

國立臺灣大學理學院地理環境資源研究所

碩士論文

Department of Geography

College of Science

National Taiwan University

Master Thesis

人為干擾對麻雀驚飛距離之影響

Effects of human disturbance on flush distances of  
tree sparrows (*Passer montanus*)



林彥伶

Yan-Ling Lin

指導教授：李美慧 博士

Advisor: Mei-Hui Li, Ph.D.

中華民國 101 年 2 月

February, 2012

國立臺灣大學碩（博）士學位論文  
口試委員會審定書

都市公園結構與人為干擾對麻雀驚飛距離之影響

Effects of urban park structures and human disturbances  
on flush distances of Tree Sparrows (*Passer montanus*)

本論文係林彥伶君 (R98228006) 在國立臺灣大學地理環境資源學系、所完成之碩（博）士學位論文，於民國 101 年 1 月 11 日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明。

口試委員：

李美慧

(簽名)

葛怡平 (指導教授)

吳廷宏

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

## 謝辭

這段為期兩年半的碩士生涯，真的非常感謝指導老師美慧姊亦師亦友的鼓勵和持續漸進的要求，讓我終於找到一個有趣而實際的題目，且在調查與論文撰寫的過程中不僅學習到很多做人做事的堅持，也額外得到了不少寓教於樂的玩耍時間。其次，感謝林楨家老師在專題討論與口試時在統計與方法上的指點，使分析的過程更加嚴謹；亦感謝葛兆年老師在鳥類調查與公園規劃上的建議，讓文本的討論得以更加完善。

研究過程中，謝謝小柯學長帶領我認識校園中會出現的鳥類以及辨識鳥類的種種「眉角」，並放手讓我進行台大小區塊的鳥調，這建立了我獨立進行實驗的信心；也謝謝玉臨學長在我對於統計方法與軟體焦頭爛額之際伸出的援手。感謝研究室的瑞檳學長、宗翰、小咪、詩芸、球球和威全，你們的建議對於研究的完成功不可沒；謝謝亞妮傾聽我生活中的大小瑣事，在我信心不足時給我十足的鼓勵與陪伴，可說是重要的精神支柱也不為過；謝謝仔魚和玲瑋學姊在我情緒低落時總是努力地逗我笑，並分享韓流的趣事與八卦，讓我的研究所生涯增添不少點綴；而在我早起進行邪惡的嚇鳥活動後，謝謝好婕總是會在早上的七樓出現，陪伴我度過許多疲憊地早晨；謝謝盈秀、嘉芬、智瑾、竣傑和偉傑，在研究的過程中，不管是與你們討論論文、出外登山或是閒聊，都讓我的眼界更加開闊而充實；謝謝大學時代的室友胖兔、賴彥伶與林達，偶爾轉移我對論文的注意力，放鬆我繃緊的神經；也謝謝趴彥在最後時刻幫忙進行校稿。

經過長長陣痛與努力，這本論文終於產出，從一頁、十頁、三十頁直到今日的成果，雖然可能仍有不完美的小瑕疵，但它會是我人生中重要的成就之一。感謝在這個產出過程中包容支持我的爸媽，讓我做我自己想做的事。感謝並希望所有曾經關心、幫助過我的人都能身體健康、平安幸福。

2012 年於十度低溫的冬天 彥伶

## 摘要

隨著人們對於生物多樣性的重視程度提高，都市成為生態保育執行的重要區域。研究野生動物如何成功在都市中生存，以及都市化對於都市野生動物的影響，都是當今都市生態學者研究的重要議題。其中，都市公園作為都市野生動物重要的棲地，也是人類休憩活動重要的場所，野生動物的生存空間與人類遊憩空間重疊，將使兩者之間產生互相影響或衝突的情況。另一方面，都市公園兼具遊憩、防洪、教育、生態等功能，公園中的植被結構、人造物結構與人類活動類型亦不盡相同，公園結構與人為活動對於公園中野生動物之影響有待探究。麻雀 (*Passer montanus*) 作為都市普遍的台灣原生鳥種，其生活史與人類活動關係密切，且麻雀等常見鳥類的全球族群數量目前正在減少，因此選擇麻雀作為觀察對象，以驚飛距離分析麻雀受公園結構與人為活動的影響程度。

本研究挑選台北市 4 個麻雀出現數量穩定的都市公園—大安森林公園、二二八和平公園、林森康樂公園、榮星公園作為樣區，自 2011 年 3~11 月進行觀察，每月量測公園中麻雀的驚飛距離，並紀錄麻雀出現地點的微棲地結構與人為活動頻率；另外挑選台北市 4 個麻雀數量稀少的都市公園—民權公園、民生公園、松德公園、信義安康公園做為對照，並將 8 個公園之航照圖以 ArcGIS 9.3 數化其公園結構，計算植被與人造結構覆蓋比。以相關分析、主成份分析與一般線性迴歸分析了解公園中的微棲地結構主成份與人為活動頻率對麻雀驚飛距離的影響。

結果發現麻雀與人對於公園的使用時間與空間上有資源分隔 (resource partitioning) 的現象；公園面積、水體覆蓋比與人為餵食頻率對於麻雀群集平均數量多寡有顯著正相關；各公園麻雀之驚飛距離有顯著差異，且與驚飛距離有顯著相關之因子皆不同，顯示麻雀確實有習慣公園內人為活動的情況存在，且習慣程度不一；而周邊之灌木叢與人造結構均能提供麻雀避棲，進而降低麻雀驚飛距離。二二八公園麻雀在繁殖季驚飛距離較非繁殖季長，顯示麻雀在習慣都市化棲地的

情形下，雖可能具有過低的驚飛距離，但人為活動仍可能會干擾其繁殖季之活動與族群之存續。

關鍵詞：都市生態保育、公園結構、人為活動、驚飛距離、麻雀(*Passer montanus*)



## Abstract

Nowadays, since biodiversity consideration is growing important concern for human well-being, urban areas are going to be target areas to implement ecological conservation. To understand what factors affecting wild animals to successfully live in urban areas is becoming a very important issue for urban ecology studies. Urban parks are not only as crucial habitats for urban wild animals but also the places for human recreation activities. Usage overlaps between wildlife habitat and human recreation can cause interactions or conflicts between human and animals. Urban parks provide recreational, flood control, educational and ecological functions; however, effects of vegetation structures, man-made structures and human activities on wild animals can be different at each park. Tree sparrow (*Passer montanus*) as a common native bird species was chosen as a study subject, because its life history is closely related to human activities, and the populations of common bird species, such as tree sparrow, are decreasing around the world. Therefore, tree sparrow will be a suitable species to observe urbanization effects on wild bird.

Four urban parks in Taipei, including Da-an forest park, 228 peace memorial park, Lin-sen Kang-le park, and Rong-xing Park, were selected as study sites. Field observations were conducted from March to November, 2011 to understand effects of park structures and human activities on tree sparrows. I recorded flush distances and micro-habitats surround tree sparrows each month. Aerial photography of different parks was used to calculate the vegetation cover and the percentage of impervious area. Finally, relationships between flush distances and different human disturbance factors were analyzed using Pearson correlation, principal component analysis and general linear model regression.

Based on observations of tree sparrow distributions in study sites, I found that there is resource partitioning between tree sparrow and human activities. Park area, the percentage of water cover, and the frequency of human feeding have significant positive relationships with the flock numbers of tree sparrow. There are different human disturbance factors affecting the flush distance of tree sparrow in each park. In addition, tree sparrow showed a different degree of habituation to human disturbance at different parks. Bush and man-made structure were found to reduce the distance of tree sparrow. Finally, tree sparrows in 228 peace memorial park showed the lowest flush distance by habituation, but their flush distance are longer in breeding season than in non-breeding season. This result suggests that human activities may still disturb tree sparrows' activities in breeding season and pose potential threats on the reproduction of wildlife populations.

Keywords : urban ecological conservation, park structures, human activities, flush distance, tree sparrow (*Passer montanus*)

# 目錄

謝辭 .....	i
摘要 .....	ii
Abstract.....	iv
目錄 .....	vi
圖目錄 .....	viii
表目錄 .....	ix
第一章 緒論 .....	1
第一節 研究動機 .....	1
第二節 研究問題 .....	2
第三節 研究目的 .....	3
第二章 文獻回顧 .....	4
第一節 都市化對生態環境之影響 .....	4
第二節 都市生態保育 .....	10
第三節 影響鳥類驚飛距離之因素 .....	13
第四節 麻雀 ( <i>Passer montanus</i> ) .....	19
第三章 研究方法與架構 .....	25
第一節 研究架構 .....	25
第二節 研究區簡介 .....	27
第三節 實驗設計與調查方法 .....	31
第四節 資料分析 .....	34
第四章 實驗結果 .....	36
第一節 公園結構、人為活動頻率與麻雀群集平均數量與分布 .....	36
第二節 公園微棲地結構、人為活動與麻雀驚飛距離 .....	42



第五章 討論 .....	50
第一節 公園結構、人為活動頻率與麻雀數量 .....	50
第二節 公園微棲地結構、人為活動頻率與麻雀驚飛距離 .....	52
參考文獻 .....	59
附錄 .....	69
附錄一 驚飛距離實驗紀錄表 .....	69
附錄二 驚飛距離資料處理盒鬚圖 .....	70
附錄三 驚飛距離實驗溫度與風速 .....	71



## 圖目錄

圖 2-1	風險分配與習慣化區別流程圖 (修改自 Rodriguez-Prieto <i>et al.</i> , 2009).....	17
圖 2-2	麻雀世界分布範圍.....	20
圖 2-3	麻雀雄性的求偶行為與繁殖競爭.....	23
圖 2-4	麻雀雌性的侵略行為.....	24
圖 3-1	研究架構.....	26
圖 3-2	麻雀群集數量影響因子之研究區位置航照圖.....	30
圖 3-3	麻雀驚飛距離影響因子之研究區位置航照圖.....	30
圖 4-1	榮星公園麻雀與人為活動分布圖.....	36
圖 4-2	林森康樂公園麻雀與人為活動分布圖.....	37
圖 4-3	二二八和平紀念公園麻雀與人為活動分布圖.....	37
圖 4-4	大安森林公園麻雀與人為活動分布圖.....	38
圖 4-5	林森康樂公園麻雀取食紫薇種子.....	41
圖 4-6	林森康樂公園之紫薇種子.....	42
圖 4-7	各公園麻雀驚飛距離盒鬚圖.....	43
圖 5-1	在二二八公園涼亭建材內活動之麻雀.....	51
圖 5-2	在松德公園附近紅綠燈柱內活動之麻雀.....	51

## 表目錄

表 3-1	臺北市 2011 年 10 月底各行政區公園面積與每人綠地面積.....	27
表 3-2	都市公園樣區概況.....	29
表 3-3	公園結構與人為活動因子量測方法.....	31
表 3-4	公園微棲地結構量測方法.....	33
表 4-1	麻雀數量、人為活動與公園結構因子數化結果.....	39
表 4-2	麻雀群集平均數量、公園結構與人為活動資料常態檢定.....	40
表 4-3	麻雀群集平均數量與公園結構、人為活動因子相關分析.....	41
表 4-4	本研究四個公園之麻雀驚飛距離 (平均值±標準差；公尺).....	43
表 4-5	本研究公園微棲地結構因子平均值 (最小值-最大值).....	44
表 4-6	微棲地結構主成份分析各因子之特徵向量、特徵值與解釋變異程度.....	44
表 4-7	驚飛距離變異數分析 (分組變數：公園).....	45
表 4-8	驚飛距離事後檢定-Scheffe 法.....	45
表 4-9	繁殖季與非繁殖季驚飛距離 Mann-Whitney U 檢定.....	46
表 4-10	驚飛距離與微棲地結構主成份、人為活動頻率之相關分析.....	47
表 4-11	榮星公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (逐步迴歸法).....	48
表 4-12	林森康樂公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (輸入法).....	48
表 4-13	林森康樂公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (逐步迴歸法).....	48
表 4-14	二二八公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (逐步迴歸法).....	49
表 4-15	大安森林公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (輸入法).....	49
表 5-1	麻雀驚飛距離之相關研究及其土地利用型態.....	57

# 第一章 緒論

## 第一節 研究動機

隨著全球都市化程度的增加，人們對於地景的改造程度也隨之加劇，棲地減少與破碎化對於都市中的野生動物產生相當多負面的影響，其生存空間與條件日漸縮減。因此，目前都市生態保育的主要目標是研究如何在都市中保育野生動物，為野生動物在都市中保有一塊棲息之地，了解使物種能成功在有人類居住的地區生存與否的影響因子 (Turner, 2003)，進而降低都市化與棲地破碎化對於野生動物的負面影響。

在都市化與棲地破碎化的影響下，都市公園成為都市中野生動物重要的剩餘棲地 (patch<sup>1</sup>)。另一方面，在都市內進行生態保育，更需仰賴一般大眾之瞭解與支持，而由於人們對於保育的觀念經常直接來自於與自然的接觸經驗，因此在普遍缺乏綠地的都市中，人們對於自然的接觸大多是來自於都市與近郊之公園或綠地 (Dunn *et al.*, 2006)。所以，如何維護管理都市公園與綠地，使民眾能在其中獲得自然保育觀念的同時，促進棲地品質與生物多樣性，是都市生態保育至今仍在努力的目標。

都市公園的發展現今已成為一個都市健康與生態的指標，人類在其中遊憩與親近自然，而野生動物在其中覓食、繁殖求得生存，可以想見的是野生動物的生存空間與人類遊憩空間重疊將會產生互動或衝突的關係，觀察都市公園作為人與野生動物共享空間，人與野生動物會如何互動與相互影響是保育都市野生動物的重要議題。

人類與野生動物之間的關係或許能藉由觀察鳥類與人類互相影響而得知。人們與野生動物的接觸中，因鳥類比其他動物容易觀察，跟鳥類接觸互動是較為容易的，且在都市化造成棲地破碎化的過程中，鳥類雖有較高的移動能力與適應力，

---

<sup>1</sup> 另譯：斑塊、區塊或嵌塊體。

卻仍會受到棲地破碎化、人為活動（棲地人造化、遊憩活動等等）的影響，所以相當適合作為人類如何影響野生動物，以及野生動物如何適應 (adaptation) 人類的指標。

鳥的行為可能會受環境與人為干擾直接或間接的影響。在都市中，人為干擾對於鳥類行為的影響程度遠大於環境的影響，而人為干擾的來源眾多，本研究希望能聚焦於公園結構與人為活動兩部分：前者包括植被結構與覆蓋度、人造物及不透水鋪面比；後者包括公園遊憩活動、人為餵食或驅趕等。由於鳥類可能將人類視為潛在的威脅（掠食者），因此可藉由觀察鳥類對人接近所產生的行為反應來作為鳥類適應都市化棲地的指標 (Rodriguez-Prieto *et al.*, 2009)。目前很少有研究針對公園作為鳥類棲地，探討公園內的人造結構物、植被結構及人為活動等因子對於鳥類適應都市棲地影響的情形。本研究希望能藉由量測鳥類驚飛距離為指標，分析驚飛距離與公園結構及人為活動之間的關係，進而了解人為干擾對於鳥類適應行為的影響，從而對於都市生態保育能有更多的了解。

## 第二節 研究問題

台北市作為直轄市及首都城市，其都市化程度極高，都市公園成為都市中野生動物賴以為生的重要棲地，且在人口稠密的情況下，市民對於綠地休憩空間的需求亦隨之提高，公園成為市民與野生動物共存的場所，兩者之間產生相互影響、甚至衝突的情況。且都市公園不僅是野生動物棲息與市民休憩的空間，還肩負防洪、教育等多重功能，因此各公園的結構設計、遊客活動類型亦隨之不同。在這自然與人造產物組成並相互作用的複雜公園結構中，區域內的人類活動、各類基礎或遊憩設施以及植被皆會影響鳥類的適應行為。本研究欲探討公園結構與人為活動對於麻雀在各公園內數量多寡之影響為何？若以鳥類驚飛距離作為測量各公園種鳥類適應程度的指標，公園內的自然與人工的結構，以及遊客的數量與活動

距離鳥類的遠近，對於鳥類驚飛距離的影響為何？本研究希望藉由在公園內量測驚飛距離的實驗，將上述變因量化後，了解目前都市公園中人與鳥類互相影響的關係。

### 第三節 研究目的

為探討公園結構（人造結構物、植被結構）與人為活動對鳥類適應都市化棲地環境之行為產生的影響，本研究希望藉由量測都市普遍原生鳥種－麻雀 (*Passer montanus*) 之驚飛距離，並量化公園結構與各類型人為活動，了解都市公園中的結構與人為活動如何影響都市內麻雀的適應行為，因此本研究目的如下：

