

私立東海大學
景觀學系碩士班
碩士論文

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

指導教授：王小璘 博士
Advisor : Hsiao-Lin Wang, Ph.D

都市公園綠地連接度之探討—以台北市大安區為例

The Study on Connectivity of Urban Park and Green Land—A Case
Study of Da-An District in Taipei City



研究生：林璇姿
By : Hsuan-Tzu Lin

中華民國九十五年六月
June, 2006

博碩士論文電子檔案上網授權書

(提供授權人裝訂於紙本論文書名頁之次頁用)

本授權書所授權之論文為授權人在 東海大學 景觀學系 94 學年度第 二 學期
取得 碩士 學位之論文。

論文題目： 都市公園綠地連接度之探討—以台北市大安區為例

指導教授： 王小璘

茲同意將授權人擁有著作權之上列論文全文(含摘要)，非專屬、無償授權國家圖書館及本人畢業學校圖書館，不限地域、時間與次數，以微縮、光碟或其他各種數位化方式將上列論文重製，並得將數位化之上列論文及論文電子檔以上載網路方式，提供讀者基於個人非營利性質之線上檢索、閱覽、下載或列印。

- 讀者基非營利性質之線上檢索、閱覽、下載或列印上列論文，應依著作權法相關規定辦理。

授權人：林璇姿

簽 名： 林璇姿

中華民國 95 年 07 月 29 日

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。
中華民國九十五年五月三十一日

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.

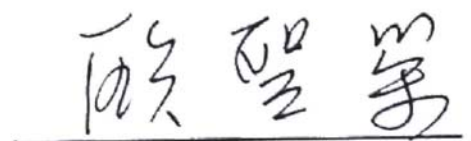
Date : May 31, 2006

審查委員 Approved by :

歐聖榮 博士 Dr. Sheng-Jung Ou

國立中興大學園藝系 教授

Prof., Dept. of Horticulture, N. C. H. U.



吳明雲 博士 Dr. Ming-Yun Wu

逢甲大學土地管理學系 副教授兼學務長

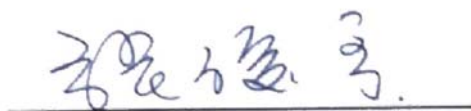
Asso. Prof. and Dean of Student Affairs, Dept. of Land Management, F. C. U.



張俊彥 博士 Dr. Chun-Yen Chang

國立台灣大學園藝學系 教授

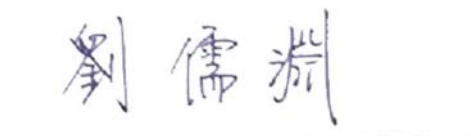
Prof., Dept. of Horticulture, N. T. U.



劉儒淵 博士 Dr. Ju-Yuan Liu

台灣發展研究院生態暨資源保育研究所 研究員

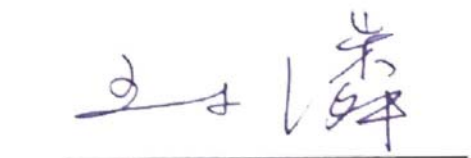
Researcher, Dept. of Ecology and Nature Conservation, T. S. D. I.



王小璘 博士 Dr. Hsiao-Lin Wang

朝陽科技大學設計學院 教授兼院長

Prof., and Dean., The College of Design, C. Y. U. T.

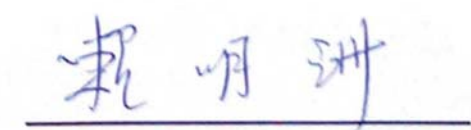


主任 Chairman :

賴明洲 博士 Dr. Ming-Jou Lai

東海大學景觀學系 教授

Prof., Dept. of Landscape Architecture, T. H. U.



謝 誌

隨著論文劃下句點的這一天來到，在東海研究所的求學生涯也漸漸接近尾聲，離家百里的這段豐富旅程，兩年的時間裡，不間斷的學習、挑戰及種種歷練，在我人生當中產生莫大的影響力，成就了未來即將致力於投身景觀專業領域中的我，在這之前，要一一感謝的當然就是給予我專業指導與付出耐心及關心的師長、學長姐、同學、學弟妹、家人及摯友們。

研究所期間，首先感謝指導教授王小璘老師在兩年的時間裡對於論文寫作的悉心指導，以身作則的學術研究精神與嚴謹治學的教學態度，在研究方法及實務工作方面皆使學生獲益良多，學生將謹記在心；感謝系上的賴明洲主任在景觀生態學的專業領域上屢屢提出精闢的觀點、侯錦雄老師及鍾溫清老師在遊憩價值、社區意識、地方產業及文化場域等方面提出的獨特思維，啟發我思考身為景觀人應具有的態度；感謝章錦瑜老師、郭惠珠老師、黃宜瑜老師及薛怡珍老師在景觀植生、綠地生態、環境經濟及生態計量學等方面的悉心指導，讓我在論文撰寫的過程獲得莫大的助益。

論文審閱期間，承蒙中興大學的歐聖榮老師在研究設計部份對於實證基地的認定上提出不同的觀點、逢甲大學的吳明雲老師在實證基地部份提供許多過去實際經歷的各種體驗、台灣大學的張俊彥老師深入的在相關性統計分析及生態物種方面提出關鍵且獨到的見解、台灣發展研究院的劉儒淵老師悉心且鉅細靡遺的針對論文架構的完整性一一要求，並且在屏東四重溪、雙流森林園區及旭海大草原等地的生態知性之旅當中，帶給我們學術研究以外的增廣見聞。

研究所兩年的時間，七百多個日子裡的陪伴，感謝研究室成員：學長姐彥良、仁政、庭寧、玉如曾經給我的鼓勵與支持，同學炫雄、學弟妹張慈、鈞勤在研究室裡同甘共苦經歷過的一切；感謝佩珊學姐、依苓學姐一直以來就像家人般對我不間斷的照顧、關心及餵食；感謝同班六年的同學——心淳源源不絕的笑料是我論文寫作期間最不可或缺，當然也是我日常生活中的最佳良伴；感謝穎軒、貴綾、賀捷、佩芳、吳嘉、宏宇、慧如及天佑在專業與非專業領域中給予我各種思緒的激盪；感謝系上永遠的學姐——阿美學姐、素華助教及阿祥助教在每個最關鍵的時刻給予我最需要的協助；感謝在我身邊默默關心著我、給我精神糧食、為我紓壓解套的摯友——怡婷、曉萍、怡如、小玉、芳伯，感謝你們陪著我克服一切身心靈上的困難，讓我相信自己能夠堅持到論文完成的這一

天；感謝晉誌學長、大同學長、忠勳學長及聶寶學長，因為看見了你們如何在實踐對於景觀的信念與堅持，讓我更加確立自己在完成碩士學業之後的未來，將會毫不退卻的持續走在景觀的這條路上。

最需要感謝的莫過於是付出二十四年的時間來養育我、栽培我成長的母親，感謝父親從小在生活中所帶給我的潛移默化，是我會選擇景觀這條一點都不輕鬆的路來走的最大原動力；感謝母親總在每次令我挫折的瓶頸當中，藉由佛法對談的力量給予我莫大的鼓勵，並無怨無悔的支持著我在景觀上的所有堅持，更要感謝的是當初母親執意堅守的抉擇，讓我能有機會接受大學教育、完成碩士學業、走出自己的路；感謝大伯母在我求學生涯當中一直給予我最溫暖的話語，鼓勵著我讓我擁有滿滿的動力向前走去；感謝善解人意的湯圓四年來從不間斷的總是最無辜的眼神在每個熬夜的電腦螢幕前或空心磚上陪著我度過，謹將此篇研究成果獻給我摯愛的父母、家人及愛貓湯圓。

論文劃下句點的這一天最終還是順利的來到，感謝你們在我生命中的存在，而成就了今天的我！

璇姿 謹誌於東海

2006.07

都市公園綠地連接度之探討—以台北市大安區為例

指導教授:王小璘

研究生:林璇姿

【摘要】

都市環境是由不同的基質、廊道、嵌塊體相互作用連接而成的人工環境，其結構易受人類行為之影響，常隨著經濟、社會和生態因素發展變化。由於都市空間及環境資源特性不同，各地區對於公園綠地的發展方向及重點也不一致，而在人為改變土地利用的過程中，往往縮減植被面積，使得鄰近棲地不能連接，進而形成許多破碎之棲地，造成動植物種類減少、群落分離，更嚴重者將會破壞原有生態系的完整健全。連接度為景觀網絡結構的一個重要特徵，並且是區域生態復原的重要因子，為了提高都市環境之生態功能，許多專家學者紛紛提出公園綠地政策及相關計畫，並引入連接度之概念來建構都市公園綠地。本研究之目的如下所述：（一）藉由景觀生態學的連接度觀點，探討都市環境裡被視為嵌塊體的都市公園綠地其「結構連接度」之連接情形；（二）選擇都市中具有明顯較易觀察的遷徙行為及群聚現象之鳥類作為指標物種，探討其群聚現象是否受到都市公園綠地連接度之影響；（三）以「功能連接度」檢視其與結構連接度之間的相關性，用以瞭解生態物種活動情形與都市公園綠地連接程度間的關係；（四）透過實證基地之綜合分析，藉由研究結果提出建議，以作為未來都市公園景觀生態規劃設計與都市空間生態保育規劃設計之參考。

本研究擬由景觀生態學理論中的連接度觀點探討都市公園綠地的連接情形，藉由 Pearson 相關分析法檢定都市公園綠地連接度與鳥類群聚現象之相關性，研究結果如下：公園綠地連接度會影響鳥類的群聚現象；提升公園綠地連接度中的綠地面積、綠地邊緣值、基質孔隙度、綠廊寬度、網路環通度、網路複雜度及網路連通度可增進鳥類群聚現象；減少都市公園綠地之間的隔離程度可相對提高留鳥的物種豐富度；增加都市公園綠地的綠廊寬度可相對降低候鳥的物種優勢度。因此，本研究建議為增進都市公園綠地間的連接程度，其中針對新開闢的公園綠地應優先考量其公園綠地之間的鄰近距離、分佈形狀、綠廊寬度及長度等；而針對都市中已存在的公園綠地，則應以增闢綠廊或行道樹予以連接，加強各地公園綠地之間的可串連性，並同時考量其四周綠帶之形成，以提升整體都市公園綠地之連接度並促進其生態功能的發揮。

【關鍵詞】：都市公園綠地、景觀生態學、連接度、鳥類群聚度

The Study on Connectivity of Urban Park and Green Land—A Case Study of Da-An District in Taipei City

Abstract

Urban environment is an artificial environment that is interacted and connected by diverse matrix, corridor and patch. Human behavior affected structure easily, it changed with the development of economical, social and ecological elements. As a result of difference between urban space and environment resource, each district of urban aren't in agreement on development and emphasis to park and green land, in the process of land use changed by human reduced vegetation area, separated surrounding habitat, formed a great many fractal habitat, decreased variety and separated the community of biology, then it will result in destroy completeness and healthiness of original ecosystem. Connectivity is an important feature of landscape network structure that is also the significant factor of regional restored-ecology. In order to promote ecological function of urban environment, a lot of expert and scholar have proposed policy and relative plan of park and green land, utilizing concept of connectivity to construct urban park and green land. The purpose of this study are as follows: (1) applying connectivity viewpoint of landscape ecology to discuss structure connectivity of urban park and green land that is considered as patch in urban environment; (2) selecting birds have apparent and easily-observed migration and assemblages as indicator species to discuss assemblages would be effected by connectivity of urban park and green land or not; (3) to review correlation between functional connectivity and structure connectivity for comprehending the relationship between biological behavior and urban park and green land connectivity; (4) to propose suggestion from results of this study via comprehensive analysis on site, as the consultation for ecological planning and ecological conservation of urban park in the future.

The study applies connectivity viewpoint of landscape ecology to discuss connects of urban park and green land; review correlation between connectivity and avian assemblages via Pearson's correlation. Thus, in order to improve connectivity of urban park and green land should consider distance between surrounding habitat, distributive form, width of green corridor, and length, etc.; to increase constructing green corridor or street trees to combine the existing urban park and green land, enhancing the connectivity of all park land and consider the forming of surrounding green belt to promote the expression of ecological function.

Key words : urban park and green land, landscape ecology, connectivity, avian assemblages

目 錄

謝 誌	I
中文摘要	III
英文摘要	IV
目 錄	V
表目錄	VI
圖目錄	VII
第一章 緒論	
第一節 研究動機與目的.....	1
第二節 研究範圍與內容.....	4
第三節 研究方法與流程.....	5
第二章 相關理論與文獻回顧	
第一節 都市公園綠地相關文獻.....	8
第二節 連接度相關文獻.....	21
第三節 鳥類生態相關文獻.....	46
第三章 研究設計	
第一節 研究架構.....	57
第二節 指標量化方法.....	59
第三節 實證基地.....	63
第四節 資料分析方法.....	71
第五節 研究假設檢定.....	73
第四章 實證研究	
第一節 實證基地連接度研究結果與分析.....	78
第二節 實證基地鳥類群聚度統計分析.....	89
第三節 研究結果綜合分析.....	99
第五章 結論與建議	
第一節 研究結論.....	119
第二節 建議.....	120
第三節 後續研究建議.....	122
參考文獻.....	125
附錄一 鳥類名錄.....	136

表目錄

表 2-1 以服務半徑為標準之公園分類表	10
表 2-2 公園綠地系統空間階層體系架構表	12
表 2-3 內一緣比的生態意義之比較	37
表 3-1 大安區內綠地空間相關資料	69
表 3-2 大安區都市公園綠地面積及開闢年度	69
表 3-3 大安森林公園平均出現鳥種數及鳥隻數統計	70
表 3-4 離散量數的關係	72
表 3-5 公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚度之假設檢定方法表	73
表 3-6 公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚度之假設檢定方法表	74
表 3-7 公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚度之假設檢定方法表	74
表 3-8 公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚度之假設檢定方法表	75
表 3-9 公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚度之假設檢定方法表	75
表 3-10 公園綠地連接度的網路環通度與鳥類群聚度之假設檢定方法表	76
表 3-11 公園綠地連接度的網路複雜度與鳥類群聚度之假設檢定方法表	76
表 3-12 公園綠地連接度的網路連通度與鳥類群聚度之假設檢定方法表	77
表 4-1 大安區公園綠地面積 Q-Score 分析	78
表 4-2 大安區公園綠地邊緣值 Q-Score 分析	79
表 4-3 大安區內公園綠地邊緣值	79
表 4-4 大安區內公園綠地孔隙度分析	80
表 4-5 大安區綠廊寬度分析	81
表 4-6 大安森林公園與其他公園綠地距離調查表	82
表 4-7 大安區內母體結點與衛星結點距離值 Q-Score 分析	85
表 4-8 大安區內棲地隔離程度分析	85
表 4-9 大安區網路環通度分析	86
表 4-10 大安區網路複雜度分析	87
表 4-11 大安區網路連通度分析	88
表 4-12 大安森林公園整體鳥類群聚之種數、隻數及其比例	90
表 4-13 大安森林公園鳥類豐富度(R)分析	91
表 4-14 大安森林公園鳥類多樣性(Di)分析	92
表 4-15 大安森林公園鳥類均勻度(E)分析	93
表 4-16 大安森林公園鳥類優勢度(Do)分析	94
表 4-17 大安森林公園留鳥群聚度運算項目值	95
表 4-18 大安森林公園留鳥群聚度分析	96
表 4-19 大安森林公園候鳥群聚度運算項目值	97
表 4-20 大安森林公園候鳥群聚度分析	98

表 4-21 大安區都市公園綠地連接度對整體鳥類群聚度相關分析表	101
表 4-22 都市公園綠地連接度與整體鳥類群聚度之相關性分析結果	101
表 4-23 大安區都市公園綠地連接度對留鳥群聚度相關分析表	105
表 4-24 都市公園綠地連接度與留鳥群聚度之相關性分析結果	106
表 4-25 大安區都市公園綠地連接度對候鳥群聚度相關分析表	109
表 4-26 都市公園綠地連接度與候鳥群聚度之相關性分析結果	110
表 4-27 都市公園綠地連接度與整體鳥類群聚度具有顯著相關性之項目	112
表 4-28 都市公園綠地連接度與留鳥群聚度具有顯著相關性之項目	114
表 4-29 都市公園綠地連接度與候鳥群聚度具有顯著相關性之項目	116

圖目錄

圖 1-1 都市中各種綠化空間的連接示意圖	3
圖 1-2 研究流程圖	7
圖 2-1 踏腳石系統示意圖	27
圖 2-2 島嶼生態學自然生態保護區設計法則示意圖	31
圖 2-3 面積—物種關係圖	32
圖 2-4 面積效應示意圖	35
圖 2-5 棲地形狀與邊緣效應示意圖	36
圖 2-6 基質的連接度與孔隙度	38
圖 2-7 生態金字塔組成示意圖	50
圖 3-1 研究架構圖	57
圖 3-2 大安森林公園範圍圖	65
圖 3-3 大安區都市計劃圖	66
圖 3-4 大安區公園綠地分布圖	67
圖 3-5 大安森林公園圖	68
圖 3-6 四分位差關係圖	72

第一章 緒論

第一節 研究動機與目的

一、研究動機

都市環境是由不同的基質、廊道、嵌塊體相互作用並藉由人類經濟活動而蘊育出的人工環境，台灣都市的開發大多較重視經濟發展與工商業生產為主，在土地資源相當有限的情況下，都市裡的土地主要皆用於交通、住宅及工商業生產等方面之用途（內政部，1996），對於都市公園綠地等開放空間卻無多加重視，並在經歷產業快速成長、過度的土地開發、人類活動的不當行為及缺乏完善整體規劃之下，導致都市生態環境遭受嚴重破壞，都市中的綠地面積逐漸縮減，使得鄰近棲地無法連接，進而形成分布不均且破碎化的棲地空間，許多關於棲地碎塊面積大小與物種數目的研究，顯示物種數目隨著棲地碎塊面積縮小而減少(Collinge, 1996；林晏州等，2003)，而動植物種類逐漸減少將導致生物群落的分離，更嚴重地破壞了動植物賴以生存的生態環境之完整健全，同時衍生出環境品質日益低落等生態保育的諸多問題。

公園綠地之發展與保育是聯合國教科文組在推動 21 世紀永續發展之重要議題，其重要性不僅只是資源保育與空間合理規劃利用，對於文化秩序與社會倫理之重建亦具有相當正面作用。公園綠地對環境品質之維護與提昇，亦佔有重要之角色，其機能包括生態維護、環境保護、休閒遊憩、環境教育、社會文化傳承等；然而都市之綠化美化，係全球性都市生活品質之重要參考指標（王大立等，2003）。在內政部營建署所舉辦的全國公園綠地會議中，諸位專家學者經多次討論，認為「綠地」泛指穩定保持著植物生長的土地或水域，係指可供生態、景觀、防災、遊憩等功能之開放空間（內政部營建署，1997）。內政部營建署更在 1999 年的「全國公園綠地會議」後，依「營建白皮書」之精神開始積極推動公園綠地相關研究與立法之工作，儘管關於都市公園綠地系統之研究與日俱增，卻未能考量都市公園綠地之間的連接度對都市生態的重要性，以致公園綠地的分佈不均與破碎化之情況日益嚴重，使得都市生態系統未能有效串連，而影響生態功能的發揮。

目前國內都市公園綠地發展係依據都市計畫相關法令而劃設，其規劃則依據都市人口比率及分佈區位，並以鄰里公園及社區小型公園的形式居

多，此類型的公園綠地在都市生態系統中所扮演的角色，較容易因過度的破碎化及區位分佈的不適宜性，使其生態功能未能適切的發揮。隨著日益惡化的都市環境問題，都市公園綠地所扮演的角色相對地日趨重要，然而，由於綠地面積縮減與分佈不均所造成生態物種組成的變化、環境因素的改變和連接系統的破壞，皆是導致都市環境自我調節功能失效的主要因素。

就景觀生態學的觀點而言，當生態系統呈現鏈狀或環狀的連結時，可使能量的流動及物種的遷移增加多重選擇之途徑，並提供物種活動交替間隔或替代的路線（徐嵐，1993）；生態系統中的物質流及能量流之流動則可藉由廊道的串連，使得動物可藉由廊道獲得遷移之路徑與抵抗天敵的庇護場所，而得以生存綿延；植物也可因廊道之連接而得以繁衍生長；以都市環境而言，王小璘(1988)指出，都市中破碎的綠地可藉由綠園道、林蔭道、景觀道路、水岸藍帶等具有廊道機能之帶狀空間加以串連，使都市公園綠地之間產生聯繫，以達到視覺景觀的延續及生態功能的發揮。因此，在棲地與棲地之間的景觀連接物扮演著相當重要的角色，而連接兩個隔離棲地的廊道更可有效減緩棲地破碎化的負面影響（Collinge, 1996）。

連接度是指兩棲地之間的景觀連接物與棲地間的連接關係，通常以廊道表示景觀連接物，而連接度與廊道或邊緣數量，及所連接的棲地之數量皆有關。植栽性的廊道連接物可促進棲地之間物種的移動，減少棲地因破碎化而面臨物種豐富度降低的可能性，進而提高物種或種群生存力，以彌補兩個棲地之間所產生的面積效應；透過平面配置圖及航照圖可瞭解植栽性廊道的連接情形（McGuckin & Brown, 1995）。連接度（Connectivity）是景觀網絡結構的一個重要特徵，並且是區域生態復原的重要指標，為了提高都市環境之生態功能，許多專家學者紛紛提出公園綠地政策及相關計畫，並引入了景觀連接度的概念來探討都市公園綠地，過去的研究主要在探討棲地破碎化後，如何利用廊道及跳島來增加棲地間的連接度（Rosenberg et al., 1997；Fahrig and Merriam, 1985；Noss, 1983；林晏州、鄭亞嵐，2003）；運用量化方法來討論公園綠地空間的異質性、形狀指數、碎形維度、分佈狀況、連結情形等，已成為國內新興的公園綠地生態研究方法，以量化的方法可明確指出某區域環境空間元素所代表的景觀生態意義為何（林裕彬，2000；王大立等，2003）。一個都市生態網路系統要具有完整的生態功能，不僅要重視其嵌塊體及廊道的整體密度，更要以兩者之間的連接程度而定（Cook, 2002）。由此可知，透過都市公園綠地連接程度的提升與串連，可有效促進都市開放空間系統之健全，並提昇都市生態網路之交互作用，以確保都市環境中景觀生態的穩定性與適意性。因此，如何讓都市公

園綠地充分發揮其生態功能，維持都市環境的永續性，引入景觀連接度概念於都市公園綠地開發政策及公園綠地規劃配置為一相當重要之途徑。

透過都市中公私有土地內無數的綠化小空間的串連，如屋頂、陽台、中庭、庭院、建築立面及高架橋下的綠化等，便可以達到景觀生態學中踏歩石（stepping stones）的功能，有效連接都市環境中的綠地，提供生物休息、交流、遷移或臨時棲所之用，尤其是對鳥類及飛行類昆蟲更有如此之功效（圖1-1），（林憲德，1999；洪得娟譯，1998；王兆基譯，1998）。

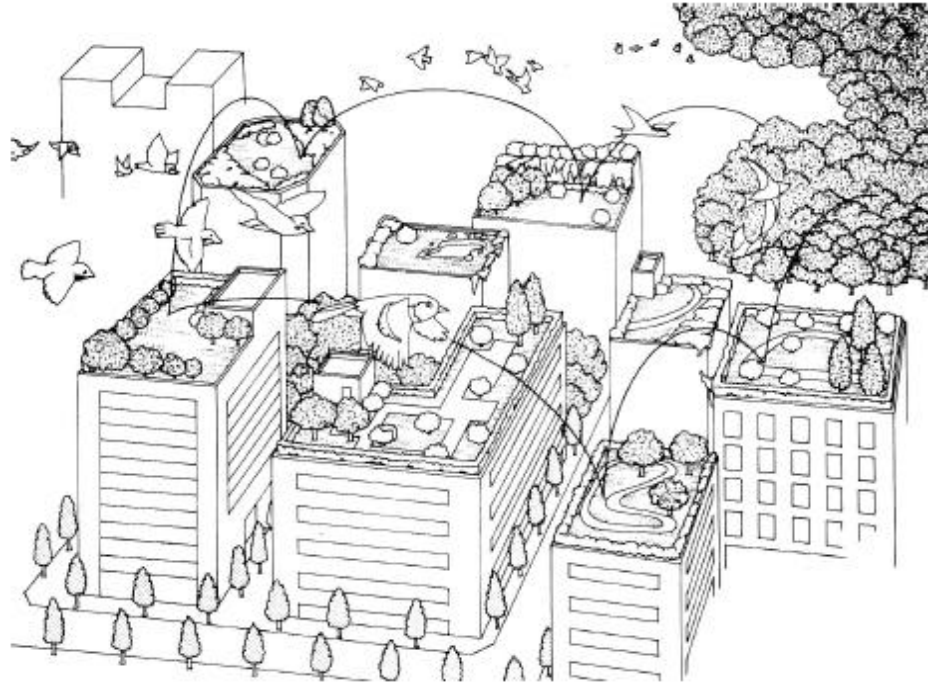


圖 1-1 都市中各種綠化空間的連接示意圖（王兆基譯，1998）

本研究由於上述都市公園綠地之問題，基於對都市公園綠地連接程度的提升為出發點，鑑於國內景觀生態學之相關研究已趨於成熟，本研究企圖從景觀生態學理論中，藉由嵌塊體、廊道和基質所結合而成的都市環境裡被視為嵌塊體的都市公園綠地探討其「結構連接度」之連接情形；本研究另取「功能連接度」以檢視其與結構連接度之間的相關性，以瞭解物種活動情形與都市公園綠地連接程度之間的相關性。期望能藉由本研究之結果與建議在臺灣都市開發建設當中，做為未來都市公園景觀生態規劃設計與都市空間生態保育規劃設計之參考，並使景觀連接度的觀念能夠落實到都市公園綠地的開發及都市環境生態中。

二、研究目的

基於上述背景與動機，本研究欲達成之目的如下：

- (一) 藉由景觀生態學的连接度觀點，探討都市環境裡被視為嵌塊體的都市公園綠地其「結構连接度」之连接情形。
- (二) 選擇都市中具有明顯較易觀察的遷徙行為及群聚現象之鳥類作為指標物種，探討其群聚現象是否受到都市公園綠地连接度之影響。
- (三) 以「功能连接度」檢視其與結構连接度之間的相關性，用以瞭解生態物種活動情形與都市公園綠地连接程度間的關係。
- (四) 透過實證基地之綜合分析，藉由研究結果提出建議，以作為未來都市公園景觀生態規劃設計與都市空間生態保育規劃設計之參考。

第二節 研究範圍與內容

一、研究範圍

本研究所探討的範圍分為兩部分，以下分別詳述之：

(一) 研究理論範圍

本研究主要以景觀生態學理論中的连接度觀點探討都市公園綠地的连接情形，並選擇都市環境中的鳥類作為指標物種，檢視其群聚現象是否受到都市公園綠地连接度之影響，進而探討兩者之間的相關性。因此，研究理論範圍包括景觀生態學的基本理念、都市公園綠地之內涵、连接度及鳥類物種之相關理論與研究論述及所應用的資料分析與調查方法等均為本研究的討論範圍。

(二) 實證基地範圍

由於都市公園綠地所具有的類型及機能不盡相同，各地區對於公園綠地的發展方向及重點也不一致，受限於研究時間和人力之故，無法對都市中所有類型的公園綠地進行全面性的研究探討，因此，以台北市大安區作為實證研究的基地，根據 Rudd 等人（2002）的研究，選取大安森林公園作為母體結點及大安區內其他公園綠地作為衛星結點，以探討都市公園綠地的连接情形並進行鳥類調查資料之蒐集。

二、研究內容

本研究擬由景觀生態學理論中的连接度觀點探討都市公園綠地的连接情形，並檢視鳥類群聚現象是否受到都市公園綠地连接度之影響，以瞭解

生態物種活動情形與都市公園綠地連接程度之間的相關性；在都市環境的各類生物種類中，鳥類具有明顯較易觀察的遷徙行為及群聚現象，並位於生態金字塔之頂層，其生態價值與環境敏感度皆較高，物種數目也最為豐富，相關研究資料也較為完整，故以存在於都市環境中的生態物種—鳥類的群聚現象來代表功能連接度，並以台北市大安區大安森林公園及區內其他公園綠地作為實證研究基地，瞭解區內公園綠地的連接情形及與鳥類群聚現象之關係，並透過皮爾森相關分析檢定都市公園綠地連接度與鳥類群聚現象之相關性。

本研究的主要內容包括「緒論」、「相關理論與文獻回顧」、「研究設計」、「實證研究」及「結論與建議」等五個部分，茲分述如下：

(一) 緒論

分別說明本研究之研究動機、研究目的、研究內容與研究流程。

(二) 相關理論與文獻回顧

主要探討都市綠地、景觀生態學、景觀連接度、鳥類生態、鳥類群聚及鳥類調查方法之相關理論與研究論述，以作為後續擬定研究架構、研究假設及研究內容之參考依據。

(三) 研究設計

研究設計包括研究範圍的確定、研究架構之建立、研究假設之擬定、實證基地地點的選取與概述、研究操作所使用的調查踏勘方法及內容、鳥類觀察資料的蒐集程序，以及資料分析方法。

(四) 實證研究

本章內容包括各項連接度指標與鳥類群聚指標之計算分析，依據研究假設進行驗證，並針對研究結果加以討論，作一綜合分析說明。

(五) 結論與建議

主要內容包括研究結果重點摘要與研究結論，並依據研究結果提出未來都市綠地開發與配置之建議，以及後續提供學者研究之方向。

第三節 研究方法與流程

一、研究方法

本研究所應用之研究方法如下：

(一) 文獻回顧法

對於本研究相關之理論與文獻作回顧、整理與分析。以景觀生態學理論、網路連接度、都市公園綠地、鳥類生態、遷徙與分類、鳥類群聚及鳥類調查方法之相關理論與研究論述之等相關文獻，進行蒐集歸納及整理。

(二) 現地踏勘法

依據研究所需之資料針對實証基地現況進行踏勘與觀察紀錄，以實質環境為主，並以基本圖、照片及調查記錄為基本工具，就基地目前的狀況進行面積、形狀、綠廊寬度、隔離程度等踏勘調查，再加上鳥類資料的蒐集與記錄，作為進一步資料統計分析之基礎。

(三) 皮爾森相關分析法

皮爾森(K.Pearson)相關分析主要的功用乃是在於分析兩個連續變項間的相關程度，採用皮爾森相關係數可檢視兩者之間是否有相關，而結果的分析，可藉由相關係數r值來探討；本研究利用SPSS 10.0統計軟體進行資料統計分析，以瞭解研究區內之綠地空間結構與鳥類群聚現象，其後，運用Pearson相關分析法檢定都市公園綠地連接度與鳥類群聚現象之相關性。

二、研究流程

本研究流程如下圖1-1所示：

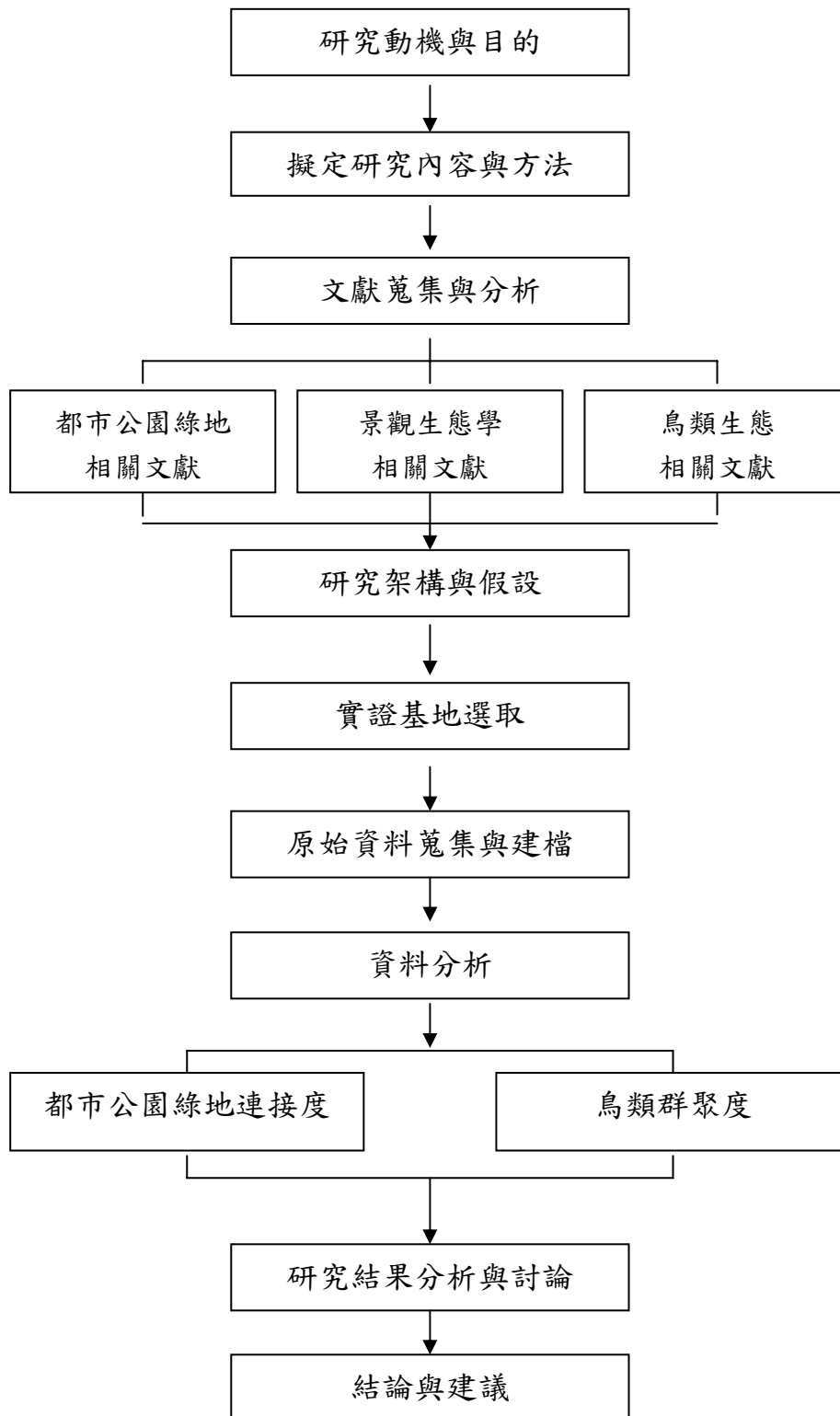


圖 1-2 研究流程圖

第二章 相關理論與文獻回顧

第一節 都市公園綠地相關文獻

一、都市公園綠地

公園綠地之發展與保育是聯合國教科文組在推動 21 世紀永續發展之重要議題，其重要性不僅只是資源保育與空間合理規劃利用，對於文化秩序與社會倫理之重建亦具有相當正面作用。公園綠地對環境品質之維護與提昇，亦佔有重要之角色，其機能包括生態維護、環境保護、休閒遊憩、環境教育、社會文化傳承等；然而都市之綠化美化，係全球性都市生活品質之重要參考指標（王大立等，2003）。本節針對都市公園綠地之定義、分類及功能就相關理論及前人研究整理歸納如下：

（一）都市公園綠地之定義

都市公園綠地的定義會因時代背景的不同而有不盡相同的標準，而位於不同的區域，則對於都市公園綠地的定義亦會有所差異。本研究回顧相關理論及前人研究，將都市公園綠地的相關定義茲整理如下：

林進益（1977），指出綠地係為保存自然狀況或改善都市環境及其景觀將不同之土地利用區域，使之產生相互間之緩衝或防止災害之發生以及緊急避難為目的所作之綠化土地。

依據不列顛百科全書(1985)中的闡釋，綠地為：(1)民眾消遣遊憩之場所；波斯王國的狩獵場中，躲避風雨的處所，經過藝術加工所成為的地方；(2)古代雅典的競技場，後來連同畫廊及宗教建築形成公園；(3)露天集會場地；(4)十八世紀以前的私人庭院，現在公眾的娛樂場所；(5)靠公基金維持以供玩賞的林園；(6)國家公園擁有大片土地，可供公眾遊憩，也可以保護動植物生長。

在韋氏新字典(1993)中，指出綠地為：(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。

王鑫(1983)在研究中指出公園是供給大眾享受戶外之修養、觀賞、遊

戲、遊憩、運動之空間。一般可分為兩大類，一為自然公園，一為都市公園。

蔡佰祿(1983)在研究中認為都市公園(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)在研究中針對都市公園有以下定義：(1)必須位於都市行政範圍內；(2)其服務對象主要以該都市之居民為主；(3)需有特定的範圍及出入口；(4)有特定的面積，而非指安全島、廣場之類；(5)具備特定的設施，包含遊憩、遊樂運動等設施。

