

東海大學  
景觀學系  
碩士論文

Thesis for the Degree of Master  
Department of Landscape Architecture  
Tunghai University

指導教授：蔡淑美 博士  
Advisor：Su-Mei, Tsai Ph.D.

都市公園塊區及廊道之植被型態與生物多樣性關係之研究  
-以台中市為例  
The Relationship between Urban Parks' Vegetation Types  
and Biodiversities : The Case of Taichung City

研究生：林奕均  
Graduate Student：Yi-Chun, Lin

中華民國 106 年 7 月  
July, 2017

本論文係供東海大學碩士班考試委員審定  
景觀學系碩士學位之用並審查通過。  
中華民國一〇六年六月十四日

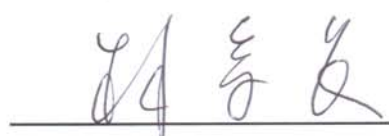
The thesis was submitted to the graduate faculty of Tunghai University in partial fulfillment of the requirement for the degree of Master of Landscape Architecture.

Date : June 14, 2017

審查委員 Approved by :

林宗賢 博士 Dr. Chung-Hsien Lin

逢甲大學景觀與遊憩碩士學位學程 教授  
Professor, Master's Program of landscape & Recreations,  
Feng-Chia University



李英弘 博士 Dr. Ying-Hung Li

逢甲大學建築專業學院 副教授  
Associate Professor, School of Architecture,  
Feng-Chia University



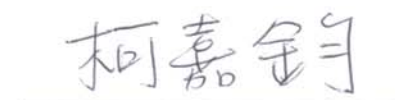
謝宗恒 博士 Dr. Chung-Heng Hsieh

輔仁大學景觀設計學系 助理教授  
Assistant Professor, Department of Landscape Architecture,  
Fu Jen Catholic University



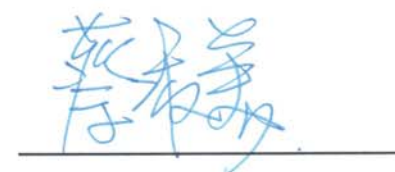
柯嘉鈞 博士 Dr. Chia-Chun Ko

國立高雄餐旅大學休閒暨遊憩管理系 助理教授  
Assistant Professor,  
Department of Leisure and Recreation Management,  
National Kaohsiung University of Hospitality and Tourism



蔡淑美 博士 Dr. Su-Mei Tsai

東海大學景觀學系 助理教授  
Assistant Professor, Department of Landscape Architecture,  
TungHai University



主任 Chairman :

關華山 博士 Dr. Hwa-San Kwan

東海大學建築系 教授  
Professor, Department of Architecture,  
TungHai University



# 都市公園塊區及廊道之植被型態與生物多樣性關係之研究 -以台中市為例

## 摘要

都市快速發展與都市人口擴張，牽動著生態環境的改變，因此人類社會對於永續發展之議題日益重視，加上景觀生態學、生物多樣性等生態環境相關觀念的興起，為提高都市公園之生態功能與品質，使得都市公園相關之生物多樣性研究與日俱增。都市棲地的概念與景觀生態學中，皆強調都市公園生態保護上的功能與價值，並具有豐富的植被資源，能夠提供生物多樣的食物與棲息空間，是都市中最具生態價值且接近自然之棲地。然而長期以來，都市公園的建置與發展多著重於休閒遊憩的功能，以使用者的休閒活動為規劃設計的對象，致使生態功能未能適切發揮。因此本研究目的為探討都市公園植被型態與生物多樣性之關係，透過提升個別公園之生物多樣性，對於整體都市生態綠網之穩定有正面的幫助。經由文獻回顧彙整影響都市公園生態之植被型態相關因子，並以昆蟲與蜘蛛為指標物種，選取台中市16處都市公園與園道作為樣區，進行植被型態與生物多樣性之實地調查與記錄，共有153個有效樣點。

依據相關與差異分析結果，提出以下結論：一、研究結果說明目前台中市公園試圖創造近自然的生態環境，而種植之植被種類與數量，尚未提供良好之生物棲息環境，未能直接反映生態效益。二、將植被層次結構量化，藉由植株體積之計算，以三維向度表達公園之綠量，更能有效解釋其生物多樣性。三、多複層之植被相較於少複層之植被空間，較能夠提供生物良好的隱蔽與生物棲地環境，以及灌木層之重要性與影響力。四、若以生態為主要設計考量，在綠量體積介於部分級距時應以種植多棵喬木為主。五、若以生態為主要設計考量，於草本、喬木兩者組成之層次空間以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，應多以喬木叢植代替單植；於草本、喬木兩者組成之層次空間下，應多以喬木叢植代替列植。

分別針對喬木、灌木與草本，提出台中市公園以生物多樣性為導向之植被型態規劃設計建議。調查發現，黑板樹目前依然是台中市公園中的主要喬木樹種，因此未來公園新栽種的喬木選定，應以多樣化的喬木選種為考量，進而塑造更為良好的生物棲地環境。台中市公園現況而言缺乏灌木種類豐富度與種植分布，應多栽植不同之灌木種類，特別是增加灌木之種植量，以達到複層之目的。草本之植株體積越高則會提高生物之多樣性，因此於允許條件下，使草本植株體積越大越好，亦即可適度調整維護管理之頻率。

【關鍵字】景觀生態學、生物多樣性、植被型態、公園綠地

# **The Relationship between Urban Parks' Vegetation Types and Biodiversities : The Case of Taichung City**

## **Abstract**

The rapid growth of population and urban expansion have caused the transformation on ecological environment, and therefore human emphasize the issue of sustainable development. With the ecological concepts, such as Landscape Ecology and Biodiversity, the related researches of biodiversity is growing to improve the ecological function and quality of urban parks. Urban parks are rich in vegetation resources and provide a variety of food and habitats. However, planning and development of urban parks have long been focused on leisure and recreational functions, which caused ecological function of urban parks failed to play properly. The purpose of this study was to explore the relationship between vegetation types and biodiversities in urban park. By enhancing the biodiversity of individual parks, there was a positive effect on the stability of the urban green networks. Study areas included 16 parks and greenways in Taichung City, in a total of 153 sample sites, investigated vegetation types and diversity of insects and spiders, which selected as indicator species.

Based on the results of statistical analysis, it could be summarized as follows: 1. The species and quantity of vegetation in urban parks of Taichung City hadn't provided a suitable habitat and couldn't reflect the eco-efficiency neither. 2. By calculating volume of vegetation, which expressed multi-level planting in three-dimensional space, could explain biodiversity of urban parks effectiveness. 3. The vegetation of multi-level could provide more suitable and hidden habitat than the vegetation of single-level. It could also show the importance and influence of the shrub layer. 4. Considering to ecological planting design, volume of vegetation in some ranges should plant more trees instead of less trees. 5. Considering to ecological planting design, in the space composed by herbs and trees and in the space composed by herbs, shrubs and trees, the trees should be planted in group than planted in solitary. And in the space composed by herbs and trees, the trees should be planted in group than planted in alley.

Based on biodiversity-oriented, giving some recommendations of vegetation planning and design for the trees, shrubs and herbs respectively. Palimara Alstonia was still the main species in the urban park of Taichung City, so the new planting trees should be selected with a variety of species to provide the more suitable habitat. Shrub should be planted with more different species and increase the distribution to achieve the purpose of the multi-level planting particularly. The higher volume of herb would increase the biodiversity that is to adjust the frequency of planting management.

**【keywords】** Landscape Ecology, Biodiversity, Vegetation Types, Urban Park

# 目錄

<b>第一章 緒論</b>	<b>1</b>
第一節 研究背景與動機	1
第二節 研究目的	4
第三節 研究流程	4
第四節 研究限制	5
第五節 名詞釋義	5
<b>第二章 文獻回顧</b>	<b>7</b>
第一節 都市公園	7
第二節 植被型態	22
第三節 生物多樣性	26
<b>第三章 研究設計</b>	<b>31</b>
第一節 研究架構與假設	31
第二節 研究範圍與調查樣點	33
第三節 調查工具與資料收集方法	35
第四節 統計分析方法	41
<b>第四章 研究結果</b>	<b>43</b>
第一節 樣本描述	43
第二節 植被多樣性與生態特性之 Spearman 相關分析	51
第三節 植株體積與生態特性之 Spearman 相關分析	53
第四節 植株體積與生態特性之迴歸分析	55
第五節 不同植被層次空間型式之生態特性差異檢定	59
第六節 於不同層次空間型式下，相同總植株體積，不同喬木數量之生態特性差異檢定	65
第七節 於不同層次空間型式下，不同喬木排列組合之生態特性差異檢定	75
<b>第五章 結論與建議</b>	<b>89</b>
第一節 結論	89
第二節 建議	93
<b>參考文獻</b>	<b>97</b>
<b>附錄-樣點平面圖與植被型態、生物多樣性數據資料</b>	<b>附錄-1</b>

## 圖目錄

圖 1-1 研究流程圖 .....	4
圖 3-1 研究架構圖 .....	31
圖 3-2 都市公園調查樣區位置圖 .....	33
圖 3-3 繪製 100x100 網格與樣點劃設 .....	35
圖 3-4 繪製 10x10 網格示意圖 .....	37
圖 3-5 繪製樣點平面圖 .....	37
圖 3-6 植被型態調查方法與植株體積計算 .....	38
圖 3-7 相同總植株體積，不同喬木數量示意圖 .....	38
圖 5-1 公園現況與公園間植被型態與生物多樣性之比較關係 .....	91

## 表目錄

表 2-1 以公園規模與屬性為基準之分類表 .....	9
表 2-2 都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究 .....	17
表 2-3 生物多樣性之層級與內涵 .....	27
表 3-1 公園綠地調查樣區表 .....	34
表 3-2 喬木排列組合示意圖表 .....	39
表 3-3 層次空間形式示意圖表 .....	40
表 3-4 研究假設之變項尺度與分析方法 .....	41
表 4-1 都市公園樣本群落特性 .....	50
表 4-2 植被型態與生態特性 Spearman 相關分析表 .....	54
表 4-3 植被層次結構與昆蟲種類豐富度迴歸分析摘要表 .....	55
表 4-4 植被層次結構與蜘蛛種類豐富度迴歸分析摘要表 .....	55
表 4-5 植被層次結構與昆蟲數量迴歸分析摘要表 .....	56
表 4-6 植被層次結構與蜘蛛數量迴歸分析摘要表 .....	56
表 4-7 植被層次結構與昆蟲香農指數迴歸分析摘要表 .....	57
表 4-8 植被層次結構與蜘蛛香農指數迴歸分析摘要表 .....	57
表 4-9 植被層次結構與昆蟲辛普森指數迴歸分析摘要表 .....	58
表 4-10 植被層次結構與蜘蛛辛普森指數迴歸分析摘要表 .....	58
表 4-11 植被層次空間型式 .....	59
表 4-12 草本組成之層次空間與草本、喬木兩者組成之層次空間其生態特性之差異檢定摘要表 .....	60
表 4-13 草本組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間其生態特性之差異檢定摘要表 .....	61
表 4-14 草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間其生態特性之差異檢定摘要表 .....	63
表 4-15 於草本、喬木兩者組成之層次空間下總植株體積級距分類表 .....	66
表 4-16 $0 \leq$ 總植株體積 $< 300$ 喬木數量少與喬木數量多其生態特性之差異檢定摘要表 .....	67
表 4-17 $300 \leq$ 總植株體積 $< 900$ 喬木數量少與喬木數量多其生態特性之差異檢定摘要表 .....	68
表 4-18 $900 \leq$ 總植株體積 $< 1500$ 喬木數量少與喬木數量多其生態特性之差異檢定摘要表 .....	69
表 4-19 於草本、喬木兩者組成之層次空間下不同喬木數量之差異分析結果顯著彙整表 .....	70
表 4-20 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下總植株體積級距分類表 .....	71
表 4-21 $0 \leq$ 總植株體積 $< 600$ 喬木數量少與喬木數量多其生態特性之差異檢定摘要表 .....	72
表 4-22 $600 \leq$ 總植株體積 $< 1800$ 喬木數量少與喬木數量多其生態特性之差異檢定摘要表 .....	73
表 4-23 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下不同喬木數量之差異分析結果顯著彙整表 .....	74
表 4-24 於草本組成之層次空間下喬木單植與列植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	75
表 4-25 於草本組成之層次空間下喬木單植與叢植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	76
表 4-26 於草本組成之層次空間下喬木列植與叢植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	77
表 4-27 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木單植與列植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	78
表 4-28 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木單植與叢植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	79
表 4-29 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木列植與叢植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	80
表 4-30 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木單植與列植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	81
表 4-31 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木單植與叢植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	82
表 4-32 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木列植與叢植其生態特性之差異檢定摘要表 .....	83
表 4-33 於不同層次空間形式下，不同喬木排列組合之生物多樣性差異分析結果顯著彙整表 .....	84
表 4-34 植被型態與生物多樣性研究假設分析結果顯著彙整表 .....	85

# 第一章 緒論

## 第一節 研究背景與動機

十八世紀工業革命帶動科學發展與加速社會變遷，到了二十世紀，都市化已經是全球的發展趨勢。聯合國(United Nations)估計 2050 年全球將有 70%的人口居住於都市。而臺灣有近八成的人口生活在都市之中，伴隨著都市快速發展與人口擴張，都市化之現象加劇，對於自然資源的使用與土地資源的需求持續增加，進而使得自然棲地的減少與破碎化，牽動著生態環境的改變(夏禹九，1999)，同時也對現代人類福祉及未來人類的生存造成嚴重的威脅(林曜松，1998)。察覺上述問題的產生，開始了以生態、永續為導向之都市發展趨勢，1987 年聯合國世界環境與發展委員會(World Commission on Environment and Development, WCED)提出永續發展的理念；1992 年地球高峰會議 (Earth Summit)中，生物多樣性公約(Convention on Biodiversity)的制訂，以針對生物系多樣性(Ecosystem diversity)、物種多樣性(Species diversity)及基因多樣性(Genetic diversity)等三個層級的保護對策為目標，喚起各國政府對於物種保育與維護的理念。生物多樣性具有生態、社會、經濟與倫理上的價值，也是人類生存與社會福祉的基礎(金恒鑣，2014)，近十幾年來生物多樣性相關之研究與保育蓬勃發展，為考量到都市生態系統的完整性，開始重視都市公園中生物棲地的保護與都市生態綠網的建置，以維護都市中的生物多樣性。

1990 年代都市棲地(Urban habitat)強調在都市環境中營造和保留野生動植物生長的環境，兼具情感、環境、生態、教育等多重功能(陳琦維，2004)，而公園屬於都市棲地類型中相當重要的一部分。景觀生態學(Landscape Ecology)最早於 1968 年提出，由地理學與生態學的科學觀點結合產生，強調人與自然環境間的相互作用與協調方式(肖篤寧，1992)，Forman & Godron(1986)於 Landscape Ecology 一書中，確立景觀生態學的內容與重要的理論基礎，利用生態學上的理論、概念與方法，主要研究景觀結構(structure)、機能(function)與改變(change)三個特徵的變動。以景觀生態學之觀點說明，都市環境由塊區(Patch)、廊道(Corridor)以及基質(Matrix)所組成，因此在都市空間指認上，可將公園依其特徵與型態，指認為塊區與廊道，鑲嵌在都市基質之中；其中塊區與廊道須提供生物棲地的功能，影響都市中大多數物種的變動(Forman & Godron, 1986；Thorne, 1993)，連接兩個塊區之廊道更可有效減緩棲地破碎化的負面影響(Collinge, 1996)。總和上述，都市棲地的概念與景觀生態學皆強調公園生態保護上的功能與價值，亦為都市內生物的關鍵棲地。



而長期以來，都市過度開發加上缺乏整體規劃，都市公園之建置與發展主要配合都市計畫相關法令而劃設，以人口分佈與區域位置決定其大小與位置(王小璘、曾詠宜，2003)；都市公園在規劃設計上，多以使用者的休閒活動為對象，並著重於休閒遊憩的功能，致使生態功能未能適切發揮，忽略都市是人類與自然生物共存的环境(劉保廷，2004；柯亭宇，2010；陳婉儀，2013)。然而，都市公園具有豐富的植物資源，能夠提供生物多樣的食物與棲息空間，是都市中最具生態價值且接近自然的棲地，不僅具遊憩活動的功能，因此學者提出都市公園在生態功能方面，需提供生物棲地、覓食環境與遷移路徑，以強化都市的生態條件(王秀娟，2002；簡筱帆，2006)。

為了提高都市環境之生態功能與品質，專家學者紛紛進行公園與生物多樣性之相關研究。過去國內研究多透過文獻回顧彙整出影響生態之環境因子與景觀結構，並配合專家問卷獲得各項因子之相對權重值，以景觀生態學為理論基礎，分別建立景觀結構單元之生態評估架構，例如以塊區型態之公園為研究對象，建立塊區之生態評估架構(涂芳美，2000；陳婉儀，2013)，以廊道型態之公園為研究對象，建立廊道之生態評估架構(何欣怡，1999；吳慧儀，2000；陳坤佐，2001；游振祥，2001；劉保廷，2004)，和以串聯塊區型態與廊道型態而組成的公園為研究對象，建立網絡之生態評估架構(陳彥良，2002；蔡佩真，2004)。另外，有部分研究是透過文獻回顧確立影響生態之環境因子與景觀結構，並配合指標物種的實地調查，利用客觀的量化資料進行統計分析，得知環境因子與景觀結構之影響程度，其研究範圍多位於台北市內之公園(鄭亞嵐，2003；林振鵬，2006；林璇姿，2006；簡筱帆，2006；陳明群，2009；張家豪，2015)，少有以其他縣市為範圍之研究(林利貞，1999；王智聖，2002；洪嘉聰，2005；林承昊，2015)。

上述相關研究中所探討影響生態之環境因子與景觀結構，通常含括公園內部環境、公園周邊都市環境、人為干擾及連接度等層面之影響因素，期望藉由整體都市綠網的鞏固，加強公園之生物多樣性；然而台灣都市空間中，多為小型之公園綠地(王秀娟，1999；郭瓊瑩，2003)，區位配置上也多未形成網絡，日前研究亦發現台中市帶狀園道系統上，空間位置獨立之塊區公園與經廊道連接之塊區公園，兩者間的生物多樣性並無顯著差異(蔡淑美等，2016)，說明台中市帶狀廊道系統之建置，藉由廊道連接塊區以形成網絡，其生態效益尚待證實。經由文獻回顧得知於公園內部環境中，植被為構成棲地環境的主體、直接影響生物棲地的重要因素(涂芳美，1999)，且大部分動物的分佈及族群大小，皆與其棲地中的植被有極大的關係(孫義方，1997)，故本研究以台中市之公園為研究範圍，植被型態為影響生態之環境因子，探討植被型態與生物多樣性之關聯，希望透過提升個別公園之生物多樣性，能對於整體都市生態綠網之穩定有正面的幫助。

植被型態之影響因子包括植被多樣性與植被層次結構，因植被多樣性能構成多樣化的生物環境，並助於生態系統的平衡(韓可宗，1998；林憲德，2004)，而複雜的植被層次結構，可提供生物良好的隱蔽與生物棲地環境(賴明洲等，2005；蔡厚男，2009)；然而，在植被層次結構的相關研究中，植被層次多藉由歧異度指數表示，探討與生物多樣性之關係(林利貞，1999；王智聖，2002；洪嘉聰，2005)，而綠化計量之相關指標皆以平面向度表示公園之綠量或植被資訊，未能呈現出植被層次結構的空間綠量。另外景觀設計手法中，植被層次結構的複層配置或是喬木之排列型態，多重視營造出不同的空間感受，並以人為使用為主要設計考量(侯錦雄、李素馨譯，2003；章錦瑜、鄒君瑋，2010)，因此多與景觀偏好、美質評估等進行研究(林晏州，2000；陳建蓉，2005；蘇文毅，2009；徐子麒，2012)，尚未有相關研究探討複層配置或喬木之排列型態是否對於生物多樣性有所影響。

以往相關研究之指標物種多選擇生態金字塔上高層次的消費者，例如鳥類進行生物調查，近年來開始出現蝴蝶、節肢動物等一級消費者成為研究之指標物種(張家豪，2015；林承昊，2015；Su et al., 2015；Burkman & Gardiner, 2015)。根據研究指出，大部分的生物都不會距離隱蔽的綠地環境太遠，例如甲蟲離開林地的活動半徑不超過 50 公尺(Wildermuth, 1980)，表示節肢動物之移動距離較短；昆蟲是世界上動物種類中數量最多的生物族群(張永仁，1998)，而蜘蛛種類數僅次於昆蟲(Marc, Canard, & Ysnel, 1999；Platnick & Berniker, 2015)，加上在生態金字塔的層次上與植被生產者相鄰，相較於高層次的消費者，更能夠直接的反應與植被型態之間的關係，因此昆蟲與蜘蛛適合作為本研究之指標物種。

本研究以台中市之公園為研究範圍，透過文獻回顧整理出影響生態之植被型態相關因子，並以昆蟲與蜘蛛為指標物種，藉由整理與分析實地調查之數據資料，探討植被型態與生物多樣性之關係。最後依據分析結果，提出未來都市公園植被型態規劃設計之參考，以提昇都市公園之生態功能與生物多樣性。

## 第二節 研究目的

本研究目的為探討都市公園植被型態與生物多樣性之關係，實地調查台中市公園之植被型態與生物多樣性，透過彙整調查之數據資料進行統計分析，並提出未來都市公園植被型態規劃設計之參考，以提昇都市公園之生物多樣性。

## 第三節 研究流程

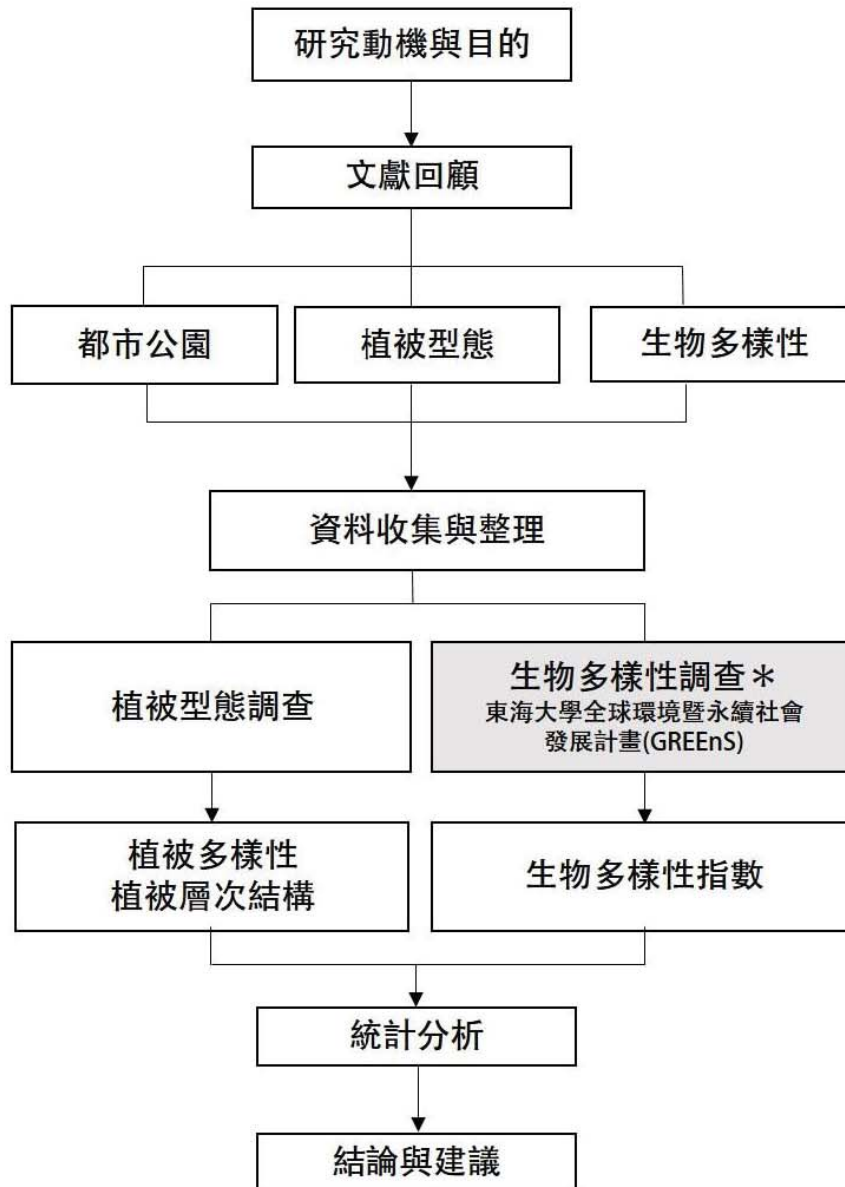


圖 1-1 研究流程圖

\*本研究之生物多樣性資料來源為東海大學「全球環境暨永續社會發展計畫(GREEnS)」；總計畫五：綠色永續環境研究計畫，子計畫三：亞熱帶的永續都市新典範-中台灣河川流域間的生態修復與經營管理，總計畫主持人為東海大學生命科學系林惠真教授，子計畫主持人為卓逸民教授。

## 第四節 研究限制

本研究實地調查生物多樣性與植被型態等資料，受限於時間與資源條件等限制因素，生物多樣性資料為東海大學全球環境暨永續社會發展計畫(GREEnS)中所調查之原始資料，調查時間為2014年7月到9月中旬，上午十點至下午四點；植被型態資料是本研究於2017年1月至2月份，上午九點至下午四點，利用生物多樣性之調查樣點定位，亦即與生物多樣性相同的調查樣點進行植被型態調查。

## 第五節 名詞釋義

將本研究中研究變項的名詞意義說明如下：

### 一、植被型態

綠地系統的生態品質設計，首重植物歧異度設計，植物的歧異度代表植物環境的多樣化，才會有多樣化的生物環境(林憲德，2004)；越複雜的層次結構能提供越多的生態棲位(niche)(Karr, 1968；Karr & Roth, 1971；Wilson, 1974)，提供生物隱蔽及棲息等功能。因此本研究之植被型態包含植被生物多樣性以及植被層次結構；其中植被多樣性之因子包含種類豐富度與數量，植被層次結構之因子包含喬木、灌木、草本三者之植株體積與其總和、三者不同組合形成的層次空間型式以及喬木之排列組合。

### 二、生物多樣性

節肢動物為研究都市生物多樣性重要的物種族群，因為其容易採樣，豐富的種類與生態結構，且可以快速反映棲地環境的改變(McIntyre, 2000)，昆蟲與蜘蛛屬於節肢動物中相當重要的一部分。因此，本研究之生物多樣性包含昆蟲與蜘蛛之種類豐富度與數量，並分別計算其香農指數、辛普森指數。



## 第二章 文獻回顧

### 第一節 都市公園

#### 一、都市公園之定義與分類

##### (一)都市公園之定義

關於公園的定義，受到專業領域與時空背景不同等而有不同角度的詮釋。韋氏新字典(1993)：1.一個圍起來供國王打獵的地方；2.包括有草地、樹木、湖池、小溪等包圍著一鄉下大房子的地方；3.靠近市區，通常有散步的小徑、行車的道路和運動場所的公共娛樂地區；4.在一個都市內有長椅和花草樹木的公共廣場；5.中央政府或地方政府保留起來以為公共娛樂的特殊自然景觀地區；6.體育場。教育部國語辭典將有草木的地面，統稱為綠地，或都市中公園、園林道路及敞開的地面設施，公園為經過造園處理或保留其自然狀態，以作為公眾戶外遊憩及享受大自然的特定場所。

公園(Park)是供給大眾享受戶外之休養、觀賞、遊戲、遊憩、運動，由公共團體經營之造園設施，一般可分為兩大類，都市公園與天然公園(林進益，1977；王鑫，1983)；公園一詞有時會令人有狹義的想法，因此有人喜歡用綠地(Public green)或公共空地(Open space)等名詞，黃南淵(1996)認為，公園綠地由其狹義的定義觀之，可具體表現於建築物之外部開放空間、鄰里、社區或都市法定之公園用地；而若由廣義的詮釋，它應可更廣義涵蓋各類型的綠資源，如生產綠地、水岸綠地、線形綠地，以至兼具生態保育機能的自然公園、國家公園或景觀保育之風景區與區域公園。另外，1996年黃永桀詮釋綠地：凡穩定保持著植物生長的土地，不論是自然植被或人工栽培的植物；廣義的綠地應具有生態環境之功能與社會經濟功能，但往往被曲解成狹義的綠色開放空間(郭瓊瑩，1997)。而蔡佰祿於1983年，定義都市公園(urban park)是位於一般性之高密度人口使用之都市化地區內，與都市居民日常生活息息相關的；周傑(1986)提出廣義的都市公園，包括了街道安全島、散步道以及重要場所之廣場(plaza or open space)和大小公園。以上文獻對於公園有廣義之詮釋，也有狹義之界定，定義之尺度與認知不一，因此各領域之專家學者，於內政部營建署舉辦之全國公園綠地會議(1996)中，經多次討論後達成以下共識，「公園綠地」係泛指穩定保持著植物生長的土地或水域，其廣義定義係指可供生態、景觀、防災、遊憩等功能之開放空間。

本研究之都市公園係指位於都市發展地區內，經都市計畫指定或依建築、道路、建設取得公園綠地或綠帶(郭瓊瑩、王秀娟，1996)，而目前都市計畫地區內，屬於上述「公園綠地」定義之土地或水域包括公共設施用

地之公園，綠地、綠帶、園道、廣場、兒童遊戲場、保護區、風景區、農業區、水岸綠地等(郭瓊瑩，1997)。

## (二)公園系統分類

公園因其保育或開發內容、區位條件與現況使用等差異，可以提供之機能已有所不同(王秀娟，2002)，涵蓋範圍甚廣，而依其目不一分別有不同的分類方法，包含以公園服務半徑範圍為標準來區分(賴哲三，1976)、以公園面積規模大小區分，或是以公園機能、位置、使用對象為標準，區分為五類包括自然公園、區域公園、綜合公園、河濱公園、鄰里公園(王秀娟，2002)。

王秀娟(1999)將廣義公園綠地之空間階層，依其規模與屬性分為自然公園綠地、區域公園綠地及都市公園綠地三個層級，其類型及土地利用型式說明如表 2-1。此分類的公園綠地中，第一階層之自然公園綠地：經常是跨區域、面積廣、形成地景特色或蘊含珍貴資源而經國家中央主管機關指定者，包含自然保留區、生態保護區、水庫集水區保護帶、水源水質水量保護區及特定水土保持區，及具備重要國土保安功能之森林地區；第二階層之區域公園綠地：通常在區域之尺度下跨越都市計畫、非都市計畫範疇，依其主要功能劃分為專用、生產、緩衝、保育、交通、水岸及風景等類型公園綠地；第三階層則為都市公園綠地：指位於都市發展地區內，經都市計畫指定或依建築、道路建設取得之公園綠地或綠帶公園，並且依不同規模、服務範圍來劃分，涵蓋不同尺度之公園、因特殊目的開發建設而可取得之公園綠地、廣場等開放空間以及綠帶，功能則包含居民遊憩休閒、生態保育、古蹟文化保存等(郭瓊瑩，2003)。可發現，三個階層的公園綠地中，以都市中設置的公園綠地與市民的生活最為相關(楊曉婷，2014)，而綠地系統所涵蓋的空間單元，除了法規所規範的公園、綠地用地外，廣義上尚包含水岸、學校等具有自然棲地功能的公園綠地。

本研究為探討都市環境之生態功能，因此研究範圍之公園皆屬於第三階層都市公園綠地之層級，包含都會公園、中心公園、社區公園、人文綠地及綠帶等，其中只有台中都會公園為大型都市公園(50HA 以上)，其餘皆為小型都市公園及園道。

表 2-1 以公園規模與屬性為基準之分類表

空間階層	規模	功能	型式
第一階層	自然公園綠地	具有國家級特殊珍貴自然與人文資源保育、研究及遊憩	國家公園(含一級管制區、史蹟保存區、生態保護區、特別景觀區、遊憩區)。
		保安綠地	自然保留區、生態保育區、水庫集水區保護帶、水源水質水量保護區、特定水土保持區。
		森林資源保護、森林經營	森林區(含森林遊樂區、實驗林、保安林等)。
第二階層	區域公園綠地	專用綠地	特定專用區(如軍事用地、各種事業用地、科學園區等)之綠地。
		生產綠地	農業區、休閒農業區、市民農園。
		緩衝綠地	工業區、工商綜合區之生態綠地。
		保育綠地	都市計畫保護區、非都市土地山坡地保育區、非都市土地變更使用留設保育區。
		交通綠地	景觀道路、運輸綠帶(高速公路與交流道綠地)
		水岸綠地	河濱公園、高灘地、水路、水圳沿線綠帶綠廊。
		風景綠地	區域公園、風景區。
		都會公園	大型都市公園(50HA以上)，或大型環保綠地
第三階層	都市公園綠地	中心公園	都市公園、都市廣場
		社區公園	鄰里公園、兒童遊樂場、遊戲巷等
		都市公園綠地(含人文綠地)	古蹟、紀念物、歷史公園、歷史保存區、植物園、動物園、運動公園、紀念公園、兒童公園、交通公園、學校、墓園、文化中心、美術館、行政機關綠地、廣場、行人徒步區。
		綠帶	綠道、園道、林蔭道、水岸綠帶、自行車專用道、安全島綠帶、圍環綠地等。

