

東海大學生命科學系
碩士學位論文

指導教授：卓逸民
Tso, I-Min

生境面積指數能否反映地景嵌塊的生物多樣性？
以中台灣都市公園作為調查對象

Can BAF reflect biodiversity of landscape mosaics?
A case study on city parks in central Taiwan

研究生：林承昊
Lin, Cheng-Hao

中華民國一〇四年七月

July, 2015

致謝

在我的實驗進行過程中，受到了許多人的幫助與支持，才能順利在兩年內完成這個研究。首先，最要感謝的人是我的指導教授 卓逸民老師，在第一年中，老師經由無數的文獻閱讀討論帶我逐漸熟悉景觀生態學與生物多樣性這個我原先較陌生的領域，在接下來的實驗過程中除了許多關鍵的建議外，更重要的是不斷給我鼓勵、並在我承受極大壓力時為我祈禱，讓我能夠繼續堅持下去。

GREEnS 計畫中的各位也是我完成研究不可或缺的助力。張彥華與簡培傑學長扛起了大部分最繁重的野外作業，非常感謝學長們的辛苦的付出讓我有完整的樣本能夠分析。感謝景觀系的蔡淑美老師與洪品宣學長，負責了生境面積指數這個實驗中最核心的部分，也從景觀學與都市地景規劃的角度給予我許多不同的新觀點。黃博森學長作為有生物多樣性研究豐富經驗的前輩，也在實驗設計上給了許多有用的提議，更指導我學會如何進行樣本的分類與鑑定。

這東海的這兩年中，實驗室裡朝夕相處的夥伴自然也不能忘記。感謝學弟妹們願意花時間支援我野外的的工作與樣本鑑定，沒有你們的幫助我絕對沒有辦法如期完成研究。霏霏學姊與奕璇學姊總是為我們打理許多雜事，感謝你們的幫助能讓我專注在實驗的進行上。更要強力感謝阿盤學長，每次進度報告都會指出我研究中思想的不足與並給

予進步方向，在統計上更是給我極大的幫助。

最後要感謝的是我親愛的家人，謝謝你們願意放手讓自己做自己喜歡的事，並永遠都在身後默默的支持我，讓我能專心致力於學業上沒有後顧之憂，謝謝你們。



目錄

摘要.....	4
Abstract.....	6
一、前言.....	8
二、材料與方法.....	12
1. 實驗樣地及樣點設置.....	12
2. 生境面積指數之估計.....	12
3. 節肢動物採集與分類.....	13
4. 草本植物多樣性調查.....	14
5. 環境因子測量.....	15
6. 景觀指數測量.....	15
7. 資料分析.....	16
三、結果.....	18
1. 利用專家法所進行之生態權重及 BAF 數值估計.....	18
2. 各公園之節肢動物及草本植物多樣性.....	18
3. BAF、環境因子與多樣性指數間之關係.....	19
4. BAF、環境因子與蜘蛛功能群組成間之關係.....	20
5. 景觀指數與各類群生物多樣性指數間之關係.....	20
四、討論.....	21
五、參考文獻.....	26
六、圖表.....	30

摘要

在所有會造成生物棲地破壞人類的活動中，都市發展是導致物種區域性滅絕率最高及棲地回覆最困難的一項(Vale, 1976);除此之外，它亦會使當地原生物種受到快速蔓延的外來種取代，進而失去生態上的獨特性。截至目前為止，都市化仍是全球的趨勢，因此在都市發展時同時兼顧當地的環境及生物多樣性是重要且迫切的課題。其中一項被廣泛應用於都市規劃的指標是在 1980 年代德國柏林提出的「生境面積指數」(Biotope Area Factor, BAF)。BAF 由該地區的地表透水性、植物覆蓋狀況以及人為建物等表面形態決定，表示這個區域中「有效生態面積」的比例，用以代表當地的「生態有效」程度，任何的開發與建設都需要維持一定的 BAF 值。然而 BAF 值是依據照片或空照圖，交由專家以問卷調查的方式決定，其是否能忠誠的反映現地實際生物多樣性尚不清楚。都會區中的公園由於擁有較高的植被覆蓋率，往往會成為生物多樣性的熱點，因此在都市計劃中對公園進行適當的規劃對於提升城市生物多樣性會是很重要的一點。在本研究中，我選擇中台灣地區多個不同型態個公園欲檢視 BAF 值是否能確切反映現地的生物多樣性、並找出對生物多樣性有較高影響的環境因子。我調查各公園中蜘蛛、昆蟲、木草本植物的多樣性、紀錄環境因子，並以

專家問卷法計算各種同質單元的 BAF 值。結果發現，BAF 值不論與生物多樣性指數或物種組成差異皆無顯著相關。葉面積指數、草本植物覆蓋度能顯著反映草本植物與蜘蛛之多樣性，林下植被密度則能顯著反映昆蟲多樣性。本研究之結果顯是現有之 BAF 系統並無法忠實反映地景嵌塊之生物多樣性，因此發展出新一代之生態有效性權重方法有其必要性，本研究所累積之大量資料將有助於在台中市建立一套能準確評估地景嵌塊生態有效度之新一代權重系統。



Abstract

In all the human activities which cause natural habitat loss, urbanization produces the greatest local extinction and its detrimental effect lasts longer. Besides, urbanization processes would replace the native species with widely-distributed nonnative ones and result in the loss of biotic uniqueness of local ecosystems. In recent years, urbanization is still a growing global trend so the application of biodiversity-enhancing managements during urban development is urgent and important. One popularly-used management conduct is the BAF (Biotope Area Factor) system, which was developed in Berlin in 1980s. BAF represents the ratio of ecological effective area of a landscape mosaic and in many cities the developers must achieve a required level of BAF values in their design to obtain construction approval. However, currently BAF values are generated by expert questionnaire methods using aerial photos. It is not clear whether BAF values can actually reflect the biodiversity of a local area. Because of their high vegetation coverage urban parks are often regarded as the biodiversity hot spots in cities. Therefore, how to manage city parks to increase diversity and abundance

of organisms is vital in enhancing the biodiversity of urban areas. In this study, we established sampling plots in various types of parks in metropolitan areas in central Taiwan to evaluate the congruency between BAF values and in situ biodiversity and to realize what environmental attributes are responsible for high biodiversity in urban parks. We used expert questionnaire methods to designate BAF value of various landscape homogenous units in these parks. In addition, in all sampling plots we systematically surveyed the diversity of spiders, insects, herb plants and measure vegetation structures. The results showed that in all taxa examined no significant correlation was found between BAF values and diversity indices. Understory vegetation density was the only factor significantly correlated with insect diversity. The diversity of herb plants and spiders were significantly correlated with leaf area index and herbaceous plant coverage. These results indicate that a new generation ecological effectiveness weighting system which can realistically reflect local biodiversity and ecological condition is needed and data collected in this study can be used to generate such system in Taichung City.