陳肇琦(1991)在研究中指出都市公園係指依都市計劃法定程序所指定之公共設施公園用地，經由縣（市）政府興建完成，以供民眾修養、遊憩、觀賞、運動之綠化園地。黃瑞祥(1992)在研究中認為綠地是為能夠產生綠化功能的土地。而黃南淵(1996)在研究中顯示出凡具有保護、景觀、遊憩、防災等功能的開放空間均是綠地。黃永桀(1996)在研究中指出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，均可稱為綠地。賴明洲(1996)在研究中認為綠地可簡稱為綠化用地。

內政部營建署在全國公園綠地會議(1996)中，各專家學者經多次討論，指出「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。且公園綠地政策推動範疇則應該包括自然地區乃至都市化地區之各種公園綠地，俾藉由全面性公園綠地之保育與建設，達成綠資源總效益。

郭瓊瑩、王秀娟(1996)在研究中認為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、道路建設取得之公園綠地或綠帶。

內政部營建署在公園綠地法草案(1999)針對綠資源、綠空間與綠美化之定義為：(1)綠資源—指珍貴之老樹、重要行道樹、綠帶、樹幹直徑以及面積達到一定之規模之林地等資源；(2)綠空間—指下列對象：a.依照都市計劃法第四十二條設置之公園、綠地、廣場、體育場所、兒童遊樂場集合道等等用地。b.依照相關法令變更土地使用應設置者。c.依照其他相關法令規定或維護綠資源所劃設者；(3)綠美化—指栽植花草、樹木以美化環境等。

黃美純(1999)在研究中指出「綠地」廣義言之，是包括如公園、草地、樹木、林地及河川地等自然開放空間。凡都市地區之公園樹木群、草地、

行道樹、河川、水岸地、環境保全之森林、供休閒遊樂之自然開放空間等非人工及建築覆蓋地，均可稱為都市綠地。

王小璘、曾詠宜(2000)在研究中針對公園綠地的嵌塊體特性，就微觀（micro）的觀點而言，在單一的公園綠地空間中，具有包括如塊狀草地、叢集的樹林等塊狀生物型態或樹林小徑、樹林邊緣等線狀交界帶，或大面積草地、人工設施等基質空間。就整體都市景觀生態系統而言，公園綠地空間，執行著嵌塊體的生態功能，亦即其內部可提供一定量之生態物種棲息，其邊緣地帶亦提供與外部進行能量傳送與物種交換的機制。

因此，惟有透過機能健全且功能完善的公園綠地，才能完整的實踐外部環境體系的生態機能，同時與廊道和基質形成完整的公園綠地系統。

(二) 都市公園綠地之分類

都市公園因其保育或開法內容、區位條件以及現況使用等之差異，提供之機能亦會有所不同，故針對不同標準便有不同之分類，本研究將相關論述及前人研究中對於都市公園之分類整理歸納如下：

1. 以服務範圍來區分

兒童公園的服務半徑為200公尺到400公尺之間；鄰里公園的則是800公尺；至於社區公園是1600公尺；而市鎮公園是3000公尺；區域公園約20公里（賴哲三，1976）。

表 2-1 以服務半徑為標準之公園分類表

規模	服務半徑	建議服務人口	備註
幼兒遊戲場	200 公尺	約 1200 人	此服務半徑為幼兒步行五分鐘可達之距離
兒童遊戲場	400 公尺	約 5000 人	
鄰里公園	800 公尺	約 10000 人	
社區運動綜合公園	1000 公尺	約 40000 人	此服務半徑為成人步行 30 分中內可達之距離
市鎮綜合公園	3000 公尺	約 100000 人	
區域公園	約 20 公里		

（資料來源：賴哲三，都市公園綠地計畫，1976；解鴻年等，2003）

2. 以機能、位置、使用者來區分：

可分為自然公園、區域公園、綜合公園、河濱公園及鄰里公園等。例如綜合公園為設置各種遊憩設施之公園，提供休息、散步、遊戲及自然景觀等各種活動場所，多與都市相關文教設施同時考量，成為都市之主要開放空間，並作為舉辦戶外活動使用（王秀娟，2002）。

3.以規模大小來劃分：

「公園綠地管理及設施維護手冊」將公園綠地之分類依面積規模大小予以界定，可分為鄰里性小型公園2公頃以下、地區性小型公園2~20公頃之間、都會性大型公園20~100公頃之間及河濱帶狀型公園5~30公頃之間。本研究所選定的公園是以都會性大型公園為主，面積約26公頃，及鄰里型小型公園，面積介於2公頃以下（內政部營建署，1999；王秀娟，2002）。

4.以空間階層來區分：

廣義公園綠地之空間階層依其規模、屬性可分為自然公園綠地、區域公園綠地及都市公園綠地三個層級(郭瓊瑩，1997) 如表 2-2。本研究之公園屬於都市公園綠地之層級。

(三) 都市公園綠地之功能

人類對公園綠地的需求乃源自於心靈深處的意念，現代人的環境適應力雖然頗強，心理與生理對於戶外空間的需求卻未曾減少，欲享有具高品質的生活環境，需仰賴公園綠地所提供的各種機能；都市公園不僅具有視覺景觀及生態保育之功能，提供都市居民休閒遊憩之場所，其重要性更是不容忽視。都市公園綠地具有之功能，透過相關論述及前人研究(郭瓊瑩等，1996；侯錦雄等，1998；王小璘等，2003)整理歸納如下：

1. 景觀生態功能

都市公園不但可提供豐富多元且愉悅的視覺景觀體驗及具有空間美質之生活環境、保護具有特殊生態意義之自然環境，更可軟化都市硬性、單調的建築結構物景觀，緩和密集且龐大建築量體群所引起視覺上的壓迫感，並將都市零星破碎的景緻整合並美化，充分活化都市景觀。就生態功能而言，除了淨化空氣、改善都市微氣候之外，還能蓄水保土，回復地力，保護生態敏感地區，提供生物棲地及覓食環境，扮演物種、能量及物質聚集與流動的生態角色，並且提供生物物種棲地、覓食環境及遷徙所需之途徑。

表2-2 公園綠地系統空間階層體系架構表

空間階層	公園綠地類型		
	規模/屬性	功能	型式
第一階層	自然公園綠地	國家公園	國家公園
		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	森林區
第二階層	區域公園綠地	專用綠地	軍方、特殊專用區
		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
		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之保育區
		交通綠地	景觀道路、運輸綠帶
		水岸綠地	河濱公園、高灘地
		風景綠地	區域公園、風景區
第三階層	都市公園綠地	都會公園	都會公園
		中心公園	都市公園、都市廣場
		社區公園	鄰里公園、兒童遊戲場、遊戲巷、公園巷
		特殊公園綠地	古蹟、紀念物、歷史保存區、運動公園、動物園、美術館、交通綠地等
		綠帶	綠道、園道、林蔭道、水岸綠帶、自行車專用道

資料來源：都市公園綠地系統示範地區規劃（1997）

2. 休閒遊憩功能

都市公園提供居民如散步、慢跑、健行、騎自行車、觀賞動植物等活動場所，滿足都市居民平日短時間、多樣性的戶外休閒需求，舒解身心壓力，增加生理及心理的健康。Cranz(1978)指出都市公園雖提供許多不同的功能，但其中最首要的是提供都市居民一個鄰近地區的休憩空間；Soleck和Walls(1995)則指出都市公園在都市中提供許多機能如：主被動性遊憩、環境保護、提供野生動物棲息地、整合不同社會經濟條件之地區等機能。

3. 環境淨化功能

都市公園中的植栽在促進環境淨化方面之功能如下所列：

(1) 調節氣候：

在都市現代化過程中，高樓林立，道路鋪設水泥或瀝青，在炎熱的夏季，熱島效應對都市居民的健康會產生嚴重的影響。而都市公園的樹木花草之葉面具有遮陽和蒸散作用，能降低氣溫、調節溼度、吸收太陽輻射，對改善都市微氣候有積極的作用。公園綠地中的水面及植栽可以藉由蒸散作用移去大氣中的熱能，使氣溫降低；日本就曾實驗得知每增加10%的綠覆率，約可降低都市中氣溫達0.20至0.41°C左右（洪得娟譯，1998），可有效減緩都市熱島效應。此外，植栽還能在夏天時形成樹蔭，冬天時減低風速，降低環境中溫度調節（冷暖氣）的費用。

(2) 維持大氣中 O₂ 及 CO₂ 平衡：

都市環境中工業燃料的燃燒及密集的建築物皆排放出大量的 CO₂，使得大氣中 CO₂ 含量上升，導致大氣中 O₂ 和 CO₂ 的平衡失調。當空氣中 CO₂ 含量達 0.05% 時，人體就會感覺呼吸不適。植物是大氣中 O₂ 和 CO₂ 的主要調節者，它吸收 CO₂，放出 O₂ 維持兩者平衡。研究資料顯示 1h m² 闊葉林每年能吸收 CO₂ 1,000 kg，釋放 O₂ 730 kg。

(3) 減輕都市大氣污染物：

據研究顯示，80%—90%的癌症是由環境化學因素引起的，大氣污染與肺癌之間有明顯的政相關。樹木透過葉片吸收大氣中的污染物，減少大氣中有毒物質的含量，同時還能使某些污染物在體內分解轉化為無毒物質。研究資料顯示 1h m² 闊葉林每年能吸收 SO₂ 88.65 kg，而 1h m² 針葉林每年能吸收 SO₂ 215.60 kg。Bernatzky (1983) 的研究報告指出，公園中最多可過濾掉高達 85% 的空氣污染，可知公園綠地中的植栽可有效過濾空氣中的污染和微粒；而 Bramryd 及 Fransman (1993) 則證明每一公頃的混合樹林每年可以減少空氣中 15 公噸的微粒。此外，在日本的研究中也發現，含大量有機質的土壤，透過土壤微生物的活動，也能吸附及淨化空氣中的污染物質（洪得娟譯，1998；王小璘、涂芳美，2001）。

(4) 滯塵並減少細菌：

大氣污染物中煤煙的細顆粒物容易進入人的呼吸道，並穿過肺部存

留在肺的深處，對人體健康危害極大，都市公園中的綠色植物能降低大氣中煙塵的數量。一方面由於能降低風速，使大顆粒煙塵在重力作用下沉降，另一方面，樹木的枝葉能吸附煙塵及懸浮微粒，隨降水沖刷到地面。研究資料顯示綠色植物，尤其是覆層植栽的綠地具有很強的滯塵功能，1h m²闊葉林每年滯塵 10.2 g/m²，而 1h m²針葉林每年滯塵 33.2 g/m²。都市公園可以減少細菌在空氣中的含量。由於綠色植物減少了空氣中的灰塵，也就減少了細菌的載體，且植物能分泌殺菌素，發揮到空氣中殺死細菌。

(5) 減弱噪音：

噪音是都市居民最直接感到煩惱的環境問題。在噪音長期作用下，對人的聽力、睡眠、神經血管及免疫系統等，都有不利的影響。都市公園可吸收、阻擋、分散聲音能量，進而減低噪音。人耳對高頻率聲音較敏感，而植物對高頻聲音的吸收性遠強於對低頻聲音的吸收性，因此植被可選擇性濾掉高頻聲音，野外觀察表示，由喬木、灌木、草坪及地被組成的多層林帶比單層林帶的吸音隔音作用明顯。一般情況下，噪音與住宅區之間有 30m 寬的林帶可使附近居民生活環境較安靜。此外，林帶有遮蔽噪音源的作用，使人視覺上看不到噪音源，也就減少心理上的噪音感的反應；據研究顯示，藉由植栽形成的樹籬及鋪面也阻隔及降低噪音的方式，例如 5 米寬的灌木林可減少噪音 2 分貝；50 米寬的雜木林則能降低噪音 3~6 分貝；而草地則比水泥鋪面減少 3 分貝的噪音。

(6) 防止水土流失，改善水文條件：

植被通過與地面大氣、土壤等相互作用，具有控制侵蝕和保護斜坡的作用。植栽能阻擋、截留雨水，並減弱風速，植物根系還可以對土壤進行固定，起到蓄水保土的作用。

4. 防災避難功能

都市公園可防止火災燃燒時蔓延，有效降低災區溫度並阻隔災區擴散延伸，並可作為地震時一處相當安全的自然避難所。

5. 環境保護功能

都市公園的設置可防止因人類活動所需而漫無節制的開發行為，保護水土及生物資源、增加水源涵養，增進地利，使整體環境正常運作。

6. 環境教育功能

都市公園的建立可增加都市居民及幼童接觸大自然的機會，教導使用者瞭解管理與照顧自然環境是人類的責任，提供自然環境學習及教育的場所，增進人們對自然生態的了解，進而激發愛護鄉土環境的本能，並帶動居民參與環境保護工作。

7. 社會文化功能

社會的安定力是立基於人們健康且安定的心理，而都市公園可隨時舒解人們因工作及生活所承受的緊張、繁忙的壓力，使人得到舒暢及安定的感覺。除此之外，都市公園空間提供社區居民戶外聚集、社交的場所，也強化人們對社區及社會的認同感，凝聚並塑造對於當地環境文化的共識。都市公園的建立長期上還可培養都市居民對自然環境的美學基礎，陶冶性情，啟發靈感和智慧，開啟豐富的精神生活，進而提昇整體社會文化素質。

(四) 都市計畫法對公園綠地之規定

目前國內公園綠地的劃設，多半基於實質、社會及經濟效益的考量，包括以下三大部分：

1. 公園綠地區位的選擇考慮人口分佈、土地使用、交通運輸、設施需求等狀況及未來發展趨勢、社會經濟的需求傾向與系統以發揮都市機能及確保環境品質。

2. 都市計畫法對區位的規定

都市計畫法第 42 條規定：「都市計畫地區範圍內，應視實際情況，分別設置下列公共設施用地：1.道路、公園、綠地、遊樂場、兒童遊樂場、民用航空站、停車場、河道及港埠用地。2.學校、社教機關、體育場所、市場、醫療衛生機構及機關用地。3.上下水道、郵政、電信、變電所及其他公用事業用地。4.其他公共設施用地。」

都市計畫法第 43 條規定：「公共設施用地，應就人口、土地使用、交通等現況及未來發展趨勢，決定其項目、位置、與面積，以增進市民活動之便利，及確保良好之都市生活環境。」

依據都市計畫法第 45 條規定：「公園、體育場所、綠地、廣場及兒童遊樂場，應依計畫人口密度及自然環境，作有系統配置，除特殊情形外，其佔用土地面積不得少於全部都市計畫面積百分之十。」

3. 都市計畫定期通盤檢討實施辦法規定

依據都市計畫定期通盤檢討實施辦法第三章第十條規定：

(1)兒童遊樂場：計畫人口每千人 0.08 公頃，每處最小面積 0.2 公頃。

(2)公園：閭鄰公園按閭鄰單位設置，社區公園每一計畫處所最少一處。其面積依下列計畫人口規模檢討之。但閭鄰公園每一計畫處所最小面積不得小於 0.5 公頃。社區公園在十萬人口以上之計畫處所最小面積不得小於 4 公頃。除此之外，公園綠地種類、數量及位置的需求隨著生活習慣、國民所得、休閒時間、距離和可及性及人口組成而變動。

(五) 都市公園綠地之相關研究

陳惠美(1995) 公園可及性、活動使用空間大小、環境景緻、管理維護情形及使用者性別、年齡、收入等會影響使用者對公園的整體滿意度。

內政部營建署(1996) 全國公園綠地會議中指出，台灣現行之綠資源包括了下列七大功能：1.生態保育2.休閒遊憩機會提供3.防災4.都市成長空間緩衝 5.生產機制保全6.景觀美質與適意保全。

侯錦雄(1999) 鄰里公園為都市公園系統中之最基礎的單元，屬於居民生活空間的一部分，與居民間的互動最為密切，其主要功能有：維護居住環境品質、提供休閒場所、促進居民互動、凝聚社區共識、提高經濟效益、保持都市生態平衡、綠化及美化環境。

郭瓊瑩、王秀娟(1999) 以景觀生態學觀點針對台灣地區鄉鎮市公園綠地系統發展模式，提出建構之規劃策略。

曾詠宜(1999) 以模糊德爾菲法篩選都市公園綠地生態區位評估因子在加上計算個別因子的權重，依此建立都市公園綠地生態區位之評估架構，評估結果可知評估基地實質環境對生態區位適宜性的影響，並可作為都市公園綠地區位評估及規劃設計的參考依據及都市綠地系統生態評估的基礎。

趙玲瑜(1999) 公園所被賦予的空間內容通常會跟隨著大環境下社會涵構的改變而改變，如果社會涵構改變，公園中的形式通常也會隨之改變以回應內容之改變；形式原本所代表的內容在換了另一個時代之後，未必能再繼續適切的符合當時代的生活背景。研究結論得出空間被賦予的功能並不絕對等同於使用者在該空間中的使用方式；以「量」取勝的空間設計方式對公園的品質並無助益。

王小璘、曾詠宜(2000) 在研究中以景觀生態學觀點出發，針對都市公園綠地結構、特徵與社會文化等方面進行都市公園生態區位評估因子的探討。評估結果可知評估基地實質環境對生態區位適宜性的影響，並可作

為都市公園綠地區位評估及規劃設計的參考依據及都市綠地系統生態評估的基礎。

王小璘、涂芳美(2001)在研究中發展都市公園生物多樣性之層級指標因子及評估準則，並透過德爾菲技法與層級分析法的應用，建立指標因子的相對權重，進而提出都市公園生物多樣性之評估架構。得知在維持及創造都市公園生物多樣性的環境時，提供良好品質的生態系統自然涵構及適當管理人類活動干擾是主要方法。利用都市公園生物多樣性之評估架構，可檢測都市公園的生態品質，並做為規劃設計與改善的參考，以落實都市生態綠網的發展，實踐建構人類與生物共生共存的永續生態都市之願景。

綜上所述，都市公園為一具備相當多功能的公共設施，提供民眾從事休閒、遊憩、活動的都市開放空間，以遊憩功能為主，都市防災、生態穩定與氣候調節為次要功能，可平衡都市發展時對於自然環境所造成的衝擊與破壞，具有視覺景觀美質上的體驗及環境生態保育等功能；都市居民仰賴公園綠地所提供的各種機能，以達到在心理與生理上的滿足感與適意感，由此可見，都市公園在都市環境中扮演一個重要的角色，對於都市發展的重要性是毋庸置疑的。

二、綠地網絡系統

網絡(network)是由環境中各類廊道與節點所構成之架構，整體環境中，各景觀構成組份間之交互作用必須透過網絡產生能量、物質、物種之流動與交換，其在環境中之主要功能猶如人體內之血管，使整體環境組成一完整之架構。因此「流」的過程便是網絡最主要的生態功能。網絡的概念運用在都市之中，即是落實在綠地網絡系統的建構上，大多數都市中的公園綠地與外部大自然是斷絕聯繫的，但透過完整規劃與重視都市綠地分佈區位的均勻性和合理性，並建構都市的「嵌塊體」—都市公園綠地、「廊道」—綠廊或綠園道以及「網絡」—綠地網絡系統，使都市內的物種能自然地流動與調節。都市中的公園綠地可以視為散落在都市中的自然嵌塊體，只有通過建立廊道使其連續並與都市自然生態有機結合才能構成完整的都市生態絡，實現都市生態環境的永續發展(王大立、劉曜華、黃昭雄，2003)。

國內多數既有都市計畫綠地是建構在計畫人口需求，以及理論性服務半徑之空間區位內，除少數綠地與既有都市系統結合外，大多數都市綠地未能建構成一有機性之都市生態網絡，使得許多潛在的綠地因都市化而

被切斷，形成破碎化之綠地，失去綠地既有之自然機能（郭瓊瑩、江千綺，2001）。本節針對綠地網絡系統之定義、分類及功能就相關理論及前人研究整理歸納如下：

（一）綠地網路系統之定義

綠地系統為有效建構各縣市的公園綠地，增加利用現有的公園綠地，彌補現行法規狹義的公園綠地「質」和「量」的不足，而量的增加強化了空間機能，質的提升讓景觀的生態功能有更大效益（內政部營建署，1997）。

都市綠地網絡系統，係指將都市所有綠地資源組成完整的系統關係，除了在考量人的活動之外，在生態方面有助於生物遷徙、基因交流、物種繁殖的生物多樣性環境。為都市空間建設的一環體，若網絡結構以線狀或平行結構為主，表示綠網的構成要素（嵌塊體、廊道、基質）串連性不強，缺少互相流通、移動之路徑的選擇（王秀娟，2000）。

郭城孟（1999）指出為配合都市生態的發展，須針對野生動植物的生長棲息地，除了市民的休閒的活動空間外，應選擇具有調節氣溫、通風、溼度等作用的通路或地區，將公園綠地、水岸空間、河川、道路綠化作有系統的串連配置，以綠廊跟綠地結合的概念，建構整體的綠地網絡系統。

綜上所述，綠地網絡系統是配合都市生態之發展趨勢，利用現有之各式公園綠地作系統化配置串聯，以提供野生動植物及自然能量互相流通、移動之路徑，來建構成一有機性之生態網絡，除了強化空間機能外，更能提昇景觀美質。

（二）綠地網路系統之功能及分類

1.以功能來區分

根據內政部營建署所舉辦的「全國公園綠地會議」，針對綠地系統須考量各類型綠地之主要功能，並加強各功能間之聯繫與互補，以健全整體綠地系統之完整性（內政部營建署，1996）。而綠地系統以功能予以分類則包括以下：

（1）生態綠地系統

包括生態敏感地（如溼地、生物棲地、地質脆弱地）、生態廊道、自然保護地區等。

(2) 防災綠地系統

包括防災路徑、防災空間、防火綠道、緩衝綠地等。

(3) 景觀綠地系統

包括建築物綠化、景觀點、景觀軸、景觀地區。

(4) 遊憩綠地系統

包括各型公園及區域、都會、近郊、都市遊憩地區等

2. 以形式來區分

台北市綠網要計畫中亦將台北市現有綠地系統更細分為區域性綠地、都市公園綠地及軸線性綠地三大類型（郭城孟，1999），分述如下：

(1) 區域性綠地

是以其在整體都市中所具有的「機能性功能」考量為主；包括：山坡地保護區、生產性綠地、自然保護區、緩衝性綠地及水岸綠地... 等。

(2) 都市公園綠地

是以其在都市建成區中所扮演之功能角色考量為主；包括：都市公園（如：大安森林公園、青年公園、植物園）、社區鄰里公園、學校校園、廟埕、廣場、政府機構用地及機場... 等。

(3) 軸線性綠地

是以其在架構都市綠地網絡中所具備之功能考量為主；包括：水系（如：淡水河、基隆河、景美溪、外雙溪、磺溪等）及線形綠地，如：林蔭大道（仁愛路、中山北路、敦化南路）、捷運綠帶及河濱公園... 等。

(三) 綠地網絡系統之相關研究

蔡厚男、陳燕靜（1994）欲探討如何規劃都市綠地體系，提出生態網路運作架構，但並未達成其真正目標。

蔡厚男、郭翡玉（1995）研究都市綠地系統計畫與實踐之參考發展架構。王小璘、杜文郁（1998）以景觀生態及生態設計概念，探討綠園道設計考量層級因子，提出綠園道設計層級因子，並建構出都市綠園道生態設

計評估架構。

生態網路方面。洪得娟（2000）提出都市生態綠網模式建構與發展之可能性之探討，最後因偏離方向而未達成目的。

郭城孟、李麗雪（2000）以生態跳島、綠手指建構生態都市之原則，針對台北市生態網絡之建構提出方向性之深入探討。賴明洲、薛怡珍（2000），探討綠地系統之生態綠化。

王小璘、曾詠宜（2000）提出都市嵌塊體之生態功能評估因子架構，針對都市公園綠地的結構、特徵與社會文化等方面，探討都市公園綠地區位評估因子。

王小璘、吳慧儀（2000）以景觀生態學的理念，進行都市廊道景觀生態功能評估架構之探討，有效發揮園道之景觀生態功能；研究顯示園道在景觀生態功能上扮演相當重要的角色，除提供物種棲息環境外，尚提供都市居民高綠化量的休閒環境。

王小璘、劉若瑜（2001）以景觀生態學、生態設計理論及都市生態學為基礎，探討都市基質環境永續利用之評估層級因子，並以都市環境中的基質環境、基質環境永續利用之實質發展機會，提出都市基質環境永續利用之評估架構。

林裕彬、鄧東波(2001)以Spot和Landsat衛星影像，監測都市綠空間變化的資料，並以地理統計方法求取研究範圍內之綠地碎形維度及空間發展的自我相似組織現象，

王鴻楷、楊沛儒（2001）試圖以地景生態之技術理念探討生態規劃的方法及應用，並以生態廊道與網路的復育為願景。郭瓊瑩、江千綺（2001）以公園綠地為出發點提出綠地網路之概念、政策、技術與認知。

葉昭憲、蔡佩真(2003)藉由景觀生態學、生態設計等相關理論與原則，及過去文獻中綠網的相關準則，作為都市綠網評估因子選定與評量標準；以都市綠網完整性評估體系針對選取之實證區域調查結果顯示，都市綠網結構是能夠以評估體系進行檢測與著手改善的

張效通、吳杰穎、林向斌(2004) 以景觀生態學理論，應用地理資訊系統（GIS）為工具，輔以都市生態綠網來說明都市綠地變遷過程。當建築用地不斷增加下，土地使用類型的演變將影響綠地空間的消長與型態改變，

此過程也影響都市綠網結構，而影響程度以「建成比例」的高低來判斷，當建成比例高，其影響包括綠地面積變小、綠地間距離加大、綠地率較低、連結度低等，相對空間的阻力面也越大，故要瞭解都市中的綠網結構完整性與否，可就建成比例的高低來判斷。

綜上所述，景觀生態學之網絡結構，乃由廊道、嵌塊體與基質所構成，都市環境中由綠地所構成的網絡系統，其中公園綠地代表的是嵌塊體，但因其幾乎為都市計畫分區劃設之綠地範圍，並非原始之自然綠林地，因此為了連接嵌塊體，則需藉由廊道之串連，由廊道連結各個公園綠地，便形成都市中的綠地網絡系統。

綠地網絡系統乃綠地資源組合而成完整的系統，以生態觀點來看，有助於生物遷徙、基因交流和物種繁殖。都市為人類因經濟活動而形成的生活環境，過去的公園綠地多以人類休閒為建設重點，若能加入景觀生態觀點，建構由廊道連接各公園綠地之都市綠地網絡系統，有助於建構都市中生物多樣性環境。

第二節 連接度相關文獻

以景觀生態學理論的觀點而言，都市公園綠地屬於都市環境中的嵌塊體，而公園綠地之連接則需要藉由廊道之串連，形成連接各公園綠地之都市綠地網絡系統；本節即回顧景觀生態學、島嶼生態學、景觀破碎化及連接度重要理論及相關研究，以瞭解連接度在景觀生態學中的發展過程與實質內涵。

一、景觀生態學

(一)景觀生態學之定義

Troll (1950) 首次提出，對景觀的想法以地區上的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佈組合和各種大小不同等級的自然區劃表現出來。其後有多位學者將景觀生態學(Landscape Ecology)一詞分別定義為，如Tjallingli (1981) 稱景觀生態學在時間、空間中所有組成成分的相互關係之研究。Naveh & Lieberman於1984年，以研究人類生態系統科學為角度及其生活空間開放與組合的景觀相互作用之關係，包括生態系統學、生物控制論、一般系統論統稱為景觀生態學。Risser & Forman (1984) 強調景觀空間、時間模型的許多有關學科的

綜合交叉，著重於發展和維護空間異質性，其研究景觀多樣性的空間、時間之關係，以多樣性空間對生物、非生物的影響和經營管理的方法。

國內學者王小璘（1991）提出景觀生態學之定義是「以天空為頂、地表為底，在一定範圍內之戶外空間及其所包含之有機無機、有形無形的因子及其之間的互動關係所產生之自然效應組合」。而後有肖篤寧（1993）以無機環境為基礎，以生物為中心和人類為主導，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。景貴和（1993）提出景觀生態學是地理學和生態學的相互作用的水平、垂直方向結合起來，探討空間異質性的發展和動態及對生物和非生物過程的影響，並說明空間異質性之管理。

由上述國內外學者對於景觀生態學之定義可知，景觀生態學是「景觀學」與「生態學」之間的交叉學科，理論基礎在於結合二大學科之精髓而成為具綜合性之新興學科。景觀生態概念結合最早由歐洲引入，並運用於土地使用規劃及決策中，如土地使用及變遷、土地管理、環境規劃、運輸規劃等，皆是以往在探討之課題。然而景觀生態學之運用，其強化說明景觀生態系統空間的異質性作進一步了解，並結合人類活動對景觀環境所產生的干擾，進而確立景觀生態體系的重要性。景觀生態學的研究內容由各學者Risser（1984）、Forman & Godron（1986）提出的基本原理的說明，如景觀結構（structure），係指為景觀要素間的空間相互之關係包括：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。而景觀功能（function），係指景觀內生態系統間存在著物種交流，包括該能量、物質與各物種的傳輸有利於生態系統之平衡與進化。而景觀動態（change），係指景觀結構與功能隨時間之變化影響到空間之分佈。

（二）景觀生態學之原理

景觀是一個具有高度空間異質性的區域，彼此間相互作用並以一定的規律組成。Forman & Godron（1986）將景觀定義為由一組以相類似方式重複出現的，相互作用的生態系統所組成的異質性陸地區域。景觀生態學（Landscape ecology）一詞由 Carl Troll 於 1939 年首先提出，並於 1968 年將其定義為：『對景觀某一地段土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的自然區劃表現出來』（景貴和，1993）。而景觀生態學是景觀學與生態學之間的交叉學科，它以景觀為對象，通過能量流、物質流、物種流及信息流的交換，研究景觀的空間結構、內部功能、時間與空間的相互關係及時空

模型的建立。

景觀生態學是以整體景觀尺度對景觀結構(structure)、景觀功能(function)及景觀改變(change)三方面進行探討，而構成景觀生態分布組合的景觀要素按其型態與功能可劃分為嵌塊體(patch)、廊道(corridor)與基質(matrix)。其中嵌塊體係指一個較均質的非線形地區，與周遭地區(即基質)呈現不同的性質；廊道係指具有與相鄰土地不同特質的狹長地帶；基質則是指嵌有異質物體的同質物體，是景觀中最具連續性的部份。

其中 Forman & Godron (1986)提出景觀生態學的七項主要原理，分別如下：

1. 景觀結構和功能原理 (landscape structure and function principle)：

在景觀尺度上，每一獨立的生態系統(或景觀生態元素)可看作是一寬廣的嵌塊體、狹窄的廊道或基質，生態學對象在景觀生態元素間是異質分佈的，景觀生態元素的大小、形狀、數目、類型和結構是反覆變化的，其空間分布由景觀結構所決定。

2. 生物多樣性原理 (biodiversity principle)：

景觀異質性程度高，造成嵌塊體及其內部環境的物種減少，同時也增加了邊緣物種的豐度。

3. 物種流動原理 (species flow principle)：

景觀結構和物種流動是反饋環中的鏈環，在自然或人類干擾形成的景觀生態元素中，當干擾區有利於外來種傳播時，會造成敏感物種分布的減少。

4. 養分再分配原理 (nutrient redistribution principle)：

礦質養分可以在一個景觀中流入和流出，或被風、水及動物從景觀的一個生態系統到另一個生態系統重新分配。

5. 能量流動原理 (energy flow principle)：

空間異質性增加，會使各種景觀生態元素的邊界有更多能量的流動。

6. 景觀變化原理 (landscape change principle)：

在景觀中，適度的干擾常常可建立更多的嵌塊或廊道，增加景觀異質

性；當無干擾時，景觀內部趨於均質性；強烈干擾可增加亦可減少異質性。

7. 景觀穩定性原理 (landscape stability principle)：

景觀穩定性起因於景觀干擾的抗性和干擾後復原的能力。每種景觀要素都有其自身的穩定性，所以景觀的總體穩定性可以反映出每種景觀要素所佔的比例。

(三)景觀生態元素

1. 廊道

景觀裡的廊道有時會在物種活動中擔任障礙 (barriers) 或過濾網 (filters) 的功用，其中寬度及連結性是控制廊道功能的基礎 (Dramstad et al., 2001)；而 Forman 及 Godron (1996) 認為，廊道可作為某些物種的棲息地，提供物種沿廊道遷移的通道，也可成為分隔地區的屏障或過濾器，並影響周圍基質的環境和生物源。

Collinge (1996) 指出，許多關於棲地碎塊面積大小與物種數目的研究，顯示物種數目隨著棲地碎塊面積縮小而減少；因此，在兩個棲地間的景觀連接物扮演非常重要的角色。連接兩個隔離棲地的植被廊道 (vegetation corridor) 可以減緩棲地破碎化 (fragmentation) 的負面影響 (Collinge, 1996)，其通常作為建成區與大型生態嵌塊體之間的緩衝帶，尤以不規則型式、植被生態系統完整者較佳，其可提供生物更寬的運動腹地 (王鴻楷、楊沛儒，2001)。

植被廊道可促進動植物在棲地碎塊之間的移動，減少棲地因破碎化而面臨物種數目降低的可能性，並使物種活動空間增加，存在數目增多 (Collinge, 1996)；其樹冠可以組成良好的棲息地，可提供遷移鳥類食物，並提供適當的保護，免於掠奪者的威脅 (Savard, Clergeau, & Mennechez, 2000)。

廊道是區塊的一種特殊形式，一般來說，長寬比至少在10~20%以上的區塊，且分割景觀並提供區塊相連接的皆可認定為廊道，其對於景觀有相當重要的意義。就廊道的寬度而言分為線狀廊道與帶狀廊道，線狀廊道寬

度較為狹窄，主要特徵為邊緣物種在廊道內佔有絕對的優勢；而帶狀廊道則具有寬帶的特徵，如寬度大於12m以上的樹籬，其中間部分有豐富的內部物種出現，並明顯增加多樣性，可在樹籬內部形成一特殊生境；當樹籬的寬度小與7m時，對其內部的生物物種並不會產生影響；另外，當廊道寬度大於12m時，樹籬內部草本植物的多樣性則是窄樹籬的兩倍以上。

廊道除了與區塊一樣具有棲息地、源與匯的功能之外，對於不同形式的物質流與能量流具有作為通道、屏障、過濾等作用。當生物沿廊道遷移時，廊道則為傳輸連接之通道作用。廊道並具有雙重性質，一方面可將景觀隔離，另一方面更可將景觀異質部份串聯連接。

廊道的分類基礎乃基於廊道結構的重要變項：寬度 (width)、間斷 (breaks)、節點 (nodes)、連接度 (connectivity) 及品質 (quality) 等。根據上述各結構變項，廊道類型可分為三種，茲說明如下 Forman & Godron(1986)：

(1) 線狀廊道 (line corridor)：

是指全部由邊緣物種占優勢的狹長條帶，沒有完全局限於線狀廊道的物種，相鄰基質條件對線狀廊道之環境和物種影響較大。如道路、鐵路、樹籬及溝渠。

(2) 帶狀廊道 (strip corridor)：

係含豐富內部物種且較線狀廊道寬的條帶，如高速公路、寬林帶。其中寬度在 3~12 公尺之間的廊道其物種多樣性的相關性趨近於零，而寬度大於 12 公尺的樹籬其物種多樣性為狹窄樹籬的 2 倍以上。

(3) 河流廊道 (stream corridor)：

是指沿河流分佈不同於周圍基質的植被帶，包括河道邊緣、河灘和部分高地，主要的功能特徵為水流、礦質養分流和物種流。

廊道具備棲地 (habitat)、通道 (conduit)、阻隔 (barrier)、過濾 (filter)、資源 (source)、及導入 (sink) 等六項基本功能 (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，進而減少其遭捕食的機會而降低死亡率。

景觀生態學中的廊道是指不同於其周邊基質的帶狀或狹長空間。而（width）、間斷區（breaks）、節點（nodes）、連接度（connectivity）、梯度（gradient）、品質（quality）及曲度等為廊道結構的重要變項。其中，寬度影響廊道內部物種的生存機率，並決定了廊道會接受到多少來自外部的實質、人為與生物干擾或是邊緣效應；間斷區與節點則非隨機的沿廊道分布於交叉處；連接度則是指廊道如何連接或空間上如何連續的量度，可簡單地用廊道單位長度上間斷區的數量來定量表示，由於廊道內是否有間斷區，乃確定廊道和屏障功能效率的最重要因素，因此，連接度是廊道結構的主要量度。

2. 嵌塊體

景觀生態學強調生態系統中空間格局的空間尺度和影響，考慮了空間異質性（spatial heterogeneity）的發展和動態性、異質景觀的互動和交換、空間異質性在生物和非生物過程中的影響及空間異質性的經營管理。