1. 調查公園內植被、水體與人造鋪面覆蓋度等結構因子，及人為活動區域，探討公園結構與人為活動對於麻雀在各公園內數量多寡之影響。
2. 調查不同季節與不同公園內麻雀的驚飛距離，並記錄麻雀在公園內出現地點周邊的微棲地結構（植被、人造物高度與覆蓋度），及麻雀與人為活動間的距離，以探討微棲地結構與人為活動對於麻雀適應都市化棲地的影響。

## 第二章 文獻回顧

### 第一節 都市化對生態環境之影響

#### 一、都市自然環境因子的改造

在都市化發展的過程中，許多自然森林或綠地為滿足人類的不同需求，被開發成居住地或農地，在其中興建起許多高樓大廈與四通八達的柏油道路 (Grimm *et al.*, 2008)，且開發的範圍持續向外不規則地擴張。都市化的擴張過程對於環境的改造影響，最主要是土地利用的改變，人類以不透水的磚塊、混凝土、玻璃及金屬等人造材質，取代了像是土壤、草皮及樹木等的自然鋪面 (Grimm *et al.*, 2008)。因此在都市區域有降水發生時，不透水鋪面的持續增加使得雨水入滲土壤的比例亦降低，加上缺乏植被截留雨水，雨水無法藉由入滲降低地表逕流總量，造成水文特性產生轉變，如洪峰流量增加的情況發生 (Berry, 2008)。雨水入滲土壤的比例降低，加上聚居於都市的人類對於地下水的使用，使得都市中的土壤變得相當乾燥而不適宜原生植被之生存 (Sukopp, 1998)。另外，高樓大廈、不透水鋪面以及人為排放的能量與污染物也改變了都市區域的氣候，形成都市熱島效應，使得在其他條件不變的情形下，市中心和鄉村之間的溫差隨城市規模擴大而增加 (Berry, 2008)，隨著都市所在的緯度與氣候不同，都市熱島效應會使得都市中心與郊區之溫度產生自 2~12°C 不等的差異，而台灣都市之溫差則在 3~4 °C 之間 (林憲德，2007)

台北每月平均最大熱島強度為 1.6°C，平均每月在城市與農村間的平均溫差變化在夏季 (7~9 月) 是 2.2°C，在冬季 (12~2 月) 是 0.8°C，且在 1994~2003 年間，都市熱島效應強度模式有增加的趨勢 (Lin *et al.*, 2005)。台北盆地顯著的午後雷雨，是由於淡水河與基隆河二道入口所引進的海風，於近午時分遭遇盆地東南側山坡地，加上都市熱島效應使得台北近地表大氣較週遭地區不穩定，這個效應隨著日出之後即迅速增強，使得對流更容易被引發，台北盆地受到海風與都市熱島效應的影響激發午後對流降雨，因此最大降雨時間 (下午三點) 比起台灣中南部地區提

早近 2 小時 (陳慶昌等, 2007; Chen *et al.*, 2007)。

## 二、都市棲地破碎化

相對於不斷增加的高樓大廈和四通八達的柏油路，都市區域內原有的森林、草原、溼地等棲地則是逐漸消失與破碎化，剩餘棲地在地理空間上逐漸隔離開來，使得都市區域內原有的許多生態功能喪失，並且讓無法在棲地邊緣生存的森林內部性物種 (interior species) 及擴散、移動能力弱的物種開始消失 (Lidicker, 2002)，進而導致生物多樣性降低、族群數量減少、物種滅絕的機率升高等生態負面的影響 (陳朝圳, 2006)。

棲地破碎化對生物所造成的影響可分為三個層面，分別為面積效應 (area effect)、隔離效應 (isolation effect) 及邊緣效應 (edge effect) (呂光洋, 2002)。面積效應意指剩餘棲地的面積大小會影響到棲地所能供養之物種及族群數，物種所需的活動範圍大小對於面積效應所受到的影響會有所差異。隔離效應指棲地破碎化後所導致的隔離作用，將會影響到族群之間基因的交流，也會阻礙到個體及物種的擴散，進而影響到殘留族群的存續。邊緣效應可分為物理性的邊緣效應 (physical edge effect) 及生物性的邊緣效應 (biological edge effect)。物理效應方面，是指植被結構被砍伐後，光照亮度增加、濕度減少及溫度變化差距加大和噪音量之提高等影響；在生物效應方面，則是捕食的現象會提高、野生動物繁殖成功率下降、避棲場所減少、鳥類巢寄生的現象可能提高等 (Schmiegelow and Mönkkönen, 2002)。

棲地破碎化所造成的影響也因物種及面積特性而有所差異。例如，屬於森林物種的鳥類，若其繁殖棲地破碎化，則會使其族群數量的加速減少 (Donovan and Flather, 2002)。另外，Tschardtke *et al.* (2002) 在德國不同面積大小的剩餘草地上進行的研究則指出，食草越專一化的蝴蝶受到的生存壓力越大，因此其物種豐富度 (species richness) 與豐富度 (abundance) 在較小的剩餘棲地內下降更多。



### 三、都市化對植被結構與物候之影響

都市原有的植被結構與物種在都市化的過程中被大面積的砍除與大規模地減少，雖然在都市公園綠地規劃下，能保留部分野生動物棲地成為都市棲地破碎化後的剩餘棲地，但其中卻又開闢出許多供行人通過之步道，使得剩餘棲地更加破碎。即便為降低都市熱島效應及遮蔭效果，於公園及道路旁栽培樹木，增加了植被的覆蓋面積，但都市植被的立木密度 (stem densities) 卻還是遠低於鄉村森林植被，因此，都市植被的開闊度 (openness) 常較鄉村的森林來得高 (Pickett *et al.*, 2008)。

在栽植公園樹或行道樹時，因人類的美觀、社會價值觀、文化傳統及環境限制等考量，景觀設計師所採用的植栽，會侷限於一般人喜歡且容易維護管理的少數樹種，故而常常形成少數物種或甚至是外來的物種被大量栽培的情況，使得植物族群的穩定性降低，物種多樣性下降的結果，會讓植物對於病蟲害等危害的抵抗力下降，也會對相關的動物族群產生負面的影響 (林憲德，2007)。舉例而言，美國原有至少 650 種以上的原生樹木，但其中有 9 種樹木佔了行道樹與公園樹的 75%；而目前台灣景觀樹則是以原生種的小葉欖仁 (*Terminalia mantaly*) 及外來種的黑板樹 (*Alstonia scholaris*) 及南洋杉科 (*Araucariaceae*) 居多的情況 (林憲德，2007)。

由於綠地不足、人口與建築過於集中及人工發散出的熱能所形成的熱島效應，使得都市區域出現暖化的現象，讓都市中植物的新葉萌芽期和花期提前，落葉時間卻比周遭鄉村落葉的時間更晚 (Sukopp, 1998)，這樣的現象對於以植物為食物、棲息來源之野生動物將產生一定的影響。陳姿今 (2005) 在高雄市之都市公園中，發現在木本植物的盛葉花現期與開花結果期的兩個物候期間，特定的鳥類物種密度有顯著提高的情況。

#### 四、都市化對野生動物之影響

都市化對棲地造成的破壞，以及道路、混凝土建築物的興建，環境劇烈的改變對都市野生動物群落的結構產生了極大的影響。原生的專一性物種 (specialist) 在都市化的過程中逐漸被外來的普及性物種 (generalist) 所取代 (Pickett *et al.*, 2008)。舉例而言，在美國馬里蘭州哥倫比亞的一個新城鎮建立後，與農業相關的鳥類物種如白喉鶉 (*Colinus virginianus*) 和北美斑鳩 (*Zenaida macroura*)，被椋鳥科 (Sturnidae) 和家麻雀 (*Passer domesticus*) 這些都市化前並未出現的鳥類物種所取代 (Hough, 1995)。

雖然在都市地區的自然掠食者密度可能較鄉村棲地來得低，但在都市地區的野生動物所面臨到的實際捕食壓力卻可能因人類寵物數量增加而提高。Koenig *et al.* (2002) 的研究指出，影響都市中爬蟲類生存率的主要因子，已不再是棲地損失及棲地破碎化的影響，而是野生或家庭養的貓狗。這顯示出都市區域中原有的肉食動物及猛禽數量減少或消失，而與人類活動密切相關的貓狗便成為主要城市中主要的掠食者。許多研究記錄野生與家庭貓狗，在都市區域對鳥類、哺乳類與爬蟲類的高捕食率，導致死亡率提高、生存率下降，進而對其族群有著顯著的負面影響 (Koenig *et al.*, 2002; Woods *et al.*, 2003; Marzluff *et al.*, 2008)。

由掠食者的變化，可發現居住在都市地區的野生動物，要面對一系列不同於在鄉村地區所面臨的新壓力，這些壓力與破碎化的棲地同時對牠們的生活造成了實質上的限制，使得牠們被迫改變自身的行為 (如活動的時間與空間) 以及生活史的策略調整 (Ditchkoff *et al.*, 2006)，以適應都市化的環境。都市野生動物行為的變化，由於都市地區的人類活動傾向在日間最為頻繁，使得某些物種會轉變成在凌晨或黃昏時進行牠們的活動，或在某些特殊的案例中會變成夜行性 (Ditchkoff *et al.*, 2006)。大型掠食者若持續在都市生態系統中存在，牠們會為了避免人類活動的干擾而調整活動的時間，並減少在日間的活動，這樣的調整行為表面上看起來無害，但若假設都市區域的獵物可得性與鄉村地區相似，在有限的日間活動時間中，

掠食者鎖定並捕捉獵物的成功機率可能因此而降低，進而對大型掠食者的覓食、繁殖、環境與個體健康狀態產生負面的影響 (Ditchkoff *et al.*, 2006)。

另外，都市壓力會對都市野生動物的繁殖產生許多無法預期的影響。產生壓力的來源包括人為活動所產生的干擾，如熱、噪音、汙染及其他能影響繁殖的因子，像是繁殖的時間、作為食物來源的垃圾量及取得交配的機會 (Ditchkoff *et al.*, 2006)。舉例而言，都市地區的佛州灌叢鴉 (*Aphelocoma coerulescens*) 可能會比正常提早三個禮拜就開始繁殖。這可能是因為鳥食 (bird seed) 及其他人類提供之食物的可得性增加，被佛州灌叢鴉視作是繁殖適當時機來臨的線索，從而使得繁殖時間產生變化 (Ditchkoff *et al.*, 2006)；而家麻雀的交配季節也會因人造燈光而提早開始發生 (Sukopp, 1998)。

另一方面，都市所產生的汙染也會影響都市中野生動物的生存。在都市中紅狐 (*Vulpes vulpes*) 體內發現高度集中的有機氣汙染物，且此種汙染會導致的成年雄性紅狐的高死亡率，這是由於雌性紅狐可藉由分泌乳汁傳遞汙染物至後代，減少了體內汙染物的負荷，而雄性沒有管道來減少牠們體內汙染物的緣故 (Dip *et al.*, 2003)。雖然母親傳遞汙染物使得嬰兒相對成年者暴露在更多的汙染物之下，但他們並沒有評論這種情形對幼年的影響，由此可看出，汙染在都市環境中對野生動物能造成有害的影響，但其作用於族群的方式會依物種及汙染物種類而有所不同 (Ditchkoff *et al.*, 2006)。除了有機汙染物，研究亦發現在都市中的家麻雀，體內含有重金屬銅、鉛及鋅的濃度，顯著高於鄉村地區 (Swaileh and Sansur, 2006)；都市中野鴿 (*Columba livia*) 體內含有重金屬鎘及鉻的濃度亦顯著高於國家公園內野鴿體內含有的重金屬濃度，且由於野鴿於地上覓食種子的習性，造成野鴿體內重金屬含量高於其他鳥類 (Burger and Gochfeld, 1999)。體內重金屬含量高的大山雀 (*Parus major*)，其免疫系統的反應低於重金屬含量較低者，顯示重金屬汙染會壓制鳥類免疫系統的功能 (Snoeijs *et al.*, 2004)；而暴露在高汙染濃度下的雄性大山雀，對於實驗設置的引誘設計展現出的侵略行為，高於低汙染濃度下的雄性大山雀

(Janssens *et al.*, 2003)。

在都市生存的野生動物中，有些物種的食物來源會轉而開始依賴人類垃圾或人類主動提供的食物。在美國威斯康辛州研究黑帽山雀 (*Poecile atricapillus*) 於冬天利用鳥類餵食器的情形，發現已習慣從餵食者或其他人造食物來源取得食物的物種，可能會降低牠們取用自然食物的頻率，並改變牠們時間與空間上的覓食行為，包括取得供應食物的地點 (Brittingham and Temple, 1992)。此外，浣熊 (*Procyon lotor*) 因為對人為食物的依賴，使人為食物的可得性與分布會影響這個物種在都市地區中的分布，因而出現群集的狀況，這些覓食地點通常的特色是屬於人為食物資源，像是公園和垃圾堆，這使得牠們的活動範圍更小，而族群密度更大 (Prange *et al.*, 2004)。另一方面，多數野生動物的幼體，其擴散距離在都市地區也比鄉村地區短，因為適宜棲地的低取得性及都市地區內高度的人類活動都阻礙了擴散的進行 (Etter *et al.*, 2002)。都市地區野生動物的擴散距離比鄉村地區短，此現象也可能會導致都市地區野生動物在適宜棲地內密度過高的問題 (Ditchkoff *et al.*, 2006)。

都市野生動物在食物取得來源上的轉變若確實能增加其所需的營養，則有潛力能大量增加族群密度，因為在營養改善的情況下，繁殖率增加是很常見，且經常會出現較大的體型、更高的後代存活率以及擁有更高的密度 (Robbins, 1993, 引自 Ditchkoff *et al.*, 2006)。在歐美國家，餵食鳥類的人口在過去十幾年中快速地成長，餵食的正面效益是增加溫帶野生鳥類冬天存活率並提高其繁殖成功率，而負面影響則是單一的食物來源可能造成肥胖、營養不均甚至性別比例失衡的問題 (Robb *et al.*, 2008)。

當人為的食物來源供給不斷，且無掠食者威脅的情況下，這些會利用人為食物來源的野生動物可能會大量繁殖，或是因餵食而使族群集中，其排泄物不僅會造成周邊環境的污染，也因為區域內密度的提高而增加了疾病在個體間傳播的能力。舉例而言，白頭翁 (*Pycnonotus sinensis*) 的糞便帶有 histoplasmosis 的肺炎菌 (林憲德, 2007)，野鴿的糞便則帶有引發肺及中樞神經系統疾病的 cryptococcosis

菌 (Marzluff *et al.*, 1998)，而哺乳類動物則會攜帶狂犬病 (林憲德, 2007)。這些污染與疾病傳播的問題，皆是人為不當餵食野生動物的後果。

## 第二節 都市生態保育

### 一、都市生態保育目標與公園規劃現況

都市化對於野生動植物造成的最大且持續的影響是棲地損失 (habitat loss)，因為棲地損失會改變整個棲地的土地利用狀況，使得環境自然因子與野生動植物群落結構改變，進而使得當地的生態系統瓦解，威脅到原有野生動植物的續存。棲地的轉變對於生物多樣性之影響是劇烈且負面的，但在有限的生態保育資源與都市化乃是既存事實的情況下，如何針對重要的保育熱點進行保育工作，研究如何在都市中保育野生動物、為野生動物在都市中保有一塊棲息地，了解使物種能成功在有人類居住的地區生存與否的影響因子，並藉由保育策略或規劃策略降低都市發展對於野生動物的影響，都是保育學者的重要研究議題 (McKinney, 2002; Ricketts and Imhoff, 2003; Turner, 2003)。

在都市內執行生態保育的過程中，會牽涉到許多土地開發與市民福利等相關的議題，因此都市生態保育的工作有很重要的一部分是要對市民大眾進行生物多樣性的教育。而常見於都市公園中的都市適應物種 (urban adapters)，是生物多樣性教育中很重要的一環。因為市民大眾可藉由平日對於這些物種的接觸及觀察，更加了解教育解說中提到的，像是生態演替 (ecological succession) 和原生植物具有促進原生動物多樣性的功能等的概念 (McKinney, 2002; Dunn *et al.*, 2006)。

在 1999 年由內政部營建署所舉辦的公園綠地政策宣導及說明會中，多位學者針對目前國內公園綠地現況提出問題，對此，王小璘與曾詠宜 (2003) 針對公園綠地空間及使用情形的部分，將問題整理成以下五點：

1. 公園綠地不足及分佈不當：由於都市內公園綠地面積的不足及區位分佈的不當，造成使用密度過高的情形，而部份生態區位重要性高的棲地，亦因過度的使用而危及其資源條件。
2. 公園綠地被佔用或變更使用：因都市公共設施空間的不足，都市公園綠地常被佔用或轉為其他用途使用，而無法發揮其生態能量傳遞與物種棲地之功能。
3. 人為設施過量設計：公園綠地規劃設計未考量生態功能及其他環境效益之發揮，常形成設施過量，造成綠地功能難以發揮。
4. 缺乏整合性公園綠地系統計畫：現今國內公園綠地之發展淪為都市計畫下之子計畫，或受限於農業區發展與休閒遊憩發展之既有模式，呈現零星、斷續、無特色之開發，使現有公園綠地在區位、數量、面積及環境品質上遠落後於已開發國家。
5. 未能與都市中藍綠帶結合：都市公園設計未能考量其生態能量的傳遞及物種移動的連續性，適當的與都市中的綠帶或水域相連，更加形成都市生態棲地的破碎化（王小璘與曾詠宜，2003）。

