

國立臺灣大學生物資源暨農學院生物環境系統工程學系

碩士論文

Department of Bioenvironmental Systems Engineering

College of Bioresources and Agriculture

National Taiwan University

Master Thesis

景觀結構與農法對苑裡地區水稻田節肢動物

生物防治效果的影響

Effects of landscape structure and farming practices on arthropod
biological control in the rice fields of Yuanli area

劉鈞嘉

Chun-Chia Liu

指導教授：林裕彬 博士

Advisor: Yu-Pin Lin, Ph.D

中華民國 109 年 6 月

June 2020

國立臺灣大學（碩）博士學位論文
口試委員會審定書

景觀結構與農法對苑裡地區水稻田節肢動物
生物防治效果的影響

Effects of landscape structure and farming practices on arthropod
biological control in the rice fields of Yuanli area

本論文係劉鈞嘉君（R07622011）在國立臺灣大學生物環境系統工程學系完成之碩士學位論文，於民國 109 年 6 月 24 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

林鈺村

（簽名）

（指導教授）

盧克生

何傳愷


蔡志偉

黃政豪

系主任、所長

（簽名）

謝誌



歷經了無數個夜晚，終於產生出了最終版的論文，這篇研究是基於非常多人的付出才得以完成。首先要感謝我的指導教授林裕彬老師，讓我能在研究室好好學習，在研究上給予我指導與協助，也讓我有機會在國內外的學術活動中汲取新知、增廣見聞。感謝口試委員盧虎生院長、蔡志偉老師與何傳愷老師對這篇研究提出專業又寶貴的建議，使我的論文更加完整。而我也要特別感謝蔡老師實驗室的成員辛苦地鑑種，尤其是寄綸，在忙於工作時還總是不厭其煩地回答與協助我的疑問，使原本對昆蟲完全不了解的我對昆蟲有了更多認識。也感謝苗栗區農改場的研究人員們，沒有您們在嚴酷天氣下辛苦地採樣與紀錄，就不會有這麼完整的資料。

這兩年的碩士生涯能過得如此充實，要感謝所有親切的研究室成員們，有你們一路的協助與陪伴，讓我每次遇到挑戰時都有勇氣與能力去面對。感謝連博與林博在各個方面的照顧與指引，使我在困境後有所成長。感謝佳祺，在我碩一的時候和我一起度過重重難關，在研究上給予我建議，在精神上也給了我大大的支持。感謝從做專題以來認識的學長姐們傳授給我的經驗，讓我習得作為研究生所需要的態度與能力，特別是冠維、婕妤、冠庭與宗廷在學術、出差、實驗、軟體與程式上的教導。還要感謝甄蔚、奐均、富淳、邱博、承寰、孟瑄、旻君、鑣杰、劉博與曾經在研究室的博後與助理們，還有博士班的學長姐與碩士班的倩敏、安村、中安，因為有大家給我的幫助與建議，我才能順利度過碩士生涯。

感謝我的父母、姐姐與每位摯友，因為你們在這段期間對我的支持、鼓勵、照顧與包容，我才有辦法專心與健康地完成我的學業。

完成這篇論文是直至今目前最認真對待的事，能對生態農業產生微小的貢獻是在撰寫這篇論文時最大的動力，雖然還有許多不盡理想之處，但也感謝每個願意瞭解這篇研究的人，讓以上所有人的付出能夠被看見，發揮最大價值。




中文摘要

保育型生物防治的成效多年來受到重視，在臺灣也有越來越多的推動案例。為了瞭解苑裡地區水稻田中的保育型生物防治效果，本研究利用當地的節肢動物調查資料來分析樣區周圍景觀組成與配置以及樣區所使用的農法對於水稻田節肢動物的影響，探討各個期作與農法下天敵所發揮的生物防治效果，並提出適合的景觀管理與耕作措施，作為發展保育型生物防治之參考建議。

本研究以稻害者、掠食者、擬寄生者、中性物種以及其下的重要物種與科別作為目標節肢動物群，利用 FRAGSTATS 軟體來量化九個尺度下的景觀結構，藉由偏最小平方迴歸(PLSR)得到各節肢動物群所適合的景觀管理尺度以及受到景觀結構之影響。也結合了水稻耕作與氣溫資料，透過廣義估計方程式(GEE)的分析來探討農法對各節肢動物群的影響。藉由族群動態曲線下面積的計算，本研究量化了各節肢動物的數量在時間上的分佈。最後透過 GEE 分析，將各節肢動物的天敵與食物來源數量作為解釋變數，來探討各期作與農法下各營養階層間的交互作用與生物防治效果。

結果顯示，適合稻害者的景觀管理尺度多為半徑 500 公尺，適合掠食者與擬寄生者的則多為半徑 250 或 500 公尺。當植生地的形狀越複雜、嵌塊體間距離越相近，對多數稻害者與掠食者數量分別有負面與正面效果。而早作景觀雖對多數掠食者數量有正面效果，但也可能吸引到稻害者。擬寄生者對景觀的反應與稻害者較相似，可能因食性專一，受到了稻害者的吸引。中性物種數量則受到陸域水體面積佔比與形狀發散的正面效果。在農法的部分，本研究發現相較於慣行農法，有機農法在一期雖然對各節肢動物數量沒有顯著影響，但可能減緩葉蟬科等稻害者的數量增長，在二期中有機農法則同時增加了多數稻害者與天敵的數量或數量變化率，但是否提升了生物防治效果則因天敵物種而異。結果亦顯示擬寄生者在有機田中能抑制的稻害者種類較慣行田中普遍，且能對其數量產生抑制效果，掠食者不管在哪個農法下則多僅能對稻害者的數量變化率產生抑制效果。此外蜘蛛與瓢蟲的顯著

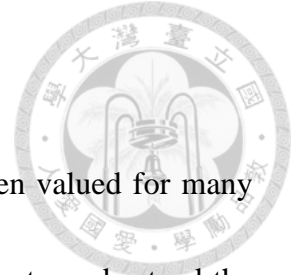


抑制效果多發生在慣行田中，可能與其廣食性以及稻害者數量有關。本研究亦發現中性物種可作為蜘蛛在水稻生長前期的替代獵物。

綜合而言，本研究認為有機農法相較於慣行是提升擬寄生者生物防治效果較適當的方式。掠食者則可以利用植生地來吸引其遷入水稻田，同時干擾稻害者的遷入。水稻田周圍的旱作也需要透過作物種類與田間操作來減少對稻害者的吸引，以及減少對掠食者的衝擊以增加掠食者的溢出。也建議能由水域環境的控制來延長中性物種在水稻田的停留時間，以增加蜘蛛在水稻生長前期的食物來源。對於以上的景觀管理，本研究建議以目標區域周圍半徑 500 公尺作為管理的範圍。

關鍵字：生態農業、有機農業、保育型生物防治、水稻、節肢動物、景觀指數

英文摘要



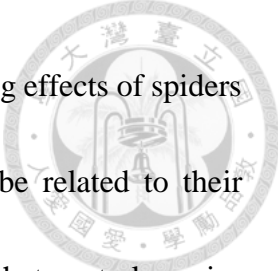
As the effectiveness of conservation biological control has been valued for many years, there are more and more promotion cases in Taiwan. In order to understand the effectiveness of conservation biological control in the rice fields of Yuanli area, this study used the local arthropods survey data to analyze the effects of landscape and farming practices on arthropods in the rice fields. The effectiveness of biological control under different seasons and farming practices was discussed, and the suggested landscape management and farming measures were also proposed.

In this study, pests, predators, parasitoids, neutral species and the important species or families under these guilds were considered as the target arthropod groups. The FRAGSTATS software was used to quantify the landscape structures under nine scales. By using partial least squares regression (PLSR), the suitable landscape management scales for each group and their responses to landscape structures were analyzed. Combined with the data of rice cultivation and temperature, the effects of farming practices on each group were analyzed using generalized estimating equations (GEE). Through the calculation of the area under population dynamic curve, this study quantified the temporal distributions of the abundance of each group. Finally, through the GEE analysis, the abundances of natural enemies and food sources of each group were used as

explanatory variables to discuss the trophic interactions and the effectiveness of biological control.



The results showed that the suitable landscape management scales for most pests were 500 m radii, and for most predators and parasitoids were 250 m or 500 m radii. Also, most pests decreased with increasing shape complexity and decreasing isolation of vegetation patches, while the responses of predators to vegetation was opposite. Although the dry farmland landscape had positive effects on most predators, it may also attract pests. The responses of parasitoids to the landscape structures were similar to those of pests, which may be caused by the attraction of pests to specialist parasitoids. Neutral species were positively affected by the percentage of area and the shape complexity of the water body patches. In the analysis of effects of farming practices, it was found that although organic farming had no significant effect on any arthropod abundance, it could positively affect the abundance change rate of pests like Cicadellidae in the first season. In the second season, the abundance or the abundance change rate of most pests and natural enemies were increased by organic farming, but whether the following effectiveness of biological control was enhanced depended on the species of natural enemies. The results also showed that the pest species that parasitoids controlled in organic fields were more general than in conventional fields. While parasitoids under organic farming could suppress the abundance of pests, most predators in either farming could only suppress the



abundance change rate of pests. In addition, the significant suppressing effects of spiders and ladybugs mainly occurred in conventional fields, which may be related to their general feeding habits and the pest abundance. It was also indicated that neutral species could serve as alternative prey for spiders in the early stage of rice growth.

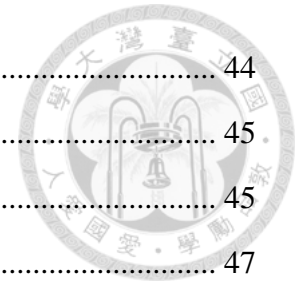
This study suggests that compared to conventional farming, organic farming is recommended to enhance the biological control effectiveness by parasitoids. Vegetation could be used to promote predators' movement into the rice fields, and simultaneously interfere with the immigration of pests. The attraction to pests as well as the impacts on predators in the dry farmlands around rice fields should be reduced through crop selection and farming practices and thus enhance the spillover of predators. It is also suggested to adjust the water environments to extend the residence periods of neutral species so that the food sources of spiders in the early stage of rice growth could be increased. For the landscape management measures above, this study suggests considering the landscape within 500 m radius around the target fields as the management range.

keywords: ecoagriculture, organic agriculture, conservation biological control, rice, arthropods, landscape metrics

目錄

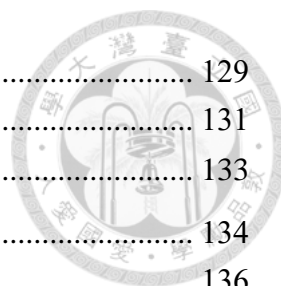


第一章 緒論	1
1.1 研究緣起	1
1.2 研究目的	3
1.3 研究流程	4
第二章 文獻回顧	7
2.1 保育型生物防治之機制與發展要素	7
2.2 目標節肢動物之生物特性	10
2.2.1 稻害者之潛在危害、棲地偏好、遷移特性與天敵種類.....	11
2.2.2 掠食者之獵物與棲地偏好、捕食行為與遷移特性.....	12
2.2.3 擬寄生者之寄主、棲地偏好與遷移特性.....	16
2.2.4 中性物種之食性、棲地偏好、遷移特性與天敵種類.....	19
2.3 景觀結構及農法對水稻田節肢動物之影響	19
2.3.1 農法對水稻田節肢動物之影響.....	20
2.3.2 景觀對水稻田節肢動物之影響.....	23
2.3.3 在臺灣之相關研究.....	27
2.4 文獻於本研究之應用	29
第三章 理論與方法	31
3.1 研究區域	31
3.2 研究資料	33
3.2.1 節肢動物調查資料.....	33
3.2.2 水稻資料.....	37
3.2.3 氣象資料.....	38
3.2.4 土地利用資料.....	38
3.3 景觀指數	40
3.3.1 景觀結構量化.....	40
3.3.2 景觀指數選定.....	41



3.3.3 景觀指數計算	44
3.4 統計與分析方法	45
3.4.1 偏最小平方迴歸	45
3.4.2 PLSR 模型	47
3.4.3 廣義估計方程式	50
3.4.4 GEEGLM 模型	52
3.4.5 節肢動物數量動態分佈	58
第四章 結果與討論	60
4.1 節肢動物數量概述	60
4.2 節肢動物所適合的景觀管理尺度	64
4.2.1 稻害者所適合的景觀管理尺度	65
4.2.2 掠食者所適合的景觀管理尺度	70
4.2.3 擬寄生者所適合的景觀管理尺度	73
4.2.4 中性物種所適合的景觀管理尺度	74
4.2.5 總體景觀管理尺度探討	75
4.3 景觀結構對節肢動物數量的影響	76
4.3.1 景觀結構對稻害者數量的影響	76
4.3.2 景觀結構對掠食者數量的影響	87
4.3.3 景觀結構對擬寄生者數量的影響	96
4.3.4 景觀結構對中性物種數量的影響	98
4.3.5 景觀結構影響探討	103
4.4 農法對節肢動物數量及數量變化率的影響	103
4.5 各節肢動物群數量動態分佈	109
4.6 不同期作與農法下的生物防治效果	114
4.6.1 掠食者與稻害者間的交互作用	115
4.6.1.1 總體掠食者對各稻害者的影響	116
4.6.1.2 蜘蛛目對稻害者的影響	120
4.6.1.3 長腳蛛科對稻害者的影響	123
4.6.1.4 瓢蟲科對稻害者的影響	126

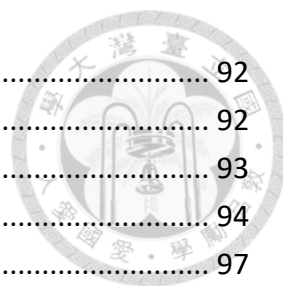
4.6.1.5 總體稻害者對各掠食者的影響	129
4.6.1.6 掠食者對稻害者之影響探討	131
4.6.2 掠食者與非稻害者間的交互作用	133
4.6.2.1 掠食者與擬寄生者間的交互作用	134
4.6.2.2 掠食者與中性物種間的交互作用	136
4.6.3 擬寄生者與稻害者間的交互作用	138
4.6.4 生物防治效果統整	142
4.7 其他影響因子探討	142
4.7.1 研究樣區與資料方面	142
4.7.2 景觀方面	144
4.7.3 農法方面	146
4.7.4 生物防治效果方面	146
第五章 結論與建議	148
5.1 結論	148
5.2 建議	150
第六章 參考文獻	153
第七章 附錄	171



圖目錄

圖 1 研究流程.....	6
圖 2 保育型生物防治框架(BEGG ET AL., 2017).....	9
圖 3 棲地管理與保育型生物防治之關聯(GURR ET AL., 2017).....	10
圖 4 研究樣區位置.....	32
圖 5 2017 至 2019 年不同期作與農法下樣區平均水位變化.....	37
圖 6 2017 至 2019 年採樣當日樣區附近氣象測站之日均溫.....	38
圖 7 景觀指數計算範圍示意圖(以 LO1 樣區為例).....	44
圖 8 PLSR 變數關係圖(參考與改編自 WOLD ET AL. (2001)).....	47
圖 9 族群動態曲線下面積與節肢動物日平均數量示意圖(以 2019 年一期 LO1 中的稻害者為例).....	49
圖 10 本研究假設之食物鏈關係.....	55
圖 11 節肢動物數量動態分佈量化示意圖(以 2019 年一期 LO1 樣區中稻害者為例).....	59
圖 12 各節肢動物之日平均數量在一、二期中的年平均.....	61
圖 13 總體稻害者 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	67
圖 14 葉蟬科 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	68
圖 15 偽黑尾葉蟬 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	68
圖 16 稻蝨科 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	68
圖 17 白背飛蝨 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	69
圖 18 斑飛蝨 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	69
圖 19 褐飛蝨 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	69
圖 20 總體掠食者 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	72
圖 21 蜘蛛目 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	72
圖 22 長腳蛛科 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	72
圖 23 瓢蟲科 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	73
圖 24 擬寄生者 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	74
圖 25 中性物種 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值.....	75
圖 26 總體稻害者 PLSR 模型之標準化迴歸係數.....	82
圖 27 葉蟬科 PLSR 模型之標準化迴歸係數.....	83
圖 28 偽黑尾葉蟬 PLSR 模型之標準化迴歸係數.....	83
圖 29 稻蝨科 PLSR 模型之標準化迴歸係數.....	83
圖 30 白背飛蝨 PLSR 模型之標準化迴歸係數.....	84
圖 31 斑飛蝨 PLSR 模型之標準化迴歸係數.....	84
圖 32 褐飛蝨 PLSR 模型之標準化迴歸係數.....	84
圖 33 各樣區在半徑 500 公尺內之景觀指數大小.....	85
圖 34 總體掠食者 PLSR 模型之標準化迴歸係數.....	92

圖 35 蜘蛛目 PLSR 模型之標準化迴歸係數	92
圖 36 長腳蛛科 PLSR 模型之標準化迴歸係數	92
圖 37 瓢蟲科 PLSR 模型之標準化迴歸係數	93
圖 38 各樣區在半徑 250 公尺內之景觀指數大小	94
圖 39 擬寄生者 PLSR 模型之標準化迴歸係數	97
圖 40 中性物種 PLSR 模型之標準化迴歸係數	100
圖 41 各樣區在半徑 1000 公尺內之景觀指數大小	101
圖 42 有機農法在一、二期中對各節肢動物群之效果	108
圖 43 各期作與農法下各節肢動物群之數量動態分佈	113
圖 44 各期作與農法下總體掠食者對其潛在獵物之效果	119
圖 45 各期作與農法下蜘蛛目對其潛在獵物與擬寄生者之效果	122
圖 46 各期作與農法下長腳蛛科對其潛在獵物與擬寄生者之效果	125
圖 47 各期作與農法下瓢蟲科對其潛在獵物與擬寄生者之效果	128
圖 48 各期作與農法下總體稻害者對其潛在天敵之效果	130
圖 49 各期作與農法下中性物種對其潛在天敵之效果	138
圖 50 各期作與農法下擬寄生者對其潛在寄主與天敵之效果	141
圖 51 各樣區周圍半徑 50 至 3000 公尺內之土地利用	171





表目錄

表 1 各年份樣區及採樣日期對照表	32
表 2 2017 至 2019 年採樣總數量與相對豐量	35
表 3 2017 至 2019 年不同農法下之採樣總數量與相對豐量	36
表 4 土地利用重新分類與原始分類對照表	39
表 5 景觀指數計算式與代表意義	42
表 6 景觀指數代表意義與示意圖對照表	43
表 7 各節肢動物 PLSR 模型採用解釋變數對照表	49
表 8 GEE 分析常用相關矩陣與假設	52
表 9 第一階段 GEEGLM 模型結構	56
表 10 第二階段 GEEGLM 模型結構	56
表 11 第三階段 GEEGLM 模型結構 - 瓢蟲科與蜘蛛目	57
表 12 第三階段 GEEGLM 模型結構 - 瓢蟲科與長腳蛛科	57
表 13 各樣區半徑 50 公尺環域範圍內景觀指數	175
表 14 各樣區半徑 100 公尺環域範圍內景觀指數	176
表 15 各樣區半徑 250 公尺環域範圍內景觀指數	177
表 16 各樣區半徑 500 公尺環域範圍內景觀指數	178
表 17 各樣區半徑 1000 公尺環域範圍內景觀指數	179
表 18 各樣區半徑 1500 公尺環域範圍內景觀指數	180
表 19 各樣區半徑 2000 公尺環域範圍內景觀指數	181
表 20 各樣區半徑 2500 公尺環域範圍內景觀指數	182
表 21 各樣區半徑 3000 公尺環域範圍內景觀指數	183
表 22 第一階段 GEEGLM 模型結果(係數估計值±標準誤).....	184
表 23 第二階段 GEEGLM 模型結果(係數估計值±標準誤).....	188
表 24 第三階段 GEEGLM 模型結果 - 瓢蟲科與蜘蛛目(係數估計值±標準誤).....	195
表 25 第三階段 GEEGLM 模型結果 - 瓢蟲科與長腳蛛科(係數估計值±標準誤).....	200

第一章 緒論



1.1 研究緣起

有害生物的防治一直是人類發展農業以來所面臨到的問題，雖然農藥的使用能降低有害生物密度並增加作物產量，卻也可能對生態環境造成衝擊、影響土壤品質，甚至可能因有害生物的抗藥性及有益生物受到農藥的危害反而使得有害生物大量爆發。由於人類對糧食的需求逐漸增加、環境意識逐漸提高，許多兼顧作物產量與生態環境的生產與管理方式受到人們的重視，例如有機農業(organic agriculture)、永續農業(sustainable agriculture)、環境友善耕作(environmentally friendly farming)、生態農業(ecoagriculture)、有害生物綜合管理(integrated pest management, IPM)等。這些生產與管理方式之間雖各有不同的定義，但在有害生物的防治上皆主張減少化學農藥的使用，以降低對生態環境的干擾。


生物防治(biological control)被認為是減少化學農藥使用的有效替代方法，能藉由生物媒介(agent)的捕食、寄生或其他生物機制來控制有害生物對作物造成的危害。生物防治在應用上可以大致分為傳統型生物防治(classical biological control)、增強型生物防治(augmentative biological control)以及保育型生物防治(conservation biological control)。傳統型主要引入外來的物種來對抗原有的有害生物，增強型主要以施放本地原有的天敵物種來增加其族群量，保育型則是透過保育天敵物種來提升天敵的防治效果。由於傳統型在環境上具有較多的風險，而增強型若大量施放在經濟上需要較多成本，並可能面臨天敵適應性的問題，相較之下，保育型生物防治依靠著原本就棲息在當地的天敵物種，是較理想的做法(Barbosa, 1998)。目前，國外已有許多文獻與書籍對保育型生物防治的機制、原則、發展方式、優點與困難等進行深入探討(Barbosa, 1998; Begg et al., 2017; Coll, 2009; Holland et al., 2016; Rayl, Shields, Tiwari, & Wratten, 2018)，且由於保育型生物防治與景觀管理及田間操作密切相關(Tscharntke et al., 2007)，也有大量文獻探討了景觀結構或農法對於田間生物



的影響，甚至進而評估這些影響對保育型生物防治或生態系統服務的潛在效果 (Chaplin-Kramer, O'Rourke, Blitzer, & Kremen, 2011; Karp et al., 2018; Mahmood, Imadi, Shazadi, Gul, & Hakeem, 2016; Zehnder et al., 2007)。

在臺灣，雖然在 1909 年已有成功引進澳洲瓢蟲(*Rodolia cardinalis*)來防治吹綿介殼蟲(*Icerya purchasi*)的傳統型生物防治應用，然而長期以來農業發展仍以化學農藥為主要的病蟲害防治方法。隨著環境意識增加，以及永續、有機、生態、環境友善等不同於慣行農業栽培方法的推廣，生物防治的應用也越來越普及，對於常見害蟲之天敵有相當的研究與調查，甚至有天敵產業的發展，雖然在生物防治的研究與應用上仍多著重於傳統型或增強型的生物防治，但也有不少間作等共榮作物、忌避作物的應用來防治害蟲(王錦堂 & 黃政華, 2004; 王錦堂, 黃祥慶, & 賴惠珍, 1992; 余志儒, 2019; 黃勝泉, 盧秋通, 彭淑貞, & 吳怡慧, 2015; 楊平世, 2009; 羅幹成 & 陳秋男, 1995)。隨著農田所提供的生態系統服務受到重視，越來越多研究提到有機農業能提高天敵的數量以及農田中的生物多樣性(Hole et al., 2005)。在臺灣，花蓮區農業改良場也於 2009 年開始棲地與害蟲及天敵的相關試驗，營造天敵棲地，推廣以生態系統服務為主的有機農業(林立 et al., 2015; 范美玲 et al., 2013)。這些透過景觀與棲地管理及農業操作來保育天敵並強化農田生態系統服務的概念與保育型生物防治十分相近，使人們更了解臺灣田間生物受景觀與農法影響。此外亦有研究彙整了國內外研究結果，並根據臺灣的條件提出了景觀規劃的原則(吳佳靜, 2017)。

然而，目前臺灣的相關研究仍多位於東半部，且在景觀方面多著重於與耕地相鄰的棲地及土地利用(范美玲, 2016; 范美玲 et al., 2016; 范美玲 et al., 2013)，僅少數研究位於西部水稻田(陸聲山, 葉文琪, 呂明倫, 林依靜, & 宋一鑫, 2019; 黃守宏, 林芷伶, 黃玉媛, & 宋一鑫, 2018)或是以景觀尺度為考量範圍(陸聲山 et al., 2019; 彭冠華 et al., 2019)，范美玲 et al. (2016)指出未來的研究宜考慮更大尺度的農田地景結構。此外，吳佳靜 (2017)指出臺灣的相關研究多考慮景觀組成，少有考



慮景觀配置的研究，且需要針對臺灣的環境與物種習性與移動能力等作進一步的分析才能有更細部的規劃，而臺灣種植面積最大的作物為水稻，與國外許多研究中的旱作特性差異甚大，該研究並未討論穀物類作物的農業景觀在臺灣之應用。由此可知，若欲在臺灣推動保育型生物防治等以生態系統服務為主的農業，尚需要更多針對臺灣農田生態系統的調查與研究來得知這些生態系統服務的潛在效果以及適合臺灣的規劃方式，本研究將針對臺灣現有研究的不足作更深入的分析與討論。

1.2 研究目的

在臺灣，有機農業是目前兼顧產量與環境的農法中最廣為推動並已具明確法規定義及認證機制的農業，由於不施用化學農藥，有害生物的防治仍是有機農業在田間操作上最需要解決的基本問題。在考慮各類型生物防治的優缺點之下，本研究將以保育型生物防治作為研究問題的切入點，以提升保育型生物防治效果為目的來提出研究的問題與建立研究架構。

欲提升保育型生物防治須先了解潛在的生物防治效果。由於現階段在與保育型生物防治相關的研究上較缺少對臺灣西部農田生態系統的了解，包括田間生物與農田景觀、農法之間的關係以及生物之間的互動等，而水稻作為臺灣種植面積最大的作物，苑裡又是臺灣西部最大的有機米產銷專區(劉佩絨, 2017)，加上節肢動物是目前在水稻田中較嚴重又較易於定期調查與量化的有害生物與天敵，有鑑於以上原因以及 1.1 所述的背景，本研究將以水稻田中的節肢動物為研究對象，於景觀尺度下分析苗栗苑裡地區景觀組成與配置對於水稻田節肢動物數量的影響，並確立適合常見節肢動物的景觀管理尺度；於地方尺度下則分析農法對於水稻田節肢動物數量與數量變化率的影響，並探討不同期作與農法下所潛在的生物防治效果。最後將綜合研究結果，針對臺灣水稻田景觀提出在保育型生物防治上的參考建議。



1.3 研究流程

本研究之具體分析流程如下(圖 1)：

1. 整理節肢動物調查資料，包括各科別或物種的數量等，結合水稻生長調查資料，包括插秧日期等，並抓取樣區鄰近氣象站之日均溫資料。根據節肢動物調查之三年總數以及重要性篩選出 13 個目標節肢動物群，包括稻害者(pest)與其下的葉蟬科(Cicadellidae)、偽黑尾葉蟬(*Nephotettix cincticeps*(Uhler))、稻蝨科(Delphacidae)、白背飛蝨(*Sogatella furcifera* (Horváth))、斑飛蝨(*Laodelphax striatellus*(Fallén))、褐飛蝨(*Nilaparvata lugens*(Stål))、掠食者(predator)與其下的蜘蛛目(Araneae)、長腳蛛科(Tetragnathidae)、瓢蟲科(Coccinellidae)，以及擬寄生者(parasitoid)與中性物種(neutral species)。
2. 依照 13 個節肢動物群在每個採樣日調查到的數量 A_t 以及前一個採樣日調查到的數量 A_{t-1} 來計算各群數量變化率 ΔA_t 。根據各樣區在各年各期作的族群動態曲線下面積(area under population dynamic curve，以下簡稱AUC)來計算節肢動物的日平均數量 A_{mean} 。再以族群動態曲線下面積的不同比例轉化為節肢動物數量在時間上的分佈，計算出時間點 D_{25} 、 D_{50} 、 D_{75} 。
3. 根據採樣點座標於地理資訊系統 ArcGIS 中整理出點位資料，並從國土利用調查成果資料中劃分出苑裡地區圖資。將原始圖資的第三級分類以棲地類型重新分類為稻作、旱作、交通、陸域水體、建築與設施、裸露地、森林、植生地與海面。以採樣點為中心以 50、100、250、500、1000、1500、2000、2500、3000 公尺為半徑作圓形環域分析，作為景觀指數的計算範圍。
4. 篩選出五個重要的節肢動物棲地類別(稻作、旱作、森林、植生地、陸域水體)，並篩選出四個類別層級的景觀指數(PLAND、MESH、LSI、ENN_MN)與三個景觀層級的景觀指數(SHDI、IJI、CONTAG)，以 FRAGSTATS 軟體計算出此 23 個景觀指數在各半徑範圍中的值。
5. 在各個半徑尺度下，將節肢動物的日平均數量 A_{mean} 與各景觀指數作偏最小平

方迴歸(partial least squares regression, PLSR)分析，決定各節肢動物在一、二期中適合的景觀管理尺度，並在該尺度下探討景觀對節肢動物的影響，得到兩個景觀潛在變數作為後續分析中代表景觀的變因。

6. 在廣義估計方程式(generalized estimating equations, GEE)分析中的第一階段，以節肢動物數量 A_t 與數量變化率 ΔA_t 分別作為反應變數，以年份、插秧後日數、氣溫、景觀潛在變數與農法作為解釋變數，探討不同期作下農法對節肢動物的影響
7. 在 GEE 分析中的第二階段，以節肢動物數量 A_t 與數量變化率 ΔA_t 分別作為反應變數，以年份、插秧後日數、氣溫、景觀潛在變數與該節肢動物的天敵或食物來源數量作為解釋變數，探討非特定天敵在不同期作與農法下的生物防治效果。
8. 在 GEE 分析中的第三階段，以節肢動物數量 A_t 與數量變化率 ΔA_t 分別作為反應變數，以年份、插秧後日數、氣溫、景觀潛在變數與該節肢動物的天敵或食物來源數量作為解釋變數，探討特定天敵(蜘蛛目/瓢蟲科以及長腳蛛科/瓢蟲科兩個組合)在不同期作與農法下的生物防治效果。
9. 總結以上分析結果作討論，結合文獻研究探討苑裡地區潛在的生物防治效果，並以促進保育型生物防治為目標提出景觀管理上的建議。

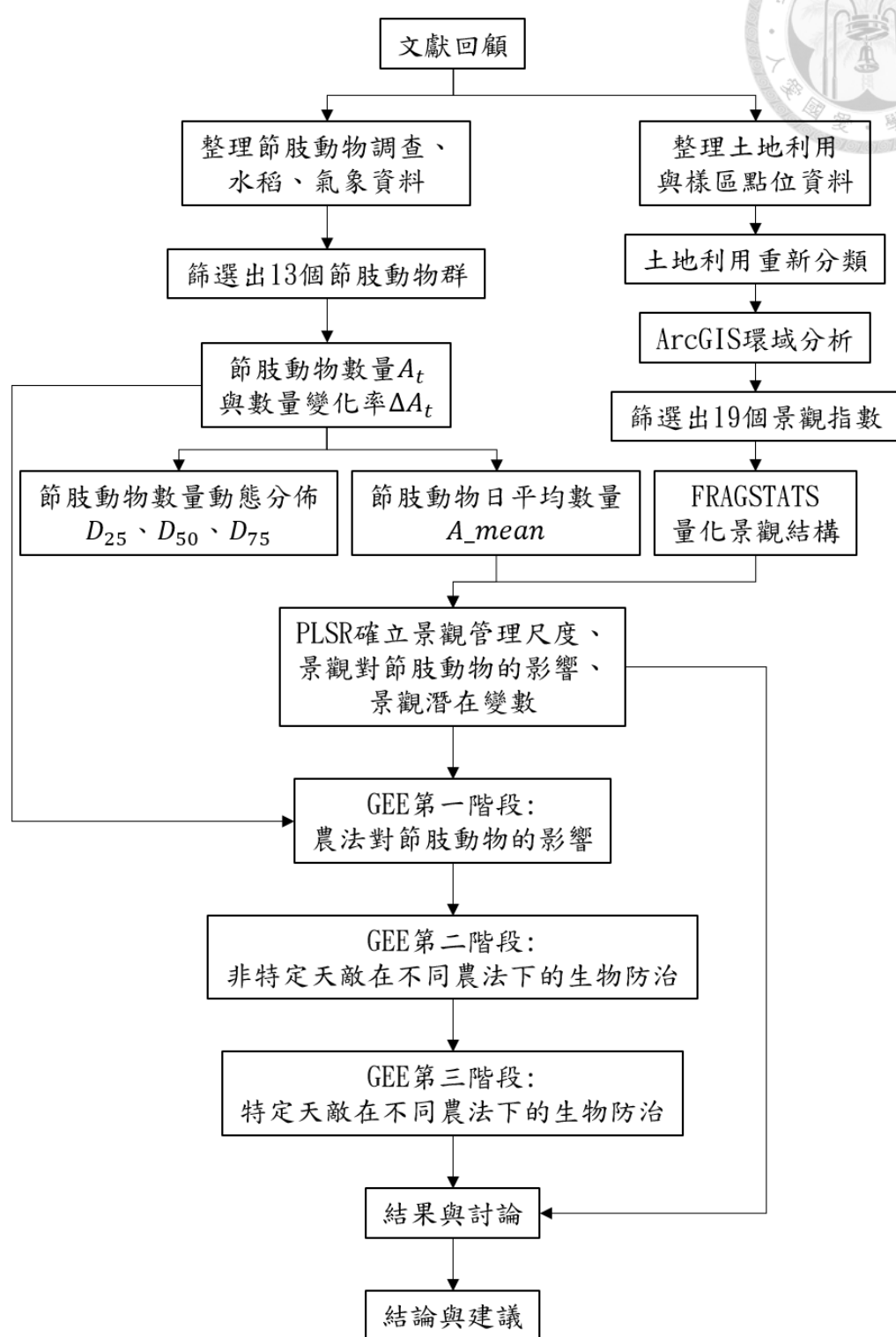


圖 1 研究流程

第二章 文獻回顧



2.1 保育型生物防治之機制與發展要素

保育型生物防治是一種永續的有害生物管理方法，能作為有害生物綜合管理的一部分來減少農藥的使用，並提供了多種生態系統服務。為了因應集約化作物生產之下的棲地流失與環境干擾，保育型生物防治藉由控制農業生態系統，操作作物與非作物的特性來降低對天敵的負面影響，進而提升掠食者、擬寄生者或病原體的適應能力、族群數量以及抑制有害生物的效果。此方法涉及到了許多生態行為過程，並針對多種有害生物在多個尺度下進行調節，相關措施包括減少農藥與耕作相關的干擾、建立對天敵有利的棲地等，以補償農業景觀棲地品質與多樣性的下降 (Barbosa, 1998; Begg et al., 2017; Rayl et al., 2018)。

保育型生物防治的機制可以由 Begg et al. (2017)綜合現有文獻所提出的框架來了解(圖 2)。此框架將保育型生物防治拆解為兩種機制：天敵的保育(conservation)以及天敵進行生物防治(biological control)。這些機制的運作可以分為地方尺度(local or field scale)及景觀尺度(regional or landscape scale)，前者由一個耕地及其周圍棲地組成，後者由多個耕地及非耕地與半自然棲地(semi-natural habitat)組成。在保育機制上，景觀尺度下的天敵族群動態受到景觀的組成與配置的影響，決定了該區域生物的豐量與多樣性，這些景觀尺度的條件也進而對地方尺度的天敵族群動態產生約束。在生物防治機制上，於景觀尺度下提高天敵的聚集可以加強掠食與寄生壓力，對有害生物產生普遍及廣泛的抑制，於地方尺度下當天敵定棲在目標作物附近時便可以對特定生物進行防治。

由保育天敵的機制可知，保育型生物防治需要由景觀管理的角度出發，了解景觀對生物族群的影響，以提升天敵的豐量與多樣性(Tscharntke et al., 2007)。事實上，景觀的管理除了能影響天敵之外，也可能預防有害生物的大量發生，達到防治效果 (Baba, Kusumoto, & Tanaka, 2018; Carrière et al., 2006; Dominik, Seppelt, Horgan,

Settele, & Václavík, 2018; Karp et al., 2018), 這些藉由景觀來影響生物的途徑, 也經常與棲地管理(Gurr, Wratten, Landis, & You, 2017; Landis, Wratten, & Gurr, 2000)(圖3)及生態工程(Gurr, Wratten, & Altieri, 2004; Lu et al., 2015; Zhu et al., 2014)密切相關。

減少農藥對生態系統的干擾是生物防治的主張之一, 因此除了景觀之外, 也需要透過農法的配合才有辦法達到生物防治的效果。Gurr et al. (2017)指出自上而下的保育型生物防治最重要的是棲地管理, 其次為降低農藥造成的天敵死亡。Tscharnke et al. (2016)亦指出即使在有利於天敵的景觀結構之下, 天敵族群的建立以及生物防治的效果有可能會因農法而受到阻礙, 有害生物亦可能受耕作方式影響而大量發生。

由生物防治機制可知, 了解天敵與有害生物在食物鏈中的互動對於實施保育型生物防治也非常重要(Thies & Tscharnke, 1999), 包括天敵的食性、捕食方式、寄生對象以及各物種族群動態關係等營養階層間交互作用(trophic interactions), 以提高天敵抑制有害生物的效果。這些互動與天敵及有害生物的豐量有關, 因此和保育機制一樣可能受到景觀結構與農法的影響(Bianchi, Ives, & Schellhorn, 2013; Horgan et al., 2017; Liere et al., 2015)。此外, 生物防治亦涉及到了各族群在時間上的消長, 考慮生物族群動態不僅能更了解各物種間的交互作用, 也有助於釐清影響生物防治效果的因子, 亦可量化天敵對有害生物的防治效果(Chaplin-Kramer et al., 2011; Raymond, Ortiz-Martínez, & Lavandero, 2015)。

綜合上述機制與要素, 本研究認為, 景觀尺度下的保育型生物防治對於地方尺度的耕地產生了基本的防治壓力, 也是影響地方尺度保育型生物防治效果的背景條件, 然而即使在相似的景觀環境之下, 生物防治卻可能因為地方尺度下的耕作方式而有所不同, Winqvist et al. (2011)也指出在發展農業環境計畫時, 需要考慮地方及景觀尺度下的管理。因此本研究將著重於生物的數量受到景觀尺度下景觀結構的影響, 以及受到地方尺度下農法的影響, 將回顧過去文獻對此兩個因子的研究進



展與貢獻，並從中歸納出最適合本研究的方法與模型架構。而由於農田生態系統中的有害生物與天敵多為節肢動物，且本研究之研究對象為水稻田中的節肢動物，因此後續的文獻回顧範圍將針對水稻田中節肢動物作探討。

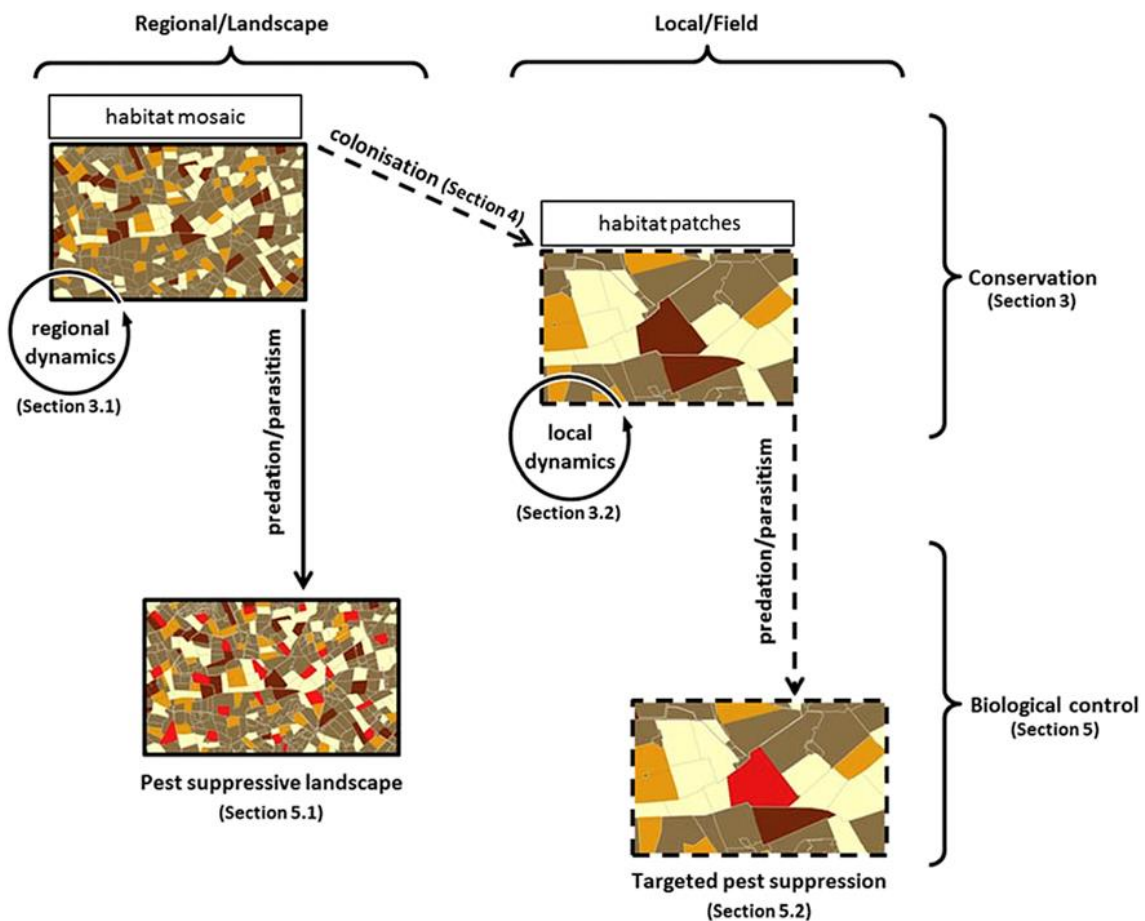
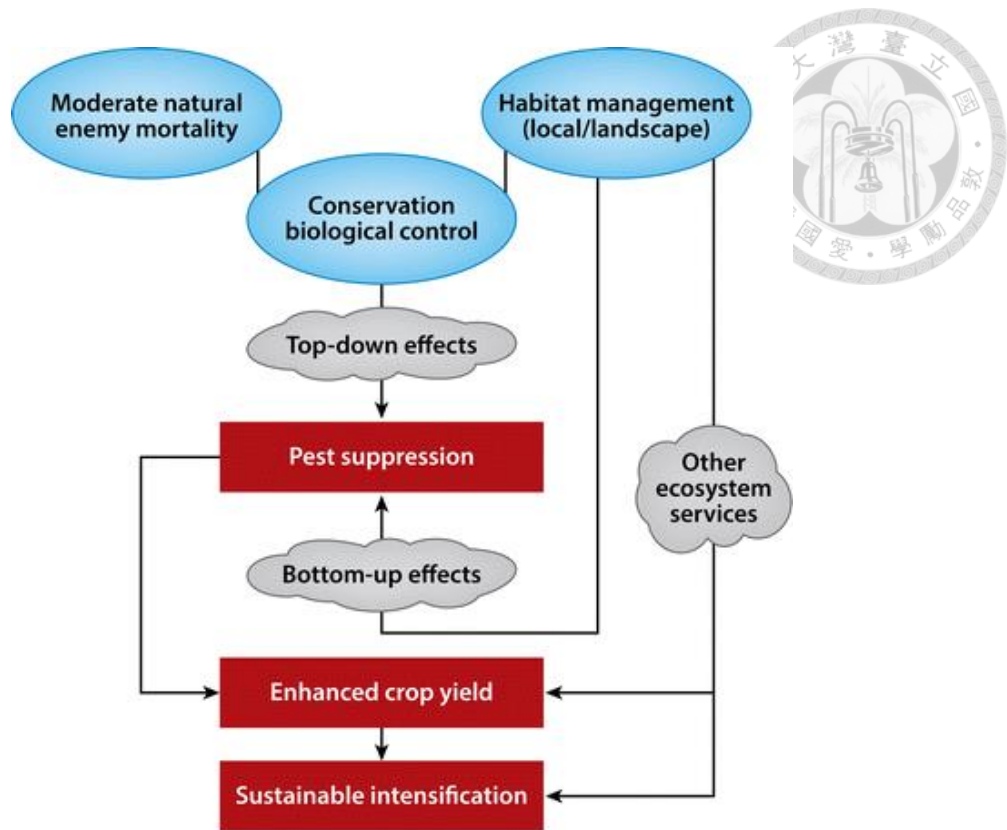


圖 2 保育型生物防治框架(Begg et al., 2017)

實線箭號表示景觀尺度下非特定性保育對害蟲的普遍性抑制。虛線箭號表示地方尺度下因天敵的定棲而對害蟲的特定抑制。紅色面積表示天敵對害蟲的抑制。




 Gurr GM, et al. 2017.
Annu. Rev. Entomol. 62:91–109

圖 3 棲地管理與保育型生物防治之關聯(Gurr et al., 2017)
橢圓形表示研究領域，雲朵形表示機制，長方形表示潛在結果。

2.2 目標節肢動物之生物特性

由於生物防治涉及到相關害蟲與天敵的食性偏好與捕食行為，而景觀的影響也與棲地偏好或遷移特性有關，因此本研究將回顧目標節肢動物在水稻田生態系統中的角色、潛在影響、食性偏好、棲地偏好以及遷移特性等。其中，目標節肢動物是本研究依照調查資料中的數量以及在生態系統中的重要性篩選出的 13 個節肢動物群，包含了 4 個同功群：稻害者(pest)、掠食者(predator)、擬寄生者(parasitoid)、中性物種(neutral species)，以及其下不同的生物分類：葉蟬科(Cicadellidae)、偽黑尾葉蟬(*Nephotettix cincticeps*(Uhler))、稻蝨科(Delphacidae)、白背飛蝨(*Sogatella furcifera* (Horváth))、斑飛蝨(*Laodelphax striatellus*(Fallén))、褐飛蝨(*Nilaparvata*

lugens(Stål)、蜘蛛目(Araneae)、長腳蛛科(Tetragnathidae)、瓢蟲科(Coccinellidae)。

2.2.1 稻害者之潛在危害、棲地偏好、遷移特性與天敵種類

在稻害者的部分，其下的葉蟬科與稻蝨科物種是水稻田中常見的害蟲。在臺灣水稻田常見三種黑尾葉蟬(*Nephotettix* 屬)，其中最普遍的是偽黑尾葉蟬，其成蟲與若蟲會刺吸水稻汁液，取食殘留的口針鞘及產卵會破壞水稻組織，直接危害稻株，此外其亦為水稻黃萎病及黃葉病的媒介昆蟲。一、二齡若蟲通常棲息於新葉，三、四齡若蟲多棲其於葉背，成蟲通常棲於葉背、葉鞘或幼穗。偏好含氮量較高的水稻田，亦會出現於小麥、大麥、玉米、小米、茭白、甘蔗及其他禾本科雜草中。冬季低溫時，主要棲於田埂雜草附近或再生稻中，遷移性不大(Gray, Andow, & Kiritani, 2019; Widiarta, Ikeda, Fujisaki, & Nakasuji, 1993; 林慶元 et al., 2007)。偽黑尾葉蟬有多種天敵，包含寄生性的赤眼蜂科(Trichogrammatidae)、瘦小蜂科(Mymaridae)、頭蠅科(Pipunculidae)、絨小蜂科(Eulophidae)、金小蜂科(Pteromalidae)、螫蜂科(Dryinidae)等，以及捕食性蜘蛛和瓢蟲(林珪瑞, 1974; 林慶元 et al., 2007; 龍林根, 1982)。

在稻蝨科的部分，本研究篩選出台灣最常見的白背飛蝨、斑飛蝨及褐飛蝨。白背飛蝨屬於長距離遷移性害蟲，其成蟲產卵會導致稻株褐化，阻礙植株發育，且成蟲與若蟲會吸取稻株養分，影響產量。斑飛蝨的部分，除了吸取水稻汁液之外，還是水稻縞葉枯病的傳播媒介，影響產量。而褐飛蝨亦屬於長距離遷移性害蟲，其成蟲與若蟲吸取稻株營養，常因分泌物引起煤煙病，其密度低時可造成植株黃化，密度高時可使稻株迅速枯萎倒伏，造成蝨燒，此外褐飛蝨還可媒介草狀矮化病及皺縮矮化病，若施灑持久型廣效性農藥還可能導致褐飛蝨再猖獗(resurgence)之發生(Chelliah & Heinrichs, 1980; 林慶元 et al., 2007)。稻蝨科常見的天敵除了捕食性蜘蛛與瓢蟲之外，還有盲蝽科(Miridae)、隱翅蟲科(Staphylinidae)、瘦小蜂科、赤眼蜂科、絨小蜂科、緣腹細蜂科(Scelionidae)、金小蜂科、頭蠅科、枝角蟲科(Elenchidae)、跳小蜂科(Encyrtidae)、螫蜂科等(Gurr et al., 2011; 吳中孚, 吳應桂, & 卓文禧, 1991;



林珪瑞, 1974; 林慶元 et al., 2007)。


值得注意的是，白背飛蝨與褐飛蝨皆為長距離遷移性害蟲，在臺灣，這兩種飛蝨的遷入會受到鋒面、低壓環流、西南氣流或副熱帶高壓影響，在四月到八月陸續自海外遷入，冬季時僅少量能越冬(林慶元 et al., 2007; 黃守宏, 2013)。而斑飛蝨雖然具有自海外遷入的可能，但此情形在臺灣仍不明顯，且斑飛蝨的越冬能力良好，一般認為是本土性害蟲(Otuka, 2013; 黃守宏, 2013)。以棲地來說，白背飛蝨與斑飛蝨除了在水稻田中之外，也可能出現於玉米、大麥、小麥、高粱、甘蔗及其他禾本科作物或雜草中，褐飛蝨則僅以水稻為寄主植物(黃守宏, 2013)。

2.2.2 掠食者之獵物與棲地偏好、捕食行為與遷移特性

在掠食者的部分，蜘蛛與瓢蟲是水稻田中常見的肉食性節肢動物。在本研究資料中，長腳蛛科是蜘蛛目中數量最多的分類階元(taxon)，其他科別的數量由多至少為金蛛科(Araneidae)、貓蛛科(Oxyopidae)、蟹蛛科(Thomisidae)、皿網蛛科(Linyphiidae)、紅螯蛛科(Eutichuridae)、狼蛛科(Lycosidae)、袋蛛科(Clubionidae)、蠅虎科(Salticidae)、姬蛛科(Theridiidae)、花皮蛛科(Scytodidae)等。

以長腳蛛科來說，調查到的物種以長腳蛛屬(*Tetragnatha*)為主。長腳蛛屬物種平時喜歡潮濕的棲地，例如草地、水田、濕地或溪邊，在水稻田中通常棲息於植株上部或田的邊緣，能在植株或田溝間結水平圓網，是亞洲稻田生態系統中主要的廣食性掠食者。在非耕作時期，由於稻田中能讓蜘蛛結網的植株較少，因此稻田旁的溝渠為重要棲地之一。亦有許多篇研究指出長腳蛛數量取決於周圍的森林覆蓋與距離(Baba et al., 2018; Baba & Tanaka, 2016; Tsutsui, Tanaka, Baba, & Miyashita, 2016)。

在其他蜘蛛的部分，以水稻田中常見物種所具特性來說，金蛛科主要棲息在泥濘草地，在水稻田中棲息於植株中上層，結垂直圓網。貓蛛科主要棲息於草叢或灌木叢中，在水稻田中棲息於植株中層，以追逐或跟蹤來捕食。蟹蛛科主要棲息於植物的花或葉，在水稻田中棲息於植株中層，以埋伏來捕食。皿網蛛科主要棲息於草地、草坪，在水稻田中棲息於中下層，會結三維的片網來捕食。狼蛛科主要棲息於




草地或落葉叢潮濕地面，在水稻田中主要棲息在地上、田中湛水水面或稻株基部，以遊獵為食(Betz & Tschardtke, 2017)。姬蛛科主要為結網型蜘蛛，紅螯蛛科、袋蛛科、蠅虎科主要以遊獵來捕食，花皮蛛科則以吐出黏液來狩獵(Auerbach, Cushing, & Harris, 2016; Lissner, 2011; Wikipedia contributors)。

蜘蛛多為廣食性掠食者，但不同物種所捕食的獵物可能因捕食行為、偏好與植株棲息部位而異，亦可能受到該年害蟲發生種類與密度而有所不同，此部分因地區而異。多數在水稻田蜘蛛的研究著重在長腳蛛科、狼蛛科與皿網蛛科上，少部分研究針對金蛛科、袋蛛科與貓蛛科等物種。以下回顧現有文獻中對於稻田常見蜘蛛捕食特性之研究。

以長腳蛛科來說，研究多著重於長腳蛛屬物種。長腳蛛會捕食白背飛蝨(Kyaw & Ranamukhaarachchi, 2003)，而因為是結網型蜘蛛，獵物來源可能包括鱗翅目(Lepidoptera)、雙翅目(Diptera)、半翅目(Hemiptera)、鞘翅目(Coleoptera)、膜翅目(Hymenoptera)以及直翅目(Orthoptera)物種(Tahir, Butt, & Sherawat, 2009)。Kiritani, Kawahara, Sasaba, and Nakasuji (1972)發現偽黑尾葉蟬與褐飛蝨僅佔長腳蛛 44% 的食物來源，並指出長腳蛛偏好具翅膀的害蟲成蟲與雙翅目飛蝨。Tsutsui et al. (2016)發現水稻田中的雙翅目豐量和長腳蛛的族群增長率有顯著正向關係，顯示雙翅目飛蝨對長腳蛛自下而上的影響力，認為雙翅目物種可能是支持長腳蛛豐量的關鍵獵物。此外長腳蛛屬與粗螯蛛屬(*Pachygnatha*)物種也會捕食盲蝽等害蟲(Kobayashi, Takada, Takagi, Yoshioka, & Washitani, 2011)。但 Wang et al. (2017)指出日本長腳蛛(*Tetragnatha maxillosa*)的捕食性較擬環紋豹蛛(*Pardosa pseudoannulata*)和八星金姬蛛(*Coleosoma octomaculata*)差。

以狼蛛科來說，有許多針對擬環紋豹蛛的研究。擬環紋豹蛛捕食性強，越冬性也佳，甚至在越冬時也能夠捕食(Murata, 1999; Wang et al., 2017)。Kiritani et al. (1972)指出偽黑尾葉蟬與褐飛蝨佔了擬環紋豹蛛八成以上的食物來源，但也有不少獵物為蜘蛛。Kyaw and Ranamukhaarachchi (2003)發現巨山蟻屬(*Camponotus*)和擬環紋




豹蛛的組合對白背飛蝨的抑制最有效，水稻產量也較高。其他亦有擬水狼蛛(*Pirata subpiraticus*)的研究，Ishijima et al. (2006)指出在水稻生長前期擬環紋豹蛛的獵物以雙翅目物種為主，擬水狼蛛則以雙翅目與水生異翅亞目(Heteroptera)物種為主，但總體來說兩者捕食以偽黑尾葉蟬最多，搖蚊次之。吳進才、徐建祥與程遐年(1997)指出擬水狼蛛對於褐飛蝨與中性物種幼蟲的偏好差異不明顯，應屬於隨機捕食。Tahir and Butt (2009)實驗得到 *Lycosa terrestris* 與 *Pardosa birmanica* 皆較偏好白背飛蝨若蟲。其獵物還會受到其他蜘蛛物種的影響，Mayura, Tetsuya, Akira, Shun, and Izumi (2013)指出在水稻植株上層活動的盲蝽(害蟲)可能會因為受困於長腳蛛的網後掉落至植株下層而被狼蛛捕食。

以皿網蛛科來說，許多研究以食蟲瘤胸蛛(*Ummeliata insecticeps*)為主，食蟲瘤胸蛛能夠捕食白背飛蝨與褐飛蝨(Zhang, Zhang, & Gu, 1999)，但 Wang et al. (2017)指出食蟲瘤胸蛛捕食性較擬環紋豹蛛和八星金姬蛛差。Kiritani et al. (1972)發現食蟲瘤胸蛛較偏好葉蟬與飛蝨等害蟲的若蟲，但也捕食了不少蜘蛛。其他常見物種還有臺灣裂頭小皿蛛(*Callitrichia formosana*)，Sigsgaard, Toft, and Villareal (2001)發現臺灣裂頭小皿蛛若是完全以臺灣黑尾葉蟬或褐飛蝨為食則無法活到成蛛，顯示替代性獵物在水稻田生態系中的必要性。

其他蜘蛛物種如金蛛科，因亦為結網型蜘蛛，亦可能捕食鱗翅目、雙翅目、半翅目、鞘翅目、膜翅目以及直翅目物種(Tahir et al., 2009)。Preap, Zalucki, Jahn, and Nesbitt (2001)指出卵形鬼蛛(*Araneus inustus*)能夠造成褐飛蝨很高的死亡率。而貓蛛科的部分，Tahir and Butt (2009)的實驗顯示爪哇貓蛛(*Oxyopes javanus*)偏好瘤野螟(*Cnaphalocrocis medinalis*)幼蟲，但也會捕食飛蝨、葉蟬、雙翅目及水生異翅亞目物種。在袋蛛科的部分，Murata and Tanaka (2004)指出千島袋蛛(*Clubiona kurilensis*)與白背飛蝨皆多位於水稻植株下層，是捕食飛蝨的有效掠食者。


在遷移特性方面，雖然蜘蛛目物種不具翅膀，但許多蜘蛛目物種具有空飄(ballooning)特性，也就是在適當的氣象條件下，利用身體與絲產生的阻力，隨著氣



流上升而遷移至其他地方。在本研究資料所出現的蜘蛛科別中，除了紅螯蛛科和花皮蛛科之外，其他科別在文獻中皆有被記載具空飄能力，且頻繁發生。然而由於所記載的科別中不一定所有物種都具有空飄能力，加上本研究中許多蜘蛛並未被鑑定至種，因此無法確定調查到的每一種蜘蛛都會空飄，但對於本研究最多數的長腳蛛科而言，文獻指出其下的長腳蛛屬中一些會出現於稻田的物種(如尖尾長腳蛛(*Tetragnatha caudicula*)與直伸肖蛸(*Tetragnatha extensa*))具空飄能力，且發生亦屬頻繁(Bell, Bohan, Shaw, & Weyman, 2005; Okuma & Kisimoto, 1981)。

在瓢蟲科的部分，本研究資料中有九成以上的調查紀錄為橙瓢蟲(*Micraspis discolor*(Fabricius))。橙瓢蟲在防治褐飛蝨上被認為是很好的媒介，但其實橙瓢蟲同時是肉食性也是植食性昆蟲，食性很廣，食物來源包括蚜蟲、葉蟬、飛蝨、螟蟲、薊馬、葉蟎、花粉等(Shanker, Mohan, Sampathkumar, Lydia, & Katti, 2013; Taleb & Sardar, 2007; 杜予州, 陳學忠, & 龍玲, 1993)。在水稻田中偏好葉蟬與花粉，尤其成蟲偏好水稻花粉，但對結實無影響(Shanker et al., 2013; 杜予州 et al., 1993)，亦有研究顯示橙瓢蟲偏好豆蚜(*Aphis craccivora*)大於褐飛蝨(Islam, Labani, & Khan, 2016)。文獻指出，相較於棉蚜(*Aphis gossypii*)，葉蟬可以使橙瓢蟲幼蟲生長速度更快，存活率也更高。而相較於無花粉的水稻，橙瓢蟲成蟲更偏好有花粉的水稻，導致橙瓢蟲在水稻的生殖生長期時族群達到最大，且在每個發展階段都能在水稻田中生存(Rattanapun, 2012)。且在瓢蟲與害蟲移入水稻田之前，這些包含橙瓢蟲在內的瓢蟲在雜草中的主要食物來源為葉蟬與蚜蟲，在水稻田中則捕食臺灣黑尾葉蟬、褐飛蝨、白背飛蝨等，甚至是開花植物中的生物(Shanker et al., 2018)。

橙瓢蟲在空間分布上是聚集性(contagious)的(Ngammuang, 1987; 杜予州 et al., 1993)，除了出現於水稻田或田埂中之外，亦會於葉菜類、豆類或秋葵等作物的花或田埂中捕食蚜蟲，於桑樹園中捕食薊馬，或於菊科作物中捕食葉蟎，以及出現於玉米田等，且成蟲被發現在菊科作物中有八成以步行來尋找葉蟎，兩成則以飛行(Boupha, Jamjanya, Khlibsuan, Siri, & Hanboonsong, 2006; Lalitha, Santhakumar, &



Kumar, 2018; Prabhakar & Roy, 2010; Shanker et al., 2018; Shanker et al., 2013; Taleb & Sardar, 2007)。瓢蟲科的遷移特性與距離隨物種而不同，文獻指出 *Micraspis* 屬物種不會長距離遷徙，而是在棲地附近越冬(Hodek, Iperti, & Hodkova, 1993)，在水稻收割後主要棲息在禾本科雜草叢生的田埂、土坎及背風向陽的荒坡中(杜予州 et al., 1993)。

2.2.3 擬寄生者之寄主、棲地偏好與遷移特性

在擬寄生者的部分，本研究的調查資料中擬寄生者的數量偏低，且沒有特別優勢的物種，篩選三年調查總數佔總體擬寄生者 5% 以上的科別，由多至少分別為緣腹細蜂科、小繭蜂科(Braconidae)、頭蠅科、金小蜂科、絨小蜂科、寄生蠅科(Tachinidae)、姬蜂科(Ichneumonidae)、螫蜂科。

緣腹細蜂科物種為卵寄生蜂，寄主涵蓋種類廣泛，包含昆蟲與蜘蛛，具有良好的寄主搜尋能力及繁殖能力。水稻田中常出現的緣腹細蜂科物種包括寄生於三化螟(*Scirpophaga incertulas*)及其他鱗翅目物種的 *Telenomus* 屬、寄生於小稻蝗(*Oxyhyla intricata*)及其他蝗科(Acrididae)物種的 *Scelio* 屬、寄生於大稻緣椿象(*Leptocorisa oratorius*)與禾蛛緣椿象(*Leptocorisa acuta*)及其他蛛緣椿科(Alydidae)物種的 *Gryon* 屬以及其他寄生於椿象的物種(Arakawa, Miura, & Fujita, 2004; Morrill & Almazon, 1990; Rajmohana, 2006; Ramani, Mohanraj, & Yeshwanth, 2019; Reji & Chander, 2008; 邱瑞珍 & 周根清, 1974)。Manjunath, Rai, and Gowda (1978)紀錄到 *Baeus* 屬、*Gryon* 屬與 *Oxyscella* 屬會寄生於褐飛蝨卵中，但 *Baeus* 屬物種通常寄生於蜘蛛卵囊中(Austin, 1985)，Gurr et al. (2011)指出這可能來自識別錯誤或缺乏調查。在棲地的部分，若不細分種類的話，由於緣腹細蜂科分布廣，幾乎在各種棲地中皆能找到(Rajmohana, 2006)，目前少有研究關於寄生於稻害者之緣腹細蜂科物種的棲地偏好，但文獻指出稻害者的產卵處會影響寄生率，Morrill and Almazon (1990)發現大稻緣椿象在禾本科雜草上的卵被緣腹細蜂科物種 *Gryon nixonii* 寄生的比例較在水稻上的卵還低一半以上。在遷移部分之研究也較少，與氣象條件較相關，



Farrow (1981)在澳洲的平原上的研究發現主要寄生於蝗蟲 *Chortoicetes terminifera* 的緣腹細蜂科物種 *Scelio fulgidus* 可以隨著盛行風在一天內擴散 100 至 300 公里遠。

在水稻田中常出現的小繭蜂科物種多屬於 *Apanteles* 屬、*Cotesia* 屬或 *Cardiochiles* 屬，主要寄生於瘤野螟與三化螟等鱗翅目的幼蟲中(周樑鎰, 1979; 陳健忠 & 邱瑞珍, 1983)。在棲地選擇的部分，主要受到寄主與作物氣味影響，根據文獻，*Cotesia flavipes* 因為會寄生於蛾類幼蟲，除了水稻之外亦會在甘蔗、玉米、高粱等作物中出現(Joyce, White, & Medina, 2014)。Rathika and Nalini (2011)研究了姬蜂科物種 *Trichomma cnaphalocrocis* 與小繭蜂科物種 *Cotesia angustibasis* 受水稻揮發物的影響，發現相較於健康的植株，兩物種較容易受到被瘤野螟危害嚴重的水稻之氣味吸引。Takabayashi, Noda, and Takahashi (1991)的實驗中發現寄生於夜蛾科 (Noctuidae)的 *Apanteles Kariyai* 還可能受到其他蔬果作物的吸引。而 Rutledge and Wiedenmann (2003)研究了寄生於玉米與高粱害蟲的小繭蜂科物種 *Cotesia sesamiae*，發現該物種難以透過棲地偏好的改變來擴展其寄主範圍。在遷移方面的研究較少，但有研究估計被引入非洲的小繭蜂科物種 *Cotesia flavipes* 每年的擴散範圍可能超過 200 公里(Assefa, Mitchell, Conlong, & Muirhead, 2008)。在其他生物特性方面，程忠方 (1984)指出寄生於瘤野螟的小繭蜂科物種 *Apanteles cypris* 在陰雨天或低溫時尋找寄主的能力較差，且具有重寄生者(hyperparasitoid)。

水稻田中常見的頭蠅科有 *Pipunculus* 屬和 *Tomosvaryella* 屬，在水稻田中主要寄生於葉蟬或飛蝨的若蟲或成蟲，在臺灣尤其寄生於偽黑尾葉蟬(Chu & Hirashima, 1981; Hardy, 1970; 林珪瑞, 1974)。林珪瑞 (1974)在台北水稻田的調查發現，五月時草地中棲息的偽黑尾葉蟬受到頭蠅科寄生率高達 44%，比在稻田中更多，而在稻田中的寄生率在二期時較一期時高，且所調查到的部分頭蠅科物種多分布於東亞山區地帶。Chandra (1980)指出該科物種較偏好乾燥區域。在遷移部分，多數研究僅指出頭蠅科物種會在植株之間盤旋，且飛行極迅速，在水稻田中雌蟲通常在稻

株間飛行，在尋找寄主時於空中飛停選擇目標後攻擊(Brown et al., 2009; 林珪瑞, 1974)。

水稻田中常出現的金小蜂科有 *Panstenon* 屬及蟲燦金小蜂屬(*Trichomalopsis*)，前者被發現會寄生於飛蝨的卵(Luo & Zhuo, 1980)，後者的寄主則包含三化螟，甚至會重寄生於擬寄生者，如寄生蠅、稻蝗細卵蜂(*Scelio oxyae*)(緣腹細蜂科)、廣肩小蜂(*Eurytoma* 屬)、螟卵嚙小蜂(*Tetrastichus schoenobii*)(絨小蜂科)等，其他屬物種在水稻田內也多寄生於蛾類害蟲，包括夜蛾科、螟蛾科(*Pyralidae*)與草螟科(*Crambidae*)(Khan et al., 1991; Rao & Behera, 1986; Sureshan & Narendran, 2003; 邱瑞珍 & 周根清, 1974)，棲地方面，*Trichomalopsis* 屬物種除了在水稻田中之外，也可能出現於其他作物或鄰近植被中(Sureshan & Narendran, 2003)。

由於其他的擬寄生者科別佔比皆不到 10%，本研究以下僅簡述水稻田中各科的常見寄主。水稻田中絨小蜂科物種之寄主包括白背飛蝨、褐飛蝨，以及二化螟(*Chilo suppressalis*)、三化螟、瘤野螟等鱗翅目物種，甚至有可能重寄生於其他擬寄生者如姬蜂或小蘭蜂等(Bakthavatsalam, Ravi, Bhagat, & Tandon, 2011; Bayegan, Lotfalizadeh, & Zargarani, 2015; Feijen & Schulten, 1983; Gurr et al., 2011; Moore & Kfir, 1995; 陳健忠 & 邱瑞珍, 1983)。水稻田中常見寄生蠅科物種主要寄生於瘤野螟、稻苞蟲(*Parnara guttata*)、二化螟、椿象等，或寄生於其他禾本科作物的鱗翅目害蟲，過去臺灣也曾引進國外的寄生蠅科物種來防治水稻田中的鱗翅目害蟲(Franqui, Pantoja, & Medina-Gaud, 1988; Grenier, 1988; 龍林根, 1982)。水稻田中常見姬蜂科物種能寄生於多種鱗翅目害蟲中，如瘤野螟、稻苞蟲等(Matsushita, Ueno, & Ueno, 2014; Ueno, 2016; 陳健忠 & 邱瑞珍, 1983)。螫蜂科被認為是最重要的飛蝨天敵之一，水稻田中常見的螫蜂科可寄生於褐飛蝨、斑飛蝨、白背飛蝨及臺灣黑尾葉蟬，且褐飛蝨成蟲與五個齡期的若蟲皆可被其寄生，而螫蜂科物種主要是隨著被寄生的寄主遷入水稻田中(Gurr et al., 2011)。



2.2.4 中性物種之食性、棲地偏好、遷移特性與天敵種類

在中性物種的部分，本研究的調查資料中有 99%以上都是雙翅目，且七成以上為搖蚊科(Chironomidae)。搖蚊科的幼蟲生活在水中，以懸浮藻類、浮游生物、碎屑或沉積於水底的有機物為食，有些以水生無脊椎動物為食，易受水質、水位、水溫及水中食物的影響。而搖蚊的成蟲基本上不進食，有些物種在羽化後能隨著風而長時間飛行至棲息地，棲息地的選擇與溫度、風與濕度有關，偏好潮濕與開放性的棲地，在林地等植被茂密的陰涼處則較少，通常不會飛離水域太遠，在水稻田排水後會數量會快速下降。成蟲常有群飛(swarm)的現象，雌蟲會飛行至所選擇的產卵處，有些種類會避免產卵於已有搖蚊幼蟲存在的水體，水質也可能影響產卵選擇。雖然搖蚊幼蟲在澳洲與美國加州有危害水稻的紀錄，在亞洲也有危害水稻的可能，但在目前在臺灣則無文獻有類似紀錄(Al-Shami, Che Salmah, Abu Hassan, & Siti Azizah, 2010; Darby, 1962; Delettre, Tréhen, & Grootaert, 1992; Oliver, 1971; Stevens, Warren, & Braysher, 2003)。根據文獻紀錄，水稻田中這些雙翅目物種的天敵通常是蜘蛛等廣食性掠食者，由於中性物種在水稻田前期湛水時期數量較多，通常被認為是掠食者在前期的替代獵物(Ishijima et al., 2006; Park & Lee, 2006; Radermacher, Hartke, Villareal, & Scheu, 2020; Tahir & Butt, 2009; Tsutsui et al., 2016; 吳進才 et al., 1997; 郭玉杰, 王念英, 蔣金煒, 陳俊煒, & 唐建, 1995)。

2.3 景觀結構及農法對水稻田節肢動物之影響

景觀與農法常同時影響著田間生物，過去已有許多研究探討景觀與農法和農田節肢動物的關係，包括害蟲與天敵所受到的影響(Chaplin-Kramer et al., 2011; Karp et al., 2018; Mahmood et al., 2016; Zehnder et al., 2007)。許多研究在景觀方面的探討因子包含景觀尺度下的土地覆蓋、空間結構等，或是地方尺度下的田埂植被或多樣化作物種植等，在農法方面則包括地方尺度下施灑農藥、肥料、田間湛水、作物品種等。由於農法的效果時常取決於景觀因子或尺度(Bengtsson, AhnstrÖM, & Weibull, 2005; Miyashita, Yamanaka, & Tsutsui, 2014)，此兩個因素在過去研究上常常一起被




考慮，因此本研究所回顧的文獻中亦有部分研究結果同時包含了景觀與農法的效果。而因水稻田之環境因子與一般旱田差異甚大，以下回顧僅針對國內外水稻田之農法與景觀對節肢動物的影響。

2.3.1 農法對水稻田節肢動物之影響

若僅考慮農法，以農藥的影響來說，雖然農藥的使用目的是減少害蟲數量，但有許多研究發現使用農藥的水稻田中，害蟲數量反而比未使用農藥的田多，或是天敵的數量在使用農藥的田中較少。Ito, Miyashita, and Sekiguchi (1962)指出偽黑尾葉蟬、白背飛蝨與斑飛蝨數量在施灑農藥的幾週後顯著增加，增加率也提高，可能因為蜘蛛受到了農藥的影響。Gangurde (2008)發現天敵和害蟲的多樣性和豐度在未噴灑化學農藥的田中皆較高。Takada, Takagi, Iwabuchi, Mineta, and Washitani (2014)比較了無施灑農藥的冬季湛水稻(winter-flooded paddies)與慣行稻作中蜘蛛在夏天的密度與多樣性差異，發現在慣行田施灑農藥前與後，冬季湛水田的蜘蛛密度與物種數皆較慣行田高。Settle et al. (1996)發現若在水稻生長前期以農藥減少掠食者數量，將使得水稻生長後期的害蟲大量發生，明確指出了農藥對天敵的衝擊所帶來的後果。若從原本的慣行田轉為有機耕作，害蟲與天敵的組成也會隨著時間有所改變，Tsutsui, Kobayashi, and Miyashita (2018)研究了稻田從慣行轉型至有機後的3至18年間節肢動物豐量的變化，發現鱗翅目幼蟲、長腳蛛、部分月份的飛蝨與椿象的數量隨著年份增加至穩定數量，且飛蝨與葉蟬的數量與長腳蛛數量皆呈負相關，顯示所增加的天敵捕食可能逐漸減少了這些害蟲的數量。


然而，農藥的效果並不完全有一定的趨勢，在無農藥田中也有天敵數量較少或未受影響的可能。Kajimura et al. (1993)發現在沒有施灑化肥與沒有飼養家禽的有機田中，偽黑尾葉蟬、白背飛蝨與褐飛蝨的密度皆較低，但天敵的密度在有機田中也較低，或與其他田無差異。Hossain, Choudhury, Hossain, and Alam (2002)比較了水稻田中生態農法與慣行農法中的土壤與節肢動物，發現在部分地區生態農法的節肢動物數量較慣行多，但生態與慣行農法中的害蟲或天敵的相對豐量在每一地區



皆沒有顯著差異。Horgan et al. (2017)發現在田埂種植豆類植物或使用農藥皆對天敵數量沒有顯著影響，但有噴農藥的稻作受到瘤野螟的危害更高，飛蟲受到捕食與寄生的比例更低，且只有在沒噴農藥的田中，飛蟲與螟蟲的卵受到天敵影響的死亡率與害蟲卵的密度有關，表示天敵數量雖沒有受到農藥影響，但抑制的效果卻下降了。農藥的效果與使用劑量也有關，Betz and Tschardtke (2017)發現農藥跟肥料對蜘蛛數量沒有顯著影響，可能使用的劑量較低，並指出長腳蛛的蜘蛛網因為容易被觀察到，適合讓農夫作為是否噴藥的指標。此外，農藥的效果也與農藥的種類有很大的關係，若使用的是生物性殺蟲劑，對生物的衝擊則較低，Prabawati, Herlinda, and Pujiastuti (2019)的研究發現含多種昆蟲病原真菌的生物性殺蟲劑並未降低掠食者的豐量，但化學性殺蟲劑阿巴汀(abamectin)則使所有分類的掠食者豐量下降，並以移動速度相對較慢的結網型蜘蛛下降最多。


