

國立臺灣大學生物資源暨農學院森林環境暨資源學系

碩士論文

School of Forestry and Resource Conservation

College of Bioresources and Agriculture

National Taiwan University

Master Thesis

農業生態系統中多樣土地覆蓋類型的鳥類多樣性

Bird Diversity in Different Land Cover Types

in Agroecosystem

鄭琪睿

Chi-Jui Cheng

指導教授：丁宗蘇 博士

Advisor: Tzung-Su Ding, Ph.D

中華民國 112 年 7 月

July, 2023



國立臺灣大學碩士學位論文
口試委員會審定書

MASTER'S THESIS ACCEPTANCE CERTIFICATE
NATIONAL TAIWAN UNIVERSITY



農業生態系統中多樣土地覆蓋類型的鳥類多樣性

Bird Diversity in Different Land Cover Types
in Agroecosystem

本論文係鄭琪叡 (R10625013) 在國立臺灣大學森林環境暨資源學系完成之碩士學位論文，於民國 112 年 6 月 20 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明。

The undersigned, appointed by the Department of Forestry and Resource Conservation on 20th June 2023 have examined a Master's thesis entitled above presented by Chi-Jui Cheng (R10625013) candidate and hereby certify that it is worthy of acceptance.

口試委員 Oral examination committee:

丁系彥
(指導教授 Advisor)

許宏達

林瑞興

蔡若丹

端木茂南

系主任/所長 Director: 丁系彥

謝辭

回首短短兩年的研究生之旅，依然感到不可思議，時光飛逝，這一路上要感謝相當多人的幫助與支持，才能有如此充實的研究生生涯，並在兩年完成論文。


首先感謝丁宗蘇老師的肯定與指導，當年永福橋下的一席話，讓我深刻感受到您對學生的重視與用心，也讓我深刻思考未來的規劃。正式邁入求學過程時，謝謝您總是有耐心的指導，並給予研究甚至人生的經驗與建議。於論文撰寫至修改階段，謝謝您多次閱讀批改，並及時解答我的疑問，讓我有效率的完成論文。

這一路上，感謝廖俊傑學長指導我鳥類調查的基礎，並清楚說明樣區的選擇原因與設置方法。感謝傅淑瑋學姊多次為我解答功能多樣性和統計方法的問題，並提供功能多樣性相關的所有資料。感謝明芄和博瑋與我討論研究的種種內容，或許看似普通的閒聊，都讓我能釐清研究遇到的問題與調整方向，謝謝你們在口試前挑出我論文中的錯誤和協助完成畢業離校程序的各個環節。感謝研究室的夥伴和森多概的助教們，與你們快樂的相處時光，是我碩士旅途中重要的回憶。

研究調查的過程中，感謝臺大實驗林本處總務組的湯大哥安排住宿，以及其他大哥大姐的熱情招待，感謝水里木工廠的梅小姐及和社營林區的燕儀姐，讓我每次調查都能安心前往住宿，對每季都要花一個月在南投調查的研究生來說，這莫大的方便與親切相當重要。

最後，感謝這一路支持、鼓勵、陪伴我走過各種起落的人們，還有在各土地覆蓋類型中的小鳥們。

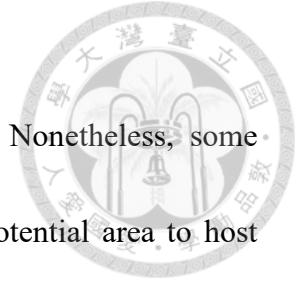
摘要



農業開發是生物多樣性流失的主要原因之一，然而高空間異質度的農村地景卻可能成為保育生物多樣性的潛在區域。複雜且破碎的農村地景有較高的棲地邊緣比例，但各土地覆蓋類型是否存在邊緣效應，其是否受相鄰棲地的外溢者影響，皆為了解農村地景生物多樣性的基礎資訊。探究農村地景中各土地覆蓋類型的生物多樣性、邊緣效應和相鄰土地覆蓋類型對生物多樣性的影響，並將功能多樣性納入討論，對生態保育和土地規劃至關重要。本研究於 2021 年 4 月至 2023 年 4 月在南投縣竹山鎮、水里鄉、信義鄉和鹿谷鄉，選定 8 種土地覆蓋類型，設置 67 組樣帶，共 402 個樣區，調查樣區內的鳥類個體數和物種數。結果顯示多數土地覆蓋類型的鳥種組成有顯著差異，代表各土地覆蓋類型皆有其特色物種。次生林的物種多樣度多顯著高於其他土地覆蓋類型，然而其功能多樣度與其他土地覆蓋類型並無顯著差異。次生林、人工針葉林和竹林的邊緣效應較顯著，顯示次生林、人工針葉林和竹林在農村地景中有增加微棲地的功能。相鄰土地覆蓋類型間彼此的影響並沒有一致的趨勢，需要更多的研究才能了解相鄰土地覆蓋類型對鳥類多樣性的影響。於農村地景中規劃多樣的土地覆蓋類型，積極保留次生林、人工針葉林和竹林，或改善各土地覆蓋類型的現況，對鳥類多樣性和生態功能皆可發揮正面助益。

關鍵字：土地覆蓋類型、鳥類多樣性、功能多樣性、邊緣效應、農業生態系統

Abstract



Agricultural development is a major driver of biodiversity loss. Nonetheless, some agricultural landscapes with high spatial heterogeneity can be a potential area to host biodiversity. The complex and fragmented agricultural landscapes increase the proportion of habitat edges. Therefore, exploring edge effect and spillover effect of each land cover types become fundamental for ecological conservation and land-use management of agroecosystems. This study was aimed to examine avian species diversity and functional diversity among different land cover types, distances to boundary and adjacent land cover types. The study was conducted in Lugu Township, Shuili Township, Xinyi Township and Zhushan Township of Nantou County, Taiwan, from April 2021 to April 2023. We counted all individual of birds and bird species seen and heard on the 402 plots of 67 belt transects in 8 land cover types. Each belt transect was consisted of 6 plots across two land cover types. We found the avian species composition of most land cover types differed significantly, indicating diverse land cover types is crucial for conserving avian diversity in agroecosystem. The species diversity of secondary forest was significantly higher than most land cover types; however, the functional diversity of secondary forest was not significantly higher than others. The edge effect can be observed in secondary forest, conifer plantation and bamboo forest, creating microhabitats for adjacent land cover types. However, the effect of adjacent land cover types to avian diversity was not significant and

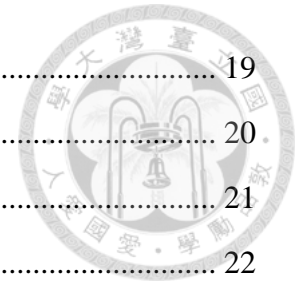
need more studies to confirm. Maintaining diverse land cover types, retaining more secondary forest, conifer plantation or bamboo forest, and improving habitat quality of all land cover types will be beneficial to avian species diversity and ecological function in agricultural landscapes.

Keywords : land cover types, bird diversity, functional diversity, edge effect, agroecosystem

目錄

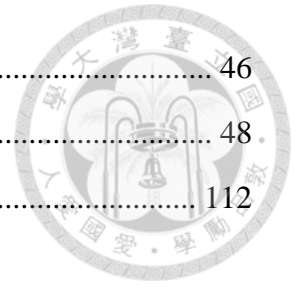


口試委員會審定書	i
謝辭	ii
摘要	iii
Abstract.....	iv
圖目錄	ix
表目錄	xi
1 前言	1
2 材料與方法	7
2.1 研究地點	7
2.2 樣區設置	7
2.3 調查方法	10
2.4 分析方法	10
2.4.1 排序分析.....	10
2.4.2 相異度.....	11
2.4.2 物種多樣度.....	11
2.4.3 功能多樣度.....	12
2.4.4 功能冗餘性.....	14
2.4.5 物種多樣度及功能多樣度的相關性.....	15
2.4.6 統計方法.....	15
3 結果	17
3.1 各土地覆蓋類型的鳥種組成	17
3.2 各土地覆蓋類型鳥種組成的相似度	18
3.3 各土地覆蓋類型鳥種組成的相異度	18
3.4 物種多樣度和功能多樣度的相關性	18
3.5 豐度和豐富度與土地覆蓋類型、邊緣距離、相鄰土地覆蓋類型、調查年 分、調查季節、調查人員和海拔的相關性	19



3.6 各土地覆蓋類型的物種多樣度	19
3.7 各土地覆蓋類型的功能多樣度	20
3.8 各土地覆蓋類型的功能冗餘性	21
3.9 邊緣效應	22
3.9.1 不同土地覆蓋類型之整體邊緣效應	22
3.9.2 次生林之邊緣效應	22
3.9.3 人針林之邊緣效應	23
3.9.4 人闊林之邊緣效應	24
3.9.5 竹林之邊緣效應	25
3.9.6 檳榔園之邊緣效應	25
3.9.7 果園之邊緣效應	26
3.9.8 農地之邊緣效應	27
3.9.9 茶園之邊緣效應	28
3.10 相鄰不同土地覆蓋類型對鳥類多樣性的影響	28
3.10.1 次生林之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性	28
3.10.2 人針林之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性	29
3.10.3 人闊林之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性	30
3.10.4 竹林之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性	31
3.10.5 檳榔園之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性	32
3.10.6 果園之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性	32
3.10.7 農地之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性	33
3.10.8 茶園之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性	34
4 討論	36
4.1 各土地覆蓋類型類型的鳥種組成	36
4.2 各土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度	38
4.3 邊緣效應	42
4.4 相鄰土地覆蓋類型的影響	43
4.5 經營管理與生態保育	45

4.6 本研究的限制	46
引用文獻	48
附錄	112

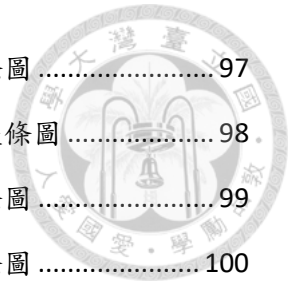


圖目錄



圖 1、研究地區及樣帶分布圖。.....	71
圖 2、樣帶設置示意圖。.....	72
圖 3、次生林實景。.....	73
圖 4、人工針葉林實景。.....	74
圖 5、人工闊葉林實景.....	75
圖 6、竹林實景。.....	76
圖 7、檳榔園實景。.....	77
圖 8、果園實景。.....	78
圖 9、農地實景。.....	79
圖 10、茶園實景。.....	80
圖 11、各土地覆蓋類型鳥類物種組成對應分析，依第一軸和第二軸排序圖.....	81
圖 12、物種多樣度和功能多樣度之相關性矩陣.....	82
圖 13、各土地覆蓋類型經標準化之豐富度和功能豐富度之單因子線性迴歸線.....	83
圖 14、各土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	84
圖 15、離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	85
圖 16、次生林離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	86
圖 17、人工針葉林離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	87
圖 18、人工闊葉林離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	88
圖 19、竹林離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	89
圖 20、檳榔園離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	90
圖 21、果園離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	91
圖 22、農地離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	92
圖 23、茶園離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	93
圖 24、次生林相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	94
圖 25、人針林相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	95
圖 26、人闊林相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖.....	96

圖 27、竹林相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖	97
圖 28、檳榔園相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖	98
圖 29、果園相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖	99
圖 30、農地相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖	100
圖 31、茶園相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖	101



表目錄

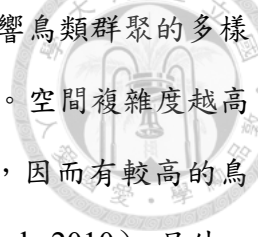
表 1、竹山鎮、水里鄉、信義鄉和鹿谷鄉各代表測站 2016-2022 年平均氣象資料。.....	102
表 2、各土地覆蓋類型組合樣帶和樣區數量.....	103
表 3、各土地覆蓋類型物種組成置換多變量變異數分析多重比較的顯著性.....	104
表 4、各土地覆蓋類型的鳥類隻次和比例.....	105
表 5、各土地覆蓋類型鳥種組成之 Bray-Curtis 相異度.....	109
表 6、物種豐富度和土地覆蓋類型、相鄰土地覆蓋類型、邊緣距離、調查年度、調查季節、調查人員和海拔的相關性分析.....	110
表 7、物種豐富度和土地覆蓋類型、相鄰土地覆蓋類型、邊緣距離、調查年度、調查季節、調查人員和海拔的相關性分析.....	111



1 前言


農業是人類文明發展不可或缺的重要基礎 (Kerridge, 1969)。近年各國高速發展，人口大幅提升，糧食及農產品需求達到歷史高峰 (Rockström et al., 2017; Hickey et al., 2019)。更大面積的土地被開發為農地 (Ramankutty et al., 2008, Foley et al., 2011, Clark and Tilman, 2017)，伴隨使用大型機械及化學農藥，對自然環境造成負面衝擊 (Firbank et al., 2008; Stoate et al., 2009)。熱帶地區大面積的森林迅速開發為農地，成為世界上生物多樣性流失最快的地區 (Wilson, 1992; Houghton, 1994; Skole et al., 1994; Gibbs et al., 2010; Dudley and Alexander, 2017; Díaz et al., 2019)，同時對全球生態系服務造成影響 (Pimm et al., 2018, Dinerstein et al., 2019)。此趨勢促使研究者積極投入，希望了解農業生態系統 (agroecosystem) 是否能做為部份生物的棲地，並提供生態系服務 (ecosystem services) (Estrada et al., 1997; Moguel and Toledo, 1999; Ricketts et al., 2001)。自 2010 年《生物多樣性公約》締約國大會通過「里山倡議 (Satoyama Initiative)」，以人與自然和諧共存為宗旨，永續利用農業生態系統中的自然資源 (Takeuchi, 2010)，在世界各地都能看到推廣及實踐的案例 (Berglund et al., 2014)。高空間異質度 (spatial heterogeneity) 的農村地景是「里山」的重要特色 (Fahrig et al., 2011; Kozar et al., 2019)，臺灣農村地景亦由多樣的土地覆蓋類型鑲嵌而成。高空間異質度的特性被視為保存生物多樣性的潛在區域 (Altieri, 1999; Benton et al., 2003; Tschardt et al., 2005)，高空間異質度的農村地景包含農耕地、果園、牧場等，同時也包含森林物種可存續的土地覆蓋類型，如次生林、人工造林地及溼地等 (Fahrig et al., 2011)。土地變遷的過程會壓縮生物的棲息空間，嚴重影響生物多樣性 (Franklin and Forman, 1987; Turner, 1989; Wallin et al., 1994; Forman, 1995)，農村地景的開發將改變許多生物的棲息環境，為了解農村系統中的生物多樣性，以及可提供的生態系服務，探究各土地覆蓋類型的生物多樣性及各土地覆蓋類型之間生物多樣性的關係是相當重要的基礎研究。

植群結構 (vegetation structure) 的複雜度與物種多樣性高度相關 (Ehbrecht et



al., 2017; Hakkenberg et al., 2018, LaRue et al., 2019)，且直接影響鳥類群聚的多樣性及組成 (MacArthur and MacArthur, 1961; Jayapal et al., 2009)。空間複雜度越高的植群可提供鳥類較多樣的食物資源和較多躲藏及繁殖的空間，因而有較高的鳥類多樣性 (Robinson and Holmes, 1984; Hansen et al., 1995; Šálek et al., 2010)。另外，鳥類可提供授粉及種子傳播的生態系服務，因此鳥種組成與植群的植物組成和結構皆高度相關 (Lee and Rotenberry, 2005)。邊緣是一植群結構複雜且多樣的區域 (Hobbs, 1993)，Melin 等人 (2018) 的研究指出鳥類多樣性在邊緣區域的底層灌叢顯著提高。

邊緣 (edge) 為地景中二個嵌塊 (patch) 之一維界線，指兩不同生態系或棲地間有一明顯急遽變化、生態交互作用的區域 (Murcia, 1995)，邊緣兩側生物及環境因子漸進改變的區域被稱為生態過渡帶 (ecotone)，最早由 Clements 於 1907 年提出。邊緣是一個動態的環境，會隨著時間及空間變化 (Restrepo and Gómez, 1998)。太陽輻射為引發邊緣效應的重要因子 (Matlack, 1993, Dignan and Bren, 2003)，因邊緣和內部太陽輻射的差異，導致微氣候的差別，進而改變植物組成，並影響其他生物 (Hobbs, 1993)，這樣因邊緣而改變生物及非生物因子的狀態被稱為邊緣效應 (edge effect) (Murcia 1995)。邊緣效應最初由 Odum (1958) 提出，指出兩棲地交界處，族群密度和物種豐富度皆會上升。Ries 等人 (2004) 的研究提出邊緣效應的預測模式，物種會因棲地資源的差異，而在邊緣有不同的分布，模式包含：(1) 僅一側為棲地，且資源集中於棲地一側，生物豐度 (abundance) 自棲地內部到非棲地內部穩定下降；(2) 其中一側為棲地，兩側擁有互補性資源，豐度在兩棲地邊緣提升，但棲地內部的豐度高於非棲地內部；(3) 資源平分且分散於兩側，豐度平均分散於兩棲地，無明顯邊緣效應；(4) 資源平分且分散於兩側，但兩側擁有互補資源，豐度在兩棲地邊緣提升；(5) 資源集中於兩棲地之間，豐度於邊緣提升。此模式可以解釋同物種對不同邊緣組合反應的差異，亦可解釋過去結果缺乏一致性的原因 (Ries et al., 2004)。



在高空間異質度的農村地景中，多樣的土地覆蓋類型鑲嵌其中，造就破碎且異質的環境。破碎的嵌塊增加地景中邊緣的比例，促使邊緣效應的發生，因而影響整體的生物多樣性及功能多樣性 (Murcia, 1995; Donovan et al., 1997; Fahrig et al., 2011; Barbaro and Van Halder, 2009; Holzschuh et al., 2010)。有研究指出森林邊緣提供更多生物棲地及移動通道 (Hinsley et al. 1995; Fuller and Gill, 2001)，並在邊緣觀察到部份鳥種較高的豐度 (Schlossberg and King, 2008; Knight et al., 2016)。Barbaro 等人 (2014) 的研究指出，功能多樣性也有顯著的邊緣效應，其中功能多樣性與物種豐富度高度相關，因此若邊緣效應顯著影響物種豐富度，功能豐富度常有相同的趨勢。功能均勻度及功能離散度同樣有顯著的邊緣效應，表示邊緣有更豐富的生態功能 (Mason et al., 2005)。相較於過去，人類創造了更多邊緣棲地 (Forman, 1995)，人工創造的森林邊緣會直接影響生物的行為並改變棲地的微氣候 (Wiens et al., 1985, Kuitunen and Makinen, 1993)，亦間接影響寄生生物及掠食者的分布 (Gates and Gysel, 1978; Brittingham and Temple, 1983; Loye and Carroll, 1995)。不過許多研究者發現有些物種的生態習性難以透過邊緣效應解釋 (Ries et al., 2004; Ries and Sisk, 2010)，物種常因邊緣兩側的棲地資源而對邊緣有不同的反應 (Ries et al., 2004)，將邊緣兩側土地覆蓋類型的資源納入研究，並了解邊緣效應與生物多樣性的關係，能有更充足的資訊執行生物多樣性保育 (Walting et al., 2010; Schneider et al., 2014)。

保護區設置早期多著重保護區內部的經營，常忽略周遭環境對內部的影響 (Buechner, 1987; Schonewald-Cox, 1988)，Hansen 和 DeFries (2007) 整理出周邊環境影響保護區內部生物及功能多樣性的機制，包含周邊土地劣化而減少保護區的潛在範圍 (Brooks et al., 1999; Vester et al., 2007)；周邊可能存在某些物種重要的存續資源 (Serneels and Lambin, 2001; Hansen and Rotella, 2002)；人類活動會影響保護留區內的生物 (Revilla et al. 2001)。土地覆蓋類型的物種多樣性會受周遭土地覆蓋類型的物種多樣性及空間異質度影響 (Clergeau et al., 2001; Devictor et al.,

2007)，在農村地景中，相鄰農地的土地覆蓋類型包含濕地、林地及人類開發地，這些土地覆蓋類型可提供鳥類不同的食物資源及繁殖空間，因此鳥類多樣性有所差異，進而影響農地的鳥類多樣性 (Clergeau et al., 2001; Woodhouse et al., 2005; Buckingham et al., 2006)。

生物自森林中溢出 (spillover) 至人類活動用地是相當常見的現象 (Lucey and Hill, 2012; Boesing et al., 2018)，有些鳥種會從森林外溢至市郊地區 (Loss et al., 2009) 或外溢至農業用地 (Montealegre-Talero et al., 2021)。外溢者 (cross-habitat spillover) 的定義為於不同土地覆蓋類型之間移動的生物 (Blitzer et al., 2012; Tschardtke et al., 2012)，他們可做為能量流動和傳遞生態功能的媒介 (Tischendorf and Fahrig, 2000; Walting et al., 2010; Tschardtke et al., 2012; Schneider et al., 2013)。對人類而言，外溢者所提供的生態系服務在農業生態系統中相當重要 (Rand et al., 2006; Blitzer et al., 2012; Van Schalkwyk et al., 2020)，自森林溢出自農業地景的外溢者可提供授粉、害蟲控制和清除屍體等生態功能 (Bianchi et al., 2006; Blitzer et al., 2012; Schneider et al., 2013; Maas et al., 2015; Monasterolo et al., 2015; Inger et al., 2016)，Ulyshen 等人 (2023) 的研究指出，鄰接森林的農地會因森林提供授粉者的生態系服務而有更高的產量。探究相鄰土地覆蓋類型對物種多樣性及生態系服務的影響，對農業生態系統的保育及永續發展皆有助益。

生物多樣性是評估生態環境的重要指標，以物種豐富度 (species richness) 及族群相對豐度 (population relative abundance) 為基礎的物種多樣度廣被使用至今 (Magurran, 1988; Lituma et al., 2022; Staggenborg, 2022)，包含物種豐富度、物種歧異度及物種均勻度等指標。然而這類物種多樣度往往僅能察覺物種的流失及群集的相對組成，並無法評估生態功能的改變 (Tilman, 2001)。二十世紀初 David Tilman (2001) 提出功能多樣性 (functional diversity) 的概念，以「物種可影響生態功能之特徵形值」，代表生物對生態系統之動態、生產力、養分平衡等功能。更有學者主張各物種在生態系中有不同的影響力及地位，不同的物種消失對生態系



統功能的影響不盡相同 (Flynn et al., 2011; Luck et al., 2009; Hagen et al., 2017)。Villéger 等人 (2008) 認為功能多樣性無法用單一指數呈現，應該包含功能之豐富度、均勻度和離散度，如此更能仔細呈現生物多樣性與生態系功能之間的關係。其中功能豐富度 (functional richness) 表示多維度功能空間中鳥類群聚所佔據的體積 (Mason et al., 2005)；功能均勻度 (functional evenness) 表示鳥類群聚中特徵經豐度加權後分布的均勻程度 (Mason et al., 2005)；功能離散度 (functional dispersion) 表示各物種在經豐度加權的特徵空間中的距離 (Laliberté and Legendre, 2010)。Micheli 和 Halpern (2005) 和 Guillemot 等人 (2011) 的研究中指出功能豐富度與物種豐富度的比值可代表功能冗餘性 (functional redundancy)，比值越大表示功能冗餘性越低。由標準化後的物種豐富度當成自變數，功能豐富度為依變數，建立一對一簡單線性迴歸模型所得之斜率，可做為判斷功能冗餘性的依據，斜率越大表示功能豐富度受豐富度變化影響較大，代表冗餘物種較少；斜率越平緩則表示有相對多的冗餘物種，而一群集中若有較多的冗餘物種，可以減緩物種消失對生態功能的影響 (Flynn et al., 2009; Mayfield et al., 2010)，故功能冗餘性可作為評估一環境或群集從干擾中恢復的能力的指標 (McCann, 2000; Bellwood et al., 2006)。此「韌性 (resiliency)」為當今生態研究及環境評估的重要觀念，越來越受到重視 (Naeem, 2002, Villéger, 2010)。鳥類為研究功能多樣性的優良類群，因為鳥類的特徵、行為、食性，棲息環境等資訊已被廣泛研究 (Tobias and Pigot, 2019; Etard et al., 2020)，並且容易觀察，亦提供種子傳播、害蟲抑制等重要的生態系服務 (Whelan et al., 2008; Şekercioğlu et al., 2016)。

本研究的目的是為探究農業生態系統中不同土地覆蓋類型的鳥種組成和鳥類多樣性，並深入探討鳥種組成、物種多樣度和功能多樣度於各土地覆蓋類型之間是否有顯著差異。另外，欲了解不同土地覆蓋類型中，物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間是否有顯著差異，以此表示各土地覆蓋類型鳥類的邊緣效應。最後，探究相鄰土地覆蓋類型對鳥類多樣性是否有影響。綜合以上目的，我檢驗以下 4 點

假說：

1. 不同土地覆蓋類型的鳥種組成有差異。
2. 不同土地覆蓋類型間的物種多樣度和功能多樣度有差異。
3. 部份土地覆蓋類型間的物種多樣度和功能多樣度有邊緣效應。
4. 相鄰不同土地覆蓋類型會影響物種多樣度和功能多樣度。





2 材料與方法

2.1 研究地點

本研究調查區域位於臺灣南投縣的竹山鎮 (Zhushan Township)、水里鄉 (Shuili Townshi)、信義鄉 (Xinyi Township) 及鹿谷鄉 (Lugu Township) (北緯 23.572997 度至 23.801024 度, 東經 120.665575 度至 120.933729 度, [圖 1](#))。此四個鄉鎮氣候大致相同, 皆屬於亞熱帶夏雨冬乾型, 然而各地區海拔地形有所不同, 造就各地氣候些微差異 ([表 1](#))。

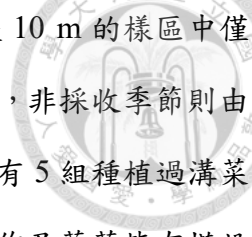
調查區域除竹山鎮外, 皆位於國立臺灣大學生物資源暨農學院實驗林管理處之轄區內。因其歷史淵源, 該地區先後有多樣的民族進入墾殖利用。日治時期成立東京帝國大學農學部臺灣演習林, 使該地區擁有多樣的土地覆蓋類型, 其中包含原始林、次生林、人工造林地、農墾地等, 成為研究不同土地覆蓋類型上鳥類多樣性的良好地區。

2.2 樣區設置

為探究本研究之目的, 選擇 8 種土地覆蓋類型設置樣區, 包含闊葉次生林 (broadleaved secondary forest)、人工針葉林 (conifer plantation)、人工闊葉林 (broadleaved tree plantation)、竹林 (bamboo plantation)、檳榔園 (betel nut plantation)、果園 (orchard)、農地 (farm land) 和茶園 (tea plantation)。樣區設置的嵌塊須符合以下條件: (1) 二嵌塊交界處的長度需大於 30 m, 深度需大於 60 m。(2) 坡度平緩, 降低調查時誤判距離或遺漏內部活動的鳥類的機率。(3) 排除各土地覆蓋類型中極度缺乏鳥類活動的嵌塊, 期望在有限的人力時間內, 能呈現各土地覆蓋類型內部及之間鳥類多樣性的差異。樣帶設置於二嵌塊交界上, 自交界垂直延伸, 分別設置 3 個相連邊長 10 m 的正方形樣區, 形成長 60 m、寬 10 m, 橫跨兩嵌塊共 6 個樣區的樣帶 ([圖 2](#)), 各樣帶間距離超過 120 m。由於部分土地覆蓋類型難以找到相鄰的組合, 且調查時間及人力有限, 故僅設置 12 種樣帶組合 ([表 2](#))。本研究共設

置 67 組樣帶，402 個樣區（[圖 1](#)，[附錄 2](#)）。樣區的海拔高度範圍自 115 m 至 1209 m。

各土地覆蓋類型的植群結構不同。闊葉次生林（以下簡稱次生林，[圖 3](#)）包含山黃麻(*Trema orientalis*)、野桐(*Mallotus japonicas*)、樟樹(*Camphora officinarum*)、小葉欖仁(*Terminalia mantaly*)、相思樹(*Acacia confuse*)、櫟(*Zelkova serrata*)等大型喬木，並有少量麻竹(*Dendrocalamus latiflorus*)生長其間，林內常有天然更新的小樹，喬木上多有藤本植物攀附，地被植物多樣，結構複雜且多層次，次生林內之大喬木和麻竹高度可達 20 m 左右。人工針葉林（以下簡稱人針林，[圖 4](#)）以杉木(*Cunninghamia lanceolata*)和台灣肖楠(*Calocedrus macrolepis var. formosana*)為主要喬木，杉木林下有天然生長的灌叢及地被植物，台灣肖楠造林較為鬱閉，且林下缺乏地被植物，兩者皆缺乏天然更新的小樹，僅由大喬木和地被植物組成，人工林之樹高可達 25 m 左右。人工闊葉林（以下簡稱人闊林，[圖 5](#)）以大葉桃花心木(*Swietenia macrophylla*)和牛樟(*Camphora micrantha*)為主，牛樟林下多有修枝遺留的殘枝，地被植物以草本為主，林內下層相當空曠；大葉桃花心木林下植被較為多樣，但同樣缺乏灌叢及小喬木，僅有蕨類及姑婆芋等草本植物，相較牛樟造林地，林下的空間雖然開闊，但喬木間距離較近，林下相對陰暗，大葉桃花心木造林樹高可達 20 m 左右；牛樟造林之樹高不足 10 m。竹林（[圖 6](#)）以孟宗竹(*Phyllostachys edulis*)為優勢，林內無小喬木或灌叢，基本上皆為孟宗竹純林，地被少有植被，僅少數竹林因缺乏整理而有草本植物生長，部分竹林內部有堆積的竹材，成為一些鳥類的棲所，竹林高度為 20 m 左右。檳榔園（[圖 7](#)）除上層以檳榔(*Areca catechu*)為主要作物外，下層偶有過溝菜蕨(*Diplazium esculentum var. esculentum*)、咖啡(*Coffea arabica*)、香蕉(*Musa acuminata*)等其他作物，亦有檳榔園下層放任雜草叢生或有農民整理而缺乏地被，形成複層且多樣的結構，檳榔樹高約 20 m 左右，香蕉樹高至葉子末梢約 3 m 左右，咖啡較為低矮樹高約 1.5m 左右。果園（[圖 8](#)）以梅(*Prunus mume*)為主要作物，梅樹皆為老樹，樹高因經營



矮化，多半不足 3m，樹冠幅約 5 m 左右，種植密度很低，邊長 10 m 的樣區中僅包含 2 至 4 株梅樹，梅園皆有經營，故地被於花果季節相當乾淨，非採收季節則由先驅草本植物為優勢。農地（[圖 9](#)）包含多種作物，18 組農地中有 5 組種植過溝菜蕨、2 組種植豆類旱作、一組種植葡萄（*Vitis vinifera*），其中旱作及葡萄皆有搭設棚架，三種作物種植密度高，其中過溝菜蕨及旱作近似於灌叢，葡萄園因修剪，攀附之藤蔓形成一架高的平面，地被相當乾淨，雖然葡萄可歸類為果樹，但因套袋鳥類無法食用，且棚架搭設方式及狀態較接近農地，而非單株的果樹，故將葡萄園納入農地。茶園（[圖 10](#)）皆以茶樹（*Camellia sinensis*）為主要作物，種植密集且集約，一般高度約為 50 cm 左右。

各土地覆蓋類型之經營狀況及人為干擾不同：次生林和人針林皆無經營管理的痕跡，並且無人類活動干擾。人闊林僅牛樟造林地有明顯修枝的痕跡，但在調查期間並沒有發現新的修枝痕跡。竹林多有採筍和採竹，且集中於冬季，調查期間鮮少遇到砍伐及採筍的竹農。檳榔園偶遇農民採割檳榔，但次數極少，多數時間任其自然生長，不過偶遇農民管理檳榔園的林下作物。果園在梅子採收季節偶有農民，另外於春夏之際，農民會修剪枝條，維持矮化狀態，並刺激新枝條萌發。農地多有農事活動，其中葡萄園有固定的農事週期，包含剪枝、點藥、施肥、噴藥、疏果套袋及採收等；過貓田的經營相對粗放，向農民詢問得知，過貓田無須噴灑農藥及施肥，除開溝和修剪老葉，干擾程度較低，多次調查中，即便農民於過貓田中採收，仍有鳥類於田中活動。過貓田需要充足的水分，部分時期有淺水灌溉，屬於相當潮溼的環境；旱作田以棚架種植豆類為主，因耕作面積不大，多使用小型農機具茶園常執行農事，如：施肥、噴藥、修剪及採收。茶園是調查中最密集操作農事的土地覆蓋類型，除二處茶園因閒置而遭雜草入侵，其他 39 個茶園皆有經營整理。茶農為了控制病蟲害，需多次噴灑農藥，常因遇到農民而改期調查。由於本研究區域乾季缺水，茶園及早作農地皆有設置灑水系統，於乾季定時供水，多次調查發現灑水器為鳥類重要的停棲點，另有目擊白頭翁及紅嘴黑鵝於灑水器喝水的行為。動用人

力方面，茶園採收時會同時動用大量人力；其他土地覆蓋類型的農民，多一至二人執行農事。



2.3 調查方法

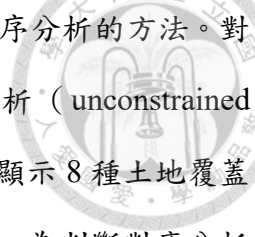
本研究調查自 2021 年 4 月起至 2023 年 4 月，2021 年 9 月前由廖俊傑調查，之後皆由本人執行。每組樣帶調查 20 分鐘，同時調查 6 個樣區，紀錄樣區內所有看見及聽見的鳥種及數量，飛過之鳥種忽略不計。調查時間為日出後 4 小時內，調查平均分散於各季，日期、時間及樣區先後順序隨機安排，各樣區總累積調查次數為 12 次。

2.4 分析方法

本研究以各樣區調查 12 次累積的鳥種數及平均鳥隻次，分別執行排序分析、計算物種多樣度、計算功能多樣度及迴歸分析。其中鳥種組成矩陣經對數轉換後才執行排序分析。另外，以各土地覆蓋類型所有鳥種的鳥類總隻次計算 Bray-Curtis 相異度。而鳥類總豐度和物種豐富度與土地覆蓋類型、邊緣距離、相鄰土地覆蓋類型、調查年分、調查季節、調查人員和海拔的相關性是以單次調查累積鳥種數及累積鳥隻次計算。

2.4.1 排序分析 (Ordination analysis)

排序分析是一種多變量分析 (multivariate analysis)，可依據各樣區的鳥種組成，將樣區沿單一或多軸排序 (Austin, 1985; ter Braak, 1995)，透過視覺化投影至二維或三維空間，可顯示各樣區排序之間的關係。鳥種組成可以是各樣區實際調查到各物種的隻數，或各樣區是否出現該物種，本研究以各樣區實際調查到各物種的隻數進行分析。排序分析可探究各樣區鳥種組成的分布，並推測樣區之間的差異，若鳥種組成及隻數皆相似的樣區位置較接近。本研究以降趨對應分析 (Detrended correspondence analysis) 結果的第一軸長度為依據 (ter Braak, 1995; 許皓捷, 2003)，