資料來源：王秀娟，1999；郭瓊瑩，2003。



## 二、都市公園之生態價值與功能

過去生態保護多著重在自然地區，而近年來各都市開始重視都市地區的自然，開始有都市棲地(Urban habitat)的概念，都市棲地是指都市中野生動物(wildlife)生長的地方，包括河流、公園、墓園、荒野地、廢棄工廠、遊戲場等，通常也包括定期被修剪的草地、少數的闊葉樹和花台的裝飾植物等(Carr, Lane, & Tait, 1993；Wheater, 1999)。Wheater(1999)認為，都市棲地的範圍包括陸地和水域，內陸和海岸，半自然地區和人工的棲地，也可以將都市棲地定義為植物生長的地方，因為植物最明顯的定居者，提供動物庇護場所和食物。而都市棲地的目的在於提供生物生存、繁衍的空間，並提供都市居民在都市中接近自然的機會(楊雙華，2006)，本身具備多方面的效益，涵蓋情感、教育、環境健康、維持生態系穩定、保存生物多樣性、增進社區互動、降低經營成本、降低交通旅次等層面之功能(Kendle & Forbes, 1997；Hough, 1998；陳琦維，2004)，顯示都市棲地在都市中對於整體生態、民眾生活品質而言，皆有重要的存在價值。

都市公園，包含於都市棲地涵蓋的範圍之中，為重要之都市棲地。都市公園的存在與其所提供的機能，可以減緩都市發展上，所造成之生態環境面與人類生、心理層面的問題，而公園具有之功能，透過相關論述及前人研究整理歸納如下(侯錦雄，1998；王秀娟，2002，郭瓊瑩，2003)：

### (一) 生態保護功能

- 1.改善土地，回復地力：降低開發土地之使用強度與面積，還以自然之面貌。藉由自然環境生態演替及充分之養息，重新回復土地之有機性，以發揮更好土地潛力。
- 2.保護生態敏感地區：確保自然生態環境中敏感性高、易遭破壞之區域，不被開發行為所影響，進而維持生態平衡發展。
- 3.提供生物棲地、覓食環境與物種遷徙之廊道：都市發展的過程中，人類的行為無形中改變、破壞了生物的棲息環境，藉由綠地系統之建構，可以提供自然與都市化地區之生物棲息、覓食空間及遷移路徑，強化都市的生態條件。

### (二) 環境保護功能

- 1.淨化空氣、水體與土壤。
- 2.改善都市環境微氣候。
- 3.防災避難、蓄水保土。

### (三) 景觀功能

- 1.保護具特殊空間美質之地景環境。
- 2.提供視覺方面愉悅地享受。

### (四) 生產功能

- 1.農、林、漁、牧生產。

#### (五) 社會人文功能

- 1.提供戶外集合活動、社交之場所。
- 2.強化地點感與認同感。
- 3.培養環境美學基礎
- 4.凝塑環境文化共識。
- 5.建立開放、民主之生活環境觀。

#### (六) 休閒遊憩功能

- 1.抒解身心壓力。
- 2.提供多樣性活動機會。

#### (七) 環境教育功能

- 1.提供自然學習的場所
- 2.培養正確地環境知識
- 3.激發愛護環境潛能
- 4.帶動環境保護參與行動

綜合以上所述，都市棲地在思考概念上，強調兼具提供都市野生動植物生活空間，並適度提供人類使用(陳琦維，2004)；都市公園在早期的定義上多為供大眾享受戶外之休養、觀賞、遊憩、運動之功能，規劃設計上也以人類的使用為主(林進益，1977)；直至景觀生態學、生物多樣性、及都市棲地等觀念興起，才逐漸開始重視公園在都市環境方面，除了淨化空氣、水與阻擋噪音及穩定氣候等環境服務功能之外，更具有支持都市內部的棲息地、連結都市邊緣自然生態系統等生態保護功能(Chiesura, 2004)，落實都市棲地人類與生態共存的概念。因此許多研究以都市公園為研究對象，提高生態功能品質為目的，探討影響棲地之環境因子和如何將都市公園與其他綠地進行系統化的串聯配置，進而提供野生動植物棲地、覓食環境及物種遷徙之途徑，建構完整都市綠地網絡系統。

### 三、都市公園與景觀生態學之關係

#### (一) 景觀生態學

景觀生態學(Landscape ecology)起源於歐洲，最早由德國地理學家 Carl Troll 於 1939 年將景觀與生態兩詞結合使用，並於 1968 年將其定義為對景觀某一地段生物群落與環境間的主要的、綜合的、因果關係的研究，這些相互關係可以從明確的分布組合和各種大小不同等級自然表現出來。二次世界大戰後，基於歐洲重建所需，許多國家展開土地資源調查與開發利用，因此促進景觀生態學相關研究的發展(黃志成、馮豐隆，1998)。直至 1980 年代，景觀生態學在北美才逐漸興起，學者 Forman 強調景觀生態學與其他生態學科不同，著重於研究較大尺度上不同生態系統的空間格局和

相互關係的學科，並與 Godron 於 1986 年共同出版 Landscape Ecology 一書，確立景觀生態學的內容與重要的理論基礎。

自 1980 以來，景觀生態學關於空間異質性、格局、過程、尺度與等級等概念、理論與相關研究湧現，至今景觀生態學一直與景觀之規劃、管理、保護與復育關係緊密。多位學者對於景觀生態學進行簡要完整的表達，認為景觀生態學是景觀學與生態學之間的交叉學科，以景觀為對象，主要研究景觀的空間結構、內部功能及其在空間與時間中的變化情形，特別是人類與景觀相互作用和協調的問題(景貴和，1992；黃志成、馮豐隆，1998)。肖篤寧(1992)提出景觀生態學是以無機環境為基礎，以生物為中心，以人類為主導，正確處理天、地、生、人、文的相互關係，合理調控現有景觀生態系統和規劃設計與建造新的景觀生態系統。2003 年鄔建國定義景觀生態學是研究景觀單元的類型組成、空間配置及其生態學過程相互作用的綜合性學科。

Forman 與 Godron(1986)指出景觀生態學是以景觀為研究對象，其重點在於研究景觀結構(structure)、景觀機能(function)與景觀改變(change)三個特徵的變動，並整理出 7 條景觀生態學的應用原理，提出塊區-廊道-基質(patch-corridor-matrix)模式，認為景觀生態系統是由塊區(patch)、廊道(corridor)與基質(matrix)所組成的一個基本結構單元。以下針對景觀生態學之研究範疇、應用原理與景觀結構單元三個方面分項說明：

#### 1. 景觀生態學之研究範疇

景觀結構、功能和動態是相互依賴、相互作用的，在不同生態學層次，結構與功能皆相輔相成，結構在一定程度上決定功能，而結構的形成和發展同時也受到功能的影響(鄔建國，2003)。以下針對景觀結構、功能和動態進行說明：

##### (1)景觀結構

景觀結構為景觀組成單元間的空間相互關係，包括組成、類型、大小、形狀、分布、數量、格局等相關的能量與物質的分佈。如不同景觀生態系統(或土地利用類型)之面積、形狀及豐富度，其空間格局與能量、物質和生物體之空間分布等，均屬於景觀結構的特徵。

##### (2)景觀功能

景觀功能為景觀結構與生態學過程的相互作用，或景觀結構單元之間的相互作用。這些作用主要顯示在能量、物質和生物有機體在景觀鑲嵌體中的運動過程中。

##### (3)景觀動態

景觀動態為景觀在結構和功能方面隨時間之變化，進而影響到空間之分佈。具體而言，景觀動態包括景觀結構單元的組成成分、多樣性、形狀和空間分布的變化，以及由此導致的能量、物質和生物在分布與運動方面的差異。

## 2. 景觀生態學之應用原理

Forman 與 Godron (1986)基於生態進化與生態演替理論、空間分異性與生物多樣性理論、島嶼生物地理與空間鑲嵌理論、景觀異質性與異質共生理論、尺度效應與自然等級組織理論、生物地球化與景觀地球化學理論以及生態建設與生態區位理論等七項，進而提出七條景觀生態學的主要原理(肖篤寧，1992)，包含景觀結構和功能原理(Landscape Structure and Function Principle)、生物多樣性原理(Biodiversity Principle)、物種流動原理(Species Flow Principle)、養分再分配原理(Nutrient Redistribution Principle)、能量流動原理(Energy Flow Principle)、景觀變化原理(Landscape Change Principle)與景觀穩定性原理(Landscape Stability Principle)，其中前兩條原理重點在討論景觀結構，緊接者三條重於景觀功能，最後兩條則是在討論景觀動態(Forman、Godron, 1986)。

其中選擇與本研究較為相關之景觀結構與功能原理(Landscape Structure and Function Principle)加以論述：於景觀尺度上，每個生態系統(或景觀單元)都可視為一個具有相當寬度的塊區(Patch)、狹長廊道(Corridor)或是背景基質(Matrix)。生態客體廣義上來說例如動物、植物、生物量、熱能、水和礦物養分等，在這些景觀單元間呈異質性分布，而這些景觀單元本身在大小、形狀、數目、類型和外貌上又會發生變化，而測定空間分布是為確認景觀的結構。然而，生態客體會在景觀單元間不停的移動或流動，確定與預測景觀單元間之流動或相互之影響，便可以了解景觀之功能。此原理為許多景觀研究提供通用的術語與架構。

## 3. 景觀結構單元

儘管景觀及其不同，卻都存在共同的基本結構，由塊區(patch)、廊道(corridor)和基質(matrix)所組成。景觀結構單元具體地描述景觀結構、功能與動態，成為一種空間語言(spatial language)(鄔建國，2003)，塊區-廊道-基質模式也利於研究景觀結構與功能之間的相互關係，比較他們在時間上的變化(Forman, 1995)。塊區、廊道和基質三者空間的劃分上是相對的，受景觀尺度之影響，兩者關係密不可分。以下分項說明塊區、廊道和基質三個景觀結構單元：

### (1)塊區(patch)

塊區為外觀上不同於周圍環境的非線形地表區域，是景觀空間比例尺上所能見到的最小均質單元(Forman & Godron, 1986；肖篤寧，1992)。塊區之大小、形狀、位置與分佈皆會直接影響其所具有的生態

功能，以及生態物種的擴散、覓食、繁衍等活動(Forman, 1995)，因此可藉由塊區之相互空間關係指標的運算，檢視景觀生態結構的空間特性(Forman & Godron, 1986)。根據塊區不同的起源與成因，Forman 與 Godron 將其分類為以下類型：

a. 干擾塊區(Disturbance Patches)：

由基質內的局部性干擾造成的斑塊，包括受到自然(土石流、颱風、暴雨、洪水、火災、野生動物、踐踏等自然變化)及人為(林木採伐、礦產開採、等人類活動)干擾所形成的塊區。

b. 殘存塊區(Remnant Patches)：

殘存塊區與干擾塊區相同，兩者皆起源於自然干擾或人為干擾。而殘存塊區為大面積干擾下，局部範圍內幸存的自然或半自然生態系統或其片段，其成因機制與干擾塊區相反，在此情況下，殘存的動植物群落內嵌在受干擾的基質內，例如在火燒景觀時所保留下來的植被塊區。

c. 環境資源塊區(Environmental Resource Patches)：

由於環境資源條件(土壤類型、水分、養分以及與地形相關的各種因素)在空間分布的不均勻性造成的塊區。

d. 引進塊區 (Introduced Patches)：

當人們有意或無意將動物、植物或人類，引入某些地區而形成的局部性生態系統。這類塊區遍佈全球(Marschner, 1959；Lebeau, 1969)，物種動態與塊區周轉率取決於人類的管理，包含種植塊區(Planted Patches)，例如作物地、高爾夫球場等，以及聚居地(Home or Habitations)，例如房屋、庭院、農莊建築及相鄰的周圍環境。

e. 再生塊區 (Regenerated Patches)：

指在先前被干擾而遭破壞的地段上再次出現的生態系統，在形式上與殘留塊區相似，例如都市中的公園綠地。

f. 短生塊區 (Ephemeral Patches)：

由於環境短暫波動或動物引起，持續期很短的塊區(例如荒漠中雨後出現的短生植物群落、演替進程中的過渡群落等)。

## (2) 廊道(corridor)

廊道是指景觀中，與相鄰兩邊環境不同的線性或帶狀結構，其重要結構特徵包括寬度、組成內容、內部環境、形狀、連續性及其與周圍塊區或基質的相互關係(鄔建國，2003)。廊道的起源與成因與塊區相類似，干擾廊道由帶狀干擾所致(如鐵路)，殘存廊道由周圍基質的干擾所引起(如採伐森林留下的林帶)，環境資源廊道是由環境資源在空間上的異質性分佈所形成(如河流廊道)，引進廊道例如防護林帶，

再生廊道是指干擾地區內的再生帶狀植被，例如都市綠化帶(Forman & Godron, 1986)。

廊道可作為物種的棲息地，提供物種遷移的通道，也可成為分隔地區的屏障或過濾器，並影響周圍基質之環境與生物源。因此學者強調廊道具有六個基本功能，包含棲地(habitat)、通道(conduit)、阻隔(barrier)、過濾(filter)、資源(source)及導入(sink) (Forman & Godron, 1986；Thorne, 1993) 分別說明如下：

- a. 棲地：提供植物、動物及人類居住的環境。
- b. 通道：提供水、植物動物及人類移動的管道。
- c. 阻隔：當廊道尺度過大或過小，即不適某些動物生存，使動物會避免穿越而產生阻隔作用。
- d. 過濾：如同阻隔作用，廊道過濾作用發生在植物、動物或人類身上，當其試著越過廊道時，其移動受到局部的限制。
- e. 資源：廊道扮演鄰近區的物來源及水源的角色。廊道中的植物可補充人為棲地內稀少的原生植物，提供原生物種重建棲地所需的重要資源。
- f. 導入：當廊道引導動物進入較窄區域，可提供保護並給予不同於基質的環境，進而減少遭捕食的機會而降低死亡率。

### (3)基質(matrix)

基質是相對面積高於景觀中任何塊區類型的單元，是景觀中最具連續性的部分，經常被視為景觀的背景(肖篤寧，1992)。Forman 與 Godron(1986)認為基質面積上的優勢、空間上的高度連續性和對景觀總體動態的支配作用，是識別基質的三個基本標準。

都市中的公園系統，是由塊區與廊道連接而成的網絡，影響都市中大多數物種的變動。都市公園依其特徵與型態，公園與園道常被指認為塊區與廊道鑲嵌都市基質之中(涂芳美，2000；王智聖，2002；鄭亞嵐，2003)，依其起源與成因可分類為再生塊區與再生廊道，塊區之結構特徵直接影響其所具有的生態功能，廊道之基本功能也確切地指出必須提供生物棲地等生態功能，說明都市公園之生態功能與價值。

## (二)都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究

昔日公園規劃中，大多以人類居住安全、衛生健康的角度進行規劃，並未考慮生物多樣化的生態環境(林憲德，1999)，然而對於永續發展議題的日益重視，以及景觀生態學、生物多樣性等生態環境相關觀念的興起，為提高公園之生態功能與品質，使得都市公園相關之生態研究與日俱增。

現行都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究，經本研究歸納可依其研究方法大致分為兩種類型：1.建立生態之評估架構：經由文獻回顧，整理出與研究對象相關之景觀結構評估因子，並透過專家問卷調查篩選因子、獲得各項因子之相對權重值，進而建立都市公園生物多樣性評估架構(何欣怡，1999；涂芳美，2000；吳慧儀，2000；劉若瑜，2000；陳坤佐，2001；游振祥，2001；陳彥良，2002；Cook E.A., 2002；蔡佩真，2004；劉保廷，2004；柯亭宇，2010；陳婉儀，2013)。2.透過指標物種確立棲地影響因子：進行實際生物調查，探討可能影響物種之景觀結構與指標物種之間的相關性，以確立影響物種棲地之景觀結構(林利貞，1999；王智聖，2002；鄭亞嵐，2003；洪嘉聰，2005；林振鵬，2006；林璇姿，2006；簡筱帆，2006；陳明群，2009；張家豪，2015；林承昊，2015；Su et al., 2015)(詳見表 2-2 都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究)。

建立生態評估架構之相關研究主要集中出現於 2000 年左右，憑藉專家經驗與專業知識，評定出因子之影響程度，進行生態系統的評估，通常研究對象為以景觀生態學觀點指認之塊區、廊道類型之公園，以及串聯兩者而成的網絡系統，但對於影響因子的適用性較缺乏驗證；而後者透過指標物種確立棲地影響因子之相關研究，是利用客觀的量化資料，統計分析出因子之影響程度，至今，陸續有研究者持續透過不同指標物種的蒐集與調查，試圖在受多方干擾的都市棲地中，釐清影響生物之環境因子其影響程度，指標物種的選定從早期的以鳥類為主，漸漸出現以蝴蝶、節肢動物等不同生物。

表 2-2 都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究

研究者	指標物種	景觀結構	研究目的/結論
林利貞(1999)	鳥類	面積、噪音、活動人數、邊際效應指數，公園設立年數、植被層次複雜度	<p>調查高雄市 25 座公園之環境因子與鳥類群聚，以了解影響公園鳥類群聚的主要環境因子，並利用複迴歸分析，評估其間相關程度。</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1.面積是主要的影響因子，面積越大，鳥種豐度、歧異度及豐度指數也隨之增大。</li> <li>2. 植被層次複雜度與鳥種豐度、平均密度、歧異度及豐度指數呈現低度正相關</li> <li>3.活動人數與鳥種豐度、歧異度及豐度指數均呈負相關，公園設立年數與鳥種豐度呈負相關。</li> </ol>
王智聖(2002)	鳥類	活動干擾特性(活動衝擊、不透水鋪面比例、動態活動設施比例)、空間結構特性(棲地面積、棲地形狀、棲地異質性、連接度、隔離程度)、植相特性(植層複雜度、植栽種類多樣性、綠覆率)、周圍環境特性(土地使用干擾、公園孔隙度)	<p>針對台南市 77 個公園，探討景觀空間結構特性與鳥類群聚關係，以逐步迴歸分析求出最佳的影響因子組合，並分析影響因子的在空間中的影響趨勢，與相對的影響程度。</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1.公園面積是影響鳥類群聚的最主要因素。</li> <li>2.公園異質性為影響鳥類群聚的次要普遍因素，對鳥類種類數與歧異度有顯著影響。</li> <li>3.綠覆率對於鳥類多樣性無顯著影響，對種類數則為正向影響，且為固定影響力，對鳥類平均密度則呈現越往北部其影響力遞增的趨勢。</li> <li>4.土地使用及人為干擾與鳥類豐度指數成負相關。</li> <li>5.植栽種類多樣性與植被層次複雜度均對鳥類種類數成正向影響。</li> <li>6.公園連接度僅影響鳥類平均密度。</li> <li>7.周圍土地使用干擾與活動人次衝擊等干擾因素，均影響鳥類豐度指數，影響力均為負向。</li> </ol>



表 2-2 都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究(續)

研究者	指標物種	景觀結構	研究目的/結論
鄭亞嵐(2003)	鳥類	連接度指標	<p>選定台北市中正及萬華兩個行政區，連接度分析是測量各研究分區中都市公園、綠地及行道樹間的連接程度，利用皮爾森積差相關係數分析景觀結構之網絡連接度指標 (<math>\alpha</math>、<math>\beta</math> 與 <math>\gamma</math> 指標) 與鳥類群聚指標間的相關性。</p> <p>1. 公園綠地連接度會影響鳥類之群聚作用。 2. 提升公園綠地連接度可增加候鳥種數、豐富度及均勻度</p>
洪嘉聰(2005)	鳥類	<p>公園內部環境：空間結構特性(公園面積、公園形狀係數)、棲地特性(植被垂直複雜度、植栽歧異度、水體面積)、人為干擾(不透水面積比例、硬體設施面積比例)。</p> <p>公園周邊都市環境：土地使用強度、綠地面積</p>	<p>調查台南市 19 座公園綠地裡鳥類的種數與隻數，將鳥類群聚特徵與都市的環境變數進行統計分析，藉此了解其相關性。</p> <p>1. 公園面積最能解釋鳥種的豐富度。 2. 公園外部的建築物面積對於公園內的鳥類群聚特徵影響相當大。 3. 公園外部綠地面積增加，會導致少數鳥種大量增加，導致均勻度、歧異度降低。 4. 公園內的棲地特性對於生物多樣性指標而言，相關性並不高。</p>
林振鵬(2006)	鳥類	面積、自然度(植被類型、水資源種類、鋪面種類、人為干擾)、連接度	<p>針對台北市 21 個公園綠地，並以公園綠地中的留鳥為研究之指標物種，分別針對各個公園綠地之景觀結構特性和公園綠地中鳥類族群與群聚特性，進行調查與記錄，經由統計分析上述兩大類指標間的相關性。</p> <p>1. 公園面積越大，鳥類豐富度、歧異度、優勢度約高，僅少數鳥類之族群密度受面積影響。 2. 自然度越高鳥類族群密度下降，豐富度、歧異度、均勻度越高。 3. 連接度越高，鳥類族群密度、優勢度下降。</p>

表 2-2 都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究(續)

研究者	指標物種	景觀結構	研究目的/結論
林璇姿(2006)	鳥類	綠地面積、綠地邊緣值、基質孔隙度、綠廊寬度、隔離程度、網路環通度、網路複雜度	<p>以台北市大安區內的公園作為實證研究基地，並選取大安森林公園作為母體結點，大安區內其他公園作為衛星結點，探討綠地連接度與鳥類群聚度之間的相關性。</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1.都市中的公園連接度會影響鳥類的群聚現象。</li> <li>2.公園的面積、形狀、邊緣值、綠廊寬度、網路環通度、複雜度、連通度與候鳥種數、豐富度及均勻度有顯著正相關。</li> <li>3.都市公園之間的隔離程度與候鳥豐富度及優勢度有顯著負相關。</li> <li>4.綠地連接度中的隔離程度與整體鳥類及候鳥群聚呈現無顯著相關性。</li> </ol>
簡筱帆(2006)	鳥類	<p>公園內部空間(公園面積、公園形狀指數、土地覆蓋類型、土地覆蓋多樣性指數、土地覆蓋均勻度指數、公園內部 NDVI 值)</p> <p>公園周邊空間(交通量、NDVI 值、支援效應)</p>	<p>以 283 個台北市公園之鳥類調查資料及數位大地影像為基礎，探討樣區內部以及樣區周邊環境兩種空間尺度的空間結構特性與鳥類群聚特性之間的相關性。</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1.公園內部的空間結構對鳥類之影響較大，其中以公園面積為影響鳥類群聚特性最明顯之指標。</li> <li>2.喬灌木面積越大，有利於提升鳥類總密度、豐富度、多樣性。</li> <li>3.水體面積能提供水鳥棲息，對非水鳥之鳥類亦有正面效益。</li> <li>4.草地面積比例越高，有利於非都市陸鳥數量及種類的提升。</li> <li>5.NDVI 值越高鳥類豐富度越高，尤其能有效提升非都市陸鳥之鳥類豐富度。</li> <li>6.公園內之建築物面積比例越高，對非都市陸鳥及水鳥之豐富度有負面影響</li> </ol>

表 2-2 都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究(續)

研究者	指標物種	景觀結構	研究目的/結論
陳明群(2009)	鳥類	植栽豐富度、喬木密度、植栽高度指標、面積、體積、樣區間異質性	<p>以台北市 72 處都市公園鳥類調查資料與公園內部植栽結構調查資料為研究基礎，探討綠地植栽結構因子與鳥類群聚特性之關係。</p> <p>1.鳥類密度、鳥類豐富度與喬木豐富度、草地面積與體積有顯著正相關。</p> <p>2.不同類群的鳥類對於植栽結構的偏好有所不同。</p>
張家豪(2015)	蝶類	樣區內部空間(面積、各土地覆蓋類型、NDVI)、樣區周邊空間(距離效應、NDVI)	<p>以臺北市 82 處都市公園進行蝴蝶物種之調查，以統計分析方法釐清蝴蝶物種多樣性與公園空間結構間之關聯性。</p> <p>1.距離效應僅影響蝶類豐富度，離山區越近的公園，蝶類豐富度越高；公園周邊 NDVI 越高，蝶類豐富度及豐度也越高。</p> <p>2.影響蝶種豐富度的空間因子為公園面積、公園內部 NDVI 及喬灌木覆蓋面積，其中以公園面積為最重要的因子。</p> <p>3.蝶種豐度受水體覆蓋比例影響，水體覆蓋比例大於 1.8%以上時，對於提升蝶種豐度最有幫助。</p> <p>4.公園內部不透水鋪面、建築物、及草地面積大時，皆會使蝶種均勻度降低，</p>
林承昊(2015)	節肢動物 (昆蟲、蜘蛛)	生境面積指數(BAF)、林下植被密度(UVD)、葉面積指數(LAI)、草本植物覆蓋率、景觀指數(公園面積、嵌塊數目、嵌塊密度...等)	<p>台灣中部地區的公園為研究對象，瞭解那些景觀及微環境因子與公園的生物多樣性最具相關性。</p> <p>1.BAF 數值與多樣性指數之關係皆未達顯著，顯示 BAF 值並無法有效反映現地節肢動物或草本植物多樣性。</p> <p>2.UVD 值越高的樣點擁有越高的昆蟲多樣性。LAI 與 COV 值越高的樣點擁有越高的蜘蛛多樣性。</p> <p>3.在蜘蛛資料中，嵌塊數目對蜘蛛多樣性有顯著負相關，邊緣總長度對蜘蛛多樣性則有顯著正相關，即嵌塊數量越多的公園，其蜘蛛多樣性越低；嵌塊邊緣總長越大的公園，蜘蛛多樣性越高。</p>

表 2-2 都市公園與景觀生態學、生物多樣性之相關研究(續)

研究者	指標物種	景觀結構	研究目的/結論
Su et al.(2015)	昆蟲	塊區特徵(面積、塊區形狀)、塊區組成(塊區 500 公尺半徑範圍內之土地覆蓋類型,包括植被覆蓋率、不透水面積比例、香農多樣性指數)、塊區配置(景觀指數)	<p>以北京 45 處公園作為研究基地,進行昆蟲之採樣調查與景觀環境因子的計算,探討綠地環境因子與昆蟲種類密度之關係。</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1.塊區面積對都市中昆蟲種類密度有顯著影響,隨著塊區面積的增加,物種密度降低。</li> <li>2.不規則的塊區形狀,加強了塊區之邊緣效應,加劇棲息地內物種的干擾,從而降低物種密度。</li> <li>3.土地覆蓋類型多樣性(SHDI)對昆蟲種類密度有負面影響,因增加不同土地類型可能增加劇棲息地碎片化。</li> <li>4.昆蟲種類密度隨著植被覆蓋率增加而增加,但隨不透水面積比例增加而降低。</li> <li>5.通常認為對保護棲地質量有正面影響之塊區面積和連接度在本研究中實際上並沒有增加物種密度。</li> </ol>

資料來源：本研究整理。

## 第二節 植被型態

都市公園的生態資源包括植物、動物與微生物三個層次，分別位於生態金字塔的不同層次(王智聖，2002)，植物扮演基礎生產者的角色，亦是構成棲地環境的主體。植栽具有許多不同面向之功能，其中在生態上的機能，主要為提供生物棲地，作為動物與昆蟲庇護、覓食、繁殖與躲藏的場所，以及供應生存必須食物的來源(McFarland, 1994；陳湘媛、林鎮洋，2010，McPherson et al., 2011)，為生態系統多樣化的基礎。大部分動物的分佈及族群大小，皆與其棲息地中的植被有極大的關係(孫義方，1997)，因此都市公園內部被引入豐富的植物種類，試圖創造多樣化的近自然環境，然而其中之植被環境，皆為人類引進、栽植、維護與管理，但植被與物種之間的生態效益尚未被證實是否存在著絕對的關係。以下就植物物種、植物層次結構以及綠化計量相關指標等植被之不同型態，進行相關討論。

### 一、植物物種

林憲德(1999)指出在都市綠化中，某單一品種植栽最好不要超過全體的25%，最好各品種植栽數量均低於總數量10%較好，即都市中最好有十種以上比重相當的樹種分布。綠地系統的生態品質設計，首重植物歧異度設計，植物的歧異度代表植物環境的多樣化，才會有多樣化的生物環境(林憲德，2004)。當植物種類越多樣化時，可滿足不同生命週期組成的物種對棲地的需求，吸引不同生存條件之野生生物的聚集、支應更多數量和種類的生物生存，進而使棲地達到穩定狀態，提昇都市公園的生態環境品質；由於生物聚集越多，增加同種生物間接觸交流的機會，進而促使物種繁衍率提高，後代物種基因組合更多樣化，有助於生態系統的平衡(McPherson, 1988；韓可宗，1998；涂芳美，2000)，為人類生存環境提供更多資源與生態效益。而植物物種多樣性綠化並不單指喬木的多樣化，其他如灌木、蔓藤、花草、地被植物的多樣化也是重要的一環(蔡佩真，2004)。

因此，許多研究以植栽物種多樣性當作景觀結構評估因子，以及探討植栽物種與生物多樣性之相關性；部份研究結果指出植栽種類多樣性與公園內部的鳥種豐富度與平均密度成呈正向關係(王智聖，2002)，喬木株數與豐富度提升時對於鳥類群聚現象有正相關(陳明群，2009)；另有研究結果發現公園內的植栽歧異度對於生物多樣性指標而言，影響並不明顯(洪嘉聰，2005)。本研究以植被種類豐富度表示樣點之植物物種，進行與生物多樣性關係之探討。

## 二、植被層次結構與複雜度

植群的生長是有層次性的，稱為成層現象(stratification)，是指植物同化器官在地面以上不同高度所形成的垂直結構或層次結構(賴明洲，2000)，越複雜的結構能提供越多的生態棲位(niche)(Karr, 1968；Karr & Roth, 1971；Wilson, 1974)；若一地區植物生長結構的狀況，具有較高、較密及成熟的植相，在生態之功能上，能較有效地維持物種之生存(張維哲，2003；蔡佩真，2004)；而植群的各層結構，亦能夠利用葉層結構的多樣性來阻止、減少自然降水的沖刷能力，進而減低降水對土壤的侵蝕，以減少土壤的流失，使棲地保有較佳水土保持的生態功能(王智聖，2002)。學者更進一步指出，為了建立穩定的植群社會，塑造其自我調適的生態系，使綠地具有更高的涵養水源、淨化空氣、調節氣候、隱蔽及提供生物棲地等功能，其具體的做法就是執行生態複層綠化(林憲德，2004)，是指以複層的方式：上層為喬木、中層為灌木、下層為地被，混和栽植不同的原生樹種，不同高低程度的喬木、灌木、地被花草和藤蔓等，任由樹木型態和植物枝條自由生育成長，撫育期間只做最低度的修剪管理(賴明洲等，2005；蔡厚男，2009)。

植被之層次結構各學者、研究有不同之分類方法，林憲德(1999)提出環境區域內植物生長結構的狀況，即林冠層、樹幹層、灌叢層及雜草層等各冠層次植栽之組成狀況，亦即多層次雜生混種。另有學者認為植物群落的層次可分為：林冠(canopy)、下木(understory tree)、灌木(shrub)、草本(herb)、地被(ground)等層次(高偉，1995；引自洪嘉聰，2005)。1989年劉崇瑞、蘇鴻傑認為，一般森林可分為上層(Overstory)或樹冠層(Canopy layer)，以具控制環境的優勢樹種為主，其次為較小的喬木，如下層(Understory)，再下一層是能適應半遮蔭狀況的較小樹種，如灌木層(Shrub layer)，最低層是地被類植物，如草本層(Herb layer)及林床被覆層(Forest floor cover)，包括草本植物、蕨類植物和苔蘚等。