景觀生態格局是景觀要素的空間佈局，隨著時間的推移而變化，受到物理、生物和社會力量間複雜的交互作用影響。肖篤寧（1993）提到，嵌塊體、廊道和基質是景觀生態學用來解釋景觀生態格局的基本式，『嵌塊體』是景觀空間比例尺上所能見到的最小均質單元；『廊道』是具以通道或屏障功能的線狀或帶狀嵌塊體；『基質』是相對面積高於景觀中其他任何嵌塊體類型的要素，它是景觀中最連續的部份，並形成景觀的背景。另一種說法則認為整體景觀係由相互作用的嵌塊體以重複形式組成，並具有高度空間異質性的區域。

都市公園綠地在都市景觀結構中常以植被嵌塊體型式被提及；其中，踏腳石系統（stepping stones）是位於兩個以上的大型嵌塊體之間，由一連串的小型植被嵌塊體（棲地碎塊）所組成，連接度高的踏腳石系統（圖 2-1）具有類似於廊道的作用，可提供物種活動的空間，但人類活動或自然擾動可能會阻斷踏腳石系統的連接作用（Dramstad, Forman, & Olson, 1996）。基本上相較於大型嵌塊體及小型嵌塊體，前者應擁有更多棲息地，因而也包含更多的物種生存於此（Dramstad et al., 2001）。在 Rudd 等人（2002）的研究中，母體結點（mother nodes）通常是大型的綠地空間，其對衛星結點的

影響遠大於各衛星結點之間的相互影響；而衛星結點 (satellite nodes) 是作為次要棲地的小型綠地空間。結點通常是作為中繼站的作用，而不是遷移的最終目的地；對於野生鳥類來說，其可提供食物，淘汰弱鳥，並使鳥類聚集以等待有利天氣的到來 (Forman & Godron, 1996)。

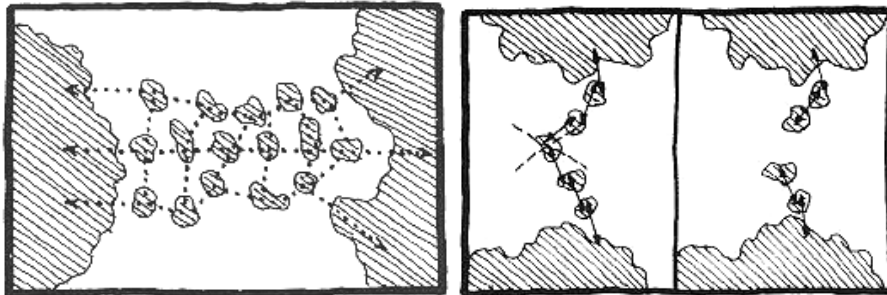


圖 2-1 踏腳石系統示意圖

(資料來源：Dramstad et al, 2001；林晏州等, 2003)

Forman (1990)對嵌塊體的定義為『外觀上不同於周圍環境的非線形地表區域』，而嵌塊體的大小、形狀、類型、異質性及其邊界特徵的形成大多與干擾有關。景觀組成單元由干擾嵌塊體、殘存嵌塊體、環境資源嵌塊體、引進嵌塊體、短生嵌塊體等來自不同起源的嵌塊體類型所組成，這些嵌塊體的持久性或穩定性呈現不同的狀態，以下分別說明其類型特徵：

(1) 干擾嵌塊體(disturbance patches)：

包括來自自然(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、大面積造林、建築...等人類活動，甚至活動頻繁的實驗地)的干擾所形成的嵌塊體。

(2) 殘存嵌塊體(remnant patches)：

受景觀干擾後殘留的嵌塊體。

(3) 環境資源嵌塊體 (environmental resource patches)：

嵌塊體之起源與干擾無關，景觀要素的差異取決於環境資源在空間上的異質性，此種嵌塊體的分布邊界常常存在著重疊區域，形成具有漸行變化的梯度。

(4) 引進嵌塊體 (introduced patches)：

特別針對人類之種植、引進新物種和建立棲息地而造成之嵌塊體，與干擾嵌塊體具有相同的意義。

(5) 短生嵌塊體 (ephemeral patches)：

來自於群落間相互作用或環境因素正常而短暫的變化所引起，如林木演替過程中出現的灌木林，來自風倒木造成林緣空隙，以及大面積飼養的畜產動物等皆是。

3. 景觀網絡結構

景觀網絡結構扮演著生態系統重要的連接工作，其可增加物種遷徙之途徑，並對周邊之生物群落造成影響；其連接程度對物種之遷移或穿越廊道運動為一重要的影響因素，且在生態上有其重要之意義（徐嵐，1993）。因都市棲地持續性的喪失與孤立，因此必須以提供野生動物活動的廊道及踏腳石為目的，來增加網絡連接度，以提升其網絡效益，使棲息地嵌塊體之間彼此互相吸收合作，獲得對方更高層次的品質結合（higher quality linkages）（Dramstad, Forman, & Olson, 2001）。

一般而言，景觀空間單元以及廊道之間的相互連接形成了網絡（network）結構；景觀之整體結構性與功能性的健全完整可以從形式（pattern）與規模（scale）兩方面進行了解，即是以其現存自然系統之連結性分析方法來加以評估（Dramstad et al., 1996）。

網絡結構可交替表現出連結性、線路系統（circuitry）以及網狀型尺寸排列（mesh size）（Dramstad et al., 2001）。當一網絡系統呈現鏈狀或環狀的連結時，可使能量的流動及物種的遷移增加多重選擇之途徑，並提供物種活動交替間隔或替代的路線（徐嵐，1993）。

在都市景觀中，不同的土地使用常造成棲地的破碎與隔離，而外來種的進入常會使得本地種的數量減少，因此更需建立由植被嵌塊體及植被廊道組成的完整網絡結構，才能維持良好的生態功能，使物種能維持其數量，並被保存下來（Cook, 2002）。

網絡(network)是由環境中各類廊道與節點所構成之架構，整體環境中，各景觀構成組份間之交互作用必須透過網路產生能量、物質、物種之流動與換，其在環境中之主要功能猶如人體內之血管，使整體環境組成一完整之架構。因此『流』的過程便是網絡之主要的生態功能。以下針對網絡之功能與特性作說明(王小璘、陳彥良，2002)：

(1) 節點與廊道（nodes and corridors）

節點對流（能流、物流）有兩種作用，即做為廊道的交接區和流動物體的源或匯，但亦有中繼站之作用。而廊道網絡的主要功能除了提供能流

之途徑外，在於節點的可接近性也是重要的，尤其是孤立節點。

(2) 網路連接度 (network connectivity)

廊道與系統內之所有節點的連接程度可稱做連接度，因此連接度是網路複雜性或簡單程度的一個量度指標。現已有兩種方法（即 γ 指數與 α 指數法）對景觀生態學特別有用。其藉由連接線數與節點數之比值度量連接度之複雜程度與生態可及性。

(3) 環線與環通度 (loops and circuitry)

環路可定義為能為物流提供選擇性路線之環線。若網路環通度大時，物流的路徑選擇性會相形提高，可以避免干擾與降低運動阻力。

(4) 重力模型 (gravity model)

當節點差別明顯時，如林地大小變化很大時，節點本身之性質就成了一個主要影響網路功能的因素，應將和連接之複雜程度一起控制流量。透過源於萬有引力的重力模型，可描述節點間之物群大小或是物體量與距離平方之關係。

(5) 空間擴散過程 (spatial diffusion processes)

有些物體在空間的擴散是較均勻的，而另一些則以『跳躍』的型式運動，兩者的結合可能是生態學中更常見的運動型式。而擴散就是向外傳播的一種運動過程。但就景觀生態而言，在能流的擴散有兩種，一種為擴張擴散，另一為移位擴散。擴張擴散是指物體在繼續佔據原位置的基礎上擴大其分佈面積；而移位擴散則是物種離開某一地區移到另一區。

4. 景觀網絡分析方法

Cook (2002) 以亞利桑那州鳳凰城地區景觀結構的序列分析來做景觀生態網絡結構的調查，並說明其在都市生態網絡可行性評定上的應用；其研究目的是以生態結構指標評估生態網絡替選方案，並以嵌塊體、廊道及網絡結構分析來描述其間之不同。嵌塊體及廊道的分析是以其內部特性及目前 89 個生態網絡元素的背景來做調查，而網絡結構的分析是用嵌塊體及廊道分析結果所合成的步驟，加上描述各景觀元素間關係的指標，來對現況做一分析及比較，並對可被預期的改變程度做出最適方案，而此生態網絡計劃也可對鳳凰城地區的生態系統提供適度且重要的改善。

(1) 嵌塊體分析

Dramstad 等人 (2001) 在景觀生態的學理原則中，將嵌塊體細分為尺寸、數量及地點三方面來分析。在 Cook (2002) 的研究中，嵌塊體分析是以嵌塊體大小及形式、植被結構及多樣性、嵌塊體背景及其自然度指標來衡量；在 Rudd 等人 (2002) 的研究中，也將都市綠地空間視為嵌塊體，其可作為全面保育生物多樣性的策略點；其中，綠地空間是以母體結點及衛星結點的形式被提及。

(2) 植被廊道分析

Cook (2002) 在其研究中是以廊道大小及形式、植被結構及多樣性、廊道背景以及自然度指標來作廊道分析；而台北市綠網要計畫中是以連接都市綠地網絡之功能考量為主的軸線性綠地來作為植被廊道，包括林蔭大道、捷運綠帶及河濱公園等 (郭城孟, 1999)。

(3) 網絡結構分析

Cook (2002) 在其研究中是以網眼密度/自然度指標、基質用途指標、環度及連接度等來分析網絡結構；另外，有部分研究應用 γ 、 β 連接度及成本定量指標 (cost ratio) 來分析景觀網絡結構，並探索連接都市綠地空間所需的廊道數目、型態及其網絡模 (Linehan, Gross, & Finn, 1995; Rudd et al., 2002)。由於不同的土地使用常造成都市棲地的破碎與隔離，因此更需建立完整的網絡結構，才能維持良好的生態功能。

綜合以上文獻所述，Cook (2002) 是運用嵌塊體、廊道及網絡結構分析來做景觀生態網絡結構的調查，並以生態結構指標來評估生態網絡替選方案；而在 Rudd 等人 (2002) 的研究中是將都市綠地空間作為全面保育生物多樣性的策略點；因此，本研究擬以都市公園綠地為嵌塊體，以都市中之林蔭大道及列植的行道樹作為植被廊道，並將相鄰距離較短之公園綠地視為一連串的踏腳石系統，以便進行後續之連接度分析。

(四) 島嶼生態學

王小璘、曾詠宜(2000)研究中認為景觀生態學把被包圍在另一種基質系統中的孤立異質單元視為一種生物地理島嶼，應用島嶼理論進行研究。肖篤寧 (1993) 指出：「所謂景觀空間結構，就是鑲嵌結構。」而島嶼生態空間異質效應為則為鑲嵌結構概念的理論基礎，在景觀三大結構單元嵌塊體、基質 (matrix)、廊道 (corridor) 中，嵌塊體便是一種異質島嶼。Dramstad et al.(1996)在研究景觀生態原則時，亦將嵌塊體視為島嶼空間，並以島嶼生態學理論應用於嵌塊體的研究之中。

島嶼的成因在地質學上，可分為大陸島、海洋島兩種，這兩種島嶼因

為與陸地的隔離而影響著生物的分佈和演化。在島嶼生態學中，所謂的島嶼是棲息島嶼 (habitat island)，即是在一大片相連而相似的棲息環境中，有一塊的生物棲息環境和周圍的環境截然不同，例如沙漠中的綠洲、河口的紅樹林區、湖泊中的森林小島、熱帶草原中的樹林區等。由此可推想，只要存在著地理障礙，對於活動性較低的動物而言，就很容易被限制生存於棲息島嶼之中。然而，蔡慧敏 (1998) 提到，棲息島嶼與真實島嶼間在性質上仍存在顯著差異，其主要的差異在於隔絕性。以海洋島為例，海洋中的島嶼因受海洋相隔，而產生陸生物種的「物種真空帶」，島嶼物種區之距離及物種之遷移能力皆為該物種能否移入之關鍵因素；然而在棲息島嶼邊界的過度帶中仍有頻繁的物種流動，因此棲地島之面積、形狀與邊緣特性，將影響棲息島嶼中的物種生存情況。以下就島嶼生態學的原理及特性提出說明：

1. 影響島嶼生物相的原因

根據呂光洋 (1996) 所提，影響島嶼生物相的原因，可分為下列幾項：

- (1) 面積的大小：在一個面積大的島嶼，由於空間較大，因此它所供養之生物種類和數量將較多。

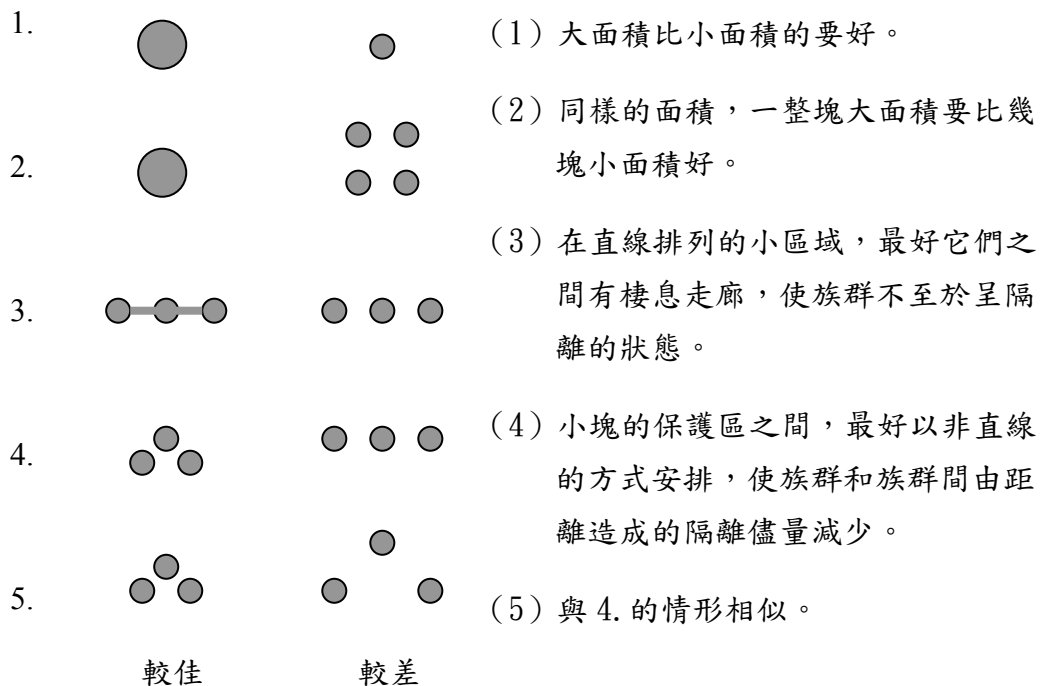


圖 2-2 島嶼生態學自然生態保護區設計法則示意圖

(呂光洋，1996；王小璘、曾詠宜，2000)

- (2) 地形的複雜性：地形複雜的島嶼將提供較多樣化的生物棲息環境。
- (3) 距離大陸塊的遠近：與大陸塊的距離愈遠，則生物愈不容易到達，因此生物的種類就愈少。
- (4) 鄰近地區生物相的複雜性：與島嶼相鄰的陸地若生物相愈豐富，則島嶼的生物相亦將較複雜。
- (5) 生物種類的差異：不同種的生物對於跨越地理障礙的能力不同，克服地理障礙能力較強的生物，較易生存於島嶼之上。

依據這些影響因素，進一步發展出保護區規劃的原則（圖 2-2）。

2. 面積效應（area effects）

島嶼上物種數量與島嶼面積存在著某種比例關係，根據 Darlington（1957）的研究，當島嶼面積減少為十分之一時，生物種數大約減少一半；若島嶼面積減少為百分之一時，則生物種數大約只剩原來的四分之一。若將不同島嶼面積與其生物種數繪於圖上，則大致呈一直線關係，如圖 2-3 所示。

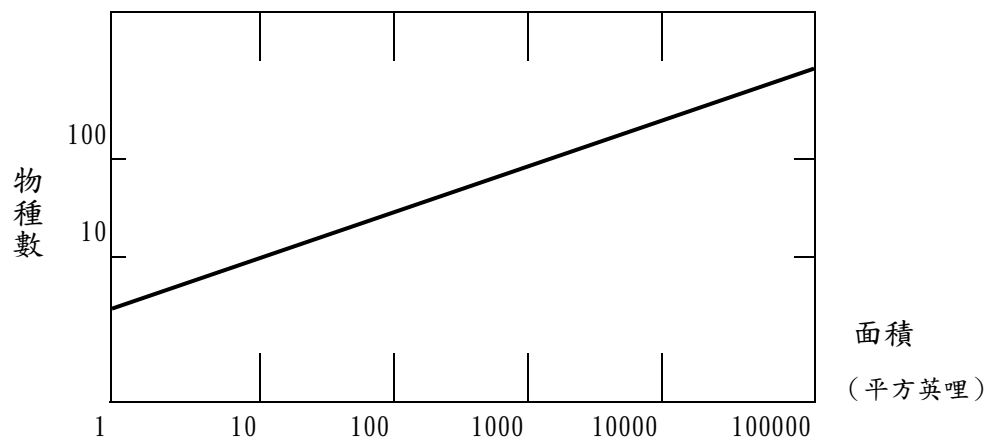


圖 2-3 面積—物種關係圖

圖中表示島嶼物種數隨島嶼面積增加而增多

（蔡慧敏，1998；王小璘、曾詠宜，2000）

除上述影響島嶼生物相的原因之外，與島嶼生態學相關的還有荷蘭植物生態學者發展的最小面積概念，一般認為最小面積有三種類型（吳兆錄，1993）：

- (1) 空間最小面積：係指植物群落裡每個物種中，個體生存所需的最小面積。因此物種數目多、個體大、散布較紊亂，空間最小面積就較大。實際上空

間最小面積就相當於植物群落調查中樣地最小面積。

- (2) 抗性最小面積：係指植物群落可以正常發育的最小面積。植物群落經常受到外來干擾的影響，而唯有具備邊緣緩衝帶以排除或削弱外來干擾並保護中心區域的條件下才能正常發育。
- (3) 繁殖最小面積：維持一個種群必須具備該種群自然生長的最小群落面積，而自然生長所需群落最小面積稱為最小繁殖面積。當群落面積小於繁殖最小面積而又無種源地可提供個體移居，該群落必然消失。

公園綠地就島嶼生態學的理论而言，為都市中島嶼的一種，相對於都市以人工設施居多的基質環境具有異質性，對公園綠地裡的許多小生物而言，即生存於人為形成的島嶼中。在影響島嶼生物相的五項原則中，透過如完整的大面積及連續性的排列方式等基本原則的掌握，將有助於評估因子及準則的訂定；而利用最小面積的概念，更可進一步了解公園綠地中的棲地應至少維持一定面積，以保障其間生物種群的生存及繁殖。

(五) 景觀破碎化

景觀的破碎化過程是降低生物多樣性最重要的過程之一，植被的破碎化會使當地生態環境形成不同的格局，並產生重大的影響；描述一地區景觀破碎化的分佈特徵，如棲地面積大小、棲地形狀、基質孔隙度、隔離程度、聚集度及邊界性質等；若碎塊的密度降低則區塊孤立度成幾何級數增加；若碎塊小則容易受到周圍基質的影響。破碎化對於許多生物物種和生態過程均有負面影響，破碎的區塊越小，生物族群的密度降低程度則越大，滅絕的速率也越快(賴明洲等，2003)。破碎化是一個連續過程，是逐步發生的，如景觀生態學中的基質與區塊，也是在破碎化過程裡逐步發生改變(Wiens, 1994)。

張啟德(1994)的研究指出，孔隙度是基質的特性之一，主要可表現出基質的破碎程度，亦即呈現單位面積內嵌塊體的密度，當孔隙度越高時，周圍的基質就會呈現相互連接的狀態，進而成為廊道網絡，而孔隙度亦為邊緣效應總量的指標，對物流、能流和物種流有重要影響，部分研究指出，孔隙度低則有可能抑制嵌塊體物種間的相互交換。

景觀的破碎化對昆蟲和鳥類有深遠的影響，棲地的破碎化不僅受到區塊大小影響，更會受到日光照射範圍的限制，因此，小的棲地可得到充足的日光，而較高密度區塊內的個體則較能具有林相完整健全的植栽群落，進而吸引較多的昆蟲趨近此區塊(Tacharntke, 1992)。

曾輝、唐江、郭慶華(1999)在珠江三角洲東部地區常平鎮景觀組分轉

移模式及動態變化研究對常平鎮1988-1996年其間景觀轉移矩陣情況和動態變化進行研究分析，研究發現人類活動的干擾造成景觀動態變化加速，雖然存在有社會經濟所影響的合理性，但是對區域生態穩定性具有一定的衝擊。

李朝生、梁存柱、王煒、劉鐘齡(1999)在內蒙古烏拉蓋地區景觀破碎化與土地利用對策的研究分為三個時期進行動態分析，採用應用遙感探測、田野調查法及地理資訊系統方法，對內蒙古烏拉蓋地區景觀破碎化與土地利用對策進行研究。說明隨著人類的干擾增加，景觀破碎化程度加大，土地利用不合理。

沈聖峰、李培芬、袁笑維（2002）棲地破碎化代表著棲地的喪失、適宜生物生存的區塊大小減少和增加區塊間的距離，但同時也增加了新的棲地類型。棲地零碎化一般被認為是造成野生動物族群下降的主因之一。

呂光洋（2002）棲地破碎化，在過去幾年是保育生物科學中研究的主要議題；尤其是涉及到在人類改變、破壞或干擾自然環境之後，造成一些不完整的殘留棲地的情況下，而延伸出來的野生動植物的保育問題。

綜上所述，可得知景觀破碎化的重要特徵為一地區之基質孔隙度、嵌塊體之間的隔離程度、棲地面積大小、形狀及邊緣性質等，故本研究擬利用此概念探討公園綠地經歷破碎化過程後的連接情形。

(六)景觀破碎化之特徵

1. 棲地面積：

棲地面積的大小明顯地影響其內的生態過程（Collinge, 1996）。一般來說，面積較大的嵌塊體包含有較多樣的棲地類型，且大型的自然植被嵌塊體（large natural-vegetation patches）可涵養水源，串連河流水系，維持大部分內部物種的存活，提供大型動物的核心棲地（core habitat）及庇護，並允許自然干擾的交替發生；而小型自然植被嵌塊體中物種局部消失的可能性較高，通常做為提高基質的異質性（heterogeneity）以及物種遷移的踏步石（stepping stones），或是做為保護散佈的稀有物種及臨時的小型棲地之用，可視作大型棲地的補充。理想上，最適宜的景觀是具有大型的自然植被嵌塊體，加上散佈於基質（matrix）中的小型嵌塊體組成，其最能發揮最佳的生態功能（Forman,1995）。

棲地的面積大小與邊緣效應（edge effect）亦密切相關。當棲地面積大時，所包含的邊緣棲地（edge habitat）的比例較小型棲地來得小（圖 2-4），因此較不易因邊緣效應之其他物種的入侵造成內部原有物種的滅

絕，有利於棲地內部物種的保護（Collinge,1996）。

一般而言，較大面積的棲地可以供養較多種類的物種，而面積較小的棲地其生態自給能力較弱，容易受外界及內部衝擊而影響內部物種及生態功能。但若以物種的多樣性為衡量標準時，則物種數與面積非呈相對成長，因此在決定棲地面積大小時，取足以維護物種生存之最適面積為重點即可（Spellerberg, 1992）。

總體來說，大型棲地嵌塊體比小型棲地嵌塊體承載更多的物種，特別是一些只適於存在大型棲地嵌塊體的物種。對某一物種而言，大型棲地嵌塊體更有能力持續和保存基因的多樣性（俞孔堅，1998）。

2. 棲地形狀及邊緣：

棲地嵌塊體的形狀與方向，是動物與植物聚集與散佈的重要因素。

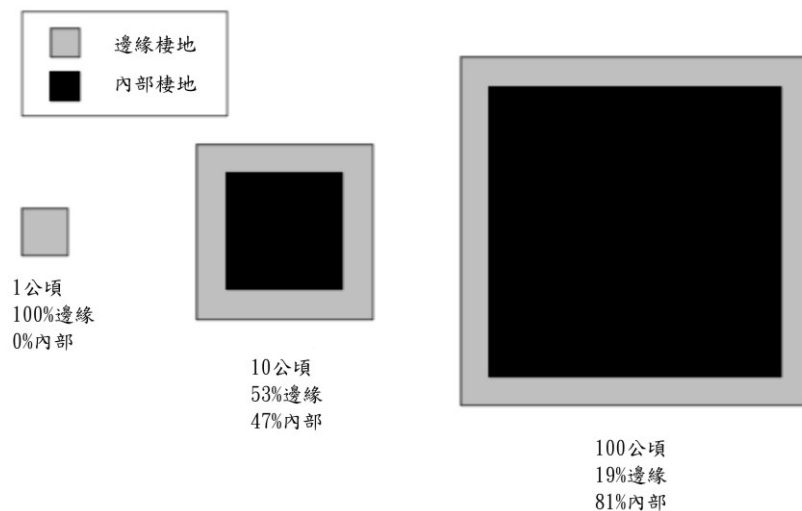


圖2-4 面積效應示意圖

(Collinge, 1996; 王小璘、涂芳美, 2001)

棲地形狀對物種的影響，通常與邊緣效應有密切的關係。密實或圓形的棲地嵌塊體因其對外接觸的邊長較小，因此有利於保護內部資源（Harris & Kangas, 1979）。除此之外，棲地嵌塊體的形狀還影響著多種生態過程。例如多棲地型（multihabitat）的物種與相鄰棲地間的交互作用或動物逃避被掠食，都會因有彎曲的邊界而增加機會；而對較遠處的棲地之交互作用如再移殖（recolonization）的速率或物種的散播等則須藉由狹窄的指狀（lobes）邊緣來促進；至於棲地嵌塊體長軸的朝向與景觀中的一些現象，如風及水的流動有密切的關係，並與物種遷徙的路徑有關（Forman, 1995; Dramstad *et al.*, 1996）。描述形狀的方法最常用的是利用

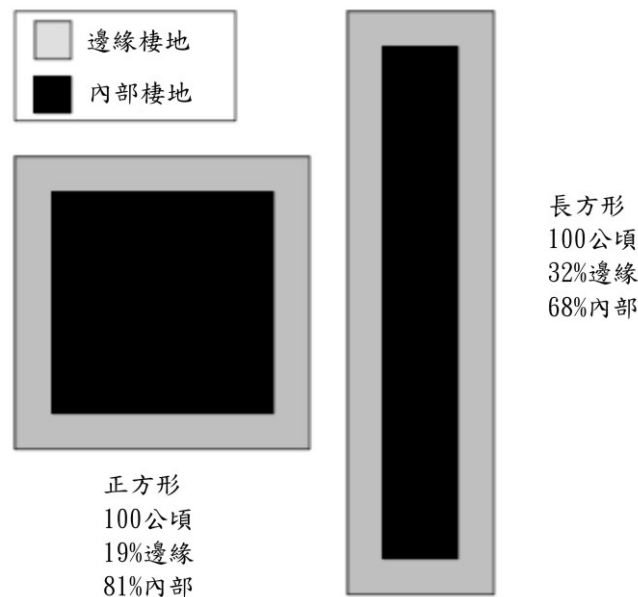


圖2-5 棲地形狀與邊緣效應示意圖
(Collinge, 1996; 王小璘、涂芳美, 2001)

棲地嵌塊體的邊長對面積的比率之計算 (Groom & Schumaker, 1993) (圖 2-5) 來比較。如愈接近正方形或圓形的棲地, 該項比率較小, 代表邊緣效應較低, 對於保護需要內部棲地環境的原生物種是較適宜的。

區塊的形狀對生物與非生物流動有著重要影響, 在自然界可看到區塊呈現規則形狀或非規則形狀, 一般來說, 非規則形狀的區塊邊界的有效性較大, 對植物的擴散和動物的遷移有著重要的作用。

賴明洲等(2003)研究中以圓形及長形來說明區塊的生態作用, 主要區別在內(內部)—緣(邊緣)比例的差別: (1)圓形區塊如邊緣寬度相同, 則區塊越小, 邊緣所佔比例越大, 內部比例越小, 甚至可能整塊都是邊緣部份。(2)區塊大小相同, 形狀不同, 則圓形區塊的內—緣比高, 狹長形區塊比值則較低, 有些狹長形區塊可能無內部, 內部與邊緣比代表之生態作用如表 2-3, 其區塊邊緣的結構及組成往往特別重要, 因為它具有緩衝、過度的作用, 即是景觀結構的過渡帶(Ecotone)及緩衝區(buffer zone)的所在, 故會發生所謂的邊際效應(edge effects)。

為了定量評估區塊連接的效益, 本研究亦採用區塊周長與其面積比值來衡量代表棲地形狀及邊緣性質之邊緣值。

3. 基質孔隙度:

景觀基質內的孔隙對景觀的生態功能有著重要的意義。尤其表現在

表 2-3 內—緣比的生態意義之比較

指標	圓形	狹長形	指標	圓形	狹長形
內—緣比	高	低	生態異質性	小	大
邊緣寬度	小	大	做為動物廊道價值	小	大
與本體的交互作用	小	大	物種多樣性	多	少
區塊內部障礙物	少	多	動物覓食效應	多	少

(修改自趙羿、賴明洲、薛怡珍，2003。徐化成，1996)

農業景觀中殘留的自然生態系統區塊(如小塊林地、草地，相當於基質包圍的“孤島”)。基質的孔隙度對動植物族群的隔離和潛在基因變異及能流與物流的流動也有相當重要影響。景觀的孔隙度低，區塊間的聯繫較少，可抑制不同區塊內物種的相互交換，形成明顯的隔離作用(Merriam et al., 1984)。但對面積小的林地區塊內物種的隔離效果並不明顯(Forman et al., 1976)，區塊的大小決定其生態功能的差異。

景觀基質的內部分佈大小不一的區塊，在研究的區域內一般具有閉合的邊界，由於區塊的類型與基質類型不同，這些區塊被認為是景觀基質的孔隙。孔隙度是景觀內基質密度的量度，基質內的孔隙邊界不能與景觀的周界相接。圖2-6中的(1)、(2)、(3)分別表示基質分別有1個、2個和4個孔隙，且圖面中的基質連接完全，並未因孔隙的擴張或連接而產生破碎。景觀內含有閉合邊界的區塊數量增加，基質的孔隙度加大。當基質的某區塊為開放邊界，即其邊界與研究的區域或景觀界線相連時，這時基質的孔隙度與連接度分別計算。(4)表示基質內僅有一個孔隙，另一區塊由於為開放邊界，不能認為是孔隙。(5)景觀基質的連接性不好，被一長條形區塊分割，僅有一個孔隙。(6)景觀被分成二部份，橫穿的界線無法形成閉合邊界，基質的孔隙度為0。區塊為開放邊界，且兩部份近似相等，難以辨別景觀基質。景觀孔隙度與形成孔隙的區塊大小沒有關係。但區塊大小及其生態學意義有很大的差異，因此，在研究某種景觀基質的孔隙度時，應分別計算景觀大區塊與小區塊的孔隙度。

由此可知，雖然區塊的大小可決定其生態功能的差異，但在都市環境中，綠地雖有其重要的作用而綠地的大小、距離也皆直接的影響居民的生活品質、都市美化功能的發揮，故孔隙度的探討具有相當重要的意義。

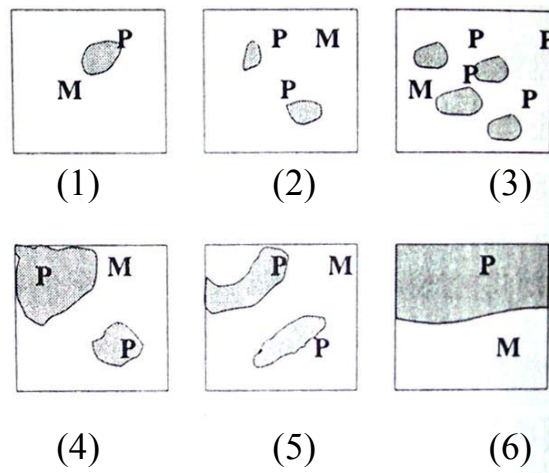


圖2-6 基質的连接度與孔隙度

(修改自Forman, 1986)

4. 隔離程度：

一個孤立的嵌塊體內物種滅絕的可能性遠比一個與大陸（種源）相鄰或相連的嵌塊體大得多。棲地嵌塊體的位置與種源隔離的程度愈高者，其內部物種局部消失的可能性較大；而接近種源或與其它棲地相鄰的棲地嵌塊體，族群遷移的機會較高，當其中的物種滅絕之後，更有可能被來自相鄰嵌塊體的同種個體所佔領，而使物種整體得以延續下去（Forman & Godron, 1986；Dramstad *et al.*, 1996）。

對於小面積的棲地，如彼此間愈接近，則物種在棲地間再移殖的機會愈大。活動力弱的物種，在一系列不連接的棲地間，因無法通過阻隔，在遭遇到環境干擾時，常無法再移殖，而有較大的滅絕可能。因此，小型棲地之間，最好以非直線的方式排列，使族群間由距離所造成的隔離儘量減少，或以棲息廊道（habitat corridor）連接，如此可增加物種再移殖的機會，降低局部滅絕的可能性（王小璘、涂芳美，2001）。

(七) 景觀生態學之相關研究

景觀生態學（Forman & Godron，1986）將整體景觀以景觀之尺度區分成三種組成基本要素—嵌塊體、廊道和基質，其中基質之面積最大、連結度最完善且物流能流作用產生頻繁。而廊道扮演著連結及分隔的角色，對於流通和遷徙有其實質之助益。嵌塊體內部可供一定量之生物棲息，且邊緣地帶亦可供和外部進行物流及能流等機制。

Naveh Z. (1995) 提出應以新的文化景觀概念、方法和工具，連結帶有生態、倫理之系統知識。Steven D. Garber (1997) 說明都市生態的基本理念，以及探討人和自然之平衡點。

蔡厚男、蔡淑婷 (1998) 提出如何落實生物多樣性之發展原則。林憲德 (1999) 說明了都市生態綠網計劃的概念及問題。

郭瓊瑩、王秀娟 (1999) 以景觀生態學觀點針對台灣地區鄉鎮市公園綠地系統發展模式，提出建構之規劃策略。

凌德麟、李柏賢 (2000) 以景觀生態角度探討都市綠地之棲地，提出了景觀生態原則應用模式之建立。

陳琦維、孔憲法 (2000) 對於都市棲地調查與評估系統方面，參考英國之都市棲地政策，提出本土調查架構系統與原則。

林裕彬 (2000) 國內新興的生態研究以景觀生態指數等量化方法來討論生態空間的分布狀況、形狀指數、連結情形、碎形維度、異質性、多樣性、優勢度等，已成為趨勢，運用這些量化的分析方法可明確的指示出某區域環境空間元素所代表的景觀生態意義為何。

鄧東波 (2000) 從景觀生態學觀點探討台北市信義計畫區的研究中指出，在不同的時間序列做衛星影像的分析，發現都市計畫施行越確實的地區，都市的空間分佈愈平均且密集分佈，零散的畸零地較少，由此可見都市空間結構的型態受到人為因素的影響相關性是很高的。

王智聖 (2002) 都市化過程中土地過度開發使用的結果，造成具生態價值的棲地喪失或破碎化，並成為不同使用的嵌塊體，造成干擾的增加與壓縮野生物在都市中的棲息空間，在生物多樣性的未來趨勢，棲地生態的品質對保護生物有重要的影響。

曾昭恩 (2002) 依據生態學的理论，建構都市生態系統與其各子系統間的關係，採用地理資訊系統 (GIS)、遙感探測、空間統計分析等方法，來探討都市生態系統空間結構的發展分佈，與都市生態空間區域的生態關係。

景觀生態元素方面，Groome (1990) 針對綠色廊道 (Green Corridors) 規劃觀念之探討，將綠色廊道能結合步道、自行車道等小徑。Searns (1995) 介紹園道之發展史，並提出目前園道發展的問題。McGuckin, Christopher P., Brown, Robert D. (1995) 提出一生態之模式在於都市廊道處理暴雨逕流功能。Lawrencn A. Baschak, Robert D. Brown (1995) 提出都市河川和園道之規劃、設計及管理之生態結構發展資料。

王小璘、杜文郁（1999）提出都市綠園道生態設計之評估研究，王小璘、何欣怡（1999）以景觀生態學觀點探討都市綠園道評估因子。王小璘、吳慧儀、劉若瑜、曾詠宜（2000）提出了景觀生態元素（廊道、基質、嵌塊體）之生態功能評估因子架構及實證研究，並首用模糊德爾菲法與模糊層級分析法於景觀評估架構之研究。