害蟲受到農藥而增加的情況除了是因天敵減少之外，也可能是因農藥對於害蟲在生理上的刺激，尤其是對於飛蟲物種，容易導致再猖獗的發生。Chelliah and Heinrichs (1980)指出褐飛蟲再猖獗的主要因素並非來自飛蟲與天敵的死亡率差異，而可能是使用了殺蟲劑的植株生長得較好，吸引了飛蟲前來大量繁殖，或是殺蟲劑對褐飛蟲產生的生理刺激，使褐飛蟲若蟲期減短、成蟲期增加，導致繁殖能力增加、族群數量大增。Zhang et al. (2014)發現殺蟲劑 TZP 會刺激白背飛蟲、斑飛蟲與褐飛蟲的繁殖力。除了繁殖力之外，Zhao, Shi, and Wu (2011)發現高濃度的殺蟲劑能使褐飛蟲飛行時間更久、速度更快。而即使是毒性較低的殺菌劑與除草劑也可能刺激害蟲，Wu, Ge, Liu, Song, and Stanley (2020)彙整了飛蟲物種再猖獗的案例，指出在猖獗分為急性與慢性，前者通常來自傳統殺蟲劑引起第一子代迅速增加，後者則是包含殺菌劑與除草劑等對天敵毒性較低的現代農藥對飛蟲的刺激，導致第二子代或其後世代的再猖獗。

除了農藥之外，即使是都是有機田，也可能受其他田間操作影響而異。Hidaka (1997)比較了傳統有機、低投入有機與集約的水稻耕作中害蟲與天敵的差異，在傳



統有機田中，褐飛蝨受到了寄生線蟲 *Agamermis unka* 的控制而較不常發生，低投入有機田中雖無該寄生線蟲但褐飛蝨數量與傳統有機田差不多，而集約田中則無該寄生線蟲且有大量褐飛蝨，此外在低投入有機田中有豆科植物覆蓋且未耕犁，白背飛蝨的豐量較低，且狼蛛的豐量比傳統有機田還要多，顯示這些天敵在土壤受干擾較少的地方有較多的數量。Motobayashi et al. (2006)發現蜘蛛生物量在未耕犁的水稻田中比耕犁的水稻田中更高，在豐量上雖也較高但沒有顯著差異。Jiang and Cheng (2004)探討了有機肥料與化學肥料對白背飛蝨以及其他節肢動物的影響，發現有機肥料在數量上只有使得寬肩蝽科(Veliidae)掠食者 *Microvelia horvathi* 數量下降，與使彈尾目(Collembola)中性物種數量增加，而白背飛蝨的卵受到掠食與寄生的情況皆因使用有機肥而增加，指出可以使用有機肥料來增加水稻生長初期時的替代獵物進而吸引蜘蛛等掠食者前來。Horgan et al. (2019)在植被帶、肥料與作物品種的研究中指出，鱗翅目害蟲與大稻緣椿象以及其天敵在高含氮的田中的豐量較高，飛蝨和葉蟬則在低含氮的田中豐量較高。

農法除了影響害蟲與天敵之外，也可能影響水稻田中的中性物種。Ikeshoji, Iseki, Kadosawa, and Matsumoto (1980)比較了施灑不同種類肥料的水稻田中搖蚊的數量，發現有機肥田中搖蚊數最多，非有機肥次之，而綠肥與無施肥田中的搖蚊則約為前兩者的一半，且發現農藥對搖蚊沒有太大的影響，數量減少的原因主要來自稻田排水，而後期湛水時數量少的原因可能來自植株增高且存在著掠食者而不利於產卵。Settle et al. (1996)發現在水稻生長初期時增加田中有機物可以促進食碎屑者和食蜉蝣者的數量，進而提高後續廣食性掠食者的數量。Al-Shami et al. (2010)探討了農法與水質對水稻田中不同種類搖蚊的影響，指出殺蟲劑的使用造成搖蚊幼蟲數明顯下降，但低毒性除草劑的施用導致雜草分解為有機物，使得搖蚊幼蟲增加，前一期稻作留下來的有機養分也會使得下一期的搖蚊幼蟲更多，因肥料導致的優養化可能使之死亡，也可能使之增加，該研究中佔比最多的物種與水中溶氧呈負相關，主要因養分阻擋了光透入水中而形成厭氧環境，並指出水稻植株遮蔽的增加導



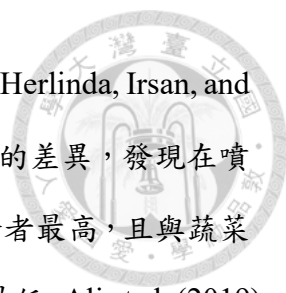
致雜草分解速度變慢、溫度變低使藻類不易生長皆可能使搖蚊幼蟲食物來源減少，而當水位較高稀釋了有機物也可能使搖蚊幼蟲密度降低，水中的氮磷可能增加搖蚊數量也可能沒有影響。Marchiori, Baumart, and Santos (2012)指出農藥對於水稻田初期的搖蚊有負面的影響，其影響而後在水稻生長期漸漸消退。

2.3.2 景觀對水稻田節肢動物之影響

景觀的影響從農田周圍的地方尺度至數千公尺的景觀尺度皆可能產生，而這些尺度範圍內包含了許多棲地類別，例如耕地、植被或森林等，以下就不同的景觀影響因子來回顧景觀對水稻田節肢動物的影響。

耕地在農業景觀中通常佔了大部分面積，Zhao, Sandhu, Ouyang, and Ge (2016)利用過去 60 年的土地利用變遷與溫度資料，以及褐飛蝨與瘤野螟等六種重要害蟲所造成的危害資料，分析景觀與氣候變遷造成的影響，發現相同耕地面積下害蟲的危害程度隨著周圍景觀耕地面積增加而增加，景觀變遷的影響較氣候變遷帶來的影響更大，凸顯了出景觀管理的重要。

當水稻田周圍種植了不同的作物與植被，便可能改變田中的物種組成，許多研究探討了水稻田周圍植被對節肢動物的影響。Bambaradeniya and Edirisinghe (2001)的調查結果顯示水稻田蜘蛛多樣性與豐量隨著水稻生長而增加，且田埂雜草是蜘蛛在水稻休耕時期的重要替代棲地。Lin, You, Yang, and Chen (2011)探討了稻田多作(polycultural manipulation)對白背飛蝨與褐飛蝨的影響，發現兩種飛蝨豐量在辣椒、薑、玉米、花生、水稻多作中比單一水稻栽培的田中還要少 49%至 55%，可能是因為非稻作在氣味或視覺上遮蔽了水稻對飛蝨的吸引力，並改變了微棲地來干擾飛蝨的飛向。Horgan et al. (2019)指出植被帶可以提供天敵棲地，且不會使得害蟲數量變高，在芝麻或秋葵種植帶中，掠食者黑肩綠盔盲蝽(*Cyrtorhinus lividipennis*)的豐量以及褐飛蝨被寄生的比率皆較高，綠豆種植帶提供了重要掠食者與擬寄生者在溢出至鄰近水稻時的棲地，但綠豆種植帶卻也可能與鄰田較多的害蟲有關係，而植被帶旁較高的擬寄生者佔比可能減少大稻緣椿象危害，綠豆種植帶與具抗性



的品種可以減少白背飛蟲與臺灣黑尾葉蟬帶來的危害。Karenina, Herlinda, Irsan, and Pujiastuti (2019)比較了水稻田埂種植開花植物、蔬菜與噴灑農藥的差異，發現在噴灑農藥的田埂中草食者和掠食者的數量最低，在開花植物中掠食者最高，且與蔬菜無差異，掠食者在開花植物中的多樣性也最高，在噴灑農藥中則最低。Ali et al. (2019)發現相較於施灑農藥與控制組，掠食者和擬寄生者的豐量以及寄生率在田埂種植開花植物的生態工法中較高，害蟲與其危害也較低。

然而，多樣化種植並不總是有正面或是顯著的影響，林勝、陳李林、尤民生、楊廣與劉豐靜(2011)調查顯示多作在蜘蛛種類的組成與優勢種上與單一作物相似，並未提高生物多樣性。姚鳳鑾與尤民生(2017)比較了水稻單一種植、水稻-玉米多作、水稻-大豆多作中的天敵移動，發現多作系統中移入與移出的天敵數量均沒有顯著增加。Horgan et al. (2017)的研究結果指出在田埂種植豆類植物或噴灑農藥皆對天敵數量沒有顯著影響。Vu et al. (2018)在未噴灑農藥的水稻田之田埂種植豆科、瓜類等蔬菜與開花植物等多樣植物，發現多樣化種植對飛蟲與瘤野螟豐量沒有影響，且三化螟成蟲數量在多樣化種植田中較多，但危害程度與對照組相似，飛蟲被寄生的情況也未因多樣化種植增加，但靠近蔬菜區的寄生情況最高，而三化螟卵的死亡率在多樣化種植中較高，稻螟赤眼蜂(*Trichogramma japonicum*)與其他卵寄生蜂的寄生情形較佳，顯示田埂種植作物的種類須謹慎挑選。Sann et al. (2018)發現與非作物棲地相比，單一水稻栽培中的擬寄生者的豐量更多，擬寄生者的孵化率也更高，開花植物並沒有顯著提升擬寄生者豐量與生物防治效果，指出水稻種植在空間和時間上的異質性已足以維持擬寄生者的高密度，生態農法應採用不同步的種植週期。

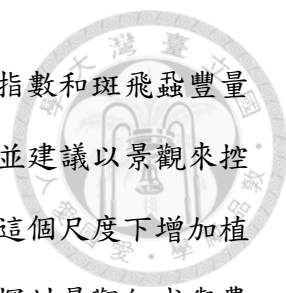
除了種植不同植被之外，水稻田周圍的再生稻或是休耕也可能會是影響因子。Betz and Tschardtke (2017)發現蜘蛛與蜘蛛網的數量變異主要受到害蟲的影響，水稻田鄰近的棲地對於蜘蛛的族群沒有影響，但保存周圍休耕田有可能使皿網蛛科 *Erigoninae* 亞科物種增加。Schoenly et al. (2010)的研究則指出在大範圍不同步種植



的景觀下，小規模的同步休耕並不會造成害蟲大規模發生或天敵明顯下降。Prabawati et al. (2019)的研究指出再生稻中的節肢動物豐量較主要稻田多，並可以作為掠食者遇到殺蟲劑時移入的棲地。

若將考慮的影響尺度拉大，森林也可能影響水稻田中的節肢動物。Miyashita, Chishiki, and Takagi (2012)考慮了森林及草地覆蓋、森林邊緣長以及地方性因子的主成分，比較了 15 個尺度下景觀對主要水稻田附近草地蜘蛛物種數及豐量的影響及 AIC，發現森林覆蓋對物種數及豐量的關係呈駝峰狀，地方性因子的影響則不大，決定景觀與物種數關係的尺度落在半徑 300 至 500 公尺，決定景觀與豐量關係的尺度則落在半徑 200 至 1000 公尺以上，可能與各物種的遷移能力有關，顯示水田和森林結合的里山景觀(satoyama landscape)對於增強草地蜘蛛物種數和豐量很重要。Tsutsui et al. (2016)發現長腳蛛豐量於耕作時期時在水稻田中較在田溝中多，非耕作時期時則相反，長腳蛛屬及雙翅目物種僅在環境友善農法下隨著半徑 200 公尺內森林覆蓋增加而增加。Baba and Tanaka (2016)探討了長腳蛛屬下的四個物種在水稻種植前對田溝棲地的偏好，發現日本長腳蛛豐量隨著溝寬增加而增加，直伸肖蛸則在中等寬度較多，植被高度對日本長腳蛛豐量有正面效果，對直伸肖蛸則為負面，與森林的距離對日本長腳蛛有負面效果，對直伸肖蛸則無。指出了長腳蛛由田溝移入至水稻田取決於當地條件以及和森林的位置關係。Baba et al. (2018)更進一步分析農法和半徑 50、100 和 200 公尺內森林及建築覆蓋對水稻田常見四類蜘蛛(長腳蛛科的長腳蛛屬及粗螯蛛屬、皿網蛛科的 Erigoninae 亞科、狼蛛科)以及斑飛蝨的影響，發現四類蜘蛛豐度皆會受到環境友善農法影響而增加，斑飛蝨成蟲及若蟲則變少，而不同種蜘蛛受到 200 公尺內森林面積影響不同，長腳蛛與狼蛛隨森林增加而增加，另外兩類則相反，而斑飛蝨若蟲受到森林面積增加而減少，成蟲則無，此外，也發現結網型蜘蛛對斑飛蝨若蟲有負向影響關係，總體顯示稻田附近的森林面積對蜘蛛及害蟲數量有重要影響。

除了景觀組成之外，也有研究探討耕地的規模以及景觀的連結度。Liu et al.



(2016)考慮了半徑 50 至 200 公尺的空間尺度，發現景觀多樣性指數和斑飛蝨豐量的多為負相關，且相關性大小隨著考慮的空間尺度增加而增加，並建議以景觀來控制害蟲數量時，單一作物耕地的寬度最好小於 200 公尺，並在這個尺度下增加植物的多樣性。Zou et al. (2020)在半徑 100 至 2000 公尺的尺度下探討景觀組成與農法對生物防治的影響，發現天敵在未噴灑農藥的稻田中抑制了褐飛蝨的增長，但與景觀組成無關，可能是稻田規模較小的關係，然而作物受到的危害在噴灑農藥的田比未噴灑的還要少，產量也較高，但這之中只有 1/3 至 1/2 的田較有獲利，其指出了害蟲的危害和生物防治與景觀環境無關，維持小規模的農田似乎比增加半自然棲息地的比例更為重要。Wang, Wu, Shang, and Cheng (2011)發現水稻水象鼻蟲 (*Lissorhoptrus oryzophilus*) 一年 36 公里的擴散現象主要來自於景觀的組成與配置，早稻的連結性對於該蟲的入侵與擴散最為相關，而大面積的非棲地土地則阻礙了該蟲的擴散，此外也與氣象及地理條件有關係。Yoshioka, Takada, and Washitani (2014)探討地方與半徑 100 至 400 公尺的景觀尺度下未割草的非本地植物義大利黑麥草 (*Lolium multiflorum*) 對於本地廣食性水稻盲蝽科害蟲的影響，發現在盲蝽移入水稻田之前，義大利黑麥草對於盲蝽有增加的作用，指出這種喜好外來植物的廣食性害蟲在關聯族群 (metapopulation) 的尺度下會受到植被的空間可及性與連接性的影響，建議用選擇性的割草以提高破碎性來防治害蟲。Dominik et al. (2018)探討了半徑 100 至 300 公尺內景觀異質性和營養階層間交互作用的影響，發現草食者 (包含稻害者) 隨著景觀多樣性升高而減少，當田埂連結性高時擬寄生者的豐量和物種數以及掠食者的豐量皆提高，而當稻田破碎化時對草食者、擬寄生者以及長腳蛛科數量有負面影響，對移動性較高的 *Micraspis* 屬瓢蟲數量則有正面效果，且掠食者與食碎屑者會受到稻田嵌塊體形狀複雜性增加而減少，但在營養階層方面，發現獵物對掠食者的重要性勝過景觀異質性，並指出應針對半徑 100-300 公尺內的景觀作管理，且維持稻作在小嵌塊體與田埂高連結性來增加天敵對害蟲的控制，並指出未來研究應著重在時間與空間上的操作。



2.3.3 在臺灣之相關研究

過去在臺灣與水稻田農法相關的研究多半著重在制度、栽培方式以及作物與環境因子的反應，僅少數研究關於田間操作對水稻田節肢動物之影響。邱瑞珍與陳炳輝(1981)在霧峰鄉試驗了水稻不同行株距對褐飛蝨、擬環紋豹蛛與食蟲瘤胸蛛發生密度的影響，發現相對於寬植區，二期的褐飛蝨數量在孕穗期後迅速上升，而兩種蜘蛛在一、二期的數量則在寬植區中顯著較多。黃守宏、鄭清煥與程永雄(2005)在民雄鄉的試驗中發現育苗箱藥劑處理對於二化螟蟲、飛蝨、瘤野螟之效果佳，且所施的三種藥劑對捕食性天敵的影響皆不明顯，搖蚊之發生量在各處理間也沒有明顯差異。在景觀的部分，相關的研究也不多，雖然過去臺灣曾有推動水稻在一期與甘藷、瓜類、毛豆、甘蔗、茭白、葡萄等間作，在二期與豌豆、大豆、番茄、馬鈴薯、葉菜類等間作(王錦堂 et al., 1992)，然而相關的影響與效益並未有詳細的說明。

直至近年來，針對水稻田節肢動物受到農法與景觀之研究才漸漸增多，且大多數位於臺灣東部，由花蓮區農業改良場所進行之研究。范美玲等(2013)在富里鄉研究了有機與慣行農法對水稻田無脊椎動物之影響，發現各功能群的物種數在有機農法下皆較多，害蟲、捕食者(掠食者)與擬寄生者的比例也較高，中性物種比例則在慣行田中較高，但不同農法未造成群集顯著分群。范美玲等(2016)進一步探討了富里鄉水稻田耕作措施與棲地異質性對節肢動物群集結構及多樣性的影響，發現農藥與化肥、田埂水泥化、湛水天數、灌溉量與高度以及地景同質化會對水稻田生物群集結構與多樣性有負面影響。范美玲 (2016)進而指出富里鄉橙瓢蟲、日本長腳蛛、爪哇長腳蛛(*Tetragnatha javana*)之豐量在不同農法中具顯著性差異，且與水稻田中無脊椎動物的物種數及豐量呈正向線性關係，再加上可反映水稻田生物多樣性、對於農法敏感、肉眼可見、可抑制優勢害蟲、農民接受度高等原因，適合作為農田中的生物多樣性指標與環境友善生態農法的推廣物種。林立與翁崧夏(2017)在花蓮市有機水稻田埂與周邊種植了多樣菊科開花植物及保留非禾本科野花，發



現一期中的擬寄生者相對豐量較對照組高，白背飛蝨也不易驟升，而二期中稻害者相對豐量較對照組明顯低，黑條黑尾葉蟬(*Nephotettix nigropictus*)在各時間點的數量也較低，捕食者、擬寄生者與中性物種則較高，且蜘蛛與橙瓢蟲數量皆在飛蝨增加後逐漸攀升，但不隨黑條黑尾葉蟬增加，總體來說生物多樣性也較高。蔡思聖等(2018)於花蓮區農業改良場試驗田研究了乾溼交替灌溉方法對無脊椎動物之影響，發現不同灌溉方法不影響群集相似性，可能受優勢物種佔比較大的影響，而稻叢群集的總個體數、物種數、均勻度隨著灌溉量的減少而顯著增加，但無法確認中間關聯性，稻叢群集的功能多樣性隨著乾涸天數增加而下降，水域群集的功能多樣性則隨著浸潤天數增加而下降，可能是因較特異的物種受到了衝擊而減少，總體來說灌溉對於水域生物之影響較大，節水灌溉前應搭配減少生態衝擊的措施。彭冠華等(2019)在三星鄉探討 $1 \times 1 \text{ km}^2$ (2017 年)與 $1 \times 1.5 \text{ km}^2$ (2018 年)尺度下人造設施所造成水稻田破碎化以及有機、慣行農法對節肢動物與兩棲類的影響，在 2017 年的低破碎樣區保持水稻田之完整，發現害蟲、捕食者與擬寄生者的數量在高破碎區高於低破碎區，且在慣行田中的害蟲數量高於有機田，在 2018 年的低破碎區混有雜木林與其他作物，發現高低破碎化的影響與 2017 年多相反，顯示植物多樣性的影響強烈，建議保留與建立田間綠帶。

相較於臺灣東部，在西部的研究相對較少。黃守宏等(2018)在民雄鄉以生物體長推估了有機與慣行水稻田中的節肢動物生物量，結果顯示一期作初期，天敵與中性物種的生物量在有機田中較慣行高，害蟲則較慣行低，但在二期作時，天敵與害蟲在兩個農法下的差異與變動皆不大，中性物種在有機田中初期低於慣行，後期則反之，總體有機的天敵與中性物種在後期較慣行中高。陸聲山等(2019)在苑裡鎮研究了地景與農法對有螫蜂類(*Aculeata*)(包含擬寄生者、授粉者、捕食者)誘集數量的影響，發現在永續農法中蜂的誘集數量高於慣行農法，在里山與里地棲地中高於里海，主要因里山與里地的農地面積多且森林連結度完整，獨棲性有螫蜂的棲息地較多樣。

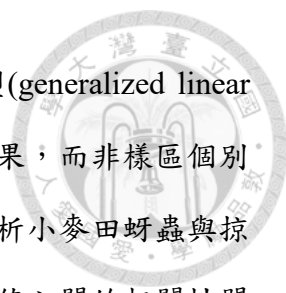


2.4 文獻於本研究之應用

由上述文獻回顧可以發現，景觀與農法對水稻田節肢動物之效果在不同的研究間仍有許多變異，主要因研究的尺度、物種、考慮變因及環境背景等條件不同，顯示兩個因子的效果在不同情況下可能有不同的趨勢，由此可知若在臺灣進行類似研究亦可能得到不同的結果。而相對於國外，臺灣在大尺度的景觀組成與配置上的研究仍較少，尤其在臺灣西部更是缺乏。有鑑於此，本研究將以臺灣西部苑裡地區水稻田為研究區域，探討大尺度景觀組成與配置以及農法對於水稻田節肢動物之影響。

除了以上所回顧的水稻田文獻之外，在其他作物中的研究方法亦為本研究所參考的對象。由於本研究欲探討的景觀是於景觀尺度下，因此會參考文獻中分析較大尺度景觀的作法，將研究區域先劃分成不同的半徑範圍作統計分析，最後以統計量來求得最適合的景觀尺度大小。此外，由於本研究亦會探討營養階層間的互動，因此將採用 Dominik et al. (2018)以及 Baba et al. (2018)的作法，將食物鏈中與目標物種相關的生物群當作解釋變數加至目標物種的模型中。由於本研究的里山、里地、里海區域並沒有特定界線，在景觀上適合利用景觀指數來量化景觀結構，將景觀視為連續性變因，然而，要同時考慮多種嵌塊體類型以及這些嵌塊體的結構，對於本研究的樣本數來說將會有過多的解釋變數，雖然可以參考 Zou et al. (2020)與 Miyashita et al. (2012)使用主成分分析(Principal Component Analysis, PCA)來縮減維度，但 PCA 並未考慮到反應變數的變異。為解決此問題，本研究參考 Megan Woltz and Landis (2014)和 Landis et al. (2000)分析大豆田瓢蟲與景觀關聯之方法，將多個景觀變數以偏最小平方迴歸(PLSR)來探討各個景觀指數對於節肢動物的效果。

此外，本研究的資料是在同一樣點同一期中的多個時間點上調查的，資料之間會有相關性，不適合以觀察值互相獨立為假設的統計模型，若是將這些觀察值皆平均在一起，又容易忽略掉本身的動態(Chaplin-Kramer, de Valpine, Mills, and Kremen, 2013)，雖然可以參考 Sann et al. (2018)、Dominik et al. (2018)與 Zou et al. (2020)使



用線性混合模型(linear mixed model, LMM)或廣義線性混合模型(generalized linear mixed model, GLMM)，但本研究更希望能著重在模型整體的效果，而非樣區個別的變異。因此，本研究在這部分將參考 Raymond et al. (2015)分析小麥田蚜蟲與掠食者關聯的方法，利用廣義估計方程式(GEE)來處理樣區內觀察值之間的相關性問題，並參考其計算蚜蟲族群成長率的方法來計算各物種的數量變化率。而為了量化節肢動物在時間上的動態分佈，本研究亦參考與改編 Raymond et al. (2015)分析昆蟲族群動態的方式，以族群動態曲線下面積(AUC)來量化節肢動物的動態以及日平均數量。

第三章 理論與方法



3.1 研究區域

研究區域位於苗栗縣苑裡鎮平原區與近丘陵地區之水稻田。苑裡平原之東及東南部與火炎山地區相鄰，經河流侵蝕切割與地殼的間歇抬升而形成低山淺丘，山丘間受河流發育沖積，形成局部小規模的沖積扇平原。受河川沖積影響，苑裡鎮盛產稻米，其產量與品質皆為苗栗縣之冠，有「苗栗穀倉」之稱(苑裡鎮公所, 2011)。根據農糧署統計，2018 年苑裡鎮一期與二期各項稻作總種植面積達 3,325 公頃，稻穀總產量達 21,058 公噸，分別占全苗栗縣的 31.5%與 30.9% (農糧署, 2018)。

本研究主要針對 2017 年至 2019 年水稻田節肢動物調查資料作分析，樣區地點編號依照所在位置分為里山(M)、里地(L)、里海(S)三區，即分別靠近山、地、海，但三個區域在本研究中並無特定範圍或界線。三個區域中又依照該田耕作方式分為有機(O)與慣行(C)農法，慣行農法是指在耕作過程中會施灑化學肥料與農藥的耕作方式，有機農法則是不施灑化學肥料與農藥的耕作方式，本研究將實施有機農法的樣區稱作有機田，將實施慣行農法的樣區稱作慣行田。

各年份所選樣區如表 1 所示，在 2017 年的兩個期作皆選擇里山有機(MO1)、里山慣行(MC1)、里地有機(LO1)、里地慣行(LC1)、里海有機(SO1)及里海慣行(SC1)，共計 6 塊。2018 年，新增里山、里地之有機與慣行田各 2 塊，即 MO2、MO3、MC2、MC3、LO2、LO3、LC2、LC3 等 8 塊，共計 14 塊田，然因雜糧轉作之故，2018 年二期缺少 MO2 之資料。2019 年一期則與 2018 年一期相同共 14 塊，而二期因 LO2 與 LO3 改作慣行農法，因此更換田區分別以 LO4 與 LO5 作替代，共計 14 塊田(圖 4)。



表 1 各年份樣區及採樣日期對照表

年份-期作	樣區編號	採樣日期	有效資料筆數
2017-1	MO1, MC1, LO1, LC1, SO1, SC1	3/31, 4/7, 4/17, 5/2, 5/12, 5/26, 6/8, 6/26	42
2017-2	MO1, MC1, LO1, LC1, SO1, SC1	9/5, 9/17, 9/30, 10/16, 11/1	30
2018-1	MO1, MO2, MO3, MC1, MC2, MC3, LO1, LO2, LO3, LC1, LC2, LC3, SO1, SC1	3/15, 4/2, 4/20, 5/3, 5/18, 6/2, 6/16, 6/30	106
2018-2	MO1, MO3, MC1, MC2, MC3, LO1, LO2, LO3, LC1, LC2, LC3, SO1, SC1	8/9, 8/31, 9/10, 9/26, 10/12, 10/27, 11/8	90
2019-1	MO1, MO2, MO3, MC1, MC2, MC3, LO1, LO2, LO3, LC1, LC2, LC3, SO1, SC1	3/13, 3/27, 4/10, 4/24, 5/15, 5/31, 6/17, 6/26	108
2019-2	MO1, MO2, MO3, MC1, MC2, MC3, LO1, LO4, LO5, LC1, LC2, LC3, SO1, SC1	8/22, 9/5, 9/20, 10/4, 10/18, 11/1, 11/8	92

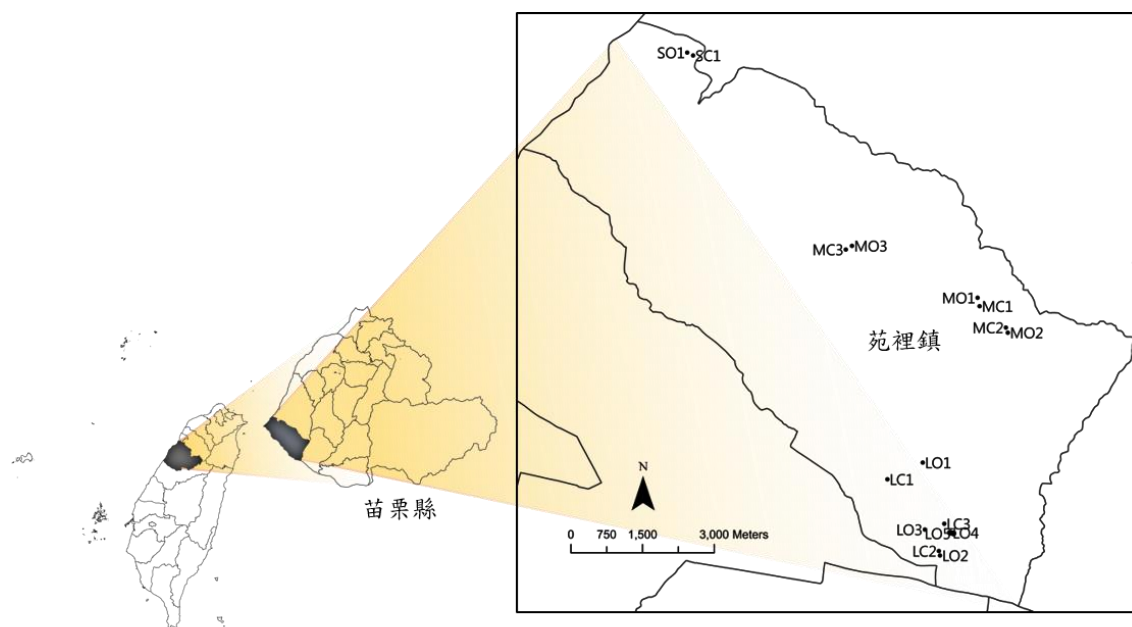


圖 4 研究樣區位置




3.2 研究資料

3.2.1 節肢動物調查資料

水稻田中節肢動物資料係由苗栗區農業改良場與台大昆蟲系病媒昆蟲研究室採集與鑑定。採集方式為在各樣區由田邊緣往田中央進行穿越線法，對稻株地上部以來回 S 型掃網 10 次，將樣本以夾鏈袋保存後攜回實驗室進行物種鑑定與計數。於 2017 年至 2019 年第一期與第二期之水稻生長期間進行採集，頻率約兩週一次，並刪去未插秧、已收割等數據，各年份一、二期之採樣日期與有效資料筆數如表 1 所示。

節肢動物之鑑定分類至種(species)，若有難以分類者則僅細分至科(family)，並將該樣本依照食性及營養階層(trophic level)區分為 5 個同功群(guilds; 或功能群 functional groups)：(1)稻害者(pest)，即害蟲，主要以禾本科為食，並且會危害稻株；(2)掠食者(predator)，主要透過捕食行為以獵物為食，為其他物種的天敵；(3)擬寄生者(parasitoid)，主要寄生於宿主體內，最後導致宿主死亡，本研究所採集到之物種幾乎以稻害者為宿主，即稻害者的天敵；(4)非稻害植食者(non-pest herbivore)，主要以非禾本科之植物為食，不危害稻株；(5)中性物種(neutral species)，為非上述分類者，如食腐動物(scavenger)、食碎屑動物(detritivore)、分解者(decomposer)及授粉者(pollinator)。因非稻害植食者數量過少，且與研究目的較無相關，故本研究選取其餘四個同功群作為目標群。除此之外，由於同一個同功群之內的節肢動物在數量或是生物特性上仍會有差異，因此本研究從原本的同功群中依照調查到的總數量與節肢動物在生態系統中的重要性，分別再篩選出特定目標群。

在稻害者部分，稻害者是水稻田生態系統中的主要有害節肢動物，在過去文獻中的研究也較詳細，本研究篩選出數量最多的兩個科別為葉蟬科(以 Cic 為分析時的代稱，以下類推)與稻蝨科(Del)，各自再篩選出主要的組成物種，分別為葉蟬科中的偽黑尾葉蟬(GLH)以及稻蝨科中的白背飛蝨(WBPH)、斑飛蝨(SBPH)與褐飛蝨(BPH)。



在掠食者部分，掠食者是有可能抑制稻害者的天敵群之一，然而由於掠食者中各物種的數量分佈較稻害者平均，若將掠食者分類至特定物種將會使得數量過少而難以分析，本研究僅篩選出數量最多的兩個科別而無再分出特定物種，分別為瓢蟲科(Coc)以及長腳蛛科(Tet)的成蛛，其中長腳蛛科只取成蛛是因為許多若蛛除了鑑種不易之外也多不具掠食行為之故。另外由於相對於昆蟲物種來說，蜘蛛彼此之間生活與捕食習性可能較接近，因此本研究亦將所有屬於蜘蛛目(Araneae)物種的成蛛作為目標群。

在擬寄生者部分，擬寄生者亦為抑制稻害者的重要天敵群，然而因擬寄生者中各科的數量皆不多，也無佔比特別多的物種，因此沒有作額外的篩選。在中性物種部分，雖然該分類在生物防治上不是主要角色，但因數量多且可能為掠食者的替代獵物，因此本研究亦考慮中性物種，而因中性物種之中幾乎為雙翅目，以獵物角色來說性質較接近，本研究未另外篩選出特定科別或物種。

以上扣除非稻害植食者後共計 13 個目標節肢動物群，自 2017 年至 2019 年在一、二期水稻田中的採樣總數與相對數量如表 2，再以農法區分如表 3，粗體部分為調查到的五個節肢動物同功群，但本研究將不會分析非稻害植食者資料，稻害者與掠食者之下又各細分成不同層級的分類作為研究對象。

表 2 2017 至 2019 年採樣總數量與相對豐量

一期				
節肢動物群 (代稱)	採樣數量	佔總數 比例(%)	佔同功群 比例(%)	佔該科 比例(%)
稻害者 (Pest)	7302	18.68		
葉蟬科 (Cic)	3625		49.64	
偽黑尾葉蟬 (GLH)	3244			89.49
稻蝨科 (Del)	2747		37.62	
白背飛蝨 (WBPH)	1612			58.68
斑飛蝨 (SBPH)	834			30.36
褐飛蝨 (BPH)	300			10.92
掠食者 (Predator)	2129	5.45		
蜘蛛目 (Araneae)	823		38.66	
長腳蛛科 (Tet)	361		16.96	
瓢蟲科 (Coc)	276		12.96	
擬寄生者 (Parasitoid)	605	1.55		
非稻害植食者 (Non-pest herbivore)	296	0.76		
中性物種 (Neutral)	28762	73.57		
總計	39094	100.00	-	-
二期				
節肢動物群 (代稱)	採樣數量	佔總數 比例(%)	佔同功群 比例(%)	佔該科 比例(%)
稻害者 (Pest)	3610	18.47		
葉蟬科 (Cic)	1166		32.30	
偽黑尾葉蟬 (GLH)	959			82.25
稻蝨科 (Del)	1335		36.98	
白背飛蝨 (WBPH)	603			45.17
斑飛蝨 (SBPH)	506			37.90
褐飛蝨 (BPH)	219			16.40
掠食者 (Predator)	1966	10.06		
蜘蛛目 (Araneae)	571		29.04	
長腳蛛科 (Tet)	228		11.60	
瓢蟲科 (Coc)	458		23.30	
擬寄生者 (Parasitoid)	639	3.27		
非稻害植食者 (Non-pest herbivore)	180	0.92		
中性物種 (Neutral)	13147	67.28		
總計	19542	100.00	-	-

表 3 2017 至 2019 年不同農法下之採樣總數量與相對豐量

一期								
節肢動物群 (代稱)	採樣數量		佔總數 比例(%)		佔同功群 比例(%)		佔該科 比例(%)	
	有機	慣行	有機	慣行	有機	慣行	有機	慣行
稻害者 (Pest)	3481	3821	13.57	28.42				
葉蟬科 (Cic)	1474	2151			42.34	56.29		
偽黑尾葉蟬 (GLH)	1284	1960					87.11	91.12
稻蝨科 (Del)	1382	1365			39.70	35.72		
白背飛蝨 (WBPH)	862	750					62.37	54.95
斑飛蝨 (SBPH)	390	444					28.22	32.53
褐飛蝨 (BPH)	129	171					9.33	12.53
掠食者 (Predator)	1288	841	5.02	6.26				
蜘蛛目 (Araneae)	433	390			33.62	46.37		
長腳蛛科 (Tet)	174	187			13.51	22.24		
瓢蟲科 (Coc)	155	121			12.03	14.39		
擬寄生者 (Parasitoid)	325	280	1.27	2.08				
非稻害植食者 (Non-pest herbivore)	235	61	0.92	0.45				
中性物種 (Neutral)	20322	8440	79.22	62.78				
總計	25651	13443	100.00	100.00	-	-	-	-
二期								
節肢動物群 (代稱)	採樣數量		佔總數 比例(%)		佔同功群 比例(%)		佔該科 比例(%)	
	有機	慣行	有機	慣行	有機	慣行	有機	慣行
稻害者 (Pest)	2153	1457	23.11	14.25				
葉蟬科 (Cic)	671	495			31.17	33.97		
偽黑尾葉蟬 (GLH)	584	375					87.03	75.76
稻蝨科 (Del)	841	494			39.06	33.91		
白背飛蝨 (WBPH)	364	239					43.28	48.38
斑飛蝨 (SBPH)	339	167					40.31	33.81
褐飛蝨 (BPH)	136	83					16.17	16.80
掠食者 (Predator)	1202	764	12.90	7.47				
蜘蛛目 (Araneae)	315	256			26.21	33.51		
長腳蛛科 (Tet)	129	99			10.73	12.96		
瓢蟲科 (Coc)	272	186			22.63	24.35		
擬寄生者 (Parasitoid)	351	288	3.77	2.82				
非稻害植食者 (Non-pest herbivore)	89	91	0.96	0.89				
中性物種 (Neutral)	5522	7625	59.27	74.57				
總計	9317	10225	100.00	100.00	-	-	-	-



3.2.2 水稻資料

各樣區水稻種植一年分為兩個期作。一期約於二月或三月時插秧，六月底至七月初收割；二期約於七月或八月時插秧，十一月收割。水稻生長資料由苗栗區農業改良場調查，取 2017-2019 年之水稻生育期及水位資料。在插秧日期的部分，若是資料有缺值或是樣區種植再生稻，則依照後續水稻生長情形推斷出一個假定的插秧日期。本研究計算每個樣區從插秧到採集當日的天數，本研究稱之為插秧後日數 (days after transplanting, *DAT*)，以在分析中考慮時間與稻米生長對節肢動物數量與數量變化率的作用。在水位的部分，為採樣當日所量測到的水位，本研究針對三年中有調查到的樣區水位資料在各個期間的平均作圖(圖 5)。此外，為了瞭解有機田與慣行田中的田間操作細項，本研究亦參考了苗栗區農業改良場在 2017 年一、二期與 2018 年一期中所調查的樣區用藥與施肥紀錄。

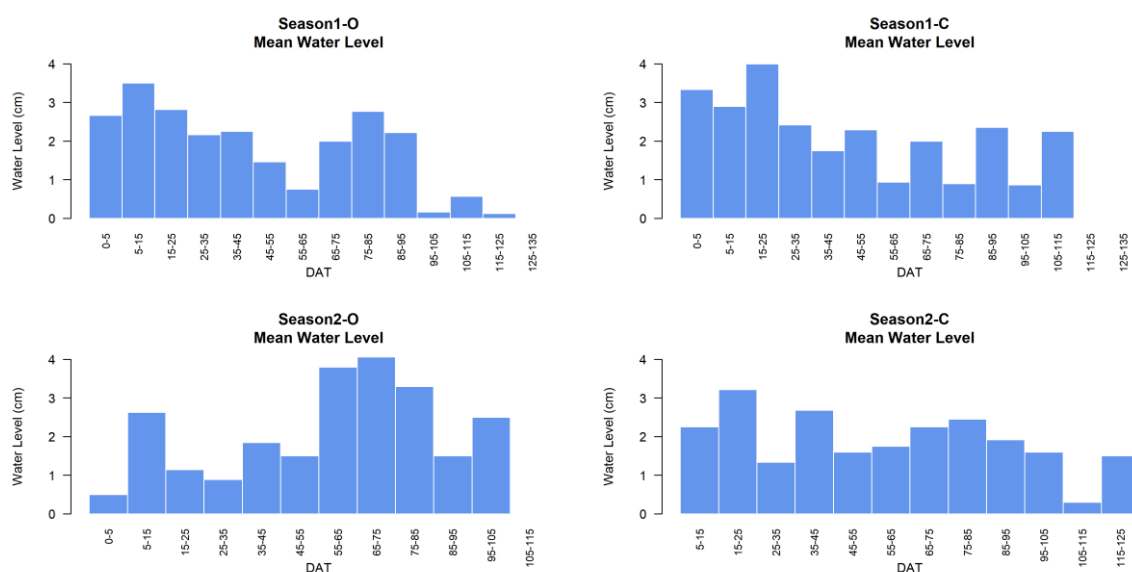


圖 5 2017 至 2019 年不同期作與農法下樣區平均水位變化
橫軸為水稻插秧後日數(days after transplanting,DAT)。縱軸為水稻田中的水位高度(公分)



3.2.3 氣象資料

由於節肢動物之生長、繁殖、遷移可能隨著氣溫而有所不同，本研究由中央氣象局觀測資料查詢系統之月報表，取得採樣當日觀測到的日均溫資料(圖 6)，在後續分析中將氣溫因子(*Temp*)考慮進統計模型中。其中，測站之選擇以距離及海拔為依據，除了樣區 MO3、MC3、SO1、SC1 使用苑裡測站(站號 C0E830)的氣象資料之外，其餘的樣區皆使用外埔測站(站號 C0F9Q0)之資料。

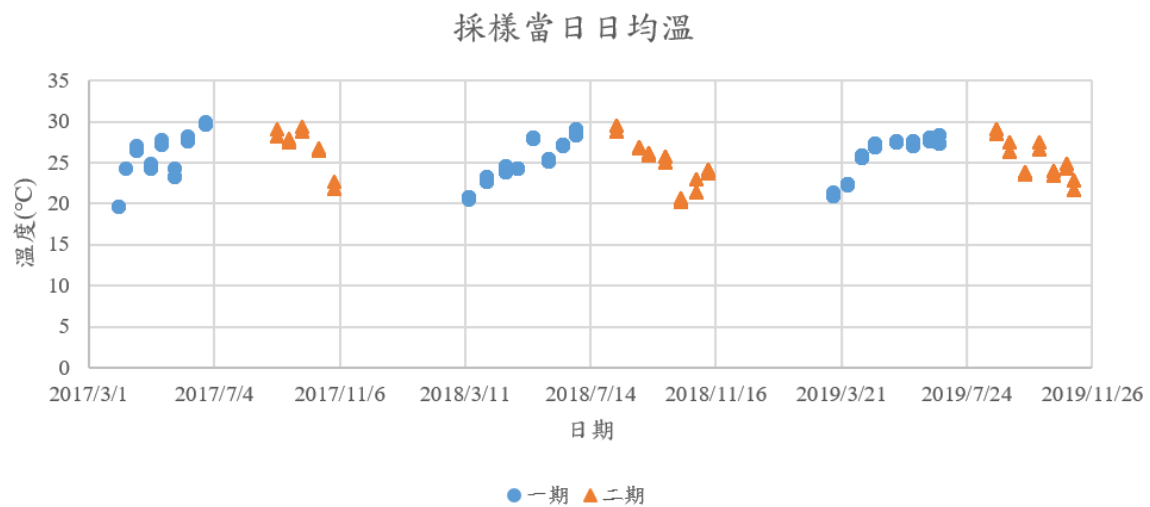


圖 6 2017 至 2019 年採樣當日樣區附近氣象測站之日均溫

3.2.4 土地利用資料

本研究使用內政部國土測繪中心之國土利用調查成果資料 2014 年版，原始圖資依土地之利用類型作三級分類，第一級共分 9 大類，分別為農業(01)、森林(02)、交通(03)、水利(04)、建築(05)、公共(06)、遊憩(07)、礦鹽(08)及其他(09)使用土地，第二級與第三級則依照各大類的利用類型進行更細的分類。然而，由於本研究欲探討的是景觀與節肢動物之間的關係，著重於土地的覆蓋類型、棲地及植被的型態，因此參照內政部的原始圖資第三級分類內容重新分類，新分類的名稱與代號分別為稻作(Rice)、旱作(Dry)、交通(Road)、陸域水體(Water)、建築與設施(Build)、裸露地(Bare)、森林(Forest)、植生地(Plant)與海面(Ocean)，共 9 大類(表 4)。



表 4 土地利用重新分類與原始分類對照表

重新分類		原始分類
名稱	代號	名稱(代號)
稻作	Rice	稻作(010101)
旱作	Dry	旱作(010102)、果樹(010103)、苗圃(020302)
交通	Road	交通使用土地(03)、防汛道路(0406)
路域水體	Water	水產養殖(0102)、河道(0401)、溝渠(0402)、蓄水池(0403)
建築與設施	Build	畜禽舍(010301)、農業附帶設施(0104)、水利構造物(0405)、建築使用土地(05)、公共使用土地(06)、文化設施(0701)、遊樂場所(070202)、體育場所(070203)、礦業相關設施(080102)、土石相關設施(080202)、鹽業相關設施(080302)、軍事用地(0901)
裸露地	Bare	防火線(020303)、土場(020304)、水道沙洲灘地(0404)、礦場(080101)、土石採取場(080201)、鹽田(080301)、裸露地(0904)、災害地(0906)、營建剩餘土方(0907)、人工改變中土地(090802)、測量標(090803)
森林	Forest	天然林(0201)、人工林(0202)
植生地	Plant	廢耕地(010104)、牧場(010302)、伐木跡地(020301)、公園綠地廣場(070201)、濕地(0902)、草地(0903)、灌木荒地(0905)、未使用地(090801)
海面	Ocean	海面(0407)




3.3 景觀指數

3.3.1 景觀結構量化

景觀(landscape)在不同的領域中有不同的解釋，本研究採用景觀生態學(landscape ecology)中之定義：由當地生態系統或土地利用以相似的形式重複混合在一個數公里範圍內的鑲嵌體(mosaic)(Forman, 1995)。這些構成景觀的生態系統或土地利用，其相互之間的空間關係，稱為景觀結構(landscape structure)，主要由三種基本元素組成：嵌塊體(patch)、廊道(corridor)及基質(matrix)。因為景觀中的空間格局是由複雜的物理、生物和社會交互作用的結果，使景觀鑲嵌體成為自然與人為嵌塊體的混合，不同的嵌塊體有其大小、形狀及排列方式，因此，在了解景觀格局與生態過程之間的交互作用之前，必須以有意義的方式區別和量化景觀結構(Dunning, Danielson, & Pulliam, 1992; Leitão, Miller, Ahern, & McGarigal, 2012; Turner, 1989)。

景觀指數(landscape metrics)描述了這些嵌塊體與整體景觀的空間結構，在景觀結構的量測上可以分為兩種面向：景觀組成(landscape composition)與景觀配置(landscape configuration)。景觀組成是指每個類別的嵌塊體在一景觀中的存在與否及其量，如各類別嵌塊體在一景觀中的佔比或多樣性等，但並不包含嵌塊體在空間上的位置。景觀配置則是指嵌塊體在一景觀中的物理性分布或空間特性，包括相對於其他嵌塊體的位置，如嵌塊體的孤立度或延伸性等，亦包括嵌塊體本身的空間特徵，如嵌塊體形狀或核心面積等(McGarigal & Marks, 1995)。

景觀指數在計算上可以依照分析目標分為三個層級：嵌塊體層級(patch level)、類別層級(class level)和景觀層級(landscape level)。嵌塊體是土地利用或覆蓋與周圍相異的一個區塊，嵌塊體層級的指數針對這些個別嵌塊體的特徵加以量化，使得每一嵌塊體皆有一個特定的值，通常不會被直接使用，而是作為類別層級或景觀層級指數的基礎，例如嵌塊體的面積大小與形狀等。類別是同一類型土地利用或覆蓋的嵌塊體總和，類別層級的指數針對一整個類別的特徵加以量化，使得每一類別皆有



一個特定的值，例如類別的總面積與平均嵌塊體大小等。景觀是在目標範圍內所有嵌塊體的總和，無論嵌塊體的類型，景觀層級的指數針對整體景觀鑲嵌體的特徵加以量化，使得整體景觀有一個特定的值，例如總體景觀中嵌塊體類型的多樣性等 (Leitão et al., 2012)。

3.3.2 景觀指數選定

由於生物的遷移、數量以及生物防治效果可能與周圍景觀組成與配置有關 (Tschamntke et al., 2007; Veres, Petit, Conord, & Lavigne, 2013)，本研究假設水稻田節肢動物的數量可能會受到景觀的類別組成、面積細分程度、嵌塊體形狀、孤立度、異質性、鑲嵌程度及聚集程度影響。本研究選擇了四種類別層級的景觀指數與三種景觀層級的景觀指數作為量化這些景觀結構的指標，其中四種類別層級包括景觀百分比(percentage of landscape, PLAND)、有效網格大小(effective mesh size, MESH)、景觀形狀指數(landscape shape index, LSI)及平均幾何最近距離(mean Euclidean nearest-neighbor distance, ENN_MN)，並從本研究重新分類後的土地利用分類中，選擇與節肢動物較相關的五種棲地，分別為稻作(Rice)、旱作(Dry)、森林(Forest)、植生地(Plant)與陸域水體(Water)，作為欲探討的嵌塊體類別，主要因這些耕地與半自然棲地(semi-natural habitats)可能會對農田害蟲與天敵造成影響(Rusch, Valantin-Morison, Sarthou, & Roger-Estrade, 2010)，且中性物種的組成多為依賴水域環境的搖蚊科物種。以上四個類別層級景觀指數配上五種棲地共計 20 個類別層級景觀指數。在景觀層級中則選擇了三種景觀指數，分別為 Shannon 多樣性指數(Shannon's diversity index, SHDI)、散置和並排指數(interspersion and juxtaposition index, IJI)、聚集度指數(contagion index, CONTAG)。各層級指數加起來共計 23 個景觀指數，其計算式與代表意義如表 5 所示。然而，由於同一景觀指數可能同時包含多種景觀結構意義，例如當某個類別的 LSI 越大時，可以表示該類別嵌塊體形狀越發散(disaggregated)、不規則，同時也能表示同面積的嵌塊體邊緣越長(表 5)，因此本研究在分析中僅取較直觀詞彙來描述這些景觀結構的特徵以免文字篇幅過大(表 6)。

表 5 景觀指數計算式與代表意義

類別層級		
景觀指數及其計算式	描述	代表意義
$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$ <p>a_{ij}: 嵌塊體 ij 的面積 (m^2) A: 總景觀面積 (m^2)</p>	<p>景觀百分比 (percentage of landscape), 單位: 百分比 (%). 為類別 i 所佔總體景觀面積的比例。</p>	<p>表樣區周圍該類別的面積佔比。數值越大, 佔比越大。在本研究中作為節肢動物棲地的來源或匯入的判斷依據。</p>
$MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \left(\frac{1}{10,000} \right)$ <p>a_{ij}: 嵌塊體 ij 的面積 (m^2) A: 總景觀面積 (m^2)</p>	<p>有效網格大小 (effective mesh size), 單位: 公頃 (ha)。計算與嵌塊體大小的面積加權平均 (AREA_AM) 相似, 但考慮的是總體景觀面積, 為相對度量, 面積成比例累加, 不易受到過小嵌塊體的影響。</p>	<p>表樣區周圍該類別的面積細分程度 (subdivision), 即嵌塊體被分割為單獨碎塊的程度。數值越小, 面積越細分, 反之則越完整。為景觀破碎程度的指標之一。</p>
$LSI = \frac{e_i}{\min e_i}$ <p>e_i: 類別 i 的總周長 $\min e_i$: 類別 i 的最小總周長</p>	<p>景觀形狀指數 (landscape shape index), 單位: 無。 $\min e_i$ 為當景觀中類別 i 的所有嵌塊體聚集成單一最緊密的一個嵌塊體時, 其可能的最小周長。計算與形狀指數 (SHAPE) 相似, 但考慮的是該類別的總體周長而非單一嵌塊體的周長。</p>	<p>表樣區周圍該類別嵌塊體的聚集度 (aggregation)。數值越大, 該類別的嵌塊體形狀越發散 (disaggregated)、同面積下嵌塊體的邊緣越長, 即形狀越複雜不規則, 或嵌塊體越分散 (dispersed), 反之則形狀越團聚。為景觀破碎程度的指標之一。在本研究中作為棲地所受邊緣效應程度的判斷依據。</p>
$ENN_{MN} = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i}$ <p>h_{ij}: 從嵌塊體 ij 至最鄰近同類別嵌塊體的直線距離 (邊緣至邊緣)</p>	<p>平均幾何最近距離 (mean Euclidean nearest-neighbor distance), 單位: 公尺 (m)。為類別 i 中所有嵌塊體的 h_{ij} 之算術平均。</p>	<p>表樣區周圍該類別嵌塊體之間的孤立程度 (isolation)。數值越大, 該類別嵌塊體之間彼此相距越遠, 越孤立。反之則越相近。為景觀破碎程度的指標之一。</p>
景觀層級		
景觀指數及其計算式	描述	代表意義
$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)$ <p>P_i: 類別 i 所佔總體景觀面積的比例</p>	<p>Shannon 多樣性指數 (Shannon's diversity index), 單位: 無。 P_i 為基於總景觀面積的比例, 即 $PLAND$</p>	<p>表樣區周圍總體景觀的多樣性。數值越大, 景觀多樣性越高。</p>
$IJI = \frac{- \sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0.5m(m-1))} (100)$ <p>e_{ik}: 類別 i 和 k 之間的邊緣總長度 (m) E: 景觀中所有邊緣的總長度 (m) m: 景觀中包含的類別數</p>	<p>散置和並排指數 (interspersion and juxtaposition index), 單位: 百分比 (%)。</p>	<p>表樣區周圍總體景觀散置 (interspersion) 及混合 (intermixing) 的程度。數值越大, 越散置 (interspersed), 鑲嵌程度越高, 嵌塊體互相混合的程度越大。</p>
$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m [C_{ik} \ln(C_{ik})]}{2 \ln(m)} \right] (100)$ $C_{ik} = P_i \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right)$ <p>P_i: 類別 i 所佔總體景觀面積的比例 g_{ik}: 類別 i 和 k 之間的連接網格數 m: 景觀中包含的類別數</p>	<p>聚集度指數 (contagion index), 單位: 百分比 (%)。除了景觀邊界之外, 連接網格數皆使用雙計數法計算 (double-count method)。</p>	<p>表樣區周圍總體景觀聚集程度 (aggregation), 常受到嵌塊體分散 (dispersion) 與散置 (interspersion) 的影響。數值越大, 總體景觀越聚集、同類型嵌塊體分散與散置程度越低, 與嵌塊體類別少且面積大而連續的景觀越相似。</p>



表 6 景觀指數代表意義與示意圖對照表

景觀指數	代表意義簡述與示意圖				
	值越小			值越大	
類別層級	PLAND	面積佔比小		面積佔比大	
	MESH	面積細分		面積完整	
	LSI	形狀團聚		形狀發散	
	ENN_MN	彼此相近		彼此孤立	
景觀層級	SHDI	景觀多樣性低		景觀多樣性高	
	IJI	景觀鑲嵌程度低		景觀鑲嵌程度高	
	CONTAG	景觀聚集度低		景觀聚集度高	



3.3.3 景觀指數計算

本研究利用內政部國土測繪中心之國土利用調查成果資料 2014 年版圖資，按照棲地型態重新分類後，利用 ArcGIS 10.6 以各研究樣區採樣點為圓心，分別以 50、100、250、500、1000、1500、2000、2500、3000 公尺為半徑作圓形環域分析(Buffer)，在每一個樣點周圍劃出九個不同半徑的圓形緩衝區，作為後續分析的九個不同的景觀尺度，亦作為景觀指數計算範圍(圖 7)，並以 1 公尺 × 1 公尺的解析度將向量資料網格化。接著將網格資料輸入景觀指數計算軟體 FRAGSTATS 4.2 (McGarigal, Cushman, & Ene, 2012)，將不同半徑緩衝區內的景觀結構量化為數值，計算出類別層級與景觀層級的景觀指數(附錄表 13 至表 21)。

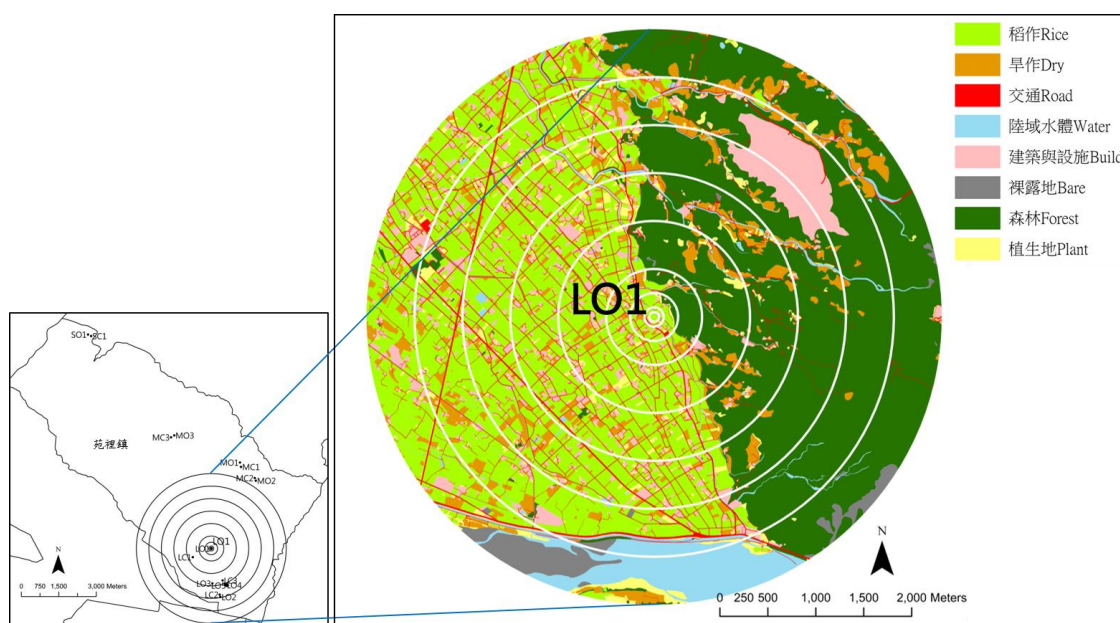


圖 7 景觀指數計算範圍示意圖(以 LO1 樣區為例)



3.4 統計與分析方法

3.4.1 偏最小平方迴歸

偏最小平方迴歸(partial least squares regression, PLSR)是估計模型參數的一種方法，透過多元線性模型分析兩個資料矩陣 \mathbf{X} 和 \mathbf{Y} 的關聯。比起多元線性迴歸，PLSR可以分析具有高度共線性(或相關性)、雜訊(noise)和大量解釋變數的資料，而與主成分迴歸相比，PLSR的 X 分數可以同時考量並預測多個反應變數(Wold, Sjöström, & Eriksson, 2001)。

假設資料有 N 個觀察值 $i(i = 1, \dots, N)$ 、 K 個 X 變數 $\mathbf{x}_k(k = 1, \dots, K)$ 與 M 個 Y 變數 $\mathbf{y}_m(m = 1, \dots, M)$ ，藉由一系列的迭代運算，線性PLSR模型會找到 A 個新變數稱為 X 分數(X -scores)，是潛在變數(latent variables)或其旋轉量(rotations)的估計值，以 $\mathbf{t}_a(a = 1, \dots, A)$ 表示(圖 8)。

X 分數之間是正交的，由原始變數 \mathbf{x}_k 與其係數(權重) $w_{ka}^*(a = 1, \dots, A)$ 的線性組合來估計(式 1)，且 X 分數是 \mathbf{Y} 和 \mathbf{X} 模型的預測因子(predictors)(式 2 及式 6)，也就是 \mathbf{X} 和 \mathbf{Y} 都應該至少有一部份可以被相同的潛在變數所解釋。詳細的關係可以由下列公式表示(括號內為矩陣的表示式)(Wold et al., 2001)：

$$t_{ia} = \sum_k w_{ka}^* x_{ik}; \quad (\mathbf{T} = \mathbf{XW}^*) \quad (\text{式 1})$$

X 分數 \mathbf{t}_a 乘上負荷量(loadings) p_{ak} 可以很好地解釋 \mathbf{X} ，使其殘差 e_{ik} 很小：

$$x_{ik} = \sum_a t_{ia} p_{ak} + e_{ik}; \quad (\mathbf{X} = \mathbf{TP}' + \mathbf{E}) \quad (\text{式 2})$$

由式 2 可知， $\mathbf{t}_a \mathbf{p}'_a$ 是從 \mathbf{X} 中萃取而出，在沒有新變數的情況下，殘差 $\mathbf{E}_0 = \mathbf{X}$ 。每當模型得到一個新變數 \mathbf{t}_{a-1} ，就會由前一維度的殘差 \mathbf{E}_{a-2} 中萃取出 $\mathbf{t}_{a-1} \mathbf{p}'_{a-1}$ ，得到殘差 $\mathbf{E}_{a-1} = \mathbf{E}_{a-2} - \mathbf{t}_{a-1} \mathbf{p}'_{a-1}$ 。PLSR 模型以權重矩陣 \mathbf{W} 來表示新變數 \mathbf{t}_a 與前一維度殘差 \mathbf{E}_{a-1} 的關係，因此可以將式 1 表示為：

$$t_{ia} = \sum_k w_{ka} e_{ik,a-1}; \quad (\mathbf{t}_a = \mathbf{E}_{a-1} \mathbf{W}_a) \quad (\text{式 3})$$



其中權重矩陣 \mathbf{W} 可以藉由下列關係轉換為 \mathbf{W}^* (即式 1 中的權重)，來表示 \mathbf{X} 與其新變數 \mathbf{t}_a 的關係(Manne, 1987)：

$$\mathbf{W}^* = \mathbf{W}(\mathbf{P}'\mathbf{W})^{-1} \quad (\text{式 4})$$

若 Y 變數的個數 M 少於 1，會有對應的新變數稱為 Y 分數(Y-scores)，以 \mathbf{u}_a 表示，當 Y 分數 \mathbf{u}_a 乘上權重 c_{am} 時可以很好地解釋 \mathbf{Y} ，使其殘差 g_{im} 很小：

$$y_{im} = \sum_a u_{ia}c_{am} + g_{im}; \quad (\mathbf{Y} = \mathbf{U}\mathbf{C}' + \mathbf{G}) \quad (\text{式 5})$$

X 分數除了可以用來解釋 \mathbf{X} 之外，也可以很好地預測 \mathbf{Y} ，其殘差為 f_{im} ：

$$y_{im} = \sum_a c_{ma}t_{ia} + f_{im}; \quad (\mathbf{Y} = \mathbf{T}\mathbf{C}' + \mathbf{F}) \quad (\text{式 6})$$

若將式 1 和式 6 寫成多元迴歸模型的形式：

$$y_{im} = \sum_a c_{ma} \sum_k w_{ka}^* x_{ik} + f_{im} = \sum_k b_{mk} x_{ik} + f_{im}; \quad (\mathbf{Y} = \mathbf{X}\mathbf{W}^*\mathbf{C}' + \mathbf{F} = \mathbf{X}\mathbf{B} + \mathbf{F})$$

偏最小平方迴歸係數 b_{mk} 即可表示為：

$$b_{mk} = \sum_a c_{ma} w_{ka}^*; \quad (\mathbf{B} = \mathbf{W}^*\mathbf{C}') \quad (\text{式 7})$$

PLSR 模型的配適度(goodness of fit)可以用 R^2 和 Q^2 表示：

$$R^2 = 1 - (\text{RSS}/\text{SS}) \quad (\text{式 8})$$

$$Q^2 = 1 - (\text{PRESS}/\text{SS}) \quad (\text{式 9})$$

其中RSS為模型的配適殘差平方和(fitted residual sum of squares)，SS為 \mathbf{Y} 的總差值平方和(sum of squares of \mathbf{Y} corrected for the mean)，PRESS為預測殘差平方和(predictive residual sum of squares)，為模型在交叉驗證之後， \mathbf{Y} 的實際值與預測值差異的平方和，可以視為是交叉驗證後的 R^2 。在解釋資料與預測方面 R^2 和 Q^2 分別是解釋或預測程度的上限及下限(Wold et al., 2001)。此外，若欲解釋 PLSR 中 X 分數所代表之意義，可由模型的權重 \mathbf{W}^* 或是負荷量 \mathbf{P} 來得知 X 分數與 X 變數之間的組成關係。

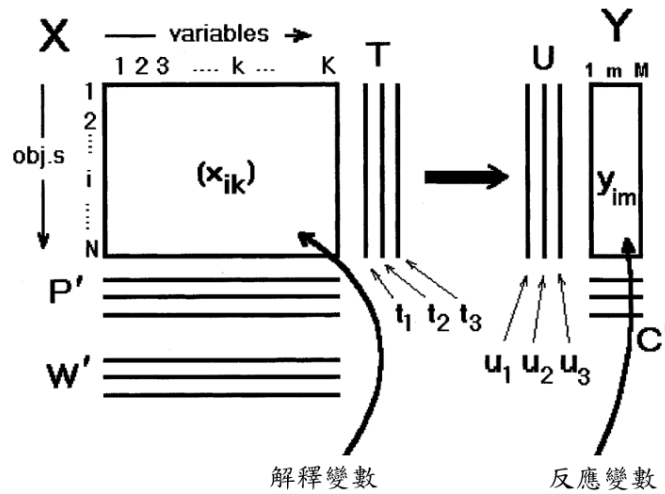


圖 8 PLSR 變數關係圖(參考與改編自 Wold et al. (2001))


X 和 Y 為已轉換完成(標準化、中心化...等)之變數矩陣。 T 和 U 分別為 X 和 Y 的新變數矩陣。 W 和 C 分別為 X 和 Y 的權重矩陣。 P 為 X 的負荷量矩陣。

3.4.2 PLSR 模型

本研究所探討的景觀指數共有 23 個，但稻害者、掠食者與擬寄生者因少有水生生物種，因此該 12 個節肢動物群模型不採用陸域水體的四個類別層級景觀指數，也就是只考慮其他 19 個景觀指數，而中性物種因搖蚊幼蟲生活在水中所以考慮陸域水體棲地，因此僅中性物種之模型採用包含陸域水體的 23 個景觀指數(表 7)。

由於所考慮的景觀指數多，並需要考慮兩個水稻期作中九個半徑尺度下的景觀效果，且這些景觀指數之間可能會有高度相關，若再考慮時間、氣溫、農法與營養階層間交互作用等，將會使得統計模型有過多的變數。因此，本研究將一、二期資料分開，利用 PLSR 先針對 19 或 23 個景觀指數與 13 個節肢動物群的日平均數量(A_{mean})作分析，目的是為了(1)由 19 或 23 個景觀指數轉換產生兩個景觀潛在變數，縮減景觀的變數維度作為後續分析使用。(2)由九個景觀尺度中選出各節肢動物群所適合的景觀管理尺度。

節肢動物調查資料是採樣當日所採集到的節肢動物數量，為離散變數。為了將資料化為連續變數並去除每年因採樣次數與涵蓋時間長度不同而產生的偏誤，本



研究計算每一個樣區中各節肢動物群在各年、各期作下的族群動態曲線下面積(AUC)(Raymond et al., 2015)，時間範圍從各期第一次採樣日(D_{first})至最後一次採樣日(D_{final})，得到 AUC_{total} ，將 AUC_{total} 除以採樣期間日數，得到兩個期作中各樣區節肢動物每年的日平均數量，即 $AUC_{total}/(D_{final} - D_{first})$ (圖 9)，最後，結合各年數據作取平均，分別在兩個期作中得到各樣區節肢動物的日平均數量(A_{mean})。

在進行 PLSR 分析之前，為了使變數的分佈具有對稱性(Wold et al., 2001)，本研究對 A_{mean} 進行 Shapiro-Wilk test 來決定變數是否需作轉換，發現將日平均數量 A_{mean} 作平方根轉換(即 $\sqrt{A_{mean}}$)後，變數較符合常態分佈，因此以 $\sqrt{A_{mean}}$ 為反應變數。雖然 PLSR 可以一次對多個反應變數進行分析，然而考慮到每一群節肢動物所受影響的景觀結構不相同(也就是不同的景觀潛在變數)，本研究所建立 PLSR 模型中的反應變數只包含一群節肢動物($M = 1$)。

本研究使用 R 軟體(R version 3.5.3)中的 plsdepot 套件(Sanchez, 2012)，以函數 plsreg1 進行 PLSR 分析，所有資料皆已在該函數中標準化。將一期與二期稻作資料分開分析，分別在九個半徑尺度下，以 19 或 23 個景觀變數作為解釋變數(在小尺度範圍中可能因為缺少特定嵌塊體類別而少於 19 或 23 個)，以一個節肢動物群的日平均數量平方根 $\sqrt{A_{mean}}$ 為反應變數，產生出兩個 X 分數，本研究在此稱之為「景觀潛在變數」，並計算該模型的 R^2 。如此一來，一個節肢動物群在一個期作中會有九個 PLSR 模型，可以從中選出 R^2 最大的模型，該模型所用的尺度(緩衝區半徑)，本研究稱之為該節肢動物群所適合的「景觀管理尺度」，該模型的兩個景觀潛在變數，可視為影響該節肢動物群的代表景觀結構。本研究將以 PLSR 模型的標準化迴歸係數**B**來探討各景觀指數在不同期作中對節肢動物的影響。並將兩個景觀潛在變數用於 GEEGLM 模型中，以作為景觀方面的考慮因素。

表 7 各節肢動物 PLSR 模型採用解釋變數對照表

節肢動物模型	模型採用的景觀指數(解釋變數)
稻害者(Pest)	
葉蟬科(Cic)	
偽黑尾葉蟬(GLH)	
稻蝨科(Del)	PLAND_Rice、MESH_Rice、LSI_Rice、ENN_MN_Rice、
白背飛蝨(WBPH)	PLAND_Dry、MESH_Dry、LSI_Dry、ENN_MN_Dry、
斑飛蝨(SBPH)	PLAND_Forest、MESH_Forest、LSI_Forest、ENN_MN_Forest、
褐飛蝨(BPH)	PLAND_Plant、MESH_Plant、LSI_Plant、ENN_MN_Plant、
掠食者(Predator)	SHDI、IJI、CONTAG
蜘蛛目(Araneae)	
長腳蛛科(Tet)	
瓢蟲科(Coc)	
擬寄生者(Parasitoid)	
中性物種(Neutral)	上述 19 個加上 PLAND_Water、MESH_Water、LSI_Water、ENN_MN_Water

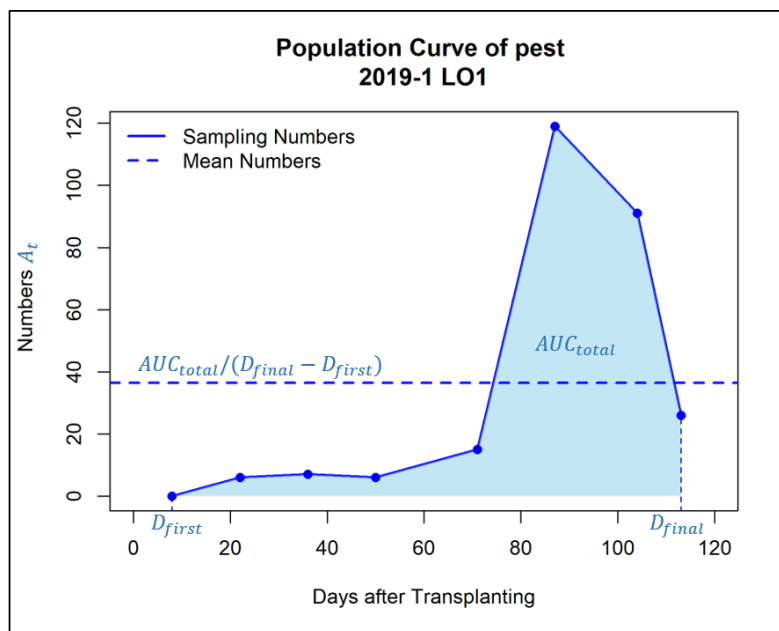


圖 9 族群動態曲線下面積與節肢動物日平均數量示意圖(以 2019 年一期 LO1 中的稻害者為例)

將採樣數量從第一次採樣日(D_{first})至最後一次採樣日(D_{final})連成曲線並計算曲線下面積，即為 AUC_{total} 。將 AUC_{total} 除以採集期間日數($D_{final} - D_{first}$)，得到其平均數量 $AUC_{total}/(D_{final} - D_{first})$ ，即圖中虛線。將各年求得的 $AUC_{total}/(D_{final} - D_{first})$ 取平均，即為該節肢動物的 A_{mean} 。



3.4.3 廣義估計方程式

廣義估計方程式 (generalized estimating equations, GEE) 是分析群集資料 (clustered data) 的一種方法，能將廣義線性模型 (generalized linear model, GLM) 以擬似 (quasi-likelihood) 法擴展至具相關性的資料，如縱向資料 (longitudinal data) 或重複測量 (repeated measures)。GEE 並沒有完全指定這些資料的聯合分佈 (joint distribution)，而是引入了估計方程式，在對聯合分佈較弱的假設下求得穩健的迴歸係數和變異數。其著重在群集內具相關性的觀測值之間的平均，對反應變數的邊際分佈 (marginal distribution) 建模而非對條件分佈 (conditional distribution)。GEE 有以下性質：(1) 一個群集內的觀察值可以是相關的；(2) 不同群集的觀察值之間是獨立的；(3) 期望值的單調轉換 (monotone transformation) 和解釋變數線性相關；且(4) 變異數是期望值的函數 (Halekoh, Højsgaard, & Yan, 2006; Liang & Zeger, 1986; Zeger, Liang, & Albert, 1988)。

若資料有 K 個群集 ($i = 1, \dots, K$)，每個群集各在時間點 t ($t = 1, \dots, n_i$) 觀察到反應變數 $\mathbf{Y}_i = (y_{i1}, \dots, y_{it}, \dots, y_{in_i})'$ 和 p 個維度的解釋變數 $\mathbf{X}_i = (x_{i1}, \dots, x_{it}, \dots, x_{in_i})'$ ，得到各群反應變數期望值 $\boldsymbol{\mu}_i = E(\mathbf{Y}_i)$ ，而反應變數期望值 $\boldsymbol{\mu}_i$ 和解釋變數 \mathbf{X}_i 可以透過連結函數 (link function) g 及迴歸係數 $\boldsymbol{\beta}$ 有下列關係：

$$g(\boldsymbol{\mu}_i) = \mathbf{X}_i' \boldsymbol{\beta} \quad (\text{式 } 10)$$

假設 \mathbf{Y}_i 的變異數為：

$$\text{Var}(\mathbf{Y}_i) = \phi a(\boldsymbol{\mu}_i) \quad (\text{式 } 11)$$

其中 ϕ 為一比例參數， a 為變異數函數，由變數的分佈來決定。則 \mathbf{Y}_i 的工作共變異數矩陣 (working covariance matrix) \mathbf{V}_i 可以透過一個工作相關矩陣 (working correlation matrix) $\mathbf{R}(\boldsymbol{\alpha})$ 來求出：

$$\mathbf{V}_i = \phi \mathbf{A}_i^{1/2} \mathbf{R}(\boldsymbol{\alpha}) \mathbf{A}_i^{1/2} \quad (\text{式 } 12)$$

其中， \mathbf{A}_i 為 $a(\mu_i)$ 的對角矩陣(diagonal matrix)， $\mathbf{R}(\boldsymbol{\alpha})$ 需要根據觀察值的相關性來決定(表 8)。藉由一系列的迭代運算，可以得到 $\boldsymbol{\beta}$ 的估計值 $\hat{\boldsymbol{\beta}}$ 為下列式子之解：

$$\sum_{i=1}^K \frac{\partial \boldsymbol{\mu}_i'}{\partial \boldsymbol{\beta}} \mathbf{V}_i^{-1} (\mathbf{Y}_i - \boldsymbol{\mu}_i) = 0 \quad (\text{式 13})$$

