

太魯閣國家公園農地管理策略對生物多樣性恢復之效果

顏士清^{1,4}，潘玉潔²，王立豪³

¹國立臺灣大學動物科學技術學系；²臺中市野生動物保育學會；³國立臺灣師範大學生命科學系；

⁴通訊作者 E-mail: anakinyen@gmail.com

[摘要] 太魯閣國家公園境內具有農業活動，為了減輕農業活動對保護區的環境衝擊，國家公園管理處採取兩種做法：1. 價購土地使其廢耕，讓植被重新演替，2. 輔導農民從慣行農法轉為有機農法。為了解此政策之效果，2017 年本研究針對慣行農地、有機農地、廢耕地三種類型農地，以定點調查法、穿越線調查法、薛爾曼式陷阱、紅外線自動相機四種方法，分別調查鳥類、蝶類、小型哺乳類、中大型哺乳類之生物多樣性。結果顯示，鳥類多樣性在各類型農地間無顯著差異，但有機農地與廢耕地有助於形成不同的群聚結構，推測可能在較大之空間尺度上有益於生物多樣性。蝶類之物種數、夏農指數 (Shannon-Weiner index)、物種均勻度都以廢耕地最高，有機農地與慣行農地則相近。小型哺乳類僅在有機農地成功捕獲，但捕獲率很低 (2.19 隻/100 籠夜)。對於中大型哺乳類，僅分為現行農地與廢耕地兩種類型進行比較，發現廢耕地具有顯著較高的物種數，且山羌 (*Muntiacus reevesi*) 與食蟹獾 (*Herpestes urva*) 之活動頻度也顯著較高。整體而言，本研究結果支持廢耕地有助於生物多樣性之恢復，未來建議可持續推動。但目前尚無明確證據支持有機農法對生物多樣性恢復之效益。由於有機農地與慣行農地可能互相干擾，欲發揮有機農法之效益，需以社區為單位，從地景尺度進行較全面的規劃。

關鍵字：有機農法、慣行農法、物種數、夏農指數

The Effects of Agricultural Lands Management Strategies for Biodiversity Recovery in Taroko National Park

Shih-Ching Yen^{1,4}, Yu-Chieh Pan² and Li-Hao Wang³

¹Department of Animal Science and Technology, National Taiwan University; ²Taichung Wildlife Conservation Group; ³Department of Life Science, National Taiwan Normal University;

⁴Corresponding author E-mail: anakinyen@gmail.com

ABSTRACT Agricultural activities have existed for decades in Taroko National Park before its establishment. To mitigate the environmental effects caused by agricultural activities, the managers of the national park adopted two strategies: 1. requisitioning the agricultural lands and not allowing any further cultivation, and 2. encouraging a transformation from conventional farming to organic farming. To evaluate the effects of these two strategies, we compared biodiversities of conventional, organic, and uncultivated farms in Taroko National Park. We carried out point survey, line transect survey, Sherman's trap survey, and camera trap survey to study the fauna of birds, butterflies, small-sized mammals, and medium-large-sized mammals, respectively,

in 2017. The results suggested that bird diversity did not differ among the three farm types. However, the composition of bird guilds in the organic and uncultivated farms was different from that in the conventional farms, suggesting better support of bird diversity in a larger space scale. Species richness, Shannon-Weiner index, and species evenness of butterfly were highest in uncultivated farms but were similar between those in conventional and organic farms. Small mammals were only captured in the organic farms, with a very low capture rate (2.19 no./100 trap-night). Moreover, we compared the biodiversity of medium-large-sized mammals between cultivated and uncultivated farms. The uncultivated farms had significantly higher species richness and higher activity levels of Reeve's muntjac (*Muntiacus reevesi*) and crab-eating mongoose (*Herpestes urva*). In conclusion, this study reveals the positive effects of uncultivated farms on biodiversity, and thus, supports the policy of land reversion and not allowing any further cultivation of farms. However, there was no strong evidence supporting the benefits of organic farming on biodiversity. Because the organic and conventional farms are close in proximity and may influence each other, managers should involve all farmers in a community and propose a management plan on a landscape scale to promote the effect of organic farming.

Keywords: Organic Farming, Conventional Farming, Species Richness, Shannon-Weiner Index

前言

自然保護區的設置是保護生物多樣性最重要的方法之一。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居民與主管機關之間的衝突 (An *et al.* 2001)。近年的保護區治理思維已經逐漸轉成以人為導向，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環境 (紀駿傑及詹嘉慧 2002；Tuanmu *et al.* 2016)。

當自然保護區內存在人類聚落與農業活動時，基於與居民合作共存之原則，應保有其使用土地的權利，但農業活動改變地景環境是導致生物多樣性喪失的主因之一 (MacDonald and Smith 1991, Benton *et al.* 2003)。為了維護自然保護區內的生物多樣性，應鼓勵居民以更友善環境的方式經營其土地。在使用慣行農法的農業活動中，由於使用了農藥、除草劑、化學肥料等物質，常導致環境汙染及生物多樣性下降；而有機農法則摒棄了前述物質，以較天

然的方法栽種農作物，以減少對環境之衝擊 (Bengtsson *et al.* 2005, Hole *et al.* 2005, Tuomisto *et al.* 2012)。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，包括植物 (Fuller *et al.* 2005)、蝶類 (Feber *et al.* 2007)、鳥類 (Batary *et al.* 2010)、哺乳類 (Flowerdew 1997) 等類群。Bengtsson *et al.* (2005) 的文獻回顧發現，有 84% 的相關研究顯示在有機農田中的生物物種數與族群相對豐度均有提升：物種數平均增加 30%，族群相對豐度平均增加 50%。此外，有機農田雖然不使用農藥，害蟲造成的農損卻不一定會增加 (Letourneau and Goldstein 2001)。因此在管理自然保護區內的農業活動時，積極協助、輔導農民轉型為有機農法，很可能有益於保育與永續經營之目標。