上述五點涵蓋都市公園綠地的規劃、設計及管理層面的問題，但未能實際討論目前都市野生動物在都市公園中的適應情況、影響因子及影響程度，這也是本研究欲探討之問題。

## 二、都市化對鳥類分布及行為之影響

為反映都市生態狀況與棲地品質，都市生態學的研究常以鳥類的物種作為都市生態的指標，原因在於野生鳥類較容易被觀察與量化，且鳥類是生態金字塔結構上較高級的動物，適合鳥類生存的環境，通常表示著昆蟲、果實、花蜜等自然

食物來源相較為豐富，也意味著這樣的環境具有較好的植生環境 (林憲德, 2007)。此外，相較於其他野生動物，鳥類鳴叫的特性讓牠較易被一般民眾發現與觀察，甚至進而有餵食等互動的行為。因此，本研究欲觀察人類活動對於野生動物的影響，並挑選鳥類行為作為觀察的指標。

就目前對於都市鳥類的研究指出，鳥類的物種豐富度 (species richness) 會隨著都市干擾增強而下降，都市干擾包含人類活動所形成的基礎建設與植被結構的改變，原生鳥種在都市環境下可能因為無法取得生存資源或適應環境的改變而消失 (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors, 2009)，因此，許多為了景觀或其他目的而引進的外來樹種或植被，會與鳥類多樣性呈現負相關 (Khera *et al.*, 2009)。

此外，研究發現棲地面積越大、隔離度越小、棲地結構越複雜，其鳥類生物多樣性越高 (葛兆年等, 2008)，增加樹木與地表植物之數量有助於增加鳥類多樣性 (陳姿今等, 2005)，這是由於不同鳥類物種所需的棲地類型不同，若棲地結構越複雜，則越能提供更多不同鳥類在同一棲地生存。一般常用於討論棲地結構的測量變數包括草皮覆蓋度、剩餘棲地面積、植被覆蓋度、灌木密度、灌木覆蓋度、樹木胸高直徑等，Kath *et al.* (2009) 發現灌木密度與小型鳥類豐度及物種豐富度有顯著正相關；而灌木面積與鳥類總密度、豐富度和多樣性呈正相關 (簡筱帆, 2007)。

另一方面，都市中存在著因不同目的而建設的人造水池或噴泉造景，可提供都市鳥類另一種水資源供應的來源 (Marzluff *et al.*, 1998)，也因此，有研究指出若都市公園中存在水池，則其鳥類多樣性亦相對於無水池之都市公園來得高 (林振鵬, 2006)。

然而，有研究認為，都市化、公園大小及與其他自然地的隔離度不是影響都市公園鳥類豐富度的主因 (Jokimäki, 1999)，因為公園內不可避免地會有人類於其中活動，因此反而是公園內活動的人類對鳥類所造成的干擾影響公園鳥類的豐富度 (Sorace, 2001)。人類對於鳥類造成的干擾包括人類出現和數量 (Buger and Gochfeld, 1991)、遊憩活動所造成的植被踐踏及廢棄物製造 (Fernández-Juricic *et al.*, 2009)、

賞鳥活動與生態旅遊 (Sekercioglu, 2002)、以及食物的提供 (Robb *et al.*, 2008)。

由於人類對於鳥類而言，是潛在的掠食者，其存在與數量可能會降低公園鳥類的豐度 (Burger and Gochfeld, 1991)，而遊憩活動所造成的植被踐踏，以及賞鳥活動與生態旅遊，則會造成鳥類覓食行為的壓力與干擾 (Sekercioglu, 2002; Fernández-Juricic *et al.*, 2009)，人類活動時所產生的垃圾與食物的提供則可能增加某些都市適應物種的豐度 (Burger and Gochfeld, 1991; Robb *et al.*, 2008)，並對其他鳥種的生存產生負面影響。

都市化改變棲地特徵的同時，鳥類為了回應都市環境的新特點可能會調整族群的分布與個體的行為。靠近人類居住的物種，像是街道上的鴿子、家麻雀等，可能會在都市區域內習慣人類的存在 (Sukopp, 1998)。若鳥類習慣自人為食物中覓食，並聚集在取得供應食物的地點 (Brittingham and Temple, 1992)，將會降低其對自然食物的依賴，這可能會造成都市中某些依賴鳥類傳播種子或進行授粉作用的植物，其繁殖過程的運作中斷或效率遠低於非都市區域 (Marzluff *et al.*, 1998)。因此，研究鳥類的行為不僅可以了解其如何適應都市化的棲地，也能了解鳥類行為改變後，對於生態可能造成的影響為何，進而對於生態保育的策略有所幫助。

### 第三節 影響鳥類驚飛距離之因素

都市化對鳥類的影響除了對分布、覓食與繁殖等行為的改變外，因為對鳥類產生干擾的因素重複地出現，可能會使得鳥類產生適應行為，而量測此適應行為的方法之一，是利用鳥類的警戒距離 (alert distance) 或驚飛距離 (flush distance/flight initiation distance) 來觀察 (Burger and Gochfeld, 1991; Fernández-Juricic *et al.*, 2001; Campbell, 2006; Rodriguez-Prieto *et al.*, 2009)。所謂警戒距離，是指當鳥類個體對於一個造訪者接近時、抬頭注視造訪者且移動頭部做出掃描環境之動作反應的距離 (Fernández-Juricic *et al.*, 2001)，而當造訪者靠近到使得鳥類覺得不安、驚



擾而飛走時，此段近到鳥類飛走那一刻的距離則稱為驚飛距離 (Burger and Gochfeld, 1991; Fernández-Juricic *et al.*, 2001)。由於驚飛距離的觀察較警戒距離來得明顯且不易錯判 (Campbell, 2006)，過去的研究觀察到鳥類驚飛或跳離原地 (running) 的次數常比警戒的次數還多，並且飛離的次數比跳離原地的情況頻繁 (Sastre *et al.*, 2009)，且警戒與驚飛距離兩者之間呈正相關 (Eason *et al.*, 2006)，再加上都市鳥類的驚飛距離常比鄉村鳥類的驚飛距離小 (Møller, 2008)，而可能使得警戒距離與驚飛距離差別不大或不易分辨。因此，本研究選擇以驚飛距離作為量測目標。以下章節針對影響警戒距離與驚飛距離的因子進行討論：

## 一、棲地結構因子

警戒距離通常與植被結構、步道和道路鄰近性相關。灌木的存在與灌木的覆蓋度是影響警戒距離及驚飛距離很重要的因素。當灌木存在時，多數鳥類物種的警戒距離會隨灌木高度增加而減少 (Fernández-Juricic *et al.*, 2001; Campbell, 2006)。而小型鳥類，如家麻雀、蒼頭燕雀 (*Fringilla coelebs*)、歐洲知更鳥 (*Erithacus rubecula*) 等，驚飛後可能不會完全離開，而是飛到鄰近的草皮上；若牠們飛進灌木中，會傾向利用茂密的枝葉隱藏自己，直到干擾者離開，這表示小型鳥類能有效地利用周邊各種型態的稠密樹籬，保持與人類鄰近的情況 (Fernández-Juricic *et al.*, 2001; Campbell, 2006)。

當鳥類將人類、狗和貓視作是有風險威脅的狀況下，大型的樹木群不像灌木群能顯著降低驚飛距離。可能是因為鳥類可能將大型的植被與建築視作障礙，會阻礙鳥類發現掠食者的視野，從而增加鳥類本身被掠食的風險，因此更傾向成群，因此，家朱雀 (*Carpodacus mexicanus*) 成群的隻數和驚飛距離在都市化地區都比低度都市化的地區更高 (Valcarcel and Fernández-Juricic, 2009)。

公園內步道與不透水鋪面的覆蓋比與驚飛距離成正比。西班牙馬德里觀察黑鶉 (*Turdus merula*) 忍受人類干擾的研究認為，這可能是由於不透水鋪面比例的增

加，在缺乏植被遮蔽的同時也增加了被掠食者發現的風險；或是因為不透水鋪面比例的增加，相對之下就會減少草皮或其他可能作為食物來源的植被比例的減少，也代表人類出現與干擾程度會隨不透水鋪面的比例上升而增強；因此，在食物不易取得的情況下，黑鵝無法在這樣的區域忍受人為干擾，使得黑鵝的驚飛距離無法縮短 (Fernández-Juricic *et al.*, 2001)。

鳥類在高度都市化的地區會變得更具侵略性 (aggressive)，這可能是由於人類餵食的情形在都市化地區更頻繁，使得在相同面積下，吸引了更多的依賴人為餵食的鳥類出現，此時植被結構是否能提供遮蔽或成為食物來源便不是影響驚飛距離的主要因子，即驚飛距離可能不存在。反而是鳥類會為了競爭有限的人為食物而強化了鳥類的種間競爭 (Campbell, 2007; Valcarcel and Fernández-Juricic, 2009)。

都市化對於鳥類不可避免的會造成負面影響與人為干擾的情況下，都市管理及規劃活動應納入生態知識來緩和這些影響 (Jokimäki, 1999)。文獻中除了針對植被結構與覆蓋度進行的調查，僅有少數研究 (Roth and Lima, 2003; Valcarcel and Fernández-Juricic, 2009) 認為，植被或人造建築物可能會縮減鳥類偵測掠食者是否存在的視野，鳥類可能因此將植被或人造建築物視為阻礙視野的因子。然則台灣的公園為了市民休閒遊憩所建造之人造物甚多，且高度、形狀與功能均不同，除了造成視野障礙外，是否也有可能成為鳥類除植被以外休憩或躲避人為干擾的替代庇護所，或者其他有益、有害的功能，究竟公園內的人造設施對於鳥類的影響為何，仍尚待研究，因此本研究在進行驚飛距離實驗時，除觀察周遭自然植被狀況外，亦會記錄人造設施之情況，期能對此問題有更進一步的了解。

## 二、人為活動所形成的干擾

在過去的相關研究中，主要將人為活動的形式分為汽車、行人、狩獵、摩托車、羊群、直升機、腳踏車以及掠食者 (如貓、狗、猛禽) 等，調查其出現的頻率及鳥類相對應的反應，發現對鳥類造成的因子主要是汽車與行人，但狗卻是最有

傷害性的，在國外研究中，直升機和狗是最常造成驚飛的兩個影響因子 (Fernández-Juricic and Terrería, 2000; Sastre *et al.*, 2009)。

驚飛距離實驗中，觀察者接近鳥的形式，代表著人為活動的類型會使得人類接近鳥類的方式有差異，如噪音、移動的速度、坐或站立的姿勢、出現的人數及提供食物的行為等，或者，在接近鳥類時，人類是否直視著鳥類，對於鳥類的警戒距離或驚飛距離都會有顯著影響。例如，Campbell (2006) 在蘇格蘭公園中，利用警戒距離作為鳥類忍受人類之指標的研究發現，尤其是對較大型的鳥類物種，揮舞手靠近的方式會顯著增加警戒距離。另外，在美國肯塔基州對美洲知更鳥 (*Turdus migratorius*) 之驚飛距離影響因子的研究則發現，觀察者以不直視的方式接近，其驚飛距離會小於直視的方式能接近的距離 (Eason *et al.*, 2006)。

人類的活動固然會對鳥類產生不同程度的干擾，但生存於都市的鳥類也有越來越習慣人類活動的傾向 (Burger and Gochfeld, 1991)。一般而言，鳥類會習慣重複出現的干擾，而鳥類對於已經習慣的干擾，其驚飛距離將會縮短 (Burger and Gochfeld, 1991; Ikuta and Blumstein, 2003)。例如，Ikuta and Blumstein (2003) 利用研究區內既有的鐵柵欄，將區域分為人類經常造訪與僅有少數人類會經過的兩組，發現不同鳥種對於人類出現的反應皆不同，這可能與鳥種體型大小及習性相關。一般而言，當鳥類較常暴露在人類出現的狀況下，其驚飛距離會較短。Møller (2008) 更進一步地比較多種鳥類在鄉村與都市的驚飛距離變化，發現驚飛距離與都市化開始後的世代數 (the number of generations) 呈正相關，顯示隨著時間的演進，都市和鄉村族群在驚飛距離上有了分歧的表現，前者驚飛距離較短，而後者驚飛距離較長。

除因為習慣干擾而使得驚飛距離縮短，驚飛距離也可作為鳥類對於自身是否可能會被捕食的危險評估指標 (Webb and Blumstein, 2005)。驚飛距離可以代表鳥類決定離開正在靠近中之威脅的距離，顯示鳥類認為留在原地的益處低於飛離威脅的成本，反映出鳥類對於能量 (energy) 與風險分配 (risk allocation) 考量後經濟

性的決策。驚飛距離的變化代表著鳥類對威脅評估的結果 (Webb and Blumstein, 2005)。因此，當某地區的鳥類驚飛距離變短，表示鳥類認為在此地區被捕食的風險較低。故在觀察者由步道接近的方式鳥類時，所有物種的警戒與驚飛距離都有普遍降低的情況 (Campbell, 2006)，這個結果類似於美洲知更鳥在步道上的驚飛距離較短之研究結果 (Eason *et al.*, 2006)。可能是由於鳥類習慣在步道上的人類活動並不具有威脅性而產生的結果 (Campbell, 2006; Eason *et al.*, 2006)。

在西班牙馬德里的研究對黑鵝的風險分配與習慣化進行分析 (圖 2-1)，提出一個風險分配的假設，認為當高的行人通過率產生高風險頻度時，會使鳥類降低其抵抗掠食者 (anti-predator) 的努力，而習慣化則是對同個數量和區域的掠食者降低其抵抗掠食者的努力 (Rodriguez-Prieto *et al.*, 2009)。結果發現風險分配確實存在，且行人接近與黑鵝在人類造訪頻率高的區域習得忍受行人的發展有關聯，習慣化與風險分配使得驚飛距離有更明顯的下降情形。

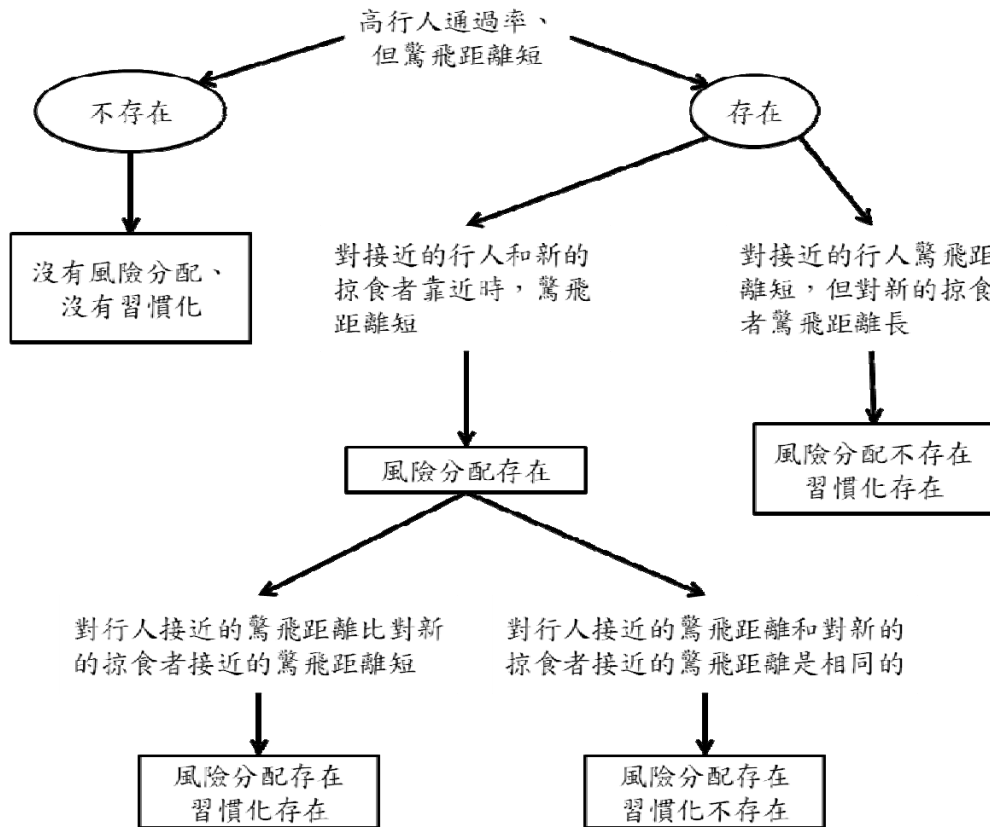


圖 2-1 風險分配與習慣化區別流程圖 (修改自 Rodriguez-Prieto *et al.*, 2009)