張俊彥（2000）以塊區（patch）形狀進行公園綠地評估之應用，並以實證研究探討之。張俊彥、陳坤佐（2000）以景觀生態觀點建立河川廊道評估方法，經過實證研究提出現況之問題。王秀娟、黃建儀、陳惠娟（2000）等人，以景觀生態學觀點探討都市自然殘存嵌塊體對建立生態都市之意義和扮演之角色。

景觀網絡方面，肖篤寧（1993）景觀生態學對於景觀空間結構的研究，即是對於「景觀要素」與「生態客體」（生物活動總量、動物、礦質養分等）空間分佈模式的研究，主要是針對景觀要素的數量、類型、與形狀來研究。

吳柏緯（1996）透過景觀生態學原理的應用及轉換，擷取景觀生態學的整體觀特徵、景觀空間結構的理論焦點、以及整體環境的協調多樣、開放有序等原則目標，來建立都市景觀規畫的理念和描述架構。

王小璘、劉若瑜（2000）指出都市生態系統所需要的能量均需由外界輸入，而整體都市之維生能力仰賴都市中少數僅存的綠地空間及市郊的自然生態系統。王小璘、涂芳美（2000）研究中認為在現代都市趨向高強度土地開發利用的發展模式下，具有提供生物棲地、維持物種、能量及物質聚集與流動等自然生態功能的都市公園，是建構都市生態綠網，提昇都市環境品質的重要途徑。

郭城孟、李麗雪（2000）以生態跳島、綠手指建構生態都市之原則，針對台北市提出方向性之探討。

張俊彥（2000）以塊區（patch）形狀進行公園綠地評估之應用，利用七種不同形狀，但面積相同之塊區進行變項數值間的關係與對照說明，做為數化及判圖的基礎資料，並以實證研究探討之。

鄧東波（2000）應用地理統計及景觀生態方法於綠地空間結構量測，有助於都市規畫者在都市設計事先作情境(scenario)模擬，以評估都市設計是否達到生態價值的標準，以達到生態城市之理想。

郭瓊瑩、江千綺（2001）以公園綠地為出發點提出綠地網路之概念、政策、技術與認知。

桂家悌(2002)以典型的地區設施區位分佈模式—P中位數模型的概念為基礎,經由數學演算法—窮舉法及遺傳演算法,找出適宜新增公園綠地之地點,並依據現況建議新增公園綠地的設置點,結果顯示較佳的配置方案為依據各節點間之gravity值所提出之方案,並依據實際使用情形訂定不同階段的公園綠地系統發展方針。

王小璘、陳彥良(2002)以景觀生態學為出發點,藉由景觀生態學中生態網路與能流傳遞之概念,找尋都市環境建構都市生態網路之脈絡。之後再依據景觀生態相關之文獻與研究,研擬建構都市生態網路的因子集與評估準則,以作為建立評估架構之依據。

游振祥(2002)都市生態環境需透過綠地與開放空間的串連如園道、河川廊道、公園綠地等之串連,以達到生物棲地與生態功能之延續。研究以探討並建立都市生態廊道系統的評估模式,並就都市藍帶與綠帶,藉以連接串連構成都市生態網絡系統的方式,加以探討並建立相關的評估因子與架構。

王小璘、方梅萍(2002)研究中顯示生態網絡系統結合景觀生態元素所組成的能流體系,透過綠地與開放空間的串連,對於都市生態系統的實質功能有顯著的效果,有鑑於目前研究之趨勢,遂以台中市鄰里公園網路系統建構之探討為目標,試圖能在台中市中,藉由公園的串連,建構都市公園網絡以期達成都市生態網絡之目標。

陳亮瑜(2002)在碎形維度與空間形態之研究-台灣地區之聚落空間為例中,發現利用碎形維度變化,可以輔助傳統討論地理空間分佈的方法,使研究者可以更加了解真正的空間分佈形態。

廖亞禎(2002)整體而言,若各時期形狀指數(Shapei)與碎型維度值(Fract)變化性不大,可得知土地利用已經趨近於都市化,其發展趨於穩定。

綜合上述,都市公園綠地是人為開發的建設,其會影響並改變原有的自然系統,使得都市棲地持續喪失與孤立,物種活動空間也隨之減少,因此必須提供野生動植物活動的廊道及踏腳石,以促進動植物在棲地碎塊之間的移動,故必須加強景觀網絡結構的連結性來增加網絡連接度,使整體網絡系統呈現鏈狀或環狀的連結,使能量的流動及物種的遷移增加多重選擇之途徑,並提供物種活動交替間隔或替代的路線;藉由回顧景觀生態學相關理論的研究,可知嵌塊體、廊道及網絡的空間特性與都市公園綠地

的生態功能息息相關。

二、連接度

(一) 連接度之定義

網絡連接度為在一個系統裡的所有結點，由三個參數說明網絡的數目、網絡內的連接線數與網絡內的結點數，Forman & Godron (1996) 指出在景觀生態學中，網絡是由廊道的交叉處或終端的結點所組成的，系統與廊道連接的程度稱為網絡連接度。網絡具有完整的生態功能，視嵌塊體與廊道的整體密度結構及連接程度來決定 (McGuckin & Brown, 1995)。網絡是複雜程度的一個量度指標，可呈現整體的連接效果 (Dramstad & Forman, 1996)。

在 Tischendorf 及 Fahrig (2000) 的研究中，將網絡連接度定義為促進或妨礙有機體在景觀資源嵌塊體間移動的程度；它是橫跨一個區域，使得其中因斷裂而破碎的基質或廊道能夠相通的性質 (Forman, 1995)，也是網絡複雜程度的一個量度指標，可表示其整體的連接效果 (Dramstad et al., 1996)。一個網絡要具有完整的生態功能，端視其嵌塊體及廊道的整體密度，以及兩者間的連接程度而定 (Cook, 2002)。

棲地連接度是指兩棲地間景觀連接物與棲地嵌塊體間的連接關係，通常以廊道連接度表示；棲地連接度與廊道或邊緣數量，以及所連接的棲地嵌塊體的數量有關。植栽性的廊道連接物可以促進棲地之間物種的移動，減少棲地因破碎化而面臨物種豐富度降低的可能性，提高物種或種群生存力，彌補兩個棲地之間所產生的面積效應；植栽性廊道的連接可以增加綠地之間物種的交流，提高物種生存力，並可透過平面配置圖及航照圖瞭解植被廊道的連接情形 (McGuckin & Brown, 1995)。

(二) 連接度之概念

在大尺度下任何景觀都為異質性，各嵌塊體透過廊道和嵌塊體的串連而連接在一起，有利於能量與物質的流動；連接的過程對於景觀的生態功能有著重要的作用，Farina (1998) 提出兩項關於連接度重要的概念：結構連接度(connectendness)和功能連接度(connectivity)；「Connectivity」一般譯為連接度，Farina 的研究中則賦予其新的含義，則為功能連接度(賴明洲等，2003)。

結構連接度是區塊間自然連接的程度，屬於景觀的結構特徵，能以

圖面的方式表達(Baudry, 1984)；功能連接度是量測過程的一個參數，該過程可使景觀內的亞族群(subpopulation)結合成一個具有統計意義上的單元(Merriam, 1984)。功能連接度為一種功能參數，其變化取決於特殊的生物體，通常與景觀結構較無直接關係。

Merriam(1984)在加拿大研究農業景觀的某些齧齒動物時發現，高功能連接度的景觀有更多的孤立族群的殘餘，在某些情形下景觀的結構連接度低，而功能連接度高，這是由於功能廊道的存在而引起。

兩個分離的棲地之間的植栽廊道可以彌補棲地面積的效應，因而可以改變物種豐富度和組成等格局。因此，連接的殘留嵌塊體可以維持連續棲地的性質，並較完全隔離的殘留嵌塊體有較高的生物多樣性

(Noss,1987；Bennett,1990；Saunders & Hobbs,1991)。此外，植栽廊道可以降低物種在碎形棲地 (fragments) 消失的可能性，以及提高物種避免局部滅絕所產生的再移殖的行為 (Brown & Kodric-Brown,1977)。但廊道雖可降低棲地內物種喪失的速率，卻僅限於中等大小的碎形棲地，廊道提高棲地之間的再移殖功能，也有同等的限制 (Collinge,1998)。

對於棲地連接度 (connectivity) 以廊道作為測度，還需考慮廊道本身的結構性質，因為廊道除了對棲地有上述之優點外，它可能也會引導天敵進入本來是安全的庇護所，造成某些殘遺物種的滅絕。因此，做為連接棲地的廊道最好由本地植物種類組成，並與棲地的植栽相類似，因為本土植物種類適應性強，使廊道的連接度增高，利於物種的擴散和遷移，並有利於棲地的擴展 (王軍等，1999)。

連接過程可以視為景觀破碎化的反過程，因此，以景觀生態學的理論探討網路連接度時，探討景觀空間結構的連接度，如嵌塊體之間的廊道連接情形，更需考量生態物種的功能連接度一併探討，如物種的豐富度、多樣性等。

(三) 連接度之指標

連接兩點間的距離是其最短距離 (歐幾里德距離)；而在數學領域的定量幾何學中，是以拓樸理論作為研究圖形上各點間連通性之基礎。拓樸空間內部保持著點、線、面的序列；在拓樸圖中，可精確表示各點的空間順序，至於實際距離及時間則為一大概之比例，而連接度之原理即是以拓樸空間 (利用圖論) 為基礎來研究結點和連接線 (Forman & Godron,1996)。

在景觀生態理論中，常運用地理學中的 α 指標、 β 指標和 γ 指標來計算網絡連接度 (徐嵐，1993；Forman & Godron, 1996)；但並未說明這些連接度指標適用之環境背景。因此，本研究參考 Cook (2002) (亞利桑那

州鳳凰城地區)、Linehan 等人 (1995) (新英格蘭中心森林區域)、以及 Rudd 等人(2002)(加拿大溫哥華東部 B.C 省 Coquitlam 及 Port Moody 南部的都市區域)所進行的研究,以 α 指標、 β 指標和 γ 指標此三項連接度指標來進行分析,本研究是利用航照圖的圖面,針對目前都市綠地分佈之情形、存在的節點數及連接線數來進行連接度之運算,求出各項指標數值大小進行分析。根據 (Forman & Godron, 1996),各項指標之說明如下:

1. α 指標

α 指標又稱網路環通度 (circuitry),是環路 (loops) 現有存在數目與其可能最大數目之比率;環路可提供替代的移動路線,因此 α 指標是為能流、物流和物種遷移提供可選擇路線的一種量度 (徐嵐, 1993)。

在一個網路中沒有孤立結點存在,無環路形成時,其連接線數將會比結點數少 1 (即 $L=V-1$),若有環路存在時,則 $L>V-1$,因此,現有環路存在數目是指實際連接線數減去無環路網路的連接線數;至於最大可能的環路數目,則是以最大可能的連接線數 (詳見 γ 指標部份之敘述) 減去無環路網路的連接線數來表示 (林晏州等, 2003; 張孝通等, 2005)。 α 指標數值越大,表示網路中現有結點的環路存在數目越多,則其連接度越高。Forman 等人 (1996) 認為 α 指標可在 0 和 1.0 之間變化,故當結點個數大於連接線數時, α 值可能為負值,即表示此網路系統中有孤立結點存在。

2. β 指標

連接度 β 指標為連接線數與結點個數之比率 (Linehan et al., 1995; Rudd et al., 2002),在結點數目固定時,連接線數越多,其連接度就越高;但連接度 β 指標並不考慮網路中形成環路的多寡,而是直接應用連接線與結點之數目來表示其網路中的連接情形。

β 指標皆為正值, $\beta < 1$ 時表示結點個數大於連接線數,此時網路為開放式或有分歧的情形, $\beta = 1$ 時表示結點個數等於連接線數,此時網路呈現單一環狀系統,而 $\beta > 1$ 時表示結點個數小於連接線數,此時網路複雜程度較高,其系統可能同時具有數個環路,以及開放或分歧的型式在內。

3. γ 指標

網路連接度 γ 指標為網路現存的連接線數與其最大可能連接線數 (L_{max}) 之比率;網路連接線數可直接查數,但最大可能連接線數須通連接線數結點個數過計算出現結點的多少來確定 (Forman & Godron, 1996)。當有 3 個結點的時候,最多只有 3 條連接線,若有 4 個結點,則另

外增加3條連接線，總數為6；假設無新的交叉形成，則每增加1個結點，最大可能連接線數以3的倍數增加，則可以 $3(V-2)$ 來表示(徐嵐,1993)。

在結點數目固定時，現存連接線數越多，其連接度就越高。 γ 指標可在0到1.0之間變化(Forman & Godron, 1996)，指標值越大，表示連接線數越多，網絡連接程度越大，而 γ 指標為1.0時，表示每個結點都彼此相連。連接度 γ 指標與 β 指標相同之處是不考慮網絡中環路形成的多寡，而相異之處在於， γ 指標是將網絡中最大可能連接線數納入考量，來表示網絡的連接情形。

(四) 連接度相關研究

Tischendorf 等人(2000)整理了33篇有關景觀連接度的研究，可分為功能與結構、嵌塊體隔離與景觀連接度、以及廊道與連接度三個方面，而研究者是在景觀尺度或嵌塊體尺度下，運用討論、觀察、調查或實驗的形式來從事連接度的研究。

在 van Langevelde (2000) 的研究中，是應用四個不同的門檻距離、嵌塊體面積及其鄰近距離，並配合數學中的圖像理論來計算三個研究區域的棲地連接度；而 Tischendorf 及 Fahrig (2000) 是以模擬遷移、死亡及邊緣交接情形，來分析棲地中景觀連接度的數值反應，並應用網絡遷移 (cell immigration) 的計算方式將棲地地區網格劃分成同樣大小的格子，以計算其遷移率，其可反應出景觀結構及散佈特性的不同點；另外，Moilanen 及 Nieminen (2002) 比較了三種不同的連接度方法，分別是近鄰距離測量、緩衝測量(沒有距離效應)以及發生率功能模式，三者皆是將各嵌塊體中心至中心的距離分別應用不同的公式加以計算，並以兩組預測拓殖現象的經驗數據來做分析。

Linehan 等人(1995)在新英格蘭中心森林區域的研究中，以景觀生態學、保育生物學、網絡理論以及景觀規劃為學理基礎，來介紹一種綠帶 (greenway) 設計的理論與方法；它可提高區域的生物多樣性，並可有系統的連結綠帶。此研究是以設計一個野生動物的保全網絡為前提，其中，廊道是使綠帶系統更為完整的架構，其研究步驟是先以 GIS 進行土地覆蓋評估，再進行野生動物評估，並擇定河獾 (fisher, *Martes pennanti*) 作為指標生物，以 650 公頃作為指標物種所需的棲地面積後，進行結點分析及連接度分析，最後評估其衍生的網絡，並估算其整體評價。

而 Rudd 等人(2002)在加拿大溫哥華東部 B.C 省的 Coquitlam 及 Port Moody 南部一個大約 2600 公頃的整體都市區域中進行研究，其中共包含 54 個綠地空間(棲地結點)的複合區域，面積約為 636.5 公頃。在

其研究中，綠地空間是根據面積大小來加權，並綜合前人研究文獻指出，在都市區域中，大多物種所需的最小棲地面積為 0.5 公頃，故以 0.5 公頃作為假定指標物種所需的棲地面積；再運用 γ 、 β 及成本定量指標來評估 13 種潛在的網絡模式。此研究結果指出，最少需要 325 個連接線來連結一半以上的結點，這必須靠都市中私人棲地基質的增加、設立林蔭大道及公用路線穿越用地才有可能實行。

Tischendorf 等人 (2000) 之研究方法是應用網格遷移來進行功能與結構方面的實證，但模擬的方式可能會與實際情況有落差；van Langevelde (2000) 的研究是應用距離的不同來探討廊道與連接程度，研究結果僅能說明距離與連接程度之間的關係；而 Moilanen 等人 (2002) 的研究則是在比較不同的連接度計算方法，採用經驗數據值加以佐證；至於 Linehan 等人 (1995) 及 Rudd 等人 (2002) 的研究中，是以未來的公園綠地潛在網絡作為規劃目的，其連接度分析是在假定所有結點都會相連的情況下進行，並未詳細說明連接度判釋原則。連接度的研究必須由嵌塊體大小、生物物種散佈特性及嵌塊體數量而定，而上述研究為野生動物的保全網絡提供了新的規劃方法，可提供後續研究參考。

綜上所述，可知連接度 α 指標是表示網路中現有環路存在的數目，其數值越大，環路數目越多，連接度就越高，而 β 指標是直接應用連接線與結點之數目來表示其網路中的連接情形，至於 γ 指標是考量網路中現存連接線數與最大可能連接線數， β 及 γ 指標之數值越大，其連接線數就越多。另外，由於連接度 α 指標是表示網路中現有環路存在的數目，是一種由起點回到起點的連接方式，而 β 指標是直接應用連接線與結點之數目來表示連接線數最大可能連接線數其網路中的連接情形， γ 指標則是考量網路中現存連接線數與其最大可能連接線數，兩者皆是著重在起點到終點的連接情形，因其計算方式不同，故對於連接度之代表意義也不一。

第三節 鳥類生態相關文獻

在都市環境的各類生物種類中，鳥類具有明顯較易觀察的遷徙行為及群聚現象，並位於生態金字塔之頂層，其生態價值與環境敏感度皆較高，物種數目也較豐富，許多研究常以野生鳥類做為生態的指標；但在台灣從事鳥類研究大多從單一鳥種著手，即使是多鳥種的研究，多著重於特殊分類群或鳥類相觀點，僅少部分使用群聚現象之觀點探討 (顏重威，1992)；而台灣地區的鳥類分佈相關資料至今已累積一定程度的數量 (劉

小如、林文宏，1992；李培芬，1998），除來自各地的資源調查報告之外，近年來民間各野鳥學會也致力於鳥類數量、種類與分佈的調查，使得鳥類資料庫在建立與維護方面漸趨完備。因此，本研究擬以鳥類作為指標物種，探討都市公園綠地連接度與鳥類群聚現象之間的關係。

鳥類是適應於飛翔生活的一群脊椎動物，在生物分類學上屬於動物界、脊索動物門（Phylum Chordate）、脊椎動物亞門（Subphylum Vertebrata）、鳥綱（Aves），其最基本的特徵為兩翼兩足，全身被覆羽毛（常家傳、馬金生、魯長虎，1995）。目前全世界的鳥類約有9200種（Howards and Moore，1991），台灣已列入正式紀錄的鳥類約有450種（中華民國野鳥學會，1995）。由於種類多，不同物種之間的棲息環境及生活方式也都有所差異；有些鳥類具有遷徙行為的生物，會隨著季節的變化，由原先的分佈區遷移至另一個領域（高瑋，1995）。

一、鳥類之生態棲位

野生鳥類各有其生態棲位（niche），不同的鳥類棲息於不同的群落中，如：針葉林、闊葉林、竹林、草原、灌叢及水域等等，這些群落稱為大棲地（macro habitat）；而小棲地（microhabitat）則是指鳥類對於群落間選擇的不同部位（楊秋霖，1996）。

在一個鳥類群落裡，若各鳥種具有完全相同的生態需求，則會產生劇烈的競爭，而無法共存（顏重威，1998）；一般而言，親緣關係越相近的種類，在身體結構和生理機能上越相似，因此其間的競爭就越激烈；「同科」種類由於相互間親緣關係較疏遠，在生態需求的分歧大過於「同屬」，也就是說，在一個群落裡，「同屬」的種類越多，生態需求的差異越小，彼此間的競爭越大，若是在缺乏種類競爭的情況下，則鳥類會將其生態棲位擴張（niche expansion），並將分佈的範圍延伸增大。

在Savard 等人（2000）的研究中，認為麻雀、歐洲椋鳥及岩鴿是對都市環境特別適應的種類；而台灣都市中的野生鳥類多屬留棲性，常見的有麻雀、家燕、小雨燕、綠繡眼及白頭翁等等（顏重威，1998）。棲地的改變必然會對該環境中原有的生物群聚結構造成影響；然而在都市環境中，某些物種可能會受都市的影響而被迫遷出都市環境，相反地，有某些物種則可能完全不受都市環境的影響，而成為都市內的優勢物種（Gilbert, 1989）。

綜上所述，可知不同的鳥類棲息於不同的群落中，但在同一個群落

裡，若各鳥種具有完全相同的生態需求，則會產生劇烈的競爭，而無法共存；若是在缺乏種類競爭的情況下，則鳥類會將其生態棲位擴張，並將分布的範圍延伸增大，若這些鳥類較不受都市外在環境的影響，則較容易成為都市內的優勢物種。

二、鳥類之遷徙與分類

高瑋（1995）依據鳥類的遷徙行為，將鳥類分為留鳥、遊蕩鳥及候鳥三種。屬於區域性的留鳥無任何規律的遷徙，全年生活在巢區範圍以內，如：麻雀、大山雀、喜鵲等；遊蕩鳥在離巢後，便在巢區附近不斷遷動，缺乏定居性，常以食物來源轉變移動方向，也沒有固定的越冬地，如：啄木鳥、松鴉、灰雀等；而屬於季節性的候鳥，在離開巢區後，即遷往別處過冬，具有明顯的遷移方向和固定的越冬地，因此一年中只有特定季節會出現，如：鶯類、鶉類等。根據鳥類遷移屬性，常家傳等人（1995）將鳥類分為留鳥、候鳥和迷鳥三種，分述如下：

1. 留鳥（resident）

終年居住在出生地（繁殖區）而不遷徙的鳥類稱為留鳥，牠們幾乎都不會遠離巢區，但有一些種類在秋冬季節具有漂泊或遊蕩的習性，以獲得較適宜且豐富的食物，是屬於留鳥和候鳥之間的過渡類型，稱為漂鳥（drifter）或遊蕩鳥，牠們會隨著食物狀況而四處漂泊遊蕩，常無固定的越冬地和遷飛路線，且移動距離較短。

2. 候鳥（visitor）

在春秋兩季，沿著固定的路線往返於繁殖區及越冬區之間的鳥類稱為候鳥；依其在某一地方的居留情形，又可將之細分為夏候鳥（summer visitor）、冬候鳥（winter visitor）及旅鳥（traveler or passenger）三種。

3. 迷鳥（straggler）

由於天氣驟變、狂風或其他惡劣氣候條件的影響，被迫從棲居地漂泊至異地或在遷徙途中偶然漂泊至異地的鳥稱為迷鳥，但牠們很可能具有返回原棲居地潛在能力。

綜上所述，因迷鳥容易受到氣候、覓食等環境因素，不斷遷動，缺乏定居性，更常以食物來源轉變移動方向，沒有固定的越冬地，而出現較難觀測之遷徙行為及群聚現象，故本研究選取之鳥類調查資料是以留鳥及

候鳥為主。

三、鳥類的生態價值

1. 生態平衡作用

生態系統為生物群落與其生存環境之間構成的綜合體（明延凱、周光裕，1995）。生態系統之間的能量流動、物質的轉移和轉化，是以物理環境、生產者、消費者以及分解者四項要素所構成，使得生物和非生物環境緊密聯繫，組成食物鏈（food chain），再相互交錯構成食物網（food web）而形成的營養結構模式。

組成食物鏈的各個環節稱為「營養級」（trophic level），其結構常形成金字塔型，故稱為生態金字塔（ecological pyramid）；其中，營養級愈高者在個體數量及生產量上愈少，相反地，營養級愈低者在個體數量及生產量上則愈多。

鳥類是高等脊椎動物，在生態金字塔中（圖2-7），可扮演初級消費者、次級消費者、甚至高級消費者之地位，例如掠食性鳥類屬於食物鏈中的高級消費者，能夠有效控制齧齒類動物及鼠類的數量，而一般常見的燕雀類多屬次級消費者，對於昆蟲數量的控制及花粉種子的傳播具有重大的貢獻。因此，鳥類在整個微妙的生態系統中，具有極為重要的生態平衡作用。

2. 環境指標物種

鳥類是最常見的都市野生動物之一，種類繁多，分佈廣泛，不論是成群聚集或單獨活動皆不受地理環境之限制，並具有豐富多變的羽色與特殊的鳴唱聲，在諸多野生動物中，是較容易被紀錄、觀察及量化的；且其具有發達的視覺，對於棲地結構及組成的改變也相當敏感（Savard et al., 2000），因此，許多研究常以野生鳥類做為都市生態的指標物種。

早期在環境品質的生物性指標中常以鳥類來評估空氣污染的程度（Thomas, Wilcox, & Goldstein, 1974）；而鳥類也是反應環境中毒素及殺蟲劑的最好指標，因為鳥類和人類接觸極為頻繁，牠們的行為、數量一旦有所改變，馬上會被人發現，加上鳥類在生態環境中分佈極廣，也佔了食物網中不同的部位，所以任何的環境污染都會影響到鳥種的數量、習性，而使人警覺（楊政川，1998）。

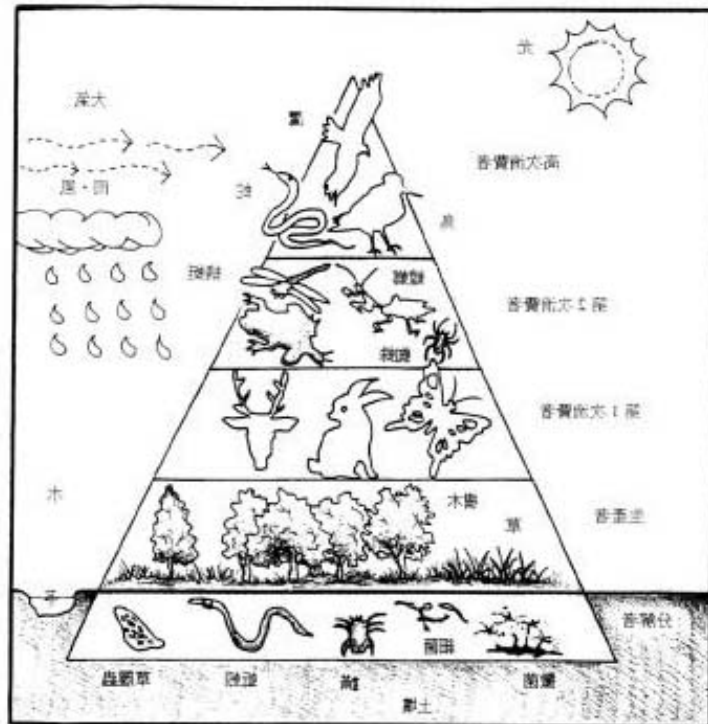


圖2-7 生態金字塔組成示意圖(林憲德，1999)

近年來，有較多的研究朝向鳥類群聚方面進行，並引入景觀生態學之概念來探討環境對於鳥類群聚之影響 (Clergeau, Jokimaki, & Savard, 2001; Savard et al., 2000)；而鳥種越多樣，即代表此處環境越適合各種鳥類棲息，並具有較豐富的昆蟲、爬蟲、兩棲類動物、果實及花蜜等自然食物來源。

四、鳥類的調查方法

由於鳥類的種類非常多，不同物種間的棲息環境及生活方式也都有所差異。例如，屬於區域性的留鳥，一年四季皆可在某些區域中被發現；屬於季節性的候鳥，一年中只在特定的季節出現。許多研究者便針對不同鳥類的習性而設計了一些合適的方法來進行調查研究，因此有為數不少的鳥類調查方法曾經被採用(Bibby *et al.* 1992; Ralph *et al.* 1993; Bookhout 1996; Sutherland 1996)。

一般野生動物資源調查，通常希望能夠蒐集到調查範圍內的物種組成、分布、族群、數量及棲息環境等資料(吳金洌、陳章波，1992；周蓮香，1993；呂光洋等，1996；呂光洋，1997；林良恭等，1998)。但因一般資源調查的研究範圍都相當大，調查頻度常受到人力、物力及時間的限制，很難在同一調查區進行高頻度的調查。加上各種鳥類的調查方法在調

查對象及棲地上均各有其適用範圍及限制，單單利用一種調查方法來蒐集建立某一個地區的鳥類相名錄，通常會存在某種程度的偏差(呂光洋等，1996)。在同一調查區所採用的調查方法應儘可能一致，以利調查資料的分析。若希望比較不同調查區間的物種數量，則各調查區間最好能採用固定的調查方法來進行(謝寶森，1986)。以下為五種較適合一般群聚偵測(community detection)的鳥類資源調查方法之相關文獻整理。

(一) 調查方法

一般鳥類研究較常採用的調查方法計有穿越線法(line transect, strip)、定點計數法(point count)、群集計數法(counting flocks)、時間種類計數法(time species count)、地區搜尋法(area search)、群集巢位計數法(counting nests in colonies)、求偶場計數法(counting lek)、棲所計數法(counting roosts)、遷移計數法(counting migrants)、領域描圖法(territory mapping, spot mapping)、錄放反應法(response to playback)、單位努力量捕捉法(catch per unit effort)、標放法(mark-release-recapture)、排遺計數法(dropping counts)及個體聲音辨識法(vocal individuality)等15種(Ralph and Scott, 1981; Bibby *et al.* 1992; Ralph *et al.* 1993; Bookhout, 1996; Sutherland, 1996)。這些調查方法各有其適於應用的調查物種及棲地，例如，領域描圖法、定點計數法及穿越線法比較適合對均勻分布的鳥種來進行調查，而群集計數法、棲所計數法及群集巢位計數法則適於調查聚集棲息的鳥種。

由於台灣複雜的地形及棲地環境，一些需耗費較高人力、物力或僅適用在少數物種及小範圍面積的調查方法，並不適合應用在一般的鳥類資源調查上。謝寶森(1986)的研究認為穿越線法及定點計數法較為省時、省力，適合大面積和長時間的鳥類資源調查。另有尤少彬(1997)研究認為穿越線法、定點計數法及時間種類計數法是比較適合在台灣採用的鳥類資源調查方法。以下就穿越線法、定點計數法、群集計數法、時間種類計數法及地區搜尋法等五種鳥類調查方法作初步的探討。

1. 穿越線法

穿越線法是在調查區內選定一條以上固定方向的穿越線，以穩定的速度沿著穿越線前進，記錄沿途兩邊所發現的鳥種及數量，同時記錄或估計鳥類出現位置與穿越線的垂直距離(Burnham *et al.*, 1980)。一般而言，棲地開闊且面積大的區域比較適合採用穿越線法來進行鳥類資源調查。

2. 定點計數法

定點計數法是在調查區內選定數個固定的觀測點，再由調查人員以固定的時間來觀察記錄觀測點四周的鳥種與數量。定點計數法和穿越線法一樣是經常被採用的鳥類調查法，由於定點計數法能夠比較不同年間各定點的物種組成、數量及棲地等資料，因此，有許多國家採用定點計數法來進行長期繁殖鳥類的調查。

3. 群集計數法

許多鳥類會大量聚集在一個地區來進行休息、覓食或防禦等不同的活動，例如臺灣一些沿海濕地，在每年的冬天便會有大量的候鳥前來棲息、覓食。對於這些大量聚集覓食的鳥類，採用定點計數法或穿越線法這類調查方法是不太恰當的。這時候研究者可以採用群集計數法來進行調查。群集計數法是由觀察者選定一個觀察定點後，以單筒或雙筒望遠鏡來掃視計數某一固定區域中鳥種和數量。

4. 時間種類計數法

時間種類計數法主要是在一些鳥群歧異度較高的熱帶森林或草原中，用來調查鳥種相對密度的一個調查方法。因此，在調查的過程中，並不記錄各個鳥種的實際發現個體數，而僅在固定的時間內，就發現鳥種的先後順序予以記錄。它的基本假設是認為在一個鳥類群聚中，密度高的顯要鳥種(dominant species)在固定的觀察時間內比稀有鳥種(rare species)有較早被觀察到的機會(Pomeroy and Tenengecho 1986)。因此，本法通常會配合穿越線法或定點計數法，在調查的時段內記錄各種鳥類第一次發現的時間，再利用各鳥種發現的先後順序給予不同的族群密度指數。

5. 地區搜尋法

地區搜尋法是澳洲鳥類計數(Australian Bird Count)針對義工所設計的一種全國性鳥類調查法(Ambroses 1989, cited by Ralph et al. 1993)。這個調查法的最大優點是不具有太多技術性的規範，而比較容易被一些非專業的義工來採納使用。地區搜尋法是將調查區畫分成3個以上具有明顯界限的調查小區，這類調查小區在森林地帶可設計約3 ha大，在草原開闊地則可設計約10 ha或更大的區塊。再由調查者以固定的時間(一般為20 mins)在調查小區中進行完整的蒐尋調查。

綜上所述，因定點計數法需選定多個固定的觀測點，礙於時間及人力之限制；而群集計數法則容易僅只獲得單一鳥種之群聚資料；時間種類

計數法則需適用在物種歧異度較高之研究區，較不適合台灣地區使用；地區搜尋法其技術性之規範較為缺乏，故本研究選取的鳥類調查資料所使用的調查方法是為穿越線法，其適用於棲地較開闊且面積較大之研究並且較為節省時間與人力。

(二) 鳥類群聚度的測量方法

林利貞（1999）在研究中指出，鳥類的群聚特性可分為鳥類種數（species richness）、相對平均密度（density）、多樣性（diversity）、均勻度（evenness）與豐富度指數（richness index）五種，其中鳥類種數是豐富度最簡單的表示方式，而相對平均密度乃是生物數量的表示，歧異度及豐富度指數是監測鳥類群聚變動之較好的指標；均勻度雖然在研究常被用於表示多樣性的概念，但對於公園生物研究上則無顯著的影響因素（林利貞，1999）。

在Tramer(1969)及Krebs(1989)研究中指出，在鳥類群聚分析上，有以下指標：1.物種豐富度；2.物種多樣性；3.物種均勻度；4.物種優勢度等四項指標，其計算方式較為簡單且不受樣點大小影響，相關研究中也較廣泛使用，故本研究即選取以上之指標，並以物種組成方式，鳥類的種數及隻數為原始資料估算指標值，進一步分析鳥類之群聚現象。各指標項目說明如下：

1. 物種豐富度：指物種數與組成生物的介量關係，為該群聚中所有種數與隻數之比率；而在隻數不變之情況下，種數越多豐富度越高。
2. 物種多樣性：物種的多樣性對生態系統的安定性極為重要，多樣性愈高，表示食物鏈較長，生物容易發生共生（symbiosis）現象，負反饋作用也較顯著，因而增加生態社會的安定性。此外，物種的多樣性受生物體的大小所影響，一般而言，個體較大之生物，多樣性較低，體型較小之生物，多樣性較高。測量物種的多樣性有兩種常用的多樣性指數，即多樣性越高則表示各種鳥類在該群聚中之數量較為平均，而種類也較多。
3. 物種均勻度：物種均勻度指物種的種類及個數組成的數量趨近一致則均勻度高。
4. 物種優勢度：物種優勢度指有些物種在該群聚中所佔的數量比例極高，則代表其優勢度越高。

五、鳥類群聚之相關研究

MacArthur and Wilson(1963)及Diamond and Mayr(1976)在以島嶼生物地理學探討鳥類群聚的研究中，早期多半討論海洋性島嶼的面積效應及距離效應對鳥種數的影響，在物種遷入與滅絕的交替作用下，島嶼上的物種數會維持一個動態平衡，平衡的物種數端賴該島的特性(如島嶼面積與拓殖生物來源地的距離)和物種特性(如播遷能力)。因此，較大、較近的島嶼因為有較小的滅絕率和較高的遷入率而有較多的鳥種數，而較小、較遠的島嶼有較少的鳥種數。在陸域棲地破碎化與隔絕效應影響物種豐富度的應用上。

Bolger等(1991)比較未破碎化及破碎化的叢林棲地內鳥類物種數與面積的關係，證實了在破碎地內留鳥族群會快速的滅絕；而這個模式是由於鳥種間易受滅絕危害的程度不同，有較高豐度(abundant)的物種可以在破碎地內存活較久。

而Soule et al. (1992)在美國加州灌叢棲地破碎化對植物、鳥類與齧齒目動物的影響研究顯示，殘存棲地的消失會對鳥類與齧齒目動物產生快速且接連的滅絕；距離效應對物種多樣性的影響從微弱到沒有，而棲地面積的影響則強烈；隨著殘存棲地的隔絕、邊緣效應和棲地消失的累積會與物種多樣性消失有相互的關連。

Harris(1984)在森林島嶼的研究也有相同的結果，而且，因為棲地異質性的消失、邊緣效應等因素使森林島嶼的物種有更高的滅絕危機。

Kilgo(1997)在破碎化林地周圍的棲地類型對鳥類群聚的影響方面，比較由農地所環繞之闊葉林及由針葉林所環繞的闊葉林內的鳥類群聚，得到一個結論：由於農地所環繞之闊葉林的邊緣環境變化比較劇烈，因此所有的邊緣鳥種傾向出現於此處。也因為邊緣鳥種數量比傾向出現於針葉林所環繞之闊葉林的森林內部鳥種多，所以農地所環繞之闊葉林比針葉林所環繞之闊葉林有更高的總鳥種豐富度。