太魯閣國家公園內的農業活動在國家公園成立前便已存在實。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，待工程完工後，部份築路的榮民留下並定居於此 (林恩顯等 1991)，後來這些人沿著公路旁的河階台地或山坡地開墾，範圍包括大禹嶺、洛韶、西寶、天祥、溪畔、及陶塞河流域等地 (林晏州等 2005)。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)。

太魯閣國家公園於民國 75 年成立，成為當地的保育主管機關，近年推動當地農民轉作有機農法，並找來民間團體協助輔導，目前已有部份農民改採有機農法耕作，也增加其對野生動物啃食作物的容忍度，顯示居民願意守護環境及參與保育行動(蘇慕蓉等 2014)。此外，國家公園管理處近年還陸續向退輔會及居民購回開發土地，使其廢耕並回復自然狀態(徐國士等 2006)。目前有必要了解上述政策之成效，亦即農地採用有機農法或完全廢耕，是否的確有助於提升生物多樣性。若結果為肯定的，可引為依據，持續推動國家公園內之農業轉型或廢耕。

本研究選擇鳥類、蝶類、中大型哺乳類、小型哺乳類四個動物類群，針對廢耕農地(後稱廢耕地)、有機農法農地(後稱有機農地)、慣行農法農地(後稱慣行農地)進行生物多樣性監測與比較。由於廢耕地為三種類型農地中人為干擾最低者，而有機農地相較於慣行農地，少了大量的人造化學物質輸入到環境中，因此我們假設生物多樣性會以廢耕地最高、有機農地次之、慣行農地最低。

材料與方法

一、研究地區

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，本區使用中農地的面積共約 39 ha，政府已收回之廢耕地面積約 78 ha (圖 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(*Prunus phaeosticta-Machilus zuihoensis* var. *mushaensis* ASS)為代表(徐國士等 2006)。

二、生物多樣性調查

1. 樣區選擇

本研究地區海拔跨幅較大，由於鳥類(許皓捷 2003)、蝶類 (Devries *et al.* 1997)、小型哺乳類(李玲玲等 1992)的物種組成可能受到海拔的影響，我們將研究地區再分為西寶(海拔約 850-950 m)及洛韶至華祿溪(海拔 1200-1450 m)兩個區域，兩區分別選擇三種類型的農地各一處，共 6 個樣區進行調查，各類群之調查人員各自選擇其樣區位置。選擇各類型農地調查樣區時，盡量遠離與其類型不同的農地，但受實際環境限制，西寶區各類型農地樣區間的距離約 250-300 m，洛韶至華祿溪區各類型農地樣區間距 750-3,200 m。慣行農地與有機農地樣區均為較開闊環境，種植有蔬菜或爬藤類植物，偶有稀疏的果樹，廢耕地樣區地表常被禾本科植物覆蓋，具有一些造林樹木如紅檜，環境相對鬱閉。

中大型哺乳動物對於人類活動之干擾相對較敏感，在農地上活動的機率較低，故選擇農地旁的森林進行調查。然而不同類型的農地可能互相比鄰，在森林中的監測難以區分不同農地類型所造成的影響，因此本研究另選擇蓮花池地區，作為人為干擾程度極低的廢耕地樣區；而西寶、洛韶、華祿溪區域則作為現行農地樣區，但不區分有機農地與慣行農地。最後比較廢耕地樣區與現行農地樣區之中大型哺乳動物多樣性。兩區之森林均以樟櫟群叢為主，而廢耕地上的植被多半為五節芒與蕨類(王相華等 2010)。

2. 鳥類

每個樣區設置兩個樣點進行定點調查，於 2017 年 5-9 月間，每月進行 1 次調查。由於各樣區之面積小、形狀不規則，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以輔助辨識物種。

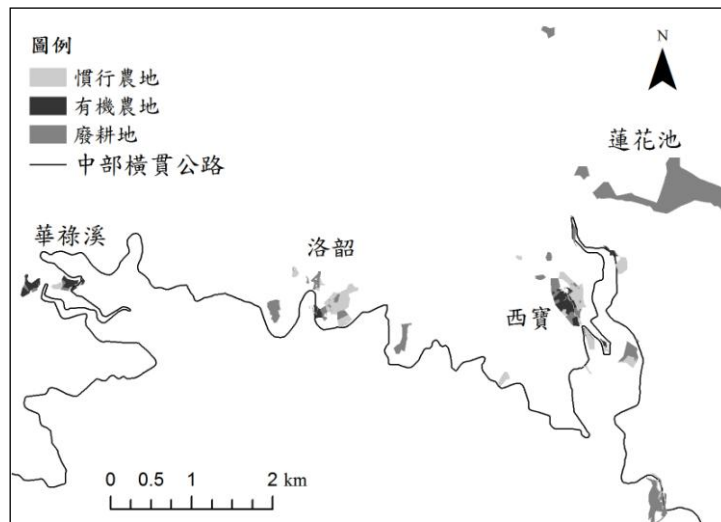


圖 1. 太魯閣國家公園西寶、洛韶、華祿溪、蓮花池地區之農地分布

3. 蝶類

於 2017 年 5-9 月間，每月進行 1 次，在天候良好的情況下，於早上 8:00 氣溫上升後開始調查，若為陰雨天氣則暫停調查。

使用沿線調查法與網捕法，於各樣區上建立隨機調查樣線，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，辨識完畢於原地釋放。調查與鑑定者為本研究之第三作者。

4. 小型哺乳類

於 2017 年 5-9 月間，每月 1 次，共進行 5 次調查。每次調查隨機劃設 12 條樣線(每個樣區各 2 條)，每條樣線長 70 m，每隔 10 m 放置一個薛爾曼式陷阱 (Sherman live trap)，以地瓜或南瓜沾花生醬為餌，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、基本形質測量、周遭種植作物等資料，最後於原地釋放動物。