在驚飛距離之相關研究中，有一種情況是人與鳥之間沒有距離的，這是由於鳥類從人類附近取得食物的緣故。除此之外，鳥類在都市中逐漸增加，有足夠強度來影響人的食物提供、遊憩土地利用與土地管理，因此人會對鳥類的生活空間 (life space) 產生妥協 (negotiate) 的行為反應，如避開或繞過成群鳥類出現的空間；而鳥類進入高度人造環境後，也會經過妥協而有新的生活互動方式 (Campbell, 2007; 2008)。在妥協與互相影響的過程中，人類對於餵食對象與空間的選擇促進了鳥類的種間競爭，所有鳥類之間侵略性行為增加的狀況，常被觀察到是發生在人存在 (human presence) 的時候 (Campbell, 2007; 2008)。顯示人存在對於鳥類覓食的負面影響確實存在 (Jokimäki, 1999; Turner, 2003)。鳥類對於人類存在的這個條件，會產生覓食機會的主動反應，而有攻擊性增加、離開行為、個體競爭等情況出現，野生動物的存在成為人造訪的因素；人的存在也成為吸引鳥類的因素 (Campbell, 2007; 2008)。由前述的研究可發現，人為餵食確實對於溫帶鳥類造成了冬季生存率提高與驚飛距離等行為的改變，但基於溫帶與亞熱帶之食物取得在季節上的差異，亞熱帶鳥類之行為改變是否會如此顯著，是令人存疑的。

### 三、季節與遷徙

在印度針對留鳥與候鳥對忍受人為干擾與反應的研究發現，留鳥比遷徙中的鳥類更能忍受人類的靠近，推測遷徙狀態之所以會影響驚飛距離，是因為留鳥已習慣當地的人為遊憩活動，而遷徙中的鳥類可能在其他地方遭受過像是狩獵等活動的迫害 (Burger and Gochfeld, 1991)，因此產生留鳥與遷徙中鳥類對於人為干擾忍受度的差異。

另外，鳥類對於人為干擾的忍受度可能會因季節的改變與繁殖季築巢前後期間而有所不同。在美國加州關於大草原麻雀 (*Passerculus sandwichensis beldingi*) 對干擾忍受度的研究發現，非繁殖季時，大草原麻雀對於干擾的忍受度較低

(Fernández-Juricic *et al.*, 2009)。這可能是由於築巢前 (pre-nesting) 的大草原麻雀開始有固定的繁殖領域，而非繁殖季時不會固定出現在某個地點，則不會對固定地點的干擾產生習慣的反應，因此，非繁殖季的大草原麻雀之驚飛距離較築巢前之驚飛距離來得長 (Fernández-Juricic *et al.*, 2009)。另外，也有研究發現成鳥的驚飛距離比幼鳥更短，表示成鳥比幼鳥更能容忍人類的接近或是人類造成的干擾 (Eason *et al.*, 2006)。也就是說，鳥類對干擾的忍受度，會因為接受到的干擾頻率、季節 (是否為繁殖季) 及年齡，而有動態的變化。

#### 四、數量與體型大小

Campbell (2006) 在蘇格蘭 Stirling 的研究發現，鳥類的數量與物種豐度對於各物種的警戒距離並沒有顯著影響。但另一方面，體型大小與警戒距離呈正相關、體型大小與驚飛距離也呈正相關 (Burger and Gochfeld, 1991; Campbell, 2006)，且這種現象不僅出現在鳥類的反應上，也出現在哺乳類的反應上 (Kiltie, 2000)。

對於體型大小與驚飛距離呈現正相關的現象，目前仍未有確切完整的解釋，但目前假設是與下列三類因素有關：一是由於小型物種飛離會有較高的能量消耗，使得小型物種會為保存能量而較晚飛離 (Campbell, 2006)；二是有研究指出，動物依賴感知範圍來瞭解周遭環境狀況 (Lima and Zollner, 1996)，而大型物種有較廣的感知範圍，使得大型物種能較早發現危險而驚飛 (Kiltie, 2000)。

### 第四節 麻雀 (*Passer montanus*)

#### 一、習性

麻雀為動物界、脊索動物門、鳥綱、雀形目、麻雀科、麻雀屬，在台灣為原種普遍留鳥，為亞種 *P. m. saturatus*，身長約 14 公分，全身大致為紅褐色，背部

則為暗褐色，且有明顯之黑色軸斑，雙頰為白色，並有黑色之斑塊，甚為醒目，胸以下為灰白色 (林英典，2000)。麻雀廣泛分布在五大洲 (圖 2-2)，在西歐、中歐及南歐、東至亞洲到俄國太平洋沿岸、南至印尼都會發現 (The Royal Society for the Protection of Birds, 引自 ARKive, [2010])。

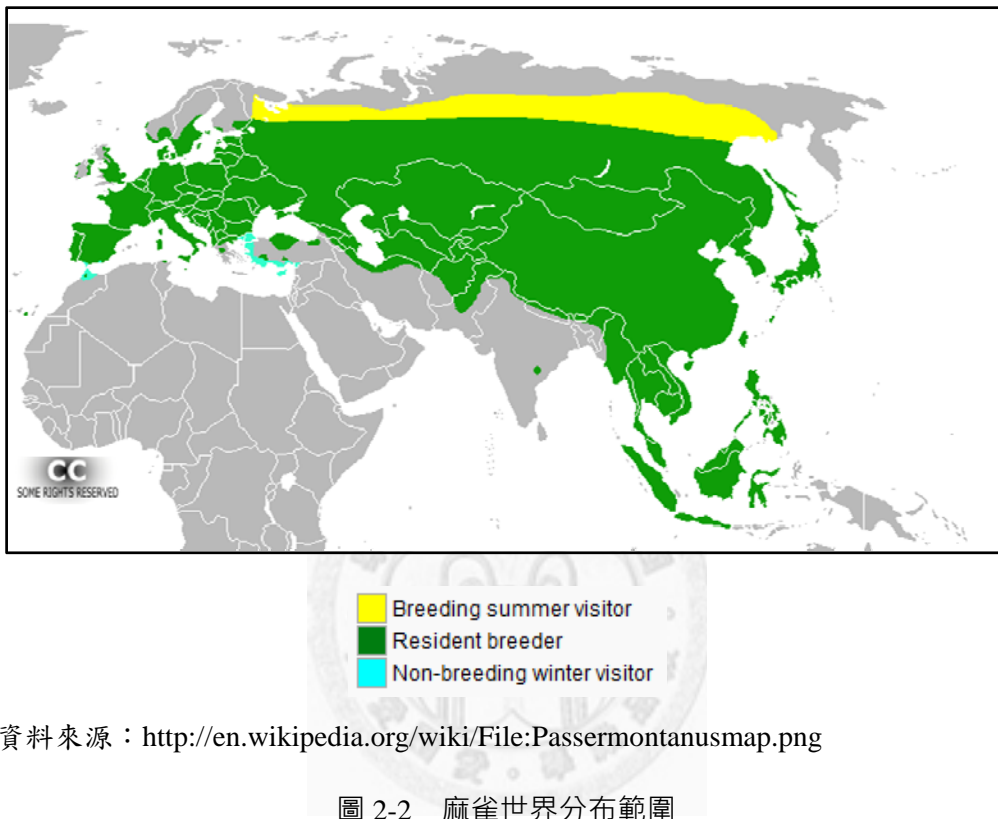


圖 2-2 麻雀世界分布範圍

麻雀於其繁殖季節及非耕作收成季節，多是以昆蟲為主食，其餘時段則以穀類及植物之種子為主食 (林英典，2000)。每年 3~7 月間繁殖，巢材多用草莖、枯枝，在中層到樹冠層位置或建築物築巢。繁殖棲地偏好能持續提供無脊椎動物作為幼雛食物來源的棲地型態 (Field and Anderson, 2004)。在繁殖季時，麻雀通常會孵 2~3 窩，一窩下蛋 4~7 枚，孵化期約 13~14 天，成鳥餵食幼鳥到羽毛豐滿或會飛約 12~14 天 (Ehrlich *et al.*, 1988)。

麻雀在冬季經常成群活動 (劉小如等，1988)，日間活動範圍多在 100 公尺、面積約 7600 平方公尺範圍內 (潘超與鄭光美，2003)；夏天繁殖季之覓食範圍為數

百公尺，但繁殖季的移動和冬季覓食移動距離差異可能達 3.9 公里 (Field and Anderson, 2004)。麻雀喜歡於開闊且有茂盛的灌木、矮樹籬 (hedgerows)、樹木或小型林地 (small woodland patches) 的農莊等棲地形態活動 (The Royal Society for the Protection of Birds, 引自 ARKive, [2010])。一般而言，平地至中海拔區域均有麻雀之蹤影。麻雀常於地面上啄食，秋割時即會有大群聚集覓食 (林英典, 2000)。其在地面活動時，主要的掠食者包括猛禽、鴉科，及哺乳動物如貓 (*Felis catus*) (Barlow, 1973; Woods *et al.*, 2003)。

## 二、現況與相關研究

雖然麻雀族群數量龐大且普遍，但在歐洲的分布範圍逐漸縮小，尤其是英國的麻雀族群在 1970~1998 年之間急劇地下降了 95% (Anderson *et al.*, 2002)，而與生活習性與麻雀類似的家麻雀亦在 1971~2000 年間下降了 80% (Hole *et al.*, 2002)，這些常見鳥類數量下降的原因至今仍未完全瞭解，由於這樣的現象剛好與其他許多農莊鳥類物種的數量嚴重下降同時發生，因而引起英國相關研究與保育人士之重視 (Hole *et al.*, 2002; UK Biodiversity, [2010])，目前推測麻雀減少的原因有二：一、可能與 1970 和 1980 年代時，許多大型榆樹因荷蘭榆樹病而枯死，導致從地景中移除大量的麻雀築巢點有關 (UK Biodiversity, [2010])；二、可能是因為農業耕作方式的改變所引起，因為英國原有的農業耕作方式為春天播種秋冬收割，收耕後的田地成為這些物種在冬天時寶貴的食物來源，但耕作方式改為秋天播種後，冬天收割後的田地便大幅減少，導致這些物種在冬天時的食物來源亦隨之消失 (Hole *et al.*, 2002; UK Biodiversity, [2010])。除此之外，除草劑和殺蟲劑的使用也可能對麻雀的食物供應量或健康狀態與生存率產生負面的影響。

在蘇格蘭 Calladine *et al.* (2006) 針對黃鶉 (*Emberiza citrinella*)、蒼頭燕雀及麻雀等三種以種子為食的燕雀類，利用田野調查及無線電遙測的方式研究其在冬季的活動範圍距離 (ranging distance)，結果發現麻雀比黃鶉及蒼頭燕雀有更大的活動



範圍距離。這可能是由於在三個物種中，麻雀對於冬天棲地的選擇要求最嚴格，因在此研究中發現麻雀在所有可利用的棲地中，特別顯著地偏好收割後留有殘株的棲地；而黃鸝及蒼頭燕雀都還可以利用非耕作型的棲地，如灌木叢或林地，使得牠們的活動範圍距離大致上是較為相似的 (Calladine *et al.*, 2006)。因此，麻雀較大的生活範圍距離可能反映了嚴格的棲地要求使得覓食適宜地點較少，導致牠們需要在適宜的地點之間往返 (Calladine *et al.*, 2006)。

除了農業耕作方式的改變，公園內的人為活動、公共基礎建設、植被結構所形成的多樣性棲地，也可能會對麻雀造成影響。舉例而言，在複雜的棲地結構與顏色中，麻雀首先會被環境中顯眼的區域所吸引，但覓食活動仍會趨向在背景顏色與麻雀體色較相近之區域中進行，也就是說，周圍大環境的背景顏色是決定麻雀覓食區域選擇的重要因子 (朱汶偵，2008)。

由於麻雀是台灣都市常見的普遍原生鳥種，且其生活史與人類密切相關，頗受人類活動所影響，且其為地面覓食 (ground feeding) 之物種，受到干擾的影響會比其他樹上覓食 (tree feeding) 的物種來得大。此外，林振鵬 (2006) 發現台北市各公園綠地中以麻雀的族群平均密度最高，但標準差最大，顯示麻雀可能受到景觀結構的影響程度最高。若要觀察公園結構與人類活動對於鳥類的影響，麻雀是相當適合的物種。

### 三、求偶行為

麻雀的求偶行為可分為雄性與雌性兩部分。雄性這一方的互動反應包括：bill-up-tail-up、跟隨的反應 (following response)、離開的反應、對雌性有侵略性的行為與行為中斷；而雌性這一方的行為則包括：對雄性有侵略性的行為、跟隨的反應 (following response)、離開的反應、尾部震動 (tail vibration) 以及行為的中斷 (陳慧娟，1987)。其行為型態的詳細定義描述如下：

1. bill-up-tail-up：嘴喙與尾部持續地上舉，翅膀舉起並震動，重複地弓身，尾部垂

直輕拍地面 (圖 2-3a、圖 2-3b)，並且，在雄性展現 bill-up-tail-up 的過程中，通常會逐步靠近雌性；

2. 雌性對雄性展現出侵略的行為：雌性會保持頭部向前的姿勢 (圖 2-4a)，追逐或啄咬雄性的頸部或翅膀 (圖 2-4b、圖 2-4c)；

3. 跟隨的反應：跟隨離開的一方；

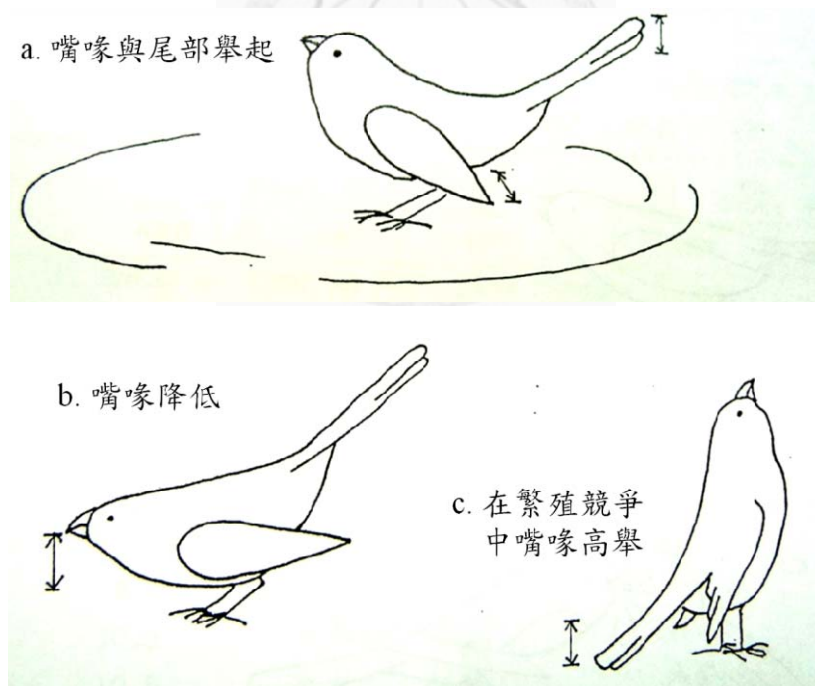
4. 離開的反應：移動 1 公尺以上到另一個地點；

5. 雄性對雌性展現出侵略的行為：雄性會啄咬雌性；

6. 尾部震動：雌性尾部會垂直輕拍地面；

7. 行為中斷：求偶行為的結束；

此外，當有超過兩隻的雄性同時存在並出現求偶行為時，他們有時會有繁殖競爭的情形，也就是兩隻雄性對彼此保持筆直地姿勢 (圖 2-3c)。



資料來源：陳慧娟 (1987) 修改自 Andrew (1961)。

圖 2-3 麻雀雄性的求偶行為與繁殖競爭

a. 頭部向前的  
姿勢



b. 追逐



c. 啄咬



資料來源：陳慧娟 (1987) 修改自 Andrew (1961)。

圖 2-4 麻雀雌性的侵略行為



## 第三章 研究方法與架構

### 第一節 研究架構

都市化使得野生動物所棲息的自然環境產生了棲地破碎化、人工化與水源改變，並帶來人類活動如遊憩、團體運動等人為干擾的存在，加上外來種植物與動物的引入與競爭，使得野生動物面臨諸多壓力。以鳥類而言，其影響包括棲地特徵、鳥類分布與多樣性、行為及食物來源的改變。加上都市公園所具有的功能不同，因此可能產生不同的公園結構、人為活動強度和頻率，都可能會影響鳥類的適應行為。故本研究想藉由分析都市公園整體結構（樹木覆蓋比、灌木覆蓋比、草皮覆蓋比、水體覆蓋比、不透水鋪面覆蓋比）與人為活動頻率（行人數、貓狗隻數與人為餵食頻率），以麻雀群集 (flock) 數量作為公園麻雀數量多寡的指標，以相關分析了解麻雀在不同公園有不同群集數量的影響因子；並更進一步的在麻雀數量較多的公園，量測公園內微棲地結構之特性，如植被結構（草高度、草覆蓋度、灌木高度、灌木覆蓋度、樹木高度、樹木覆蓋度、樹木胸高直徑）及人造結構（水體覆蓋比、不透水鋪面覆蓋比、人造物高度），麻雀與人為活動的距離（麻雀與團體活動的距離、麻雀與步道的距離），以及人為活動強度和頻率（團體活動人數），用麻雀驚飛距離作為鳥類適應都市公園的指標，以變異數分析 (ANOVA) 檢定公園麻雀驚飛距離是否有差異，再以無母數 Mann-Whitney U 檢定分析 4 個公園麻雀之驚飛距離在繁殖季與非繁殖季是否有顯著差異，來了解繁殖季對於麻雀驚飛距離是否有顯著的影響，並藉由主成分分析簡化公園微棲地結構因子後，以相關分析及一般線性迴歸分析來探討都市公園結構與人為活動兩者對於鳥類適應都市公園行為的影響（圖 3-1）。