判斷使用對應分析 (Correspondence analysis, CA) 作為本研究排序分析的方法。對應分析是一種基於單峰模型 (unimodal) 的非限制性排序分析 (unconstrained ordination)。排除完全無紀錄到鳥類的樣點後，共 379 個樣點，顯示 8 種土地覆蓋類型的鳥種組成分布，本研究以 R 軟體 vegan 套件 cca 函數計算。為判斷對應分析結果中各土地覆蓋類型的差異，本研究以 R 軟體 vegan 套件 adonis2 函數執行置換多變量變異數分析 (Permutational multivariate analysis of variance, PERMANOVA)，檢定不同土地覆蓋類型的鳥種組成的中心點是否有不重疊，設定計算卡方距離矩陣 (Chi-square distance matrix)，置換 9999 次。再以 R 軟體 pairwiseAdonis 套件 pairwise.adonis 函數執行多重比較，同樣置換 9999 次，檢定兩兩土地覆蓋類型的鳥種組成之間是否有顯著差異，p 值經邦弗朗尼校正 (Bonferroni adjustment procedure)。以上分析所需的鳥種組成矩陣皆經對數轉換 (Logarithmic transformation)。

2.4.2 相異度 (Dissimilarity)

為探究各土地覆蓋類型鳥種組成的差異，以各土地覆蓋類型所有鳥種的鳥類總隻次建立鳥種組成矩陣，以 R 軟體 vegan 套件 vegdist 函數計算 Bray-Curtis 相異度 (Bray and Curtis, 1957)。Bray-Curtis 相異度介於 0 至 1 之間，0 表示兩群集物種組成完全相同，1 表示兩群集沒有相同的物種，其計算方式如下：

$$\text{Bray - Curtis 相異度} = 1 - \frac{2C_{ij}}{S_i + S_j} \quad (\text{式 1})$$

C_{ij} : 於 i 群集和 j 群集皆存在的物種中，各物種較小隻次的總和

S_i : i 群集各物種隻次的總和

S_j : j 群集各物種隻次的總和

2.4.2 物種多樣度

本研究共計算四種物種多樣度，包含總豐度 (Abundance)、物種豐富度 (Species



Richness)、香儂韋納歧異度(Shannon-Wiener diversity index)和皮洛均勻度(Pielou's Evenness Index)，各項物種多樣度的定義及計算方式如下：

1、總豐度 (Abundance，以下簡稱豐度)：

群集內目標生物的數量或密度，本研究以密度 (No./ ha) 呈現。

$$\text{Abundance (No./ ha)} = \left(\frac{\sum_{i=1}^{12} n_i}{12} \right) \times 100 \quad (\text{式 2})$$

n_i ：各 10×10 m 樣區第 i 次調查的總個體數

2、物種豐富度 (Species Richness，以下簡稱豐富度)：

群集內 12 次調查到的總鳥類物種數。本研究鳥類物種的分類地位參考 2023 年臺灣鳥類名錄 (丁宗蘇等，2023)。

3、香儂韋納歧異度 (Shannon-Wiener diversity index，以下簡稱香儂歧異度)：

表示生物群集內的歧異度，香儂歧異度同時受豐富度及相對豐度影響 (Shannon, 1948)。其最小值為 0，最大值為 $\ln(S)$ ，本研究以 R 軟體 vegan 套件 diversity 函數計算香儂歧異度。

$$\text{Shannon - Wiener diversity Index} = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i) \quad (\text{式 3})$$

S ：群集中之豐富度

p_i ：第 i 個物種數量占總豐度的比例

4、皮洛均勻度 (Pielou's Evenness Index，以下簡稱均勻度)：


表示群集中各物種豐度相對分散的程度 (Pielou 1974)。其數值界於 0 到 1 之間，值越高表示群集中各物種數量越相近。

$$\text{Pielou's Evenness Index} = \frac{\text{Shannon - Wiener Index}}{\ln(S)} \quad (\text{式 4})$$

S ：群集中之豐富度

2.4.3 功能多樣度

本研究共計算 3 種功能多樣度，包含功能豐富度 (Functional species richness)、



功能均勻度(Functional evenness)和 Rao 二次熵指數(Rao's quadratic entropy index)，三項指數皆以 R 軟體 FD 套件 dbFD 函數計算 (Laliberté et al., 2015)。計算功能多樣度所需之功能特徵矩陣中，物種特徵包含形態 (體重、體長、喙長、跗蹠長、翼長、尾長，共 6 項)、覓食行為 (撿拾、探測、黏食、吸食、濾食、啄木、刺擊、撲擊、飛擊、飛行中捕食、空中入水捕食，共 11 項)、食性 (浮游生物、環節動物、軟體動物、昆蟲、甲殼動物、棘皮動物、多足類、螯肢類、哺乳動物、鳥類、爬蟲類、兩棲類、魚類、花蜜、果實、種子、葉子、食腐垃圾，共 18 項)、及覓食位置 (深水下、淺水下、水表、地表、草本與灌叢、樹木中層、樹冠層、空中、樹幹，共 9 項)。各項形態特徵資料來自 Shiu 等人 (2005)、Tsai 等人 (2020) 及蕭木吉和李政霖 (2014)。食性及覓食特徵資料來自劉小如等人 (2012)、蕭木吉和李政霖 (2014)、社群網站之公民科學資料和專家建議。計算功能多樣度前皆將各特徵值標準化。

1、功能豐富度 (Functional species richness)：

表示一生物群集中，各物種的功能特徵佔據功能空間中的容積。此容積由多維特徵空間中的極值相連而成，須滿足最小表面積與容積，且包覆所有物種。當功能特徵數大於 1 且群集內物種數大於功能特徵數時，才可計算功能豐富度。功能豐富度不受各物種相對豐度的影響 (Cornwell et al., 2006; Villéger et al., 2008)。

2、功能均勻度 (Functional evenness)：

表示一生物群集中，物種豐度於功能特徵空間中分布的均勻程度。為了將物種於多維特徵空間中的分布轉換為二維平面，使用最小生成樹法 (minimum spanning tree, MST) 將多維空間中的各物種，以各物種相連的線段總長度為最小值連接。計算功能均勻度需先計算物種間有加權均勻度 (weighted evenness, EW)，再計算部分加權均勻度 (partial weighted evenness, PEW)，最後計算功能均勻度。



$$EW_l = \frac{\text{dist}(i,j)}{w_i + w_j} \quad (\text{式 5.1})$$

EW_l : i 物種與 j 物種間線段 l 的加權均勻度

$\text{dist}(i,j)$: i 物種與 j 物種於特徵空間中的歐幾里德距離 (Euclidean distance)

w_i 和 w_j : i 物種與 j 物種數量的合

$$PEW_l = \frac{EW_l}{\sum_{l=1}^{S-1} EW_l} \quad (\text{式 5.2})$$

PEW_l : i 物種與 j 物種間線段 l 的部分加權均勻度

S : 群集中之豐富度

$$FEve = \frac{\sum_{l=1}^{S-1} \min(PEW_l, 1/(S-1)) - 1/(S-1)}{1 - 1/(S-1)} \quad (\text{式 5.3})$$

功能均勻度值界於 0 到 1 之間，值越大表示物種在特徵空間中分布的越均勻或各物種間豐度越均勻。功能均勻度不受豐富度和功能豐富度影響 (Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008)。

3、Rao 二次熵指數 (Rao's quadratic entropy index, 以下簡稱 RaoQ) :

表示一生物群集中，各物種於特徵空間中的離散程度。計算二物種於特徵空間中的距離並以二物種的相對豐度加權，所有物種對之合即為 RaoQ。(Botta-Dukát, 2005)。

$$\text{RaoQ} = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S d_{ij} p_i p_j \quad (\text{式 6})$$

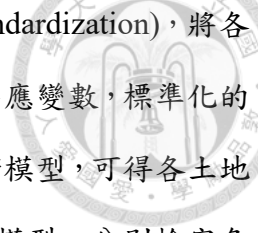
D_{ij} : i 物種與 j 物種於特徵空間中的距離，適用任何計算距離的方法

p_i 和 p_j : 分別表示 i 物種與 j 物種的相對豐度

S : 群集中之豐富度

2.4.4 功能冗餘性

為比較各土地覆蓋類型的豐富度與功能豐富度一對一簡單線性迴歸模型所得



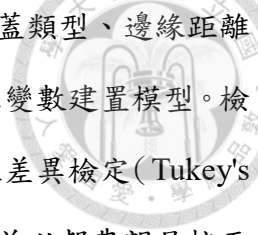
之斜率與 1 的差異，首先對豐富度和功能豐富度進行標準化(standardization)，將各數值減去樣本平均數再除以標準誤。再以標準化的功能豐富度為應變數，標準化的豐富度為自變數，各土地覆蓋類型分別建立一對一簡單線性迴歸模型，可得各土地覆蓋類型的斜率。另外以自行選定之數字建立斜率為 1 的線性模型，分別檢定各土地覆蓋類型之線性模型和斜率為 1 的線性模型之間的交互作用 (interaction)，藉此檢定各土地覆蓋類型的線性模型是否與斜率為 1 的線性模型平行，經檢定斜率顯著大於 1 者視為具較低的功能冗餘性 (Micheli and Halpern, 2005; Guillemot et al., 2011)。

2.4.5 物種多樣度及功能多樣度的相關性

本研究使用的物種多樣度及功能多樣度經 Shapiro-Wilk 常態性檢定後，皆為非常態分布 ($p < 0.05$)，故以斯皮爾曼等級相關分析 (Spearman rank correlation analysis) 計算其相關性與相關強度。選定顯著水準為 0.05 並以雙尾檢定。Shapiro-Wilk 常態性檢定以 R 軟體 stats 套件 shapiro.test 函數計算，斯皮爾曼等級相關分析以 R 軟體 metan 套件 corr_coef 函數計算。斯皮爾曼等級相關係數界於 1 至 -1 之間，值大於 0 為正相關；值小於 0 為負相關。以 R 軟體 PerformanceAnalytics 套件 chart.Correlation 函數繪製相關性矩陣圖。

2.4.6 統計方法

檢定物種多樣度和功能多樣度於不同土地覆蓋類型、不同邊緣距離、各土地覆蓋類型中不同邊緣距離和各土地覆蓋類型中相鄰不同土地覆蓋類型，以及探究豐富度和豐度與土地覆蓋類型、邊緣距離、相鄰土地覆蓋類型、調查年分、調查季節、調查人員和海拔的相關性時，因各多樣度指數經 Shapiro-Wilk test 檢定皆為非常態分布，故使用廣義線性混和模型 (Generalized linear mixed model, GLMM) 進行多元線性迴歸分析，樣帶為隨機效果 (random effects)，其他探討的變數為固定效果 (fixed effects)，為避免模型有過度離散 (overdispersion) 的問題，故模型建置採



用負二項式分布 (negative binomial distribution)。分別以土地覆蓋類型、邊緣距離和相鄰土地覆蓋類型為自變數，以物種多樣度和功能多樣度為應變數建置模型。檢定方面以 R 軟體 emmeans 套件 emmeans 函數執行杜凱氏顯著性差異檢定 (Tukey's honestly significant difference test, Tukey HSD) (Fieberg, 2022)，並以邦弗朗尼校正 (Bonferroni adjustment procedure) p 值，比較各多樣度指數於不同土地覆蓋類型、不同邊緣距離、各土地覆蓋類型中不同邊緣距離和各土地覆蓋類型中相鄰不同土地覆蓋類型之間是否有顯著差異 ($p < 0.05$)。探究豐富度和豐度受土地覆蓋類型、邊緣距離、相鄰土地覆蓋類型、調查年分、調查季節、調查人員和海拔的影響時，以土地覆蓋類型、邊緣距離、相鄰土地覆蓋類型、調查年分、調查季節、調查人員和海拔為自變數，以豐度和豐富度為應變數建置模型。

3 結果

本研究共記錄 36 科 67 種鳥類 ([附錄 1](#))，共 7755 隻次。以下平均值皆以樣本平均值加減標準誤呈現。



3.1 各土地覆蓋類型的鳥種組成

各土地覆蓋類型皆由少數鳥種為優勢，加總調查隻次前三名鳥種的數量，佔總隻次的 52.5%至 65.5% ([表 3](#))。

次生林：紅嘴黑鶉 (924 隻次, 24.7%)、斯氏繡眼 (548 隻次, 14.4%)、繡眼畫眉 (554 隻次, 13.4%)、白頭翁 (298 隻次, 7.8%) 和樹鵲 (188 隻次, 4.9%)。

人針林：紅嘴黑鶉 (90 隻次, 36.4%)、斯氏繡眼 (44 隻次, 17.8%)、紅頭山雀 (28 隻次, 11.3%)、繡眼畫眉 (24 隻次, 9.7%) 和黑枕藍鶉 (14 隻次, 5.7%)。

人闊林：斯氏繡眼 (23 隻次, 22.8%)、紅嘴黑鶉 (21 隻次, 20.8%)、白頭翁 (16 隻次, 15.8%)、金背鳩 (7 隻次, 6.9%) 和白腰文鳥 (7 隻次, 6.9%)。

竹林：斯氏繡眼 (378 隻次, 31.2%)、棕面鶯 (136 隻次, 11.2%)、繡眼畫眉 (135 隻次, 11.2%)、紅嘴黑鶉 (122 隻次, 10.1%) 和冠羽畫眉 (101 隻次, 8.3%)。

檳榔園：白頭翁 (171 隻次, 27.3%)、斯氏繡眼 (130 隻次, 20.8%)、粉紅鸚嘴 (104 隻次, 16.6%)、紅嘴黑鶉 (90 隻次, 16.1%) 和麻雀 (19 隻次, 3%)。

果園：斯氏繡眼 (157 隻次, 26.7%)、繡眼畫眉 (117 隻次, 19.9%)、紅嘴黑鶉 (52 隻次, 8.8%)、紅頭山雀 (48 隻次, 8.1%) 和黃胸數眉 (31 隻次, 5.3%)。

農地：白頭翁 (88 隻次, 27.9%)、粉紅鸚嘴 (60 隻次, 19.0%)、灰頭鷓鴣 (46 隻次, 14.6%)、斯氏繡眼 (44 隻次, 14.0%) 和紅尾伯勞 (11 隻次, 3.5%)。

茶園：白頭翁（247 隻次, 28.9%）、斑紋鷓鴣（113 隻次, 13.2%）、斯氏繡眼（101 隻次, 11.8%）、白腰文鳥（95 隻次, 11.1%）和黃胸藪眉（31 隻次, 3.6%）。



3.2 各土地覆蓋類型鳥種組成的相似度

對應分析的前兩軸解釋率分別為總變異的 3.5%和 2.3%（[圖 11](#)），置換多變量變異數分析多重比較的結果顯示（[表 2](#)），部份土地覆蓋類型的鳥種組成間有顯著差異。次生林的鳥種組成除與人針林無顯著差異外（ $p = 0.232$ ），其餘皆有顯著差異（ $p < 0.05$ ）。人針林的鳥種組成與次生林（ $p = 0.232$ ）和茶園（ $p = 0.143$ ）無顯著差異，其餘皆有顯著差異（ $p < 0.05$ ）。人闊林的鳥種組成僅與次生林有顯著差異（ $p = 0.017$ ），其餘皆無顯著差異（ $p > 0.05$ ）。竹林的鳥種組成與人闊林無顯著差異（ $p = 1.000$ ），其餘皆有顯著差異（ $p < 0.05$ ）。檳榔園的鳥種組成與人闊林（ $p = 0.960$ ）和茶園（ $p = 0.151$ ）無顯著差異，其餘皆有顯著差異（ $p < 0.05$ ）。果園的鳥種組成與人闊林（ $p = 0.109$ ）和茶園（ $p = 0.767$ ）無顯著差異，其餘皆有顯著差異（ $p < 0.05$ ）。農地的鳥種組成與人闊林（ $p = 1.000$ ）和茶園（ $p = 1.000$ ）無顯著差異，其餘皆有顯著差異（ $p < 0.05$ ）。茶園的鳥種組成與次生林（ $p = 0.003$ ）和竹林（ $p = 0.003$ ）有顯著差異，其餘皆無顯著差異（ $p > 0.05$ ）。

3.3 各土地覆蓋類型鳥種組成的相異度

各土地覆蓋類型的 Bray-Curtis 相異度結果顯示（[表 5](#)），鳥種組成較相近的土地覆蓋組合為次生林與竹林（0.591）、人針林和果園（0.538）、竹林和果園（0.469）、及檳榔園和茶園（0.526）。鳥種組成差異較大的土地覆蓋組合為次生林與人闊林（0.950）、次生林和人針林（0.878）、次生林和農地（0.908）、人針林和茶園（0.822）、人闊林和茶園（0.833）、竹林和農地（0.833）、及果園和農地（0.819）。

3.4 物種多樣度和功能多樣度的相關性

斯皮爾曼等級相關分析的結果顯示 (圖 12)，物種多樣度及功能多樣度之間皆為顯著正相關 ($r > 0, p < 0.05$)，其中豐富度與豐度 ($r = 0.91$)、香儂歧異度 ($r = 0.81$) 和功能豐富度 ($r = 0.81$) 高度相關。豐富度和豐度 ($r = 0.91$)、香儂歧異度 ($r = 0.96$) 和功能豐富度 ($r = 0.91$) 高度相關。香儂歧異度和功能豐富度 ($r = 0.88$) 高度相關。

3.5 豐度和豐富度與土地覆蓋類型、邊緣距離、相鄰土地覆蓋類型、調查年分、調查季節、調查人員和海拔的相關性

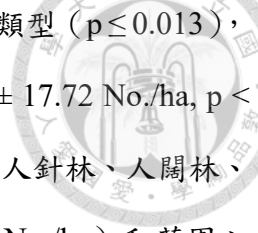
豐度和次生林 ($p < 0.001$)、檳榔園 ($p = 0.036$)、農地 ($p = 0.015$)、果園 ($p = 0.006$)、相鄰次生林 ($p < 0.001$)、相鄰人闖林 ($p = 0.002$)、相鄰檳榔園 ($p < 0.001$)、相鄰果園 ($p < 0.001$)、相鄰農地 ($p < 0.001$)、相鄰茶園 ($p < 0.001$)、春季 ($p < 0.001$)、調查者 ($p < 0.001$) 和海拔 ($p = 0.001$) 呈顯著正相關。豐度和 D2 ($p < 0.001$)、D3 ($p < 0.001$)、2022 年調查 ($p < 0.001$)、2023 年調查 ($p = 0.003$) 呈顯著負相關 (表 6)。D2 為距邊緣 10m 至 20m 的樣區，D3 為距邊緣 20m 至 30m 的樣區，

豐富度和次生林 ($p < 0.001$)、農地 ($p = 0.013$)、果園 ($p = 0.007$)、相鄰次生林 ($p < 0.001$)、相鄰人闖林 ($p = 0.003$)、相鄰檳榔園 ($p < 0.001$)、相鄰果園 ($p < 0.001$)、相鄰農地 ($p < 0.001$)、相鄰茶園 ($p < 0.001$)、春季 ($p < 0.001$)、調查者 ($p < 0.001$) 和海拔 ($p = 0.003$) 呈顯著正相關，豐度和 D2 ($p < 0.001$)、D3 ($p < 0.001$)、2022 年調查 ($p < 0.001$)、2023 年調查 ($p < 0.001$) 呈顯著負相關 (表 7)。D2 為距邊緣 10m 至 20m 的樣區，D3 為距邊緣 20m 至 30m 的樣區，

3.6 各土地覆蓋類型的物種多樣度

次生林的豐度和豐富度顯著高於多數土地覆蓋類型，香儂歧異度顯著高於少數土地覆蓋類型，其他多數土地覆蓋類型間的物種多樣度沒有顯著差異 (圖 14)：

豐度：次生林 (330.90 ± 30.55 No./ha) 顯著高於人針林 (137.22 ± 47.95 No./ha)



和人闊林 (93.52 ± 21.60 No./ha) 以外其他土地覆蓋類型 ($p \leq 0.013$)，茶園 (57.93 ± 5.60 No./ha) 顯著小於竹林 (152.40 ± 17.72 No./ha, $p < 0.001$) 和檳榔園 (144.91 ± 27.75 No./ha, $p = 0.013$)，人針林、人闊林、果園 (148.74 ± 26.02 No./ha)、農地 (109.38 ± 21.80 No./ha) 和茶園之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度：次生林 (8.25 ± 0.393 種) 顯著高於人針林 (4.07 ± 0.825 種) 以外其他土地覆蓋類型 ($p \leq 0.029$)，竹林 (4.79 ± 0.381 種) 顯著高於農地 (3.50 ± 0.430 種, $p = 0.003$) 和茶園 (2.34 ± 0.157 種, $p < 0.001$)，人針林、人闊林 (3.67 ± 0.913 種)、竹林、檳榔園 (3.86 ± 0.458 種) 和果園 (4.58 ± 0.537 種) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)，人闊林、檳榔園、果園和農地之間無顯著差異 ($p > 0.05$)，人闊林、農地和茶園之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

均勻度：次生林 (0.806 ± 0.013) 和竹林 (0.732 ± 0.038) 顯著高於茶園 (0.556 ± 0.038 , $p \leq 0.013$)，人針林 (0.638 ± 0.105)、人闊林 (0.701 ± 0.106)、檳榔園 (0.623 ± 0.064)、果園 (0.766 ± 0.054)、農地 (0.643 ± 0.082) 和茶園之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：次生林 (1.618 ± 0.045) 顯著高於檳榔園 (0.904 ± 0.106 , $p = 0.049$) 和茶園 (0.587 ± 0.046 , $p < 0.001$)，茶園顯著低於竹林 (1.109 ± 0.071 , $p = 0.002$) 和果園 (1.148 ± 0.103 , $p = 0.018$)，次生林、人針林 (0.940 ± 0.182)、人闊林 (0.905 ± 0.218)、竹林、果園 (1.148 ± 0.103) 和農地 (0.904 ± 0.123) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)，人針林、人闊林、竹林、檳榔園、果園和農地之間無顯著差異 ($p > 0.05$)，人闊林、檳榔園、農地和茶園之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.7 各土地覆蓋類型的功能多樣度

次生林的功能豐富度和功能均勻度顯著高於少數土地覆蓋類型，多數土地覆蓋類型間的功能多樣度沒有顯著差異（圖 14）。

功能豐富度：次生林 (29.67 ± 2.68) 顯著高於果園 ($11.00 \pm 2.42, p = 0.035$) 和茶園 ($5.53 \pm 1.09, p < 0.001$)，茶園顯著低於竹林 ($11.81 \pm 2.02, p < 0.001$) 和檳榔園 ($15.00 \pm 3.59, p = 0.019$)，次生林、人針林 (11.27 ± 5.89)、人闊林 (6.45 ± 3.43)、竹林、檳榔園和農地 (13.38 ± 3.01) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)，人針林、人闊林、竹林、檳榔園、果園和農地之間無顯著差異 ($p > 0.05$)，人針林、人闊林、果園、農地和茶園之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能均勻度：茶園 (0.257 ± 0.033) 顯著低於次生林 ($0.599 \pm 0.015, p = 0.002$) 和竹林 ($0.517 \pm 0.041, p = 0.045$)，次生林、人針林 (0.391 ± 0.092)、人闊林 (0.254 ± 0.108)、竹林、檳榔園 (0.364 ± 0.050)、果園 (0.564 ± 0.060) 和農地 (0.423 ± 0.066) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)，人針林、人闊林、檳榔園、果園、農地和茶園之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：次生林 (0.165 ± 0.007)、人針林 (0.097 ± 0.020)、人闊林 (0.102 ± 0.028)、竹林 (0.111 ± 0.008)、檳榔園 (0.137 ± 0.018)、果園 (0.132 ± 0.015)、農地 (0.139 ± 0.024) 和茶園 (0.122 ± 0.010) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.8 各土地覆蓋類型的功能冗餘性

各土地覆蓋類型經標準化之豐富度和功能豐富度之單因子線性迴歸的斜率分別為：檳榔園 (1.144)、茶園 (0.978)、農地 (0.910)、次生林 (0.889)、人工針葉林 (0.785)、竹林 (0.714)、果園 (0.549)、人工闊葉林 (0.552)。其中檳榔園的斜率顯著大於 1 ($p < 0.049$)，茶園的斜率與 1 無顯著差異 ($p = 0.227$)，其他土地覆蓋類型皆顯著小於 1 ($p < 0.05$) (圖 13)。



3.9 邊緣效應

3.9.1 不同土地覆蓋類型之整體邊緣效應

比較物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離的差異顯示，D1 的豐度、豐富度和功能豐富度顯著高於 D2 和 D3；D1 的香儂歧異度顯著高於 D2；均勻度、功能均勻度和 RaoQ 於不同邊緣距離間無顯著差異。D1 表示距離邊緣 0 m~10 m，D2 表示距離邊緣 10 m~20 m，D3 表示距離邊緣 20 m~30 m (圖 15)：

豐度：D1 (246.95 ± 24.97 No./ha) 顯著高於 D2 (111.63 ± 11.49 No./ha, $p < 0.001$) 和 D3 (123.51 ± 10.67 No./ha, $p < 0.001$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.597$)。

豐富度：D1 (5.93 ± 0.369 種) 顯著高於 D2 (3.68 ± 0.255 種, $p < 0.001$) 和 D3 (4.31 ± 0.270 種, $p < 0.001$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.082$)。

均勻度：D1 (0.677 ± 0.028)、D2 (0.651 ± 0.032) 和 D3 (0.709 ± 0.028) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：D1 (1.19 ± 0.060) 顯著高於 D2 (0.876 ± 0.054 , $p = 0.023$)，D1 和 D3 (1.03 ± 0.055) 無顯著差異 ($p = 0.387$)，D2 與 D3 無顯著差異 ($p = 0.396$)。

功能豐富度：D1 (20.48 ± 2.11) 顯著高於 D2 (9.29 ± 1.46 , $p < 0.001$) 和 D3 (13.21 ± 1.57 , $p = 0.031$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.080$)。

功能均勻度：D1 (0.474 ± 0.027)、D2 (0.378 ± 0.030) 和 D3 (0.440 ± 0.030) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：D1 (0.140 ± 0.008)、D2 (0.112 ± 0.008) 和 D3 (0.145 ± 0.008) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.9.2 次生林之邊緣效應

次生林中 D1 的豐度和豐富度顯著高於 D2 和 D3；D1 和 D3 的功能豐富度顯著高於 D2，其他物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間皆無顯著差異。次生



林 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 32 個 (圖 16)：

豐度：D1 (505.21 ± 73.79 No./ha) 顯著高於 D2 (229.43 ± 31.76 No./ha, $p < 0.001$) 和 D3 (258.07 ± 25.30 No./ha, $p < 0.001$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.740$)。

豐富度：D1 (5.93 ± 0.369 種) 顯著高於 D2 (3.68 ± 0.255 種, $p < 0.001$) 和 D3 (4.31 ± 0.270 種, $p = 0.017$)，D3 和 D2 無顯著差異 ($p = 0.104$)。

均勻度：D1 (0.802 ± 0.015)、D2 (0.792 ± 0.031) 和 D3 (0.823 ± 0.017) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：D1 (1.767 ± 0.069)、D2 (1.414 ± 0.083) 和 D3 (1.673 ± 0.069) 之間無顯著差異 ($p = 0.108$)。

功能豐富度：D1 (39.62 ± 5.37) 顯著高於 D2 (18.69 ± 3.85 , $p < 0.001$)，D1 和 D3 (30.71 ± 3.92) 無顯著差異 ($p = 0.325$)，D2 和 D3 有顯著差異 ($p < 0.001$)。

功能均勻度：D1 (0.593 ± 0.019)、D2 (0.571 ± 0.034) 和 D3 (0.631 ± 0.023) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：D1 (0.164 ± 0.010)、D2 (0.153 ± 0.014) 和 D3 (0.176 ± 0.011) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.9.3 人針林之邊緣效應

人針林中 D1 的豐度、豐富度和功能豐富度顯著高於 D2 和 D3，其他物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間皆無顯著差異。人針林 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 5 個 (圖 17)：

豐度：D1 (296.67 ± 114.28 No./ha) 顯著高於 D2 (63.33 ± 22.61 No./ha, $p = 0.025$) 和 D3 (51.67 ± 31.99 No./ha, $p = 0.018$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.966$)。

豐富度：D1 (6.4 ± 1.21 種) 顯著高於 D2 (3.00 ± 1.30 種, $p = 0.041$) 和 D3



(2.80 ± 1.39 種, $p = 0.027$)，D2 和 D3 之間無顯著差異 ($p = 0.981$)。

均勻度：D1 (0.794 ± 0.024)、D2 (0.547 ± 0.225) 和 D3 (0.572 ± 0.234) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：D1 (1.39 ± 0.150)、D2 (0.690 ± 0.014) 和 D3 (0.740 ± 0.370) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：D1 (22.65 ± 15.16) 顯著高於 D2 (9.21 ± 8.68 , $p = 0.020$) 和 D3 (1.96 ± 1.85 , $p = 0.001$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.349$)。

功能均勻度：D1 (0.609 ± 0.105)、D2 (0.288 ± 0.176) 和 D3 (0.275 ± 0.169) 之間無顯著差異 ($p = 0.349$)。

RaoQ：D1 (0.136 ± 0.027)、D2 (0.076 ± 0.038) 和 D3 (0.077 ± 0.036) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.9.4 人闊林之邊緣效應

人闊林中 D1 的功能豐富度顯著高於 D2 和 D3，其他物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間皆無顯著差異。人闊林 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 3 個 ([圖 18](#)):

豐度：D1 (147.22 ± 28.19 No./ha)、D2 (63.89 ± 36.11 No./ha) 和 D3 (69.44 ± 36.43 No./ha) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度：D1 (5.33 ± 1.76 種)、D2 (2.00 ± 1.15 種) 和 D3 (3.67 ± 1.67 種) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

均勻度：D1 (0.904 ± 0.021)、D2 (0.376 ± 0.224) 和 D3 (0.823 ± 0.057) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：D1 (1.360 ± 0.361) 顯著高於 D2 (0.439 ± 0.325 , $p = 0.035$)，D1 和 D3 (0.915 ± 0.349) 無顯著差異 ($p = 0.248$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.214$)。

功能豐富度：D1 (15.98 ± 7.99) 顯著高於 D2 (0.648 ± 0.648 , $p < 0.001$) 和 D3



(2.73 ± 2.73 , $p < 0.001$)，D2 和 D3 之間無顯著差異 ($p = 0.184$)。

功能均勻度：D1 (0.485 ± 0.242)、D2 (0.104 ± 0.104) 和 D3 (0.174 ± 0.174)

之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：D1 (0.160 ± 0.053)、D2 (0.029 ± 0.021) 和 D3 (0.118 ± 0.045) 之間

無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.9.5 竹林之邊緣效應

竹林中 D1 的豐度、豐富度和功能豐富度顯著高於 D2 和 D3，其他物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間皆無顯著差異。竹林 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 22 個 (圖 19)：

豐度：D1 (300.38 ± 30.28 No./ha) 顯著高於 D2 (83.71 ± 16.81 No./ha, $p < 0.001$)

和 D3 (73.11 ± 12.20 No./ha, $p < 0.001$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.915$)。

豐富度：D1 (7.78 ± 0.588 種) 顯著高於 D2 (3.18 ± 0.486 種, $p < 0.001$) 和

D3 (3.41 ± 0.358 種, $p < 0.001$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.909$)。

均勻度：D1 (0.780 ± 0.029)、D2 (0.651 ± 0.085) 和 D3 (0.764 ± 0.069) 之

間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：D1 (1.54 ± 0.073)、D2 (0.827 ± 0.132) 和 D3 (0.956 ± 0.103)

之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：D1 (25.19 ± 4.42) 顯著高於 D2 (4.67 ± 1.55 , $p < 0.001$) 和 D3

(5.57 ± 1.80 , $p < 0.001$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.699$)。

功能均勻度：D1 (0.663 ± 0.030)、D2 (0.395 ± 0.089) 和 D3 (0.493 ± 0.073)

之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：D1 (0.149 ± 0.012)、D2 (0.073 ± 0.012) 和 D3 (0.112 ± 0.015) 之間

無顯著差異 ($p > 0.05$)

3.9.6 檳榔園之邊緣效應

檳榔園中 D1 的豐度和豐富度顯著高於 D3，其他物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間皆無顯著差異。檳榔園 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 12 個(圖 20)：

豐度：D1 (232.64 ± 66.42 No./ha) 顯著高於 D3 (87.50 ± 26.97 No./ha, $p = 0.014$)，

D1 和 D2 (114.58 ± 33.57 No./ha) 無顯著差異 ($p = 0.064$)，D2 和 D3 無顯著差異 ($p = 0.784$)。

豐富度：D1 (5.25 ± 1.02 種) 顯著高於 D3 (3.00 ± 0.564 種, $p = 0.017$)，D1 和 D2 (3.33 ± 0.607 種) 無顯著差異 ($p = 0.060$)，D2 和 D3 之間無顯著差異 ($p = 0.890$)。

均勻度：D1 (0.583 ± 0.107)、D2 (0.686 ± 0.099) 和 D3 (0.601 ± 0.131) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：D1 (1.06 ± 0.208)、D2 (0.835 ± 0.164) 和 D3 (0.818 ± 0.182) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：D1 (23.68 ± 7.04)、D2 (14.14 ± 7.54) 和 D3 (7.19 ± 2.04 , $p = 0.031$) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能均勻度：D1 (0.400 ± 0.083)、D2 (0.297 ± 0.093) 和 D3 (0.395 ± 0.087) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

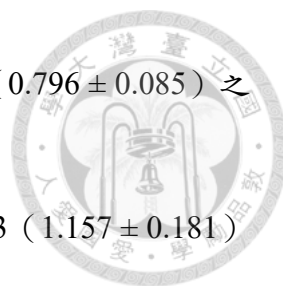
RaoQ：D1 (0.140 ± 0.029)、D2 (0.133 ± 0.031) 和 D3 (0.138 ± 0.037) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.9.7 果園之邊緣效應

果園中的物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間皆無顯著差異。果園 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 11 個(圖 21)：

豐度：D1 (198.48 ± 51.99 No./ha)、D2 (125.00 ± 46.00 No./ha) 和 D3 (122.73 ± 36.19 No./ha) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度：D1 (5.091 ± 0.977 種)、D2 (3.909 ± 0.768 種) 和 D3 (4.727 ± 1.071 種) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。



均勻度：D1 (0.784 ± 0.086)、D2 (0.719 ± 0.112) 和 D3 (0.796 ± 0.085) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：D1 (1.22 ± 0.196)、D2 (1.07 ± 0.174) 和 D3 (1.157 ± 0.181) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：D1 (7.75 ± 1.88)、D2 (12.85 ± 4.74) 和 D3 (12.41 ± 5.37) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能均勻度：D1 (0.510 ± 0.102)、D2 (0.633 ± 0.100) 和 D3 (0.548 ± 0.115) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：D1 (0.161 ± 0.029)、D2 (0.104 ± 0.023) 和 D3 (0.131 ± 0.024) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.9.8 農地之邊緣效應