5. 中大型哺乳類

於 2016 年 1 月至 2017 年 10 月間，使用紅外線自動相機進行調查。於樹上約 0.5-1 m 高處，以些微下傾角度架設相機，每隔約 2 個月前往更換電池與回收記憶卡，相機工作時間

超過 1,000 h 才作為有效樣本。在廢耕地樣區，共有 8 台相機，架設於廢耕地上或鄰近廢耕地 100 m 以內的區域；在現行農地樣區，共有 14 台相機，架設在農地旁森林中，距離農地 100 m 以內。

6. 資料分析

針對鳥類與蝶類，我們比較不同類型農地間的鳥類與蝶類之群聚介量，包括物種數 (species richness)、相對密度、夏農指數 (Shannon-Wiener 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，以下列公式計算各樣區鳥類之相對密度 (Reynolds *et al.* 1980)：

$$D = \frac{n \times 10,000}{\pi \times r^2 \times i}$$

其中， D 為鳥類族群密度，單位是每公頃隻數。 n 為特定基礎半徑內所記錄之總隻數。 r 是特定基礎半徑，在此半徑內大部分的鳥隻皆可察覺到，本調查為 50 m。 i 則是樣點數量，本研究為 2 個樣點。

蝶類之相對密度則以發現個體數除以樣區面積來標準化，單位為每公頃隻數。

接著使用夏農指數作為生物多樣性指標 (Magurran 1988)，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 的個體數除以所有個體數)。夏農指數 (H') 同時與該區的物種數及物種均勻度有關， 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 (Magurran 1988)，可以幫助了解各樣點之物種數量分配均勻度，公式為：

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

E 為物種均勻度， 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。

我們以各樣區的一次調查為一個樣本，使用 Friedman test 檢測各群聚介量在不同類型農地間，是否存在顯著差異。若結果為是，再以 Wilcoxon signed-rank test 配合 Bonferroni adjustment 進行事後檢定，檢測兩兩之間的差異。Friedman test 為相關樣本之無母數檢定，我們以西寶區的 3 個樣區為一組，洛韶至華祿溪區的 3 個樣區為另一組，藉此避免讓不同海拔區段的樣區直接互相比較。

此外，在鳥類部分以生態同功群 (guild) 概念分析不同類型農地中鳥類群聚的差異，依食性分為肉食者、植食者、蟲食者、雜食者 4 個類群。同功群之分類參考自許皓捷及李培芬 (2006) 於太魯閣地區的研究，並根據調查者之觀察作些微調整。我們首先呈現各農地類型中，各生態同功群所占之平均比例，接著以卡方檢定，比較不同農地類型上之同功群組成比例是否有差異。由於肉食者之紀錄僅有兩筆，為避免期望值過小之類別影響卡方檢定之正確性 (Koehler and Larntz 1980)，我們僅就植食者、蟲食者、雜食者三個類群進行檢定。

在小型哺乳類部分，以陷阱設置之努力量 (籠夜) 進行標準化，相對數量指標為平均每 100 籠夜捕獲之個體數 (林良恭及吳榮笙 2009)。

在中大型哺乳動物部分，以自動相機獲得

的資料，計算各相機所拍攝的物種數及各物種之出現指數 (occurrence index；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，用以代表相對數量。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 *Macaca Cyclopis* 以群為單位)。出現指數可作為不同棲地型態間的動物活動頻度之比較指標 (Kelly and Holub 2008, Rovero and Marshall 2009)。最後以各相機站為樣本，使用 Mann-Whitney test 比較現行農地及廢耕地之物種數、各物種之出現指數。以上統計以軟體 SPSS 22.0 (SPSS Inc., Chicago, USA) 進行分析， $P = 0.05$ 為顯著水準。

結果

一、鳥類

調查過程共記錄鳥類 43 種，於定點調查的時間或範圍之外另記錄 9 種(未納入多樣性分析)，共計 28 科 52 種鳥類 1,000 隻個體(附錄 1)。

結果顯示三種類型農地之鳥類物種數、相對密度、夏農指數、物種均勻度皆沒有顯著差異(表 1)。分析各類型農地之生態同功群組成比例，可以發現三種類型農地中都以雜食者比例最高，在有機農地與廢耕地中，蟲食者的比例高於植食者，但在慣行農地中，植食者的比例高於蟲食者，而肉食者只在廢耕地發現(圖 2)。生態同功群之組成比例在不同類型農地間呈顯著差異 ($\chi^2 = 198.9, P < 0.001$)。

二、蝶類

共發現 5 科 90 種蝶類(附錄 2)，994 隻個體，其中以綠點白粉蝶 (*Pieris canidia*) 數量最多(343 隻)。

分析結果發現蝶類之物種數、夏農指數、物種均勻度在三種農地類型呈顯著差異，且均

表 1. 2017 年太魯閣國家公園西寶、洛韶、華祿溪地區農地之鳥類與蝶類調查，以 Friedman test 比較三種農地類型之物種數、相對密度、夏農指數 (Shannon-Wiener's index)、物種均勻度 (species evenness)。數值為平均 ± 標準誤，各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。

	慣行農地	有機農地	廢耕地	X ²	d.f.	P
鳥類						
物種數	9.2 ± 0.9	11.9 ± 1	8.8 ± 0.7	5.2	2	0.073
相對密度	22.5 ± 3.3	23.4 ± 2.8	20.2 ± 1.2	0.2	2	0.905
夏農指數	1.71 ± 0.14	2.18 ± 0.10	1.80 ± 0.12	3.8	2	0.150
物種均勻度	0.79 ± 0.04	0.89 ± 0.02	0.83 ± 0.03	2.6	2	0.273
蝶類						
物種數	9.4 ± 1.2 ^a	11.1 ± 1.5 ^{ab}	15.6 ± 1.4 ^b	10.4	2	0.006
相對密度	191.3 ± 42.7	286.7 ± 90.4	184.7 ± 19.4	2.6	2	0.273
夏農指數	1.74 ± 0.20 ^a	1.81 ± 0.18 ^a	2.53 ± 0.09 ^b	9.6	2	0.008
物種均勻度	0.78 ± 0.07 ^a	0.77 ± 0.5 ^a	0.93 ± 0.01 ^b	14.6	2	0.001