Turchi 等(1995)的研究顯示，在破碎化的山楊(*Populus tremuloides*)林地內的鳥類種豐富度受到底層植被覆蓋度顯著的影響，隔絕程度的影響則不明顯。草原鳥類群聚同樣也強烈地受到零碎棲地的面積影響，繁殖鳥類在種豐富度的模式也隨著破碎草地的面積而增加(Herkert,1994)。

Simberloff 和 Abele(1982)以島嶼生態學的觀點來討論保護區的設計。而With與King(2001)則藉由分析地景中來源(source)和沈降地(sink)的概念來估計鳥類族群在空間中的分佈。

Quinn 與Harrison (1988) 回顧一百多篇關於島嶼生物地理學中的物種-面積關係的文獻，證明多個小島群島的物種豐富度總和會比單一較大的島嶼多的觀點；並以此觀點看待被分割的棲地，這些小「島」被細分的程度在物種豐富度扮演關鍵的性的角色。更大尺度的地景因子對山頭島嶼的動物群聚研究均集中在美國西南方的Great Basin 地區(Brown,1971；Johnson,1975) 及南加州與BajaCalifornia 地區 (Kratte,1992)。

Brown (1971) 及Brown (1978) 研究顯示，在不同分類群動物間的島嶼效應有差異，，南加州、Baja California、南洛磯山脈、大盆地地區的山島山區哺乳動物的物種/面積關係的斜率大於鳥類的斜率，此現象可歸因於哺乳動物較鳥類缺乏漫遊性 (vagility)。

Johnson (1975) 指出，山頭島嶼的棲地相對多樣性可以解釋總鳥種數變因的91%，而棲地多樣性依次由下列幾個因子複雜控制：森林面積，障礙寬度，與最高峰的海拔及緯度，而成為顯著的。其中，次要的距離效應顯示只對固定留鳥 (permanent resident birds) 影響，這一類鳥種的多樣性隨著山頭島嶼與大陸種源庫 (source stocks) 的距離增加而減少。由於物種豐富度與拓殖距離間成微弱的負相關，歸納出棲地適合度會隨著山頭島嶼與來源地區的距離增加而減少。

植群可以依海拔高度分成數個高度帶，丁宗蘇等 (1993) 發現鳥類群聚也可以依植群形相的高度帶來分類，而認為鳥類群聚與植群形相有很大的關連。若縮小尺度觀察毗鄰的森林，植物種組成也會影響鳥類群聚的歧異度，但鳥類群聚組成的差異並不大 (李欽國, 1995；陳昭明, 1996)。Sun (1991) 在針對各演替段的人造檜木林內鳥類的棲地利用之研究中，發現鳥類在繁殖季與非繁殖季對於底層植被 (2m以下)，以及樹冠層的資源利用有變化；結果也說明年齡越大的檜木林，有越多的鳥種豐富度，且老熟林有最多的稀有鳥種，同時許多鳥種的豐度也達到最高峰。

而MacArthur 與MacArthur (1961) 以葉高度歧異度來代表森林的垂直結構，結果顯示葉高度歧異度與鳥類多樣性呈正相關；孫元勳、裴家騏 (2001) 在比較不同野火強度對松林鳥類群聚的影響研究中，則指出不同類型的火災後，松林的垂直結構變化，會使鳥類群聚的組成有差異。

無論是鳥類，還是蝙蝠的飛行能力，大多取決於描述翼形的兩個因子：展弦比 (aspect ratio) 及翼載重 (wing load)。其中，展弦比的數學公式是：翼展及平均翼寬的比值，或是翼展平方除以翼面積。展弦比高代

表長而尖的翅膀，展弦比越高產生的升力越大，也越有效率，可增進遷徙飛行的耐力；展弦比低代表短而圓的翅膀，機動性較高（Norberg,1990；Gill,1994）。Pérez-Tris 與Tellería（2001）藉由研究在西班牙南部，黑頂林鶯（*Sylvia atricapilla*）兩個分別為遷徙與定居的族群的翼長與翼尖銳度。結果顯示，黑頂林鶯遷徙的族群比起留鳥的族群有更長更尖的翅膀；遷徙的族群中亞成鳥比成鳥的翅膀更短，但是在定居的族群則沒有差異。

綜上所述，本研究即運用野鳥學會對於鳥類數量、種類與分佈的調查資料及其建立之鳥類資料庫，選取研究所需年度之鳥類物種組成資料，種數及隻數之原始數據，以進行鳥類群聚指標之計算。

第三章 研究設計

第一節 研究架構

一、研究架構

本研究架構經由研究動機、目的及相關理論及文獻回顧，彙整出公園綠地連接度及鳥類群聚度指標項目，並運用景觀生態學理論的連接度觀點分析都市綠地的連接情形，探討綠地連接度與鳥類群聚度之間的相關性；本研究架構基本上可分為四個階段，茲將本研究各階段內容說明如下：

- (一) 依據實證基地現況，針對基地內公園綠地個數、開闢年度、綠地面積大小、周長、綠廊寬度及綠地之間的距離等各項公園綠地連接度指標值估算所需之基本數據資料進行踏勘調查與基地內鳥類調查資料的蒐集，包括鳥類種數及隻數的資料。
- (二) 依研究內容利用SPSS 10.0統計軟體進行上述資料之描述性統計分析，以瞭解實證基地內之各綠地空間分佈情況與鳥類物種的群聚現象。
- (三) 運用推論性統計分析並以Q-Score分析縮減綠地變項，再以綠地部分為獨立變項，以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析檢定都市綠地連接度與鳥類群聚度兩者之間的相關性，以瞭解實證基地內公園綠地的連接情形與與鳥類群聚現象之間關係。
- (四) 透過實證基地的研究設計操作來進行驗證本研究假設，藉此得知生態物種的群聚活動是否受到公園綠地連接程度之影響，並提出問題檢討，亦針對都市公園綠地之連接情形提出相關建議，以做為未來都市公園綠地規劃設計之參考。研擬本研究架構如下圖3-1所示：

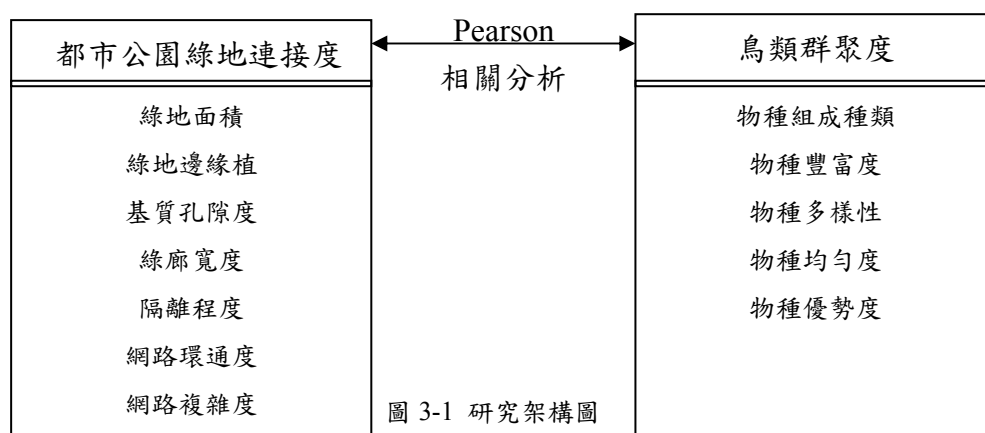


圖 3-1 研究架構圖

二、 研究限制

本研究以都市公園綠地之連接度為研究主題，選擇都市中具有明顯較易觀察的遷徙行為及群聚現象之鳥類作為指標物種，探討其群聚現象是否受到都市公園綠地連接度之影響；受限於研究時間、人力及財力等因素之考量下，為配合台北市野鳥學會建立之鳥類觀察紀錄資料，僅選取實證基地內九個調查年度之鳥況調查資料用以配合該年度公園綠地連接度指標項目之數值運算及相關性探討；另外，依據Rudd等學者(2002)之研究，在假設研究區內母體結點對衛星結點的影響為穩定的情況之下，僅以一處大型的綠地空間作為母體結點，則可就單點獲得之鳥類資料作為全區之資料使用。

依據以上所述之研究限制，關於都市公園綠地的發展及建構過程、植栽的種類及組成方式、人類活動的干擾、鳥類的覓食特性、生活習性及其其他的相關因子，則不列入本次研究討論之範圍。

三、 研究假設

本研究假設之目的是為驗證綠地連接度與鳥類群聚度間之關係，研究變項有兩項，包括都市公園綠地連接度及鳥類群聚度，根據此兩項變項擬定出下列研究假設：

研究假設一：公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚有相關。

研究假設二：公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚有相關。

研究假設三：公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚有相關。

研究假設四：公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚有相關。

研究假設五：公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚有相關。

研究假設六：公園綠地連接度的網絡環通度與鳥類群聚有相關。

研究假設七：公園綠地連接度的網絡複雜度與鳥類群聚有相關。

研究假設八：公園綠地連接度的網絡連通度與鳥類群聚有相關。

第二節 指標量化方法

一、公園綠地連接度

(一) 綠地面積

綠地面積的調查方式以2001年台北市政府公園路燈管理處出版的公園綠地平面配置圖的面積為參考依據，並配合台北市政府網站上公佈的公園綠地資訊修正，以其求得較為精確的面積數值；台北市政府公園路燈管理處所出版的公園綠地平面配置圖是經由工作人員現地勘測與丈量後，以人工方式進行圖面繪製與套疊；本研究擬以AutoCAD軟體進行圖面繪製後，依其開闢年度，分別標示各研究分區都市公園綠地及行道樹之塊區大小、位置及距離，以點及線之個數配合各項指標測量方法來進行結點及廊道的連接度分析。

(二) 綠地邊緣值

根據文獻及相關研究中得知，綠地邊緣值大多採用綠地周長與其面積之比值(D)來衡量其綠地形狀之有效邊緣值，其計算公式如下：

$$D=L/2 \cdot \sqrt{\pi A}$$

其中，D為邊緣值；L為區塊周長；A為區塊面積。當D=1時，區塊為圓形，具有最小的周長與面積比值，區塊呈規則形狀。D值增大，則區塊趨向呈長條狀或不規則形狀，也代表該區塊周邊越發達。

(三) 基質孔隙度

本研究將實證基地內的公園綠地視為基質內的嵌塊體，利用台北市政府公園路燈管理處出版的公園綠地平面配置圖為基礎，計算大安區內半徑1公里內都市公園的總面積、公園綠地個數之比例值。其公式如下：

$$POR=SA/RA$$

其中SA：半徑1公里內都市公園的個數；RA：半徑1公里內都市公園的總面積。

(四) 綠廊寬度

根據Moilanen 與Nieminen (2002) 及林晏州等(2003)的研究對於綠廊寬度之分析乃，將各嵌塊體中心至中心的距離作為連接線之標示位置，並依連接線之認定原則計算各綠廊之寬度。連接線之認定原則如下所列：

- 1.各綠地間彼此相互銜接形成帶狀者。
2. 以行道樹作為串聯各綠地之植被廊道者。
- 3.若行道樹有分段者，則以其總體累計距離大於兩綠地間最近邊緣距離之1/2者，視為具有連接作用之綠廊。
4. 若無行道樹連接，但各綠地間之最近邊緣距離小於其中心距離之1/2者，視為連接之踏腳石系統。

本研究則根據此方式量化，透過台北市公園路燈管理處出版之台北市綠地平面配置圖來進行綠廊寬度圖面測繪的計量。依據現地調查與圖面寬度量測的結果，將實證基地內之綠廊依照寬度之不同予以區分為三級：第一級綠廊寬度>7m；第二級7m<綠廊寬度<12m；第三級綠廊寬度>12m。

(五) 隔離程度

本研究公園綠地隔離程度採肖篤寧（1993）的棲地嵌塊體隔離公式作為指標，以棲地幾何中心位置兩兩相距最短距離為相鄰之距離值。量化的方式乃利用台北市政府公園路燈管理處出版的公園綠地平面配置圖為基礎，計算綠地的幾何中心地理座標，將大安森林公園視為母體結點i，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點j，並測量母體與衛星結點之間的距離，統計大安區內相鄰棲地嵌塊體分佈之數目，代入公式計算而得隔離程度。其公式如下：

$$r_i = 1/n \cdot \sum d_{ij}$$

其中 r_i 為隔離度指數， d_{ij} 為相鄰棲地嵌塊體間的距離， n 為相鄰棲地嵌塊體的數目。

(六) 網絡環通度

又稱為 α 指數，表示網絡中現有結點環路存在的程度(徐嵐，2003)。其公式如下：

$$\alpha \text{指數} = \frac{\text{實際環路數}}{\text{最大可能環路數}} = \frac{L-(V-1)}{3(V-2)-(V-1)} = \frac{L-(V+1)}{2V}$$

其中， V 為網絡中現有結點的數目， L 代表結點中心與鄰近結點中心位置之連接線總計之數量。本研究將實證基地內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，測量計算母體與衛星

結點之間的連接線之數量，利用結點與連接線之數量，進行本公式運算。

(七) 網絡複雜度

又稱為 β 指數，表示網路中連接線數與結點個數之比率。其公式如下：

$$\beta \text{指數} = \frac{\text{連接線數}}{\text{結點個數}} = \frac{L}{V}$$

其中， V 為網路中現有結點的數目， L 代表結點中心與鄰近結點中心位置之連接線總計之數量。本研究將實證基地內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，測量計算母體與衛星結點之間的連接線之數量，利用結點與連接線之數量，進行本公式運算。

(八) 網絡連通度

又稱為 γ 指數，為網路現存的連接線數與其最大可能連接線數(L_{\max})之比率。其公式如下：

$$\gamma \text{指數} = \frac{\text{連接線數}}{\text{最大可能連接線}} = \frac{L}{L_{\max}} = \frac{L}{3(V-2)}$$

其中， V 為網路中現有結點的數目， L 代表結點中心與鄰近結點中心位置之連接線總計之數量。本研究將實證基地內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，測量計算母體與衛星結點之間的連接線之數量，利用結點與連接線之數量，進行本公式運算。

二、鳥類群聚度

(一) 組成種類

本研究在選取的調查年度於不同時期所蒐集調查於基地內鳥類種數與鳥類隻數之數目予以計量，以進行鳥類群聚現象指標項目之運算分析；而鳥類種數(S)：指當年度觀察到該鳥類群聚中所有鳥類的種類數目之總數；鳥類隻數(N)：指當年度觀察到該鳥類群聚中所有鳥類的個體數目之總數。

(二) 物種豐富度

物種豐富度，是指生態物種種數與生物的介量關係(林晏州等，2003)，為該群聚中所有種數與隻數之比率；豐富度的計算方法有兩種，其公式如下：

$$R=S-1/\log N$$

$$R=S/\sqrt{N}$$

式中R為物種豐富度，S為樣區或面積內的物種數目，N為物種個體數目。通常當個體數量非常大時，豐富度的計算採用前者，故本研究採用前者。本研究運用台北市野鳥學會對大安森林公園內整體鳥類的調查資料，將實證基地內的大安森林公園視為母體結點，其餘的公園綠地視為衛星結點，利用鳥類種數與鳥類隻數之計量，進行本公式之運算。

(三) 物種多樣性

物種多樣性的計算方法公式如下：

$$D_i = \sum_{i=1}^S P_i \times \log(P_i)$$

式中 D_i 為物種多樣性， P_i 為第 i 種鳥在該群聚中所佔的數量百分比， S 為樣區或面積內的物種數目。本研究運用台北市野鳥學會對大安森林公園內整體鳥類的調查資料，將實證基地內的大安森林公園視為母體結點，其餘的公園綠地視為衛星結點，利用鳥類種數與鳥類隻數之計量，進行本公式之運算。

(四) 物種均勻度

物種均勻度，指物種的種類及個數組成的數量趨近一致則均勻度越高。一般物種均勻度的計算方法其公式如下：

$$E = \frac{D_i}{\log(S)}$$

式中E為物種均勻度， D_i 為物種多樣性數值，S為某樣區或面積內的物種數目。本研究運用台北市野鳥學會對大安森林公園內整體鳥類的調查資料，將實證基地內的大安森林公園視為母體結點，其餘的公園綠地視為衛星結點，利用鳥類種數與鳥類隻數之計量，進行本公式之運算。

(五) 物種優勢度

物種優勢度，指某些物種在該群聚中所佔的數量比例極高，則代表優勢度越高。一般物種優勢度的計算方法其公式如下：

$$Do = \log(S) - Di$$

式中Do為物種優勢度，Di為物種多樣性數值，S為某樣區或面積內的物種數目。本研究運用台北市野鳥學會對大安森林公園內整體鳥類的調查資料，將實證基地內的大安森林公園視為母體結點，其餘的公園綠地視為衛星結點，利用鳥類種數與鳥類隻數之計量，進行本公式之運算。

第三節 實證基地

本節主要係針對實證基地之選取、調查方法與內容及基地環境之基本資料作一說明。

一、基地選址

本研究實證基地之選取主要是以位於都市地區之公園綠地為主，並基於其環境綠化情形與區位之可及性、時間與資料蒐集上的便利性、並配合野鳥學會鳥類調查資料，另外，依據Rudd等學者(2002)之研究，僅以一處大型的綠地空間作為母體結點，周圍其他綠地視為衛星結點，則可就母體結點之單點獲得的鳥類資料作為全區之資料使用。故以台北市大安區內的公園綠地作為實證研究基地，並選取大安森林公園作為母體結點，大安區內其他公園綠地作為衛星結點。

二、調查踏勘方法與內容

(一) 公園綠地

為確實客觀地瞭解基地環境之狀況，故本研究在調查上乃透過相關文獻資料之分析，並配合航照圖、都市計劃圖及台北市公園路燈管理處出版之台北市公園綠地配置圖等基本圖面，針對基地內及周邊公園綠地之個數、開闢年度、綠地面積大小、周長、綠廊寬度及綠地之間的距離等進行現踏勘。

(二) 鳥類調查

1. 資料來源

本研究之鳥類觀察紀錄資料引自台北市野鳥學會以dbase建檔之鳥類

資料庫。

2. 調查方法

野鳥學會運用之調查方法是在各調查地點以既存之路徑，以穿越線法於各調查地點選取數條穿越線進行調查；調查人員為台北市野鳥學會或各地鳥社成員，其對鳥類外觀及叫聲具有一定的辨識能力，每次調查人數不等；調查日選擇不影響鳥類觀察的天氣情況下，在該日早晨7時至11時，利用單筒或雙筒望遠鏡作為觀察工具，使用統一之調查表格紀錄在前方所能聽到、看到的鳥種及隻數，每筆觀察紀錄資料皆註明調查地點、調查時間（年、月、日）、鳥名及數量、觀察者…等；調查時的行進速度維持一定，而所有穿越線的順序是隨機的，以能完整涵蓋整個樣區者為主。

3. 資料蒐集

鳥類資料庫中的台北市公園地區鳥類調查資料一部份為個人及團體觀察之紀錄，另一部份為學術團體的調查及普查；由於調查地點的全年觀察紀錄中並非每個月份皆有調查資料，因此觀察紀錄筆數不固定，研究樣本數也受到限制。若按季節區分，可將全年資料分為春季（2-4月）、夏季（5-7月）、秋季（8-10月）及冬季（11-1月）等四種資料；因其冬季調查紀錄較為完整，故本研究採用冬季之調查紀錄。

各調查地點所選取之調查日期皆為該年度1月、11月及12月之資料，其包含個人觀察、鳥會調查及普查的資料類型，因此調查之頻率不一，為求調查頻率之一致性，由各調查月份中抽取2筆鳥種數量較高的調查紀錄，主要原因是考量隱密性較高且不易被紀錄的鳥種，並彌補不同調查者對同一地點不同熟悉度的差異，同時表現各棲地對鳥類的涵養量（方偉宏，2002）。

依據資料所得，此筆紀錄是為該年度之冬季鳥類累計資料，而本研究即以此累計值作為基礎，進行後續鳥類群聚度之計算。

而大安森林公園闢建前的鳥類資料獲得則是以鄰近的樣區中所調查到其穿越目前大安森林公園之範圍所記錄到的鳥類資料，因考量欲使研究結果可比較出公園闢建前及闢建後的鳥類群聚現象之差異性，故以此法認定之。

三、環境概述

大安森林公園位於台北市的中心地帶，座落於商業發展繁榮的大安區(圖 3-2)，大安區為台北市人口數最多的行政區，大安森林公園的鳥類

種數僅次於關渡水鳥公園，位居全市次多，鳥類調查資料完整，再加上大安森林公園的綠地面積規模及綠化情形在台北市皆屬於較高的程度，因此，以大安森林公園此大型的綠地空間作為母體結點，大安區內的其他公園綠地作為衛星結點，進行實證研究。以下就實證基地之概況作一說明：



圖3-2 大安森林公園範圍圖

(一) 地理位置

大安森林公園位於大安區，地處台北市中心，東臨建國南路二段，西臨新生路二段，南側為和平東路二段，北側為信義路三段(圖3-3)，皆為台北市重要道路所環繞，四周大部分為住宅區及文教區，經統計，本區大廈高達668棟，為台北市之冠，並擁有正義、大安、成功等著名國宅；轄區內擁有台灣大學、師範大學、台灣科技大學、國立台北師範學院、台北技術學院、淡江大學、文化大學城區部、輔仁大學城區部、政大公企中心等大專院校，享有高等教育資源可謂全台之冠，連同區內四十餘所高中、高職及國中、國小，為具有豐富校園綠地之行政區。

大安森林公園園區共計 25.9293 公頃，民國 74 年為順應都市發展，台北市公園處積極加速闢建進度，並歷經各界努力，於民國 83 年

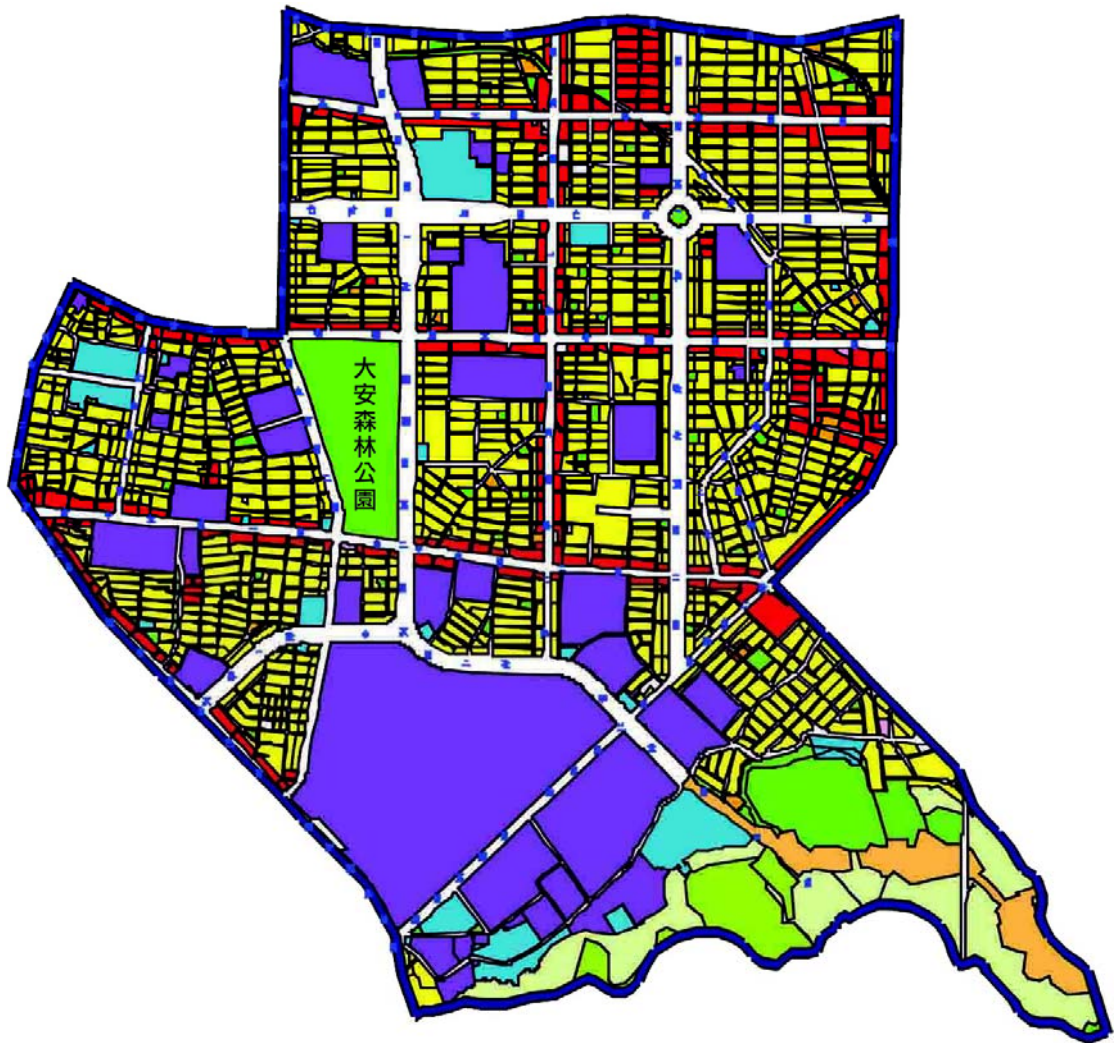


圖 3-3 大安區都市計劃圖

資料來源：台北市都市發展局

3月29日開放，目前為大台北都會區最大的都市森林公園(圖3-4)，因此有「北都之肺」之稱。當初在規劃大安森林公園的過程中，即以森林公園為目標，期望大安公園成為台灣地區第一座完全以樹木為主體的森林公園(黃大洲，2001)。

依據台北市政府工務局公園處描述，大安森林公園在台北市扮演的角色為：提供都市野生動植物自然棲息之地，教育市民關懷自然、欣賞大自然之美，塑造鬧區中一塊鳥語花香的淨土，及市民就近享受休憩森林浴的場所。由此可知，大安森林公園是為提昇都市生態品質、創造自然綠色環境的目的而設，也為台北市提供一處具有生物多樣化環境的公園綠地。

(二) 空間特性

大安森林公園佔地面積為259,293m²，約合25.9公頃，屬大型的都市公園。其形狀由四周道路圍合而成，呈整齊的長方梯形。依據該區平面比例圖測量，各邊邊長分別約為：440m、815m、225m 及820m，合計公園



圖 3-4 大安區公園綠地分布圖

資料來源：台北市公園路燈管理處

大安森林公園中心周圍一公里內的綠地包括有公園及學校共46處，其與大安森林公園的距離，以最近距離計算之。其空間組成資料整理如表3-1及3-2所示。

表3-1 大安區內綠地空間相關資料

1.大安森林公園面積	259,293 m ² ，約 25.9 公頃
2.大安森林公園周長	2,300m
3.連接度相關資料	
綠廊	連接之嵌塊體
信義路	中正紀念堂、師大附中
新生南路	金華女中、三軍托兒所、龍安國小、台灣大學
和平東路	瑞安公園、龍生公園、師範大學三處校區、北師附小、國立台北師院
建國南路	仁愛路安全島綠地、台灣大學
溫州街	辛亥一號公園

資料來源：整理自王小璘、涂芳美，2001

表3-2 大安區都市公園綠地面積及開闢年度

大安區(共 52 個)					
公園名稱	面積(m ²)	開闢年度	公園名稱	面積(m ²)	開闢年度
仁愛公園	1390	68	安東公園	1630	62
德安公園	1617	78	四維公園	3097	69
東豐公園	1421	77	瑞安公園	742	69
和安公園	1541	69	龍生公園	1281	76
仁慈公園	1090	71	平安公園	1614	76
安祥公園	1598	76	居安公園	2089	74
附中公園	2369	87	通化公園	1180	76
民榮公園	2896	73	臨江公園	1358	69
民輝公園	1397	77	法治公園	1763	85
寧馨公園	1414	77	全安公園	1575	76
大安公園	2913	72	群賢公園	869	75
誠安公園	1816	75	鳳雛公園	1334	77
榴公公園	1416	93	虎嘯公園	2019	76
辛亥一號公園	769	69	和平公園	1760	68
古風公園	233	81	敦親公園	1593	72
師大公園	4802	86	龍門公園	1395	74

古莊公園	2466	71	大學公園	1098	69
金華公園	4390	87	溫州公園	1287	61
錦安公園	1246	72	溫州綠地公園	266	93
永康公園	1800	60	嘉興公園	6330	64
金華巷公園	1296	83	臥龍公園	3133	74
金山公園	1161	76	青峰公園	2105	74
龍圖公園	1234	71	黎孝公園	1014	66
新龍公園	2255	75	敦安公園	2820	70
龍陣一號公園	1451	71	延吉公園	1263	71
龍陣二號公園	2056	74	光信公園	1211	72

(三) 鳥況概述

依據台北市野鳥學會對大安森林公園內鳥類的調查，得知園內出現最多的鳥類種數達28種，最高數量達721隻（表3-3），由此可推算大安森林公園平均每月出現鳥種數約為23種，鳥類在該地的群聚現象代表此地具有豐富的食源或棲息地等條件。

表3-3 大安森林公園平均出現鳥種數及鳥隻數統計

月份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
鳥類種數	21	21	23	23	22	23	14	20	26	28	25	23
鳥類隻數	215	258	285	550	254	433	219	708	721	600	424	250

資料來源：台北市野鳥學會，2000

根據黃緯(2001)在大安森林鳥類調查成果報告指出，以2001年鳥類調查紀錄可發現鳥種最多的月份是一月、五月、十一月，鳥類隻數以九月最多；這與季節更替、食源多寡、繁殖成長有必然之關係。就白頭翁來說，八月、十月就各有一百隻以上的紀錄，亞成鳥佔半數以上；麻雀原本是公園常見鳥類，入冬之後，數量銳減；水黃皮、白千層、大葉胺、木棉開花，

為綠繡眼的覓食來源；紅嘴黑鵯則在八月有餵食幼鳥的紀錄。紅鳩一、二月份有大量佔據人工島上大葉胺的情形；珠頸斑鳩成對或成群出現的情形不少，常見於喬木樹冠下的地被覓食。金背鳩一月份紀錄一隻，僅途經此區，和附近的台大農場有區位關係；斑文鳥亦偶飛經此區，或在外緣地被上覓食；大卷尾常於黑板樹築巢。

人工水池是公園內鳥類群聚的主要場所，此處常見為小白鷺；白腹秧雞四月才有紀錄出現。菲律賓椋鳥曾出現大葉胺樹洞；紅尾伯勞至八月底始有紀錄，到十二月，數量減少。灰鵲鴿九月過後會有少數在水池邊覓食；白、黃鵲鴿多半從空中飛過。赤腹鶉、斑點鶉在一、二、三月才出現的紀錄，較台大校園、農場的觀察紀錄出現時間略晚。

第四節 資料分析方法

一、描述性統計分析 (Descriptive Statistics)

本研究所採用之描述性統計包括全距(Range)及四分位差(Q-Score)，利用離散量之概念，加以簡化資料之複雜性，且利用此描述性統計說明本研究公園綠地連接度指標項目等資料，作為相關推論統計的基礎。以下根據邱皓政(2002)之研究針對離散量之概念說明如下：

(一)離散量與Q-Score四分位差分析

1. 統計分配的兩個基本特性

- (1) 集中量數(Measures of central tendency)：用來描述測量觀察值的集中性，也就是為一組數據建立一個能夠描述其共同落點的統計指標。
- (2) 離散量數(Measures of variability)：用來描述測量觀察值的分散性，也就是為一組數據建立一個能夠描述數據差異或分散情形的統計指標(邱皓政，2002)。

本研究因選取九個年度之公園綠地資料，故以離散量來描述測量觀察值的分散性，以瞭解數據值之差異及分散情形。

(二) 常用的離散量數

1. 全距 (range; R)：一群資料中，最高與最低觀察值的距離，即資料中之最大數減去最小數。
2. 四分位差 (quartile range; Q)：一群資料中，中間 50%觀察值之全距的 1/2，用來計算數據資料分布的離散度。
3. 平均差 (mean deviation; MD)：平均化的離均差和；測定一組數據的數值與算術平均離散程度。平均差愈大表示離散程度愈高。

4. 標準差 (standard deviation; SD):平均化的離均差平方和開方；則是一個衡量分散狀態的量數。
5. 變異數 (variance; Var):平均化的離均差平方和。

表 3-4 離散量數的關係

測量層次	離散量數適用性			
	全距	四分差	平均差	標準差與變異數
名義測量	√			
順序測量	√	√		
等距測量	√	√	√	√

(資料來源：邱皓政，2002)

(三) Q-Score 四分位差分析

即將資料依數值大小排列後，找出第一個四分位數及第三個四分位數之數值後（第一個四分位數之數值，表示資料中有 25%之件數之數值低於此數值，而第三個四分位數，是有 75%之件數低於此數值），計算出兩個四分位之差距(圖 3-6)。

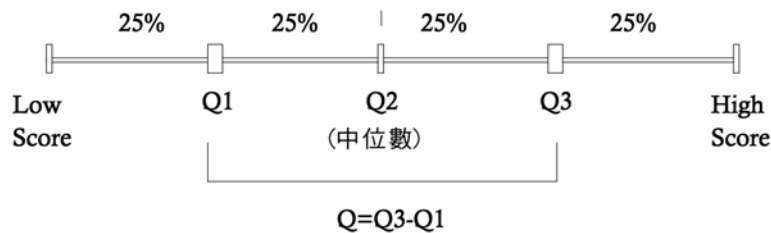


圖3-6 四分位差關係圖

(邱皓政，2002)

即 $Q = Q3 - Q1$ 。故四分位差就是兩個四分位差間的距離。

綜上所述，離散量為用以研究數據資料的結構和相互間的關係為主要目標，其研究對象一般是有限個或可數無限個變項，主要在統計分析中用來描述測量觀察值數據之分散性，可檢視一組數據之差異或分散情形；由上可知，全距就是表示資料分配中最大數與最小數間的距離，最大值或

最小值有可能為極端之數值，且此類情形較少，因此，以四分位差(Q)來表示差異量與離散情形。本研究即運用統計方法的離散量概念，另為了避免數據有極端值出現，故以Q-Score分析公園綠地連接度指標項目之數據資料，以瞭解綠地資料數據值之差異及分散情形。

二、推論性統計 (Inferential Statistics)

為驗證多項研究假設，本研究採用之推論性統計為皮爾森相關分析，茲說明如下：

(一)皮爾森相關分析 (Pearson Product-moment Correlation)

本研究在分析「公園綠地連接度」與「鳥類群聚度」兩個變項間的相關性時，應用皮爾森相關法進行相關強弱的分析。皮爾遜相關係數(r)要求兩個變項成直線式的關係，當兩變項為正相關或負相關時，則圖上各點將可成一條直線，兩變項的相關程度愈高(楊國樞等，1989)。

第五節 研究假設檢定

本節針對研究架構，以及前述的統計方法為基礎來詳盡說明本研究的統計假設、統計檢定及資料分析的檢定方法。

一、研究假設檢定

(一) 研究假設一：公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚度有相關。

本研究假設的目的為驗證公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚度間之關係。本研究以Q-Score分析縮減綠地面積變項，再以綠地面積為獨立變項，而以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析。研究假設所衍生之各項假設如表3-5。

1. 虛無假設 H_0 ：公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚度沒有相關。
2. 研究假設 H_1 ：公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚度有相關。

表3-5 公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚度之假設檢定方法表

項次	變項名稱	變項等級	假設敘述	檢定方法
1-1	綠地面積	等距尺度	H_0 公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚度沒有相關性。	Pearson Product-moment

鳥類群聚度	類別尺度	H_1	公園綠地連接度的綠地面積與鳥類群聚度有相關性。	Correlation
-------	------	-------	-------------------------	-------------

(二) 研究假設二：公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚度有相關。

本研究假設的目的為驗證公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚度間之關係。本研究以Q-Score分析縮減綠地邊緣值變項，再以綠地邊緣值為獨立變項，而以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析。研究假設所衍生之各項假設如表3-6。

1. 虛無假設 H_0 ：公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚度沒有相關。
2. 研究假設 H_1 ：公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚度有相關。

表3-6 公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚度之假設檢定方法表

項次	變項名稱	變項等級	假設敘述	檢定方法
2-1	綠地邊緣值	等距尺度	H_0 公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚度沒有相關性。	Pearson
				Product-moment
	鳥類群聚度	類別尺度	H_1 公園綠地連接度的綠地邊緣值與鳥類群聚度有相關性。	Correlation