農地中的物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間皆無顯著差異。農地 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 8 個 ([圖 22](#))：

豐度：D1 (132.29 ± 38.23 No./ha)、D2 (86.46 ± 31.22 No./ha) 和 D3 (109.375 ± 45.79 No./ha) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度：D1 (4.63 ± 0.596 種)、D2 (2.75 ± 0.796 種) 和 D3 (3.13 ± 0.743 種) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

均勻度：D1 (0.819 ± 0.071)、D2 (0.561 ± 0.166) 和 D3 (0.548 ± 0.162) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：D1 (1.17 ± 0.139)、D2 (0.775 ± 0.234) 和 D3 (0.769 ± 0.245) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：D1 (21.47 ± 4.11)、D2 (5.07 ± 1.79) 和 D3 (13.59 ± 7.08) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能均勻度：D1 (0.514 ± 0.080)、D2 (0.427 ± 0.133) 和 D3 (0.329 ± 0.127) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。



RaoQ : D1 (0.211 ± 0.042)、D2 (0.077 ± 0.024) 和 D3 (0.130 ± 0.046) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.9.9 茶園之邊緣效應

茶園中的物種多樣度和功能多樣度於不同邊緣距離間皆無顯著差異。茶園 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 41 個 (圖 23)：

豐度 : D1 (57.52 ± 11.40 No./ha)、D2 (44.51 ± 7.71 No./ha) 和 D3 (71.75 ± 9.38 No./ha) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度 : D1 (2.37 ± 0.318 種)、D2 (2.05 ± 0.229 種) 和 D3 (2.61 ± 0.258 種) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

均勻度 : D1 (0.466 ± 0.070)、D2 (0.562 ± 0.066) 和 D3 (0.638 ± 0.058) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度 : D1 (0.556 ± 0.093)、D2 (0.517 ± 0.068) 和 D3 (0.687 ± 0.077) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度 : D1 (5.35 ± 1.74)、D2 (3.53 ± 1.84) 和 D3 (7.69 ± 2.06) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能均勻度 : D1 (0.265 ± 0.060)、D2 (0.196 ± 0.053) 和 D3 (0.310 ± 0.060) 之間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ : D3 (0.157 ± 0.019) 顯著高於 D1 (0.095 ± 0.016 , $p = 0.034$)，D2 (0.114 ± 0.017) 和 D1 之間無顯著差異 ($p = 0.956$)，D2 (0.114 ± 0.017) 和 D3 之間無顯著差異 ($p = 0.376$)。

3.10 相鄰不同土地覆蓋類型對鳥類多樣性的影響

3.10.1 次生林之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性

次生林中相鄰農地和相鄰果園的豐度和豐富度顯著高於相鄰檳榔園，其他物種多樣度和功能多樣度於相鄰不同土地覆蓋類型間皆無顯著差異。次生林相鄰檳

椰園、相鄰果園、相鄰農地和相鄰茶園的樣本數依序為 18、24、6 和 48 個 (圖 24)：

豐度：相鄰檳榔園 (174.07 ± 19.42 No./ha) 顯著低於相鄰農地 (595.83 ± 104.50 No./ha, $p = 0.010$) 和相鄰果園 (474.65 ± 88.08 No./ha, $p = 0.006$)，相鄰茶園 (284.72 ± 32.08 No./ha)、相鄰農地和相鄰果園無顯著差異 ($p > 0.05$)，相鄰茶園和相鄰檳榔園無顯著差異 ($p = 0.596$)。

豐富度：相鄰檳榔園 (6.11 ± 0.542 種) 顯著低於相鄰農地 (12.83 ± 1.66 種, $p = 0.012$) 和相鄰果園 (9.71 ± 0.970 種, $p = 0.042$)，相鄰茶園 (7.75 ± 0.444)、相鄰農地和相鄰果園無顯著差異 ($p > 0.05$)，相鄰茶園和相鄰檳榔園無顯著差異 ($p = 0.445$)。

均勻度：相鄰農地 (0.790 ± 0.020)、相鄰果園 (0.793 ± 0.021)、相鄰茶園 (0.794 ± 0.022) 和相鄰檳榔園 (0.858 ± 0.021) 無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：相鄰農地 (1.99 ± 0.134)、相鄰果園 (1.68 ± 0.090)、相鄰茶園 (1.59 ± 0.064) 和相鄰檳榔園 (1.49 ± 0.097) 無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：相鄰農地 (41.12 ± 9.70)、相鄰果園 (31.22 ± 5.87)、相鄰茶園 (31.05 ± 3.97) 和相鄰檳榔園 (20.12 ± 4.121) 無顯著差異 ($p > 0.05$)。

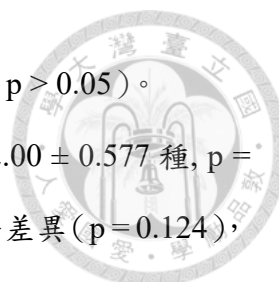
功能均勻度：相鄰農地 (0.631 ± 0.023)、相鄰果園 (0.553 ± 0.033)、相鄰茶園 (0.597 ± 0.021) 和相鄰檳榔園 (0.652 ± 0.035) 無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：相鄰農地 (0.194 ± 0.020)、相鄰果園 (0.149 ± 0.011)、相鄰茶園 (0.160 ± 0.009) 和相鄰檳榔園 (0.190 ± 0.024) 無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.10.2 人針林之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性

人針林中相鄰農地的豐富度顯著高於相鄰茶園；相鄰農地和相鄰果園的功能豐富度顯著高於相鄰茶園，其他物種多樣度和功能多樣度於相鄰不同土地覆蓋類型間皆無顯著差異。人針林相鄰果園、相鄰農地和相鄰茶園的樣本數依序為 6、3 和 6 個 (圖 25)：

豐度：相鄰農地 (202.78 ± 54.72 No./ha)、相鄰果園 (181.94 ± 113.13 No./ha)



和相鄰茶園 (59.72 ± 25.86 No./ha) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度：相鄰農地 (8.00 ± 0.00 種) 顯著高於相鄰茶園 (2.00 ± 0.577 種, $p = 0.001$)，相鄰農地和相鄰果園 (4.16 ± 1.42 種) 無顯著差異 ($p = 0.124$)，相鄰果園和相鄰茶園無顯著差異 ($p = 0.128$)。

均勻度：相鄰農地 (0.848 ± 0.062)、相鄰果園 (0.571 ± 0.184) 和相鄰茶園 (0.600 ± 0.191) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：相鄰農地 (1.764 ± 0.129)、相鄰茶園 (0.571 ± 0.198) 和相鄰果園 (0.897 ± 0.307) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：相鄰茶園 (0.856 ± 0.551) 顯著低於相鄰農地 (22.78 ± 10.69 , $p = 0.024$) 和相鄰果園 (15.94 ± 13.42 , $p = 0.015$)，相鄰農地和相鄰果園無顯著差異 ($p > 0.951$)。

功能均勻度：相鄰農地 (0.583 ± 0.131)、相鄰果園 (0.409 ± 0.134) 和相鄰茶園 (0.276 ± 0.177) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：相鄰農地 (0.179 ± 0.020)、相鄰果園 (0.087 ± 0.036) 和相鄰茶園 (0.065 ± 0.021) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.10.3 人闢林之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性

人闢林相鄰茶園的豐富度、功能豐富度和功能均勻度顯著高於相鄰檳榔園，其他物種多樣度和功能多樣度於相鄰不同土地覆蓋類型間皆無顯著差異。人闢林相鄰檳榔園和相鄰茶園的樣本數分別為 3 和 6 個 (圖 26)：

豐度：相鄰茶園 (120.83 ± 22.84 No./ha) 和相鄰檳榔園 (38.89 ± 27.36 No./ha) 無顯著差異 ($p = 0.240$)。

豐富度：相鄰茶園 (4.83 ± 1.05 種) 和相鄰檳榔園 (1.33 ± 0.67 種) 有顯著差異 ($p = 0.019$)。

均勻度：相鄰茶園 (0.741 ± 0.082) 和相鄰檳榔園 (0.621 ± 0.311) 無顯著差異 ($p = 0.813$)。

香儂歧異度：相鄰茶園 (1.142 ± 0.266) 和相鄰檳榔園 (0.431 ± 0.215) 無顯著差異 ($p = 0.323$)。

功能豐富度：相鄰茶園 (9.68 ± 4.68) 和相鄰檳榔園 (0.00 ± 0.00) 有顯著差異 ($p < 0.001$)。

功能均勻度：相鄰茶園 (0.382 ± 0.136) 和相鄰檳榔園 (0.00 ± 0.00) 有顯著差異 ($p < 0.001$)。

RaoQ：相鄰茶園 (0.131 ± 0.037) 和相鄰檳榔園 (0.045 ± 0.023) 無顯著差異 ($p = 0.575$)。

3.10.4 竹林之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性

竹林中物種多樣度和功能多樣度於相鄰不同土地覆蓋類型間皆無顯著差異。

竹林相鄰果園和相鄰茶園的樣本數分別為 3 和 63 個 ([圖 27](#))：

豐度：相鄰果園 (244.44 ± 112.04 No./ha) 和相鄰茶園 (148.02 ± 17.85 No./ha) 無顯著差異 ($p = 0.231$)。

豐富度：相鄰果園 (7.67 ± 2.33 種) 和相鄰茶園 (4.65 ± 0.380 種) 無顯著差異 ($p = 0.139$)。

均勻度：相鄰果園 (0.812 ± 0.048) 和相鄰茶園 (0.728 ± 0.040) 無顯著差異 ($p = 0.827$)。

香儂歧異度：相鄰果園 (1.57 ± 0.252) 和相鄰茶園 (1.09 ± 0.073) 無顯著差異 ($p = 0.260$)。

功能豐富度：相鄰果園 (36.56 ± 10.53) 和相鄰茶園 (10.62 ± 1.96) 有顯著差異 ($p = 0.164$)。

功能均勻度：相鄰果園 (0.648 ± 0.058) 和相鄰茶園 (0.510 ± 0.043) 無顯著差異 ($p = 0.609$)。

RaoQ：相鄰果園 (0.140 ± 0.016) 和相鄰茶園 (0.110 ± 0.009) 無顯著差異 ($p = 0.871$)。



3.10.5 檳榔園之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性

檳榔園相鄰農地的豐富度顯著高於相鄰次生林和人闢林，相鄰農地的功能豐富度顯著高於相鄰人闢林，其他物種多樣度和功能多樣度於相鄰不同土地覆蓋類型間皆無顯著差異。檳榔園相鄰次生林、相鄰人闢林和相鄰農地的樣本數依序為 18、3 和 15 個 (圖 28)：

豐度：相鄰農地 (247.22 ± 52.56 No./ha) 顯著高於相鄰次生林 (78.70 ± 19.27 No./ha, $p = 0.017$) 和相鄰人闢林 (30.56 ± 13.89 No./ha, $p = 0.037$)，相鄰次生林和相鄰人闢林無顯著差異 ($p = 0.529$)。

豐富度：相鄰農地 (4.87 ± 0.792 種)、相鄰次生林 (3.39 ± 0.561 種) 和相鄰人闢林 (1.67 ± 0.667 種) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

均勻度：相鄰農地 (0.680 ± 0.077)、相鄰次生林 (0.626 ± 0.098) 和相鄰人闢林 (0.327 ± 0.327) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：相鄰農地 (1.05 ± 0.141)、相鄰次生林 (0.870 ± 0.160) 和相鄰人闢林 (0.360 ± 0.360) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：相鄰農地 (25.03 ± 7.30) 顯著高於相鄰人闢林 (2.39 ± 2.39 , $p = 0.091$)，相鄰農地和相鄰次生林 (8.75 ± 2.76) 無顯著差異 ($p = 0.177$)，相鄰次生林和相鄰人闢林無顯著差異 ($p = 0.472$)。

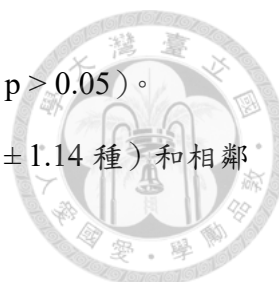
功能均勻度：相鄰農地 (0.434 ± 0.070)、相鄰次生林 (0.330 ± 0.073) 和相鄰人闢林 (0.218 ± 0.218) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：相鄰農地 (0.146 ± 0.025)、相鄰次生林 (0.138 ± 0.027) 和相鄰人闢林 (0.085 ± 0.085) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.10.6 果園之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性

果園中物種多樣度和功能多樣度於相鄰不同土地覆蓋類型間皆無顯著差異。果園相鄰次生林、相鄰人針林和相鄰竹林的樣本數依序為 24、6 和 3 個 (圖 29)：

豐度：相鄰次生林 (166.67 ± 32.15 No./ha)、相鄰人針林 (120.83 ± 58.99 No./ha)



和相鄰竹林 (61.11 ± 28.19 No./ha) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度：相鄰次生林 (5.25 ± 0.638 種)、相鄰人針林 (2.83 ± 1.14 種) 和相鄰竹林 (2.67 ± 0.333 種) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

均勻度：相鄰竹林 (0.967 ± 0.018)、相鄰人針林 (0.491 ± 0.167) 和相鄰次生林 (0.810 ± 0.053) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：相鄰次生林 (1.30 ± 0.114)、相鄰竹林 (0.935 ± 0.142) 和相鄰人針林 (0.631 ± 0.232) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：相鄰次生林 (12.29 ± 3.02)、相鄰人針林 (9.43 ± 5.45) 和相鄰竹林 (3.84 ± 3.22) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能均勻度：相鄰次生林 (0.610 ± 0.063)、相鄰人針林 (0.359 ± 0.161) 和相鄰竹林 (0.606 ± 0.306) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：相鄰次生林 (0.138 ± 0.016)、相鄰人針林 (0.127 ± 0.052) 和相鄰竹林 (0.097 ± 0.015) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.10.7 農地之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性

農地中物種多樣度和功能多樣度於相鄰不同土地覆蓋類型間皆無顯著差異。

農地相鄰次生林、相鄰人針林和相鄰檳榔園的樣本數依序為 6、3 和 15 個(圖 30)：

豐度：相鄰檳榔園 (133.33 ± 31.22 No./ha)、相鄰次生林 (97.22 ± 25.88 No./ha) 和相鄰人針林 (13.89 ± 10.02 No./ha) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度：相鄰檳榔園 (3.93 ± 0.511 種)、相鄰次生林 (3.50 ± 0.922 種) 和相鄰人針林 (1.33 ± 0.882 種) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

均勻度：相鄰檳榔園 (0.744 ± 0.088)、相鄰次生林 (0.554 ± 0.177) 和相鄰人針林 (0.315 ± 0.315) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：相鄰檳榔園 (1.04 ± 0.140)、相鄰次生林 (0.845 ± 0.278) 和相鄰人針林 (0.346 ± 0.346) 的間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：相鄰檳榔園 (13.92 ± 3.99)、相鄰次生林 (15.39 ± 6.43) 和相鄰



人針林 (6.66 ± 0.195) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能均勻度：相鄰檳榔園 (0.485 ± 0.084)、相鄰次生林 (0.383 ± 0.123) 和相

鄰人針林 (0.195 ± 0.195) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

RaoQ：相鄰檳榔園 (0.156 ± 0.031)、相鄰次生林 (0.127 ± 0.046) 和相鄰人

針林 (0.080 ± 0.080) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

3.10.8 茶園之相鄰不同土地覆蓋類型的鳥類多樣性

茶園中物種多樣度和功能多樣度於相鄰不同土地覆蓋類型間皆無顯著差異。

茶園相鄰次生林、相鄰人針林、相鄰人闊林和相鄰竹林的樣本數依序為 48、6、6 和 63 個 (圖 31)：

豐度：相鄰人闊林 (108.33 ± 38.37 No./ha)、相鄰次生林 (70.31 ± 10.95 No./ha)、相鄰竹林 (46.69 ± 5.36 No./ha) 和相鄰人針林 (26.39 ± 14.82 No./ha) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

豐富度：相鄰人闊林 (3.33 ± 0.802 種)、相鄰次生林 (2.65 ± 0.282 種)、相鄰竹林 (2.17 ± 0.187 種) 和相鄰人針林 (0.667 ± 0.333 種) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

均勻度：相鄰人闊林 (0.617 ± 0.132)、相鄰次生林 (0.614 ± 0.058)、相鄰竹林 (0.551 ± 0.054) 和相鄰人針林 (0.073 ± 0.073) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

香儂歧異度：相鄰人闊林 (0.782 ± 0.236)、相鄰次生林 (0.661 ± 0.074)、相鄰竹林 (0.562 ± 0.063) 和相鄰人針林 (0.051 ± 0.051) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能豐富度：相鄰人闊林 (13.37 ± 7.34)、相鄰次生林 (8.49 ± 2.37)、相鄰竹林 (3.04 ± 0.732) 和相鄰人針林 (0.00 ± 0.00) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。

功能均勻度：相鄰人闊林 (0.368 ± 0.171)、相鄰次生林 (0.297 ± 0.056)、相鄰竹林 (0.241 ± 0.046) 和相鄰人針林 (0.00 ± 0.00) 間無顯著差異 (p

> 0.05)。

RaoQ：相鄰闊林 (0.144 ± 0.044)、相鄰次生林 (0.118 ± 0.015)、相鄰竹林 (0.134 ± 0.016) 和相鄰針林 (0.010 ± 0.010) 間無顯著差異 ($p > 0.05$)。



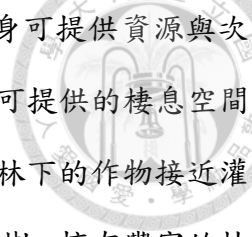
4 討論



4.1 各土地覆蓋類型類型的鳥種組成

本研究排序分析的結果顯示部分土地覆蓋類型間的鳥種組成有顯著差異。這應該與不同土地覆蓋類型可提供的資源有關(MacArthur and MacArthur, 1961; Cody, 1985; Rotenberry and Knick, 1995; Davies and Asner, 2014)。前人研究指出次生林的鳥種組成與單一樹種之人工林相近 (Barlow et al., 2007; Farwig, 2008; 鄭惟仁, 2013), 並與農墾地的鳥種組成有所差異 (Fillooy et al., 2010), 本研究排序分析的結果與前人研究雷同。次生林和人針林的物種組成相似, 兩者的主要組成樹種皆為大型喬木, 其中次生林的樹種多樣性和垂直分層皆較人針林高, 且次生林提供的食物資源應與人針林有所不同, 然而此差異並沒有反映於排序分析的結果中, 推測是本研究區域中偏好森林的鳥種對環境的需求較低或對此差異較不敏感, 就鳥種組成推測, 次生林和人針林應有部分相似的植群結構和鳥類可利用的資源。同樣以大型喬木為優勢的人闊林, 其鳥種組成與次生林有顯著差異, 與其他土地覆蓋類型無顯著差異, 推測是因為人闊林調查到的鳥種數較少, 且數量集中於其他土地覆蓋類型也優勢的鳥種, 而次生林調查到大量且多樣的鳥種, 因此造成差異, 其他土地覆蓋類型調查到的鳥種數相對較低, 其差異不如次生林顯著。

竹林的鳥種組成與人闊林以外的土地覆蓋類型皆有顯著差異。Rother 等人 (2013) 的研究指出竹林的鳥種組成與成熟森林有所差異。竹林較低的植物多樣性和接近演替初期的植群結構, 使偏好演替初期環境的鳥種進入竹林內活動 (Oliveira-Filho et al., 1994; Kratter, 1997; Guilherme et al., 2004)。而本研究中, 竹林與相對演替前期的次生林和作物類型的土地覆蓋類型皆有顯著差異, 表示竹林的植群結構與資源較為特殊。前人研究指出, 有許多鳥種相當偏好竹林 (Guilherme and Santos, 2009; Lebbin, 2013), 本研究中棕面鶯和冠羽畫眉在其他土地覆蓋類型中數量較少, 顯示在本研究區域中竹林是此兩種鳥類的重要棲地。



檳榔園和果園具有相對較高的樹高，但由於經營方式和本身可提供資源與次生林或人針林不同，兩者的鳥種組成較接近茶園。檳榔園和果園可提供的棲息空間有限，檳榔本身並沒有枝條，僅上部葉片偶爾有鳥類停棲，不過林下的作物接近灌叢，因此會吸引一些偏好灌叢活動的鳥種進入；梅樹雖然是闊葉樹，擁有豐富的枝條，並且有花果吸引鳥類取食，但因採收需求而修剪矮化，並且種植稀疏，地被於非採收季節雜草叢生，反而形成類似灌叢的環境，導致較少偏好森林的鳥種活動。

農地和茶園皆屬於開闊的灌叢，植群結構相近，吸引偏好草生地和灌叢的鳥類活動。由相近的鳥種組成判斷，農地和茶園提供棲息和食物資源相似，就兩者優勢的鳥種判斷，灰頭鷓鴣和斑紋鷓鴣所需的棲息和食物資源相似；白腰文鳥和粉紅鸚嘴則皆以種子為重要的食物，且同樣偏好低矮灌叢，足以解釋農地和茶園整體資源的相似性。

本研究中多數土地覆蓋類型間的鳥種組成有顯著差異，顯示了各土地覆蓋類型對鳥類的重要性。次生林若被開發為農業用地，將影響偏好森林的鳥種，而大面積的竹林、檳榔園和果園，雖然植被高度和複雜度接近森林，但鳥種組成顯著與森林型的土地覆蓋類型不同，因此將次生林或造林地開發為竹林、檳榔園或果園並無法維持偏好森林型鳥種的需求。若將次生林或造林地開發為農地和茶園，將大幅改變該土地覆蓋類型可提供的資源，嚴重影響原棲息鳥類的生存。相反地，本研究顯示有許多鳥種偏好農業開發的土地覆蓋類型，如：灰頭鷓鴣、斑紋鷓鴣、粉紅鸚嘴、白腰文鳥等，這些原生於灌叢和草叢的鳥種，成功適應了農業開發的土地，若在農村地景當中大幅減少農作類型的土地覆蓋，或以溫網室取代現有的農地，這些偏好農作土地覆蓋類型的鳥種勢必受到影響。臺灣淺山地區面臨相當的開發壓力，不論是將次生林開發為農牧用地，或將農地開闢為建築用地，都將影響鳥類可利用的資源。高空間異質度的農村地景，因保有多樣的土地覆蓋類型，而成為保育生物多樣性的重要區域，藉由適當的經營規劃，在農村地景中配置多樣土地覆蓋類型對保育生物多樣性格外重要。

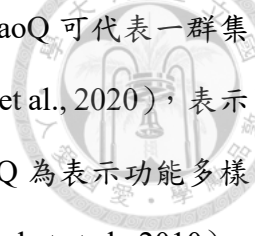


4.2 各土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度

部分土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之間有顯著差異，次生林於多數物種多樣度和功能多樣度顯著高於其他土地覆蓋類型；茶園於多數物種多樣度和功能多樣度顯著低於其他土地覆蓋類型。

次生林預期為各多樣度皆會較高的土地覆蓋類型，由於次生林的植物多樣性、枝葉複雜度、植被密度等應較其他土地覆蓋類型高，可提供更豐富的資源供鳥類利用 (Sekercioglu, 2002; Peh et al., 2005)。次生林為本研究區域擾動較低的土地覆蓋類型，物種多樣度較不受人為活動影響而降低 (Sala et al., 2000; Hooper et al., 2012)。次生林之鳥類豐富度顯著高於其他土地覆蓋類型，顯示可提供的能量較其他土地覆蓋類型高 (Root, 1988; Pautasso and Gaston, 2005; Evans et al., 2006)；較高的鳥類豐富度顯示次生林提供較多樣的資源和棲息空間 (Kisel et al., 2011)。次生林逐漸成為熱帶地區最主要的森林類型 (Neeff et al., 2006; FAO, 2012)，同時也成為許多生物的避風港，在未來將是維持生物多樣性相當重要的土地覆蓋類型 (Chazdon et al., 2009; Gardner et al., 2009)。臺灣淺山地區長期開發，淺山森林多已砍伐或轉變為次生林 (楊政川, 1999；姚鶴年, 2011)。張尹程 (2008) 的研究中顯示，演替時間 90 年以上的次生林所觀察到的鳥種與原始林相近，顯示常年穩定無干擾的次生林與原始林所提供的棲息空間和食物資源差距不大。本研究範圍之次生林多經干擾，若能保留足夠的面積並降低干擾，次生林將持續提供各種生物生存的資源，成為臺灣農業生態系統中保育生物多樣性的重要土地覆蓋類型。

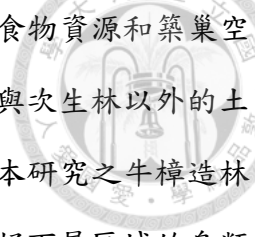
次生林的鳥類豐富度和豐富度顯著高於多數土地覆蓋類型，然而次生林之鳥類功能豐富度、鳥類功能均勻度和鳥類 RaoQ 僅顯著高於少數土地覆蓋類型，鳥類功能冗餘性亦非最低，表示其鳥類功能多樣性與部分土地覆蓋類型相差有限。Barbaro 等人 (2012) 的研究亦指出功能豐富度與豐富度高度相關，且相較於其他功能多樣度，功能豐富度易受豐富度影響 (Fischer et al., 2007; Flynn et al., 2009; Philpott et al., 2009)。RaoQ 為功能離散程度的指標，因不受豐富度影響且兼具功能豐富度和



功能離散度的特性，廣為研究者使用 (Mouchet et al., 2010)，RaoQ 可代表一群集的互補性和冗餘物種的多寡 (Lorion and Kennedy, 2009; Barbosa et al., 2020)，表示 RaoQ 較高的區域韌性較佳。因此有學者認為功能均勻度和 RaoQ 為表示功能多樣性較佳的指數 (Botta-Dukát, 2005; Petchey and Gaston, 2006; Mouchet et al., 2010)。本研究中次生林的鳥類功能豐富度和鳥類功能均勻度僅顯著高於茶園，鳥類 RaoQ 與其他土地覆蓋類型皆無顯著差異，顯示雖然次生林具有顯著較高的鳥類豐富度和鳥類豐富度，但較高的鳥類物種多樣性並非同時有較高的鳥類功能多樣性。

一般認為次生林應較農業用地有較豐富的物種多樣性和功能多樣性 (Azman et al., 2011; Velásquez-Trujillo et al., 2021)，然而本研究指出次生林的鳥類均勻度和鳥類 RaoQ 與其他土地覆蓋類型相同，鳥類功能均勻度僅高於茶園。顯示次生林的鳥類多樣性應受到重視，尤其應著重鳥類功能多樣性。若未來更多鳥種無法持續生存於次生林中，僅剩下常見的優勢鳥種時，將連帶影響其生態功能 (Ding et al. 2013)。

本研究中人工林的鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度與多數土地覆蓋類型無顯著差異。前人研究指出，次生林與人工林有相似的鳥種組成 (Sekercioglu, 2002; Peh et al., 2006; Zurita et al., 2006)，但次生林的鳥類物種多樣度顯著高於人工林 (Jones et al., 2018)。單一純林的造林地因樹種多樣性低，能提供鳥類生存的資源有限 (Peck, 1989; Brown 1995)；另外人工林有限的資源無法提供需求較嚴苛鳥種棲息 (Raivio and Haila, 1990; Sekercioglu, 2002; Barlow et al., 2007; 陳柏鐸, 2017)。本研究的人工林分別為大葉桃花心木、牛樟、臺灣肖楠和杉木造林，林地的樹種多樣性相當低，雖然是低度干擾的空間，但因單一純林導致資源單調，而鳥類多樣性較次生林低。前人研究指出人工林的鳥種多樣性高於農地 (Hanowski et al., 1997; Loyn, 2007)，但本研究中人工林的鳥類多樣性與農作類型的土地覆蓋沒有顯著差異。Castaño-Villa 等人 (2019) 的研究指出，以外來樹種為主的造林地比原生樹種的造林地有較低的鳥類多樣性，本研究中大葉桃花心木和杉木皆屬於外來物種，這些非原生樹種的造林地雖然有一定程度之樹冠密度和枝葉的層次複雜度 (Thiollay,



1995; Greenberg et al., 1997; Peh et al., 2006)，但可能仍相對缺乏食物資源和築巢空間供鳥類棲息 (Barlow et al., 2007; Calviño-Cancela, 2013)，因此與次生林以外的土地覆蓋類型沒有顯著差異。牛樟和台灣肖楠雖然是本土樹種，但本研究之牛樟造林地因過去積極經營，下層缺乏枝條，形成開闊的空間，不適合偏好下層區域的鳥類躲藏；相當鬱閉的臺灣肖楠造林除較缺乏鳥類食物資源外，因為內部陰暗無其他草本或藤本植物，導致鳥類鮮少於此活動。另外，本研究中的農地較多數研究定義之農地更為粗放，Moura 等人 (2013) 指出高度集約的農事活動會影響鳥類多樣性，但本研究中的農地相對不集約，且結構近似灌叢，其鳥類多樣性應較使用慣行農法或高度干擾之農地高，也因此使本研究中人工林和農地之鳥類多樣性差異不大。人工林在農村地景中為少數有高大喬木的土地覆蓋類型，然而鬱閉且缺乏經營，種植外來樹種等情況下，能提供的資源有限。以疏伐製造孔隙以利地被灌叢生長；建立混合複層林提高鳥類可利用的資源；多以鄉土樹種優先種植，皆可以提升人工林的鳥類多樣性，並加強農業生態系統的韌性 (Farwig, 2008; Barlow et al., 2007)。

檳榔園是本研究中鳥類功能冗餘性唯一大於 1 的土地覆蓋類型，顯示其鳥種消失將流失較多的生態功能 (Guerra et al., 2023)。檳榔屬於外來樹種且多以大面積純林種植，鳥類因而有較低的多樣性 (Peck, 1989; Brown 1995; Castaño-Villa et al., 2019)。Karanth 等人 (2016) 在印度西高止山脈 (Western Ghats) 的研究指出，檳榔園的鳥類豐富度和鳥類密度皆較咖啡園低，主要的原因是檳榔僅樹冠可提供鳥類棲息覓食的空間，且樹木的密度較低。然而 Ranganathan 等人 (2008) 於印度北卡納達 (Uttara Kannada) 的研究顯示檳榔園可觀察到 86% 於原始林紀錄的鳥種，推測是因為該地區的檳榔園林下多有種植木本灌叢作物，並且鄰近森林。本研究中的檳榔園多半有種植林下作物，但鳥類多樣度和鳥類功能多樣度與多數作物類型的土地覆蓋類型相近，仍顯著低於次生林，可回應 Sridhar (2009) 提出的質疑。Sridhar (2009) 認為檳榔可能是能兼顧農民和生物多樣性保育的作物，但仍需要更多的研究確認檳榔園對生物多樣性保育的價值。本研究中檳榔園的鳥種組成有別



於森林型，在地被有經營的狀況下，鳥類多樣性並沒有高於多數土地覆蓋類型，顯示檳榔園與茶園或農地等土地覆蓋類型有相近的資源，就鳥類利用的角度，無法視其為森林，對偏好森林活動的鳥種較無保育上的價值。

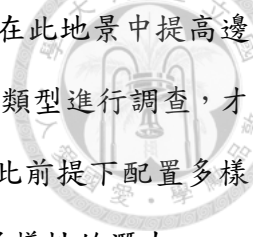
本研究顯示果園僅鳥類豐富度顯著高於茶園，與其他土地覆蓋類型無顯著差異。一般認為果園為具有保存生物多樣性的土地覆蓋類型，因為其密集種植的木本闊葉樹並且提供食物、棲所等多項資源 (Wiacek and Polak, 2008; Bailey et al., 2010; Myczko et al., 2013)。本研究的果園皆為有經營之梅園，以年為週期，會定時噴灑除草劑和其他農藥方便管理，且為求矮化而定期修枝。前人研究指出殺蟲劑對果園中鳥類的繁殖和食物資源都有負面的影響 (Powell, 1984; Fluetsch and Sparling, 1994)，另外，本研究的梅樹間距甚大，地表至樹冠開曠，如此集約的農事操作和相對開闊的環境，可能是本研究果園鳥類多樣性較低的原因。鳥類做為抑制農間害蟲重要的角色 (García et al., 2018)，亦有研究顯示鳥類發揮的生態系服務，對作物的產量有所幫助 (Moonen and Barberi, 2008)，若能降低使用農藥和除草劑的頻率，改用相對友善的農法操作，相信果園的鳥類多樣性會因此提升，並維持一定的產量。

本研究中茶園的鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度顯著低於部分土地覆蓋類型。Kottawa-Arachchi 等人 (2015) 在斯里蘭卡的研究指出，茶園的鳥類豐富度較次生林和溼地低。由於茶園多有頻繁的人類活動且缺乏樹冠層，導致鳥類多樣性較低 (Soh et al., 2006)。本研究地區的茶園為較集約經營的作物，人類活動產生的干擾，例如多次目擊茶農噴灑農藥，成為鳥類多樣性較低的原因之一。本研究的茶園多缺乏遮蔭喬木，使鳥類可利用的資源更加缺乏。前人研究指出，種植遮蔭喬木可顯著提高茶園內的物種多樣性 (Bhagwat et al., 2008; Sinu, 2011; Kottawa-Arachchi and Gamage, 2015)。雖然茶園在本研究區域中具有較低的鳥類多樣性，但經適當的經營，規劃小面積的茶園鑲嵌於森林中，或以有機農法耕作，茶園仍具備保育物種多樣性的能力 (Chettri et al., 2018; Chowdhury et al., 2021)。



4.3 邊緣效應

邊緣效應是解釋生態過渡帶具較高豐度和豐富度的重要基礎 (Odum, 1958)，許多學者試圖於不同土地覆蓋類型中驗證邊緣效應，然而在不同地區和不同土地覆蓋類型中，生物並不全然有邊緣效應 (Lovejoy et al., 1986; Murcia, 1995; Restrepo and Gomez, 1998; Campi and MacNally, 2001)。本研究中，總體而言邊緣具有較高的鳥類豐度、鳥類豐富度，與前人的研究相符 (Odum, 1958; Lidicker, 1999; Kristan et al., 2003)。然而各土地覆蓋類型中，除次生林、人針林和竹林有半數以上的鳥類物種多樣度可以觀察到邊緣效應外，其他土地覆蓋類型並無法觀察到明顯的邊緣效應。Ries 等人 (2004) 指出近幾十年的研究中，許多研究並沒有觀察到顯著的邊緣效應 (Laudenslayer and Balda, 1976; Terborgh et al., 1990; Marini et al., 1995; Luck et al., 1999; Baker et al., 2002)。可能的原因包含取樣數量不足 (Murcia, 1995)、多數鳥種對邊緣不敏感 (Wiens et al., 1985; Lidicker, 1999)、相鄰的土地覆蓋類型皆有重複的資源 (Ries et al., 2004; Ries and Sisk, 2010)。本研究中人工闊葉林 D1 的鳥類物種多樣度較 D2 和 D3 高，然而不同邊緣距離間皆無顯著差異，推測可能與樣本數不足導致各樣區變異過大，而無法呈現出人工闊葉林真實的邊緣效應。Ries 等人 (2004) 對邊緣效應的預測模型顯示棲地與品質較低的棲地相鄰時，兩區域的資源若不具互補性，邊緣效應較不明顯。本研究中，農作型的 D1 雖常有較高的鳥類物種多樣度，但與 D2 和 D3 的差異並不顯著，可能與該 Ries 等人 (2004) 的解釋相似，對鳥類而言，果園、農地和茶園可能屬於的品質較低的棲地，且資源可能與周遭的土地覆蓋類型相似，導致沒有顯著的邊緣效應。另一方面，Ries 等人 (2004) 的預測模型亦指出，若具相似資源的棲地相鄰時，同樣無顯著的邊緣效應，可推測本研究中果園、農地和茶園周遭的土地覆蓋類型，可能具有與這些土地覆蓋類型相似的資源，因此周遭即便為不同的作物或植被，其邊緣效應並不顯著。一般認為土地配置複雜或較破碎的區域會因為邊緣比例提升，使該地景的生物多樣性提高 (Terraube et al., 2016)，然而在人類看似有區別的土地覆蓋類型可能對生物而