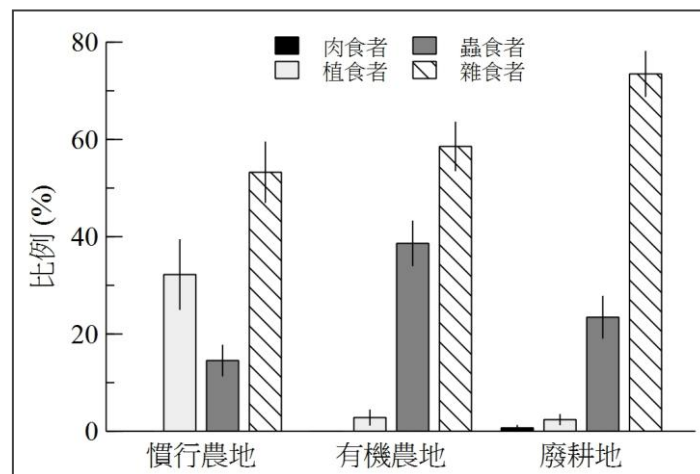


圖 2. 2017 年太魯閣國家公園農地鳥類調查，慣行農地、有機農地、廢耕地之鳥類同功群組成比例(平均 ± 標準誤)

以廢耕地最高，有機農地與慣行農地之間則相近(表 1)。而蝶類的相對密度，在這三種農地類型之間並沒有顯著差異(表 1)。

三、小型哺乳類

在三種類型的農地總共調查 60 條樣線，共計 960 籠夜。在整個調查過程中，於慣行農地與廢耕地均未捕獲小型哺乳類，於有機農地共捕獲 6 隻森鼠 (*Apodemus semotus*)與 1 隻刺鼠 (*Niviventer coninga*)，捕獲率 2.19 隻/100 籠夜。

四、中大型哺乳類

現行農地之相機共工作 31,306 h，共記錄

到 1,014 張有效照片，包含 7 種中大型哺乳動物(表 2)。廢耕地之相機共工作 33,350 h，共記錄到 3,388 張有效照片，包含 10 種中大型哺乳動物。水鹿 (*Rusa unicolor*)、黃喉貂 (*Martes flavigula*)、黃鼠狼 (*Mustela sibirica*) 僅在廢耕地樣區發現。比較兩區所記錄之物種數，發現在廢耕地樣區顯著可發現更多物種 ($U = 90.0, P = 0.020$)。比較各物種之出現指數，顯示山羌 (*Muntiacus reevesi*; $U = 94.0, P = 0.008$)和食蟹獾 (*Herpestes urva*; $U = 90.5, P = 0.016$)在廢耕地之活動情形顯著高於在現行農地，其他物種則未呈現明顯差異。

討論

表 2. 2017 年利用自動相機調查，比較現行農地(西寶、洛韶、華祿溪地區)及廢耕地(蓮花池地區)之中大型哺乳動物物種數與各物種出現指數(平均每 1,000 小時有效照片數)，表中數值為平均 \pm 標準誤，以 Mann-Whitney U test 進行統計檢定。* 表示統計檢定達顯著水準。

	現行農地	廢耕地	U	P
物種數	4.9 \pm 0.4	6.5 \pm 0.3	90.0	0.020*
出現指數				
山羌	20.7 \pm 4.5	86.8 \pm 26.7	94.0	0.008*
臺灣野山羊	3.8 \pm 1.6	3.6 \pm 0.9	72.0	0.297
野豬	1.7 \pm 0.7	1.0 \pm 0.3	53.5	0.868
臺灣獼猴	4.9 \pm 1.6	8.4 \pm 2.7	81.0	0.095
白鼻心	0.2 \pm 0.1	0.0 \pm 0.0	46.0	0.525
食蟹獾	0.6 \pm 0.4	2.6 \pm 0.8	90.5	0.016*
鼬獾	3.8 \pm 1.3	9.9 \pm 8.5	47.0	0.570
水鹿	NA	2.5 \pm 1.1		
黃喉貂	NA	0.0 \pm 0.0		
黃鼠狼	NA	0.0 \pm 0.0		

本研究以鳥類、蝶類、小型哺乳類、中大型哺乳類四個動物類群為例，嘗試探討國家公園管理境內農業活動時採用的兩個策略是否有益於恢復生物多樣性：1. 購回使其廢耕並恢復自然；2. 輔導農民轉為有機農法。結果發現廢耕地上的蝶類與中大型哺乳類之多樣性較高，而有機農地與慣行農地上的生物多樣性差異並不明顯。

在比較有機農法與慣行農法生物多樣性時，空間尺度必須納入考量。移動能力越強的生物類群，往往會受到較大尺度環境的影響，微棲地環境的影響相對較弱，反之亦然 (Gabriel *et al.* 2010)。本研究在鳥類、蝶類、小型哺乳類之調查，都是以較小的田間尺度進行。其中，鳥類的移動能力強，很容易就可以抵達不同類型之農地，地景尺度的環境因子對鳥類多樣性的影響更明顯 (Gabriel *et al.* 2010)。很可能因為如此，本研究結果顯示三種農地類型之間的鳥類生物多樣性並無明顯差異。然而，我們依舊發現慣行農地的鳥類生態同功群組成比例與另外兩種農地不同，顯示廢耕與有機農法仍會影響鳥類的群聚結構，若以較大的地景尺度來看，今日三種類型鑲嵌環境之棲地異質性更高，提供更多樣的環境資源(例如食物、躲避處、移動廊道)，其鳥類生物多樣性很可能高於過往全為慣行農地之時 (Benton *et al.* 2003, Fischer *et al.* 2011)。