相關研究將植物的成層結構僅分為草本植物(50cm以下)、灌木(50cm-150cm)與喬木(150cm以上)三類，調查各層結構的比例，分為五個等級(0%-100%，每20%為一個級距)並給予量化值，將其數值以自然對數型態予以相加，所得數值即為植栽層次複雜度(林利貞，1999；王智聖，2002)。研究結果林利貞(1999)指出都市公園內的植被層次複雜度與鳥種豐度、平均密度、歧異度及豐度指數呈低度正相關，然而以複迴歸分析時，垂直歧異度並無法用預測鳥類群聚特徵，而王智聖(2002)研究結果為植被層次複雜度對於鳥類種類數成正向影響。洪嘉聰(2005)以 Shannon-Weiner 歧異度計算植栽垂直歧異度，將植栽的層次依其高度分為小於0.9公尺、0.9至1.5公尺、1.5至3.0公尺、3.0至5.0公尺、5.0公尺以上五層，研究結果顯示對於生物多樣性指標而言，相關性並不高。

本研究依據研究範圍公園內部植栽現況，將植物層次結構依據植被生長形態分為喬木層、灌木層與草本三大部分，並結合綠化計量相關指標進行探討。

### 三、綠化計量相關指標

都市綠地面積已被視為生活品質的指標之一，常見的綠地量化指標反映都市生活之環境品質、舒適度與可居性，包含綠覆率、綠化係數、綠視率，以及較強調生物棲地功能的生境面積指數等。二十世紀九零年代，台灣開始重視植物在環境保護方面的作用，學術界亦提出綠覆率作為都市綠地指標(賴明洲，1996)。綠覆率(Percentage of greenery coverage)是指都市用地範圍內植栽的垂直投影面積所佔該棲地總面積的百分比「(植栽垂直投影總面積/棲地面積)×100%」，若有喬木、灌木、花草複層結構，則以上層喬木垂直投影面積計量，綠地面積包含綠化地區、裸土地與水體(洪得娟，1997)。而綠化係數(Greenery quotient)，亦為評價綠化質量的一種指標，與綠覆率相似，不同的地方在於強調的是綠化覆蓋面積，包括喬木、灌木樹冠垂直投影面積、草坪花卉種植面積及垂直綠化面積。綠視率(Green looking ratio)，代表在地上移動時視覺內立體所把握的綠量(賴明洲，1996)。1980年代德國柏林提出「生境面積指數」(Biotope Area Factor, BAF)或稱為「生物棲地指數」，目標在於保存以及創造都市中的生物棲息地，同時並確保都市環境中的綠化水準以及品質，並增加提供民眾休閒娛樂的綠地(Becker, 1990)；可以應用在任何形式的土地利用的生態棲地品質評估上，例住宅區、商業區、公共設施等，作為環境評估的指南，用以增加城市景觀的數量和質量，以促進景觀的品質和生態功能(廖桂賢，2006)；此指數表示越透水、植物覆蓋程度越高的表面，則越適合生物棲息，不同的表面型態有著不同的生態有效度，分別以不同的生態有效權重數代表之。

利用上述指標作為影響生態環境因子之相關研究結果，在綠覆率方面，部分研究顯示對於鳥類多樣性無顯著影響，對種類數則為正向影響(王智聖，2002)；公園內部喬灌木面積越大，有利於提升鳥類總密度、豐富度、多樣性，蝶種豐富度、豐度及均勻度；公園外部之NDVI值越高鳥類豐富度越高，尤其能有效提升非都市陸鳥之鳥類豐富度，對於蝶種豐富度、豐度及均勻度有正向影響(簡筱帆，2006)，另外有研究指出生境面積指數並無法真切地反映生物多樣性(林承昊，2015)。然而，綠覆率主要表達空中攝影所涵蓋的平面綠量，綠化係數強調綠化覆蓋面積，相較於綠覆率包含了垂直綠化的面積，生境面積指數以較微觀來看基地的表面型態，只探討是否有植栽覆蓋，而非植栽的覆蓋形式；發現上述綠化計量之相關

指標，在表達公園之綠量或植被資訊上，多為平面向度，只有綠視率是從三維向度來評估，而綠視率卻主要在說明人類視覺綠量。因此，本研究嘗試透過體積將植被層次結構量化，以三維向度表達公園之綠量。



### 第三節 生物多樣性

#### 一、生物多樣性之意涵

傳統的物種保育以保育瀕危物種為主，而對其他物種或生態系的維持缺乏關心與保護，導致物種滅絕每天都在發生，若此惡化的趨勢未得改善，迨至 2050 年世界上將有四分之一以上的物種消失(林曜松，2006)。為此，全球展開生物多樣性的保育理念與研究趨勢。

「生物多樣性」(Biological Diversity)一詞最早出現於 1980 年(Norse & McManus, 1980)。自 1986 年起陸續將 Biological Diversity 一詞簡化成 Bio-Diversity，直到 1992 年聯合國於巴西里約舉行地球高峰會議，制定《生物多樣性公約》(Convention on Biodiversity，簡稱 CBD)，將 Bio-Diversity 簡化成 Biodiversity，並逐漸為全球科學與社會各界使用(Reaka-Kudla et al., 1997)。台灣較早的生物多樣性研究與文章中，曾以生物歧異度或生命多樣性代表，後來也逐漸統一採用生物多樣性此中譯詞(金恒鑣，2014)。

《生物多樣性公約》是環境與開發的里程碑，第一次全面地嘗試與解決全球生物多樣性與永續利用生物資源的問題，並基於倫理、經濟利益和人類的生存，必須保育生物多樣性和生物資源(趙榮台，2006)。目前大部分學者採用公約中針對生物多樣性提出之定義，為「某地區的基因、物種、生態系之總量」(UNEP, 1992)，將生物多樣性是為一層級系統，由基因多樣性(genetic diversity)、物種多樣性(species diversity)與生態系多樣性(ecosystem diversity)三個層級組成，而此三個層級並非各自獨立的單元，而有極複雜的互動現象與各種過程(金恒鑣，2014)。Noss(1990)更在層級系統中增加地景(landscape)多樣性，並進一步說明層級之內涵(詳見表 2-3 生物多樣性之層級與內涵)。其中物種多樣性由生物族群組成，當代物種分類系統依層級分類由上至下為界、門、綱、目、科、屬、種。

生物多樣性具有生態、社會、政治、經濟與倫理等多方面的價值(金恒鑣，2000)。國際間將生物多樣性的總經濟價值分為兩大類：使用價值(use value)與非使用價值(non-use value)；使用價值又包含直接使用價值與間接使用價值，非使用價值則包含存在價值與遺贈價值，鄭惠燕(2006)將各項價值說明如下：

##### (一)使用價值-直接使用價值

指生物多樣性的任何一個元素被直接消費、交易或作為商業活動元素所衍生的經濟效益。又可分為消耗性直接使用價(例如直接取用生物資源作為建材、食物或訊養動物販售等商業交易)與非消耗性直接使用價值(例如從事戶外休閒遊憩，人類獲得物質與精神上的享受)。

## (二)使用價值-間接使用價值

包括生態功能價值與選擇價值。生態功能價值是指人類對生物資源提供生存之棲息環境、防洪防災、調節氣候與科學研究之功能與服務所給予之評價；選擇價值是指人類為了保留未來直接使用生物資源之權利所願意付出之代價與努力。

## (三)非使用價值-存在價值

指人類針對保留生物資源的生存權所願付出之代價，也稱為倫理價值。

## (四)非使用價值-贈遺價值

指人類為了保留未來子孫對生物資源之使用權所願付出之代價，也稱為遺產價值。

表 2-3 生物多樣性之層級與內涵

層級	組成	結構	功能
基因多樣性	基因	基因結構	遺傳過程
物種多樣性	族群	族群結構	族群動態與生活史
生態系多樣性	群集	特徵結構	組內交互作用、生態系過程
地景多樣性	地景類型	地景格局	土地利用趨勢

資料來源：Noss, 1990

## 二、指標物種

透過指標物種的調查，可以讓我們迅速且容易地了解棲地的狀態或其他物種之多樣性，是生態學家為了避免耗費大量的人力、物力與時間展出較經濟且快速的替代方法(McGeoch, 1998；Scott, 1998)。大部分的研究多以顯眼的脊椎動物為指標物種，例如鳥類、哺乳類等，然而脊椎動物通壽命較長、族群增長速度慢、世代時間長等因素，導致調查脊椎動物需要耗費較長的時間與資金，因此生態學開始傾向使用節肢動物作為指標物種(范文欣，2006)，與景觀生態學相關之生物多樣性研究，其指標物種的選定從早期的以鳥類為主，漸漸出現以蝴蝶、節肢動物等不同生物。

節肢動物為研究都市生物多樣性重要的物種族群，因其容易採樣，豐富的種類與營養結構，可以快速反映出棲地環境的改變(McIntyre, 2000)，因此本研究以昆蟲與蜘蛛作為指標物種，兩者皆屬於節肢動物中相當重要的一部分。

### (一)昆蟲

昆蟲，被歸入節肢動物門中的昆蟲綱(Insecta)，是地球上動物種類中數量最多、最龐大的生物族群，佔全世界動物種類的 75%(張永仁，1998；廖

智安, 2007), 已被記述之昆蟲種類大約一百多萬種, 依其外觀型態與生態習性, 通常區分成 32 個目; 其中家族成員最龐大的是鞘翅目, 是一般人熟知的金龜子、天牛這一類的甲蟲, 大約占以知昆蟲種類的 40%; 另外鱗翅目的蛾蝶類和膜翅目的蜂蟻類, 加上雙翅目的蚊子、蠅類合起來共佔 40%; 剩下的種類總和佔 20%(廖智安, 2007); 甲蟲(鞘翅目)、蚊蠅類(雙翅目)、蜂和蟻(膜翅目)、蛾蝶類(鱗翅目)、椿象及蟬(半翅目), 這五個目佔了昆蟲綱中絕大數的種類(徐堉峰、林宗岐, 2015)。Gullan 和 Cranston(2010) 提出昆蟲在生態系中扮演以下幾項不可或缺的角色: 1. 能量循環; 藉由對枯枝、敗葉、朽木的分解、傳播真菌、分解屍體及糞便和轉換土壤。2. 協助植物散播; 包括授粉及傳播種子。3. 維持植物社群的組成及結構; 藉由包括取食種子等植食性現。4. 作為食蟲性脊椎動物的食料; 包括許多鳥類、哺乳動物、爬蟲類及魚類。5. 維持動物社群結構; 經由傳播大型動物的疾病及捕食、寄生小型動物。昆蟲主導陸域生態系統, 為主要的消費者, 亦是城市環境中鳥類重要的基本食物資源(Seastedt & Crossley, 1984; Huang et al., 2015; Mata et al., 2017)。

先前研究指出, 昆蟲的多樣性與複雜的植栽結構和豐富的植栽多樣性相關, 是影響昆蟲的重要因素(Haddad et al., 2001, 2009; Schaffers et al., 2008; Raupp, Shrewsbury & Herms, 2010); 張永仁於 1988 年指出, 植物種類多且生長茂盛的地點會有豐富的昆蟲資源, 因為植物是整個大自然食物鏈中最基層的生產者, 植物的種類越多, 便可孕育越多植食性昆蟲; 有了大量屬於一級消費者的植食性昆蟲, 則會出現許多肉食性昆蟲、雜食性昆蟲、腐蝕性昆蟲這些二、三級的消費者或分解者, 進而形成完整的生態體系。和哺乳動物或鳥類相比, 昆蟲對於棲息環境的分割更加細緻(徐堉峰、林宗岐, 2015)。

受到都市化而將自然棲地轉變為人工棲地的影響, 昆蟲多樣性的下降速度可能會比植物和脊椎動物要來的快(Davis 1978; Pyle et al., 1981; McIntyre, 2000; Thomas et al., 2004)。昆蟲為都市中生物多樣性相當關鍵的一部分, 一旦失去便可能影響其他生物的豐度及生物群聚的龐雜性(Sattler, Obrist & Moretti, 2011; 徐堉峰、林宗岐, 2015), 加上因為昆蟲種類數多, 可以快速地反映自然環境的波動, 適合作為偵測環境波動和評估生態系健全與否的指標生物(Schwaller, 2000; Maeto, Sato & Miyata, 2002; 林承昊, 2015)。

## (二) 蜘蛛

蜘蛛在分類上屬於節肢動物門, 蛛形綱(Arachnida), 蜘蛛目(Araneae)。在陸域生態系中, 種類數僅次於昆蟲, 共約四萬餘種(Marc, Canard, & Ysnel, 1999; Platnick & Berniker, 2015)。蜘蛛為主要的無脊椎捕食者, 其獵物包含棲息於各種環境的昆蟲、小型無脊椎動物甚至蜘蛛本

身，在控制節肢動物的數量以及維持生態系統平衡上，扮演重要的角色 (Wise 1993；Marc, Canard, & Ysnel, 1999；Nyffeler, 2000；卓逸民等人，2004；朱耀沂，2007；林承昊，2015)。

到處可見蜘蛛蹤影，像是地表上的枯葉、礫石、樹木、灌叢、草原之上，有些則生長在土中、水中築巢而居，有些則以房子為主要生活棲所，由此可知蜘蛛多樣的生活方式(朱耀沂，2007)，無論於自然環境中或是人為環境皆可看見蜘蛛的蹤跡。而在環境功能上，蜘蛛的組成會影響環境中養分循環，以及植物生長的生態系功能運作(Uetz, Halaj & Cady, 1999)。蜘蛛依其生活方式可分為兩類，一類是結網型蜘蛛，在固定場所結網捕食；另一類是徘徊性蜘蛛，不結網，通常在草叢、葉子上和牆壁上等地方徘徊，捕食昆蟲當作食物(李文貴，2002)。

另外，蜘蛛的生活與植物的關係最為密切(朱耀沂，2007)，Hatley 與 MacMahon(1980)研究發現，在陸域生態系統中，棲地維護管理、植栽結構和異質性皆會影響蜘蛛棲息、狩獵、繁衍等行為能力；也有研究指出蜘蛛多樣性與植被複雜度、結構有很大的關聯(Robinson, 1981; Gunnarsson, 1990; Halaj et al., 1998；Finch, 2005)。蜘蛛是檢視都市綠地是否受干擾重要的指標，綠地環境的改變會影響其多樣性與組成(Burkman & Gardiner，2015)。可經由蜘蛛對環境的敏感度而了解環境的干擾程度，是生態環境良好的指標物種(Oliver & Beattie, 1996；Churchill, 1998；Maelfait & Hendrickx, 1998；Marc, Canard, & Ysnel, 1999；Hsieh et al., 2003；卓逸民等人，2004；范文欣，2006；林承昊，2015)。

### 三、生物多樣性指標

棲地生態品質可藉由生物多樣性指標來描述。金恒鑣(2014)指出物種多樣性的表示方法通常有三種：種類豐富度(Species Richness)，即某單位面積內的總物種數；物種數量(Species Abundance)，即某單位面積內的物種個體數；物種均度(Species Evenness)，即某單位面積內各物種之個體數占總物種個數的比例。另外，生物多樣相關指標包含豐富度指標、多樣性指標、均勻度指標及優勢度指標等，其中生態學家和生物多樣性相關研究，多採用香農指標與辛普森指標來表達生態系統之生物多樣性與反應棲地生態品質的狀況(Magurran, 1988；王智聖，2002)，因此本研究運用種類豐富度與物種數量為原始資料，計算香農指標與辛普森指標，最後以種類豐富度、物種數量、香農指標與辛普森指標四項指數，評估生態的優良與否，並進行後續之統計分析。各指標分別敘述如下：

(一)種類豐富度(Species Richness)(S)

種類豐富度常作為評估一地區物種多樣性的指標，表示物種組成最簡單的方式。

$S$  = 樣點所有採集到的物種數量。

(二)物種數量(Species Abundance)

即某單位面積內的物種個體數。

(三)香農指標(Shannon's index)(H')

香農指標(Shannon's index)用來估算群落多樣性的高低，也叫香農-維納(Shannon-Wiener)或香農-韋弗(Shannon-Weaver)指標(Shannon & Weaver, 1949)。在該指標中包含兩個因素，一為物種數目，即豐富度；二為種類中個體分配上的均勻性。當 $H' = 0$ 時，表示此樣區只有一種物種；當 $H'$ 愈大時，表示該物種在群聚中之數量較為平均，種類也較多，顯示群聚結構愈穩定。公式如下：

$$H' = - \sum_{i=1}^s (n_i/N) \ln(n_i/N)$$

$n_i$ 表示第  $i$  物種個體數

$N$ 則代表所有物種總個體數

$H' \geq 0$

(四)辛普森指標(Simpson's index)(SI)

辛普森指標用於表現生物群聚結構中，數量最多的物種所佔據的優勢程度。辛普森指標數值範圍介於 0 到 1 之間，數值越大越接近 1，顯示無明顯優勢種出現，代表個體數在物種間分配愈均勻；反之，數值越低，多樣性即越低(Simpson, 1949)。公式如下：

$$SI = 1 - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$$

$n_i$ 表示第  $i$  物種個體數

$N$ 則代表所有物種總個體數

$0 \leq SI \leq 1$

### 第三章 研究設計

為了解都市公園之植被型態與生物特性之關係，本研究以台中市公園為研究範圍，選取都市公園與園道作為樣區，調查公園之植被型態與生物多樣性，配合統計分析軟體進行分析。

#### 第一節 研究架構與假設

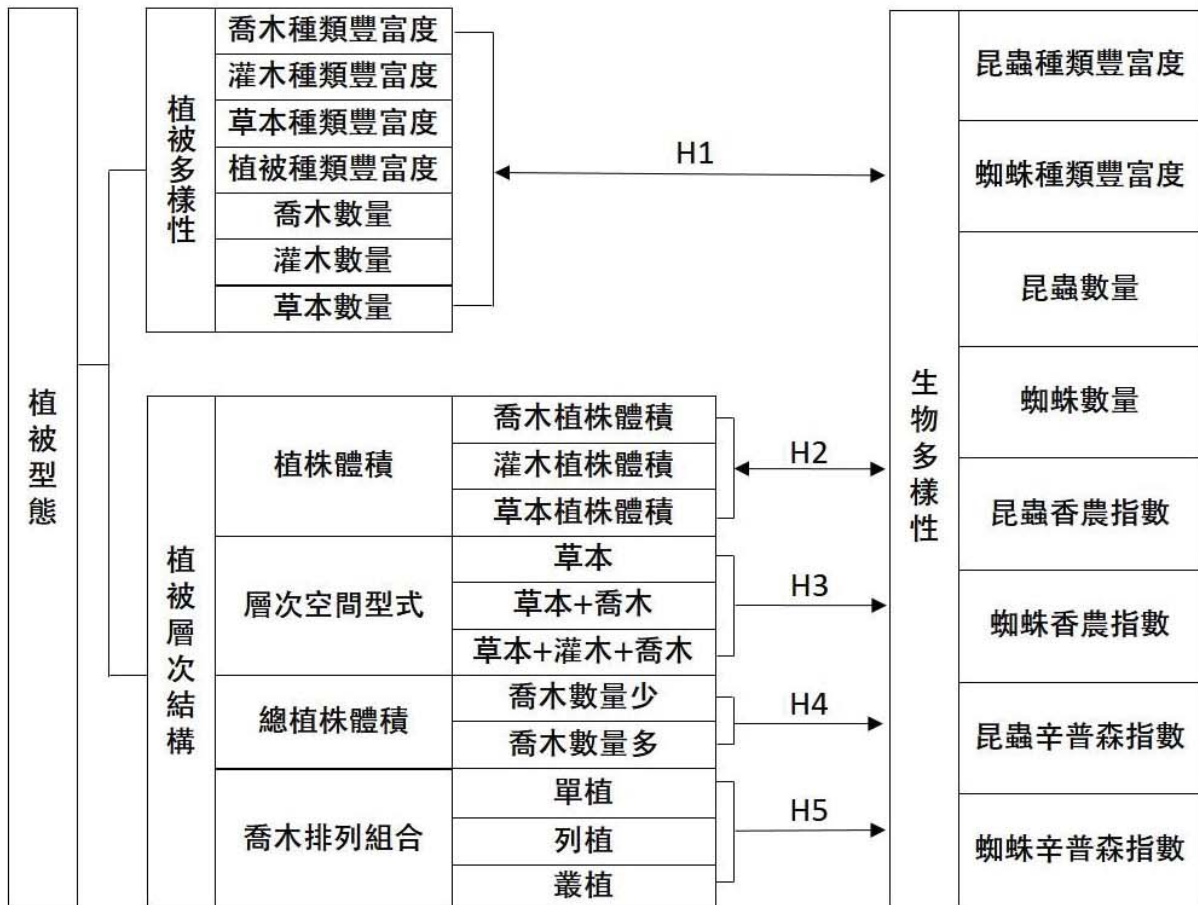


圖 3-1 研究架構圖

研究假設如下：

**假設一 (H1)：植被多樣性與生物多樣性相關。**

- H1-1：喬木種類豐富度與生物多樣性相關。
- H1-2：灌木種類豐富度與生物多樣性相關。
- H1-3：草本種類豐富度與生物多樣性相關。
- H1-4：植被種類豐富度與生物多樣性相關。
- H1-5：喬木數量與生物多樣性相關。

H1-6：灌木數量與生物多樣性相關。

H1-7：草本數量與生物多樣性相關。

**假設二 (H2)：植株體積與生物多樣性相關。**

H2-1：喬木植株體積與生物多樣性相關。

H2-2：灌木植株體積與生物多樣性相關。

H2-3：草本植株體積與生物多樣性相關。

H2-4：植株體積與生物多樣性相關。

**假設三 (H3)：不同植被層次空間型式，其生物多樣性具有差異。**

H3-1：草本組成之層次空間與草本、喬木兩者組成之層次空間，其生物多樣性具有差異。

H3-2：草本組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，其生物多樣性具有差異。

H3-3：草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，其生物多樣性具有差異。

**假設四 (H4)：相同總植株體積不同喬木數量，其生物多樣性具有差異。**

H4-1：於草本、喬木兩者組成之層次空間下，相同總植株體積，喬木數量少與喬木數量多，其生物多樣性具有差異。

H4-2：於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，相同總植株體積，喬木數量少與喬木數量多，其生物多樣性具有差異。

**假設五 (H5)：不同喬木排列組合，其生物多樣性具有差異。**

H5-1：於草本組成之層次空間下，喬木單植與喬木列植，其生物多樣性具有差異。

H5-2：於草本組成之層次空間下，喬木單植與喬木叢植，其生物多樣性具有差異。

H5-3：於草本組成之層次空間下，喬木列植與喬木叢植，其生物多樣性具有差異。

H5-4：於草本、喬木兩者組成之層次空間下，喬木單植與喬木列植，其生物多樣性具有差異。

H5-5：於草本、喬木兩者組成之層次空間下，喬木單植與喬木叢植，其生物多樣性具有差異。

H5-6：於草本、喬木兩者組成之層次空間下，喬木列植與喬木叢植，其生物多樣性具有差異。

H5-7：於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，喬木單植與喬木列植，其生物多樣性具有差異。

H5-8：於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，喬木單植與喬木叢植，其生物多樣性具有差異。

H5-9：於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，喬木列植與喬木叢植，其生物多樣性具有差異。

## 第二節 研究範圍與調查樣點

### 一、研究範圍

於台中市公園綠地發展計畫及台中市公園綠地清冊中，選取台中市之公園與園道做為本研究範圍之公園。

依據公園系統分類中都市公園綠地所涵括之都會公園、中心公園、社區公園、人文綠地及綠帶(王秀娟，1999；郭瓊瑩，2003)，以及公園之面積與區位等為考量因素；且為確保每個公園能具有足夠的樣點，因此公園挑選面積至少大於兩公頃，園道長度至少長於一公里之公園作為樣區進行調查。主要選取位於台中市帶狀園道系統上之公園與園道，部分公園散佈於台中市，包含面積最大者為台中都會公園，約 88 公頃，面積最小者為育德園道，約 1.8 公頃；共 16 處公園，作為研究與調查對象(詳見圖 3-2 都市公園調查樣區位置圖、表 3-1 都市公園調查樣區表)。

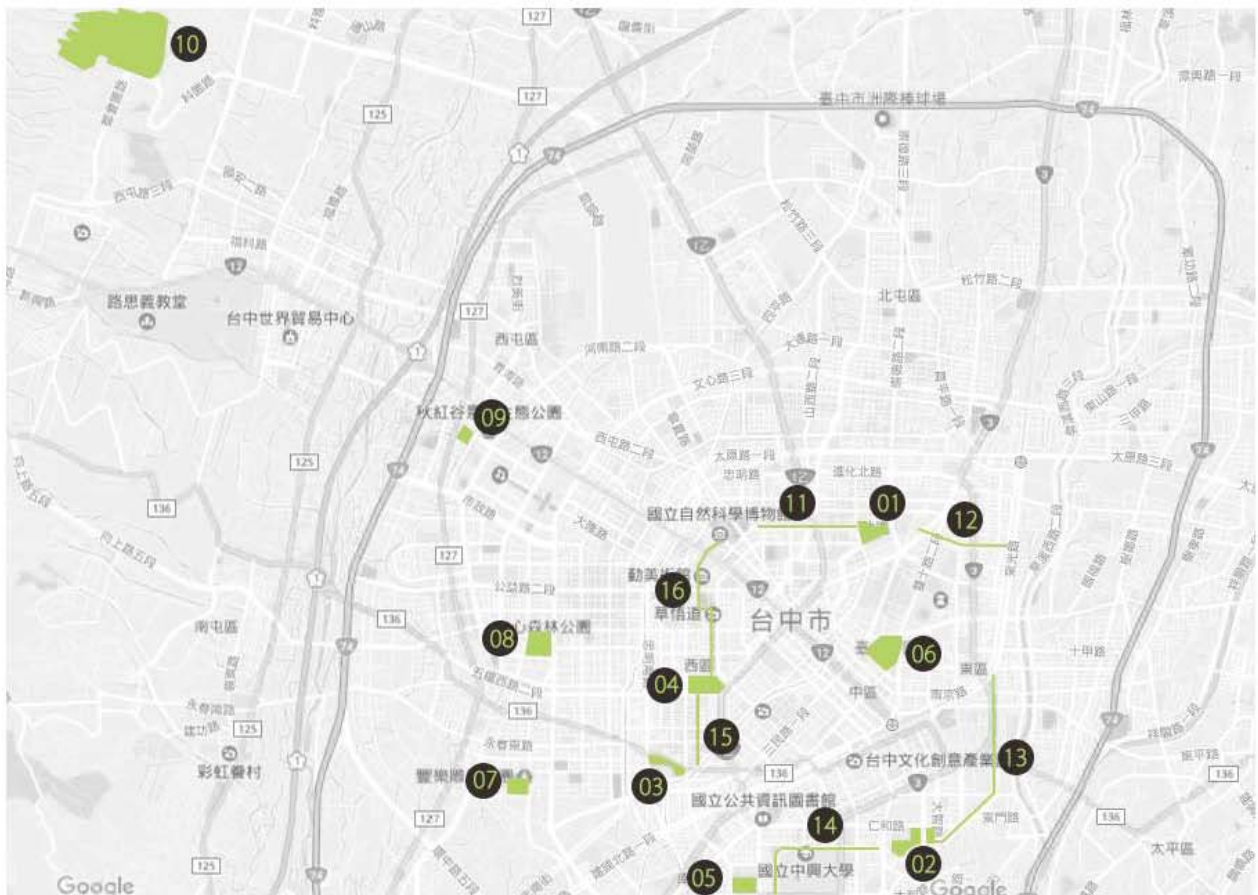


圖 3-2 都市公園調查樣區位置圖



表 3-1 都市公園調查樣區表

編號	類型	公園名稱	有效樣點數	面積(公頃)
01	公園	中正公園	4	7.39
02	公園	東峰公園	10	5.97
03	公園	崇倫公園	5	6.20
04	公園	美術館	8	10.14
05	公園	健康公園	10	5.67
06	公園	台中公園(中山)	10	10.51
07	公園	豐樂公園	10	6.40
08	公園	文心森林公園	8	7.62
09	公園	秋紅谷	4	2.91
10	公園	台中都會公園	44	88.00
11	園道	育德園道(健行園道)	5	1.80
12	園道	興進路(雙十園道)	5	2.14
13	園道	東光園道	9	6.10
14	園道	興大路(興大園道)	8	4.33
15	園道	美術園道	5	3.32
16	園道	草悟道(經國園道)	8	8.50
<b>總計</b>			<b>153</b>	

## 二、調查樣點

公園依據網格方式選定生態調查樣點，公園每 100 x 100m (一公頃)為一方格，園道則是每兩百公尺為距離劃設 100 x 100m(一公頃)之方格，並於一公頃方格中央選定 10 x 10 m 設置正方形調查樣點(詳見圖 3-3 繪製 100x100m 網格與樣點劃設)。樣點數量本應該與公園之面積大小成等比增加，但受限於公園面積可能包含建物、水體…等，或生態調查裝置受人為破壞等因素影響，最後 16 處都市公園共設置 158 個生態調查樣點，進行植被型態與生物多樣性資料蒐集，其中共 153 個有效樣點(詳見表 3-1 都市公園調查樣區表)。



圖 3-3 繪製 100x100m 網格與樣點劃設

### 第三節 調查工具與資料收集方法

#### 一、生物多樣性調查

##### (一) 昆蟲與蜘蛛之調查方法

廣布於陸域生態系統，故針對棲地中不同層次的微棲地，以適當之方法進行採集。採集之標本進行鑑定與分析，使用坡道掉落式陷阱(ramp trap)，在每一個 10 平方公尺的採樣點內設置 5 個坡道掉落式陷阱，收集樣點內之昆蟲與蜘蛛；坡道掉落式陷阱由 173 x 137 x 7mm 之塑膠盒，加上兩側塑膠坡道組成，使小型動物能藉由坡道掉入盒中，塑膠盒內填充 70%酒精並加入少許肥皂水及甘油，最後再加上上蓋以防止雨水進入，三天後回收。收集樣品帶回實驗室後，使用濾網過濾其中生物，於實驗室進行保存與鑑定。另外使用掃網，採集二公尺以下之灌叢中生物，藉由一人持掃網於樣點內，沿固定路線採集五分鐘，採集到的樣本挑除枯枝落葉後以 70%酒精保存並予以鑑定。

昆蟲鑑定至目級階層、蜘蛛鑑定至科級階層並記錄其數量，以東海大學生命科學系林惠真教授與卓逸民教授等人於 2014 年 7 月到 9 月中，上午十點至下午四點間所操作之生態調查內容，作為多樣性相關指標計算之基礎資料(全球環境暨永續社會發展計畫，2015)。

## (二) 昆蟲與蜘蛛之生物多樣性指標

依據物種調查數據，將採集所得之物種數與數量，整理為昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量；經計算後轉化為昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數，以評估生態的優良與否，並進行後續之統計分析。各指標分別敘述如下：

### 1. 種類豐富度(Species Richness)(S)

物種豐富度常作為評估一地區物種多樣性的指標，表示物種組成最簡單的方式；本研究計算種類豐富度時，以調查中每一個 10 平方公尺的採樣點內所採集到的物種數量之總和為其種類豐富度，分為昆蟲種類豐富度與蜘蛛種類豐富度。

$S$  = 樣點所有採集到的物種數量。

### 2. 物種數量(Species Abundance)

本研究以生態調查中，每一個 10 平方公尺的採樣點內所採集到之生物數量總和，分為昆蟲數量與蜘蛛數量。

### 3. 香農指標 (Shannon's index)( $H'$ )

指標中包含兩個因素，一為物種數目，即豐富度；二為種類中個體分配上的均勻性。當  $H' = 0$  時，表示此樣區只有一種物種；當  $H'$  愈大時，表示該物種在群聚中之數量較為平均，種類也較多，顯示群聚結構愈穩定。公式如下：

$$H' = - \sum_{i=1}^s (n_i/N) \ln(n_i/N)$$

$n_i$  表示第  $i$  物種個體數

$N$  則代表所有物種總個體數

$H' \geq 0$

### 4. 辛普森指標(Simpson's index)(SI)

辛普森指標用於表現生物群聚結構中，數量最多的物種所佔據的優勢程度。辛普森指標數值範圍介於 0 到 1 之間，數值越大越接近 1，顯示無明顯優勢種出現，代表個體數在物種間分配愈均勻；反之，數值越低，多樣性即越低(Simpson, 1949)。公式如下：

$$SI = 1 - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N}\right)^2$$

$n_i$  表示第  $i$  物種個體數

$N$  則代表所有物種總個體數

$0 \leq SI \leq 1$

## 二、植被型態調查

### (一) 喬木、灌木與草本調查方法

實地調查前置作業，首先於地理資訊系統(Geographic Information System, GIS)中開啟生態調查樣點位置圖、10 x 10m 之網格及航照圖等圖資，並截取樣點位置之航照圖以及製作調查表格。透過實地勘察方式對於 158 個樣點內所有植被進行調查，現場須先確認指北方位，放樣 10 平方公尺網格正中央的十字位置，以利繪製網格之平面圖，與記錄網格周邊範圍約 40 x 30m 之植被型態概況(詳見圖 3-4 繪製 10x10 網格示意圖、圖 3-5 繪製樣點平面圖、附錄)。