$\hat{\boldsymbol{\beta}}$ 做的變異數 $\text{Var}(\hat{\boldsymbol{\beta}})$ ，可以透過穩健估計量(robust estimate)，或稱三明治估計量(sandwich estimate)來估計：

$$\text{Var}(\hat{\boldsymbol{\beta}}) = \mathbf{M}_0^{-1} \mathbf{M}_1 \mathbf{M}_0^{-1} \quad (\text{式 14})$$

其中，

$$\mathbf{M}_0 = \sum_{i=1}^K \frac{\partial \boldsymbol{\mu}_i'}{\partial \boldsymbol{\beta}} \mathbf{V}_i^{-1} \frac{\partial \boldsymbol{\mu}_i}{\partial \boldsymbol{\beta}'} \quad (\text{式 15})$$

$$\mathbf{M}_1 = \sum_{i=1}^K \frac{\partial \boldsymbol{\mu}_i'}{\partial \boldsymbol{\beta}} \mathbf{V}_i^{-1} (\mathbf{Y}_i - \boldsymbol{\mu}_i) (\mathbf{Y}_i - \boldsymbol{\mu}_i)' \mathbf{V}_i^{-1} \frac{\partial \boldsymbol{\mu}_i}{\partial \boldsymbol{\beta}'} \quad (\text{式 16})$$

當研究著重於整個族群或區域而非單一物種或個案時，GEE 這類的邊際模型會比條件模型(如廣義線性混合模型 GLMM 等)更適用，在景觀尺度的保育上便可以使用 GEE 來估計管理手段對生態系統中一或多個族群的成效(Agresti, 2002; Koper & Manseau, 2009)。因此，本研究將利用 GEE 來探討各個因子在整個研究範圍中對各節肢動物群的影響，將節肢動物調查資料視為一重複測量資料，以一個樣區為一個群集，並以群集內不同採樣日所採集到的節肢動物數量與數量變化率為不同時間點觀察到的反應變數。由於 GEE 估計的是 GLM 中的參數，本研究在以下分析稱這些模型為 GEEGLM 模型。參數估計值 $\hat{\boldsymbol{\beta}}$ 之顯著性則以 Wald test 作檢驗。




表 8 GEE 分析常用相關矩陣與假設

矩陣類型	工作相關矩陣 $R(\alpha)$	矩陣假設
獨立 independence	$COR(y_{it}, y_{it'}) = 0, t \neq t'$	不同時間點的觀察值之間無相關
可交換 exchangeable	$COR(y_{it}, y_{it'}) = \alpha, t \neq t'$	不同時間點的觀察值之間相關性皆相同
一階自迴歸 ar1	$COR(y_{it}, y_{it'}) = \alpha^{ t-t' }, t \neq t'$	觀察值的時間點距離越久，相關性越低
未結構化 unstructured	$COR(y_{it}, y_{it'}) = \alpha_{tt'}, t \neq t'$	不同時間點的觀察值之間相關性皆不相同

3.4.4 GEEGLM 模型

農田中的節肢動物數量及生物防治效果除了受到景觀結構影響之外，也會因時間、氣溫、農法與營養階層間交互作用而有所不同。本研究在 PLSR 模型中確立適合的景觀管理尺度與景觀潛在變數後，使用 R 軟體(R version 3.5.3)中的 geepack 套件(Halekoh et al., 2006)分析各因子對節肢動物數量及數量變化率的影響。在模型的參數設定上，由於同一個樣區內在不同天所採集到的節肢動物數量應有相關性，可以將每個樣區(id)視為一個群集，並使用 ar1 工作相關矩陣來解釋這些相關，當兩筆資料在時間上相距越遠，相關性便越小。分析將以三個階段進行。

第一階段是將一、二期的資料分開分析，以函數 geeglm 建立模型，在考慮時間、溫度、景觀結構的作用下，探討各節肢動物群的數量與數量變化率受到農法之影響。第二階段中，為了瞭解在不同農法下節肢動物的營養階層間交互作用及生物防治效果，將相同的資料一期與二期分開、有機與慣行田分開，同樣在考慮時間、溫度、景觀結構的作用下建立 GEEGLM 模型，探討各節肢動物群的數量與數量變化率受到其天敵或食物來源(及獵物或宿主)的影響。第三階段與第二階段的目的相同，模型結構亦相同，僅將第二階段模型中掠食者的部分換成瓢蟲科與蜘蛛目、瓢蟲科與長腳蛛科的兩個組合，以更詳細地探討生物防治效果。




在三個階段中的模型以反應變數的不同可以分為「數量模型」與「數量變化率模型」。在數量模型中主要對節肢動物在每個採樣時間 t 所採集到的數量 A_t 作分析，來探討各因子對節肢動物數量的影響。此節肢動物數量為計數資料，適合使用 poisson 分佈，然而，由於本研究使用 poisson 分佈在 GEE 的計算上時常遇到無法收斂的問題，因此在分析前先將節肢動物數量作 log 轉換為 $\log_{10}(A_t + 1)$ ，以此為反應變數，使資料具對稱性且連續，並使用 gaussian 分佈作分析。而數量變化率模型以節肢動物數量相較於前一次採樣數量的變化率 ΔA_t 為反應變數，來探討各因子對節肢動物數量變化率的影響。 ΔA_t 計算方式參考及改編自 Raymond et al. (2015)，如式 17，其中因前一次採樣數量 A_{t-1} 可能為 0，因此在分母加 1 以解決無法計算的問題。

$$\Delta A_t = \frac{(A_t - A_{t-1})}{A_{t-1} + 1} \quad (\text{式 17})$$

兩模型所使用的解釋變數皆相同。在時間部分，本研究考慮採樣年份(*Year*)與插秧後日數(*DAT*)，前者為虛擬變數，以變數*Year*2018(以 2018 為 1)與*Year*2019(以 2019 為 1)來區別 2017、2018、2019 年的差異；後者為每個樣區稻株從插秧到採集當日的天數，由於稻株隨著日數增加而成熟，插秧後日數除了可以表示一個期作內的時間之外，也能大致表示稻米的生長階段。在氣溫(*Temp*)的部分，由於節肢動物的生長與繁殖可能受環境溫度影響，考慮了樣區附近之氣象站在採樣當日觀測到的日均溫資料。在景觀部分(*Landscape*1及*Landscape*2)，針對不同的節肢動物群，考慮 PLSR 模型所得到適當景觀管理尺度下的兩個潛在景觀變數。在農法(*Farming*)部分，僅在第一階段模型中使用，考慮該樣區耕作方式實施有機農法與否，為虛擬變數，有機(*O*)時為 1，慣行(*C*)時則為 0。

營養階層間交互作用的部分，僅在第二和第三階段中使用，目的是透過將某一節肢動物群的天敵或食物來源的數量放入該模型中，來探討該天敵或食物來源對該節肢動物群數量和數量變化率的影響，藉此了解營養階層間交互作用及分析生



物防治的效果。由於採樣當日的節肢動物數量已經是在該日之前各個種群交互作用後的結果(掠食、擬寄生等作用)，因此考慮前一次採樣所調查到的可能天敵或食物來源，將其數量作 $\log_{10}(A_{t-1} + 1)$ 轉換，作為解釋變數之一，需考慮的天敵或食物來源變數隨著模型的反應變數而不同。

在第二階段中考慮非特定天敵的生物防治效果，將研究中所考慮的同功群食物鏈的假設如圖 10。稻害者(含稻害者、稻蝨科、葉蟬科、白背飛蝨、斑飛蝨、褐飛蝨)的天敵為掠食者與擬寄生者，因此加入解釋變數*Predator_last*和*Parasitoid_last*至稻害者模型中，分別代表總體掠食者與總體擬寄生者前一次採樣數量之 $\log_{10}(A_{t-1} + 1)$ 轉換，而稻害者的食物來源為稻米，以採樣後日數(DAT)代替。在掠食者的模型中(含掠食者、瓢蟲科、長腳蛛科、蜘蛛目)，本研究在此不考慮同功群間捕食(intraguild predation)，因此未加入天敵變數，而掠食者可能的食物來源為稻害者、擬寄生者、中性物種，也可能是擬寄生者的寄生對象，因此在模型中加入變數*pest_last*、*Parasitoid_last*及*Neutral_last*。同理，在擬寄生者的模型中，其可能天敵為掠食者，食物來源為稻害者，在模型中加入變數*Pest_last*和*Predator_last*；在中性物種的模型中，可能天敵為掠食者，食物來源既非節肢動物亦非稻米，因此在此僅加入變數*Predator_last*。

在第三階段中，由於掠食者中各物種出現時間不同的關係，為了作更詳細的分析，因此將第二階段 GEEGLM 模型中的掠食者*Predator_last*變數改為瓢蟲科與蜘蛛目，又再另外將第二階段 GEEGLM 模型中的掠食者*Predator_last*變數改為瓢蟲科與長腳蛛科，藉由此兩個組合的變數來對特定掠食者的生物防治效果作進一步的了解。

總體而言，本研究所建立的 GEEGLM 模型結構如表 9 至表 12。本研究以三個階段的 GEEGLM 模型結果來探討在考慮時間與氣溫因素之下，各節肢動物群的數量及數量變化率受到景觀結構、農法及其天敵或食物來源的影響，並討論水稻田生態系統中營養階層間交互作用與天敵的生物防治效果。

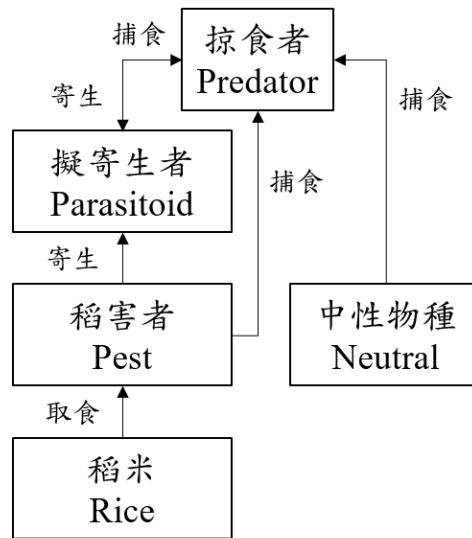


圖 10 本研究假設之食物鏈關係

假設稻害者、擬寄生者與中性物種會受到掠食者的捕食作用，稻害者與掠食者會受到擬寄生者的寄生作用，稻米則受到稻害者的取食。



表 9 第一階段 GEEGLM 模型結構

第一階段模型結構：主要探討農法效果	
	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \text{Farming}$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \text{Farming}$ A_t 適用所有目標節肢動物群

表 10 第二階段 GEEGLM 模型結構

第二階段模型結構：主要探討各營養階層間關係	
稻 害 者	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Parasitoid}_{t-1} + 1)$ $\quad + \log(\text{Predator}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Parasitoid}_{t-1} + 1)$ $\quad + \log(\text{Predator}_{t-1} + 1)$ A_t 適用稻害者(Pest)、稻蝨科(Del)、葉蟬科(Cic)、白背飛蝨(WBPH)、斑飛蝨(SBPH)、褐飛蝨(BPH)
掠 食 者	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Pest}_{t-1} + 1)$ $\quad + \log(\text{Parasitoid}_{t-1} + 1) + \log(\text{Neutral}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Pest}_{t-1} + 1)$ $\quad + \log(\text{Parasitoid}_{t-1} + 1) + \log(\text{Neutral}_{t-1} + 1)$ A_t 適用掠食者(Predator)、瓢蟲科(Coc)、長腳蛛科(Tet)、蜘蛛目(Araneae)
擬 寄 生 者	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Pest}_{t-1} + 1)$ $\quad + \log(\text{Predator}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Pest}_{t-1} + 1)$ $\quad + \log(\text{Predator}_{t-1} + 1)$ A_t 適用擬寄生者(Parasitoid)
中 性 物 種	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Predator}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Predator}_{t-1} + 1)$ A_t 適用中性物種(Neutral)



表 11 第三階段 GEEGLM 模型結構 - 瓢蟲科與蜘蛛目

第三階段模型結構 - 瓢蟲科與蜘蛛目：主要探討瓢蟲科與蜘蛛目效果

稻 害 者	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Parasitoid}_{t-1} + 1) + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Araneae}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Parasitoid}_{t-1} + 1) + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Araneae}_{t-1} + 1)$ <p>A_t 適用稻害者(Pest)、稻蝨科(Del)、葉蟬科(Cic)、白背飛蝨(WBPH)、斑飛蝨(SBPH)、褐飛蝨(BPH)</p>
擬 寄 生 者	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Pest}_{t-1} + 1) + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Araneae}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Pest}_{t-1} + 1) + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Araneae}_{t-1} + 1)$ <p>A_t 適用擬寄生者(Parasitoid)</p>
中 性 物 種	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Araneae}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Araneae}_{t-1} + 1)$ <p>A_t 適用中性物種(Neutral)</p>

表 12 第三階段 GEEGLM 模型結構 - 瓢蟲科與長腳蛛科

第三階段模型結構 - 瓢蟲科與長腳蛛科：主要探討長腳蛛科效果

稻 害 者	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Parasitoid}_{t-1} + 1) + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Tet}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Parasitoid}_{t-1} + 1) + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Tet}_{t-1} + 1)$ <p>A_t 適用稻害者(Pest)、稻蝨科(Del)、葉蟬科(Cic)、白背飛蝨(WBPH)、斑飛蝨(SBPH)、褐飛蝨(BPH)</p>
擬 寄 生 者	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Pest}_{t-1} + 1) + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Tet}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Pest}_{t-1} + 1) + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Tet}_{t-1} + 1)$ <p>A_t 適用擬寄生者(Parasitoid)</p>
中 性 物 種	$\log_{10}(A_t + 1) \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Tet}_{t-1} + 1)$ $\Delta A_t \sim \text{Year} + \text{DAT} + \text{Temp} + \text{Landscape1} + \text{Landscape2} + \log(\text{Coc}_{t-1} + 1) + \log(\text{Tet}_{t-1} + 1)$ <p>A_t 適用中性物種(Neutral)</p>



3.4.5 節肢動物數量動態分佈

營養階層間交互作用涉及到各個節肢動物群的數量消長與發生時間先後，若害蟲與其天敵的發生在時間上有所差異，即使發生在同一空間中，天敵仍難以對害蟲有抑制效果。由於各樣區在各期作中節肢動物的數量消長趨勢變異大，插秧與採樣日期不同，每年的發生數量也有差異，難以得到平均的趨勢。因此本研究對節肢動物在各期作中的發生時間作分析，也就是達到一定數量比例的時間，本研究參考並修改了 Raymond et al. (2015) 的作法，藉由插秧後日數(DAT)與族群動態曲線下面積(AUC)的關係來量化節肢動物的數量在時間上的分佈，本研究稱之為「數量動態分佈」。

若 AUC_{total} 為從第一次採樣日 (D_{first}) 至最後一次採樣日 (D_{final}) 的曲線下面積， AUC_{50} 為 AUC_{total} 的 50%，則可以求出一個解 D_{50} ，代表 AUC_{50} 所對應到的時間，也就是說 AUC_{50} 為「從第一次採樣日 (D_{first}) 至 D_{50} 的曲線下面積」，其關係式為：

$$AUC_{total} = f(D_{first}, D_{final}) \quad \text{式 19}$$

$$AUC_{50} = AUC_{total} \times 0.5 = f(D_{first}, D_{50}) \quad \text{式 20}$$

因此，可以將 D_{50} 視為節肢動物發生該期總數的 50% 時的時間點(以插秧後日數為單位)。同理，亦可求出 D_{25} 即 D_{75} 來表示節肢動物發生該期總數 25% 及 75% 所對應到的時間(圖 11)。本研究計算出每一期作中各節肢動物群的 D_{25} 、 D_{50} 、 D_{75} ，將一二期分開、有機慣行分開，各取平均值，來量化各節肢動物群在不同期作與農法中的數量動態分佈。

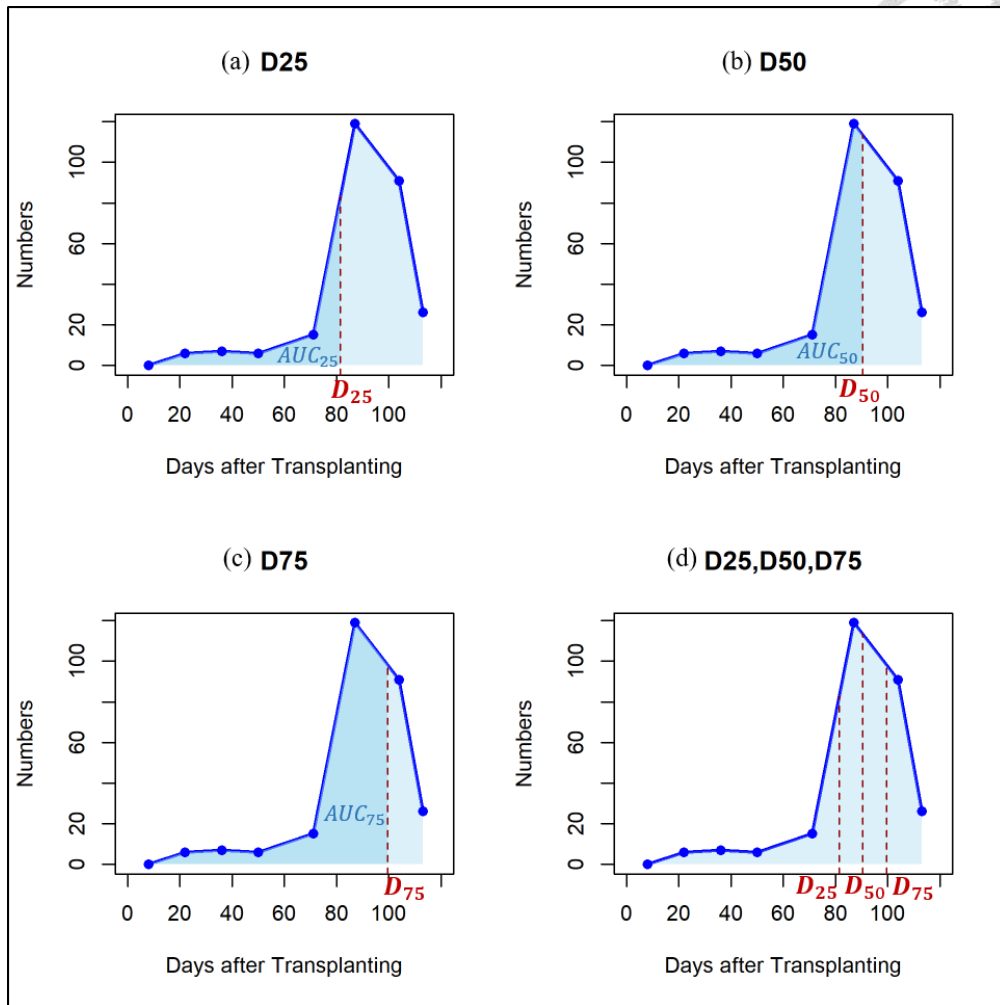


圖 11 節肢動物數量動態分佈量化示意圖(以 2019 年一期 LO1 樣區中稻害者為例)

曲線下的總體面積為 AUC_{total} 。(a)~(c)分別表示 D_{25} 、 D_{50} 、 D_{75} ，為 AUC 在 25%、50%、75% 的 AUC_{total} 時所對應到的時間(插秧後日數)。(d)為三者在同一曲線中之時間點。

第四章 結果與討論



4.1 節肢動物數量概述

各節肢動物在一、二期中所採樣到的總數與相對數量如表 2 與表 3，由於一、二期的稻作生長日數與採樣次數皆不同，在兩個期作所調查到的總數差異甚大，除了擬寄生者與瓢蟲科之外，各節肢動物群的採樣數量在一期較二期多，因此須由相對數量來判斷一、二期的物種組成差異。可以發現稻害者雖然在兩個期作中皆佔總體 18%至 19%，但物種的組成卻有些微差異，一期中的葉蟬科比例較稻蝨科高，在二期中則相反，稻蝨科在一、二期中皆以白背飛蝨較多、斑飛蝨次之、褐飛蝨第三，但斑飛蝨與褐飛蝨在二期中相對一期來說比例稍微增加，白背飛蝨則下降。而掠食者與擬寄生者的比例在二期中較一期高，中性物種佔比則在一期中較二期高。

若將資料以樣區加以分類，並消除採樣次數不同所造成的影響，計算出一、二期中各樣區節肢動物的日平均數量(A_{mean})(圖 12)。發現各樣區葉蟬科在一期較二期多，多數樣區瓢蟲科在二期較一期多，除此之外各節肢動物群因不同樣區而在一、二期中有不同的趨勢。即使是相近區域及相同農法的樣區之間也會有變異，例如在距離相近且同為有機田的 LO1、LO2、LO3 之間，各節肢動物的日平均數量趨勢也不一定相同。由此可見若僅是以相近區域來劃分樣區的景觀類別仍不夠嚴謹，因此本研究將以景觀指數來量化景觀結構，使各樣區的景觀條件有所差異，以探討景觀造成的影響。

此外，在一、二期氣溫方面，由樣區附近氣象站在採樣當日之日均溫(圖 6)可明顯看出，一期作中氣溫會隨著水稻生長而升高，在二期作中則隨著水稻生長而下降，更顯現出一、二期的差異。綜合以上結果，由於一、二期的採樣數量與物種組成有所差異，加上兩個期作中有不同的氣象條件，本研究在後續所有分析皆將一期與二期資料分開處理。另外，若需要探討農法的效果，則會再將有機和慣行分開探討。

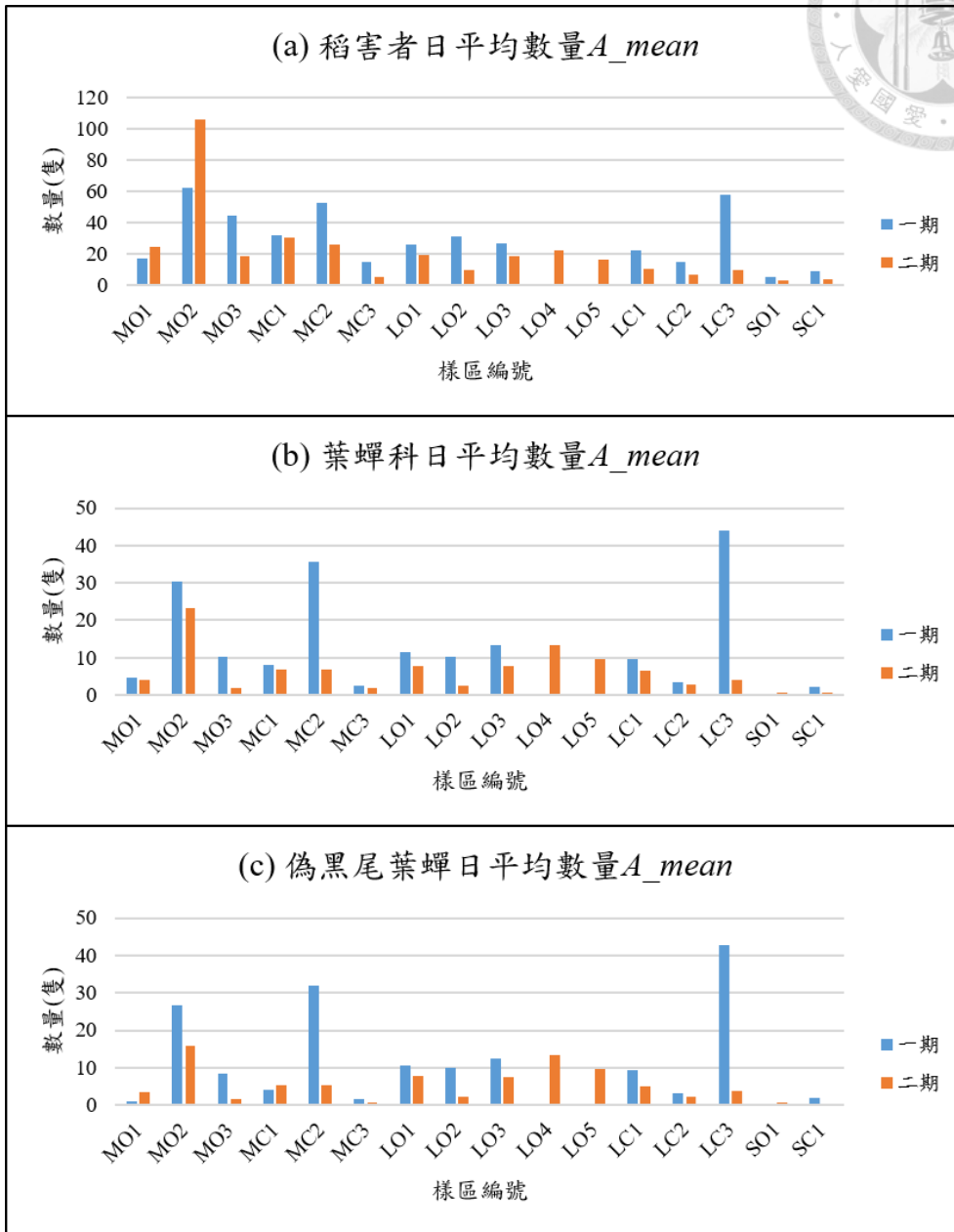
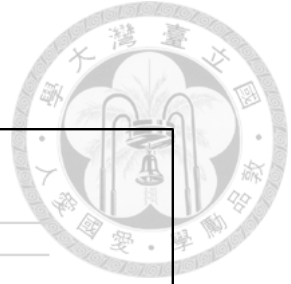


圖 12 各節肢動物之日平均數量在一、二期中的年平均
 此為各樣區以圖 9 的方法算出各節肢動物群在各年的 $AUC_{total}/(D_{final} - D_{first})$ 後，再求年平均所得到之數值。

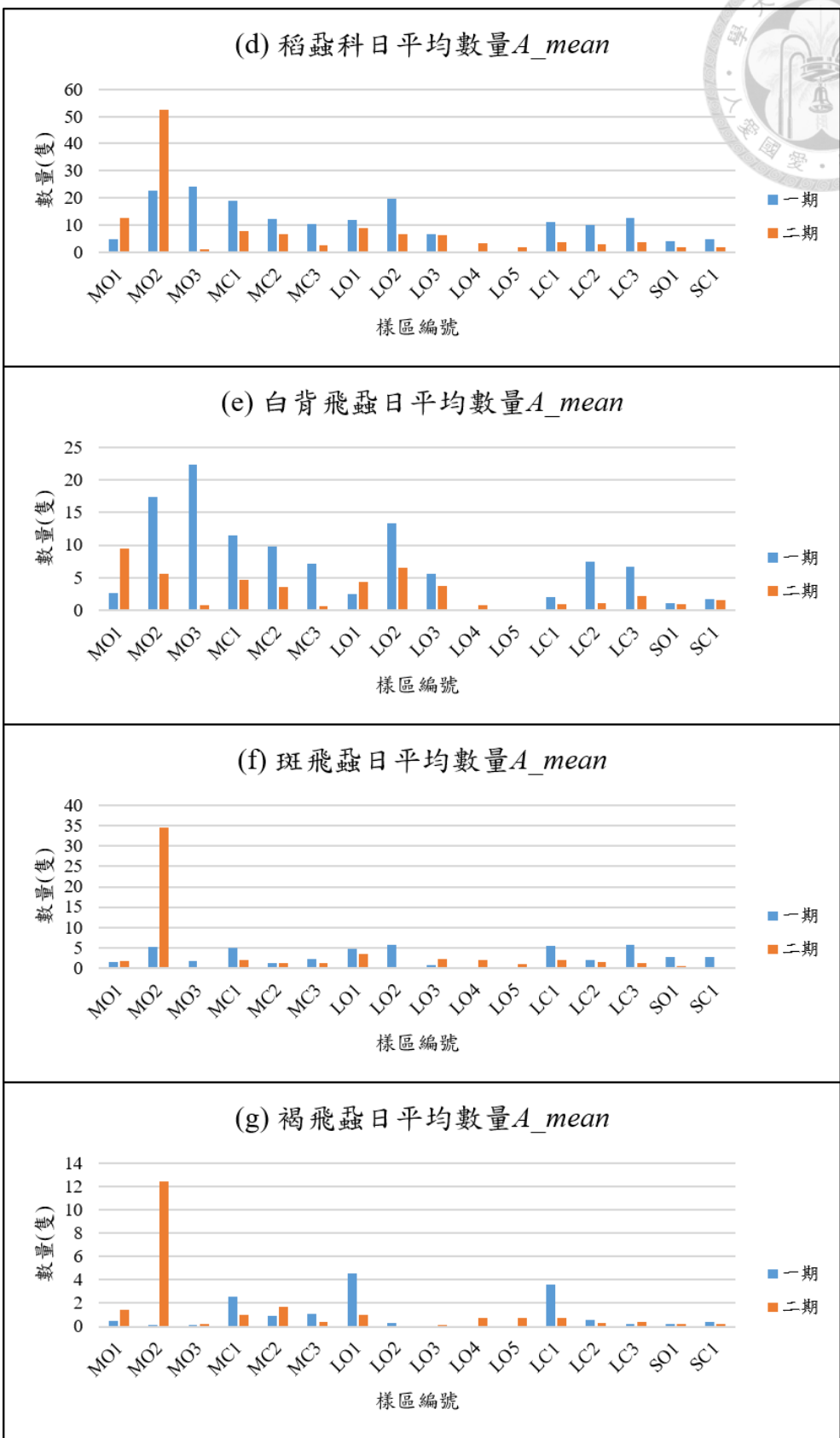
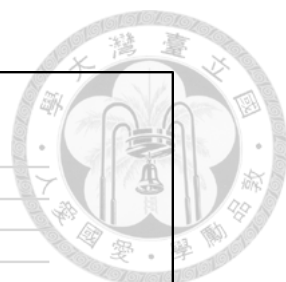


圖 12 續

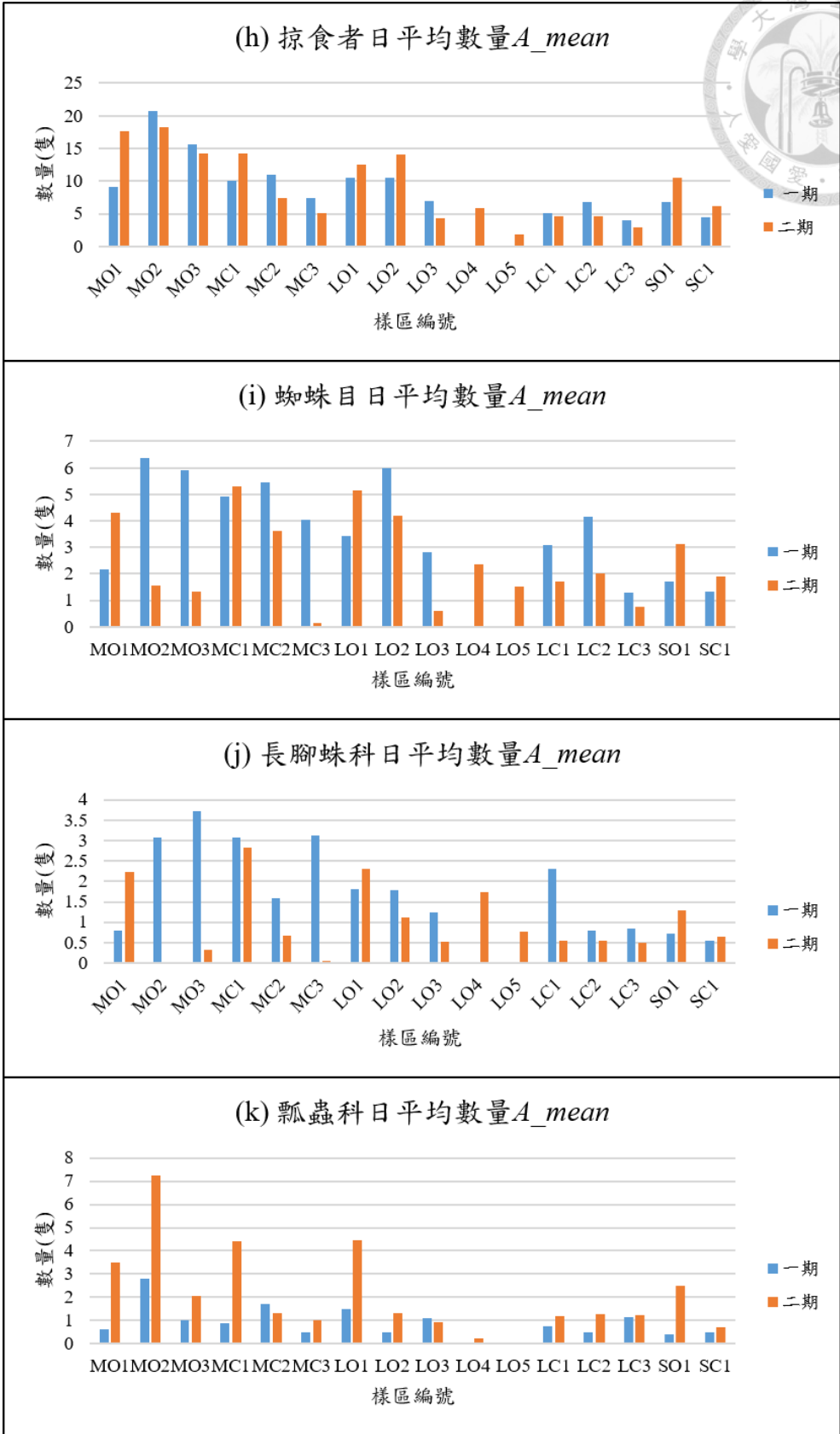


圖 12 續

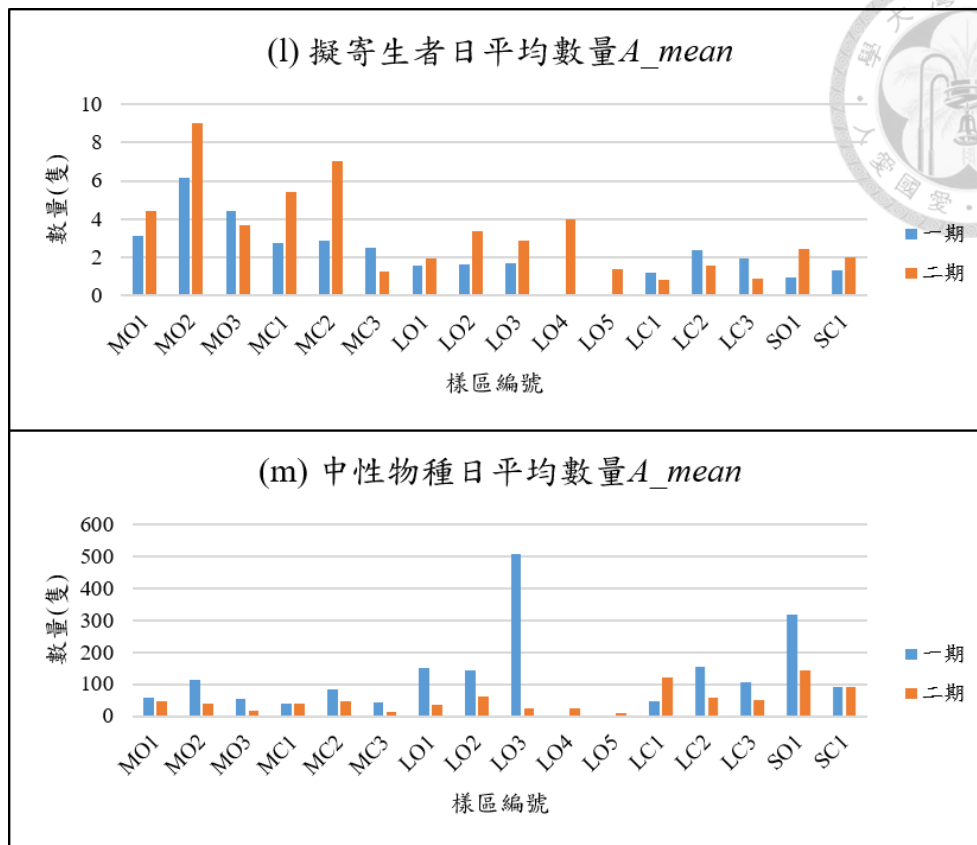



圖 12 續

4.2 節肢動物所適合的景觀管理尺度

本研究利用偏最小平方迴歸(PLSR)來分析景觀結構對節肢動物日平均數量的影響。非中性物種模型以 19 個景觀指數作為解釋變數，中性物種則以包含陸域水體的 23 個景觀指數作為解釋變數，並以各節肢動物日平均數量的平方根 $\sqrt{A_{mean}}$ 為反應變數。每一個節肢動物皆在九個半徑尺度下各別作 PLSR，得到九個對應的 PLSR 模型，在九個模型中 R^2 最大的模型所對應到的半徑尺度，即為該節肢動物群所適合的景觀管理尺度(圖 13 至圖 25)。表示在該尺度下，所選的景觀指數對該節肢動物日平均數量的解釋程度最大，未來若管理者欲由景觀管理的方式來加強生物防治效果，可由這些尺度開始著手。而這些適合尺度下的景觀所產生的影響將於 4.3 說明。




由於生物所受到景觀影響的尺度範圍可能與生物遷移特性與擴散距離有關 (Dominik et al., 2018; Schmidt, Thies, Nentwig, & Tschardtke, 2008)，本研究亦假設模型所得到景觀管理尺度與節肢動物的遷移特性有密切關係，若是該生物的移動及擴散性有限，在農田中的數量可能僅會受到附近景觀的影響，所得到的景觀管理尺度便較小，若是該生物具有良好的移動及擴散特性，能夠自遠處遷入，可能較容易受到大尺度景觀的影響。因此以下將由節肢動物遷移能力的角度來探討模型得到的尺度大小，亦將與文獻所得到之尺度作比較。

4.2.1 稻害者所適合的景觀管理尺度

以所有不分種的稻害者來說(即 pest，以下稱之為總體稻害者)，一、二期適合總體稻害者的景觀管理尺度分別為 2500 公尺與 500 公尺，其中適合葉蟬科的為 3000 公尺與 500 公尺，適合稻蝨科的皆為 500 公尺(圖 13、圖 14 與圖 16)。

將葉蟬科細分至種可以發現，佔葉蟬科 80%以上的偽黑尾葉蟬所適合的景觀管理尺度在一、二期中皆為 500 公尺(圖 15)，其一期中的尺度與葉蟬科的 3000 公尺差異大，但可以發現一期葉蟬科的 R^2 在 500 公尺下也有區域的高峰，且一期偽黑尾葉蟬的 R^2 在 1500 公尺以上的亦不低，若其他葉蟬科物種所適合的景觀管理尺度較大，則可能造成整體葉蟬科所適合的景觀管理尺度也跟著提高。本研究資料中第二多數的葉蟬科物種為電光葉蟬(*Recilia dorsalis*(Motschulsky))，雖然僅佔所有葉蟬科總數的 6%，但是在飛行行為的研究文獻中，電光葉蟬在空中受到光誘捕與吸入式誘捕的數量較臺灣黑尾葉蟬(*Nephotettix virescens* (Distant))多(Chancellor, Cook, Heong, & Villareal, 1997)，而臺灣黑尾葉蟬的飛行能力又較偽黑尾葉蟬佳(Widiarta et al., 1993)，再加上偽黑尾葉蟬本身的遷移性不大(林慶元 et al., 2007)，因此推測本研究中電光葉蟬的飛行能力較偽黑尾葉蟬佳而導致總體葉蟬科受影響的尺度較大。

在稻蝨科的部分，雖然稻蝨科的景觀管理尺度在一、二期中皆為 500 公尺，但以物種來區分可發現各稻蝨科物種在一、二期所適合的尺度差異甚大，白背飛蝨為



1000 公尺與 100 公尺，斑飛蝨為 50 公尺與 500 公尺，褐飛蝨則為 2000 公尺與 500 公尺(圖 17 至圖 19)。此現象可能與稻蝨科物種的遷入途徑有關，在臺灣，白背飛蝨與褐飛蝨通常在四月到八月陸續自海外遷入(林慶元 et al., 2007; 黃守宏, 2013)，可能導致一期白背飛蝨與褐飛蝨所適合的景觀管理尺度較大。而斑飛蝨模型在一期中的 R^2 並不高，且隨著尺度增加而下降，顯示在一期時受到景觀的影響程度可能較小，所受到景觀影響的尺度也較小。在文獻紀錄中，斑飛蝨被認為是本土性害蟲，越冬能力也較白背飛蝨與褐飛蝨佳(黃守宏, 2013)，呼應了本研究斑飛蝨在一期中所適合的景觀管理尺度較小的現象，表示斑飛蝨在二期水稻收割後可能僅在農田周圍棲息，並在一期時自附近棲地遷入。然而斑飛蝨在二期受景觀影響的尺度與程度較一期大，本研究推測可能是遷移能力受到溫度之影響，或是二期時水稻田周圍有較適合斑飛蝨擴散的景觀。

若對照本研究所得到的景觀管理尺度以及文獻得到的生物飛行能力，部分文獻針對褐飛蝨的飛行行為做研究，指出褐飛蝨在 20 分鐘的飛行時間下遷徙距離可達 6-15 公里(Riley, Reynolds, & Farrow, 1987)，然而 Zhao et al. (2011)在不同農藥濃度下以飛行速度與時間換算得到的距離則是 0.3-4 公里。這些結果與實驗方法、飛行頻率以及風速等因子息息相關，以褐飛蝨來說，雖本研究得到的尺度與 Zhao et al. (2011)的結果接近，但與 Riley et al. (1987)的結果差異甚大，顯示本研究所得出的景觀管理尺度趨勢雖然會受到生物的遷移特性影響，但並無法由此推得生物實際的遷移能力與距離。

此外，所得到的景觀管理尺度為統計分析之結果，因此可能因使用的統計方法以及所考慮的景觀因子而異。在過去亦有研究比較多種尺度下的模型解釋程度，Baba et al. (2018)考慮了森林及建築覆蓋，比較了半徑 50、100 和 200 公尺下 GLM 模型的 AIC，得到斑飛蝨數量的最佳模型在 200 公尺。Dominik et al. (2018)考慮了四種景觀指數，比較了半徑 100、200 和 300 公尺下 LMM 模型的 AICc，發現害蟲與白背飛蝨數量對 300 公尺內的景觀異質性較有反應，黑尾葉蟬則為 200 公尺。



在本研究中，除了一期斑飛蝨與二期白背飛蝨之外，所得到的結果較文獻中的結果大，主要原因應來自文獻所考慮的尺度範圍僅於 300 公尺內，而本研究考慮的尺度達 3000 公尺之故。

除了受景觀影響的尺度之外，比較一、二期各稻害者模型中最大的 R^2 可以發現，各稻害者在二期中最大的 R^2 皆較一期中最大的 R^2 大，顯示各稻害者可能在二期中受到景觀的影響較大，本研究推測二期稻害者的移動能力可能較在一期時佳，或是二期時各棲地中生物族群發展成熟足以擴散至其他田或棲地中，若以景觀管理的方式來控制稻害者，可能在二期會較有效果。

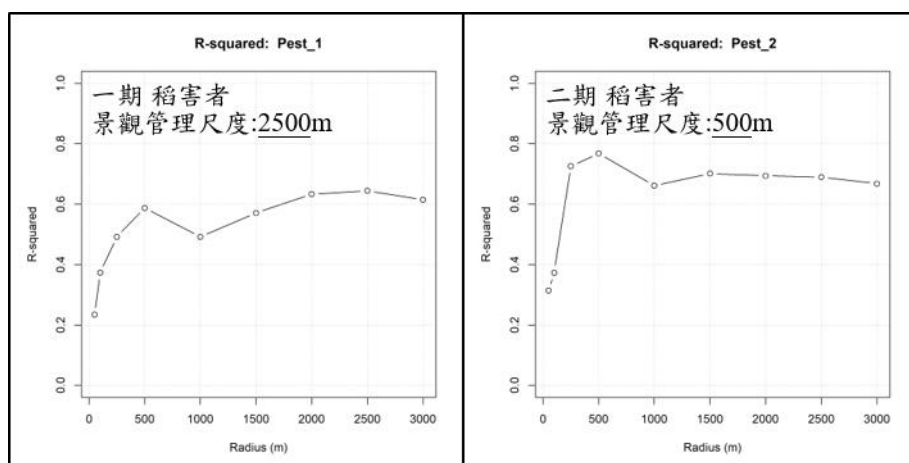


圖 13 總體稻害者 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值
橫軸為景觀指數計算範圍之半徑(公尺)。縱軸為將該範圍內算出的景觀指數作為 PLSR 模型的解釋變數，所得到的 R^2 值

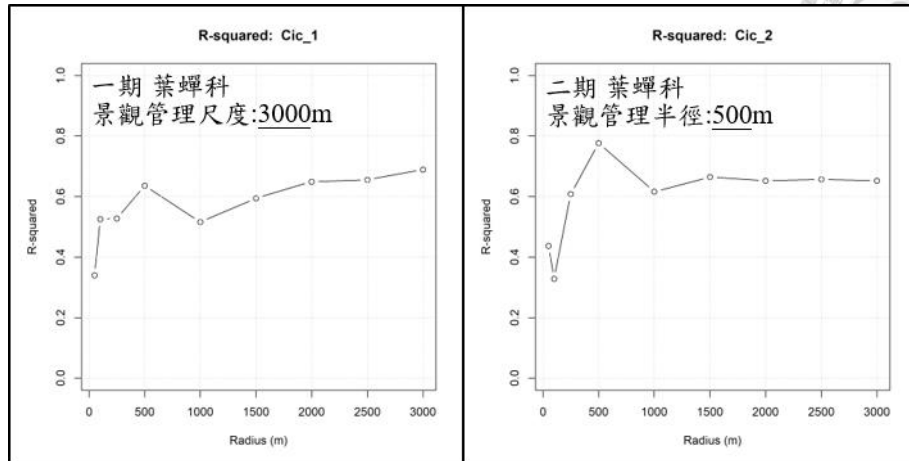
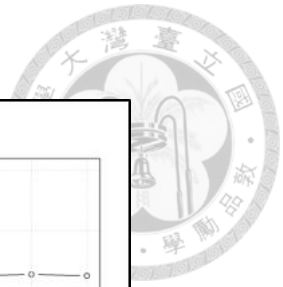


圖 14 葉蟬科 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

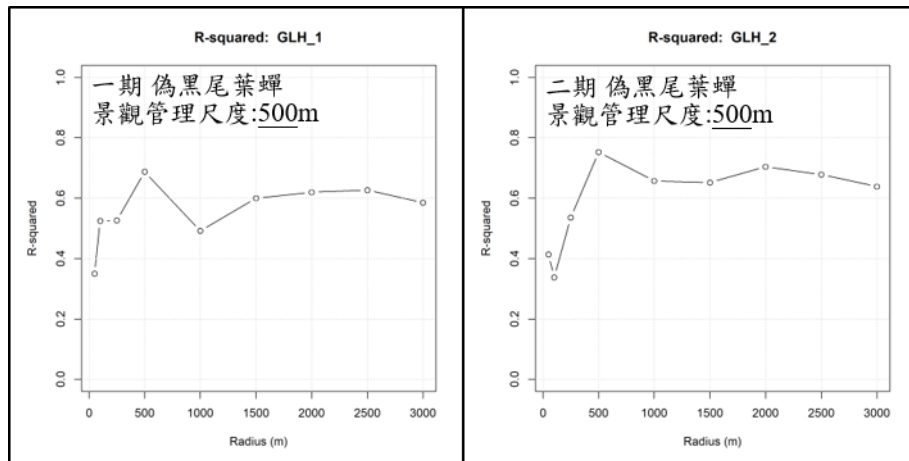


圖 15 偽黑尾葉蟬 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

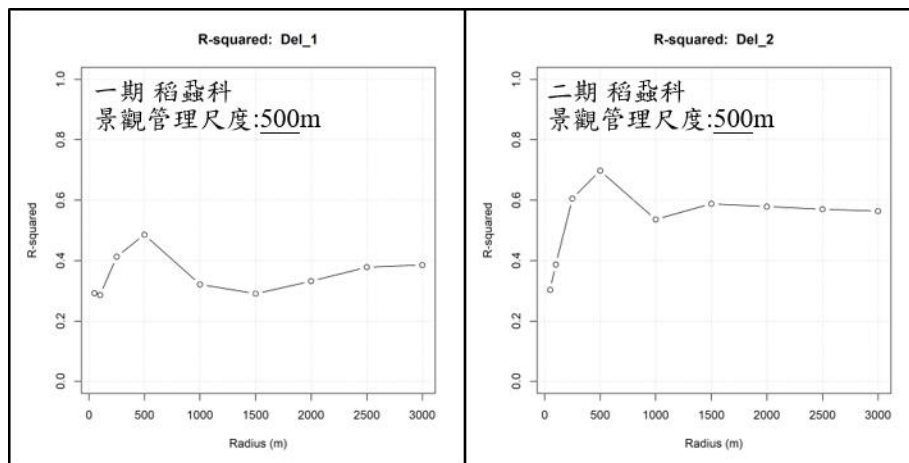


圖 16 稻蝨科 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

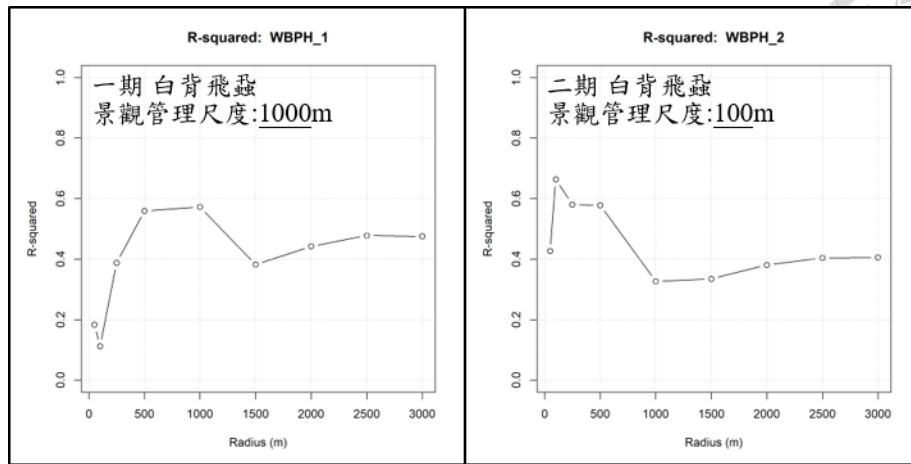
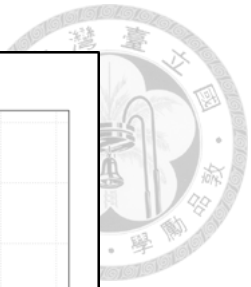


圖 17 白背飛蟲 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

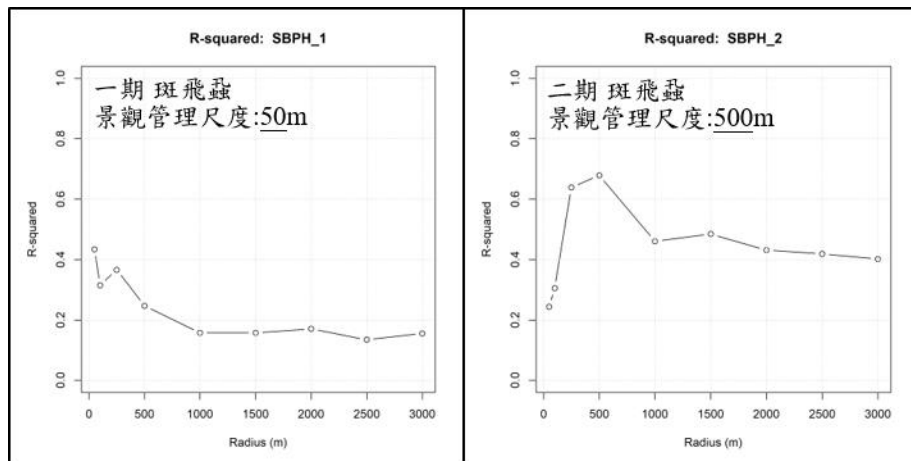


圖 18 斑飛蟲 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

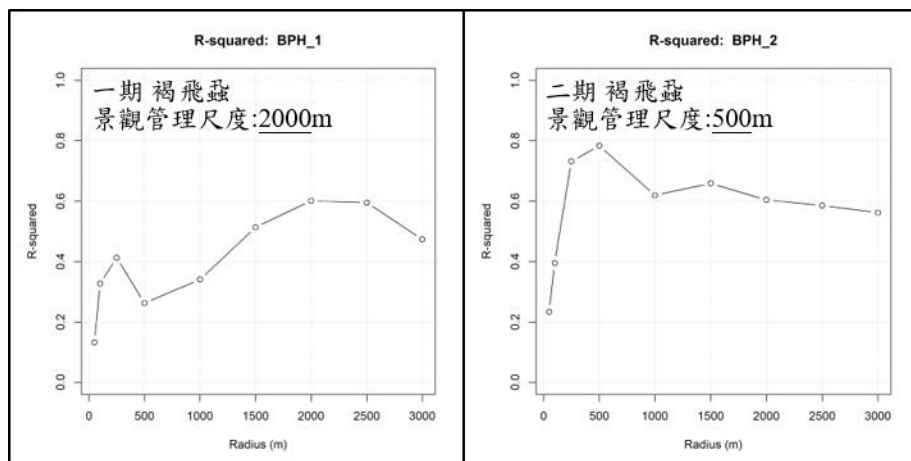


圖 19 褐飛蟲 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值




4.2.2 掠食者所適合的景觀管理尺度

以所有不分種的掠食者來說(即 predator，以下稱之為總體掠食者)，一、二期適合總體掠食者的景觀管理尺度皆為 250 公尺，其中蜘蛛目也皆為 250 公尺，其下的長腳蛛科為 250 公尺與 2000 公尺，而瓢蟲科為 500 公尺與 250 公尺(圖 20 至圖 23)。

在長腳蛛科的部分，二期長腳蛛科的 R^2 雖然在 2000 公尺達到最大，但在 250 公尺時仍有第二高的 R^2 ，且一期長腳蛛科在 2000 公尺也有第二高的 R^2 (圖 22)。此現象除了可能是科內的物種差異之外，也可能由蜘蛛的空飄行為(Ballooning)所造成。本研究資料中長腳蛛科內以長腳蛛屬物種為主，文獻指出許多長腳蛛屬物種皆具有空飄特性(Bell et al., 2005; Okuma & Kisimoto, 1981)。然而，在蜘蛛目 R^2 中，這種雙峰的曲線並不明顯，因本研究中蜘蛛目包含了太多物種，變異性較大，雖本研究調查到的蜘蛛科別幾乎皆有空飄的可能，但仍會因為不同物種的發生頻率與距離而有所差異。Miyashita et al. (2012)也指出蜘蛛的有效空間尺度會隨著物種的敏感度而異。

過去研究中所記錄的水稻田蜘蛛最佳模型之半徑尺度有長腳蛛科與皿網蛛科 300 公尺(Dominik et al., 2018)，長腳科、皿網蛛科與狼蛛科 200 公尺(Baba et al., 2018)，以及水稻田附近草地的長腳蛛科 600 至 700 公尺(Miyashita et al., 2012)，同樣地，除了物種與方法差異之外，可能也因考慮的尺度範圍不同而得到不同結果，且因蜘蛛的空飄屬於半被動性的遷移，空飄距離也可能受微氣候影響(Bell et al., 2005)。在其他旱作耕地景觀下，曾紀錄蜘蛛的空飄遷移和周圍 2000 公尺以上的景觀以及氣象條件有關(Bianchi, Walters, Cunningham, Hemerik, & Schellhorn, 2017)，其他也有皿網蛛科、狼蛛科、長腳蛛科與蟹蛛科隨著物種不同受 95 至 3000 公尺內景觀顯著影響(Schmidt et al., 2008)。以本研究的長腳蛛科來說，其 R^2 在 250 公尺的高峰與 Dominik et al. (2018)及 Baba et al. (2018)的結果相似，2000 公尺的高峰則與 Bianchi et al. (2017)的結果相同，顯示此大尺度下的高峰極可能是受空飄影響。



在瓢蟲科的部分，本研究資料中，瓢蟲科中有九成以上為橙瓢蟲，通常不會長距離遷徙(Hodek et al., 1993)，越冬時也主要在水稻田周圍田埂、土坎與荒坡的禾本科雜草中(杜予州 et al., 1993)，文獻指出在菊科作物中的橙瓢蟲多以步行捕食(Taleb & Sardar, 2007)，由此可知橙瓢蟲之移動距離應較短。本研究中一期瓢蟲科的景觀管理尺度略大於二期，本研究推測可能因為一期收割後，生物還能棲息於附近尚未收割的水稻田中，待其他田二期插秧後重新遷入，但二期收割後至一期插秧的時間不僅較長，也須經過冬天，若附近沒有適合的棲息地則可能移至較遠處越冬，導致影響一期瓢蟲科數量的景觀範圍較大。

在文獻中，有紀錄水稻田橙瓢蟲所屬的 *Micraspis* 屬最佳模型之半徑尺度為 300 公尺(Dominik et al., 2018)，其他研究則多屬於旱作田中的瓢蟲科物種，例如半徑 500 公尺內的景觀對玉米田中的瓢蟲較具預測力(Yang et al., 2019)，半徑 2000 公尺內的景觀對大豆田中本地與外來的瓢蟲較具預測力(Gardiner et al., 2009)，最佳模型的尺度亦可能隨季節而變，在小麥田中可能因初春時自越冬處遷入，遷移距離較小(500 公尺)，而後隨著季節在不同棲地中移動而使尺度變大(2000 公尺)(Yang et al., 2018)。本研究所得到的結果與 Dominik et al. (2018)、Yang et al. (2019)及 Yang et al. (2018)在初春的結果較相似，主要差異來自物種及考慮尺度範圍，因 Dominik et al. (2018)最大僅考慮至 300 公尺，而 Yang 等人之研究對象非 *Micraspis* 屬物種(Yang et al., 2019; Yang et al., 2018)，且最小僅考慮 500 公尺。

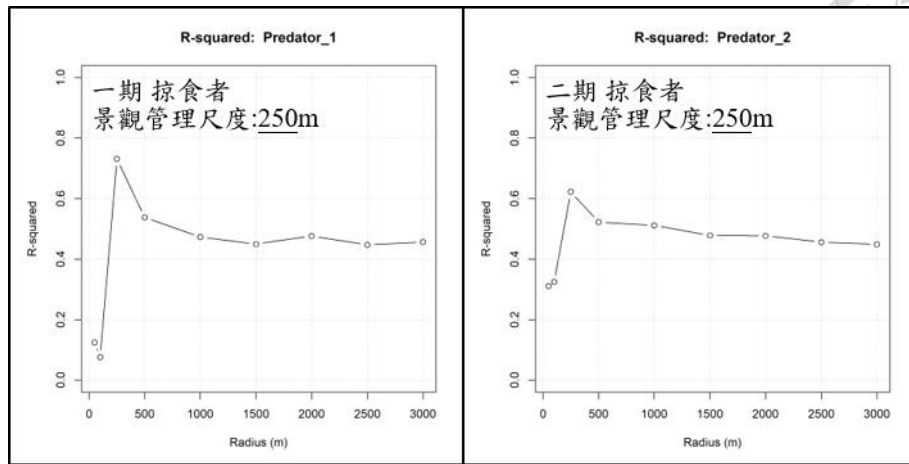
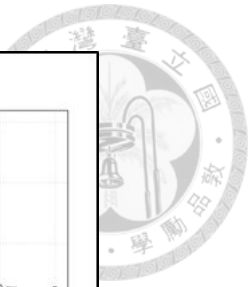


圖 20 總體掠食者 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

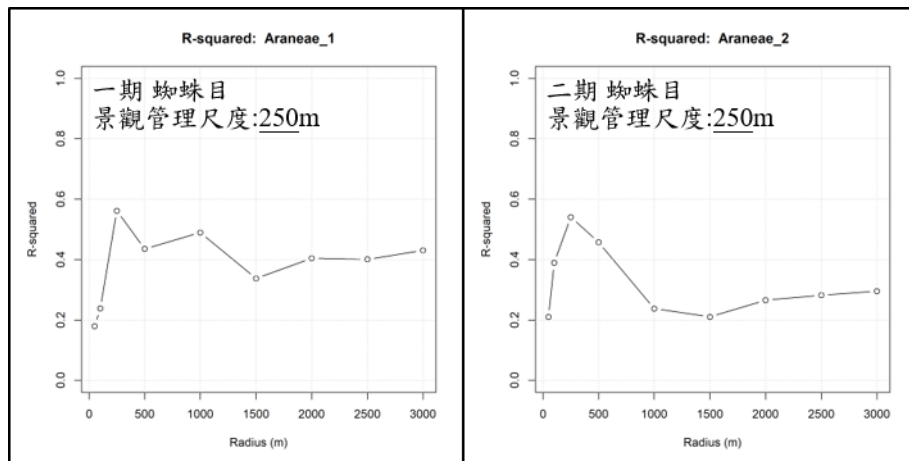


圖 21 蜘蛛目 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

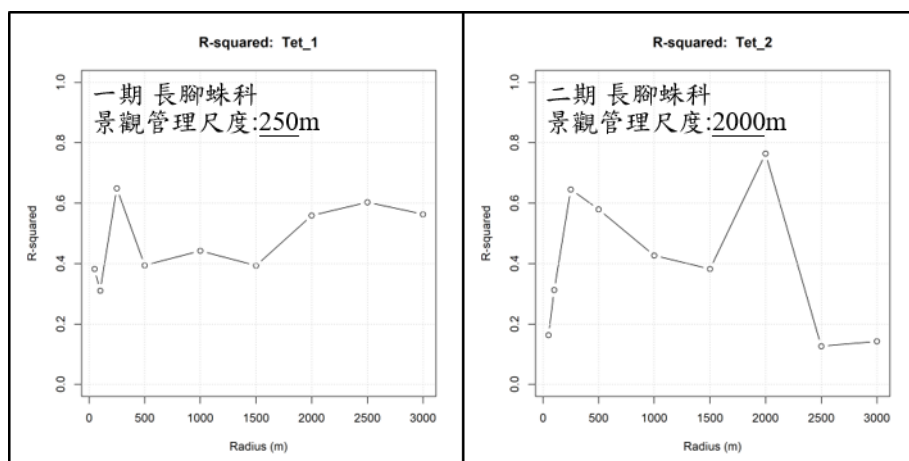


圖 22 長腳蛛科 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

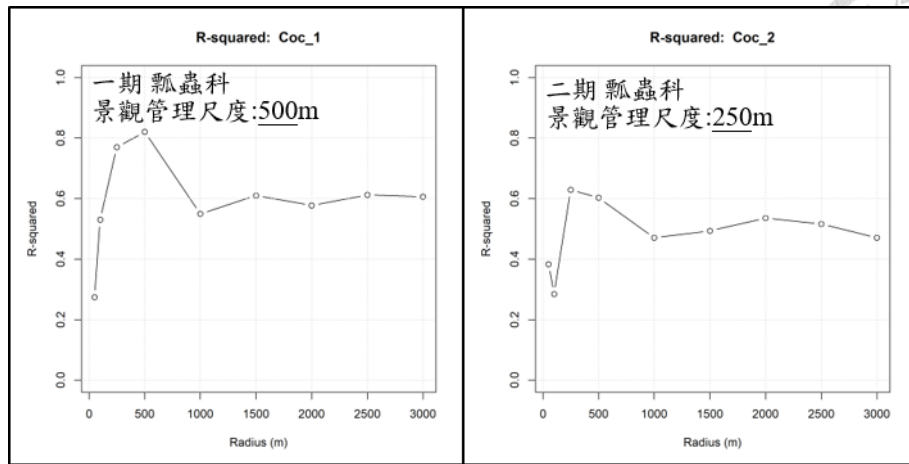


圖 23 瓢蟲科 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

4.2.3 擬寄生者所適合的景觀管理尺度

以擬寄生者來說，一、二期所適合的景觀管理尺度為 500 公尺和 2000 公尺，但可以發現一期中 250 公尺與 500 公尺的 R^2 大小接近，且二期中的 R^2 在 250 公尺以上的變動幅度極小，顯示在兩個期中 250 公尺的尺度已足以作為影響擬寄生者的景觀管理尺度，此尺度與掠食者的景觀管理尺度相近(圖 24)。

目前研究對於擬寄生者遷移方式的研究較少，以本研究擬寄生者資料中數量佔比較高的緣腹細蜂科、小繭蜂科以及頭蠅科來說，一些緣腹細蜂科物種雖有隨風長距離遷徙數百公里的可能(Farrow, 1981)，但本研究推測以臺灣的地形與氣候條件來說距離應無法至如此遠，而小繭蜂科物種的移動可能受到作物與寄主的氣味影響(Joyce et al., 2014; Rathika & Nalini, 2011)，頭蠅科則多在植株間飛行(Brown et al., 2009; 林珪瑞, 1974)，另外也有研究指出螫蜂科物種主要隨寄主遷入水稻田中(Gurr et al., 2011)。由以上文獻可發現，擬寄生者的遷移多受到外在因子如天氣、作物與寄主的影響，影響範圍由近至遠皆有可能，推測本研究中擬寄生者的遷移亦受到許多外因影響，因此數量受 250 公尺至 3000 公尺內的景觀影響程度接近。

過去對於水稻田擬寄生者受到景觀影響的尺度有總體擬寄生者以及赤眼蜂科物種 300 公尺(Dominik et al., 2018)。其他研究則多位於旱作中，例如在小麥田中寄生蚜蟲的小繭蜂與周圍耕地佔比之相關性在考慮半徑 200 公尺時最高(Zhao, Hui,

He, & Li, 2015), 小麥田中蚜蟲的被寄生率在半徑 250 至 1000 公尺下與耕地面積有顯著相關(Thies, Roschewitz, & Tschardtke, 2005), 在油菜田中害蟲被寄生率和周圍非耕地面積在半徑 750 公尺時最相關(Thies, Steffan-Dewenter, & Tschardtke, 2003), 在玉米田中, 夜蛾受到赤眼蜂的寄生率對於半徑 500 至 2000 公尺內的耕地面積皆有相關性(Liu et al., 2016), 在甘藍田中菜蛾的被寄生率與半徑 500 公尺至 5000 公尺內的森林面積有顯著相關(Bianchi, Goedhart, & Baveco, 2008)。可以發現擬寄生者或是其寄生率可能受到多個景觀尺度下的景觀因子影響, 本研究所得到的半徑 250 公尺以上的結果屬合理範圍。

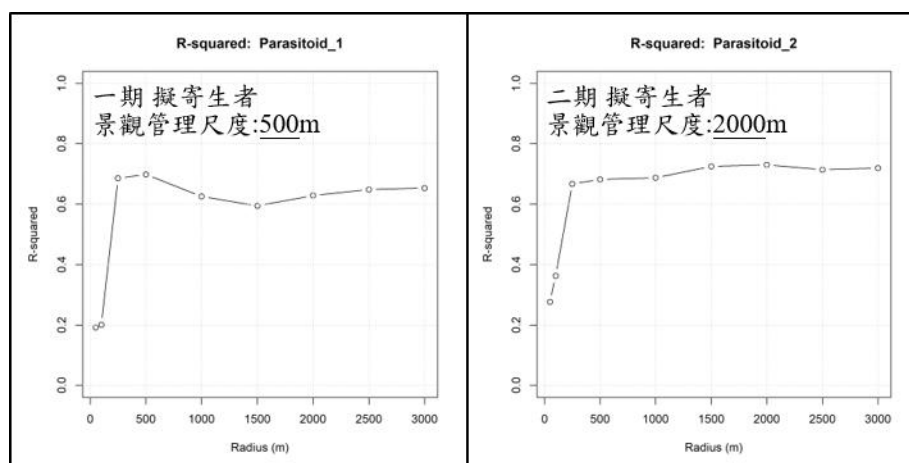


圖 24 擬寄生者 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

4.2.4 中性物種所適合的景觀管理尺度

以中性物種來說, 一、二期的景觀管理尺度為 250 公尺與 1000 公尺, 但可以發現二期中的 R^2 在 250 公尺以上所增加的幅度不大, 顯示在兩個期中 250 公尺的尺度已足以作為影響中性物種的景觀管理尺度, 此尺度亦與掠食者的景觀管理尺度相近(圖 25)。本研究的中性物種資料中搖蚊科物種佔了七成以上的數量, 根據文獻研究, 搖蚊通常在水域周圍不遠處活動, 且飛行能力差, 但也可能隨著溫度升高而群飛至其他棲地, 甚至隨著氣流擴散, 且在開放性景觀中可以飛離水體較遠 (Davies, 1976; Delettire et al., 1992; Delettire & Morvan, 2000; Oliver, 1971), 雖然這些

研究並非在水稻田附近，但而可作為本研究之參考。在水稻田中，中性物種通常出現在水稻生長前期，由圖 6 可知一、二期之前期溫度差異甚大，本研究推測二期中性物種在半徑 1000 公尺時稍微高起的 R^2 可能來自部分中性物種因溫度的升高加上氣流影響而具有較好的遷移能力。在過去研究指出水稻田總體食碎屑者以及搖蚊科物種對 200 公尺內的景觀較有反應(Dominik et al., 2018)，本研究之一期結果與之相近，但在二期中差異甚大，除了分析所考慮的尺度範圍之外，應可能受到上述氣溫與氣流之影響，且除了此篇文獻之外，少有研究提及中性物種受景觀影響之尺度，因此難以判斷本研究所得中性物種之結果的合理程度。

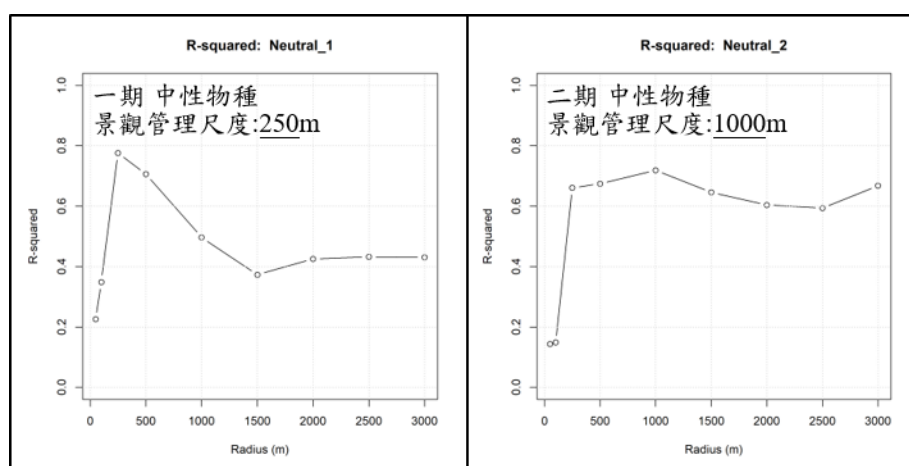


圖 25 中性物種 PLSR 模型在不同考慮半徑尺度下之 R^2 值

4.2.5 總體景觀管理尺度探討

綜合以上結果，雖然本研究選擇了 PLSR 模型中對應到 R^2 最高的尺度作為各節肢動物群的景觀管理尺度，但觀察各模型 R^2 在不同尺度下的變化可以發現，一些模型的 R^2 在特定尺度區間內若沒有太大的差別，表示這些區段內的景觀結構對該節肢動物群的數量的解釋能力差異不大，若在實際景觀規劃上須考慮到其他面向的成本，可以在足夠的景觀解釋能力下選擇適當的尺度，並非一定要選擇 R^2 最大的景觀管理尺度。以本研究的結果來說，適合稻害者的景觀管理尺度多落在 500 公尺，而適合掠食者及擬寄生者等天敵物種的景觀管理尺度多落在 250 公尺或 500 公尺，在保育型生物防治上，便可以藉由此尺度內的景觀規劃來達到增加天敵抑制



害蟲的目的。然而在本研究中，為使景觀結構的因子在後續分析能夠達到最大的解釋能力，本研究仍選擇九個尺度中 R^2 最大的 PLSR 模型，在對應的景觀管理尺度下探討所選的景觀指數在不同期作中對各節肢動物群數量的影響。


4.3 景觀結構對節肢動物數量的影響

本研究在各節肢動物所適合的景觀管理尺度之下，得到 PLSR 模型的標準化迴歸係數，探討影響各節肢動物群數量受到景觀結構的影響(圖 26 至圖 32、圖 34 至圖 37、圖 39 與圖 40)。若在這些尺度下，針對對天敵有正面影響或對害蟲有負面影響的景觀作管理，則有機會能增加生物防治的效果，間接或直接地減少害蟲數量。

當一個景觀指數的標準化迴歸係數絕對值越大，該景觀指數在模型中的重要性越高，也越能夠用以解釋及預測該節肢動物群的數量，表示該指數所對應到的景觀結構對節肢動物群數量的影響可能越大，正值的係數表示該景觀指數與該節肢動物群數量有正向的關係，負值則反之。本研究將係數依照絕對值大小排序作圖，可以看出各景觀指數對於不同節肢動物群數量的重要性順序，並且用不同顏色的長條來表示該景觀指數所對應到的層級或嵌塊體類型。為了使用一致的標準來判斷景觀指數的重要性，本研究統一以係數絕對值大於 0.1 作為篩選標準。根據表 5 與表 6 可以知道所選景觀指數代表之意義。以下針對 13 個目標節肢動物群依照所屬的同功群作探討。

4.3.1 景觀結構對稻害者數量的影響

對總體稻害者而言，在一期中，當樣區周圍 2500 公尺內的森林面積佔比大而完整、植生地面積佔比小而細分且彼此孤立、總體景觀多樣性低且聚集度高時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 500 公尺內的稻作面積細分、旱作面積佔比大而完整、森林面積佔比大而完整、植生地形狀團聚且彼此孤立時，對日平均數量有正面效果(圖 26)。



對葉蟬科而言，在一期中，當樣區周圍 3000 公尺內的稻作面積細分且形狀團聚、旱作形狀團聚且彼此孤立、森林面積佔比大而完整、總體景觀多樣性低且聚集度高時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 500 公尺內的稻作面積細分、旱作面積完整、森林面積佔比大而完整、形狀團聚且彼此相近、植生地面積佔比小且形狀團聚與彼此孤立、總體景觀多樣性低時，對日平均數量有正面效果(圖 27)。

對偽黑尾葉蟬而言，在一期中，當樣區周圍 500 公尺內的稻作彼此相近、旱作形狀發散且彼此相近、森林面積佔比大而完整且形狀團聚、植生地面積佔比小而細分、形狀團聚且彼此孤立時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 500 公尺內的森林面積佔比大而完整、形狀團聚且彼此相近、植生地面積佔比小而形狀團聚且彼此孤立、總體景觀多樣性低時，對日平均數量有正面效果(圖 28)。

對稻蝨科而言，在一期中，當樣區周圍 500 公尺內的稻作面積佔比小而細分且彼此相近、旱作形狀團聚且彼此相近、森林形狀團聚且彼此孤立、植生地形狀團聚且彼此孤立、總體景觀聚集度低時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 500 公尺內的稻作面積細分、旱作面積佔比大且形狀發散、森林面積佔比大且完整、植生地形狀團聚且彼此孤立、總體景觀多樣性低時，對日平均數量有正面效果(圖 29)。

對白背飛蝨而言，在一期中，當樣區周圍 1000 公尺內的旱作面積佔比小且形狀團聚與彼此孤立、植生地形狀團聚且彼此孤立時，對日平均數量有正面效果。在二期時，當樣區周圍 100 公尺內的稻作面積佔比小而細分與彼此相近、旱作面積佔比小、植生地面積佔比大、總體景觀聚集度低且鑲嵌程度低時，對日平均數量有正面效果(圖 30)。