言並無區別，若各土地覆蓋類型皆缺乏生物可利用的資源，即便在此地景中提高邊緣比例，並無法增加該地區的生物多樣性。分別對不同土地覆蓋類型進行調查，才能更充份瞭解各土地覆蓋類型生物的現況和可提供的資源，在此前提下配置多樣的土地覆蓋類型，才能在農業地景的開發當中，發揮保育生物多樣性的潛力。

鳥類的功能多樣性會受邊緣效應影響 (Tschardtke et al., 2008; Barbaro et al., 2014)，然而因不同的地區和功能多樣度而有所差異 (Barbaro et al., 2014)。本研究中人闊林、人針林和竹林的鳥類功能豐富度有顯著的邊緣效應。由於功能豐富度和豐富度高度相關，RaoQ 和功能均勻度為表示功能多樣性較佳的指數 (Botta-Dukát, 2005)，顯示各土地覆蓋類型其功能多樣性並沒有顯著的邊緣效應。次生林、人針林和竹林於鳥類物種多樣度有顯著的邊緣效應，但鳥類功能多樣度僅人針林和竹林的鳥類功能豐富度有顯著的邊緣效應，此結果與 Barbaro 等人 (2014) 的結果相似，顯示功能豐富度之邊緣效會受物種豐富度影響，而物種多樣度的邊緣效應並無法影響邊緣的功能多樣性。鳥類被認為具有控制農業害蟲並降低作物損害的生態功能 (Whelan et al., 2008; Şekercioğlu, 2012)，然而本研究中各土地覆蓋類型和邊緣皆沒有顯著較高的功能多樣性，顯示本研究的農業地景中，可能缺乏鳥類提供的生態功能。

本研究發現除次生林、人針林和竹林的物種多樣度有顯著的邊緣效應外，多數土地覆蓋類型和鳥類功能多樣度並沒有顯著的邊緣效應。農村地景的開發利用造成棲地破碎化，導致邊緣比例提升 (Murcia 1995)，但多樣的土地覆蓋類型間並沒有產生適合鳥類棲息的生態過渡帶。若能在農村地景中於開發種植的土地覆蓋類型周遭，保留足夠面積的次生林、人針林和竹林做為廊道，除本身的可提供鳥類較豐富的資源外，透過邊緣效應可能造就更高的生物多樣性。不過這樣的配置並無法提升生態功能，必須直接改善土地覆蓋類型內部的狀況。

4.4 相鄰土地覆蓋類型的影響



前人研究指出鳥類多樣性會受相鄰土地覆蓋類型影響 (Hansen and DeFries, 2007; Tschardt et al., 2008; Boesing et al., 2018)。本研究調查橫跨兩土地覆蓋類型的樣帶，嘗試探究相鄰土地覆蓋類型對鳥類多樣性的影響，我們預期相鄰鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度較高的土地覆蓋類型時，會有較高的鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度。本研究中次生林的鳥類物種多樣度顯著高於其他土地覆蓋類型；茶園的鳥類物種多樣度顯著低於其他土地覆蓋類型，其他土地覆蓋類型的鳥類物種多樣度無顯著差異。總體而言，本研究相鄰土地覆蓋類型的影響並沒有符合預期，各土地覆蓋類型的結果並不一致，由於本研究多數土地覆蓋類型間的鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度並沒有顯著差異，導致比較相鄰土地覆蓋類型的影響時，具有差異的相鄰土地覆蓋類型並沒有鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度的區隔。舉例來說：次生林相鄰農地和果園時有較相鄰檳榔園更高的鳥類物種多樣度，但農地、果園和檳榔園的鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度並沒有顯著差異；人針林相鄰農地時有較相鄰茶園更高的鳥類豐富度和功能豐富度，以上皆有相同的情況。


檳榔園相鄰農地的鳥類豐富度顯著高於相鄰次生林，此結果可比較相鄰土地覆蓋類型物種多樣度的差異，次生林的鳥類物種多樣度顯著高於農地，一般認為次生林的鳥類物種多樣度較農地高，自然有較高的機會有鳥類外溢至檳榔園，然而檳榔園則有相反的情況，其結果推測可能與兩土地覆蓋類型的資源有關 (Rand and Louda, 2006; Medeiros et al., 2019)。由於檳榔園林下的灌叢與農地的資源特性相近，皆可以吸引偏好灌叢的鳥類活動，根據邊緣滲透假說 (edge-permeability hypothesis) 兩土地覆蓋類型之差異較小時，外溢者較易於兩土地覆蓋類型之間活動 (Stamps et al., 1987)，由於檳榔園和次生林的差異較大，雖然次生林有較高的鳥類物種多樣度，但推測較少外溢物種進入檳榔園，此結果與 Montealegre-Talero 等人 (2021) 的結果雷同，他們在巴西的研究發現，森林和咖啡園的組合有較多鳥類於雙向活動，但森林和放牧地的組合，較少鳥類外溢至放牧地中，其主要的原因是咖啡園有較高的森林覆蓋度，與森林環境相近，因此有更多鳥類於兩地間活動；放牧地缺乏樹木，

環境與森林有明顯差異，因此較少森林性的鳥類進入放牧地，亦較少鳥類自放牧地進入森林。

本研究試圖在沒有植群結構調查資料的前提下，以各土地覆蓋類型的鳥類物種多樣度做為相鄰土地覆蓋類型影響力的指標，然而各土地覆蓋類型並沒有是一致的趨勢。前人研究多指出棲地品質、棲地間的環境差異和森林覆蓋度是影響相鄰土地覆蓋類型鳥類多樣性的重要因子 (Stamps et al., 1987; Reider, 2018; Montealegre-Talero, 2021)，未來可將各樣區之植群結構和環境因子加入討論，可能可以歸納出更完整的結果。

4.5 經營管理與生態保育

本研究探討八種土地覆蓋類型的鳥種組成、鳥類物種多樣度、鳥類功能多樣度、邊緣效應和相鄰其他土地覆蓋類型對鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度的影響。從鳥種組成的結果可驗證維持多樣土地覆蓋類型的重要性，多數土地覆蓋類型皆有鳥種組成差異，顯示在農村地景中營造多樣的土地配置，對該地區的鳥類存續將有正向的幫助 (Fischer et al., 2006)。探討鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度在不同土地覆蓋類型差異的結果中，次生林為研究區域鳥類物種多樣度較高的土地覆蓋類型，在農村地景中維持一定比例的次生林，對鳥類多樣性的保育相當重要 (Chazdon et al., 2009; Gardner et al., 2009)，然而我們也發現各土地覆蓋類型的鳥類功能多樣度差異有限，顯示了研究區域可能缺乏功能多樣性。探討邊緣效應的結果中我們發現雖然整體的鳥類物種多樣度有明顯的邊緣效應，但個別探究時，僅次生林、人針林和竹林的鳥類物種多樣度有顯著的邊緣效應，因此即便在農村地景中營造多樣的土地配置，多數作物類型的土地覆蓋類別交界處並沒有產生提高鳥類多樣性的生態過渡帶，對提升農業生態系統的鳥類多樣性效果有限，我們建議於作物類型的土地覆蓋周邊建構一定寬度的次生林、人針林或竹林，透過邊緣效應可提升該地區的鳥類多樣性 (Murcia, 1995; Fischer et al., 2006)。而人工林在本研究中



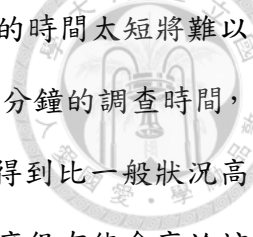
的鳥類物種多樣度和鳥類功能多樣度與多數作物類型的土地覆蓋相近，顯示人工林的環境還有改善的空間，種植鄉土樹種，營造異齡林，適度疏伐使地被植物的多樣性提升，皆有助於提高人工林的鳥類多樣性 (Brockerhoff et al., 2008)。農地和茶園可以於內部種植一些遮蔭喬木，藉此增加森林性鳥種可利用的資源，除保留原本偏好隱蔽和灌叢鳥類的棲地外，可吸引森林性鳥種進入 (Raman et al., 2021)。相鄰土地覆蓋類型的影響雖然沒有一致的趨勢，但營造邊緣漸進改變的生態過渡帶，可以使外溢者更容易於兩土地覆蓋類型之間活動，若能相鄰較高鳥類多樣性的土地覆蓋類型，更能驅動各土地覆蓋類型間的能量流動，並促使鳥類發揮其生態功能 (Montealegre-Talero et al., 2021)。

農業開發對生物多樣性的衝擊已經發生在諸多地區 (Dudley and Alexander, 2017)，如何在有限的土地上保留最大的生物多樣性，並發揮生態功能，成為當前經營管理和生態保育共同的目標，本研究探究八種臺灣農村地景中常見的土地覆蓋類型的鳥類多樣性以和空間關係，若能以上述建議經營各土地覆蓋類型，相信里山倡議中，人與自然和諧共存，永續利用農業生態系統中自然資源的願景，也能在臺灣的農村中展現。

4.6 本研究的限制

本研究受限於現地土地覆蓋類型的空間配置和土地開發利用。研究起初預計探討八種土地覆蓋類型的所有組合，然而設置樣區時發現一些樣區組合在現實中相當稀少，並且要符合可調查的規模，更是困難，例如低海拔地區的人工針葉林比較少，而且面積不大，若前往海拔較高處則農作土地覆蓋類型較少且集中，難以與人工針葉林相鄰，其他組合也有相似的狀況，因此最後以相鄰主觀認定差別較大的土地覆蓋類型優先設置，導致各土地覆蓋類型的組合分配不均。在本研究區域中，土地開發或變更相當頻繁，而設置的樣區也有因此而被迫放棄，導致樣本數減少。

本研究各土地覆蓋類型的鳥類豐度結果較其他研究高。導致此結果的可能原



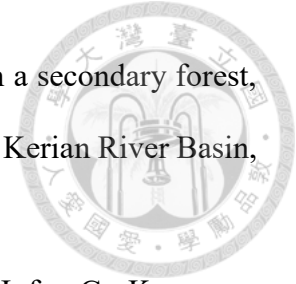
因為 (1) 調查時間較久：由於本研究設置的樣區較小，若停留的時間太短將難以觀察到鳥類活動，而無法探究不同邊緣距離間的差異，但長達 20 分鐘的調查時間，雖然能針對研究目標而觀察到其趨勢，但會因為鳥類之移動而得到比一般狀況高的鳥類豐度。(2) 本研究調查之樣區皆位於邊緣，邊緣的鳥類豐度很有能會高於該土地覆蓋類型內部。(3) 本研究調查時間包含非繁殖季，此時可觀察到鳥類大量群聚移動，容易於單一樣區內記錄到大量的鳥類。以上為本研究鳥類豐度較高的可能原因，由於本研究著重比較各土地覆蓋類型的相對差異，不受數值本身影響，但若需以本研究之鳥類豐度與其他研究比較時，務必考量以上因素，本研究之鳥類豐度與其他研究應有所不同。

本研究試圖於眾多影響因子中了解土地覆蓋類型、邊緣距離和相鄰土地覆蓋類型與物種多樣度和功能多樣度的關係，其中以土地覆蓋類型、邊緣距離、相鄰土地覆蓋類型、調查年分、調查季節、調查人員和海拔為自變數的廣義線性混和模型中顯示調查年分、調查季節、調查人員和海拔與豐度和豐富度高度相關，顯示這些因子對物種多樣度和功能多樣度有潛在影響，然而本研究於此眾多影響中仍可顯示土地覆蓋類型、邊緣距離和相鄰土地覆蓋類型對物種多樣度和功能多樣度的影響，表示土地覆蓋類型、邊緣距離和相鄰土地覆蓋類型的重要性。

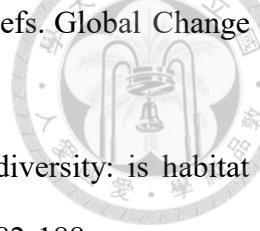
引用文獻

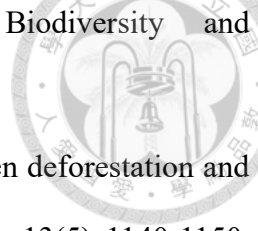


- 丁宗蘇、吳森雄、吳建龍、阮錦松、林瑞興、蔡乙榮、楊玉祥 (2023) 2023 年臺灣
鳥類名錄。中華民國野鳥學會。臺北，臺灣。
- 姚鶴年 (2011) 台灣林業歷史課題系列之(九) 台灣百年林業之軌跡 (1895~2000)。
台灣林業 37 (1) : 81-89。
- 陳柏鐸 (2016) 疏伐對人倫林道台灣杉 (*Taiwania cryptomerioides*) 人工林和鄰近
天然林哺乳類與鳥類多樣性之影響。國立嘉義大學森林暨自然資源學系碩士
論文。嘉義，臺灣。
- 許皓捷、李培芬 (2003) 群聚變異梯度長度對排序結果的影響 台灣林業科學 18
(3) : 201-11。
- 張尹程 (2008) 次生天然林與柳杉人工林鳥類群聚的比較。國立中山大學生物科學
系碩士論文。高雄，臺灣。
- 楊政川 (1999) 跨世紀之林業經營-從地球村看台灣 (二)。臺灣林業試驗所專訊 6
(2) : 1-3。
- 劉小如、丁宗蘇、方偉宏、林文宏、蔡牧起、顏重威 (2012) 台灣鳥類誌修訂版。
行政院農業委員會林務局。臺北，臺灣。
- 鄭惟仁 (2013) 臺灣北部低海拔人工林與次生林之鳥類群聚比較。國立臺灣大學森
林環境暨資源學系碩士論文。臺北，臺灣。
- 蕭木吉、李政霖 (2014) 臺灣野鳥手繪圖鑑。行政院農業委員會林務局。臺北，臺
灣。
- Altieri, M. A. (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. In
Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes, 74, 19-31.
- Austin, M. P. (1985). Continuum concept, ordination methods, and niche theory. Annual
review of ecology and systematics, 16(1), 39-61.
- Azman, N. M., Latip, N. S. A., Sah, S. A. M., Akil, M. A. M. M., Shafie, N. J., &

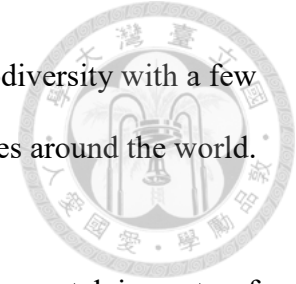


- Khairuddin, N. L. (2011). Avian diversity and feeding guilds in a secondary forest, an oil palm plantation and a paddy field in Riparian areas of the Kerian River Basin, Perak, Malaysia. *Tropical Life Sciences Research*, 22(2), 45.
- Bailey, D., Schmidt-Entling, M. H., Eberhart, P., Herrmann, J. D., Hofer, G., Kormann, U., & Herzog, F. (2010). Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of applied ecology*, 47(5), 1003-1013.
- Baker, J., French, K., & Whelan, R. J. (2002). The edge effect and ecotonal species: bird communities across a natural edge in southeastern Australia. *Ecology*, 83(11), 3048-3059.
- Barbaro, L., van Halder, I. (2009). Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes. *Ecography*, 32(2), 321-333.
- Barbaro, L., Brockerhoff, E. G., Giffard, B., van Halder, I. (2012). Edge and area effects on avian assemblages and insectivory in fragmented native forests. *Landscape Ecology*, 27, 1451-1463.
- Barbaro, L., Giffard, B., Charbonnier, Y., van Halder, I., Brockerhoff, E. G. (2014). Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: a transcontinental experiment. *Diversity and Distributions*, 20(2), 149-159.
- Barbosa, A. S., M. M. Pires, U. H. Schulz. (2020). Influence of land-use classes on the functional structure of fish communities in Southern Brazilian headwater streams. *Environmental Management* 65: 618-629.
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Avila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., ... Peres, C. A. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18555-18560.
- Bellwood, D. R., Hoey, A. S., Ackerman, J. L., & Depczynski, M. (2006). Coral bleaching,

- 
- reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs. *Global Change Biology*, 12(9), 1587-1594.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in ecology & evolution*, 18(4), 182-188.
- Berglund, B. E., Kitagawa, J., Lagerås, P., Nakamura, K., Sasaki, N., Yasuda, Y. (2014) Traditional farming landscapes for sustainable living in Scandinavia and Japan: Global revival through the Satoyama Initiative. *Ambio*, 43, 559-578.
- Bhagwat, S. A., Willis, K. J., Birks, H. J. B., Whittaker, R. J. (2008). Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity?. *Trends in ecology & evolution*, 23(5), 261-267.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B.* 273, 1715–1727.
- Blitzer, E. J., Dormann, C. F., Holzschuh, A., Klein, A. M., Rand, T. A., & Tschardtke, T. (2012). Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 146(1), 34-43.
- Boesing, A. L., Nichols, E., & Metzger, J. P. (2018). Land use type, forest cover and forest edges modulate avian cross-habitat spillover. *Journal of Applied Ecology*, 55(3), 1252-1264.
- Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 533-540.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4), 326-349.
- Brittingham, M. C., Temple, S. A. (1983). Have Cowbirds Caused Forest Songbirds to Decline? *BioScience*, 33(1), 31-35.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P., & Sayer, J. (2008). Plantation

- 
- forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17, 925-951.
- Brooks, T. M., Pimm, S. L., & Oyugi, J. O. (1999). Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology*, 13(5), 1140-1150.
- Brown, J. H. (1995). *Macroecology*. University Chicago Press, Chicago.
- Buechner, M. (1987). Conservation in insular parks: simulation models of factors affecting the movement of animals across park boundaries. *Biological Conservation*, 41(1), 57-76.
- Buckingham, D. L., Peach, W. J., & Fox, D. S. (2006). Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture, ecosystems & environment*, 112(1), 21-40.
- Calviño-Cancela, M. (2013). Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management*, 310, 692-699.
- Campi, M. J., MacNally, R. (2001). Birds on edge: avian assemblages along forest-agricultural boundaries of central Victoria, Australia. *Animal Conservation*, 4(2), 121-132.
- Castaño-Villa, G. J., Estevez, J. V., Guevara, G., Bohada-Murillo, M., Fontúrbel, F. E. (2019). Differential effects of forestry plantations on bird diversity: A global assessment. *Forest Ecology and Management*, 440, 202-207.
- Chazdon, R. L., Peres, C. A., Dent, D., Sheil, D., Fugo, A. E., Lamb, D., ... Miller, S. E. (2009). The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1406-1417.
- Chettri, A., Sharma, K., Dewan, S., Acharya, B. K. (2018). Bird diversity of tea plantations in darjeeling hills, Eastern Himalaya, India. *Biodiversitas*, 19(3), 1066-1073.

Chowdhury, A., Samrat, A., Devy, M. S. (2021). Can tea support biodiversity with a few “nudges” in management: Evidence from tea growing landscapes around the world. *Global Ecology and Conservation*, 31, e01801.



Clark, M., & Tilman, D. (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12(6), 064016.

Clements, E. (1907). *Plant physiology and ecology*. Henry Holt, New York, New York, USA.

Clergeau, P., Jokimäki, J., & Savard, J. P. L. (2001). Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes?. *Journal of applied ecology*, 38(5), 1122-1134.

Cody, M. L. (Ed.). (1985). *Habitat selection in birds*. Academic press.

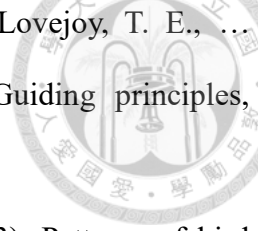
Cornwell, W. K., Schwilk, D. W., Ackerly, D. D. (2006). A Trait-based Test for Habitat Filtering: Convex Hull Volume. *Ecology* 87 (6). 1465-1471

Davies, A. B., Asner, G. P. (2014). Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(12), 681-691.

Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A., & Jiguet, F. (2007). Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology*, 21(3), 741-751.

Díaz, S. M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., ... & Zayas, C. (2019). *The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers*.

Dignan, P., Bren, L., (2003). Modelling light penetration edge effects for stream buffer design in mountain ash forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 179(1-3), 95-106.

- 
- Dinerstein, E., Vynne, C., Sala, E., Joshi, A. R., Fernando, S., Lovejoy, T. E., ... Wikramanayake, E., (2019). A Global Deal For Nature: Guiding principles, milestones, and targets. *Science Advances*, 5(4), eaaw2869.
- Ding, Z., Feeley, K. J., Wang, Y., Pakeman, R. J., Ding, P., (2013). Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, 82(4), 781-790.
- Donovan, T. M., Jones, P. W., Annand, E. M., Thompson III, F. R., (1997). Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology*, 78(7), 2064-2075.
- Dudley, N., Alexander, S., (2017). Agriculture and biodiversity: a review. *Biodiversity*, 18(2-3), 45-49.
- Ehbrecht, M., Schall, P., Ammer, C., & Seidel, D. (2017). Quantifying stand structural complexity and its relationship with forest management, tree species diversity and microclimate. *Agricultural and Forest Meteorology*, 242, 1-9.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Merrit, D. A. (1997). Anthropogenic landscape change and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity & Conservation*, 6, 19-43.
- Etard, A., Morrill, S., & Newbold, T. (2020). Global gaps in trait data for terrestrial vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*, 29(12), 2143-2158.
- Evans, K. L., James, N. A., Gaston, K. J. (2006). Abundance, Species Richness and Energy Availability in the North American Avifauna. *Global Ecology and Biogeography*, 15(4), 372-385.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., ... Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 14(2), 101-112.
- FAO. (2012). FAOSTAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations

Farwig, N., Sajita, N., Schaab, G., Böhning-Gaese, K. (2008). Human impact diminishes seedling species richness in Kakamega Forest, Kenya. *Basic and Applied Ecology*, 9(4), 383-391.

Fieberg, J., (2022). *Statistics for Ecologists: A Frequentist and Bayesian Treatment of Modern Regression Models*. An open-source online textbook. <https://fw8051statistics4ecologists.netlify.app/>

Filloy, J., Zurita, G. A., Corbelli, J. M., Bellocq, M. I. (2010). On the similarity among bird communities: Testing the influence of distance and land use. *Acta Oecologica*, 36(3), 333-338.

Firbank, L. G., Petit, S., Smart, S., Blain, A., & Fuller, R. J. (2008). Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 777-787.

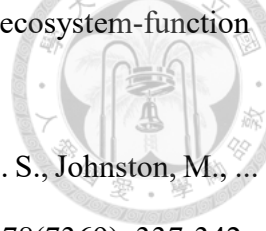
Fischer, J., Lindenmayer, D. B., & Manning, A. D. (2006). Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(2), 80-86.

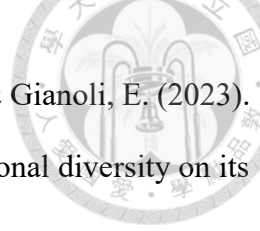
Fischer, J., Lindenmayer, D. B., Blomberg, S .P., MontagueDrake, R., Felton, A., Stein, J. A. (2007). Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. *Ecosystems*, 10, 964-974.

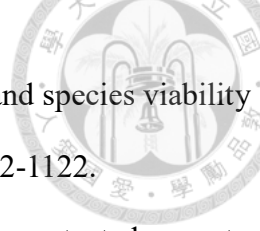
Fluetsch, K. M., & Sparling, D. W. (1994). Avian nesting success and diversity in conventionally and organically managed apple orchards. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 13(10), 1651-1659.

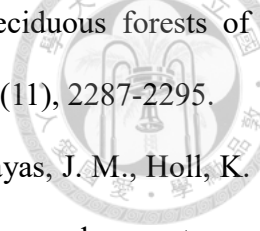
Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., ... DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology letters*, 12(1), 22-33.

Flynn, D. F. B., Mirotnick, N., Jain, M., Palmer, M. I., Naeem, S. (2011). Functional

- 
- and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem-function relationships. *Ecology*, 92(8), 1573-1581.
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., ... & Zaks, D. P. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337-342.
- Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), 133-142.
- Franklin, J. F., & Forman, R. T. (1987). Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape ecology*, 1, 5-18.
- Fuller, R. J., Gill, R. M. (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry*, 74(3), 193-199.
- García, D., Miñarro, M., & Martínez-Sastre, R. (2018). Birds as suppliers of pest control in cider apple orchards: Avian biodiversity drivers and insectivory effect. *Agriculture, ecosystems & environment*, 254, 233-243.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A., Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, 12(6), 561-582.
- Gates, J. E., Gysel, L. W. (1978). Avian Nest Dispersion and Fledging Success in Field-Forest Ecotones. *Ecology*, 59(5), 871-883.
- Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J. A., (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38), 16732-16737.
- Greenberg, R., Bichier, P., Angon, A. C., Reitsma, R. (1997). Bird Populations in Shade and Sun Coffee Plantations in Central Guatemala: Poblaciones de Aves en Plantaciones Cafetaleras en Sombray Sol en la Región Central de Guatemala.

- 
- Conservation Biology, 11(2), 448-459.
- Guerra, P. C., Gutiérrez, G. O., Pizarro-Araya, J., Escobedo, V. M., & Gianoli, E. (2023). Brood chambers of a stem borer beetle modify arthropod functional diversity on its cactus host. *Arthropod-Plant Interactions*, 17(1), 51-64.
- Guilherme, F. A. G., Oliveira-Filho, A. T., Appolinario, V., Bearzoti, E. (2004). Effects of flooding regimes and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semi-deciduous forest in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 174, 19-36.
- Guilherme, E., & Santos, M. P. D. (2009). Birds associated with bamboo forests in eastern Acre, Brazil. *Bulletin of the British Ornithological Club*, 129(4), 229-240.
- Guillemot, N., Kulbicki, M., Chabanet, P., & Vigliola, L. (2011). Functional redundancy patterns reveal non-random assembly rules in a species-rich marine assemblage. *PloS one*, 6(10), e26735.
- Hagen, E. O., Hagen, O., Ibáñez-álamo, J. D., Petchey, O. L., Evans, K. L. (2017). Impacts of urban areas and their characteristics on avian functional diversity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5(JUL), 1-15.
- Hakkenberg, C. R., Zhu, K., Peet, R. K., & Song, C. (2018). Mapping multi-scale vascular plant richness in a forest landscape with integrated Li DAR and hyperspectral remote-sensing. *Ecology*, 99(2), 474-487.
- Hanowski, J. M., Niemi, G. J., Christian, D. C. (1997). Influence of Within-Plantation Heterogeneity and Surrounding Landscape Composition on Avian Communities in Hybrid Poplar Plantations: Influencia de la Heterogeneidad Intra-plantación y de la Composición del Paisaje Circundante Sobre Comunidades de Aves en Plantaciones de Alamo Híbrido. *Conservation Biology*, 11(4), 936-944.
- Hansen, A. J., McComb, W. C., Vega, R., Raphael, M. G., & Hunter, M. (1995). Bird habitat relationships in natural and managed forests in the west Cascades of Oregon.

- 
- Ecological Applications, 5(3), 555-569.
- Hansen, A. J., & Rotella, J. J. (2002). Biophysical factors, land use, and species viability in and around nature reserves. *Conservation Biology*, 16(4), 1112-1122.
- Hansen, A. J., & DeFries, R. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological applications*, 17(4), 974-988.
- Hickey, L. T., N. Hafeez, A., Robinson, H., Jackson, S. A., Leal-Bertioli, S. C., Tester, M., ... & Wulff, B. B. (2019). Breeding crops to feed 10 billion. *Nature biotechnology*, 37(7), 744-754.
- Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Newton, I., Sparks, T. H. (1995). Habitat and Landscape Factors Influencing the Presence of Individual Breeding Bird Species in Woodland Fragments. *Journal of Avian Biology*, 26(2), 94-104.
- Hobbs, R. J. (1993). Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt. *Biological Conservation*, 64(3), 193-201.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. (2010). How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology*, 79(2), 491-500.
- Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E. K., Hungate, B. A., Matulich, K. L., ... O'Connor, M. I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486(7401), 105-108.
- Houghton, R. A. (1994). The worldwide extent of land-use change. *BioScience*, 44(5), 305-313.
- Inger, R., Cox, D. T., Per, E., Norton, B. A., & Gaston, K. J. (2016). Ecological role of vertebrate scavengers in urban ecosystems in the UK. *Ecology and Evolution*, 6(19), 7015-7023.
- Jayapal, R., Qureshi, Q., & Chellam, R. (2009). Importance of forest structure versus

- 
- floristics to composition of avian assemblages in tropical deciduous forests of Central Highlands, India. *Forest Ecology and Management*, 257(11), 2287-2295.
- Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D., ... Mateos, D. M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1873), 20172577.
- Karanth, K. K., Sankararaman, V., Dalvi, S., Srivathsa, A., Parameshwaran, R., Sharma, S., ... & Chhatre, A. (2016). Producing diversity: Agroforests sustain avian richness and abundance in India's Western Ghats. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4, 111.
- Kerridge, E. (1969). The agricultural revolution reconsidered. *Agricultural History*, 43(4), 463-476.
- Kisel, Y., McInnes, L., Toomey, N. H., Orme, C. D. L. (2011). How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species–area relationships. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1577), 2514-2525.
- Knight, E. C., Mahony, N. A., Green, D. J. (2016). Effects of agricultural fragmentation on the bird community in sagebrush shrubsteppe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 223, 278-288.
- Kottawa-Arachchi, J. D., Gamage, R. N. (2015). Avifaunal diversity and bird community responses to man-made habitats in St. Coombs Tea Estate, Sri Lanka. *Journal of Threatened Taxa*, 7(2), 6878-6890.
- Kozar, R., Galang, E., Alip, A., Sedhain, J., Subramanian, S., Saito, O. (2019). Multi-level networks for sustainability solutions: the case of the International Partnership for the Satoyama Initiative. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 39, 123-134.
- Kratter, A. W. (1997). Bamboo specialization by Amazonian birds. *Biotropica* 29, 100-

110.

Kristan III, W. B., Lynam, A. J., Price, M. V., Rotenberry, J. T. (2003). Alternative causes of edge-abundance relationships in birds and small mammals of California coastal sage scrub. *Ecography*, 26(1), 29-44.

Kuitunen, M., & Mäkinen, M. (1993). An experiment on nest site choice of the Common Treecreeper in fragmented boreal forest. *Ornis Fennica*, 70, 163-163.

Laliberté, E. Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299-305.

Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B. (2015). FD: Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. Package 1.0-12. <https://CRAN.R-project.org/package=FD>

LaRue, E. A., Hardiman, B. S., Elliott, J. M., & Fei, S. (2019). Structural diversity as a predictor of ecosystem function. *Environmental Research Letters*, 14(11), 114011.

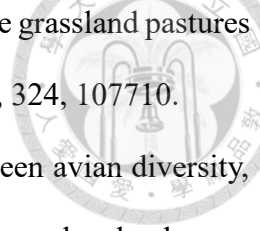
Laudenslayer, W. F., & Balda, R. P. (1976). Breeding bird use of a pinyon-juniper-ponderosa pine ecotone. *Auk* 93: 571-586.

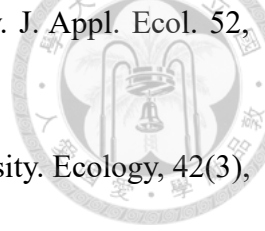
Lebbin, D. J. (2013). Nestedness and patch size of Bamboo-specialist bird communities in southeastern Peru: anidamiento y tamaño de parche en comunidades de aves especialistas de Bambú en el sudeste de Perú. *The Condor*, 115(2), 230-236.

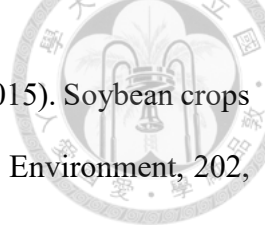
Lee, P. Y., & Rotenberry, J. T. (2005). Relationships between bird species and tree species assemblages in forested habitats of eastern North America. *Journal of Biogeography*, 32(7), 1139-1150.

Lidicker, W. Z. (1999). Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecology*, 14, 333-343.