植被型態調查時間為 2017 年 1 月至 2 月，上午九點至下午四點。植被調查內容，依植被生長形態分為喬木、灌木與草本三大部分；喬木具有明顯主幹，樹高三公尺以上者，調查其樹種、樹高、樹冠幅與喬木樹冠高度，在樣點平面圖的繪製上，若該喬木之樹幹位於 10 x 10m 之網格範圍內，則將喬木含括於樣點中；灌木不具有明顯主幹，樹高三公尺以下者，調查其樹種、高度與寬度；草本高度為 50 公分以下，調查其種類與高度。

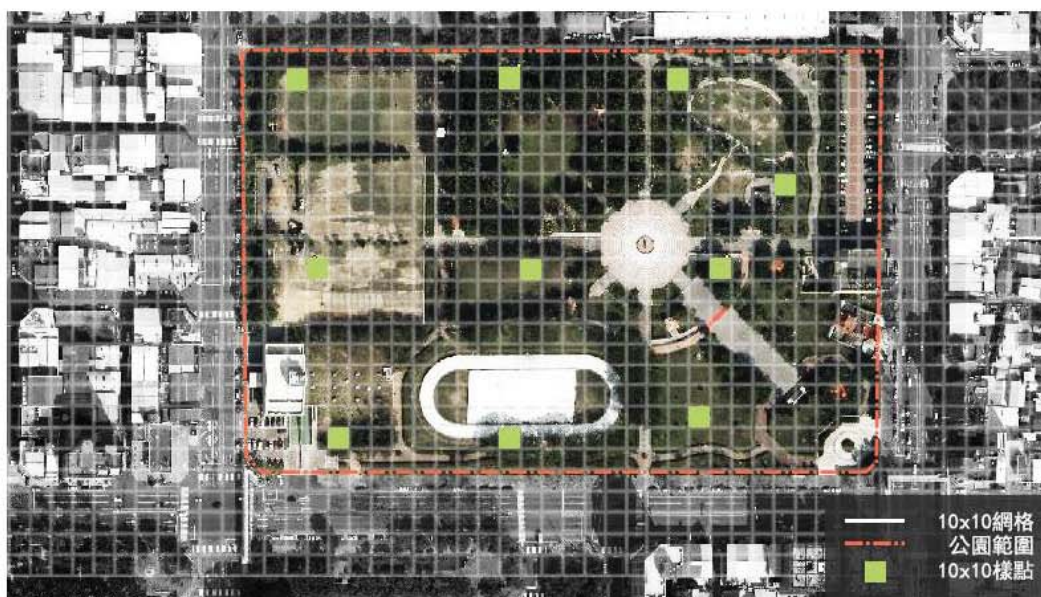


圖 3-4 繪製 10x10 網格示意圖

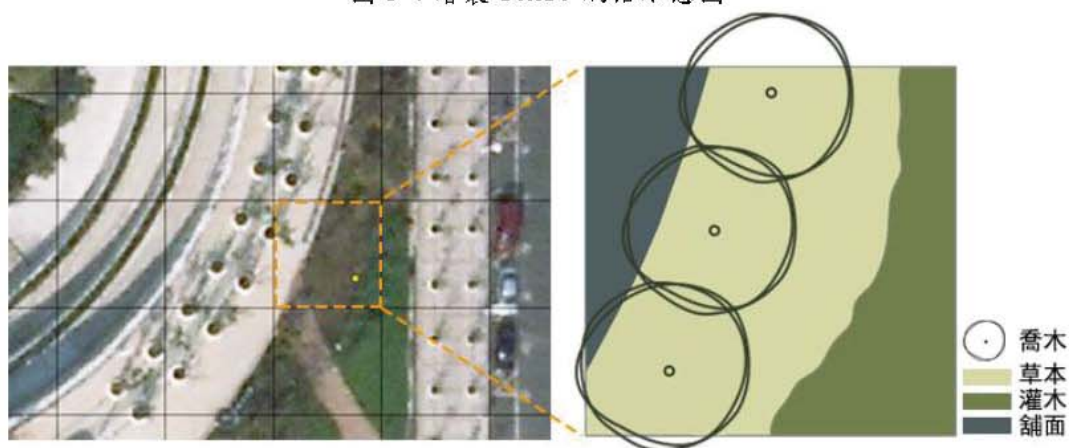


圖 3-5 繪製樣點平面圖

## (二) 植被多樣性與植被層次結構

依據植被型態調查數據，進行整理與分類，以利進行後續之統計分析。分別敘述如下：

### 1. 植被多樣性

(1) 種類豐富度(Species Richness)(S)：以植被型態調查中，該樣點之植被物種數，包含喬木種類豐富度、灌木種類豐富度與草本種類豐富度，以及上述三者之加總，代表該樣點之植被種類豐富度。

(2) 物種數量(Species Abundance)：喬木數量為植被型態調查中，該樣點內所記錄到之喬木棵數總和；灌木、草本數量為植被型態調查中，該樣點調查之面積總和。

### 2. 植被層次結構

(1) 植株體積：將植栽之層次結構，以體積的方式表達與計算，其中將喬木之植株體積視為一圓柱體，為喬木冠徑大小所形成的圓形面積乘以喬木高度；灌木與草地之植株體積則是面積與高度相乘。本研究包含喬木植株體積、灌木植株體積與植株體積，以及三者之加總，代表該樣點之總植株體積(詳見圖 3-6 植被型態調查方法與植株體積計算、圖 3-7 相同總植株體積，不同喬木數量示意圖)。

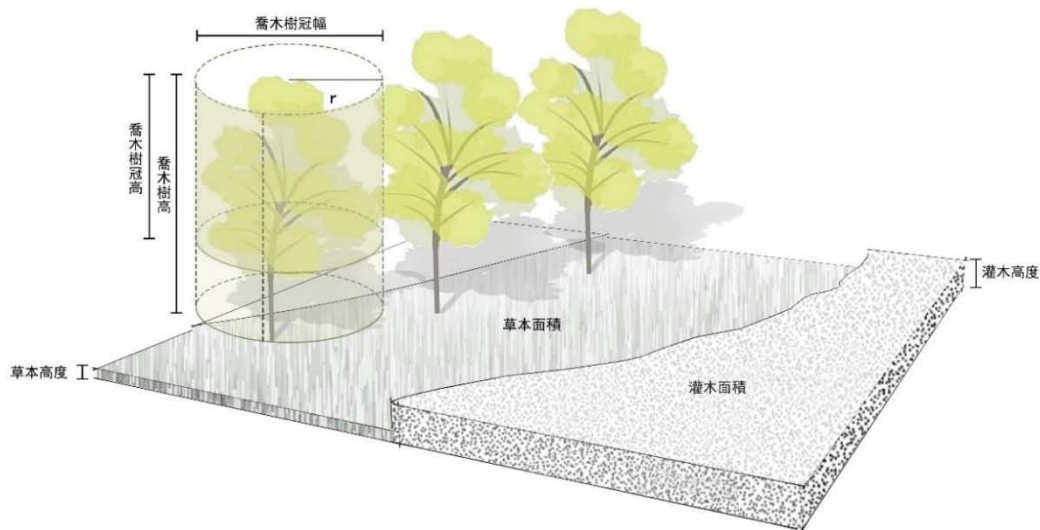


圖 3-6 植被型態調查方法與植株體積計算

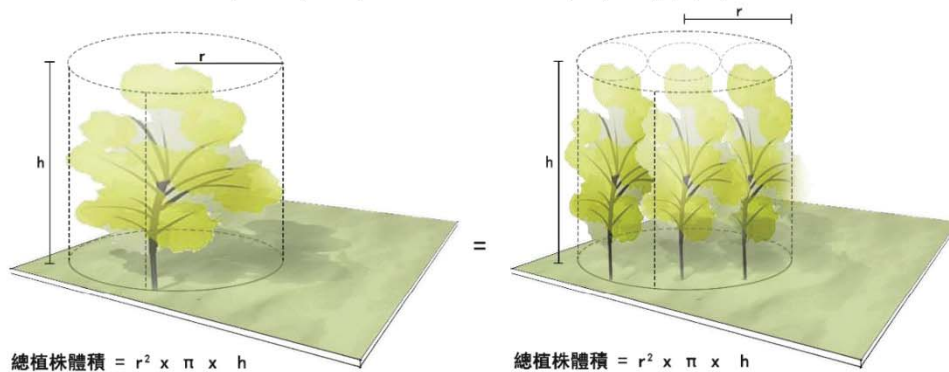
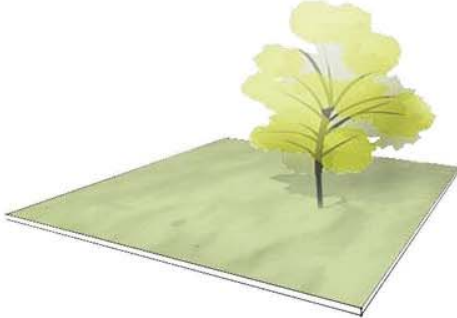

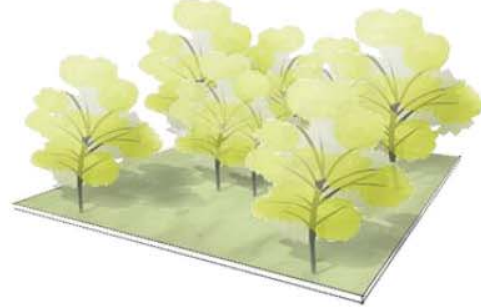


圖 3-7 相同總植株體積，不同喬木數量示意圖



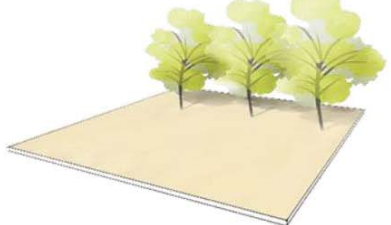
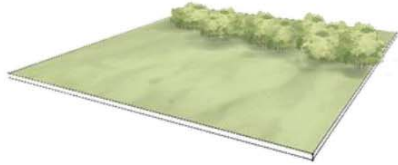
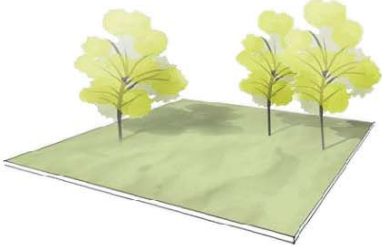
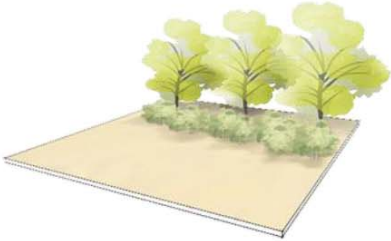
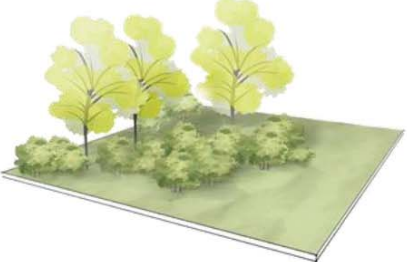
(2)喬木排列組合：將 153 處有效樣點，依據網格內與網格周邊範圍約 40 x 30m 種植之喬木排列組合型式，將樣點分類為單植、列植(單列與雙列)與叢植(三列以上)等(詳見表 3-2 喬木排列組合示意圖表)。

表 3-2 喬木排列組合示意圖表

喬木排列組合	圖示
單植	
列植	
叢植	

(3)層次空間型式：將 153 處有效樣點，依據 10 平方公尺網格內所涵括之植被層次進行分類(詳見表 3-3 層次空間形式示意圖表)。例如草本組成之層次空間、草本與灌木組成之層次空間、草本、喬木與灌木三者組成之層次空間等不同型式。

表 3-3 層次空間形式示意圖表

型式	植被層次空間	圖示
1	草本	
2	灌木	
3	喬木	
4	草本+灌木	
5	草本+喬木	
6	灌木+喬木	
7	草本+灌木+喬木	

## 第四節 統計分析方法

依據植被型態與生物多樣性調查所得之資料，以 SPSS19.0 版本為統計分析軟體進行資料分析處理。先以 K-S 檢定針對植被型態資料與生物多樣性資料進行常態性檢定，分析結果顯示，植被多樣性包含喬木種類豐富度、灌木種類豐富度、草本種類豐富度、植被種類豐富度、喬木數量、灌木數量、草本數量，與生物多樣性包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數，皆為非常態性分布之資料，因此將以無母數統計方法進行分析。

以 Spearman 相關分析探討植被多樣性與生物多樣性之關係，以及植株體積與生物多樣性是否相關，進一步以迴歸分析探討植株體積對於生物多樣性之影響程度。並利用 Mann-Whitney 考驗法，將不同植被層次空間型式進行差異分析，再針對不同植被層次空間型式中，相同總植株體積下，不同喬木數量是否有差異，以及針對不同喬木排列組合進行差異分析，各假設之變項尺度與分析方法如表 3-4 所示：

表 3-4 研究假設之變項尺度與分析方法

變項	名稱	尺度	分析方法
<b>H1：植被多樣性與生物多樣性相關</b>			
自變項	植被多樣性	比例	Spearman 相關分析
依變項	生物多樣性	比例	
<b>H2：植株體積與生物多樣性相關</b>			
自變項	植株體積	比例	Spearman 相關分析
依變項	生物多樣性	比例	迴歸分析
<b>H3：不同植被層次空間型式，其生物多樣性具有差異</b>			
自變項	草本	類別	Mann-Whitney 考驗法
	草本+喬木		
	草本+灌木+喬木		
依變項	生物多樣性	比例	
<b>H4：相同總植株體積不同喬木數量，其生物多樣性具有差異</b>			
自變項	喬木數量少	類別	Mann-Whitney 考驗法
	喬木數量多		
依變項	生物多樣性	比例	
<b>H5：不同喬木排列組合，其生物多樣性具有差異。</b>			
自變項	喬木單植	類別	Mann-Whitney 考驗法
	喬木列植		
	喬木叢植		
依變項	生物多樣性	比例	





## 第四章 研究結果

本研究透過台中市公園植被型態與生物多樣性之實地調查，並針對兩者之關係進行分析與探討，分析結果將針對樣本描述、研究變項分析結果進行陳述。

### 第一節 樣本描述

#### 一、生物多樣性基礎資料描述

生物多樣性基礎資料分為昆蟲與蜘蛛兩大部分，分別包含種類豐富度、數量、香農指數與辛普森指數(詳見附錄)，以下分別描述之。

##### (一)昆蟲

###### 1.昆蟲種類豐富度

本研究 153 處調查樣點，將採集到之昆蟲依照目別分類，共記錄到 15 目，由多至少依序為彈尾目、膜翅目、雙翅目、蜚蠊目、鞘翅目、半翅目、直翅目、革翅目、鱗翅目、纓翅目、嚙目、毛翅目、脈翅目、等翅目及紡足目，其中記錄頻率最高為彈尾目佔 51.7%，次之為膜翅目佔 23.1%。

所有樣點中，整體目數平均為 5.54 目，以台中都會公園的第 8 樣點與第 17 樣點所採集到的昆蟲種類豐富度最多，共 11 目；其次為豐樂公園第 2 樣點與台中都會公園第 26 樣點，共 9 目；第三共為 8 目，有 16 處樣點皆屬之。昆蟲種類豐富度最多的前 30 處樣點中，出現次數最多為位於台中都會公園之樣點，共 11 次，次之為位於東峰公園之樣點，共出現 4 次。

昆蟲種類豐富度最少為 0 目，為東峰公園第 5 樣點、台中公園第 4 樣點、東光園道第 2、8 樣點、興大路第 3、5 樣點、草悟道第 1、5 樣點，共 8 處；次之為文心森林公園第 1 樣點，共 2 目；第三為中正公園第 1 樣點、美術館第 9、10 樣點、健康公園第 4 樣點、秋紅谷第 1 樣點、東光園道第 9 樣點，共 3 目。

###### 2.昆蟲數量

本研究 153 處調查樣點，共紀錄 14750 隻昆蟲，整體數量平均為 96.4 隻。以台中都會公園第 23 樣點數量最多，為 4286 隻；其次為台中都會公園第 1 樣點 695 隻；第三為興大路第 8 樣點 690 隻。昆蟲數量最多的前 30 處樣點中，出現次數最多為位於台中都會公園之樣點，

共 8 次，次之為位於健康公園與文心森林公園之樣點，各出現 4 次。東峰公園第 5 樣點、台中公園第 4 樣點、東光園道第 2、8 樣點、興大路第 3、5 樣點、草悟道第 1、5 樣點，共 8 處記錄昆蟲數量為 0 隻；其次少的為健康公園第 4 樣點，紀錄 4 隻；第三為台中都會公園第 44 樣點，紀錄 6 隻。

### 3. 昆蟲香農指數

本研究透過昆蟲種類豐富度與數量，計算出昆蟲香農指數，整體香農指數平均為 1.170。當指數值越大，表示生態結構越穩定，所有樣點中香農指數最高的三處，依序為位於台中都會公園第 26、37、18 樣點，值為 2.040、1.871、1.857。昆蟲香農指數最高的前 30 處樣點中，出現次數最多為位於台中都會公園之樣點，共 14 次，次之為位於東峰公園之樣點，共出現 5 次。東峰公園第 5 樣點、台中公園第 4 樣點、東光園道第 2、8 樣點、興大路第 3、5 樣點、草悟道第 1、5 樣點，共 8 處所紀錄之昆蟲種類豐富度與數量為 0，因此香農指數為 0；數值其次低的為台中都會公園第 23 樣點，值為 0.052；第三為興大路第 8 樣點，值為 0.120。

### 5. 昆蟲辛普森指數

本研究透過昆蟲種類豐富度與數量，計算出昆蟲辛普森指數，整體辛普森指數平均為 0.580。數值範圍介於 0 到 1 之間，數值越大越接近 1，顯示無明顯優勢種出現，所有樣點中辛普森指數最高的三處，依序為位於台中都會公園第 26、04、37 樣點，值為 0.852、0.830、0.821。昆蟲辛普森指數最高的前 30 處樣點中，出現次數最多為位於台中都會公園之樣點，共 12 次，次之為位於東峰公園之樣點，共出現 4 次。東峰公園第 5 樣點、台中公園第 4 樣點、東光園道第 2、8 樣點、興大路第 3、5 樣點、草悟道第 1、5 樣點，共 8 處所紀錄之昆蟲種類豐富度與數量為 0，因此辛普森指數為 0，數值其次低的為台中都會公園第 23 樣點，值為 0.014；第三為興大路第 8 樣點，值為 0.040。

## (二) 蜘蛛

### 1. 蜘蛛種類豐富度

本研究 153 處調查樣點，將採集到之蜘蛛依照科別分類，共記錄到 26 科，由多至少依序為蟹蛛科、姬蛛科、金蛛科、貓蛛科、皿網蛛科、繩虎科、長腳蛛科、狼蛛科、鷲蛛科、跑蛛科、卵蛛科、袋蛛科、管蛛科、輝蛛科、花洞蛛科、崖地蛛科、幽靈蛛科、巨蟹蛛科、安蛛科、暗蛛科、近管蛛科、鬼面蛛科、葉蛛科、高腳蛛科、埃蛛科及法師蛛科，其中記錄頻率最高為蟹蛛科佔 26.9%，次之為姬蛛科佔

21.1%，第三為金蛛科 16.3%。

所有樣點中，整體科數平均為 5.48 科，蜘蛛種類豐富度最高的樣點，依序為位於台中都會公園第 43、10 樣點，分別記錄到 13、11 科，以及台中都會公園第 1、7、21、44 樣點，種類豐富度為 10 科。蜘蛛種類豐富度最多的前 30 處樣點中，出現次數最多為位於台中都會公園之樣點，共 21 次，其餘出現次數平均分配於不同公園。蜘蛛種類豐富度最少為 0 科，共 2 處分別為美術館第 5 樣點與台中公園第 1 樣點；次之為東光園道第 6 樣點、文心森林公園第 9 樣點、健康公園第 7 樣點、興大路第 8 樣點，種類豐富度為 1 科；第三種類豐富度為 2 科，共 12 處。

## 2. 蜘蛛數量

本研究 153 處調查樣點，共紀錄 4853 隻蜘蛛，整體數量平均為 31.72 隻。以東光園道第 5 樣點數量最多，為 180 隻；其次為台中都會公園第 43 樣點 140 隻；第三為台中都會公園第 7 樣點 131 隻。蜘蛛數量最多的前 30 處樣點中，出現次數最多為位於台中都會公園之樣點，共 17 次，次之為位於東峰公園、文心森林公園與秋紅谷之樣點，各出現 3 次。

蜘蛛數量最少為 0 隻，共 2 處分別為美術館第 5 樣點與台中公園第 1 樣點；次之為東光園道第 6 樣點、文心森林公園第 9 樣點、健康公園第 7 樣點、興大路第 8 樣點，數量為 1 隻；第三為健康公園第 3、10 樣點、興進路第 1 樣點與東光園道第 7 樣點，數量為 2 隻。

## 3. 蜘蛛香農指數

本研究透過蜘蛛種類豐富度與數量，計算出蜘蛛香農指數，整體香農指數平均為 1.270。當指數值越大，表示生態結構越穩定，所有樣點中香農指數最高的三處，依序為位於台中都會公園第 1、18、3 樣點，值為 2.010、1.975、1.967。蜘蛛香農指數最高的前 30 處樣點中，出現次數最多為位於台中都會公園之樣點，共 16 次，次之為位於健康公園之樣點，共出現 3 次。美術館第 5 樣點、台中公園第 1 樣點、東光園道第 6 樣點、文心森林公園第 9 樣點、健康公園第 7 樣點、興大路第 8 樣點，共 6 處香農指數為 0；數值其次低的為東峰公園第 10 樣點，值為 0.245；第三為美術館第 10 樣點，值為 0.500。

## 4. 蜘蛛辛普森指數

本研究透過蜘蛛種類豐富度與數量，計算出蜘蛛辛普森指數，整體辛普森指數平均為 0.630。數值範圍介於 0 到 1 之間，數值越大越接近 1，顯示無明顯優勢種出現，所有樣點中辛普森指數最高為台中都

會公園第 22 樣點，值為 0.840；次之為崇倫公園第 3 樣點與東光園道第 4 樣點，值為 0.839；第三為健康公園第 4 樣點，值為 0.836。蜘蛛辛普森指數最高的前 30 處樣點中，出現次數最多為位於台中都會公園之樣點，共 13 次，次之為位於健康公園之樣點，共出現 3 次。美術館第 5 樣點、台中公園第 1 樣點、東光園道第 6 樣點、文心森林公園第 9 樣點、健康公園第 7 樣點、興大路第 8 樣點，共 6 處辛普森指數為 0；數值其次低的為東峰公園第 10 樣點，值為 0.088；第三為美術館第 10 樣點，值為 0.320。

## 二、植被型態基礎資料描述

植被型態基礎資料包含喬木種類豐富度、灌木種類豐富度、草本種類豐富度、植被種類豐富度、喬木數量、灌木數量、草本數量、喬木植株體積、灌木植株體積與草本植株體積(詳見附錄)，以下分別描述之。

### (一) 喬木種類豐富度

本研究 153 處調查樣點，共調查到 67 種喬木，其中記錄頻率最高為黑板樹佔 11.4%，次之為小葉欖仁佔 4.7%，第三為相思樹 4.5%，台灣欒樹 4.2%。

整體喬木種類豐富度平均為 1.10 種；種類豐富度最高的樣點為台中都會公園第 19 樣點、東峰公園第 7 樣點、東光園道第 3 樣點以及育德園道第 2、4、5 樣點，皆為 4 種；次之為東峰公園第 4 樣點、豐樂公園第 4 樣點、文心森林公園第 3 樣點、育德園道第 4 樣點和東光園道第 9 樣點，皆為 3 種。調查樣點中，至多有 4 種喬木，佔總樣點數 3.3%；調查到 3 種喬木，佔 3.3%；調查到 2 種喬木，佔 21.6%；調查到 1 種喬木，佔 44.4%；沒有喬木分布之樣點，佔 27.4%。

### (二) 灌木種類豐富度

本研究 153 處調查樣點，共調查到 27 種灌木，其中記錄頻率最高為黃金葉金露花，佔 15.3%，次之為月橘，佔 13.6%，第三為日本衛矛，佔 8.5%。整體灌木種類豐富度平均為 0.39 種；種類豐富度最高的樣點為東光園道第 4 樣點，為 6 種；次之為草悟道第 8 樣點，為 3 種。調查樣點中，多數樣點調查到 1 種喬木，佔總樣點數 25.5%；調查到 2 種灌木，佔 0.4%；沒有灌木分布之樣點，佔 69.2%。

### (三) 草本種類豐富度

整體草本種類豐富度平均為 5.84 種；種類豐富度最高的樣點為台中都會公園第 28 樣點，為 16 種；次之為美術館第 4 樣點，為 14 種；第三為台中都會公園第 25 樣點與美術館第 7 樣點，皆為 13 種。調查樣點中，多數

樣點調查到 5 種草本，佔總樣點數 15.0%；調查到 3 種草本，佔 14.4%；調查到 6 與 7 種草本，各佔 11.1%；而沒有草本分布之樣點為崇倫公園第 5 樣點、健康公園第 2 樣點、文心森林公園第 9 樣點與草悟道第 4 樣點，共 4 處佔 2.6%。

#### (四)植被種類豐富度

本研究將喬木種類豐富度、灌木種類豐富度與草本種類豐富度相加總，為植被種類豐富度。整體植被種類豐富度平均為 7.22 種，種類豐富度最高的樣點為台中都會公園第 28 樣點，為 17 種；次之為美術館第 4 樣點、東光園道第 2 樣點，皆為 16 種；第三為東峰公園第 4 樣點、台中都會公園第 25 樣點與東光園道第 3 樣點，皆為 15 種。植被種類豐富度最少為 1 種，為崇倫公園第 5 樣點、健康公園第 6 樣點、草悟道第 4 樣點共 3 處。調查樣點中，多數樣點調查到 3 種植被，佔總樣點數 12.4%；次之為調查到 7 種植被，佔 11.8%；第三調查到 6 種植被，佔 11.1%，植被種類豐富度在 2 至 10 種之間為主，共佔 75.2%。

#### (五)喬木數量

本研究 153 處調查樣點，共紀錄 377 棵喬木，整體數量平均為 2.46 棵。以育德園道第 2 樣點與文心森林公園第 3 樣點數量最多，皆為 11 棵；其次為豐樂公園第 5 樣點 8 棵；第三為東峰公園第 10 樣點、豐樂公園第 4 樣點、台中都會公園第 19、20 樣點與育德園道第 5 樣點，皆為 7 棵。調查樣點中，多數樣點調查到 2 棵喬木，佔總樣點數 17.0%；調查到 3 棵喬木，佔 13.7%；調查到 4 棵喬木，佔 12.4%；沒有喬木分布之樣點，佔 27.4%。

#### (六)灌木數量

本研究 153 處調查樣點，共紀錄 559.51 平方公尺之灌木面積，整體面積平均為 3.66 平方公尺。以文心森林公園第 9 樣點面積最大，為 43.92 平方公尺；其次為崇倫公園第 5 樣點，為 42.09 平方公尺；第三為台中都會公園第 40 樣點，為 38.39 平方公尺。將灌木面積以 10 平方公尺為一級距，發現調查面積為 0 平方公尺，佔總樣點數 69.2%；調查面積為 0 至 10 平方公尺，佔 17.0%；調查面積為 10 至 20 平方公尺，佔 7.2%；調查面積為 20 至 30 平方公尺，佔 4.6%；調查面積為 30 至 40 平方公尺，只有 1 處樣點；調查面積為 40 平方公尺以上只有 2 處樣點。

#### (七)草本數量

本研究 153 處調查樣點，共紀錄 12538.02 平方公尺之草本面積，整體面積平均為 81.95 平方公尺。將草本面積以 10 平方公尺為一級距，發現調

查面積為最大值 100 平方公尺，佔總樣點數 45.8%；調查面積為 90 至 100 平方公尺，佔 9.8%；調查面積為 80 至 90 平方公尺，佔 13.1%；調查面積為 70 至 80 平方公尺，佔 8.5%；調查面積為 60 至 70 平方公尺，佔 7.8%；調查面積為 50 至 60 平方公尺，佔 4.6%；其餘調查面積超過 0 未滿 50 平方公尺，佔 7.8%；而沒有草本分布之樣點為崇倫公園第 5 樣點、健康公園第 2 樣點、文心森林公園第 9 樣點與草悟道第 4 樣點，共 4 處佔 2.6%。

#### (八)喬木植株體積

本研究 153 處調查樣點，將喬木冠徑大小所形成的圓形面積乘以喬木高度，計算出喬木植株體積，共紀錄 118319.29 立方公尺之植株體積，整體體積平均為 773.33 立方公尺。以健康公園第 2 樣點之體積最大，為 6689.43 立方公尺；其次為東光園道第 7 樣點，為 4638.92 立方公尺；第三為東光園道第 5 樣點，為 4303.18 立方公尺。將喬木植株體積以 1000 立方公尺為一級距，發現計算體積為 0 立方公尺，佔總樣點數 27.5%；體積為 0 至 1000 立方公尺，佔 44.4%；體積為 1000 至 2000 立方公尺，佔 15.7%；體積為 2000 至 3000 立方公尺，佔 6.5%；體積為 3000 至 5000 立方公尺，佔 5.2%；體積為 5000 平方公尺以上只有 1 處樣點。

#### (九)灌木植株體積

本研究 153 處調查樣點，將灌木面積乘以灌木高度，計算出灌木植株體積，共紀錄 658.32 立方公尺之植株體積，整體體積平均為 4.30 立方公尺。所有樣點中灌木植株體積最大的三處，依序為位於台中都會公園第 43、31、13 樣點，體積為 64.98、50.48、41.72 立方公尺。將灌木植株體積以 10 立方公尺為一級距，發現計算體積為 0 立方公尺，佔總樣點數 69.2%；體積為 0 至 10 立方公尺，佔 16.3%；體積為 10 至 20 立方公尺，佔 6.5%；體積為 20 至 30 立方公尺，佔 4.6%；體積為 30 至 40 立方公尺，只有 2 處樣點；體積為 40 至 50 立方公尺、50 至 60 立方公尺以及 60 立方公尺以上，各只有 1 處樣點。

#### (十)草本植株體積

本研究 153 處調查樣點，將草本面積乘以草本高度，計算出草本植株體積，共紀錄 1444.70 立方公尺之植株體積，整體體積平均為 9.44 立方公尺。草本植株體積最大為 70.00 立方公尺，為台中都會公園第 8、34、42、44 樣點；其次為台中都會公園第 6 樣點，為 50.00 立方公尺。將草本植株體積以 10 立方公尺為一級距，發現計算體積為 0 立方公尺，佔總樣點數 2.6%；體積為 0 至 10 立方公尺，佔 73.2%；體積為 10 至 20 立方公尺，佔 12.4%；體積為 20 至 30 立方公尺，佔 4.6%；體積為 30 至 40 立方公尺，

40 至 50 立方公尺，各只有 3 處樣點；體積為 50 立方公尺，只有 1 處樣點；70 立方公尺，4 處樣點。

### 三、樣本群落特性描述

16 處都市公園共設置 153 個有效樣點，依據公園各有效樣點所調查之樣點數據，計算公園植被型態與生物多樣性之指數，彙整成各公園現況之植被型態與生物多樣性資料，以公園為樣本群落單位，分別描述之(詳見表 4-1 都市公園樣本群落特性)。

16 處都市公園之生物群落特性，其中昆蟲種類豐富度，以豐樂公園為最高 6.7 目，其次為台中都會公園 6.6 目，第三為健康公園 6.1 目。昆蟲香農指數，當指數值越大，表示生態結構越穩定，以興進路為最高，值為 1.49，其次為台中都會公園，值為 1.31，第三為豐樂公園，值為 1.26。昆蟲辛普森指數，數值範圍介於 0 到 1 之間，數值越大越接近 1，顯示無明顯優勢種出現，以興進路為最高，值為 0.74，其次為美術館，值為 0.65，第三為崇倫公園與育德園道，值為 0.64。蜘蛛種類豐富度，以台中都會公園為最高 7.3 科，其次為秋紅谷 6.3 科，第三為崇倫公園 6.0 科。蜘蛛香農指數，當指數值越大，表示生態結構越穩定，以台中都會公園為最高，值為 1.49，其次為崇倫公園，值為 1.44，第三為豐樂公園，值為 1.40。蜘蛛辛普森指數，數值範圍介於 0 到 1 之間，數值越大越接近 1，顯示無明顯優勢種出現，以台中都會公園為最高，值為 0.70，其次為崇倫公園與豐公園，值為 0.69，第三為東峰公園、健康公園與東光園道，值為 0.62。