王維辰及許育誠 (2011)曾以較大的空間尺度，使用繫放法比較西寶區(當時為部分農民嘗試轉作有機農法之初期)與蓮花池區(已回收廢耕多年)之鳥類群聚，發現在鳥類相對數量上廢耕地較高，物種數上兩者相近。但廢耕地的鳥類主要為定居的留鳥，而現行農地的許多鳥種都是在冬季休耕期才出現的冬候鳥，因此若僅以繁殖季來看，廢耕地的鳥類多樣性應較高。這些人類干擾較少的廢耕地環境，可能提供鳥類較穩定的繁殖環境。此外，本研究的部份廢耕地樣點具有造林樹木，環境不如另外兩種農地開闊，調查相對困難，也有可能因此低估鳥類之數量與多樣性。綜合以上所述，儘管本研究資料未發現三種類型農地在鳥類多樣性之差異，我們仍認為廢耕地可以提供鳥類一定程度之生態功能。

當植物多樣性越高，可以為越多種蝴蝶幼蟲提供寄主植物，或是為成蝶提供蜜源植物，蝶類的數量與多樣性便隨之提升 (Feber *et al.* 2007, Rundlöf *et al.* 2008)。本研究的廢耕地樣區中，地表植被未受人類干擾自然發展，其多樣性與數量應該高於使用中的農地，故本研究發現蝶類多樣性以廢耕地最高，與預期相符。但與預期不同的是，蝶類相對密度在不同農地類型間並無差異，這很可能是因為農地種植的高麗菜提供緣點白粉蝶幼蟲大量的食草，大幅提升了現行農地的蝶類相對密度，因此單就數

量而言，廢耕地不一定會優於兩種現行農地。此外，儘管部分文獻指出有機農地之蝶類多樣性高於慣行農地，但也有部分文獻如同本研究結果，並未發現這樣的差異 (Tuomisto *et al.* 2012)。這可能也跟空間尺度有關，因為蝶類的多樣性還取決於鄰近區域地景的異質性 (Rundlöf and Smith 2006)。本研究的慣行與有機農地時常相鄰，且兩種農地周遭環境的經營方式似無明顯差別，例如有機農業常使用且有助於蝶類生存的綠籬 (Dover *et al.* 1997)，在本區並不常見。因此若期待有機農法促進蝶類或其他無脊椎動物之多樣性，對農地鄰近環境之經營也應納入考量。

小型哺乳類部分，本調查僅在有機農地成功捕獲鼠類，但由於目前捕獲率低、資料過少，未能有力的支持有機農法對於小型哺乳類群落之益處。低捕獲率可能是受到植被環境的影響，本樣區範圍預期只有刺鼠與森鼠兩個物種 (李玲玲等 1992)，但兩者都屬於偏好以森林為棲地的物種 (蘇志峰 2003；王豫煌 2009)，在開闊環境的活動比例原本就較低。例如本次捕獲地點都在果樹旁或網室旁，為地表上長著禾草類的草地環境，為森鼠與刺鼠可能利用但並非最偏好的環境，有可能因此導致低捕獲率。而在地表植被受到更嚴重人為干擾的環境，例如有機農地與慣行農地的高麗菜田，更是完全沒有捕獲鼠類。

廢耕地之中大型哺乳類生物多樣性的確明顯優於現行農地。研究過程發現十種中大型哺乳類，其中就有五種(水鹿、黃喉貂、黃鼠狼、山羌、食蟹獾)只在廢耕地發現或是在廢耕地的出現指數顯著較高。這五個物種大多是對人為干擾較敏感之物種，水鹿與山羌之棲地選擇往往遠離道路或人類聚落 (Kushwaha *et al.* 2004, Yen *et al.* 2014)，食蟹獾對於人類的警覺心很強且需要水質良好的溪流環境 (端木茂甯 2001)，黃喉貂主要生活在人為干擾少的中高海拔原始森林 (姜博仁等 2013)。而另外五個物種，在現行農地與廢耕地的出現指數並無顯著差異，即使是常進入農地覓食的臺灣獼猴

(張仕緯 2000)和野豬 (*Sus scrofa*; 吳幸如及王穎 2009)亦是如此。故農地廢耕確實可能有益於中大型哺乳動物的數量與多樣性之上升，而使用中的農地也並未增加農作物害獸(臺灣獼猴、野豬)之數量。

不同生物類群對環境反應之空間尺度可能不相同，且一個生物類群也可能對多個空間尺度之環境變化產生反應，因此並沒有單一、完全正確的尺度可以被用來測量農地的生物多樣性，也沒有能夠一體適用的保育管理策略 (Gabriel *et al.* 2010)。本研究主要從田間尺度進行觀察，但發現部分內容必須從地景尺度來探究，故未來對於本議題，建議可再進行地景尺度之研究，樣區可擴及其他高山農業區。另外，本研究只針對動物進行研究，但在生態系統中，生產者會對整體的生物多樣性產生舉足輕重的影響，而在農地上，土壤微生物與土壤化學成份是影響植物生長的重要因子 (van Diepeningen *et al.* 2006)，故未來還可以對植物、土壤微生物、土壤化學等方向進行研究，方能夠更全面的了解廢耕與有機農法對恢復生物多樣性之可能效果。

對於購地廢耕之政策，本研究結果支持其可能有益於生物多樣性恢復，復以該政策的後續管理相對簡單，不須太多人為介入，故建議能夠持續推動。惟必須考量居民之意願，以較和緩的方式推動，避免造成主管機關與在地居民之對立。

對於轉型有機農法之政策，本研究未發現強力證據支持其有益於生物多樣性恢復，由於田間尺度的生物多樣性不只受到該農地本身經營方法的影響，也會受到鄰近之農地與自然環境的影響，而本研究樣區之慣行農地與有機農地距離較近，甚至互相鑲嵌，兩者可能互相干擾導致有機農法之功能不彰；也可能是有機農法仍有其功能，但其效果必須從不同的空間尺度進行觀察。故未來的農業活動管理政策，需嘗試以社區為單位，進行較整體性的共同規劃，方可能發揮或呈現出有機農法之功能。