對斑飛蝨而言，在一期中，當樣區周圍 50 公尺內的稻作形狀團聚與彼此相近、森林面積佔比小時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 500 公尺內


的稻作面積細分、旱作面積佔比大而完整、形狀發散且彼此相近、植生地彼此孤立且形狀團聚、森林面積佔比大且彼此相近時，對日平均數量有正面效果(圖 31)。

對褐飛蟲而言，在一期中，當樣區周圍 2000 公尺內的旱作形狀發散、植生地形狀發散、總體景觀多樣性低且鑲嵌程度低與聚集度高時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 500 公尺內的稻作面積細分、旱作面積佔比大而完整且形狀發散、森林面積佔比大而完整且彼此相近、植生地彼此孤立且形狀團聚時，對日平均數量有正面效果(圖 32)。

由於實際棲地難以在一、二期之間作轉變，加上研究結果顯示影響各稻害者的景觀特徵在一、二期中並沒有太大的差異或相反的現象，本研究將針對同時在一、二期中影響各稻害者最多的景觀特徵作探討。由上述結果可以發現，一、二期稻害者所受到景觀較一致影響之因子有稻作面積細分程度(MESH_Rice)、森林面積佔比(PLAND_Forest)、森林面積細分程度(MESH_Forest)、植生地嵌塊體形狀(LSI_Plant)、植生地孤立程度(ENN_MN_Plant)以及總體景觀多樣性(SHDI)。當周圍稻作面積越細分(MESH_Rice 小)、森林面積佔比越大(PLAND_Forest 大)、面積越完整(MESH_Forest 大)、植生地形狀越團聚(LSI_Plant 小)、彼此越孤立(ENN_MN_Plant 大)、總體景觀多樣性越低(SHDI 小)時，對多數稻害者數量有正面效果，雖然對少部分稻害者有例外，但這些因子能夠影響總體趨勢。

若對照上述景觀指數在各樣區 500 公尺內之值(圖 33)，可以發現除了植生地孤立度以及總體景觀多樣性之外，上述影響稻害者的景觀特徵多發生在里山 MO1、MO2、MC1、MC2 樣區與少部分里地樣區，而植生地孤立度在 MO2 中特別高，景觀多樣性則在部分里地樣區中特別低。


以森林來說，稻害者的棲息地主要在稻田或稻田附近而非森林，因此森林對稻害者的影響應非來源(source)的關係。本研究推測這可能來自於地域性差異、氣象或地形的關係，Noda and Kiritani (1989)，日本的白背飛蟲或褐飛蟲等自海外遷入的害蟲通常降落在被西風遮擋的山丘東側或是迎風的山谷盡頭。Wu et al. (2017)指



出白背飛蝨的聚集性著陸可能受到降雨及低溫的影響，當白背飛蝨隨著氣流沿著山上升時，會因為溫度降低而降低其飛行高度，最後著陸。雖然森林因子對白背飛蝨而言在本研究中的迴歸係數不高，但本研究推測這樣的現象亦可能發生於同為遷移性物種的褐飛蝨。

然而對於一、二期皆受到森林因子影響較大的葉蟬科物種(含總體葉蟬科與偽黑尾葉蟬)，在台灣無紀錄其可能受氣流影響或境外遷入，也無文獻提及其會受到森林或是海拔等影響，由其遷移性不高的特性來看，雖有可能為地域性差異，但在圖 12 中，葉蟬數量較高的 LC3 之鄰近樣區的葉蟬數量並不高，因此推測是樣區中天敵、農法、田埂或作物品種等小尺度因子的影響。另外，若是在里山地區，本研究推測有可能來自於森林地區周圍之稻作面積佔比相對較小，且區域性的移動範圍及棲息空間較有限，使得稻害者只能集中於這些相對少數稻田中繁殖，導致稻害者平均數量較高。


若這樣的作用可能發生，則呼應到了許多稻害者受到周圍稻作嵌塊體大小的負面影響，當里山地區稻作面積越細分，稻害者越有可能集中棲息在這些水稻田中繁殖生長。然而過去有研究指出棲地的破碎化有助盲蝽科害蟲的防治，Yoshioka et al. (2014)也指出稻田破碎化對白背飛蝨等稻害者有負面效果(Dominik et al., 2018)，與本研究得到的趨勢不符，本研究推測這可能與稻害者的遷移能力有關，若是稻害者具有良好的遷移能力，則較不受到稻作破碎化之影響，如飛蝨之遷移能力應較盲蝽佳。此外也與所考慮的景觀指數有關，在 Dominik et al. (2018)之研究中代表水稻田破碎化之景觀指數為嵌塊體數量(NP)，本研究則是考慮有效網格大小(MESH)。若是在稻田面積佔比大而嵌塊體數量多的區域中，NP 值會較大而顯示較稻田破碎，在稻田面積佔比小而嵌塊體少的區域中，NP 值則會較小而顯示較不破碎，而 MESH 值則會在前者景觀中較後者大而顯示景觀較不破碎，也就是和 NP 相反之解讀。本研究認為，破碎化亦包含面積佔比的減少，以 NP 來量化較難以區別出此現象，因此使用 MESH 來分析，得到與文獻相反之結果。



而在植生地的影響效果中，顯示當周圍植生地形狀越發散、彼此越相近，對稻害者可能有抑制的效果，表示植生地的邊緣效應與連結度對稻害者產生了影響，本研究推測植生地的氣味以及嵌塊體的排列方式可能阻擋了稻害者的遷入，或是植生地可能有較多稻害者的天敵而使得植生地的邊緣增加或彼此相近時對稻害者有抑制效果。過去許多研究顯示植被帶或開花植物等可以作為天敵的替代棲地(Ali et al., 2019; Bambaradeniya & Edirisinghe, 2001; Karenina et al., 2019)，此部分本研究將於天敵所受景觀的影響中加以討論。

在景觀多樣性的部分，雖然其影響到的稻害者群較少，但在一期中影響了總體稻害者與葉蟬科，在二期中影響了葉蟬科與稻蝨科，表示其對於稻害者仍能產生普遍性的影響。在景觀多樣性較低的里地地區中，造成其景觀多樣性較低的原因應來自大面積佔比的稻作(圖 33)，這顯示前述稻作面積細分對稻害者造成的影響可能僅限於森林較多的里山地區，而在植株高度較矮、棲地較開放的里地地區中，即使少了地形與氣象因子的助長，仍可能因單一的稻作景觀提升稻害者的數量。此外，模式的結果顯示景觀多樣性的影響程度大於稻作面積佔比，這表示即使在稻作面積佔比高的地區，仍有機會透過提高景觀多樣性的方式來降低稻害者的數量。在過去研究中也提到了景觀多樣性會與稻害者有負相關性，包括白背飛蝨、斑飛蝨與葉蟬等稻害者(Dominik et al., 2018; Liu et al., 2016)，與本研究所得之結果相符。

除了上述景觀因子之外，一些稻害者在二期也可能受到了旱作面積佔比(PLAND_Plant)與面積細分程度(MESH_Plant)的影響，當周圍旱作面積佔比越大(PLAND_Plant 大)或越面積完整(MESH_Plant 大)，對二期總體稻害者、葉蟬科、斑飛蝨與褐飛蝨等飛蝨科物種有正面效果。顯示旱作或旱作田邊的雜草可能提供了稻害者適當的棲地來源，亦可能作為稻害者在一期稻作收割後的替代棲地，例如斑飛蝨與葉蟬皆能在周圍多種禾本科雜草或作物中存活(林慶元 et al., 2007; 黃守宏, 2013)。然而褐飛蝨的寄主植物僅有水稻(黃守宏, 2013)，本研究推測褐飛蝨雖寄主植物單一，但仍可能受旱作吸引，或是耕地施灑農藥或肥料的行為影響到了褐飛蝨



的活動(Chelliah & Heinrichs, 1980; Kajimura et al., 1993)，又或是受到上述里山地區氣象或地形的影響，因里山地區剛好旱作比例較高(圖 33)而使模型結果顯示旱作具影響力。然而，對於白背飛蝨而言，白背飛蝨與斑飛蝨都可能出現於多種禾本科雜草或作物中，但白背飛蝨卻在一、二期中皆受到旱作面積佔比的負面影響，與斑飛蝨受到的影響相反，顯示苑裡地區的旱作作物對於白背飛蝨來說可能不具有吸引力，反而具排斥力。在文獻中，有研究發現水稻與辣椒、薑、玉米、花生等多作能減少白背飛蝨與褐飛蝨的數量(Lin et al., 2011)，但在田埂種植豆科、瓜類等蔬菜與開花植物等的研究中卻對飛蝨沒有顯著影響(Vu et al., 2018)，顯示旱作的效果受到作物種類之影響重大。

另外，在本研究所得到的景觀影響中，也發現了一、二期影響不一致的狀況。例如在斑飛蝨的部分，雖然在二期也受到了森林面積的正面影響，但在一期中卻是受到了負面影響。過去研究發現斑飛蝨若蟲會因周圍半徑 200 公尺森林面積的增加而減少，該研究指出可能因斑飛蝨棲地隨森林增加而減少，或是長腳蛛天敵隨森林增加而增加的緣故，但仍有待驗證(Baba et al., 2018)。以本研究來說，棲地應難以在一、二期之間快速轉變，推測斑飛蝨受到森林的影響不一致的情況可能與景觀的影響尺度與程度有關，若對照 4.2.1 之分析結果，由於斑飛蝨在一期中的受景觀影響的尺度較小，本研究在一期斑飛蝨採用半徑 50 公尺來分析景觀的影響，二期則為 500 公尺。在小尺度下，所受到森林周圍地形與氣象的影響程度可能較低，反而顯示了鄰近區域中的森林面積對於斑飛蝨具有負面的影響，然而雖然森林面積之迴歸係數值大，斑飛蝨在一期時受到景觀的影響程度(R^2)卻偏小，顯示森林在近距離的影響效果仍可能不穩定。在褐飛蝨的部分也有植生地影響不一致的現象，一期褐飛蝨受到植生地形狀發散的正面影響，二期中則相反，本研究亦推測因分析尺度的不同而有不同效果，顯示褐飛蝨在大尺度(2000 公尺)下可能受到了形狀複雜的植生地吸引，但在中尺度(500 公尺)下卻可能受到植生地的邊緣效應而減少，且



由於褐飛蟲在一期中的相對數量較低，顯示景觀之管理在二期的中尺度中較一期為重要。

綜合以上結果，由於森林所造成的結果可能並非森林本身，而是氣象或地形，而讓稻作面積變完整可能會減少景觀多樣性，旱作栽培則取決於作物種類，且在生產上有其經濟效益，顯示四種棲地中最適合作管理的景觀為植生地，若能增加植生地嵌塊體的形狀複雜度與拉近植生地之間的距離，則有機會減少稻害者的發生，此外若因此增加了植生地面積佔比，也能夠增加景觀多樣性，干擾稻害者在開放性棲地中的活動。然而，若是植被為禾本科植物，則有吸引稻害者的風險，因此本研究建議在水稻田景觀中可以藉由管理非禾本科植被來降低稻害者的發生。由文獻也可以發現稻害者所受到景觀之影響與周圍棲地天敵數量有關係，本研究亦將於以下分析景觀結構對天敵之影響。

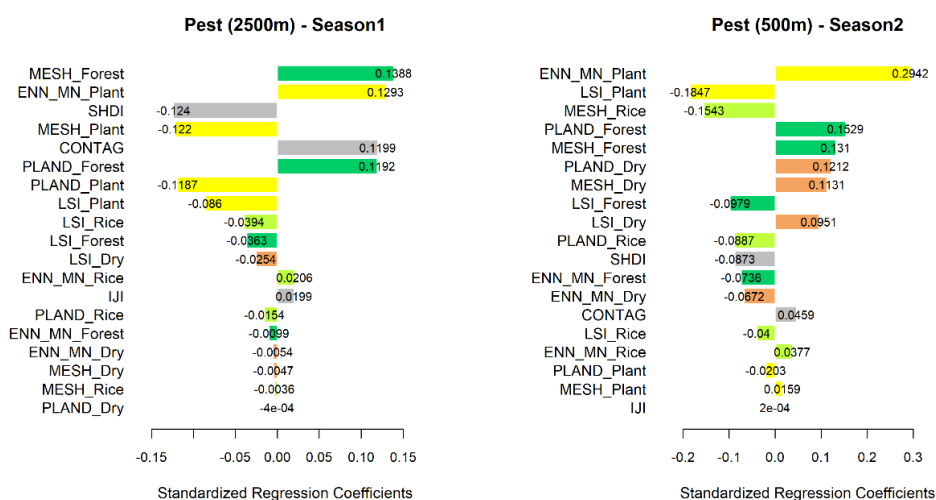


圖 26 總體稻害者 PLSR 模型之標準化迴歸係數

縱軸表示「景觀層級景觀指數代號」或「類別層級景觀指數代號_嵌塊體類別代號」，橫軸表示 PLSR 模型中該景觀變數對該節肢動物 A_{mean} 的標準化迴歸係數。淺綠色長條表示稻作 (Rice) 之景觀指數，橘色為旱作 (Dry)，深綠色為森林 (Forest)，黃色為植生地 (Plant)，灰色則為景觀層級的景觀指數。在後續中性物種的模型中藍色為陸域水體 (Water)。

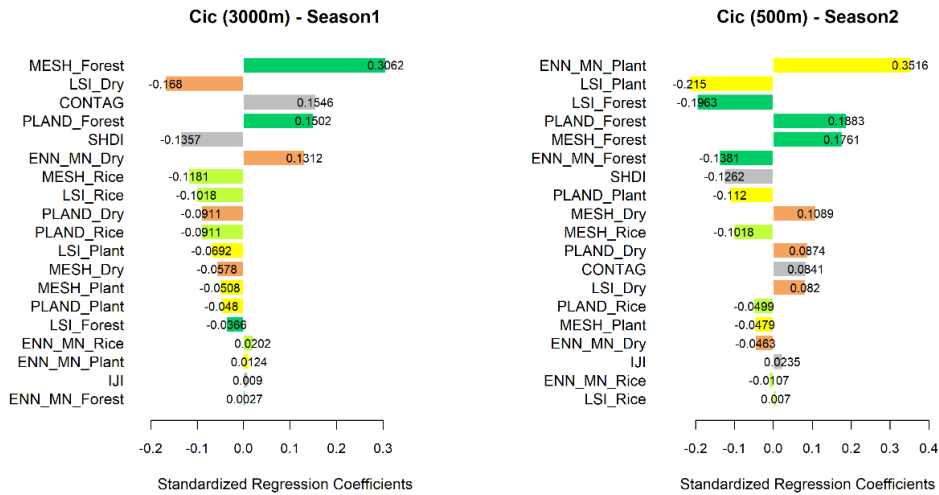


圖 27 葉蟬科 PLSR 模型之標準化迴歸係數

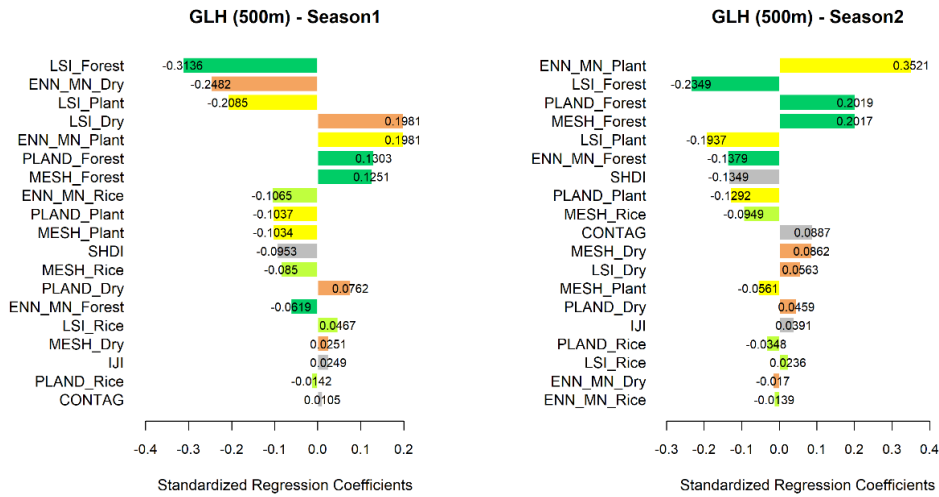


圖 28 偽黑尾葉蟬 PLSR 模型之標準化迴歸係數

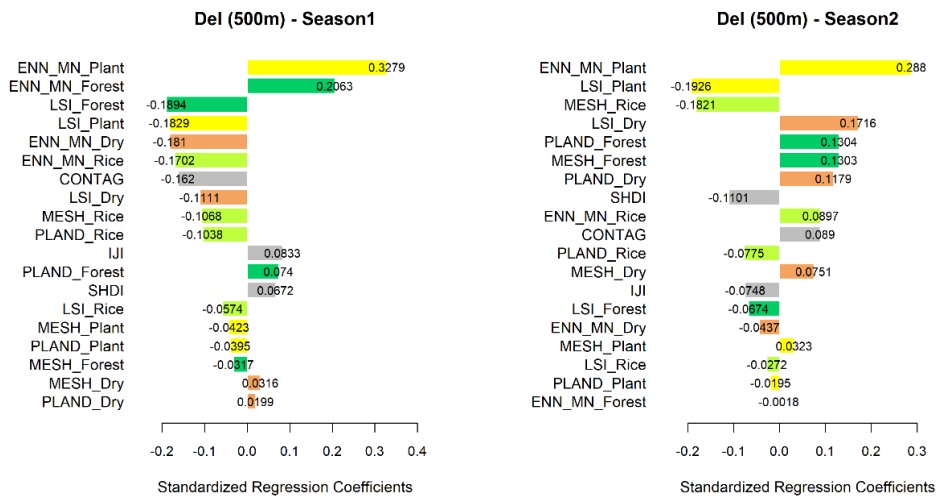


圖 29 稻蝨科 PLSR 模型之標準化迴歸係數

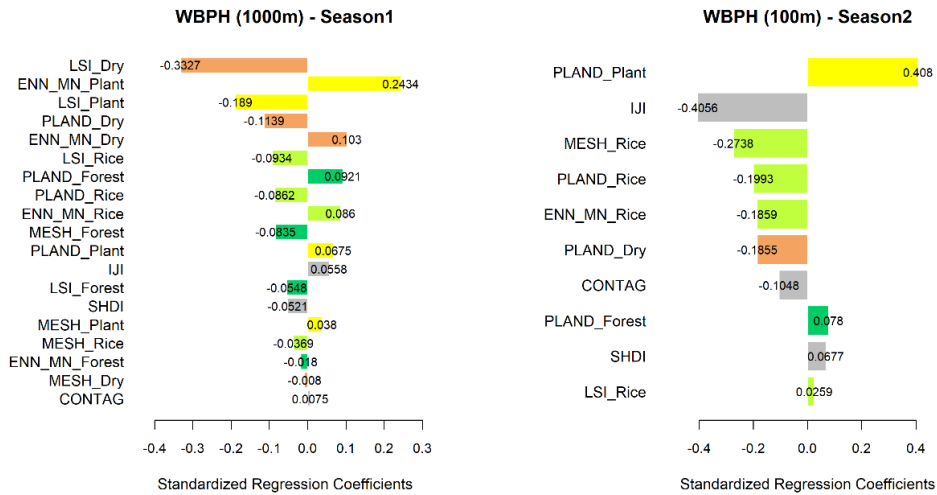
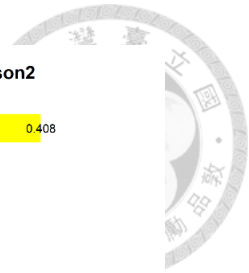


圖 30 白背飛蟲 PLSR 模型之標準化迴歸係數

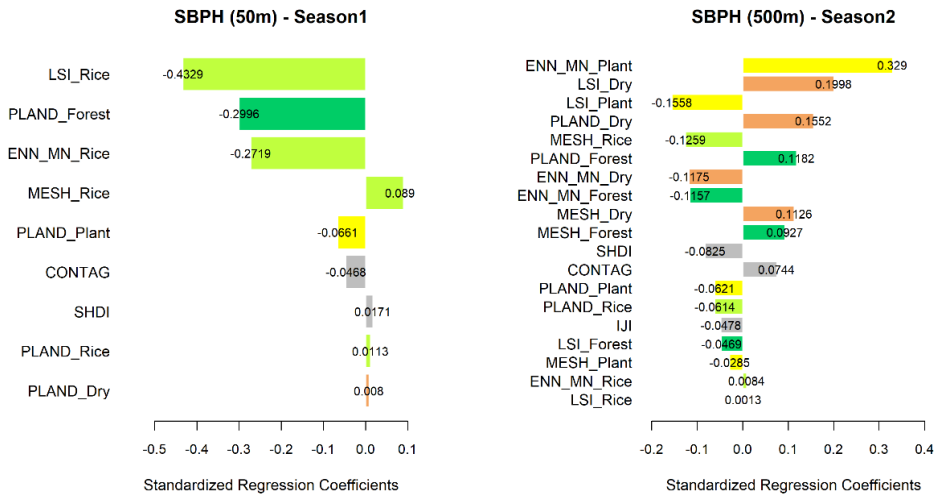


圖 31 斑飛蟲 PLSR 模型之標準化迴歸係數

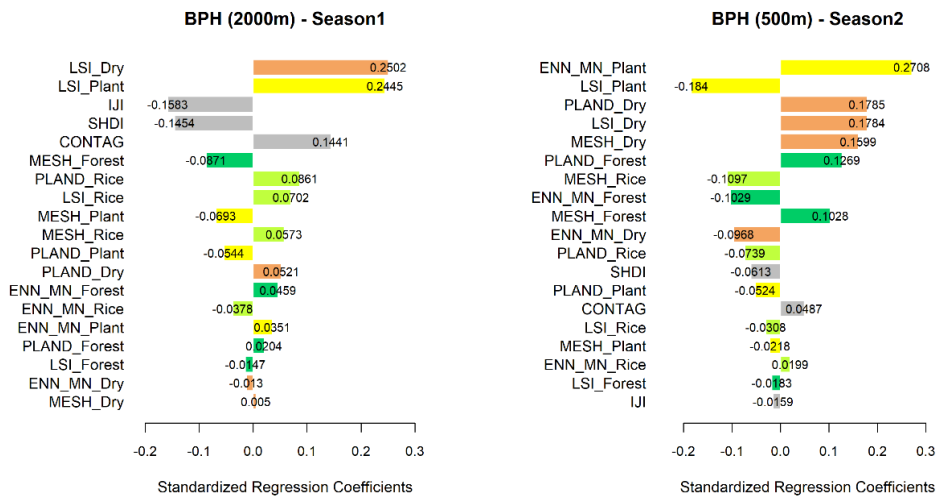


圖 32 褐飛蟲 PLSR 模型之標準化迴歸係數



圖 33 各樣區在半徑 500 公尺內之景觀指數大小

橫軸表示各樣區代號，縱軸表示景觀指數數值大小。



圖 33 續



4.3.2 景觀結構對掠食者數量的影響


對總體掠食者而言，在一期中，當樣區周圍 250 公尺內的稻作面積細分且彼此相近、旱作形狀發散、植生地形狀發散且彼此相近、總體景觀多樣性高且聚集度低時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 250 公尺內的稻作面積細分、旱作彼此孤立、植生地形狀發散且彼此相近時，對日平均數量有正面效果(圖 34)。

對蜘蛛目而言，在一期中，當樣區周圍 250 公尺內的稻作面積細分、旱作形狀發散、植生地形狀發散且彼此相近、總體景觀聚集度低時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 250 公尺內的稻作面積細分且彼此孤立、旱作面積佔比小且彼此孤立、植生地面積佔比大而完整、總體景觀鑲嵌程度低時，對日平均數量有正面效果(圖 35)。

對長腳蛛科而言，在一期中，當樣區周圍 250 公尺內的稻作彼此相近、旱作面積佔比大且形狀發散與彼此相近、植生地面積細分且形狀發散與彼此相近、總體景觀聚集度低時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 2000 公尺內的稻作面積小而細分、形狀團聚且彼此相近、旱作面積佔比大而完整、森林面積佔比大而完整、形狀團聚且彼此孤立、植生地形狀發散且彼此相近、總體景觀聚集度高時，對日平均數量有正面效果(圖 36)。

對瓢蟲科而言，在一期中，當樣區周圍 500 公尺內的稻作面積細分、旱作面積佔比大而完整、形狀發散且彼此相近、森林面積佔比大且形狀團聚與彼此相近、植生地形狀團聚且彼此孤立時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 250 公尺內的稻作面積細分、旱作面積佔比大而完整與形狀發散、植生地形狀發散且彼此相近、總體景觀鑲嵌程度低時，對日平均數量有正面效果(圖 37)。

總體來說，一、二期掠食者所受到景觀較一致影響之因子有稻作面積細分程度(MESH_Rice)、植生地嵌塊體形狀(LSI_Plant)以及植生地孤立程度(ENN_MN_Plant)。當周圍稻作面積越細分(MESH_Rice 小)、植生地形狀越發散(LSI_Plant 大)、彼此越



相近(ENN_MN_Plant 小)時，對多數掠食者數量有正面效果，雖然對少部分掠食者有例外，但這些因子能夠影響總體趨勢。此外在一期中，旱作形狀(LSI_Dry)與總體景觀聚集度(CONTAG)對多數掠食者也有較大的效果，當旱作形狀發散(LSI_Dry 大)、總體景觀聚集度低(CONTAG 小)時，對一期多數掠食者數量有正面效果。


以植生地來說，由於掠食者可以棲息於水稻以外的多種植被中，植生地可能是掠食者的棲地來源，文獻指出能在不同棲地之間移動的天敵可能導致在作物與非作物界線上的溢出效應(spillover effects) (Rand, Tylianakis, & Tschardtke, 2006)。本研究結果發現，植生地對掠食者的影響剛好與對稻害者的影響相反，也就是當植生地形狀越複雜，邊緣效應越強，掠食者溢出的可能性就越高，且當植生地彼此越相近，掠食者的遷移越不受阻擋，也越可能移入水稻田中捕食，使得稻害者數量較少。這可能來自於掠食者食性廣而稻害者多僅受禾本科作物吸引之故，或是掠食者對稻害者有抑制效果，然而，稻害者於實際上是否受到了掠食者的捕食作用而減少仍須由族群數量變化來檢驗，本研究將於後續分析此作用。而在過去研究中亦發現田埂雜草可作為蜘蛛的替代棲地(Bambaradeniya & Edirisinghe, 2001)、開花植物能增加掠食者豐量與多樣性(Ali et al., 2019; Karenina et al., 2019)，這些研究之尺度較接近地方尺度，本研究得到的結果多為半徑 250 公尺之尺度，但與文獻結果相符，顯示植生地在地方尺度至 250 公尺的尺度下皆可能助長水稻田中的掠食者數量。

以旱作來說，旱作的形狀影響了一期中的每個掠食者群，由於掠食者具有較廣的食性，能棲息之棲地類型也較廣，顯示旱作對掠食者的作用與植生地類似，皆有增加邊緣而提高溢出機率的可能，特別是在一期稻作中，掠食者自越冬棲地移入水稻田中並定棲，本研究推測旱作與植生地對於掠食者來說皆為重要的越冬棲地，而後在一、二期之間則較依賴於植生地。過去有研究顯示水稻周圍的芝麻或秋葵能夠提供天敵棲地，綠豆種植帶也能促進天敵溢出至鄰近水稻田(Horgan et al., 2019)，與本研究結果有相似的趨勢，但也有研究發現田埂豆類植物對天敵數量沒有顯著

影響(Horgan et al., 2017)，在水稻-玉米、水稻-大豆的多作系統中也沒有顯著提升天敵的移動(姚鳳鑾 & 尤民生, 2017)，顯示旱作效果受到作物種類之影響重大。


以稻作來說，多數掠食者和多數稻害者一樣皆受到了稻作面積細分的影響。以半徑 250 公尺內景觀來說，里山 MO1、MO2、MC1、MC2 樣區之稻作面積較不完整(圖 38)，本研究推測稻作面積細分程度影響掠食者之機制可能與影響稻害者相似，即受到里山地區區域特性之影響，森林周圍棲地較不開放，遷移與棲息空間有限，僅能集中於這些相對少數稻田中繁殖而使數量較多，或是也受到了地形與氣流的影響。亦可能因獵物數量較多而吸引了較多掠食者前來，然而這也須透過後續族群數量的變化來檢驗。此外，由上述植生地與旱作對掠食者之影響，亦可能因面積細分的稻田所受到的邊緣效應較同面積之完整稻田強，受到植被與旱作的影響可能較大之故。在過去有研究建議小規模之稻作較適合生物防治效果的維持(Zou et al., 2020)，亦有研究指出稻田的破碎化對於長腳蛛科有負面效果、對 *Micraspis* 屬瓢蟲有正面效果(Dominik et al., 2018)，本研究得到之趨勢與 Dominik et al. (2018)之瓢蟲部分以及 Zou et al. (2020)相似，在長腳蛛中則與本研究相反，除了是使用的景觀指數不同(前述 NP 與 MESH 的差異)之外，本研究一期長腳蛛科受到 MESH_Rice 影響的迴歸係數值亦較低，在二期中也非最具影響力的指數，加上長腳蛛科具空飄之特性，顯示水稻田的破碎化對於長腳蛛科之影響應較不為重要。

在總體景觀的部分，總體聚集度低表示一景觀中同類型嵌塊體的分散(dispersion)與散置(interspersion)程度高，在本研究中可表示同類型的土地利用彼此較分散而非團聚，總體景觀應較複雜而不連續，異質性也應較高。在本研究中，總體景觀聚集度影響了一期中的總體掠食者、蜘蛛目與長腳蛛科，且可以發現里山地區的景觀聚集度也較低(圖 38)，本研究推測有可能受到了稻作面積細分的影響，此外也可能因在分散與散置的景觀中，不同棲地之間的交互作用機會較大，促進了水稻田與其他掠食者棲地之間的掠食者的移動，替代獵物的可及性可能提高，使得掠食者得以在水稻田中存活。然而因為本研究中總體景觀亦考慮到了其他非棲地



的土地利用，以景觀聚集度指數難以得知是哪些土地利用之間的交流可能較頻繁，但在管理時可以透過上述類別層級的景觀作用來增加掠食者的棲地複雜度。在文獻中，少有以景觀聚集度來量化景觀結構，類似的研究指出景觀的多樣性對掠食者皆沒有顯著影響，而當稻田嵌塊體形狀較複雜時，皿網蛛科與 *Micraspis* 屬瓢蟲數量會較少(Dominik et al., 2018)。稻田嵌塊體較複雜可能增加景觀的散置程度，然而得到的趨勢卻與本研究不同，可能因稻田嵌塊體仍為類別層級景觀指數，所考慮的景觀特徵不同之故。另外在臺灣也有研究發現當景觀較破碎而稻田周圍無多樣性綠帶時，掠食者在景觀高破碎區數量較多(彭冠華 et al., 2019)，與本研究得到之結果較為相似，但該研究在選擇周遭植被多樣性較高的低破碎樣區後則得到相反之趨勢，以上結果與文獻顯示掠食者對於類別層級的景觀因子應較有反應，然而景觀聚集度雖然較難精確分析影響機制，仍突顯出了景觀配置對節肢動物之重要性。

除了上述景觀因子之外，文獻亦提及水稻田中的常見蜘蛛可能與周圍森林相關，例如長腳蛛與狼蛛隨森林覆蓋面積增加而增加(Baba et al., 2018; Tsutsui et al., 2016)，日本長腳蛛隨著與森林的距離較近而增加(Baba & Tanaka, 2016)。在本研究中森林僅對二期長腳蛛與一期瓢蟲科有較大的影響力，但兩者皆非以森林為棲地之物種。由於 Tsutsui et al. (2016)發現除了長腳蛛外雙翅目飛蟲也會受到森林影響，因此推測可能是森林緩解了夏天惡劣的氣候條件，導致雙翅目物種之增加，或是森林的邊緣具有適合雙翅目物種所適合的棲地，提高了蜘蛛食物來源的穩定性。然而在本研究後續的模型結果可以發現中性物種並未受到森林面積增加而增加，反而有相反之現象(圖 40)，且長腳蛛亦受到森林形狀越團聚與越孤立的正面影響，顯示森林的邊緣與連結性應對長腳蛛沒有正面的效果，因此推測森林對長腳蛛之影響可能來自二期所考慮的尺度較大，增加了森林被考慮到的面積，又因為長腳蛛所受到之景觀影響如植生地孤立度等在里山地區中特徵較明顯，因此模式顯示了森林為重要之影響因子，而因里山地區在半徑 2000 公尺內的聚集度較高，模式亦顯示了長腳蛛受到總體景觀聚集度高之正面影響。



而對於瓢蟲科物種來說，文獻幾乎沒有提到水稻田瓢蟲與森林相關或以雙翅目物種為食的紀錄。此外瓢蟲科受到植生地之影響在一期中受到植生地形狀團聚且彼此孤立的正面效果，與其他掠食者以及二期瓢蟲科相反，而在兩個期作中除了受到旱作形狀之外還受到了旱作面積佔比、面積細分程度之影響，在一期中亦受到了旱作孤立度之影響，由其食性廣泛且可能發生於其他作物中的特性來說，本研究推測旱作對於水稻田瓢蟲科之影響應較植生地重要，且旱作佔比在里山地區較高(圖 38)，推測模式結果因此顯示了瓢蟲受到森林之影響。

綜合以上結果可以發現，影響掠食者的景觀結構主要在於景觀的配置，由此也顯示了在景觀的規劃中，除了景觀的組成之外，嵌塊體的形狀及空間配置也是需考量的重要因子。在四種棲地中，由於森林非主要之影響因子，而增加稻作面積細分程度在里山地區可能使稻害者增加，因此在景觀管理上可以考慮增加旱作與植生地之邊緣，並縮短植生地之間的距離，來提高掠食者的邊緣效應與溢出效應。然而根據稻害者受到景觀影響的分析結果，在增加旱作邊緣之時若同時增加了旱作面積而改變了周圍棲地對稻害者的吸引力，有增加稻害者發生的可能，因此在旱作管理上需要優先考慮不會吸引稻害者之作物，或是針對植生地作管理並採用會同時吸引蜘蛛與瓢蟲之植株。此外，也應考慮總體景觀之聚集度，避免同一棲地過度團聚，應使各棲地較分散，使水稻田得以接觸到掠食者的替代棲地來增加掠食者向水稻田移入的機會。

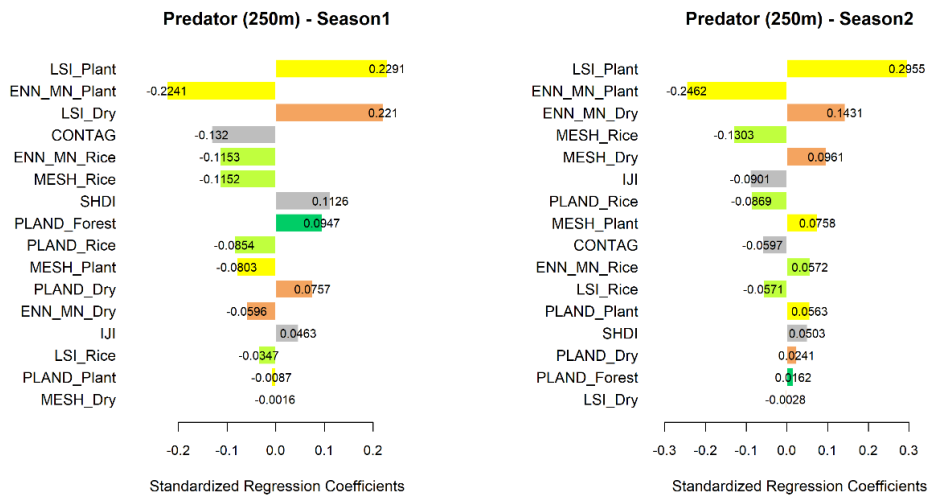


圖 34 總體掠食者 PLSR 模型之標準化迴歸係數

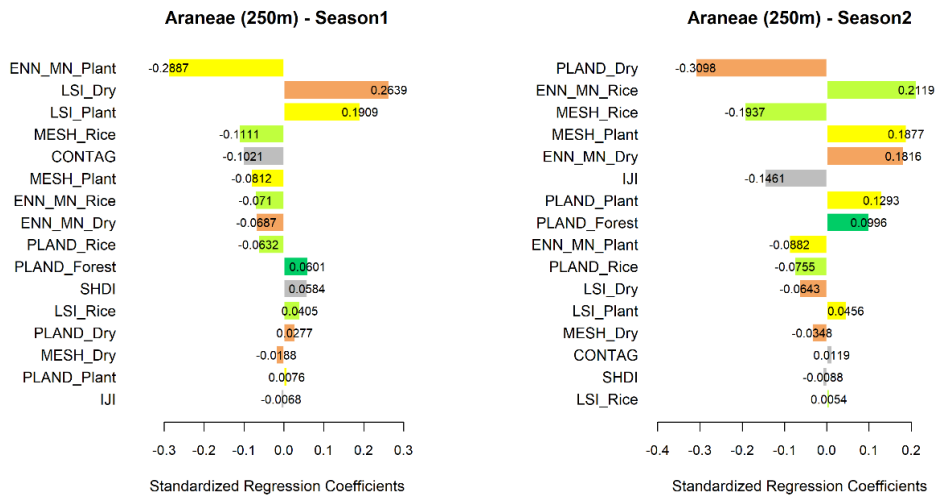


圖 35 蜘蛛目 PLSR 模型之標準化迴歸係數

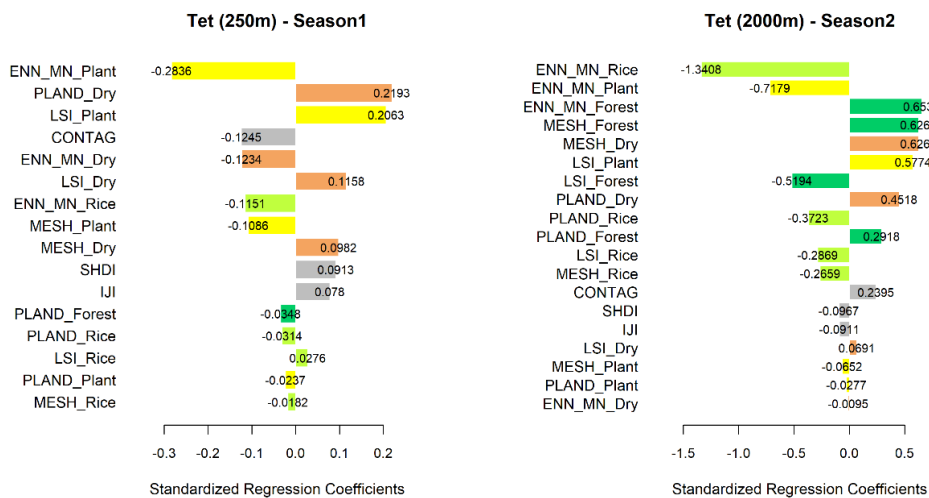


圖 36 長腳蛛科 PLSR 模型之標準化迴歸係數

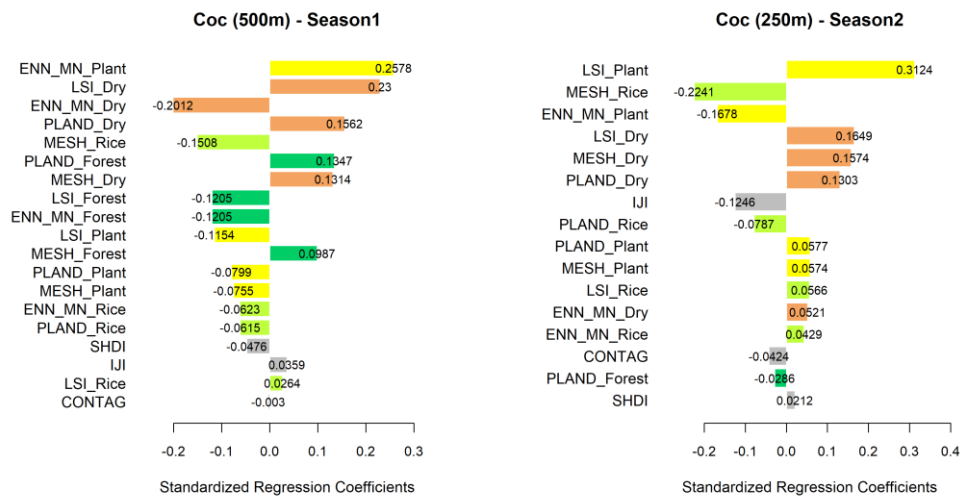
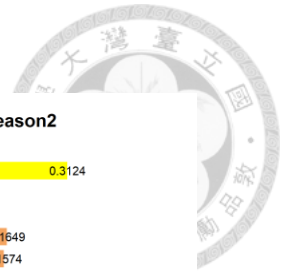


圖 37 瓢蟲科 PLSR 模型之標準化迴歸係數



圖 38 各樣區在半徑 250 公尺內之景觀指數大小

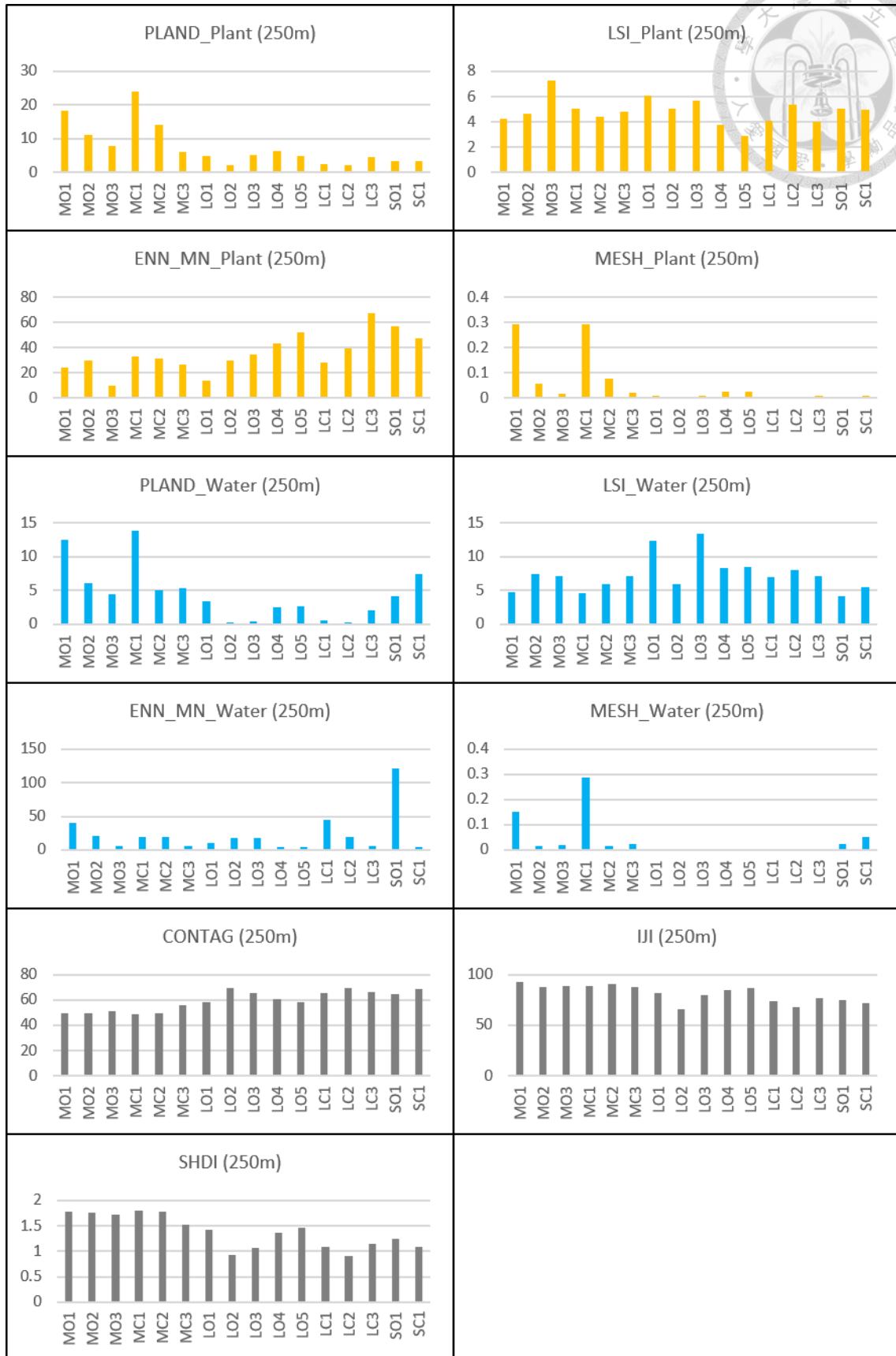


圖 38 續



4.3.3 景觀結構對擬寄生者數量的影響

對擬寄生者而言，在一期中，當樣區周圍 500 公尺內的稻作面積佔比小而細分、旱作面積佔比大而完整且彼此相近、植生地形狀團聚且彼此孤立時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 2000 公尺內的稻作形狀團聚且彼此孤立時，對日平均數量有正面效果，此外亦有迴歸係數超過 0.09 之因子可能對擬寄生者有重要影響，即當稻作面積佔比小、旱作面積完整、森林面積佔比大、植生地形狀團聚時，對擬寄生者亦有正面效果(圖 39)。

由上述結果，可以發現擬寄生者在兩個期作中主要受到稻作面積佔比(PLAND_Rice)、旱作面積細分程度(MESH_Dry)與植生地嵌塊體形狀(LSI_Plant)之影響，當稻作面積佔比越小(PLAND_Rice 小)、旱作面積越完整(MESH_Dry 大)、植生地形狀越團聚(LSI_Plant 小)時，對總體擬寄生者有正面效果。

若對照稻害者所受到四種棲地之影響，可以發現擬寄生者所受景觀之影響與稻害者之趨勢相近，由後續分析中的圖 43 也可以發現擬寄生者的數量分布與稻害者相近。本研究推測可能與擬寄生者對寄主之專一性有關，擬寄生者可能受到了稻害者的吸引。文獻也顯示擬寄生者會受到稻害者的氣味影響，甚至會受被稻害者危害較嚴重之水稻植株的吸引(Rathika & Nalini, 2011)，或是隨著寄主移入水稻田中(Gurr et al., 2011)，因此導致景觀對稻害者與擬寄生者的影響有雷同之處。

除了受到稻害者之影響之外，由於出現於水稻田之擬寄生者亦可能出現在其他作物中寄生相似害蟲(Joyce et al., 2014; Sureshan & Narendran, 2003)，因此受到了旱作面積完整之影響。文獻亦提到芝麻或秋葵種植帶中褐飛蝨被寄生的比率較高，且綠豆種植帶可作為擬寄生者溢出至鄰田時的棲地(Horgan et al., 2019)。

在植生地方面，文獻中對於擬寄生者在田埂雜草或是其他植生地中的數量或寄生率沒有一致的趨勢，可能與物種特性有關，例如緣腹細蜂科對大稻緣椿象的卵之寄生率在田埂雜草中較在水稻田中低(Morrill & Almazon, 1990)，但頭蠅科曾被發現在草地中對偽黑尾葉蟬之寄生率較水稻田中高(林珪瑞, 1974)。其他也有研究



指出在田埂開花植物或多樣化種植中有較高的豐量或寄生率(Ali et al., 2019; Vu et al., 2018; 林立 & 翁崧夏, 2017), 但也有研究發現擬寄生者的豐量與孵化率在單一水稻種植中較高(Sann et al., 2018)。

在連結性與破碎化之部分, 有研究指出田埂連結性能提高擬寄生者的豐量與物種數, 而破碎化則對擬寄生者數量與物種數有負面影響(Dominik et al., 2018), 然而亦有研究發現在景觀較破碎而周圍無多樣性綠帶的水稻田中擬寄生者的豐量較高, 在周遭植被多樣性較高的低破碎樣區則相反(彭冠華 et al., 2019)。在本研究中水稻面積的細分對一期擬寄生者有正面效果與彭冠華 et al. (2019)在無多樣性綠帶的樣區中所得到的結果較相似。

雖然目前在臺灣有花蓮區農業改良場推動以營造天敵棲地之方式來增加生物防治效果(林立 et al., 2015), 但在擬寄生者的部分, 由上述這些景觀對水稻田擬寄生者所造成的不同影響在景觀, 可以發現由於擬寄生者容易受到稻害者之吸引, 在景觀上之管理容易同時增加景觀吸引稻害者的風險, 而若是種植較不吸引稻害者之植株, 則又可能有反應不一致的情況。顯示透過景觀來保育水稻田擬寄生者較具有困難性。

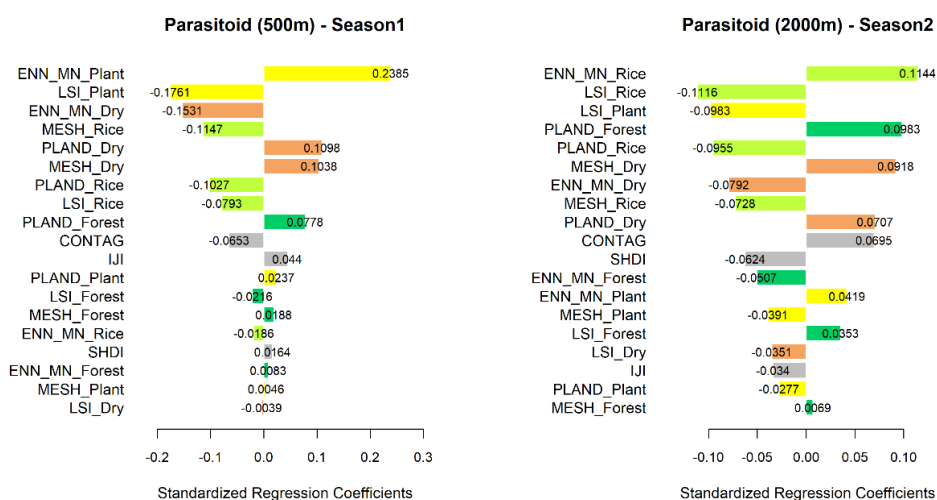


圖 39 擬寄生者 PLSR 模型之標準化迴歸係數



4.3.4 景觀結構對中性物種數量的影響

對中性物種而言，在一期中，當樣區周圍 250 公尺內的稻作面積細分、旱作面積佔比小而細分、形狀發散且彼此孤立、植生地形狀發散且彼此孤立、陸域水體形狀發散且彼此孤立時，對日平均數量有正面效果。在二期中，當樣區周圍 1000 公尺內的旱作面積佔比大而完整、形狀發散且彼此相近、森林面積佔比小而彼此孤立、植生地彼此相近、陸域水體面積佔比大、總體景觀鑲嵌程度低時，對日平均數量有正面效果。

由上述結果可以發現中性物種在兩個期作中主要受到旱作、植生地與陸域水體之影響，然而旱作與植生地之影響效果卻在一、二期中有相反的趨勢，顯示一、二期水稻生長前期中性物種移入所受到的景觀作用機制可能不同。

對於中性物種中數量最多的搖蚊來說，其生長棲地通常需要水域環境，在一期水稻灌溉之前稻田中可能沒有適合中性物種生長的環境。在一期中，中性物種受到了旱作、植生地與陸域水體形狀發散的影響，其中植生地在本研究中包含了濕地棲地，由模式結果推測陸域水體與植生地可能發揮較強的邊緣效應，且細分的稻作能跟周圍棲地有較多接觸，因而藉由此兩種棲地之邊緣移入水稻田中。

然而一期中性物種模型也顯示旱作形狀發散對中性物種有不小的正面效果，但同時也受到了旱作面積佔比較小、細分以及孤立的影響，因此本研究推測中性物種在一期中應非由旱作棲地移入，可能因植生地與陸域水體較發散的區域中旱作的分布剛好較破碎，或是旱作破碎的區域有較高比例的水稻田之關係(圖 38)，但由於文獻指出陸域景觀因子可能也會對水生搖蚊有影響(Delettre & Morvan, 2000)，本研究亦推測中性物種有在旱作中棲息的可能性或是可能在旱作周圍積水處生長後遷入水稻田中。此外，植生地與陸域水體越孤立也對中性物種有正面效果，根據文獻，一些搖蚊物種雌蟲可能避免產卵於已有搖蚊幼蟲存在之水體，而會尋找新的水體產卵(Stevens et al., 2003)，本研究推測若水稻田中的中性物種具有此特性，則



雌蟲可能在水體彼此孤立的景觀中尋找產卵處的過程而遷入到水稻田中，然而這部分仍須往後的研究證實。

在二期中，中性物種受到了陸域水體面積佔比之影響，顯示二期的中性物種移入來源仍包含陸域水體。然而對於旱作面積佔比、細分程度以及植生地孤立度來說在二期中呈現相反的效果。在旱作的部分，本研究推測可能因一期收割後至二期水稻生長前期為臺灣降雨量較多的時期，加上旱作耕地具有富有有機物，使中性物種在水稻收割後可能暫時飛至旱作周圍積水處生存。此外，景觀效果相反的現象可能來自於考慮的景觀尺度不同所致，尤其對於中性物種數量相對較高的里海樣區來說，當考慮的尺度變大，此三個指數相對於其他樣區的值來說趨勢完全不同(圖 41)。在 250 公尺下，里海的 PLAND_Dry 相對其他樣區來說屬於中等稍低，MESH_Dry 偏低，ENN_MN_Plant 偏高，但在 1000 公尺下里海的 PLAND_Dry 偏高，MESH_Dry 偏高，ENN_MN_Plant 偏低。依照本研究在 4.2.4 中的推測，中性物種在二期中的遷移能力可能較佳，顯示在較大的尺度下，中性物種的移動較不依賴棲地邊緣，而是較需要較大面積佔比以及彼此較相近的棲地。而中性物種隨著總體景觀鑲嵌程度低而增加，除了顯示較度依賴棲地邊緣之外，本研究推測可能有天敵發揮的邊緣效應使得中性物種數較低。另外，模型顯示森林面積佔比與孤立度也具有較大的影響力，本研究認為這是景觀之間的相關性所造成，即適合中性物種棲地的景觀中剛好森林面積佔比小而彼此孤立。

在過去研究指出，搖蚊會受到半徑 200 公尺內稻田嵌塊體形狀複雜性增加而減少，且受到田埂連結度增加而增加(Dominik et al., 2018)，雙翅目物種會在環境友善農法下隨著半徑 200 公尺內森林覆蓋增加而增加(Tsutsui et al., 2016)。本研究沒有考慮田埂連結度，且本研究在相似的尺度下得到稻作嵌塊體形狀對中性物種的影響程度較低，且趨勢 Dominik et al. (2018)的結果相反，在森林的效果也得到與 Tsutsui et al. (2016)相反的結果。本研究推測因不同的景觀指數之間具有相關性，因在本研究包含了較多因子而使模式將不一定有實質作用的景觀納為重要因子，而



上述研究考慮的因子較少，可能不一定有篩選到真正有實質作用的景觀因子，導致不同研究的結果有所出入。另外，在非水稻田的農業景觀中，研究指出搖蚊成蟲數量在空間中的分布隨著與距水體的距離增加而下降，也受到綠籬的密度增加而增加 (Delettre & Morvan, 2000)，雖然該研究並非在水稻田中，但兩景觀因子呼應到了本研究結果中陸域水體與植生地對中性物種之效果。

綜合以上結果可以發現陸域水體是對中性物種來說影響較確定的因子，而又中性物種在食物鏈中可作為掠食者在水稻生長前期時的食物來源，在景觀管理上適合增加水稻田周圍的水體面積佔比，或是增加其形狀發散程度來提高中性物種遷入至稻田的機會，或是增加水體數量來吸引雌蟲產卵。此外，若生產條件或環境資源允許的話，亦可透過加長水稻田的湛水時期或縮短排水時間來增加中性物種在水稻田中的停留，尤其是在冬季中能透過湛水而留住中性物種，以提供蜘蛛在冬季的食物來源(Takada et al., 2014)。此外，在不使水質惡化的情況下，也能夠透過增加水中有機物的方式來提供中性物種幼蟲的食物來源。

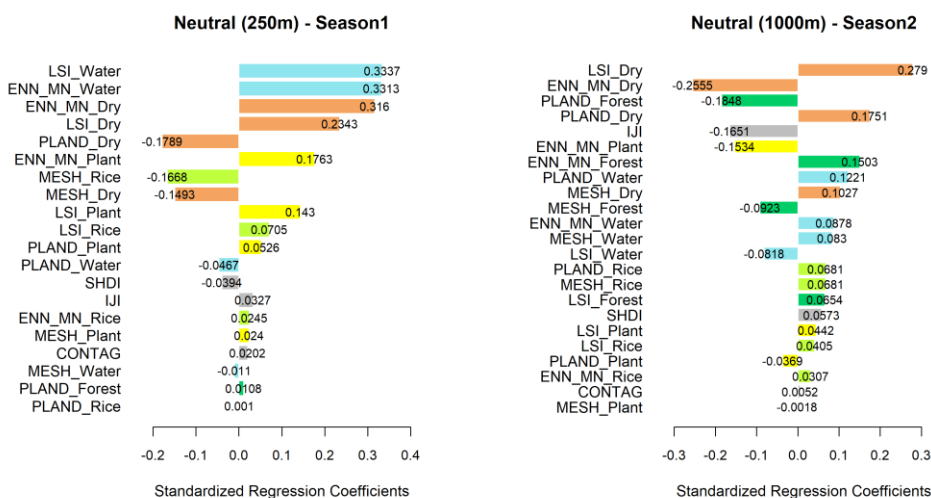


圖 40 中性物種 PLSR 模型之標準化迴歸係數

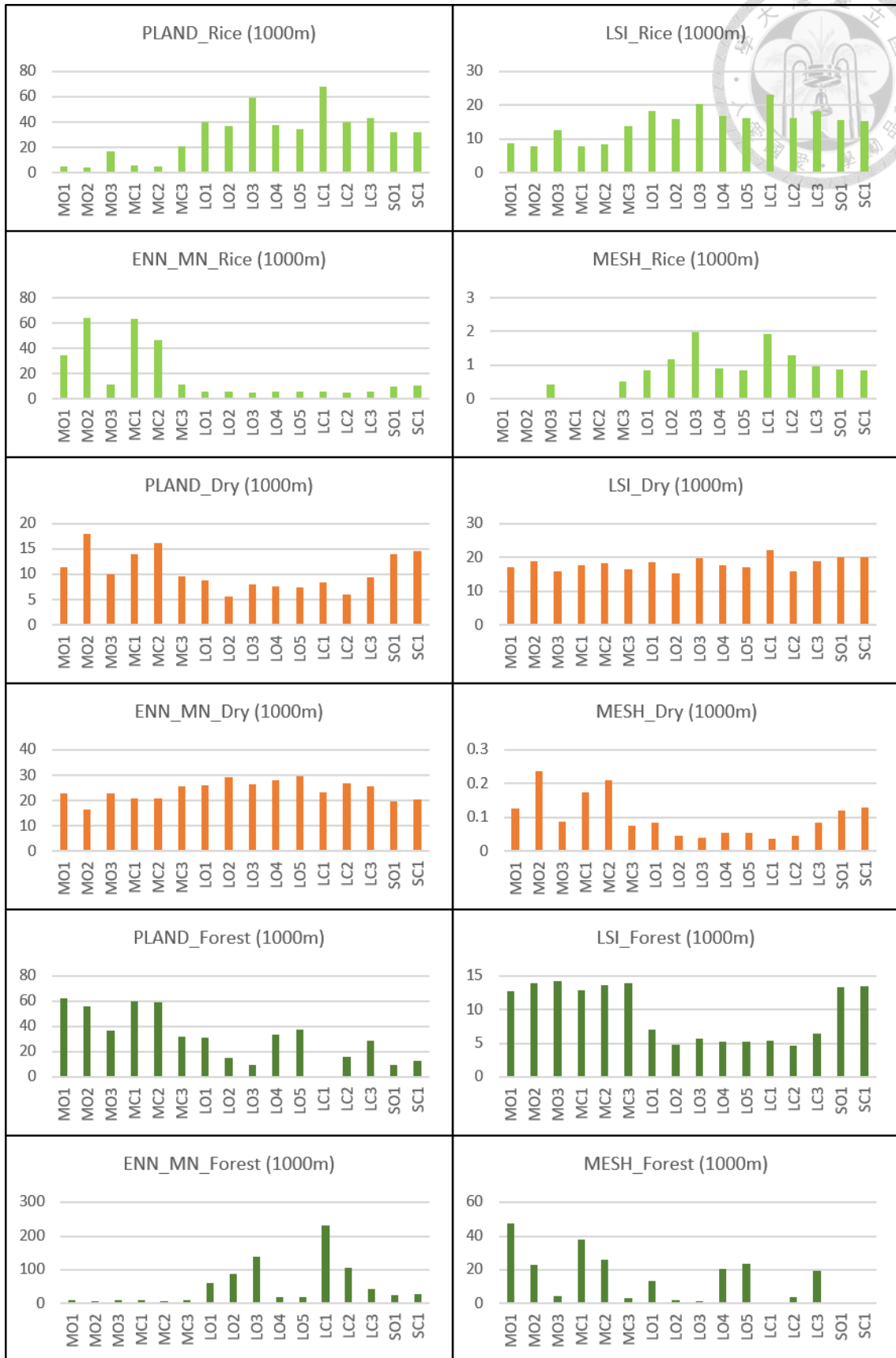


圖 41 各樣區在半徑 1000 公尺內之景觀指數大小

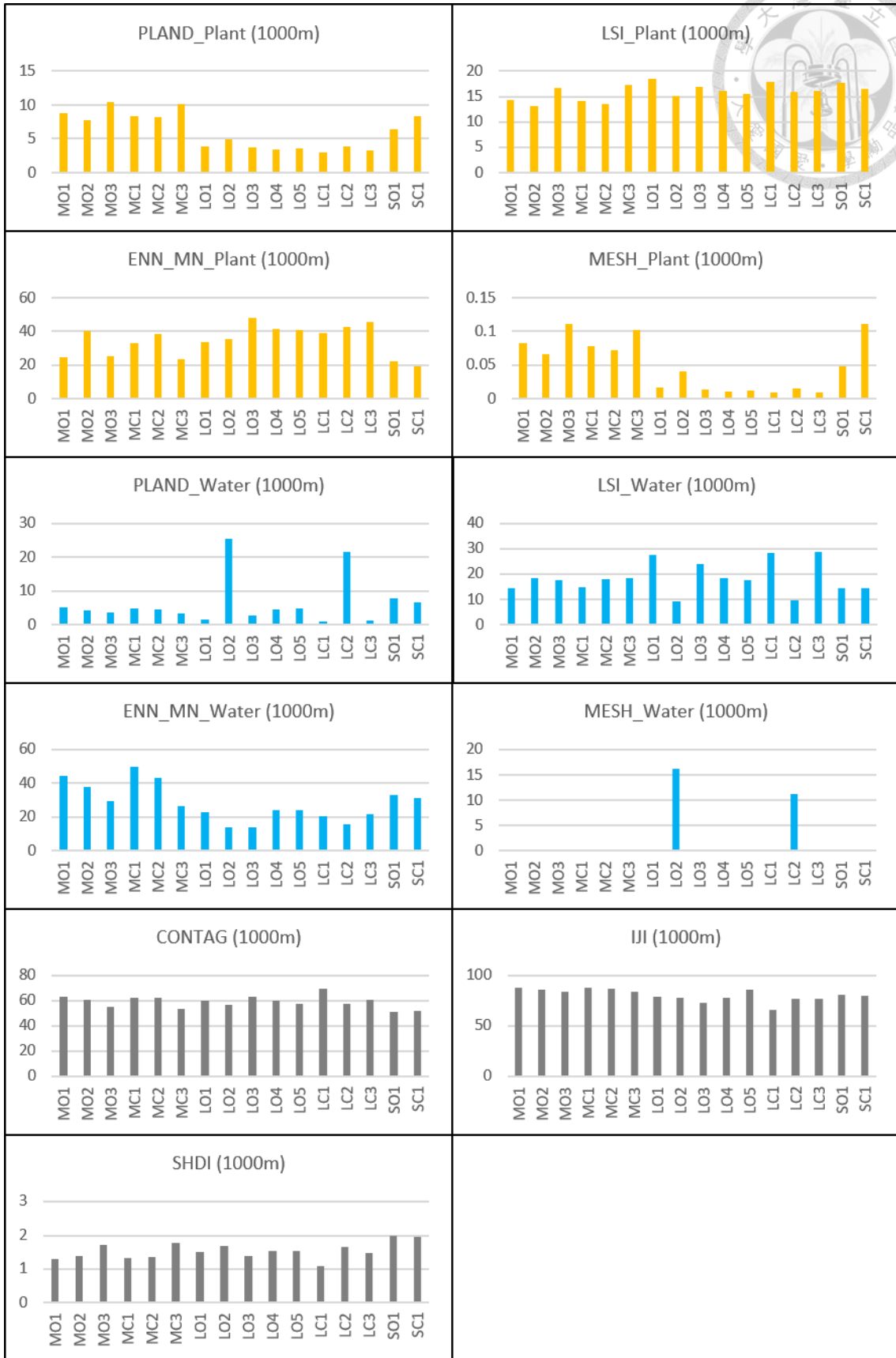


圖 41 續



4.3.5 景觀結構影響探討

總結以上景觀結構之效果，可以發現景觀對節肢動物的效果可能受到天敵與獵物或寄主之間關係的影響，例如吸引掠食者的植生地景觀對於稻害者來說較不利，然而這樣的效果是否真的是因為天敵捕食所導致仍需要考慮時間動態來驗證。且根據保育型生物防治機制，景觀吸引了天敵前來之後，僅提高了潛在的害蟲防治作用，仍需要透過天敵的生物防治過程才能有效抑制害蟲(Begg et al., 2017)。因此本研究後續將從族群動態的角度來分析節肢動物之間的抑制或助長關係。此外，本研究 PLSR 模型並沒有考慮到地方尺度的農法因子，因此本研究亦將於後續在考慮景觀因子的情況下探討農法在兩個期作中對各節肢動物群之影響。在本階段中，由於從 PLSR 模型能夠得到足以解釋節肢動物數量的景觀潛在變數(Landscape1及 Landscape2)，本研究在後續的分析所考慮的景觀因子便可以由各節肢動物群在各期作 PLSR 所得到的景觀潛在變數來代表。

4.4 農法對節肢動物數量及數量變化率的影響

本研究利用廣義估計方程式(GEE)來分析各因子對節肢動物數量及數量變化率的影響。第一階段主要分析年份(Year)、插秧後日數(DAT)、氣溫(Temp)、景觀結構與農法的效果，並著重在探討農法(Farming)對節肢動物數量及數量變化率的影響。其中景觀結構由一、二期 PLSR 模型中所得到的兩個景觀潛在變數(Landscape1及Landscape2)作為代表(附錄表 22)。模型分為數量模型與數量變化率模型，表中以「節肢動物群代號」(如 Pest)為名的欄位為數量模型的結果，以「d_節肢動物代號」(如 d_Pest)為名的欄位為數量變化率模型的結果。表中數值代表 GEEGLM 模型的係數估計值 $\hat{\beta}$ 、標準誤差與顯著性標記，農法變數為一虛擬變數，設有機田為 1，慣行田為 0，因此農法的參數估計值為正時表示實施有機農法對節肢動物數量或數量變化率有正面效果，反之則有負面效果。本研究的 GEEGLM 模型係數估計值皆以 Wald test 作檢驗，並以 0.05 作為顯著水準。將表 22 中農法對


各節肢動物群數量及數量變化率的效果估計值(圖中的點)與 95%信賴區間(圖中線段)作圖，以圓點與粗線表示顯著受農法影響的節肢動物，得到圖 42。

在一期中，有機農法對各稻害者的數量皆沒有顯著效果，但對總體稻害者及葉蟬科的數量變化率有顯著負面效果，且除了褐飛蝨以外，有機農法對其他稻害者數量變化率的效果雖不顯著但估計值都是負的，上述結果表示在一期中的有機農法雖然無法顯著影響稻害者數量，但可能減緩其數量的增長。而對於掠食者、擬寄生者與中性物種，一期的有機農法對其數量與數量變化率皆沒有顯著效果。

在二期中，有機農法對總體稻害者數量及數量變化率有顯著正面效果，且對葉蟬科與偽黑尾葉蟬的數量及數量變化率、稻蝨科與斑飛蝨的數量、褐飛蝨的數量變化率有顯著正面效果，對於白背飛蝨數量及數量變化率，有機農法的效果雖不顯著但估計值都是正的。而對非稻害者而言，有機農法對總體掠食者與擬寄生者的數量與數量變化率、蜘蛛目的數量變化率與瓢蟲科的數量也有顯著正面效果，對中性物種數量及數量變化率的效果雖不顯著但估計值是負的。上述結果顯示二期中的有機農法效果與一期不同，二期中有機農法不僅助長了各稻害者的數量或數量變化率，也使得天敵的數量或數量變化率增加，此現象同時也表示慣行農法在二期對害蟲與天敵皆產生了抑制的效果。

在文獻中亦有許多研究所得到的農法效果不相同，包括發現施灑農藥使得稻害者較多(Ito et al., 1962; Settle et al., 1996)，或是使得稻害者與天敵數量較少(Gangurde, 2008; Horgan et al., 2017; Prabawati et al., 2019)，也有對稻害者或天敵無顯著差異的結果(Betz & Tschardtke, 2017; Hossain et al., 2002)。在本研究中，對於一、二期中農法產生的不同效果，本研究推測可能原因來自於節肢動物狀態、田間操作細項、氣象條件以及生物防治效果。


在節肢動物狀態的部分，由於節肢動物在各個生長階段可能會棲息於水稻植株的不同位置，接觸到農藥的濃度可能不同，受到農藥的影響便可能有差異。



在田間操作部分，無論是在兩個期作之間或是各樣區之間，即使實施的農法相同，其田間操作仍然會有差異。例如同樣的農法下，不同農藥或肥料的使用種類、劑量與時機以及灌溉等操作皆可能對節肢動物產生不同的強度與效果(Betz & Tschardtke, 2017; Prabawati et al., 2019; Takada et al., 2014)，且各年份之間的田間操作也會有所不同，也可能受到上一期作或是鄰田的影響。這些皆是以有機與否去區分樣區農法差異所無法考慮到的細節，但以實際情形來說也難以要求農民同時實施相同的田間操作，顯示同農法樣區之間的變異難以避免。


根據苗栗區農業改良場所調查的用藥資料，本研究慣行田樣區所使用的農藥多為除草劑、殺菌劑或殺螺劑，少數慣行田使用殺蟲劑，雖然並未記錄使用劑量，但使用次數並不多，本研究推測這可能是一期中農法對多數節肢動物未造成顯著效果的原因之一。而在有機的負面效果的部分，顯示了慣行田中可能有較多稻害者，在稻蝨科物種的部分，雖然沒有受農法顯著影響，但有機的效果估計值為負，本研究推測這可能與農藥對飛蝨在生理上的刺激有關，使其數量不減反增(Wu et al., 2020)。因他因子如肥料與農藥對水稻的影響也可能反應在稻害者數量上，若是水稻因肥料或農藥而生長得較好，吸引到更多稻害者(Chelliah & Heinrichs, 1980; 林慶元 et al., 2007)，此時慣行農法的農藥即使有抑制稻害者的作用，其數量也可能較有機田多。而在二期中慣行田有可能受到一期的農藥與肥料施灑的殘留影響，使二期的農法對節肢動物有了顯著效果，又或是有機田受到鄰近慣行田施灑農藥的影響，使鄰近慣行田的節肢動物因而移入有機田中。

在氣象條件部分，整體來說一期中的氣溫隨著水稻生長而逐漸上升，二期則相反(圖 6)。若農法效果在一、二期的差異受到了氣溫影響，有可能是因為在一期末時氣溫越來越高，水稻越來越成熟，此時節肢動物可能已在水稻田中定棲，甚至繁衍數代，在溫暖與食物充足的環境中，節肢動物更得以大量繁衍使豐量大增，尤其對於稻害者來說，雌蟲的平均產卵量可達數百粒(林慶元 et al., 2007)，在這樣的條件之下即使有化學農藥的施灑，可能也無法抵過節肢動物族群的劇增，本研究推測



這可能是是一期中農法因子未造成顯著效果的原因之一。而在二期中，水稻生長前期較溫暖，此時水稻尚未成熟，節肢動物也剛遷入，尚未繁衍太多世代，而後雖然水稻逐漸成熟，節肢動物也開始繁衍，但此時溫度已逐漸下降，可能導致節肢動物的生長率與生育率降低，活動力亦可能下降，本研究推測在這樣的條件下施以化學農藥，對生物族群可能較具抑制效果。此外，雖然在本研究的模式中未考慮降雨因素，但降雨仍可能影響農法對節肢動物的效果。舉例來說，若是在施灑農藥或肥料後有降雨，很可能會使得效果降低，農藥與肥料對節肢動物的效果便有限。由上述與氣象相關的推論，可以發現氣象因素與田間操作時程密切相關，需了解之間的先後順序才有辦法作進一步的判斷，而這也顯示了田間操作與氣象互相配合的重要性。

在生物防治部分，若是慣行田中的天敵受到了農藥的抑制，便難以對害蟲發揮生物防治的效果，使得害蟲數量反而有增多的可能(Horgan et al., 2017; Ito et al., 1962; Settle et al., 1996)。然而在本研究結果中，一期的天敵數量或數量變化率並沒有顯著受到農法的影響，但部分稻害者卻在有機田中有較小的數量變化率，而二期有機田中有較多的天敵數量或較大的天敵數量變化率，但稻害者的數量及數量變化率亦較大。以上結果與文獻假設狀況及結果不同，本研究認為這與族群動態有關，若是有機田和慣行田中天敵相對於害蟲的發生時間不同，就有可能對害蟲產生不同程度的生物防治效果，也就是即使總體來說天敵的數量多，也不一定能抑制較多害蟲。文獻亦強調了考慮營養階層間交互作用與族群動態的重要(Chaplin-Kramer et al., 2013; Dominik et al., 2018)。在本階段模型中，雖然使用了各時間點的數量與數量變化率資料，也考慮了時間因素，但這些皆屬於同一節肢動物群內的動態資料，並未考慮其他節肢動物群的數量動態，在此架構下難以斷論本研究農法效果在一、二期中的差異是否受到生物防治效果的影響，需要在後續考慮營養階層間交互作用來分析。



總體來說，農法的效果可能受到許多條件而異，在本研究一期結果中顯示有機農法並不會使稻害者增多，還可能減緩稻害者的增長，相較於慣行，有機可能是較為適合的農法。然而在二期中，有機農法同時增加了多數稻害者與部分掠食者數量或數量變化率，以保育型生物防治的角度來說，害蟲或天敵的數量多寡不完全能代表生物防治的作用效果，在此難以定論有機或慣行在何者較具有生物防治效果。因此本研究將在後續進一步分析不同期作與農法中各節肢動物數量動態分佈以及各營養階層間的交互作用，來探討各期作與農法中的生物防治效果。