Lituma, C. M., Buckley, B. R., Keyser, P. D., Holcomb, E., Smith, R., Morgan, J., & Applegate, R. D. (2022). Effects of patch-burn grazing and rotational grazing on

- 
- grassland bird abundance, species richness, and diversity in native grassland pastures of the Midsouth USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 324, 107710.
- Loss, S. R., Ruiz, M. O., & Brawn, J. D. (2009). Relationships between avian diversity, neighborhood age, income, and environmental characteristics of an urban landscape. *Biological Conservation*, 142(11), 2578-2585.
- Lorion, C. M., Kennedy, B. P. (2009). Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater biology*, 54(1), 165-180.
- Loye, J., Carroll, S. (1995). Birds, bugs and blood: avian parasitism and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(6), 232-235.
- Loyn, R. H., McNabb, E. G., Macak, P., Noble, P. (2007). Eucalypt plantations as habitat for birds on previously cleared farmland in south-eastern Australia. *Biological Conservation*, 137(4), 533-548.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., ... & Hays, M. B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments.
- Lucey, J. M., & Hill, J. K. (2012). Spillover of insects from rain forest into adjacent oil palm plantations. *Biotropica*, 44(3), 368-377.
- Luck, G. W., Harrington, R., Harrison, P. A., Kremen, C., Berry, P. M., Bugter, R., ... & Zobel, M. (2009). Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *Bioscience*, 59(3), 223-235.
- Luck, G. W., Possingham, H. P., Paton, D. C. (1999). Bird responses at inherent and induced edges in the Murray Mallee, South Australia. 1. Differences in abundance and diversity. *Emu*, 99(3), 157-169.
- Maas, B., Tschardtke, T., Saleh, S., Dwi Putra, D., Clough, Y. (2015). Avian species

- 
- identity drives predation success in tropical cacao agroforestry. *J. Appl. Ecol.* 52, 735–743.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42(3), 594-598.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.
- Marini, M. A., Robinson, S. K., & Heske, E. J. (1995). Edge effects on nest predation in the Shawnee National Forest, southern Illinois. *Biological Conservation*, 74(3), 203-213.
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G. Wilson, J. B. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111, 112-118.
- Matlack, G. R. (1993). Sociological edge effects: spatial distribution of human impact in suburban forest fragments. *Environmental Management*, 17, 829-835.
- McCann, K. S. (2000). The diversity–stability debate. *Nature*, 405(6783), 228-233.
- Medeiros, H. R., Martello, F., Almeida, E. A. B., Mengual, X., Harper, K. A., Grandinete, Y. C., Metzger, J. P., Righi, C. A., Ribeiro, M. C. (2019). Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes. *Biol. Conserv.* 238, 108193
- Melin, M., Hinsley, S. A., Broughton, R. K., Bellamy, P., & Hill, R. A. (2018). Living on the edge: utilising lidar data to assess the importance of vegetation structure for avian diversity in fragmented woodlands and their edges. *Landscape Ecology*, 33, 895-910.
- Micheli, F., & Halpern, B. S. (2005). Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8(4), 391-400.
- Moguel, P., Toledo, V. M. (1999). *Biodiversity Conservation in Traditional Coffee*

- 
- Systems of Mexico. *Conservation Biology*, 13(1), 11-21.
- Monasterolo, M., Musicante, M. L., Valladares, G. R., & Salvo, A. (2015). Soybean crops may benefit from forest pollinators. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 217-222.
- Montealegre-Talero, C., Boesing, A. L., & Metzger, J. P. (2021). Avian cross-habitat spillover as a bidirectional process modulated by matrix type, forest cover and fragment size. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322, 107644.
- Moonen, A. C., & Bàrberi, P. (2008). Functional biodiversity: an agroecosystem approach. *Agriculture, ecosystems & environment*, 127(1-2), 7-21.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876.
- Moura, N. G., Lees, A. C., Andretti, C. B., Davis, B. J. W., Solar, R. R. C., Aleixo, A., ... Gardner, T. A. (2013). Avian biodiversity in multiple-use landscapes of the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 167, 339-348.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62.
- Myczko, Ł., Rosin, Z. M., Skorka, P., Wylegała, P., Tobolka, M., Fliszkiewicz, M., ... & Tryjanowski, P. (2013). Effects of management intensity and orchard features on bird communities in winter. *Ecological Research*, 28, 503-512.
- Naeem S. (2002). Disentangling the impacts of diversity on ecosystem functioning in combinatorial experiments. *Ecology* 83(10): 2925-2935.
- Neeff, T., Lucas, R. M., Santos, J. R. dos, Brondizio, E. S., Freitas, C. C. (2006). Area and Age of Secondary Forests in Brazilian Amazonia 1978-2002: An Empirical Estimate. *Ecosystems*, 9(4), 609-623.

Odum, E. P. (1958). *Fundamentals of ecology*. Second edition. Saunders, Philadelphia, Pennsylvania, USA.

Oliveira-Filho, A. T., Vilela, E. A., Gavilanes, M. L., and Carvalho, D. A. (1994). Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in southeastern Brazil. *Plant Ecology* 113, 99-124.

Pautasso, M., Gaston, K. J. (2005). Resources and global avian assemblage structure in forests. *Ecology Letters*, 8(3), 282-289.

Peck, K. M. (1989). Tree species preferences shown by foraging birds in forest plantations in northern England. *Biological Conservation*, 48(1), 41-57.

Peh, K. S. H., de Jong, J., Sodhi, N. S., Lim, S. L. H., Yap, C. A. M. (2005). Lowland rainforest avifauna and human disturbance: persistence of primary forest birds in selectively logged forests and mixed-rural habitats of southern Peninsular Malaysia. *Biological Conservation*, 123(4), 489-505.

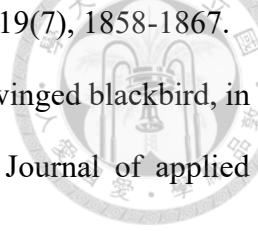
Peh, K. S. H., Sodhi, N. S., De Jong, J., Sekercioglu, C. H., Yap, C. A. M., Lim, S. L. H. (2006). Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. *Diversity and Distributions*, 12(5), 572-581.

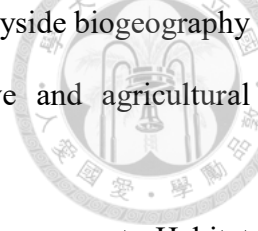
Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6), 741-758.


Pielou, E. C. (1974). *Population and community ecology: principles and methods*. CRC Press.

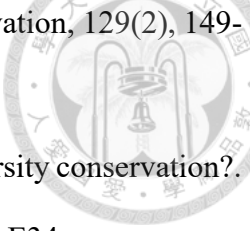
Pimm, S. L., Jenkins, C. N., & Li, B. V. (2018). How to protect half of Earth to ensure it protects sufficient biodiversity. *Science advances*, 4(8), eaat2616.

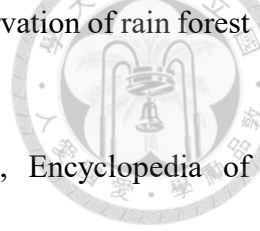
Philpott, S. M., Soong, O., Lowenstein, J. H., Pulido, A. L., Lopez, D. T., Flynn, D. F., & DeClerck, F. (2009). Functional richness and ecosystem services: bird predation on

- 
- arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological applications*, 19(7), 1858-1867.
- Powell, G. V. (1984). Reproduction by an altricial songbird, the red-winged blackbird, in fields treated with the organophosphate insecticide fenthion. *Journal of applied ecology*, 83-95.
- Raivio, S. & Haila, Y. (1990). Bird assemblages in silvicultural habitat mosaics in southern Finland during the breeding season. *Ornis Fennica* 67:73-83
- Raman, T. S., Gonsalves, C., Jeganathan, P., & Mudappa, D. (2021). Native shade trees aid bird conservation in tea plantations in southern India. *Current Science*, 121(2), 294-305.
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., & Foley, J. A. (2008). Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global biogeochemical cycles*, 22(1).
- Rand, T.A., Louda, S.M. (2006). Spillover of agriculturally subsidized predators as a potential threat to native insect herbivores in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 20, 1720–1729.
- Ranganathan, J., Daniels, R. R., Chandran, M. S., Ehrlich, P. R., & Daily, G. C. (2008). Sustaining biodiversity in ancient tropical countryside. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(46), 17852-17854.
- Reider, I. J., Donnelly, M. A., & Watling, J. I. (2018). The influence of matrix quality on species richness in remnant forest. *Landscape Ecology*, 33, 1147-1157.
- Restrepo, C., Gómez, N., 1998. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. *Ecological applications*, 8(1), 170-183.
- Revilla, E., Palomares, F., & Fernández, N. (2001). Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low density area. *Journal of Zoology*, 255(3), 291-299.

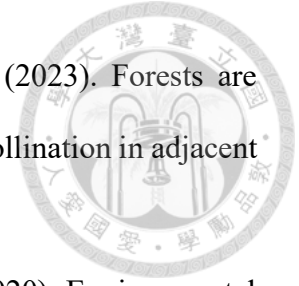
- 
- Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., & Fay, J. P. (2001). Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation biology*, 15(2), 378-388.
- Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, J., Sisk, T. D. (2004). Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 491-522.
- Ries, L., Sisk, T. D. (2010). What is an edge species? The implications of sensitivity to habitat edges. *Oikos*, 119(10), 1636-1642.
- Robinson, S. K., & Holmes, R. T. (1984). Effects of plant species and foliage structure on the foraging behavior of forest birds. *The Auk*, 101(4), 672-684.
- Rockström, J., Williams, J., Daily, G., Noble, A., Matthews, N., Gordon, L., ... & Smith, J. (2017). Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. *Ambio*, 46, 4-17.
- Root, T. (1988). Energy Constraints on Avian Distributions and Abundances. *Ecology*, 69(2), 330-339.
- Rotenberry, J. T., & Knick, S. T. (1995). Evaluation of bias in roadside point count surveys of passerines in shrubsteppe and grassland habitats in southwestern Idaho. CJ Ralph, J. R. Sauer, and S. Droege [TECH. EDS.], *Monitoring bird populations by point counts*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-149, 99-101.
- Rother, D. C., Alves, K. J. F., Pizo, M. A. (2013). Avian assemblages in bamboo and non-bamboo habitats in a tropical rainforest. *Emu - Austral Ornithology*, 113(1), 52-61.
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.
- Šálek, M., Svobodová, J., & Zasadil, P. (2010). Edge effect of low-traffic forest roads on

- 
- bird communities in secondary production forests in central Europe. *Landscape ecology*, 25, 1113-1124.
- Schlossberg, S., King, D. I. (2008). Are shrubland birds edge specialists. *Ecological Applications*, 18(6), 1325-1330.
- Schneider, G., Krauss, J., Steffan-Dewenter, I. (2013). Predation rates on semi-natural grasslands depend on adjacent habitat type. *Basic Appl. Ecol.* 14, 614–621.
- Schneider, S. C., Fischer, J. D., Miller, J. R. (2014). Two-sided edge responses of avian communities in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 18(2), 539-551.
- Schonewald-Cox, C. M. (1988). Boundaries in the protection of nature reserves: translating multidisciplinary knowledge into practical conservation. *BioScience*, 38(7), 480-486.
- Sekercioglu, C. H. (2002). Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107(2), 229-240.
- Serneels, S., & Lambin, E. F. (2001). Impact of land-use changes on the wildebeest migration in the northern part of the Serengeti–Mara ecosystem. *Journal of Biogeography*, 28(3), 391-407.
- Shiu, H. J., Ding, T. S., Sheu, J. E., Lin, R. S., Koh, C. N., Lee, P. F. (2005). Morphological characters of bird species in Taiwan. *Taiwania* 50, 80-92.
- Sinu, P. A. (2011). Avian pest control in tea plantations of sub-Himalayan plains of Northeast India: Mixed-species foraging flock matters. *Biological Control*, 58(3), 362-366.
- Skole, D. L., Chomentowski, W. H., Salas, W. A., & Nobre, A. D. (1994). Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. *BioScience*, 44(5), 314-322.
- Soh, M. C., Sodhi, N. S., Lim, S. L. (2006). High sensitivity of montane bird communities

- 
- to habitat disturbance in Peninsular Malaysia. *Biological conservation*, 129(2), 149-166.
- Sridhar, H. (2009). Are arecanut plantations really suitable for biodiversity conservation?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(14), E34-E34.
- Staggenborg, J., & Anthes, N. (2022). Long-term fallows rate best among agri-environment scheme effects on farmland birds—A meta-analysis. *Conservation Letters*, 15(4), e12904.
- Stamps, J. A., Buechner, M., & Krishnan, V. V. (1987). The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *The American Naturalist*, 129(4), 533-552.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., Van Doorn, A., ... & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe—a review. *Journal of environmental management*, 91(1), 22-46.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423.
- Takeuchi, K. (2010). Rebuilding the relationship between people and nature: the Satoyama Initiative. *Ecological research* 25, 891-897.
- ter Braak, C. J. F. (1995). Ordination. In *Data analysis in community and landscape ecology* (pp. 91-274). Cambridge University Press.
- Terborgh, J., Robinson, S. K., Parker III, T. A., Munn, C. A., & Pierpont, N. (1990). Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs*, 60(2), 213-238.
- Terraube, J., Archaux, F., Deconchat, M., van Halder, I., Jactel, H., Barbaro, L. (2016), Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes. *Ecol Evol*, 6: 5178-5189.

- 
- Thiollay, J. M. (1995). The role of traditional agroforests in the conservation of rain forest bird diversity in Sumatra. *Conservation biology*, 9(2), 335-353.
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. In: Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, CA, 109-120.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19.
- Tobias, J. A., & Pigot, A. L. (2019). Integrating behaviour and ecology into global biodiversity conservation strategies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 374(1781), 20190012.
- Tsai, P. Y., Ko, C. J., Hsieh, C., Su, Y. T., Lu, Y. J., Lin, R. S., Tuanmu, M. N. (2020). A trait dataset for Taiwan's breeding birds. *Biodiversity data journal*, 8.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology letters*, 8(8), 857-874.
- Tscharntke, T., Sekercioglu, C.H., Dietsch, T.V., Sodhi, N.S., Hoehn, P., Tylianakis, J.M., (2008). Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, 89, 944-951.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batary, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T.O., Dormann, C.F., Ewers, R.M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A.M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D.A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W.H., Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biol. Rev.* 8, 661–685.
- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), 171-197.

Ulyshen, M., Urban-Mead, K. R., Dorey, J. B., & Rivers, J. W. (2023). Forests are critically important to global pollinator diversity and enhance pollination in adjacent crops. *Biological Reviews*.



Van Schalkwyk, J., Pryke, J. S., Samways, M. J., & Gaigher, R. (2020). Environmental filtering and spillover explain multi-species edge responses across agricultural boundaries in a biosphere reserve. *Scientific Reports*, 10(1), 1-10.

Velásquez-Trujillo, V., Betancurt-Grisales, J. F., Vargas-Daza, A. M., Lara, C. E., Rivera-Páez, F. A., Fontúrbel, F. E., & Castaño-Villa, G. J. (2021). Bird functional diversity in agroecosystems and secondary forests of the tropical Andes. *Diversity*, 13(10), 493.

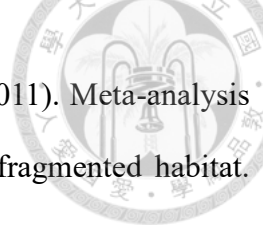
Vester, H. F., Lawrence, D., Eastman, J. R., Turner, B. L., Calme, S., Dickson, R., ... & Sangermano, F. (2007). Land change in the southern Yucatan and Calakmul Biosphere Reserve: effects on habitat and biodiversity. *Ecological Applications*, 17(4), 989-1003.

Villéger, S., Mason, N. W. H., Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.

Villéger, S., Miranda, J.R., Hernández, D.F. and Mouillot, D. (2010). Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20: 1512-1522.

Wallin, D. O., Swanson, F. J., & Marks, B. (1994). Landscape pattern response to changes in pattern generation rules: land-use legacies in forestry. *Ecological Applications*, 4(3), 569-580.

Walting, J. L., Nowakowski, A. J., Donnelly, M. A., & Orrock, J. L. (2010). Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented

- 
- habitats. *Global Ecol Biogeogr*, 20, 209-217.
- Watling, J. I., Nowakowski, A. J., Donnelly, M. A., Orrock, J. L. (2011). Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecology and Biogeography*, 20(2), 209-217.
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York academy of sciences*, 1134(1), 25-60.
- Wiacek, J., & Polak, M. (2008). Bird community breeding in apple orchards of central Poland in relation to some habitat and management features. *Polish Journal of Environmental Studies*, 17(6), 951.
- Wiens, J. A., Crawford, C. S., Gosz, J. R. (1985). Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos*, 421-427.
- Wilson, D. S. (1992). Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology*, 73(6), 1984-2000.
- Woodhouse, S. P., Good, J. E. G., Lovett, A. A., Fuller, R. J., & Dolman, P. M. (2005). Effects of land-use and agricultural management on birds of marginal farmland: a case study in the Llŷn peninsula, Wales. *Agriculture, ecosystems & environment*, 107(4), 331-340.
- Zurita, G. A., Rey, N., Varela, D. M., Villagra, M., Bellocq, M. I. (2006). Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management*, 235(1-3), 164-173.

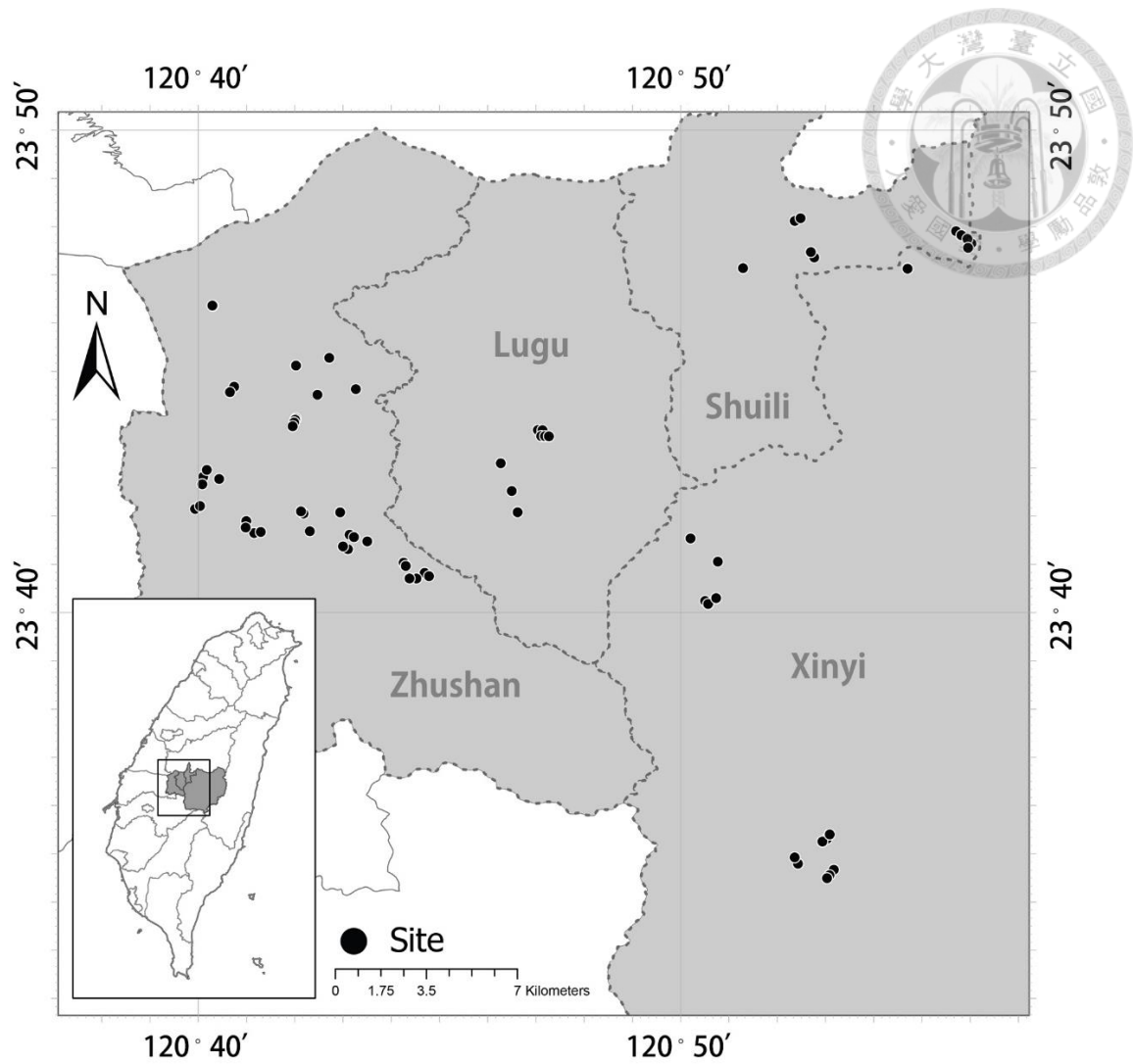


圖 1、研究地區和樣帶分布圖。本研究區域位於南投縣，包含竹山鎮、水里鄉、信義鄉和鹿谷鄉。共設置 67 條樣帶 402 個樣區。



圖 2、樣帶設置示意圖。白色方形為邊長 10 m 的正方形樣區，垂直邊緣向內部延伸，樣區間無間隔，形成長 60 m 寬 10 m，橫跨兩土地覆蓋類型的樣帶。D1 為 0 m~10 m，D2 為 10 m~20 m，D3 為 20 m~30 m。

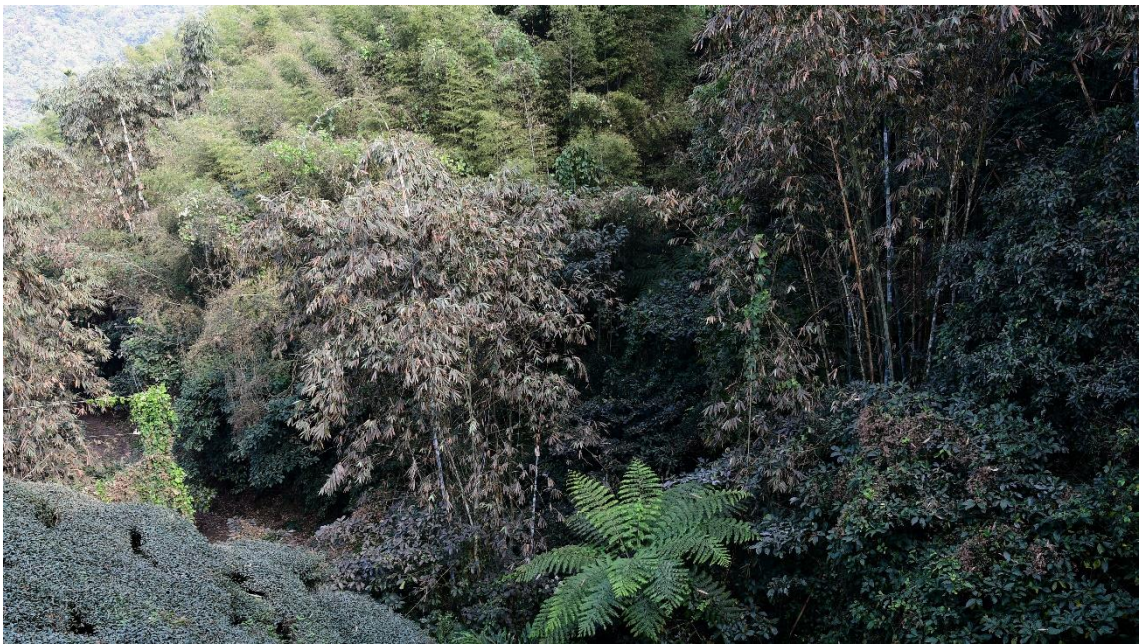


圖 3、次生林實景。



圖 4、人工針葉林實景。上圖為臺灣肖楠造林，下圖左側為杉木造林。

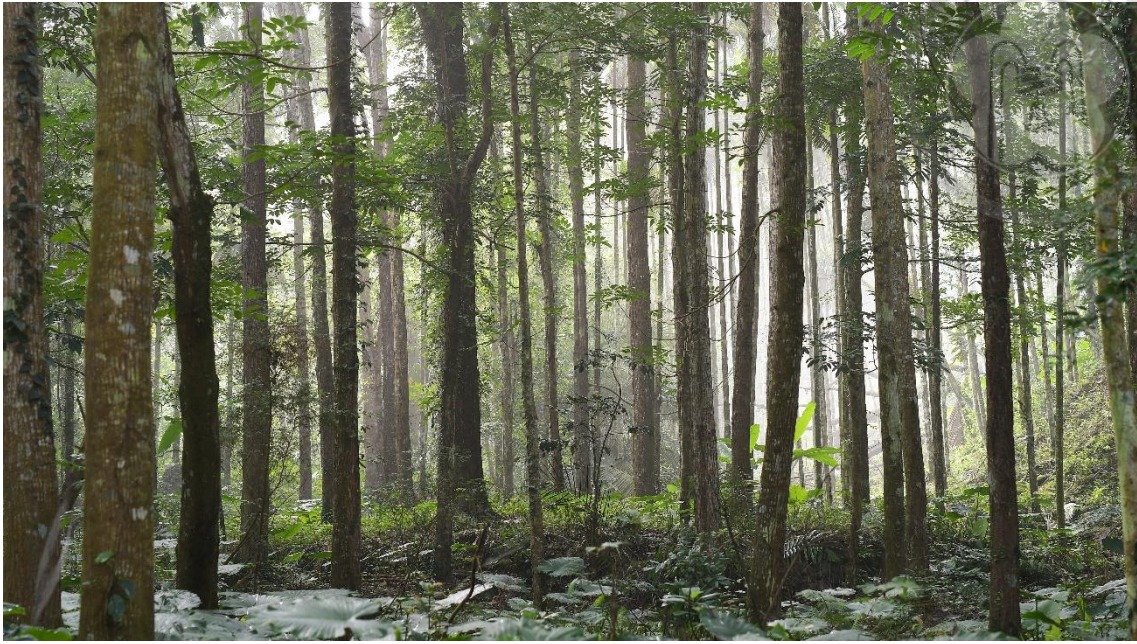


圖 5、人工闊葉林實景。上圖為大葉桃花心木造林，下圖為牛樟造林。



圖 6、竹林實景。



圖 7、檳榔園實景。上圖之下層作物為過溝菜蕨，下圖之下層作物為香蕉。



圖 8、果園實景。上圖為果園俯視圖，下圖可見果園地被狀況。



圖 9、農地實景。上圖為旱作，中間為葡萄園，下圖為過貓田。



圖 10、茶園實景。

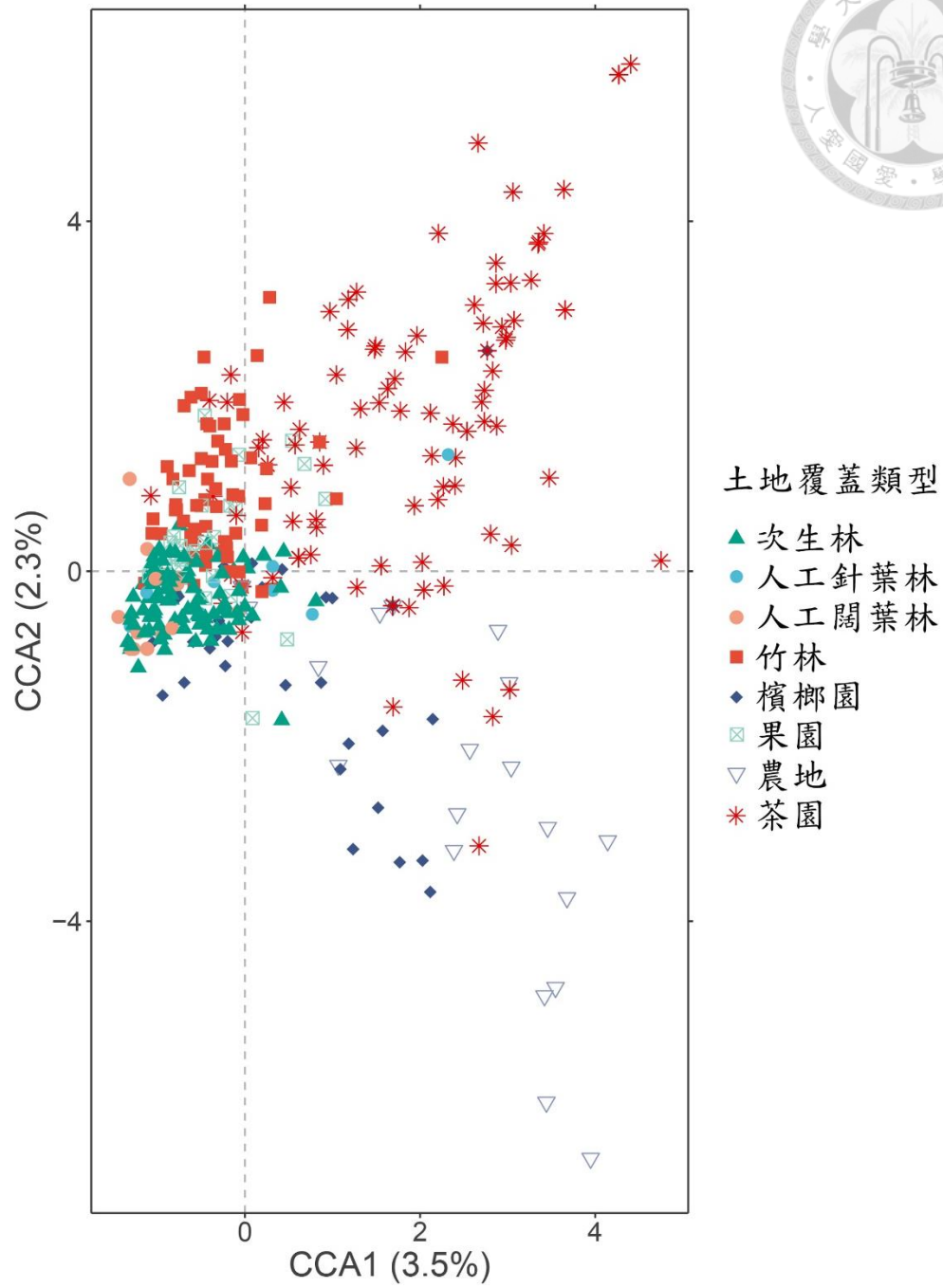


圖 11、各土地覆蓋類型物種組成對應分析依第一軸和第二軸排序圖。

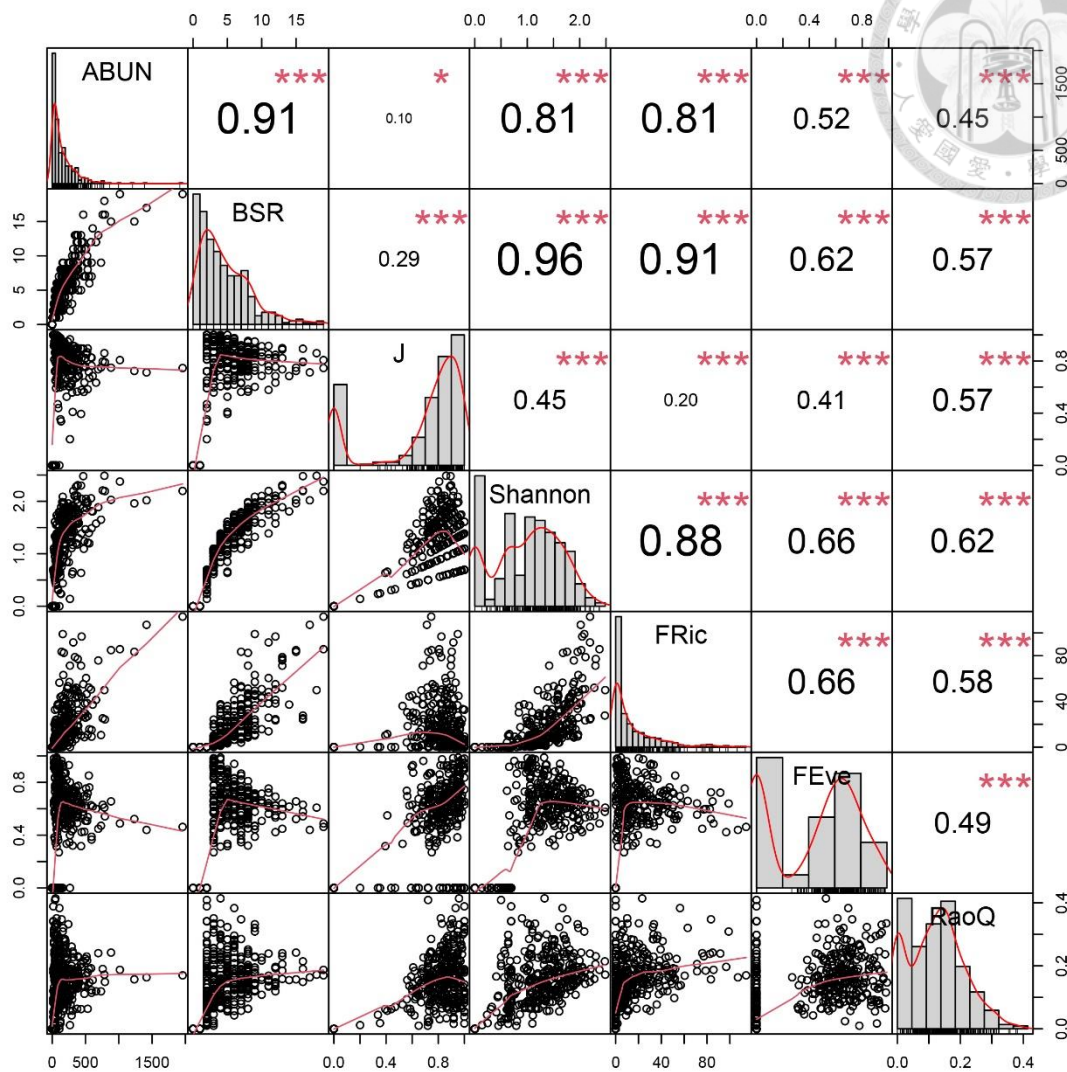


圖 12、物種多樣度和功能多樣度之相關性矩陣。矩陣右上半部顯示相關係數(r 值) 與顯著性 (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)；矩陣左下半部顯示雙變量散布圖；對角線顯示各指數的資料分布直方圖與其英文簡寫(豐度(ABUN)、豐富度(BSR)、皮洛均勻度(J)、香農韋納歧異度(Shannon)、功能豐富度(FRic)、功能均勻度(FEve)和 Rao 二次熵指數(RaoQ))。

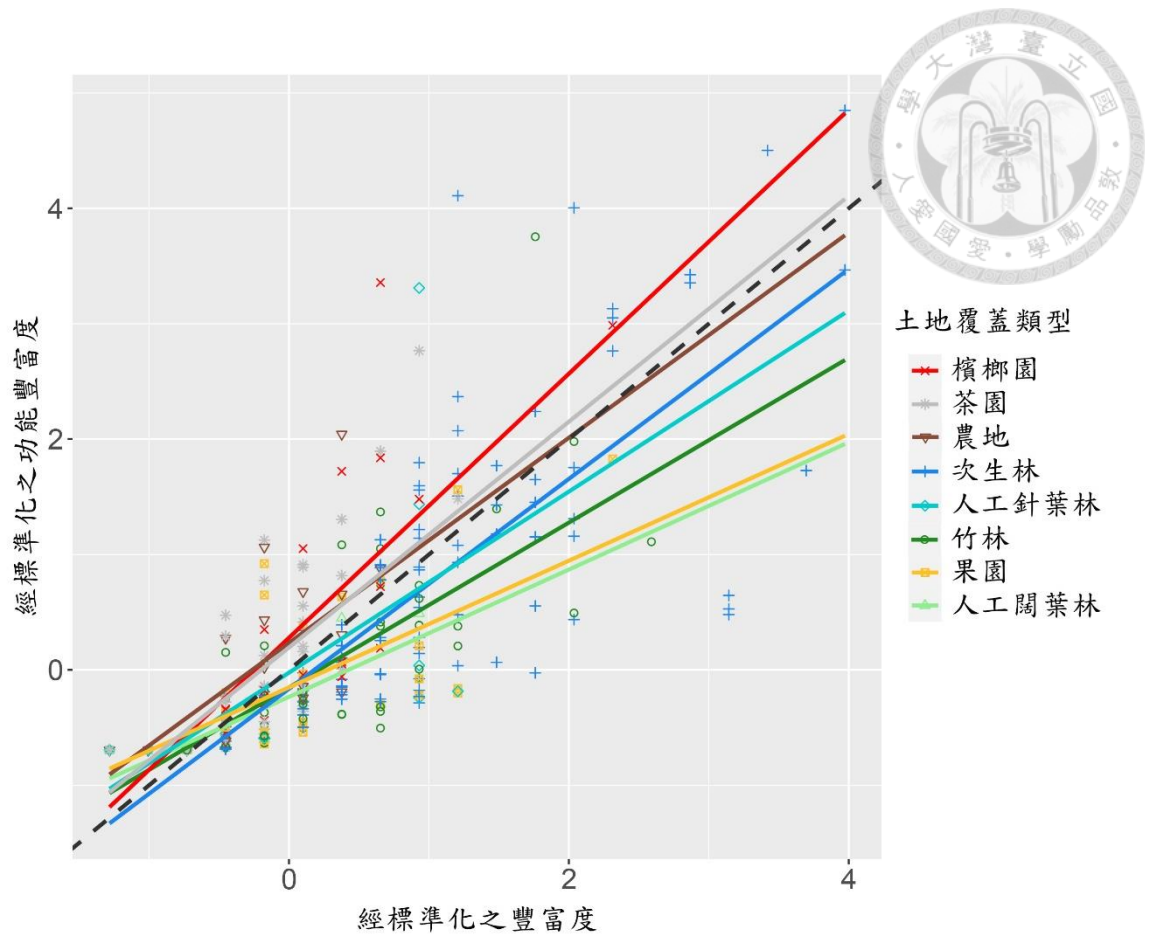


圖 13、各土地覆蓋類型經標準化之豐富度和功能豐富度之單因子線性迴歸線。實線為各土地覆蓋類型之線性迴歸線，虛線為斜率等於 1。各土地覆蓋類型的斜率分別為：檳榔園 (1.144)、茶園 (0.978)、農地 (0.910)、次生林 (0.889)、人工針葉林 (0.785)、竹林 (0.714)、果園 (0.549)、人工闊葉林 (0.552)，茶園的斜率與 1 無顯著差異 ($p = 0.227$)，其他土地覆蓋類型皆顯著小於 1 ($p < 0.05$)。