16 處都市公園之植被群落特性，其中喬木種類豐富度，以育德園道為最高 2.6 種，其次為東光園道 2.0 種，第三為東峰公園 1.8 種。灌木種類豐富度，以東光園道為最高 1.2 種，其次為育德園道 0.8 種，第三為中正公園、文心森林公園與草悟道 0.5 種。草本種類豐富度，以秋紅谷為最高 10 種，其次為美術館 9 種，第三為東光園道 8.4 種。



表 4-1 都市公園樣本群落特性

公園	植被型態			生物多樣性					
	喬木 種類	灌木 種類	草本 種類	昆蟲 種類	昆蟲 香農	昆蟲 辛普森	蜘蛛 種類	蜘蛛 香農	蜘蛛 辛普森
	豐富度	豐富度	豐富度	豐富度	指數	指數	豐富度	指數	指數
01 中正公園	0.8	0.5	7.5	5.3	0.89	0.45	4.8	1.21	0.60
02 東峰公園	1.8	0.4	6.4	5.6	1.20	0.58	5.0	1.20	0.62
03 崇倫公園	0.4	0.4	3.0	5.0	1.24	0.64	6.0	1.44	0.69
04 美術館	1.1	0.0	9.0	4.8	1.21	0.65	4.9	1.21	0.59
05 健康公園	0.6	0.3	3.2	6.1	1.18	0.59	4.3	1.18	0.62
06 台中公園	0.5	0.2	3.7	5.1	1.11	0.56	4.7	1.03	0.52
07 豐樂公園	1.1	0.4	2.2	6.7	1.26	0.61	5.3	1.40	0.69
08 文心森林公園	0.6	0.5	6.5	5.6	1.18	0.59	5.5	1.22	0.60
09 秋紅谷	0.3	0.3	10.0	4.5	1.14	0.60	6.3	1.21	0.60
10 台中都會公園	1.2	0.4	6.5	6.6	1.31	0.62	7.3	1.49	0.70
11 育德園道	2.6	0.8	4.6	4.8	1.21	0.64	4.6	1.33	0.69
12 興進路	1.4	0.0	4.6	5.6	1.49	0.74	2.6	0.86	0.54
13 東光園道	2.0	1.2	8.4	3.8	0.95	0.49	5.2	1.26	0.62
14 興大路	1.0	0.3	6.4	4.3	0.88	0.43	3.6	1.05	0.57
15 美術園道	0.6	0.2	3.6	4.6	0.73	0.38	4.4	1.08	0.57
16 草悟道	0.9	0.5	4.3	4.3	1.02	0.51	4.3	1.02	0.54

小結：

1.16 處都市公園中，東光園道之植被群落特性(喬木種類豐富度、灌木種類豐富度、草本種類豐富度)為最佳，次之為育德園道。

2.台中都會公園之生物群落特性(昆蟲種類豐富度、昆蟲香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛種類豐富度、蜘蛛香農指數、蜘蛛辛普森指數)為最佳，次之為崇倫公園與豐樂公園。

## 第二節 植被多樣性與生物多樣性之 Spearman 相關分析

本研究以 Spearman 相關分析進行植被多樣性與生物多樣性相關性之探討，Spearman 相關分析結果，詳見表 4-1 植被型態與生物多樣性 Spearman 相關分析表；由分析結果得知，在喬木種類豐富度方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示喬木種類豐富度與生物多樣性無相關。

灌木種類豐富度方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示灌木種類豐富度與生物多樣性無相關。

草本種類豐富度方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示喬木種類豐富度與昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數，皆無相關。草本種類豐富度與蜘蛛數量之相關係數為.189，p 值達顯著水準( $p=.019<.05$ )，呈現低度相關。

植被種類豐富度方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、昆蟲數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示灌木種類豐富度與昆蟲種類豐富度、昆蟲數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數，皆無相關。植被種類豐富度與蜘蛛種類豐富度之相關係數為.171，p 值達顯著水準( $p=.035<.05$ )，呈現低度相關；植被種類豐富度與蜘蛛數量之相關係數為 0.218，p 值達顯著水準( $p=.007<.01$ )，亦呈現低度相關。

喬木數量方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示喬木數量與生物多樣性無相關。

灌木數量方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示灌木數量與生物多樣性無相關。

草本數量方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示草本數量與生物多樣性無相關。

### 小結：

綜合以上結果，植被多樣性與生物多樣性之相關分析中

1.以蜘蛛之生物多樣性較能反映出與植被多樣性之關係，草本種類豐富度與蜘蛛數量呈現低度正相關。以及植被種類豐富度與蜘蛛種類豐富、蜘蛛數量呈現低度正相關。

### 第三節 植株體積與生物多樣性之 Spearman 相關分析

本研究以 Spearman 相關分析進行植株體積與生物多樣性相關性之探討，Spearman 相關分析結果，詳見表 4-2 植被型態與生物多樣性 Spearman 相關分析表；由分析結果得知，在喬木植株體積方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示喬木植株體積與昆蟲種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數，皆無相關。喬木植株體積與蜘蛛種類豐富度之相關係數為-.175，p 值達顯著水準( $p=.031<.05$ )，呈現低度相關。

灌木植株體積方面，與生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)相關分析之 p 值皆未達顯著水準，表示灌木植株體積與昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數，皆無相關。

草本植株體積方面，與昆蟲數量相關分析之 p 值未達顯著水準，表示草本植株體積與昆蟲數量無相關。草本植株體積與昆蟲種類豐富度之相關係數為.293，p 值達顯著水準( $p<.001$ )，呈現低度相關。草本植株體積與蜘蛛種類豐富度之相關係數為.374，p 值達顯著水準( $p<.001$ )，呈現低度相關。草本植株體積與蜘蛛數量之相關係數為.342，p 值達顯著水準( $p<.001$ )，呈現低度相關。草本植株體積與昆蟲香農指數之相關係數為.212，p 值達顯著水準( $p=.008<.01$ )，呈現低度相關。草本植株體積與蜘蛛香農指數之相關係數為.270，p 值達顯著水準( $p=.001<.01$ )，呈現低度相關。草本植株體積與昆蟲辛普森指數之相關係數為.174，p 值達顯著水準( $p=.032<.05$ )，呈現低度相關。草本植株體積與蜘蛛辛普森指數之相關係數為.221，p 值達顯著水準( $p=.006<.01$ )，呈現低度相關。

#### 小結：

綜合以上結果，植株體積與生物多樣性之 Spearman 相關分析中

1. 喬木植株體積與蜘蛛種類豐富度，呈現低度負相關。
2. 草本植株體積能夠呈現公園之生物多樣性。因草本植株體積與昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數，皆呈現低度正相關。

表 4-2 植被型態與生物多樣性 Spearman 相關分析表

變項		昆蟲	蜘蛛	昆蟲	蜘蛛	昆蟲	蜘蛛	昆蟲	蜘蛛
		種類 豐富度	種類 豐富度	數量	數量	香農 指數	香農 指數	辛普森 指數	辛普森 指數
喬木 種類豐富度	相關係數	-.036	.055	-.016	.104	.063	.067	.076	.065
	顯著性(雙尾)	.657	.497	.846	.199	.437	.411	.351	.426
灌木 種類豐富度	相關係數	.008	.131	-.093	.112	.031	.139	.014	.111
	顯著性(雙尾)	.920	.106	.255	.168	.706	.087	.861	.170
草本 種類豐富度	相關係數	-.111	.146	-.135	.189*	-.064	.065	-.055	.047
	顯著性(雙尾)	.170	.072	.095	.019	.434	.427	.501	.561
植被 種類豐富度	相關係數	-.085	.171*	-.127	.218**	-.011	.115	-.005	.097
	顯著性(雙尾)	.297	.035	.118	.007	.895	.158	.954	.231
喬木數量	相關係數	-.077	-.051	-.088	.033	.056	-.030	.067	-.007
	顯著性(雙尾)	.347	.528	.277	.686	.493	.713	.410	.935
灌木數量	相關係數	.006	.119	-.094	.097	.037	.121	.019	.091
	顯著性(雙尾)	.946	.143	.245	.231	.651	.138	.820	.262
草本數量	相關係數	.075	.025	.069	.021	.053	.064	.069	.085
	顯著性(雙尾)	.359	.761	.395	.794	.514	.435	.396	.297
喬木 植株體積	相關係數	-.078	-.175*	-.042	-.111	.061	-.122	.074	-.076
	顯著性(雙尾)	.337	.031	.609	.170	.454	.132	.361	.351
灌木 植株體積	相關係數	.026	.145	-.085	.123	.052	.142	.028	.110
	顯著性(雙尾)	.747	.073	.295	.129	.522	.080	.730	.176
草本 植株體積	相關係數	.293***	.374***	.104	.342***	.212**	.270**	.174*	.221**
	顯著性(雙尾)	.000	.000	.202	.000	.008	.001	.032	.006
植被 植株體積	相關係數	-.075	-.168*	-.051	-.102	.066	-.119	.080	-.074
	顯著性(雙尾)	.355	.038	.528	.211	.415	.144	.328	.363

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

#### 第四節 植株體積與生物多樣性之迴歸分析

本研究透過迴歸分析，討論植株體積之間影響生物多樣性的相對程度，將喬木植株體積、灌木植株體積與草本植株體積設為自變項，生物多樣性設為依變項，分別為昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數。本研究以昆蟲種類豐富度為依變項，分析結果顯示，喬木植株體積與灌木植株體積，p 值未達顯著水準；草本植株體積未標準化係數.038， $\beta$  估計值.256，p 值達顯著水準( $p=.001<.01$ )，表示本研究喬木、灌木、草本三層層次結構中，草本具有影響昆蟲種類豐富度的能力(詳見表 4-3 植被層次結構與昆蟲種類豐富度迴歸分析摘要表)。

表 4-3 植被層次結構與昆蟲種類豐富度迴歸分析摘要表

昆蟲種類豐富度	未標準化係數		標準化係數	t	p
	B	S <sub>e</sub>	$\beta$		
(常數)	5.252	.225		23.379	.000
喬木植株體積	.000	.000	-.074	-.939	.349
灌木植株體積	.008	.015	.042	.534	.594
草本植株體積	.038	.012	.256	3.236**	.001
整體模型		R <sup>2</sup> = .070	adj R <sup>2</sup> = .052	F=3.76*	

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以蜘蛛種類豐富度為依變項，分析結果顯示，喬木植株體積未標準化係數小於.001， $\beta$  估計值-.152，p 值達顯著水準( $p=.046<.05$ )；灌木植株體積未標準化係數.056， $\beta$  估計值.240，p 值達顯著水準( $p=.002<.01$ )，p 值達顯著水準；草本植株體積未標準化係數.051， $\beta$  估計值.283，p 值達顯著水準( $p<.001$ )，表示本研究喬木、灌木、草本三層層次結構中，以草本最具有影響蜘蛛種類豐富度的能力，次之為灌木植株體積(詳見表 4-4 植被層次結構與蜘蛛種類豐富度迴歸分析摘要表)。

表 4-4 植被層次結構與蜘蛛種類豐富度迴歸分析摘要表

蜘蛛種類豐富度	未標準化係數		標準化係數	t	p
	B	S <sub>e</sub>	$\beta$		
(常數)	5.008	.261		19.191	.000
喬木植株體積	.000	.000	-.152	-2.009*	.046
灌木植株體積	.056	.018	.240	3.183**	.002
草本植株體積	.051	.014	.283	3.749***	.000
整體模型		R <sup>2</sup> = .154	adj R <sup>2</sup> = .137	F=9.05***	

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以昆蟲數量為依變項，分析結果顯示，喬木植株體積、灌木植株體積與草本植株體積，p 值皆未達顯著水準，表示本研究喬木、灌木、草本三層層次結構，無影響昆蟲數量之能力(詳見表 4-5 植被層次結構與昆蟲數量迴歸分析摘要表)。

表 4-5 植被層次結構與昆蟲數量迴歸分析摘要表

昆蟲數量	未標準化係數		標準化係數	t	p
	B	S <sub>e</sub>	$\beta$		
(常數)	126.976	42.242		3.006	.003
喬木植株體積	-.013	.026	-.041	-.503	.616
灌木植株體積	-2.098	2.852	-.060	-.736	.463
草本植株體積	-1.195	2.198	-.044	-.544	.587
整體模型		R <sup>2</sup> = .008	adj R <sup>2</sup> = -.012	F= .376	

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以蜘蛛數量為依變項，分析結果顯示，喬木植株體積與灌木植株體積，p 值未達顯著水準；草本植株體積未標準化係數.684， $\beta$  估計值.269，p 值達顯著水準(p=.001<.01)，表示本研究喬木、灌木、草本三層層次結構中，草本具有影響蜘蛛數量的能力(詳見表 4-6 植被層次結構與蜘蛛數量迴歸分析摘要表)。

表 4-6 植被層次結構與蜘蛛數量迴歸分析摘要表

蜘蛛數量	未標準化係數		標準化係數	t	p
	B	S <sub>e</sub>	$\beta$		
(常數)	24.162	3.813		6.337	.000
喬木植株體積	-.001	.002	-.041	-.519	.604
灌木植株體積	.478	.257	.145	1.857	.065
草本植株體積	.684	.198	.269	3.446**	.001
整體模型		R <sup>2</sup> = .093	adj R <sup>2</sup> = -.075	F=5.114**	

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以昆蟲香農指數為依變項，分析結果顯示，喬木植株體積與灌木植株體積，p 值未達顯著水準；草本植株體積未標準化係數.010， $\beta$  估計值.294，p 值達顯著水準(p<.001)，表示本研究喬木、灌木、草本三層層次結構中，草本具有影響昆蟲香農指數的能力(詳見表 4-7 植被層次結構與昆蟲香農指數迴歸分析摘要表)。

表 4-7 植被層次結構與昆蟲香農指數迴歸分析摘要表

昆蟲香農指數	未標準化係數		標準化係數	t	p
	B	S <sub>e</sub>	$\beta$		
(常數)	1.074	.050		21.503	.000
喬木植株體積	.000	.000	-.020	-.258	.797
灌木植株體積	.003	.003	.075	.961	.338
草本植株體積	.010	.003	.294	3.755***	.000
整體模型		R <sup>2</sup> = .091	adj R <sup>2</sup> = -.073	F=4.997**	

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以蜘蛛香農指數為依變項，分析結果顯示，喬木植株體積與灌木植株體積，p 值未達顯著水準；草本植株體積之 p 值雖達顯著水準(p=.029<.05)，但迴歸模型考驗結果指出迴歸效果 F 值為 2.594，未達顯著水準，表示本研究喬木、灌木、草本三層層次結構，無影響蜘蛛香農指數之能力(詳見表 4-8 植被層次結構與蜘蛛香農指數迴歸分析摘要表)。

表 4-8 植被層次結構與蜘蛛香農指數迴歸分析摘要表

蜘蛛香農指數	未標準化係數		標準化係數	t	p
	B	S <sub>e</sub>	$\beta$		
(常數)	1.219	.052		23.256	.000
喬木植株體積	.000	.000	-.088	-1.099	.274
灌木植株體積	.005	.004	.115	1.440	.152
草本植株體積	.006	.003	.176	2.199*	.029
整體模型		R <sup>2</sup> = .050	adj R <sup>2</sup> = -.031	F=2.594	

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001



本研究以昆蟲辛普森指數為依變項，分析結果顯示，喬木植株體積與灌木植株體積，p 值未達顯著水準；草本植株體積未標準化係數.004， $\beta$  估計值.242，p 值達顯著水準( $p=.003<.01$ )，表示本研究喬木、灌木、草本三層層次結構中，草本具有影響昆蟲辛普森指數的能力(詳見表 4-9 植被層次結構與昆蟲辛普森指數迴歸分析摘要表)。

表 4-9 植被層次結構與昆蟲辛普森指數迴歸分析摘要表

昆蟲辛普森指數	未標準化係數		標準化係數	t	p
	B	S <sub>e</sub>	$\beta$		
(常數)	.543	.024		22.654	.000
喬木植株體積	.000	.000	-.019	-.243	.809
灌木植株體積	.001	.002	.049	.617	.538
草本植株體積	.004	.001	.242	3.041**	.003
整體模型		R <sup>2</sup> = .061	adj R <sup>2</sup> = -.042	F=3.205*	

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以蜘蛛辛普森指數為依變項，分析結果顯示，喬木植株體積、灌木植株體積與草本植株體積，p 值皆未達顯著水準，表示本研究喬木、灌木、草本三層層次結構，無影響蜘蛛辛普森指數之能力(詳見表 4-10 植被層次結構與蜘蛛辛普森指數迴歸分析摘要表)。

表 4-10 植被層次結構與蜘蛛辛普森指數迴歸分析摘要表

蜘蛛辛普森指數	未標準化係數		標準化係數	t	p
	B	S <sub>e</sub>	$\beta$		
(常數)	.612	.022		28.194	.000
喬木植株體積	.000	.000	-.047	-.579	.564
灌木植株體積	.001	.001	.056	.690	.491
草本植株體積	.002	.001	.153	1.894	.060
整體模型		R <sup>2</sup> = .028	adj R <sup>2</sup> = -.008	F=1.419	

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

### 小結：

綜合以上結果

- 1.以植株體積表達之植被層次結構與生物多樣性之迴歸分析顯示，喬木、灌木、草本三層層次結構中，草本植株體積具有影響昆蟲種類豐富度、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、昆蟲辛普森指數之能力。
- 2.另外喬木植株體積、灌木植株體積與草本植株體積皆對於蜘蛛種類豐富度具有影響能力，又以草本植株體積影響力大。

## 第五節 不同植被層次空間型式之生物多樣性差異檢定

本研究之植被層次依植被生長形態分為喬木、灌木與草本三大部分，將 153 處調查樣點，依據網格內植被層次三者不同的組合方式加以分類，共可分為七種層次空間型式，分別為草本組成之層次空間，共 36 處樣點；灌木組成之層次空間，共 4 處樣點；喬木組成之層次空間，為 1 處樣點；草本、灌木兩者組成之層次空間，共 2 處樣點；草本、喬木兩者組成之層次空間，共 68 處樣點；灌木、喬木兩者組成之層次空間，為 1 處樣點；草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，共 41 處樣點(詳見表 4-11 植被層次空間型式)。

表 4-11 植被層次空間型式

型式	植被層次空間	樣點數
1	草本	36
2	灌木	4
3	喬木	1
4	草本+灌木	2
5	草本+喬木	68
6	灌木+喬木	1
7	草本+灌木+喬木	41
<b>總計</b>		<b>153</b>

為確保層次空間具代表性，將樣點數不足五處之層次空間型式刪除，剩下樣點數最多的三種型式，包含 1.草本組成之層次空間、2.草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、3.草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，三種型式透過 Mann-Whitney 考驗法進行配對比較，比較不同型式之植被層次空間，其生物多樣性是否具有差異。

本研究以草本組成之層次空間與草本、喬木兩者組成之層次空間為自變相，觀察值分別為 36 處與 68 處樣點；以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 59.40，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 48.85，Mann-Whitney U 統計量 975.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 60.51，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 48.26，Mann-Whitney U 統計量 935.500，p 值達顯著水準( $p=0.047 < 0.05$ )。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 53.24，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 52.11，Mann-Whitney U 統計量 1197.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 57.29，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 49.96，Mann-Whitney U 統計量 1051.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 52.68，草本、喬木兩

者組成之層次空間等級平均數為 52.40，Mann-Whitney U 統計量 1217.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 60.13，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 48.46，Mann-Whitney U 統計量 949.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 51.26，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 53.15，Mann-Whitney U 統計量 1179.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 59.35，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 48.88，Mann-Whitney U 統計量 977.500，p 值未達顯著水準(詳見表 4-12 草本組成之層次空間與草本、喬木兩者組成之層次空間其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-12 草本組成之層次空間與草本、喬木兩者組成之層次空間其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	植被層次空間	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	草本	36	59.40	975.500	.084
	草本+喬木	68	48.85		
蜘蛛種類豐富度	草本	36	60.51	935.500*	.047
	草本+喬木	68	48.26		
昆蟲數量	草本	36	53.24	1197.500	.856
	草本+喬木	68	52.11		
蜘蛛數量	草本	36	57.29	1051.500	.238
	草本+喬木	68	49.96		
昆蟲香農指數	草本	36	52.68	1217.500	.965
	草本+喬木	68	52.40		
蜘蛛香農指數	草本	36	60.13	949.500	.061
	草本+喬木	68	48.46		
昆蟲辛普森指數	草本	36	51.26	1179.500	.761
	草本+喬木	68	53.15		
蜘蛛辛普森指數	草本	36	59.35	977.500	.092
	草本+喬木	68	48.88		

註: \*p<0.05; \*\*p<0.01; \*\*\*p<0.001

本研究以草本組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間為自變相，觀察值分別為 36 處與 41 處樣點；以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 40.56，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 37.63，Mann-Whitney U 統計量 682.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 37.69，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 40.15，Mann-Whitney U 統計量 691.000，p 值未達顯著水準。以昆蟲數量為檢

定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 41.29，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 36.99，Mann-Whitney U 統計量 655.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 36.03，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 41.61，Mann-Whitney U 統計量 631.000，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 37.10，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 40.67，Mann-Whitney U 統計量 669.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 37.43，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 40.38，Mann-Whitney U 統計量 681.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 37.24，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 40.55，Mann-Whitney U 統計量 674.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本組成之層次空間等級平均數為 37.96，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 39.91，Mann-Whitney U 統計量 700.500，p 值未達顯著水準(詳見表 4-13 草本組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-13 草本組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	植被層次空間	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	草本	36	40.56	682.000	.560
	草本+灌木+喬木	41	37.63		
蜘蛛種類豐富度	草本	36	37.69	691.000	.626
	草本+灌木+喬木	41	40.15		
昆蟲數量	草本	36	41.29	655.500	.400
	草本+灌木+喬木	41	36.99		
蜘蛛數量	草本	36	36.03	631.000	.274
	草本+灌木+喬木	41	41.61		
昆蟲香農指數	草本	36	37.10	669.500	.484
	草本+灌木+喬木	41	40.67		
蜘蛛香農指數	草本	36	37.43	681.500	.564
	草本+灌木+喬木	41	40.38		
昆蟲辛普森指數	草本	36	37.24	674.500	.517
	草本+灌木+喬木	41	40.55		
蜘蛛辛普森指數	草本	36	37.96	700.500	.702
	草本+灌木+喬木	41	39.91		

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間為自變相，觀察值分別為 68 處與 41 處樣點；以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 51.90，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 60.15，Mann-Whitney U 統計量 1183.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 49.15，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 64.70，Mann-Whitney U 統計量 996.500，p 值達顯著水準( $p=.012<0.05$ )。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 56.62，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 52.32，Mann-Whitney U 統計量 1284.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 50.38，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 62.67，Mann-Whitney U 統計量 1079.500，p 值達顯著水準( $p=.049<0.05$ )。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 53.26，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 57.89，Mann-Whitney U 統計量 1275.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 49.25，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 64.54，Mann-Whitney U 統計量 1003.000，p 值達顯著水準( $p=.014<0.05$ )。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 54.01，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 56.65，Mann-Whitney U 統計量 1326.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間等級平均數為 50.30，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間等級平均數為 62.79，Mann-Whitney U 統計量 1074.500，p 值達顯著水準( $p=.046<0.05$ ) (詳見表 4-14 草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-14 草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	植被層次空間	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	草本+喬木	68	51.90	1183.000	.178
	草本+灌木+喬木	41	60.15		
蜘蛛種類豐富度	草本+喬木	68	49.15	996.500*	.012
	草本+灌木+喬木	41	64.70		
昆蟲數量	草本+喬木	68	56.62	1284.000	.491
	草本+灌木+喬木	41	52.32		
蜘蛛數量	草本+喬木	68	50.38	1079.500*	.049
	草本+灌木+喬木	41	62.67		
昆蟲香農指數	草本+喬木	68	53.26	1275.500	.459
	草本+灌木+喬木	41	57.89		
蜘蛛香農指數	草本+喬木	68	49.25	1003.000*	.014
	草本+灌木+喬木	41	64.54		
昆蟲辛普森指數	草本+喬木	68	54.01	1326.500	.673
	草本+灌木+喬木	41	56.65		
蜘蛛辛普森指數	草本+喬木	68	50.30	1074.500*	.046
	草本+灌木+喬木	41	62.79		

註: \*p<0.05; \*\*p<0.01; \*\*\*p<0.001

綜合以上結果，草本、草本+喬木、草本+灌木+喬木，三種不同型式之植被層次空間，其生物多樣性透過 Mann-Whitney 考驗法進行配對比較。結果表示，草本組成之層次空間與草本、喬木兩者組成之層次空間，其蜘蛛種類豐富度有顯著差異，草本組成之層次空間，其蜘蛛種類豐富度( $\bar{R} = 60.51$ )顯著的優於草本、喬木兩者組成之層次空間( $\bar{R} = 48.26$ )；草本組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，其生物多樣性無顯著差異；草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，其蜘蛛種類豐富度、蜘蛛數量、蜘蛛香農指數與蜘蛛辛普森指數皆有顯著差異，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，其蜘蛛種類豐富度( $\bar{R} = 64.70 > 49.15$ )、蜘蛛數量( $\bar{R} = 62.67 > 50.38$ )、蜘蛛香農指數( $\bar{R} = 64.54 > 49.25$ )與蜘蛛辛普森指數( $\bar{R} = 62.79 > 50.30$ )皆顯著的優於草本、喬木兩者組成之層次空間。

### 小結：

不同植被層次空間型式之生物多樣性差異檢定結果顯示

1. 昆蟲與蜘蛛之生物多樣性，以蜘蛛較能夠反映出不同植被層次空間型式之差異。
2. 蜘蛛生物多樣性的四項數據皆反映出草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，其生物多樣性優於草本、喬木兩者組成之層次空間，表示多複層之植被優於少複層之植被空間，以及灌木層之重要性與影響力。
3. 另外草本組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，兩者之生物多樣性則無明顯差異，僅由蜘蛛種類豐富度反映出草本組成之層次空間，其生物多樣性優於草本、喬木兩者組成之層次空間，表示少複層之植被優於多複層之植被空間，可能受蜘蛛棲息偏好影響，使得草本組成之層次空間與多複層之植被空間，其生物多樣性差異結果並不明顯。

## 第六節 於不同層次空間型式下，相同總植株體積，不同喬木數量之生物多樣性差異檢定

本研究之植被層次包含喬木、灌木與草本三大部分，佔總植株體積百分比分別為喬木(98.22%)、灌木(0.50%)、草本(1.28%)，以喬木所佔比例極高，因此以喬木平均體積作為體積綠量之最小單元，相同植株體積之級距。探討相同總植株體積下，不同喬木數量其生物多樣性是否具有差異，分別於草本、喬木兩者組成之層次空間及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間中進行分析。

### 一、於草本、喬木兩者組成之層次空間下，相同總植株體積，喬木數量多與喬木數量少，其生物多樣性差異檢定。

於草本、喬木兩者組成之層次空間下，共有樣點 68 處，其草本植株體積平均為 12.58 立方公尺(50 進位法後為 0 立方公尺)，喬木植株體積平均為 310 立方公尺(50 進位法後為 300 立方公尺)，以喬木平均體積 300 立方公尺作為體積綠量之最小單元，相同植株體積之級距。將總植株體積依據 300 立方公尺為一級距加以分類，共可分為 13 個級距(詳見表 4-15 於草本、喬木兩者組成之層次空間下總植株體積級距分類表)。

為確保每一級距具其代表性，將樣點數不足三處之級距刪除，因此以級距 1 至 6，共六個級距為分析範圍，再依據每一樣點之喬木數量，以二分法將樣點劃分為喬木數量多與喬木數量少，且需確保各分類樣點數為 3 處以上，接下來反覆透過 Mann-Whitney 考驗，嘗試與分析喬木數量多與喬木數量少之差異，以下為最終分析結果。



表 4-15 於草本、喬木兩者組成之層次空間下總植株體積級距分類表

級距	圖示	總植株體積(M <sup>3</sup> )	樣點數
1	□+○	$0 \leq X < 300$	15
2	□+○+○	$300 \leq X < 600$	16
3	□+○+○+○	$600 \leq X < 900$	9
4	□+○+○+○+○	$900 \leq X < 1200$	5
5	□+○+○+○+○+○	$1200 \leq X < 1500$	8
6	□+○+○+○+○+○... (6)	$1500 \leq X < 1800$	3
7	□+○+○+○+○+○... (7)	$1800 \leq X < 2100$	2
8	□+○+○+○+○+○... (8)	$2100 \leq X < 2400$	1
9	□+○+○+○+○+○... (9)	$2400 \leq X < 2700$	3
10	□+○+○+○+○+○... (10)	$2700 \leq X < 3000$	2
11	□+○+○+○+○+○... (11)	$3000 \leq X < 3300$	1
12	□+○+○+○+○+○... (12)	$3300 \leq X < 3600$	2
13	□+○+○+○+○+○... (13)	$3600 \leq X$	1
<b>總計</b>			<b>68</b>

□ 草本植株體積平均；○ 喬木植株體積平均

以  $0 \leq \text{總植株體積} < 300$  為分析範圍，共有 15 處樣點，依其喬木數量可分為 1 棵喬木 7 處樣點、2 棵喬木 5 處樣點、3 棵喬木 2 處樣點、4 棵喬木 1 處樣點，二分法將 1 棵喬木共 7 處樣點分類為喬木數量少，2 至 4 棵喬木共 8 處樣點分類為喬木數量多。以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 8.14，喬木數量多等級平均數為 7.88，Mann-Whitney U 統計量 27.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 5.43，喬木數量多等級平均數為 10.25，Mann-Whitney U 統計量 10.500，p 值達顯著水準 ( $p=0.040 < 0.05$ )。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 8.86，喬木數量多等級平均數為 7.25，Mann-Whitney U 統計量 22.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 5.79，喬木數量多等級平均數為 9.94，Mann-Whitney U 統計量 12.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 9.29，喬木數量多等級平均數為 6.88，Mann-Whitney U 統計量 19.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 5.57，喬木數量多等級平均數為 10.13，Mann-Whitney U 統計量 11.000，p 值未達顯著水準。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 9.43，喬木數量多等級平均數為 6.75，Mann-Whitney U 統計量 18.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 6.00，喬木數量多等級平均數為 9.75，Mann-Whitney U 統計量 14.000，p 值未達顯著水準(詳見表 4-16  $0 \leq \text{總植株體積} < 300$  喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-16  $0 \leq$  總植株體積  $< 300$  喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木數量	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	喬木數量少	7	8.14	27.000	.955
	喬木數量多	8	7.88		
蜘蛛種類豐富度	喬木數量少	7	5.43	10.500*	.040
	喬木數量多	8	10.25		
昆蟲數量	喬木數量少	7	8.86	22.000	.536
	喬木數量多	8	7.25		
蜘蛛數量	喬木數量少	7	5.79	12.500	.072
	喬木數量多	8	9.94		
昆蟲香農指數	喬木數量少	7	9.29	19.000	.336
	喬木數量多	8	6.88		
蜘蛛香農指數	喬木數量少	7	5.57	11.000	.054
	喬木數量多	8	10.13		
昆蟲辛普森指數	喬木數量少	7	9.43	18.000	.281
	喬木數量多	8	6.75		
蜘蛛辛普森指數	喬木數量少	7	6.00	14.000	.121
	喬木數量多	8	9.75		

註: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$

以  $300 \leq$  總植株體積  $< 900$  為分析範圍，共有 25 處樣點，依其喬木數量可分為 1 棵喬木 2 處樣點、2 棵喬木 6 處樣點、3 棵喬木 6 處樣點、4 棵喬木 4 處樣點、5 棵喬木 4 處樣點、6 棵喬木 1 處樣點、7 棵喬木 2 處樣點，二分法將 1 至 3 棵喬木共 14 處樣點分類為喬木數量少，4 至 7 棵喬木共 11 處樣點分類為喬木數量多。以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 14.46，喬木數量多等級平均數為 11.14，Mann-Whitney U 統計量 56.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 13.25，喬木數量多等級平均數為 12.68，Mann-Whitney U 統計量 73.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 16.04，喬木數量多等級平均數為 9.14，Mann-Whitney U 統計量 34.500，p 值達顯著水準 ( $p = .018 < 0.05$ )。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 12.82，喬木數量多等級平均數為 13.23，Mann-Whitney U 統計量 74.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 13.57，喬木數量多等級平均數為 12.27，Mann-Whitney U 統計量 69.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 14.00，喬木數量多等級平均數