(三) 研究假設三：公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚度有相關。

本研究假設的目的為驗證公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚度間之關係。本研究以Q-Score分析縮減基質孔隙度變項，再以基質孔隙度為獨立變項，而以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析。研究假設所衍生之各項假設如表3-7。

1. 虛無假設 H_0 ：公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚度沒有相關。
2. 研究假設 H_1 ：公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚度有相關。

表3-7 公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚度之假設檢定方法表

項次	變項名稱	變項等級	假設敘述	檢定方法
3-1	基質孔隙度	等距尺度	H_0 公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚度沒有相關性。	Pearson
				Product-moment
	鳥類群聚度	類別尺度	H_1 公園綠地連接度的基質孔隙度與鳥類群聚度有相關性。	Correlation

(四) 研究假設四：公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚度有相關。

本研究假設的目的為驗證公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚度間之關係。本研究以綠廊寬度為獨立變項，而以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析。研究假設所衍生之各項假設如表3-8。

1. 虛無假設 H_0 ：公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚度沒有相關。
2. 研究假設 H_1 ：公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚度有相關。

表3-8 公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚度之假設檢定方法表

項次	變項名稱	變項等級	假設敘述	檢定方法
4-1	綠廊寬度	等距尺度	H_0 公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚度沒有相關性。	Pearson
	鳥類群聚度	類別尺度	H_1 公園綠地連接度的綠廊寬度與鳥類群聚度有相關性。	Product-moment Correlation

(五) 研究假設五：公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚度有相關。

本研究假設的目的為驗證公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚度間之關係。本研究以Q-Score分析縮減隔離程度變項，再以隔離程度為獨立變項，而以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析。研究假設所衍生之各項假設如表3-9。

1. 虛無假設 H_0 ：公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚度沒有相關。
2. 研究假設 H_1 ：公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚度有相關。

表3-9 公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚度之假設檢定方法表

項次	變項名稱	變項等級	假設敘述	檢定方法
5-1	隔離程度	等距尺度	H_0 公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚度沒有相關性。	Pearson
	鳥類群聚度	類別尺度	H_1 公園綠地連接度的隔離程度與鳥類群聚度有相關性。	Product-moment Correlation

(六) 研究假設六：公園綠地連接度的網絡環通度與鳥類群聚度有相關。

本研究假設的目的為驗證公園綠地連接度的網絡環通度與鳥類群

聚度間之關係。本研究以網絡環通度為獨立變項，而以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析。研究假設所衍生之各項假設如表3-10。

1. 虛無假設 H_0 ：公園綠地連接度的網絡環通度與鳥類群聚度沒有相關。
2. 研究假設 H_1 ：公園綠地連接度的網絡環通度與鳥類群聚度有相關。

表3-10 公園綠地連接度的網絡環通度與鳥類群聚度之假設檢定方法表

項次	變項名稱	變項等級	假設敘述	檢定方法
6-1	網絡環通度	等距尺度	H_0 公園綠地連接度的網絡環通度與鳥類群聚度沒有相關性。	Pearson
	鳥類群聚度	類別尺度	H_1 公園綠地連接度的網絡環通度與鳥類群聚度有相關性。	Product-moment Correlation

(七) 研究假設七：公園綠地連接度的網絡複雜度與鳥類群聚度有相關。

本研究假設的目的為驗證公園綠地連接度的網絡複雜度與鳥類群聚度間之關係。本研究以網絡複雜度為獨立變項，而以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析。研究假設所衍生之各項假設如表3-11。

1. 虛無假設 H_0 ：公園綠地連接度的網絡複雜度與鳥類群聚度沒有相關。
2. 研究假設 H_1 ：公園綠地連接度的基網絡複雜度與鳥類群聚度有相關。

表3-11 公園綠地連接度的網絡複雜度與鳥類群聚度之假設檢定方法表

項次	變項名稱	變項等級	假設敘述	檢定方法
7-1	網絡複雜度	等距尺度	H_0 公園綠地連接度的網絡複雜度與鳥類群聚度沒有相關性。	Pearson
	鳥類群聚度	類別尺度	H_1 公園綠地連接度的網絡複雜度與鳥類群聚度有相關性。	Product-moment Correlation

(八) 研究假設八：公園綠地連接度的網絡連通度與鳥類群聚度有相關。

本研究假設的目的為驗證公園綠地連接度的網絡連通度與鳥類群聚度間之關係。本研究以網絡連通度為獨立變項，而以鳥類群聚度為依變項，進行皮爾森相關分析。研究假設所衍生之各項假設如表3-12。

1. 虛無假設 H_0 ：公園綠地連接度的網絡連通度與鳥類群聚度沒有相關。

2. 研究假設 H_1 ：公園綠地連接度的網絡連通度與鳥類群聚度有相關。

表3-12 公園綠地連接度的網絡連通度與鳥類群聚度之假設檢定方法表

項次	變項名稱	變項等級	假設敘述	檢定方法
8-1	網絡連通度	等距尺度	H_0 公園綠地連接度的網絡連通度與鳥類群聚度沒有相關性。	Pearson
	鳥類群聚度	類別尺度	H_1 公園綠地連接度的網絡連通度與鳥類群聚度有相關性。	Product-moment Correlation

第四章 實證研究

第一節 實證基地連接度研究結果與分析

都市綠地連接度調查之目的在於了解研究區之綠地空間結構特性，其中包括以下項目：綠地面積、綠地形狀、基質孔隙度、綠廊寬度、隔離程度、網路環通度、複雜度、連通度等連接值，並以實際存在的結點個數及連接線數進行連接度之運算，以利用各項指標數值進行相關性分析；其中，連接度指標項目所需之相關數值係利用圖面測繪、文獻資料判斷，或經由基地的調查分析獲得，以下針對大安區公園綠地連接度指標項目進行分析：

一、綠地面積

根據台北市公園路燈管理處之台北市公園綠地分布圖(圖3-4)，可得知大安區內公園綠地分佈情況及綠地個數，配合圖面資料測繪及文獻資料的蒐集，整理歸納出大安區內除大安森林公園之外，其餘各個公園綠地之實際面積大小如表3-4。大安區自民國60年始有第一個公園綠地的開闢，截至目前共有52座公園綠地，面積最大的公園為嘉興公園6330m²，面積最小的則為古風公園233m²，並根據大安區公園綠地面積最大值與最小值之全距(range)=6097，取四分差(Q-Score)=1524，將其平均區分為四個等級予以計量(表4-1)，以瞭解本研究區公園綠地面積大小之離散量：第一級為233m²~1757m²；第二級為1758m²~3282m²；第三級為3283m²~4806m²；第四級為4807m²~6330m²，以利進行後續之相關性分析。

表 4-1 大安區公園綠地面積*¹Q-Score 分析

等級	分級依據 Q-Score=1754	數量	比例
第一級	面積為 233 m ² ~1757 m ²	33	63.46 %
第二級	面積為 1758 m ² ~3282 m ²	16	30.77 %
第三級	面積為 3283 m ² ~4806 m ²	2	3.85 %
第四級	面積為 4807 m ² ~6330 m ²	1	1.92 %

*¹：公園綠地面積等級之分級係以大安區內之之公園綠地為主

由表3-4可知大安區內公園綠地面積大小概況，面積介於第一級之公園綠地共有33個；第二級有16個；第三級則有2個；而第四級之公園綠地只有1個；分別以面積為第一級之公園綠地個數為最多佔63.46%，面積為第二級之公園綠地個數為次多佔30.77%，面積為第三級之公園綠地個數為次少佔3.85%，而面積較大的第四級公園綠地數量僅有一個為最少之類型佔1.92%，詳見表4-1。

二、綠地形狀

根據大安區公園綠地邊緣值最大值與最小值之全(range)=1.421，取四分差(Q-Score)=0.355，將其平均區分為四個等級予以計量(表4-2)，以瞭解本研究區公園綠地邊緣值大小之離散量：第一級為0.757~1.112；第二級為1.113~1.468；第三級為1.469~1.823；第四級為1.824~2.178，以利進行後續之相關性分析。

表 4-2 大安區公園綠地邊緣值*¹Q-Score 分析

等級	分級依據 Q-Score=0.355	數量	比例
第一級	邊緣值為 0.757~1.112	23	44.23 %
第二級	邊緣值為 1.113~1.468	26	50.00 %
第三級	邊緣值為 1.469~1.823	2	3.85 %
第四級	邊緣值為 1.824~2.178	1	1.92 %

*¹：公園綠地邊緣值等級之分級係以大安區內之公園綠地為主

由表4-2可知大安區內公園綠地實際邊緣值概況，邊緣值介於第一級之公園綠地共有23個；第二級有26個；第三級則有2個；而第四級之公園綠地只有1個；分別以邊緣值為第二級之公園綠地個數為最多佔50.00%，邊緣值為第一級之公園綠地個數為次多佔44.23%，邊緣值為第三級之公園綠地個數為次少佔3.85%，而邊緣值最大的第四級公園綠地數量僅有一個為最少之類型佔1.92%，詳見表4-2。

表 4-3 大安區內公園綠地邊緣值

公園綠地	周長(L)	面積(A)	邊緣值	公園綠地	周長(L)	面積(A)	邊緣值
仁愛公園	128.8	1390	0.974	安東公園	161.0	1630	1.125
德安公園	64.4	1617	0.451	四維公園	225.4	3097	1.143

東豐公園	144.9	1421	1.084	瑞安公園	128.8	742	1.334
和安公園	158.2	1541	1.137	龍生公園	139.2	1281	1.097
仁慈公園	108.7	1090	0.929	平安公園	164.4	1614	1.155
安祥公園	162.6	1598	1.148	居安公園	216.1	2089	1.334
附中公園	224.5	2369	1.301	通化公園	124.5	1180	1.023
民榮公園	257.6	2896	1.351	臨江公園	144.8	1358	1.109
民輝公園	125.1	1397	0.944	法治公園	172.3	1763	1.158
寧馨公園	148.9	1414	1.117	全安公園	112.7	1575	0.801
大安公園	273.7	2913	1.431	群賢公園	92.5	869	0.885
誠安公園	257.6	1816	1.706	鳳雛公園	157.1	1334	1.214
榴公公園	193.2	1416	1.449	虎嘯公園	224.8	2019	1.412
辛亥一號公園	80.5	769	0.819	和平公園	177.1	1760	1.191
古風公園	48.3	233	0.893	敦親公園	137.6	1593	0.973
師大公園	418.6	4802	1.704	龍門公園	148.2	1395	1.120
古莊公園	144.9	2466	0.823	大學公園	110.1	1098	0.938
金華公園	241.5	4390	1.028	溫州公園	120.8	1287	0.951
錦安公園	115.9	1246	0.926	溫州綠地公園	64.4	266	1.114
永康公園	209.3	1800	1.392	嘉興公園	273.7	6330	0.971
金華巷公園	96.6	1296	0.757	臥龍公園	257.6	3133	1.299
金山公園	153	1161	1.267	青峰公園	354.2	2105	2.178
龍圖公園	128.8	1234	1.035	黎孝公園	128.8	1014	1.141
新龍公園	188.6	2255	1.121	敦安公園	185.2	2820	0.984
龍陣一號公園	156.6	1451	1.160	延吉公園	161.0	1263	1.278
龍陣二號公園	173.2	2056	1.078	光信公園	177.1	1211	1.436

三、基質孔隙度

本節將大安區內的公園綠地視為基質內的區塊，藉由統計大安區內公園半徑1公里內綠地面積、個數分佈之計量，以瞭解其在9個選取的調查年度於此不同時期所代表的孔隙度數值之變化(詳見表4-4)，以利後續作為相關比較分析。

表 4-4 大安區內公園綠地孔隙度*¹分析

年度* ²	公園綠地個數	孔隙度
68	7	0.134

70	14	0.269
73	24	0.462
75	32	0.615
77	43	0.827
78	44	0.846
81	45	0.865
86	48	0.923
87	50	<u>0.962</u>

*¹：公園綠地孔隙度係以大安區內之公園綠地為主

*²：採取此 9 個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

由表4-4可知，孔隙度越趨近於1則代表基質內的區塊孔隙度加大，反之，具有較趨近於0的孔隙度，則代表基質內具有開放邊界之區塊，或是有區塊被邊界分割的情況產生。本研究9個選取年度裡大安區內孔隙度最高值為87年0.962，表示在該年度其綠地分佈數量具有較高的密集度，而最低值則為68年0.134，在該年度其綠地分佈數量具有較低的密集度。

四、綠廊寬度

依據現地調查與圖面寬度量測的結果，將本研究區內之綠廊依照寬度不同區分為三級(表4-5)：第一級綠廊寬度>7m；第二級7m<綠廊寬度<12m；第三級綠廊寬度>12m。

表 4-5 大安區綠廊寬度*¹ 分析

等級	分級依據	數量	比例
第一級	綠廊寬度>7m	23	44.23 %
第二級	7m<綠廊寬度<12m	26	50.00 %
第三級	綠廊寬度>12m	2	3.85 %

*¹：公園綠地綠廊寬度係以大安區內之公園綠地為主

五、隔離程度

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點i，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點j，並測量母體與衛星結點之間的距離，藉由統計大安區內相鄰棲地嵌塊體分佈之數目，以瞭解其在9個選取的調查年度於此不同時期所代表的隔離程度數值之變化，表4-6是透過台北市公園路燈管理處出版之台北市綠地平面配置圖來進行隔離程度距離圖面測繪的之分析，詳見表4-6。

由表4-6可得知，將大安區內的大安森林公園視為母體結點i，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點j，測量母體與衛星結點之間的距離時，其與相鄰棲地之間隔離程度的距離數值概況。距離值最大且最遠之公園為71年開闢位於延吉街131巷的延吉公園，距離2398.9公尺；而距離值最小且最鄰近之公園則87年開闢位於龍安里金華街164巷1弄旁的金華公園，距離為410.44公尺。

表 4-6 大安森林公園與其他公園綠地距離調查表

年度* ¹	公園綠地	距離(m)	等級
68	仁愛公園	1288	2
	永康公園	627.9	1
	安東公園	909.65	2
	和平公園	1014.3	2
	溫州公園	1368.5	2
	嘉興公園	1835.4	3
	黎孝公園	2221.8	4

70	和安公園	1223.6	2
	辛亥一號公園	917.7	2
	四維公園	949.9	2
	瑞安公園	603.75	1
	臨江公園	1368.5	2
	大學公園	708.4	1
	敦安公園	1803.2	3
73	仁慈公園	1078.7	2
	民榮公園	563.5	1
	大安公園	1561.7	3
	古莊公園	1223.6	2
	錦安公園	925.75	2
	龍圖公園	563.5	1
	龍陣一號公園	740.6	1
	敦親公園	982.1	2
延吉公園	<u>2398.9</u>	4	
75	龍陣二號公園	756.7	1
	居安公園	1352.4	2
	龍門公園	780.85	1
	臥龍公園	2044.7	4
	青峰公園	2318.4	4
	誠安公園	1505.35	3
	新龍公園	507.15	1
	群賢公園	1175.3	2

77	東豐公園	1110.9	2
	安詳公園	837.2	1
	民輝公園	1030.4	2
	寧馨公園	1529.5	3
	金山公園	1094.8	2
	龍生公園	772.8	1
	平安公園	1368.5	2
	通化公園	1690.5	3
	全安公園	1561.7	3
	鳳雛公園	1288	2
	虎嘯公園	1593.9	3
78	德安公園	1320.2	2
81	古風公園	1159.2	2
86	師大公園	1046.5	2
	金華巷公園	563.5	1
87	附中公園	1159.2	2
	金華公園	410.55	1

*¹：此年度指在該年度已存在之公園綠地資料

由表4-7可得知大安區內母體結點與衛星結點距離值大小之距離概況，距離值介於第一級之公園綠地共有13個；第二級有25個；第三級則有9個；而第四級之公園綠地有5個；分別以距離值為第二級之公園綠地個數為最多佔48.07%，距離值為第一級之公園綠地個數為次多佔25.00%，距離值為第三級之公園綠地個數為次少佔17.31%，而距離值最大的第四級公園綠地數量有5個為最少之類型佔9.62%，詳見表4-7：

表 4-7 大安區內母體結點與衛星結點距離值*¹Q-Score 分析

等級	分級依據 Q-Score=497.09	數量	比例
第一級	距離值為 410.55~907.64	13	25.00 %
第二級	距離值為 907.65~1404.73	25	48.07 %
第三級	距離值為 1404.74~1901.82	9	17.31 %
第四級	距離值為 1901.83~2398.90	5	9.62 %

*¹：公園綠地距離值係指大安區內母體結點與衛星結點之關係

由表4-8可得知，隔離程度數值越高則代表棲地內嵌塊體的位置與種源隔離的程度愈高，反之，隔離程度數值越低則代表棲地與棲地之間彼此愈接近。本研究在9個選取年度裡，大安區內的隔離程度最高值為68年1313.793，表示在該年度區內相鄰近的棲地彼此之間具有較高的隔離程度；而最低值則為87年1191.722，則表示在該年度區內相鄰近的棲地彼此之間具有較低的隔離程度。

表 4-8 大安區內棲地隔離程度*¹ 分析

年度* ²	相鄰棲地 嵌塊體數目	相鄰棲地 嵌塊體間的距離總合	隔離程度(I _i)
68	7	9266.55	<u>1313.793</u>
70	14	16840.6	1202.900
73	24	28923.65	1205.152
75	32	39364.5	1230.141
77	43	53242.7	1238.202
78	44	54562.9	1240.066
81	45	55822.1	1240.491

86	48	58426.9	1217.277
87	50	59586.1	<u>1191.722</u>

*¹：公園綠地隔離程度係指大安區內母體結點與衛星結點之關係

*²：採取此 9 個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

六、網路環通度

由表4-9可得知，大安區網路環通度 α 指數越趨近於1，則代表區內的環通度較高，反之，具有較趨近於0的網路環通度，則代表區內為較低的環通度，可能並無環路形成，或是皆為孤立的結點。本研究9個選取年度裡大安區內網路環通度最高值出現在77、78、81年度皆為0.506，表示在該年度區內公園綠地環通度較高；而最低值則出現在68年度為0，顯示出在該年度區內公園綠地可能並無環路形成，或是皆為孤立的結點。

表 4-9 大安區網路環通度*¹ 分析

年度* ²	結點個數 (V)	連接線數 (L)	網路環通度 (α 指數)
68	7	6	<u>0.000</u>
70	14	22	<u>0.304</u>
73	24	36	0.256
75	32	58	0.424
77	43	85	<u>0.506</u>
78	44	87	<u>0.506</u>
81	45	89	<u>0.506</u>
86	48	95	0.505
87	50	99	0.505

*¹：公園綠地網路環通度係指大安區內之母體結點與衛星結點之關係

*²：採取此 9 個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

七、網路複雜度

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，並測量計算母體與衛星結點之間的連接線之數量，利用大安區內結點與連接線之數量，以進行公式運算瞭解其在9個選取的調查年度於此不同時期所代表的網路複雜度數值之變化，表4-10是透過台北市公園路燈管理處出版之台北市綠地平面配置圖面測繪來進行計算母體與衛星結點之間的連接線數量之分析，詳見表4-10。

表 4-10 大安區網路複雜度*¹ 分析

年度* ²	結點個數 (V)	連接線數 (L)	網路複雜度 (β 指數)
68	7	6	<u>0.857</u>
70	14	22	1.571
73	24	36	1.500
75	32	58	1.813
77	43	85	1.977
78	44	87	1.977
81	45	89	1.978
86	48	95	1.979
87	50	99	<u>1.980</u>

*¹：公園綠地網路環通度係指大安區內之母體結點與衛星結點之關係

*²：採取此 9 個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

由表4-10可得知，大安區網路複雜度β指數>1，則代表區內的複雜程度較高，其綠地數量及綠帶連接的情況較佳，反之，具有<0的網路複雜度則代表區內為較低的複雜度，其綠地數量及綠帶連接的情況較差。本研究9個選取年度裡大安區內網路複雜度最高值出現在87年度為1.980，表示在該年度區內公園綠地複雜程度較高，其綠地數量及綠帶連接的情況較佳；而最低值則出現在68年度為0.857，顯示出在該年度區內其綠地數量及綠帶連接的情況皆較差，連接情況較不完整。

八、網路連通度

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公

園綠地視為衛星結點，並測量計算母體與衛星結點之間的連接線之數量，利用大安區內結點與連接線之數量，以進行公式運算瞭解其在9個選取的調查年度於此不同時期所代表的網路連通度數值之變化，表4-11是透過台北市公園路燈管理處出版之台北市綠地平面配置圖面測繪來進行計算母體與衛星結點之間的連接線數量之分析，詳見表4-11。

表 4-11 大安區網路連通度*¹分析

年度	結點個數 (V)	連接線數 (L)	網路連通度 (γ 指數)
68	7	6	0.400
70	14	22	0.611
73	24	36	0.545
75	32	58	0.700
77	43	85	0.691
78	44	87	0.690
81	45	89	0.659
86	48	95	0.688
87	50	99	0.688

*¹：公園綠地網路環通度係指大安區內之母體結點與衛星結點之關係

*²：採取此 9 個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

在結點數目固定時，現存連接線數越多，其連通度就越高。 γ 指數可在0到1.0之間變化，數值越大，表示連接線數越多，網路連通程度越大，而 γ 指數為1時，表示每個結點都彼此相連。連通度 γ 指數與 β 指數相同之處是不考慮網路中環路形成的多寡，而相異之處在於， γ 指數是將網路中最大可能連接線數納入考量，來表示網路的連接情形。

由表4-11可得知，大安區網路連通度 γ 指數越趨近於1，則代表區內的連通程度較佳，連接線數有較多的情況；反之，具有較趨近於0的網路連通度則代表區內的連通程度較差，其連接線數量有不足的情況。本研究9個選取年度裡大安區內網路連通度最高值出現在75年度為0.700，表示在該年度區內公園綠地連通程度較高，其連接線數有較多的情況，可知其結點與結點之間的連通程度較為完整；而最低值則出現在68年度為0.400，顯示出在該年度區內其連接線數量有不足的情況，可知其結點

與結點之間的連通程度較不完整。

α 、 β 、 γ 指數皆為計算網路連接度的方法，可表示網路的連接特徵，更能確切地表示網路的實際連接程度。

第二節 實證基地鳥類群聚度統計分析

鳥類群聚度統計之目的在於了解基地之鳥類生態體系群聚現象之特徵，主要調查項目包括以下：物種組成種類、物種豐富度、物種多樣性、物種均勻度及物種優勢度等各項鳥類群聚度指標項目；以鳥類種數、隻數等數據資料進行鳥類群聚度之運算，以利用群聚度各項指標值進行相關性分析；其中群聚度指標項目所需之相關數值係利用台北市野鳥學會之鳥類調查資料，並選取自民國68年至87年期間9個調查年度之資料用以配合綠地連接度之相關性分析；以下根據前述研究限制針對大安區鳥類群聚指標項目進行分析：

一、組成種類

將鳥類資料分為留鳥及候鳥兩部份，分別統計其在各調查年度所得之鳥種數、鳥隻數及其比例。除在68年度，候鳥種數及隻數數量皆較留鳥為多，其餘年度，皆為留鳥種數與隻數的數量較候鳥為多的情形。由此可推知本研究分區之冬季鳥類分佈狀況，在種類方面是留鳥略多於候鳥，而在數量方面，也是以留鳥稍多，而候鳥僅佔一部份（詳見表4-12）。

留鳥方面總共紀錄到17種，其留鳥種數、隻數在各年度皆呈現不同的變化；其中，各年度調查紀錄中的鳥種數及隻數皆以87年為最多；有17種582隻的紀錄。候鳥方面總共紀錄到11種，其候鳥種數、隻數在各年度皆呈現不同的變化；其中，各年度調查紀錄中的鳥種數及隻數皆以87年為最多；有11種139隻的紀錄(詳見表4-12)。

表4-12 大安森林公園整體鳥類群聚之種數、隻數及其比例

年度	鳥類種數(S)			鳥類隻數(N)		
	整體鳥類 *1	留鳥(%)*2	候鳥(%)*3	整體鳥類*4	留鳥(%)*5	候鳥(%)*6
68	5	2(40.00)	3(60.00)	37	18(48.65)	19(51.35)
70	9	5(55.56)	4(44.44)	45	24(53.33)	21(46.67)
73	16	10(62.50)	6(37.50)	153	96(62.75)	57(37.25)
75	12	7(58.33)	5(41.67)	134	92(68.65)	42(32.35)
77	15	9(60.00)	6(40.00)	167	103(61.68)	64(38.32)
78	23	12(52.17)	11(47.83)	266	181(68.05)	85(31.95)
81	24	13(54.17)	11(45.83)	317	221(69.71)	96(30.29)
86	26	16(61.54)	10(38.46)	542	415(76.57)	127(23.43)
87	28	17(60.71)	11(39.29)	721	582(80.72)	139(19.28)

*1 指在該群聚中包含留鳥及候鳥的所有鳥類種數之數量。

*2 指當年度該群聚中整體鳥類種數調查中留鳥的種數佔整體鳥類種數的數量百分比。

*3 指當年度該群聚中整體鳥類種數調查中候鳥的種數佔整體鳥類種數的數量百分比。

*4 指在該群聚中包含留鳥及候鳥的所有鳥類隻數之數量。

*5 指當年度該群聚中整體鳥類隻數調查中留鳥的隻數佔整體鳥類隻數的數量百分比。

*6 指當年度該群聚中整體鳥類隻數調查中候鳥的隻數佔整體鳥類隻數的數量百分比。

(資料來源：整理自台北市野鳥學會鳥類資料庫)

二、物種豐富度

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，探討母體與衛星結點之間的鳥類群聚現象之關係，利用實證基地大安森林公園內鳥類調查紀錄之鳥類種數與鳥類隻數之計量，進行公式運算瞭解其在9個選取的調查年度中於此不同時期所代表的物種豐富度數值之變化，表4-13是透過台北市野鳥學會對大安森林公園內整體鳥類的調查來進行計算母體與衛星結點間鳥類豐富度之分析，詳見表4-13。

表 4-13 大安森林公園鳥類豐富度(R)分析*¹

年度* ²	鳥類種數 (S)	鳥類隻數 (N)	logN	物種豐富度 (R)
68	5	37	1.568	<u>2.551</u>
70	9	45	1.653	4.840
73	16	153	2.185	6.865
75	12	134	2.127	5.172
77	15	167	2.223	6.298
78	23	266	2.425	9.072
81	24	317	2.501	9.196
86	26	542	2.734	9.144
87	28	721	2.858	<u>9.447</u>

*¹：實證基地物種豐富度係指大安區內母體結點與衛星結點之群聚現象

*²：採取此 9 個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

由表4-13可得知，該區在鳥類群聚現象中豐富度R指數值越大，則代表區內的物種豐富度較佳，在鳥類隻數固定不變的情況下，種數呈現出較為豐富的群聚現象；反之，具有較低的物種豐富度則代表區內的鳥類種數豐富度較差，該群聚現象中物種豐富度有較貧乏的情況。本研究 9 個選取年度裡大安區內鳥類物種豐富度最高值出現在 87 年度為 9.447，表示該年度區內公園綠地中，鳥類的群聚現象中物種呈現出較高的豐富程度，其物種數目有較豐富的現象；而最低值則出現在 68 年度為 2.551，顯示出該年度區內公園綠地中，鳥類的群聚現象中物種呈現出較低的豐富程度，其物種數目有較貧乏的現象。

三、物種多樣性

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，探討母體與衛星結點之間的鳥類群聚現象之關係，利用實證基地大安森林公園內鳥類調查紀錄之鳥類種數與鳥類隻數之計量，進行公式運算瞭解其在 9 個選取的調查年度中於此不同時期所

代表的物種多樣性數值之變化，表 4-14 是透過台北市野鳥學會對大安森林公園內整體鳥類的調查來進行計算母體與衛星結點間鳥類多樣性之分析，詳見表 4-14。

表 4-14 大安森林公園鳥類多樣性(Di)分析*¹

年度* ²	鳥類 種數 (S)	鳥類 隻數 (N)	第 i 種鳥在該群聚中所 佔的數量百分比 (Pi)	logPi	物種多樣性 (Di)
68	5	37	0.0513	-1.2899	-6.617
70	9	45	0.0624	-1.2048	-7.518
73	16	153	0.2122	-0.6733	-14.287
75	12	134	0.1859	-0.7307	-13.584
77	15	167	0.2316	-0.6353	-14.714
78	23	266	0.3689	-0.4331	<u>-15.977</u>
81	24	317	0.4397	-0.3568	-15.689
86	26	542	0.7517	-0.1240	-9.321
87	28	721	0.8992	-0.0461	<u>-0.041</u>

*¹：實證基地物種多樣性係指大安區內母體結點與衛星結點之群聚現象

*²：採取此 9 個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

由表4-14可得知，該區在鳥類群聚現象中多樣性Di值越大，則代表區內的鳥類種數較多，且各種鳥種的隻數皆相當平均，呈現出較為多樣性的群聚現象；反之，具有較低的多樣性Di值，則代表區內的鳥類多樣性較差，該群聚現象中鳥類物種數有較貧乏的情況。本研究9個選取年度裡該區內物種多樣性最高值出現在87年度為-0.041，表示該年度區內鳥類的群聚現象中物種呈現出較高的多樣性，其物種數目有較多且隻數分佈的較平均；而最低值則出現在78年度為-15.977，顯示出該年度區內鳥類的群聚現象中物種呈現出較低的多樣性，其物種數目較貧乏且隻數分佈較稀少且不均的現象。

四、物種均勻度

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，探討母體與衛星結點之間的鳥類群聚現象之關係，利用實證基地大安森林公園內鳥類調查紀錄之鳥類種數與鳥類隻數之計量，進行公式運算瞭解其在9個選取的調查年度中於此不同時期所代表的物種均勻度數值之變化，表4-15是透過台北市野鳥學會對大安森林公園內整體鳥類的調查來進行計算母體與衛星結點間鳥類均勻度之分析，詳見表4-15。

表 4-15 大安森林公園鳥類均勻度(E)分析*¹

年度* ²	鳥類種數 (S)	鳥類隻數 (N)	物種多樣性 (Di)	logS	物種均勻度 (E)
68	5	37	-6.617	0.699	-9.467
70	9	45	-7.518	0.954	-7.880
73	16	153	-14.287	1.204	-11.867
75	12	134	-13.584	1.079	<u>-12.589</u>
77	15	167	-14.714	1.176	-12.512
78	23	266	-15.977	1.362	-11.731
81	24	317	-15.689	1.380	-11.368
86	26	542	-9.321	1.415	-6.587
87	28	721	-0.041	1.447	<u>-0.029</u>

*¹：實證基地物種均勻度係指大安區內母體結點與衛星結點之群聚現象

*²：採取此9個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

由表4-15可得知，該區在鳥類群聚現象中均勻度E值越趨近於1，則代表區內的物種目與隻數的數量組成趨近一致，物種呈現出較為均勻的群聚現象；反之，均勻度E值越趨近於0或是負值，則具有較低的物種均勻度，代表區內的鳥類種數均勻度較差，該群聚現象中物種均勻度有較不均的情況。本研究9個選取年度裡大安區內鳥類物種均勻度最高值出現在87年度為-0.029，表示該年度區內公園綠地中，鳥類的群聚現象中物種呈現出較高的均勻程度，其物種數目與隻數有較均勻且一致的現

象；而最低值則出現在75年度為-12.589，顯示出該年度區內鳥類的群聚現象中物種呈現出較低的均勻程度，其物種數目與隻數的數量組成有較不均的現象。

五、物種優勢度

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，探討母體與衛星結點之間的鳥類群聚現象之關係，利用實證基地大安森林公園內鳥類調查紀錄之鳥類種數與鳥類隻數之計量，進行公式運算瞭解其在9個選取的調查年度中於此不同時期所代表的物種優勢度數值之變化，表4-16是透過台北市野鳥學會對大安森林公園內整體鳥類的調查來進行計算母體與衛星結點間鳥類優勢度之分析，詳見表4-16。

表 4-16 大安森林公園鳥類優勢度(Do)分析*¹

年度* ²	鳥類種數 (S)	鳥類隻數 (N)	物種多樣性 (Di)	logS	物種優勢度 (Do)
68	5	37	-6.617	0.699	7.316
70	9	45	-7.518	0.954	8.472
73	16	153	-14.287	1.204	15.491
75	12	134	-13.584	1.079	14.663
77	15	167	-14.714	1.176	15.890
78	23	266	-15.977	1.362	<u>17.339</u>
81	24	317	-15.689	1.380	17.068
86	26	542	-9.321	1.415	10.736
87	28	721	-0.041	1.447	<u>1.488</u>

*¹：實證基地物種優勢度係指大安區內母體結點與衛星結點之群聚現象

*²：採取此9個年度為本基地有鳥類調查紀錄之年份

由表4-16可得知，該區在鳥類群聚現象中優勢度Do值越大，則代表區內的某些物種優勢度較佳，該鳥種隻數有特別多的情況，呈現出物種優勢度較高的群聚現象；反之，具有較低的物種優勢度Do值，則代表區

內並無特定鳥種有數目較多的情況，該群聚現象中其物種優勢度有較不顯著的情況。本研究9個選取年度裡區內鳥類物種優勢度最高值出現在78年度為17.339，表示該年度區內鳥類的群聚現象中物種呈現出較高的優勢程度，其某些特定鳥種隻數有較多的數量；而最低值則出現在87年度為1.488，顯示出該年度區內鳥類的群聚現象中物種呈現出較低的優勢程度，並無特定鳥種有數目較多的情況，該群聚現象中其物種優勢度有較不顯著的情況。

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，探討母體與衛星結點之間的留鳥群聚現象之關係，利用實證基地大安森林公園內鳥類調查紀錄之留鳥種數與留鳥隻數之計量，進行公式運算瞭解其在9個選取的調查年度中於此不同時期所代表的留鳥群聚現象數值之變化，表4-17是透過台北市野鳥學會對大安森林公園鳥類之調查來進行計算母體與衛星結點間留鳥群聚度之運算項目值。

表4-17 大安森林公園留鳥群聚度運算項目值

年度 * ¹	留鳥種數 (S)	留鳥隻數 (N)	logS	1/logS	logN	1/logN	logPi
68	2	18	0.301	3.322	1.255	0.797	-0.510
70	5	24	0.699	1.431	1.380	0.725	-1.385
73	10	96	1.000	1.000	1.982	0.505	-0.783
75	7	92	0.845	1.183	1.963	0.509	-0.801
77	9	103	0.954	1.048	2.013	0.497	-0.635
78	12	181	1.079	0.927	2.258	0.443	-0.507
81	13	221	1.114	0.898	2.344	0.427	-0.421
86	16	415	1.204	0.831	2.618	0.382	-0.147
87	17	582	1.230	0.813	2.765	0.362	-0.083

*¹：採取此9個年度為大安森林公園有鳥類調查紀錄之年份

由表4-18可得知，本研究9個選取年度裡留鳥群聚現象中豐富度(R)最高值出現在87年度為5.787，表示該年度區內公園綠地中，留鳥的群聚現象中物種呈現出較高的豐富程度，其物種數目有較豐富的現象；

而最低值則出現在68年度為0.797，顯示出該年度區內留鳥的群聚現象中物種呈現出較低的豐富程度，其物種數目有較貧乏的現象。

留鳥多樣性(Di)最高值出現在87年度為-0.068，表示該年度區內留鳥的群聚現象中物種呈現出較高的多樣性，其物種數目有較多且隻數分佈的較平均；而最低值則出現在81年度為-15.970，顯示出該年度區內留鳥的群聚現象中物種呈現出較低的多樣性，其物種數目較貧乏且隻數分佈較稀少且不均的現象。

留鳥均勻度(E)最高值出現在87年度為-0.056，表示該年度區內留鳥的群聚現象中物種呈現出較高的均勻程度，其物種數目與隻數有較均勻且一致的現象；而最低值則出現在75年度為-14.989，顯示出該年度區內留鳥的群聚現象中物種呈現出較低的均勻程度，其物種數目與隻數的數量組成有較不均的現象。

表4-18 大安森林公園留鳥群聚度分析*¹

年度* ²	留鳥種數 (S)	留鳥隻數 (N)	豐富度 (R)	多樣性 (Di)	均勻度 (E)	優勢度 (Do)
68	2	18	<u>0.797</u>	-1.576	-5.236	1.877
70	5	24	2.899	-5.707	-8.164	6.406
73	10	96	4.541	-12.908	-12.908	13.908
75	7	92	3.057	-12.665	<u>-14.989</u>	13.510
77	9	103	3.974	-11.245	-11.787	12.199
78	12	181	4.872	-15.774	-14.619	<u>16.853</u>
81	13	221	5.119	<u>-15.970</u>	-14.336	17.084
86	16	415	5.730	-10.468	-8.695	11.672
87	17	582	<u>5.787</u>	<u>-0.068</u>	<u>-0.056</u>	<u>1.298</u>