結論

本研究支持廢耕對生物多樣性恢復之正面效益，未來可持續推動。但對於有機農法之效益，並未發現強力證據可供證明，我們認為此策略需要以社區為單位，內部所有農民密切配合才能成功，且必需從地景尺度進行整體規劃。

誌謝

本研究受太魯閣國家公園管理處太行契字 1069017 號計畫經費支持，承蒙鄒月娥、陳綺鄉、高伙、孫玉珠、黃志強、黃皓軒等人行政上之協助，孫傳慧、廖婉汝、廖昱銓、陳匡洵、廖佩柔、劉沂家等人協助調查工作，西寶、洛韶、華祿溪區域居民提供調查場域，及兩位匿名審查委員給予修正建議，在此一併致謝。

引用文獻

- 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，42 頁。
- 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。
- 王豫煌。2009。臺灣中西部低地破碎森林地景中刺鼠之地景遺傳學研究。東海大學生命科學系博士論文，122 頁。
- 吳幸如、王穎。2009。臺灣東南部野豬危害防治、被獵捕與族群現況。生物學報 44:37-51。
- 李玲玲、張簡琳玟、鄭錫奇、李筠筠。1992。太魯閣國家公園嚙齒類動物相調查。太魯閣國家公園管理處委託研究報告，72 頁。
- 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，78 頁。

- 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，125 頁。
- 林晏州、傅元熾、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，144 頁。
- 姜博仁、梁又仁、蔡世超、吳禎祺。2013。玉山國家公園共域性動物族群消長動態變化與監測模式建立-以黃鼠狼與黃喉貂為例。玉山國家公園管理處委託研究報告，53 頁。
- 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，73 頁。
- 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，53 頁。
- 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，103 頁。
- 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，88 頁。
- 許皓捷。2003。臺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，187 頁。
- 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，87 頁。
- 端木茂甯。2001。福山試驗林食蟹獾的棲地利用。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文，81 頁。
- 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, 62 頁。
- 蘇志峰。2003。玉山國家公園塔塔加地區森林之棲地和邊際對小型哺乳動物的影響。東海大學生物學系碩士論文, 68 頁。
- 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, 236 頁。
- An L, J Liu, Z Ouyang, M Linderman, S Zhou and H Zhang. 2001. Simulating demographic and socioeconomic processes on household level and implications for giant panda habitats. *Ecological Modelling* 140:31-49.
- Batary P, T Matthiesen and T Tschardtke. 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143:2020-2027
- Bengtsson J, J Ahnstrom and AC Weibull. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42:261-269
- Benton TG, JA Vickery and JD Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18:182-188.
- Devries PJ, D Murray and R Lande. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological Journal of the Linnean Society* 62:343-364.
- Dover JW, TH Sparks and JN Greatorex-Davies. 1997. The importance of shelter for butterflies in open landscapes. *Journal of Insect Conservation* 1:89-97.
- Feber RE, PJ Johnson, LG Firbank, A Hopkins and DW Macdonald. 2007. A comparison of butterfly populations on organically and conventionally managed farmland. *Journal of Zoology* 273:30-39.
- Fischer C, A Flohre, LW Clement, P Batáry, WW Weisser, T Tschardtke and C Thies. 2011. Mixed effects of landscape structure and farming practice on bird diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141:119-125.
- Flowerdew JR. 1997. Mammal biodiversity in agricultural habitats. pp. 25-40. In Kirkwood RC (ed.), *Biodiversity and conservation in agriculture*, British Crop Protection Council, UK.
- Fuller RJ, LR Norton, RE Feber, PJ Johnson, DE Chamberlain, AC Joys, F Mathews, RC Stuart, MC Townsend, WJ Manley, MS Wolfe, DW Macdonald and LG Firbank. 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1:431-434.
- Gabriel D, SM Sait, JA Hodgson, U Schmutz, WE Kunin and TG Benton. 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters* 13:858-869.
- Hole DG, AJ Perkins, JD Wilson, IH Alexander, PV Grice and AD Evans. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122:113-130.
- Kelly MJ and EL 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.
- Koehler KJ and K Larntz. 1980. An empirical investigation of goodness-of-fit statistics for sparse multinomials. *Journal of the American Statistical Association* 75:336-344.
- Kushwaha SPS, A Khan, B Habib, A Quadri and A Singh. 2004. Evaluation of sambar and muntjac habitats using geostatistical modelling. *Current Science* 86:1390-1400.
- Letourneau DK 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.
- Macdonald DW and HE Smith. 1991. *New perspectives on agro-ecology: between theory and practice in the agricultural ecosystem*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Magurran A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Reynolds RT, JM Scott and RA Nussbaum. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82:309-313.
- Rovero F and AR Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011-1017.
- Rundlöf M, J Bengtsson and HG Smith. 2008. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45:813-820.
- Rundlöf M and HG Smith. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of applied ecology* 43:1121-1127.
- Tuomisto HL, ID Hodge, P Riordan and DW Macdonald. 2012. Does organic farming reduce environmental impacts?—A meta-analysis of European research. *Journal of environmental management* 112:309-320.
- Tuanmu MN, A Vina, W Yang, X Chen, AM Shortridge and J Liu. 2016. Effects of payments for ecosystem services on wildlife habitat recovery. *Conservation Biology* 30:827-835.
- van Diepeningen AD, OJ de Vos, GW Korthals and AHC van Bruggen. 2006. Effects of organic

versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soils. *Applied Soil Ecology* 31:120-135.

Yen SC, Y Wang and HY Ou. 2014. Habitat of the Vulnerable Formosan sambar deer *Rusa unicolor swinhoii* in Taiwan. *Oryx* 48:232-240.

