	-	-
	<i>Euploea mulciber barsine</i>	異紋紫斑蝶	2	-	1	1	-	-
	<i>Euploea eunice hobsoni</i>	圓翅紫斑蝶	1	-	-	1	-	-
	<i>Euploea tulliolus koxinga</i>	小紫斑蝶	-	-	-	4	-	-
	<i>Acraea issoria formosana</i>	苧麻珍蝶	-	1	1	1	-	4
	<i>Argyreus hyperbius</i>	斐豹蛺蝶	-	2	-	1	3	-
	<i>Junonia orithya</i>	青眼蛺蝶	1	-	2	-	-	-
	<i>Kallima inachus formosana</i>	枯葉蝶	1	-	-	-	2	-
	<i>Vanessa cardui</i>	小紅蛺蝶	-	-	1	-	-	-
	<i>Polygonia c-aureum lunulata</i>	黃鈎蛺蝶	5	21	9	-	-	-
	<i>Kaniska canace drilon</i>	琉璃蛺蝶	2	1	-	-	-	-
	<i>Nymphalis xanthomelas formosana</i>	緋蛺蝶	-	-	-	3	1	-
	<i>Symbrenthia lilaea formosanus</i>	散紋盛蛺蝶	2	4	2	2	1	-
	<i>Neptis hylas luculenta</i>	豆環蛺蝶	-	2	4	-	-	-
	<i>Neptis soma tayalina</i>	斷線環蛺蝶	2	1	-	-	1	1
<i>Neptis nata lutatia</i>	細帶環蛺蝶	3	-	1	-	-	1	

科別	學名	中名	西寶			洛韶至華祿溪		
			回收復育	有機農法	慣行農法	回收復育	有機農法	慣行農法
	<i>Neptis taiwana</i>	蓬萊環蛺蝶	-	-	-	1	-	1
	<i>Neptis ilos nirei</i>	奇環蛺蝶	1	-	-	-	-	1
	<i>Limenitis formosicola</i>	台灣線蛺蝶	-	-	-	1	-	-
	<i>Athyma fortuna kodahirai</i>	幻紫帶蛺蝶	-	-	-	-	1	-
	<i>Athyma selenophora laeta</i>	異紋帶蛺蝶	1	-	-	1	-	-
	<i>Parasarpa dudu jinamitra</i>	紫俳蛺蝶	-	2	-	1	1	-
	<i>Abrota ganga formosana</i>	璫蛺蝶	4	3	-	3	-	1
	<i>Euthalia formosana</i>	台灣翠蛺蝶	5	4	1	1	1	1
	<i>Euthalia insulae</i>	窄帶翠蛺蝶	-	-	-	-	-	1
	<i>Cyrestis thyodamas formosana</i>	網絲蛺蝶	1	-	-	-	-	-
	<i>Hypolimnias bolina kezia</i>	幻蛺蝶	-	-	1	-	-	-
	<i>Dravira chrysolora</i>	金鎧蛺蝶	1	1	1	1	-	-
	<i>Hestina assimilis formosana</i>	紅斑脈蛺蝶	-	-	-	-	2	-
	<i>Stichopthalma howqua formosana</i>	箭環蝶	9	1	-	-	1-	5
	<i>Ypthima baldus zodina</i>	小波眼蝶	1	3	-	2	-	-
	<i>Ypthima formosana</i>	寶島波眼蝶	-	-	1	-	-	-
	<i>Ypthima multistriata</i>	密紋波眼蝶	11	9	-	4	4	-
	<i>Ypthima esakii</i>	江崎波眼蝶	-	-	-	2	-	-
	<i>Ypthima akragas</i>	白帶波眼蝶	-	-	-	1-	2	-
	<i>Ypthima praenubila neobilia</i>	巨波眼蝶(中台灣亞種)	-	-	-	6	-	-

科別	學名	中名	西寶			洛韶至華祿溪		
			回收復育	有機農法	慣行農法	回收復育	有機農法	慣行農法
	<i>Ypthima angustipennis</i>	狹翅波眼蝶	-	-	-	1	-	-
	<i>Lethe chandica ratnacri</i>	曲紋黛眼蝶	-	-	-	2	-	-
	<i>Lethe mataja</i>	台灣黛眼蝶	1	-	-	1	-	-
	<i>Lethe butleri periscelis</i>	巴氏黛眼蝶	2	-	-	1	-	-
	<i>Neope bremeri taiwana</i>	布氏蔭眼蝶	-	-	-	2	1	-
	<i>Neope arandii lacticolora</i>	白斑蔭眼蝶	-	-	-	1	-	-
	<i>Neope muirheadi nagasawae</i>	褐翅蔭眼蝶	-	3	-	-	-	-
	<i>Mycalesis francisca formosana</i>	眉眼蝶	-	-	-	3	-	-
	<i>Melanitis phedima polishana</i>	森林暮眼蝶	4	2	-	1	-	-
	<i>Penthema formosanum</i>	台灣斑眼蝶	2	-	-	-	-	4-
	<i>Elymnias hypermnestra hainana</i>	藍紋鋸眼蝶	1	-	-	-	-	-