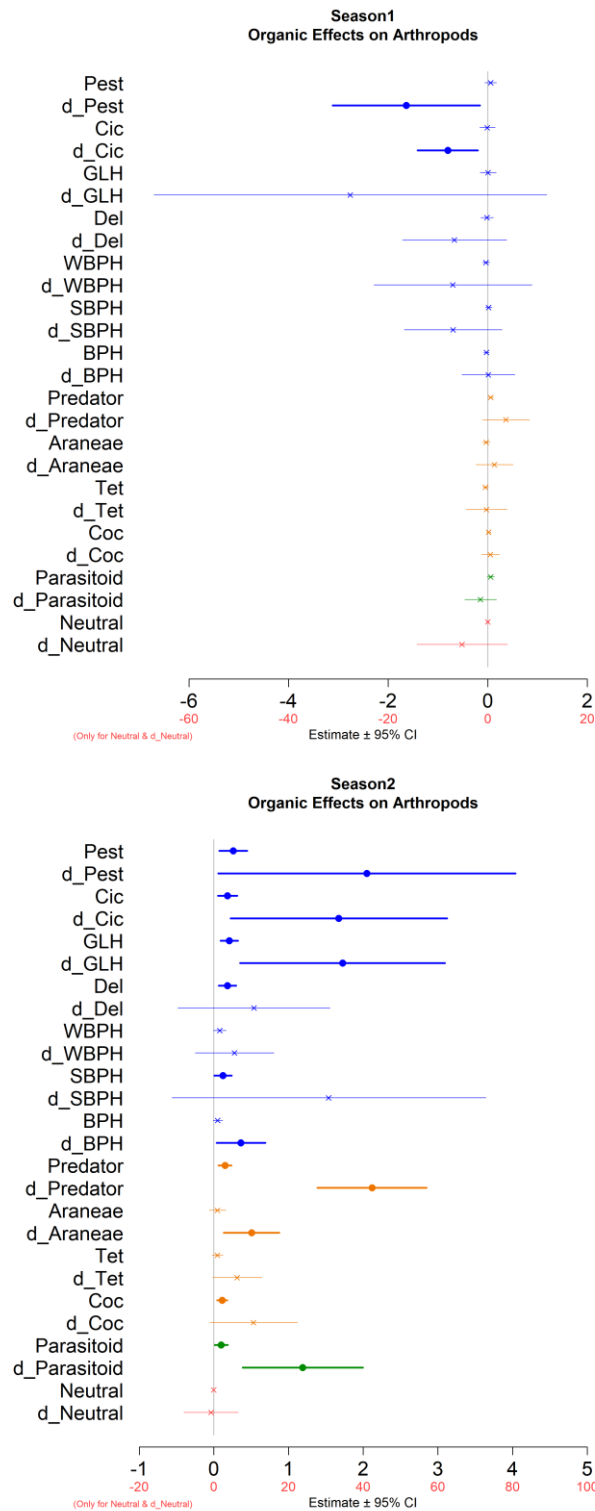


圖 42 有機農法在一、二期中對各節肢動物群之效果

縱軸為節肢動物代號，代號前沒有「d_」表示該節肢動物的數量 A_i ，代號前有「d_」表示該節肢動物的數量變化率 ΔA_i 。圖中的點為有機農法在各節肢動物 GEE 模型中的係數估計值

($\hat{\beta}$)，線段為 95% 信賴區間。圓點與粗線表示 $p\text{-value} < 0.05$ ，打叉的點與細線則表示 $p\text{-value} > 0.05$ 。縱軸之黑色數值適用於稻害者、掠食者與擬寄生者，粉紅色數值則適用於中性物

種。上圖為一期之分析結果，下圖為二期。



4.5 各節肢動物群數量動態分佈

由於生物防治效果涉及到族群間的數量動態，若天敵物種在整個期作中偏高，但卻與害蟲的發生時期不同，則生物防治的作用也難以發揮。因此在進行第二階段分析之前，本研究先計算各節肢動物數量在各期發生 25%、50%與 75%數量時的平均時間點 D_{25} 、 D_{50} 、 D_{75} ，以量化各節肢動物群的數量在時間軸上的分佈，作為後續探討生物防治效果的參考(圖 43)。

在一期的有機和慣行田中，稻害者的數量分佈普遍較其他節肢動物群晚，當總體稻害者的數量發生 25%時(圖 43 中 Pest 線段上第一個點)，總體掠食者已發生超過 50%(圖 43 中 Predator 線段上第二個點)，總體擬寄生者也發生了 25%至 50%。在一期慣行田中，稻害者的數量分佈比有機田稍晚，同樣在插秧後 80 日，一期有機的總體稻害者已發生 25%至 50%，而慣行田中的總體稻害者則才發生 25%左右，有機田中總體稻害者在插秧後 100 日已發生超過 75%，而慣行田的總體稻害者則未達 75%，此現象在其他稻害者物種中亦然，顯示慣行田中的稻害者的數量分佈比有機田更集中在水稻生長末期。在掠食者中，總體掠食者與蜘蛛物種的數量分佈較稻害者早，但瓢蟲科的數量分佈相對其他掠食者較晚，反而與稻害者的數量分佈較相似。擬寄生者的數量分佈在時間上較稻害者廣，也就是發生 25%的時間較各稻害者早，但發生 75%的時間和各稻害者差不多，僅在二期較葉蟬科物種早。而中性物種的數量分佈是所有節肢動物中最早的，當總體中性物種發生了 75%時，總體掠食者才發生 25%左右，此時稻害者的發生還不到 25%，且在一期慣行中數量分佈在時間上較有機田中晚，與總體掠食者及蜘蛛物種在時間上的重疊部分也較多。


在二期的有機和慣行田中，稻害者的數量分佈仍相對較晚，但相較於一期，二期稻害者的數量分佈在時間上與其他節肢動物較相近，重疊的部分也較多，當總體稻害者的數量發生 25%時，總體掠食者已發生 25%-50%，總體擬寄生者發生將近 25%。而二期慣行田中，總體稻害者以及褐飛蟲之外的稻蟲科的數量分佈較有機田



中晚。掠食者與擬寄生者的趨勢與一期中類似。而中性物種的數量分佈也較其他節肢動物早，在慣行田中的分佈較有機田稍為廣與晚，與長腳蛛科的數量分佈重疊部分也較多。

在稻害者的部分，其數量分佈在兩個期作中皆集中於水稻生長中後期，顯示稻害者族群隨著水稻生長大量增加，而在一期中相對於其他同功群來說更晚，主要原因應來自於長距離遷移性的害蟲在四到八月才自海外遷入，且以颱風季為主(黃守宏, 2013)，因此在一期中族群大量增加的時間較晚，而二期中因為已遷入臺灣，族群大量增加的時間較一期早。此外對於非遷移性的物種也可能如 4.4 中所推論，在一期中受到了溫度提高與水稻生長配合的影響而得以大量繁殖。

在掠食者的部分，對於蜘蛛物種來說，本研究蜘蛛目中多為結網型的長腳蛛科與金蛛科，通常棲息於植株中上層，應會在水稻植株開始增高變密後遷入與繁殖，加上前期中性物種可以提供食物來源，因此數量多分佈在水稻生長中期。至於後期，本研究推測與蜘蛛的生命週期、環境濕度以及採樣方式有關。以文獻中紀錄華麗長腳蛛的生物特性為例，不同溫度下成蛛期自 33 到 109 天皆有，若蛛期為 34 至 82 天，卵期則為 4 至 14 天(玉洪全 & 周家友, 1983)，相較於褐飛蝨成蟲期約 10 天、若蟲期約 15 至 46 天、卵期 8 至 26 天(林慶元 et al., 2007)來說，華麗長腳蛛的生命周期較長，本研究推測成蛛可能在遷入後開始繁衍後代，使得中後期時後代因發展卵期而未被採集到，或若蛛因未被記入資料中而顯示蜘蛛數量較少。而在濕度的部分，文獻指出長腳蛛平時喜歡潮濕的棲地(Baba et al., 2018)，本研究推測若是在水稻生長後期因湛水較少，可能較不利長腳蛛生長。此外，對於總體蜘蛛物種來說，可能因為採樣方式為掃網的因素，導致採集到的蜘蛛多為棲息於稻株中上層之物種，因而低估了棲息於稻株中下部的蜘蛛數量，本研究所得到的蜘蛛數量分佈與 Ito et al. (1962)所觀察到隨水稻生長而增加的趨勢不同，採樣方式也不同，顯示本研究在水稻生長後期有低估蜘蛛數量的可能，此採樣偏誤將於 4.6.1.3 中詳述。




對於瓢蟲科來說，其數量分佈在兩個期作中皆明顯較其他掠食者晚，由瓢蟲科中數量最多的橙瓢蟲之習性可知，橙瓢蟲除了會捕食稻害者，也偏好食用水稻花粉 (Rattanapun, 2012)，因此數量較集中在水稻抽穗期附近，期間也有較多的稻害者作為食物來源。

在擬寄生者的部分，其在兩個期作中的數量分佈在時間上和稻害者相似，呼應了文獻與 4.3.3 中擬寄生者受到稻害者與水稻植株氣味影響以及隨寄主進入水稻田中的推測(Gurr et al., 2011; Rathika & Nalini, 2011)。

在中性物種的部分，其在兩個期作中的數量分佈皆較早，根據中性物種中數量最多的搖蚊科之習性可知，搖蚊的棲地通常在水域附近，且在水稻生長前期湛水時期較多，而後可能會因水稻田的排水而減少，即使水稻生長後期田中有湛水也可能因植株增高與掠食者的存在而不利生存(Ikeshoji et al., 1980)。本研究中中性物種的數量多分佈在分蘗期至孕穗期，查看各時期水位平均(圖 5)發現一期排水平均約在插秧後 55 至 65 日左右，二期平均在插秧後 25 至 35 日左右，可以發現一期有機田的中性物種應是隨著排水而減少，但在一期慣行田中則在排水後仍繼續發生，在二期的有機與慣行田中亦在排水後繼續發生。首先，水位調查資料因為是採樣當天的數據，因此由此資料無法得知非採樣日時之水位，且各年與各樣區的排水時程可能有差異，本研究不分樣區與年份取總體平均來對照可能會有時間上的誤差。若忽略此誤差，可以發現水稻田在排水後再湛水的環境仍能使中性物種留在田中，因此本研究推測中性物種在中後期較少的原因應如 Ikeshoji et al. (1980)所推測，因植株增高變密阻礙了雌蟲產卵，且吸引了天敵前往而使中性物種數量難以增加。

此外亦可發現中性物種的數量分佈在慣行田中較有機田中晚，尤其在一期中更明顯，但在圖 5 中沒有發現有機田與慣行田在排水時程上的差異，本研究推測原因有四，第一種可能是有機田中中性物種因有機肥的緣故在水稻生長前期大量遷入與繁殖(Ikeshoji et al., 1980)，使得總體數量分佈較早。第二種可能如 Al-Shami et al. (2010)所發現，慣行田所使用的低毒性除草劑或肥料使得水稻田中有機物增



加，促進了中性物種的生長，該文獻亦指出水位和水中搖蚊幼蟲密度有負相關，雖然當水生幼蟲數量相同之下水位的增高本身就會降低幼蟲密度，但該文獻指出也可能來自較高的水位稀釋了水中有機物濃度之故，本研究中有機田在中後期的水位的確較慣行田高，由上述可知水質與水位皆可能是影響因子。第三種可能為苦茶粕與殺螺劑的使用對水生的中性物種幼蟲產生了影響，其中苦茶粕在有機與慣行田中皆可使用，但是否對於有機田中期與慣行田前期的中性物種有顯著影響仍無法由本研究的結果來斷定。第四種可能是有機田中的中性物種在水稻生長中期因蜘蛛等天敵的遷入而受到了抑制，這需要後續的分析來檢驗。

總體來說，節肢動物的數量動態分佈主要在不同期作中差異較明顯，而有機農法的影響主要使稻害者與中性物種的數量分佈稍微提前。值得注意的是，這些結果僅表示各節肢動物群的數量在時間上的分佈，考慮的是同一節肢動物群內的累積數量與相對發生數量，並無法顯示絕對數量，也無法在不同群之間作數量比較。例如稻害者發生 75%時僅能表示該時間稻害者累積發生數量已達總體發生數量的 75%，不表示 D_{75} 當日的絕對數量較 D_{25} 時多，此外稻害者在 D_{25} 時的當日數量與累積數量也不一定比其他節肢動物群在 D_{50} 或 D_{75} 時還少。雖然僅能表示數量在時間上的分佈，上述結果仍可以幫助後續各營養階層間交互作用的探討。

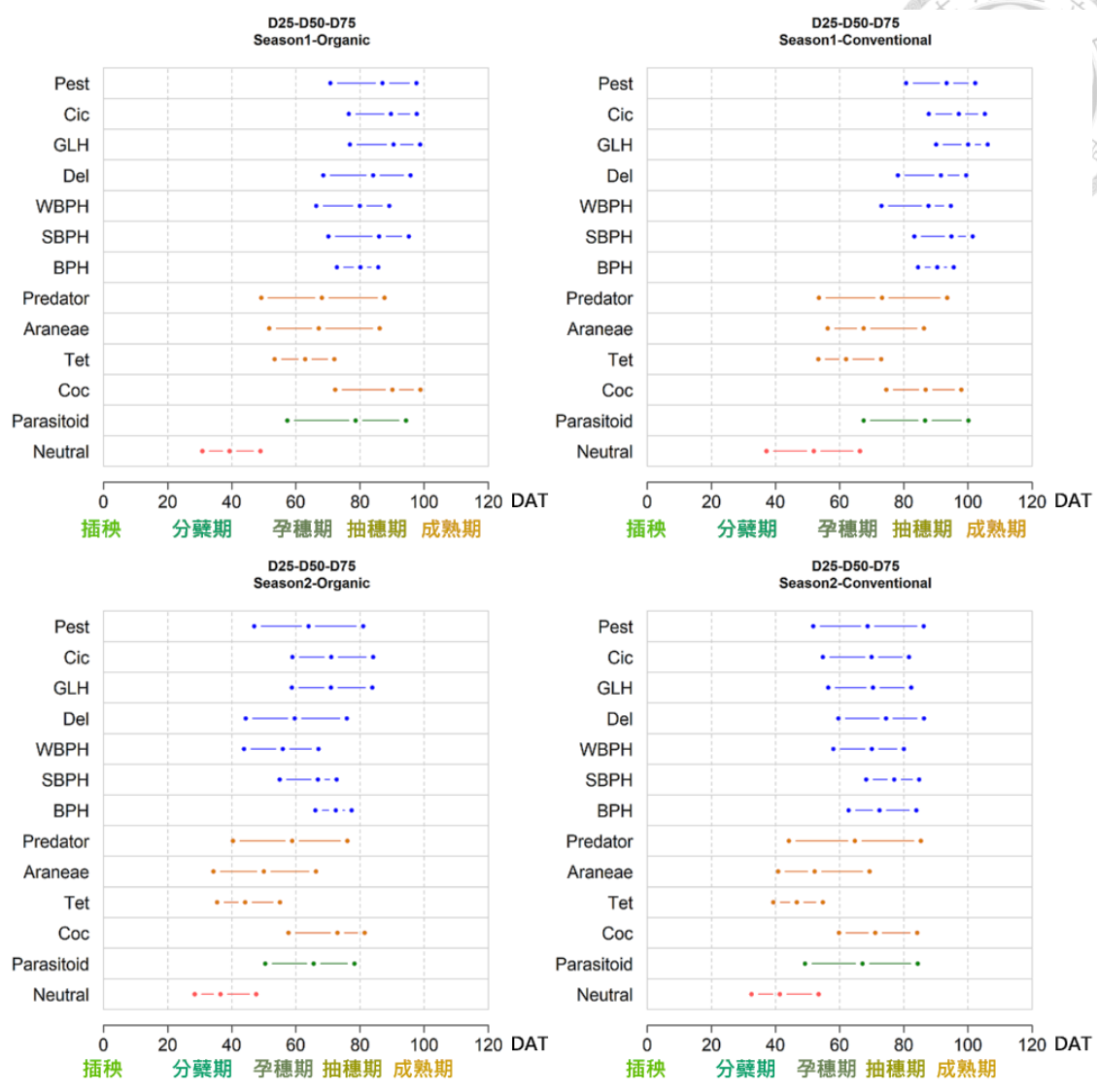
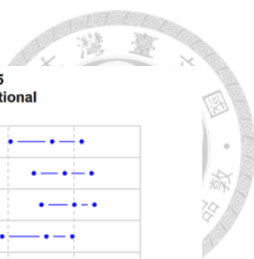


圖 43 各期作與農法下各節肢動物群之數量動態分佈

縱軸為節肢動物代號，橫軸為插秧後日數。藍色點與線為稻害者、橘色為掠食者、綠色為擬寄生者、粉色為中性物種。圖中每條線上的三個點由左至右為該節肢動物群的 D_{25} 、 D_{50} 、 D_{75} ，也就是該節肢動物群數量在各期發生 25%、50%及 75%時所對應到的時間點(示意圖如圖 11)，並取各年平均。線段從 D_{25} 連至 D_{75} 表示該節肢動物在該期中平均有一半的數量發生在此時段內。左上為一期有機田、右上為一期慣行、左下為二期有機、右下為二期慣行。




4.6 不同期作與農法下的生物防治效果

本研究最主要的目的是分析景觀與農法對水稻田節肢動物的影響，探討潛在的保育型生物防治效果。在此階段(第二及第三階段 GEE 分析)中，本研究將分析各營養階層間的交互作用，以推得天敵對害蟲防治效果以及獵物或宿主對天敵的支持效果。在前述結果與討論中，本研究推測生物防治的作用可能具有重要影響力，因此藉由此階段的分析，本研究也將檢驗前述分析中的推論之可能性。待檢驗的問題包括：(1)多數稻害者與掠食者受到植生地景觀的影響相反，是否是因稻害者受到掠食者捕食的緣故?(2)多數掠食者受到稻作景觀的影響與多數稻害者相似，是否因較多的稻害者吸引了掠食者的前來?(3)有機農法的效果對於總體稻害者與葉蟬科數量變化率在一、二期中效果相反，是否因一期有機田中的天敵對其有抑制效果之故?(4)二期的有機農法對多數稻害者與天敵有正面效果，生物防治效果是否因而提升?(5)有機田中中性物種的數量分佈較慣行田早，是否是在水稻生長中期受到蜘蛛等天敵的抑制較強之故?

本研究在第二與第三階段中將一、二期資料以及有機、慣行田資料分開分析，使用 GEE 來分析年份(*Year*)、插秧後日數(*DAT*)、氣溫(*Temp*)、景觀結構(*Landscape1*及*Landscape2*)以及各節肢動物群的天敵或食物來源(獵物或宿主)對其數量與數量變化率的效果，並著重在探討天敵或食物來源的影響。其中天敵或食物來源的影響，即各營養階層間的交互作用，是藉由在 GEEGLM 模型的解釋變數中加入「該節肢動物群之天敵或食物來源在前一次採樣中的數量 log 值(節肢動物代號_{last})」來分析其效果(附錄表 23 至表 25)。

而第二階段與第三階段差別僅在模型解釋變數中掠食者是否為特定分類，在第二階段所有模型中所加入的天敵或食物來源變數皆使用「總體」同功群在前一採樣日的數量，而第三階段中則僅將「總體掠食者」改為「蜘蛛目與瓢蟲科」以及「長腳蜘蛛科與瓢蟲科」等兩種特定掠食者的組合，其餘方法皆相同。兩個階段中結果的欄位代號、數值意義($\hat{\beta} \pm SE$)、檢驗方式(Wald test)及顯著水準(0.05)與第一階段相




同。當參數估計值為正時表示該天敵或食物來源對節肢動物數量或數量變化率有正面影響，反之則有負面影響(附錄表 23 至表 25)。將附錄表 23 至表 25 中前一採樣日的天敵或食物來源對節肢動物群數量與數量變化率的效果估計值(圖中的點)與 95%信賴區間(圖中線段)作圖，以圓點與粗線表示顯著受影響的節肢動物，如圖 43 至圖 50。

若天敵發揮生物防治的效果，則能減少獵物或宿主的數量，或是減緩其數量增長，天敵的數量或數量變化率也能因而增加，而當天敵數量下降使得生物防治效果降低時，獵物或宿主的數量或數量變化率可能因少了天敵的抑制而增加。基於同功群的食物鏈假設(圖 10)，本研究假設前一次採樣日的天敵應會對其獵物或宿主的數量或數量變化率有負面效果，表示天敵對獵物或宿主數量的抑制，以及對獵物或宿主數量變化率的減緩，亦表示天敵數量的下降會使獵物或宿主增長。而前一次採樣日的獵物或宿主應會對天敵的數量或數量變化率有正面的效果，表示獵物或宿主對天敵數量的增加與支持，以及對天敵數量變化率的助長，亦表示原本依賴獵物或宿主的的天敵數量會因其食物來源數量的下降而下降。

在這兩個階段中，模型分析出擬寄生者對稻害者的效果可能會因所考慮的掠食者解釋變數的不同而異，本研究發現結果只有顯著與否會有差異，參數估計值的大小差異不大，因此在擬寄生者的防治效果部分僅討論第二階段的結果。以下針對 GEE 分析中第二階段與第三階段的結果作討論。

4.6.1 掠食者與稻害者間的交互作用

掠食者對於稻害者可能有捕食作用，進而對稻害者產生抑制效果。在文獻紀錄中，長腳蛛科對於本研究所選的稻害者物種皆可能有捕食作用(Baba et al., 2018; Kiritani et al., 1972; Kyaw & Ranamukhaarachchi, 2003; Tahir et al., 2009)，瓢蟲科對於飛蟲和葉蟬也有捕食的紀錄(Shanker et al., 2013)，加上蜘蛛物種為廣食性掠食者，可知本研究所選的掠食者與稻害者皆具有潛在的捕食關係。



本研究在第二階段的稻害者模型中加入總體掠食者作為解釋變數之一，來了解非特定掠食者對各稻害者的影響。而在第三階段則在稻害者模型中改以加入蜘蛛目與瓢蟲科作為解釋變數，來了解特定分類掠食者對各稻害者的影響。由於蜘蛛物種間有不同捕食習性，且長腳蛛科是蜘蛛目中數量最多的科別，加上范美玲(2016)發現日本長腳蛛與爪哇長腳蛛為臺灣東部水稻田中的天敵指標物種之一，本研究在第三階段中另改將長腳蛛科與瓢蟲科這個掠食者組合加入稻害者模型中，以了解長腳蛛科對各稻害者的影響。雖然第三階段「蜘蛛目與瓢蟲科」以及「長腳蛛科與瓢蟲科」的變數組合可能會使得兩種模型結果中瓢蟲科對稻害者的效果不同，但本研究發現結果只有顯著與否會有些許差異，參數估計值的大小差異不大，因此本研究在瓢蟲科的防治效果部分僅討論「蜘蛛目與瓢蟲科」模型的結果。

此外，由於捕食獵物可能會使掠食者數量或數量變化率增加，因此本研究亦在第二階段的各掠食者模型中加入總體稻害者作為解釋變數之一，以了解稻害者是否會支持掠食者的增長。

4.6.1.1 總體掠食者對各稻害者的影響

在一期有機田中，總體掠食者對稻蝨科、斑飛蝨、褐飛蝨的數量或數量變化率有顯著正面效果，對總體稻害者、葉蟬科、偽黑尾葉蟬的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 44)。在一期慣行田中，總體掠食者對總體稻害者、稻蝨科、白背飛蝨、斑飛蝨的數量或數量變化率有顯著正面效果，對總體稻害者、稻蝨科、白背飛蝨的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 44)。顯示在一期中，總體掠食者對於稻害者的抑制沒有顯著效果，部分稻害者甚至有隨之增加的現象，總體掠食者雖有可能減緩一些稻害者的數量增長但效果不顯著。

在二期有機田中，總體掠食者對總體稻害者、稻蝨科、斑飛蝨、褐飛蝨的數量或數量變化率有顯著負面效果，對其他稻害者的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 44)。在二期慣行田中，雖然總體掠食者對稻害者數量或數量變化率皆無顯著效果，但對褐飛蝨以外之稻害者的數量變化率的效果估計值為負(圖 44)。




顯示在二期中，總體掠食者在有機農法下可能對稻害者產生了抑制效果，尤其是對斑飛蝨與褐飛蝨等稻蝨科物種特別明顯。而在二期慣行農法下，總體掠食者雖有可能減緩稻害者的數量增長但效果不顯著。

總體而言，以效果估計值來說，總體掠食者在二期中的生物防治效果可能較一期佳，但以顯著性來說，總體掠食者僅在二期有機田對斑飛蝨與褐飛蝨等稻蝨科物種有顯著抑制效果，在其他期作與農法下對稻害者則無顯著抑制效果。

對於一期總體掠食者對部分稻害者的正面效果，本研究推測原因如 4.4 所推論，稻害者在一期時可能因溫度提高的同時水稻逐漸成熟而得以大量繁殖，若是掠食者的族群增長速度與捕食速度無法追上稻害者大量繁殖與遷入的速度，則可能產生這樣的正相關，許多研究也顯示當害蟲密度增加時，掠食者的捕食量會達到飽和，捕食率也可能因而下降(Ito et al., 1962; Kobayashi et al., 2011; Preap et al., 2001; Zhang et al., 1999)。對照一期與二期總體掠食者與各稻害者的數量分佈，一期中多數稻害者的分佈相對於總體掠食者較二期更晚，重疊比例也較二期低(圖 43)，更顯示了掠食者在一期水稻生長後期對稻害者較差的抑制效果。在過去研究中，Dominik et al. (2018)的模型結果亦顯示總體掠食者對總體草食者(含稻害者)有正面效果，但該研究使用的解釋變數應為同一時期的採樣資料，並未考慮時間差，且也未假設總體掠食者對總體草食者應有負面效果，因此在該研究中對此項結果未作詳細的說明與解釋，而是較著重於總體草食者對總體掠食者的正面影響。

對於二期總體掠食者對部分稻害者造成的負面效果，由總體掠食者與各稻害者物種的數量動態分佈可以發現，不論哪個期作與農法，總體掠食者的數量分佈與各稻害者的數量分佈在時間上是有重疊的(圖 43)，表示平均而言兩個同功群能在同一個時期中存在，本研究結果中總體掠食者對部分稻害者的抑制作用是可能發生的。對於二期有機田中總體掠食者對斑飛蝨與褐飛蝨等稻蝨科物種的顯著負面效果，在 4.4 的結果中也發現有機農法在二期中對總體掠食者數量與數量變化率有顯著正面效果，解釋了二期有機田中較強的生物防治效果現象。



由研究結果亦可發現，在二期慣行田中雖然總體掠食者對各稻害者的效果皆不顯著，但可以發現總體掠食者對於褐飛蝨之外的稻害者效果估計值皆為負，且在數量動態上也有部份與各稻害者重疊，本研究推測在掠食者中可能有特定物種對稻害者產生抑制效果，只是因考慮總體掠食者而無法表現出特定掠食者的特性，例如若是某物種無法捕食稻害者卻佔有較多的數量，便可能使總體掠食者的效果有較大的變異。有鑑於蜘蛛相對於昆蟲物種來說，彼此之間生活與捕食習性可能較接近，本研究將進一步將總體掠食者的影響拆成「蜘蛛目與瓢蟲科」的組合來探討蜘蛛與瓢蟲之影響，但由於各蜘蛛物種還是有不同的捕食行為與偏好，本研究亦將總體掠食者的影響拆為「長腳蛛科與瓢蟲科」的組合來探討長腳蛛科所造成之影響。

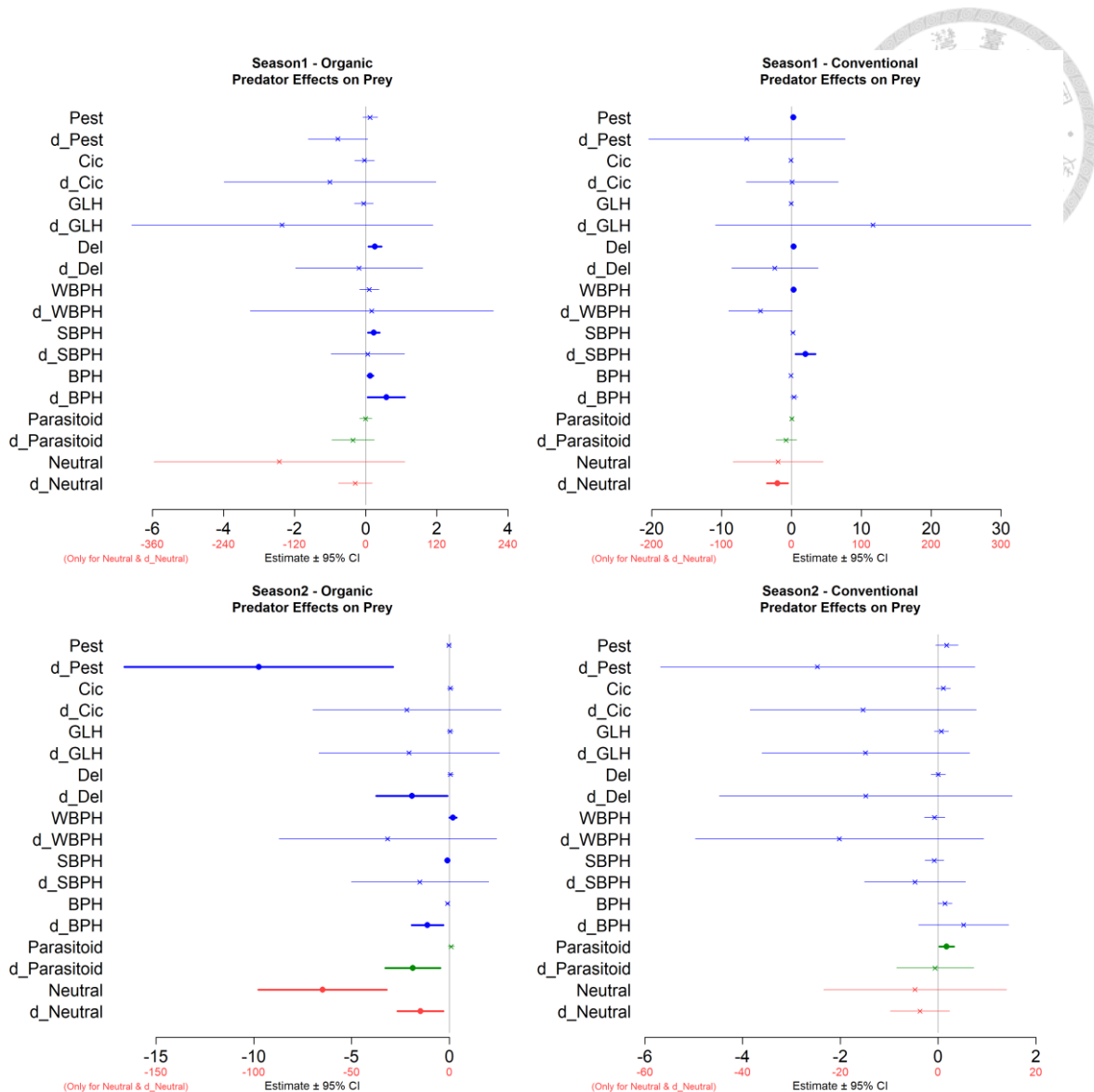


圖 44 各期作與農法下總體掠食者對其潛在獵物之效果

縱軸為節肢動物代號，代號前沒有「d_」表示該節肢動物的數量 A_i ，代號前有「d_」表示該節肢動物的數量變化率 ΔA_i 。圖中的點為總體掠食者在各節肢動物 GEE 模型中的係數估計值 $(\hat{\beta})$ ，線段為 95% 信賴區間。圓點與粗線表示 $p\text{-value} < 0.05$ ，打叉的點與細線則表示 $p\text{-value} > 0.05$ 。縱軸之黑色數值適用於稻害者、掠食者與擬寄生者，粉紅色數值則適用於中性物種。藍色線段表稻害者，綠色線段表擬寄生者，粉紅色線段表中性物種，後續的圖中橘色線段表掠食者。左上為一期有機田、右上為一期慣行、左下為二期有機、右下為二期慣行。後續之 GEE 分析結果圖與此表示方式相同。




4.6.1.2 蜘蛛目對稻害者的影響

在一期有機田中，蜘蛛目對稻蝨科、白背飛蝨、褐飛蝨的數量或數量變化率有顯著正面效果，對偽黑尾葉蟬與斑飛蝨的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 45)。在一期慣行田中，蜘蛛目對稻蝨科、斑飛蝨、褐飛蝨的數量或數量變化率有顯著正面效果。對總體稻害者、葉蟬科、白背飛蝨的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 45)。與總體掠食者的效果相似，在一期中，蜘蛛目對於稻害者的抑制沒有顯著效果，部分稻害者甚至有隨著之增加的現象，蜘蛛目雖有可能減緩一些稻害者的數量增長但效果不顯著。

在二期有機田中，蜘蛛目對總體稻害者數量變化率有顯著負面效果，對其他分類稻害者群的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 45)。在二期慣行田中，蜘蛛目對總體稻害者、稻蝨科、白背飛蝨、褐飛蝨的數量或數量變化率有顯著負面效果，對其他分類稻害者群的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 45)。顯示在二期中，蜘蛛目在有機農法下可能對總體稻害者有抑制效果，在慣行農法下除了可能抑制總體稻害者之外，更明確顯示對白背飛蝨與褐飛蝨等稻蝨科物種可能有抑制效果。

上述結果顯示，蜘蛛目主要在二期發揮生物防治效果，且在慣行農法下不僅能使總體稻害者的數量較少，對白背飛蝨與和飛蝨等稻蝨科物種的防治效果也較有機田中明顯。此結果也符合本研究在 4.6.1.1 中的推測，慣行田中有特定掠食者對稻害者的抑制效果，將總體掠食者作更細的分類便可將此效果分出來。

由圖 43 可以發現，蜘蛛目的數量動態分佈情形跟總體掠食者相似，但在一期中比總體掠食者更集中，在二期中比總體掠食者更早，與各稻害者的數量分佈在時間上有重疊，對稻害者的抑制是可能的。對於蜘蛛目在一期中無法對稻害者有顯著抑制效果甚至有正面效果，其原因可能與總體掠食者相同，如 4.6.1.1 所述，或是可能受到了擬寄生者的寄生作用，此部分將於 4.6.2.1 中探討。



而在二期中，蜘蛛目對葉蟬科物種(含總體葉蟬科與偽黑尾葉蟬)雖然都沒有顯著抑制效果，但慣行田中對葉蟬科與偽黑尾葉蟬的效果估計值比有機田中更負(圖 44)。在 4.4 的結果也顯示有機農法對二期葉蟬科與偽黑尾葉蟬的數量及數量變化率皆有顯著正面效果，而對蜘蛛目僅使其的數量變化率顯著增加，若再對照數量動態分佈，發現葉蟬科物種的數量分佈在有機田中較慣行田晚(圖 43)，上述結果顯示二期有機田在水稻生長後期時，蜘蛛目的增長與抑制效果應是不及葉蟬科物種的大量增加，使得生物防治效果較差。

在稻蝨科物種的部分，除了褐飛蝨之外的稻蝨科物種之數量分佈在二期有機田中較慣行田早，但蜘蛛目對於稻蝨科物種的效果在二期有機田中卻沒有顯著影響，可以發現，蜘蛛目對稻蝨科物種數量變化率的效果估計值皆為負(圖 45)，本研究推測二期有機田中的蜘蛛目對這些稻蝨科物種可能也有顯著的生物防治效果，但因蜘蛛物種之間習性不同，因此需再對蜘蛛目作進一步的分類。除此之外，上述結果也可能因 4.5 與以下 4.6.1.3 所述的採樣方式而影響了對蜘蛛目生物防治效果的推估。有鑑於此，本研究將於後續模型解釋變數中的蜘蛛目換成蜘蛛目中數量最多的長腳蛛科，來分析特定科別掠食者的生物防治效果。

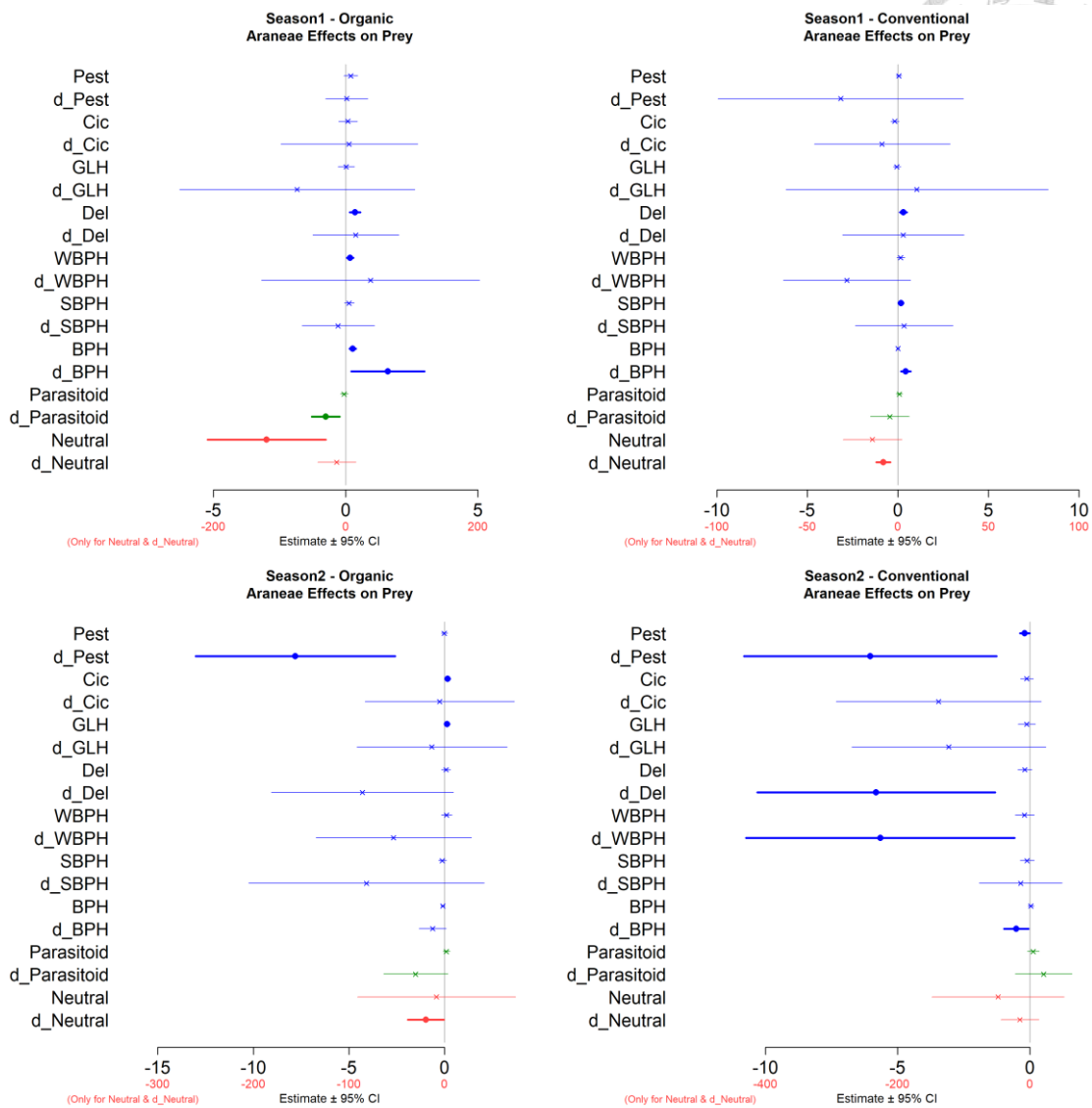


圖 45 各期作與農法下蜘蛛目對其潛在獵物與擬寄生者之效果



4.6.1.3 長腳蛛科對稻害者的影響

一期中長腳蛛科對各稻害者的效果與總體掠食者以及蜘蛛目相似，在一期中，長腳蛛科對稻害者沒有顯著負面效果，甚至有顯著正面效果，雖對一些稻害者數量變化率有負面效果但卻不顯著(圖 46)。在二期有機田中，長腳蛛科對稻蟲科與斑飛蟲的數量變化率有顯著負面效果，對總體稻害者、白背飛蟲、褐飛蟲的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 46)。在二期慣行田中，長腳蛛科對斑飛蟲與褐飛蟲以外稻害者的數量或數量變化率皆有顯著負面效果，對斑飛蟲與褐飛蟲的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 46)。

然而從數量動態分佈來看(圖 43)，長腳蛛科的數量分佈在兩個期作與農法中皆較蜘蛛目集中，且與稻害者在時間上的差距更大，當長腳蛛科發生 75%時，除了二期有機的總體稻害者、稻蟲科與白背飛蟲之外，許多稻害者僅發生 25%左右或更少，包括在模型中受到長腳蛛科顯著影響的稻害者群。顯示在同一時期下，長腳蛛科與這些稻害者共存時的數量約只有各自總數的 25%或更少。本研究推測長腳蛛科數量集中在水稻生長中期，在這個期間的密集捕食作用對稻害者前 25%的數量產生了抑制效果，且如同 4.5 所述，稻害者發生 25%僅為相對數量，不代表此期間的絕對數量很少，表示稻害者在此時仍可能作為長腳蛛科的獵物。而在後期，稻害者因大量繁殖與遷入而數量劇增，若長腳蛛科成蛛因 4.5 所述之生命週期的原因數量降低，兩者便會呈現負相關。以上在不同時期的作用皆可能使模型結果顯示長腳蛛科對稻害者的負面效果。

然而，由一期的數量動態分佈來看(圖 43)，長腳蛛科與各稻害者的數量動態分佈重疊期也很短，趨勢和二期相似，但 GEE 模型中長腳蛛科卻對稻害者皆沒有顯著負面效果。因此，本研究推測二期長腳蛛對稻害者的負面效果有較多部份來自水稻生長中期長腳蛛的捕食作用較強所致。若本研究推論正確，則模型結果可解釋為在二期的水稻生長中期，長腳蛛科在有機農法下對斑飛蟲等稻蟲科物種有抑制效果，在慣行農法下除了能抑制總體稻害者之外，也能抑制葉蟬科物種與白背飛蟲



等稻蝨科物種，而此結果也會符合 4.6.1.2 中的推測，將蜘蛛目作更細的分類便可以將稻蝨科物種受到的抑制效果分出來。

在文獻中，Baba et al. (2018)的結果發現長腳蛛科對斑飛蝨若蟲的負面影響在許多模型組合中皆具顯著效果，長腳蛛科物種對斑飛蝨成蟲、狼蛛科物種對斑飛蝨成蟲與若蟲亦有顯著負面效果，只是在最佳模型中並未將兩蜘蛛的因子選入模型。而在本研究中並未發現蜘蛛目對斑飛蝨的顯著負面效果，但在長腳蛛科的影響中，在二期有機田中發現對斑飛蝨數量變化率有顯著負面效果，此部分與文獻中相符。Ito et al. (1962)則發現水稻田蜘蛛數量隨者水稻生長而增加，且在水稻生長中期(七月)及後期(八月)與偽黑尾葉蟬、飛蝨的數量或數量變化率有負相關。在抑制效果的趨勢上與本研究相近，但在蜘蛛數量分佈與抑制時期來說與本研究不同。

對於與上述文獻不符之結果，本研究認為這與採樣方式有關，上述兩個研究所使用的採樣方式除了掃網之外，還包括了對整個稻株上的物種直接計數，這主要會影響到棲息於稻株中下部或地上的蜘蛛數量，由本研究文獻回顧可知，雖然在許多文獻中長腳蛛的確是水稻田中最常見的蜘蛛之一，但狼蛛科亦被許多文獻視為重要掠食者，然而其數量在本研究資料中甚少。查看本研究中節肢動物調查資料中各科蜘蛛的數量排序，由多至少依序為長腳蛛科、金蛛科、貓蛛科、蟹蛛科、皿網蛛科、紅螯蛛科、狼蛛科、袋蛛科、蠅虎科、姬蛛科、花皮蛛科，若對照文獻中這些蜘蛛在水稻田中常棲息的位置(Betz & Tschardtke, 2017)，在水稻植株上棲息的部位由上部到地下的排序為長腳蛛科、金蛛科、貓蛛科、蟹蛛科、皿網蛛科、狼蛛科，正好與在本研究中的數量排序相同，由此可見本研究因採樣的因素可能低估了蜘蛛目的數量，使得數量動態與生物防治效果的部分可能有偏估。雖然如此，對於棲息於稻株上層的長腳蛛來說，掃網採樣對其數量偏估的影響應較對整體蜘蛛目的影響低，所分析的結果應較具參考性。

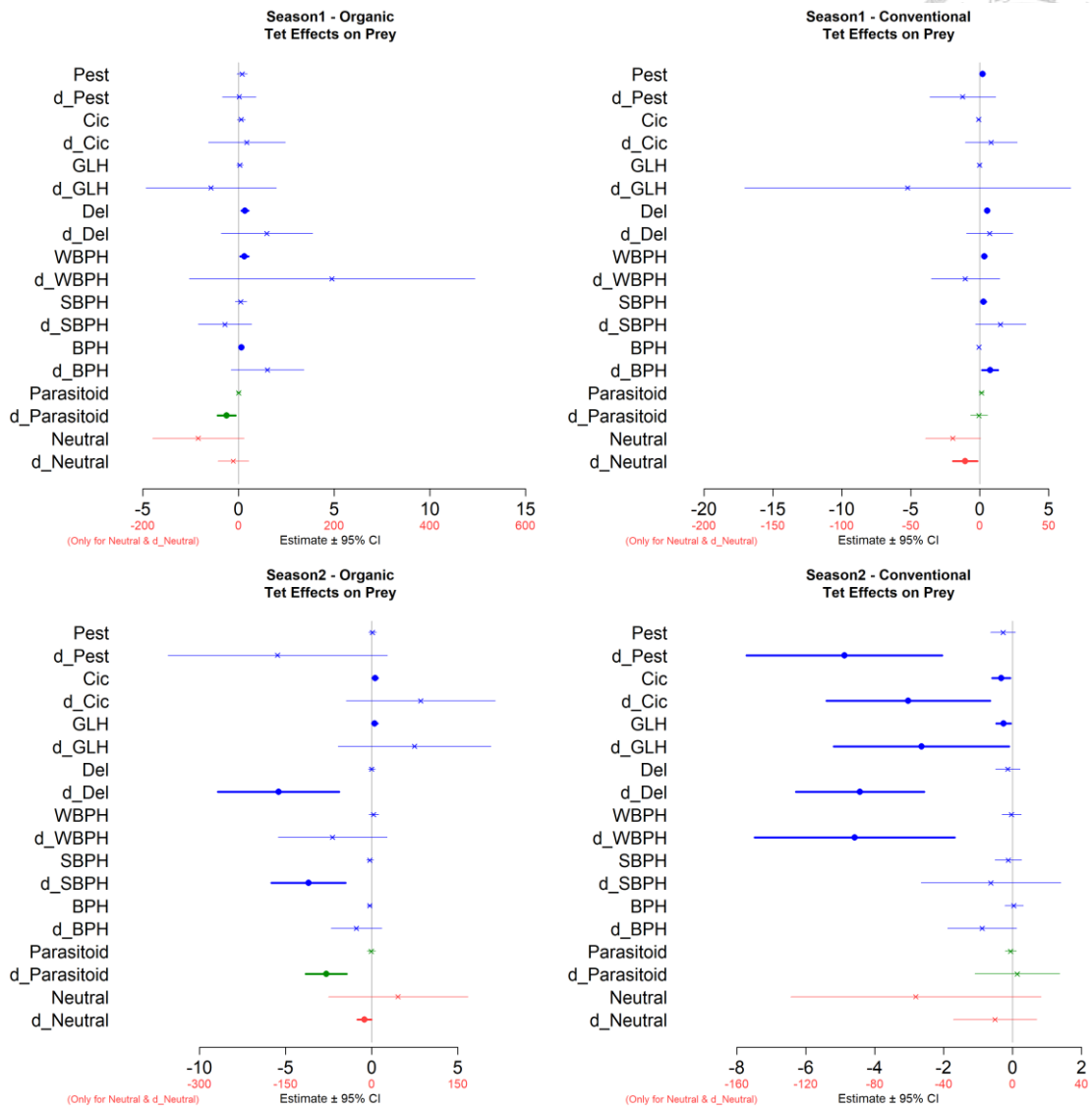


圖 46 各期作與農法下長腳蛛科對其潛在獵物與擬寄生者之效果



4.6.1.4 瓢蟲科對稻害者的影響

在一期有機田中，瓢蟲科對偽黑尾葉蟬數量有顯著正面效果，對偽黑尾葉蟬的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 47)。在一期慣行田中，瓢蟲科對總體稻害者、稻蝨科、斑飛蝨的數量變化率有顯著負面效果，對葉蟬科數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 47)。顯示在一期中，瓢蟲科在有機農法下對稻害者的抑制沒有顯著效果，雖有可能減緩偽黑尾葉蟬的數量增長但效果不顯著。而在慣行農法下可能減緩總體稻害者的數量增長，尤其是斑飛蝨等稻蝨科物種，並有可能減緩葉蟬科的數量增長但效果不顯著。

在二期有機田中，瓢蟲科對總體稻害者數量有顯著正面影響，對總體稻害者和褐飛蝨的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 47)。在二期慣行田中，瓢蟲科對總體稻害者和偽黑尾葉蟬數量有顯著正面影響，對總體稻害者、葉蟬科物種、褐飛蝨以外稻蝨科物種的數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 47)。顯示在二期中，瓢蟲科物種不論在哪個農法下對稻害者皆沒有顯著的抑制效果，部分稻害者甚至有隨之增加的現象，瓢蟲科雖然可能減緩一些稻害者的數量增長，但效果並不顯著。

從上述結果可以發現，瓢蟲科對於稻害者的抑制主要可能發生在一期慣行田，在二期慣行田中有機會減緩多數稻害者的數量增長但效果不顯著。

由數量動態分佈可以發現，由於橙瓢蟲偏好花粉的習性，瓢蟲科的數量分佈不論在哪個期作與農法下相對於其他掠食者是較晚的，與稻害者的數量分佈較相似，重疊比例也較其他掠食者高(圖 43)，對稻害者的抑制作用是可能發生的。瓢蟲科對稻害者的顯著抑制僅發生在一期慣行田，然而，瓢蟲科物種的數量在二期中，不論是佔總體節肢動物或是總體掠食者都較一期高(表 2)，4.4 的結果也顯示有機農法在二期中對瓢蟲科數量有顯著正面效果(圖 42)，但在二期中的兩個農法下瓢蟲科卻對稻害者皆無顯著負面效果，這顯示掠食者的增加不一定會使生物防治效果

增加。本研究推測，這可能是因為瓢蟲科物種也會取食水稻花粉之故，使得數量的上升無法反映在對稻害者的抑制上。

此外，雖然瓢蟲科在二期中無法對稻害者有顯著的抑制效果，但在二期慣行田中對總體稻害者以及許多葉蟬科與稻蝨科物種的數量變化率的效果估計值為負(圖 47)，在有機田中卻僅對總體稻害者與一些飛蝨科物種的數量變化率有負的效果估計值，且瓢蟲科在一期慣行田中的抑制效果也較有機田中明顯，顯示慣行農法中瓢蟲的抑制效果可能較有機佳。本研究推測可能原因有三，第一是農法可能影響了瓢蟲科的取食偏好，進而影響了生物防治的效果。第二是在慣行田中可能剛好因為使用農藥的關係而使稻害者數量在此時下降或增長變慢，剛好與瓢蟲科的數量增長產生了負相關。第三是在圖 43 中，由一、二期有機田瓢蟲科 D_{50} 與 D_{75} 的差距可以發現其數量相對於慣行田而言較集中在水稻生長後期，此時稻害者的數量大量增加，可能使得瓢蟲科對其產生的抑制效果無法趕上稻害者增長的速度，導致較差的防治效果。

在過去研究水稻田瓢蟲的文獻中，較少有探討瓢蟲與稻害者的相關性。至於其他作物中瓢蟲物種與害蟲之關係，Raymond et al. (2015)發現瓢蟲與蚜蟲的數量變化在小麥生長早期與晚期都有顯著負相關，在總體景觀與複雜景觀下早期的抑制效果較晚期高，在單一景觀下早期的抑制效果則較低，該研究指出瓢蟲在晚期可能受到了群內競爭或是其他替代獵物的影響而對蚜蟲的抑制效果下降。Yang et al. (2018)則發現瓢蟲對於蚜蟲的抑制主要在小麥生長晚期，但該研究指出是因早期蚜蟲自周圍越冬林地遷入耕地的數量較晚期多之故。本研究認為由於文獻所研究的瓢蟲物種及作物和本研究不同，因此得到與本研究的趨勢有所差異，但 Raymond et al. (2015)亦提及了造成天敵對害蟲抑制作用下降的原因可能與替代獵物有關，與本研究推測橙瓢蟲偏好花粉的原因類似。

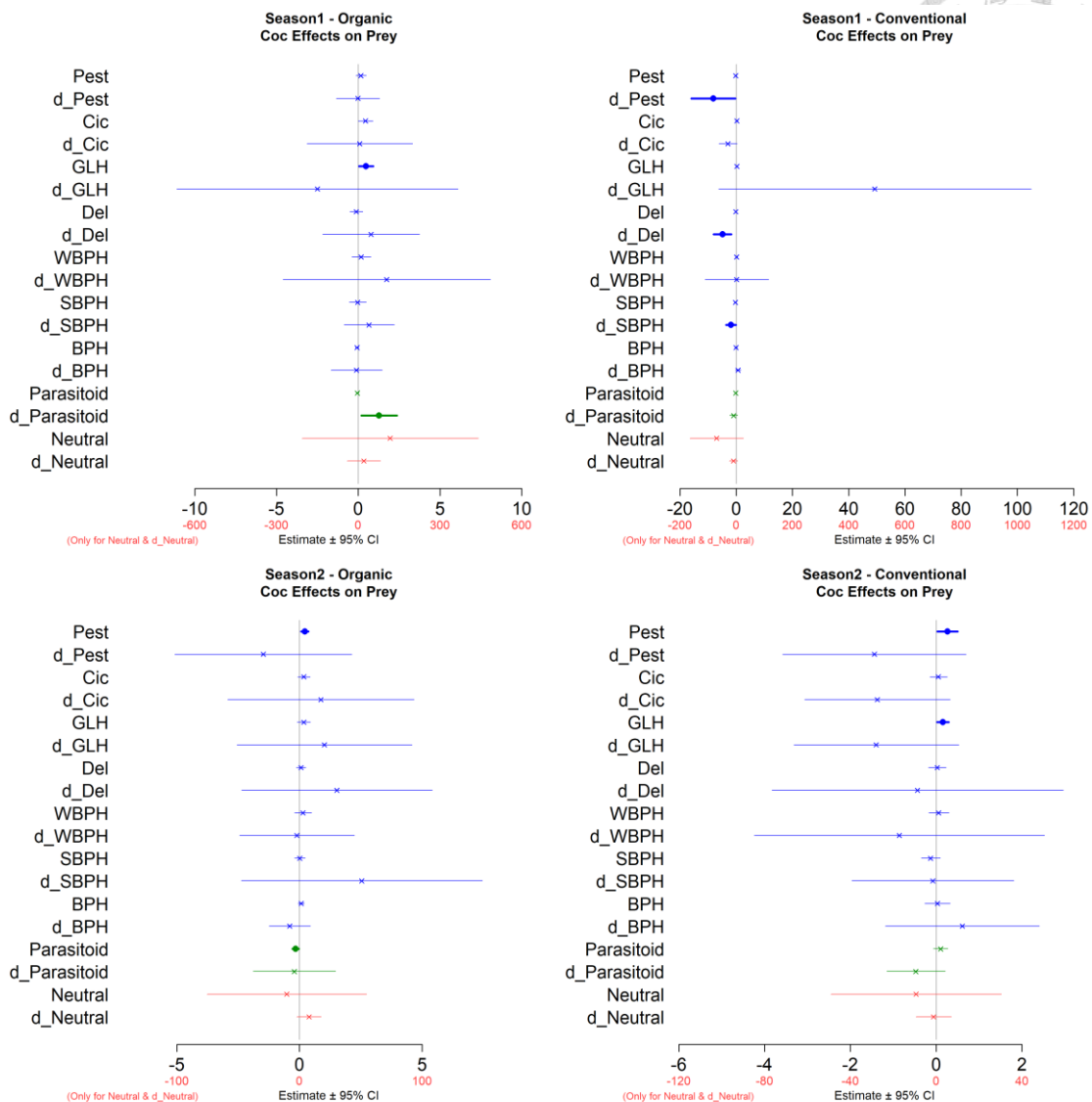


圖 47 各期作與農法下瓢蟲科對其潛在獵物與擬寄生者之效果



4.6.1.5 總體稻害者對各掠食者的影響

由總體稻害者在各掠食者模型中的效果可以發現(圖 48)，不論在哪個期作與農法下，總體稻害者對任一群掠食者的數量或數量變化率皆沒有顯著正面效果，甚至對部分掠食者有顯著負面效果，與本研究之假設相反，顯示本研究中總體稻害者的增長無法顯著使掠食者的數量或數量變化率增加。由圖 43 可以發現總體稻害者的數量分佈相對於多數掠食者來說較晚，與 4.4 與 4.5 的推論類似，本研究推測這可能與稻害者與掠食者的遷入與繁殖速度、生命週期、受吸引的因子、食物來源及稻害者密度有關。

以飛蟲與葉蟬等稻害者物種來說，其雌蟲產卵量皆可達數百甚至上千粒(林慶元 et al., 2007)，雖然蜘蛛的產卵量也可能至數百粒(玉洪全 & 周家友, 1983)，但因生命週期不同，稻害者在水稻生長期間能繁殖的世代可能較多，蜘蛛等掠食者物種的數量增長速度便難以跟上稻害者的增長速度。且總體掠食者或蜘蛛物種的部分，若稻害者在水稻生長末期快速上升時，蜘蛛等掠食者群體剛好發展至卵期或若蛛等不納入調查紀錄的階段，或是後期有不易被採集的生物種，則族群趨勢下降或數量增長變慢，使得模型結果顯示總體稻害者對其沒有顯著效果或甚至是負面效果。而在瓢蟲科的部分，雖然其數量分佈和稻害者在時間上較相似，發育歷期也相似(Chowdhury, Ahad, Amin, & Hasan, 2008)，但如同 4.4 與 4.6.1.4 所提及，瓢蟲的遷入可能是受到花粉的吸引，使得受到稻害者增加而增加的現象較難以顯示出來，且遷入水稻田的時機較晚，發生的世代可能不多，也可能因繁殖速度不及稻害者而無法隨稻害者增加。

且總體來說，掠食者為廣食性物種，並非專以稻害者為食，因此若是水稻生長期間有其他替代食物來源，掠食者也可能因而增加，受到稻害者的影響便不顯著，且此時若是稻害者屬於數量較少，或是剛好於卵期等時期，則模式可能因此顯示稻害者對掠食者產生負面效果。此外，在害蟲密度高的情況下，掠食者的捕食也可能



會趨於飽和甚至下降(Ito et al., 1962; Kobayashi et al., 2011; Preap et al., 2001; Zhang et al., 1999)，使得掠食者的增長速度有限。

在過去研究中，Betz and Tscharnke (2017)發現水稻田蜘蛛與蜘蛛網的數量變異主要受到害蟲的影響。Dominik et al. (2018)亦發現水稻田總體掠食者受到草食者(含稻害者)的影響為正，Horgan et al. (2017)則發現在沒噴農藥的田中，飛蟲與螟蟲的卵受到天敵捕食或寄生的死亡率會隨著害蟲卵的密度而增加。以上結果皆與本研究所得到的趨勢不同，除了上述原因之外，本研究亦認為這與模型結構有關，本研究採用的總體稻害者是取前一次採樣的數量，而上述文獻應未考慮時間差，因此得到不同的結果。

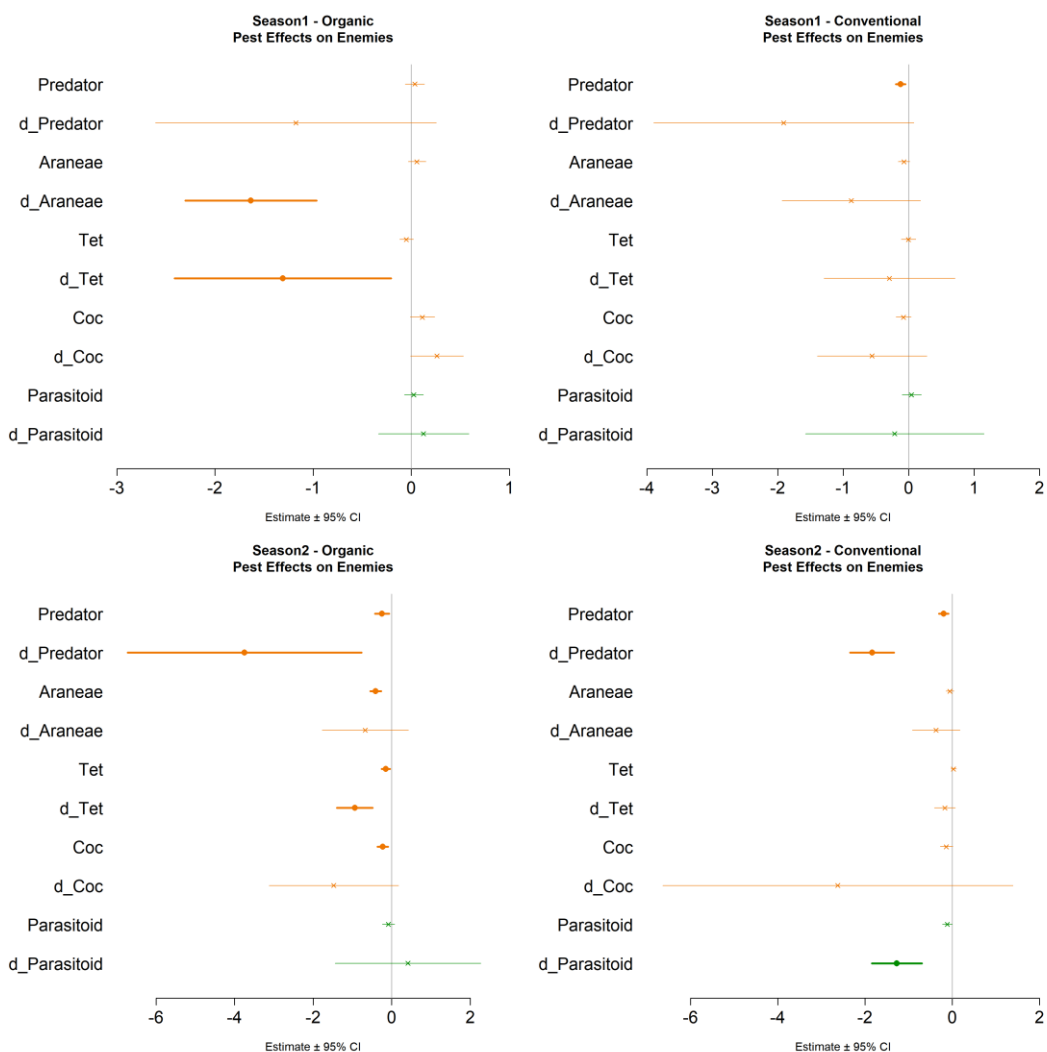


圖 48 各期作與農法下總體稻害者對其潛在天敵之效果



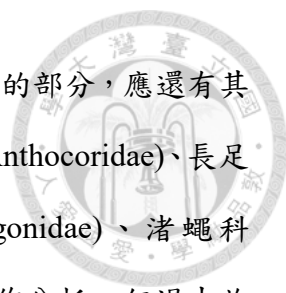
4.6.1.6 掠食者對稻害者之影響探討

總結各掠食者對各稻害者的影響可以發現，除了二期慣行田中蜘蛛目對總體稻害者數量有顯著負面效果以及長腳蛛科對葉蟬科物種的數量有顯著負面效果之外，其他各掠食者對於各稻害者的顯著負面效果皆發生在稻害者的數量變化率模型中，顯示掠食者的抑制效果主要在於「減緩稻害者的數量增長」，也就是即使掠食者變多，稻害者的數量仍可能增加，僅增加率變低，難以達到顯著減少稻害者數量的效果。

此外，當第二階段的模型僅考慮未特定分類的總體掠食者時，結果顯示總體掠食者僅在二期有機田中對一些稻害者有顯著負面效果，但當第三階段模式考慮特定的掠食者分類時，掠食者反而在慣行田中對較多的特定稻害者物種有顯著負面效果。本研究認為這應與農法所造成的影響程度不同以及未考慮其他物種掠食者所致。

對於農法的影響程度，由 4.4 可以發現二期有機農法雖然對掠食者的效果估計值皆為正，但對於數量有顯著正面效果的僅有總體掠食者與瓢蟲科的部分，對蜘蛛目的顯著正面效果僅在數量變化率，對長腳蛛科沒有顯著效果，對稻害者則是對白背飛蝨與褐飛蝨以外的稻害者數量皆有顯著正面效果。對照第三階段的模型結果，如 4.6.1.2 所推測，二期有機農法因對蜘蛛目僅能提高增長率而非提高數量，蜘蛛目的增長不及有機農法對稻害者數量直接的提升，因此蜘蛛目在二期有機農法下的生物防治效果反而較慣行田中差。長腳蛛科在二期有機田中抑制效果較差的原因應也是來自稻害者在二期有機田中的數量增加之故。在瓢蟲科的部分，則如 4.6.1.4 所推測。而對照第二階段的模型結果，二期有機農法因對總體掠食者數量與數量變化率皆有正面效果，總體掠食者的生物防治效果在二期有機田中也較慣行田佳。


對於所考慮的掠食者物種，由表 3 來看，在一、二期中，不論是蜘蛛目、長腳蛛科或瓢蟲科，其在掠食者中的比例在慣行田中皆較有機田中多。本研究推測，



在慣行田中，主要靠這些特定的掠食者來抑制害蟲，而在有機田的部分，應還有其他蜘蛛目與瓢蟲科以外的物種能顯著地抑制稻害者，如花蟻科(Anthocoridae)、長足虻科(Dolichopodidae)、稈蠅科(Chloropidae)、蠓科(Ceratopogonidae)、渚蠅科(Ephydriidae)、盲蝽科.....等。雖然在本研究中未對生物多樣性作分析，但過去許多研究顯示不噴灑化學農藥能夠提高水稻田掠食者的物種數或多樣性(Gangurde, 2008; Takada et al., 2014; 范美玲 et al., 2013)，也指出天敵多樣性在對害蟲的捕食上可能有互補作用進而提升生物防治效果(Snyder, 2019)。對照本研究之結果與推論，顯示了有機農法在促進天敵生物多樣性進而提升生物防治的機制上可能扮演了重要角色。

藉由以上分析結果，也得以對 4.6 中提出的問題(1)至(4)作解釋。對於問題(1)，可以發現掠食者對於稻害者的抑制不總是有顯著效果，在一期中，總體掠食者、蜘蛛目與長腳蛛科受到植生發散且彼此相近的正面影響，但這三群掠食者在一期中對稻害者的生物防治效果並不顯著。而在二期中各掠食者皆受到植生發散且彼此相近或是植生地面積佔比大而完整的正面影響，且每群稻害者皆受到了顯著抑制效果，但掠食者的抑制效果卻多僅限於數量變化率，少有在數量上達到顯著抑制效果。由此顯示兩同功群受到植生地效果相反是由生物防治所造成的可能性較低。對於問題(2)，可以發現總體稻害者無法對掠食者數量產生顯著的支持效果，加上掠食者的數量分佈較稻害者早，顯示掠食者的移入較可能受到水稻生長或其他替代獵物的影響，受到稻害者吸引的可能性較低。

對於問題(3)，可以發現各掠食者在一期有機田中皆無法對稻害者產生顯著抑制效果(圖 44 至圖 47)，對於一期中可能受到有機農法影響而數量變化率減緩的總體稻害者與葉蟬科來說(圖 42)，蜘蛛目、長腳蛛科與瓢蟲科對其的影響不但不顯著且部分估計值為正，顯示應非受此三群掠食者之抑制。然而一期有機田中總體掠食者對總體稻害者與葉蟬科數量變化率的效果估計值為負，且雖然一期有機農法對總體掠食者數量與數量變化率沒有顯著影響，但效果估計值為正，本研究推測，



一期有機田中數量變化率較低的總體稻害者和葉蟬科很可能是受到了其他未考慮到的掠食者之影響。若此原因成立，則呼應到了二期有機田中總體掠食者對稻害者的抑制較慣行田佳的結果，顯示該未考慮到的掠食者不僅可能發揮了重要的捕食作用，也可能對農法較敏感。對於問題(4)，有機農法對於生物防治的提升僅發生在二期總體掠食者，對於所考慮的特定掠食者來說，其生物防治效果在慣行田中皆較有機田中佳，顯示有機農法對於生物防治效果的提升會因所考慮的天敵物種而異。

由以上結果得知，掠食者的生物防治效果會受到許多因子的影響，能有效發揮稻害者抑制效果的條件多，雖能抑制的物種多，但抑制的效果也幾乎僅於減緩數量增長，造成此原因之一為掠食者的廣食特性，因此本研究以下將分析掠食者與非稻害者之間的關係，以了解這些交互作用是否可能影響到稻害者受到的抑制，亦希望能了解掠食者的潛在替代獵物，作為保育型生物防治中留住田中掠食者的手段。

4.6.2 掠食者與非稻害者間的交互作用

本研究假設，掠食者除了捕食稻害者之外，也可能捕食擬寄生者與中性物種，掠食者也可能受到擬寄生者的寄生作用(圖 10)。由圖 43 可以發現，擬寄生者與中性物種分別和至少一群掠食者在數量動態分佈上有重複，以時間分佈來說，掠食者與擬寄生者及中性物種之間的交互作用是可能發生的。

在擬寄生的部分，擬寄生者的數量分佈較集中在水稻生長後期，和稻害者相近(圖 43)。本研究假設若是擬寄生者直接或間接受到了掠食者的捕食作用，則可能會連帶影響到擬寄生者對稻害者的擬寄生作用，或是掠食者也可能受到擬寄生者的寄生作用，影響到掠食者對稻害者的捕食作用。雖然目前少有文獻指出水稻田掠食者會捕食擬寄生者，甚至有研究發現水稻田常見蜘蛛不會捕食擬寄生者(Anis Joseph, 2007)，但本研究認為擬寄生在稻株之間尋找寄主時仍可能受困於一些結網型蜘蛛的蜘蛛網而死亡，文獻也提到膜翅目可能是結網型蜘蛛的食物來源(Tahir et al., 2009)，且掠食者也可能捕食到已被擬寄生者寄生之節肢動物，因此本研究仍假設擬寄生者可能受到掠食者的抑制，或可能對掠食者有支持效果。此外，由文獻回



顧可以發現擬寄生者中緣腹細蜂科的 *Baeus* 屬會以蜘蛛為寄主(Gurr et al., 2011)，因此本研究亦假設掠食者可能受到擬寄生者的抑制，或可能對擬寄生者有支持效果。


而在中性物種的部分，在本研究中有 99%以上物種屬於雙翅目，中性物種的數量分佈較集中在水稻生長前期(圖 43)，在本研究文獻回顧中可以發現已有許多研究指出水稻田中的中性物種可能作為掠食者在水稻生長前期的獵物之一，因此本研究假設中性物種可能受到掠食者的抑制，或是對掠食者有支持效果。

為了瞭解上述交互作用，本研究分別在第二與第三階段的擬寄生者與中性物種模型中加入了特定與非特定掠食者為解釋變數(表 10 至表 12)。而對於掠食者模型，本研究在第二階段各掠食者的模型中除了加入稻害者之外，亦加入了擬寄生者與中性物種為解釋變數來分析(表 10)。

4.6.2.1 掠食者與擬寄生者間的交互作用

以總體掠食者的影響來說，總體掠食者對擬寄生者數量變化率在二期有機田中有顯著負面效果，對其數量在二期慣行田中有顯著正面效果(圖 44)。以蜘蛛目的影響來說，蜘蛛目對其數量變化率在二期有機田中有顯著負面效果(圖 45)。以長腳蛛科的影響來說，長腳蛛科對其數量變化率在一、二期有機田中皆有顯著負面效果(圖 46)。以瓢蟲科的影響來說，瓢蟲科對其數量變化率在二期有機田中有顯著正面效果，在二期有機田中則對其數量有顯著負面效果(圖 47)。而在擬寄生者對掠食者造成的影響方面，擬寄生者對總體掠食者數量在二期慣行田中有顯著正面效果，對蜘蛛目數量變化率在二期慣行田中有顯著負面效果，對瓢蟲科數量則在二期慣行田中有顯著正面效果(圖 50)。

上述結果顯示，掠食者對於擬寄生者的顯著負面效果皆發生在有機田中，尤其是結網型的長腳蛛科在兩個期作的有機田中皆對其數量變化率有顯著負面效果，本研究推測長腳蛛科等蜘蛛目物種可能透過蜘蛛網對擬寄生者產生了抑制效果，然而蜘蛛物種的數量或數量變化率並沒有因為擬寄生者而增加，反而在二期慣行



田中蜘蛛目數量變化率受到了負面效果，有受到寄生的可能，但蜘蛛目物種也並未因此使得擬寄生者增加。以上分析顯示本研究所假設的捕食與寄生作用皆可能發生，但可能因作用強度不高或是兩個作用的效果互相抵消，使得模型結果並未在各期作與農法有一致的趨勢。

蜘蛛物種對擬寄生者的捕食作用是否會影響擬寄生者對稻害者的抑制效果，本研究將於後續擬寄生者與稻害者間交互作用的部分加以探討。而擬寄生者對蜘蛛目的寄生作用是否影響蜘蛛目對稻害者的抑制效果，可以發現擬寄生者在一期的兩個農法以及二期有機田中皆對蜘蛛目數量變化率有負的效果估計值，僅在二期慣行效果估計值為正(圖 50)，而剛好蜘蛛目對稻害者的抑制效果在一期的兩個農法以及二期有機田中較二期慣行田差(圖 45)。然而，擬寄生者在二期有機對長腳蛛科數量變化率沒有負面效果，在二期慣行田中則有(圖 50)，但長腳蛛科在二期慣行田中對稻害者的抑制效果並未較有機田差(圖 46)。因此，本研究推測，擬寄生者可能寄生於長腳蛛科以外的蜘蛛物種，但由於一期中仍有如 4.6.1.2 所提及之影響，仍難以釐清蜘蛛目在一期較差的抑制效果受何者因子影響較大。

對於瓢蟲科與擬寄生者之間的交互作用，兩者之間的捕食或寄生作用皆未發現有文獻記載，對於瓢蟲科對擬寄生者在二期有機田的負面效果，雖然瓢蟲科未對稻害者有顯著抑制，但捕食作用仍可能存在，本研究推測瓢蟲科可能捕食到了被寄生的稻害者，間接減少了擬寄生者的數量。對於瓢蟲科在一期有機田的正面效果，本研究推測這可能來自於稻害者、瓢蟲科、擬寄生者的數量分佈在時間上相似，稻害者與瓢蟲科皆可能受水稻吸引，瓢蟲科與擬寄生者也可能受稻害者吸引，因而使得瓢蟲科與擬寄生者有了正相關。

由上述結果與推論可知，掠食者與擬寄生之間存在著複雜的交互作用，以本研究目前的模型架構較難確定這些作用是否發生，也缺乏足夠的文獻支持，仍需要未來的研究作探討。



4.6.2.2 掠食者與中性物種間的交互作用

在掠食者對中性物種的效果可以發現(圖 44 至圖 47)，總體掠食者、蜘蛛目與長腳蛛科對中性物種的數量或數量變化率在兩個期作與農法下的效果估計值幾乎皆為負，僅二期有機田中長腳蛛科對中性物種數量的影響例外，瓢蟲科則對中性物種的效果較不一致且皆不顯著。而在中性物種對各掠食者的效果中可以發現(圖 49)，除了二期慣行田中性物種對蜘蛛目數量變化率效果估計值為負之外，中性物種對蜘蛛目與長腳蛛科數量與數量變化率效果估計值皆為正，對總體掠食者數量的效果估計值皆為正，對其數量變化率效果估計值則皆為負，對瓢蟲科的效果則較沒有一致趨勢。