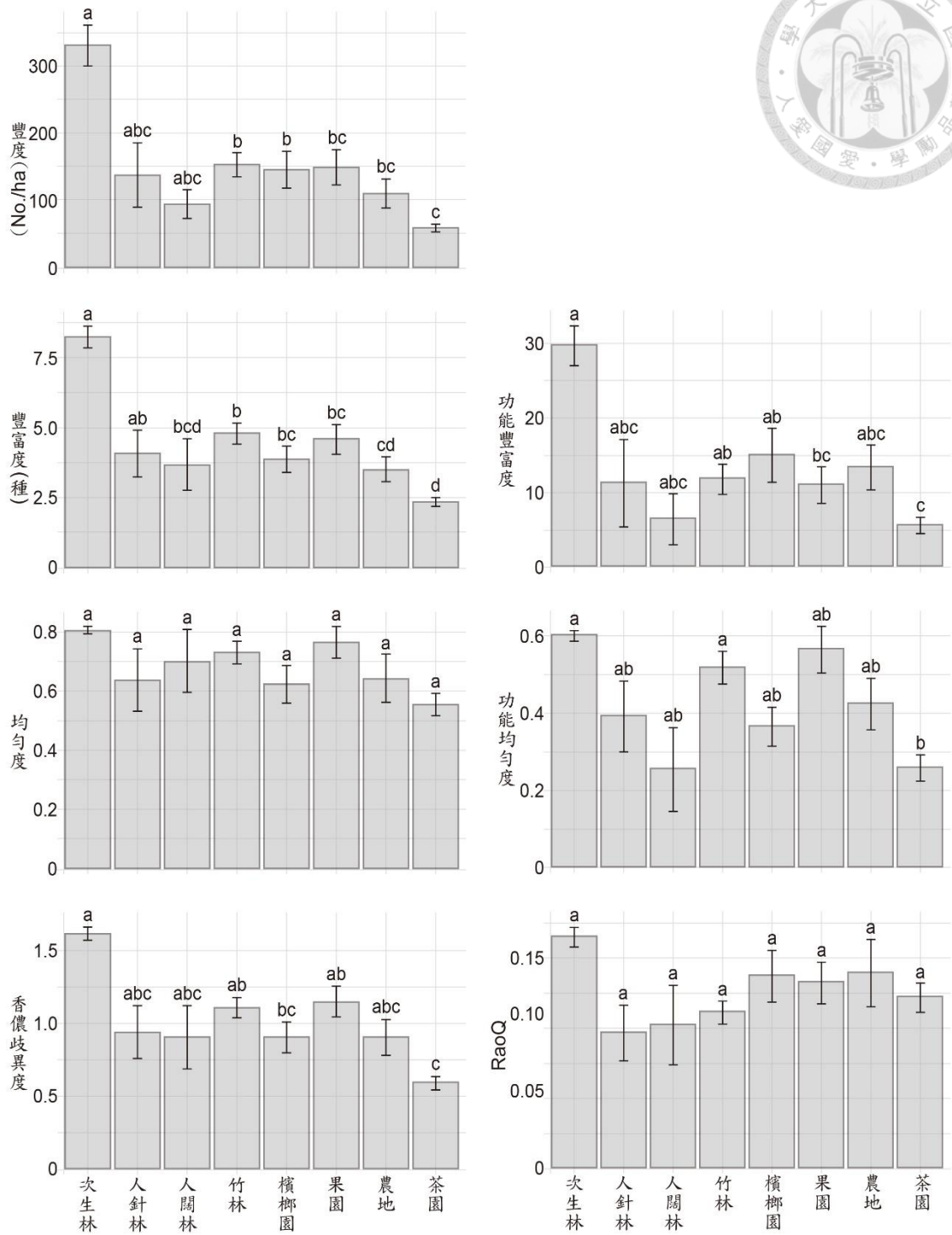


圖 14、各土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二土地覆蓋類型的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同者表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。

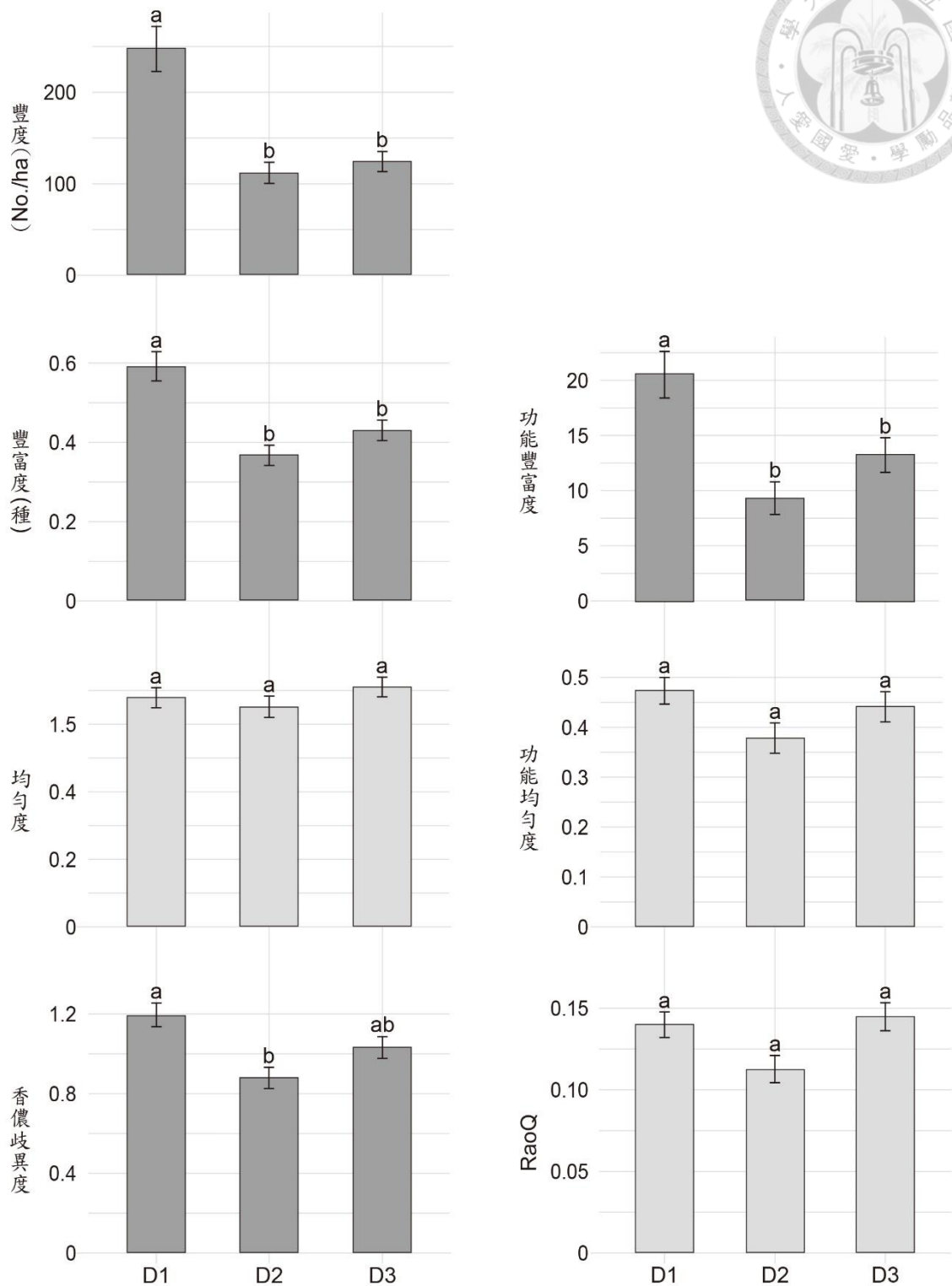


圖 15、離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0 m~10 m，D2：距離邊緣 10 m~20 m，D3：距離邊緣 20 m~30 m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同者表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。

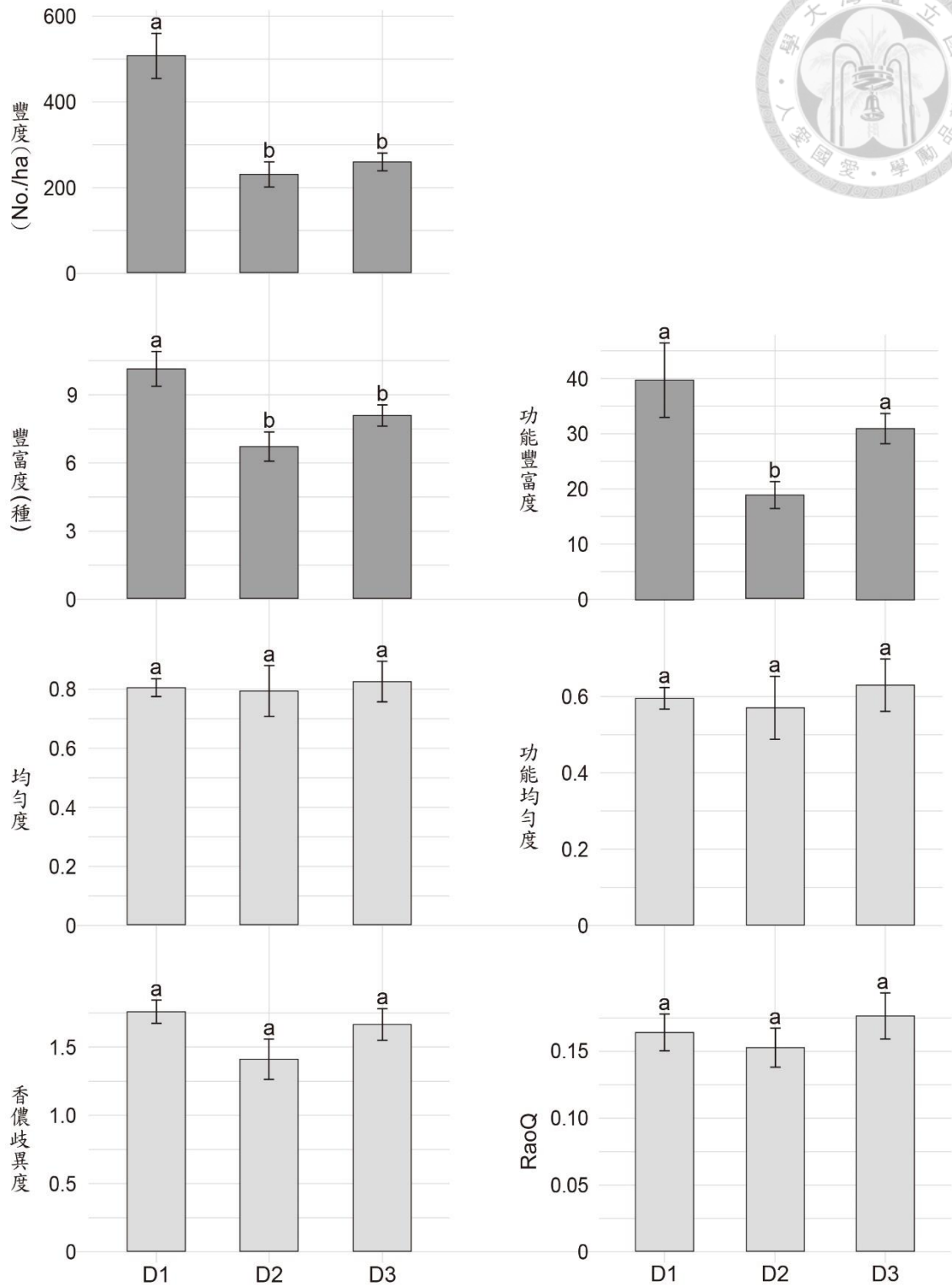


圖 16、次生林離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0 m~10 m，D2：距離邊緣 10 m~20 m，D3：距離邊緣 20 m~30 m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同者表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。次生林 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 32 個。

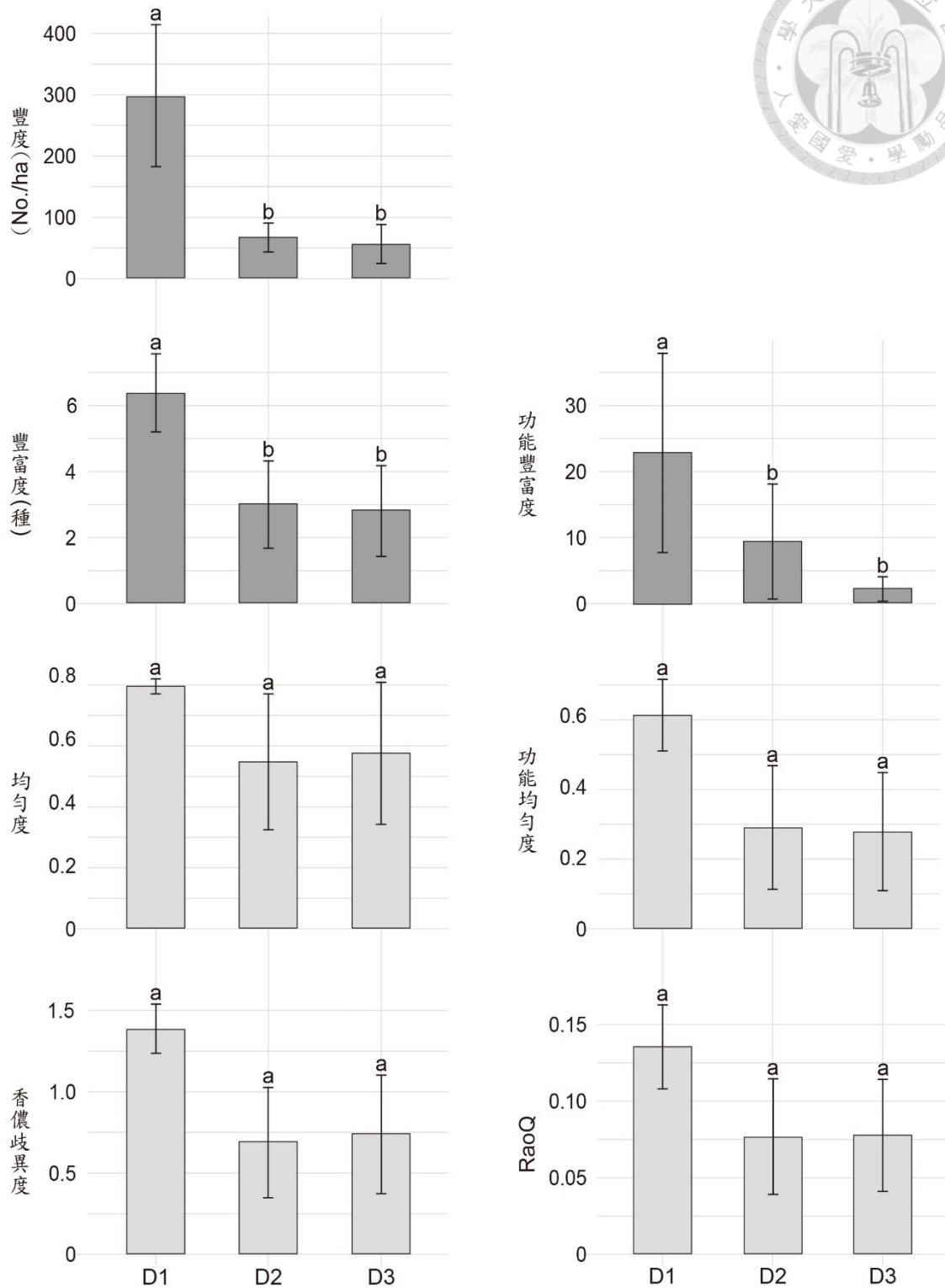


圖 17、人工針葉林離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0m~10m，D2：距離邊緣 10m~20m，D3：距離邊緣 20m~30m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同者表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。人工針葉林 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 5 個。

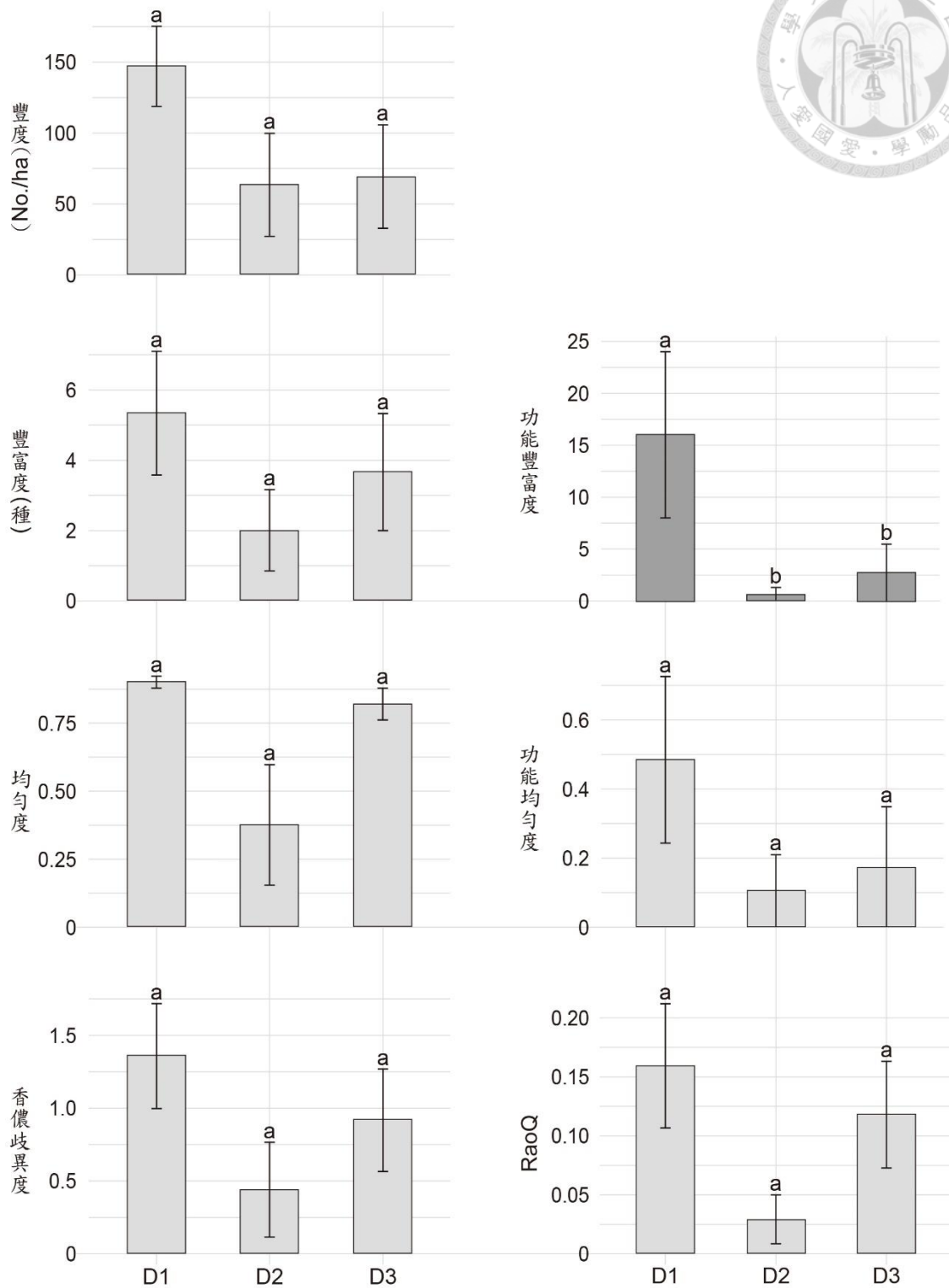


圖 18、人工闊葉林離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0m~10 m，D2：距離邊緣 10 m~20 m，D3：距離邊緣 20 m~30 m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同者表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。人工闊葉林 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 3 個。

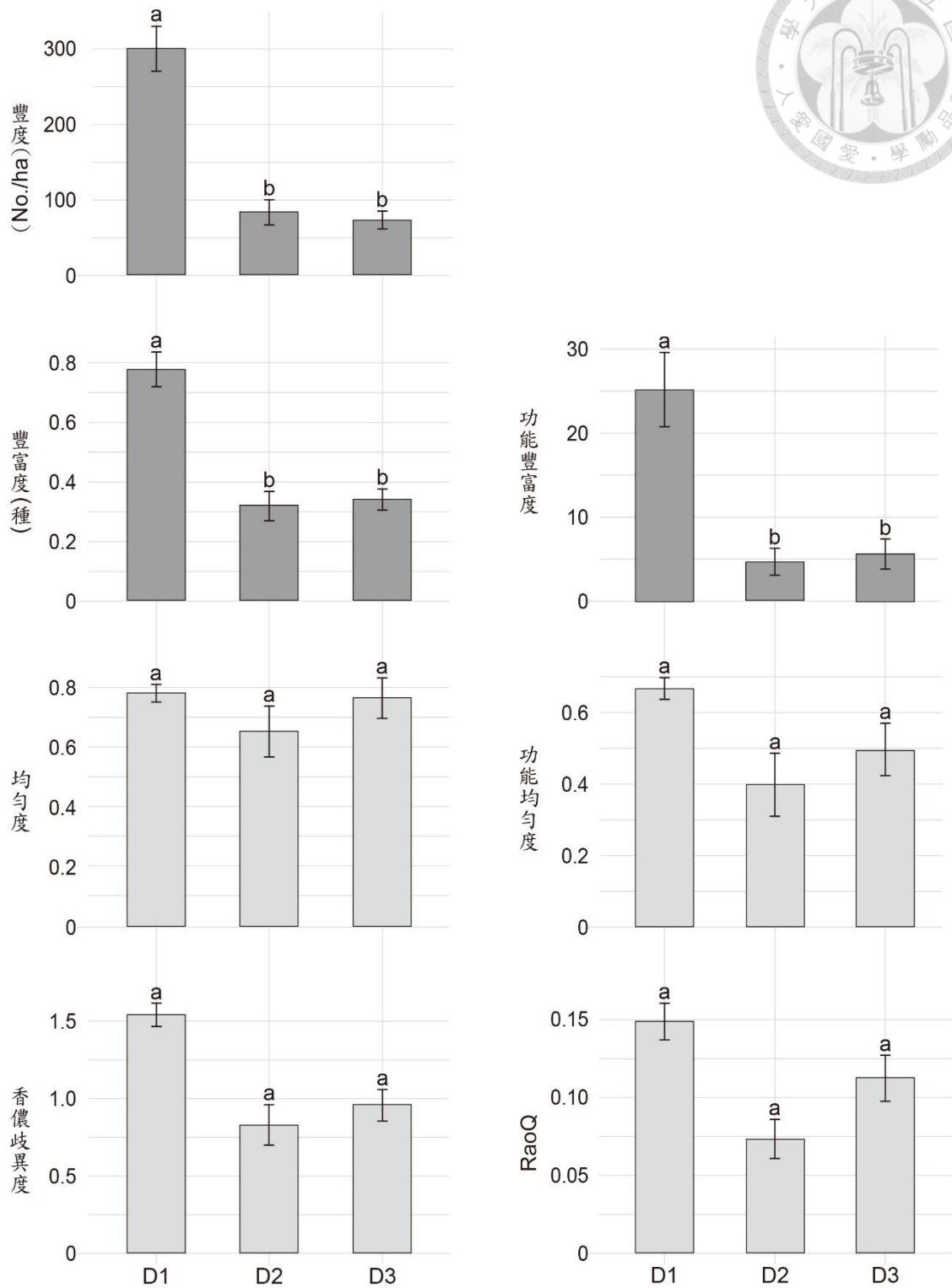


圖 19、竹林離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0 m~10 m，D2：距離邊緣 10 m~20 m，D3：距離邊緣 20 m~30 m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同者表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。竹林 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 22 個。

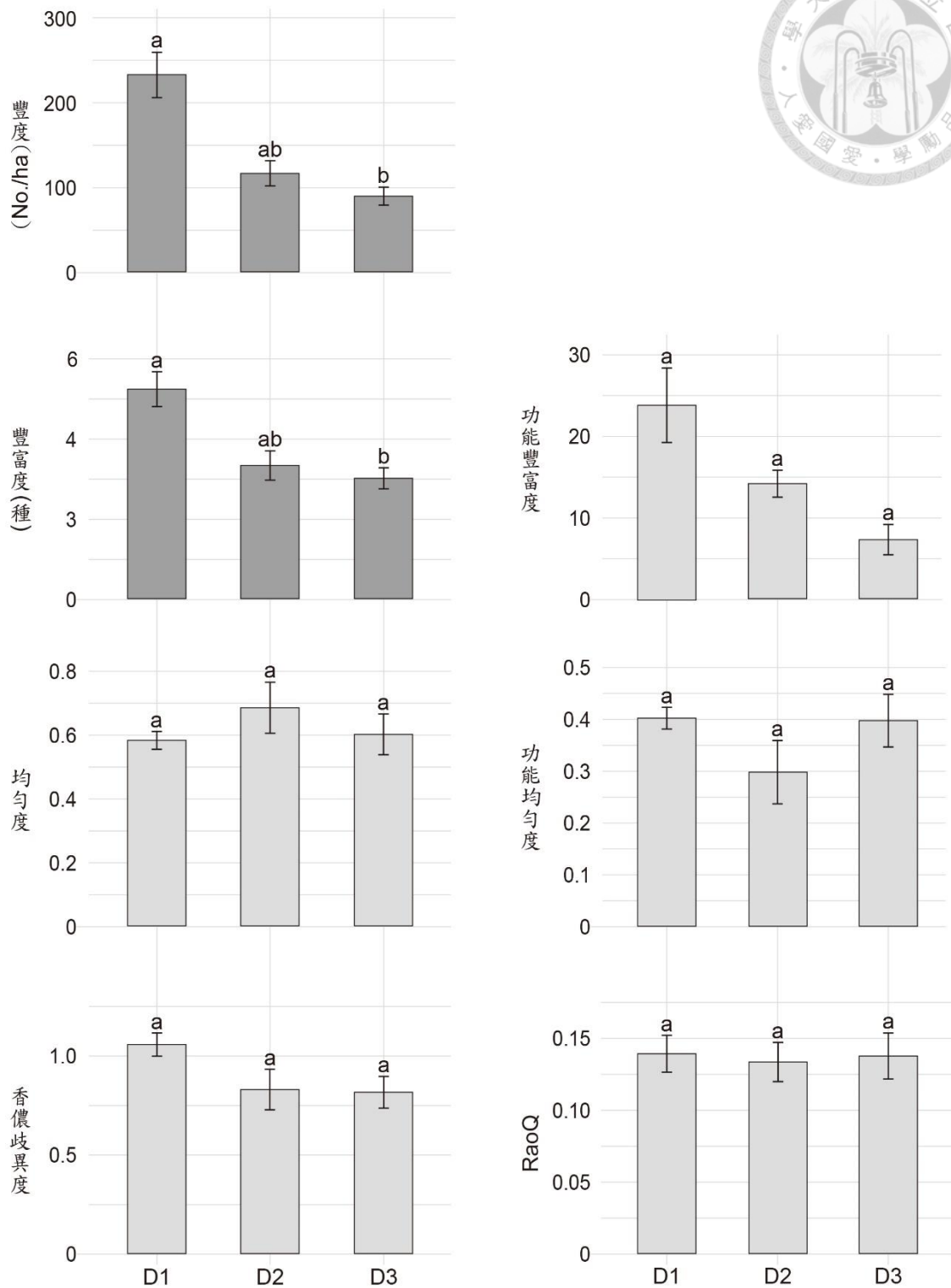


圖 20、檳榔園離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0 m~10 m，D2：距離邊緣 10 m~20 m，D3：距離邊緣 20 m~30 m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同者表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。檳榔園 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 12 個。

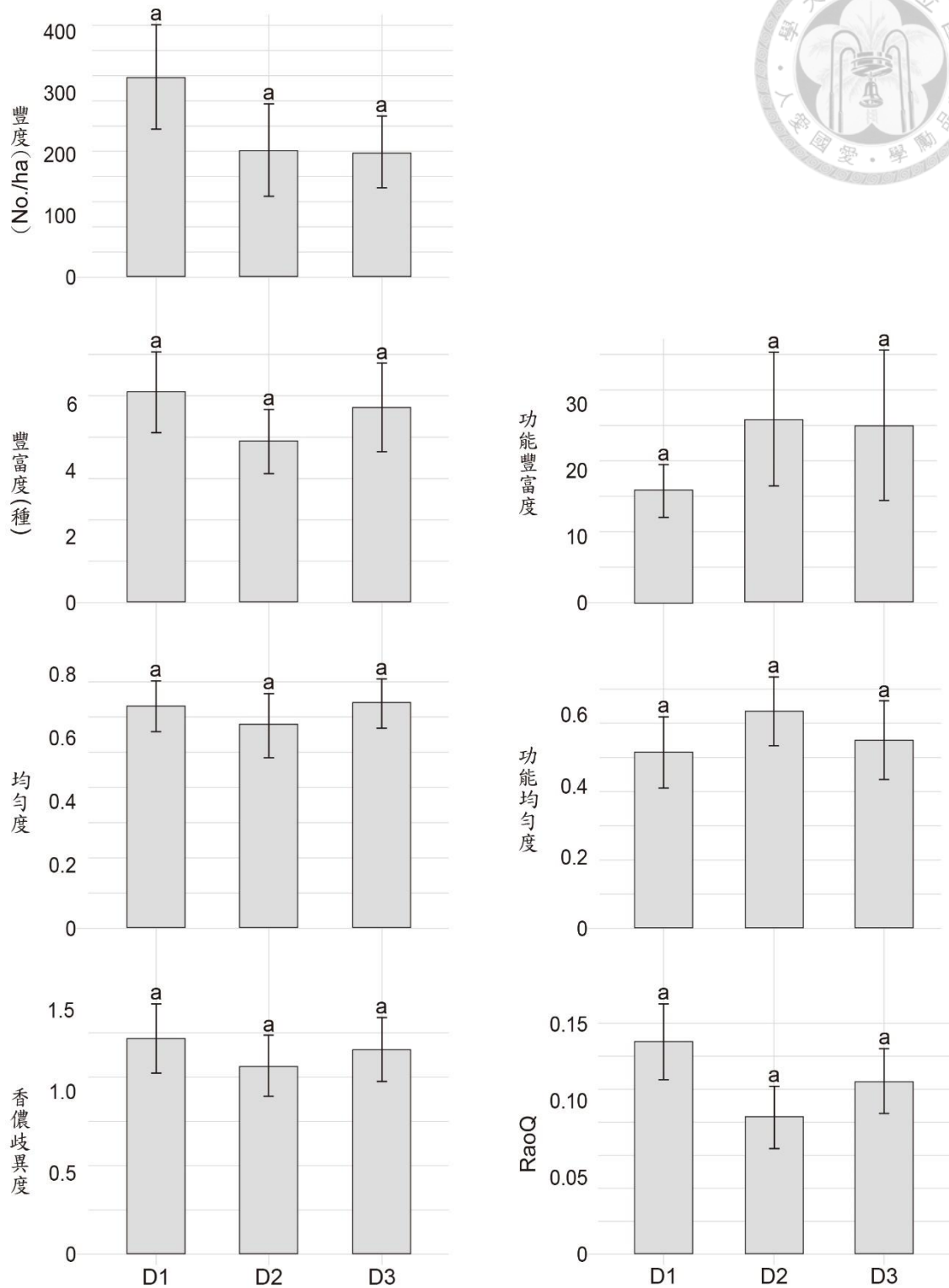


圖 21、果園離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0 m~10 m，D2：距離邊緣 10 m~20 m，D3：距離邊緣 20 m~30 m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。果園 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 11 個。

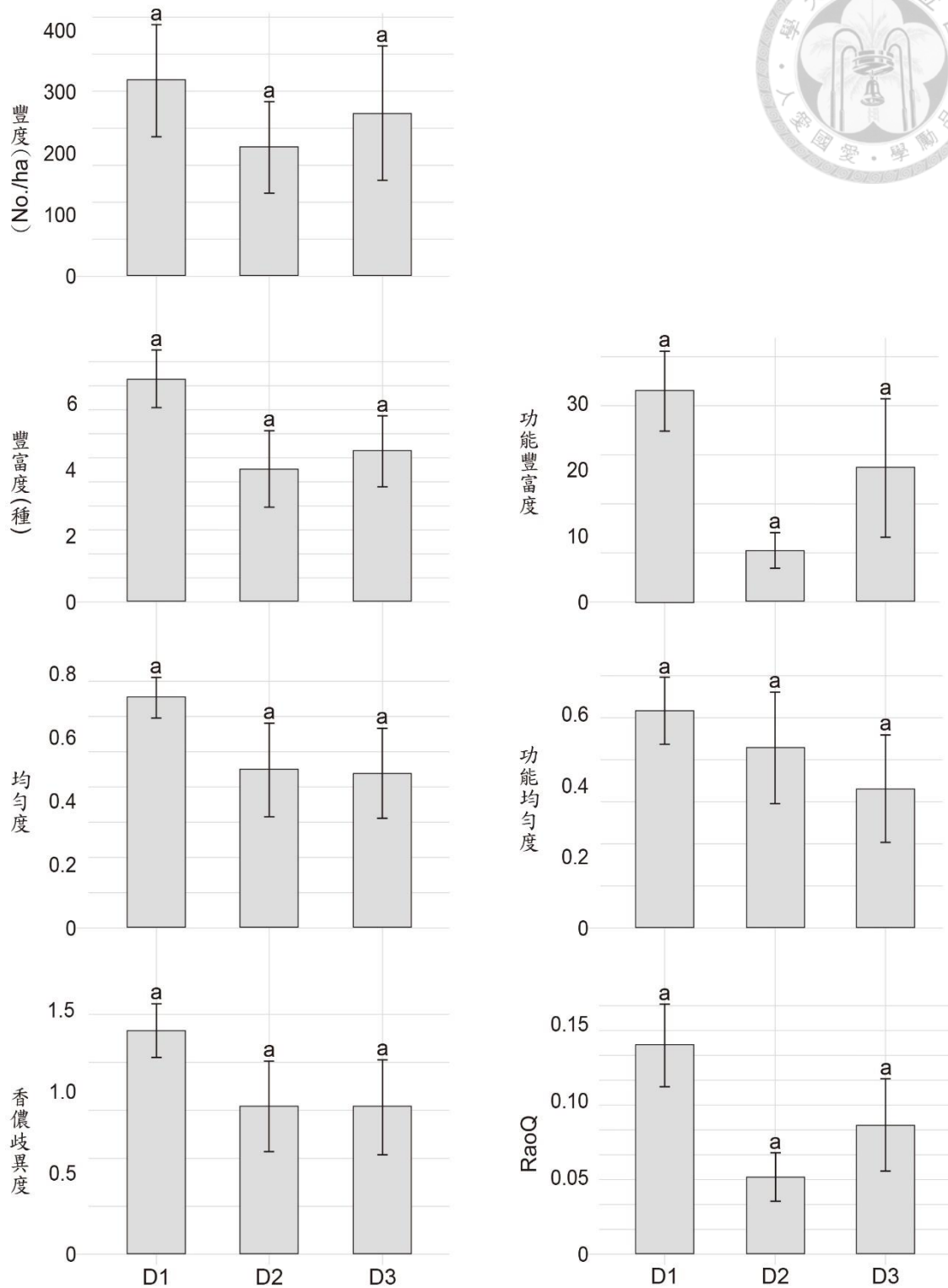


圖 22、農地離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0 m~10 m，D2：距離邊緣 10 m~20 m，D3：距離邊緣 20 m~30 m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。農地 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 8 個。