一、前言

在所有會造成棲地喪失的人類活動中，都市發展是造成最高在地物種滅絕率的一項 (Vale, 1976)。且相較於其他類型，都市化所造成的負面影響會持續相當長的時間 (Marzluff, 2001)。此外，都市化亦會使得當地失去的原生物種受到廣佈型的非原生種取代，這樣的”生物同質化 (biotic homogenization)”會對當地生態系的生物獨特性造成威脅 (Mckinney, 2002)。至今，都市化仍然在全球不斷的發生當中，因此如何在這樣的過程中制定規範及有效管理以維持當地環境與生物多樣性是相當重要的課題。

其中一個被較廣泛利用的指標是 1980 年代德國提出的生境面積指數 (Biotope Area Factor, 簡稱 BAF)，這套系統的目標在於保存及創造都市中的生物棲地，確保都市環境的綠化水準及視覺品質，並增加提供市民休閒娛樂的綠地機會水準。由於 BAF 可應用於計算各種型式的土地利用品質，許多都市將 BAF 納入都市景觀計畫中作為其環境規劃的衡量標準，為了達成政府規定的生態棲地水準，開發者必須設法達到規定的 BAF 值，否則無法取得開發或建築執照 (Becker, 1990)。但在台灣 BAF 值的決定是依據照片及空照圖由各領域之專家主觀判定不同類型土地表面型態之生態有效性來決定，而並未使用實

際調查之資料進行生態有效度之估算，目前鮮少相關研究顯示這類都市規畫的景觀管理指標是否能夠有效反映當地之生態有效性及生物多樣性，對於都市發展帶來的對生物多樣性之負面影響是否能有效管理更是無法確定。

都市的形成也同時創造了許多不同的棲地環境，其中公園綠地因為有較高的植被覆蓋率，往往會成為都市中的生物多樣性熱點

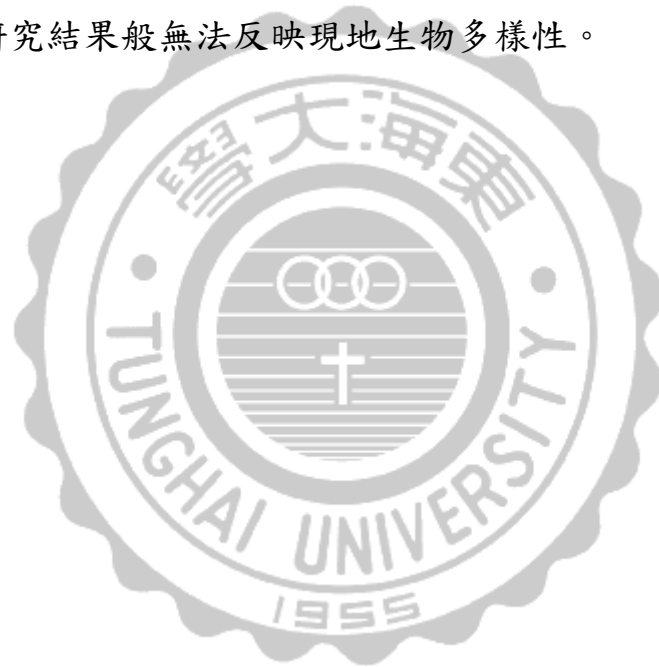
(Savard et al., 2000)。在 Müller 等人 (2011) 的研究中顯示，都市中的公園除了有較高的平均物種數量，列於 IUCN 紅色名錄的物種數也高於其他類型的都市土地使用類型，因此要保護都市的生物多樣性，由公園綠地的經營管理著手是最有效的方式之一。

無脊椎動物中的節肢動物是地球上數量最多的生物，全世界超過 70% 已描述的物種屬於節肢動物。其中昆蟲的種類多、且可以很快地反映自然環境的波動，因此牠們很適合作為偵測環境波動和評估生態系健全與否的指標生物 (Schowalter, 2000; Maeto et al., 2002)。同屬節肢動物的蜘蛛為陸域生態系中最主要之無脊椎動物捕食者，共約四萬餘種 (Platnick and Berniker, 2015)，種數僅次於昆蟲，其獵物包含棲息於各種環境的昆蟲、小型無脊椎動物甚至蜘蛛本身，在控制節肢動物的數量以及維持生態系的平衡上扮演重要的角色 (Nyffeler, 2000)。此外，蜘蛛的群落對於棲地微環境敏感，其組成會影響環境

中養分循環及植物生長的生態系功能運作 (Uetz et al., 1999)，因此是一種很好的生物多樣性指標。除了動物外，在棲地中草本植物能夠提供初級消費者的食物來源，且植被結構與多樣性亦會影響當地的微棲地 (Cornelis and Hermy, 2004)。因此，在本研究中，我同時採用昆蟲、蜘蛛及草本植物做為生物多樣性指標，以顯示確保能反映出較全面的生物多樣性。

本研究中，我選擇台灣中部地區的公園為研究對象，提出兩個主要的問題方向：(1) BAF 是否能有效的反映公園中的生物多樣性、(2) 有哪些因子會影響都會地區公園的生物多樣性？公園是提升都會地區之生物多樣性及其生態有效度之關鍵棲地類型，因此若能瞭解那些景觀及微環境因子與公園的生物多樣性最具相關性，將能作為都市計畫及管理當局之決策依據，藉由適當之管理與規劃來提升都會地區之公園使其更適合各種生物之棲息及繁衍。此外，雖然 BAF 系統在世界特定都市及台灣地區已被使用多年，但是其是否能真正反映現地之生態有效度及生物多樣性，很少有學者以實際數據進行探討。最近，Huang 等人 (2015) 在台中都會地區選定八所大學校園進行調查，以專家法估計校園內各同質單元之 BAF 數值並與現地調查而得之各項微環境因子及草本、木本、節肢動物多樣性進行比較，其研究結果顯示，台中都會地區的大學校園中，其各種同質單元之 BAF 值與現地

之動物多樣性並無顯著相關性；只與林下層植被結構有些許相關。此結果顯示，現行之 BAF 系統似乎無法反映景觀嵌塊之生態有效度。然而此研究只針對大學之校園，在其他之都會土地規劃類型，如綠地面積比例最高的公園，是否也有相同的狀況，目前並不清楚。在本實驗中，由於 BAF 值的決定主要是依據照片及空照圖顯示的表面透水性及植被覆蓋程度而缺乏實際調查，我們預期現行之 BAF 系統應如同大學校園研究結果般無法反映現地生物多樣性。



二、材料與方法

1. 實驗樣地及樣點設置

為確保每個公園能有足夠的採樣點，本研究於台灣中部地區共挑選面積至少大於兩公頃的公園作為樣區進行採樣。公園依使用類型、位置、形狀分為都會型公園 (N=9)、郊區型公園 (N=6)、都會型步道 (N=5) 與郊區型步道 (N=5)，共選擇了 25 個樣區。每個採樣點為一 10 m × 10 m 的方格，在都會型公園與郊區型公園中，以方格法分別在每一公頃及每兩公頃的方格中央各畫設一樣點 (圖一)；都會型步道與郊區型步道則是每兩百公尺設一樣點，總樣點數為 255 個。在本研究進行採樣之公園各類相關資訊詳列於表一。

2. 生境面積指數之估計

生境面積指數 (biotope area factor, BAF) 代表的是該區域中「有效的生態表面」(ecologically-effective surface) 面積和區域總面積比重。有效的生態表面計算公式如下：

有效的生態表面積 = 特定表面型態面積 × 該表面型態之生態有效權重

一區域中可依土地表面利用類型劃分出各表面型態的嵌塊

(patch)，在拍下現地照片後配合空照圖製作問卷給予對於研究問題有足夠認知之相關領域專家，依據鋪面透水性與綠化程度為各個表面型態進行評分，評分數由 0.0~10.0，分數越高表示該表面型態的生態有效度越高，最後採用平均數之計算方式作為各類表面型態之生態有效權重（表二），該區域各類表面型態之生態有效面積總和與總面積的比值即為其 BAF 值。在使用方格法進行樣點畫設的情況下，我根據每個方格內的表面型態類型及其面積計算該方格的 BAF 值來估計樣點的生態有效度，以比較 BAF 值與該樣點生物多樣性之關係。