由結果也可發現，長腳蛛科等蜘蛛目物種即使在對中性物種沒有顯著抑制效果的期作中仍對其數量或數量變化率有負的效果估計值(圖 45 與圖 46)。且除了一期慣行田中中性物種對各掠食者皆沒有顯著正面效果之外，中性物種在其他期作與農法中對蜘蛛目數量皆有顯著正面效果，對長腳蛛科的效果估計值也皆為正(圖 49)。顯示蜘蛛物種對中性物種可能有抑制效果，而中性物種對蜘蛛物種可能有支持效果。而在瓢蟲科的部分，其與中性物種的數量分佈在時間上差異較大，兩者也僅在二期有機田有顯著相關，且未有文獻提及兩者有食性關係，因此本研究推測兩者在食物鏈中關係應較小。

若對照圖 43 可以發現，中性物種的數量分佈相對於蜘蛛物種來說較早，但也會同時存在，顯示中性物種可能是水稻生長前期蜘蛛物種的重要食物來源，與文獻所述相符(Ishijima et al., 2006; Park & Lee, 2006; Radermacher et al., 2020; Tahir & Butt, 2009; Tsutsui et al., 2016; 吳進才 et al., 1997; 郭玉杰 et al., 1995)。然而，本研究認為模式結果亦有部分可能來自於田間操作與水稻生長使這兩個同功群剛好產生相關，因中性物種主要出現於水稻田湛水時期或是稻株較矮的時期，而在水稻生長中後期數量較少(Al-Shami et al., 2010)，而蜘蛛物種主要在稻株開始增高時開始增加(圖 43)，尤其是對於結網型蜘蛛應需要一定程度的稻株密度以在稻株間結



網。因此隨著稻株的增高，中性物種減少，蜘蛛增多，中性物種便可能與蜘蛛物種呈現負相關。

以中性物種、掠食者及稻害者的數量分佈先後來說，在水稻生長前期時，稻害者較少，若是中性物種能夠作為掠食者的替代獵物、支持掠食者的增長，則可能可以提早或延長掠食者在水稻田中的停留，使掠食者在水稻田中得以定棲與繁殖，進而增加中後期掠食者對稻害者的抑制效果。然而，由中性物種對蜘蛛目與長腳蛛科的影響可以發現，中性物種在一期有機田中對兩者產生很好的助長效果，但蜘蛛目與長腳蛛科卻在一期有機田中沒有對稻害者產生顯著抑制效果。這可能是因中性物種數量的下降發生得太早，或是對蜘蛛物種的數量支持不夠，加上稻害者在水稻生長後期大量增加，使得中性物種對蜘蛛物種的支持不足以在後續發揮更強的生物防治效果。由一期有機田中性物種的數量分佈即可發現中性物種與蜘蛛物種在時間上的重疊較少，即使對蜘蛛物種產生助長效果，也可能因交互作用時間不長而難以增加蜘蛛物種在後續的抑制效果，顯示延長中性物種停留時間的重要。

針對 4.6 所提出的問題(5)，由蜘蛛目與長腳蛛科對中性物種的抑制效果來看，蜘蛛目在一期有機田中顯著抑制了中性物種的數量，在一期慣行田中則為數量變化率，且在二期有機田中顯著抑制了其數量變化率，在慣行田中則無顯著抑制效果，顯示蜘蛛目對中性物種的抑制在有機田中可能較強。而長腳蛛科雖然在一期慣行田中對中性物種數量變化率有顯著抑制效果，但在兩個農法下對其數量皆無顯著效果，且在一期有機田中的效果估計值較一期慣行田中更負，而在二期中長腳蛛科在有機田雖對中性物種數量變化率有顯著抑制效果，對其數量的效果估計值卻為正，在二期慣行田中對其數量與數量變化率效果估計值則皆為負，由此難以判別長腳蛛科對中性物種的抑制在何種農法下較強。顯示中性物種在有機田中較早的分佈雖有可能來自蜘蛛的抑制，但從長腳蛛科的影響來看，有機田中性物種可能不全然因此原因而分佈較早，應亦有 4.5 所提及之其他三種可能原因而造成。

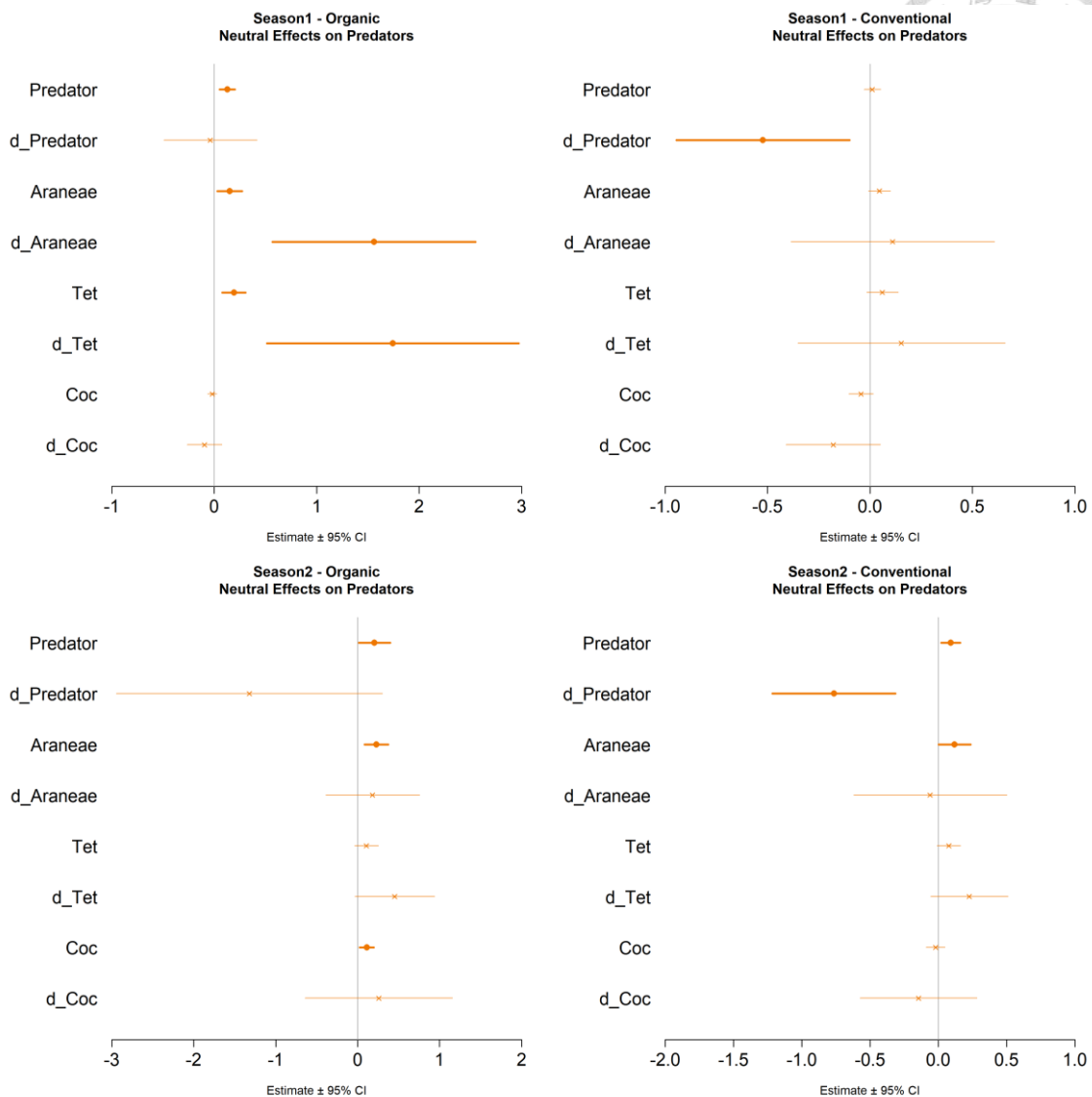


圖 49 各期作與農法下中性物種對其潛在天敵之效果

4.6.3 擬寄生者與稻害者間的交互作用

擬寄生者可能以稻害者為寄主，進而使稻害者死亡。由本研究之文獻回顧可知本研究節肢動物調查資料中數量較多的擬寄生者物種皆可能以稻害者為寄主，少數可能寄生於蜘蛛物種或是重寄生於擬寄生者中。由圖 43 亦可以發現，擬寄生者的數量分佈與稻害者在時間上皆有重疊，顯示擬寄生者與稻害者之間的交互作用是可能的。為了瞭解擬寄生者對稻害者的抑制效果，本研究在第二階段中，除了將總體掠食者加入稻害者模型之外，亦將擬寄生者加入稻害者模型中作為解釋變數




之一。此外，為了瞭解稻害者是否助長了擬寄生者的增加，在擬寄生者模型中除了考慮掠食者之外，亦加入了稻害者作為解釋變數之一。

在一期有機田中，擬寄生者對總體稻害者、斑飛蝨、褐飛蝨的數量或數量變化率有顯著負面效果，對葉蟬科數量變化率、稻蝨科與白背飛蝨數量雖無顯著效果但估計值為負(圖 50)。在一期慣行田中，擬寄生者對葉蟬科與稻蝨科數量變化率有顯著負面效果，對總體稻害者、偽黑尾葉蟬、白背飛蝨、斑飛蝨數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 50)。在二期有機田中，擬寄生者對總體稻害者、葉蟬科、偽黑尾葉蟬數量有顯著負面效果，對稻蝨科各物種的數量變化率雖無顯著效果但估計值皆為負(圖 50)。在二期慣行田中，擬寄生者對斑飛蝨數量變化率有顯著負面效果，對總體稻害者與褐飛蝨數量變化率雖無顯著效果但估計值為負(圖 50)。

由上述可知，擬寄生者在不同期作與農法下，皆對至少一群稻害者有顯著負面效果，且由數量分佈可以發現，擬寄生者與稻害者之間的交互作用應是發生於稻害者數量相對大量的時期，在這個情況下，擬寄生者對各稻害者皆沒有顯著正面影響，顯示擬寄生者對這些稻害者可能因寄生作用而產生抑制效果。尤其是在有機田中，擬寄生者不僅能抑制特定稻害者，也能對總體稻害者產生顯著抑制效果，顯示有機農法下擬寄生者對於稻害者的普遍性抑制效果較慣行田佳，在慣行田中則在一期主要抑制飛蝨與葉蟬，在二期抑制斑飛蝨。此外，有機田中擬寄生者對稻害者的顯著抑制效果有許多都發生在稻害者數量而非數量變化率，顯示擬寄生者對稻害者的抑制效果能直接反映在數量上，使稻害者數量減少而非只是減緩其數量增長，在生物防治上效果比慣行田中佳，也可能比掠食者更好。

然而，在總體稻害者對擬寄生者的支持部分，總體稻害者在兩個農法與期作下對擬寄生者皆沒有顯著正面效果，甚至在二期慣行田中對其數量變化率有顯著負面效果(圖 48)，與本研究假設不符，顯示本研究中總體稻害者的增長無法顯著使擬寄生者的數量或數量變化率增加。本研究推測這可能與模型考慮的因子與採樣方式有關。



由於擬寄生者的生活史有部分是在宿主體內或卵內，其數量可能受到低估，影響模型結果。此外，由於本節肢動物調查資料中，擬寄生者總體的數量雖然不少，但每一科別的數量極少，若詳細分類，資料中將會有許多零值而難以分析，因此本研究將所有擬寄生者視為同一群體，未作進一步的分科，這可能使得許多對稻害者物種具有專一性的擬寄生物種之防治效果無法被分析出來。

此外，由本研究文獻回顧中亦可發現一些擬寄生者物種主要的寄主為鱗翅目物種，例如小繭蜂科、寄生蠅科與姬蜂科等在文獻中皆被記載會寄生於水稻田中的鱗翅目物種而非飛蟲或葉蟬。鱗翅目物種雖然是常見的稻害者，但在本研究的節肢動物調查資料中的數量較少，但小繭蜂科、寄生蠅科與姬蜂科在資料中數量佔比卻相對較高，本研究認為這可能與掃網的採樣方式有關，因而低估了鱗翅目物種的數量。本研究推測，由於不確定這些鱗翅目物種真正的數量多寡與分佈，加上上述對擬寄生者低估的可能，總體稻害者對於擬寄生的支持效果或是擬寄生者對稻害者的抑制效果可能因此無法顯著表現出來。

在過去研究中，Horgan et al. (2017)發現沒噴農藥的田中，飛蟲與螟蟲的卵受到的捕食或寄生會與害蟲卵的密度有關。而 Dominik et al. (2018)在擬寄生者對草食者或是草食者對擬寄生者的模型結果中，皆未發現有顯著效果，該研究認為因為研究僅調查了擬寄生者成蟲，而忽略了生活在害蟲體內或卵內的擬寄生者之卵與幼蟲之故。此原因與本研究所推測的相同，對擬寄生者的低估可能影響到了生物防治效果的分析結果。

上述分析結果也得以對 4.6 所提出的問題(3)與(4)作解釋，對於問題(3)，由於擬寄生者在一期有機田中對總體稻害者的數量變化率有顯著負面效果，對葉蟬科的數量變化率效果雖不顯著但估計值為負(圖 50)，顯示一期有機田中的總體掠食者與葉蟬科除了可能受到未考慮到的掠食者捕食之外，也可能受到了擬寄生者的寄生作用而數量變化率受到減緩。對於問題(4)，如前述分析，相較於二期慣行田，擬寄生者在二期有機田中不僅能對稻害者有較普遍的抑制，且也能直接地影響稻



害者的數量，顯示二期的有機農法雖然對稻害者與擬寄生者皆有正面效果，但也可能因而提升擬寄生者對稻害者的寄生作用。

而對於 4.6.2.1 中，蜘蛛物種對擬寄生者的捕食作用是否會影響擬寄生者對稻害者的抑制效果，在 4.6.2.1 中發現掠食者對擬寄生者的抑制可能發生在有機田中，對照擬寄生者對稻害者的影響可以發現(圖 50)，擬寄生者對稻害者的抑制效果在有機田中並未較差，反而對稻害者有較慣行田更普遍的抑制效果，顯示本研究中蜘蛛物種對擬寄生者的捕食作用應不會對擬寄生者的寄生作用造成重大影響。

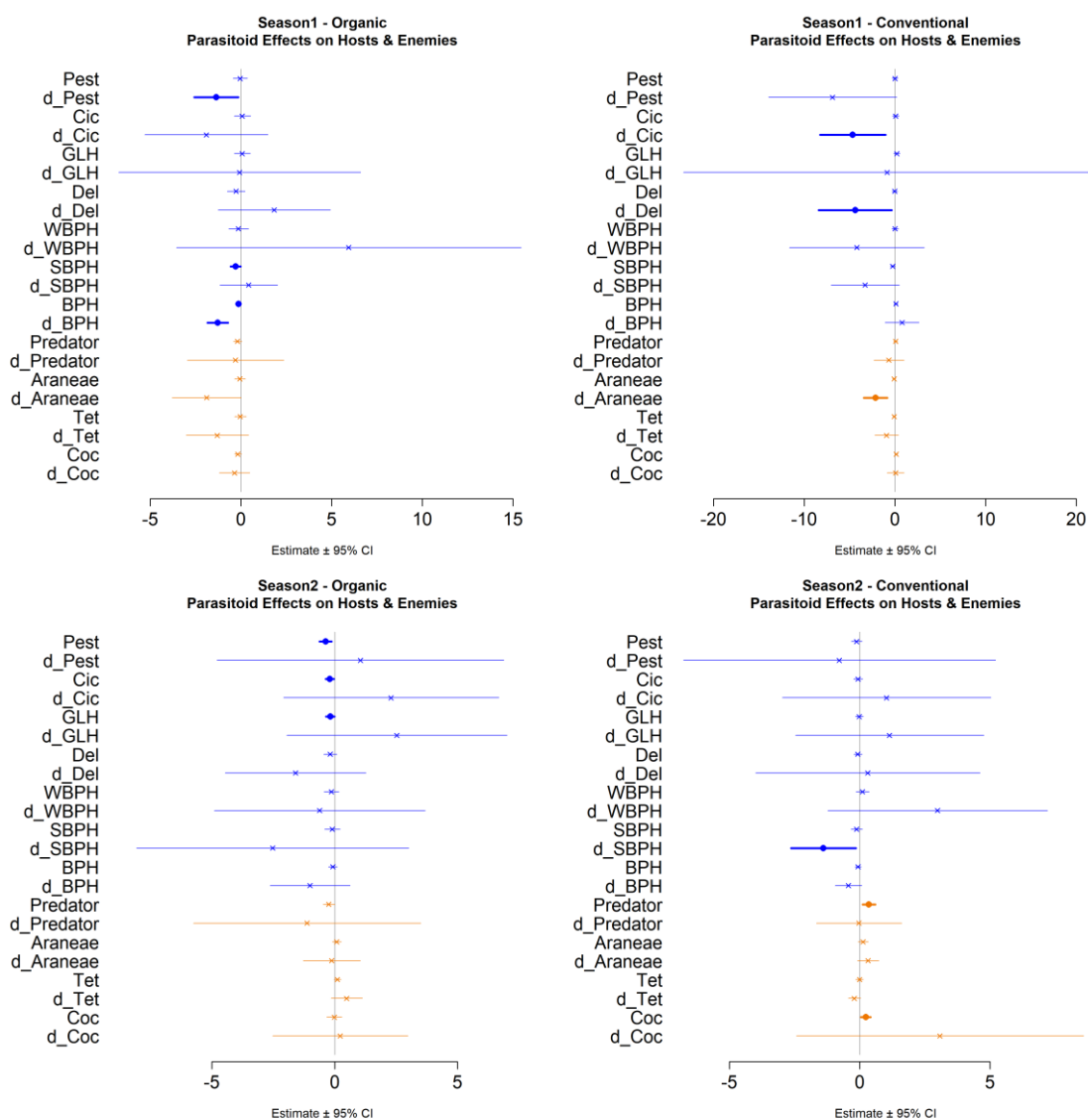


圖 50 各期作與農法下擬寄生者對其潛在寄主與天敵之效果



4.6.4 生物防治效果統整

總體來說，在有機與慣行田中天敵皆可能產生顯著的生物防治效果，但不同期作與農法下能產生防治效果的主要天敵類型卻有所不同。在一期有機田中，稻害者主要由擬寄生者來抑制，掠食者能發揮的抑制效果有限，並可能有未被考慮到的掠食者物種能發揮抑制效果。在一期慣行田中，稻害者則主要由瓢蟲科與擬寄生者來抑制。在二期有機田中，稻害者能由長腳蛛科等蜘蛛目物種以及擬寄生者來抑制，而其他未被本研究考慮到的掠食者物種也可能有抑制效果。在二期慣行田中，稻害者則主要由長腳蛛科等蜘蛛目物種以及擬寄生者來抑制。

而總體結果也顯示，在抑制稻害者方面，擬寄生者由於能影響多群稻害者的數量，且在各期作與農法下皆能對至少一群稻害者產生顯著抑制效果，相對於掠食者來說，擬寄生者是較能穩定抑制稻害者的天敵。然而，以稻害者對天敵的支持來說，不論是對掠食者或擬寄生者，稻害者對天敵數量的支持在本研究中皆不顯著。在掠食者與中性物種之交互作用部分，本研究所得到的結果與文獻趨勢相符，顯示中性物種可能在水稻生長前期作為蜘蛛物種的替代獵物。

如同以上章節所探討，本研究之樣區背景與環境存在者許多變異，採樣方式可能有偏估，也受到各節肢動物之生物特性影響，因而造成許多與研究假設不符的現象。除了以上各章節所討論到可能影響各項結果之因子，本研究也存在著影響總體研究結果之因子，包含被本研究忽略但可能造成影響之因子。因此以下將針對上述章節未提及或未完整描述之因子作探討。

4.7 其他影響因子探討

4.7.1 研究樣區與資料方面


在 Begg et al. (2017)所提出的保育型生物防治框架中，在景觀尺度下，天敵所受到的保育可能會對該區域中的有害生物產生普遍與廣泛的抑制，然而，由本研究的樣區分佈來看，樣區主要依照山、地、海的位置而配置，並未遍及整個景觀。而若只考慮里山、里地或是里海景觀的話，由於樣區數不一且不多，本研究也未將這

些樣區作分組，而是以連續的景觀指數來分析景觀的影響，因此在本研究的分析架構中較無法對文獻所提及普遍性的生物防治效果作檢驗。

本研究之樣區調查雖然皆於水稻田中進行，然而，各樣區在各年與各期作所種植的水稻品種可能不同，根據本研究樣區資料紀錄，2017年至2019年各樣區所種植的水稻包含八種以上的品種，且亦有再生稻之種植，由於所涵蓋的品種過多，本研究並未將不同品種可能產生的變異考慮進模型中。然而，各品種之間的抗害蟲能力可能會對稻害者有不同的吸引力，文獻也發現種植具有抗性的品種能夠減少飛蟲與葉蟬帶來的危害(Horgan et al., 2019)，這可能會影響到各階段的分析結果，尤其是稻害者的部分。

此外，不同的品種也可能有不同的生長速度，加上4.4所述各樣區之間會有不同的田間操作，使得在水稻生長的變異受到忽略，且即使是相同品種也會有生長速度不一的可能。本研究也因此在此時間上考慮各樣區的水稻插秧後日數(DAT)以降低水稻生長速度不一的影響，並在節肢動物日平均數量(A_{mean})的計算上使用族群動態曲線下面積(AUC)除以採樣日數來降低水稻生長期不一與採樣日數不同的影響。

在氣象條件部分，本研究所採用的資料來自中央氣象局之觀測資料，因本研究未著重於探討微氣候對節肢動物之影響，因此將氣象因子作為巨觀的背景影響因素。然而，測站與各樣區的距離差距以及各樣區地方尺度之因子的影響皆可能使得樣區之間有不同的微氣候，為本研究所忽略之變因。此外，因過去研究中明確指出節肢動物的生物學特性會受到溫度的影響，本研究在氣象因子的部分僅考慮氣溫，而未考慮降雨或風速。主要因為採樣皆在未降雨之時進行，且降雨對節肢動物的影響可能受到生物生長反應時間而需考慮降雨所產生效果的時間差，因此本研究為了簡化模型而未將此納入分析。而風速與節肢動物的飛行雖然息息相關，但本研究僅有節肢動物的數量資料，並未對節肢動物的飛行或遷移作量測，因此難以量化風速所造成的影響。



在採樣方法部分，本研究節肢動物調查資料來自對稻株地上部的掃網採集，沒有使用其他輔助的採集方法，這可能會導致部分節肢動物物種難以被採集到，例如附著於稻株上較緊密、棲於稻株基部、地上或葉鞘內側等隱密處、有捲葉之行為或在空中能快速飛行而躲避採集的節肢動物皆可能在食物鏈中有重要地位與影響，但在調查中其數量卻可能被低估。除了 4.6.1.3 所討論到稻株中下層蜘蛛物種的低估以及 4.6.3 所提及擬寄生者與鱗翅目物種的低估之外，一些蜻蛉目物種在水稻田中也扮演者重要掠食者角色，但其移動迅速而難以被採集的特性可能也會使之數量被低估，影響到生物防治效果的分析。

在年份的變異部分，雖然本研究在 GEEGLM 模型中考慮了年份因子，但在 PLSR 分析中所採用的日平均數量(*A_mean*)資料是將各年份的日平均數量平均所得(圖 12)，由各年份與期作所調查的樣區數(表 1)可以發現 2017 年的樣區數量與其他兩年差異大，且其中一些樣區如 MO2、LO4、LO5 在二期中僅在 2019 年有資料，這些樣區在各年份中的不同權重可能導致日平均數量的偏估，進而影響景觀所產生的效果分析。

4.7.2 景觀方面

在地方尺度的景觀上，由文獻回顧可以發現過去有許多探討景觀影響的研究主要著重於地方尺度下的景觀，如田埂種植帶或是多作系統等，然而，由於本研究認為本研究所考慮的目標物種具有遷移能力，可能會受到更大尺度景觀的影響，因此忽略了田埂特性與植被種類、鄰田種植作物與其農法等影響因子，這可能導致地方尺度景觀對節肢動物的吸引力或排斥力受到忽略。

在景觀尺度的景觀上，本研究所使用的資料來自國土測繪中心之國土利用調查成果資料，由於更新頻率之因素，在本研究中資料為 2014 年版，表示節肢動物調查期間樣區周圍實際的土地利用與該份資料可能會有差異，而本研究並未針對不同年份與期作對周圍土地利用資料作修正，可能忽略周圍景觀在各年之間的變化，以及季節性之變化。此外，在景觀的分類上，對於節肢動物的潛在棲地本研究



僅大致分為水稻、旱作、森林、植生地與陸域水體，並未加以細分這些耕地的耕作特性、作物與植被的種類，或是水體的流動性質等，可能因此忽略了這些細部因子對節肢動物的潛在影響。

在景觀尺度的考慮中，過去與多研究為了在劃設環域分析時不讓各樣區之間的環域重疊，因此所考慮的景觀半徑尺度有限。在本研究中，雖然樣區之間相隔近，但本研究認為大尺度的景觀仍可能影響到節肢動物，若是兩個相近樣區的大尺度景觀指數相似，則節肢動物數量也可能會相似，因此在環域分析的劃設上允許各樣區的環域有所重疊，然而這可能忽略了空間自相關，雖然本研究對空間自相關未作檢驗，但由圖 12 可以發現相近地區的節肢動物日平均數量還是有差異存在，本研究推測受到節肢動物空間自相關的影響可能不大。

而在景觀影響的部分，本研究假設景觀對節肢動物的影響與其遷移特性有關，然而本研究在此部分的分析所採用的節肢動物數量是整個期作中所調查到的資料，包含了這些節肢動物在水稻田中所繁殖的後代，因此若是這些節肢動物在遷入後受到了地方因子的影響，則會影響到景觀因子的模型結果。然而，由於白背飛蟲與褐飛蟲等長距離遷徙物種通常在四至八月遷入臺灣，瓢蟲科會受到水稻花粉的吸引，部分掠食者與擬寄生者也可能受到水稻以及稻害者的吸引，中性物種則受到水稻生長與湛水影響，各節肢動物的遷入時間不同，本研究也難以區分節肢動物的數量是來自遷入或是在水稻中的繁殖，因此仍使用各期作中所採到的全部資料來作分析。

在解釋變數的部分，各景觀因子之間可能會有相關性與交互作用，由於本研究所考慮的景觀指數多，難以一一探討各景觀指數之間的相關性與作用，僅利用 PLSR 來處理這些相關。此外，本研究在景觀的影響分析中推測了節肢動物受到景觀的影響與尺度可能因地勢而有所差異，例如稻害者與中性物種的遷移可能受到了地形與棲地開放性影響，而稻害者與掠食者受稻作的影響可能因棲地的開放性而異。文獻中也指出了地形、海拔與棲地的開放性對節肢動物遷移與族群動態的影



響力(Delettre et al., 1992; Noda & Kiritani, 1989; Schoenly et al., 1996; Wu et al., 2017), 顯示未來研究可能可以將地勢考慮進分析中, 或是以此作為樣區分組條件。

4.7.3 農法方面

在農法的部分, 如 4.4 所述, 各樣區在各年份與期作可能會實施不同的田間操作, 本研究樣區中甚至包含稻鴨共作的水稻田, 然而本研究僅將這些田間操作以使用化學農藥和肥料與否區分成有機與慣行農法, 這可能使得耕作期間農藥與肥料的使用時機、種類、劑量以及田間生物等作用效果被忽略。此外, 過去研究也顯示田間灌溉操作對於水域生物之影響較大(蔡思聖 et al., 2018), 本研究中部分節肢動物如搖蚊等可能依賴著水域環境而生存, 對田間灌溉操作的忽略也可能影響分析結果。對照不同農法間的生物防治效果也可以發現, 有機與慣行田中皆可能有天敵的生物防治作用, 由此可知以保育型生物防治的角度來說, 比起是否使用化學肥料與農藥, 田間實際的耕作行為是更為重要的考量。

對於農法與景觀的交互作用, 雖然過去研究指出了在不同的景觀結構之下, 農法對生物豐量與多樣性的影響會有所不同(Bengtsson et al., 2005; Winqvist et al., 2011), 但本研究並未對樣區作明確的區分, 而是以連續的景觀指數來分析景觀的影響, 又因為模型所需考慮的因子太多, 本研究也未將農法與景觀的交互作用考慮至模型中, 因此無法檢驗文獻所得到的結果。

4.7.4 生物防治效果方面

在生物防治效果分析的部分, 本研究在得到了許多與假設不符的結果, 除了 4.6 所探討到的可能原因之外, 由於本研究在各節肢動物模型中所加入的天敵或食物來源變數是取前一個採樣日之資料, 與反應變數資料之時間差約為兩週, 但實際上天敵與獵物或寄主的數量消長變化週期不一定剛好為兩週, 有可能更長或更短, 而這部分需要更頻繁的調查才得以釐清。雖然如此, 相較於解釋變數與反應變數使用當下資料作的分析, 本研究採用有時間差的資料作為解釋變數, 較符合生物族群在實際上的消長機制。



而節肢動物之間的捕食或寄生除了需在時間上同時存在之外，在稻株上棲息的部位也可能影響到生物防治的效果，以蜘蛛物種來說，棲息於稻株上部與下部的物種所捕食到的獵物可能會有所差異。此外天敵在一天之中的捕食或寄生時間與獵物或寄主的出現時間也可能影響到生物防治的效果。

在營養階層間交互作用的部分，本研究並未考慮同功群間捕食(intraguild predation)，但實際上在蜘蛛物種之間常存在者捕食關係，文獻亦發現水稻田中的擬環紋豹蛛與食蟲瘤胸蛛的食物來源有不少來自蜘蛛(Kiritani et al., 1972)。然而除了捕食之外，蜘蛛物種之間也可能存在著有利的關係，例如受困於長腳蛛的網的害蟲可能因掉落至植株下層而增加狼蛛的捕食(Mayura et al., 2013)。

而生物防治效果也不僅限於節肢動物之間，本研究僅針對節肢動物作分析與探討，然而水稻田中亦有其他生物可能影響到生物防治效果，例如鳥類、兩棲類、軟體動物或是微生物與線蟲也是水稻田中常見且可能在水稻田生態系統中發揮作用，甚至也受到了景觀與農法的影響，例如文獻提及傳統的有機田中可能會有寄生於褐飛蟲的線蟲存在而使褐飛蟲較不易發生(Hidaka, 1997)。

由以上各方面因子探討可以發現，雖然本研究盡可能以分析方法來降低非景觀與農法的因子所造成的影響，但在現實情況中仍會面臨許多無法控制的因子，造成分析結果可能受到影響或不如預期。過去文獻也提到保育型生物防治背後之機制十分複雜(Begg et al., 2017)，目前研究關於保育型生物防治的效果以及影響因素仍存在著許多不一致的結果與變異(Karp et al., 2018)，也有文獻指出區域性的氣候條件以及因地點而異的因子是發展與實施生物防治法的困難點之一(Lamichhane et al., 2017)。而對於與假設相符之結果，文獻亦指出天敵對害蟲的抑制不表示能使害蟲的數量降低至經濟危害程度以下，雖然如此，量化天敵對於害蟲作用程度，以及了解增加該作用所需之條件仍然是重要的貢獻(Chaplin-Kramer et al., 2013)。因此本研究仍將調查資料所呈現出的趨勢一一分析，並探討其可能原因，為未來在保育型生物防治的推動上整理出參考結果以及提供在研究上需要注意的各種變因。

第五章 結論與建議



5.1 結論

本研究探討了苑裡地區水稻田中潛在的保育型生物防治效果。相較於過去文獻，本研究所考慮的物種、尺度與作用機制較完整。在保育天敵的機制上，考慮了多個尺度、景觀指數與節肢動物群，分析了景觀尺度下水稻田周圍景觀的組成與配置對於水稻田中節肢動物數量的影響，並確立了各節肢動物群所適合的景觀管理尺度，也分析了地方尺度下農法對水稻田節肢動物數量的影響。在天敵生物防治的機制上，則量化了各節肢動物群的數量動態，並以節肢動物的數量及數量變化率分析了生物自上而下與自下而上的交互作用，探討了不同期作與農法下各營養階層之間的互動關係。而對於臺灣目前的相關研究，本研究之分析結果則彌補了現階段臺灣西部水稻田保育型生物防治效果的研究缺口。

在景觀的部分，本研究得到適合稻害者的景觀管理尺度為 500 公尺，適合掠食者與擬寄生者的景觀管理尺度則為 250 公尺或 500 公尺。對於節肢動物受到景觀結構之影響，以稻害者與掠食者來說，本研究發現靠近山區水稻田中的稻害者與掠食者數量可能受到氣流或森林棲地較不開放的影響而集中於面積細分的水稻田中。而植生地對稻害者與掠食者的效果相反，增加植生地嵌塊體的形狀複雜度以及減少嵌塊體之間的距離，可能干擾了稻害者所受水稻田的吸引，阻擋稻害者的遷入，並促進掠食者自植生地溢出至水稻田之邊緣效應。研究亦發現植生地與旱作皆可能是掠食者在越冬時的替代棲地，提高旱作嵌塊體形狀複雜度有助於掠食者的遷入，尤其對瓢蟲科物種而言，增加旱作面積與完整性也有助於其增長，但也可能提高吸引稻害者的風險。此外，以總體景觀來說，增加平原等開放棲地中的景觀多樣性，可能使稻害者減少，而增加總體景觀的分散與散置程度，則可能促進掠食者在不同棲地之間的移動，提高對獵物的可及性。而在擬寄生者的部分，由於其可能受到稻害者的吸引，且受到景觀的影響與稻害者也相似，以景觀管理的手段來保育擬



寄生者之困難性較高。中性物種則主要受到陸域水體面積佔比與形狀發散的影響而增加，其物種特性也間接顯示增加水體數量與水稻田佔水期間可能有助於中性物種的遷入。

在農法的部分，有機農法的效果可能受到節肢動物狀態、田間操作細項、氣象條件與生物防治效果影響而異。有機農法在一期中雖然對各節肢動物數量沒有顯著影響，但能減緩葉蟬科等稻害者的數量增長，可能是受到了未考慮到的掠食者的捕食作用與擬寄生者寄生作用的影響。在二期中有機農法則同時增加了多數稻害者與天敵的數量或數量變化率，但是否提升了生物防治效果則因天敵的物種而異，對於總體掠食者之捕食作用與擬寄生者的寄生作用有提升效果，但考慮特定掠食者物種則發現有機農法對於蜘蛛與瓢蟲的捕食作用則無顯著提升效果。

對於各期作與農法下的生物防治效果，擬寄生者在各期作與農法中皆可能對稻害者發揮抑制效果，尤其是在有機田中能抑制的稻害者物種較普遍且能直接抑制到稻害者的數量。相較於擬寄生者，掠食者對稻害者並非在各期作與農法下皆有顯著抑制效果，且發揮效果主要在於減緩稻害者的數量增長，效果可能較擬寄生者差。分析結果發現總體掠食者的防治效果主要在二期有機田，長腳蛛科等蜘蛛目物種主要在二期慣行田，瓢蟲科物種則在一期慣行田，顯示有機田中特定掠食者的增長可能不及稻害者的增加，且可能存在著本研究未考慮到之掠食者物種能在有機田中發揮生物防治效果。雖然稻害者可能受到天敵的抑制，然而本研究發現稻害者對於擬寄生者或掠食者的支持作用皆不顯著。此外，擬寄生者對蜘蛛物種可能有寄生作用，雖然可能影響到蜘蛛的捕食效果，但此作用仍難以確定。本研究亦發現中性物種可作為蜘蛛物種在水稻生長前期的替代獵物，與多數文獻所述相符。

綜合而言，雖然分析中仍有許多被本研究所忽略的因子與難以控制的變異，但在實際情況中保育型生物防治效果同樣會面臨到這些種種因子的影響，本研究盡力於分析這些調查資料能夠呈現出的資訊，並結合了文獻記載深入探討各個現象的原因，以期能夠對臺灣在保育型生物防治之推動有所貢獻。



5.2 建議

本研究希望能透過景觀管理以及耕作方式來降低水稻田中稻害者的數量，並提升天敵的數量以及對稻害者的抑制效果。根據前述章節對分析結果之探討，可以得到以下建議：

由於本研究發現擬寄生者相較於掠食者能夠對稻害者發揮更普遍與直接之影響，提升擬寄生者數量是提升生物防治效果較有效的方式。而因擬寄生者受到景觀的影響與稻害者相似，對其他不易吸引稻害者的植生地景觀又出現不一致的反應，以景觀管理來增加擬寄生者可能有因此增加稻害者的風險。由結果可以發現，擬寄生者在有機田中之抑制效果較佳，在二期有機田中數量也較慣行田中多，因此本研究認為透過有機農法來提升擬寄生者的生物防治效果是較適當之方式。而針對現行的慣行農法，本研究則建議能夠透過選擇性的農藥種類與合理劑量來減少對擬寄生者的衝擊。

若實施有機農法來保育擬寄生者可能因此提升稻害者數量，且由結果與討論也可以發現，稻害者在水稻生長後期的密度過高，是使掠食者無法有效發揮抑制作用的原因之一，顯示原本的掠食者數量可能不足以產生有效抑制效果，應增加掠食者的來源。因此本研究認為農法與景觀的規劃需要互相配合，可以利用景觀管理的方式來增加掠食者的遷入，尤其是加強一期時的景觀效果。在本研究所考慮的四種潛在棲地中，植生地是能同時抑制稻害者並吸引掠食者的景觀，本研究建議可以透過增加植生地與水稻田之間的邊緣以及縮短各植生地之間的距離來促進掠食者的遷入，並干擾水稻田對稻害者的吸引，但植生地的植被種類選擇應避免禾本科等可能作為稻害者棲地之物種。

對於水稻田周圍的旱作棲地，雖然提高面積佔比與完整性可能吸引瓢蟲科物種，提高形狀複雜度也可能增加其他掠食者的遷入，但也可能因此吸引到稻害者。本研究認為在景觀管理上應慎選水稻田周圍的旱作作物種類，可選擇開花期早於水稻的作物以吸引瓢蟲提早遷入，但須避免禾本科作物或任何可能吸引稻害者之

種類，並且需要在旱作田的田間操作上減少對掠食者之衝擊，來增加這些掠食者溢出至水稻田的數量。然而詳細的作物種類與田間操作仍需要後續的研究加以釐清。

對於中性物種的管理，雖然其對於稻害者沒有直接的影響，但中性物種可以作為蜘蛛物種在水稻生長前期稻害者數量較少時的替代獵物。本研究建議可以在水稻田周圍營造多個形狀複雜的水域環境，不僅能夠提供中性物種適合的棲地，也可能吸引偏好潮濕環境的長腳蛛物種移入。在水質的部分則建議能夠在不使水質惡化的情況下增加水中有機物，提供中性物種幼蟲食物來源。除此之外，延長中性物種的停留進而增加掠食者對稻害者的作用期間也十分重要，本研究建議若生產條件或環境資源允許的話，可以藉由灌水時期的加長或是排水期間的縮短來留住水稻田中的中性物種。

對於上述所提及的景觀管理，考慮總體節肢動物來說，本研究建議針對目標區域之周圍半徑至少 500 公尺內之範圍作管理是較適合的尺度。

而由於保育型生物防治效果機制複雜，且稻害者繁殖旺盛，因此若農法與景觀的規劃仍無法使天敵對稻害者產生足夠的抑制，本研究亦建議水稻耕作能夠配合現行較成熟的增強型生物防治適量增加天敵的數量，以本研究結果來說，擬寄生者是較具抑制效果的天敵，然而其施放量與時機可能與物種的生物特性有關，仍需要未來研究加以探討。

對於未來著重於保育型生物防治的研究，為了能加以釐清各因子的效果，本研究建議能盡量在作物品種與田間操作等背景條件上有較一致的控制，並在研究樣區的設置上能夠透過距離來降低樣區彼此的影響與空間自相關。也建議在成本允許之下能夠在採樣方式上採用多種方法來降低單一方法所造成的偏估，在資料的取得上能夠利用較符合現況之景觀資料，並考慮地方尺度下之景觀因子，以對農田生態系統作更完整的考慮。在未來的研究方向，由於本研究推測掠食者中仍有尚未考慮到之物種，對擬寄生者的分析也尚有許多不一致的結果，本研究建議能再針對掠食者與擬寄生者物種作更詳細的分類探討，並將生物多樣性考慮進分析中，甚至

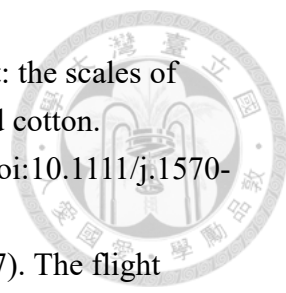
是考慮和鄰田之間的交互作用，以對保育型防治複雜的機制有更全面的了解。

對於現行政策的部分，臺灣於 2019 年正式施行《有機農業促進法》，其中包含了有機農業之推廣以及鼓勵有機農業促進區之設置。由於臺灣水稻田多位於西部地勢較開放的平原，若未來欲增加有機水稻種植面積，也建議能參考本研究之結果，以非禾本科植被及開花植物棲地來增加平原的景觀多樣性，改善目前單一的稻作景觀，以干擾水稻對稻害者的吸引，並促進天敵的移動、增加其棲地面積，進而強化生物防治之效果。

第六章 參考文獻

- Agresti, A. (2002). Random Effects: Generalized Linear Mixed Models for Categorical Responses. *Categorical Data Analysis*, 491-537. doi:10.1002/0471249688.ch12
- Al-Shami, S. A., Che Salmah, M. R., Abu Hassan, A., & Siti Azizah, M. N. (2010). Temporal distribution of larval Chironomidae (Diptera) in experimental rice fields in Penang, Malaysia. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 13(1), 17-22. doi:<https://doi.org/10.1016/j.aspen.2009.11.006>
- Ali, M. P., Bari, M. N., Haque, S. S., Kabir, M. M. M., Afrin, S., Nowrin, F., . . . Landis, D. A. (2019). Establishing next-generation pest control services in rice fields: eco-agriculture. *Scientific Reports*, 9(1), 10180. doi:10.1038/s41598-019-46688-6
- Anis Joseph, R. (2007). *Documentation and predatory potential of spiders in rice ecosystem and impact of insecticides on spiders*. (Doctoral dissertation), Department of Agricultural Entomology, College of Agriculture, Vellayani,
- Arakawa, R., Miura, M., & Fujita, M. (2004). Effects of host species on the body size, fecundity, and longevity of *Trissolcus mitsukurii* (Hymenoptera: Scelionidae), a solitary egg parasitoid of stink bugs. *Applied Entomology and Zoology*, 39(1), 177-181. doi:10.1303/aez.2004.177
- Assefa, Y., Mitchell, A., Conlong, D. E., & Muirhead, K. A. (2008). Establishment of *Cotesia flavipes* (Hymenoptera: Braconidae) in Sugarcane Fields of Ethiopia and Origin of Founding Population. *Journal of Economic Entomology*, 101(3), 686-691. doi:10.1093/jee/101.3.686
- Auerbach, P. S., Cushing, T. A., & Harris, N. S. (2016). *Auerbach's Wilderness Medicine E-Book*: Elsevier Health Sciences.
- Austin, A. D. (1985). The function of spider egg sacs in relation to parasitoids and predators, with special reference to the Australian fauna. *Journal of Natural History*, 19(2), 359-376. doi:10.1080/00222938500770261
- Baba, Y. G., Kusumoto, Y., & Tanaka, K. (2018). Effects of agricultural practices and fine-scale landscape factors on spiders and a pest insect in Japanese rice paddy ecosystems. *BioControl*, 63(2), 265-275. doi:10.1007/s10526-018-9869-5
- Baba, Y. G., & Tanaka, K. (2016). Factors affecting abundance and species composition of generalist predators (Tetragnatha spiders) in agricultural ditches adjacent to rice paddy fields. *Biological Control*, 103, 147-153. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.09.004>
- Bakthavatsalam, N., Ravi, G., Bhagat, D., & Tandon, P. L. (2011). Electrophysiological response of *Tetrastichus schoenobii* Ferriere (Hymenoptera: Eulophidae), an egg parasitoid of rice stem borer, *Scirpophaga incertulas* (Walker)(Lepidoptera:

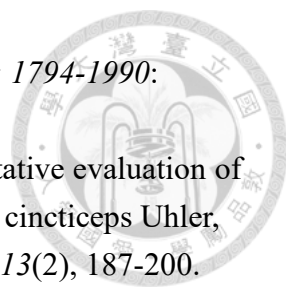
- Crambidae) to the extracts of plants collected from rice ecosystem. *Journal of Biological Control*, 25(2), 98-102.
- Bambaradeniya, C. N. B., & Edirisinghe, J. P. (2001). The ecological role of spiders in the Rice fields of Sri Lanka. *Biodiversity*, 2(4), 3-10.
doi:10.1080/14888386.2001.9712671
- Barbosa, P. A. (1998). *Conservation Biological Control*: Elsevier Science.
- Bayegan, Z.-A., Lotfalizadeh, H., & Zargaran, M.-R. (2015). Occurrence of eulophid wasps (Hymenoptera: Chalcidoidea, Eulophidae) in rice fields of eastern Guilan, Iran. *mdrsjrns*, 4(2), 199-205.
- Begg, G. S., Cook, S. M., Dye, R., Ferrante, M., Franck, P., Lavigne, C., . . . Birch, A. N. E. (2017). A functional overview of conservation biological control. *Crop Protection*, 97, 145-158. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.008>
- Bell, J. R., Bohan, D. A., Shaw, E. M., & Weyman, G. S. (2005). Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research*, 95(2), 69-114. doi:10.1079/BER2004350
- Bengtsson, J., AhnstrÖM, J., & Weibull, A.-C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261-269. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x
- Betz, L., & Tschardtke, T. (2017). Enhancing spider families and spider webs in Indian rice fields for conservation biological control, considering local and landscape management. *Journal of Insect Conservation*, 21(3), 495-508.
doi:10.1007/s10841-017-9990-2
- Bianchi, F. J. J. A., Goedhart, P. W., & Baveco, J. M. (2008). Enhanced pest control in cabbage crops near forest in The Netherlands. *Landscape Ecology*, 23(5), 595-602. doi:10.1007/s10980-008-9219-6
- Bianchi, F. J. J. A., Ives, A. R., & Schellhorn, N. A. (2013). Interactions between conventional and organic farming for biocontrol services across the landscape. *Ecological Applications*, 23(7), 1531-1543. doi:10.1890/12-1819.1
- Bianchi, F. J. J. A., Walters, B. J., Cunningham, S. A., Hemerik, L., & Schellhorn, N. A. (2017). Landscape-scale mass-action of spiders explains early-season immigration rates in crops. *Landscape Ecology*, 32(6), 1257-1267.
doi:10.1007/s10980-017-0518-7
- Boupha, B. D., Jamjanya, T., Khlibsuan, W., Siri, N., & Hanboonsong, Y. (2006). Monitoring of insect pests, natural enemies of sweet corn and study on control methods in Khon Kaen university. *Khon Kaen Agriculture Journal*, 34(1), 1-11.
- Brown, B. V., Borkent, A., Cumming, J. M., Wood, D. M., Woodley, N. E., & Zumbado, M. (2009). *Manual of Central American Diptera*: NRC Research Press.
- Carrière, Y., Ellsworth, P. C., Dutilleul, P., Ellers-Kirk, C., Barkley, V., & Antilla, L.

- 
- (2006). A GIS-based approach for areawide pest management: the scales of *Lygus hesperus* movements to cotton from alfalfa, weeds, and cotton. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 118(3), 203-210. doi:10.1111/j.1570-7458.2006.00384.x
- Chancellor, T. C. B., Cook, A. G., Heong, K. L., & Villareal, S. (1997). The flight activity and infectivity of the major leafhopper vectors (Hemiptera: Cicadellidae) of rice tungro viruses in an irrigated rice area in the Philippines. *Bulletin of Entomological Research*, 87(3), 247-258. doi:10.1017/S0007485300037196
- Chandra, G. (1980). Taxonomy and bionomics of the insect parasite of rice leafhoppers and planthoppers in the Philippine and their importance in natural biological control. *The Philippine Entomologist*, 4, 119-139.
- Chaplin-Kramer, R., de Valpine, P., Mills, N. J., & Kremen, C. (2013). Detecting pest control services across spatial and temporal scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 181, 206-212. doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.007>
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M. E., Blitzer, E. J., & Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922-932. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x
- Chelliah, S., & Heinrichs, E. A. (1980). Factors Affecting Insecticide-Induced Resurgence of the Brown Planthopper, *Nilaparvata lugens* on Rice. *Environmental Entomology*, 9(6), 773-777. doi:10.1093/ee/9.6.773
- Chowdhury, S. P., Ahad, M. A., Amin, M. R., & Hasan, M. S. (2008). Biology of ladybird beetle *Micraspis discolors* (Fab.)(Coccinellidae: Coleoptera). *Int. J. Sustain. Crop Prod*, 3(3), 39-44.
- Chu, Y.-I., & Hirashima, Y. (1981). Survey of Taiwanese literature on the natural enemies of rice leafhoppers and planthoppers. *ESAKIA*(16), 33-37.
- Coll, M. (2009). Conservation biological control and the management of biological control services: are they the same? *Phytoparasitica*, 37(3), 205-208. doi:10.1007/s12600-009-0028-5
- Darby, R. (1962). Midges associated with California rice fields, with special reference to their ecology (Diptera: Chironomidae). *Hilgardia*, 32(1), 1-206.
- Davies, B. R. (1976). The dispersal of Chironomidae larvae : a review. *Journal of the Entomological Society of Southern Africa*, 39(1), 39-62.
- Delettre, Y., Tréhen, P., & Grootaert, P. (1992). Space heterogeneity, space use and short-range dispersal in Diptera: A case study. *Landscape Ecology*, 6(3), 175-181. doi:10.1007/BF00130029
- Delettre, Y. R., & Morvan, N. (2000). Dispersal of adult aquatic Chironomidae (Diptera) in agricultural landscapes. *Freshwater Biology*, 44(3), 399-411.

- doi:10.1046/j.1365-2427.2000.00578.x
- Dominik, C., Seppelt, R., Horgan, F. G., Settele, J., & Václavík, T. (2018). Landscape composition, configuration, and trophic interactions shape arthropod communities in rice agroecosystems. *Journal of Applied Ecology*, *55*(5), 2461-2472. doi:10.1111/1365-2664.13226
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos*, *65*(1), 169-175. doi:10.2307/3544901
- Farrow, R. A. (1981). Aerial dispersal of *Scelio fulgidus* [Hym.: Scelionidae], parasite of eggs of locusts and grasshoppers [Ort.: Acrididae]. *Entomophaga*, *26*(4), 349-355. doi:10.1007/BF02374709
- Feijen, H. R., & Schulten, G. G. M. (1983). Notes on the African rice gall midge *Orseolia oryzivora* Harris & Gagné (Diptera, Cecidomyiidae), with a redescription of its parasitoid *Tetrastichus pachydiplosisae* Risbec (Hymenoptera, Eulophidae). *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*, *96*(1-5), 509-520. doi:10.1111/j.1439-0418.1983.tb03705.x
- Forman, R. T. T. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*: Island Press.
- Franqui, R. A., Pantoja, A., & Medina-Gaud, S. (1988). Natural enemies of pentatomids affecting rice fields in Puerto Rico. *The Journal of Agriculture of the University of Puerto Rico*, *72*(3), 371-374.
- Gangurde, S. (2008). Aboveground arthropod pest and predator diversity in irrigated rice (*Oryza sativa* L.) production systems of the Philippines. *Journal of Tropical Agriculture*, *45*(1), 1-8.
- Gardiner, M. M., Landis, D. A., Gratton, C., Schmidt, N., O'Neal, M., Mueller, E., . . . DiFonzo, C. D. (2009). Landscape composition influences patterns of native and exotic lady beetle abundance. *Diversity and Distributions*, *15*(4), 554-564. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00563.x
- Gray, H. L., Andow, D. A., & Kiritani, K. (2019). Investigating the Movement Components of Host Preference in a Highly Mobile Insect Herbivore, *Nephotettix cincticeps* (Hemiptera: Cicadellidae). *Environmental Entomology*, *49*(1), 115-122. doi:10.1093/ee/nvz128
- Grenier, S. (1988). Applied biological control with Tachinid flies (Diptera, Tachinidae): A review. *Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz*, *61*(3), 49-56. doi:10.1007/BF01906254
- Gurr, G. M., Liu, J., Read, D. M. Y., Catindig, J. L. A., Cheng, J. A., Lan, L. P., & Heong, K. L. (2011). Parasitoids of Asian rice planthopper (Hemiptera: Delphacidae) pests and prospects for enhancing biological control by ecological

- engineering. *Annals of Applied Biology*, 158(2), 149-176. doi:10.1111/j.1744-7348.2010.00455.x
- Gurr, G. M., Wratten, S. D., & Altieri, M. A. (2004). Ecological engineering: a new direction for agricultural pest management. *AFBM Journal*, 01, 25-31. Retrieved from <http://ageconsearch.umn.edu/record/120916/files/GurrWrattenAltieri02.pdf> doi:10.22004/ag.econ.120916
- Gurr, G. M., Wratten, S. D., Landis, D. A., & You, M. (2017). Habitat Management to Suppress Pest Populations: Progress and Prospects. *Annual Review of Entomology*, 62(1), 91-109. doi:10.1146/annurev-ento-031616-035050
- Halekoh, U., Højsgaard, S., & Yan, J. (2006). The R package geepack for generalized estimating equations. *Journal of Statistical Software*, 15(2), 1-11.
- Hardy, D. E. (1970). Pipunculidae (Diptera) parasitic on rice leafhoppers in the Oriental region. *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society*, 21(1), 79-91.
- Hidaka, K. (1997). Community Structure and Regulatory Mechanism of Pest Populations in Rice Paddies Cultivated Under Intensive, Traditionally Organic and Lower Input Organic Farming in Japan. *Biological Agriculture & Horticulture*, 15(1-4), 35-49. doi:10.1080/01448765.1997.9755180
- Hodek, I., Ipert, G., & Hodkova, M. (1993). Long-distance flights in Coccinellidae (Coleoptera). *EJE*, 90(4), 403-414.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., & Evans, A. D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122(1), 113-130. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018>
- Holland, J. M., Bianchi, F. J. J. A., Entling, M. H., Moonen, A.-C., Smith, B. M., & Jeanneret, P. (2016). Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Management Science*, 72(9), 1638-1651. doi:10.1002/ps.4318
- Horgan, F. G., Crisol Martínez, E., Stuart, A. M., Bernal, C. C., de Cima Martín, E., Almazan, M. L. P., & Ramal, A. F. (2019). Effects of Vegetation Strips, Fertilizer Levels and Varietal Resistance on the Integrated Management of Arthropod Biodiversity in a Tropical Rice Ecosystem. *Insects*, 10(10). doi:10.3390/insects10100328
- Horgan, F. G., Ramal, A. F., Villegas, J. M., Jamoralin, A., Bernal, C. C., Perez, M. O., . . . Almazan, M. L. P. (2017). Effects of bund crops and insecticide treatments on arthropod diversity and herbivore regulation in tropical rice fields. *Journal of Applied Entomology*, 141(8), 587-599. doi:10.1111/jen.12383
- Hossain, M. Z., Choudhury, M. H. K., Hossain, M. F., & Alam, Q. K. (2002). Effects of Ecological Agriculture on Soil Properties and Arthropod Diversity in Rice-Based Cropping Systems in Floodplain Areas in Bangladesh. *Biological Agriculture &*

- Horticulture*, 20(3), 215-227. doi:10.1080/01448765.2002.9754966
- Ikeshoji, T., Iseki, A., Kadosawa, T., & Matsumoto, Y. (1980). Emergence of chironomid midges in four differently fertilized rice paddies. *Medical Entomology and Zoology*, 31(3), 201-208. doi:10.7601/mez.31.201
- Ishijima, C., Taguchi, A., Takagi, M., Motobayashi, T., Nakai, M., & Kunimi, Y. (2006). Observational evidence that the diet of wolf spiders (Araneae: Lycosidae) in paddies temporarily depends on dipterous insects. *Applied Entomology and Zoology*, 41(2), 195-200. doi:10.1303/aez.2006.195
- Islam, M., Labani, S., & Khan, A. (2016). Feeding Propensity and Cannibalism of *Micraspis Discolor* (Fab.) to Different Prey Species (*Aphis craccivora* and *Nilaparabata lugens*) under Laboratory. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, 9(1), 81-85. doi:10.3329/jesnr.v9i1.30296
- Ito, Y., Miyashita, K., & Sekiguchi, K. (1962). Studies on the predators of the rice crop insect pests, using the insecticidal check method. *Japanese Journal of Ecology*, 12(1), 1-11. doi:10.18960/seitai.12.1_1
- Jiang, M. X., & Cheng, J. A. (2004). Effects of manure use on seasonal patterns of arthropods in rice with special reference to modified biological control of whitebacked planthopper, *Sogatella furcifera* Horváth (Homoptera: Delphacidae). *Journal of Pest Science*, 77(4), 185-189. doi:10.1007/s10340-004-0048-3
- Joyce, A. L., White, W. H., & Medina, R. F. (2014). Host plants impact courtship vibration transmission and mating success of a parasitoid wasp, *Cotesia flavipes* (Hymenoptera: Braconidae). *Evolutionary Ecology*, 28(2), 361-372. doi:10.1007/s10682-013-9682-7
- Kajimura, T., Maeoka, Y., Widiarta, I. N., Sudo, T., Hidaka, K., Nakasuji, F., & Nagai, K. (1993). Effects of organic farming of rice plants on population density of leafhoppers and planthoppers. I. Population density and reproductive rate. *Japanese journal of applied entomology and zoology*, 37(3), 137-144. doi:10.1303/jjaez.37.137
- Karenina, T., Herlinda, S., Irsan, C., & Pujiastuti, Y. (2019). Abundance and species diversity of predatory arthropods inhabiting rice of refuge habitats and synthetic insecticide application in freshwater swamps in South Sumatra, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 20(8).
- Karp, D. S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T. D., Martin, E. A., DeClerck, F., Grab, H., . . . Zou, Y. (2018). Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33), E7863. doi:10.1073/pnas.1800042115
- Khan, Z. R., Litsinger, J. A., Barrion, A. T., Villanueva, F. F. D., Fernandez, N. J., &

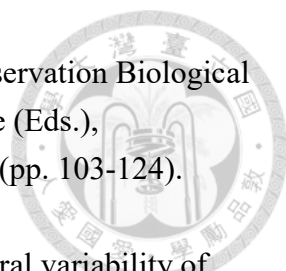
- 
- Taylor, L. D. (1991). *World Bibliography of Rice Stem Borers: 1794-1990*: International Rice Research Institute.
- Kiritani, K., Kawahara, S., Sasaba, T., & Nakasuji, F. (1972). Quantitative evaluation of predation by spiders on the green rice leafhopper, *Nephotettix cincticeps* Uhler, by a sight-count method. *Researches on Population Ecology*, 13(2), 187-200. doi:10.1007/BF02521977
- Kobayashi, T., Takada, M., Takagi, S., Yoshioka, A., & Washitani, I. (2011). Spider predation on a mirid pest in Japanese rice fields. *Basic and Applied Ecology*, 12(6), 532-539. doi:<https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.07.007>
- Koper, N., & Manseau, M. (2009). Generalized estimating equations and generalized linear mixed-effects models for modelling resource selection. *Journal of Applied Ecology*, 46(3), 590-599. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01642.x
- Kyaw, M. M., & Ranamukhaarachchi, S. L. (2003). The efficacy of selected predators against white-backed planthopper (WBPH), *Sogatella furcifera* (Horvath) (Homoptera: Delphacidae) in rice in Myanmar. *Asia-Pacific Journal of Rural Development*, 13(1), 43-59.
- Lalitha, N., Santhakumar, M., & Kumar, S. N. (2018). Species diversity of predators on sucking pest complex in mulberry gardens of West Bengal.
- Lamichhane, J. R., Bischoff-Schaefer, M., Bluemel, S., Dachbrodt-Saaydeh, S., Dreux, L., Jansen, J.-P., . . . Villeneuve, F. (2017). Identifying obstacles and ranking common biological control research priorities for Europe to manage most economically important pests in arable, vegetable and perennial crops. *Pest Management Science*, 73(1), 14-21. doi:10.1002/ps.4423
- Landis, D. A., Wratten, S. D., & Gurr, G. M. (2000). Habitat Management to Conserve Natural Enemies of Arthropod Pests in Agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45(1), 175-201. doi:10.1146/annurev.ento.45.1.175
- Leitão, A. B., Miller, J., Ahern, J., & McGarigal, K. (2012). *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*: Island Press.
- Liang, K.-Y., & Zeger, S. L. (1986). Longitudinal data analysis using generalized linear models. *Biometrika*, 73(1), 13-22. doi:10.1093/biomet/73.1.13
- Liere, H., Kim, T. N., Werling, B. P., Meehan, T. D., Landis, D. A., & Gratton, C. (2015). Trophic cascades in agricultural landscapes: indirect effects of landscape composition on crop yield. *Ecological Applications*, 25(3), 652-661. doi:10.1890/14-0570.1
- Lin, S., You, M. S., Yang, G., & Chen, L. L. (2011). Can polycultural manipulation effectively control rice planthoppers in rice-based ecosystems? *Crop Protection*, 30(3), 279-284. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cropro.2010.11.013>
- Lissner, J. (2011). Spiders of Europe and Greenland. Retrieved from

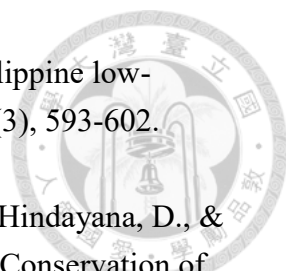


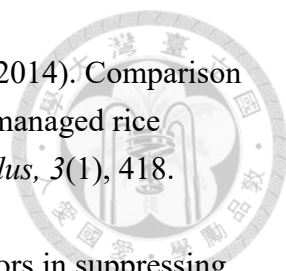
- <http://www.jorgenlissner.dk/>
- Liu, Z., Chen, J., Qi, J., John, R., Cheng, J., & Zhu, Z. (2016). The Effect of Landscape Composition on the Abundance of *Laodelphax striatellus* Fallén in Fragmented Agricultural Landscapes. *Land*, 5(4). doi:10.3390/land5040036
- Lu, Z., Zhu, P., Gurr, G. M., Zheng, X., Chen, G., & Heong, K. L. (2015). Rice Pest Management by Ecological Engineering: A Pioneering Attempt in China. In K. L. Heong, J. Cheng, & M. M. Escalada (Eds.), *Rice Planthoppers: Ecology, Management, Socio Economics and Policy* (pp. 161-178). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Luo, X.-N., & Zhuo, W. (1980). Investigations on the bionomics and utilization of mymarid egg-parasites of rice planthoppers. *Journal of Fujian Agricultural College*, 2, 44-60.
- Mahmood, I., Imadi, S. R., Shazadi, K., Gul, A., & Hakeem, K. R. (2016). Effects of pesticides on environment. In H. K., A. M., & A. S. (Eds.), *Plant, soil and microbes* (pp. 253-269): Springer, Cham.
- Manjunath, T. M., Rai, P. S., & Gowda, G. (1978). Parasites and Predators of *Nilaparvata lugens* in India. *PANS*, 24(3), 265-269. doi:10.1080/09670877809411625
- Manne, R. (1987). Analysis of two partial-least-squares algorithms for multivariate calibration. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 2(1), 187-197. doi:[https://doi.org/10.1016/0169-7439\(87\)80096-5](https://doi.org/10.1016/0169-7439(87)80096-5)
- Marchiori, A., Baumart, J., & Santos, S. (2012). Immatures of Chironomidae (Insecta – Diptera) under the action of pesticides in irrigated rice field. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 12(1), 43-52. doi:<https://doi.org/10.2478/v10104-012-0002-6>
- Matsushita, K., Ueno, K., & Ueno, T. (2014). Physiological parameters reflecting longevity of a parasitoid wasp (Hymenoptera: Ichneumonidae). *International Journal of Chemical, Environmental & Biological Sciences*, 2(4), 201-205.
- Mayura, B. T., Tetsuya, K., Akira, Y., Shun, T., & Izumi, W. (2013). Facilitation of ground-dwelling wolf spider predation on mirid bugs by horizontal webs built by *Tetragnatha* spiders in organic paddy fields. *The Journal of Arachnology*, 41(1), 31-35. doi:10.1636/P12-30.1
- McGarigal, K., Cushman, S. A., & Ene, E. (2012). FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. *Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site:* <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*: Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland,

- OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- Megan Woltz, J., & Landis, D. A. (2014). Coccinellid response to landscape composition and configuration. *Agricultural and Forest Entomology*, 16(4), 341-349. doi:10.1111/afe.12064
- Miyashita, T., Chishiki, Y., & Takagi, S. R. (2012). Landscape heterogeneity at multiple spatial scales enhances spider species richness in an agricultural landscape. *Population Ecology*, 54(4), 573-581. doi:10.1007/s10144-012-0329-2
- Miyashita, T., Yamanaka, M., & Tsutsui, M. H. (2014). Distribution and abundance of organisms in paddy-dominated landscapes with implications for wildlife-friendly farming. In *Social-Ecological Restoration in Paddy-Dominated Landscapes* (pp. 45-65): Springer, Tokyo.
- Moore, S. D., & Kfir, R. (1995). Host preference of the facultative hyperparasitoid *Tetrastichus howardi* (Hym.: Eulophidae). *Entomophaga*, 40(1), 69-76. doi:10.1007/BF02372682
- Morrill, W. L., & Almazan, L. P. (1990). Effect of Host Plant Species and Age of Rice Bug (Hemiptera: Alydidae) Eggs on Parasitism by *Gryon nixonii* (Hymenoptera: Scelionidae). *Journal of Entomological Science*, 25(3), 450-452. doi:10.18474/0749-8004-25.3.450
- Motobayashi, T., Ishijima, C., Takagi, M., Murakami, M., Taguchi, A., Hidaka, K., & Kunimi, Y. (2006). Effects of tillage practices on spider assemblage in rice paddy fields. *Applied Entomology and Zoology*, 41(2), 371-381. doi:10.1303/aez.2006.371
- Murata, K. (1999). Winter ecology of *Pardosa pseudoannulata* (Bösenberg et Strand) in the paddy field under the sustainable agriculture on Iriomote Island, Okinawa Prefecture. *Acta Arachnologica*, 48(1), 57-69. doi:10.2476/asjaa.48.57
- Murata, K., & Tanaka, K. (2004). Spatial interaction between spiders and prey insects: horizontal and vertical distribution in a paddy field. *Acta Arachnologica*, 53(2), 75-86. doi:10.2476/asjaa.53.75
- Ngammuang, P.-N. (1987). Study on the Coccinellidae, *Micraspis discolor* (F.) (Coleoptera: Coccinellidae), and its role as biological control agent.
- Noda, T., & Kiritani, K. (1989). Landing Places of Migratory Planthoppers, *Nilaparvata lugens* (STÅL) and *Sogatella furcifera* (HORVATH) (Homoptera : Delphacidae) in Japan. *Applied Entomology and Zoology*, 24(1), 59-65. doi:10.1303/aez.24.59
- Okuma, C., & Kisimoto, R. (1981). Air Borne Spiders Collected over the East China Sea. *Japanese journal of applied entomology and zoology*, 25(4), 296-298. doi:10.1303/jjaez.25.296
- Oliver, D. (1971). Life history of the Chironomidae. *Annual Review of Entomology*,

- 16(1), 211-230.
- Otuka, A. (2013). Migration of rice planthoppers and their vectored re-emerging and novel rice viruses in East Asia. *Frontiers in Microbiology*, 4(309). doi:10.3389/fmicb.2013.00309
- Park, H.-H., & Lee, J.-H. (2006). Arthropod trophic relationships in a temperate rice ecosystem: a stable isotope analysis with $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. *Environmental Entomology*, 35(3), 684-693. doi:10.1603/0046-225X-35.3.684
- Prabawati, G., Herlinda, S., & Pujiastuti, Y. (2019). The abundance of canopy arthropods in South Sumatra (Indonesia) freshwater swamp main and ratooned rice applied with bioinsecticides and synthetic insecticide. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 20(10).
- Prabhakar, A. K., & Roy, S. P. (2010). Evaluation of the Consumption Rates of Dominant Coccinellid Predators on Aphids in North-East Bihar.
- Preap, V., Zalucki, M. P., Jahn, G. C., & Nesbitt, H. J. (2001). Effectiveness of brown planthopper predators: population suppression by two species of spider *Pardosa pseudoannulata* (Araneae, Lycosidae) and *Araneus inustus* (Araneae, Araneidae). *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 4(2), 187-193. doi:[https://doi.org/10.1016/S1226-8615\(08\)60122-3](https://doi.org/10.1016/S1226-8615(08)60122-3)
- Radermacher, N., Hartke, T. R., Villareal, S., & Scheu, S. (2020). Spiders in rice-paddy ecosystems shift from aquatic to terrestrial prey and use carbon pools of different origin. *Oecologia*, 192(3), 801-812. doi:10.1007/s00442-020-04601-3
- Rajmohana, K. (2006). A checklist of the Scelionidae (Hymenoptera: Platygastroidea) of India. *Zoos' Print Journal*, 21(12), 2506-2513.
- Ramani, S., Mohanraj, P., & Yeshwanth, H.M. (2019). *Indian Insects: Diversity and Science*: CRC Press.
- Rand, T. A., Tylianakis, J. M., & Tschardtke, T. (2006). Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters*, 9(5), 603-614. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00911.x
- Rao, V. N., & Behera, K. S. (1986). Record of *Eupteromalus parnarae* Gahan as a hyperparasite of *Tetrastichus schoenobii* Ferriere (Hymenoptera: Pteromalidae). *Revista di Parassitologia*, 3(3), 471.
- Rathika, M., & Nalini, R. (2011). Role of rice plant volatiles on the orientation of leaf folder larval parasitoids, *Trichomma cnaphalocrocis* (Uchida)(Ichneumonidae: Hymenoptera) and *Cotesia angustibasis* (Gahan)(Braconidae: Hymenoptera). *ORYZA-An International Journal on Rice*, 48(3), 250-254.
- Rattanapun, W. (2012). Biology and potentiality in biological control of *Micraspis discolor* (Fabricius) (Coleoptera: Coccinellidae). *Communications in agricultural and applied biological sciences*, 77(4), 541-548.

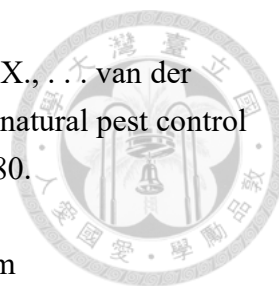
- 
- Rayl, R. J., Shields, M. W., Tiwari, S., & Wratten, S. D. (2018). Conservation Biological Control of Insect Pests. In S. Gaba, B. Smith, & E. Lichtfouse (Eds.), *Sustainable Agriculture Reviews 28: Ecology for Agriculture* (pp. 103-124). Cham: Springer International Publishing.
- Raymond, L., Ortiz-Martínez, S. A., & Lavandero, B. (2015). Temporal variability of aphid biological control in contrasting landscape contexts. *Biological Control*, *90*, 148-156. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2015.06.011>
- Reji, G., & Chander, S. (2008). A degree-day simulation model for the population dynamics of the rice bug, *Leptocorisa acuta* (Thunb.). *Journal of Applied Entomology*, *132*(8), 646-653. doi:10.1111/j.1439-0418.2007.01178.x
- Riley, J. R., Reynolds, D. R., & Farrow, R. A. (1987). The migration of *Nilaparvata lugens* (stål) (delphacidae) and other hemiptera associated with rice during the dry season in the Philippines: a study using radar, visual observations, aerial netting and ground trapping. *Bulletin of Entomological Research*, *77*(1), 145-169. doi:10.1017/S0007485300011627
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.-P., & Roger-Estrade, J. (2010). Chapter six - Biological Control of Insect Pests in Agroecosystems: Effects of Crop Management, Farming Systems, and Seminatural Habitats at the Landscape Scale: A Review. In D. L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy* (Vol. 109, pp. 219-259): Academic Press.
- Rutledge, C. E., & Wiedenmann, R. N. (2003). An Attempt to Change Habitat Preference of a Parasitoid, *Cotesia sesamiae* (Hymenoptera: Braconidae), Through Artificial Selection. *Journal of Entomological Science*, *38*(1), 93-103. doi:10.18474/0749-8004-38.1.93
- Sanchez, G. (2012). plsdepot: Partial least squares (PLS) data analysis methods. *R package version 0.1*, 17.
- Sann, C., Theodorou, P., Heong, K. L., Villareal, S., Settele, J., Vidal, S., & Westphal, C. (2018). Hopper parasitoids do not significantly benefit from non-crop habitats in rice production landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *254*, 224-232. doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.035>
- Schmidt, M. H., Thies, C., Nentwig, W., & Tschardtke, T. (2008). Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography*, *35*(1), 157-166. doi:10.1111/j.1365-2699.2007.01774.x
- Schoenly, K., Cohen, J. E., Heong, K. L., Litsinger, J. A., Aquino, G. B., Barrion, A. T., & Arida, G. (1996). Food web dynamics of irrigated rice fields at five elevations in Luzon, Philippines. *Bulletin of Entomological Research*, *86*(4), 451-466. doi:10.1017/S0007485300035033
- Schoenly, K. G., Cohen, J. E., Heong, K. L., Litsinger, J. A., Barrion, A. T., & Arida, G.