為 11.73，Mann-Whitney U 統計量 63.000，p 值未達顯著水準。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 13.50，喬木數量多等級平均數為 12.36，Mann-Whitney U 統計量 70.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 14.29，喬木數量多等級平均數為 11.36，Mann-Whitney U 統計量 459.000，p 值未達顯著水準(詳見表 4-17  $300 \leq$  總植株體積  $< 900$  喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-17  $300 \leq$  總植株體積  $< 900$  喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木數量	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	喬木數量少	14	14.46	56.500	.267
	喬木數量多	11	11.14		
蜘蛛種類豐富度	喬木數量少	14	13.25	73.500	.851
	喬木數量多	11	12.68		
昆蟲數量	喬木數量少	14	16.04	34.500	.018
	喬木數量多	11	9.14		
蜘蛛數量	喬木數量少	14	12.82	74.500	.893
	喬木數量多	11	13.23		
昆蟲香農指數	喬木數量少	14	13.57	69.000	.687
	喬木數量多	11	12.27		
蜘蛛香農指數	喬木數量少	14	14.00	63.000	.467
	喬木數量多	11	11.73		
昆蟲辛普森指數	喬木數量少	14	13.50	70.000	.727
	喬木數量多	11	12.36		
蜘蛛辛普森指數	喬木數量少	14	14.29	59.000	.344
	喬木數量多	11	11.36		

註: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$

以  $900 \leq$  總植株體積  $< 1500$  為分析範圍，共有 13 處樣點，依其喬木數量可分為 1 棵喬木 1 處樣點、2 棵喬木 4 處樣點、3 棵喬木 2 處樣點、4 棵喬木 5 處樣點、5 棵喬木 1 處樣點，二分法將 1 至 3 棵喬木共 7 處樣點分類為喬木數量少，4 至 5 棵喬木共 6 處樣點分類為喬木數量多。以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 8.14，喬木數量多等級平均數為 5.67，Mann-Whitney U 統計量 13.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 5.93，喬木數量多等級平均數為 8.25，Mann-Whitney U 統計量 13.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數

量少等級平均數為 7.86，喬木數量多等級平均數為 6.00，Mann-Whitney U 統計量 15.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 6.29，喬木數量多等級平均數為 7.83，Mann-Whitney U 統計量 16.000，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 7.14，喬木數量多等級平均數為 6.83，Mann-Whitney U 統計量 20.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 4.71，喬木數量多等級平均數為 9.67，Mann-Whitney U 統計量 5.000，p 值達顯著水準 ( $p=.022<0.05$ )。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 7.43，喬木數量多等級平均數為 6.50，Mann-Whitney U 統計量 18.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 4.57，喬木數量多等級平均數為 9.83，Mann-Whitney U 統計量 4.000，p 值達顯著水準 ( $p=.014<0.05$ ) (詳見表 4-18 900 $\leq$ 總植株體積 $<1500$  喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表)。




表 4-18 900 $\leq$ 總植株體積 $<1500$  喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木數量	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	喬木數量少	7	8.14	13.000	.295
	喬木數量多	6	5.67		
蜘蛛種類豐富度	喬木數量少	7	5.93	13.500	.295
	喬木數量多	6	8.25		
昆蟲數量	喬木數量少	7	7.86	15.000	.445
	喬木數量多	6	6.00		
蜘蛛數量	喬木數量少	7	6.29	16.000	.534
	喬木數量多	6	7.83		
昆蟲香農指數	喬木數量少	7	7.14	20.000	.945
	喬木數量多	6	6.83		
蜘蛛香農指數	喬木數量少	7	4.71	5.000*	.022
	喬木數量多	6	9.67		
昆蟲辛普森指數	喬木數量少	7	7.43	18.000	.731
	喬木數量多	6	6.50		
蜘蛛辛普森指數	喬木數量少	7	4.57	4.000*	.014
	喬木數量多	6	9.83		

註: \*  $p<0.05$ ; \*\*  $p<0.01$ ; \*\*\*  $p<0.001$

綜合以上結果，總植株體積介於 0 至 300 立方公尺時，喬木數量少與喬木數量多，其蜘蛛種類豐富度有顯著差異，喬木數量多，其蜘蛛種類豐富度( $\bar{R}=10.25$ )顯著的優於喬木數量少( $\bar{R}=5.43$ )。總植株體積介於 300 至 900 立方公尺時，喬木數量少與喬木數量多，其昆蟲數量有顯著差異，喬木數量少，其昆蟲數量( $\bar{R}=16.04$ )顯著的優於喬木數量多( $\bar{R}=9.14$ )。總植株體積介於 900 至 1500 立方公尺時，喬木數量少與喬木數量多，其蜘蛛香農指數與蜘蛛辛普森指數有顯著差異，喬木數量多，其蜘蛛香農指數( $\bar{R}=9.67>4.71$ )與蜘蛛辛普森指數( $\bar{R}=9.83>4.57$ )顯著的優於喬木數量少(詳見表 4-19 於草本、喬木兩者組成之層次空間下不同喬木數量之差異分析結果顯著彙整表)。

表 4-19 於草本、喬木兩者組成之層次空間下不同喬木數量之差異分析結果顯著彙整表

總植株體積級距( $M^3$ )	圖示	生物多樣性	差異分析結果
$0 \leq X < 300$		蜘蛛種類豐富度	喬木數量多優於喬木數量少
$300 \leq X < 900$		昆蟲數量	喬木數量少優於喬木數量多
$900 \leq X < 1500$		蜘蛛香農指數 蜘蛛辛普森指數	喬木數量多優於喬木數量少

□ 草本植株體積平均；○ 喬木植株體積平均

## 二、於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，相同總植株體積，喬木數量多與喬木數量少，其生物多樣性差異檢定。

於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，共有樣點 41 處，其草本植株體積平均為 8.07 立方公尺，灌木植株體積平均為 13.77 立方公尺，兩者相加為 21.84 立方公尺(50 進位法後為 0 立方公尺)，喬木植株體積平均為 279 立方公尺(50 進位法後為 300 立方公尺)，以喬木平均體積 300 立方公尺作為體積綠量之最小單元，相同植株體積之級距。總植株體積依據 300 立方公尺為一級距加以分類，共可分為 15 個級距(詳見表 4-20 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下總植株體積級距分類表)。

為確保每一級距具其代表性，將樣點數不足三處之級距刪除，因此以級距 1 至 6，六個級距為分析範圍，再依據每一樣點之喬木數量，以二分法將樣點劃分為喬木數量多與喬木數量少，且需確保各分類樣點數為 3 處以上後，反覆透過 Mann-Whitney 考驗，嘗試與分析喬木數量多與喬木數量少之差異。

表 4-20 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下總植株體積級距分類表

級距	圖示	總植株體積(M <sup>3</sup> )	樣點數
1	□+○	$0 \leq X < 300$	11
2	□+○ ○	$300 \leq X < 600$	9
3	□+○ ○ ○	$600 \leq X < 900$	4
4	□+○ ○ ○ ○	$900 \leq X < 1200$	3
5	□+○ ○ ○ ○ ○	$1200 \leq X < 1500$	3
6	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (6)	$1500 \leq X < 1800$	3
7	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (7)	$1800 \leq X < 2100$	1
8	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (8)	$2100 \leq X < 2400$	1
9	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (9)	$2400 \leq X < 2700$	2
10	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (10)	$2700 \leq X < 3000$	0
11	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (11)	$3000 \leq X < 3300$	1
12	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (12)	$3300 \leq X < 3600$	0
13	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (13)	$3600 \leq X < 3900$	1
14	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (14)	$3900 \leq X < 4200$	0
15	□+○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ○ ... (15)	$4200 \leq X$	2
<b>總計</b>			<b>41</b>

□ 草本植株體積平均；○ 喬木植株體積平均

以  $0 \leq \text{總植株體積} < 600$  為分析範圍，共有 20 處樣點，依其喬木數量可分為 1 棵喬木 5 處樣點、2 棵喬木 4 處樣點、3 棵喬木 4 處樣點、6 棵喬木 2 處樣點、7 棵喬木 2 處樣點、8 棵喬木 1 處樣點、11 棵喬木 2 處樣點，二分法將 1 至 3 棵喬木共 13 處樣點分類為喬木數量少，6 至 11 棵喬木共 7 處樣點分類為喬木數量多。以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 10.96，喬木數量多等級平均數為 9.64，Mann-Whitney U 統計量 39.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 12.96，喬木數量多等級平均數為 5.93，Mann-Whitney U 統計量 13.500，p 值達顯著水準 ( $p=0.008 < 0.05$ )。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 10.58，喬木數量多等級平均數為 10.36，Mann-Whitney U 統計量 44.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 12.12，喬木數量多等級平均數為 7.50，Mann-Whitney U 統計量 24.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 10.54，喬木數量多等級平均數為 10.43，Mann-Whitney U 統計量 45.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 11.62，喬木數量多等級平均數為 8.43，Mann-Whitney U 統計量 31.000，p 值未達顯著水準。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 10.54，喬木數量多等級平均數為 10.43，Mann-Whitney U 統計量 45.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛

蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 10.92，喬木數量多等級平均數為 9.71，Mann-Whitney U 統計量 40.000，p 值未達顯著水準(詳見表 4-21 0≤總植株體積<600 喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-21 0≤總植株體積<600 喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木數量	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	喬木數量少	13	10.96	39.500	.643
	喬木數量多	7	9.64		
蜘蛛種類豐富度	喬木數量少	13	12.96	13.500*	.008
	喬木數量多	7	5.93		
昆蟲數量	喬木數量少	13	10.58	44.500	.938
	喬木數量多	7	10.36		
蜘蛛數量	喬木數量少	13	12.12	24.500	.097
	喬木數量多	7	7.50		
昆蟲香農指數	喬木數量少	13	10.54	45.000	1.000
	喬木數量多	7	10.43		
蜘蛛香農指數	喬木數量少	13	11.62	31.000	.275
	喬木數量多	7	8.43		
昆蟲辛普森指數	喬木數量少	13	10.54	45.000	1.000
	喬木數量多	7	10.43		
蜘蛛辛普森指數	喬木數量少	13	10.92	40.000	.699
	喬木數量多	7	9.71		

註: \*p<0.05; \*\*p<0.01; \*\*\*p<0.001

以  $600 \leq$  總植株體積  $< 1800$  為分析範圍，共有 13 處樣點，依其喬木數量可分為 1 棵喬木 1 處樣點、2 棵喬木 4 處樣點、3 棵喬木 4 處樣點、4 棵喬木 2 處樣點、5 棵喬木 1 處樣點、6 棵喬木 1 處樣點，二分法將 1 至 3 棵喬木共 9 處樣點分類為喬木數量少，4 至 6 棵喬木共 4 處樣點分類為喬木數量多。以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 7.11，喬木數量多等級平均數為 6.75，Mann-Whitney U 統計量 17.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 6.39，喬木數量多等級平均數為 8.38，Mann-Whitney U 統計量 12.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 5.44，喬木數量多等級平均數為 10.50，Mann-Whitney U 統計量 44.500，p 值達顯著水準( $p=0.034 < 0.05$ )。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 7.33，喬木

數量多等級平均數為 6.25，Mann-Whitney U 統計量 15.000，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 7.22，喬木數量多等級平均數為 6.50，Mann-Whitney U 統計量 16.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 5.56，喬木數量多等級平均數為 10.25，Mann-Whitney U 統計量 5.000，p 值達顯著水準(p=.045<0.05)。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 7.00，喬木數量多等級平均數為 7.00，Mann-Whitney U 統計量 18.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木數量少等級平均數為 5.56，喬木數量多等級平均數為 10.25，Mann-Whitney U 統計量 5.000，p 值達顯著水準(p=.045<0.05) (詳見表 4-22 600≤總植株體積<1800 喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-22 600≤總植株體積<1800 喬木數量少與喬木數量多其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木數量	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	喬木數量少	9	7.11	17.000	.940
	喬木數量多	4	6.75		
蜘蛛種類豐富度	喬木數量少	9	6.39	12.500	.414
	喬木數量多	4	8.38		
昆蟲數量	喬木數量少	9	5.44	4.000*	.034
	喬木數量多	4	10.50		
蜘蛛數量	喬木數量少	9	7.33	15.000	.710
	喬木數量多	4	6.25		
昆蟲香農指數	喬木數量少	9	7.22	16.000	.825
	喬木數量多	4	6.50		
蜘蛛香農指數	喬木數量少	9	5.56	5.000*	.045
	喬木數量多	4	10.25		
昆蟲辛普森指數	喬木數量少	9	7.00	18.000	1.000
	喬木數量多	4	7.00		
蜘蛛辛普森指數	喬木數量少	9	5.56	5.000*	.045
	喬木數量多	4	10.25		

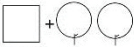

註: \*p<0.05; \*\*p<0.01; \*\*\*p<0.001

綜合以上結果，總植株體積介於 0 至 600 立方公尺時，喬木數量少與喬木數量多，其蜘蛛種類豐富度有顯著差異，喬木數量少，其蜘蛛種類豐富度( $\bar{R} = 12.96$ )顯著的優於喬木數量多( $\bar{R} = 5.93$ )。總植株體積介於 600 至 1800 立方公尺時，喬木數量少與喬木數量多，其昆蟲數量、蜘蛛香農指數



與蜘蛛辛普森指數皆有顯著差異，喬木數量多，其昆蟲數量( $\bar{R}=10.50>5.44$ )、蜘蛛香農指數( $\bar{R}=10.25>5.56$ )與蜘蛛辛普森指數( $\bar{R}=10.25>5.56$ )顯著的優於喬木數量少(詳見表 4-23 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下不同喬木數量之差異分析結果顯著彙整表)。

表 4-23 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下不同喬木數量之差異分析結果顯著彙整表

總植株體積級距( $M^3$ )	圖示	生物多樣性	差異分析結果
$0 \leq X < 600$		蜘蛛種類豐富度	喬木數量少優於喬木數量多
$600 \leq X < 1800$		昆蟲數量 蜘蛛香農指數 蜘蛛辛普森指數	喬木數量多優於喬木數量少

□ 草本植株體積平均；○ 喬木植株體積平均

### 小結：

- 1.於草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，總植株體積的不同，喬木數量少與喬木數量多會有不同的差異結果。
- 2.整體而言皆以蜘蛛之生物多樣性較能反映出喬木數量多與喬木數量少之差異關係，又以香農指數與辛普森指數為生物多樣性指數，最具有生物多樣性之代表性。
- 3.結果發現草本、喬木兩者組成之層次空間中，當總植株體積介於 900 至 1500 立方公尺時，以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間中，當總植株體積介於 600 至 1800 立方公尺時，喬木數量多皆優於喬木數量少。
- 4.另外，蜘蛛種類豐富度於草本、喬木兩者組成之層次空間中，當總植株體積介於 0 至 300 立方公尺時，以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間中，當總植株體積介於 0 至 900 立方公尺時，喬木數量多與喬木數量少之關係之結果相反，因此兩種不同層次空間型式之總植株體積，於上述之級距中喬木數量少與喬木數量多之關係尚不明確。
- 5.昆蟲數量於草本、喬木兩者組成之層次空間中，當總植株體積介於 300 至 900 立方公尺時，結果為喬木數量少優於喬木數量多，而草本、灌木、喬木三者組成之層次空間中，當總植株體積介於 900 至 1800 立方公尺時，結果為喬木數量多優於喬木數量少，因此兩種不同層次空間型式之總植株體積，於上述之級距中喬木數量少與喬木數量多之關係尚不明確。

## 第七節 於不同層次空間型式下，不同喬木排列組合之生物多樣性差異檢定

將網格內與網格周邊，範圍約 40 x 30m 種植之喬木，依據喬木之排列組合方式，分類為單植、列植(包含單列與雙列)與叢植(包含三列以上)。

### 一、於草本組成之層次空間下，不同喬木排列組合之生物多樣性差異檢定。

於草本組成之層次空間下，共有樣點 36 處，依據喬木之排列組合，將樣點分類為單植 5 處、列植 11 處、叢植 9 處以及 11 處其他(無法分類)之樣點。三種喬木排列組合，透過 Mann-Whitney 考驗法進行配對比較，比較不同喬木排列組合，其生物多樣性是否具有差異。

本研究以喬木單植與喬木列植為自變相，觀察值分別為 5 處與 11 處樣點；以生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)為檢定變項，檢定結果顯示，喬木單植與喬木列植，其生物多樣性之 p 值皆未達顯著水準，皆無顯著差異(詳見表 4-24 於草本組成之層次空間下喬木單植與列植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-24 於草本組成之層次空間下喬木單植與列植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	單植	5	6.90	19.500	.377
	列植	11	9.23		
蜘蛛種類豐富度	單植	5	9.10	24.500	.743
	列植	11	8.23		
昆蟲數量	單植	5	9.30	23.500	.661
	列植	11	8.14		
蜘蛛數量	單植	5	10.80	16.000	.221
	列植	11	7.45		
昆蟲香農指數	單植	5	6.60	18.000	.320
	列植	11	9.36		
蜘蛛香農指數	單植	5	9.20	24.000	.743
	列植	11	8.18		
昆蟲辛普森指數	單植	5	6.80	19.000	.377
	列植	11	9.27		
蜘蛛辛普森指數	單植	5	9.60	22.000	.583
	列植	11	8.00		

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以喬木單植與喬木叢植為自變相，觀察值分別為 5 處與 9 處樣點；以生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)為檢定變項，檢定結果顯示，喬木單植與喬木叢植，其昆蟲種類豐富度 p 值皆達顯著水準( $p=.042<0.05$ )，喬木叢植其昆蟲種類豐富度( $\bar{R}=9.17$ )顯著的優於喬木單植( $\bar{R}=4.50$ )；喬木單植與喬木叢植，其蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數之 p 值皆未達顯著水準，皆無顯著差異(詳見表 4-25 於草本組成之層次空間下喬木單植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-25 於草本組成之層次空間下喬木單植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	單植	5	4.50	7.500*	.042
	叢植	9	9.17		
蜘蛛種類豐富度	單植	5	6.30	16.500	.438
	叢植	9	8.17		
昆蟲數量	單植	5	6.20	16.000	.438
	叢植	9	8.22		
蜘蛛數量	單植	5	6.30	16.500	.438
	叢植	9	8.17		
昆蟲香農指數	單植	5	7.80	21.000	.898
	叢植	9	7.33		
蜘蛛香農指數	單植	5	7.00	20.000	.797
	叢植	9	7.78		
昆蟲辛普森指數	單植	5	8.40	18.000	.606
	叢植	9	7.00		
蜘蛛辛普森指數	單植	5	6.40	17.000	.518
	叢植	9	8.11		

註: \*  $p<0.05$  ; \*\*  $p<0.01$  ; \*\*\*  $p<0.001$

本研究以喬木列植與喬木叢植為自變相，觀察值分別為 11 處與 9 處樣點；以生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)為檢定變項，檢定結果顯示，喬木單植與喬木列植，其生物多樣性之 p 值皆未達顯著水準，皆無顯著差異(詳見表 4-26 於草本組成之層次空間下喬木列植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-26 於草本組成之層次空間下喬木列植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	列植	11	9.59	39.500	.456
	叢植	9	11.61		
蜘蛛種類豐富度	列植	11	9.00	33.000	.230
	叢植	9	12.33		
昆蟲數量	列植	11	9.00	33.000	.230
	叢植	9	12.33		
蜘蛛數量	列植	11	8.77	30.500	.152
	叢植	9	12.61		
昆蟲香農指數	列植	11	11.82	35.000	.295
	叢植	9	8.89		
蜘蛛香農指數	列植	11	9.27	36.000	.331
	叢植	9	12.00		
昆蟲辛普森指數	列植	11	12.09	32.000	.201
	叢植	9	8.56		
蜘蛛辛普森指數	列植	11	9.41	37.500	.370
	叢植	9	11.83		

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

## 二、於草本、喬木兩者組成之層次空間下，不同喬木排列組合之生物多樣性差異檢定。

於草本、喬木兩者組成之層次空間下，共有樣點 68 處，依據喬木之排列組合，將樣點分類為單植 10 處、列植 14 處、叢植 35 處以及 9 處其他(無法分類)之樣點。三種喬木排列組合，透過 Mann-Whitney 考驗法進行配對比較，比較不同喬木排列組合，其生物多樣性是否具有差異。

本研究以喬木單植與喬木列植為自變相，觀察值分別為 10 處與 14 處樣點；以生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)為檢定變項，檢定結果顯示，喬木單植與喬木列植，其生物多樣性之

p 值皆未達顯著水準，皆無顯著差異(詳見表 4-27 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木單植與列植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-27 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木單植與列植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	單植	10	12.90	66.000	.841
	列植	14	12.21		
蜘蛛種類豐富度	單植	10	10.70	52.000	.312
	列植	14	13.79		
昆蟲數量	單植	10	15.55	39.500	.074
	列植	14	10.32		
蜘蛛數量	單植	10	10.90	54.000	.371
	列植	14	13.64		
昆蟲香農指數	單植	10	13.40	61.000	.625
	列植	14	11.86		
蜘蛛香農指數	單植	10	11.40	59.000	.546
	列植	14	13.29		
昆蟲辛普森指數	單植	10	13.80	57.000	.472
	列植	14	11.57		
蜘蛛辛普森指數	單植	10	11.30	58.000	.508
	列植	14	13.36		

註: \* p<0.05 ; \*\* p<0.01 ; \*\*\* p<0.001

本研究以喬木單植與喬木叢植為自變相，觀察值分別為 10 處與 35 處樣點；以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 18.10，喬木叢植等級平均數為 24.40，Mann-Whitney U 統計量 126.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 10.55，喬木叢植等級平均數為 26.56，Mann-Whitney U 統計量 50.500，p 值達顯著水準(p=.000<0.001)。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 31.00，喬木叢植等級平均數為 20.71，Mann-Whitney U 統計量 95.000，p 值達顯著水準(p=.028<0.05)。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 11.15 喬木叢植等級平均數為 26.39，Mann-Whitney U 統計量 56.500，p 值達顯著水準(p=.001<0.01)。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 18.60，喬木叢植等級平均數為 24.26，Mann-Whitney U 統計量 131.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 13.15，喬木叢植等級平均數為

25.81，Mann-Whitney U 統計量 76.500，p 值達顯著水準( $p=0.006<0.05$ )。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 20.50，喬木叢植等級平均數為 23.71，Mann-Whitney U 統計量 150.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 14.15，喬木叢植等級平均數為 25.53，Mann-Whitney U 統計量 86.500，p 值達顯著水準( $p=0.014<0.05$ ) (詳見表 4-28 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木單植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-28 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木單植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	單植	10	18.10	126.000	.189
	叢植	35	24.40		
蜘蛛種類豐富度	單植	10	10.55	50.500***	.000
	叢植	35	26.56		
昆蟲數量	單植	10	31.00	95.000*	.028
	叢植	35	20.71		
蜘蛛數量	單植	10	11.15	56.500**	.001
	叢植	35	26.39		
昆蟲香農指數	單植	10	18.60	131.000	.239
	叢植	35	24.26		
蜘蛛香農指數	單植	10	13.15	76.500*	.006
	叢植	35	25.81		
昆蟲辛普森指數	單植	10	20.50	150.000	.510
	叢植	35	23.71		
蜘蛛辛普森指數	單植	10	14.15	86.500*	.014
	叢植	35	25.53		

註: \*  $p<0.05$ ; \*\*  $p<0.01$ ; \*\*\*  $p<0.001$

本研究以喬木列植與喬木叢植為自變相，觀察值分別為 14 處與 35 處樣點；以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木列植等級平均數為 19.86，喬木叢植等級平均數為 27.06，Mann-Whitney U 統計量 173.000，p 值未達顯著水準。蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木列植等級平均數為 17.14，喬木叢植等級平均數為 28.14，Mann-Whitney U 統計量 135.000，p 值達顯著水準( $p=0.014<0.05$ )。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木列植等級平均數為 26.04，喬木叢植等級平均數為 24.59，Mann-Whitney U 統計量 230.500，p 值未達顯著水準。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木列植等級平均數為 19.11 喬木叢植等

級平均數為 27.36，Mann-Whitney U 統計量 162.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木列植等級平均數為 17.93，喬木叢植等級平均數為 27.83，Mann-Whitney U 統計量 146.000，p 值達顯著水準( $p=.028<0.05$ )。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木列植等級平均數為 17.32，喬木叢植等級平均數為 28.07，Mann-Whitney U 統計量 137.500，p 值達顯著水準( $p=.017<0.05$ )。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木列植等級平均數為 18.57，喬木叢植等級平均數為 27.57，Mann-Whitney U 統計量 155.000，p 值達顯著水準( $p=.046<0.05$ )。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木列植等級平均數為 18.25，喬木叢植等級平均數為 27.70，Mann-Whitney U 統計量 150.500，p 值達顯著水準( $p=.036<0.05$ ) (詳見表 4-29 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木列植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-29 於草本、喬木兩者組成之層次空間下喬木列植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	列植	14	19.86	173.000	.105
	叢植	35	27.06		
蜘蛛種類豐富度	列植	14	17.14	135.000*	.014
	叢植	35	28.14		
昆蟲數量	列植	14	26.04	230.500	.748
	叢植	35	24.59		
蜘蛛數量	列植	14	19.11	162.500	.068
	叢植	35	27.36		
昆蟲香農指數	列植	14	17.93	146.000*	.028
	叢植	35	27.83		
蜘蛛香農指數	列植	14	17.32	137.500*	.017
	叢植	35	28.07		
昆蟲辛普森指數	列植	14	18.57	155.000*	.046
	叢植	35	27.57		
蜘蛛辛普森指數	列植	14	18.25	150.500*	.036
	叢植	35	27.70		

註: \*  $p<0.05$ ; \*\*  $p<0.01$ ; \*\*\*  $p<0.001$

三、於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，不同喬木排列組合之生物多樣性差異檢定。

於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，共有樣點 41 處，依據喬木之排列組合，將樣點分類為單植 3 處、列植 11 處、叢植 22 處以及 5 處其他(無法分類)之樣點。三種喬木排列組合，透過 Mann-Whitney 考驗法進行配對比較，比較不同喬木排列組合，其生物多樣性是否具有差異。

本研究以喬木單植與喬木列植為自變相，觀察值分別為 3 處與 11 處樣點；以生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)為檢定變項，檢定結果顯示，喬木單植與喬木列植，其生物多樣性之 p 值皆未達顯著水準，皆無顯著差異(詳見表 4-30 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木單植與列植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-30 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木單植與列植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	單植	3	4.17	6.500	.126
	列植	11	8.41		
蜘蛛種類豐富度	單植	3	3.83	5.500	.088
	列植	11	8.50		
昆蟲數量	單植	3	6.00	12.000	.555
	列植	11	7.91		
蜘蛛數量	單植	3	5.17	9.500	.291
	列植	11	8.14		
昆蟲香農指數	單植	3	6.33	13.000	.659
	列植	11	7.82		
蜘蛛香農指數	單植	3	3.33	4.000	.060
	列植	11	8.64		
昆蟲辛普森指數	單植	3	7.67	16.000	1.000
	列植	11	7.45		
蜘蛛辛普森指數	單植	3	3.33	4.000	.060
	列植	11	8.64		

註: \*p<0.05; \*\*p<0.01; \*\*\*p<0.001

本研究以喬木單植與喬木叢植為自變相，觀察值分別為 3 處與 22 處樣點；以昆蟲種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 4.33，喬木叢植等級平均數為 14.18，Mann-Whitney U 統計量 7.000，p 值達顯著水準(p=.027<0.05)。以蜘蛛種類豐富度為檢定變項，檢定結果顯示



喬木單植等級平均數為 6.05，喬木叢植等級平均數為 13.89，Mann-Whitney U 統計量 13.500，p 值未達顯著水準。以昆蟲數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 10.33，喬木叢植等級平均數為 13.36，Mann-Whitney U 統計量 25.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛數量為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 6.67 喬木叢植等級平均數為 13.86，Mann-Whitney U 統計量 14.000，p 值未達顯著水準。以昆蟲香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 10.00，喬木叢植等級平均數為 13.41，Mann-Whitney U 統計量 24.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛香農指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 5.00，喬木叢植等級平均數為 14.09，Mann-Whitney U 統計量 9.000，p 值達顯著水準 ( $p=.046 < 0.05$ )。以昆蟲辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 11.67，喬木叢植等級平均數為 13.18，Mann-Whitney U 統計量 29.000，p 值未達顯著水準。以蜘蛛辛普森指數為檢定變項，檢定結果顯示喬木單植等級平均數為 5.50，喬木叢植等級平均數為 14.02，Mann-Whitney U 統計量 10.500，p 值未達顯著水準(詳見表 4-31 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木單植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-31 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木單植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	單植	3	4.33	7.000*	.027
	叢植	22	14.18		
蜘蛛種類豐富度	單植	3	6.50	13.500	.107
	叢植	22	13.89		
昆蟲數量	單植	3	10.33	25.000	.550
	叢植	22	13.36		
蜘蛛數量	單植	3	6.67	14.000	.128
	叢植	22	13.86		
昆蟲香農指數	單植	3	10.00	24.000	.497
	叢植	22	13.41		
蜘蛛香農指數	單植	3	5.00	9.000*	.046
	叢植	22	14.09		
昆蟲辛普森指數	單植	3	11.67	29.000	.783
	叢植	22	13.18		
蜘蛛辛普森指數	單植	3	5.50	10.500	.058
	叢植	22	14.02		

註: \*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$

本研究以喬木列植與喬木叢植為自變相，觀察值分別為 11 處與 22 處樣點；以生物多樣性(包含昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、昆蟲數量、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數)為檢定變項，檢定結果顯示，喬木列植與喬木叢植，其生物多樣性之 p 值皆未達顯著水準，皆無顯著差異(詳見表 4-32 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木列植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表)。

表 4-32 於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下喬木列植與叢植其生物多樣性之差異檢定摘要表

生物多樣性	喬木排列組合	樣點數	等級平均數	Mann-Whitney U	p
昆蟲種類豐富度	列植	11	15.27	102.000	.486
	叢植	22	17.86		
蜘蛛種類豐富度	列植	11	18.32	106.500	.585
	叢植	22	16.34		
昆蟲數量	列植	11	18.09	109.000	.665
	叢植	22	16.45		
蜘蛛數量	列植	11	16.55	116.000	.866
	叢植	22	17.23		
昆蟲香農指數	列植	11	15.55	105.000	.560
	叢植	22	17.73		
蜘蛛香農指數	列植	11	17.36	117.000	.895
	叢植	22	16.82		
昆蟲辛普森指數	列植	11	15.64	106.000	.585
	叢植	22	17.68		
蜘蛛辛普森指數	列植	11	16.32	113.500	.778
	叢植	22	17.34		

註: \* p<0.05; \*\* p<0.01; \*\*\* p<0.001

綜合以上結果，於草本組成之層次空間下，喬木單植與喬木叢植，其昆蟲種類豐富度有顯著差異，喬木叢植其昆蟲種類豐富度( $\bar{R} = 9.17$ )顯著的優於喬木單植( $\bar{R} = 4.50$ )。

於草本、喬木兩者組成之層次空間下，喬木單植與喬木叢植，其昆蟲數量有顯著差異，喬木單植其昆蟲數量( $\bar{R} = 31.00$ )顯著的優於喬木叢植( $\bar{R} = 20.71$ )；其蜘蛛種類豐富度、蜘蛛數量、蜘蛛香農指數、蜘蛛辛普森指數皆有顯著差異，喬木叢植其蜘蛛種類豐富度( $\bar{R} = 26.56 > 10.55$ )、蜘蛛數量( $\bar{R} = 26.39 > 11.15$ )、蜘蛛香農指數( $\bar{R} = 25.81 > 13.15$ )與蜘蛛辛普森指數( $\bar{R} = 25.53 > 14.15$ )皆顯著的優於喬木單植。喬木列植與喬木叢植，其蜘蛛種類豐

富度、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數皆有顯著差異，喬木叢植其蜘蛛種類豐富度( $\bar{R}=28.14>17.14$ )、昆蟲香農指數( $\bar{R}=27.83>17.93$ )、蜘蛛香農指數( $\bar{R}=28.07>17.32$ )、昆蟲辛普森指數( $\bar{R}=27.57>18.57$ )、蜘蛛辛普森指數( $\bar{R}=27.70>18.25$ )皆顯著的優於喬木列植。

於草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，喬木單植與喬木叢植，其昆蟲種類豐富度與蜘蛛香農指數有顯著差異，喬木叢植其昆蟲種類豐富度( $\bar{R}=14.18>4.33$ )與蜘蛛香農指數( $\bar{R}=14.09>5.00$ )皆顯著的優於喬木單植(詳見表 4-33 於不同層次空間形式下，不同喬木排列組合之生物多樣性差異分析顯著彙整表)。

表 4-33 於不同層次空間形式下，不同喬木排列組合之生物多樣性差異分析結果顯著彙整表

層次空間	生物多樣性	喬木排列組合差異分析結果
草本	昆蟲種類豐富度	叢植優於單植
	昆蟲數量	單植優於叢植
草本+喬木	蜘蛛種類豐富度	叢植優於單植
	蜘蛛數量	
	蜘蛛香農指數	
	蜘蛛辛普森指數	
	蜘蛛種類豐富度	叢植優於列植
	昆蟲香農指數	
	蜘蛛香農指數	
	昆蟲辛普森指數	
	蜘蛛辛普森指數	
草本+灌木+喬木	昆蟲種類豐富度	叢植優於單植
	蜘蛛香農指數	