3. 節肢動物採集與分類

由於在樣區中有許多無法挖掘的鋪面，為採集地表徘徊型的蜘蛛及昆蟲，因此我使用坡道掉落式陷阱（ramp trap）取代傳統的掉落式陷阱（圖二）。坡道掉落式陷阱的組成為一個 173 mm × 137 mm × 17mm 的塑膠盒兩邊加上塑膠坡道，令小型動物能由坡道掉入盒中，塑膠盒內填充 70% 酒精並加入少許肥皂水及甘油，最後再加上上蓋防止雨水進入。每個樣點放置一個陷阱，三天後回收，以濾網過濾其中所收集到之生物，帶回實驗室進行保存與鑑定。另外，我亦使用掃網採集二公尺以下灌叢中的節肢動物，此乃藉由一人持掃網於樣區內沿固定路線採集五分鐘，採集到的樣本挑除枯枝落葉後以 70% 酒精保存。

所有採集工作皆在 2014 年 7 月到 9 月中的上午十點至下午四點間進行。

之後將所採集樣本中的蜘蛛與昆蟲挑出，昆蟲鑑定至目級階層、蜘蛛鑑定至科級階層並記錄數量。此外，蜘蛛的功能群在不同棲地及棲地不同層次間會因環境的改變而有所影響，因此比較功能群組成可以了解棲地的改變及干擾對節肢動物多樣性的影響。我將所採集的蜘蛛根據其結網或捕食特性分為八個功能群 (Uetz, 1999): (A) 圓網型 (orb web weaver, O. W.)、(B) 立體網型 (space web weaver, Sp. W.)、(C) 片狀網型 (sheet web weaver, Sh. W.)、(D) 感覺網型 (sensing web weaver, Se. W.)、(E) 地表徘徊型 (ground hunter, G. H.)、(F) 葉間徘徊型 (ambush hunter, A. H.)、(G) 其他徘徊型 (other hunter, O. H.)、(H) 特殊型 (specialist)。

4. 草本植物多樣性調查

我將 10 m × 10 m 的樣點畫分為四個 5 m × 5 m 的小方格，每個小方格隨機挑選一個 1 m × 1 m 方格區域計算其中的草本植物物種數量及各物種的覆蓋率 (圖三)。

5. 環境因子測量

為了瞭解公園中的生物多樣性受到哪些環境因子影響，我測量林下植被密度 (understory vegetation density, 簡稱 UVD)、葉面積指數 (leaf area index, 簡稱 LAI) 與總草本植物覆蓋率 (total herbaceous plant coverage, 簡稱 COV)。林下植被密度之測量乃藉由使用 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ 紅布垂直立於樣點四個邊的中點，一人於樣點中心向四個方位之紅布進行拍攝，紅布放置高度為地表至一公尺高。所得之相片以軟體計算一平方公尺紅布受到枝條及葉片遮蔽的比例即為 UVD 值。葉面積指數為地表單位面積受到樹葉遮蔽的比率，實驗中利用 LAI-2000 Plant Canopy Analyzer 進行測量，在測量時一組偵測器置於開闊處，另一組則帶入樣點內，兩組偵測器會同時測量並記錄光照值，經軟體計算可得出 LAI 值。總草本植物覆蓋率則為該樣點中各種草本植物覆蓋率之總和。

6. 景觀指數測量

景觀指數有利於分析人為開發對於自然環境的衝擊及描述景觀特徵 (Chang, 2014)，在這裡我使用 ArcGis 第十版依據不同表面型態將各公園中畫分為許多嵌塊 (patch)，再以此為每個公園計算八個景

觀指數。首先是公園總面積 (A) — 在許多過去研究中被認為是對生物多樣性影響最大的因子 (Savard et al, 1999; Cornelis & Hermy, 2003; Moorhead & Philpott, 2013; Matthies, 2015)。景觀學上的嵌塊與物種之棲地有關，其大小、數量皆會影響景觀構型與生物多樣性，我們測量嵌塊數目 (number of patches, NP)、嵌塊密度 (patch density, PD)、平均嵌塊大小 (mean patch size, MPS)、最大嵌塊指標 (largest patch index, LPI) 與嵌塊的 Shannon diversity index (SHDI) 作為嵌塊指數。嵌塊的邊緣長度對生物擴張有直接的影響，我計算邊緣總長度 (total edge, TE) 與邊緣密度 (edge density, ED) 作為形狀與邊緣指標。最後我亦估計整個公園的 BAF 值來表示整體的生態有效度。

7. 資料分析

節肢動物樣本鑑定完成後將掃網及坡道掉落式陷阱的資料加總，並連同草本質物資料分別計算三個類群的 Shannon diversity index 作為生物多樣性指標。

我使用混合模型 (mixed model) 分析每個樣點的 BAF 值和環境因子與生物多樣性之關係，為了修正不同公園造成的差異，模型中將公園設為隨機因子。在使用赤池資訊準則 (Akaike information criterion, AIC) 進行模型選擇之後，以 bootstrap method 進行變因的顯著性分

析。為了檢視每個樣點的 BAF 值和環境因子對蜘蛛功能群組成差異之影響，我使用冗餘分析（redundancy analysis, RDA）探討蜘蛛組成與何種測量變因之組合最具相關性。為探討景觀指數與生物多樣性間的關係，我以將公園設為隨機因子的混合模型進行分析，並同樣用 AIC 作模型選擇之後，以 bootstrap method 進行變因的顯著性分析。所有的統計分析皆以 R 3.1.0（R Development Core Team, 2014）版本進行。



三、結果

1. 利用專家法所進行之生態權重及 BAF 數值估計

在本研究中中部都會地區之公園各土地表面型態之相片共寄給了水土保持專長、生命科學專長、環境工程專長、景觀專長、森林專長、建築專長、都市計畫專長、園藝專長、土木工程專長之專家共二十人進行生態權重之估算。各表面型態之權重值由 0.0~10.0。從中部都會地區之 25 個公園，利用空照圖及 ArcGis 軟體共歸納出 35 種土地利用表面型態，由各領域專家所推估之生態權重歸納整理而成之數值列於表二。之後以這些生態權重值配合利用 ArcGis 軟體所估算之各樣點區域的各種表面型態面積百分比，計算出各樣點之 BAF 數值，以此數值進行後續各種統計分析。

2. 各公園之節肢動物及草本植物多樣性

從設立在中部都會地區公園之 255 個採樣點共獲得 8900 隻蜘蛛標本，分別屬於 34 個科；昆蟲部分則獲得 27721 之標本，來自於 17 個目；草本植物共紀錄 45 種。在數量上，以台中都會公園的蜘蛛豐度最高，共採獲 2219 隻，秋紅谷的蜘蛛豐度最低，共採獲 274 隻；

昆蟲豐度則亦為台中都會公園最高(7941 隻),秋紅谷最低(101 隻)。
在多樣性方面,台中都會公園有最高之蜘蛛 Shannon diversity index
平均值(\bar{x} :1.282),草悟道之平均值最低(\bar{x} :0.574);后里花田拼布
公園有最高之昆蟲 Shannon diversity index 平均值(\bar{x} :1.355),美術館
廣場接崇倫公園之平均值最低(\bar{x} :0.783)。

3. BAF、環境因子與多樣性指數間之關係

在草本植物中,迴歸模型經模型選擇後四個變因(BAF、LAI、
UVD、COV)中只保留了 LAI 與 COV,並且皆為顯著正相關,表示
LAI 與 COV 值越高的樣點擁有越高的草本植物多樣性。在昆蟲資料
中,只有 UVD 通過模型選擇並達顯著正相關,表示 UVD 值越高的
樣點擁有越高的昆蟲多樣性。在蜘蛛資料中,經模型選擇後保留了
LAI 與 COV,並且皆為顯著正相關,表示 LAI 與 COV 值越高的樣點
擁有越高的蜘蛛多樣性(表三)。在各分類群之分析中 BAF 數值與多
樣性指數之關係皆未達顯著(圖四、圖五、圖六),顯示利用專家法
所估得知 BAF 值並無法有效反映現地節肢動物或草本植物多樣性。