附錄 1. 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	特有性	保育等級	生態同功群
雉科	臺灣山鵲	<i>Arborophila crudigularis</i>	特有種	III	雜食者
	臺灣竹雞	<i>Bambusicola sonorivox</i>	特有種		雜食者
鷺科	黃頭鷺	<i>Bubulcus ibis</i>			蟲食者
鷹科	大冠鷲	<i>Spilornis cheela</i>	特有亞種	II	肉食者
	鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus</i>	特有亞種	II	肉食者
鳩鵲科	金背鳩	<i>Streptopelia orientalis</i>	特有亞種		植食者
杜鵑科	鷹鵑	<i>Hierococcyx sparverioides</i>			蟲食者
	北方中杜鵑	<i>Cuculus optatus</i>			蟲食者
鷓鴣科	黃嘴角鴉	<i>Otus spilocephalus</i>	特有亞種	II	肉食者
	領角鴉	<i>Otus lettia</i>	特有亞種	II	肉食者
	鸚鵡	<i>Glaucidium brodiei</i>	特有亞種	II	肉食者
	褐鷹鴉	<i>Ninox japonica</i>		II	肉食者
雨燕科	叉尾雨燕	<i>Apus pacificus</i>			蟲食者
	小雨燕	<i>Apus nipalensis</i>	特有亞種		蟲食者
鬚鷺科	五色鳥	<i>Psilopogon nuchalis</i>	特有種		雜食者
啄木鳥科	小啄木	<i>Dendrocopos canicapillus</i>			蟲食者
山椒鳥科	灰喉山椒鳥	<i>Pericrocotus solaris</i>			蟲食者
綠鵲科	綠畫眉	<i>Erpornis zantholeuca</i>			蟲食者
卷尾科	小卷尾	<i>Dicrurus aeneus</i>	特有亞種		蟲食者
王鷓科	黑枕藍鷓	<i>Hypothymis azurea</i>	特有亞種		蟲食者
鴉科	松鴉	<i>Garrulus glandarius</i>	特有亞種		雜食者
	巨嘴鴉	<i>Corvus macrorhynchos</i>			雜食者
燕科	洋燕	<i>Hirundo tahitica</i>			蟲食者
	東方毛腳燕	<i>Delichon dasyopus</i>			蟲食者
山雀科	青背山雀	<i>Parus monticolus</i>	特有亞種	III	蟲食者
	黃山雀	<i>Parus holsti</i>	特有種	II	蟲食者
鵲科	白環鵲嘴鵲	<i>Spizixos semitorques</i>	特有亞種		雜食者
	烏頭翁	<i>Pycnonotus taivanus</i>	特有種	II	雜食者
	白頭翁	<i>Pycnonotus sinensis</i>	特有亞種		雜食者
	紅嘴黑鵲	<i>Hypsipetes leucocephalus</i>	特有亞種		雜食者
樹鷺科	棕面鷺	<i>Abroscopus albogularis</i>			蟲食者
	小鷺	<i>Horornis fortipes</i>	特有亞種		蟲食者
	深山鷺	<i>Horornis acanthizoides</i>	特有亞種		蟲食者
扇尾鷺科	斑紋鷺鷥	<i>Prinia crinigera</i>	特有亞種		蟲食者
鸚嘴科	粉紅鸚嘴	<i>Sinosuthora webbiana</i>	特有亞種		植食者
繡眼科	冠羽畫眉	<i>Yuhina brunneiceps</i>	特有種		雜食者
	綠繡眼	<i>Zosterops japonicus</i>			雜食者
畫眉科	山紅頭	<i>Cyanoderma ruficeps</i>	特有亞種		蟲食者
	小彎嘴	<i>Pomatorhinus musicus</i>	特有種		雜食者
	大彎嘴	<i>Megapomatorhinus erythrocnemis</i>	特有種		雜食者
雀眉科	頭烏線	<i>Schoeniparus brunneus</i>	特有亞種		蟲食者
噪眉科	繡眼畫眉	<i>Alcippe morrisonia</i>	特有種		雜食者
	白耳畫眉	<i>Heterophasia auricularis</i>	特有種		雜食者
	黃胸藪眉	<i>Liocichla steerii</i>	特有種		雜食者
鷓科	黃腹琉璃	<i>Niltava vivida</i>	特有亞種	III	蟲食者
	臺灣紫嘯鷓	<i>Myophonus insularis</i>	特有種		蟲食者
	白尾鷓	<i>Cinclidium leucurum</i>	特有亞種	III	蟲食者

科名	中名	學名	特有性	保育等級	生態同功群
	鉛色水鵪	<i>Phoenicurus fuliginosus</i>	特有亞種	III	蟲食者
啄花科	紅胸啄花	<i>Dicaeum ignipectus</i>	特有亞種		植食者
鵪鶉科	灰鵪鶉	<i>Motacilla cinerea</i>			蟲食者
	白鵪鶉	<i>Motacilla alba</i>			蟲食者
梅花雀科	白腰文鳥	<i>Lonchura striata</i>			植食者