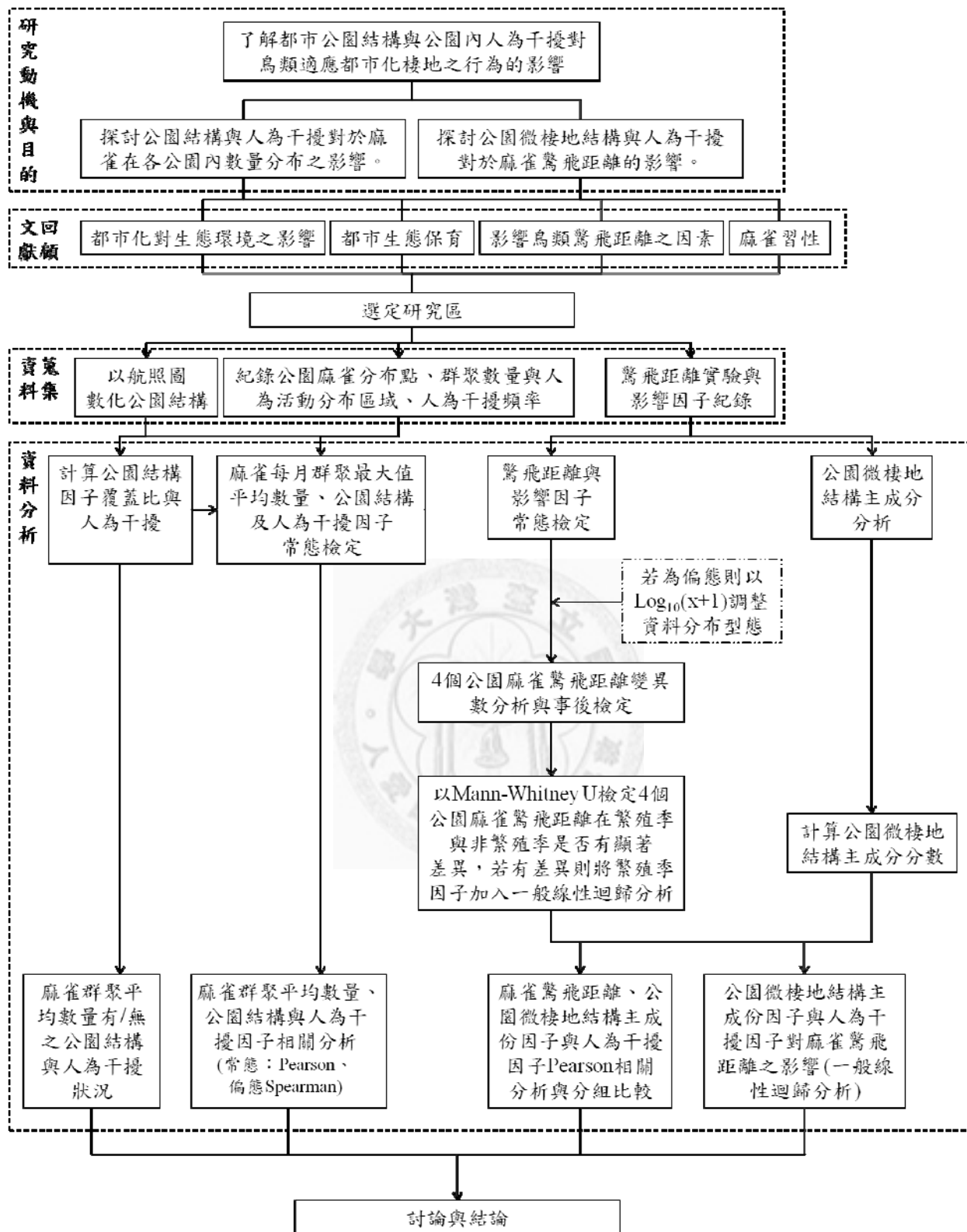


圖 3-1 研究架構

## 第二節 研究區簡介

### 一、台北市公園綠地概況

目前臺北市各行政區公園綠地包含廣場、河濱公園及兒童遊樂場共 1036 處，面積共約 13,637,146 平方公尺（臺北市政府工務局公園路燈工程管理處，2010），每人平均綠地面積 5.16 (m<sup>2</sup>/人，臺北市工務局統計月報，2011)，各行政區中，公園綠地面積統計結果如表 3-1 所示，最高為文山區、最低為大同區；每人平均綠地面積，以文山區最高、中山區次之，而大安區及大同區最低。這些資料顯示出臺北市之自然棲地除陽明山國家公園及其餘山區外，公園綠地的稀少，相對的，市民在各公園綠地的活動是相當頻繁與密集，有可能會造成在公園綠地生存之野生動物更多的干擾。

表 3-1 臺北市 2011 年 10 月底各行政區公園面積與每人綠地面積

區別	公園綠地面積 (m <sup>2</sup> )	每人平均綠地面積(m <sup>2</sup> )
松山區	1,049,567	5.012
信義區	539,992	2.387
大安區	591,227	1.891
中山區	1,729,876	7.748
中正區	869,952	5.393
大同區	234,223	1.856
萬華區	1,394,152	7.327
文山區	2,589,508	9.745
南港區	551,533	4.766
內湖區	1,312,435	4.777
士林區	1,354,276	4.966
北投區	1,355,134	5.383

資料來源：臺北市工務局統計月報 (2011)。

依臺北市政府工務局公園路燈工程管理處對於公園的分類，大致可分為自然公園、綜合公園、鄰里公園及河濱公園四種類型。臺北市公園開發都市設計準則第一條：「臺北市公園所具有的基本功能為生態、遊憩、交誼、健身、防災、教育

與文化功能」，而臺北市公園自治條例第五條則指出，管理機關得依公園性質及環境需要設置多項設施：如園景設施、休憩設施、遊樂設施、運動設施、社教設施、服務設施、及其他經主管機關核准設置者。因此，台北市之公園不僅包含許多功能，且會因社區居民對於公園的不同需求，而造成公園內部規劃的複雜性，但前述之多項設施與公園內不同的人為活動（散步、慢跑、團體運動、餵食野生動物等）對於鳥類或其他野生動物的影響卻是未知的，且不同類型的公園，其面積大小差異甚大，舉例而言，屬於鄰里公園分類的公園，其面積皆小於 1 公頃（臺北市工務局，2011）。也就是說，公園內的設施、人為活動，以及公園本身的面積大小，均會影響都市野生動物適應都市環境的能力和行為。

## 二、樣區選擇與現況

臺北市公園數量眾多且大小、功能與內部設施變化極大，面積小於 1 公頃屬於鄰里公園者，已過度破碎，干擾強度與面積大小皆不宜作為研究樣區；另外，日本的研究指出，大於 1 公頃以上的公園綠地較可能會出現喜好活動於森林內鳥種（林憲德，2007）。因此本研究僅考慮面積在 1 公頃以上的公園。而為了降低山林地對鳥類適應行為的影響，研究鳥類在都市化棲地內的適應行為，因此本研究選擇公園被建築與道路包圍者，即不選擇位於山地（大型棲地）或山地附近、花博舉辦地點、或是類屬「河濱公園」者。自臺北市政府工務局公園路燈工程管理處網站取得台北市公園綠地 Excel 資料檔案後，屬性欄位只選擇「公園」、「公園、綠地」、「公園綠地」者，刪除資料的步驟如下：

1. 由於屬性欄位只選擇「公園」、「公園、綠地」、「公園綠地」者，中正紀念堂與國父紀念館之屬性欄位不符合選擇要求，且活動型態與公園結構皆相當不同於其他公園綠地，因此刪除；
2. 將開發面積排序、刪除 1 公頃以下的公園；
3. 刪除南港、文山、士林、北投、內湖行政區，只看大同、大安、中山、中

正、松山、信義、萬華行政區，而新生、圓山、美術三公園為花博舉辦地點所以刪除，另外，沒有公園名稱者亦刪除；

4. 為了能瞭解公園結構與人為活動對於麻雀群集平均數量的影響，在 2010 年 9 月至 2011 年 2 月期間，從剩下的公園中進行實地觀察後，刪除正在進行改建工程、公園內因設有一般汽機車道路而過度破碎及除麻雀外也幾乎沒有其他鳥類存在的公園，而後選出有麻雀活動之公園 4 個及麻雀極少於其間活動之公園 4 個：前者為大安森林公園、二二八和平紀念公園、林森康樂公園及榮星公園（圖 3-2）；後者為松德公園、信義安康公園、民生公園及民權公園；並於有麻雀活動之 4 個公園進行驚飛距離之實驗（圖 3-3）；公園樣區概況如表 3-2，公園樣區航照圖如圖 3-2 所示。

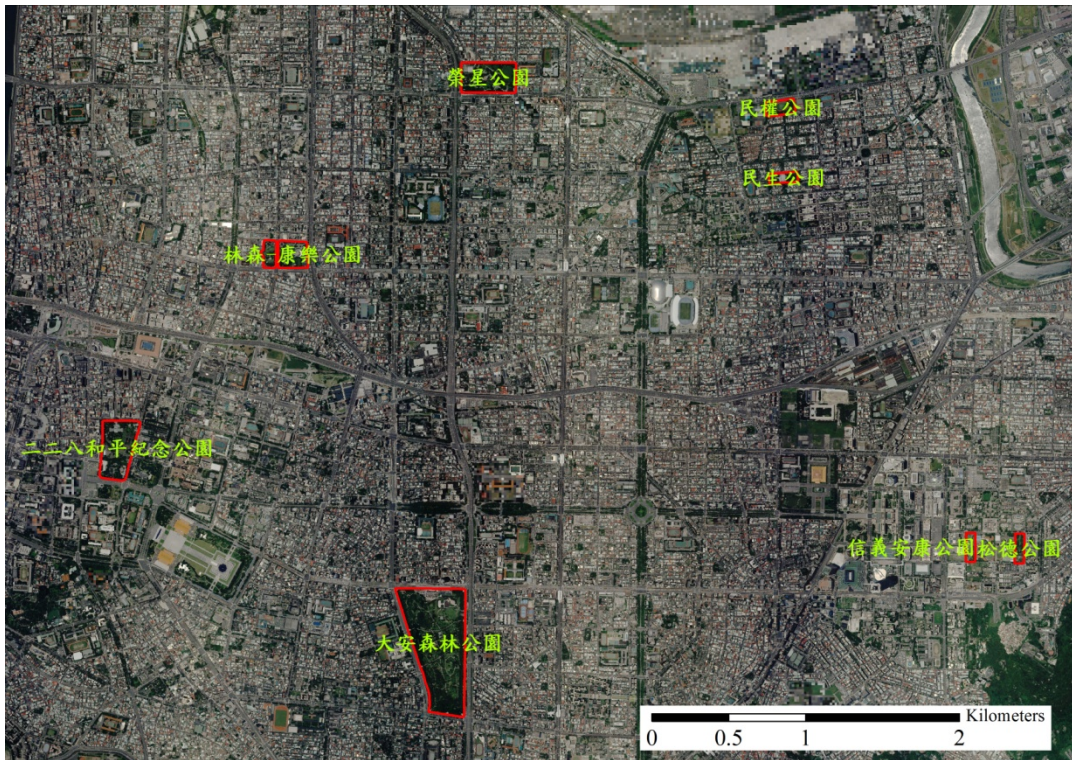
表 3-2 都市公園樣區概況

公園名稱	面積(m <sup>2</sup> ) <sup>1</sup>	闢建、改造年度 <sup>1</sup>	主題與功能 <sup>1</sup>	麻雀有/無 <sup>2</sup>
榮星	65,192	1968(民營)、 2000~2004	防災	有
林森、 康樂	42,716 (29,331+13,385)	1997、 2000~2001	感官體驗	有
二二八	77,559	1898	二二八和平紀念 防災	有
大安	259,293	1992~1994、1997	都市森林 防災	有
松德	10,767	1991、2004	體健	少~無
信義安康	10,609	2005	都會	少~無
民生	18,130	1973、2003~2004	社區居民 休閒活動	少~無
民權	25,270	1973	運動 防災	少~無

資料來源：<sup>1</sup>本研究整理自臺北市政府工務局公園路燈工程管理處（2011）。

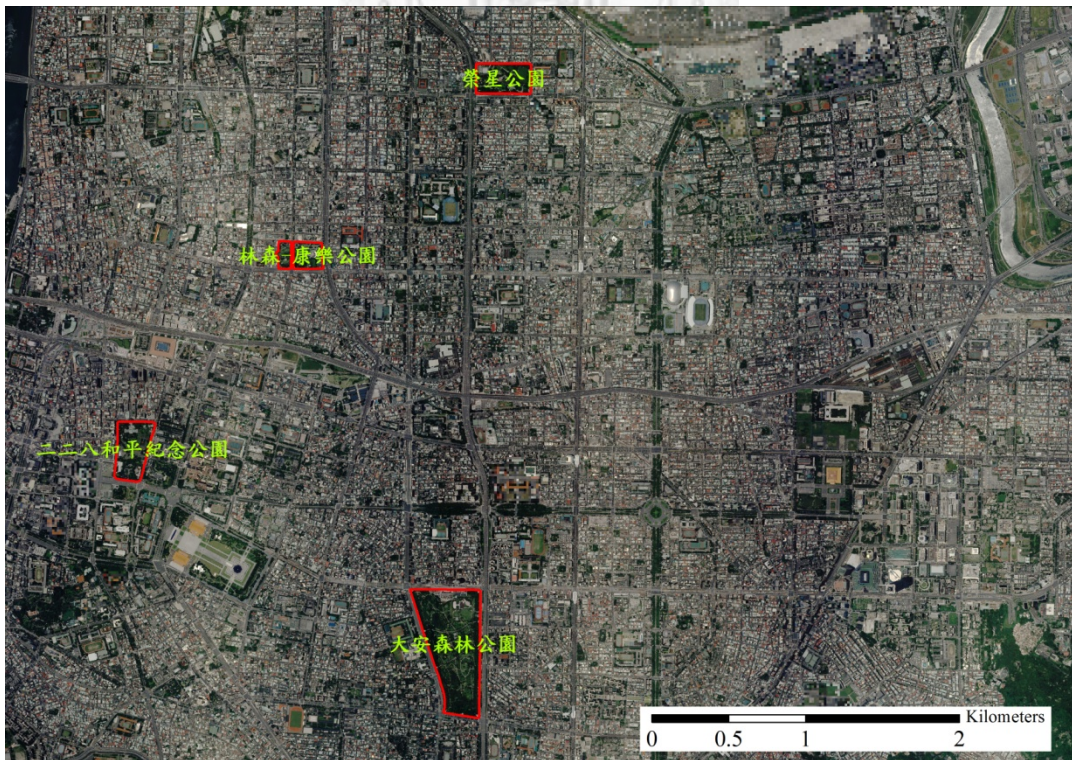
<sup>2</sup>於 2010 年 11 月~2011 年 2 月本研究實際調查。





資料來源：本研究繪製自農航所航照圖 (2010)。

圖 3-2 麻雀群集數量影響因子之研究區位置航照圖



資料來源：本研究繪製自農航所航照圖 (2010)。

圖 3-3 麻雀驚飛距離影響因子之研究區位置航照圖

### 第三節 實驗設計與調查方法

#### 一、公園結構與人為活動對麻雀群集數量與分布之影響

研究樣區之數位航照圖為農航所以 2010 年航照圖建置，圖號分別為 97233071、97233072、97233073、97233081、97233082、97233083，共 6 張航照圖為數化分析圖資來源。在進行公園實地調查後（量測方法如表 3-3），利用 ArcGIS 9.3，在 1:1000 的比例下將研究區內之草皮、灌木、樹木、水體與不透水鋪面進行人工數化。另外，在公園調查時，亦在航照圖上標示樣本出現點與人為活動地點，以分析公園麻雀分布處與人為活動在空間分布、公園結構上的關係。在繞行公園一周進行驚飛距離實驗的同時，紀錄麻雀群集數量，再將每月群集數量最大值平均後，作為各公園麻雀數量多寡之指標。藉由比較公園結構與人為活動，探討麻雀群集平均數量多寡之棲地與人為活動的特性。