4. BAF、環境因子與蜘蛛功能群組成間之關係

我以 RDA 分析樣點間蜘蛛功能群組成差異與環境因子間的關係。RDA1 與 RDA2 的解釋力分別為 24.5% 與 2.91% (表四、圖七) 且皆達顯著，RDA3 則無 (表四)。由 RDA 結果可看出，環境因子中只有 UVD 與 COV 對蜘蛛功能群組成差異有顯著影響 (表五)，BAF 則是在模型選擇中就被剔除，UVD 解釋的部分主要在 RDA1，COV 則是對 RDA1 與 RDA2 有相近的解釋力 (圖八)。由表六可看出，樣點間的功能群差異來主要自於圓網型、空間網型與葉間徘徊型蜘蛛之數量變化。

5. 景觀指數與各類群生物多樣性指數間之關係

以混合模型分析九個大尺度的景觀指數與生物多樣性的關係之結果顯示，在草本植物與昆蟲這兩個類群中，沒有任何景觀指數對多樣性有顯著影響。在蜘蛛資料中，嵌塊數目對蜘蛛多樣性有顯著負相關，邊緣總長度對蜘蛛多樣性則有顯著正相關 (表七)，即嵌塊數量越多的公園，其蜘蛛多樣性越低；嵌塊邊緣總長越大的公園，蜘蛛多樣性越高。

四、討論

本研究的結果顯示，在中台灣的公園中，生境面積指數並無法真切地反映生物多樣性，在草本植物、昆蟲與蜘蛛這三個類群中皆是如此；即在擁有相近 BAF 值的樣點中，它們實際的生物多樣性仍會有相當的差異。由物種組成的觀點看來，BAF 值亦無法解釋不同樣點間蜘蛛功能群組成的差異。以草本植物來說，由於決定 BAF 值的專家問卷法主要是由照片與空照圖中的地表透水率與植被覆蓋狀況來給予權重值，在某些植物相單一但生長茂密的區域就會較種類豐富的區域擁有較高的權重值，再加上公園往往會受到高度的人為管理或種植特定種類的景觀植物，在這樣的情形中 BAF 值並無法對植物多樣性進行有效預測。對無脊椎動物來說，牠們的多樣性受到棲地、微氣候與物種間交互作用等等眾多因子所影響，相較之下 BAF 值提供的資訊過少，且連對棲地環境有重要貢獻的植物多樣性都無法正確表現，要反映無脊椎動物多樣性更是困難。因此若希望在都市發展中能兼顧生物多樣性之維護，僅以 BAF 值做為生態有效度之評估指標並不足夠。

既然 BAF 無法有效反映生物多樣性，我們同時也測量公園中的環境變因以瞭解生物多樣性實際受到那些因素影響。在分析結果中，

會影響昆蟲多樣性的只有林下植被密度。本部分研究之結果顯示近地表處植被三度空間的複雜度與昆蟲多樣性有顯著之關聯性，即植被複雜度越高的樣點會有越高的昆蟲多樣性。因為昆蟲種類多、功能群複雜，當植被結構越複雜時能提供越多不同的利基供不同種類之昆蟲生存與繁衍(Schowalter, 2000)。由於昆蟲在生態系中的地位至關重要，故管理當局可思考藉由適度管理增加林下植被密度以維持公園中的昆蟲多樣性。在蜘蛛資料中，其多樣性指數與和葉面積指數和草本植物覆蓋度呈正相關，表示蜘蛛多樣性受到樹冠層覆蓋度與草本植物總覆蓋率顯著影響。由於我們並未採集樹冠層的蜘蛛，在這裡葉面積指數對多樣性的影響可能間接來自於此因子對棲地微氣候的影響，因為在過去研究顯示溫度與溼度等微氣候因子與蜘蛛多樣性有顯著相關(Huang et al, 2014; Shochat et al, 2004)，而草本植物覆蓋度反映的則是地表上的植被結構。在蜘蛛多樣性指數的分析中，雖然林下植被密度與之並無顯著相關，但它對於不同樣點間蜘蛛功能群組成差異卻有顯著的貢獻。由於功能群的分類是根據蜘蛛的結網方式與覓食策略，立體的植物結構所帶來的影響便在這裡顯現出來。由 RDA 的結果中可以看到，造成組成差異的兩個最大的主要來源—葉間徘徊型與圓網型，與林下植被密度相同，在 RDA1 上都有相當大的解釋力，這表示地表處植被三度空間複雜度越高的樣點這兩個功能群的數量會越多，

因為這兩個功能群正是棲息於這樣的環境結構。因此在公園管理上，增加樹冠層面積與高覆蓋率草本鋪面能有效提高蜘蛛之多樣性指數，而適度改變林下植被密度能提高整體公園的蜘蛛組成差異。由於蜘蛛已被證實是陸域生態系生物多樣性的有效指標，當其多樣性因適當之環境經營而有所提升，棲地中之整體多樣性應也會有所提升。

除了樣點環境變因之外，研究樣區整體的大尺度變因也是對多樣性相當重要的因子 (Jokimäki, 1999)，而在目前台灣唯一一篇關於檢視 BAF 系統作為景觀管理指標是否能反映當地生物多樣性的研究

(Huang et al, 2015) 並未提及大尺度變因此議題。在本研究中，對大尺度景觀指標與生物多樣性的分析當中，沒有任何一個因子與草本及昆蟲多樣性有顯著關係。其原因之一可能是公園中的植物多為人為刻意栽種的景觀植物和地披植物，因此植物相受到公園環境結構影響較小。而昆蟲相較於蜘蛛擁有較高的遷移能力，因此較不易受到我所選用的嵌塊構型等景觀因子限制。在蜘蛛資料中，其多樣性與嵌塊數目呈負相關，與邊緣總長度則呈正相關。嵌塊數目表示各類土地利用類型嵌塊的總數，可說明土地類型的零散程度 (Leitão et al, 2006)。嵌塊數目越多，表示不同類型的棲地越破碎，因此有可能妨礙到個體遷移能力相對較低的蜘蛛擴散，且蜘蛛對特定棲地環境依賴度較高，因而導致其多樣性下降 (Fahrig, 2003)。由於嵌塊的邊緣會與相鄰景觀

結構單元產生相互作用，故邊緣總長在景觀生態學上有一定的重要性，且能夠反映一定程度嵌塊體的大小與形狀指標 (Leitão et al, 2006)。因此，本研究之結果顯示嵌塊較大似乎能促進蜘蛛多樣性。此外，在許多前人關於都市生物多樣性的研究中顯示，公園或都市綠地的面積越大，其中的生物多樣性會愈越高 (Savard et al, 1999; Cornelis & Hermy, 2003; Moorhead & Philpott, 2013; Matthies, 2015)，但在本研究中並沒有發現公園面積與生物多樣性有顯著相關。我推測其原因可能為本研究所選公園之面積變異不大，因此較不易看出公園面積對於生物多樣性之影響。不過在台灣都會區土地取得不易，較難建造大面積綠地，本研究的結果也表示在都會地區即使是小型公園也能有維持生物多樣性的功能。

本研究之結果顯示若僅以 BAF 值作為都會地區土地利用規劃之管理指標，並無法反映現地之生物多樣性。為了修正 BAF 系統並建立適合台灣的新指標，在本研究中我選擇了大尺度的景觀指標與主要表現植物結構的三樣環境變因進行分析，發現其分別能反映出不同面向的生物多樣性。此外，由於都市公園及綠地是經由人為經營管理的棲地類型，且會有大量的人類活動在其中進行，我建議後續的研究可加入人為經營管理模式—例如除草頻率、殺蟲劑施用方式等因子 (Sattler, 2010; Shwartz et al, 2013)與人類活動干擾程度—如遊客率、