*¹：實證基地留鳥群聚度係指大安區內母體結點與衛星結點之留鳥群聚現象

*²：採取此9個年度為大安森林公園有鳥類調查紀錄之年份

留鳥優勢度(Do)最高值出現在78年度為16.853，表示該年度區內留鳥的群聚現象中物種呈現出較高的優勢程度，其某些特定鳥種隻數有較

多的數量；而最低值則出現在87年度為1.298，顯示出該年度區內留鳥的群聚現象中物種呈現出較低的優勢程度，並無特定鳥種有數目較多的情況，該群聚現象中其物種優勢度有較不顯著的情況。

本節則將大安區內的大安森林公園視為母體結點，將區內其餘的公園綠地視為衛星結點，探討母體與衛星結點之間的候鳥群聚現象之關係，利用實證基地大安森林公園內鳥類調查紀錄之候鳥種數與候鳥隻數之計量，進行公式運算瞭解其在9個選取的調查年度中於此不同時期所代表的候鳥群聚現象數值之變化，表4-19是透過台北市野鳥學會對大安森林公園鳥類之調查來進行計算母體與衛星結點間候鳥群聚度之運算項目值。

表4-19 大安森林公園候鳥群聚度運算項目值

年度 *1	候鳥種數 (S)	候鳥隻數 (N)	logS	1/logS	logN	1/logN	logPi
68	3	19	0.477	2.096	1.279	0.782	-0.864
70	4	21	0.602	1.661	1.322	0.756	-0.821
73	6	57	0.778	1.285	1.756	0.569	-0.387
75	5	42	0.699	1.431	1.623	0.616	-0.520
77	6	64	0.778	1.285	1.806	0.554	-0.337
78	11	85	1.041	0.960	1.929	0.518	-0.214
81	11	96	1.041	0.960	1.982	0.505	-0.161
86	10	127	1.000	1.000	2.104	0.475	-0.039
87	11	139	1.041	0.960	2.143	0.467	-0.016

*1：採取此9個年度為大安森林公園有鳥類調查紀錄之年份

由表4-20可得知，本研究9個選取年度裡留候鳥群聚現象中豐富度(R)最高值出現在87年度為4.666，表示該年度區內公園綠地中，候鳥的群聚現象中物種呈現出較高的豐富程度，其物種數目有較豐富的現象；而最低值則出現在68年度為1.564，顯示出該年度區內候鳥的群聚現象中物種呈現出較低的豐富程度，其物種數目有較貧乏的現象。

候鳥多樣性(Di)最高值出現在87年度為-0.015，表示該年度區內候

鳥的群聚現象中物種呈現出較高的多樣性，其物種數目有較多且隻數分佈的較平均；而最低值則出現在73年度為-15.875，顯示出該年度區內候鳥的群聚現象中物種呈現出較低的多樣性，其物種數目較貧乏且隻數分佈較稀少且不均的現象。

候鳥均勻度(E)最高值出現在87年度為-0.015，表示該年度區內候鳥的群聚現象中物種呈現出較高的均勻程度，其物種數目與隻數有較均勻且一致的現象；而最低值則出現在75年度為-22.468，顯示出該年度區內候鳥的群聚現象中物種呈現出較低的均勻程度，其物種數目與隻數的數量組成有較不均的現象。

候鳥優勢度(Do)最高值出現在73年度為16.653，表示該年度區內候鳥的群聚現象中物種呈現出較高的優勢程度，其某些特定鳥種隻數有較多的數量；而最低值則出現在87年度為1.057，顯示出該年度區內候鳥的群聚現象中物種呈現出較低的優勢程度，並無特定鳥種有數目較多的情況，該群聚現象中其物種優勢度有較不顯著的情況。

表4-20 大安森林公園候鳥群聚度分析*¹

年度* ²	候鳥種數 (S)	候鳥隻數 (N)	豐富度 (R)	多樣性 (Di)	均勻度 (E)	優勢度 (Do)
68	3	19	<u>1.564</u>	-11.814	-24.761	12.291
70	4	21	2.269	-12.401	-20.596	13.003
73	6	57	2.847	<u>-15.875</u>	-20.400	<u>16.653</u>
75	5	42	2.465	-15.705	<u>-22.468</u>	16.404
77	6	64	2.769	-15.511	-19.932	16.289
78	11	85	5.184	-13.062	-12.542	14.103
81	11	96	5.045	-11.105	-10.663	12.146
86	10	127	4.278	-3.582	-3.582	4.582
87	11	139	<u>4.666</u>	<u>-0.015</u>	<u>-0.015</u>	<u>1.057</u>

*¹：實證基地候鳥群聚度係指大安區內母體結點與衛星結點之候鳥群聚現象

*²：採取此9個年度為大安森林公園有鳥類調查紀錄之年份

第三節 研究結果綜合分析

一、都市公園綠地連接度與鳥類群聚度之相關性分析

(一) 都市公園綠地連接度對整體鳥類群聚度之相關性分析

在都市公園綠地連接度與整體鳥類群聚度的相關性分析中，在「連接度」方面共包含8個變項，在「整體鳥類群聚度」方面共包含6個變項，將針對假設是否有相關性的各項目進行相關分析，以了解連接度各項指標對整體鳥類群聚指標之相關程度（詳見表4-21）；並採用SPSS中文視窗版10.0，進行Pearson相關分析，其結果如下：

1. 「綠地面積」與「整體鳥類群聚度」之相關性

由表4-21可以得知，連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種多樣性」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種均勻度」、「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「綠地面積」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .898）；連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .879）；連接度指標項目中的「綠地面積」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .789）。

2. 「綠地邊緣值」與「整體鳥類群聚度」之相關性

由表4-21可以得知，連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種均勻度」、「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .889）；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .874）；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .768）。

3. 「基質孔隙度」與「整體鳥類群聚度」之相關性

由表4-21可以得知，連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「物種均勻度」、「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關

係數達 .908)；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .908)；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種豐富度」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .894)；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .789)。

4. 「綠廊寬度」與「整體鳥類群聚度」之相關性

由表4-21可以得知，連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種多樣性」、「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .892)；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .906)；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .809)。連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種均勻度」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .730)。

5. 「隔離程度」與「整體鳥類群聚度」之相關性

由表4-21可以得知，連接度指標項目中的「隔離程度」與「鳥類種數」、「物種豐富度」、「物種多樣性」、「物種均勻度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「隔離程度」與「鳥類隻數」、「物種優勢度」並無顯著相關。

6. 「網路環通度」與「整體鳥類群聚度」之相關性

由表4-21可以得知，連接度指標項目中的「網路環通度」與「物種多樣性」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路環通度」與「鳥類隻數」、「物種均勻度」、「物種優勢度」並無顯著相關。連接度指標項目中的「網路環通度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .821)。連接度指標項目中的「網路環通度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .787)。

7. 「網路複雜度」與「整體鳥類群聚度」之相關性

由表4-21可以得知，連接度指標項目中的「網路複雜度」與「物種多樣性」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路複

雜度」與「鳥類隻數」、「物種均勻度」、「物種優勢度」並無顯著相關。連接度指標項目中的「網路複雜度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .825）。連接度指標項目中的「網路複雜度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .784）。

8. 「網路連通度」與「整體鳥類群聚度」之相關性

由表4-21可以得知，連接度指標項目中的「網路連通度」與「物種多樣性」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路連通度」與「鳥類種數」、「鳥類隻數」、「物種均勻度」、「物種優勢度」並無顯著相關。連接度指標項目中的「網路連通度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .693）。

表4-21 大安區都市公園綠地連接度對整體鳥類群聚度相關分析表

大安區 都市公園綠地連接度 相關性		整體鳥類群聚度					
		(Pearson 相關係數 顯著性 雙尾)					
		鳥種數	鳥隻數	豐富度	多樣性	均勻度	優勢度
綠地面積	Pearson 相關	.898**	.789*	.879**	-.102	.248	.143
	顯著性(雙尾)	.001	.011	.002	.794	.521	.713
	個數	9	9	9	9	9	9
綠地邊緣值	Pearson 相關	.889**	.768*	.874**	-.130	.219	.170
	顯著性(雙尾)	.001	.016	.002	.739	.570	.661
	個數	9	9	9	9	9	9
基質孔隙度	Pearson 相關	.908**	.789*	.894**	-.126	.231	.168
	顯著性(雙尾)	.001	.013	.001	.746	.550	.666
	個數	9	9	9	9	9	9
綠廊寬度	Pearson 相關	.892**	.906**	.809**	.436	.730*	.397
	顯著性(雙尾)	.001	.000	.008	.240	.026	.291
	個數	9	9	9	9	9	9
隔離程度	Pearson 相關	-.513	.477	-.561	-.141	-.385	.112
	顯著性(雙尾)	.158	.194	.116	.717	.306	.775
	個數	9	9	9	9	9	9
網路環通度	Pearson 相關	.787*	.610	.821**	-.233	.115	.271
	顯著性(雙尾)	.012	.081	.007	.547	.768	.481
	個數	9	9	9	9	9	9
網路複雜度	Pearson 相關	.784*	.599	.825**	-.244	.107	.283
	顯著性(雙尾)	.012	.088	.006	.527	.784	.461
	個數	9	9	9	9	9	9
網路連通度	Pearson 相關	.656	.513	.693*	-.209	.090	.243
	顯著性(雙尾)	.055	.157	.039	.589	.819	.529
	個數	9	9	9	9	9	9

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時（雙尾），相關顯著。

* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時（雙尾），相關顯著。

都市公園綠地連接度與整體鳥類群聚度之相關性分析的結果，整理為表4-22。

表4-22 都市公園綠地連接度與整體鳥類群聚度之相關性分析結果

大安區 都市公園綠地連接 度相關性	整體鳥類群聚度						符 號 說 明
	鳥 種 數	鳥 隻 數	豐 富 度	多 樣 性	均 勻 度	優 勢 度	
綠地面積	++	+	++	-	+	+	+**在顯著水準 $p < .01$ 時，呈 現顯著正相關 +* 在顯著水準為 $p < .05$ 時， 呈現顯著正相關 + 相關係數為正值但不顯著 - 相關係數為負值但不顯著 -* 在顯著水準為 $p < .05$ 時，呈 現顯著負相關 -**在顯著水準為 $p < .01$ 時， 呈現 顯著負相關
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	+	+	++	-	+	+	
網路連通度	+	+	+	-	+	+	

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時（雙尾），相關顯著。

* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時（雙尾），相關顯著。

由表4-22可知，都市公園綠地連接度中除「隔離程度」與整體鳥類群聚度無顯著相關外，「綠地面積」、「綠地邊緣值」、「基質孔隙度」皆對整體鳥類群聚度之「物種豐富度」、「鳥類種數」、「鳥類隻數」具有顯著正相關；連接度中「綠廊寬度」對整體鳥類群聚度中「物種豐富度」、「鳥類種數」、「鳥類隻數」、「物種均勻度」具有顯著正相關；連接度中「網路環通度」、「網路複雜度」對整體鳥類群聚度中的「物種豐富度」、「鳥類種數」具有顯著正相關；連接度中「網路連通度」對整體鳥類群聚度之「物種豐富度」具有顯著正相關。

(二) 都市公園綠地連接度對留鳥群聚度之相關性分析

在都市公園綠地連接度與留鳥群聚度的相關性分析中，在「連接度」方面共包含8個變項，在「留鳥群聚度」方面共包含6個變項，將針對假設是否有相關性的各項目進行相關分析，以了解連接度各項指標對留鳥群聚指標之相關程度（詳見表4-23）；並採用SPSS中文視窗版10.0，進行Pearson相關分析，其結果如下：

1. 「綠地面積」與「留鳥群聚度」之相關性

由表4-23可以得知，連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種多樣性」、「物種均勻度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「綠地面積」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .890）；連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .864）；連接度指標項目中的「綠地面積」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .759）。

2. 「綠地邊緣值」與「留鳥群聚度」之相關性

由表4-23可以得知，連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種多樣性」、「物種均勻度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .890）；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .864）；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .759）。

3. 「基質孔隙度」與「留鳥群聚度」之相關性

由表4-23可以得知，連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「物種多樣性」、「物種均勻度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .899）；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .879）；連接度指標項目中的「綠地面積」與「鳥類隻數」呈現顯著

正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .752）。

4. 「綠廊寬度」與「留鳥群聚度」之相關性

由表4-23可以得知，連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種優勢度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種多樣性」、「物種均勻度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .905）；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .983）；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .793）。

5. 「隔離程度」與「留鳥群聚度」之相關性

由表4-23可以得知，連接度指標項目中的「隔離程度」與「鳥類種數」、「物種均勻度」、「物種優勢度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「隔離程度」與「鳥類隻數」、「物種多樣性」並無顯著相關；連接度指標項目中的「隔離程度」與「物種豐富度」呈現顯著負相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達-.699）。

6. 「網路環通度」與「留鳥群聚度」之相關性

由表4-23可以得知，連接度指標項目中的「網路環通度」與「物種多樣性」、「物種均勻度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路環通度」與「鳥類隻數」、「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「網路環通度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .829）；連接度指標項目中的「網路環通度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .778）。

7. 「網路複雜度」與「留鳥群聚度」之相關性

由表4-23可以得知，連接度指標項目中的「網路複雜度」與「物種多樣性」、「物種均勻度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路複雜度」與「鳥類隻數」、「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「網路複雜度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .842）；連接度指標項目中的「網路複雜度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，

相關係數達 .780)。

8. 「網路連通度」與「留鳥群聚度」之相關性

由表4-23可以得知，連接度指標項目中的「網路連通度」與「物種多樣性」、「物種均勻度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路連通度」與「鳥類種數」、「鳥類隻數」、「物種優勢度」並無顯著相關；連接度指標項目中的「網路複雜度」與「物種連通度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .722）。

表4-23 大安區都市公園綠地連接度對留鳥群聚度相關分析表

大安區 都市公園綠地連接度 相關性		留鳥群聚度					
		(Pearson 相關係數 顯著性 雙尾)					
		鳥種數	鳥隻數	豐富度	多樣性	均勻度	優勢度
綠地面積	Pearson 相關	.890**	.759*	.864**	-.331	-.076	.368
	顯著性(雙尾)	.001	.018	.003	.384	.847	.330
	個數	9	9	9	9	9	9
綠地邊緣值	Pearson 相關	.876**	.737*	.852**	-.351	-.097	.388
	顯著性(雙尾)	.002	.024	.004	.354	.805	.303
	個數	9	9	9	9	9	9
基質孔隙度	Pearson 相關	.899**	.752*	.879**	-.355	-.092	.392
	顯著性(雙尾)	.001	.020	.002	.349	.814	.297
	個數	9	9	9	9	9	9
綠廊寬度	Pearson 相關	.905**	.983**	.793*	.179	.448	-.137
	顯著性(雙尾)	.001	.000	.011	.646	.226	.725
	個數	9	9	9	9	.550	9
隔離程度	Pearson 相關	-.589	.477	-.699*	.091	-.057	-.124
	顯著性(雙尾)	.095	.194	.036	.816	.885	.751
	個數	9	9	9	9	9	9
網路環通度	Pearson 相關	.778*	.579	.829**	-.461	-.247	.495
	顯著性(雙尾)	.014	.102	.006	.211	.521	.176
	個數	9	9	9	9	9	9
網路複雜度	Pearson 相關	.780*	.568	.842**	-.477	-.264	.511
	顯著性(雙尾)	.013	.110	.004	.195	.493	.160
	個數	9	9	9	9	9	9
網路連通度	Pearson 相關	.660	.491	.722*	-.429	-.270	.459
	顯著性(雙尾)	.053	.180	.028	.250	.482	.214
	個數	9	9	9	9	9	9

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時（雙尾），相關顯著。

* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時（雙尾），相關顯著。

都市公園綠地連接度與留鳥群聚度之相關性分析的結果，整理為表4-24。

表4-24 都市公園綠地連接度與留鳥群聚度之相關性分析結果

大安區 都市公園綠地連接 度相關性	留鳥群聚度						符 號 說 明
	鳥 種 數	鳥 隻 數	豐 富 度	多 樣 性	均 勻 度	優 勢 度	
綠地面積	++	+	++	-	-	+	+**在顯著水準 $p < .01$ 時，呈 現顯著正相關 +* 在顯著水準為 $p < .05$ 時， 呈現顯著正相關 + 相關係數為正值但不顯著 - 相關係數為負值但不顯著 -* 在顯著水準為 $p < .05$ 時，呈 現顯著負相關 -**在顯著水準為 $p < .01$ 時， 呈現 顯著負相關
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	+	+	++	-	-	+	
網路連通度	+	+	+	-	-	+	

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時（雙尾），相關顯著。

* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時（雙尾），相關顯著。

由表4-24可知，都市公園綠地連接度中除「隔離程度」與留鳥群聚度的「物種豐富度」具有顯著負相關外，「綠地面積」、「綠地邊緣值」、「基質孔隙度」、「綠廊寬度」皆對留鳥群聚度之「物種豐富度」、「鳥類種數」、「鳥類隻數」具有顯著正相關；連接度中「網路環通度」、「網路複雜度」對留鳥群聚度中的「物種豐富度」、「鳥類種數」具有顯著正相關；連接度中「網路連通度」對留鳥群聚度之「物種豐富度」具有顯著正相關。

(三) 都市公園綠地連接度對候鳥群聚度之相關性分析

在都市公園綠地連接度與候鳥群聚度的相關性分析中，在「連接度」

方面共包含8個變項，在「候鳥群聚度」方面共包含6個變項，將針對假設是否有相關性的各項目進行相關分析，以了解連接度各項指標對候鳥群聚指標之相關程度（詳見表4-25）；並採用SPSS中文視窗版10.0，進行Pearson相關分析，其結果如下：

1. 「綠地面積」與「候鳥群聚度」之相關性

由表4-25可以得知，連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種優勢度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種多樣性」並無顯著相關；連接度指標項目中的「綠地面積」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .864）；連接度指標項目中的「綠地面積」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .883）；連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .826）；連接度指標項目中的「綠地面積」與「物種均勻度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .786）。

2. 「綠地邊緣值」與「候鳥群聚度」之相關性

由表4-25可以得知，連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種優勢度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種多樣性」並無顯著相關；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .865）；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .872）；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .830）；連接度指標項目中的「綠地邊緣值」與「物種均勻度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .774）。

3. 「基質孔隙度」與「候鳥群聚度」之相關性

由表4-25可以得知，連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「物種優勢度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「物種多樣性」並無顯著相關；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .876）；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .888）；連接度指標項

目中的「基質孔隙度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .840）；連接度指標項目中的「基質孔隙度」與「物種均勻度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .789）。

4. 「綠廊寬度」與「候鳥群聚度」之相關性

由表4-25可以得知，連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .829）；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .951）；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種多樣性」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .857）；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種均勻度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .959）；連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .761）。連接度指標項目中的「綠廊寬度」與「物種優勢度」呈現顯著負相關（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 -.842）；

5. 「隔離程度」與「候鳥群聚度」之相關性

由表4-25可以得知，連接度指標項目中的「隔離程度」與「鳥類種數」、「鳥類隻數」、「物種豐富度」、「物種多樣性」、「物種均勻度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「隔離程度」與「物種優勢度」並無顯著相關。

6. 「網路環通度」與「候鳥群聚度」之相關性

由表4-25可以得知，連接度指標項目中的「網路環通度」與「物種優勢度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路環通度」與「物種多樣性」、「物種均勻度」並無顯著相關。連接度指標項目中的「網路環通度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .761）；連接度指標項目中的「網路環通度」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .719）；連接度指標項目中的「網路環通度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .757）。

7. 「網路複雜度」與「候鳥群聚度」之相關性

由表4-25可以得知，連接度指標項目中的「網路複雜度」與「物種

優勢度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路複雜度」與「物種多樣性」、「物種均勻度」並無顯著相關。連接度指標項目中的「網路複雜度」與「鳥類種數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .750）；連接度指標項目中的「網路複雜度」與「鳥類隻數」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .710）；連接度指標項目中的「網路複雜度」與「物種豐富度」呈現顯著正相關（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .748）。

8. 「網路連通度」與「候鳥群聚度」之相關性

由表4-25可以得知，連接度指標項目中的「網路連通度」與「物種優勢度」相關性呈現負值，並且不顯著；連接度指標項目中的「網路連

表4-25 大安區都市公園綠地連接度對候鳥群聚度相關分析表

大安區 都市公園綠地連接度 相關性		候鳥群聚度					
		(Pearson 相關係數 顯著性 雙尾)					
		鳥種數	鳥隻數	豐富度	多樣性	均勻度	優勢度
綠地面積	Pearson 相關	.864**	.883**	.826**	.471	.786*	-.445
	顯著性(雙尾)	.003	.002	.006	.200	.012	.230
		9	9	9	9	9	9
綠地邊緣值	Pearson 相關	.865**	.872**	.830**	.454	.774*	-.428
	顯著性(雙尾)	.003	.002	.006	.220	.014	.251
		9	9	9	9	9	9
基質孔隙度	Pearson 相關	.876**	.888**	.840**	.463	.789*	-.436
	顯著性(雙尾)	.002	.001	.005	.210	.012	.241
		9	9	9	9	9	9
綠廊寬度	Pearson 相關	.829**	.951**	.761*	.857**	.959**	-.842**
	顯著性(雙尾)	.006	.000	.017	.003	.000	.004
		9	9	9	9	9	9
隔離程度	Pearson 相關	-.373	-.457	-.363	-.302	-.486	.290
	顯著性(雙尾)	.323	.217	.338	.429	.185	.449
		9	9	9	9	9	9
網路環通度	Pearson 相關	.761*	.719*	.757*	.291	.652	-.264
	顯著性(雙尾)	.017	.029	.018	.448	.057	.492
		9	9	9	9	9	9
網路複雜度	Pearson 相關	.750*	.710*	.748*	.272	.641	-.245
	顯著性(雙尾)	.020	.032	.020	.479	.063	.525
		9	9	9	9	9	9
網路連通度	Pearson 相關	.617	.591	.618	.216	.539	-.193
	顯著性(雙尾)	.077	.094	.076	.577	.134	.619
		9	9	9	9	9	9

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時（雙尾），相關顯著。

* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時（雙尾），相關顯著。

通度」與「鳥類種數」、「鳥類隻數」、「物種豐富度」、「物種多樣性」、「物種均勻度」並無顯著相關。

都市公園綠地連接度與候鳥群聚度之相關性分析的結果，整理為表4-26。

表4-26 都市公園綠地連接度與候鳥群聚度之相關性分析結果

大安區 都市公園綠地連接 度相關性	候鳥群聚度						符 號 說 明
	鳥 種 數	鳥 隻 數	豐 富 度	多 樣 性	均 勻 度	優 勢 度	
綠地面積	+	+	+	+	+	-	+**在顯著水準 $p < .01$ 時，呈 現顯著正相關 +* 在顯著水準為 $p < .05$ 時， 呈現顯著正相關 + 相關係數為正值但不顯著 - 相關係數為負值但不顯著 -* 在顯著水準為 $p < .05$ 時，呈 現顯著負相關 -**在顯著水準為 $p < .01$ 時， 呈現 顯著負相關
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	+	+	+	+	+	-	
網路連通度	+	+	+	+	+	-	

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時（雙尾），相關顯著。

* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時（雙尾），相關顯著。

由表4-26可知，都市公園綠地連接度中除「隔離程度」、「網路連通度」與候鳥群聚度無顯著相關外，其他指標項目皆與候鳥群聚度具有顯著相關性；其中，連接度中的「綠地面積」、「綠地邊緣值」、「基質孔隙度」皆對候鳥群聚度的「鳥類種數」、「鳥類隻數」、「物種豐富度」、「物種均勻度」有顯著正相關；連接度中「綠廊寬度」除對候鳥

群聚度的「鳥類種數」、「鳥類隻數」、「物種豐富度」、「物種均勻度」有顯著正相關之外，對於「物種優勢度」則具有顯著負相關；連接度中「網路環通度」、「網路複雜度」皆對「鳥類種數」、「鳥類隻數」、「物種豐富度」有顯著正相關。

二、都市公園綠地連接度與鳥類群聚度之顯著相關性分析

(一) 都市公園綠地連接度對整體鳥類群聚度之顯著相關性分析

由表4-27可知，都市公園綠地連接度中的「綠地面積」對整體鳥類群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類種數」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .898）、「物種豐富度」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .879）、「鳥類隻數」（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .789）等。

「綠地邊緣值」對整體鳥類群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類種數」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .889）、「物種豐富度」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .874）、「鳥類隻數」（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .768）等。

「基質孔隙度」對整體鳥類群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類種數」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .908）、「物種豐富度」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .894）、「鳥類隻數」（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .789）等。

「綠廊寬度」對整體鳥類群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類隻數」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .906）、「鳥類種數」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .892）、「物種豐富度」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .809）、「物種均勻度」（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .730）等。

「網路環通度」對整體鳥類群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「物種豐富度」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .821）、「鳥類種數」（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .787）等。

「網路複雜度」對整體鳥類群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「物種豐富度」（在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .825）、「鳥類種數」（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .784）等。

「網路連通度」對整體鳥類群聚度具有顯著正相關的項目為「物種豐富度」（在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達.693）。

根據前述之分析與討論，可得知「都市公園綠地連接度」與「整體鳥類群聚度」之相關分析中，具有顯著相關性之關係項目如表4-27所示：

表4-27 都市公園綠地連接度與整體鳥類群聚度具有顯著相關性之項目

都市公園綠地 連接度	整體鳥類 群聚度	Pearson 相關 顯著性(雙尾)
綠地面積	鳥類種數	.898** /.001
	物種豐富度	.879** /.011
	鳥類隻數	.789* /.002
綠地邊緣值	鳥類種數	.889** /.001
	物種豐富度	.874** /.016
	鳥類隻數	.768* /.002
基質孔隙度	鳥類種數	.908** /.001
	物種豐富度	.894** /.013
	鳥類隻數	.789* /.001
綠廊寬度	鳥類隻數	.906** /.000
	鳥類種數	.892** /.001
	物種豐富度	.809* * /.008
	物種均勻度	.730* /.026
隔離程度	無顯著相關	—
網路環通度	物種豐富度	.821* * /.007
	鳥類種數	.787* /.012
網路複雜度	物種豐富度	.825* * /.006
	鳥類種數	.784* /.012
網路連通度	物種豐富度	.693* /.039

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時（雙尾），相關顯著。
* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時（雙尾），相關顯著。

(二) 都市公園綠地連接度對留鳥群聚度之顯著相關性分析

由表4-28可知，都市公園綠地連接度中的「綠地面積」對留鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類種數」（在顯著水準

$p < .01$ 時，相關係數達 .890)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .864)、「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .759)等。

「綠地邊緣值」對留鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .876)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .852)、「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .737)等。

「基質孔隙度」對留鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .899)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .879)、「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .752)等。

「綠廊寬度」對留鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .983)、「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .905)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .793)等。

「隔離程度」對留鳥群聚度具有顯著負相關的項目為「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 -.699)。

「網路環通度」對留鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .829)、「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .778)等。

「網路複雜度」對留鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .842)、「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .780)等。

「網路連通度」對留鳥群聚度具有顯著正相關的項目為「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .722)。

根據前述之分析與討論，可得知「都市公園綠地連接度」與「留鳥群聚度」之相關分析中，具有顯著相關性之關係項目如表4-28所示：

(三) 都市公園綠地連接度對候鳥群聚度之顯著相關性分析

由表4-29可知，都市公園綠地連接度中的「綠地面積」對候鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類隻數」(在顯著水準

表4-28 都市公園綠地連接度與留鳥群聚度具有顯著相關性之項目

都市公園綠地 連接度	留鳥 群聚度	Pearson 相關 顯著性(雙尾)
綠地面積	鳥類種數	.890** /.001
	物種豐富度	.864** /.003
	鳥類隻數	.759* /.018
綠地邊緣值	鳥類種數	.876** /.002
	物種豐富度	.852** /.004
	鳥類隻數	.737* /.024
基質孔隙度	鳥類種數	.899** /.001
	物種豐富度	.879** /.002
	鳥類隻數	.752* /.020
綠廊寬度	鳥類隻數	.983** /.000
	鳥類種數	.905** /.001
	物種豐富度	.793* /.011
隔離程度	物種豐富度	-.699* /.036
網路環通度	物種豐富度	.829* * /.007
	鳥類種數	.778* /.012
網路複雜度	物種豐富度	.842* * /.006
	鳥類種數	.780* /.014
網路連通度	物種豐富度	.722* /.028

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時(雙尾)，相關顯著。

* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時(雙尾)，相關顯著。

$p < .01$ 時，相關係數達 .883)、「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .864)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .826)、「物種均勻度」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .786)等。

「綠地邊緣值」對候鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .872)、「鳥類種數」(在顯著水準為.01時，相關係數達 .865)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .830)、「物種均勻度」(在顯著水準

$p < .05$ 時，相關係數達 .774) 等。

「基質孔隙度」對候鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .888)、「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .876)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .840)、「物種均勻度」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .789) 等。

「綠廊寬度」對候鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「物種均勻度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .959)、「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .951)、「物種多樣性」(在顯著水準為.01時，相關係數達 .857)、「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 .829)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .761) 等；而「綠廊寬度」對候鳥群聚度具有顯著負相關的項目則為「物種優勢度」(在顯著水準 $p < .01$ 時，相關係數達 -.842)。

「網路環通度」對候鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .761)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .757)、「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .719) 等。

「網路複雜度」對候鳥群聚度具有顯著正相關的項目其相關程度依序為「鳥類種數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .750)、「物種豐富度」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .748)、「鳥類隻數」(在顯著水準 $p < .05$ 時，相關係數達 .710) 等。

根據前述之分析與討論，可得知「都市公園綠地連接度」與「候鳥群聚度」之相關分析中，具有顯著相關性之關係項目如表4-29所示：

三、都市公園綠地連接度與鳥類群聚度之假說檢驗

(一) 都市公園綠地連接度對整體鳥類群聚度之檢驗

經由都市公園綠地連接度對整體鳥類群聚度的Pearson相關檢定，由前述之研究結果可得知，綠地面積、綠地邊緣值、基質孔隙度、綠廊寬度、網路環通度、複雜度及連通度對整體鳥類群聚度的Pearson相關檢定，兩者之間皆呈現顯著正相關，即為拒絕 H_0 ；而隔離程度對整體鳥類群聚度的Pearson相關檢定則呈現無顯著相關，即為接受 H_0 ，故可驗證本研究之假設：

表4-29 都市公園綠地連接度與候鳥群聚度具有顯著相關性之項目

都市公園綠地 連接度	候鳥 群聚度	Pearson 相關 顯著性(雙尾)
綠地面積	鳥類隻數	.883** / .002
	鳥類種數	.864** / .003
	物種豐富度	.826** / .006
	物種均勻度	.786* / .012
綠地邊緣值	鳥類隻數	.872** / .002
	鳥類種數	.865** / .003
	物種豐富度	.830** / .006
	物種均勻度	.774* / .014
基質孔隙度	鳥類隻數	.888** / .001
	鳥類種數	.876** / .002
	物種豐富度	.840** / .005
	物種均勻度	.789* / .012
綠廊寬度	物種均勻度	.959** / .000
	鳥類隻數	.951** / .000
	物種多樣性	.857** / .003
	鳥類種數	.829** / .006
	物種豐富度	.761* / .017
	物種優勢度	-.842** / .004
隔離程度	無顯著相關	—
網路環通度	鳥類種數	.761* / .017
	物種豐富度	.757* / .018
	鳥類隻數	.719* / .029
網路複雜度	鳥類種數	.750* / .020
	物種豐富度	.748* / .020
	鳥類隻數	.710* / .032
網路連通度	無顯著相關	—

** 在顯著水準為 $p < 0.01$ 時(雙尾)，相關顯著。

* 在顯著水準為 $p < 0.05$ 時(雙尾)，相關顯著。

1-1 公園綠地連接度的綠地面積和整體鳥類群聚度有相關性

1-2 公園綠地連接度的綠地邊緣值和整體鳥類群聚度有相關性。

- 1-3 公園綠地連接度的基質孔隙度和整體鳥類群聚度有相關性。
- 1-4 公園綠地連接度的綠廊寬度和整體鳥類群聚度有相關性。
- 1-5 公園綠地連接度的隔離程度和整體鳥類群聚度沒有相關性。
- 1-6 公園綠地連接度的網路環通度和整體鳥類群聚度有相關性。
- 1-7 公園綠地連接度的網路複雜度和整體鳥類群聚度有相關性。
- 1-8 公園綠地連接度的網路連通度和整體鳥類群聚度有相關性。

(二) 都市公園綠地連接度對留鳥群聚度之檢驗

經由都市公園綠地連接度對留鳥群聚度的Pearson相關檢定，由前述之研究結果可得知，綠地面積、綠地邊緣值、基質孔隙度、綠廊寬度、網路環通度、複雜度及連通度對留鳥群聚度的Pearson相關檢定，兩者之間皆呈現顯著正相關，即為拒絕 H_0 ；而隔離程度對留鳥群聚度的Pearson相關檢定則呈現顯著負相關，即為拒絕 H_0 ，故可驗證本研究之假設：

- 2-1 公園綠地連接度的綠地面積和留鳥群聚度有相關性
- 2-2 公園綠地連接度的綠地邊緣值和留鳥群聚度有相關性。
- 2-3 公園綠地連接度的基質孔隙度和留鳥群聚度有相關性。
- 2-4 公園綠地連接度的綠廊寬度和留鳥群聚度有相關性。
- 2-5 公園綠地連接度的隔離程度和留鳥群聚度有相關性。
- 2-6 公園綠地連接度的網路環通度和留鳥群聚度有相關性。
- 2-7 公園綠地連接度的網路複雜度和留鳥群聚度有相關性。
- 2-8 公園綠地連接度的網路連通度和留鳥群聚度有相關性。

(三) 都市公園綠地連接度對候鳥群聚度之檢驗

經由都市公園綠地連接度對候鳥群聚度的Pearson相關檢定，由前述之研究結果可得知，綠地面積、綠地邊緣值、基質孔隙度、綠廊寬度、網路環通度及複雜度對候鳥群聚度的Pearson相關檢定，兩者之間皆呈現顯著正相關，即為拒絕 H_0 ；而隔離程度及網路連通度對候鳥群聚度的Pearson相關檢定則無顯著相關，即為接受 H_0 ，故可驗證本研究之假設：

- 3-1 公園綠地連接度的綠地面積和候鳥群聚度有相關性

- 3-2 公園綠地連接度的綠地邊緣值和候鳥群聚度有相關性。
- 3-3 公園綠地連接度的基質孔隙度和候鳥群聚度有相關性。
- 3-4 公園綠地連接度的綠廊寬度和候鳥群聚度有相關性。
- 3-5 公園綠地連接度的隔離程度和候鳥群聚度沒有相關性。
- 3-6 公園綠地連接度的網路環通度和候鳥群聚度有相關性。
- 3-7 公園綠地連接度的網路複雜度和候鳥群聚度有相關性。
- 3-8 公園綠地連接度的網路連通度和候鳥群聚度沒有相關性。

第五章 結論與建議

本章將闡述本研究過程中所獲得之操作成果與結論，同時並提出若干後續研究建議，以供未來相關之參考。

第一節 研究結論

都市公園綠地是都市生態系統的初級生產者，不論在改善都市生態環境的品質、維護都市生態系統的穩定、促進都市的永續發展，皆發揮著不可取代的功能。本研究由景觀生態學理論中的連接度觀點探討都市公園綠地的連接情形，並檢視鳥類群聚現象是否受到都市公園綠地連接度之影響，以瞭解生態物種活動情形與都市公園綠地連接程度之間的相關性。

根據前述研究結果與分析可得知，都市公園綠地的連接程度是由綠地面積、綠地形狀、結點個數、連接線數、基質孔隙度、嵌塊體邊緣值、綠廊寬度、隔離程度等多項連接度指標值所構成的，隨著都市空間環境的差異、人類行為活動的干擾等種種因素皆會使得連接度的各項指標項目分別在整體鳥類群聚度中的留鳥、候鳥群聚現象呈現出各種不同的相關性，而經由實證研究設計的分析結果提出以下幾點結論：

一、都市公園綠地連接度的在景觀生態學理論中的重要涵構

本研究就文獻理論及相關研究加以整理後發現，可將景觀生態學理論中連接度的相關指標歸納為以下項目：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、網路連通度等指標項目，並藉由本研究設計中在實證基地之驗證，可測量綠地的面積、周長、邊緣值及與鄰近綠地之間的距離、連接綠地之綠廊寬度、綠地個數及連結線數之比例等，而得知整體都市公園綠地在其所代表之結構連接度當中的實際連接情形。