### 小結：

1. 喬木叢植與喬木單植之關係，於草本、喬木兩者組成之層次空間下，蜘蛛生物多樣性的四項數據與昆蟲數量，以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，昆蟲種類豐富度與蜘蛛香農指數，皆反映出喬木叢植之生物多樣性優於喬木單植，表示喬木之景觀設計手法，若以生態為主要設計考量，於草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，應多以喬木叢植代替單植。於草本組成之層次空間下，只有昆蟲種類豐富度，顯現出喬木叢植之生物多樣性優於喬木單植，因此兩者之關係尚不明確。

2. 喬木叢植與喬木列植之關係，僅於於草本、喬木兩者組成之層次空間下，昆蟲與蜘蛛之生物多樣性指數(包含香農與辛普森指數)、蜘蛛種類豐富度皆反映出喬木叢植之生物多樣性優於喬木列植，表示喬木之景觀設計手法，若以生態為主要設計考量，於草本、喬木兩者組成之層次空間下，

應多以喬木叢植代替列植。

彙整本研究五個研究假設之分析結果，將植被型態與生物多樣性分析結果達顯著之關係整理如表 4-34 所示：

表 4-34 植被型態與生物多樣性研究假設分析結果顯著彙整表

植被層次 空間型式	蜘蛛			昆蟲				
	蜘蛛 種類豐富度	蜘蛛數量	蜘蛛香農指數	蜘蛛 辛普森指數	昆蟲 種類豐富度	昆蟲數量	昆蟲 香農指數	昆蟲 辛普森指數
<b>H1：植被多樣性與生物多樣性相關</b>								
	植被種類豐富度	草本種類豐富度	---	---	---	---	---	---
		植被種類豐富度	---	---	---	---	---	---
<b>H2：植株體積與生物多樣性相關</b>								
	喬木植株體積	草本植株體積	草本植株體積	草本植株體積	草本植株體積	---	草本植株體積	草本植株體積
	草本植株體積							
<b>H3：不同植被層次空間型式，其生物多樣性具有差異</b>								
	草>草+喬	草+喬>草+灌+喬	草+喬>草+灌+喬	草+喬>草+灌+喬	---	---	---	---
	草+喬>草+灌+喬							
<b>H4：相同總植株體積不同喬木數量，其生物多樣性具有差異</b>								
	草+喬	喬木數量多>少	---	喬木數量多>少	喬木數量多>少	---	喬木數量少>多	---
	草+灌+喬	喬木數量少>多	---	喬木數量多>少	喬木數量多>少	---	喬木數量多>少	---
<b>H5：不同喬木排列組合，其生物多樣性具有差異。</b>								
	草	---	---	---	---	叢植>單植	---	---
	草+喬	叢植>單植	叢植>單植	叢植>單植	叢植>單植	---	單植>叢植	叢植>列植
		叢植>列植	叢植>列植	叢植>列植	叢植>列植		叢植>列植	叢植>列植
	草+灌+喬	---	---	叢植>單植	---	叢植>單植	---	---

**植被多樣性與生物多樣性相關(H1)：**

1. 以蜘蛛之生物多樣性較能反映出與植被多樣性之關係，草本種類豐富度與蜘蛛數量呈現低度正相關。以及植被種類豐富度與蜘蛛種類豐富、蜘蛛數量呈現低度正相關。

**植株體積與生物多樣性相關(H2)：**

1. 喬木植株體積與蜘蛛種類豐富度，呈現低度負相關。  
2. 草本植株體積能夠呈現公園之生物多樣性。因草本植株體積與昆蟲種類豐富度、蜘蛛種類豐富度、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、蜘蛛香農指數、昆

蟲辛普森指數、蜘蛛辛普森指數，皆呈現低度正相關。

3.以植株體積表達之植被層次結構與生物多樣性之迴歸分析顯示，喬木、灌木、草本三層層次結構中，草本植株體積具有影響昆蟲種類豐富度、蜘蛛數量、昆蟲香農指數、昆蟲辛普森指數之能力。

4.另外喬木植株體積、灌木植株體積與草本植株體積皆對於蜘蛛種類豐富度具有影響能力，又以草本植株體積影響力大。

#### **不同植被層次空間型式，其生物多樣性具有差異(H3)：**

1.昆蟲與蜘蛛之生物多樣性，以蜘蛛較能夠反映出不同植被層次空間型式之差異。

2.蜘蛛生物多樣性的四項數據皆反映出草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，其生物多樣性優於草本、喬木兩者組成之層次空間，表示多複層之植被優於少複層之植被空間，以及灌木層之重要性與影響力。

3.另外草本組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，兩者之生物多樣性則無明顯差異，僅由蜘蛛種類豐富度反映出草本組成之層次空間，其生物多樣性優於草本、喬木兩者組成之層次空間，表示少複層之植被優於多複層之植被空間，可能受蜘蛛棲息偏好影響，使得草本組成之層次空間與多複層之植被空間，其生物多樣性差異結果並不明顯。

#### **相同總植株體積不同喬木數量，其生物多樣性具有差異(H4)：**

1.於草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，總植株體積的不同，喬木數量少與喬木數量多會有不同的差異結果。

2.整體而言皆以蜘蛛之生物多樣性較能反映出喬木數量多與喬木數量少之差異關係，又以香農指數與辛普森指數為生物多樣性指數，最具有生物多樣性之代表性。

3.結果發現草本、喬木兩者組成之層次空間中，當總植株體積介於 900 至 1500 立方公尺時，以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間中，當總植株體積介於 600 至 1800 立方公尺時，喬木數量多皆優於喬木數量少。

4.另外，蜘蛛種類豐富度於草本、喬木兩者組成之層次空間中，當總植株體積介於 0 至 300 立方公尺時，以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間中，當總植株體積介於 0 至 900 立方公尺時，喬木數量多與喬木數量少之關係之結果相反，因此兩種不同層次空間型式之總植株體積，於上述之級距中喬木數量少與喬木數量多之關係尚不明確。

5.昆蟲數量於草本、喬木兩者組成之層次空間中，當總植株體積介於 300 至 900 立方公尺時，結果為喬木數量少優於喬木數量多，而草本、灌木、喬木三者組成之層次空間中，當總植株體積介於 900 至 1800 立方公尺時，結果為喬木數量多優於喬木數量少，因此兩種不同層次空間型式之總植株

體積，於上述之級距中喬木數量少與喬木數量多之關係尚不明確。

**不同喬木排列組合，其生物多樣性具有差異(H5)：**

1. 喬木叢植與喬木單植之關係，於草本、喬木兩者組成之層次空間下，蜘蛛生物多樣性的四項數據與昆蟲數量，以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，昆蟲種類豐富度與蜘蛛香農指數，皆反映出喬木叢植之生物多樣性優於喬木單植，表示喬木之景觀設計手法，若以生態為主要設計考量，於草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，應多以喬木叢植代替單植。於草本組成之層次空間下，只有昆蟲種類豐富度，顯現出喬木叢植之生物多樣性優於喬木單植，因此兩者之關係尚不明確。

2. 喬木叢植與喬木列植之關係，僅於於草本、喬木兩者組成之層次空間下，昆蟲與蜘蛛之生物多樣性指數(包含香農與辛普森指數)、蜘蛛種類豐富度皆反映出喬木叢植之生物多樣性優於喬木列植，表示喬木之景觀設計手法，若以生態為主要設計考量，於草本、喬木兩者組成之層次空間下，應多以喬木叢植代替列植。



## 第五章 結論與建議

### 第一節 結論

本研究目的為探討台中市公園植被型態與生物多樣性之關係，以植被型態與生物多樣性之數據資料進行統計分析。依據第四章分析結果，就影響生物多樣性之植被型態提出以下結論：

#### 一、台中市公園植被多樣性與生物多樣性之樣本群落現況

依據各公園有效樣點所調查之樣點數據，計算公園植被型態與生物多樣性之指數。以公園為樣本群落單位，彙整成公園現況之植被型態與生物多樣性資料圖，可了解目前 16 處公園之現況與公園間植被型態與生物多樣性之比較關係(詳見圖 5-1 公園現況與公園間植被型態與生物多樣性之比較關係圖)。16 處都市公園中，東光園道之植被型態(喬木種類豐富度、灌木種類豐富度、草本種類豐富度)為最佳，次之為育德園道。台中都會公園之生物多樣性(昆蟲種類豐富度、昆蟲香農指數、昆蟲辛普森指數、蜘蛛種類豐富度、蜘蛛香農指數、蜘蛛辛普森指數)為最佳，次之為崇倫公園與豐樂公園。

#### 二、台中市公園植被多樣性與生物多樣性之關係

依據相關分析結果顯示，台中市公園昆蟲生態與植被多樣性皆無相關，另外蜘蛛生態方面，蜘蛛種類豐富度與植被種類豐富度呈現低度相關，蜘蛛數量與草本種類豐富度與植被種類豐富度呈現低度相關，其他蜘蛛生物多樣性與植被多樣性，亦皆無相關。然而，透過文獻回顧得知植物種類多且生長茂盛的地點會有豐富的昆蟲資源(張永仁，1998)，亦是影響蜘蛛多樣性相當重要的因素(Finch, 2005)。因此，研究結果說明目前台中市公園試圖創造近自然的生態環境，而種植之植被種類與數量，尚未提供良好之生物棲息環境，未能直接反映生態效益。

#### 三、台中市公園植株體積與生物多樣性之關係

依據相關分析結果顯示，台中市公園昆蟲生態方面，昆蟲種類豐富度、昆蟲香農指數、昆蟲辛普森指數與草本植株體積呈現低度相關；蜘蛛生物多樣性，包含種類豐富度、數量、香農指數與辛普森指數，皆與草本植株體積呈現低度相關。研究結果說明目前台中市公園之喬木、灌木、草本，三層植被層次結構中，草本植株體積能夠適切的呈現公園之生物多樣性，此結果與陳明群(2009)以鳥類為指標物種，草地體積為影響鳥類明顯的因子，草地體積越大鳥類的密度與豐富度越高之研究結果相符。且相較



於利用面積表示之草本數量與灌木數量，主要表達空中攝影所涵蓋的平面綠量，在本研究中皆與生物多樣性呈現無相關，因此將植被層次結構量化，藉由植株體積之計算，以三維向度表達公園之綠量，更能有效解釋其生物多樣性。

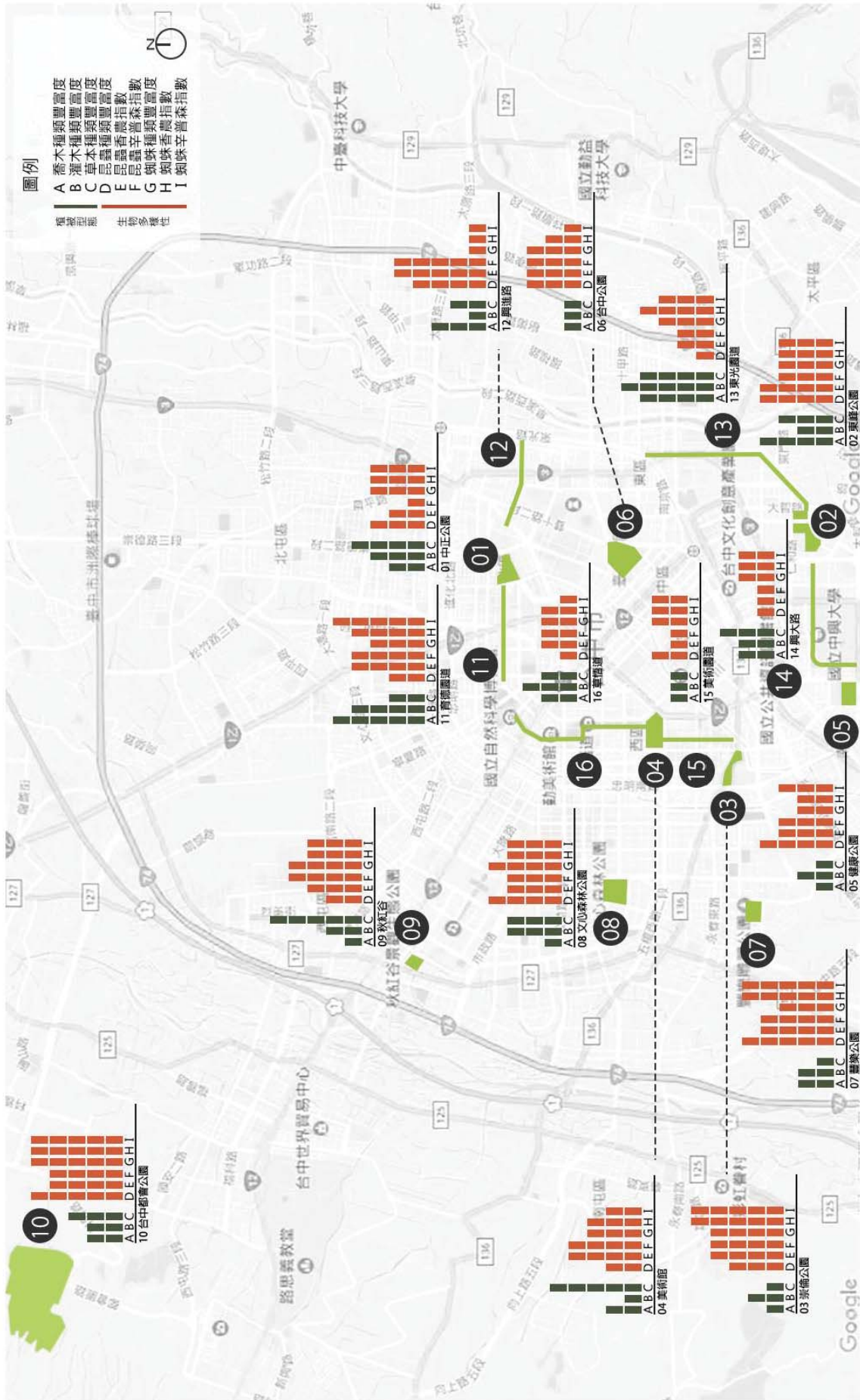


圖 5-1 公園現況與公園間植被型態生物多樣性之比較關係圖

#### **四、台中市公園植被層次空間型式與生物多樣性之關係**

依據差異檢定結果顯示，草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，其生物多樣性優於草本、喬木兩者組成之層次空間，表示多複層之植被相較於少複層之植被空間，較能夠提供生物良好的隱蔽與生物棲地環境(賴明洲等，2005；蔡厚男，2009)。另外，草本、喬木兩者組成之層次空間與草本、灌木、喬木三者組成之層次空間，兩者之差別主要在於是否有灌木層，然而本研究之植被層次包含喬木、灌木與草本三大部分，佔總植株體積百分比分別為喬木(98.22%)、灌木(0.50%)、草本(1.28%)，其中灌木僅佔0.50%，顯示灌木層之重要性與影響力。

#### **五、台中市公園於不同植被層次空間型式下，相同總植株體積級距中，不同喬木數量與生物多樣性之關係**

依據差異檢定結果顯示，草本、喬木兩者組成之層次空間中，當總植株體積介於 900 至 1500 立方公尺時，以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間中，當總植株體積介於 600 至 1800 立方公尺時，喬木數量多(種植 4 至 6 棵)皆優於喬木數量少(種植 1 至 3 棵)，表示若以生態為主要設計考量，在綠量體積介於上述之級距中時應種植多棵喬木。

#### **六、台中市公園於不同植被層次空間型式下，不同喬木排列組合與生物多樣性之關係**

依據差異檢定結果顯示，於草本、喬木兩者組成之層次空間下以及草本、灌木、喬木三者組成之層次空間下，反映出喬木叢植之生物多樣性優於喬木單植，表示喬木之景觀設計手法，若以生態為主要設計考量，於上述兩者之層次空間下，應多以喬木叢植代替單植。

另外，於草本、喬木兩者組成之層次空間下，反映出喬木叢植之生物多樣性優於喬木列植，表示喬木之景觀設計手法，若以生態為主要設計考量，於草本、喬木兩者組成之層次空間下，應多以喬木叢植代替列植。

## 第二節 建議

### 一、台中市公園植被型態規劃設計之相關建議

本研究針對台中市公園植被型態規劃設計，提出相關建議，都市公園中，植被具有許多不同面向之功能，其中在生態上的機能，主要為提供生物棲地，作為動物與昆蟲庇護、覓食、繁殖與躲藏的場所，以及供應生存必須食物的來源，為生態系統多樣化的基礎(陳湘媛、林鎮洋，2010，McPherson et al., 2011)。本研究藉由植被型態之調查發現，喬木種類豐富度記錄頻率最高為黑板樹佔 11.4%，是唯一超過整體百分之十之樹種，顯示黑板樹目前依然是台中市公園中的主要喬木樹種，而相關分析結果表示喬木尚未提供良好之生物棲息環境，因此未來黑板樹自然淘汰後，部分應選擇其他不同之喬木樹種，公園新栽種的喬木選定，也應以多樣化的喬木選種為考量，以增加喬木種類豐富度，進而塑造更為良好的生物棲地環境。

本研究經由調查發現，台中市公園之植被型態中，灌木種類豐富度出現頻率最高為黃金葉金露花(15.3%)，次之為月橘(13.6%)，兩者皆超過百分之十之灌木樹種，總共僅調查到 27 種灌木，相較於喬木 67 種少了 40 種；以及在灌木植株體積方面，計算體積為 0 立方公尺，佔總樣點數 69.2%，排除無灌木分布之樣點，體積為 10 立方公尺以下(16.3%)佔最多數；而相關分析結果顯示灌木未提供良好之生物棲息環境；目前台中市公園現況而言缺乏灌木種類種類豐富度與種植分布，若為營造多樣性之生態環境，應多栽植不同之灌木種類，特別是增加灌木之整體分布，以達到複層之目的。

本研究植被型態調查發現，草本植株體積之數據中，體積計算為 0 立方公尺，僅佔總樣點數 2.6%，即大多數樣點皆有草本之分布；相關分析結果表示，草本之植株體積能夠反映生物多樣性，提供生物良好之棲息環境。顯示目前台中市公園已有良好之體積綠量，以提供昆蟲與蜘蛛生長，但在草本種類豐富度上尚有改善之空間，目前平均為 5.84，因此未來公園之規劃設計，可栽植更多不同種之草本；草本之植株體積越高則會提高生物之多樣性，因此台中市公園之設計，應於允許條件下，使草本植株體積越大越好，亦即可適度調整維護管理之頻率。

### 二、台中市公園生物多樣性之相關建議

若將公園視為重要之都市棲地，目前都市公園從上層之規劃設計乃至維護管理之方法與頻率，皆須以生態設計為主要考量並進行調整。未來都市公園之植被型態設計可參考本研究之結論，以提高都市公園之生物多樣性。

### 三、後續研究之建議

本研究由於受限於研究時程、研究人力以及生物調查經驗上的限制，尚有闕漏之研究方向未能完整探討，後續研究發展之建議如下：

#### (一)公園樣本選取

本研究選取臺中市 16 處都市公園作為研究對象，而於臺中市政府建設局公園管理科於 2015 年 6 月份月公布之台中市公園綠地清冊中，臺中市已開闢之公園共有 495 處，因此未來研究若能選取更多不同類型的都市公園作為調查與調查之對象，則能針對不同類型的綠地提出建議和方案。

#### (二)生態資料調查時間之限制

本研究以東海大學全球環境暨永續社會發展計畫所進行之生態調查，作為多樣性相關指標計算之基礎資料，調查時間為 7 月到 9 月中旬，一年只針對夏季進行昆蟲與蜘蛛之調查，後續研究可針對都市公園之昆蟲與蜘蛛做更長時間的監測記錄，藉以研究其消長情形與常綠、落葉植被之綠量體積改變是否相關。

#### (三)植株體積之調查與計算

本研究喬木植株體積之計算方式，是將喬木之體積視為一圓柱體，為喬木冠徑大小所形成的圓形面積乘以喬木高度。建議後續研究在喬木體積計算上，能依據喬木之樹冠形狀、樹葉密度等，計算出更為準確之三維綠量，探討是否能更真切的反應與生物多樣性的關係。

#### (四) 植被層次空間型式與生物多樣性之關係

本研究選取臺中市 16 處都市公園作為研究對象，共 153 個有效樣點，針對不同層次空間型式之生物多樣性，進行差異比較，其中草本組成之層次空間與多複層之植被空間，其生物多樣性差異結果並不明顯。加上原有七種植被層次空間型式，其中四種層次空間型式受限於樣點數不足，而未納入比較，建議後續研究能針對七種不同層次空間型式，調查足夠之樣點，以探討出完整不同層次空間型式之生物多樣性關係。

#### (五) 相同總植株體積下，不同喬木數量與生物多樣性之關係

針對相同總植株體積下，不同喬木數量與生物多樣性之關係，進行差異比較，為確保每一級距具其代表性，將樣點數不足三處之級距刪除，只以總植株體積 0 至 1500 立方公尺與 0 至 1800 立方公尺為分析範圍，分析結果僅發現部分固定級距中，喬木數量少與喬木數量多之關係，後續研究能嘗試將分析範圍擴大，以提供較完善之生態棲地植被設計參考。

#### (六)植被種類

本研究以植被型態，討論空間上層次結構與生物多樣性之間的關係。然而部分生物會依賴特定植被物種，進而影響其生存與分布，因此建議未來研究能針對不同植被種類或植被種類組合，探討其對於生物多樣性之影響，並提出建議種植之植被種類。

#### (七)經營管理與人類活動

本研究以植被型態為主要影響生物多樣性之環境因子，進行植被型態與生物多樣性關係之探討。都市公園是經由人類經營管理的棲地類型，許多人類活動於公園中進行，建議後續研究可加入都市公園之維護管理，與人類活動干擾程度進行討論。



## 參考文獻

### 中文文獻

1. 王小璘、曾詠宜，(2003)，都市公園綠地區位景觀生態評估之研究，設計學報，8(3)，53-74。
2. 王秀娟，(1999)，公園綠地發展計畫規劃與實施之研究，戶外遊憩研究，12(3)，63-77。
3. 王秀娟，(2002)，綠地計畫之理論與實證，臺北：田園城市出版社。
4. 王秀娟，(2014)，綠地與景觀-永續觀點的理論與實證，臺北：田園城市出版社。
5. 王智聖，(2002)，都市公園生態空間特性之研究-以台南市公園鳥類為例，碩士論文，成功大學都市計畫學系研究所，臺南。
6. 王鑫，(1983)，公園系統之架構，中華民國都市計畫學會年會論文集。
7. 朱耀沂，(2007)，蜘蛛博物學，臺北：天下遠見。
8. 何欣怡，(1999)，以景觀生態學觀點探討都市綠園道評估因子之研究-以台中市經國園道為例，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
9. 吳慧儀，(2000)，都市廊道景觀生態功能評估架構之研究-以台中市東光園道為例，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
10. 李文貴，(2002)，蜘蛛，臺北：親親文化事業有限公司。
11. 肖篤寧、景貴和等，(1992)，景觀生態學理論、方法及應用，臺北：地景企業股份有限公司。
12. 卓逸民、陳家諾、陳裕昇、謝宜恆、曾伶，(2004)，金門地區蜘蛛相調查，內政部營建署金門國家公園管理處。
13. 周傑，(1986)，都市公園遊憩效益之研究-以植物園為例，中興大學都市計畫研究所碩士論文，臺中。
14. 林利貞，(1999)，高雄市公園環境與鳥類群聚之相關研究，碩士論文，國立高雄師範大學生物科學研究所，高雄。
15. 林承昊，(2015)，生境面積指數能否反映地景嵌塊的生物多樣性?以中台灣都市公園作為調查對象，碩士論文，東海大學生命科學系研究所，臺中。
16. 林振鵬，(2006)，都市綠地系統景觀結構與鳥類群聚之相關性-以台北市公園綠地為例，碩士論文，台灣大學建築與城鄉所，臺北。
17. 林晏州，(2000)，行道樹景觀美質之評估，造園學報，7，71-95。
18. 林進益，(1977)，公園計畫與設計，臺北：正中書局。
19. 林璇姿，(2006)，都市公園綠地連接度之探討-以台北市大安區為例，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
20. 林憲德，(1999)，城鄉生態，臺北：詹氏書局。
21. 林憲德，(2004)，永續校園的生態與節能計畫，臺北：詹氏書局。



22. 林曜松，(1998)，全新的保育理念，永續的生命基調-生物多樣性保育，師友月刊，378，4-10。
23. 林曜松，(2006)，台灣生物多樣性工作的發展，教育部顧問室生物多樣性人才人才培育先導型計畫。
24. 侯錦雄、李素馨合譯，(2003)，Booth, N. K. 著，景觀設計元素，臺北：田園城市文化。
25. 侯錦雄等，(1998)，公園綠地規劃準則研擬，內政部營建署。
26. 柯亭宇，(2010)，都市綠資源分布與生態綠網結構之研究-以台中市為例，碩士論文，朝陽科技大學建築及都市設計研究所，臺中。
27. 洪得娟，(1997)，都市公園綠覆地影響因素之研究-使用者滿意度之探討，碩士論文，台灣大學園藝學系研究所，臺北。
28. 洪嘉聰，(2005)，公園環境與鳥類群聚關係之研究-以台南市公園為例，碩士論文，成功大學都市計劃學系研究所，臺南。
29. 范文欣，(2006)，以底棲鞘翅目與蜘蛛目群聚組成探討台北市富陽自然公園之棲地現況，碩士論文，中興大學生命科學系研究所，臺中。
30. 韋氏新字典 Webster's Dictionary，(1993)，臺北：敦煌書局。
31. 夏禹九，(1999)，生態系(生物多樣性)經營，生物多樣性研討會論文集，林務局。
32. 孫義方，(1997)，植被調查在自然保育之應用，中台灣自然保育研討會論文集，112-117。
33. 徐子麒，(2012)，都市綠地鳥類棲地植栽結構之美質評估，碩士論文，中國文化大學景觀學系研究所，臺北。
34. 徐堉峰、林宗岐譯，Gullan, P. J., & Cranston, P. S. 著，(2015)，昆蟲學概論，新北：合記圖書。
35. 涂芳美，(2000)，都市公園生物多樣性之研究以台北市大安森林公園為例，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
36. 高偉，(1995)，鳥類生態學，中台科學技術出版社。
37. 張永仁，(1998)，昆蟲入門，臺北：遠流。
38. 張長義、林俊全、金恒鑣、夏禹九，(2014)，自然保育，臺北：五南。
39. 張維哲，(2003)，以景觀生態觀點探討都市公園綠地永續經營管理之研究，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
40. 張錦瑜、鄒君瑋，(2010)，最新植栽設計手冊，臺中：日之昇文化事業有限公司。
41. 郭瓊瑩，(1997)，都市公園綠地系統示範地區規劃，內政部營建署。
42. 郭瓊瑩，(2003)，水與綠-網絡規劃理論與實務，臺北：詹氏書局。
43. 郭瓊瑩、王秀娟，(1996)，生生不息、永續發展-我們的公園綠地，內政部營建署。
44. 陳坤佐，(2001)，以景觀生態觀點建立河川廊道評估方法之研究，碩士論文，中興大學園藝學系研究所，臺中。
45. 陳明群，(2009)，都市綠地棲地結構與鳥類多樣性關係之研究，碩士論文，中國文化大學景觀學系研究所，臺北。

46. 陳建蓉，(2005)，人行道外側植栽型式影響景觀偏好之研究，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
47. 陳彥良，(2002)，以景觀生態學觀點探討都市生態網路之研究-以台中市為例，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
48. 陳家豪，(2015)，都市公園綠地景觀組成對蝴蝶多樣性之影響，碩士論文，中國文化大學景觀學系研究所，臺北。
49. 陳婉儀，(2013)，都市生態嵌塊體評估指標體系之研究，碩士論文，朝陽科技大學建築及都市設計研究所，臺中。
50. 陳湘媛、林鎮洋，(2010)，植物在環境中的功能，科學發展月刊，455，38-45。
51. 陳琦維，(2004)，英國都市棲地經驗及其引入台灣空間規劃體系之探討，碩士論文，成功大學都市計劃學系研究所，臺南。
52. 游振祥，(2001)，都市生態廊道系統評估模式建立之研究，碩士論文，朝陽科技大學建築及都市設計研究所，臺中。
53. 黃永桀，(1996)，如何界定公園綠地之定義與系統，全國公園綠地研討會會議資料集，內政部營建署。
54. 黃志成、馮豐隆，(1998)，淺論地景生態學，台灣林業，24(4)，37-49。
55. 黃南淵，(1996)，制定綠地政策的方向，營建季刊，6(4)，32-43。
56. 楊曉婷，(2014)，以生態系統服務觀點建立都市公園使用後評估，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
57. 楊雙華，(2006)，空地之都市棲地價值評估，碩士論文，成功大學都市計劃學系，臺南。
58. 鄔建國，(2003)，景觀生態學-格局、過程、尺度與等級，臺北：五南圖書出版股份有限公司。
59. 廖桂賢，(2006)，永續城市的環境策略：柏林經驗，取自：<http://e-info.org.tw/node/4231>
60. 廖智安，(2007)，台灣昆蟲記，臺北：天下遠見。
61. 趙榮台，(2006)，生物多樣性公約的內容與發展，教育部顧問室生物多樣性人才人才培育先導型計畫。
62. 劉保廷，(2004)，以景觀生態學廊道理論探討都市道路生態評估因子之研究-以台中市西區為例，碩士論文，朝陽科技大學建築及都市設計研究所，臺中。
63. 劉若瑜，(2000)，由生態設計觀點評估都市基質之研究-以台中市東區及南屯區為例，碩士論文，東海大學景觀學系研究所，臺中。
64. 劉崇瑞、蘇鴻傑，(1989)，森林植物生態學，臺北：台灣商務印書館。
65. 蔡佩真，(2004)，都市綠網評估體系之建構與應用，碩士論文，逢甲大學土地管理學系研究所，臺中。
66. 蔡厚男，(2009)，永續校園營造指南-校地生態循環，教育部。

67. 蔡淑美、蔡承佑、林奕均、潘建男、何郁如，(2016)，不同公園綠地型態其生態特性之差異比較-以台中市公園綠地為例，第 18 屆休閒遊憩觀光學術研討會暨國際論壇論文集。
68. 鄭亞嵐，(2003)，都市公園綠地連接度與鳥類群聚關係之研究，碩士論文，台灣大學園藝學系研究所，臺北。
69. 鄭惠燕，(2006)，生物多樣性之財務機制，教育部顧問室生物多樣性人才人才培育先導型計畫。
70. 賴明洲，(1996)，環保公園綠化手冊，行政院環保署。
71. 賴明洲，(2000)，台灣植被生態學研究現況與發展，植被生態學與生物多樣性研討會，國家永續論壇-東部論文集。
72. 賴明洲，(2003)，台灣的植物，臺中：晨星出版有限公司。
73. 賴明洲、薛怡珍、陳昭志，(2005)，永續生態綠校園之複層植栽建構-以東海大學為例，2005 第二屆景觀論壇論文集，119-136。
74. 賴哲三，(1976)，都市公園綠地規劃，臺北：捷盛書局。
75. 韓可宗，(1998)，都市森林理論與應用，臺北：地景企業股份有限公司。
76. 簡筱帆，(2007)，台北市都市公園空間結構與鳥類多樣性之相關性，碩士論文，中國文化大學景觀學系研究所，臺北。
77. 蘇文毅，(2009)，台北市綠地植栽結構之美質評估，碩士論文，中國文化大學景觀學系研究所，臺北。

### 英文文獻

1. Becker, C. (1990). *The biotope area factor as an ecological parameter: principles for its determination and identification of the target*. Berlin : Berlin Senate Department for Urban Development and the Environment.
2. Burkman, C. E., & Gardiner, M. M. (2015). Spider assemblages within greenspaces of a deindustrialized urban landscape. *Urban ecosystems*, 18(3), 793-818.
3. Carr, S., Lane, A., & Tait, J. (1993). *Practical Conservation Urban Habitats*. UK : Hodder Arnold H&S.
4. Chiesura, A. (2004). The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning*, 68(1), 129-138.
5. Churchill, T. B. (1998). Spiders as ecological indicators in the Australian tropics: family distribution patterns along rainfall and grazing gradients. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 11, 325-330.
6. Collinge, S. K. (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and urban planning*, 36(1), 59-77.
7. Cook, E. A. (2002). Landscape structure indices for assessing urban ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, 58(2), 269-280.