- 
- S. (2010). Fallowing did not disrupt invertebrate fauna in Philippine low-pesticide irrigated rice fields. *Journal of Applied Ecology*, 47(3), 593-602. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01799.x
- Settle, W. H., Ariawan, H., Astuti, E. T., Cahyana, W., Hakim, A. L., Hindayana, D., & Lestari, A. S. (1996). Managing Tropical Rice Pests Through Conservation of Generalist Natural Enemies and Alternative Prey. *Ecology*, 77(7), 1975-1988. doi:10.2307/2265694
- Shanker, C., Chintagunta, L., Muthusamy, S., Vailla, S., Srinivasan, A., & Katti, G. (2018). Flora surrounding rice fields as a source of alternative prey for coccinellids feeding on the pests of rice. *European Journal of Entomology*, 115.
- Shanker, C., Mohan, M., Sampathkumar, M., Lydia, C., & Katti, G. (2013). Functional significance of *Micraspis discolor* (F.) (Coccinellidae: Coleoptera) in rice ecosystem. *Journal of Applied Entomology*, 137(8), 601-609. doi:10.1111/jen.12035
- Sigsgaard, L., Toft, S., & Villareal, S. (2001). Diet-dependent survival, development and fecundity of the spider *Atypena formosana* (Oi) (Araneae: Linyphiidae)—implications for biological control in rice. *Biocontrol Science and Technology*, 11(2), 233-244. doi:10.1080/09583150120035657
- Snyder, W. E. (2019). Give predators a complement: Conserving natural enemy biodiversity to improve biocontrol. *Biological Control*, 135, 73-82. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.04.017>
- Stevens, M. M., Warren, G. N., & Braysher, B. D. (2003). Oviposition Response of *Chironomus tepperi* to Nitrogenous Compounds and Bioextracts in Two-Choice Laboratory Tests. *Journal of Chemical Ecology*, 29(4), 911-920. doi:10.1023/A:1022983800421
- Sureshan, P. M., & Narendran, T. C. (2003). A checklist of Pteromalidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) from the Indian subcontinent. *Zoos' Print Journal*, 18(5), 1099-1110.
- Tahir, H. M., & Butt, A. (2009). Predatory potential of three hunting spiders inhabiting the rice ecosystems. *Journal of Pest Science*, 82(3), 217-225. doi:10.1007/s10340-008-0242-9
- Tahir, H. M., Butt, A., & Sherawat, S. M. (2009). Foraging strategies and diet composition of two orb web spiders in rice ecosystems. *The Journal of Arachnology*, 37(3), 357-362. doi:10.1636/P08-89.1
- Takabayashi, J., Noda, T., & Takahashi, S. (1991). Plants Produce Attractants for *Apanteles kariyai*, a Parasitoid of *Pseudaletia separata*; Cases of 'Communication' and 'Misunderstanding' in Parasitoid-Plant Interactions. *Applied Entomology and Zoology*, 26(2), 237-243. doi:10.1303/aez.26.237

- 
- Takada, M. B., Takagi, S., Iwabuchi, S., Mineta, T., & Washitani, I. (2014). Comparison of generalist predators in winter-flooded and conventionally managed rice paddies and identification of their limiting factors. *SpringerPlus*, 3(1), 418. doi:10.1186/2193-1801-3-418
- Taleb, M., & Sardar, M. (2007). Predation efficiency of insect predators in suppressing red mite, *Tetranychus bioculatus* attacking marigold. *Journal of Agriculture & Rural Development*, 98-104.
- Thies, C., Roschewitz, I., & Tscharntke, T. (2005). The landscape context of cereal aphid–parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1559), 203-210. doi:10.1098/rspb.2004.2902
- Thies, C., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003). Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos*, 101(1), 18-25. doi:10.1034/j.1600-0706.2003.12567.x
- Thies, C., & Tscharntke, T. (1999). Landscape Structure and Biological Control in Agroecosystems. *Science*, 285(5429), 893. doi:10.1126/science.285.5429.893
- Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T. O., Kleijn, D., Rand, T. A., . . . Vidal, S. (2007). Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43(3), 294-309. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.08.006>
- Tscharntke, T., Karp, D. S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., . . . Zhang, W. (2016). When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biological Conservation*, 204, 449-458. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>
- Tsutsui, M. H., Kobayashi, K., & Miyashita, T. (2018). Temporal trends in arthropod abundances after the transition to organic farming in paddy fields. *PloS one*, 13(1), e0190946-e0190946. doi:10.1371/journal.pone.0190946
- Tsutsui, M. H., Tanaka, K., Baba, Y. G., & Miyashita, T. (2016). Spatio-temporal dynamics of generalist predators (*Tetragnatha* spider) in environmentally friendly paddy fields. *Applied Entomology and Zoology*, 51(4), 631-640. doi:10.1007/s13355-016-0440-5
- Turner, M. G. (1989). Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171-197.
- Ueno, T. (2016). Oviposition and Development in *Gregopimpla kuwanae* Viereck (Hymenoptera: Ichneumonidae), a Gregarious Ectoparasitoid Wasp Attacking the Rice Skipper *Parnara guttata*. *Journal of Insects*, 2016, 4706376. doi:10.1155/2016/4706376
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. (2013). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review.

- Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 110-117.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>
- Vu, Q., Ramal, A. F., Villegas, J. M., Jamoralin, A., Bernal, C. C., Pasang, J. M., . . . Horgan, F. G. (2018). Enhancing the parasitism of insect herbivores through diversification of habitat in Philippine rice fields. *Paddy and Water Environment*, 16(2), 379-390. doi:10.1007/s10333-018-0662-y
- Wang, X.-Q., Wang, G.-H., Zhu, Z.-R., Tang, Q.-Y., Hu, Y., Qiao, F., . . . Cheng, J.-a. (2017). Spider (Araneae) predations on white-backed planthopper *Sogatella furcifera* in subtropical rice ecosystems, China. *Pest Management Science*, 73(6), 1277-1286. doi:10.1002/ps.4459
- Wang, Z., Wu, J., Shang, H., & Cheng, J. (2011). Landscape Connectivity Shapes the Spread Pattern of the Rice Water Weevil: A Case Study from Zhejiang, China. *Environmental Management*, 47(2), 254-262. doi:10.1007/s00267-010-9595-y
- Widiarta, I. N., Ikeda, T., Fujisaki, K., & Nakasuji, F. (1993). Comparison of dispersal ability between the green leafhoppers, *Nephotettix virescens* and *N. cincticeps* (hemiptera: Cicadellidae) by tethered flight. *Researches on Population Ecology*, 35(1), 23-29. doi:10.1007/BF02515642
- Wikipedia contributors. (18 December 2019 09:54 UTC). Spitting spider. Retrieved from
https://en.wikipedia.org/w/index.php?title=Spitting_spider&oldid=931339824
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L. W., Eggers, S., . . . Bommarco, R. (2011). Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 570-579. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x
- Wold, S., Sjöström, M., & Eriksson, L. (2001). PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 58(2), 109-130. doi:[https://doi.org/10.1016/S0169-7439\(01\)00155-1](https://doi.org/10.1016/S0169-7439(01)00155-1)
- Wu, J., Ge, L., Liu, F., Song, Q., & Stanley, D. (2020). Pesticide-Induced Planthopper Population Resurgence in Rice Cropping Systems. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 409-429. doi:10.1146/annurev-ento-011019-025215
- Wu, Y., Li, X.-J., Chen, X., Hu, G., Hu, Y.-Y., Xiong, K., . . . Zhai, B.-P. (2017). The influence of the topography of the Ailao Mountains on congregated landings of airborne *Sogatella furcifera* (Hemiptera: Delphacidae) populations. *Environmental Entomology*, 46(4), 747-756. doi:10.1093/ee/nvx084
- Yang, L., Xu, L., Liu, B., Zhang, Q., Pan, Y., Li, Q., . . . Lu, Y. (2019). Non-crop habitats promote the abundance of predatory ladybeetles in maize fields in the agricultural landscape of northern China. *Agriculture, Ecosystems &*

- Environment*, 277, 44-52. doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.03.008>
- Yang, L., Zeng, Y., Xu, L., Liu, B., Zhang, Q., & Lu, Y. (2018). Change in ladybeetle abundance and biological control of wheat aphids over time in agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 255, 102-110. doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.013>
- Yoshioka, A., Takada, M. B., & Washitani, I. (2014). Landscape effects of a non-native grass facilitate source populations of a native generalist bug, *Stenotus rubrovittatus*, in a heterogeneous agricultural landscape. *Journal of insect science (Online)*, 14, 110-110. doi:10.1673/031.014.110
- Zeger, S. L., Liang, K.-Y., & Albert, P. S. (1988). Models for Longitudinal Data: A Generalized Estimating Equation Approach. *Biometrics*, 44(4), 1049-1060. doi:10.2307/2531734
- Zehnder, G., Gurr, G. M., Kühne, S., Wade, M. R., Wratten, S. D., & Wyss, E. (2007). Arthropod Pest Management in Organic Crops. *Annual Review of Entomology*, 52(1), 57-80. doi:10.1146/annurev.ento.52.110405.091337
- Zhang, G., Zhang, W., & Gu, D. (1999). Quantifying predation by *Ummeliata insecticeps* Boes. et Str. (Araneae: Linyphiidae) on rice planthoppers using ELISA. *Insect Science*, 6(1), 77-82. doi:10.1111/j.1744-7917.1999.tb00013.x
- Zhang, Y.-X., Zhu, Z.-F., Lu, X.-L., Li, X., Ge, L.-Q., Fang, J.-C., & Wu, J.-C. (2014). Effects of two pesticides, TZP and JGM, on reproduction of three planthopper species, *Nilaparvata lugens* Stål, *Sogatella furcifera* Horvath, and *Laodelphax striatella* Fallén. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 115, 53-57. doi:<https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2014.07.012>
- Zhao, K.-F., Shi, Z.-P., & Wu, J.-C. (2011). Insecticide-induced enhancement of flight capacity of the brown planthopper *Nilaparvata lugens* Stål (Hemiptera: Delphacidae). *Crop Protection*, 30(4), 476-482. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cropro.2010.11.026>
- Zhao, Z.-H., Hui, C., He, D.-H., & Li, B.-L. (2015). Effects of agricultural intensification on ability of natural enemies to control aphids. *Scientific Reports*, 5(1), 8024. doi:10.1038/srep08024
- Zhao, Z., Sandhu, H. S., Ouyang, F., & Ge, F. (2016). Landscape changes have greater effects than climate changes on six insect pests in China. *Science China Life Sciences*, 59(6), 627-633. doi:10.1007/s11427-015-4918-0
- Zhu, P., Lu, Z., Heong, K., Chen, G., Zheng, X., Xu, H., . . . Gurr, G. M. (2014). Selection of nectar plants for use in ecological engineering to promote biological control of rice pests by the predatory bug, *Cyrtorhinus lividipennis*, (Heteroptera: Miridae). *PloS one*, 9(9), e108669-e108669. doi:10.1371/journal.pone.0108669



- Zou, Y., de Kraker, J., Bianchi, F. J. J. A., Xiao, H., Huang, J., Deng, X., ... van der Werf, W. (2020). Do diverse landscapes provide for effective natural pest control in subtropical rice? *Journal of Applied Ecology*, 57(1), 170-180. doi:10.1111/1365-2664.13520
- 王錦堂, & 黃政華. (2004). 忌避作物之應用, 77-98. Retrieved from <http://210.69.150.18:8080/handle/345210000/3387>
- 王錦堂, 黃祥慶, & 賴惠珍. (1992). 有機農法相關技術之研究 I. 共榮作物之利用. [Studies on Technology of Organic Farming I. Effects of Synergistic Crops on II. Intercropping Systems]. *臺中區農業改良場研究彙報*(37), 1-9. doi:10.6956/BTDAIS.199212.0001
- 玉洪全, & 周家友. (1983). 華麗肖蛸 (*Tetragnatha nitens* Audouin) 的生物學初步研究. *湖南師範大學自然科學學報*, 2.
- 余志儒. (2019). 生物防治的理想天敵保育(426), 16-21. Retrieved from <http://ir.tari.gov.tw:8080/handle/345210000/10001>
- 吳中孚, 吳應桂, & 卓文禧. (1991). 閩西北褐稻蝨 [*Nilaparvata lugens*(Stal)] 天敵的種類、消長情況. *全國生物科學研究學術討論會論文集*.
- 吳佳靜. (2017). 建立景觀生態規劃原則應用模式之研究. 國立臺灣大學園藝暨景觀學系碩士論文, 台北市. Retrieved from <https://hdl.handle.net/11296/r7wpad>
- 吳進才, 徐建祥, & 程遐年. (1997). 蚊幼對狼蛛的營養作用研究. *生態學報*(3).
- 杜予州, 陳學忠, & 龍玲. (1993). 稻紅瓢蟲越冬聚集習性研究. *貴州農業科學* (1993 年第 1 期).
- 周樑鎰. (1979). Notes on *Apanteles* (Hymenoptera: Braconidae) of Taiwan (I). [臺灣產之 *Apanteles* 屬小繭蜂(I)]. *中華農業研究*, 28(4), 299-310. doi:10.29951/JARC.197912.0011
- 林立, & 翁崧夏. (2017). 以菊科植物營造水稻田天敵棲所之研究. *花蓮區農業改良場研究彙報*, 35, 47-57.
- 林立, 翁崧夏, 沈恕忻, 陳任芳, 游之穎, & 楊大吉. (2015). 有機農田生態工法應用實例. [Application of Ecological Engineering in Organic Farm]. *臺中區農業改良場特刊*(127 號), 66-79.
- 林珪瑞. (1974). 臺灣偽黑尾葉蟬及褐飛蝨之寄生天敵. [Notes on Some Natural Enemies of *Nephotettix cineticeps* (Uhler) and *Nilaparvata lugens* (Stål) in Taiwan]. *中華農業研究*, 23(2), 91-115. doi:10.29951/JARC.197406.0002
- 林勝, 陳李林, 尤民生, 楊廣, & 劉豐靜. (2011). 多作對稻田蜘蛛功能團結構及多重的影響. [Effects of Polycultural Manipulation on the Structure and Diversity of Spider Guild in rice-based Ecosystems]. *福建農林大學學報 (自然科學版)*, 40(1), 1-7.
- 林慶元, 洪士程, 徐保雄, 施錫彬, 陳治官, 黃益田, ... 羅幹成. (2007). *植物保護圖鑑系列 8-水稻保護 (上, 下冊)*: 行政院農業委員會動植物防疫檢疫局.

- 邱瑞珍, & 周根清. (1974). 臺灣小稻蝗 (*Oxya intricata* Stål) 卵寄生蜂之調查. *農業研究*, 23(2), 116-125. doi:10.29951/JARC.197406.0003
- 邱瑞珍, & 陳炳輝. (1981). 水稻行株距對褐飛蝨與其捕食性蜘蛛發生之影響. *中華農業研究*, 30(3), 270-276. doi:10.29951/JARC.198109.0007
- 姚鳳鑾, & 尤民生. (2017). 多樣化種植調控稻田天敵功能團在生境間的移動. *植物保護學報*, 44(6), 958-967.
- 苑裡鎮公所. (2011). 苑裡鎮位置與地形概況. Retrieved from <http://www.yuanli.gov.tw/informationshow.aspx?mid=292&pid=64#>
- 范美玲. (2016). 台灣東部水稻田無脊椎動物多樣性與指標物種研究. 國立東華大學自然資源與環境學系博士論文, 花蓮縣. Retrieved from <https://hdl.handle.net/11296/7878a5>
- 范美玲, 黃佳興, 許宏昌, 蔡思聖, 譚智宏, & 李光中. (2016). 耕作措施, 灌排水管理與棲地異質性對台灣東部水稻田農業生物多樣性之影響. *台灣水利*, 64(1), 90-104.
- 范美玲, 蔡思聖, 林泰佑, 倪宇亭, 黃鵬, & 李光中. (2013). 不同農業操作對台灣東部水稻田無脊椎動物多樣性之影響. *花蓮區農業改良場研究彙報*(31), 53-63.
- 郭玉杰, 王念英, 蔣金煒, 陳俊煒, & 唐建. (1995). 中性昆蟲在稻田節肢動物聚集中作為捕食者營養橋梁作用的研究. *中國生物防治學報*, 11(1), 5-9.
- 陳健忠, & 邱瑞珍. (1983). 臺灣稻縱捲葉蟲天敵之調查. *中華農業研究*, 32(3), 286-291. doi:10.29951/JARC.198309.0011
- 陸聲山, 葉文琪, 呂明倫, 林依靜, & 宋一鑫. (2019). 苗栗地區稻田之有螫蜂類分布研究. [Study on the distribution of Aculeata wasps and bees in the paddy fields in Miaoli area]. *嘉大農林學報*, 16(1), 85-100.
- 彭冠華, 陳季呈, 徐輝妃, 潘昶儒, 游之穎, & 徐仲禹. (2019). 地景破碎化及農法對宜蘭縣三星鄉水稻田生物結構之影響. *花蓮區農業改良場研究彙報*(38), 69-83+85.
- 程忠方. (1984). 縱捲葉螟絨繭蜂生物學研究. *昆蟲天敵*, 6(2), 71-80.
- 黃守宏. (2013). 台灣水稻飛蝨類害蟲整合管理之新進徑. 國立臺灣大學, Retrieved from <http://dx.doi.org/10.6342/NTU.2013.02626>
- 黃守宏, 林芷伶, 黃玉媛, & 宋一鑫. (2018). 有機與慣行水稻田節肢動物之生物量調查. [Investigation of the arthropods biomasses in the organic and conventional paddy fields]. *嘉大農林學報*, 15(2), 67-82.
- 黃守宏, 鄭清煥, & 程永雄. (2005). 育苗箱藥劑處理對水稻害蟲之防治效果及其對捕食性天敵之影響評估 54(1), 1-14. Retrieved from <http://ir.tari.gov.tw:8080/ir/handle/345210000/374>
doi:10.6156/JTAR/2005.05401.01
- 黃勝泉, 盧秋通, 彭淑貞, & 吳怡慧. (2015). 天敵昆蟲在有機農業害蟲防治之應

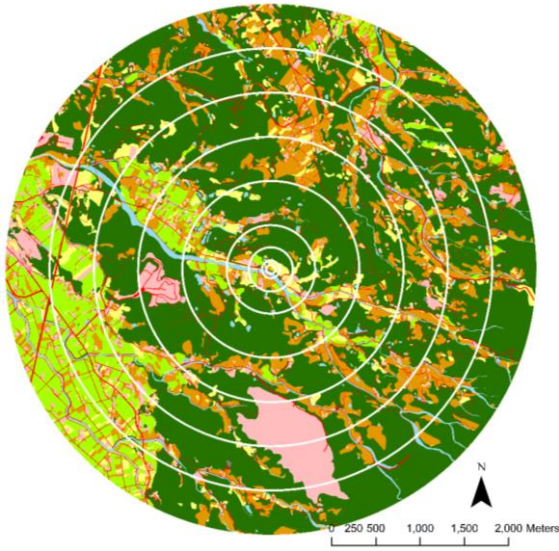
- 用. [The Natural Enemies Applying on the Organic Agriculture]. *臺中區農業改良場特刊*(127 號), 47-65.
- 楊平世. (2009). 台灣生物防治的發展. *科學發展*(444), 14-21.
- 農糧署. (2018). 農糧統計資料庫. Retrieved from <http://210.69.71.166/Pxweb2007/Dialog/statfile9L.asp>
- 劉佩絨. (2017, 2017/4/5). 山水米成立有機稻場 體驗式行銷推廣有機米. *看雜誌*. Retrieved from <https://www.watchinese.com/article/2017/22947>
- 蔡思聖, 許宏昌, 徐仲禹, 黃國靖, 吳文欽, 黃佳興, & 范美玲. (2018). 乾溼交替節水灌溉方法對水稻田稻叢及水域無脊椎動物群集功能多樣性的影響. *花蓮區農業改良場研究彙報*(36), 13-29.
- 龍林根. (1982). 江西水稻害蟲的幾種寄生蠅. *江西農業科技*, 9(2).
- 羅幹成, & 陳秋男. (1995). 台灣農作害蟲生物防治近二十年之進展. Retrieved from <http://210.69.150.18:8080/handle/345210000/6490>



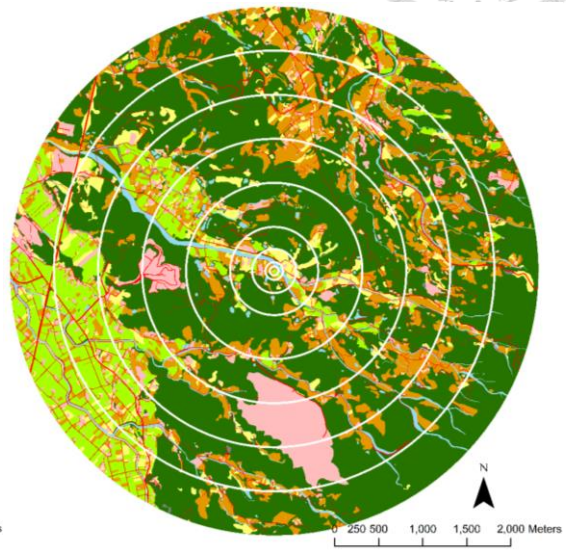
第七章 附錄



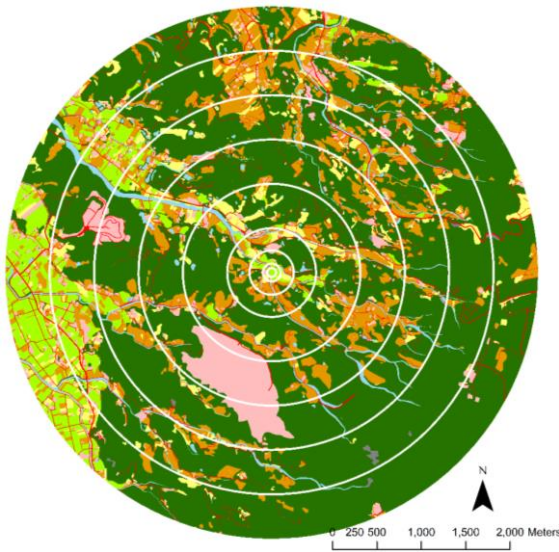
(a) MO1



(b) MC1



(c) MO2



(d) MC2

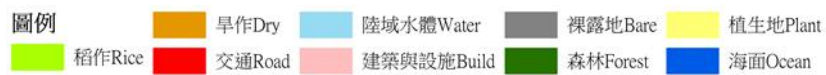
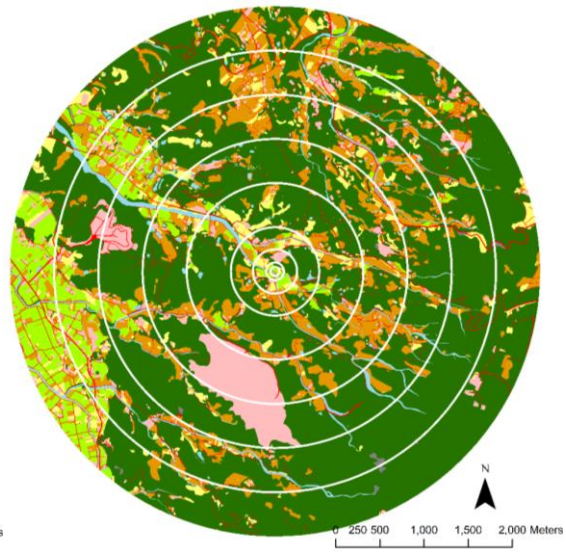
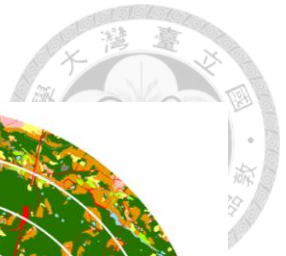
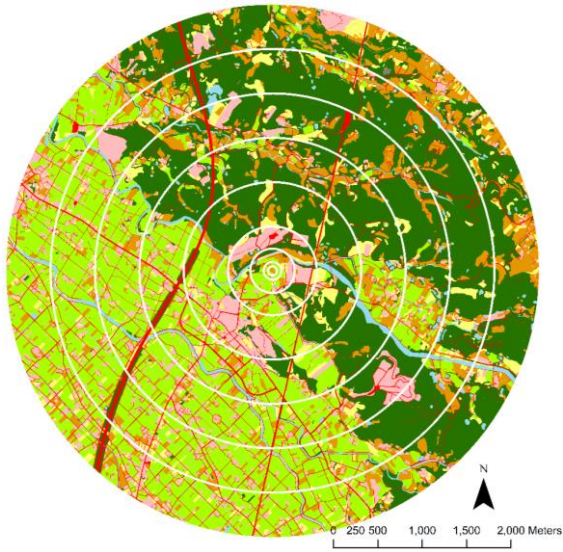


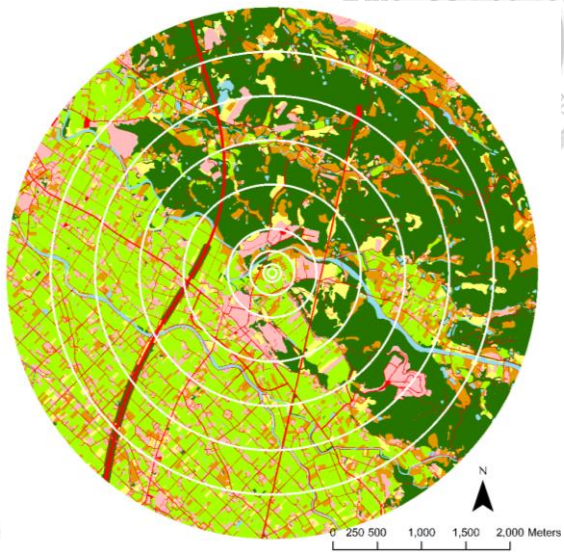
圖 51 各樣區周圍半徑 50 至 3000 公尺內之土地利用



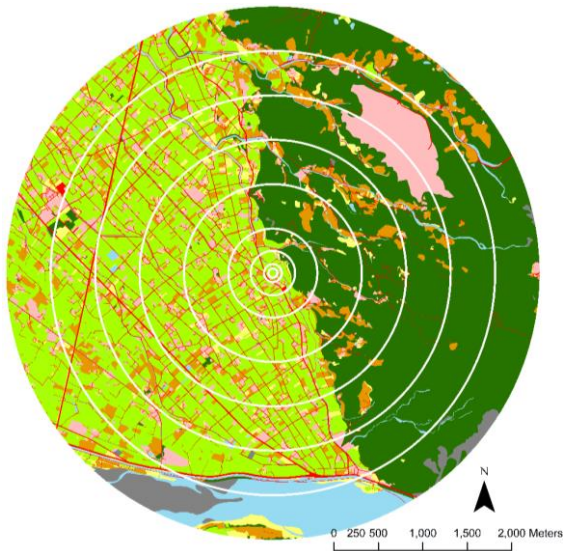
(e) MO3



(f) MC3



(g) LO1



(h) LC1

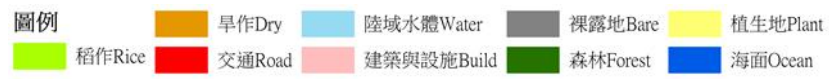
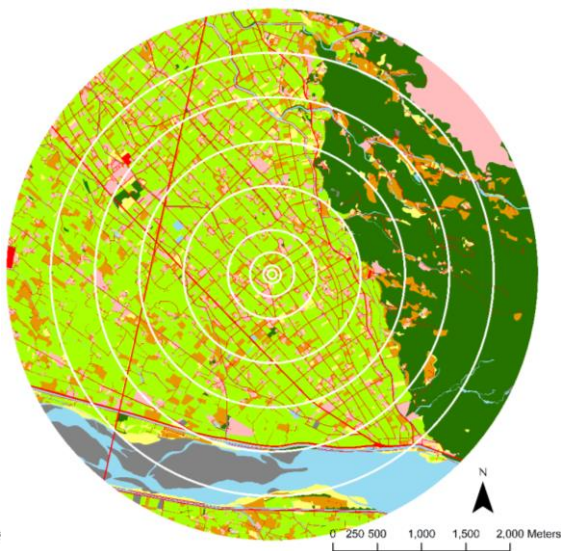
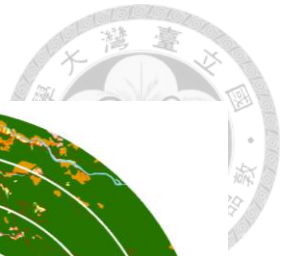
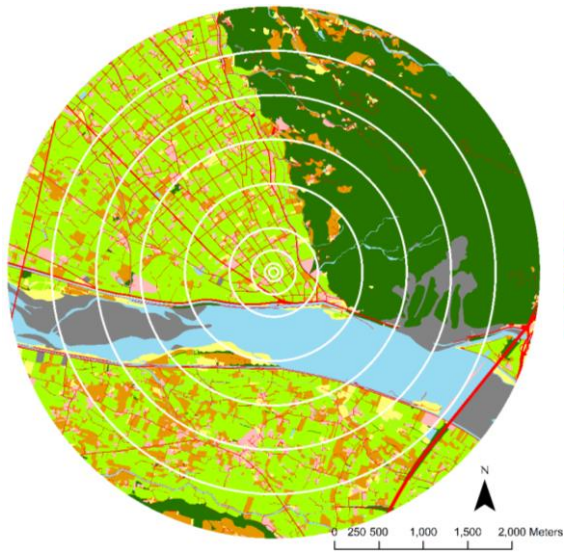


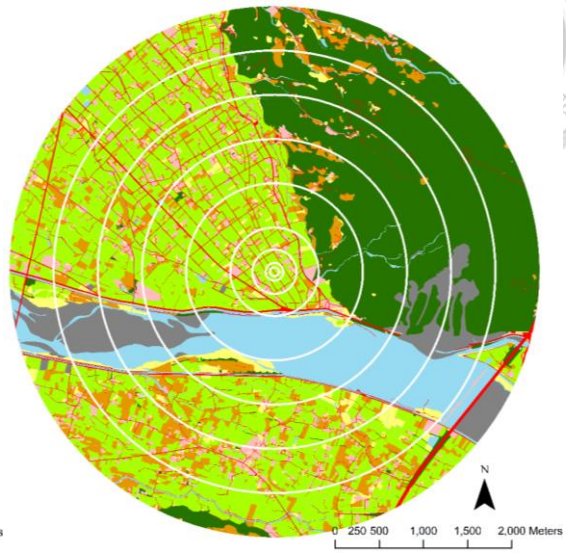
圖 51 續



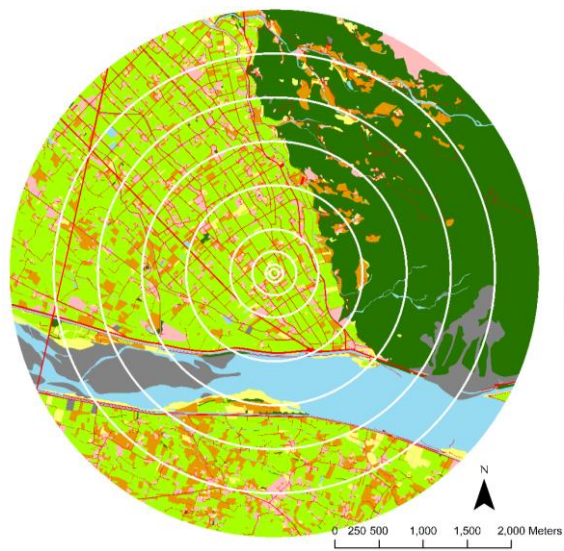
(i) LO2



(j) LC2



(k) LO3



(l) LC3

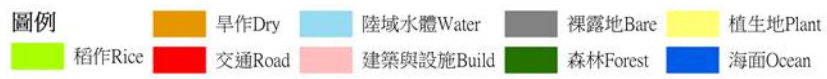
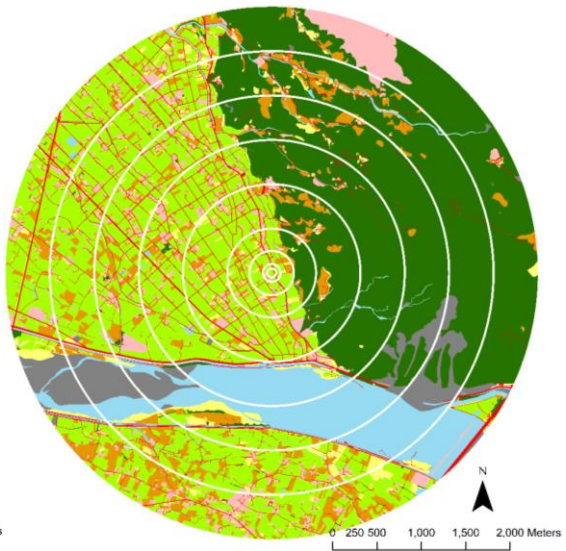
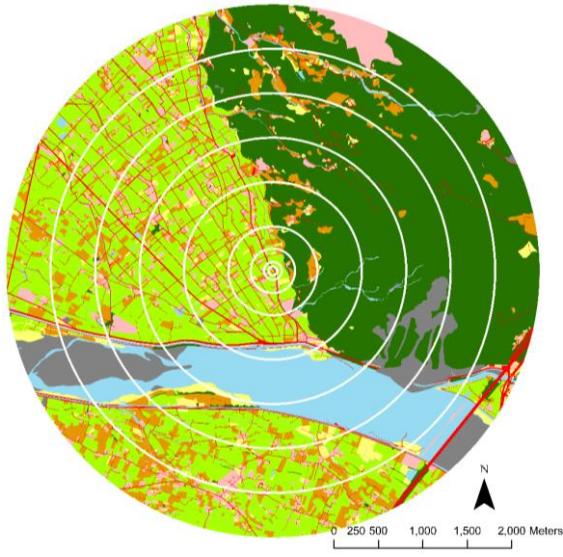


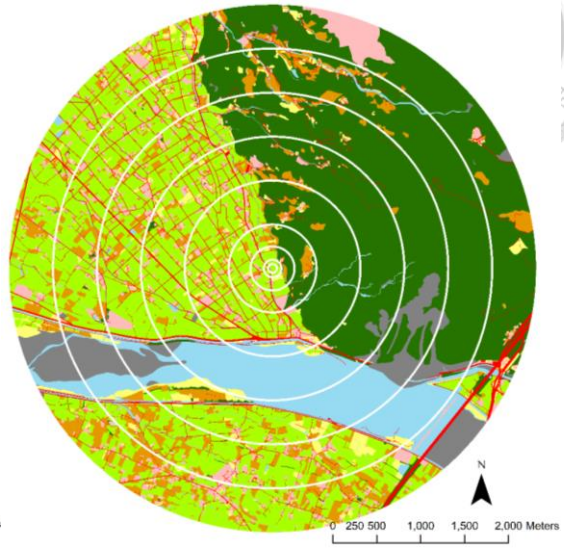
圖 51 續



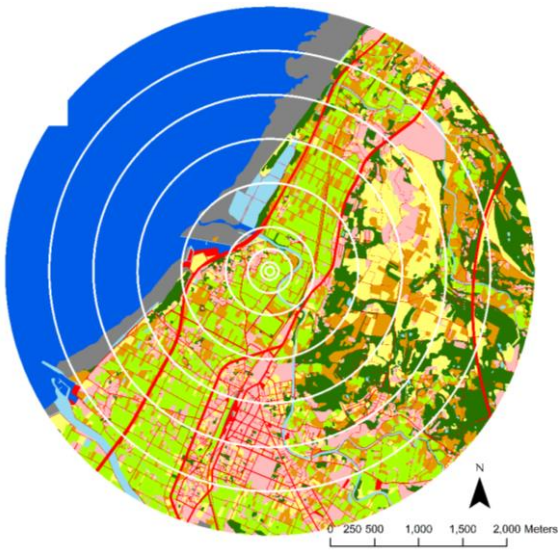
(m) LO4



(n) LO5



(o) SO1



(p) SC1

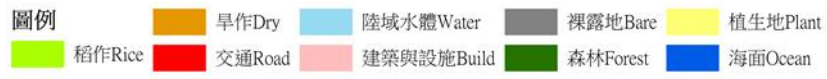
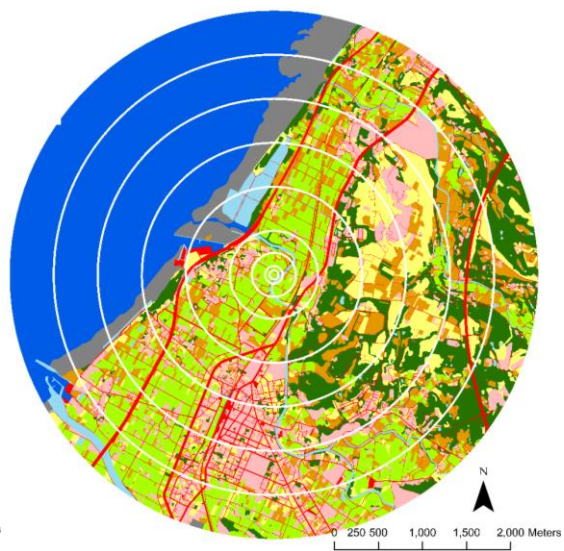


圖 51 續

表 13 各樣區半徑 50 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites																Mean	SD
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1	SC1		
稻作 Rice	PLAND	16.5008	76.0975	48.2644	40.6202	67.5983	98.4176	88.2466	93.8617	61.2813	56.0434	82.8207	71.3247	90.365	72.0648	96.0439	81.3298	71.3050	22.4884
	LSI	1.3889	1.2645	2.9675	1.3982	2.0137	1.8182	1.7844	1.7558	2.3525	2.9925	1.4568	2.1533	2.2485	1.6887	1.4713	1.8438	1.9124	0.5241
	ENN_MN	0	0	4	0	21.8403	0	3.6056	6.3246	6.3246	9.0058	10.5497	6.5734	3.5989	4.1231	6.3246	6.3246	5.5372	5.4221
	MESH	0.0213	0.4538	0.0804	0.1293	0.273	0.759	0.5443	0.5418	0.1325	0.0626	0.5149	0.2954	0.2831	0.3664	0.7048	0.4152	0.3486	0.2285
旱作 Dry	PLAND	24.5533	0	43.5043	38.9867	0	0	0.0893	0	20.2527	2.7313	0	19.27	0.3956	0.0128	0	0.7529	9.4093	15.0302
	LSI	1.8182	NA	1.359	1.8919	NA	NA	1.8333	NA	2.0125	1.8	NA	1.9615	1.6667	1	NA	1.25	1.6593	0.3396
	ENN_MN	38.1838	NA	0	0	NA	NA	2.2361	NA	44.4072	0	NA	45.607	0	0	NA	0	13.0434	20.5850
	MESH	0.0329	NA	0.1483	0.1191	NA	NA	0	NA	0.0185	0.0006	NA	0.0229	0	0	NA	0	0.0342	0.0542
森林 Forest	PLAND	5.9724	0	0	0	3.7519	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6078	1.7095
	LSI	3.0227	NA	NA	NA	1.9143	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	2.4685	0.7838
	ENN_MN	50.9215	NA	NA	NA	0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	25.4608	36.0069
	MESH	0.0026	NA	NA	NA	0.0011	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0.0019	0.0011
植生地 Plant	PLAND	23.8259	2.8714	0	3.4712	0	0	0	0	5.0408	0	0	0	0.8167	6.7764	0	0	2.6752	6.0303
	LSI	2.1264	1.6	NA	1.4545	NA	NA	NA	NA	1.9	NA	NA	NA	1.25	1.5957	NA	NA	1.6544	0.3140
	ENN_MN	6.4031	0	NA	0	NA	NA	NA	NA	35.8471	NA	NA	NA	0	0	NA	NA	7.0417	14.3423
	MESH	0.0376	0.0006	NA	0.0009	NA	NA	NA	NA	0.0016	NA	NA	NA	0.0001	0.0036	NA	NA	0.0074	0.0148
陸域水體 Water	PLAND	19.4742	15.0715	0	10.8091	13.8464	1.2506	7.2741	0	0	8.0408	7.0964	0	0	0	0	5.194	5.5036	6.4642
	LSI	1.4937	2.8551	NA	1.9153	2.1667	6.2	2.25	NA	NA	2.6471	2.1458	NA	NA	NA	NA	2.0244	2.6331	1.3945
	ENN_MN	0	6.966	NA	48.8774	6.0828	2.2361	0	NA	NA	0	0	NA	NA	NA	NA	0	7.1291	15.8985
	MESH	0.0297	0.0064	NA	0.0089	0.0095	0.0001	0.0041	NA	NA	0.0051	0.0039	NA	NA	NA	NA	0.0021	0.0078	0.0088
CONTAG		47.1186	72.0792	59.4491	59.9351	62.6475	93.1753	82.6993	78.7392	58.7813	55.6442	70.2808	64.4586	82.8239	68.7283	90.1333	73.1978	69.9932	12.9452
IJI		73.0418	68.4832	62.9028	70.7396	59.2603	25.1039	52.4363	NA	76.0924	70.2947	96.1884	64.302	28.1519	53.7974	29.3076	43.6877	58.2527	19.9095
SHDI		1.6967	0.7799	0.9694	1.2688	1.027	0.0894	0.446	0.2308	1.1269	1.1954	0.5752	0.839	0.3611	0.8778	0.1722	0.6208	0.7673	0.4459

表 14 各樣區半徑 100 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites																Mean	SD
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1	SC1		
稻作 Rice	PLAND	4.1298	54.5918	70.5468	18.7974	56.8574	86.1162	65.2572	91.0331	61.8316	73.9165	78.754	64.4	89.1275	61.3505	88.503	72.4715	64.8553	24.0158
	LSI	1.4028	2.5076	2.8087	1.6364	2.6119	2.5137	3.5436	2.7817	3.9427	2.8066	2.1302	3.5158	2.991	3.2122	2.1886	2.3742	2.6855	0.6773
	ENN_MN	0	11.3306	4	0	7.2687	3.737	5.0043	4.2803	6.3246	9.3396	9.0193	6.124	6.3246	3.8827	6.3246	19.8404	6.4250	4.6822
	MESH	0.0054	0.5639	0.677	0.1109	0.4991	1.8353	0.384	1.0764	0.3465	0.5967	1.2901	0.4289	1.0572	0.4428	1.5934	0.7948	0.7314	0.5139
旱作 Dry	PLAND	11.2612	2.6161	19.7629	37.7159	0.2836	2.5524	4.7129	0	13.7404	2.6259	1.3448	19.3774	2.3262	6.7523	4.493	1.2396	8.1753	10.1714
	LSI	2.6723	3.069	2.6709	2.3532	2.0526	1.7193	4.013	NA	3.4848	2.9138	1.5	2.4872	2.1273	2.6022	1.6447	2.3	2.5074	0.6847
	ENN_MN	29.7807	52.1879	25.0441	21.095	33.7707	0	33.3346	NA	20.7389	19.3254	0	35.5035	6.3246	82.3491	146.687	81.6149	39.1837	38.6996
	MESH	0.0142	0.0013	0.0554	0.4439	0	0.002	0.0027	NA	0.02	0.0011	0.0006	0.0779	0.0017	0.0056	0.0057	0.0002	0.0422	0.1135
森林 Forest	PLAND	10.5411	0.0765	0	12.9278	15.9614	4.458	0.7329	0	0	0.7903	2.3901	0	0	0	0	0	2.9924	5.2694
	LSI	5.1466	1.5	NA	2.6563	2.4718	1.9467	2	NA	NA	1.5	3.1091	NA	NA	NA	NA	NA	2.5413	1.1918
	ENN_MN	11.2296	0	NA	64.1607	79.3396	3.1623	0	NA	NA	0	2.8284	NA	NA	NA	NA	NA	20.0901	32.3520
	MESH	0.0097	0	NA	0.0327	0.0764	0.0049	0.0002	NA	NA	0.0002	0.0009	NA	NA	NA	NA	NA	0.0156	0.0269
植生地 Plant	PLAND	40.5169	14.8588	0.4397	2.7022	2.3453	0	1.0643	1.1695	12.1471	0	3.1517	0.1115	2.6512	5.7804	0	3.0336	5.6233	10.2603
	LSI	2.2389	2.5766	1.9583	2.0678	1.8545	NA	3.8108	1.6923	2.7661	NA	1.6984	1.5	1.4655	2.9302	NA	3.3226	2.2986	0.7337
	ENN_MN	25.0996	26.2729	146.66	88.4816	165.303	NA	120.9339	0	38.3477	NA	0	0	0	24.0526	NA	0	48.8577	60.2946
	MESH	0.3924	0.032	0	0.0013	0.0017	NA	0.0002	0.0004	0.024	NA	0.0031	0	0.0022	0.004	NA	0.0029	0.0357	0.1076
陸域水體 Water	PLAND	24.017	11.5289	0	24.3069	10.13	0.7425	5.6211	0	0	4.3945	4.4168	0.7074	0	2.9762	0	16.0092	6.5532	8.3773
	LSI	1.7759	3.6446	NA	2.4629	3	8.0645	4.4524	NA	NA	3.6933	4.16	3.1333	NA	3.4032	NA	3.1056	3.7178	1.6221
	ENN_MN	75.1224	5.4972	NA	55.3046	6.3246	5.2175	31.0477	NA	NA	0	109.2016	0	NA	4.1231	NA	4.2426	26.9165	37.0862
	MESH	0.1782	0.0223	NA	0.1762	0.0163	0.0001	0.0043	NA	NA	0.0061	0.0048	0.0002	NA	0.0016	NA	0.0611	0.0428	0.0687
CONTAG		54.5186	60.3694	69.0759	57.1096	61.4963	80.1751	64.3444	83.6687	57.7919	70.1699	75.0521	66.6009	80.0768	59.9282	79.8541	72.1207	68.2720	9.4412
IJI		77.3552	74.9292	70.3482	80.2143	70.203	59.1287	77.3824	26.0407	84.7396	74.2195	67.4908	63.6637	51.1896	81.661	68.8712	58.8319	67.8918	14.4088
SHDI		1.5911	1.3723	0.8726	1.5154	1.3276	0.6111	1.1615	0.3649	1.166	0.9251	0.8541	1.0362	0.4532	1.2495	0.4822	0.879	0.9914	0.3792

表 15 各樣區半徑 250 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites																Mean	SD
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1	SC1		
稻作 Rice	PLAND	11.66	21.6356	38.3269	6.9117	22.0019	51.1092	57.4957	72.431	68.5937	59.7957	50.6491	66.2208	72.5492	66.9673	62.2328	69.4365	49.8761	22.5692
	LSI	2.7954	3.7022	3.9016	2.897	4.0168	4.9637	6.9301	6.1894	6.8965	4.9198	4.4406	6.518	7.094	5.3994	4.8484	4.8945	5.0255	1.3921
	ENN_MN	62.506	7.4121	4	71.5253	29.7743	13.2859	4.353	6.6826	6.1462	4.2936	4.5688	4.866	6.3665	3.7545	10.2154	6.2028	15.3721	21.1941
	MESH	0.0865	0.2357	1.1854	0.0314	0.2357	2.2229	0.6214	1.4154	0.8643	1.599	1.8218	1.1894	1.6228	1.2646	2.2324	2.4628	1.1932	0.7914
旱作 Dry	PLAND	13.1448	23.7787	17.0627	17.1716	11.7467	16.0705	6.6534	3.9009	8.8215	8.5127	8.3721	14.0553	2.5405	12.7703	6.9403	11.3304	11.4295	5.5003
	LSI	4.7453	7.7298	5.4918	5.5489	7.4671	6.25	6.5808	5.4743	6.4848	5.9537	5.7276	5.7267	6.7465	5.2618	5.8248	5.2007	6.0134	0.8170
	ENN_MN	32.5346	12.3858	32.8347	31.9114	13.1775	15.3884	23.1704	39.1369	41.3671	29.9983	21.2088	29.3399	38.2263	26.6415	40.5923	28.6078	28.5326	9.3828
	MESH	0.1549	0.1329	0.0879	0.1996	0.0261	0.0618	0.0127	0.0063	0.0167	0.0254	0.0261	0.0758	0.0012	0.0533	0.0109	0.0377	0.0581	0.0587
森林 Forest	PLAND	32.1935	25.617	10.8978	25.079	29.5139	8.2905	9.9078	0	0	8.2544	21.1847	0	0	0.9141	0.8214	0.5523	10.8267	11.8929
	LSI	4.6402	4.6815	4.8601	5.9685	4.5394	5.7266	2.9677	NA	NA	3.7216	3.0417	NA	NA	3.4235	2.4074	2.0303	4.0007	1.2639
	ENN_MN	32.6294	13.1301	5.7091	11.4085	36.7983	47.0023	72.3834	NA	NA	53.6311	37.0612	NA	NA	87.481	116.7211	113.9912	52.3289	37.9753
	MESH	1.5002	0.5324	0.065	0.4374	0.9294	0.0262	0.0933	NA	NA	0.1106	0.7839	NA	NA	0.0006	0.0008	0.0003	0.3733	0.4821
植生地 Plant	PLAND	18.3328	10.9549	7.8396	23.9009	14.0278	6.0389	4.7442	2.1838	5.0729	6.1714	4.7677	2.4977	2.2577	4.4105	3.3318	3.4301	7.4977	6.2722
	LSI	4.2316	4.6463	7.2369	5.0346	4.3946	4.8119	6.0725	5.0382	5.645	3.7828	2.9124	4.0567	5.3134	4.0321	5.0432	4.9152	4.8230	0.9987
	ENN_MN	24.0316	29.5172	10.2598	33.107	31.0636	26.6521	14.0254	29.9364	34.6967	43.0245	52.1631	28.2447	39.0832	67.0747	57.1625	47.4539	35.4685	15.0769
	MESH	0.2924	0.0572	0.0184	0.2931	0.0766	0.0221	0.0108	0.0015	0.009	0.0256	0.0237	0.0047	0.0011	0.0082	0.0047	0.0088	0.0536	0.0956
陸域水體 Water	PLAND	12.5706	6.1347	4.4385	13.9229	4.998	5.3623	3.4526	0.2171	0.4183	2.5262	2.6766	0.5584	0.2573	2.0024	4.1914	7.3861	4.4446	4.0748
	LSI	4.7143	7.4909	7.1283	4.5801	5.9598	7.1699	12.4303	5.9762	13.4483	8.3546	8.5034	6.9552	8.0889	7.1587	4.0989	5.5477	7.3503	2.5617
	ENN_MN	40.8171	20.3864	6.7586	19.9967	18.9457	6.267	9.8578	17.3047	17.9147	5.0033	5.1982	44.5973	19.9332	5.5687	120.8388	4.9366	22.7703	28.8015
	MESH	0.1524	0.018	0.0193	0.2887	0.0154	0.0239	0.0051	0	0.0001	0.0044	0.0046	0.0002	0	0.0025	0.0248	0.0503	0.0381	0.0766
CONTAG		49.8853	49.5461	51.2758	48.7883	49.3448	56.0739	58.3837	69.6836	65.2699	60.5923	58.5934	65.3036	69.7878	66.768	64.3889	68.6537	59.5212	7.8700
IJI		92.5932	87.6124	89.1626	89.0917	91.2014	88.3259	82.352	66.139	79.8335	85.1501	87.4264	74.1376	67.5806	76.8307	75.0958	72.4431	81.5610	8.5562
SHDI		1.7919	1.77	1.7166	1.8061	1.7915	1.527	1.4177	0.9328	1.0673	1.3723	1.4668	1.0837	0.9144	1.1424	1.2374	1.0894	1.3830	0.3246

表 16 各樣區半徑 500 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites																Mean	SD
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1	SC1		
稻作 Rice	PLAND	4.9114	9.7578	19.7507	5.8539	9.5809	27.4905	44.0656	59.1068	67.5754	46.0065	40.2328	68.9174	64.0056	50.7771	50.086	50.3009	38.6512	22.6408
	LSI	3.6005	6.2365	6.4201	4.5361	5.918	7.6957	11.401	10.4035	12.7056	9.2113	8.6089	11.2976	11.3519	10.342	9.5745	9.8123	8.6947	2.6876
	ENN_MN	90.659	25.6438	7.901	67.8102	24.4831	5.4914	5.1854	6.7206	4.9477	4.9379	4.2601	6.1212	5.6397	5.0244	7.1464	10.5377	17.6569	25.2644
	MESH	0.0367	0.0863	0.7942	0.0501	0.0925	0.9741	0.4992	1.2708	1.2421	1.4018	1.2439	1.9465	1.2968	1.2155	1.4089	1.3761	0.9335	0.6002
旱作 Dry	PLAND	11.7125	22.2559	14.2817	12.3397	21.6319	14.2707	8.5251	5.8501	8.326	10.9	11.2998	7.8566	6.2996	10.306	12.3603	14.8475	12.0665	4.7210
	LSI	8.4053	12.0502	9.1881	8.512	11.8594	10.0373	11.5541	10.0163	11.3711	10.0802	9.2315	10.4346	10.7798	11.4728	11.2228	11.5154	10.4832	1.1830
	ENN_MN	28.5741	17.6866	16.9004	29.4617	17.0415	16.708	21.8751	32.306	26.5548	28.4435	26.0332	29.0242	30.5047	20.4133	26.8955	26.8361	24.7037	5.3879
	MESH	0.1023	0.222	0.1353	0.1062	0.2096	0.1003	0.0532	0.0193	0.0228	0.105	0.1419	0.0363	0.02	0.0512	0.0889	0.1519	0.0979	0.0634
森林 Forest	PLAND	53.2966	45.3284	18.9437	51.2075	43.1859	15.2431	25.6773	0.9124	0.0318	24.1884	30.0414	0.1067	0.7734	19.5197	4.3479	3.8124	21.0385	19.0692
	LSI	8.4791	8.4581	9.8821	7.6935	8.2275	9.9234	3.4878	2.2824	1.5	4.2041	4.7233	1.3103	2.6667	2.8263	10.2973	9.3458	5.9567	3.3519
	ENN_MN	7.2438	7.9404	13.3368	11.2429	4.4643	17.2288	43.5436	143.099	0	25.8488	27.363	0	99.8391	31.4575	30.7649	35.4224	31.1747	38.4150
	MESH	8.2884	4.6399	0.4493	7.0847	4.4913	0.2095	3.1303	0.006	0	2.8647	3.5391	0.0001	0.0034	2.9001	0.012	0.0101	2.3518	2.7238
植生地 Plant	PLAND	13.0482	7.211	9.9746	13.4099	8.8339	7.6722	3.5874	3.6774	4.599	3.8657	4.0383	3.0574	3.6843	4.7655	6.0626	5.8568	6.4590	3.3312
	LSI	8.5757	6.7185	10.9946	8.3698	7.463	10.1161	11.4226	8.3676	10.3228	8.4155	8.3838	9.771	8.2053	8.9302	11.2197	9.2494	9.1579	1.3646
	ENN_MN	20.0255	56.9944	22.6517	31.6798	27.5874	25.0782	33.9941	39.6783	39.5986	43.5683	42.3969	29.4696	43.7258	38.9678	27.8143	31.8599	34.6932	9.5900
	MESH	0.1352	0.0445	0.0474	0.1422	0.0516	0.0306	0.0066	0.012	0.0087	0.0099	0.0105	0.0047	0.0128	0.0123	0.0194	0.0182	0.0354	0.0430
陸域水體 Water	PLAND	7.4763	5.5429	4.2254	7.3666	6.3392	4.9544	2.2506	8.0411	0.6141	1.7412	2.1286	0.3675	2.3331	1.4654	6.4319	6.1541	4.2145	2.6320
	LSI	7.0371	10.8971	10.7534	7.6195	10.821	12.638	17.3534	9.6561	22.6763	15.4231	15.1931	13.6852	13.4317	15.893	10.7644	10.825	12.7917	3.9273
	ENN_MN	64.7002	25.698	9.3424	42.7786	23.3182	11.0293	14.3633	10.9194	19.0194	4.1468	6.4547	60.3087	6.4353	9.8602	17.8265	23.5701	21.8607	18.5799
	MESH	0.1264	0.0211	0.033	0.123	0.0287	0.0393	0.0043	0.1768	0.0003	0.0026	0.0036	0.0003	0.0076	0.0022	0.1252	0.1095	0.0502	0.0598
CONTAG		58.2709	55.6155	48.4459	57.276	54.3492	52.3707	56.3216	61.5804	67.4754	57.722	57.1145	69.1024	64.8476	58.5372	59.5161	55.9899	58.4085	5.3102
IJI		86.5124	86.9163	92.1029	90.134	88.2983	86.2776	84.5553	73.0538	71.6091	86.535	89.6547	67.8503	72.039	82.8044	76.4577	87.5729	82.6484	7.7441
SHDI		1.4845	1.5677	1.829	1.5234	1.6158	1.7985	1.5273	1.3344	1.0912	1.4982	1.5269	1.0437	1.2026	1.4623	1.5987	1.5381	1.4776	0.2181

表 17 各樣區半徑 1000 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites																Mean	SD
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1	SC1		
稻作 Rice	PLAND	5.1242	4.2032	16.7145	5.2289	4.5498	20.7706	40.067	36.4054	58.6773	37.3754	34.4907	67.8942	39.6661	43.0435	32.1882	31.4999	29.8687	19.2404
	LSI	8.5641	7.8941	12.5117	7.8903	8.3236	13.7519	18.1408	15.8789	20.2655	16.8057	16.1316	22.8973	16.2597	18.2476	15.4505	15.201	14.6384	4.5486
	ENN_MN	34.5155	64.2935	11.2286	63.3168	46.339	11.0312	6.0664	5.728	5.0427	5.6333	5.5371	5.7907	5.3619	5.7544	9.9155	10.3603	18.4947	21.1577
	MESH	0.0444	0.0399	0.4279	0.0506	0.042	0.5291	0.8331	1.1777	1.9789	0.8979	0.8381	1.9218	1.2827	0.9711	0.8637	0.8587	0.7974	0.6093
旱作 Dry	PLAND	11.4681	17.8737	9.9081	13.9298	16.1829	9.5335	8.6839	5.5841	7.9001	7.6368	7.3659	8.2985	6.0181	9.3711	14.0498	14.5731	10.5236	3.7264
	LSI	17.0691	18.7151	15.7437	17.6228	18.2027	16.4174	18.5952	15.3341	19.7322	17.6306	17.1985	21.9863	15.8506	18.8352	20.015	20.0591	18.0630	1.8229
	ENN_MN	22.7477	16.4148	22.9494	20.7442	20.7604	25.828	25.8718	29.1116	26.4393	28.0074	29.499	23.1578	26.8622	25.6649	19.7186	20.6269	24.0253	3.7229
	MESH	0.1265	0.2375	0.0875	0.1751	0.2117	0.0764	0.0852	0.045	0.0396	0.0563	0.0564	0.0358	0.047	0.0858	0.1207	0.1307	0.1011	0.0620
森林 Forest	PLAND	62.2136	56.1811	36.8323	59.9401	58.7329	31.8118	31.3595	15.0612	9.8559	33.9599	37.4901	0.4659	15.9483	29.1092	9.5215	12.7908	31.3296	19.9256
	LSI	12.6531	13.8649	14.1803	12.8452	13.5778	13.879	7.0131	4.8249	5.6954	5.3015	5.2635	5.4628	4.7189	6.4694	13.3108	13.4353	9.5310	4.1176
	ENN_MN	9.5942	6.1251	10.5987	11.1653	6.1699	11.1229	59.7289	87.2274	140.128	20.1585	18.3902	231.807	105.54	42.3484	24.9655	27.3165	50.7742	62.6486
	MESH	47.2994	23.1458	4.3014	37.927	25.8903	3.2675	13.3254	2.1946	1.5044	20.7181	23.6792	0.0016	3.7299	19.6273	0.5165	0.8249	14.2471	14.6922
植生地 Plant	PLAND	8.8021	7.7083	10.3636	8.3746	8.1489	10.0682	3.854	4.9601	3.7607	3.4695	3.5713	2.9976	3.7934	3.3072	6.3964	8.3487	6.1203	2.6608
	LSI	14.2072	13.0355	16.6751	14.1121	13.5217	17.2311	18.5848	15.0785	16.9927	16.0333	15.4179	17.9235	15.9855	16.0496	17.7235	16.4702	15.9401	1.6201
	ENN_MN	24.4055	40.2978	25.2487	33.2964	38.2358	23.4201	33.4386	35.724	48.2439	41.1644	41.0544	38.78	42.7338	45.4964	22.2352	19.3901	34.5728	9.0327
	MESH	0.0825	0.0657	0.1104	0.0777	0.0716	0.1017	0.0169	0.041	0.0139	0.0115	0.0124	0.0098	0.0153	0.0096	0.0485	0.1112	0.0500	0.0387
陸域水體 Water	PLAND	5.1373	4.3423	3.6794	4.9281	4.4649	3.4604	1.5567	25.3781	2.7767	4.5877	4.8527	1.0591	21.6659	1.2637	7.8868	6.5041	6.4715	6.9297
	LSI	14.4328	18.4438	17.6868	14.925	18.1429	18.4879	27.4108	9.0437	24.1134	18.3355	17.621	28.137	9.6715	28.8997	14.3474	14.2323	18.3707	6.0300
	ENN_MN	44.1881	38.0425	29.5758	49.5249	43.1309	26.4892	23.2157	13.9358	14.2154	24.2257	24.0539	20.5213	15.7083	21.7757	33.0462	31.5292	28.3237	10.9010
	MESH	0.0595	0.0359	0.0442	0.0568	0.0412	0.0368	0.0035	16.1124	0.0384	0.1866	0.2259	0.0016	11.2675	0.0029	0.2584	0.191	1.7852	4.7313
	CONTAG	63.4476	60.8896	54.756	62.4093	62.0606	53.8164	59.961	56.6639	62.7235	59.65	57.3586	69.524	57.1972	60.946	51.1728	51.7588	59.0210	4.7894
	IJI	87.9334	85.7828	84.2495	87.5487	86.4225	84.233	78.7612	77.9685	72.5222	78.2181	86.171	65.3867	77.1542	76.5712	80.4095	79.641	80.5608	6.1215
	SHDI	1.3028	1.3911	1.7296	1.3401	1.3467	1.7618	1.5185	1.6795	1.3918	1.5475	1.5347	1.0992	1.6541	1.4838	1.9831	1.9555	1.5450	0.2397

表 18 各樣區半徑 1500 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites																Mean	SD
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1	SC1		
稻作 Rice	PLAND	5.5516	2.7107	23.0609	5.2181	2.8592	25.9981	38.1185	34.4925	41.2248	29.4793	28.7078	60.2064	34.3998	33.7379	20.5942	20.5974	25.4348	15.8337
	LSI	12.2713	9.1164	21.7258	12.1556	9.2992	22.5583	26.248	21.8149	25.5122	21.6871	21.052	31.1535	22.0584	23.3667	19.8371	19.8441	19.9813	6.2206
	ENN_MN	34.6737	62.7522	12.7744	23.868	39.6286	8.8065	5.6599	5.2582	5.6164	5.4674	5.519	5.3549	5.3226	5.3877	10.731	11.8641	15.5428	16.6317
	MESH	0.1009	0.0254	0.5042	0.0842	0.0287	0.6097	0.9992	1.725	1.7418	1.1205	1.0111	2.0081	1.6327	1.2432	0.471	0.4709	0.8610	0.6711
旱作 Dry	PLAND	15.4964	17.5641	10.6743	14.9391	17.6209	10.1743	9.6094	6.0807	7.8176	5.4667	5.431	8.6271	6.5216	6.1133	13.4674	14.0756	10.6050	4.3509
	LSI	25.8872	25.7294	25.536	25.1839	26.0547	25.6722	28.3817	21.6949	26.1043	22.7965	22.2048	30.9878	21.8925	24.349	25.9826	26.2136	25.2919	2.4008
	ENN_MN	14.9522	15.5192	21.0627	15.3334	14.7352	23.535	24.336	28.8073	26.3667	27.2007	27.2763	24.3596	27.749	27.7422	20.8654	20.4146	22.5160	5.0926
	MESH	0.223	0.2782	0.0917	0.2196	0.2664	0.0852	0.0767	0.0714	0.0625	0.0441	0.0449	0.055	0.0816	0.0465	0.2025	0.2117	0.1288	0.0868
森林 Forest	PLAND	59.0038	56.1384	36.4922	58.6991	56.409	33.3754	32.8607	22.3123	20.139	36.5098	37.4355	9.6929	22.8897	36.0265	12.4615	13.6914	34.0086	16.6872
	LSI	18.556	20.1107	19.2127	18.7586	20.4161	18.5034	10.7739	6.5806	7.14	7.2936	7.2584	7.2737	6.9493	7.4831	17.8748	18.3228	13.2817	5.9731
	ENN_MN	9.8256	6.2808	18.2855	8.8693	7.2158	20.3779	57.3685	122.836	78.8601	95.3672	93.7813	164.039	97.944	94.7548	26.0927	24.6877	57.9116	49.4067
	MESH	39.7123	31.642	6.437	40.3991	31.6547	5.7513	16.0696	13.919	17.5931	46.2545	47.2033	2.0554	14.8505	43.9132	0.7518	0.8732	22.4425	17.3433
植生地 Plant	PLAND	6.2317	5.3424	7.5668	6.3847	5.5539	7.5702	4.063	4.2189	3.6123	2.9859	2.9025	2.898	4.0614	2.7969	10.0463	12.1869	5.5264	2.7296
	LSI	20.5855	19.5199	25.6498	20.0588	19.9346	25.9139	27.792	19.0147	21.8566	20.4777	20.3225	27.3514	19.1549	22.1271	23.5982	22.9887	22.2716	2.9613
	ENN_MN	33.952	38.5663	26.3922	30.1766	36.4408	26.3216	32.5528	41.2137	41.366	41.4857	40.4107	40.8248	44.1637	40.4759	16.3922	16.5093	34.2028	8.8352
	MESH	0.051	0.0392	0.0714	0.0531	0.0407	0.0714	0.0152	0.0768	0.0438	0.0167	0.0142	0.0071	0.0745	0.0114	0.198	0.2784	0.0664	0.0726
陸域水體 Water	PLAND	4.0828	3.7814	3.8659	4.1085	3.8536	3.8451	1.6034	20.7667	12.0894	14.6378	14.8769	1.3936	19.7685	9.9349	5.1643	5.1453	8.0574	6.3971
	LSI	21.8873	25.0464	27.088	22.5139	25.4761	27.0125	35.8782	14.0483	16.1889	12.5639	12.396	43.0318	14.1862	15.9749	19.0695	19.3176	21.9800	8.5596
	ENN_MN	43.4037	39.5187	28.1119	40.1964	37.1131	25.166	27.4521	16.6237	18.681	17.9931	19.5469	17.5959	16.2628	17.6321	31.263	33.7655	26.8954	9.5771
	MESH	0.0551	0.0319	0.0508	0.0489	0.0322	0.0493	0.0059	24.3966	7.1946	11.7664	11.8037	0.0034	21.8257	4.5968	0.1839	0.1838	5.1393	8.1638
CONTAG		62.0702	64.1496	55.359	61.7929	64.0737	55.0221	59.7758	56.0175	56.0656	58.5323	58.7948	64.1463	55.869	59.3691	48.3911	48.3781	57.9879	4.9149
IJI		87.4372	75.7357	84.6815	86.9878	75.9834	84.5265	79.4787	79.79	76.7941	79.9094	80.2203	71.1358	79.7913	78.2213	81.0566	80.9555	80.1691	4.2807
SHDI		1.3541	1.3719	1.7014	1.3656	1.3723	1.7137	1.5276	1.7163	1.6939	1.6163	1.6067	1.3305	1.7204	1.5721	2.124	2.1192	1.6191	0.2445

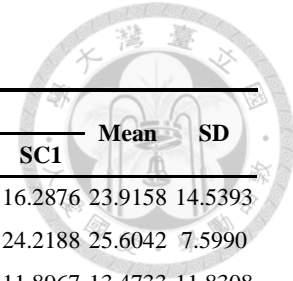


表 19 各樣區半徑 2000 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites																Mean	SD
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1	SC1		
稻作 Rice	PLAND	5.6521	2.633	26.2348	5.5785	2.8832	29.0932	37.7369	33.0733	36.3966	27.9679	27.0998	53.701	33.0433	29.1322	16.1397	16.2876	23.9158	14.5393
	LSI	16.5157	11.6983	30.6424	16.5968	12.0797	32.0455	33.1199	29.0687	30.688	27.4949	26.9986	37.2016	29.2386	28.2013	23.8588	24.2188	25.6042	7.5990
	ENN_MN	22.8095	42.8461	12.0113	22.3653	37.0961	10.3546	5.8714	5.844	5.6426	5.5343	5.356	5.8236	5.3002	5.6441	11.1765	11.8967	13.4733	11.8308
	MESH	0.0953	0.0289	0.6435	0.0964	0.0365	0.7205	1.1251	1.6003	1.5151	1.1641	1.1395	2.4596	1.5389	1.1503	0.3679	0.3653	0.8780	0.7027
旱作 Dry	PLAND	17.1906	16.4549	11.0284	17.193	16.8898	10.6487	8.7627	7.8576	7.4748	5.9402	5.7136	9.2563	7.7933	6.629	11.7231	12.023	10.7862	4.1261
	LSI	35.3784	33.0713	36.3832	35.2494	33.3038	36.9853	35.7488	30.5118	30.5325	28.5388	28.3619	37.7418	30.4497	28.7858	32.8129	33.5106	32.9604	3.1242
	ENN_MN	14.4073	13.0693	21.5315	14.6341	14.6897	21.4652	24.4501	24.7747	26.0971	28.5618	28.327	25.4749	24.0568	28.2033	19.0644	19.9284	21.7960	5.3305
	MESH	0.2376	0.2482	0.0868	0.2424	0.2593	0.0805	0.0746	0.0904	0.0852	0.0619	0.058	0.0739	0.0904	0.0791	0.1456	0.1476	0.1288	0.0746
森林 Forest	PLAND	55.1842	59.9834	35.1826	54.8037	58.7057	32.2333	33.72	23.9634	25.7799	35.3123	36.4142	15.693	25.0567	35.9429	11.5639	12.5658	34.5066	15.7589
	LSI	24.901	23.6298	23.6151	24.2722	24.465	23.1804	12.1363	8.8939	9.6232	9.7659	9.6147	11.208	8.9239	9.9492	23.5867	24.9065	17.0420	7.3119
	ENN_MN	10.6578	8.4013	19.4409	10.8625	9.5179	20.481	73.7808	87.4177	84.7819	84.2184	74.4824	99.6734	85.7261	75.7436	26.6927	23.3029	49.6988	35.4596
	MESH	36.1076	40.2113	9.0832	33.6526	38.1043	8.0441	28.5624	51.7723	29.9521	112.509	120.314	7.9373	53.6491	108.699	0.7018	0.7461	42.5029	39.1860
植生地 Plant	PLAND	6.0236	4.6898	6.6435	5.859	4.8506	6.6392	3.5966	3.8241	3.4798	3.282	3.2192	3.7075	3.606	3.1062	12.0354	13.1233	5.4804	3.0339
	LSI	29.7017	25.0932	32.7876	29.1136	25.599	33.3886	34.4129	25.0859	27.0628	24.7921	24.4308	36.1201	25.0557	26.012	30.9878	31.31	28.8096	3.9310
	ENN_MN	30.21	38.7678	28.796	31.0999	39.37	27.8672	35.5324	35.0778	37.4426	36.7387	37.9597	38.1303	36.74	39.3329	16.0362	15.72	32.8013	7.5915
	MESH	0.0427	0.0337	0.0626	0.0419	0.0357	0.0616	0.0122	0.0565	0.0511	0.0484	0.048	0.0136	0.0541	0.045	0.4599	0.7167	0.1115	0.1925
陸域水體 Water	PLAND	3.8528	3.9408	3.7373	3.8047	3.8961	3.7278	1.7546	16.4642	12.7777	14.2169	14.3799	2.0274	16.0124	12.7092	3.4358	3.5511	7.5180	5.6351
	LSI	32.2629	33.3724	36.5179	32.6298	32.935	37.6844	43.9904	20.5035	23.1361	18.719	18.1603	50.601	20.6068	19.7871	25.8813	26.3406	29.5705	9.5860
	ENN_MN	37.6516	34.9203	26.7875	35.6687	36.7923	26.3557	20.2913	16.9504	16.61	17.913	19.2653	18.4541	16.3667	18.4337	27.1121	31.2809	25.0534	8.0051
	MESH	0.0582	0.0446	0.0601	0.058	0.0431	0.0588	0.0103	26.6085	14.9416	19.5975	20.1758	0.015	25.0346	15.085	0.1074	0.1078	7.6254	10.4766
CONTAG		62.7818	66.0067	55.8073	62.7032	65.3114	55.5424	60.2538	54.5218	55.7256	56.6777	56.9515	61.4722	54.8113	57.1655	49.3026	48.8058	57.7400	5.0373
IJI		80.6476	77.0223	84.6911	80.7467	77.2311	84.4383	79.1098	81.6173	80.0439	81.9895	82.1711	75.4774	81.2211	81.7835	80.7959	80.7645	80.6094	2.4725
SHDI		1.4212	1.3025	1.6831	1.4262	1.3286	1.6905	1.5182	1.7756	1.7193	1.6951	1.6864	1.4498	1.7637	1.671	2.0937	2.1094	1.6459	0.2355

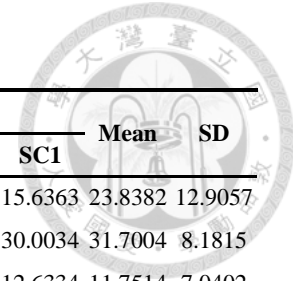


表 20 各樣區半徑 2500 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites															Mean	SD	
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1			SC1
稻作 Rice	PLAND	7.6076	3.9894	27.6986	7.7903	4.2758	30.0404	36.5355	33.2943	34.5779	28.6847	28.0012	45.7564	33.0122	29.4553	15.0547	15.6363	23.8382	12.9057
	LSI	21.3347	16.787	37.8329	21.5281	17.3881	39.3583	39.0394	36.5994	37.2459	33.8443	33.5621	42.4697	36.5303	34.1576	29.5253	30.0034	31.7004	8.1815
	ENN_MN	24.9174	25.0115	10.0117	19.0451	22.4984	9.5926	7.0527	6.792	5.5365	7.1277	7.302	6.1771	6.8646	5.7774	11.683	12.6334	11.7514	7.0402
	MESH	0.2169	0.0747	0.707	0.225	0.0809	0.7628	1.5302	1.7221	1.6483	1.3014	1.2597	2.47	1.6001	1.3553	0.3295	0.3581	0.9776	0.7275
旱作 Dry	PLAND	16.7581	15.2665	10.7922	16.6953	15.5698	10.3963	8.4396	9.0103	8.5159	7.4972	7.3827	8.4401	8.9206	7.4924	11.1344	11.7147	10.8766	3.3724
	LSI	43.2732	40.6947	45.0852	43.2854	41.3458	45.6325	41.2883	37.9041	38.0967	36.0581	35.8738	42.9149	37.8379	36.3122	39.7095	40.6166	40.3706	3.1482
	ENN_MN	14.7397	14.9452	21.1979	15.2279	14.7268	21.8548	26.1306	22.7867	24.7605	24.2503	23.4415	26.3153	22.9173	25.3862	19.9328	19.876	21.1556	4.1845
	MESH	0.2381	0.2134	0.0846	0.2383	0.2181	0.0763	0.0773	0.1105	0.1017	0.0839	0.0827	0.0709	0.1075	0.082	0.1405	0.1479	0.1296	0.0623
森林 Forest	PLAND	53.8413	61.6089	36.1399	53.6813	60.7465	33.739	33.2946	25.4399	26.6414	34.408	35.3725	20.4856	26.1723	34.4385	10.7411	11.6067	34.8973	15.6353
	LSI	30.8542	27.4229	26.9981	30.423	27.9445	26.2839	13.6011	10.4495	11.3381	11.4468	11.4198	12.6706	10.5539	11.904	30.0985	31.1805	20.2868	9.0231
	ENN_MN	11.9592	10.6401	23.2033	12.4246	10.3934	25.0892	72.0166	92.9845	94.5735	82.8119	82.4336	92.9288	98.5615	76.9291	26.2761	25.8258	52.4407	36.2780
	MESH	35.9979	92.6285	20.3959	35.6601	83.1905	18.0841	73.0053	91.2696	91.8197	163.454	173.785	16.7451	93.3182	149.165	0.6507	0.7159	71.2428	56.4809
植生地 Plant	PLAND	6.0256	4.5558	6.0559	5.8503	4.6276	5.9858	3.164	3.5785	3.5665	3.3371	3.3114	3.8863	3.5403	3.1853	10.5692	11.0113	5.1407	2.4598
	LSI	36.88	33.3046	39.8258	36.9375	33.7072	40.5295	39.4505	32.6533	34.4098	31.5337	31.1091	41.4064	32.8224	32.0607	37.6463	38.3388	35.7885	3.4751
	ENN_MN	30.1861	37.3935	28.8262	30.6909	35.3378	28.9472	37.1632	35.0449	36.7957	36.4439	35.5108	36.1887	37.3479	38.212	17.8317	17.8785	32.4874	6.5152
	MESH	0.0503	0.0301	0.0539	0.0456	0.0305	0.0523	0.0113	0.0538	0.0516	0.0491	0.0493	0.0354	0.0534	0.0387	0.6566	0.6648	0.1204	0.2112
陸域水體 Water	PLAND	3.6456	3.5782	3.5463	3.7243	3.6439	3.4844	2.8139	13.3097	11.319	12.6614	12.8326	4.7833	13.0342	11.7287	2.8699	2.9844	6.8725	4.5307
	LSI	42.227	41.8395	43.4979	42.2211	42.1099	43.5266	45.1513	27.6703	28.6518	25.5978	25.1619	39.7528	27.5295	26.2705	30.982	31.6525	35.2402	7.7885
	ENN_MN	34.051	32.7864	32.4687	34.0422	33.1587	33.1577	19.474	16.6888	17.4053	14.8473	15.9203	22.3832	15.787	16.9536	31.8021	33.0405	25.2479	8.2560
	MESH	0.0475	0.0462	0.054	0.0507	0.0501	0.054	0.1412	26.5498	17.74	23.282	24.0553	1.634	25.2018	19.3101	0.0761	0.0771	8.6481	11.4146
CONTAG		61.9806	66.2804	56.7266	61.9182	65.7986	56.5507	59.541	54.5328	55.0102	56.2626	56.5011	57.3755	54.6286	56.371	50.3845	49.7762	57.4774	4.6802
IJI		81.5111	79.5442	83.9297	81.6618	79.6672	83.6274	79.2588	82.6323	81.4084	83.2538	83.3289	77.9	82.5363	82.7656	80.3322	80.3982	81.4847	1.7997
SHDI		1.4541	1.2916	1.6502	1.4575	1.3094	1.6554	1.5561	1.7743	1.7516	1.7111	1.7027	1.6338	1.7708	1.7051	2.0527	2.0742	1.6594	0.2190