踩踏率等因子 (Diehl, 2012) 進行分析，以更全面地瞭解影響台灣都會區公園綠地生物多樣性的因素，而能使管理當局擬定適當之規劃及經營策略來有效利用公園來提升都會地區之生物多樣性。



五、參考文獻

- Becker, G., and Mohren, R. (1990). The biotope area factor as an ecological parameter. *Landschaft Planen & Bauen, Berlin*.
Available: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de>
- Chang, L. H. (2014). The study of relationship for landscape ecology and biopote area factor- A case of Taichung Port neighboring area.
Thesis for the Degree of Master, Department of Landscape Architecture, Tunghai University.
- Cornelis, J. and Hermy, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban planning*, 69, 385-401.
- Diehl, E., Mader, V. L., Wolters, V. and Birkhofer, K. (2013). Management intensity and vegetation complexity affect web-building spiders and their prey. *Oecologia*, 173, 579-589.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Huang, P. S., Lin, H. C., Lin, C. P. and Tso, I. M. (2014). The effect of

- thinning on groundspider diversity and microenvironmental factors of a subtropical spruce plantation forest in East Asia. *European Journal of Forest Research*, 133, 919-930.
- Jokimäki, J. (1999). Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems*, 3, 21-34.
- Maeto, K., Sato, S. and Miyata, H. (2002). Species diversity of longhorn beetles in humid warm-temperature forests: the impact of forest management practices on old-growth forest species in southwestern Japan. *Biodiversity Conservation*, 11, 1919-1937.
- Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, 19-47.
- Matthies, S. A., Rüter, S., Prasse, R. and Schaarschmidt, F. (2015). Factors driving the vascular plant species richness in urban green space: Using a multivariable approach. *Landscape and Urban Planning*, 134, 177-187.
- Mckinney, M. L. (2002). Urbanization , biodiversity and conservation. *BioScience*, 52, 883-890.
- Moorhead, L. C. and Philpott, S. M. (2013). Richness and composition of

- spiders in urban green spaces in Toledo, Ohio. *Journal of Arachnology*, 41, 356-363.
- Müller, N. (2011). Augsburg. In J. G. Kelcey & N. Müller (Eds.), *Plants and habitats of European cities* (pp. 579-596). New York: Springer.
- Nyffeler, M. (2000). Ecological impact of spider predation: a critical assessment of Bristowe's and Turnbull's estimates. *Bulletin of British Archnological Society*. 11, 367-373
- R Development Core Team (2014). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rodrigues, E. N., Mendonca, M. D. and Costa-Schmidt, L. E. (2014). Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. *Arthropod-Plant Interactions*, 8, 123-133.
- Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M. K., Arlettaz, R. and Moretti, M. (2010). Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, 25, 941-954.
- Savard, J. L., Clergeau, P. and Mennechez, G. (2000). Biodiversity

- concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48, 131-142.
- Schwaller, T. D. (2000). Insect ecology: an ecosystem approach. *Academic Press, San Diego*, 483pp
- Shochat, E., Stefanov, W. L., Whitehouse, M. E. A. and Faeth, S. H. (2004). Urbanization and spider diversity: Influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecological Applications*, 14, 268-280.
- Shwartz, A., Muratet, A., Simon, L. and Julliard, R. (2013). Local and management variables outweigh landscape effect in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis. *Biological Conservation*, 157, 285-292.
- Uetz, G. W., Halaj, J. and Cady, A. B. (1999). Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology*, 27, 270-280.
- Vale, T. R., Vale G. R. (1976). Suburban bird populations in west-central California. *Journal of Biogeography*, 3, 157-165.

表一 本研究中設立樣區之公園之類型、名稱及面積。

類型	公園名稱	面積 (平方公尺)
郊區型步道	大坑九號步道	86276.7
	百果山步道	118527.4
	松柏嶺田中步道	127251.3
	南寮步道	663129.4
	鐵砧山步道	23190.7
郊區型公園	八卦山生態公園	232951
	百果山公園	102956.4
	東勢客家文化園區	80569.3
	后里花田拼布公園	310489.3
	台中都會公園	799821.4
	鐵砧山公園	244051
都會型步道	東光園路	87411.8
	科博館接中正	21882.8
	草悟道	108934.4
	美術接崇倫	30307.3
	興進路	27590.5
都會型公園	中正公園	74160.5
	台中公園	116141.6
	東峰公園	78098.9
	秋紅谷	31543.3
	美術館廣場	101277.1
	忠明健康公園	60540.01
	崇倫公園	49323.1
	葫蘆墩公園	91437.4
	豐樂公園	32235.1

表二 中台灣都會區公園之各類表面型態及其生態有效權重。

表面型態	生態有效權重
瀝青馬路	0.47
防水塗料	0.56
瀝青鋪面廣場	0.78
磨石子鋪面	0.95
水泥地磚鋪面	1.15
安全軟墊鋪面	1.36
連鎖磚鋪面	1.57
紅磚鋪面	1.86
建物	2.4
透水水泥地磚鋪面	2.66
水泥鋪面	2.9
涼亭	3.21
疏洪道	3.8
植草磚鋪面	4
公園人工河道	4.22
透水碎(卵)石鋪面	4.35
木質鋪面廣場	4.39
木質鋪面步道	4.84
植栽覆面之人工基盤	4.88
景觀水池	5.21
裸露土壤	5.26
透水石板	5.4
透水石板鋪面	6.02
果樹林	6.18
草地	6.25
庭園造景	6.27
喬木廊道	6.51
灌木叢	6.54
公園人工溝渠	7.03
架高木棧道	7.18
生態水池	7.6
人工闊葉林	7.89
人工複層混合林	8.14
自然闊葉林	9.63
自然複層混合林	9.75

表三 使用混合模型分別分析每個樣點的 BAF 值和環境因子與三類群生物多樣性之關係的結果。R² 為各模型相關係數之平方值。Eliminated 表示該變因在模型選擇過程中已被剔除。若其 95% 信賴區間不包含 0 則為顯著。(BAF：生境面積指數；LAI：葉面積指數；UVD：林下植被密度；COV：草本植物總覆蓋率)。

	Herbaceous plant	Insect	Spider
R ²	0.4312	0.1747	0.1342
Confident Interval			
BAF	eliminated	eliminated	eliminated
UVD	eliminated	(0.0463,0.5416)**	eliminated
LAI	(0.2908,2.602)**	eliminated	(0.02346,0.5577)**
COV	(3.652,6.081)**	eliminated	(0.05727,0.5843)**

表四 以 RDA 分析蜘蛛功能群組成與何種測量變因之組合最具相關性的結果，
表中所示為各 RDA 的解釋力與顯著性。(***: $p < 0.0001$)

	Proportion explained	F	p-value
RDA1	24.5%	84.48	0.001 ***
RDA2	2.91%	10.05	0.001***
RDA3	0.4%	1.858	0.129



表五 以 RDA 分析蜘蛛組成與何種測量變因之組合最具相關性的結果，表中所示為各測量因子在模型中的特徵向量與顯著性。(LAI：葉面積指數；UVD：林下植被密度；COV：草本植物總覆蓋率) (***: $p < 0.0001$)

	RDA1	RDA2	F	p-value
UVD	0.8147	-0.0225	21.684	0.001***
LAI	-0.1915	0.5016	3.577	0.553
COV	0.5461	-0.4692	16.5978	0.001***