表 3-3 公園結構與人為活動因子量測方法

因子	量測方法
樹木覆蓋比	以航照圖進行人工判釋樹木覆蓋區域；以數化樹木面積除以數化公園面積得樹木覆蓋比。
灌木覆蓋比	公園實地調查繪製灌木覆蓋區域後進行數化；以數化灌木面積除以數化公園面積得灌木覆蓋比。判別方法：無中心主幹，枝幹低小近地，高度不超過 2 公尺者。
草皮覆蓋比	公園實地調查繪製草皮覆蓋區域後進行數化；以數化草皮面積除以數化公園面積得草皮覆蓋比。
水體覆蓋比	公園實地調查繪製水體覆蓋區域後進行數化；以數化水體面積除以數化公園面積得水體覆蓋比。
不透水鋪面覆蓋比	公園實地調查繪製不透水鋪面覆蓋區域後進行數化；以數化不透水鋪面面積除以數化公園面積得不透水鋪面覆蓋比。判別方式：非自然植被或土壤之鋪面，如磚、水泥等人造材質。
10 分鐘行人數	在麻雀出現地點旁的紀錄步道上 10 分鐘經過之行人數。
10 分鐘狗隻數	在繞行公園一周進行驚飛距離實驗的同時，紀錄看到的狗隻數量，再以調查時間整理為 10 分鐘內出現的狗隻數。
人為餵食頻率	每次進行公園調查時紀錄是否有人為餵食，有人為餵食則記錄為一次，最後將人為餵食次數加總除以公園調查次數得人為餵食頻率。

## 二、公園微棲地結構與人為活動對麻雀適應都市公園程度

### 1. 驚飛距離量測

本研究希望了解鳥類在公園中的適應程度，因此以驚飛距離為指標，驚飛距離越短表示鳥類越適應其所在的公園棲地。由於鳥類活動的時間會受到季節與天氣之影響，一般在日出之後的 3 小時內活動最頻繁，量測驚飛距離及記錄其他影響因子等實驗之進行，所以本研究是在日出後 3 小時內完成量測。調查時天氣需為無雨情況下，調查者會著灰色上衣與深藍色牛仔褲等相同衣物（但會隨氣溫增減），繞行公園一周進行麻雀驚飛距離量測；在靠近麻雀時，首先確定沒有其他人或人為活動與調查者行進方向相同，且調查者與麻雀間無視線上的阻隔，以確保觀測時只有調查者靠近麻雀，麻雀是因調查者的靠近而有驚飛的行為，且開始觀測時，麻雀與調查者之間至少距離 6 公尺以上；調查對象皆選擇在地面上覓食者，以確保調查者是在同一平面靠近麻雀，並以一秒一步<sup>2</sup>的固定速度靠近麻雀 (Fernández-Juricic *et al.*, 2001; Campbell, 2006)，待一群麻雀有半數以上驚飛後，再以步數估算驚飛距離。

由於本研究設定之調查對象為麻雀，而麻雀具有群集性，僅在繁殖季時個體會較為分散，當繁殖季結束後，麻雀個體會再度成群，當公園內麻雀總數不變，但群內個體數增加時，可觀察樣本數會減少，因此為降低連續實驗所造成的影響，調查者不會連續對同一群麻雀進行驚飛距離的實驗。在實驗進行中，亦會經由觀察驚飛後的方向及停下的位置，以確保下一調查對象不是同一群麻雀。

鳥類活動及分布亦會受繁殖季與非繁殖季的影響，因此調查時間以月份為單位，每月每個公園至少調查 1~2 次，以蒐集到每月每個公園皆有十個樣本。調查期間並觀察麻雀是否有出現繁殖求偶行為，以判定當月是否為繁殖季，並進一步

---

<sup>2</sup> 研究者之一步約 65 公分。

觀察繁殖季對於驚飛距離是否有影響；若公園內沒有麻雀，則將進一步討論其他影響因子及造成沒有麻雀出現之原因。為包含麻雀在繁殖季與非繁殖季時的活動行為，調查時間自 2011 年 5 月起，至 2011 年 11 月止。本研究皆挑選周間時進行實驗，以避免周間與周末活動人數之差異對實驗結果造成影響。

## 2. 影響因子紀錄

調查者會記錄當天調查時間、風速、溫度等基本資訊。在實驗進行中，則會記錄樣本隻數、驚飛距離、與步道的距離，以 50 公尺及 5 個人以上的活動為觀察人為活動是否存在的判斷標準，並記錄麻雀與人為活動之距離與人為活動的人數，以及麻雀所取食的是否為人為提供的食物。並因都市公園鳥類領域較小，因此僅記錄樣本所在中心點向外 2.5 公尺半徑內之微棲地結構，包括草高度、草覆蓋度、灌木高度、灌木覆蓋度、樹木高度、樹木覆蓋度、樹木胸高直徑、水體覆蓋度、不透水鋪面覆蓋度、人造物高度及類別、顏色（附錄一），量測方法如表 3-4。

表 3-4 公園微棲地結構量測方法

因子	量測方法
草高度	以皮尺量測麻雀所在地點草本植物高度。
草皮覆蓋比	以麻雀所在地點為中心，以十等分估測半徑 2.5 公尺內草皮覆蓋度。
灌木高度 <sup>3</sup>	以皮尺量測麻雀所在地點灌木高度。
灌木覆蓋比	以麻雀所在地點為中心，以十等分估測半徑 2.5 公尺內灌木覆蓋度。
樹木高度	以原子筆長度及研究者身高比例估測麻雀所在地點最近一棵樹木的高度。
樹木胸高直徑	以皮尺量測麻雀所在地點樹木胸高圓周長，再將資料轉換為直徑。
樹木覆蓋比	以麻雀所在地點為中心，以十等分估測半徑 2.5 公尺內樹木覆蓋度。
水體覆蓋比	以麻雀所在地點為中心，以十等分估測半徑 2.5 公尺內水體覆蓋度。
人造物高度	以原子筆長度及研究者身高 <sup>4</sup> 估測麻雀所在地點人造物高度。
不透水鋪面覆蓋比 <sup>5</sup>	以麻雀所在地點為中心，以十等分估測半徑 2.5 公尺內不透水鋪面覆蓋度。

<sup>3</sup> 灌木判別方式同表 3-3。

<sup>4</sup> 研究者身高約 160 公分。

<sup>5</sup> 不透水鋪面判別方式同表 3-3。

另外由於不同公園內，人為活動類型與數量可能各有差異，因此每次調查者會繞行公園的一圈，紀錄人為活動的人數、類型與狗隻出現的數量等，這些類似掠食者存在的因子若出現頻率較高，則可能會影響麻雀驚飛距離的長短。

## 第四節 資料分析

### 一、麻雀數量、公園結構與人為活動頻率資料分析

公園結構因子與人為活動是影響麻雀群集平均數量的重要因素。因此本研究以 ArcGIS 9.3 版本將航照圖經實地勘查與人工判釋數化後，利用 Calculate Geometry 功能計算草皮、灌木、樹木、水體與不透水鋪面之覆蓋面積，在 Microsoft Excel 中進行計算，得各公園植被、水體與人造物或不透水鋪面覆蓋之比例；在人為活動部分，則將 2011 年 3 月~11 月調查到各公園內步道上平均每 10 分鐘經過的行人數量與狗隻數量及人為餵食之頻率，作為公園內人為活動之頻率。最後將草皮、灌木、樹木、水體與不透水鋪面之覆蓋比，以及 10 分鐘行人數、10 分鐘狗隻數、人為餵食頻率等因子，利用 SPSS 統計軟體 (版本 17.0) 進行麻雀每月群集最大值平均數量、公園結構與人為活動資料的常態檢定：若資料為常態，則以 Pearson 相關分析探討各因子與麻雀群集平均數量之相關性；若資料為偏態，先以  $\text{Log}_{10}(x)$  或  $\text{Log}_{10}(x+1)$  進行資料轉換，若資料轉換後仍為偏態，則以 Spearman 相關分析探討各因子與麻雀群集平均數量之相關性。

### 二、人為活動、微棲地結構與麻雀驚飛距離之統計分析

由於驚飛距離可能受到公園微結構與人為活動距離麻雀遠近之影響，因此用相關分析探討各公園中，以調查的麻雀個體或個群為中心，計算周邊半徑 2.5 公尺內草皮、灌木、樹木、水體與人造結構等微棲地結構，及與步道的距離、與人為

活動之距離、與人為活動的人數等人為活動強度因子，和驚飛距離之間的相關性，以了解哪些因子對於驚飛距離的變化最為相關。由於人為活動強度因子自 2011 年 5 月才開始進行調查，因此在微棲地結構與人為活動頻率對麻雀驚飛距離影響的統計分析中，所分析的資料時間涵蓋範圍為 2011 年 5 月~11 月。

在進行相關性分析前，需先了解各公園間麻雀驚飛距離之資料型態，因此本研究先以 SPSS 統計軟體 (版本 17.0) 對各公園之驚飛距離進行常態檢定及公園驚飛距離差異檢定。若驚飛距離資料為偏態，則以無母數統計 Kruskal-Wallis 檢定、中位數檢定與事後檢定分析各公園之驚飛距離間是否有顯著差異；若資料為常態，則以變異數分析與事後檢定來分析各公園之驚飛距離間是否有顯著差異。以無母數 Mann-Whitney U 檢定 4 個公園麻雀之驚飛距離在繁殖季與非繁殖季時是否有顯著差異。

為降低變數個數，先以主成份分析法將公園微棲地結構因子進行線性組合。而 4 個公園麻雀之驚飛距離彼此間若有顯著差異，則將驚飛距離與各公園之微棲地結構之主成份分數與人為活動強度等因子做 Pearson 相關性分析及一般線性迴歸分析，若 4 個公園麻雀之驚飛距離在繁殖季與非繁殖季時有顯著差異，則將繁殖季因子加入一般線性迴歸分析的變數中分析，探討人為活動強度與公園微棲地結構對於麻雀驚飛距離的影響程度，及繁殖季對於麻雀驚飛距離可能產生的影響，以探討 4 個公園麻雀之驚飛距離彼此間產生差異之可能原因；若 4 個公園麻雀之驚飛距離並無差異，則合併資料，再探討都市公園中人為活動強度因子、公園微棲地結構主成份因子及繁殖季對於麻雀驚飛距離的影響程度。

## 第四章 實驗結果

### 第一節 公園結構、人為活動頻率與麻雀群集平均數量與分布

#### 一、人為活動與麻雀分布

榮星、林森康樂、二二八及大安森林公園中的固定出現團體活動地區，與麻雀分布的地點所在位置有明顯地區別，就算樣本與團體活動區偶有重疊，但非同時出現；而除了麻雀會經常覓食的草皮外，公園內的遊客若有習於餵食的固定地點，也會使得麻雀在餵食地點經常性地出現，二二八公園內的麻雀甚至會對遊客產生疑似乞食的行為。這些情形皆顯示出麻雀因遊客在公園內的遊憩活動而產生行為上的適應變化；另一方面，繁殖季（4~7月<sup>6</sup>）時麻雀分布地點較非繁殖季時分散，此現象在榮星公園與林森康樂公園尤其明顯（圖 4-1、4-2、4-3、4-4）。