8. Davis, B. N. K. (1978). *Urbanisation and the diversity of insects. Diversity of Insect Faunas*. Oxford : Blackwell Scientific. 126-138.
9. Dramstad, W.E., Olson, J.D. & Forman, R.T.T. (1996). *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Washington DC Island publishers.
10. Finch, O. D. (2005). Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae). *Forest ecology and management*, 204(1), 23-36.
11. Forman, R.T.T. & Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. USA: John Wiley & Sons.
12. Forman, R.T.T. (1995). *Land mosaics-the ecology of landscapes and regions: Patch shape*. New York: Cambridge University Press.
13. Grêt-Regamey, A., Celio, E., Klein, T. M., & Wissen Hayek, U. (2013). Understanding ecosystem services trade-offs with interactive procedural modeling for sustainable urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 107-116.
14. Gullan, P. J., & Cranston, P. S. (2010). *The insects: an outline of entomology*. John Wiley & Sons.
15. Gunnarsson, B. (1990). Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *The Journal of Animal Ecology*, 59(2), 743-752.
16. Haddad, N. M., Crutsinger, G. M., Gross, K., Haarstad, J., Knops, J. M., & Tilman, D. (2009). Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters*, 12(10), 1029-1039.
17. Haddad, N. M., Tilman, D., Haarstad, J., Ritchie, M., & Knops, J. M. (2001). Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: a field experiment. *The American Naturalist*, 158(1), 17-35.
18. Halaj, J., Ross, D. W., & Moldenke, A. R. (1998). Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. *Journal of Arachnology*, 26(2), 203-220.
19. Hatley, C. L., & Macmahon, J. A. (1980). Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental entomology*, 9(5), 632-639.
20. Hough, M. (1995). *Cities and Natural Process*. Routledge.
21. Hsieh, Y. L., Lin, Y. S., & Tso, I. M. (2003). Ground spider diversity in the Kenting uplifted coral reef forest, Taiwan: a comparison between habitats receiving various disturbances. *Biodiversity and Conservation*, 12(11), 2173-2194.
22. Huang, Y., Zhao, Y., Li, S., & Gadow, K. V. (2015). The Effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 1027-1039.

23. Karr, J. R. (1968). Habitat and avian diversity on strip-mined land in east-central Illinois. *The Condor*, 70(4), 348-357.
24. Karr, J. R., & Roth, R. R. (1971). Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *The American Naturalist*, 105(945), 423-435.
25. Kendle, T., & Forbes, S. (1997). *Urban nature conservation*. London : E & FN Spon.
26. Maelfait, J. P., & Hendrickx, F. (1997). *Spiders as bio-indicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments*. Edinburgh : In Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, 293-300.
27. Maeto, K., Sato, S., & Miyata, H. (2002). Species diversity of longicorn beetles in humid warm-temperate forests: the impact of forest management practices on old-growth forest species in southwestern Japan. *Biodiversity & Conservation*, 11(11), 1919-1937.
28. Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton, NJ : Princeton University Press.
29. Marc, P., Canard, A., & Ysnel, F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), 229-273.
30. Mata, L., Threlfall, C. G., Williams, N. S., Hahs, A. K., Malipatil, M., Stork, N. E., & Livesley, S. J. (2017). Conserving herbivorous and predatory insects in urban green spaces. *Scientific reports*, 7.
31. McFarland, K. (1994). *Community forestry and urban growth: A toolbox for incorporating urban forestry elements into community plans*. Washington : Washington State Department of Natural Resources, Resource Protection Division.
32. McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73(2), 181-201.
33. McIntyre, N. E. (2000). Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America*, 93(4), 825-835.
34. McPherson, E. G. (1988). Functions of buffer plantings in urban environments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 22, 281-298.
35. McPherson, E. G., Simpson, J. R., Xiao, Q., & Wu, C. (2011). Million trees Los Angeles canopy cover and benefit assessment. *Landscape and Urban Planning*, 99(1), 40–50.
36. Norse, E.A., McManus, R.E. (1980). Environmental Quality 1980: The Eleventh Annual Report of the Council on Environmental Quality. *Council of Environmental Quality*, 31-80
37. Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4), 355-364.

38. Nyffeler, M. (2000). Ecological impact of spider predation: a critical assessment of Bristowe's and Turnbull's estimates. *Bulletin of British Archnological Society*, 11(9), 367-373.
39. Oliver, I., & Beattie, A. J. (1996). Designing a Cost-Effective Invertebrate Survey: A Test of Methods for Rapid Assessment of Biodiversity. *Ecological applications*, 6(2), 594-607.
40. Pyle, R., Bentzien, M., & Opler, P. (1981). Insect conservation. *Annual Review of Entomology*, 26(1), 233-258.
41. Raupp, M. J., Shrewsbury, P. M., & Herms, D. A. (2010). Ecology of herbivorous arthropods in urban landscapes. *Annual review of entomology*, 55, 19-38.
42. Reaka-Kudla, M. L., Wilson, D. E., & Wilson, E. O. (1997). *Biodiversity II: understanding and protecting our biological resources*. Joseph Henry Press.
43. Robinson, J. V. (1981). The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. *Ecology*, 62(1), 73-80.
44. Sattler, T., Obrist, M. K., Duelli, P., & Moretti, M. (2011). Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity?. *Landscape and Urban Planning*, 103(3), 347-361.
45. Schaffers, A. P., Raemakers, I. P., Sýkora, K. V., & Ter Braak, C. J. (2008). Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology*, 89(3), 782-794.
46. Schwalter, T. D. (2000). *Insect ecology: an ecosystem approach*. San Diego: Academic Press. 483.
47. Scott, C. T. (1998). Sampling methods for estimating change in forest resources. *Ecological Applications*, 8(2), 228-233.
48. Seastedt, T. R., & Crossley, D. A. (1984). The influence of arthropods on ecosystems. *Bioscience*, 34(3), 157-161.
49. Shannon C.E., Weaver W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. New York : Univ. Illinois Press.
50. Simpson, E. H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163, 688.
51. Su, Z., Li, X., Zhou, W., & Ouyang, Z. (2015). Effect of landscape pattern on insect species density within urban green spaces in Beijing, China. *PloS one*, 10(3).
52. Thomas, J. A., Telfer, M. G., Roy, D. B., Preston, C. D., Greenwood, J. J. D., Asher, J., ... & Lawton, J. H. (2004). Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science*, 303(5665), 1879-1881.
53. Thorne, J.F. (1993). *Ecology of greenways: A foundation for greenway design*. Minneapolis : University of Minnesota Press.
54. Uetz, G.W., Halaj, J. & Cady, A.B. (1999). Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology*, 27, 270-280.

55. UNEP. (1992). Convention on Biodiversity. June 1992. Nairobi : UNEP
56. Wheater, C. P. (1999). *Urban Habitats*. London : Routledge.
57. Wildermuth, H. (1980). *Natur als Aufgabe*. Basel : Pro Natura
58. Willson, M. F. (1974). Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55(5), 1017-1029.
59. Wise, D. H. (1995). *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press.

附錄 - 樣點平面圖與植被型態、生物多樣性數據資料

公園	樣點編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性									
				喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	喬木 高度	草本 覆蓋率	草本 高度	總覆蓋率	總高度	喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	喬木 高度	草本 覆蓋率	草本 高度	總覆蓋率	總高度
01 中正公園	1	1-1		45.91	16.26	4.32	66.49	1	1	6	86.44	2	13.56	9	3	12	0.721	0.403	7	20	1.805	0.820	
	2	1-2		128.47	0.00	5.00	133.47	1	1	8	100	0	0	9	5	202	0.611	0.307	3	7	0.796	0.449	
	3	1-3		370.46	0.00	5.00	375.46	1	3	9	100	0	0	10	7	61	1.276	0.646	3	7	0.796	0.449	
	4	1-5		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	7	100	0	0	7	6	35	0.949	0.457	6	18	1.455	0.691	
	5	2-1		616.91	18.84	4.69	640.43	2	3	8	93.72	1	6.28	11	7	38	1.408	0.665	6	67	1.548	0.742	
	6	2-2		518.71	0.00	4.23	522.94	1	2	4	84.59	0	0	5	7	57	1.621	0.760	3	9	0.937	0.568	
	7	2-3		2110.24	0.00	4.65	2114.89	1	4	5	92.9	0	0	6	6	90	1.574	0.762	2	9	0.637	0.444	
	8	2-4		713.20	0.00	4.25	717.45	3	6	12	85	0	0	15	5	90	0.673	0.298	9	129	1.365	0.668	
02 東華公園	9	2-5		0.00	29.37	4.30	33.68	0	0	9	86.08	1	13.92	10	0	0	0.000	0.000	5	18	1.396	0.691	
	10	2-6		1468.52	25.79	1.39	1495.71	2	2	4	27.88	1	28.66	7	6	13	1.586	0.757	3	4	1.040	0.625	
	11	2-7		1541.47	15.00	4.25	1560.72	4	6	6	85	1	15	11	6	101	1.507	0.737	6	19	1.634	0.776	
	12	2-8		725.02	0.00	4.64	729.66	1	2	4	92.86	0	0	5	7	134	1.079	0.538	6	6	1.792	0.833	



公園	站點編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性									
				喬木 株數	喬木 株體積	草本 株數	草本 株體積	總株體積	喬木 株數	草本 株數	草本 株體積	總株體積	總株體積	喬木 株數	草本 株數	草本 株體積	總株體積	總株體積	喬木 株數	草本 株數	草本 株體積	總株體積	
03 紫綉公園	13	2-9		386.61	0.00	4.81	391.42	2	3	7	96.28	0	0	0	9	5	63	1.021	0.526	5	17	1.481	0.740
	14	2-10		550.83	0.00	3.84	554.66	2	7	5	76.75	0	0	7	7	87	1.553	0.740	5	110	0.245	0.088	
	15	3-1		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	2	100	0	0	2	4	29	1.126	0.630	2	5	0.673	0.480	
	16	3-2		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	5	100	0	0	5	5	41	1.302	0.696	7	23	1.624	0.756	
	17	3-3		0.00	0.00	3.29	3.29	0	0	3	65.82	0	0	3	7	21	1.402	0.635	8	18	1.937	0.840	
	18	3-4		199.60	0.28	5.00	144.88	2	2	5	100	1	0.28	8	4	26	0.989	0.524	7	88	1.535	0.720	
	19	3-5		0.00	21.05	0.00	21.05	0	0	0	0	0	42.09	1	5	11	1.367	0.694	6	19	1.441	0.676	
04 美術館	20	4-2		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	5	100	0	0	5	5	33	1.426	0.740	8	52	1.620	0.761	
	21	4-4		79.98	0.00	4.54	84.52	2	2	14	90.82	0	0	16	5	39	1.223	0.648	6	17	1.316	0.616	
	22	4-5		50.67	0.00	5.00	55.67	1	1	9	100	0	0	10	7	64	1.585	0.762	0	0	0.000	0.000	
	23	4-6		644.89	0.00	5.00	649.89	2	2	8	100	0	0	10	6	135	1.258	0.646	7	14	1.810	0.816	
	24	4-7		114.70	0.00	5.00	119.70	1	1	13	100	0	0	14	5	10	1.418	0.720	8	50	1.851	0.815	

公園編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性									
			喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	總覆蓋率	總株數	總覆蓋率	總株數	總覆蓋率	總株數	總覆蓋率					
25	4-9		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	6	100	0	0	0	6	3	19	0.857	0.543	4	5	1.332	0.720
26	4-10		313.44	0.00	4.12	317.56	2	2	12	82.44	0	0	14	3	3	26	0.865	0.506	2	5	0.500	0.320
27	4-11		287.30	0.00	5.00	292.30	1	1	5	100	0	0	6	4	4	174	1.085	0.601	4	8	1.213	0.656
28	5-1		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	8	8	78	1.483	0.703	6	16	1.511	0.794
29	5-2		6689.43	3.50	0.00	6692.93	1	4	0	0	5	5	2	6	6	38	1.437	0.724	6	16	1.646	0.789
30	5-3		471.65	5.16	3.88	480.69	2	6	6	77.65	1	5.16	9	5	5	136	0.911	0.520	2	2	0.693	0.500
31	5-4		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	3	4	1.040	0.625	8	15	1.934	0.836	
32	5-5		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	6	45	0.734	0.316	6	11	1.673	0.793	
33	5-6		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	1	100	0	0	1	7	49	1.465	0.685	3	37	1.085	0.657	
34	5-7		1017.72	0.00	5.00	1022.72	1	3	1	100	0	0	2	6	130	0.923	0.461	1	1	0.000	0.000	
35	5-8		2294.46	4.35	3.23	2302.04	1	2	5	64.56	1	4.35	7	6	149	0.974	0.506	6	11	1.594	0.760	
36	5-9		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	8	139	1.133	0.524	3	6	1.011	0.611	

05健康公園

公園編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性										
			喬木 株數	喬木 覆蓋率	草本 株數	草本 覆蓋率	總株數	總覆蓋率	喬木 株數	喬木 覆蓋率	草本 株數	草本 覆蓋率	總株數	總覆蓋率	喬木 株數	喬木 覆蓋率	草本 株數	草本 覆蓋率					
37	5-10		798.82	0.00	0.00	5.00	5.00	743.82	1	4	7	100	0	0	8	6	20	1.683	0.795	2	2	0.693	0.500
38	6-1		0.00	0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	8	95	1.997	0.682	0	0	0.000	0.000
39	6-2		0.00	0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	4	100	0	0	4	6	28	1.137	0.546	4	13	0.937	0.485
40	6-3		0.00	0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	6	100	0	0	6	5	20	1.376	0.685	6	23	1.228	0.586
41	6-4		306.29	0.00	0.00	5.00	5.00	311.29	1	5	6	100	0	0	7	0	0	0.000	0.000	6	28	1.349	0.651
42	6-5		0.00	0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	4	100	0	0	4	6	22	1.692	0.798	4	25	0.816	0.438
43	6-6		1271.03	0.00	0.00	3.49	5.00	1274.51	1	1	2	69.73	0	0	3	6	411	0.837	0.454	2	4	0.562	0.375
44	6-7		0.00	0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	4	29	0.952	0.533	5	20	1.277	0.660
45	6-8		0.00	0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	4	99	1.048	0.565	7	22	1.617	0.764
46	6-9		1424.12	20.75	3.52	1448.39	5.00	1448.39	1	1	2	70.36	1	0.7	4	5	27	1.902	0.661	6	23	1.179	0.575
47	6-10		1622.74	9.81	4.51	1637.06	5.00	1637.06	2	2	4	90.19	1	1	7	7	23	1.996	0.669	7	50	1.902	0.640
48	7-1		0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	5.00	0	0	2	100	0	0	2	6	65	1.288	0.665	4	5	1.332	0.720

06 台中公園

公園	路號	公園編號	樣點 平面圖	植栽型態										生態特性									
				喬木 株數	喬木 株數	草本 株數	喬木 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數	草本 株數
07 豐樂公園	49	7-2		1046.40	5.85	1.49	1053.74	1	4	3	29.8	1	13	5	9	248	1.112	0.522	6	13	1.519	0.734	
	50	7-3		433.97	0.00	2.79	436.76	1	2	2	55.84	0	0	3	8	23	1.409	0.605	5	21	1.501	0.753	
	51	7-4		189.18	1.23	2.86	193.28	3	7	3	57.18	1	4.11	7	8	114	0.983	0.438	6	18	1.552	0.735	
	52	7-5		485.65	8.00	0.26	493.91	1	8	1	5.12	1	20	3	4	14	0.895	0.459	3	13	0.687	0.379	
	53	7-6		72.64	0.00	4.05	76.70	1	1	3	81.05	0	0	4	5	31	1.416	0.730	5	28	1.399	0.704	
	54	7-7		190.94	2.00	4.45	197.39	2	6	1	89	1	5	4	6	59	1.271	0.669	7	24	1.617	0.757	
	55	7-8		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	2	100	0	0	2	7	109	1.124	0.545	4	10	1.280	0.700	
	56	7-9		124.72	0.00	4.04	128.76	2	3	2	80.7	0	0	4	6	43	1.452	0.715	6	7	1.748	0.816	
	57	7-10		0.00	0.00	4.64	4.64	0	0	3	92.75	0	0	3	8	186	1.634	0.769	7	22	1.963	0.616	
		58	8-1		295.20	2.50	2.97	300.67	1	3	11	59.4	1	25	13	2	6	0.637	0.444	7	106	1.134	0.530
59		8-2		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	6	100	0	0	6	5	28	1.220	0.645	6	6	1.792	0.833	
60		8-3		417.14	0.69	2.63	420.46	3	11	5	52.62	1	1.73	9	6	28	1.605	0.776	6	60	1.496	0.743	

公園	樣點編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性									
				喬木 株數	喬木 株體積	草本 株數	草本 株體積	總株體積	喬木 株數	草本 株數	草本面積	灌木 株體積	灌木 株數	灌木面積	總體積	總株數	喬木 株體積	草本 株體積	草本 株數	草本 株體積	總株數	總體積	總株數
08 文心森林 公園	61	8-4		195.86	0.00	0.00	5.00	198.86	1	1	12	100	0	0	13	4	53	0.853	0.410	3	3	1.099	0.667
	62	8-5		0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	9	100	0	0	9	8	94	1.351	0.611	7	51	1.056	0.479
	63	8-7		0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	5	100	0	0	5	7	65	1.467	0.720	8	42	1.790	0.787
	64	8-8		0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	4	100	0	0	4	8	112	1.184	0.561	6	38	1.490	0.797
	65	8-9		0.00	29.41	0.00	0.00	29.41	29.41	0	0	0	0	43.92	2	5	34	1.127	0.588	1	1	0.000	0.000
09 彩虹谷	66	9-1		135.99	0.00	0.00	1.55	137.54	1	2	12	31.02	0	0	13	3	19	0.993	0.598	5	73	1.114	0.604
	67	9-2		0.00	0.00	3.01	3.01	3.01	0	0	8	60.16	0	0	8	5	35	0.947	0.462	8	120	1.449	0.711
	68	9-3		0.00	2.31	4.49	4.49	6.80	0	0	8	89.72	1	2.89	9	5	31	1.110	0.570	6	27	1.274	0.606
	69	9-4		0.00	0.00	5.00	5.00	5.00	0	0	12	100	0	0	12	5	25	1.499	0.758	6	54	1.010	0.496
	70	10-1		0.00	0.00	10.00	10.00	10.00	0	0	10	100	0	0	10	8	695	1.250	0.626	10	91	2.010	0.830
71	10-2		470.93	27.09	11.97	11.97	509.99	1	2	5	59.83	1	12.6	7	8	78	1.487	0.700	7	45	1.465	0.714	
72	10-3		40.79	32.08	37.25	37.25	110.07	2	3	7	82.78	1	17.22	10	6	29	1.232	0.580	9	58	1.967	0.835	

公園編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性								
			喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	灌木 覆蓋率	草本 覆蓋率	總覆蓋率	喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	灌木 覆蓋率	草本 覆蓋率	總覆蓋率			
73	10-4		295.68	4.51	30.00	330.19	1	1	5	100	1	2.4	7	6	36	1.850	0.830	5	9	1.523	0.765
74	10-5		2342.06	0.00	7.90	2349.96	2	4	7	78.99	0	0	9	6	587	0.229	0.089	9	40	1.790	0.791
75	10-6		1215.15	0.00	50.00	1265.15	2	2	12	100	0	0	14	8	53	1.824	0.812	5	30	1.074	0.524
76	10-7		101.06	0.00	8.99	110.06	2	2	8	89.93	0	0	10	6	59	1.053	0.507	10	131	1.505	0.684
77	10-8		3225.10	0.00	70.00	3295.10	1	6	11	100	0	0	12	11	105	1.848	0.802	8	77	1.587	0.741
78	10-9		760.49	0.00	20.00	780.49	1	5	8	100	0	0	9	7	25	1.562	0.714	8	29	1.837	0.811
79	10-10		14.49	0.00	20.00	34.49	2	4	5	100	0	0	7	5	24	1.418	0.729	11	88	1.744	0.738
80	10-11		2905.61	0.00	10.00	2915.61	1	5	4	100	0	0	5	8	28	1.759	0.791	7	32	1.405	0.684
81	10-12		256.16	0.00	45.00	301.16	2	3	7	100	0	0	9	5	23	1.116	0.601	8	53	1.196	0.571
82	10-13		947.66	41.72	15.09	1004.47	2	3	9	75.46	2	24.54	13	6	61	1.133	0.566	6	43	0.998	0.498
83	10-14		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	6	100	0	0	6	7	52	1.046	0.473	5	7	1.550	0.776
84	10-15		204.16	0.00	13.99	218.15	1	1	6	69.93	0	0	7	6	20	1.496	0.720	6	29	1.062	0.497

公園編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性								
			喬木 株數	喬木 株體積	灌木 株數	草本 株數	草本 株體積	總株體積	喬木 株數	喬木 株體積	灌木 株數	草本 株數	草本 株體積	總株數	總株體積	喬木 株數	喬木 株體積	灌木 株數	草本 株數	草本 株體積	總株數
85	10-16		0.00	0.00	14.91	14.91	0	3	74.56	0	0	0	3	6	14	1.475	0.714	9	94	1.495	0.682
86	10-17		276.44	0.00	11.98	288.42	2	5	59.9	0	0	7	11	258	1.575	0.727	8	77	1.669	0.764	
87	10-18		100.93	39.24	6.27	146.45	1	7	31.36	1	19.62	9	8	27	1.857	0.812	9	40	1.975	0.835	
88	10-19		467.92	14.72	18.45	500.49	4	3	92.24	1	6.6	8	6	21	1.608	0.766	7	60	1.754	0.794	
89	10-20		334.11	0.00	18.65	352.77	1	5	93.27	0	0	6	5	27	1.220	0.623	5	31	0.955	0.468	
90	10-21		347.46	18.62	14.33	380.40	1	7	71.63	1	8.54	9	6	55	1.210	0.637	10	52	1.727	0.740	
91	10-22		1749.06	0.00	6.36	1755.41	1	6	63.55	0	0	7	5	72	0.888	0.461	8	13	1.951	0.840	
92	10-23		0.00	0.00	5.00	5.00	0	3	100	0	0	3	6	4286	0.052	0.014	8	40	1.570	0.716	
93	10-24		25.44	3.45	10.00	38.89	2	11	100	1	2.56	14	6	250	0.263	0.093	7	54	1.408	0.683	
94	10-25		26.30	7.47	16.51	50.28	1	13	82.57	1	7.47	15	7	72	1.237	0.624	4	24	0.882	0.462	
95	10-26		216.75	0.00	45.00	261.75	2	9	100	0	0	11	9	70	2.040	0.852	8	66	1.682	0.774	
96	10-27		274.71	0.00	14.47	289.18	2	6	72.37	0	0	8	8	54	1.319	0.604	8	35	1.811	0.800	

公園編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性													
			喬木 株數	喬木 覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	草本 面積	草本 總覆蓋度	灌木 株數	灌木 覆蓋度	灌木 面積	灌木 總覆蓋度	蘆葦 株數	蘆葦 覆蓋度	蘆葦 面積	蘆葦 總覆蓋度	昆蟲 株數	昆蟲 覆蓋度	昆蟲 面積	昆蟲 總覆蓋度	鳥類 株數	鳥類 覆蓋度	鳥類 面積	鳥類 總覆蓋度		
97	10-28		3015.94	0.00	10.00	3025.94	1	4	16	100	0	0	0	17	7	192	1.194	0.564	4	7	1.277	0.694				
98	10-29		83.77	3.02	27.66	114.44	1	3	6	92.19	1	3.02	8	5	21	1.127	0.567	9	47	1.565	0.718					
99	10-30		0.00	0.00	10.00	10.00	0	0	7	100	0	0	7	7	91	0.929	0.411	7	44	1.544	0.750					
100	10-31		679.79	50.48	15.45	745.72	1	3	8	77.24	2	22.76	11	7	69	1.402	0.649	8	32	1.793	0.803					
101	10-32		688.87	0.00	20.00	708.87	2	4	5	100	0	0	7	5	70	1.063	0.532	5	20	1.344	0.695					
102	10-33		59.65	0.00	17.25	76.90	1	3	7	86.27	0	0	8	7	45	1.096	0.518	7	92	1.335	0.660					
103	10-34		1186.52	0.00	70.00	1256.52	2	2	2	100	0	0	4	6	13	1.672	0.793	5	93	1.093	0.593					
104	10-35		115.45	0.00	30.00	145.45	1	2	3	100	0	0	4	6	32	1.989	0.711	7	15	1.767	0.800					
105	10-36		17.92	2.30	20.00	40.22	1	1	2	100	1	1.77	4	7	32	1.651	0.783	9	32	1.819	0.803					
106	10-37		0.00	0.00	45.00	45.00	0	0	3	100	0	0	3	8	28	1.871	0.821	7	31	1.600	0.762					
107	10-38		1257.84	0.00	20.00	1277.84	1	4	10	100	0	0	11	6	85	1.296	0.648	7	123	1.505	0.760					
108	10-39		0.00	0.00	10.00	10.00	0	0	5	100	0	0	5	5	34	1.122	0.593	6	112	1.160	0.606					



公園	路號	公園編號	樣點 平面圖	植被型態										生態特性								
				喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	灌木 覆蓋率	草本 覆蓋率	總覆蓋率	喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 株數	灌木 株數	草本 株數
11育德園道	109	10-40		1237.61	26.87	3.84	1268.32	1	5	8	38.39	1	38.39	10	5	30	1.522	0.742	6	46	1.480	0.716
	110	10-41		240.50	0.00	20.00	260.50	1	4	3	100	0	100	4	4	14	1.029	0.541	2	3	0.637	0.444
	111	10-42		3225.10	0.00	70.00	3295.10	1	6	5	100	0	100	6	7	37	1.992	0.754	3	3	1.099	0.667
	112	10-43		114.54	64.98	14.80	194.31	1	3	4	74.01	1	74.01	6	7	61	1.469	0.677	13	140	1.977	0.604
	113	10-44		1612.55	0.00	70.00	1682.55	1	3	4	100	0	100	5	4	6	1.242	0.667	10	90	1.651	0.746
	114	11-1		329.06	0.00	1.50	330.56	1	5	5	30	0	30	6	4	19	1.339	0.726	3	4	1.040	0.625
	115	11-2		455.79	13.96	2.85	472.59	4	11	7	56.9	2	56.9	13	5	17	1.985	0.699	4	7	1.352	0.735
	116	11-3		26.67	0.00	5.00	31.67	1	2	8	100	0	100	9	4	41	1.149	0.658	5	26	1.531	0.766
	117	11-4		615.15	10.00	1.37	626.52	3	4	2	27.3	1	27.3	6	6	79	1.221	0.656	8	15	1.894	0.818
	118	11-5		1899.85	10.80	3.15	1853.80	4	7	1	63	1	63	6	5	68	0.955	0.486	3	9	0.849	0.494
	119	12-1		629.59	0.00	4.06	633.65	2	5	6	81.24	0	81.24	8	5	45	1.349	0.674	2	2	0.693	0.500
	120	12-2		839.12	0.00	4.23	843.36	2	2	6	84.68	0	84.68	8	5	56	1.483	0.752	3	5	0.950	0.560

公園	路號	公園編號	樣點 平面圖	植被型態										生態特性							
				喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	灌木 覆蓋率	草本 覆蓋率	總覆蓋率	喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	灌木 覆蓋率	草本 覆蓋率	總覆蓋率		
12興達路	121	12-3		508.85	0.00	5.00	513.85	1	3	5	100	0	0	6	53	1.454	0.725	3	7	1.079	0.653
	122	12-4		1540.71	0.00	5.00	1545.71	1	1	2	100	0	0	3	22	1.606	0.769	3	6	1.011	0.611
	123	12-5		213.22	0.00	4.91	218.13	1	1	4	98.12	0	0	5	87	1.543	0.766	2	4	0.562	0.375
	124	13-1		2406.26	0.00	2.44	2408.70	1	3	4	48.89	0	0	5	48	0.792	0.411	4	15	1.063	0.596
	125	13-2		3686.10	15.41	3.23	3704.73	2	4	12	64.53	2	14.02	16	0	0.000	0.000	7	45	1.526	0.725
	126	13-3		3032.14	1.77	4.59	3038.51	4	6	10	91.83	1	1.77	15	14	1.277	0.694	6	22	1.591	0.764
	127	13-4		2614.65	15.46	3.57	2633.68	2	3	6	71.33	6	12.72	14	7	1.556	0.744	7	18	1.879	0.840
	128	13-5		4303.18	3.54	4.82	4311.54	2	5	7	96.46	1	3.54	10	6	1.421	0.661	8	180	1.659	0.774
	129	13-6		4277.07	7.08	4.65	4288.80	1	4	10	92.92	1	7.08	12	5	1.222	0.644	1	1	0.000	0.000
130	13-7		4638.92	0.00	5.00	4643.92	1	6	9	100	0	0	10	5	1.344	0.704	2	2	0.693	0.500	
131	13-8		1395.99	0.00	4.29	1400.28	2	2	11	85.8	0	0	13	0	0.000	0.000	7	35	1.342	0.607	
132	13-9		2690.35	0.00	4.79	2695.14	3	5	7	95.88	0	0	10	3	0.937	0.568	5	12	1.589	0.792	
13東光園道																					

公園	路號	公園編號	樣點 平面圖	植被型態										生態特性								
				喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	灌木 覆蓋率	草本 覆蓋率	總覆蓋率	喬木 株數	灌木 株數	草本 株數	總株數	喬木 覆蓋率	灌木 覆蓋率	草本 覆蓋率	總覆蓋率			
14興大路	133	14-1		1328.00	0.00	4.35	1332.35	1	4	7	87	0	0	8	5	59	1.230	0.605	4	14	1.197	0.663
	134	14-2		1328.00	0.00	3.31	1331.31	1	4	6	66.22	0	0	7	5	31	1.130	0.587	6	35	1.433	0.707
	135	14-3		1328.00	0.00	5.00	1333.00	1	4	7	100	0	0	8	0	0	0.000	0.000	5	17	1.518	0.761
	136	14-4		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	8	100	0	0	8	6	13	1.631	0.781	4	4	1.386	0.750
	137	14-5		1660.00	0.00	3.50	1663.50	1	5	8	70	0	0	9	0	0	0.000	0.000	3	4	1.040	0.625
	138	14-6		1096.86	1.80	3.20	1041.86	2	3	9	64	1	6	12	8	25	1.835	0.813	2	4	0.562	0.375
	139	14-7		833.37	1.80	3.20	838.37	1	2	5	64	1	6	7	5	24	1.133	0.587	4	6	1.242	0.667
	140	14-8		913.91	0.00	0.08	913.99	1	2	1	1.58	0	0	2	5	690	0.121	0.040	1	1	0.000	0.000
	141	15-1		251.99	0.00	5.00	256.99	1	1	5	100	0	0	6	5	99	1.069	0.581	6	29	1.250	0.583
	142	15-2		0.00	8.31	5.00	13.31	0	0	6	100	1	6.11	7	5	134	0.415	0.169	3	6	0.868	0.500
	143	15-3		0.00	0.00	3.45	3.45	0	0	3	69	0	0	3	5	50	0.826	0.402	6	18	1.242	0.586
	144	15-4		2499.22	0.00	4.25	2503.47	1	1	1	85	0	0	2	4	394	0.196	0.074	3	9	1.061	0.642
					15美術園道																	

公園	路段編號	公園編號	樣點平面圖	植被型態										生態特性										
				喬木 株數	喬木 覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	總株數	總覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	草本 株數	草本 覆蓋度	
	145	15-5		1053.96	0.00	4.00	1057.96	1	3	3	3	80	0	0	0	4	4	28	1.161	0.658	4	15	0.988	0.516
	146	16-1		987.50	0.00	3.72	991.23	2	5	7	74.44	0	0	0	9	0	0	0.000	0.000	2	3	0.637	0.444	
	147	16-2		1795.15	0.00	0.50	1795.65	1	2	5	10	0	0	6	6	23	1.522	0.741	3	8	0.796	0.406		
	148	16-3		2461.77	2.40	0.40	2464.57	1	4	4	8	1	8	6	4	53	1.962	0.798	3	6	0.868	0.500		
	149	16-4		2083.92	0.00	0.00	2083.92	1	5	0	0	0	0	1	6	45	1.902	0.633	4	37	0.689	0.330		
	150	16-5		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	0	0	0.000	0.000	4	20	1.063	0.575		
	151	16-6		980.40	0.00	5.00	985.40	1	4	5	100	0	0	6	5	31	1.964	0.701	5	30	1.448	0.791		
	152	16-7		0.00	0.00	5.00	5.00	0	0	3	100	0	0	3	7	45	1.948	0.644	7	37	1.477	0.684		
	153	16-8		1373.01	7.94	5.00	1385.96	1	2	7	100	3	5.35	11	6	32	1.233	0.611	6	106	1.216	0.624		

16單標道