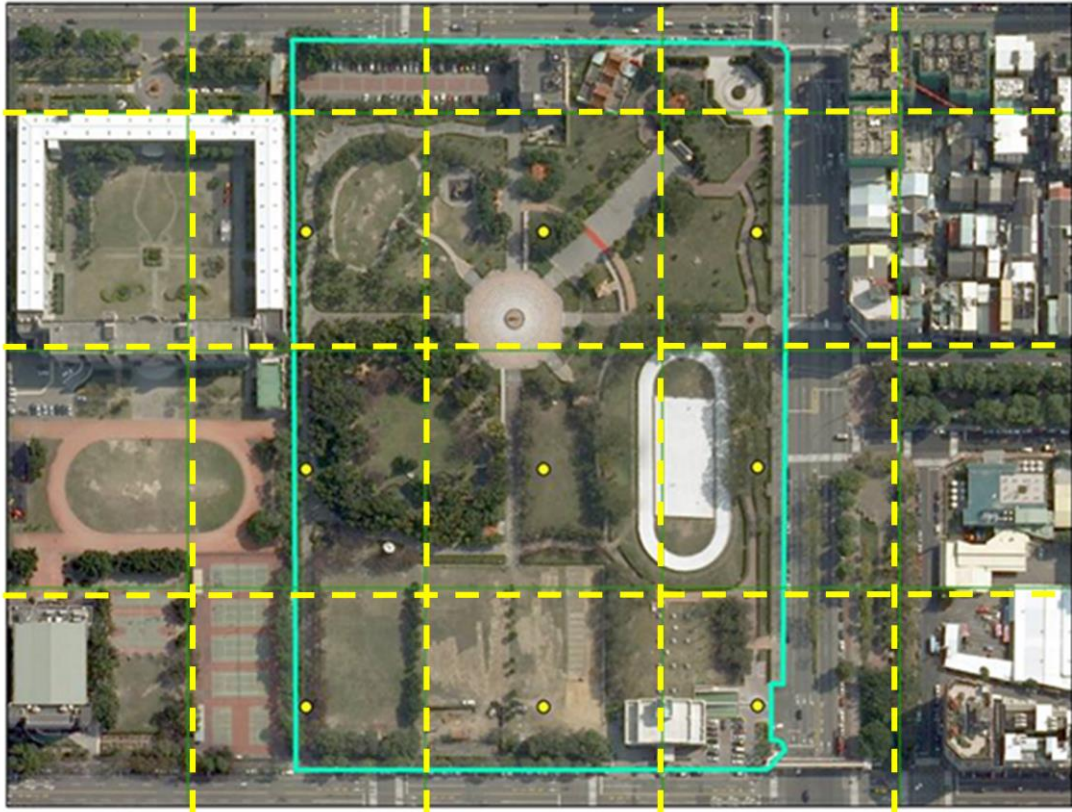


表六 以 RDA 分析蜘蛛組成與何種測量變因之組合最具相關性的結果，表中所示為各蜘蛛功能群在模型中的特徵向量。(O. W.：圓網型；Sh. W.：片狀網型；Sp. W.：立體網型；G. H.：地表徘徊型；A. H.：葉間徘徊型；O. H.：其他徘徊型；Se. W.：感覺網型；Specialist：特殊型)

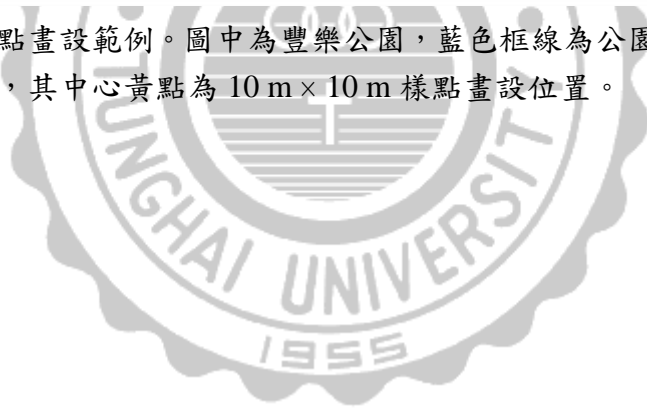
	RD1	RDA2
O.W.	1.637	0.2941
Sh.W.	-0.2051	-0.3812
Sp.W.	-0.4618	-1.133
G.H.	0.4248	-0.008861
A.H.	3.285	-0.3682
O.H.	-0.6067	0.2140
Se.W.	-0.001486	0.003010
Specialist	0.04389	0.01324

表七 使用混合模型分別分析每個樣點的景觀指數與三類群生物多樣性之關係的結果。若其 99%信賴區間不包含 0 則為顯著。(A：公園總面積；NP：嵌塊數目；PD：嵌塊密度；LPI：最大嵌塊指標；MPS：平均嵌塊大小；TE：嵌塊邊緣總長；ED：邊緣密度；SHDI：嵌塊多樣性指數；BAF：公園總 BAF)(***: $p < 0.0001$)

Factors	Confidence Interval		
	Herbaceous plant	Insect	Spider
A	(-7.583,7.816)	(-0.7976,1.228)	(-1.199,0.3821)
NP	(-12.53,12.11)	(-0.8223,2.457)	(-3.146,-0.5825)***
PD	(-8.291,46.85)	(-3.461,4.160)	(-3.834,3.100)
LPI	(-5.796,2.959)	(-0.8813,0.3262)	(-0.1706,0.7692)
MPS	(-7.133,5.333)	(-0.6197,1.107)	(-0.7429,0.6319)
TE	(-17.48,17.12)	(-3.413,1.177)	(0.7701,4.273)***
ED	(-51.21,7.507)	(-4.340,3.621)	(-2.675,4.654)
SHDI	(-4.180,2.043)	(-0.5333,0.3474)	(-0.2685,0.4274)
BAF	(-1.339, 0.3727)	(-0.0267, 0.5084)	(-1.246, 2.311)



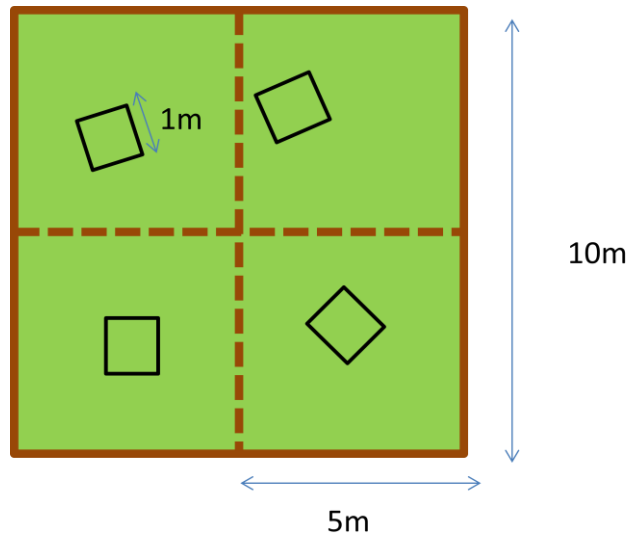
圖一 方格法樣點畫設範例。圖中為豐樂公園，藍色框線為公園區域，黃色虛線為方格法之網格，其中心黃點為 $10\text{ m} \times 10\text{ m}$ 樣點畫設位置。