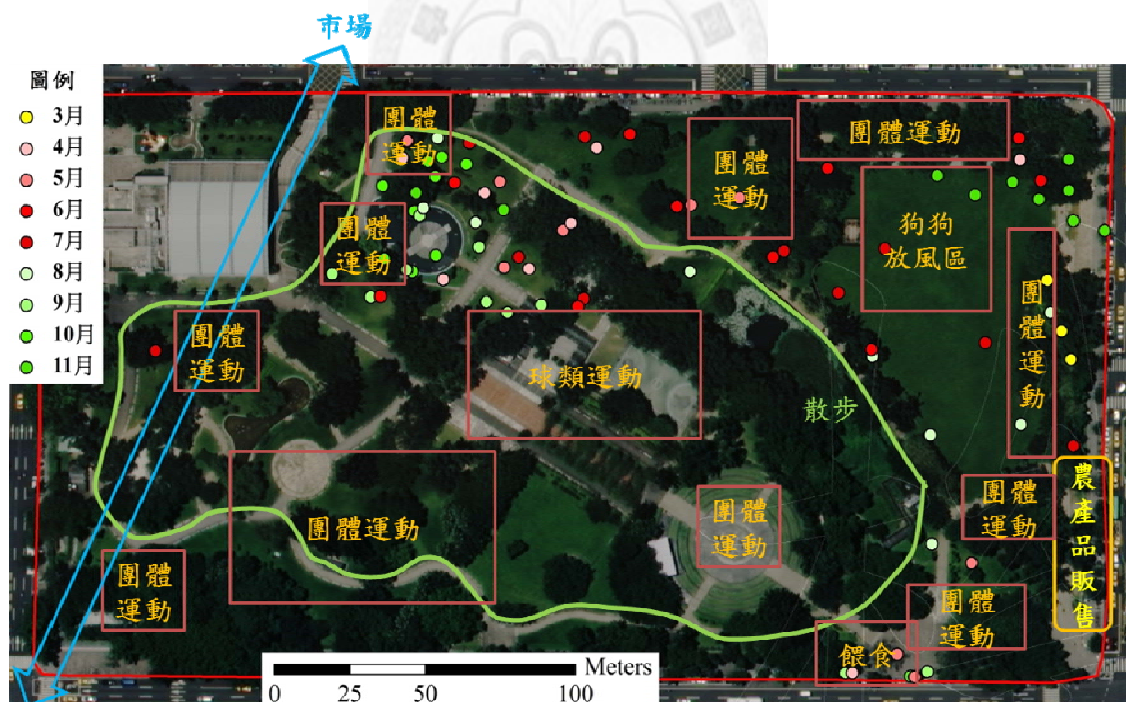


圖 4-1 榮星公園麻雀與人為活動分布圖

<sup>6</sup> 本研究於 2011 年 4 月首次觀察到麻雀有求偶行為，至 8 月已不再觀察到有求偶行為發生，以此做為繁殖季與非繁殖季之區別。

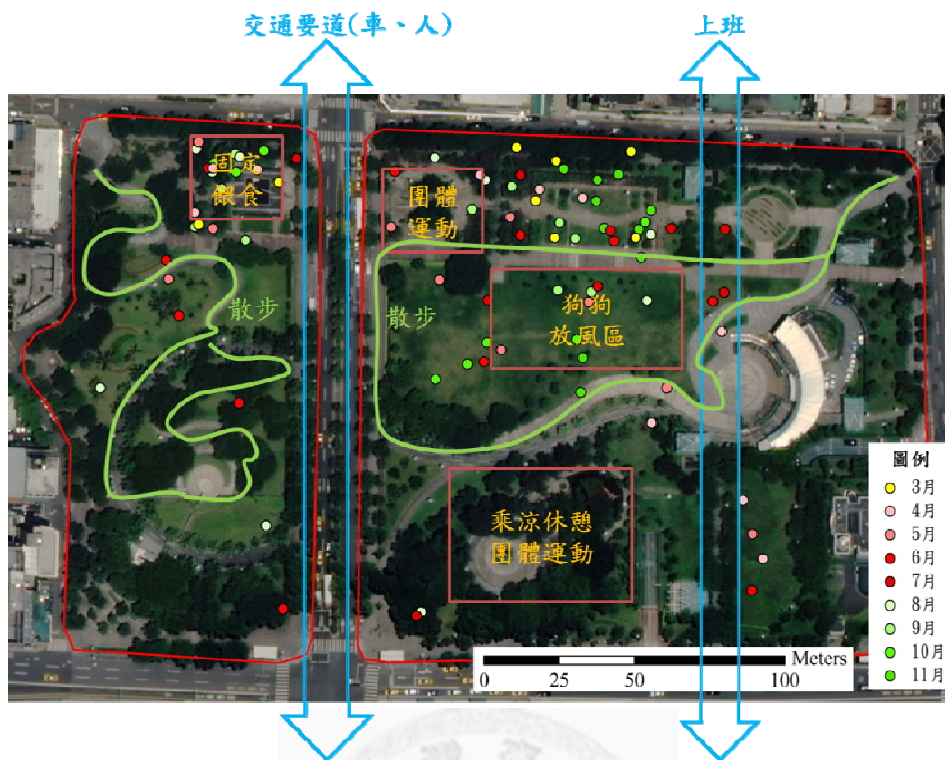


圖 4-2 林森康樂公園麻雀與人為活動分布圖

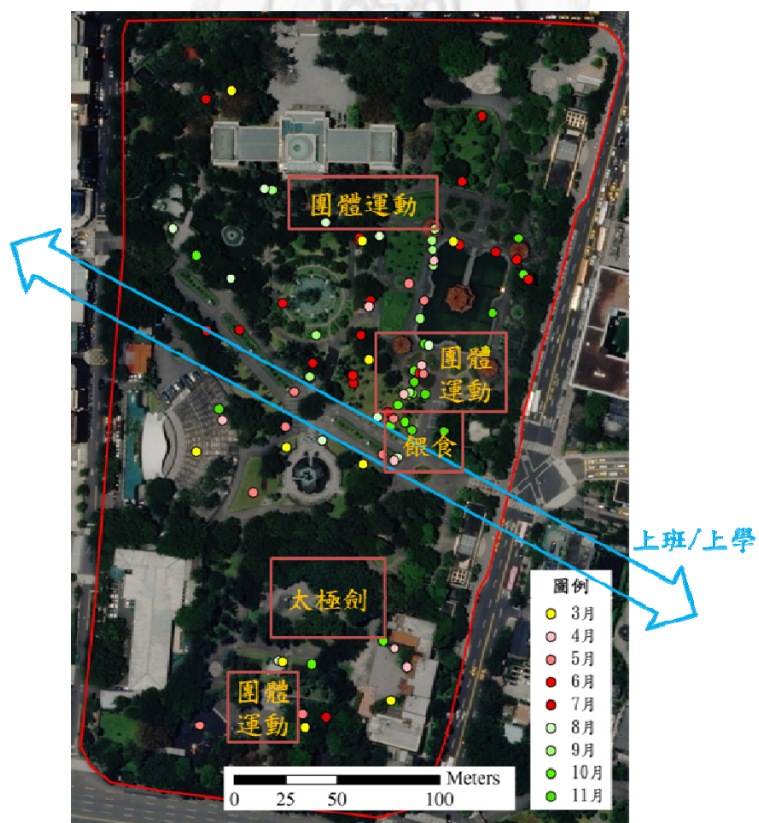


圖 4-3 二二八和平紀念公園麻雀與人為活動分布圖



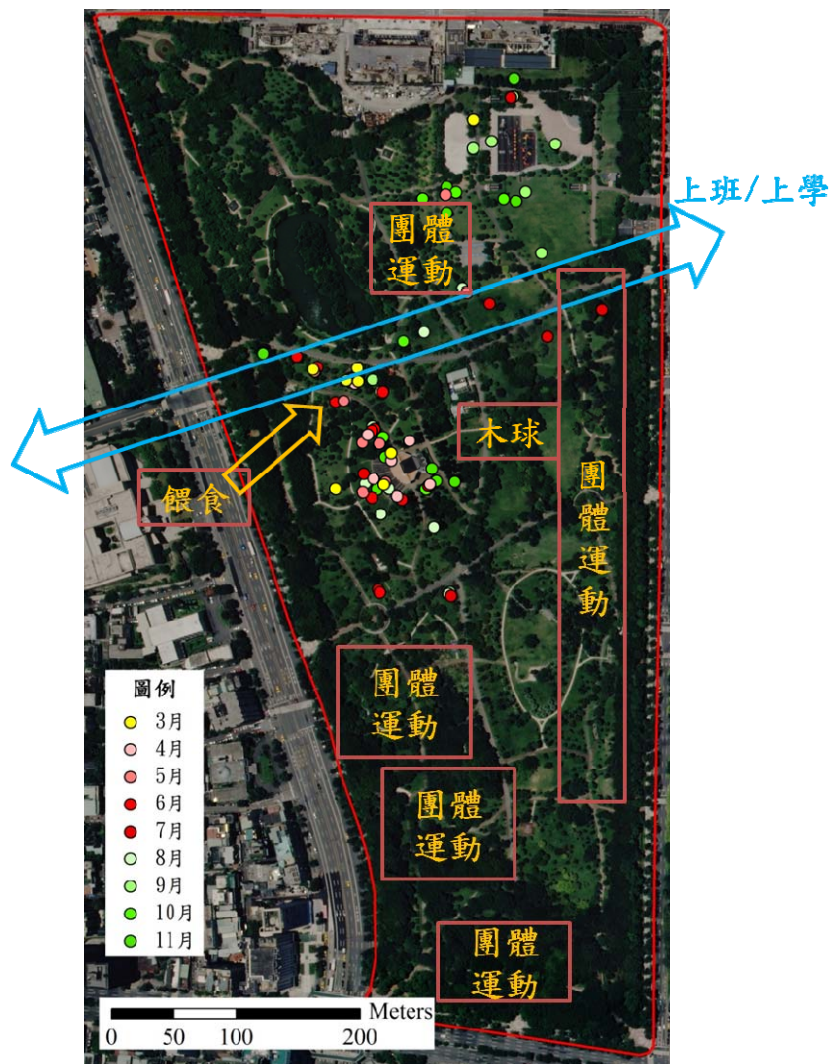


圖 4-4 大安森林公園麻雀與人為活動分布圖

## 二、公園結構因子、人為活動頻率與麻雀群集平均數量

由表 4-1 可發現麻雀群集平均數量少的四個公園與麻雀群集平均數量多的四個公園相比，其公園總面積較小，灌木覆蓋度較高，草皮覆蓋比除信義安康公園外皆較低，公園內無水體存在，且人為餵食頻率相當低。而麻雀群集平均數量多的四個公園與麻雀群集平均數量少的四個公園相比，草皮覆蓋比除二二八公園外皆較高，皆有水體存在，且人為餵食頻率較高。就各個公園而言，民權公園總面積在所有麻雀群集平均數量少的公園中最多，10 分鐘行人數最高；信義安康公園

面積最小，樹木覆蓋比最低，10 分鐘行人數最少且是麻雀數量少的四個公園中唯一出現人為餵食的公園；松德公園的樹木覆蓋比最高；民生公園的灌木覆蓋比最高；榮星公園的麻雀群集平均數量，在所有麻雀數量多的公園中最少，但 30 分鐘經過的狗隻數量最多；林森康樂公園的總面積、水體覆蓋比及 10 分鐘行人數是麻雀數量多的四個公園中最少的；大安森林公園之總面積、草皮覆蓋比與水體覆蓋比最大；二二八公園內的麻雀群集平均數量最多，總面積僅次於大安森林公園，灌木覆蓋比最低，10 分鐘行人數僅次於民權公園，餵食頻率與榮星公園並列最高，但 30 分鐘狗隻數量卻最少。

表 4-1 麻雀數量、人為活動與公園結構因子數化結果

	麻雀 群集 平均 隻數 <sup>a</sup>	數化 總面積 (m <sup>2</sup> )	樹木 覆蓋比 (%)	樹種 數量	灌木 <sup>7</sup> 覆蓋比 (%)	草皮 覆蓋比 (%)	不透水 鋪面 覆蓋比 (%)	水體 覆蓋比 (%)	10 分鐘 行人數 <sup>a</sup>	30 分鐘 狗隻數 <sup>ab</sup>	人為 餵食 頻率 <sup>a</sup>
民權	1	16,873	53.9	21	6.6	22.5	55.9	0.0	125	2	0.00
信義安康	1	11,395	27.5	10	7.1	46.9	42.1	0.0	16	6	0.14
松德	1	11,433	67.2	24	9.0	33.5	48.2	0.0	28	6	0.00
民生	2	12,242	54.1	28	10.0	33.5	56.6	0.0	36	2	0.00
榮星	14	69,585	49.0	67	5.0	47.7	42.8	9.9	64	7	0.67
林森康樂	20	47,676	38.6	40	6.4	46.8	46.6	0.7	23	6	0.56
大安	22	267,405	56.7	109	5.9	63.0	28.9	29.8	49	6	0.33
二二八	34	78,078	48.5	14	4.4	23.5	61.5	25.2	84	1	0.67

a. 調查時間：2011 年 3~11 月。

b. 為顯示各公園中出現狗隻數量之差異，資料以 30 分鐘呈現，其後分析仍以 10 分鐘作為時間單位。

<sup>7</sup> 由於各公園中灌木覆蓋面積破碎且個別灌木叢所占面積經常極小，考量人工數化可能產生的誤差，因此不納入相關分析中探討。

### 三、麻雀群集平均數量、公園結構與人為活動資料常態檢定

將麻雀群集平均數量資料、公園結構與人為活動資料進行常態檢定，結果顯示除公園總面積與水體覆蓋比外，其餘資料均為常態，因此將公園總面積資料以 Log 調整為常態，但水體覆蓋比以  $\text{Log}(x+1)$  進行調整後仍為偏態，故仍以原有資料進行分析（表 4-2）。

表 4-2 麻雀群集平均數量、公園結構與人為活動資料常態檢定

	Kolmogorov-Smirnov 檢定 <sup>a</sup>		
	統計量	自由度	顯著性
麻雀群集平均數量	.283	8	.059
Log(公園總面積)	.228	8	.200*
樹木覆蓋比	.219	8	.200*
樹種數量 <sup>b</sup>	.255	8	.133
灌木覆蓋比	.184	8	.200*
草皮覆蓋比	.196	8	.200*
不透水鋪面比	.163	8	.200*
水體覆蓋比	.338	8	.008
10 分鐘行人數	.186	8	.200*
10 分鐘狗隻數	.252	8	.144
人為餵食頻率	.213	8	.200*

a. Lilliefors 顯著性校正。

\* 此為真顯著性的下限。

### 四、公園結構、人為活動因子與麻雀群集平均數量相關分析

由於水體覆蓋比資料為偏態，因此僅此因子使用 Spearman 相關分析，其餘皆使用 Pearson 相關分析。在各因子與麻雀群集平均數量的相關分析中，結構因子中僅有公園總面積 (0.826<sup>\*\*</sup>) 及水體覆蓋比 (0.884<sup>\*\*</sup>) 與麻雀群集平均數量有顯著正相關，而人為活動部分則是人為餵食頻率 (.849<sup>\*\*</sup>) 與麻雀群集平均數量有顯著正

相關，分析結果顯示樹種數量與麻雀群集平均數量多寡並無顯著相關（表 4-3）。

表 4-3 麻雀群集平均數量與公園結構、人為活動因子相關分析

	Log (公園 總面積) <sup>a</sup>	樹木 <sup>a</sup> 覆蓋比	樹種 <sup>a</sup> 數量	草皮 <sup>a</sup> 覆蓋比	不透水 <sup>a</sup> 鋪面 覆蓋比	水體 <sup>b</sup> 覆蓋比	10 分鐘 <sup>a</sup> 行人數	10 分鐘 <sup>a</sup> 狗隻數	人為 <sup>a</sup> 餵食 頻率
麻雀 數量	.826**	-.080	.341	.155	-.030	.884**	.023	-.154	.849**

\*\*  $p < 0.01$

a. Pearson 相關分析係數 b. Spearman 相關分析係數。

## 五、麻雀食性、植物物候與群集數量

在麻雀群集數量調查與驚飛距離實驗的過程中，研究者發現麻雀會取食之自然食物來源包括：牛筋草 (*Eleusine indica*) 種子、巴西地毯草 (*Axonopus compressus* (Sw.) P. Beauv.) 種子、羽狀雞冠花 (*Celosia plumosa*<sup>8</sup>) 花穗及紫薇 (*Lagerstroemia indica* L.) 果實，由於羽狀雞冠花乃二二八公園人工植栽之景觀植物，雖然花期主要集中於夏秋季，但研究僅於 9 月觀察到大量麻雀取食其花穗；而紫薇僅於林森康樂公園中出現，其果實約於 10~12 月成熟，因此研究於 11 月時在林森康樂公園觀察到大量麻雀群集於紫薇周邊（約 50 隻），取食紫薇成熟果實（圖 4-5、圖 4-6）。顯示麻雀除取食草本植物種子外，尚會取食其他樹木花卉之種子，植物之物候會影響麻雀群集數量。



圖 4-5 林森康樂公園麻雀取食紫薇種子

<sup>8</sup> 即 *Celosia argentea* var. *plumosa*。



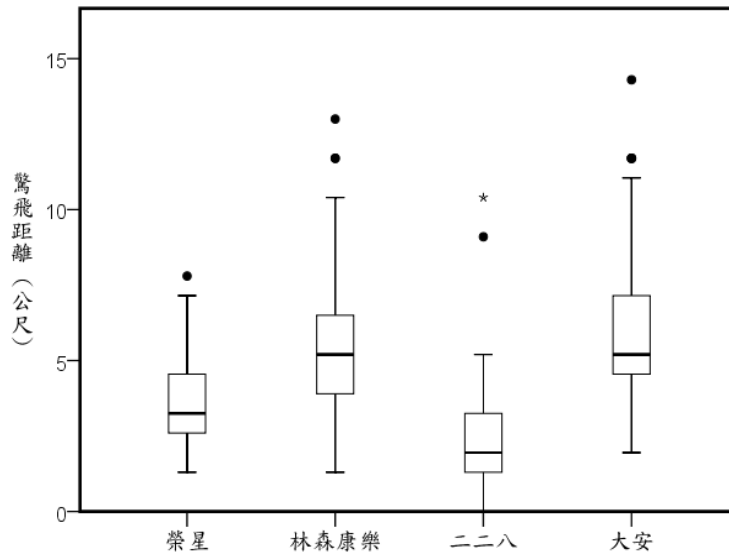
圖 4-6 林森康樂公園之紫薇種子

## 第二節 公園微棲地結構、人為活動與麻雀驚飛距離

### 一、驚飛距離與影響因子資料常態檢定

各公園麻雀之驚飛距離，以大安森林公園麻雀的驚飛距離最長，且與林森康樂麻雀之驚飛距離極為接近，而二二八公園麻雀之驚飛距離最短（圖 4-7），且 4 個公園之麻雀在繁殖季的驚飛距離皆比非繁殖季的驚飛距離長（表 4-4）。

將各公園麻雀之驚飛距離分別做常態檢定，結果顯示驚飛距離與影響因子資料均為偏態。因此先以  $\text{Log}_{10}(x+1)$  將資料調整後，以盒鬚圖刪除資料中為偏離值與極端觀察值的樣本，偏離值為介於 1.5~3 個四分位距之樣本，極端觀察值為大於 3 個四分位距之樣本（附錄二）。其後之資料分析，除以無母數方法分析的部分外，皆以刪除偏離值與極端觀察值後的資料進行。有關驚飛距離調查時之氣溫與風速列於附錄三。



- 偏離值，觀察值介於 1.5 ~ 3 個盒形上緣或下緣長度的觀察值。
  - \* 極端觀察值，含有數值超過 3 個盒形上緣或下緣長度的觀察值。
- 盒形長度為驚飛距離四分位距 (InterQuartile Range, IQR)。

驚飛距離調查時間：2011 年 5~11 月。

圖 4-7 各公園麻雀驚飛距離盒鬚圖

表 4-4 本研究四個公園之麻雀驚飛距離 (平均值±標準差；公尺)

公園	繁殖季	非繁殖季	總平均
榮星	3.86±1.64	3.15±1.13	3.45±1.40
林森康樂	6.28±2.89	4.94±1.68	5.52±2.35
二二八	3.16±2.20	2.03±0.93	2.52±1.69
大安	6.48±2.49	5.82±2.71	6.10±2.62

## 二、各公園微棲地結構因子與主成份分析

將各公園進行麻雀驚飛距離實驗時，將麻雀出現的周邊微棲地結構平均值整理後，可發現麻雀多出現於草皮上，但周邊灌木覆蓋比卻很少，極少出現於水體邊 (表 4-5)。此外，林森康樂公園麻雀出現點周邊之草皮高度最高，大安森林公園麻雀出現點周邊之灌木比最少、人造物高度最低，二二八公園麻雀出現點周邊之不透水鋪面比最高。

表 4-5 本研究公園微棲地結構因子平均值 (最小值-最大值)

	草 高度 (公分)	草皮 覆蓋比 (%)	灌木 高度 (公分)	灌木 覆蓋比 (%)	樹高度 (公分)	樹木胸 高直徑 (公分)	樹 覆蓋比 (%)	水體 覆蓋比 (%)	人造物 高度 (公分)	不透水 鋪面比 (%)
榮星	8.1 (0-50)	66.1 (0-100)	13.7 (0-140)	3.3 (0-40)	404.9 (0-1200)	25.6 (0-108)	31.3 (0-100)	0	45.9 (0-400)	25.5 (0-100)
林森康樂	11.1 (0-57)	59.0 (0-100)	15.8 (0-150)	3.0 (0-40)	317.4 (0-850)	13.2 (0-57)	30.3 (0-100)	0	54.1 (0-500)	36.9 (0-90)
二二八	5.4 (0-35)	36.0 (0-100)	40.3 (0-200)	7.8 (0-50)	241.3 (0-1000)	20.1 (0-261)	19.7 (0-100)	8.1 (0-50)	105.2 (0-640)	46.7 (0-100)
大安	4.9 (0-20)	80.6 (0-100)	5.4 (0-135)	0.7 (0-20)	333.0 (0-880)	16.3 (0-127)	25.1 (0-100)	0.6 (0-40)	11.2 (0-260)	11.8 (0-100)