表 21 各樣區半徑 3000 公尺環域範圍內景觀指數

嵌塊體類型 Patch Type	景觀指數 Landscape Metrics	樣區 Sampling Sites															Mean	SD	
		MO1	MO2	MO3	MC1	MC2	MC3	LO1	LO2	LO3	LO4	LO5	LC1	LC2	LC3	SO1			SC1
稻作 Rice	PLAND	9.6149	6.4545	28.1222	9.7656	6.5075	29.8501	32.7984	34.0601	34.8587	29.5266	28.9639	41.087	33.9796	29.9486	14.8912	15.2736	24.1064	11.5821
	LSI	27.8453	23.3199	45.5912	27.6554	23.2488	46.7793	44.0059	43.4034	44.0937	41.499	41.0601	48.4194	43.4811	41.6011	35.1658	35.7998	38.3106	8.4255
	ENN_MN	22.4954	19.9897	10.9623	23.1917	21.4338	9.9768	6.3823	5.1605	6.558	5.8917	6.0316	5.497	5.2198	5.8991	11.9245	11.9522	11.1604	6.7750
	MESH	0.2523	0.1669	0.7687	0.2568	0.175	0.8195	1.4764	1.9928	1.7986	1.5171	1.5063	2.5526	1.9999	1.4392	0.3665	0.3705	1.0912	0.7838
旱作 Dry	PLAND	15.9682	13.5678	12.5239	15.491	13.8059	11.8693	8.3207	9.505	8.7723	8.4517	8.4019	8.798	9.1903	8.0826	10.5183	10.8516	10.8824	2.6669
	LSI	51.7974	47.0054	54.4749	50.9472	47.2005	54.819	46.373	45.493	46.4655	43.6959	43.3884	49.1148	45.8954	43.8905	45.7807	46.6277	47.6856	3.5779
	ENN_MN	15.5793	17.6124	22.0816	15.9196	18.3058	22.0961	25.6674	23.3658	22.7071	23.2918	23.0238	24.9284	22.4024	24.7837	21.4486	20.9924	21.5129	3.0946
	MESH	0.2108	0.1866	0.1397	0.2061	0.1911	0.1127	0.0922	0.1337	0.1004	0.1061	0.1095	0.0864	0.1111	0.0956	0.1369	0.1393	0.1349	0.0418
森林 Forest	PLAND	53.2017	62.4165	33.899	53.9979	61.741	32.6327	34.6184	26.9169	26.9636	32.8883	33.5436	21.3982	27.4099	32.9777	11.8278	12.7744	34.9505	15.4489
	LSI	35.5653	29.8746	33.599	34.45	30.6216	33.1478	15.282	13.3354	12.7805	13.3157	13.5097	14.6513	13.1726	12.7294	35.0744	35.8284	23.5586	10.4181
	ENN_MN	11.1755	11.1101	23.9032	10.9122	11.3013	27.7853	70.2131	72.3563	86.8808	77.9851	71.75	85.9969	72.6026	79.2099	26.04	25.1098	47.7708	31.1111
	MESH	33.5034	166.763	18.3755	44.8983	148.914	17.8519	148.493	137.127	116.942	201.784	211.443	43.2255	139.371	200.037	0.9438	1.1798	101.9282	76.9476
植生地 Plant	PLAND	5.8073	4.625	6.2732	5.671	4.8707	6.0484	3.2436	3.4071	3.6247	3.4737	3.4247	3.8558	3.3693	3.4706	9.4615	9.7439	5.0232	2.0819
	LSI	46.3683	41.6861	50.1371	45.543	42.003	50.2654	43.9431	39.1075	41.5699	39.6095	39.1982	45.5326	39.1045	40.0575	44.6039	45.639	43.3980	3.7017
	ENN_MN	30.4124	33.7301	27.6067	31.1979	33.7976	28.3669	38.6107	38.376	35.2432	33.887	34.8325	36.7539	38.6023	36.7476	19.0153	18.9673	32.2592	6.1885
	MESH	0.0429	0.03	0.0489	0.0427	0.0337	0.0445	0.0262	0.0553	0.0557	0.0491	0.0462	0.0476	0.0549	0.0523	0.4885	0.4927	0.1007	0.1525
陸域水體 Water	PLAND	3.5598	3.0735	3.2952	3.5271	3.1257	3.2816	5.6797	10.846	10.3944	10.336	10.2931	7.1366	10.8799	10.3434	3.0044	3.022	6.3624	3.4971
	LSI	51.8375	48.1706	52.4943	51.655	48.3926	53.0093	38.073	36.8615	36.6004	32.969	32.7713	44.5864	36.7362	32.7076	35.3246	35.6896	41.7424	7.9248
	ENN_MN	34.1311	34.8251	35.4861	32.4252	34.1463	33.8385	23.5546	16.5375	16.3623	17.943	18.1111	17.522	15.8367	18.8499	33.3446	36.2221	26.1960	8.5741
	MESH	0.0475	0.0444	0.0464	0.0479	0.0452	0.0462	3.9366	22.3055	19.5632	20.8285	20.6468	6.0549	22.3078	20.8848	0.1033	0.1016	8.5632	10.1756
CONTAG		61.5474	66.3676	56.1439	61.9289	65.967	56.1657	57.4736	54.9895	55.1416	55.4505	55.5236	55.5701	55.117	55.6793	51.3242	50.732	57.1951	4.5099
IJI		82.481	81.2382	84.1946	82.5835	81.2487	83.8278	81.0717	83.055	82.5071	83.9053	84.0706	79.8828	82.9589	83.5135	81.0087	80.9187	82.4041	1.3480
SHDI		1.4705	1.2907	1.6702	1.4575	1.3057	1.6681	1.6499	1.7539	1.7462	1.7411	1.739	1.7146	1.7488	1.7323	2.0175	2.0393	1.6716	0.2088



表 22 第一階段 GEEGLM 模型結果(係數估計值±標準誤)

一期						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.85±0.38***	-7.12±2.92*	-0.89±0.43*	-8.42±5.8	-0.69±0.42.	-35.77±20.52.
Year2018	0.17±0.11	1.43±0.98	0.28±0.07***	1.85±0.66**	0.25±0.06***	6.14±3.23.
Year2019	0.17±0.11	-0.53±0.52	0.34±0.09***	0.02±0.44	0.27±0.08**	-1.93±1.73
DAT	0.01±0***	-0.01±0.02	0.01±0.00***	0.01±0.01	0.01±0.00***	0.09±0.05.
Temp	0.08±0.02***	0.4±0.11***	0.02±0.02	0.36±0.22	0.01±0.02	1.24±0.71.
Landscape1	0.08±0.01***	0.37±0.2.	0.08±0.02***	0.36±0.06***	0.11±0.02***	1.78±0.82*
Landscape2	0.01±0.01	-0.14±0.16	0.00±0.04	-0.02±0.15	0.05±0.04	0.96±0.8
Farming(Org)	0.06±0.06	-1.64±0.75*	-0.01±0.08	-0.8±0.31**	0.01±0.08	-2.76±2.01

二期						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.88±0.68**	-24.82±8.49**	-1.62±0.45***	-12.94±5.12*	-1.72±0.45***	-13±5.36*
Year2018	-0.09±0.09	4.17±1.5**	0.06±0.11	1.22±0.47**	0.06±0.04	1.21±0.45**
Year2019	-0.34±0.07***	4.36±1.42**	-0.02±0.11	2.14±0.81**	0.03±0.07	2.21±0.79**
DAT	0.01±0.00***	-0.02±0.03	0.01±0.00***	0.03±0.01**	0.01±0.00***	0.02±0.01*
Temp	0.08±0.02***	0.99±0.3***	0.06±0.01***	0.43±0.18*	0.06±0.02***	0.44±0.19*
Landscape1	0.08±0.01***	0.27±0.12*	0.1±0.02***	0.13±0.23	0.12±0.02***	0.41±0.27
Landscape2	0.12±0.03***	0.4±0.36	0.06±0.02***	0.31±0.16.	0.04±0.01***	0.27±0.11*
Farming(Org)	0.26±0.09**	2.05±1.02*	0.18±0.07**	1.67±0.74*	0.21±0.06***	1.72±0.7*

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 22 續

一期								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-1.63±0.3***	-7.76±2.92**	-1.32±0.33***	-8.61±5.44	-1.19±0.27***	-12.59±2.49***	0.16±0.13	1.48±1.14
Year2018	0.09±0.09	0.07±0.68	0.42±0.06***	3.01±1.07**	-0.06±0.05	0.3±0.42	-0.28±0.09**	-1.3±0.44**
Year2019	0.03±0.08	-0.75±0.59	0.3±0.09***	1.23±0.89	0.05±0.06	-0.39±0.61	-0.19±0.09*	-0.48±0.29
DAT	0.00±0.00***	-0.01±0.02	0.00±0.00*	0.01±0.02	0.00±0.00*	-0.01±0.01	0.00±0.00***	0.02±0.01**
Temp	0.08±0.01***	0.42±0.14**	0.05±0.01***	0.34±0.23	0.05±0.01***	0.57±0.11***	0.00±0.01	-0.05±0.05
Landscape1	0.03±0.01*	0.21±0.14	0.02±0.01*	0.2±0.14	0.01±0.01	0.13±0.07.	0.03±0.01**	0.23±0.09*
Landscape2	0.04±0.02*	0.28±0.12*	0.05±0.01***	0.36±0.21.	0.06±0.01***	0.15±0.07*	0.01±0.01	0.03±0.03
Farming(Org)	-0.02±0.06	-0.67±0.54	-0.03±0.04	-0.7±0.81	0.02±0.03	-0.7±0.5	-0.03±0.03	0.01±0.27
二期								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-0.95±0.61	-14.65±7.36*	-0.87±0.55	-20.81±9.78*	-0.76±0.51	-7.78±8.42	-0.46±0.3	-2.68±2.44
Year2018	-0.16±0.09.	2.23±1.25.	-0.08±0.1	2.27±1.54	0.02±0.09	0.35±0.96	-0.08±0.06	0.01±0.44
Year2019	-0.39±0.07***	2.58±1.52.	-0.4±0.08***	1.8±1.96	-0.01±0.08	0.73±0.84	-0.01±0.05	0.36±0.48
DAT	0.01±0.00***	0.02±0.01	0.00±0.00**	0.05±0.02**	0.00±0.00***	0.00±0.01	0.00±0.00**	0.01±0.00*
Temp	0.05±0.02*	0.54±0.25*	0.04±0.02*	0.68±0.3*	0.03±0.02	0.34±0.31	0.02±0.01*	0.1±0.08
Landscape1	0.05±0.01***	0.62±0.14***	0.03±0.01***	0.5±0.05***	0.04±0.01**	0.94±0.48.	0.03±0.01***	0.12±0.05*
Landscape2	0.09±0.02***	0.65±0.25**	0.07±0.03**	0.62±0.15***	0.06±0.01***	1.07±0.46*	0.05±0.01***	0.13±0.07.
Farming(Org)	0.18±0.06**	0.54±0.52	0.08±0.04.	0.28±0.27	0.12±0.06*	1.54±1.07	0.05±0.03	0.36±0.17*

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 22 續

一期								
Variables	Predator	d_Predator	Araneae	d_Araneae	Tet	d_Tet	Coc	d_Coc
Intercept	-1.71±0.23***	-3.68±3.64	-1.32±0.2***	-3.98±1.96*	-1.06±0.17***	-6.75±1.41***	-0.46±0.12***	-3.52±1.2**
Year2018	0.12±0.06*	1.16±0.31***	0.13±0.04***	1±0.2***	0.05±0.04	0.43±0.17*	0.08±0.03**	0.44±0.13***
Year2019	0.15±0.06**	0.95±0.26***	0.23±0.04***	0.86±0.21***	0.16±0.03***	0.92±0.18***	0.04±0.04	0.01±0.17
DAT	0.00±0.00	-0.04±0.01***	0.00±0.00	-0.03±0.01***	0.00±0.00***	-0.04±0.01***	0.00±0.00***	0.00±0.00
Temp	0.09±0.01***	0.26±0.15.	0.06±0.01***	0.24±0.08**	0.05±0.01***	0.36±0.07***	0.01±0.01*	0.14±0.05**
Landscape1	0.04±0.01***	0.03±0.04	0.04±0.01***	0.05±0.05	0.02±0.01**	0.11±0.05*	0.02±0.01***	0.05±0.01***
Landscape2	0.03±0.01**	0.04±0.07	0.03±0.01**	0.04±0.05	0.00±0.01	0.11±0.1	0.02±0.00***	0.00±0.02
Farming(Org)	0.06±0.03.	0.37±0.24	-0.03±0.04	0.13±0.19	-0.04±0.03	-0.03±0.21	0.02±0.02	0.05±0.09
二期								
Variables	Predator	d_Predator	Araneae	d_Araneae	Tet	d_Tet	Coc	d_Coc
Intercept	-1.54±0.56**	-29±7.25***	-0.81±0.44.	-2.7±1.92	-0.38±0.19*	-1.96±0.86*	-1.63±0.4***	-17.37±5.19***
Year2018	-0.17±0.07*	3.94±1.1***	-0.4±0.06***	0.42±0.3	-0.25±0.07***	0.5±0.19**	-0.04±0.06	0.81±0.87
Year2019	-0.35±0.05***	2.63±0.8***	-0.48±0.05***	0.49±0.37	-0.27±0.07***	0.52±0.17**	-0.06±0.04	0.59±1.19
DAT	0.01±0.00***	0.06±0.03*	0.00±0.00.	0.01±0.00.	0.00±0.00	0.00±0.00	0.01±0.00***	0.05±0.01***
Temp	0.08±0.02***	0.92±0.2***	0.05±0.01***	0.08±0.06	0.03±0.01***	0.07±0.03*	0.06±0.01***	0.58±0.17***
Landscape1	0.04±0.01***	-0.03±0.05	0.02±0.01*	-0.02±0.03	0.1±0.04**	0.04±0.13	0.02±0.00***	0.2±0.05***
Landscape2	0.03±0.02	-0.28±0.2	0.04±0.02*	0.04±0.06	0.04±0.02*	0.08±0.07	0.06±0.02**	-0.03±0.13
Farming(Org)	0.15±0.04***	2.12±0.37***	0.05±0.06	0.5±0.19**	0.05±0.04	0.31±0.17.	0.11±0.03**	0.53±0.3.

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1



表 22 續

一期				
Variables	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral
Intercept	-0.64±0.22**	-3.22±1.68.	-1.6±0.58**	89.53±62.88
Year2018	0.1±0.03**	0.73±0.2***	0.11±0.13	23.8±13.21.
Year2019	0.14±0.04***	0.44±0.1***	0.17±0.11	5.57±8.64
DAT	0.00±0.00***	0.00±0.00	-0.01±0.00***	-0.71±0.25**
Temp	0.03±0.01*	0.15±0.07*	0.14±0.02***	-1.17±2.35
Landscape1	0.04±0.01***	0.02±0.03	0.02±0.01.	4.1±0.6***
Landscape2	0.02±0.01.	0.03±0.04	0.05±0.05	14.26±3.82***
Farming(Org)	0.06±0.04	-0.14±0.16	0.03±0.13	-5.15±4.64
二期				
Variables	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral
Intercept	-0.81±0.4*	-15.49±4.95**	0.08±0.71	-10.34±11.33
Year2018	-0.14±0.07.	1.43±0.51**	-0.04±0.12	11.45±6.52.
Year2019	-0.25±0.08***	1.27±0.55*	-0.27±0.12*	1.8±2.28
DAT	0.01±0.00***	0.05±0.02**	-0.01±0.00***	-0.2±0.15
Temp	0.04±0.01**	0.46±0.14***	0.06±0.02**	0.95±0.42*
Landscape1	0.05±0.01***	-0.05±0.06	0.00±0.01	1.75±1.
Landscape2	0.03±0.01*	0.06±0.08	0.05±0.01***	-0.45±0.67
Farming(Org)	0.1±0.04*	1.19±0.41**	-0.03±0.06	-0.49±3.39

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

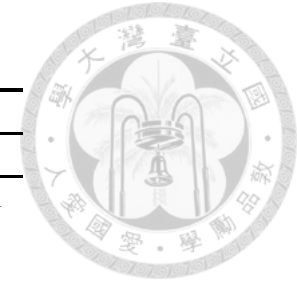


表 23 第二階段 GEEGLM 模型結果(係數估計值±標準誤)

一期有機						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.92±0.56***	-8.15±4.05*	-2.02±0.82*	-13.5±7.04.	-1.64±0.72*	-18.67±11.81
Year2018	0.29±0.18	0.81±0.33*	0.45±0.15**	1.19±0.59*	0.37±0.09***	1.84±1.1.
Year2019	0.29±0.17.	0.44±0.11***	0.49±0.17**	0.72±0.29*	0.38±0.12**	1.06±0.56.
DAT	0.01±0.00*	-0.02±0.01**	0.01±0.00.	0.01±0.01	0.01±0.00.	0.03±0.03
Temp	0.09±0.02***	0.44±0.16**	0.07±0.03.	0.57±0.3.	0.05±0.03	0.75±0.49
Landscape1	0.09±0.02***	0.23±0.09**	0.11±0.03***	0.45±0.05***	0.15±0.02***	0.48±0.14***
Landscape2	0.03±0.01*	0.05±0.05	0.01±0.08	-0.17±0.11	0.02±0.07	0.76±0.46.
Predator_last	0.12±0.11	-0.78±0.43.	-0.04±0.14	-1.01±1.52	-0.06±0.14	-2.35±2.16
Parasitoid_last	-0.04±0.2	-1.36±0.62*	0.08±0.23	-1.9±1.74	0.08±0.22	-0.07±3.41

一期慣行						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.73±0.54**	-7.79±8.88	-1±0.73	-6.81±11.21	-1.14±0.71	-78.66±46.1.
Year2018	0.08±0.13	1.87±1.8	0.2±0.03***	2.59±1.13*	0.2±0.07**	10.06±6.01.
Year2019	0.07±0.14	-0.24±1.49	0.31±0.12**	0.18±0.91	0.27±0.13*	-6.4±3.29.
DAT	0.01±0***	0.09±0.09	0.01±0.00***	0.04±0.04	0.01±0.00***	0.01±0.04
Temp	0.07±0.02**	0.38±0.35	0.01±0.03	0.25±0.45	0.02±0.03	2.84±1.54.
Landscape1	0.07±0.01***	0.85±0.45.	0.08±0.01***	0.39±0.18*	0.11±0.05*	6.18±1.63***
Landscape2	0.01±0.01	-0.72±0.45	0.00±0.05	0.00±0.29	0.1±0.03**	2.23±1.05*
Predator_last	0.26±0.08**	-6.41±7.18	-0.05±0.08	0.09±3.37	-0.05±0.11	11.68±11.54
Parasitoid_last	0.02±0.16	-6.87±3.6.	0.08±0.19	-4.64±1.85*	0.2±0.17	-0.84±11.47

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1



表 23 續

二期有機						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.08±0.9	-1.83±13.76	-1.44±0.63*	-8.58±7.23	-1.13±0.54*	-8.65±8.15
Year2018	-0.06±0.12	1.62±2.96	0.24±0.12*	0.7±0.92	0.16±0.09.	0.59±1.02
Year2019	-0.35±0.1***	0.51±2.03	0.11±0.07	2.36±1.99	0.09±0.07	2.48±1.98
DAT	0.01±0.00***	-0.08±0.05.	0.01±0.00***	0.02±0.02	0.01±0.00***	0.01±0.02
Temp	0.08±0.03*	0.74±0.5	0.05±0.02*	0.39±0.27	0.04±0.02.	0.4±0.29
Landscape1	0.11±0.03***	0.63±0.29*	0.14±0.03***	-0.12±0.5	0.17±0.03***	0.17±0.48
Landscape2	0.14±0.05**	0.31±0.47	0.07±0.01***	0.52±0.22*	0.04±0.01***	0.54±0.21*
Predator_last	-0.01±0.06	-9.74±3.51**	0.06±0.08	-2.17±2.46	0.04±0.08	-2.05±2.36
Parasitoid_last	-0.37±0.13**	1.04±2.98	-0.2±0.09*	2.3±2.24	-0.18±0.09*	2.53±2.29

二期慣行						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-2.6±1.05*	-19.07±9.4*	-1.96±0.53***	-9.79±4.94*	-2.62±0.51***	-10.59±4.98*
Year2018	-0.04±0.17	0.84±1.13	0.03±0.21	0.47±0.58	0.26±0.09**	0.73±0.57
Year2019	-0.27±0.14.	1.34±1.41	0.04±0.25	1.03±1.03	0.26±0.14.	1.25±0.96
DAT	0.01±0.00***	0.03±0.02*	0.01±0.00***	0.02±0.00***	0.01±0.00***	0.02±0.00***
Temp	0.11±0.03**	0.8±0.34*	0.07±0.02***	0.37±0.17*	0.08±0.02***	0.4±0.18*
Landscape1	0.08±0.02***	0.41±0.16**	0.08±0.04.	0.11±0.11	0.11±0.04**	0.3±0.12*
Landscape2	0.14±0.06*	0.42±0.28	0.06±0.04.	0.00±0.07	0.04±0.02.	0.01±0.05
Predator_last	0.18±0.12	-2.47±1.64	0.11±0.08	-1.54±1.18	0.07±0.07	-1.48±1.08
Parasitoid_last	-0.12±0.1	-0.78±3.05	-0.06±0.09	1.03±2.04	-0.02±0.07	1.14±1.84

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 23 續

一期有機								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-1.08±0.5*	-11.04±1.78***	-1±0.5*	-15.25±5.23**	-1.41±0.33***	-10.13±2.37***	0.43±0.21*	3.01±1.61.
Year2018	0.11±0.11	-0.65±0.69	0.47±0.09***	1.29±0.64*	-0.01±0.06	0.78±0.59	-0.33±0.13**	-1.14±0.63.
Year2019	0.05±0.13	-0.68±0.72	0.39±0.1***	1.82±0.57**	0.06±0.1	-0.16±0.29	-0.25±0.14.	-0.28±0.35
DAT	0.00±0.00*	-0.04±0.01**	0.00±0.00	-0.06±0.04	0.00±0.00	-0.02±0.01.	0.00±0.00***	0.02±0.01*
Temp	0.05±0.02**	0.59±0.06***	0.04±0.02*	0.68±0.24**	0.06±0.02***	0.45±0.09***	-0.01±0.01	-0.14±0.08.
Landscape1	0.04±0.02**	-0.12±0.13	0.03±0.03	-0.2±0.3	0.02±0.01*	0.2±0.08*	0.05±0.01***	0.5±0.1***
Landscape2	0.07±0.01***	0.34±0.07***	0.05±0.01***	0.4±0.09***	0.09±0.03**	0.12±0.16	0.00±0.01	0.11±0.05*
Predator_last	0.26±0.09**	-0.19±0.91	0.1±0.14	0.17±1.75	0.23±0.08**	0.06±0.53	0.13±0.04**	0.58±0.27*
Parasitoid_last	-0.26±0.25	1.83±1.58	-0.13±0.28	5.94±4.85	-0.29±0.14*	0.43±0.81	-0.12±0.05*	-1.27±0.29***

一期慣行								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-2.06±0.34***	-4.82±3.46	-1.73±0.51***	-3.56±6.56	-1.38±0.55*	-15.9±4.83**	0.43±0.3	0.6±1.47
Year2018	0.15±0.07*	0.61±0.92	0.55±0.12***	4.02±1.86*	-0.09±0.09	0.02±0.53	-0.38±0.13**	-1.4±0.38***
Year2019	0.06±0.11	-0.56±0.79	0.33±0.19.	-0.15±1.31	0.12±0.06.	-0.5±1.03	-0.21±0.14	-0.61±0.39
DAT	0.00±0.00	0.05±0.05	0.00±0.00	0.1±0.05*	0.00±0.00	0.00±0.02	0.00±0.00***	0.01±0.01
Temp	0.09±0.02***	0.25±0.18	0.07±0.02**	0.08±0.25	0.05±0.02*	0.67±0.21**	-0.01±0.01	-0.01±0.07
Landscape1	0.01±0.02	0.54±0.34	0.01±0.01.	0.43±0.24.	-0.01±0.01	0.05±0.23	0.03±0.01**	0.13±0.01***
Landscape2	-0.01±0.04	-0.02±0.41	0.06±0.01***	0.38±0.45	0.07±0.00***	0.11±0.11	0.01±0.01	0.01±0.04
Predator_last	0.31±0.14*	-2.39±3.17	0.3±0.09***	-4.45±2.33.	0.2±0.13	2.01±0.72**	-0.05±0.04	0.36±0.28
Parasitoid_last	-0.02±0.15	-4.37±2.06*	0.03±0.19	-4.19±3.79	-0.24±0.14.	-3.28±1.92.	0.11±0.11	0.79±0.96

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 23 續

二期有機								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-1.18±1.32	-15.56±8.18.	-1.93±1.12.	-18.19±10.95.	0.24±0.76	-13.46±11.03	-0.38±0.46	-1.59±2.42
Year2018	-0.04±0.17	1.84±1.64	0.16±0.12	0.02±1.96	-0.16±0.16	0.73±1.32	-0.07±0.11	-0.47±0.69
Year2019	-0.34±0.15*	1.79±1.67	-0.23±0.16	0.96±2.45	-0.15±0.12	-0.47±1.07	0.00±0.11	-0.34±0.75
DAT	0.00±0.00	0.01±0.02	0.00±0.00	0.04±0.03	0.00±0.00	0.03±0.01.	0.00±0.00***	0.01±0.01.
Temp	0.08±0.04.	0.73±0.33*	0.09±0.04*	0.79±0.36*	0.01±0.02	0.69±0.52	0.02±0.02	0.13±0.09
Landscape1	0.08±0.01***	0.96±0.27***	0.03±0.01.	0.54±0.07***	0.07±0.02***	1.98±0.57***	0.06±0.01***	0.33±0.06***
Landscape2	0.12±0.01***	0.9±0.27**	0.1±0.03**	0.87±0.18***	0.08±0.01***	1.33±0.29***	0.07±0.01***	0.16±0.06**
Predator_last	0.06±0.08	-1.91±0.93*	0.19±0.09*	-3.15±2.84	-0.1±0.05*	-1.5±1.79	-0.08±0.04.	-1.11±0.42**
Parasitoid_last	-0.18±0.14	-1.6±1.47	-0.13±0.15	-0.62±2.19	-0.1±0.16	-2.53±2.83	-0.08±0.09	-1.01±0.83
二期慣行								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-1.39±0.81.	-13.82±10.34	-0.38±0.83	-12.98±10.73	-1.38±0.65*	-6.82±5.72	-0.91±0.39*	-0.97±1.93
Year2018	-0.08±0.14	1.76±1.43	-0.12±0.18	2.38±1.49	0.03±0.15	0.5±0.38	0.06±0.1	-0.16±0.59
Year2019	-0.31±0.09***	1.7±2.08	-0.42±0.12***	0.96±1.68	-0.08±0.14	0.23±0.47	0.11±0.1	0.09±0.67
DAT	0.01±0.00**	0.04±0.03	0.00±0.00	0.05±0.03*	0.01±0**	0.02±0.02	0.00±0.00**	0.01±0.00***
Temp	0.07±0.03*	0.5±0.36	0.03±0.03	0.37±0.37	0.05±0.02**	0.28±0.18	0.02±0.01*	0.01±0.05
Landscape1	0.03±0.01***	0.39±0.12**	0.05±0.01***	0.23±0.29	0.01±0.01	0.07±0.1	0.01±0.01	0.03±0.03
Landscape2	0.05±0.03	0.06±0.18	0.09±0.05.	-0.02±0.77	0.01±0.02	-0.09±0.13	0.03±0.01**	0.05±0.05
Predator_last	0.00±0.08	-1.48±1.53	-0.07±0.11	-2.02±1.5	-0.08±0.1	-0.47±0.53	0.14±0.07.	0.52±0.47
Parasitoid_last	-0.07±0.08	0.31±2.19	0.11±0.13	2.98±2.15	-0.12±0.11	-1.39±0.64*	-0.06±0.06	-0.44±0.26.

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 23 續

一期有機								
Variables	Predator	d_Predator	Araneae	d_Araneae	Tet	d_Tet	Coc	d_Coc
Intercept	-1.35±0.42**	-1.61±6.66	-1.43±0.45**	-8.52±3.57*	-1.53±0.36***	-11.07±3.71**	-0.8±0.25**	-3.1±1.32*
Year2018	0.1±0.1	1.06±0.6.	0.11±0.05*	1.36±0.37***	0.07±0.03**	0.44±0.2*	0.08±0.05.	0.32±0.23
Year2019	0.32±0.11**	1.82±0.58**	0.23±0.05***	1.57±0.27***	0.21±0.03***	1.08±0.34**	0.07±0.06	0.07±0.34
DAT	0.00±0.00	-0.03±0.03	0.00±0.00	0.02±0.01	0.00±0.00	0.01±0.01	0.00±0.00.	0.00±0.01
Temp	0.07±0.02***	0.22±0.28	0.06±0.02***	0.27±0.13*	0.06±0.01***	0.38±0.11***	0.03±0.01**	0.14±0.07*
Landscape1	0.05±0.01***	0.12±0.11	0.04±0.01**	0.36±0.1***	0.02±0.01*	0.36±0.12**	0.03±0.01***	0.07±0.04
Landscape2	0.05±0***	0.14±0.09	0.03±0.01***	0.07±0.07	0.02±0.01*	0.3±0.06***	0.02±0.01***	0.01±0.04
Neutral_last	0.13±0.04***	-0.04±0.23	0.15±0.06*	1.56±0.51**	0.19±0.06***	1.74±0.63**	-0.02±0.02	-0.09±0.09
Parasitoid_last	-0.18±0.12	-0.29±1.36	-0.06±0.15	-1.88±0.97.	-0.03±0.16	-1.3±0.88	-0.16±0.1	-0.35±0.43
Pest_last	0.04±0.05	-1.18±0.73	0.06±0.05	-1.63±0.34***	-0.05±0.04	-1.31±0.56*	0.11±0.06.	0.26±0.14.

一期慣行								
Variables	Predator	d_Predator	Araneae	d_Araneae	Tet	d_Tet	Coc	d_Coc
Intercept	-1.04±0.32**	-3.95±2.6	-1.07±0.35**	-4.73±1.9*	-1.03±0.28***	-8.46±2.42***	-0.39±0.19*	-2.69±1.6.
Year2018	0.18±0.04***	1.36±0.45**	0.16±0.06**	0.85±0.09***	0.03±0.06	0.51±0.26*	0.1±0.04**	0.58±0.14***
Year2019	0.15±0.05**	0.96±0.47*	0.29±0.07***	0.68±0.28*	0.12±0.04**	0.82±0.32**	0.05±0.05	0.15±0.08.
DAT	0.00±0.00	0.01±0.03	0.00±0.00	0.01±0.01	0.00±0.00	-0.03±0.01***	0.00±0.00***	0.02±0.01.
Temp	0.06±0.01***	0.21±0.12.	0.05±0.02*	0.24±0.09**	0.05±0.01***	0.42±0.11***	0.01±0.01	0.09±0.06
Landscape1	0.05±0.01***	0.15±0.09	0.07±0.01***	0.2±0.04***	0.03±0.01**	0.12±0.04**	0.01±0.01	0.03±0.01*
Landscape2	0.02±0.03	-0.05±0.15	0.04±0.03	0.1±0.07	0.00±0.01	-0.14±0.09	0.00±0.01	-0.07±0.04*
Neutral_last	0.01±0.02	-0.52±0.22*	0.05±0.03.	0.11±0.25	0.06±0.04	0.15±0.26	-0.04±0.03	-0.18±0.12
Parasitoid_last	0.07±0.12	-0.66±0.85	-0.08±0.1	-2.12±0.66**	-0.08±0.08	-0.92±0.67	0.15±0.09.	0.08±0.48
Pest_last	-0.12±0.04***	-1.91±1.01.	-0.07±0.05	-0.88±0.54	0.00±0.06	-0.29±0.51	-0.08±0.06	-0.56±0.43

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 23 續

二期有機								
Variables	Predator	d_Predator	Araneae	d_Araneae	Tet	d_Tet	Coc	d_Coc
Intercept	-1.71±0.42***	-26.5±8.26**	-1.6±0.56**	-5.14±2.95.	-0.44±0.35	-0.34±1.87	-1.49±0.55**	-15±4.08***
Year2018	-0.14±0.11	5.03±1.36***	-0.45±0.13***	0.68±0.32*	-0.21±0.06***	0.13±0.24	-0.23±0.11*	-0.47±1.19
Year2019	-0.42±0.09***	2.36±1.46	-0.62±0.12***	0.91±0.6	-0.15±0.07*	0.56±0.3.	-0.13±0.07*	-0.97±1.41
DAT	0.01±0***	0.07±0.04*	0.01±0.00**	0.02±0.01	0.00±0.00	0.00±0.01	0.01±0***	0.06±0.02***
Temp	0.09±0.02***	1.09±0.22***	0.08±0.02***	0.19±0.09*	0.03±0.02	0.01±0.06	0.06±0.02***	0.55±0.14***
Landscape1	0.08±0.02***	0.48±0.17**	0.03±0.03	0.05±0.05	-0.08±0.03**	-0.63±0.17***	0.04±0.01***	0.33±0.1**
Landscape2	0.04±0.04	-0.43±0.63	-0.01±0.05	-0.02±0.16	0.1±0.01***	0.37±0.03***	0.11±0.03***	0.08±0.21
Neutral_last	0.2±0.1*	-1.32±0.83	0.23±0.07**	0.18±0.29	0.11±0.07	0.45±0.25.	0.11±0.04*	0.26±0.46
Parasitoid_last	-0.24±0.12.	-1.12±2.36	0.08±0.09	-0.12±0.59	0.11±0.07	0.49±0.33	-0.02±0.16	0.23±1.41
Pest_last	-0.25±0.09**	-3.75±1.52*	-0.41±0.07***	-0.67±0.56	-0.15±0.05**	-0.94±0.23***	-0.23±0.07***	-1.48±0.84.

二期慣行								
Variables	Predator	d_Predator	Araneae	d_Araneae	Tet	d_Tet	Coc	d_Coc
Intercept	-1.75±0.86*	-21.3±8.69*	-0.67±0.71	-1.06±2.05	-0.6±0.29*	-2.32±0.84**	-1.54±0.55**	-15.96±6.48*
Year2018	-0.09±0.1	1.7±1.25	-0.28±0.1**	0.15±0.41	-0.11±0.09	0.44±0.19*	0.12±0.06.	1.77±1.25
Year2019	-0.22±0.09*	0.64±1.06	-0.38±0.1***	-0.03±0.48	-0.11±0.1	0.4±0.14**	0.01±0.1	1.89±1.86
DAT	0.01±0.00**	0.06±0.03*	0.00±0.00	0.01±0.01	0.00±0.00	0.00±0.00	0.01±0***	0.05±0.01***
Temp	0.08±0.03**	0.78±0.24**	0.04±0.02.	0.03±0.05	0.03±0.01**	0.07±0.03*	0.05±0.02**	0.53±0.21*
Landscape1	0.03±0.01***	0.03±0.04	0.02±0.01*	-0.02±0.03	0.11±0.02***	-0.01±0.09	0.02±0.01***	0.29±0.14*
Landscape2	0.01±0.02	-0.32±0.14*	0.04±0.02*	0.06±0.04	0.02±0.01.	-0.03±0.04	0.03±0.04	0.29±0.56
Neutral_last	0.09±0.04*	-0.76±0.23***	0.12±0.06*	-0.06±0.29	0.08±0.04.	0.23±0.15	-0.02±0.04	-0.15±0.22
Parasitoid_last	0.35±0.12**	-0.03±0.83	0.13±0.1	0.32±0.21	-0.01±0.07	-0.2±0.12.	0.23±0.09*	3.08±2.81
Pest_last	-0.2±0.05***	-1.84±0.26***	-0.05±0.05	-0.37±0.28	0.03±0.03	-0.17±0.12	-0.13±0.07.	-2.62±2.05

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 23 續

Variables	一期有機				一期慣行			
	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral
Intercept	-0.11±0.49	-2.63±2.64	1155.95±842.65	101.6±104.98	-0.71±0.47	-3.7±2.81	581.47±188.49**	100.51±31.62**
Year2018	0.08±0.06	0.52±0.19**	242.78±103.56*	43.13±23.9.	0.13±0.05*	0.95±0.33**	44.27±28.26	5.99±2.74*
Year2019	0.2±0.06**	0.57±0.14***	150±60.08*	22.2±13.44.	0.09±0.05.	0.51±0.19**	6.4±23.18	-0.12±3.36
DAT	0.00±0.00***	-0.01±0.00***	-5.12±1.97**	-0.97±0.39*	0.00±0.00	0.02±0.02	-0.75±0.63	-0.07±0.14
Temp	0.01±0.02	0.15±0.11	-27.85±30.51	-1.38±3.83	0.03±0.02	0.13±0.13	-17.22±8.11*	-2.66±1.25*
Landscape1	0.05±0.00***	0.08±0.01***	20.49±3.97***	3.09±0.43***	0.02±0.00***	-0.02±0.06	8.93±3.1**	1.75±0.88*
Landscape2	0.03±0.01**	0.05±0.04	125.65±25***	24.99±3.77***	-0.01±0.03	-0.13±0.17	14.47±7.58.	5.7±3.62
Predator_last	0.00±0.09	-0.36±0.31	-145.73±108.07	-17.7±14.57	0.06±0.1	-0.77±0.76	-19.26±32.97	-20.1±7.65**
Pest_last	0.02±0.05	0.13±0.24	-	-	0.05±0.08	-0.21±0.7	-	-

Variables	二期有機				二期慣行			
	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral
Intercept	-0.94±0.94	-16.7±7.86*	193.05±82.56*	22.42±21.22	-1.22±0.48*	-7.99±4.19.	91.24±63.44	-7.39±20.54
Year2018	-0.06±0.12	1.31±0.82	60.75±45.35	1.9±2.41	-0.04±0.1	0.32±0.4	6.39±40.59	13.02±12.76
Year2019	-0.12±0.12	1.21±1.36	-33.46±16.55*	-9.17±3.05**	-0.2±0.07**	-0.13±0.18	-40.86±15.41**	2.4±5
DAT	0.01±0.00***	0.07±0.02**	-2.29±1.13*	-0.17±0.11	0.00±0.00**	0.03±0.02*	-1.71±0.87*	-0.2±0.23
Temp	0.05±0.03	0.57±0.22*	2.01±3.14	0.36±0.45	0.06±0.01***	0.3±0.13*	3.39±2.65	0.87±0.79
Landscape1	0.03±0.01**	0.03±0.14	4.75±4.84	-1.13±0.57*	0.07±0.01***	0.05±0.05	11.48±2.81***	2.69±1.01**
Landscape2	0.06±0.02**	0.16±0.2	20.66±5.64***	-0.15±0.78	0.02±0.01**	0.07±0.07	5.19±4.14	0.09±1.36
Predator_last	0.09±0.08	-1.86±0.72**	-64.8±16.76***	-14.72±5.99*	0.17±0.08*	-0.06±0.4	-4.72±9.55	-3.72±3.1
Pest_last	-0.08±0.08	0.41±0.95	-	-	-0.11±0.06.	-1.27±0.29***	-	-

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

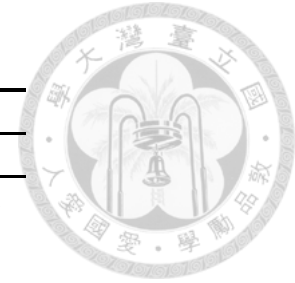


表 24 第三階段 GEEGLM 模型結果 -瓢蟲科與蜘蛛目(係數估計值±標準誤)

一期有機						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-2.03±0.53***	-6.86±3.55.	-1.98±0.71**	-11.79±5.56*	-1.57±0.64*	-17.02±10.41
Year2018	0.28±0.16.	0.84±0.32**	0.43±0.12***	1.22±0.53*	0.38±0.09***	1.84±1.08.
Year2019	0.27±0.15.	0.38±0.11***	0.45±0.14**	0.63±0.23**	0.37±0.12**	1.1±0.61.
DAT	0.00±0.00.	-0.02±0.01*	0.00±0.00	0.01±0.01	0.01±0.00	0.04±0.04
Temp	0.1±0.02***	0.38±0.14**	0.07±0.03*	0.48±0.22*	0.05±0.03.	0.64±0.4
Landscape1	0.09±0.02***	0.22±0.09*	0.1±0.03***	0.42±0.08***	0.13±0.02***	0.56±0.15***
Landscape2	0.03±0.01*	0.03±0.06	0.00±0.07	-0.22±0.12.	0.03±0.06	0.75±0.45.
Coc_last	0.16±0.16	-0.03±0.68	0.44±0.23.	0.09±1.65	0.48±0.22*	-2.51±4.39
Araneae_last	0.19±0.13	0.04±0.41	0.09±0.18	0.13±1.32	0.02±0.16	-1.84±2.27
Parasitoid_last	-0.04±0.18	-1.89±0.83*	0.07±0.22	-2.64±1.6.	0.06±0.18	-0.57±3.42
一期慣行						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.62±0.67*	-3.57±6.85	-1.02±0.8	-5.51±10.97	-1.24±0.72.	-89.23±45.09*
Year2018	0.06±0.13	2.19±1.92	0.2±0.04***	2.53±1.03*	0.2±0.06***	9±4.52*
Year2019	0.05±0.15	0.4±1.44	0.34±0.11**	0.29±0.85	0.28±0.12*	-6.43±2.76*
DAT	0.01±0.00***	0.1±0.09	0.01±0.00***	0.05±0.03.	0.01±0.00***	-0.11±0.06*
Temp	0.07±0.03*	0.1±0.27	0.02±0.04	0.18±0.42	0.02±0.03	3.64±1.75*
Landscape1	0.07±0.01***	0.85±0.41*	0.09±0.01***	0.42±0.17*	0.11±0.05*	6.04±0.96***
Landscape2	0.00±0.02	-0.65±0.37.	0.00±0.05	-0.07±0.39	0.1±0.03***	1.71±0.93.
Coc_last	-0.12±0.19	-8.16±3.99*	0.22±0.21	-2.93±1.67.	0.25±0.18	49.28±28.36.
Araneae_last	0.05±0.08	-3.16±3.46	-0.17±0.12	-0.87±1.92	-0.06±0.11	1.05±3.7
Parasitoid_last	0.11±0.18	-7.53±4.72	0.12±0.18	-3.76±2.33	0.18±0.17	-2.81±9.17

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1



表 24 續

二期有機						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.47±0.94	-7.25±12.34	-1.83±0.56**	-12.4±7.55	-1.51±0.51**	-11.84±8.45
Year2018	0.09±0.15	-0.06±2.99	0.39±0.11***	1.55±1.6	0.3±0.08***	1.2±1.74
Year2019	-0.26±0.13*	0.36±2.29	0.2±0.08*	3.16±2.34	0.18±0.08*	3.03±2.38
DAT	0.01±0***	-0.1±0.05*	0.01±0***	0.02±0.01	0.01±0***	0.01±0.02
Temp	0.09±0.03**	0.94±0.48*	0.06±0.02**	0.47±0.3	0.05±0.02*	0.47±0.31
Landscape1	0.11±0.03***	0.28±0.29	0.14±0.03***	-0.18±0.47	0.17±0.03***	0.13±0.47
Landscape2	0.14±0.04**	0.44±0.41	0.07±0.01***	0.57±0.22*	0.04±0.01***	0.59±0.2**
Coc_last	0.22±0.07**	-1.48±1.84	0.18±0.13	0.87±1.94	0.18±0.14	1.02±1.82
Araneae_last	0.00±0.09	-7.8±2.66**	0.17±0.06**	-0.26±2	0.14±0.06**	-0.66±2.01
Parasitoid_last	-0.41±0.12***	-2.62±1.89	-0.25±0.1*	0.81±2.14	-0.23±0.1*	1.16±2.19

二期慣行						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-2.28±1.11*	-17.74±8.86*	-1.68±0.49***	-8.41±3.98*	-2.55±0.55***	-9.35±4.26*
Year2018	-0.16±0.17	-1.24±1.47	-0.05±0.18	-0.68±0.78	0.19±0.13	-0.27±0.69
Year2019	-0.4±0.13**	-0.8±0.78	-0.04±0.21	-0.09±0.41	0.19±0.14	0.3±0.37
DAT	0.01±0***	0.02±0.02	0.01±0.00***	0.02±0.01*	0.01±0.00***	0.01±0.01.
Temp	0.11±0.04**	0.89±0.36*	0.06±0.02***	0.39±0.17*	0.09±0.02***	0.41±0.18*
Landscape1	0.09±0.02***	0.63±0.12***	0.09±0.04*	0.39±0.17*	0.13±0.03***	0.61±0.26*
Landscape2	0.17±0.06**	1.04±0.25***	0.07±0.03*	0.14±0.06*	0.04±0.02.	0.05±0.03
Coc_last	0.27±0.12*	-1.44±1.09	0.06±0.1	-1.37±0.87	0.16±0.07*	-1.4±0.98
Araneae_last	-0.19±0.09*	-6.04±2.43*	-0.11±0.13	-3.45±1.98.	-0.12±0.17	-3.07±1.87
Parasitoid_last	-0.07±0.1	-0.51±2.71	-0.01±0.09	1.47±1.98	0.00±0.09	1.57±1.92

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

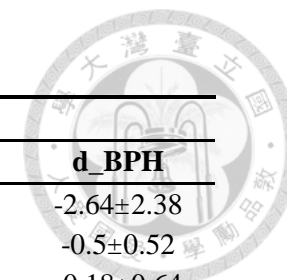
表 24 續

一期有機								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-1.31±0.59*	-10.28±1.77***	-1.04±0.56.	-14.96±5.09**	-1.6±0.38***	-9.99±2.17***	0.25±0.15	2.72±1.44.
Year2018	0.11±0.12	-0.62±0.63	0.47±0.08***	1.32±0.53*	0.00±0.08	0.75±0.6	-0.31±0.14*	-1.05±0.65
Year2019	0.06±0.12	-0.75±0.67	0.38±0.09***	1.72±0.6**	0.07±0.1	-0.19±0.34	-0.24±0.14.	-0.25±0.37
DAT	0.00±0.00.	-0.04±0.02*	0.00±0.00	-0.07±0.06	0.00±0.00	-0.02±0.01.	0.00±0.00***	0.02±0.01***
Temp	0.06±0.02**	0.56±0.07***	0.04±0.02.	0.68±0.26**	0.07±0.02***	0.45±0.09***	0.00±0.01	-0.12±0.06.
Landscape1	0.05±0.02*	-0.13±0.13	0.03±0.03	-0.2±0.29	0.02±0.01*	0.2±0.08*	0.05±0.00***	0.48±0.07***
Landscape2	0.07±0.02***	0.29±0.07***	0.05±0.02**	0.37±0.15*	0.1±0.03**	0.08±0.22	0.01±0.01	0.15±0.05**
Coc_last	-0.12±0.2	0.77±1.51	0.18±0.3	1.74±3.24	-0.04±0.27	0.66±0.78	-0.07±0.06	-0.11±0.8
Araneae_last	0.36±0.1***	0.38±0.83	0.17±0.06**	0.94±2.1	0.13±0.1	-0.28±0.7	0.27±0.06***	1.6±0.71*
Parasitoid_last	-0.31±0.25	1.57±1.72	-0.15±0.25	5.38±4.49	-0.22±0.1*	0.64±0.51	-0.2±0.05***	-1.89±0.47***

一期慣行								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-2.01±0.36***	-3.29±4.07	-1.76±0.5***	-3.59±6.65	-1.3±0.59*	-16.05±4.87***	0.43±0.35	0.09±1.74
Year2018	0.13±0.07.	0.82±1.04	0.53±0.12***	4.35±1.94*	-0.11±0.08	0.00±0.5	-0.38±0.13**	-1.43±0.38***
Year2019	0.02±0.11	-0.45±0.71	0.3±0.19	0.35±1.35	0.1±0.06.	-0.49±0.85	-0.22±0.14	-0.7±0.37.
DAT	0.01±0.00*	0.06±0.05	0.00±0.00	0.08±0.04.	0.01±0.00*	0.01±0.02	0.00±0.00**	0.01±0.01
Temp	0.09±0.02***	0.13±0.24	0.07±0.02***	0.04±0.24	0.05±0.03.	0.68±0.21**	-0.01±0.02	0.02±0.08
Landscape1	0.02±0.02	0.51±0.3.	0.02±0.01*	0.38±0.24	-0.01±0.01	-0.08±0.25	0.03±0.01**	0.12±0.02***
Landscape2	-0.02±0.04	-0.04±0.32	0.06±0.02***	0.43±0.48	0.08±0.00***	0.22±0.11*	0.01±0.01	0.00±0.04
Coc_last	-0.21±0.12.	-4.88±1.6**	0.13±0.17	0.18±5.79	-0.31±0.21	-1.87±0.9*	-0.03±0.23	0.69±0.5
Araneae_last	0.3±0.1**	0.29±1.72	0.15±0.12	-2.82±1.8	0.16±0.07*	0.34±1.38	0.00±0.04	0.43±0.14**
Parasitoid_last	-0.01±0.18	-5.34±2.75.	0.06±0.19	-4.71±3.91	-0.18±0.14	-2.11±1.56	0.09±0.1	0.66±0.93

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 24 續



二期有機								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPH	BPH	d_BPH
Intercept	-1.26±1.24	-14.35±7.74.	-1.87±1.17	-19.84±13.33	0.2±0.68	-12.26±10.82	-0.51±0.39	-2.64±2.38
Year2018	0.02±0.17	0.4±1.27	0.21±0.15	-0.48±1.38	-0.19±0.12	-0.31±1.08	-0.06±0.09	-0.5±0.52
Year2019	-0.31±0.16*	0.42±1.51	-0.23±0.17	0.73±2.28	-0.17±0.1.	-1.64±1.33	0.01±0.09	-0.18±0.64
DAT	0.00±0.00	-0.01±0.02	0.00±0.00	0.03±0.03	0.00±0.00	0.00±0.02	0.00±0.00***	0.01±0.01
Temp	0.08±0.04*	0.79±0.35*	0.09±0.04*	0.85±0.44.	0.01±0.02	0.73±0.56	0.02±0.01.	0.16±0.1
Landscape1	0.08±0.01***	0.86±0.21***	0.03±0.01**	0.46±0.06***	0.07±0.01***	1.84±0.41***	0.05±0.01***	0.29±0.05***
Landscape2	0.12±0.01***	0.95±0.23***	0.1±0.03**	0.92±0.19***	0.08±0.01***	1.34±0.26***	0.07±0.01***	0.18±0.06**
Coc_last	0.06±0.1	1.53±1.99	0.14±0.18	-0.11±1.2	0.01±0.11	2.54±2.51	0.07±0.06	-0.4±0.43
Araneae_last	0.08±0.13	-4.3±2.44.	0.11±0.14	-2.66±2.07	-0.11±0.11	-4.08±3.15	-0.08±0.06	-0.62±0.37.
Parasitoid_last	-0.18±0.13	-2.38±1.93	-0.08±0.14	-1.99±1.33	-0.13±0.15	-2.91±3.52	-0.12±0.09	-1.35±0.87

二期慣行								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPH	BPH	d_BPH
Intercept	-1.24±0.88	-12.56±10.64	-0.4±0.9	-12.53±11.16	-1.3±0.61*	-7.31±5.84	-0.75±0.38*	-0.14±1.84
Year2018	-0.17±0.17	-0.45±1.7	-0.19±0.23	0.49±1.99	-0.01±0.15	0.46±0.59	0.04±0.09	-0.56±0.41
Year2019	-0.4±0.11***	-0.62±1.63	-0.49±0.17**	-1.04±1.95	-0.11±0.16	0.18±0.73	0.1±0.09	-0.32±0.44
DAT	0.01±0.00*	0.02±0.03	0.00±0.00	0.04±0.03	0.01±0*	0.02±0.02	0.00±0.00*	0.01±0.01
Temp	0.07±0.03*	0.62±0.34.	0.04±0.02	0.49±0.34	0.05±0.02**	0.3±0.18.	0.02±0.01.	0.02±0.06
Landscape1	0.05±0.01***	0.69±0.12***	0.07±0.02***	0.84±0.32**	0.02±0.02	0.1±0.11	0.01±0.01	0.06±0.05
Landscape2	0.06±0.03*	0.57±0.16***	0.16±0.05**	1.6±0.88.	0.02±0.02	-0.05±0.15	0.03±0.01.	0.09±0.07
Coc_last	0.03±0.11	-0.44±1.73	0.06±0.12	-0.86±1.73	-0.13±0.11	-0.08±0.96	0.03±0.15	0.61±0.92
Araneae_last	-0.19±0.14	-5.81±2.29*	-0.2±0.19	-5.66±2.59*	-0.11±0.14	-0.35±0.8	0.04±0.06	-0.52±0.23*
Parasitoid_last	-0.05±0.07	0.48±1.87	0.09±0.12	3.28±1.87.	-0.09±0.1	-1.58±0.64*	0.00±0.07	-0.28±0.39

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 24 續

一期有機					一期慣行			
Variables	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral
Intercept	-0.13±0.5	-1.96±2.54	1337.84±905.32	123±113.62	-0.65±0.47	-3.25±2.46	598.45±189.64**	103.47±25.52***
Year2018	0.07±0.06	0.53±0.16***	234.86±95.47*	42.41±23.2.	0.12±0.05*	1±0.35**	45.87±28.48	7.12±3.21*
Year2019	0.2±0.07**	0.57±0.16***	130.91±43.36**	19.33±14.38	0.08±0.06	0.59±0.27*	10.05±23.47	1.02±3.28
DAT	0.00±0.00***	-0.01±0***	-5.68±2.54*	-1.08±0.48*	0.00±0.00	0.02±0.02	-0.5±0.69	-0.13±0.14
Temp	0.01±0.02	0.12±0.11	-36.01±34.09	-2.3±4.22	0.02±0.02	0.1±0.12	-18.57±8.62*	-2.99±1.01**
Landscape1	0.05±0***	0.06±0.02***	23.87±4.73***	3.55±0.34***	0.02±0***	-0.02±0.06	8.49±2.54***	2.08±0.79**
Landscape2	0.03±0.01*	0.01±0.05	119.55±27.55***	24.51±4.08***	-0.02±0.03	-0.12±0.16	14.76±8.51.	5.37±3.49
Coc_last	-0.05±0.05	1.28±0.55*	116.93±165.32	20.41±31.06	-0.16±0.11	-0.93±0.75	-69.12±48.55	-9.66±7.54
Araneae_last	-0.06±0.07	-0.75±0.27**	-119.48±45.56**	-13.44±14.69	0.08±0.09	-0.45±0.55	-14.12±8.32.	-8.11±1.96***
Pest_last	0.05±0.04	0.12±0.19	-	-	0.07±0.08	-0.18±0.84	-	-

二期有機					二期慣行			
Variables	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral
Intercept	-0.73±0.9	-18.7±8.37*	21.74±77.44	5.48±20.12	-1.12±0.41**	-8.24±3.97*	134.98±87.06	0.3±23.97
Year2018	-0.09±0.13	1.08±0.88	86.72±69.15	-1.11±2.64	-0.03±0.08	0.57±0.32.	-16.91±26.84	7.06±8.62
Year2019	-0.12±0.13	1.17±1.18	-1.47±33.03	-11.83±5.53*	-0.19±0.04***	0.16±0.29	-64.72±21.83**	-3.87±5.85
DAT	0.01±0.00***	0.07±0.03**	-2.21±1.04*	-0.24±0.17	0.00±0.00***	0.04±0.01*	-1.87±1.05.	-0.24±0.27
Temp	0.04±0.03	0.64±0.24**	5.8±2.66*	1.08±0.36**	0.05±0.01***	0.28±0.14*	3.54±3.42	1.01±0.94
Landscape1	0.03±0.01**	-0.01±0.12	8.44±4.4.	-0.21±0.87	0.07±0.01***	0.02±0.05	9.41±2.79***	2.2±0.85**
Landscape2	0.05±0.02**	0.23±0.19	18.8±6.25**	-0.84±0.75	0.01±0.01.	0.05±0.08	6.17±5.01	0.37±1.56
Coc_last	-0.16±0.07*	-0.21±0.86	-10.36±33.24	7.75±5.04	0.1±0.08	-0.47±0.35	-9.33±20.28	-1.21±4.2
Araneae_last	0.11±0.09	-1.5±0.86.	-8.37±42.2	-19.45±9.59*	0.12±0.11	0.52±0.55	-48.3±51.11	-15.2±14.59
Pest_last	-0.02±0.08	-0.15±0.7	-	-	-0.1±0.07	-1.2±0.28***	-	-

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

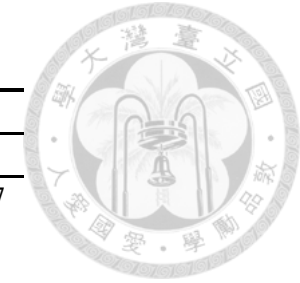


表 25 第三階段 GEEGLM 模型結果 - 瓢蟲科與長腳蛛科(係數估計值±標準誤)

一期有機						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.96±0.52***	-6.86±3.6.	-1.94±0.74**	-11.61±5.6*	-1.56±0.66*	-17.37±10.87
Year2018	0.27±0.17	0.83±0.34*	0.43±0.13***	1.2±0.56*	0.38±0.1***	1.96±1.15.
Year2019	0.26±0.16	0.37±0.12**	0.43±0.14**	0.56±0.28*	0.36±0.12**	1.23±0.51*
DAT	0.01±0.00*	-0.02±0.01*	0.00±0.00	0.01±0.01	0.01±0.00	0.03±0.04
Temp	0.09±0.02***	0.38±0.14**	0.07±0.03*	0.47±0.22*	0.05±0.03.	0.65±0.41
Landscape1	0.09±0.02***	0.22±0.09*	0.1±0.03***	0.42±0.08***	0.13±0.02***	0.55±0.16***
Landscape2	0.03±0.01*	0.03±0.06	0.00±0.07	-0.23±0.11*	0.03±0.06	0.72±0.42.
Coc_last	0.15±0.17	-0.02±0.68	0.45±0.23*	0.09±1.65	0.48±0.22*	-2.6±4.54
Tet_last	0.19±0.14	0.03±0.45	0.14±0.11	0.43±1.03	0.06±0.09	-1.43±1.74
Parasitoid_last	0.00±0.15	-1.88±0.66**	0.08±0.16	-2.72±1.23*	0.06±0.16	-1.16±2.81

一期慣行						
Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.75±0.67**	-4.01±7.34	-1.06±0.79	-6.17±11.08	-1.28±0.72.	-83.8±41.29*
Year2018	0.08±0.14	2.16±1.83	0.2±0.04***	2.64±1.01**	0.2±0.06**	8.45±4.03*
Year2019	0.05±0.15	0.02±1.21	0.32±0.11**	0.15±0.82	0.27±0.13*	-5.79±2.76*
DAT	0.01±0.00***	0.1±0.08	0.01±0.00***	0.05±0.03.	0.01±0.00***	-0.1±0.05.
Temp	0.07±0.03*	0.12±0.29	0.02±0.03	0.2±0.42	0.03±0.03	3.43±1.62*
Landscape1	0.07±0.01***	0.77±0.33*	0.08±0.01***	0.4±0.13**	0.11±0.05*	5.69±0.88***
Landscape2	0.01±0.01	-0.62±0.34.	0.00±0.05	0.04±0.38	0.1±0.03**	1.73±0.9.
Coc_last	-0.1±0.2	-8.1±3.99*	0.22±0.21	-3.02±1.63.	0.25±0.17	49.3±28.56.
Tet_last	0.23±0.05***	-1.24±1.22	-0.06±0.06	0.84±0.97	0.00±0.07	-5.23±6.04
Parasitoid_last	0.06±0.16	-8.72±6.05	0.05±0.15	-4.68±2.32*	0.15±0.14	-0.52±9.09

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

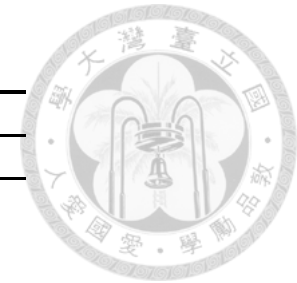


表 25 續

二期有機

Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-1.51±0.97	-13.96±13.26	-1.73±0.55**	-13.92±8.6	-1.43±0.48**	-13.5±9.42
Year2018	0.11±0.15	1.8±3.5	0.38±0.11***	2.7±1.21*	0.29±0.08***	2.41±1.34.
Year2019	-0.25±0.13.	2.43±2.6	0.19±0.08*	4.31±2.12*	0.17±0.07*	4.25±2.16*
DAT	0.01±0.00***	-0.08±0.04*	0.01±0***	0.03±0.02	0.01±0.00***	0.02±0.02
Temp	0.09±0.03**	1.02±0.5*	0.05±0.02*	0.44±0.33	0.05±0.02*	0.44±0.34
Landscape1	0.11±0.03***	0.28±0.29	0.14±0.03***	-0.12±0.41	0.17±0.03***	0.18±0.41
Landscape2	0.14±0.04**	0.43±0.4	0.07±0.01***	0.55±0.2**	0.04±0.01***	0.56±0.18**
Coc_last	0.21±0.07**	-3.39±2.24	0.21±0.12.	0.32±1.96	0.2±0.13	0.41±1.88
Tet_last	0.04±0.11	-5.46±3.25.	0.2±0.08*	2.84±2.21	0.17±0.08*	2.48±2.27
Parasitoid_last	-0.41±0.11***	-2.84±2.02	-0.24±0.09*	0.49±2.09	-0.23±0.1*	0.82±2.15

二期慣行

Variables	Pest	d_Pest	Cic	d_Cic	GLH	d_GLH
Intercept	-2.33±1.1*	-19.32±8.84*	-1.62±0.44***	-9.89±3.97*	-2.52±0.53***	-10.92±4.34*
Year2018	-0.17±0.2	-0.28±0.88	-0.11±0.21	-0.23±0.47	0.15±0.1	0.17±0.56
Year2019	-0.41±0.16*	0.32±0.69	-0.1±0.23	0.41±0.56	0.15±0.11	0.76±0.56
DAT	0.01±0.00***	0.03±0.02*	0.01±0***	0.02±0.00***	0.01±0.00***	0.02±0.00***
Temp	0.11±0.04**	0.84±0.33*	0.07±0.02***	0.39±0.16*	0.09±0.02***	0.42±0.17*
Landscape1	0.09±0.02***	0.5±0.12***	0.09±0.03**	0.22±0.14	0.13±0.03***	0.44±0.22*
Landscape2	0.15±0.06**	0.6±0.28*	0.06±0.03.	0.04±0.08	0.04±0.02.	0.03±0.06
Coc_last	0.28±0.11*	-1.2±1.04	0.08±0.1	-1.38±0.87	0.18±0.07*	-1.45±0.98
Tet_last	-0.28±0.19	-4.88±1.45***	-0.33±0.13*	-3.03±1.21*	-0.26±0.11*	-2.65±1.3*
Parasitoid_last	-0.07±0.09	-1.12±2.84	0.03±0.1	1.09±1.84	0.02±0.1	1.19±1.73

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 25 續

一期有機								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-1.27±0.54*	-9.55±1.94***	-0.95±0.53.	-12.84±4.8**	-1.54±0.37***	-10.26±2.34***	0.28±0.19	2.98±2.03
Year2018	0.08±0.13	-0.69±0.64	0.45±0.08***	1.08±0.64.	-0.01±0.08	0.78±0.65	-0.34±0.14*	-1.2±0.75
Year2019	0.02±0.15	-0.97±0.73	0.34±0.1***	0.98±0.99	0.06±0.1	-0.09±0.36	-0.26±0.15.	-0.49±0.52
DAT	0.01±0*	-0.04±0.02*	0.00±0.00	-0.06±0.05	0.00±0.00	-0.02±0.01.	0.00±0.00***	0.02±0.01**
Temp	0.06±0.02***	0.53±0.08***	0.04±0.02.	0.6±0.25*	0.07±0.02***	0.46±0.1***	0.00±0.01	-0.12±0.08
Landscape1	0.05±0.02**	-0.12±0.12	0.03±0.03	-0.12±0.25	0.03±0.01*	0.2±0.08*	0.06±0.01***	0.48±0.07***
Landscape2	0.08±0.02***	0.29±0.06***	0.05±0.02**	0.4±0.15**	0.1±0.03***	0.07±0.21	0.00±0.01	0.11±0.05*
Coc_last	-0.11±0.21	0.79±1.45	0.2±0.3	1.7±3.08	-0.04±0.28	0.64±0.72	-0.05±0.06	0.1±0.66
Tet_last	0.33±0.09***	1.48±1.22	0.3±0.11**	4.88±3.81	0.12±0.16	-0.71±0.71	0.15±0.05**	1.51±0.97
Parasitoid_last	-0.22±0.2	1.26±1.49	-0.17±0.21	3.98±3.72	-0.18±0.11	0.73±0.57	-0.08±0.05	-1.38±0.34***

一期慣行								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-2.23±0.39***	-3.65±3.79	-1.92±0.53***	-3.94±6.24	-1.4±0.61*	-16.73±4.83***	0.44±0.33	0.08±1.65
Year2018	0.16±0.07*	0.87±1.03	0.56±0.14***	4.4±1.99*	-0.09±0.09	0.1±0.51	-0.38±0.13**	-1.37±0.35***
Year2019	0.01±0.12	-0.46±0.68	0.31±0.2	0.09±1.26	0.11±0.07	-0.54±0.95	-0.21±0.14	-0.66±0.37.
DAT	0.01±0.00*	0.06±0.05	0.00±0.00	0.08±0.04.	0.01±0.00*	0.01±0.02	0.00±0.00**	0.01±0.01
Temp	0.09±0.02***	0.14±0.22	0.08±0.02***	0.05±0.22	0.05±0.03*	0.7±0.21***	-0.01±0.02	0.01±0.08
Landscape1	0.02±0.01	0.51±0.3.	0.02±0.01**	0.36±0.23	-0.02±0.01	-0.08±0.22	0.03±0.01**	0.11±0.01***
Landscape2	0.01±0.04	0.00±0.33	0.06±0.01***	0.32±0.48	0.08±0.01***	0.16±0.09.	0.01±0.01	0.00±0.04
Coc_last	-0.2±0.11.	-4.91±1.64**	0.14±0.17	0.08±5.75	-0.33±0.2	-1.98±0.97*	-0.03±0.23	0.68±0.52
Tet_last	0.56±0.03***	0.72±0.86	0.35±0.09***	-1.03±1.27	0.28±0.1**	1.52±0.94	-0.05±0.04	0.76±0.29**
Parasitoid_last	-0.02±0.2	-5.5±3.16.	0.00±0.23	-5.85±4.65	-0.2±0.13	-2.63±1.46.	0.1±0.1	0.54±0.85

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1

表 25 續

二期有機								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-1.13±1.25	-17.52±6.98*	-1.78±1.19	-22.13±14.19	0.12±0.7	-15.45±12.43	-0.55±0.44	-2.94±2.81
Year2018	-0.03±0.16	0.84±0.98	0.19±0.16	0.06±1.48	-0.17±0.11	0.52±1.31	-0.06±0.06	-0.48±0.35
Year2019	-0.36±0.14*	0.82±0.96	-0.25±0.19	1.29±2.47	-0.15±0.08.	-0.79±0.67	0.01±0.07	-0.16±0.51
DAT	0.00±0.00	0.00±0.01	0.00±0.00	0.04±0.03	0.00±0.00	0.01±0.01	0.00±0.00***	0.01±0.01
Temp	0.08±0.04*	0.86±0.32**	0.08±0.04*	0.89±0.46.	0.02±0.02	0.78±0.55	0.03±0.02	0.17±0.1
Landscape1	0.08±0.01***	0.8±0.16***	0.02±0.01*	0.51±0.07***	0.07±0.01***	1.8±0.41***	0.05±0.01***	0.28±0.05***
Landscape2	0.12±0.01***	0.93±0.16***	0.11±0.03**	0.82±0.16***	0.08±0.01***	1.33±0.23***	0.07±0.01***	0.17±0.07*
Coc_last	0.09±0.08	1.28±1.77	0.17±0.17	-0.72±1.5	-0.01±0.09	2.06±1.87	0.06±0.05	-0.46±0.45
Tet_last	0.00±0.1	-5.41±1.8**	0.11±0.15	-2.27±1.61	-0.1±0.11	-3.67±1.1***	-0.12±0.08	-0.89±0.76
Parasitoid_last	-0.17±0.14	-1.76±1.87	-0.08±0.13	-2.07±1.22.	-0.13±0.16	-2.75±3.69	-0.11±0.09	-1.31±0.95

二期慣行								
Variables	Del	d_Del	WBPH	d_WBPH	SBPH	d_SBPB	BPH	d_BPH
Intercept	-1.33±0.85	-13.67±10.11	-0.51±0.82	-14.5±10.53	-1.33±0.6*	-7.21±5.7	-0.73±0.4.	-0.28±1.82
Year2018	-0.13±0.17	0.58±1.25	-0.11±0.18	1.56±1.4	0.00±0.18	0.4±0.56	0.04±0.11	-0.6±0.49
Year2019	-0.35±0.12**	0.58±1.59	-0.41±0.11***	0.2±1.28	-0.1±0.18	0.14±0.8	0.09±0.11	-0.35±0.53
DAT	0.01±0*	0.03±0.03	0.00±0.00	0.05±0.03.	0.01±0**	0.02±0.02	0.00±0.00*	0.01±0.01
Temp	0.07±0.03*	0.55±0.34	0.04±0.02	0.45±0.35	0.05±0.02**	0.3±0.19	0.02±0.01*	0.03±0.05
Landscape1	0.04±0.01***	0.5±0.16**	0.05±0.01***	0.38±0.26	0.01±0.01	0.09±0.09	0.01±0.01	0.05±0.04
Landscape2	0.05±0.03.	0.19±0.19	0.1±0.04*	-0.06±0.65	0.01±0.01	-0.08±0.14	0.03±0.01*	0.05±0.06
Coc_last	0.03±0.11	-0.18±1.77	0.06±0.13	-0.81±1.79	-0.13±0.1	-0.05±0.95	0.03±0.15	0.62±0.89
Tet_last	-0.14±0.18	-4.43±0.95***	-0.03±0.14	-4.59±1.48**	-0.13±0.2	-0.63±1.03	0.04±0.14	-0.89±0.51.
Parasitoid_last	-0.06±0.07	0.03±1.96	0.06±0.13	2.91±2.1	-0.09±0.11	-1.56±0.61*	0.00±0.07	-0.24±0.38

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1

表 25 續

一期有機					一期慣行			
Variables	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral
Intercept	-0.11±0.5	-1.95±2.4	1283.85±907.41	117.26±117.31	-0.73±0.45	-3.4±2.57	605.37±186.56**	109.04±26.88***
Year2018	0.07±0.05	0.59±0.14***	244.59±98.93*	43.54±23.18.	0.13±0.05**	0.99±0.34**	44.17±28.34	6.16±3.18.
Year2019	0.2±0.06**	0.65±0.2**	133.59±46.34**	20±16.02	0.08±0.05	0.52±0.22*	8.98±23.61	0.4±3.11
DAT	0.00±0.00***	-0.01±0.00***	-6.22±2.45*	-1.13±0.48*	0.00±0.00	0.02±0.02	-0.51±0.67	-0.14±0.14
Temp	0.01±0.02	0.12±0.1	-34.06±34.33	-2.1±4.4	0.03±0.02	0.11±0.13	-18.82±8.54*	-3.2±1.05**
Landscape1	0.05±0.00***	0.06±0.01***	23.67±5.13***	3.52±0.35***	0.02±0.00***	-0.03±0.06	8.11±2.64**	1.88±0.73*
Landscape2	0.03±0.01*	0.00±0.04	129.76±28.54***	25.61±3.88***	0.00±0.03	-0.12±0.16	13.26±8.73	4.49±3.37
Coc_last	-0.04±0.05	1.31±0.46**	103.55±168.79	18.84±31.7	-0.16±0.11	-0.94±0.79	-69.33±49.13	-9.72±7.54
Tet_last	0.00±0.06	-0.62±0.24**	-83.88±48.8.	-10.88±16.29	0.13±0.09	-0.05±0.32	-19.4±10.22.	-10.5±4.51*
Pest_last	0.03±0.04	-0.02±0.18	-	-	0.06±0.08	-0.29±0.89	-	-

二期有機					二期慣行			
Variables	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral	Parasitoid	d_Parasitoid	Neutral	d_Neutral
Intercept	-0.59±0.9	-19.3±8.38*	-13.71±56.87	-14.18±8.47.	-1±0.46*	-7.99±4.13.	128±81.2	-5.32±21.44
Year2018	-0.15±0.12	0.85±0.92	106.57±72.52	4.8±3.62	-0.11±0.1	0.37±0.46	-18.99±32.17	9.46±8.66
Year2019	-0.18±0.14	0.96±1.06	19.59±34.77	-5.61±2.22*	-0.27±0.07***	-0.05±0.35	-64.59±14.1***	-0.86±3.5
DAT	0.00±0.00***	0.07±0.03*	-2.04±0.95*	-0.18±0.13	0.00±0.00**	0.03±0.02*	-1.84±0.96.	-0.21±0.26
Temp	0.04±0.03	0.67±0.24**	5.62±1.96**	1.36±0.48**	0.06±0.01***	0.29±0.13*	3.5±3.42	0.94±0.94
Landscape1	0.03±0.01**	-0.03±0.11	7.94±3.6*	-0.17±0.77	0.07±0.01***	0.04±0.05	9.61±3.04**	2.5±0.84**
Landscape2	0.04±0.02**	0.22±0.18	19.52±6.07**	-0.76±0.68	0.02±0.01.	0.06±0.07	5.04±4.18	0.00±1.31
Coc_last	-0.13±0.07.	-0.3±0.6	-21.4±23.17	2.05±3.49	0.11±0.08	-0.46±0.3	-9.33±17.94	-2.14±4.11
Tet_last	-0.03±0.13	-2.64±0.6***	45.97±61.9	-12.71±6.27*	-0.06±0.08	0.13±0.63	-56.25±37.06	-10.32±12.34
Pest_last	0.02±0.08	-0.09±0.68	-	-	-0.07±0.07	-1.18±0.27***	-	-

$\hat{\beta} \pm SE$, Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1