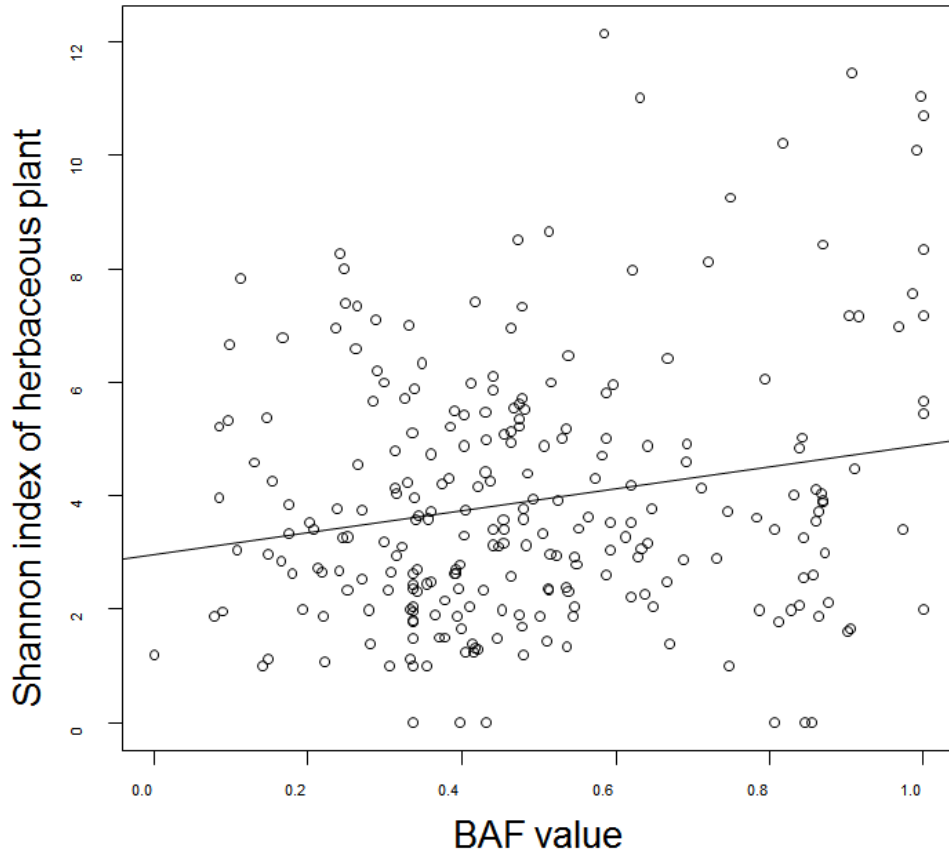
圖二 坡道掉落式陷阱 (ramp trap) 照片。



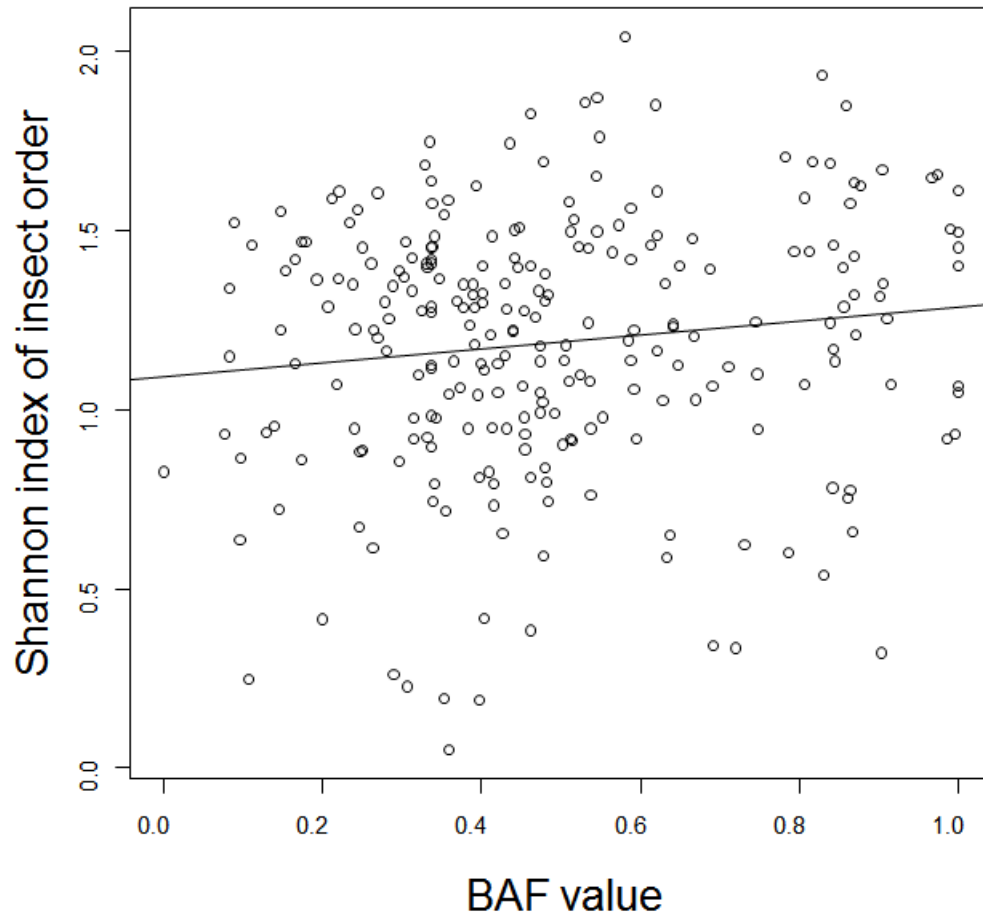


圖三 植物調查方式示意圖。10 m × 10 m 的樣點畫分為四個 5 m × 5 m 的小方格，每個小方格隨機挑選一個 1 m × 1 m 方格區域計算其中的草本植物物種數量及各物種的覆蓋率。