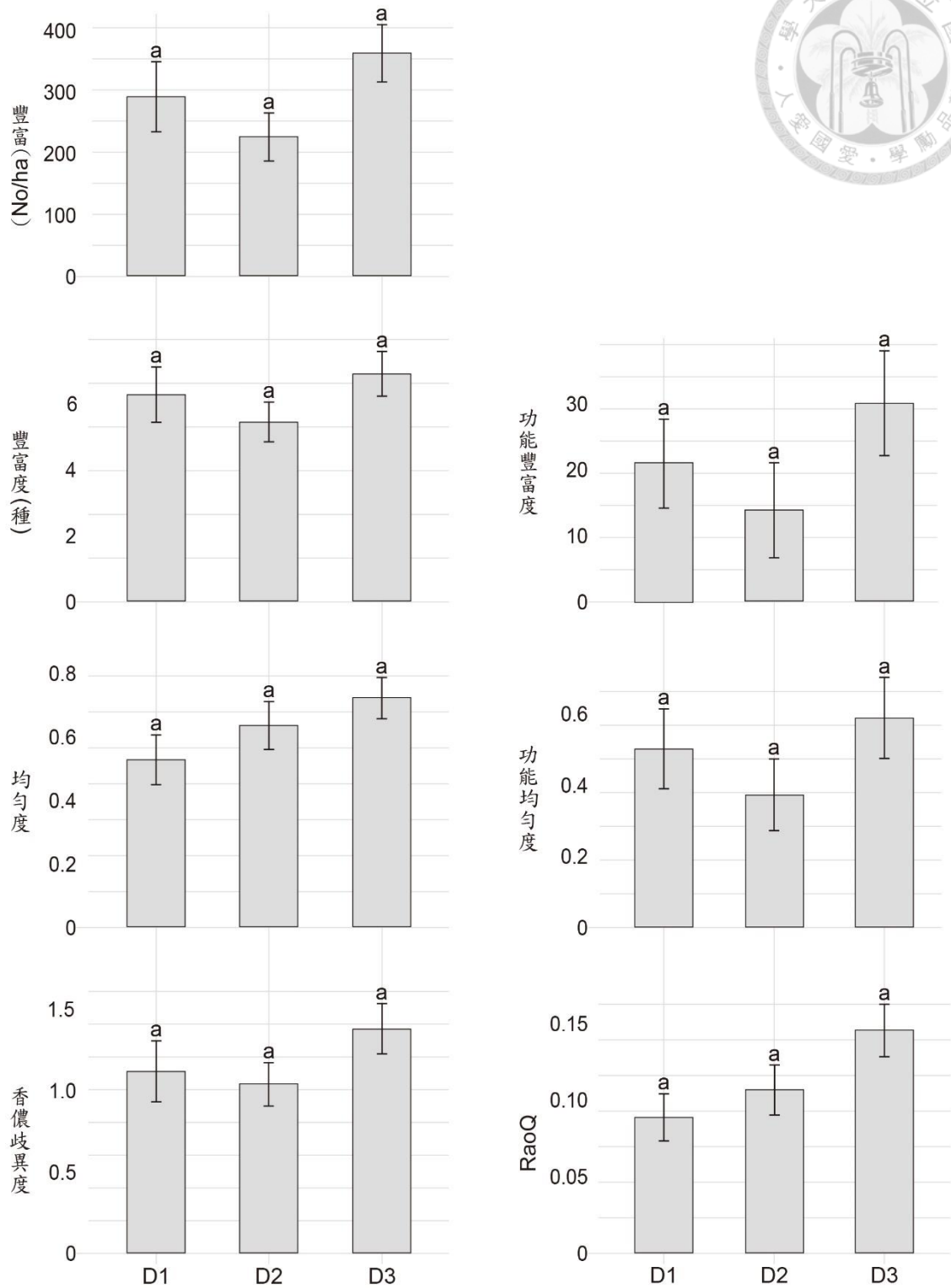


圖 23、茶園離邊緣不同距離之樣區的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。D1：距離邊緣 0 m~10 m，D2：距離邊緣 10 m~20 m，D3：距離邊緣 20 m~30 m。二離邊緣不同距離之樣區的英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。茶園 D1、D2 和 D3 的樣本數皆為 41 個。

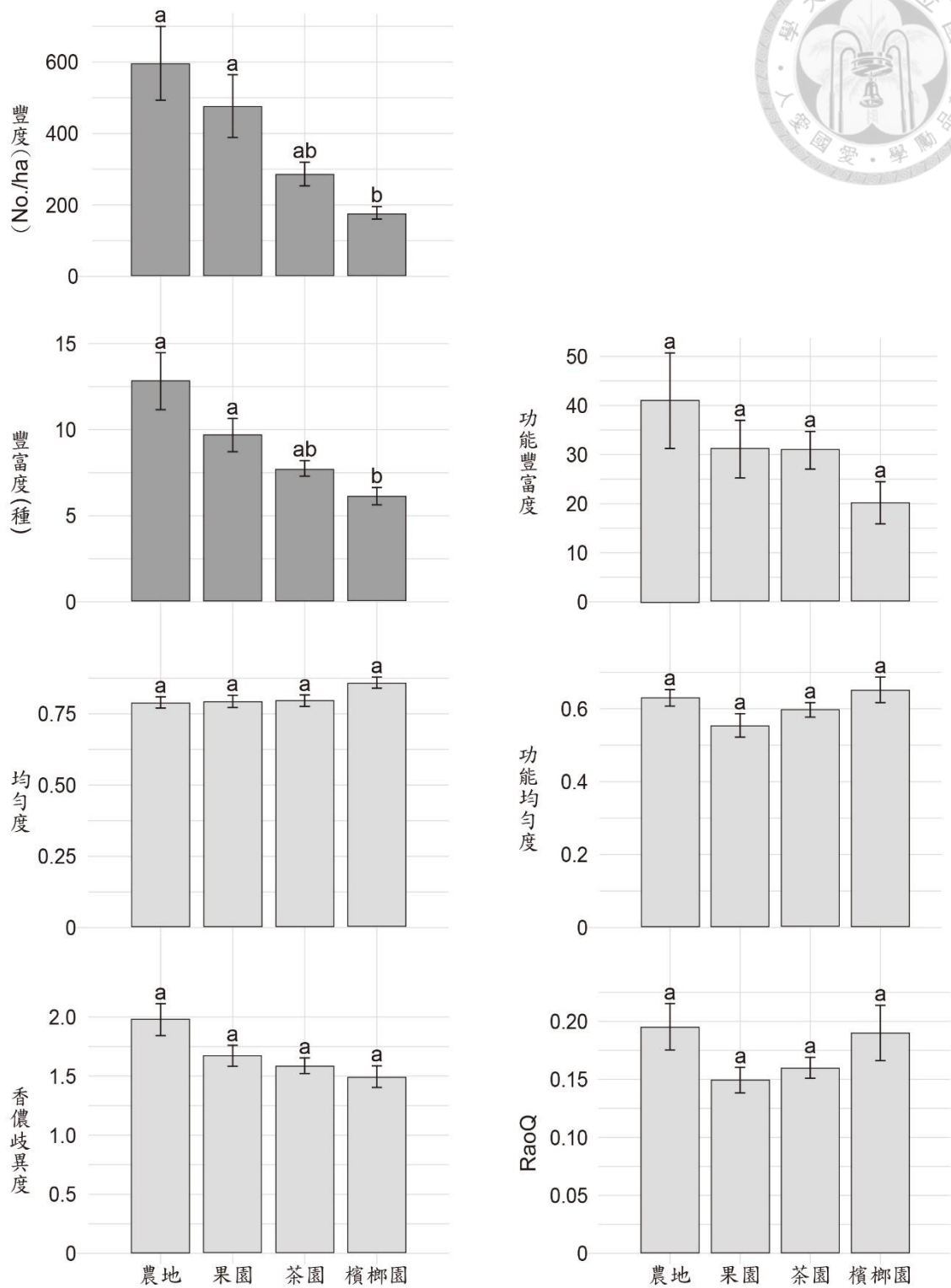


圖 24、次生林相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二相鄰土地覆蓋類型的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。次生林相鄰檳榔園、相鄰果園、相鄰農地和相鄰茶園的樣本數依序為 18、24、6 和 48 個。

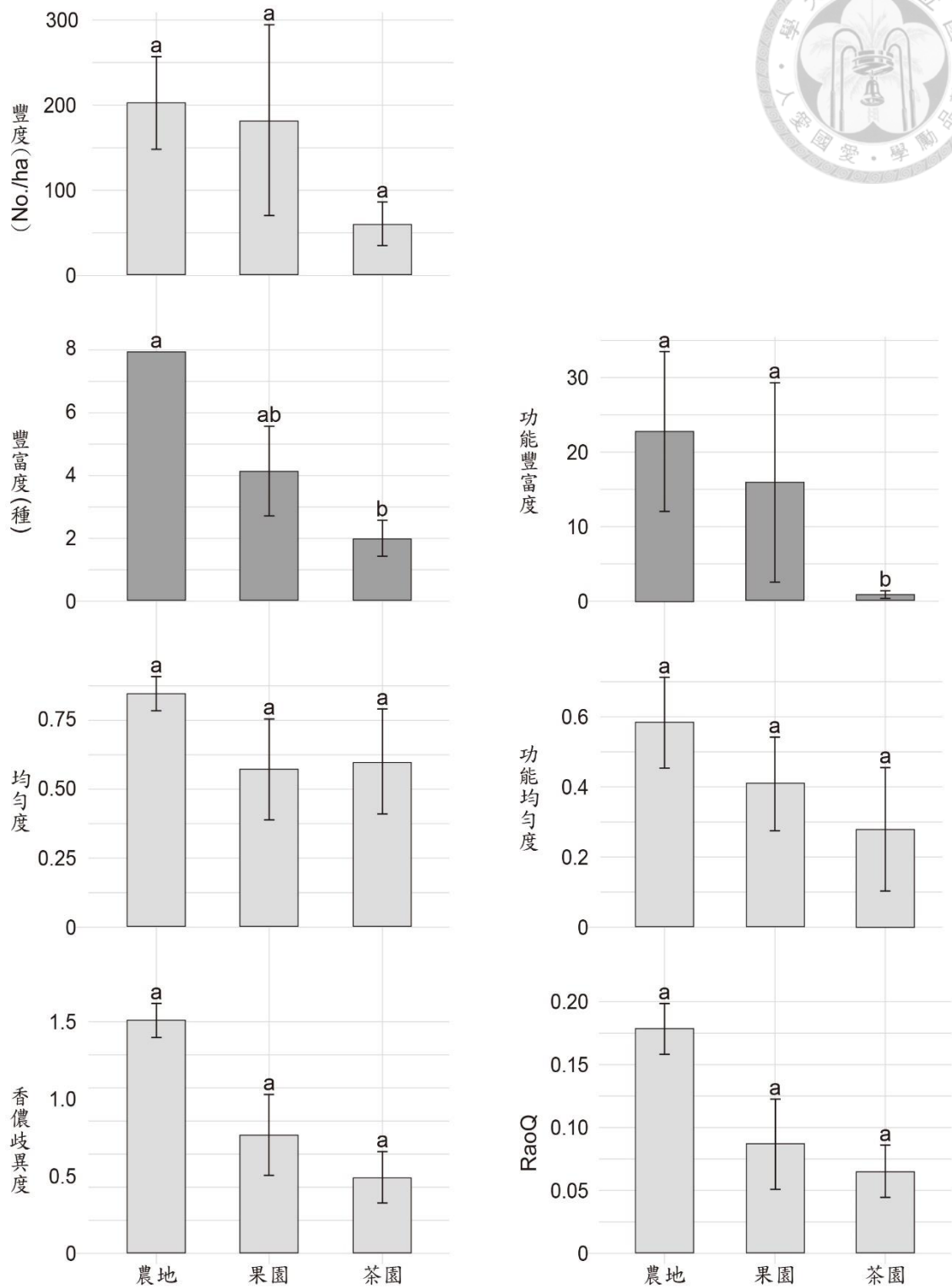


圖 25、人針林相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二相鄰土地覆蓋類型的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。人針林相鄰果園、相鄰農地和相鄰茶園的樣本數依序為 6、3 和 6 個。

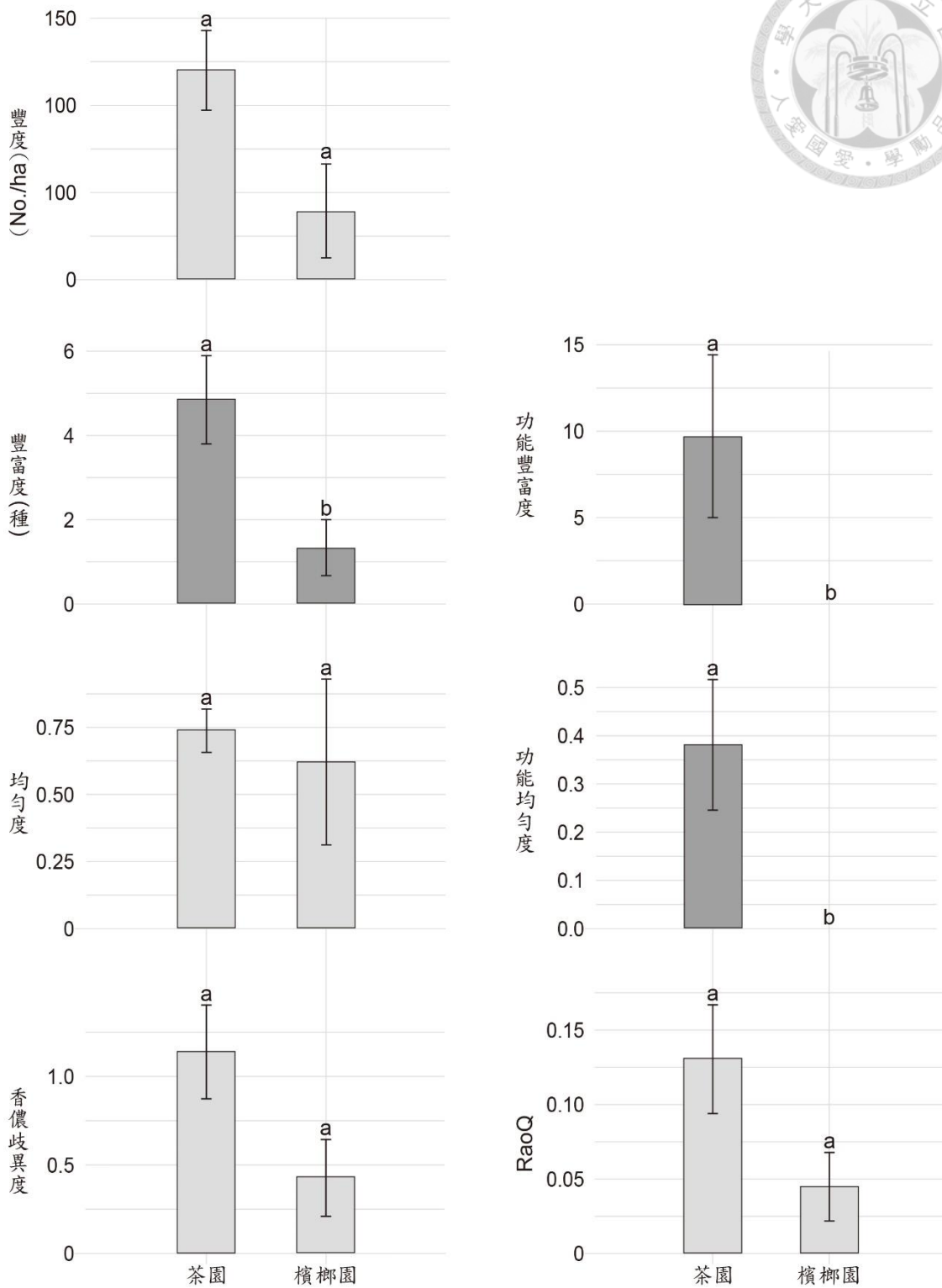


圖 26、人闊林相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二相鄰土地覆蓋類型的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。人闊林相鄰檳榔園和相鄰茶園的樣本數分別為 3 和 6 個。

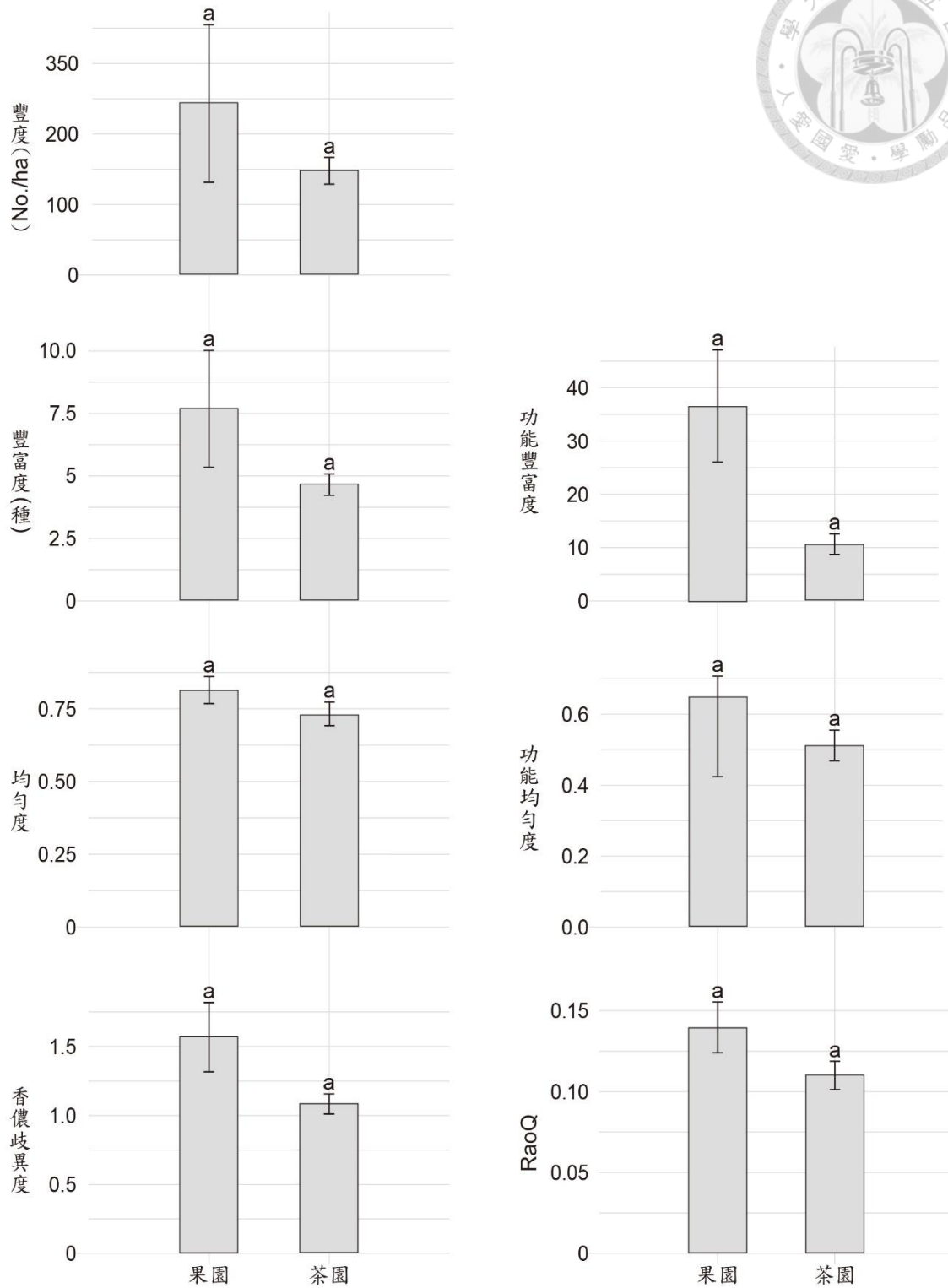


圖 27、竹林相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二相鄰土地覆蓋類型英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。竹林相鄰果園和相鄰茶園的樣本數分別為 3 和 63 個。

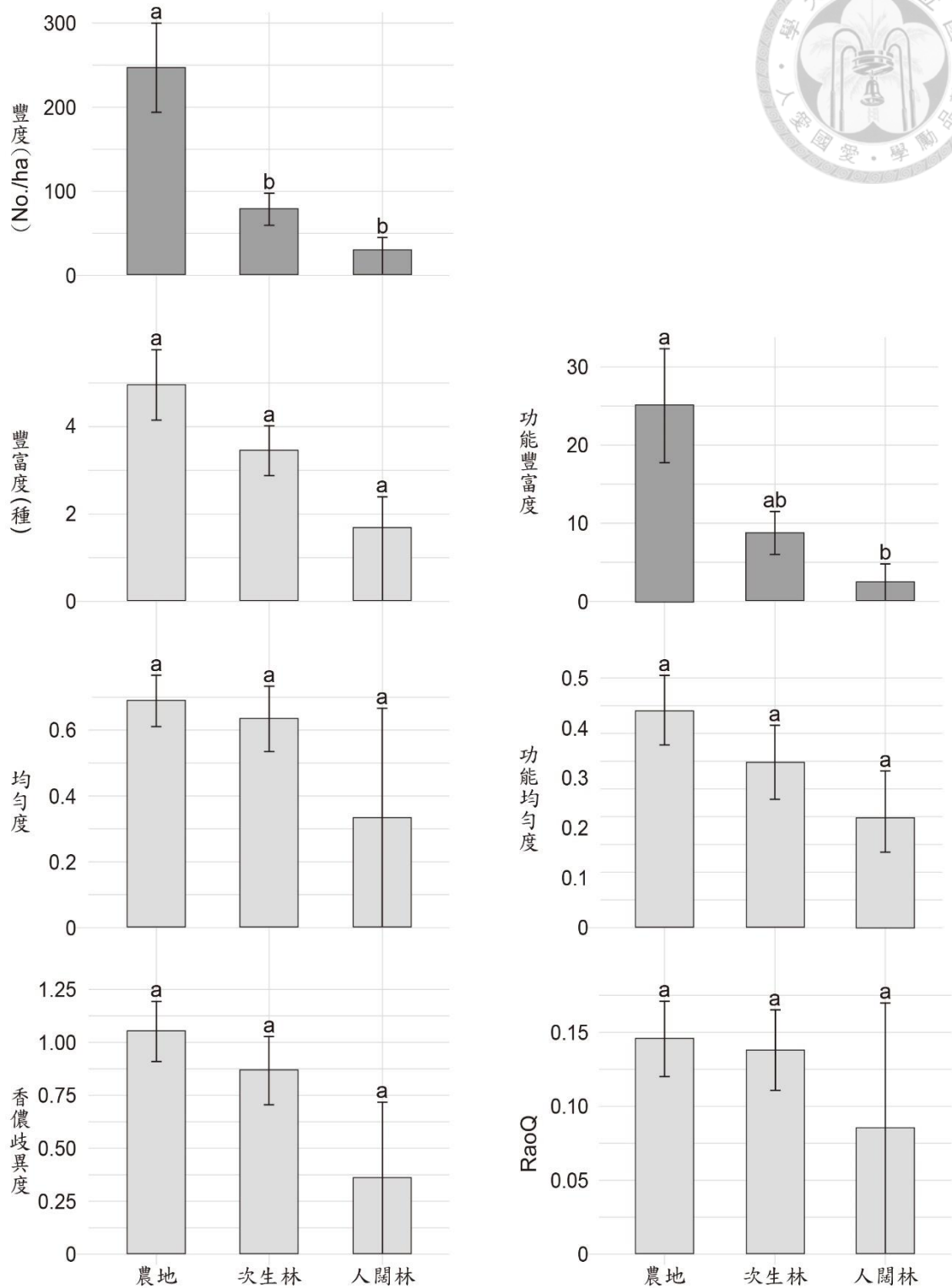


圖 28、檳榔園相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二相鄰土地覆蓋類型的英文字母不同表示有顯著差異；有單一英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。深灰色長條圖表示有結果顯著，淺灰色為皆不顯著。檳榔園相鄰次生林、相鄰人闢林和相鄰農地的樣本數依序為 18、3 和 15 個。

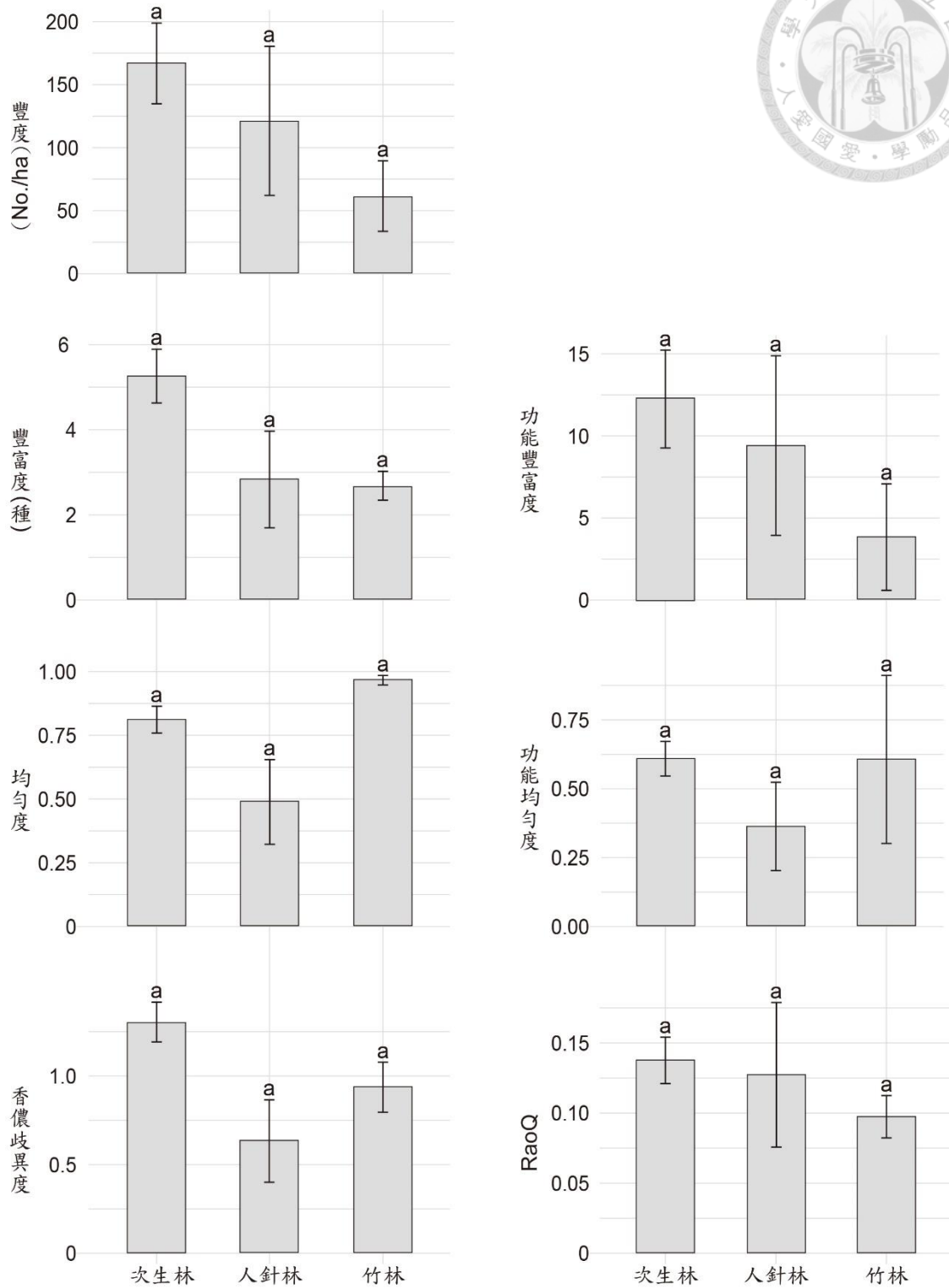


圖 29、果園相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二相鄰土地覆蓋類型英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。果園相鄰次生林、相鄰人針林和相鄰竹林的樣本數依序為 24、6 和 3 個。

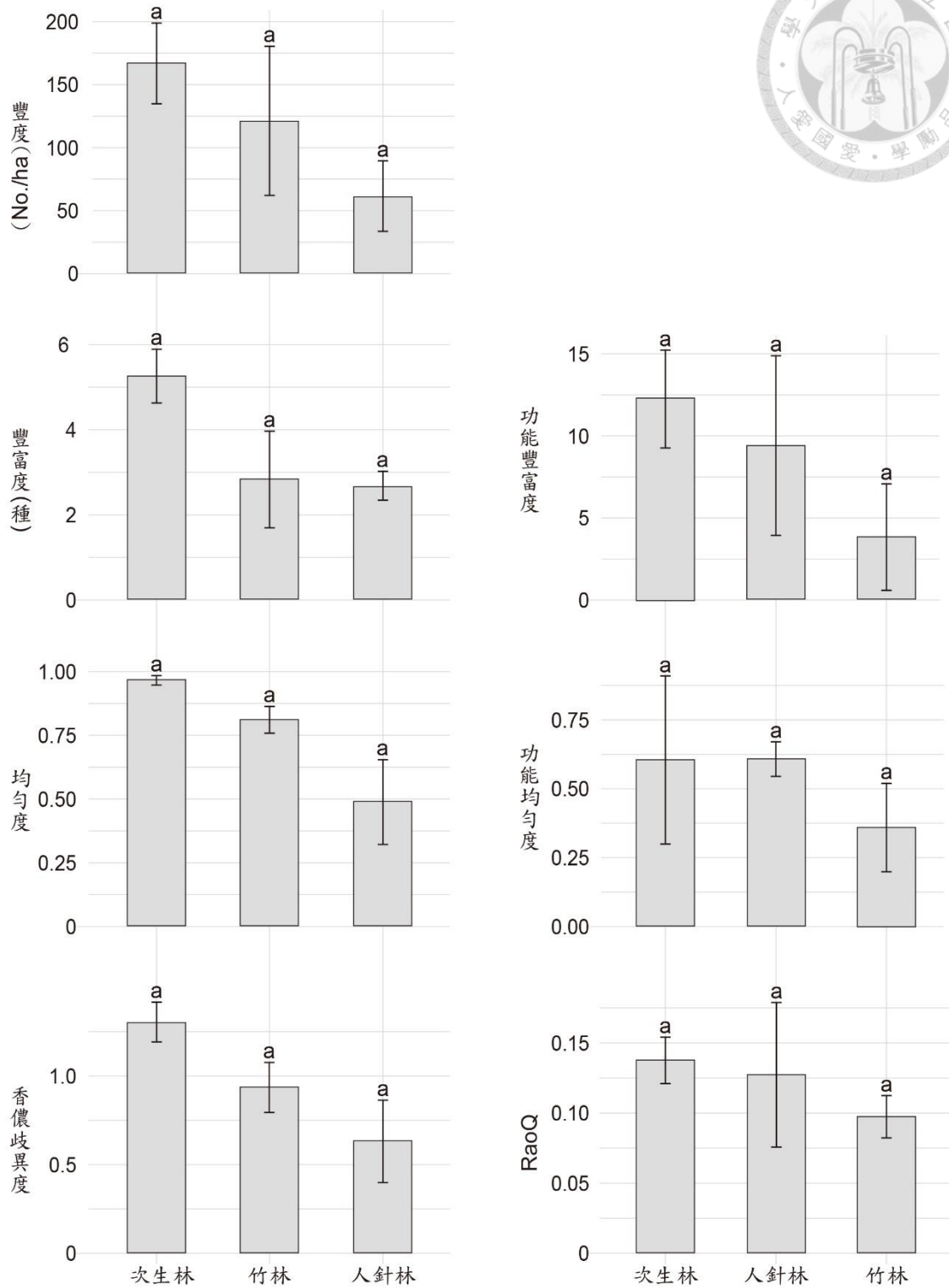


圖 30、農地相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二相鄰土地覆蓋類型英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。農地相鄰次生林、相鄰人針林和相鄰檳榔園的樣本數依序為 6、3 和 15 個。