附錄 2. 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

科別	中名	學名
弄蝶科	白弄蝶	<i>Abraximorpha davidii ermasis</i>
	黃星弄蝶	<i>Ampittia virgata myakei</i>
	臺灣赭弄蝶	<i>Ochlodes niitakanus</i>
	墨子黃斑弄蝶	<i>Potanthus motzui</i>
	小稻弄蝶	<i>Parnara bada</i>
鳳蝶科	多姿麝鳳蝶	<i>Byasa polyeuctes termessus</i>
	青鳳蝶	<i>Graphium sarpedon connectens</i>
	寬帶青鳳蝶	<i>Graphium cloanthus kuge</i>
	木蘭青鳳蝶	<i>Graphium doson postianus</i>
	黃星斑鳳蝶	<i>Chilasa epycides melanoleucus</i>
	玉帶鳳蝶	<i>Papilio polytes polytes</i>
	黑鳳蝶	<i>Papilio protenor protenor</i>
	臺灣鳳蝶	<i>Papilio taiwanus</i>
	大鳳蝶	<i>Papilio memnon heronus</i>
	白紋鳳蝶	<i>Papilio helenus fortunius</i>
	大白紋鳳蝶	<i>Papilio nephelus chaonulus</i>
	臺灣鳳蝶	<i>Papilio taiwanus</i>
	翠鳳蝶	<i>Papilio bianor thrasymedes</i>
	穹翠鳳蝶	<i>Papilio dialis tatsuta</i>
	雙環翠鳳蝶	<i>Papilio hopponis</i>
	臺灣琉璃翠鳳蝶	<i>Papilio hermosanus</i>
粉蝶科	白絹粉蝶	<i>Aporia genestieri insularis</i>
	緣點白粉蝶	<i>Pieris canidia</i>
	異色尖粉蝶	<i>Appias lycida eleonora</i>
	鋸粉蝶	<i>Prioneris thestylis formosana</i>
	圓翅鉤粉蝶	<i>Gonepteryx amintha formosana</i>
	臺灣鉤粉蝶	<i>Gonepteryx taiwana</i>
	黃蝶	<i>Eurema hecabe hecabe</i>
	北黃蝶	<i>Eurema mandarina mandarina</i>
灰蝶科	紫日灰蝶	<i>Heliophorus ila matsumurae</i>
	虎灰蝶	<i>Spindasis lohita formosana</i>
	大娜波灰蝶	<i>Nacaduba kurava therasia</i>
	波灰蝶	<i>Prosotas nora formosana</i>
	雅波灰蝶	<i>Jamides bochus formosanus</i>
	淡青雅波灰蝶	<i>Jamides alecto dromicus</i>
	豆波灰蝶	<i>Lampides boeticus</i>
	藍灰蝶	<i>Zizeeria maha okinawana</i>
	黑星灰蝶	<i>Megisba malaya sikkima</i>
	細邊琉灰蝶	<i>Celastrina lavendularis himilcon</i>
	東方喙蝶	<i>Libythea lepita formosana</i>
蛺蝶科	淡紋青斑蝶	<i>Tirumala limniace limniace</i>
	小紋青斑蝶	<i>Tirumala septentrionis</i>
	絹斑蝶	<i>Parantica aglea maghaba</i>
	斯氏絹斑蝶	<i>Parantica swinhoei</i>
	旖斑蝶	<i>Ideopsis similis</i>
	異紋紫斑蝶	<i>Euploea mulciber barsine</i>
	圓翅紫斑蝶	<i>Euploea eunice hobsoni</i>
	小紫斑蝶	<i>Euploea tulliolus koxinga</i>
	苧麻珍蝶	<i>Acraea issoria formosana</i>
	斐豹蛺蝶	<i>Argyreus hyperbius hyperbius</i>
	青眼蛺蝶	<i>Junonia orithya orithya</i>
	枯葉蝶	<i>Kallima inachus formosana</i>

科別	中名	學名
	小紅蛺蝶	<i>Vanessa cardui cardui</i>
	黃鉤蛺蝶	<i>Polygonia c-aureum lunulata</i>
	琉璃蛺蝶	<i>Kaniska canace drilon</i>
	緋蛺蝶	<i>Nymphalis xanthomelas formosana</i>
	散紋盛蛺蝶	<i>Symbrenthia lilaea formosanus</i>
	豆環蛺蝶	<i>Neptis hylas luculenta</i>
	斷線環蛺蝶	<i>Neptis soma tayalina</i>
	細帶環蛺蝶	<i>Neptis nata lutatia</i>
	蓬萊環蛺蝶	<i>Neptis taiwana</i>
	奇環蛺蝶	<i>Neptis ilos nirei</i>
	臺灣線蛺蝶	<i>Limenitis formosicola</i>
	幻紫帶蛺蝶	<i>Athyma fortuna kodahirai</i>
	異紋帶蛺蝶	<i>Athyma selenophora laela</i>
	紫俳蛺蝶	<i>Parasarpa dudu jinamitra</i>
	瑠蛺蝶	<i>Abrota ganga formosana</i>
	臺灣翠蛺蝶	<i>Euthalia formosana</i>
	窄帶翠蛺蝶	<i>Euthalia insulae</i>
	網絲蛺蝶	<i>Cyrestis thyodamas formosana</i>
	幻蛺蝶	<i>Hypolimnas bolina kezia</i>
	金鏡蛺蝶	<i>Chitoria chrysolora</i>
	紅斑脈蛺蝶	<i>Hestina assimilis formosana</i>
	箭環蝶	<i>Stichopthalma howqua formosana</i>
	小波眼蝶	<i>Ypthima baldus zodina</i>
	寶島波眼蝶	<i>Ypthima formosana</i>
	密紋波眼蝶	<i>Ypthima multistriata</i>
	江崎波眼蝶	<i>Ypthima esakii</i>
	白帶波眼蝶	<i>Ypthima akragas</i>
	巨波眼蝶 (中臺灣亞種)	<i>Ypthima praenubila neobilia</i>
	狹翅波眼蝶	<i>Ypthima angustipennis</i>
	曲紋黛眼蝶	<i>Lethe chandica ratnacri</i>
	臺灣黛眼蝶	<i>Lethe mataja</i>
	巴氏黛眼蝶	<i>Lethe butleri periscelis</i>
	布氏蔭眼蝶	<i>Neope bremeri taiwana</i>
	白斑蔭眼蝶	<i>Neope armandii lacticolora</i>
	褐翅蔭眼蝶	<i>Neope muirheadi nagasawae</i>
	眉眼蝶	<i>Mycalesis francisca formosana</i>
	森林暮眼蝶	<i>Melanitis phedima polishana</i>
	臺灣斑眼蝶	<i>Penthema formosanum</i>
	藍紋鋸眼蝶	<i>Elymnias hypermnestra hainana</i>