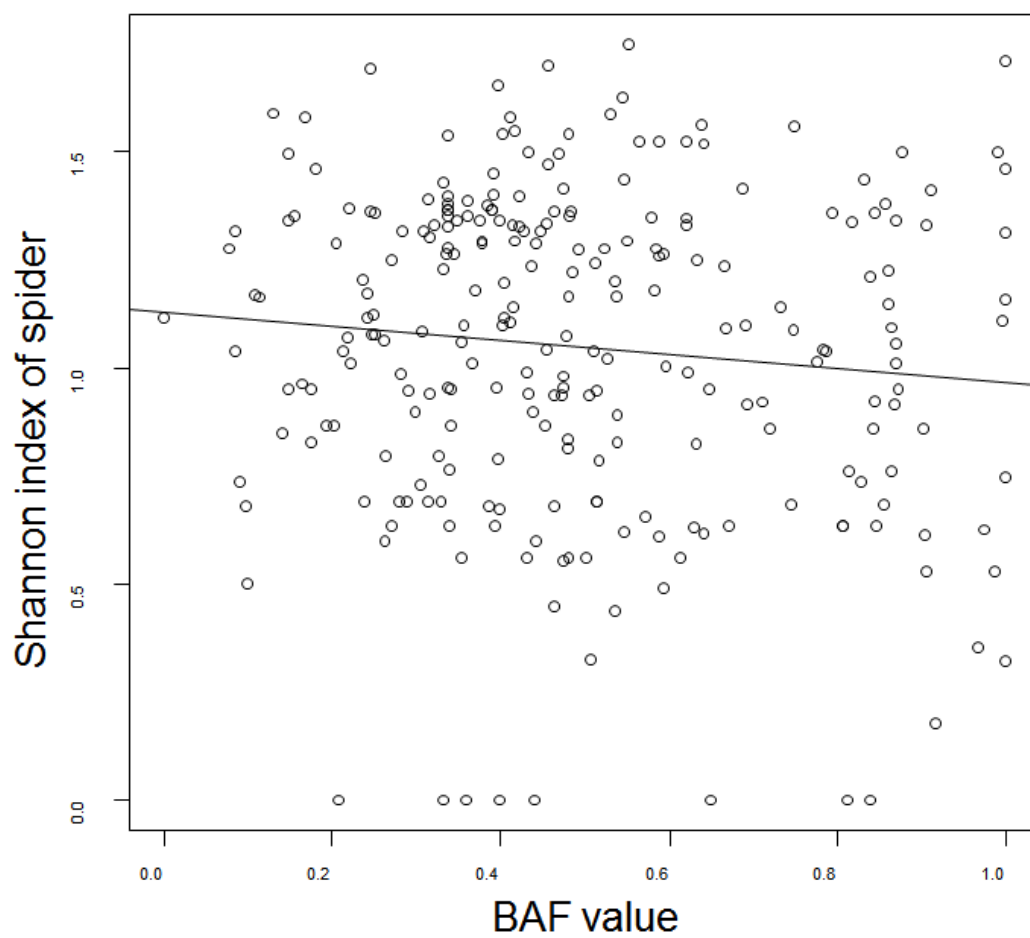




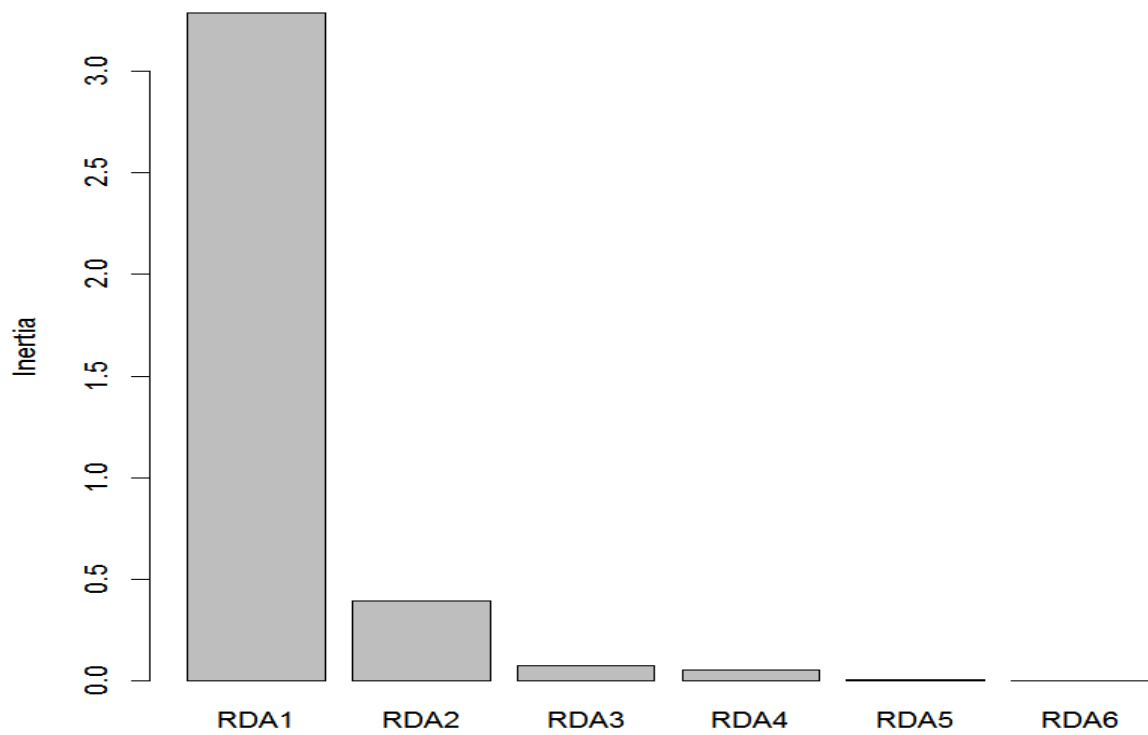
圖四 各公園樣點中，草本植物 Shannon diversity index 與 BAF 值之關係圖與迴歸線 (N=255)。



圖五 各公園樣點中，昆蟲目級 Shannon diversity index 與 BAF 值之關係圖與迴歸線 (N=255)。

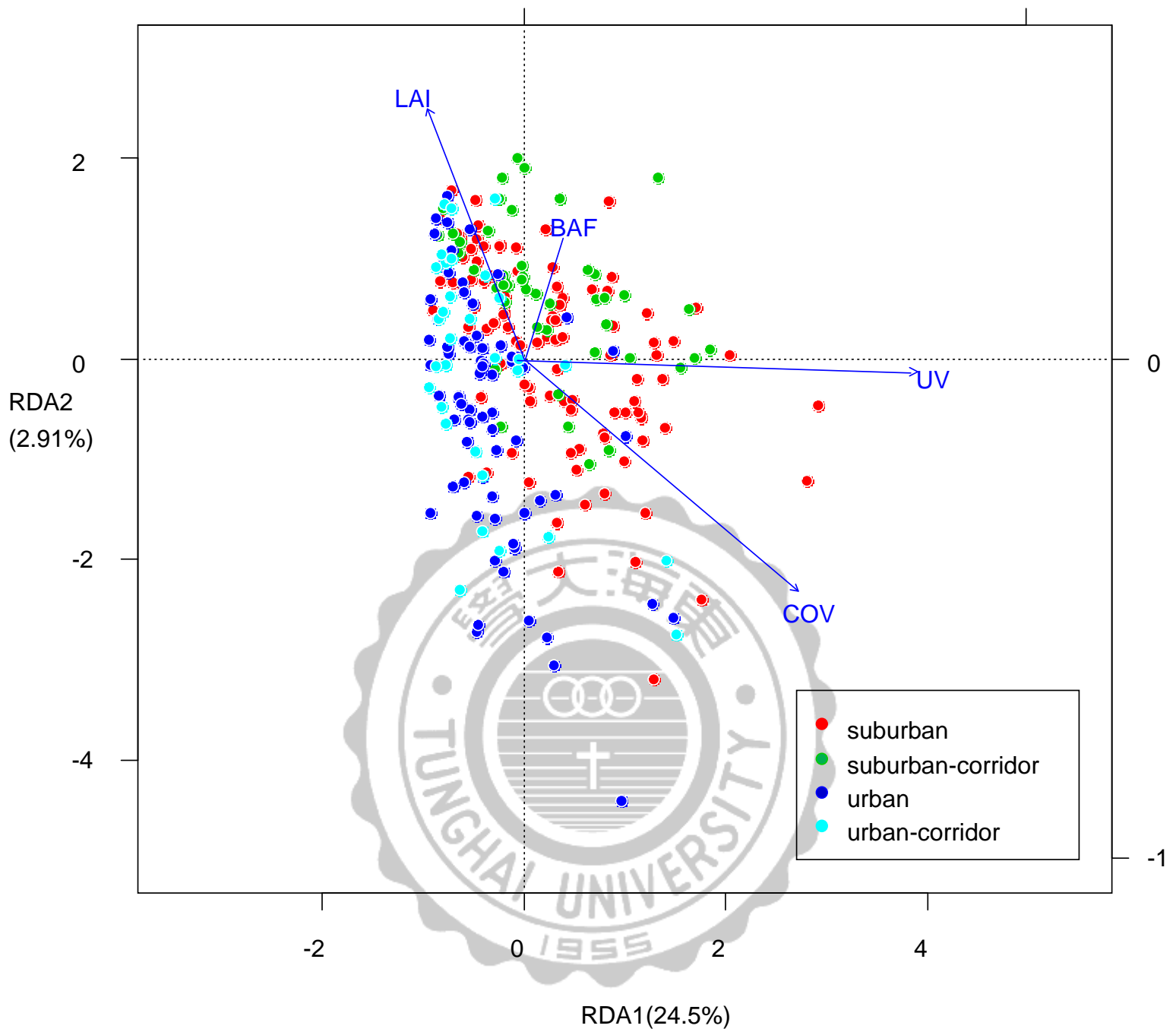


圖六 各公園樣點中，蜘蛛科級 Shannon diversity index 與 BAF 值之關係圖與迴歸線 (N=255)。



圖七 以 RDA 分析蜘蛛組成與何種測量變因之組合最具相關性的結果中，各 RDA 的解釋力。





圖八 以 RDA 分析蜘蛛組成與何種測量變因之組合最具相關性的結果，四種顏色表示不同的公園類型。