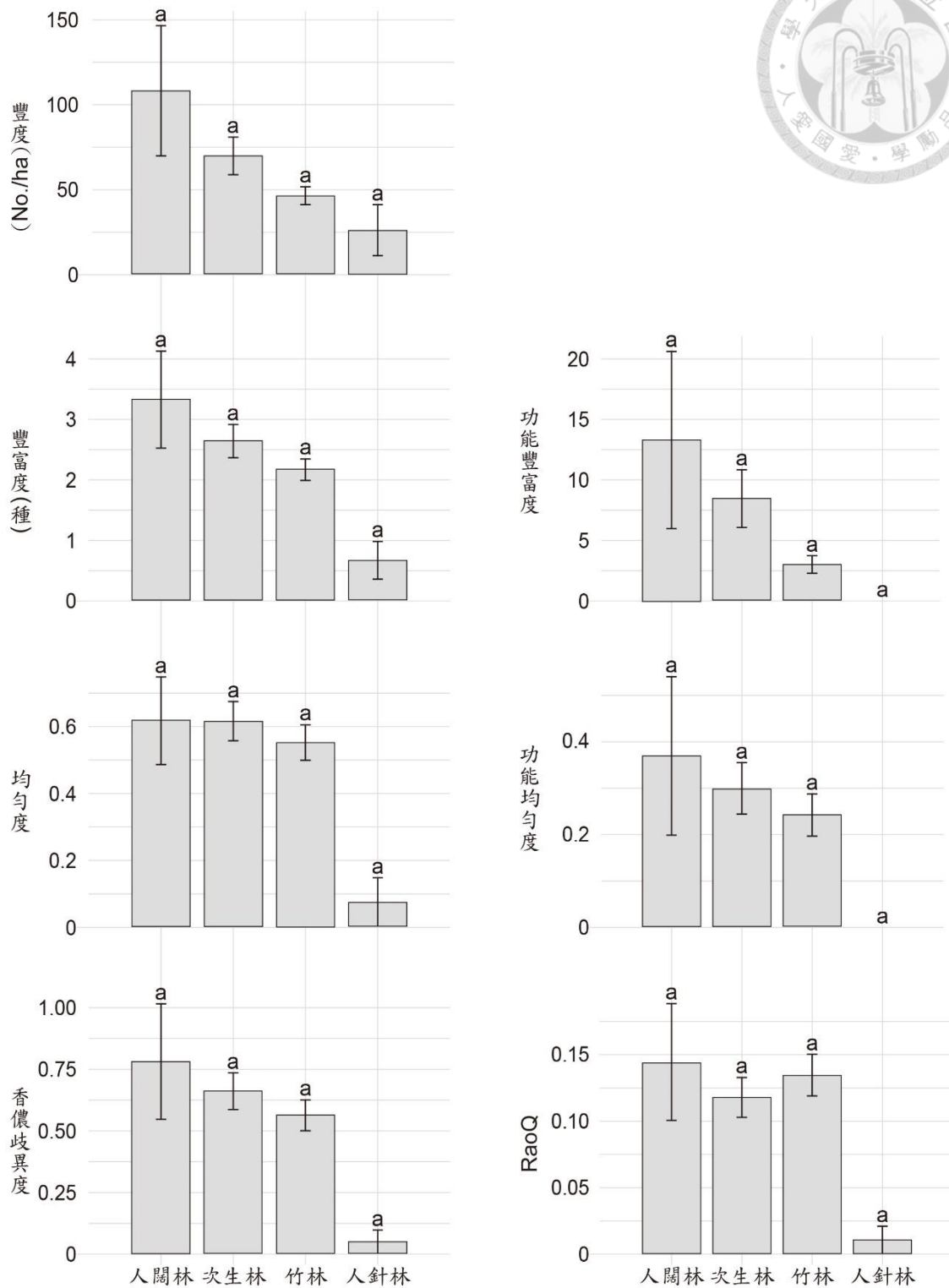


圖 31、茶園相鄰不同土地覆蓋類型的物種多樣度和功能多樣度之長條圖。二相鄰土地覆蓋類型英文字母相同表示無顯著差異，顯著水準為 0.05。茶園相鄰次生林、相鄰人針林、相鄰人闊林和相鄰竹林的樣本數依序為 48、6、6 和 63 個。

表 1、竹山鎮、水里鄉、信義鄉和鹿谷鄉各代表測站 2016-2022 年平均氣象資料。

測站 名稱	測站 海拔	年均溫	最高 月均溫	最低 月均溫	年雨量	最大 月降水量	最低 月降水量
竹山	161	23.7	28.3	17.5	2144.9	586.3	15.9
水里	300	22.9	27.1	17.1	1958.2	336.6	21.9
信義	536	21.6	25.5	16.0	1898.1	398.0	26.9
鳳凰	910	19.6	23.5	14.6	2569.5	580.6	26.2

表 2、各土地覆蓋類型組合樣帶和樣區數量

土地覆蓋類型組合	樣帶數量(條)	樣區數量(個)
次生林-檳榔園	6	36
次生林-農地	2	12
次生林-果園	8	48
次生林-茶園	16	96
人針林-農地	1	6
人針林-果園	2	12
人針林-茶園	2	12
人闊林-檳榔園	1	6
人闊林-茶園	2	12
竹林-果園	1	6
竹林-茶園	21	126
檳榔園-農地	5	30
檳榔園-茶園	1	6



表 3、各土地覆蓋類型物種組成置換多變量變異數分析多重比較的顯著性

	次生林	人針林	人闊林	竹林	檳榔園	果園	農地
茶園	0.003	0.143	1.000	0.003	0.151	0.767	1.000
農地	0.003	0.003	0.109	0.003	0.025	0.003	
果園	0.003	0.006	0.960	0.003	0.003		
檳榔園	0.003	0.028	1.000	0.003			
竹林	0.003	0.003	1.000				
人闊林	0.017	1.000					
人針林	0.232						

表 4、各土地覆蓋類型的鳥類隻次和比例，灰底表示該鳥隻次為該土覆蓋類型的前五名。

中文名	次生林		人針林		人闊林		竹林		檳榔園		果園		農地		茶園	
	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例
藍腹鷓	5	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
臺灣竹雞	33	0.9%	0	0.0%	0	0.0%	7	0.6%	4	0.6%	6	1.0%	2	0.6%	28	3.3%
金背鳩	31	0.8%	0	0.0%	7	6.9%	26	2.1%	1	0.2%	16	2.7%	5	1.6%	17	2.0%
珠頸斑鳩	5	0.1%	0	0.0%	2	2.0%	1	0.1%	5	0.8%	0	0.0%	3	1.0%	12	1.4%
翠翼鳩	1	0.0%	1	0.4%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.2%	1	0.3%	0	0.0%
棕三趾鶉	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%
小白鷺	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.2%	0	0.0%	1	0.3%	0	0.0%
黑冠麻鷺	2	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.2%	0	0.0%	1	0.3%	0	0.0%
大冠鷺	2	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%
鳳頭蒼鷹	6	0.2%	0	0.0%	1	1.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
松雀鷹	3	0.1%	1	0.4%	0	0.0%	1	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
五色鳥	108	2.8%	5	2.0%	3	3.0%	11	0.9%	0	0.0%	3	0.5%	0	0.0%	0	0.0%
小啄木	37	1.0%	1	0.4%	0	0.0%	0	0.0%	17	2.7%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
灰喉山椒鳥	15	0.4%	0	0.0%	0	0.0%	5	0.4%	2	0.3%	15	2.5%	0	0.0%	0	0.0%
綠畫眉	37	1.0%	0	0.0%	0	0.0%	4	0.3%	2	0.3%	3	0.5%	0	0.0%	0	0.0%
朱鷓	16	0.4%	0	0.0%	1	1.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
大卷尾	4	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	4	0.5%
小卷尾	74	1.9%	3	1.2%	0	0.0%	0	0.0%	2	0.3%	3	0.5%	0	0.0%	0	0.0%
黑枕藍鶇	186	4.9%	14	5.7%	2	2.0%	9	0.7%	8	1.3%	3	0.5%	0	0.0%	1	0.1%
棕背伯勞	1	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%



表 4 (續)、各土地覆蓋類型的鳥類隻次和比例，灰底表示該鳥隻次為該土覆蓋類型的前五名。

中文名	次生林		人針林		人闊林		竹林		檳榔園		果園		農地		茶園	
	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例
紅尾伯勞	3	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%	3	0.5%	0	0.0%	11	3.5%	9	1.1%
樹鵲	188	4.9%	0	0.0%	4	4.0%	17	1.4%	3	0.5%	7	1.2%	0	0.0%	8	0.9%
巨嘴鴉	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
青背山雀	24	0.6%	0	0.0%	0	0.0%	21	1.7%	2	0.3%	15	2.5%	0	0.0%	0	0.0%
斑紋鷓鴣	2	0.1%	0	0.0%	3	3.0%	5	0.4%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	113	13.2%
灰頭鷓鴣	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	5	0.8%	0	0.0%	46	14.6%	6	0.7%
褐頭鷓鴣	1	0.0%	0	0.0%	2	2.0%	0	0.0%	1	0.2%	0	0.0%	7	2.2%	11	1.3%
洋燕	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%
白環鸚嘴鵡	15	0.4%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%	1	0.2%	4	0.7%	9	2.9%	0	0.0%
白頭翁	298	7.8%	3	1.2%	16	15.8%	47	3.9%	171	27.3%	3	0.5%	88	27.9%	247	28.9%
紅嘴黑鵲	942	24.7%	90	36.4%	21	20.8%	122	10.1%	90	14.4%	52	8.8%	0	0.0%	8	0.9%
黃眉柳鶯	1	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	4	0.3%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
極北柳鶯	13	0.3%	0	0.0%	0	0.0%	8	0.7%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%
棕面鶯	64	1.7%	5	2.0%	0	0.0%	136	11.2%	0	0.0%	4	0.7%	1	0.3%	10	1.2%
小鶯	1	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
紅頭山雀	81	2.1%	28	11.3%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	48	8.1%	0	0.0%	0	0.0%
粉紅鸚嘴	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	104	16.6%	0	0.0%	60	19.0%	0	0.0%
冠羽畫眉	27	0.7%	0	0.0%	0	0.0%	101	8.3%	0	0.0%	7	1.2%	0	0.0%	23	2.7%
斯氏繡眼	548	14.4%	44	17.8%	23	22.8%	378	31.2%	130	20.8%	157	26.7%	44	14.0%	101	11.8%
山紅頭	77	2.0%	4	1.6%	1	1.0%	23	1.9%	3	0.5%	11	1.9%	3	1.0%	11	1.3%

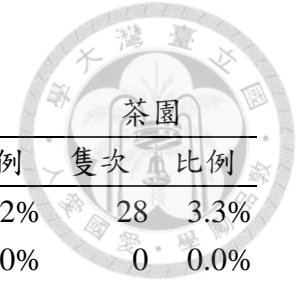


表 4 (續)、各土地覆蓋類型的鳥類隻次和比例，灰底表示該鳥隻次為該土覆蓋類型的前五名。

中文名	次生林		人針林		人闊林		竹林		檳榔園		果園		農地		茶園	
	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例
小彎嘴	64	1.7%	0	0.0%	3	3.0%	17	1.4%	8	1.3%	6	1.0%	7	2.2%	28	3.3%
頭烏線	28	0.7%	4	1.6%	1	1.0%	1	0.1%	0	0.0%	15	2.5%	0	0.0%	0	0.0%
繡眼畫眉	554	14.5%	24	9.7%	2	2.0%	135	11.2%	17	2.7%	117	19.9%	2	0.6%	21	2.5%
白耳畫眉	122	3.2%	7	2.8%	0	0.0%	9	0.7%	0	0.0%	20	3.4%	0	0.0%	0	0.0%
黃胸藪眉	55	1.4%	10	4.0%	0	0.0%	60	5.0%	0	0.0%	31	5.3%	2	0.6%	31	3.6%
白喉笑鵝	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	2	0.2%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
竹鳥	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
白尾八哥	1	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	2	0.3%	0	0.0%	2	0.6%	0	0.0%
白眉鵝	4	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	5	0.4%	0	0.0%	4	0.7%	0	0.0%	2	0.2%
赤腹鵝	12	0.3%	0	0.0%	0	0.0%	7	0.6%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.3%	28	3.3%
白腹鵝	1	0.0%	0	0.0%	2	2.0%	3	0.2%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%
白腰鵲鵒	55	1.4%	2	0.8%	0	0.0%	2	0.2%	4	0.6%	7	1.2%	1	0.3%	3	0.4%
黃腹琉璃	5	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	2	0.2%	0	0.0%	1	0.2%	0	0.0%	0	0.0%
台灣紫嘯鵝	1	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%
野鵒	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	3	0.4%
白尾鵒	7	0.2%	1	0.4%	0	0.0%	7	0.6%	0	0.0%	2	0.3%	0	0.0%	0	0.0%
黃尾鵒	4	0.1%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	13	2.2%	0	0.0%	5	0.6%
綠啄花	12	0.3%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
紅胸啄花	7	0.2%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%
斑文鳥	7	0.2%	0	0.0%	0	0.0%	2	0.2%	14	2.2%	0	0.0%	6	1.9%	10	1.2%

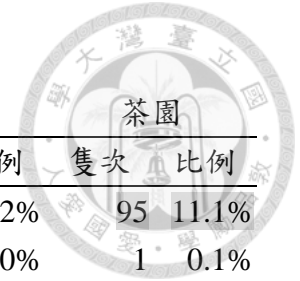


表 4 (續)、各土地覆蓋類型的鳥類隻次和比例，灰底表示該鳥隻次為該土覆蓋類型的前五名。

中文名	次生林		人針林		人闊林		竹林		檳榔園		果園		農地		茶園	
	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例	隻次	比例
白腰文鳥	21	0.6%	0	0.0%	7	6.9%	10	0.8%	6	1.0%	12	2.0%	7	2.2%	95	11.1%
麻雀	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	19	3.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.1%
東方黃鵪鴿	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	1	0.2%	3	1.0%	0	0.0%
白鵪鴿	1	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	2	0.6%	0	0.0%
樹鵪	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	14	1.2%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	4	0.5%
黑臉鵪	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	2	0.2%	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	7	0.8%
小鵪	0	0.0%	0	0.0%	0	0.0%	2	0.2%	0	0.0%	2	0.3%	0	0.0%	0	0.0%
總計	3812		247		101		1210		626		589		315		854	

表 5、各土地覆蓋類型鳥種組成之 Bray-Curtis 相異度。

	次生林	人針林	人闊林	竹林	檳榔園	果園	農地
茶園	0.742	0.822	0.833	0.671	0.526	0.662	0.668
農地	0.908	0.797	0.707	0.833	0.496	0.819	
果園	0.738	0.538	0.777	0.469	0.603		
檳榔園	0.780	0.611	0.777	0.641			
竹林	0.591	0.717	0.854				
人闊林	0.950	0.678					
人針林	0.878						



表 6、物種豐度和土地覆蓋類型、相鄰土地覆蓋類型、邊緣距離、調查年度、調查季節、調查人員和海拔的相關性分析。D2 為距離邊緣 10m 至 20m 的樣區，D3 為距離邊緣 20m 至 30m 的樣區。

變數	單位	物種豐度			
		估計值	標準誤	Z 值	p 值
(Intercept)		-1.928	0.746	-2.59	**
人闊林		0.056	0.326	0.17	
次生林		1.035	0.201	5.15	***
檳榔園		0.942	0.448	2.10	*
人針林		0.036	0.273	0.13	
農地		0.795	0.327	2.43	*
果園		1.188	0.431	2.76	**
茶園		1.003	0.521	1.93	
相鄰人闊林		0.972	0.321	3.03	**
相鄰次生林		0.743	0.213	3.50	***
相鄰檳榔園		1.581	0.459	3.44	***
相鄰人針林		-0.133	0.315	-0.42	
相鄰農地		1.903	0.336	5.67	***
相鄰果園		1.880	0.431	4.36	***
相鄰茶園		1.854	0.522	3.55	***
D2		-0.694	0.054	-12.97	***
D3		-0.543	0.051	-10.61	***
2022 年		-0.286	0.078	-3.66	***
2023 年		-0.342	0.115	-2.97	**
春		0.385	0.075	5.11	***
夏		-0.124	0.083	-1.48	
冬		-0.139	0.078	-1.79	
調查者		0.559	0.0987	5.66	***
海拔	(m)	0.001	0.0003	3.22	**

註：星號表示顯著程度，*代表 p 值 < 0.05，**代表 p 值 < 0.01，***代表 p 值 < 0.001。

表 7、物種豐富度和土地覆蓋類型、相鄰土地覆蓋類型、邊緣距離、調查年度、調查季節、調查人員和海拔的相關性分析。D2 為距離邊緣 10m 至 20m 的樣區，D3 為距離邊緣 20m 至 30m 的樣區。



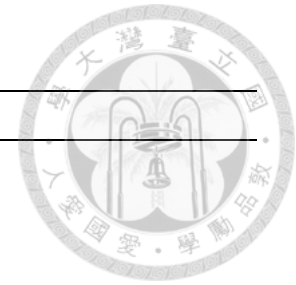
變數	單位	物種豐富度			
		估計值	標準誤	Z 值	p 值
(Intercept)		-2.830	0.744	-3.81	***
人闊林		0.196	0.309	0.63	
次生林		1.052	0.199	5.28	***
檳榔園		0.854	0.445	1.92	
人針林		0.012	0.269	0.04	
農地		0.802	0.325	2.47	*
果園		1.145	0.427	2.68	**
茶園		0.907	0.519	1.75	
相鄰人闊林		0.952	0.319	2.99	**
相鄰次生林		0.782	0.212	3.69	***
相鄰檳榔園		1.524	0.456	3.34	***
相鄰人針林		-0.155	0.309	-0.50	
相鄰農地		1.927	0.334	5.77	***
相鄰果園		1.811	0.429	4.22	***
相鄰茶園		1.817	0.521	3.49	***
D2		-0.692	0.048	-14.33	***
D3		-0.471	0.046	-10.31	***
2022 年		-0.270	0.070	-3.88	***
2023 年		-0.359	0.104	-3.45	***
春		0.480	0.069	6.98	***
夏		-0.031	0.074	-0.42	
冬		-0.090	0.070	-1.29	
調查者		0.609	0.087	6.96	***
海拔	(m)	0.001	0.0003	3.01	**

註：星號表示顯著程度，*代表 p 值 < 0.05，**代表 p 值 < 0.01，***代表 p 值 < 0.001。

附錄 1、本研究鳥種名錄

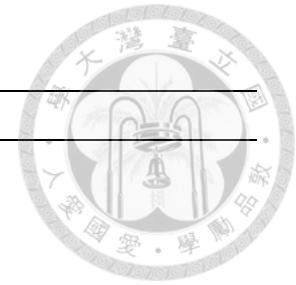


中文名	學名
雉科	Phasianidae
藍腹鵝	<i>Lophura swinhoii</i>
臺灣竹雞	<i>Bambusicola sonorivox</i>
鳩鴿科	Columbidae
金背鳩	<i>Streptopelia orientalis</i>
珠頸斑鳩	<i>Streptopelia chinensis</i>
翠翼鳩	<i>Chalcophaps indica</i>
三趾鷓科	Turnicidae
棕三趾鷓	<i>Turnix suscitator</i>
鷺科	Ardeidae
小白鷺	<i>Egretta garzetta</i>
黑冠麻鷺	<i>Gorsachius melanolophus</i>
鷹科	Accipitridae
大冠鷲	<i>Spilornis cheela</i>
鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus</i>
松雀鷹	<i>Accipiter virgatus</i>
鸞科	Megalaimidae
五色鳥	<i>Psilopogon nuchalis</i>
啄木鳥科	Picidae
小啄木	<i>Yungipicus canicapillus</i>
山椒鳥科	Campephagidae
灰喉山椒鳥	<i>Pericrocotus solaris</i>
綠鶇科	Vireonidae
綠畫眉	<i>Erpornis zantholeuca</i>
黃鸝科	Oriolidae
朱鸝	<i>Oriolus traillii</i>
卷尾科	Dicruridae
大卷尾	<i>Dicrurus macrocercus</i>
小卷尾	<i>Dicrurus aeneus</i>
王鶇科	Monarchidae
黑枕藍鶇	<i>Hypothymis azurea</i>
伯勞科	Laniidae
棕背伯勞	<i>Lanius schach</i>
紅尾伯勞	<i>Lanius cristatus</i>
鴉科	Corvidae



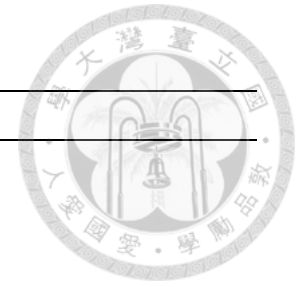
中文名	學名
樹鵲	<i>Dendrocitta formosae</i>
巨嘴鴉	<i>Corvus macrorhynchos</i>
山雀科	Paridae
青背山雀	<i>Parus monticolus</i>
扇尾鶯科	Cisticolidae
斑紋鷓鴣	<i>Prinia striata</i>
灰頭鷓鴣	<i>Prinia flaviventris</i>
褐頭鷓鴣	<i>Prinia inornata</i>
燕科	Hirundinidae
洋燕	<i>Hirundo tahitica</i>
鶇科	Pycnonotidae
白環鸚嘴鶇	<i>Spizixos semitorques</i>
白頭翁	<i>Pycnonotus sinensis</i>
紅嘴黑鶇	<i>Hypsipetes leucocephalus</i>
柳鶯科	Phylloscopidae
黃眉柳鶯	<i>Phylloscopus inornatus</i>
極北柳鶯	<i>Phylloscopus borealis</i>
樹鶯科	Scotocercidae
棕面鶯	<i>Abroscopus albogularis</i>
小鶯	<i>Horornis fortipes</i>
長尾山雀科	Aegithalidae
紅頭山雀	<i>Aegithalos concinnus</i>
鶯科	Sylviidae
粉紅鸚嘴	<i>Sinosuthora webbiana</i>
繡眼科	Zosteropidae
冠羽畫眉	<i>Yuhina brunneiceps</i>
斯氏繡眼	<i>Zosterops simplex</i>
畫眉科	Timaliidae
山紅頭	<i>Cyanoderma ruficeps</i>
小彎嘴	<i>Pomatorhinus musicus</i>
雀眉科	Pellorneidae
頭烏線	<i>Schoeniparus brunneus</i>
噪眉科	Leiothrichidae
繡眼畫眉	<i>Alcippe morrisonia</i>
白耳畫眉	<i>Heterophasia auricularis</i>

附錄 1、續前頁



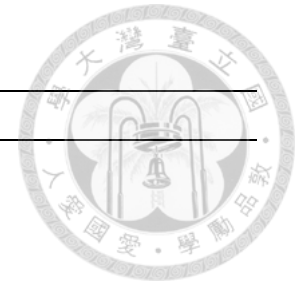
中文名	學名
黃胸藪眉	<i>Liocichla steerii</i>
白喉笑鵲	<i>Garrulax albogularis</i>
竹鳥	<i>Ianthocincla poecilorhyncha</i>
八哥科	Sturnidae
白尾八哥	<i>Acridotheres javanicus</i>
鶇科	Turdidae
白眉鶇	<i>Turdus obscurus</i>
赤腹鶇	<i>Turdus chrysolaus</i>
白腹鶇	<i>Turdus pallidus</i>
鶇科	Muscicapidae
白腰鶇鶇	<i>Copsychus malabaricus</i>
黃腹琉璃	<i>Niltava vivida</i>
台灣紫嘯鶇	<i>Myophonus insularis</i>
野鶇	<i>Calliope calliope</i>
白尾鶇	<i>Myiomela leucura</i>
黃尾鶇	<i>Phoenicurus auroreus</i>
啄花科	Dicaeidae
綠啄花	<i>Dicaeum minullum</i>
紅胸啄花	<i>Dicaeum ignipectus</i>
梅花雀科	Estrildidae
斑文鳥	<i>Lonchura punctulata</i>
白腰文鳥	<i>Lonchura striata</i>
麻雀科	Passeridae
麻雀	<i>Passer montanus</i>
鶇鶇科	Motacillidae
東方黃鶇鶇	<i>Motacilla tschutschensis</i>
白鶇鶇	<i>Motacilla alba</i>
樹鶇	<i>Anthus hodgsoni</i>
鶇科	Emberizidae
黑臉鶇	<i>Emberiza spodocephala</i>
小鶇	<i>Emberiza pusilla</i>

附錄 1、本研究鳥種名錄



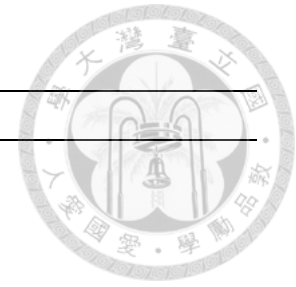
中文名	學名
雉科	Phasianidae
藍腹鵝	<i>Lophura swinhoii</i>
臺灣竹雞	<i>Bambusicola sonorivox</i>
鳩鴿科	Columbidae
金背鳩	<i>Streptopelia orientalis</i>
珠頸斑鳩	<i>Streptopelia chinensis</i>
翠翼鳩	<i>Chalcophaps indica</i>
三趾鷓科	Turnicidae
棕三趾鷓	<i>Turnix suscitator</i>
鷺科	Ardeidae
小白鷺	<i>Egretta garzetta</i>
黑冠麻鷺	<i>Gorsachius melanolophus</i>
鷹科	Accipitridae
大冠鷲	<i>Spilornis cheela</i>
鳳頭蒼鷹	<i>Accipiter trivirgatus</i>
松雀鷹	<i>Accipiter virgatus</i>
鸞科	Megalaimidae
五色鳥	<i>Psilopogon nuchalis</i>
啄木鳥科	Picidae
小啄木	<i>Yungipicus canicapillus</i>
山椒鳥科	Campephagidae
灰喉山椒鳥	<i>Pericrocotus solaris</i>
綠鶇科	Vireonidae
綠畫眉	<i>Erpornis zantholeuca</i>
黃鸝科	Oriolidae
朱鸝	<i>Oriolus traillii</i>
卷尾科	Dicruridae
大卷尾	<i>Dicrurus macrocercus</i>
小卷尾	<i>Dicrurus aeneus</i>
王鶇科	Monarchidae
黑枕藍鶇	<i>Hypothymis azurea</i>
伯勞科	Laniidae
棕背伯勞	<i>Lanius schach</i>
紅尾伯勞	<i>Lanius cristatus</i>
鴉科	Corvidae

附錄 1 (續)、本研究鳥種名錄











中文名	學名
樹鵲	<i>Dendrocitta formosae</i>
巨嘴鴉	<i>Corvus macrorhynchos</i>
山雀科	Paridae
青背山雀	<i>Parus monticolus</i>
扇尾鶯科	Cisticolidae
斑紋鷓鴣	<i>Prinia striata</i>
灰頭鷓鴣	<i>Prinia flaviventris</i>
褐頭鷓鴣	<i>Prinia inornata</i>
燕科	Hirundinidae
洋燕	<i>Hirundo tahitica</i>
鶇科	Pycnonotidae
白環鸚嘴鶇	<i>Spizixos semitorques</i>
白頭翁	<i>Pycnonotus sinensis</i>
紅嘴黑鶇	<i>Hypsipetes leucocephalus</i>
柳鶯科	Phylloscopidae
黃眉柳鶯	<i>Phylloscopus inornatus</i>
極北柳鶯	<i>Phylloscopus borealis</i>
樹鶯科	Scotocercidae
棕面鶯	<i>Abroscopus albogularis</i>
小鶯	<i>Horornis fortipes</i>
長尾山雀科	Aegithalidae
紅頭山雀	<i>Aegithalos concinnus</i>
鶯科	Sylviidae
粉紅鸚嘴	<i>Sinosuthora webbiana</i>
繡眼科	Zosteropidae
冠羽畫眉	<i>Yuhina brunneiceps</i>
斯氏繡眼	<i>Zosterops simplex</i>
畫眉科	Timaliidae
山紅頭	<i>Cyanoderma ruficeps</i>
小彎嘴	<i>Pomatorhinus musicus</i>
雀眉科	Pellorneidae
頭烏線	<i>Schoeniparus brunneus</i>
噪眉科	Leiothrichidae
繡眼畫眉	<i>Alcippe morrisonia</i>
白耳畫眉	<i>Heterophasia auricularis</i>

附錄 1、本研究鳥種名錄




中文名	學名
黃胸藪眉	<i>Liocichla steerii</i>
白喉笑鵲	<i>Garrulax albogularis</i>
竹鳥	<i>Ianthocincla poecilorhyncha</i>
八哥科	Sturnidae
白尾八哥	<i>Acridotheres javanicus</i>
鶇科	Turdidae
白眉鶇	<i>Turdus obscurus</i>
赤腹鶇	<i>Turdus chrysolaus</i>
白腹鶇	<i>Turdus pallidus</i>
鶇科	Muscicapidae
白腰鶇	<i>Copsychus malabaricus</i>
黃腹琉璃	<i>Niltava vivida</i>
台灣紫嘯鶇	<i>Myophonus insularis</i>
野鶇	<i>Calliope calliope</i>
白尾鶇	<i>Myiomela leucura</i>
黃尾鶇	<i>Phoenicurus auroreus</i>
啄花科	Dicaeidae
綠啄花	<i>Dicaeum minullum</i>
紅胸啄花	<i>Dicaeum ignipectus</i>
梅花雀科	Estrildidae
斑文鳥	<i>Lonchura punctulata</i>
白腰文鳥	<i>Lonchura striata</i>
麻雀科	Passeridae
麻雀	<i>Passer montanus</i>
鶇鶇科	Motacillidae
東方黃鶇鶇	<i>Motacilla tschutschensis</i>
白鶇鶇	<i>Motacilla alba</i>
樹鶇	<i>Anthus hodgsoni</i>
鶇科	Emberizidae
黑臉鶇	<i>Emberiza spodocephala</i>
小鶇	<i>Emberiza pusilla</i>









附錄 2、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
LG_BF-TP-01	竹林 + 茶園	23.716353, 120.771147	704	
LG_BF-TP-02	竹林 + 茶園	23.706791, 120.77495	762	
LG_BF-TP-03	竹林 + 茶園	23.699434, 120.776985	837	
LG_BF-TP-04	竹林 + 茶園	23.727835, 120.783993	870	
LG_BF-TP-05	竹林 + 茶園	23.725748, 120.785141	906	
LG_BF-TP-06	竹林 + 茶園	23.725717, 120.786449	912	
LG_BF-TP-07	竹林 + 茶園	23.725655, 120.787789	932	
LG_BF-TP-08	竹林 + 茶園	23.727801, 120.785576	884	









附錄 2 (續)、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
SL_BMF-BT-01	次生林 + 檳榔園	23.800073, 120.872709	464	
SL_BMF-BT-02	次生林 + 檳榔園	23.801024, 120.874715	474	
SL_BMF-BT-03	次生林 + 檳榔園	23.787461, 120.879452	510	
SL_BMF-OC-01	次生林 + 果園	23.783765, 120.854838	310	
SL_BT-FA-01	檳榔園 + 農田	23.795135, 120.930276	364	
SL_BT-FA-02	檳榔園 + 農田	23.793862, 120.932368	366	
SL_BT-FA-03	檳榔園 + 農田	23.796555, 120.928415	363	
SL_BT-FA-04	檳榔園 + 農田	23.79231, 120.933729	366	









附錄 2 (續)、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋 類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
SL_BT-FA-05	檳榔園 + 農田	23.790802, 120.932595	368	
XY_BF-OC-01	竹林 + 果園	23.574022, 120.884726	951	
XY_BMF-BT-01	次生林 + 檳榔園	23.78357, 120.911687	355	
XY_BMF-FA-01	次生林 + 農田	23.588118, 120.88481	922	
XY_BMF-FA-02	次生林 + 農田	23.580175, 120.872682	1159	
XY_BMF-OC-01	次生林 + 果園	23.586576, 120.883807	836	
XY_BMF-OC-02	次生林 + 果園	23.575913, 120.886212	916	
XY_BMF-OC-03	次生林 + 果園	23.572997, 120.883869	978	

附錄 2 (續)、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋 類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
XY_BMF-OC-04	次生林 + 果園	23.668786, 120.84174	1009	
XY_BMF-OC-05	次生林 + 果園	23.667748, 120.842789	1082	
XY_CBF-OC-06	人工針葉 林 + 果園	23.669771, 120.845563	1139	
XY_BMF-OC-07	次生林 + 果園	23.57799, 120.87382	1023	
XY_BMF-OC-08	次生林 + 果園	23.69039, 120.83672	750	
XY_CBF-FA-01	人針林 + 農田	23.585666, 120.882278	888	
XY_CBF-OC-01	人針林 + 果園	23.682359, 120.84614	679	
ZS_BF-TP-01	竹林 + 茶園	23.692872, 120.705214	831	









附錄 2 (續)、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
ZS_BF-TP-02	竹林 + 茶園	23.686668, 120.718382	1064	
ZS_BF-TP-03	竹林 + 茶園	23.687633, 120.716672	1064	
ZS_BF-TP-04	竹林 + 茶園	23.6908533, 120.7204493	874	
ZS_BF-TP-05	竹林 + 茶園	23.699732, 120.702145	656	
ZS_BF-TP-06	竹林 + 茶園	23.691675, 120.718936	862	
ZS_BF-TP-07	竹林 + 茶園	23.689368, 120.725052	906	
ZS_BF-TP-08	竹林 + 茶園	23.67653, 120.74205	1174	
ZS_BF-TP-09	竹林 + 茶園	23.67848, 120.74488	1150	









附錄 2 (續)、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
ZS_BF-TP-10	竹林 + 茶園	23.67734, 120.74639	1206	
ZS_BF-TP-11	竹林 + 茶園	23.676546, 120.73963	1209	
ZS_BF-TP-12	竹林 + 茶園	23.680875, 120.738336	1024	
ZS_BF-TP-13	竹林 + 茶園	23.682014, 120.737602	1000	
ZS_BLF-BT-01	人闢林 + 檳榔園	23.69263, 120.68825	489	
ZS_BLF-TP-01	人闢林 + 茶園	23.69225, 120.685981	484	
ZS_BLF-TP-07	人闢林 + 茶園	23.750105, 120.700435	213	
ZS_BMF-BT-01	次生林 + 檳榔園	23.699405, 120.71568	782	



附錄 2 (續)、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
ZS_BMF-BT-02	次生林 + 檳榔園	23.7419611, 120.7211066	515	
ZS_BMF-TP-01	次生林 + 茶園	23.736684, 120.706611	493	
ZS_BMF-TP-02	次生林 + 茶園	23.742816, 120.679078	210	
ZS_BMF-TP-03	次生林 + 茶園	23.74093, 120.677615	214	
ZS_BMF-TP-05	次生林 + 茶園	23.73043, 120.699773	381	
ZS_BMF-TP-06	次生林 + 茶園	23.7291422, 120.6992736	382	
ZS_BMF-TP-08	次生林 + 茶園	23.770856, 120.671538	142	
ZS_BMF-TP-09	次生林 + 茶園	23.7109264, 120.6738918	272	

附錄 2 (續)、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋 類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
ZS_BMF-TP-10	次生林 + 茶園	23.7091085, 120.6680483	230	
ZS_BMF-TP-11	次生林 + 茶園	23.711691, 120.668386	222	
ZS_BMF-TP-12	次生林 + 茶園	23.7140584, 120.6696174	225	
ZS_BMF-TP-13	次生林 + 茶園	23.698989, 120.703026	649	
ZS_BMF-TP-14	次生林 + 茶園	23.694141, 120.683056	499	
ZS_BMF-TP-15	次生林 + 茶園	23.696381, 120.683266	492	
ZS_BMF-TP-16	次生林 + 茶園	23.75278, 120.71193	338	
ZS_BMF-TP-17	次生林 + 茶園	23.700564, 120.665575	229	

附錄 2 (續)、本研究樣區相關資料

樣區編號	土地覆蓋 類型	經緯度	海拔 (m)	樣區實景
ZS_BMF-TP-18	次生林 + 茶園	23.70159, 120.667278	242	
ZS_BT-TP-01	檳榔園 + 茶園	23.729627, 120.696332	260	
ZS_CBF-TP-01	人針林 + 茶園	23.73177, 120.70037	353	
ZS_CBF-TP-02	人針林 + 茶園	23.731358, 120.70013	371	