二、都市中的公園綠地連接程度會影響鳥類的群聚現象

經由研究結果可發現都市公園綠地的各項指標項目與鳥類群聚度的各項指標項目之間的關係為具有相關性存在，也就是代表無論是留鳥或著候鳥，整體鳥類的群聚度皆會隨著都市中的公園綠地連接程度強弱而產生不同的群聚現象，由此得以驗證研究假設之成立，都市中的公園綠地連接程度會影響鳥類的群聚現象。

三、公園綠地的面積、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性。

根據前述研究結果發現除了候鳥隻數外，候鳥的豐富度及均勻度皆會受到綠地連接度之變化而產生顯著的影響，由此得以驗證研究假設成立，都市公園綠地連接度與候鳥種數、豐富度及均勻度皆具有顯著相關性。

四、都市公園綠地之間的隔離程度與候鳥豐富度及優勢度有顯著負相關。

藉由研究結果可發現候鳥的豐富度及優勢度會受到綠地隔離程度的變化而產生顯著的影響，由此得以驗證研究假設成立，都市公園綠地隔離程度與候鳥豐富度及優勢度皆具有顯著相關性。

五、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。

鳥類群聚現象與綠地的隔離程度呈現無顯著相關的情況，主要為周圍鄰近綠地的串連性並不高且極不完整，針對遷徙性較高的候鳥而言，無法在各公園綠地之間有充分的移動與順利的遷徙及產生群聚現象，因此隔離程度的高低較無法直接影響鳥類的群聚現象，故呈現無顯著相關性。

第二節 建議

根據以上研究結果可瞭解，公園綠地數量雖然會隨著時間而逐漸增加，使得綠地面積、結點個數及基質孔隙度增加、隔離程度降低，連接度

則逐年提升；但在連接度調查分析的項目中可觀察到一現象，部分年度公園綠地面積及個數有增加的情況下其連接度並未相對的提升，則是由於新增闢的公園綠地與相鄰的公園綠地距離過大，造成隔離程度的提高，並且缺乏綠廊串連，才衍生出連接度沒有提升卻反而降低的情況，故針對公園綠地之規劃開闢，應優先考量各公園綠地之間的鄰近距離、分布形狀、綠廊的寬度與長度等，而針對都市中已存在的公園綠地，則應該以增闢綠廊或行道樹予以連接，加強各地公園綠地之間的可串連性，並同時考量其四周綠帶之形成，以提高都市整體公園綠地之連接度；有效增進此種網狀串連則可提供都市公園綠地中的生物庇護及季節性候鳥所需的都市棲地，更可以充分發揮都市公園綠地應產生之生態機能，以達到生物多樣性的環境目標。針對前述研究結論提出以下建議：

一、提升都市中的公園綠地連接程度可強化鳥類的群聚現象

都市公園綠地計畫欲提高其生物多樣性，使其鳥相更加豐富，誘導多樣化的候鳥於此群聚，並且使其種類及數量的組成結構為平均分佈的狀況，可藉由提升都市中的公園綠地連接度以強化區內鳥類物種的群聚現象。

二、提升公園綠地的面積、形狀、邊緣值、綠廊寬度、網路環通度、複雜度、連通度可相對增加候鳥種數、豐富度及均勻度。

藉由提升都市公園綠地連接度中的綠地面積、創造嵌塊體之多處邊緣、拓寬綠廊的寬度以加強綠地連接的連通性，可有效增加其候鳥的種數、豐富度及均勻度，以提升鳥類之群聚現象。

三、降低都市公園綠地之間的隔離程度可相對增加候鳥豐富度及優勢度。

都市公園綠地若欲提高其鳥相之豐富並誘導特有鳥種於此群聚，可藉由降低都市公園綠地的隔離程度，則可有效增加其候鳥豐富度及優勢

度。

第三節 後續研究建議

本研究主要運用景觀生態學理論的连接度觀點來分析都市綠地的連接情形，探討都市公園綠地連接度與鳥類群聚現象之間的關係，由於受限於研究時程、研究人力調配的不足以及鳥類調查經驗上的限制，尚有多處闕漏之研究方向未能完整探討，以下針對本研究於研究流程中所發掘並未進行探究之課題予以提出加以檢討，後續研究發展之建議如下：

(一) 提供大安區未來都市公園綠地開發計畫之參考

都市棲地的存在可提供生物覓食生存繁衍的環境，在都市開發的土地擴張過程中，造成棲地的破碎化並使其喪失原有的生態機能，而都市公園綠地在景觀生態學中是定義為嵌塊體的定位，可提供都市野生鳥類覓食、棲息與逃避天敵的場所，故都市公園綠地環境的连接會影響鳥類的群聚現象。根據研究結果之分析與結論，本研究分別針對未來大安區之公園綠地規劃建設提出相關建議，詳述如下：

由於大安區的鳥類群聚現象中呈現出在種類方面為留鳥略多於候鳥，而在數量方面，也是以留鳥稍多，候鳥僅佔少部份；因此，本研究提出大安區都市公園綠地的闢建應在空間配置上的相關建議，由於大安區连接度 β 指標值越高，其候鳥種數就越多，豐富度、多樣性及均勻度也就越高，而優勢度會越低，因此，在都市公園綠地闢建上，需注重的是連結線數及結點個數之比例；開發相鄰距離較短的公園綠地，當都市公園綠地系統中的環路較多時，即會使候鳥種數、隻數、豐富度及均勻度相對提升；在無公園綠地預定地的情況下，需考量的是如何以行道樹的增建來加強各公園綠地間的串連；在已劃設公園綠地預定地的情形下，則須計算其公園綠地預定地配置後之隔離程度，並依此評估其開發順序，以使其鳥類之種

數增加，以呈現更豐富、更多樣的鳥類相，而其種類與隻數的組成也會有更均勻的趨勢，才能減少其過度優勢種之存在優先。

(二) 探討綠地空間與物種特性及周圍基質之影響

由於本研究僅探討物種在棲息及覓食時所遷移的通道上之連接程度部分，並未將鳥種類型、體型大小、生活型態、覓食習性及空間環境特性與周圍基質影響等因素加以一併考量，因此，對於不同的物種而言，提高公園綠地連接度對於其遷徙與繁衍之環境優劣，也是值得深入研究之課題；故在未來後續研究建議方面，擬可針對不同物種其對於綠地連接度或綠地空間特性與周圍基質之影響進行差異性分析。

(三) 建構完善的連接度評估模式

本研究利用景觀生態學的網路連接度概念來解釋都市公園綠地連接度的觀點為可行的，應可再針對連接度量化指標方面進行深入研究，建構出完整的連接度層級架構與評估因子等各種的詳細的指標公式計算原則，以發展出更完備健全的評估指標模式，以利後續更多相關研究領域的進行。

(四) 取得更豐富的鳥類觀察資料之樣本數量

由於本研究僅以都市公園綠地連接度來進行分析，為配合鳥類調查記錄年度之數據，在僅有鳥況調查資料較為完整的情況下使得樣本數目受限，因為依據Rudd等人（2002）的研究，在假設區內母體結點對衛星結點的影響相對穩定的情形下，僅以這大型的綠地空間作為母體結點，以單點之鳥類資料可做為全區之資料。因此，建議在後續研究方面，擬可取得較多處的樣本區，以提高實證研究之信度與代表性。

(五) 增加多面向的鳥類觀察紀錄

除鳥種數、隻數的紀錄之外，建議配合不同季節植栽的觀察，以瞭解覓食、棲息環境的變化和其他物種與鳥類之間的互動與消長；並可選擇

特定鳥種作專題研究，因某些鳥種的習性與領域範圍較固定，繫上腳環後較容易作長期的追蹤研究，可瞭解鳥類遷徙活動的空間特性，並探討環境與生物習性之間的關係；進一步以摺頁、手冊作為資訊媒介的方式，提供非專業人士獲得鳥類觀察之知識，或結合附近學校投入觀察、研究及教學內容，以作為環境教育功能的發揮。

參考文獻

一、中文書目

1. 內政部營建署，1996，生生不息、永續發展—我們的公園綠地，內政部營建署。
2. 內政部營建署，1996，全國公園綠地研討會會議實錄，內政部營建署。
3. 內政部營建署，1997，都市公園綠地系統示範地區規劃，內政部營建署。
4. 內政部營建署，1999，公園綠地法草案，台北，內政部營建署。
5. 內政部營建署，2001，全國公園綠地規劃設計暨經營管理研討會論文集，內政部營建署。
6. 王小璘，1988，林園大道—都市人性空間的再生，建築師，五月號：65-71。
7. 王小璘，1991，休閒農業的規劃，造園季刊，pp.102-109。
8. 王小璘、杜文郁，1998，都市綠園道生態設計之評估研究—台中市經國園道為例，第二屆造園景觀與環境規劃設計研究成果研討會論文集—植栽、生態與保育，pp.41-62。
9. 王小璘、何欣怡，2000，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，第十二屆建築研究成果發表會論文集，pp.881-884。
10. 王小璘、曾詠宜，2001，由景觀生態學觀點評估都市公園綠地區位之研究—以台中市東峰公園與豐樂公園為例，第三屆造園景觀與環境規劃設計研究成果研討會論文集，pp.381-395。
11. 王小璘、涂芳美，2001，以景觀生態學觀點探討都市公園生物多樣性—以台北市大安森林公園為例，東海學報，42（農學院）：115-127。
12. 王小璘、曾詠宜，2001，由景觀生態學觀點評估都市公園綠地區位之研究—以台中市東峰公園與豐樂公園為例，第三屆造園景觀與環境規劃設計研究成果研討會論文集，pp.381-395。
13. 王小璘、吳慧儀，2001，都市廊道景觀生態功能評估架構之研究—以東光園道為例，造園學報，7（2）：99-119。
14. 王小璘、劉若瑜，2001，由景觀生態學觀點探討都市基質環境之永續利用—以台中市東區及南屯區為例，設計學報，6（2）：1-22。
15. 王小璘、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，第四屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會。
16. 王小璘、方梅萍，2002，台中市景觀格局的變遷及其影響因素之研究，第四屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會。
17. 王小璘、張維哲，2003，以景觀生態學觀點探討都市公園綠地永續經營管理之

- 研究，東海大學景觀學研究所碩士論文，台中市。
18. 王小璘，2003，都市道路景觀生態之綠化，造園季刊，48:19-30。
 19. 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。
 20. 王兆基譯，1998，新綠化空間設計指南（1）普及手冊，日本財團法人都市綠化技術開發機構，地景企業股份有限公司。
 21. 王軍、傅伯杰、陳利頂，1999，景觀生態規劃的原理和方法，資源科學第21卷第2期，pp.71-76。
 22. 王秀娟，2000，以景觀生態學觀點探討市鄉鎮綠地系統之發展，人與地，第203、204期，頁59~70。
 23. 王秀娟、黃建儀、陳惠娟，2000，從景觀生態學觀點探討都市自然殘存嵌塊體對建立生態都市之意義—以台北市芝山岩為例，第四屆國土規劃實務論壇。
 24. 王秀娟，2002，綠地計畫之理論與實證，田園城市文化事業有限公司。
 - 25.
 26. 王鴻楷、楊沛儒，2000，地景生態與永續都市型態之規劃-台北2025生態城市案例，永續性與都市指標系統研討會論文集。
 27. 王鴻楷、楊沛儒，2001，地景生態城市規劃方法之初探---以『台北市主要計畫通盤檢討—綠色生態城市規劃案』為例，2001地景生態學與永續城鄉發展學術會議。
 28. 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，成功大學碩士論文，台南市。
 29. 王大立、劉曜華、黃昭雄，2003，以服務水準及空間結構特性探討台中市鄰里公園網絡系統，逢甲大學建築與都市計畫所碩士論文，台中市。
 30. 不列顛百科全書，1985，丹青圖書公司。
 31. 中華民國野鳥學會，1995，台灣鳥類名錄，中華飛羽，8（6）：22-31。
 32. 尤少彬，1997，環境影響評估中鳥類調查之可靠性探討，野生動物保育教育與經營管理研討會論文集，16—32頁。
 33. 尤少彬，1999，關刀溪非繁殖季鳥類同功群之研究，林業研究季刊 21：75-90。
 34. 方偉宏，2002，2001年台灣冬季溼地水鳥調查，中華民國野鳥學會年刊，7：53-62。
 35. 台北市野鳥學會，2000，台北市公園綠地調查，冠羽月刊第74期，P.3。
 36. 台北市政府公園路燈工程管理處，2001，台北市公園綠地配置圖，台北市政府公園路燈工程管理處，台北市。
 37. 呂光洋，1996，島嶼生態最是脆弱—由島嶼生態學談到自然保育，大自然雜誌(59)：31-42頁。
 38. 呂光洋、陳添喜、高善、孫承矩、朱哲民、蔡添順、何一先、鄭正寬，1996，

- 台灣動物資源調查—兩棲類動物資源調查手冊，行政院農業委員會。
39. 呂光洋，1997，何謂監測?監測什麼?野生動物保育教育與經營管理研討會論文集，252—259頁。
 40. 呂光洋，2002。雪霸國家公園兩生爬蟲類調查研究-武陵地區，雪霸國家公園管理處。
 41. 李培芬、呂光洋、李玉琪、謝佳君、潘彥宏、陳宣汶、潘天祺、丁宗蘇，1998，臺灣地區野生動物分布資料庫之建立，行政院農業委員會，台北。
 42. 李朝生、梁存柱、王煒、劉鐘齡，1999，內蒙古烏拉蓋地區景觀破碎化與土地利用對策的研究，乾旱區資源與環境13(1):65-71。
 43. 林晏州、鄭亞嵐，2002，都市公園綠地系統與景觀網絡連接度之相關性研究，第四屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會（光碟版）。
 44. 林晏州、鄭亞嵐，2003，都市公園綠地連接度與鳥類群聚關係之研究，中國園藝，49(4)：95-405。
 45. 林憲德，1999，城鄉生態：Biodiversity Design for Living Environment，詹式書局。
 46. 林進益，1977，公園計畫與設計，正中書局。
 47. 林芳儀，2000，景觀變遷對於鳥類群聚時空分布之影響-以關渡自然公園為例，國立台灣大學動物學研究所碩士論文。
 48. 林裕彬、鄧東波、鄭瑞鈞，2000，以嵌塊體形狀指數與統計方法於埤塘景觀變遷之研究，中國文化大學地理研究報告，第13期，第95~126頁。
 49. 林裕彬、鄧東波，2001，從景觀生態學觀點探討都市綠地—以台北市信義計畫區為例，中國文化大學地理學研究所碩士論文，台北市。
 50. 林曜松、李培芬、丁宗蘇，1993，玉山地區成熟林之鳥類群聚生態，國立台灣大學動物學研究所碩士論文，台北市。
 51. 林良恭、趙榮台、陳一銘、葉雲吟，1998，自然保護區域資源調查監測手冊—哺乳動物。行政院農業委員會。
 52. 邱皓政，2003，量化研究與統計分析：SPSS中文視窗版資料分析範例解析，五南圖書出版股份有限公司。
 53. 吳金洌、陳章波，1992，台灣動物資源資料庫建立研討會論文集，國科會生命科學研究推動中心專刊第十八號。
 54. 吳兆錄，1993，島嶼生物地理學理論及其在景觀生態研究中的應用，於肖篤寧（編），景觀生態學理論、方法及應用，pp.118-123，台北：地景出版社。
 55. 吳柏緯，1996，從景觀生態學觀點探討都市景觀環境規劃與準則之建立，成功大學建築與城鄉研究所碩士論文，台南市。
 56. 洪得娟譯，1998，新綠化空間設計指南（2），日本財團法人都市綠化技術開發機構，地景企業股份有限公司。

57. 洪得娟，2000，都市生態綠網模式建構與發展之可能性，第四屆國土規劃實務論壇。
58. 肖篤寧，1993，景觀生態學：理論、方法及應用，台北：地景企業出版有限公司。
59. 沈聖峰、李培芬、袁孝維，2003。零碎化棲地的穩定冠羽畫眉族群：食物、巢位與棲地選擇。棲地零碎化、生態廊道及棲息地網研討會論文集。P185-p198。
60. 周傑，1986，都市公園遊憩效益之研究-以植物園為例，中興大學都市計劃研究所碩士論文，台中市。
61. 徐嵐，1993，景觀網絡結構的幾個問題，景觀生態學：理論、方法及應用，pp.225-232，地景企業股份有限公司，台北。
62. 韋氏新字典Webster's Dictionary，1993，敦煌書局。
63. 侯錦雄，1998，公園綠地規劃準則研擬，內政部營建署。
64. 侯錦雄，1998，景觀生態美學：城鄉風貌塑造的規劃與設計理念，均衡城鄉發展學術研討會論文集，1-13，台中。
65. 侯錦雄、姚凱羚，2003，以植物多樣性的觀點探討都市公園中植栽之維護與管理，東海大學景觀學研究所碩士論文，台中市。
66. 明延凱、周光裕，1995，生態學，地景企業股份有限公司，台北市。
67. 周蓮香，1993，陸域脊椎動物之研究方法及工具，生物科學36(2)：35—40。
68. 凌德麟、李柏賢，2000，從景觀生態觀點探討都市綠地之棲地規劃設計，第三屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會論文集。
69. 郭瓊瑩，1996，國家綠地政策前瞻，中華民國造園學會。
70. 郭瓊瑩、王秀娟，1996，都市公園綠地系統示範地區規劃，內政部營建署。
71. 郭瓊瑩，1997，生態考量設計，邁向21世紀永續發展生態設計研討會，p.31-39。
72. 郭瓊瑩，1997，都市公園綠地系統示範地區規劃，內政部營建署。
73. 郭瓊瑩、王秀娟，1999，全國公園綠地發展綱領之研訂—全國綠政發展策略暨實施方案，台北，內政部營建署。
74. 郭瓊瑩、江千綺，2001，從景觀生態學探討城鄉綠地系統之規劃，2001地景生態學與永續城鄉發展學術會議。
75. 郭城孟，1999，台北市綠網要計畫，台北市政府。
76. 郭城孟、李麗雪，2000，以生態跳島、綠手指建構生態都市之原則探討—以台北市為例，第三屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會論文集。
77. 徐化成，1996，景觀生態學，北京：中國林業出版社。
78. 許富雄，2001，鳥類資源的調查方法，行政院農業委員會特有生物研究保育中心，3：81—90。

79. 俞孔堅，1998，景觀、文化、生態與感知，田園城市文化事業，pp.53-66。
80. 陳琦維、孔憲法，2000，都市棲地調查與評估系統之研究，第四屆國土規劃實務論壇。
81. 陳肇琦，1991，都市公園系統規劃設計準則之探討，營建季刊，2(3)，33-40。
82. 陳惠美、凌德麟、王小璘等，1996，鄰里公園使用後評估模式之研究，造園學報，3(1)：21-43。
83. 陳昭明，1996。武陵地區遊客承載量之研究，內政部營建署雪霸國家公園管理處。
84. 黃南淵，1996，制定綠地政策的方向，營建季刊6(4)：32~43。
85. 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，P.39-45。
86. 黃美純，1999，都市綠地系統的建立，人與地，第184期，pp26-35。
87. 黃大洲，2001，蛻變：大安森林公園的誕生，正中書局。
88. 黃緯，2001，大安森林公園90年鳥類調查成果報告，台北市野鳥學會。
89. 梁世雄、謝寶森、林利貞，1998，高雄市公園環境與鳥類群聚之相關研究，國立高雄師範大學生物科學研究所碩士論文，高雄市。
90. 景貴和，1993，景觀生態學的若干理論問題，於肖篤寧（編）景觀生態學理論、方法與應用，台北：地景出版社，pp.22-30。
91. 葉昭憲、蔡佩真，2003，都市綠網評估體系之建構與應用，逢甲大學土地管理研究所碩士論文，台中市。
92. 高瑋，1995，鳥類生態學，中台科學技術出版社，台中市。
93. 曾輝、唐江、郭慶華，1999，地理科學，珠江三角洲東部地區常平鎮景觀組分轉移模式及動態變化研究，19(1):73-77。
94. 曾昭恩，2002，台中市都市生態系統空間結構分析之研究，朝陽科技大學建築及都市設計研究所碩士論文，台中縣。
95. 馮豐隆、張俊彥、廖亞禎，2002，校園土地利用之景觀變遷—以中興大學台中校區為例，中興大學園藝系研究所碩士論文，台中市。
96. 楊國樞、文崇一等，1989，社會及行為科學研究法（上）（下），東華書局，台北。
97. 楊秋霖，1996，環境、森林、野鳥，中國造林事業協會，台北市。
98. 楊政川，1998，台灣省林業陳列館—鳥類資源與保育解說手冊，台灣省林業試驗所，台北市。
99. 孫元勳、裴家騏，2001，野火強度對環山地區二葉松林鳥類群聚的影響，中華林學季刊，34(2): 131-145。
100. 常家傳、馬金生、魯長虎，1995，鳥類學，中台科學技術出版社，台中市。

101. 解鴻年、黃日松，2003，科學工業園區公園綠地系統劃設檢討之研究，中華大學建築與都市計畫學系研究所碩士論文，新竹縣。
102. 蔡厚男、陳燕靜，1994，都市景觀生態網路之規劃分析研究，國科會研究報告。
103. 蔡厚男、郭翡玉，1995，都市綠地系統計畫與實踐之研究—以台北都會區為例，國科會研究報告。
104. 蔡厚男、蔡淑婷，1998，生物多樣性與都市景觀生態規劃管理，植栽、生態與保育論文集，田園城市出版社，台北市。
105. 蔡佰祿，1983，台灣地區公園系統之研究，中國文化大學實業計畫研究所碩士論文，台北市。
106. 蔡慧敏，1998，島嶼環境變遷研究—金門島地景型塑與分析，國立台灣大學地理學研究所博士論文，台北市。
107. 蔡博文、陳亮瑜，2001，碎形維度與空間形態之研究-台灣地區之聚落空間為例。國立台灣大學地理環境資源學研究所碩士論文，台北市。
108. 趙玲瑜，1999，台灣都市公園空間內容變遷之探討—以臺中市臺中公園為例，東海大學景觀學系研究所碩士論文，台中市。
109. 趙昇、賴明洲、薛怡珍，2003，景觀生態學理論與實務，地景企業股份有限公司，台北市。
110. 張效通、吳杰穎、林向斌，2004，以景觀生態法分析都市綠地變遷之研究 — 以桃園市、八德市、龜山鄉為例，銘傳大學媒體空間設計研究所碩士論文，桃園縣。
111. 張孝通，池體演，黃志瑞，楊瑞禎，1994，建築計畫理論與應用，實力建築及都市文化出版社，台北市。
112. 張啟德，1994，景觀生態學，台北：田園出版社。
113. 張俊彥，1999，以景觀生態學中嵌塊體形狀進行鄉村公園綠地之規劃評估，觀光遊憩規劃研究1999休閒、遊憩、觀光研究成果研討會pp.139-157。
114. 張俊彥，2000，以塊區形狀進行公園綠地評估之應用研究，造園學報，6:1/2：117-131。
115. 張俊彥、陳坤佐，2000，以景觀生態觀點建立河川廊道評估方法之研究，第三屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會論文集。
116. 張俊彥、張高雯，2000，景觀生態結構與鳥類多樣性之相關研究，第三屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會論文集，頁276。
117. 張俊彥，周彥瑜，2005，以景觀生態觀點探討台灣鄉村地區樹籬廊道與鳥類族群相關性之研究—以竹北地區為例，國立中興大學園藝學系碩士論文，台中市。
118. 歐聖榮、桂家悌，2002，公園綠地系統區位分布模式之研究，中興大學園藝

學系研究所碩士論文，台中市。

119. 劉儒淵，2002，遊憩生態學講義，東海大學景觀系碩士班。
120. 劉小如、林文宏，1992，台灣鳥類資料現況，台灣生物資源調查及資訊管理研習會」論文集，中央研究院植物研究所，233-244頁。
121. 劉小如、李欽國，1995，人造針葉林與天然闊葉林鳥類群聚之比較，國立台灣大學碩士論文，台北市。
122. 賴哲三，1976，都市公園綠地規劃，台北，捷盛書局。
123. 賴明洲，1996，環保公園綠化手冊，行政院環保署。
124. 賴明洲、薛怡珍，2000，綠地系統之生態綠化，第三屆造園景觀與環境規劃設計成果研討會論文集。
125. 顏重威，1998，台灣的野生鳥類留鳥篇，渡假出版社有限公司，台北市。
126. 謝寶森，1986，穿越線法與圓圈法在鳥類族群密度估算之比較，國立台灣大學碩士論文，台北市。

二、外文書目

1. Ambroses, S., 1989, The Australian bird count - Have we got your numbers? RAOU Newsletter 80: 1-2.
2. Bookhout, T. A., 1996, Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats. The Wildlife Society Press.
3. Sutherland, W. J., 1996, Ecological Census Techniques. Cambridge University Press.
4. Burnham, K. P., D. R. Anderson, and J. L. Laake., 1980, Estimation of density from line transect sampling of biological population. Wildlife Monography 72: 1-202.
5. Bolger, D. T., Alberts, A. C. and Soule', M. E., 1991, Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction, and nested species subsets. - Am. Nat. 137:155-166.
6. Brown, J.H. 1971. Mammals on mountaintops: nonequilibrium insular biogeography. The American Naturalist 105:467-478.
7. Brown, J.H., and Kodric-Brown, A., 1977, Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction, Ecology, Vol.58 ,pp.445-449.
8. Brown, J.H. 1978. The theory of insular biogeography and the distribution of boreal birds and mammals. Great Basin Naturalist Memoirs 2 : 209-227.
9. Bernatzky, A., 1983, The Effects of Trees on the Urban Climate. In: Trees in the 21st Century. Academic Publishers, Berkhamster, 59-76.
10. Bramryd, T. & Fransman, B. 1995. Silvicultural use of wood ashes-effects on the

- nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris*, L) forest soil. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1039–1044.
11. Bennett, A.F., 1990, *Habitat corridors: their role in wildlife management and conservation*, Department of Conservation and Environment, Melbourne, Australia, P.37.
 12. Bibby, C. J., N. D. Burgess, and D. H. Hill, 1992, *Bird Census Techniques*, Academic Press.
 13. Collinge, S.K., 1998, Spatial arrangement of habitat patches and corridors : clues from ecological field experiments, *Landscape and Urban Planning*, Vol .42, pp.157-168.
 14. Collinge, S. K., 1996, Ecological Consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning, *Landscape and Urban Planning*, 36, 59-77.
 15. Clergeau, P., Jokimaki, J. and Savard, J. L., 2001, Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 38, 1122—1134.
 16. Cranz, G., 1978, Changing roles of urban park-from pleasure ground to open space, *Landscape*, 22(3), 9-18.
 17. Cook, E. A., 2002, Landscape structure indices for assessing urban ecological Networks, *Landscape and Urban Planning*, 58, 269-280.
 18. Diamond J. M. and Mayr, E., 1976, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 73, 262-266.
 19. Dramstad, W.E., Olson, J.D. and Forman, R.T.T., 1996, *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning*, Harvard University Graduate School of Design.
 20. Forman, R.T.T. and J. Baudry, 1984, Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Envir. Manag.* 8: 495-510.
 21. Forman R.T.T & Godron , M.,1986 ,*Landscape Ecology*,John Wiley & Sons.
 22. Forman R.T.T., 1995 ,*Land Mosaics : The Ecology of Landscapes and Regions*. CambridgeUniversity Press.Cambridge.
 23. Farina, A., 1998,“Principles and methods in landscape ecology.”,Published by Chapman and Hall, an SE1 8HN, UK.imprint of Thomson Science, 2-6 Boundary Row, London.
 24. Fahrig, L. and G. Merriam, 1985, Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*. 66(6) : 1762-1768.
 25. Groom, M.J., and Schumaker, N., 1993, Evaluating landscape change : patterns of worldwide deforestation and local fragmentation, In P.M. Kareiva, J.G. Kingsolver

- and R.B. Huey (Editors), *Biotic Interactions and Global Change*, Sinauer Associates, Sunderland, MA.,pp.24-44.
26. Gilbert, O. L., 1989, *The ecology of urban habitats*, London: Chapman & Hall Publishers.
 27. Groome D, 1990, Green corridors: a discussion of a planning concept, *Landscape and Urban Planning*, Vol.19, pp.383-387.
 28. Harris,L.d.1984.The fragmented forest-Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity.The University of Chicago Press. pp 211.
 29. John Linehan, Meir Gross, John Finn, 1995, Greenway planning: developing a landscape ecological network approach, *Landscape and Urban Planning*, 33, 179-193.
 30. Johnson,N.K.1978.Patterns of avian geography and speciation in the intermountain region.Great Basin Naturalist Memoirs 2 : 137-159.
 31. Krebs, C. J., 1989, *Ecological methodology*. Harper & Row, Inc., New York, USA.
 32. Kratter,A.W.1992.Mountane avian biogeography in California and Baja California.*Journal of Biogeography* 19 : 269-283.
 33. Kilgo, J. C., R. F. Labisky, and D. E. Fritzen, 1998, Influences of hunting on the behavior of white-tailed deer: Implications for Conservation of the Florida Panther. *Conservation Biology*. 12(6):1359-1364.
 34. Lawence A. Baschak, Robert D. Brown, 1995, An ecological framework for planning, design and management of urban river greenways, *Landscape and Urban Planning*, 33, 211-225.
 35. McGuckin, C.P., and Brown, R.D., 1995, A landscape ecological model for wildlife enhancement of stormwater management practices in urban greenways, *Landscape and Urban Planning* Vol.33, pp.227-246.
 36. Moilanen, A. and Nieminen, M., 2002, Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, 83(4), 1131-1145.
 37. MacArthur,R.H.,and J.W.MacArthur.1961.On bird species diversity. *Ecology* 42 : 594-598.
 38. MacArthur, R. and E. O. Wilson, 1963, An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
 39. Merriam, G., 1984, Connectivity: A Fundamental Ecological Characteristic of Landscape Pattern. In J. Brandt & P. Agger, eds. *Methodology in Landscape Ecological Research and Planning*, vol. 1,pp. 5-15.
 40. Naveh,Z., 1995, Interactions Of Landscape And Culture, *Landscape and Urban*

- Planning, 32 : 43-54.
41. Noss, R.F., 1987, Corridors in real landscapes:a reply to Simberloff and Cox., Conservation Biology, Vol.1, pp.159-164.
 42. Noss, R. F., 1983, A Regional Landscape Approach to Maintain Diversity. Bioscience, 33(11) : 700-706.
 43. Pérez-Tris, J. and Tellería, J. L. 2001. Age-related variation in wing shape of migratory and sedentary Blackcaps *Sylvia atricapilla*. — J. Avian Biol. 32: 207-213.
 44. Quinn,J.F.,and S.P.Harrison.1988.Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness:evidence from biogeographic patterns.Oecologia 75 : 132-140.
 45. Rosenberg,et al., 1997, Biological Corridors:Form, Function, and Efficacy,BioScience, 47(10): 677-686.
 46. Rudd, H., Vala, J., & Schaefer, V., 2002, Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: a connectivity analysis of urban green spaces, *Restoration Ecology*, 10(2), 368-375.
 47. Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, and D. F. Desante.,1993, Handbook of Field Methods for Monitoring Landbirds, Pacific Southwest Research Station Albany, California.
 48. Risser, P. G., Karr. J. R., Forman R. T. T., 1984, Landscape Ecology: Directions and Applications, National History Survey.
 49. Solecki, W.D. and Walls, J.M., 1995, Urban parks : green spaces or green walls?, Landscape and Urban Planning, 32, 93~106.
 50. Savard, J. L., Clergeau, P. & Mennechez, G., 2000, Biodiversity concepts and urban ecosystems, *Landscape and urban planning*, 48, 131-142.
 51. Spellerberg, I.F., 1992, Evaluation and assessment for conservation, Chapman and Hall, London, U.K., pp.113-204.
 52. Steven D.Garber,Ph.D.著，江千綺譯，1997，都市生態基本理念，景觀師，p.14-21。
 53. Searns, R. M. 1995 , The evolution of greenways as an adaptive urban landscape form , Landscape and Urban Planning , 33 : 65-80.Troll, C., 1950, Die geographische Landschaft und ihre Erforschung, Studium generale (Heidelberg), 3, pp.163-181.
 54. Saunders.D.A.and K.H. Hobbs,1991,Nature Conservation 2:Three Role of Corridors. Surrey Beatty and Sons.Chipping Norton.Australia.
 55. Soule,M.E.,A.C.Alberts,and D.T.Bolger.1992.The effect of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates.Oikos 63 : 39-47.

56. Savard, J. L., Clergeau, P. and Mennechez, G., 2000, Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and urban planning*, 48, 131-142.
57. Simberloff, D. S., and L. G. Abele. 1982. Refuge design and island biogeographic theory : effect of fragmentation. *The American Naturalist* 120 : 41-50.
58. Tramer, E. J., 1969, Bird species diversity: components of Shannon's Formula. *Ecology* 50(5): 927-929.
59. Turchi, G. M., P. L. Kennedy, and D. Urban. 1995. Bird species richness in relation to isolation of aspen. *Wilson Bulletin* 107 : 463-474.
60. Tjallingii S. P. & A. A. de Veer eds., 1981, Perspective in Landscap Ecology, *Landscape and Urban Planning*, 21, pp.61-79.
61. Thomas, W. A., Wilcox, W. H., and Goldstein, G., 1974, Biological indicators of environmental quality, (pp.129-130). Michigan: Ann Arbor Science Publishers.
62. Tischendorf, L. & Fahrig, L., 2000, How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15, 633-641.
63. van Langevelde, F., 2000, Scale of habitat connectivity and colonization in fragmented nuthatch populations, *Ecography*, 23, 614-622.
64. Wiens, J. A., 1994, Habit fragmentation : island V landscape perspectives on bird conservation, *Ibis* 137:S97-S104.
65. With, K. A., and A. W. King. 2001. Analysis of landscape sources and sink : the effect of special pattern on avian demography. *Biological Conservation* 100 : 75-88.

三、電子媒體

1. 台北市政府網站 <http://www.taipei.gov.tw/>
2. 台北市大安區公所網站 <http://www.daan.gov.tw/>
3. 台北市政府都市發展局網站 <http://www.planning.taipei.gov.tw/>
4. 社團法人台北市野鳥學會網站 <http://www.taipeibird.org.tw/>

附錄一 鳥類名錄

中名	(學名)	英名	遷移屬性
鵞形目 CICONIIFORMES			
鷺科 ARDEIDAE			
蒼鷺	Ardea	cinerea	V
大白鷺	Egretta	alba	V
小白鷺	Egretta	garzetta	R
夜鷺	Nycticorax	nycticorax	R
雁形目 ANSERIFORMES			
雁鴨科 ANATIDAE			
鴛鴦	Aix	galericulata	R
赤頸鴨	Anas	penelope	V
赤膀鴨	Anas	strepera	V
綠頭鴨	Anas	platyrhynchos	V
鶴形目 GRUIFORMES			
秧雞科 RALLIDAE			
白腹秧雞	Amauornis	phoenicurus	R
鷗科 LARIDAE			
紅嘴鷗	Larus	ridibundus	V
鴿形目 COLUMBIFORMES			
鳩鴿科 COLUMBIDAE			
斑頸鳩	Streptopelia	chinensis	R
雨燕目 APODIFORMES			
雨燕科 APODIDAE			
小雨燕	Apus	affinis	R
佛法僧目 CORACIIFORMES			
翠鳥科 ALCEDINIDAE			
翠鳥	Alcedo	atthis	R
鷲形目 PICIFORMES			
鬚鷲科 CAPITONIDAE			
五色鳥	Megalaima	oorti	R

雀形目 PASSERIFORMES			
燕科 HIRUNDINIDAE			
家燕	Hirundo	rustica	R
鵲科 MOTACILLIDAE			
樹鵲	Anthus	hodgsoni	V
鶉科 PYCNONOTIDAE			
白頭翁	Pycnonotus	sinensis	R
伯勞科 LANIIDAE			
紅尾伯勞	Lanius	cristatus	V
鶉科 TURDIDAE			
赤腹鶉	Turdus	chrysolais	V
畫眉科 TIMALIIDAE			
小彎嘴	Pomatorhinus	ruficollis	R
畫眉	Garrulax	canorus	R
鶯科 SYLVIIDAE			
大葦鶯	Acrocephalus	arundinaceus	V
繡眼科 ZOSTEROPIDAE			
綠繡眼	Zosterops	japonica	R
雀科 FRINGILLIDAE			
花雀	Fringilla	montifringilla	V
文鳥科 PLOCEIDAE			
麻雀	Passer	montanus	R
椋鳥科 STURNIDAE			
八哥	Acridotheres	crisatellus	R
卷尾科 DICRURIDAE			
大卷尾	Dicrurus	macrocerus	R
鴉科 CORVIDAE			
樹鵲	Dendrocitta	formosae	R

備註：遷移屬性 R.留鳥 V.候鳥 S.迷鳥 (資料來源：台北市野鳥學會鳥類資料庫)