將微棲地結構因子進行主成份分析，結果發現可將微棲地結構因子歸納為三個主成份因子，成份一可代表微棲地結構之樹木因子，成份二可代表草皮與人造結構物因子，成份三可代表灌木因子。此三個主成份因子之解釋總變異量為 66.76 % (表 4-6)。

表 4-6 微棲地結構主成份分析各因子之特徵向量、特徵值與解釋變異程度

變數	成份 1	成份 2	成份 3
草高度	-0.081	-0.455	0.155
草皮覆蓋比	-0.039	-0.906	-0.183
灌木高度	-0.004	0.046	0.949
灌木覆蓋比	-0.060	0.040	0.941
樹木高度	0.909	-0.144	-0.049
樹木胸高直徑	0.831	0.013	0.035
樹木覆蓋比	0.907	-0.031	-0.051
水體覆蓋比	-0.197	0.465	-0.252
人造物高度	-0.128	0.558	0.116
不透水鋪面比	-0.055	0.859	0.137
eigenvalue	2.411	2.319	1.946
variation (%)	24.108	23.195	19.455
cumulative variation (%)	24.108	47.303	66.758

樣本數：275。

### 三、驚飛距離變異數分析

變異數分析結果發現各公園麻雀之驚飛距離有顯著差異 (表 4-7); 由於刪除驚飛距離偏離值與極端觀察值後, 各公園麻雀驚飛距離之樣本數不相等, 因此使用 Scheffe 法進行事後檢定, 多重比較發現林森康樂公園的麻雀驚飛距離與大安森林公園的麻雀驚飛距離之間沒有顯著差異 (表 4-8), 但由於林森康樂與大安森林公園內的人為活動人數與類型不同, 因此本研究仍以四個公園分別進行麻雀驚飛距離影響因子的差異探討。

表 4-7 驚飛距離變異數分析 (分組變數: 公園)

	平方和	自由度	平均平方和	F	顯著性
組間	4.823	3	1.608	71.270	.000
組內	6.113	271	.023		
總和	10.935	274			

a. 以  $\text{Log}_{10}(x+1)$  調整為常態。樣本數: 275。

表 4-8 驚飛距離事後檢定-Scheffe 法<sup>a</sup>

(I) Park	(J) Park	平均差異 (I-J)	標準誤	顯著性	95% 信賴區間	
					下界	上界
榮星	林森康樂	-.165*	.025	.000	-.237	-.093
	二二八	.130*	.025	.000	.058	.202
	大安	-.200*	.026	.000	-.272	-.128
林森康樂	榮星	.165*	.025	.000	.093	.237
	二二八	.295*	.026	.000	.223	.367
	大安	-.035	.026	.600	-.108	.037
二二八	榮星	-.130*	.025	.000	-.202	-.058
	林森康樂	-.295*	.026	.000	-.367	-.223
	大安	-.330*	.026	.000	-.403	-.258
大安	榮星	.200*	.026	.000	.128	.272
	林森康樂	.035	.026	.600	-.037	.108
	二二八	.330*	.026	.000	.258	.403

a. 驚飛距離以  $\text{Log}_{10}(x+1)$  調整為常態。

\*  $p < 0.05$



#### 四、繁殖季與非繁殖季驚飛距離差異檢定

由於將各公園麻雀驚飛距離分為繁殖季與非繁殖季後，樣本數較小，因此用無母數 Mann-Whitney U 檢定來分析麻雀在繁殖季與非繁殖季之驚飛距離是否有顯著差異，結果顯示四個公園中，僅有二二八公園麻雀在繁殖季與非繁殖季之驚飛距離有顯著差異（表 4-9）。

表 4-9 繁殖季與非繁殖季驚飛距離 Mann-Whitney U 檢定<sup>a</sup>

	榮星	林森康樂	二二八	大安
Mann-Whitney U 統計量	450.000	446.000	401.500	475.000
Wilcoxon W 統計量	1270.000	1266.000	1221.500	1295.000
Z 檢定	-1.805	-1.838	-2.401	-1.494
漸近顯著性 (雙尾)	.071	.066	.016	.135

a. 個別公園於繁殖季樣本數：30；於非繁殖季樣本數：40。

#### 五、驚飛距離與微棲地結構主成份因子、人為活動因子之相關分析

將以  $\text{Log}_{10}(x+1)$  轉換後的驚飛距離與人為活動頻率及微棲地結構主成份因子進行 Pearson 相關分析。結果發現，各公園麻雀驚飛距離皆與人為活動人數呈正相關，且多數與步道距離呈正相關，顯示人為干擾的強度越強，驚飛距離可能會越長，且麻雀驚飛距離有習慣化的情況出現；各公園麻雀驚飛距離多數與微棲地結構因子呈負相關，顯示微棲地結構有做為麻雀避棲場所之功用。榮星公園麻雀驚飛距離與步道距離顯著正相關 (0.302<sup>\*</sup>)，與人造結構呈負相關，顯示榮星公園之麻雀已習慣步道上之行人，且會以人造結構物作為避棲之場所；林森康樂公園麻雀驚飛距離與樹木因子呈顯著負相關 (-0.260<sup>\*</sup>)，與人造結構物及灌木雖呈正相關但並不顯著，顯示林森康樂公園之麻雀是以樹木作為主要避棲之場所；二二八公園麻雀驚飛距離與人為活動距離呈負相關 (-0.198)，與步道距離呈正相關 (0.188)，顯示二二八公園麻雀雖有習慣步道上之行人，但並不習慣人為活動；大安森林公園麻雀驚飛距離與人為活動人數呈正相關 (0.182)，與樹木因子呈負相關 (-0.199)，

顯示大安森林公園之麻雀受到人為活動強度之影響，且以樹木作為主要避棲之場所（表 4-10）。

表 4-10 驚飛距離與微棲地結構主成份、人為活動頻率之相關分析<sup>a</sup>

公園	人為活動 距離	人為活動 人數	步道距離	PC1 (樹木)	PC2 (草皮與人造結構)	PC3 (灌木)
榮星	-.008	.117	.302*	.048	-.200	-.095
林森康樂	.094	.163	.117	-.260*	-.139	-.127
二二八	-.198	.091	.188	-.031	-.109	-.041
大安	.172	.182	-.064	-.199	.010	.210

a. 以  $\text{Log}_{10}(x+1)$  調整為常態。

\*  $p < 0.05$

## 六、麻雀驚飛距離之一般線性迴歸分析

將經過  $\text{Log}_{10}(x+1)$  轉換後的麻雀驚飛距離做為依變數，繁殖季、人為餵食、人為活動距離、人為活動人數、步道距離及微棲地結構主成分作為自變數，分別以輸入法及逐步迴歸法進行一般線性迴歸分析。輸入法為強制所有自變數進入迴歸式，而逐步迴歸法則是視自變數對於依變數之貢獻多寡來刪除自變數。由於本研究一般線性迴歸的分析結果，在迴歸檢定的部分多不顯著，因此僅選擇迴歸顯著性小於 0.1 者呈現。雖然大安森林公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析輸入法之迴歸顯著性大於 0.1，但因大安森林公園逐步迴歸法並未有結果，因此仍以輸入法結果呈現。

迴歸分析結果顯示，步道距離對於榮星公園麻雀驚飛距離有顯著影響，顯示習慣步道上之行人是影響榮星公園麻雀驚飛距離的重要因子（表 4-11）；人為活動距離、人為活動人數與樹木因子對於林森康樂公園麻雀驚飛距離有顯著影響，顯示林森康樂公園的麻雀有習慣人為活動、受到人為活動強度影響，且以樹木因子作為避棲場所（表 4-12、表 4-13）；繁殖季對於二二八公園麻雀驚飛距離有顯著影響，顯示繁殖季之驚飛距離較非繁殖季之驚飛距離長（表 4-14）；人為餵食、人為

活動距離及步道距離對於大安森林公園麻雀驚飛距離有顯著影響，顯示大安森林公園之麻雀驚飛距離受到人為餵食與人為活動的影響較顯著，另外其對於步道上行人有習慣化現象（表 4-15）。而本研究一般線性迴歸之共線性診斷結果，VIF 值皆未大於 10，顯示變數間的共線性情況並不嚴重。

表 4-11 榮星公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (逐步迴歸法)

	未標準化係數		標準化係數	t	顯著性	共線性統計量 VIF
	B 之估計值	標準誤差	Beta 分配			
(常數)	.572	.027		21.543	.000	
步道距離	.105	.040	.302	2.616	.011	1.000

ANOVA 檢定-顯著性=0.011，adj-R<sup>2</sup>=0.078。樣本數：70。

表 4-12 林森康樂公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (輸入法)

	未標準化係數		標準化係數	t	顯著性	共線性統計量 VIF
	B 之估計值	標準誤差	Beta 分配			
(常數)	.481	.113		4.253	.000	
人為餵食	.008	.089	.011	.086	.932	1.167
人為活動距離	.190	.069	.435	2.747	.008	1.877
人為活動人數	.082	.038	.342	2.173	.034	1.850
步道距離	-.009	.059	-.023	-.145	.885	1.943
樹木因子	-.053	.022	-.322	-2.386	.020	1.360
草皮與人造結構因子	.004	.029	.023	.142	.888	2.053
灌木因子	-.015	.022	-.087	-.692	.491	1.185

ANOVA 檢定-顯著性=0.092，adj-R<sup>2</sup>=0.073。樣本數：69。

表 4-13 林森康樂公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (逐步迴歸法)

	未標準化係數		標準化係數	t	顯著性	共線性統計量 VIF
	B 之估計值	標準誤差	Beta 分配			
(常數)	.791	.017		46.019	.000	
樹木因子	-.043	.020	-.260	-2.206	.031	1.000

ANOVA 檢定-顯著性=0.031，adj-R<sup>2</sup>=0.078。樣本數：69。

表 4-14 二二八公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (逐步迴歸法)

	未標準化係數		標準化係數	t	顯著性	共線性統計量 VIF
	B 之估計值	標準誤差	Beta 分配			
(常數)	.458	.027		17.008	.000	
繁殖季	.095	.042	.268	2.278	.026	1.000

ANOVA 檢定-顯著性=0.026，adj-R<sup>2</sup>=0.058。樣本數：69。

表 4-15 大安森林公園麻雀驚飛距離一般線性迴歸分析係數 (輸入法)

	未標準化係數		標準化係數	t	顯著性	共線性統計量 VIF
	B 之估計值	標準誤差	Beta 分配			
(常數)	.543	.105		5.182	.000	
人為餵食	.178	.085	.265	2.101	.040	1.128
人為活動距離	.131	.060	.313	2.184	.033	1.451
人為活動人數	.023	.036	.091	.631	.530	1.473
步道距離	.125	.068	.313	1.847	.070	2.027
樹木因子	-.010	.023	-.055	-.454	.651	1.048
草皮與人造結構因子	.016	.032	.081	.490	.626	1.948
灌木因子	-.016	.040	-.051	-.394	.695	1.174

ANOVA 檢定-顯著性=0.129，adj-R<sup>2</sup>=0.068。樣本數：67。

## 第五章 討論

### 第一節 公園結構、人為活動頻率與麻雀數量

#### 一、公園結構因子、人為活動頻率與麻雀群集平均數量

過去的研究發現在台北市各公園綠地中，以麻雀的族群平均密度最高，但標準差最大，顯示麻雀可能受到景觀結構的影響程度最高（林振鵬，2006），這是本研究選擇麻雀作為調查物種的主因之一。由本研究數化航照圖的結果可發現，麻雀群集平均數量多與麻雀群集平均數量極少的公園，結構上最大的差異在於前者的公園面積較大與水體覆蓋比較高，而後者面積較小且水體覆蓋比較少，除此之外，人為餵食頻率也有明顯的差異（表 4-1）。在相關分析的結果中，公園面積、水體覆蓋比及人為餵食頻率也都與公園內麻雀群集平均數量有顯著的正相關關係（表 4-3）。顯示公園的面積與景觀結構確實影響麻雀在公園內的族群數量，這可能是由於面積效應所造成的結果，較小的剩餘棲地面積無法供給太多的族群數量（呂光洋，2002）；水體覆蓋比與麻雀群集平均數量呈現顯著的正相關關係，代表對於麻雀與其他都市野生鳥類、甚至其他類型的野生動物而言，水源是相當基本的生存需求（Marzluff *et al.*, 1998）；而人為餵食頻率與麻雀群集平均數量也有顯著正相關，顯示台北市某些公園中，麻雀可能因高度的人為餵食而使得其食物來源已轉而依賴人類主動提供的食物。因此，雖然麻雀多於草皮上取食草本植物之種子，但二二八公園能夠在草皮覆蓋比僅 23.5% 的情況下，因高度人為餵食頻率的情況下支持最多的麻雀群集平均數量存在（表 4-1）。

在不同季節中，麻雀群集的土地利用類型會有所不同。一般而言，麻雀在繁殖季時會在巢穴中過夜，因此，繁殖季時的麻雀通常會在巢穴周圍地區活動，若公園、校園或住宅區內包含有大量較為破舊的房屋或冷氣機，皆有利於麻雀的築巢，故麻雀在繁殖季時較常於這些地區活動（郝亞南與易國棟，2010），本研究也實際發現麻雀會利用涼亭、紅綠燈柱等人造結構作為休憩之場所（圖 5-1、圖 5-2）；

而在秋冬等非繁殖季節，麻雀會選擇於枝葉茂密的樹木或常綠樹木（如松樹、柏樹）等樹林作為群集及隱蔽自身的安全休憩地點（郝亞南與易國棟，2010）。但此群集行為與植被結構、人造結構之關係，與麻雀夜間休憩地點選擇較相關，也因此可能是樹木覆蓋比或其他因子與麻雀群集平均數量皆沒有顯著相關的原因之一。



圖 5-1 在二二八公園涼亭建材內活動之麻雀



圖 5-2 在松德公園附近紅綠燈柱內活動之麻雀

## 二、公園內麻雀分布與行為

一般而言，麻雀在非繁殖季時會於草皮上取食草本植物之種子（林英典，2000），因此常見麻雀在公園中的草皮上啄食，但公園中固定出現的團體活動地區也常會在草皮上進行，團體活動空間進而可能與麻雀活動空間產生重疊的情況。本研究結果發現，人類的休閒遊憩活動與麻雀的覓食行為並未因此有衝突的情形發生，

因為人為頻繁活動的位置與麻雀經常出現的地點有明顯地區別。本研究認為造成人類與麻雀所在位置有明顯區別的可能原因有二，一是因為團體固定活動地區之干擾強度過大，麻雀已無法在其中覓食，使得麻雀與其他都市野生動物同樣為了避免人類活動的干擾，而調整活動的時間 (Ditchkoff *et al.*, 2006)；二是由於團體固定活動區之草皮因為人為踩踏而使得草皮枯死，不僅減少了作為麻雀主食的植物種子，也對麻雀的覓食行為產生壓力與干擾 (Sekercioglu, 2002; Fernández-Juricic *et al.*, 2009)。最後使得麻雀與人類對於公園的使用時間與空間上有資源分隔 (resource partitioning) 的現象。

除此之外，都市掠食者的轉變也可能對於公園內的麻雀群集平均數量產生影響。二二八公園內的麻雀群集平均數量最多，其 10 分鐘行人數在所有公園內為最高，人為餵食在所有公園中頻率最高，10 分鐘狗隻數量在所有具固定麻雀群集平均數量之公園中卻最少，而榮星公園雖與二二八公園同樣有最高頻率的人為餵食情況，但其 10 分鐘狗隻數量卻是所有公園中最高的 (表 4-1)。這可能表示人類對於麻雀而言已較不被視為威脅來源，但狗隻卻會造成極大的生存風險 (Fernández-Juricic and Terrería, 2000; Sastre *et al.*, 2009)，在公園調查過程中，也確實發現有狗隻追逐麻雀、其他鳥類或是松鼠的事件發生，這不僅顯示許多市民在公園中遛狗時，並未繫繩，也顯示都市公園在進行管理時，對於野生動物之生存安全必須有更好的研究與防護規劃。

## 第二節 公園微棲地結構、人為活動頻率與麻雀驚飛距離

### 一、麻雀之避棲場所

灌木因子與榮星、林森康樂及二二八公園麻雀驚飛距離皆為負相關，顯示灌木因子確實能提供麻雀等小型鳥類作為避棲場所 (Fernández-Juricic *et al.*, 2001;

Campbell, 2006)。但除此之外，人造結構因子在這三個公園中也顯示其具有類似避棲場所的功能，在調查過程中亦觀察到，由於各公園內灌木叢所占面積比例過低，麻雀因而經常選擇躲避至人造建築物上。灌木因子與人造結構因子對於麻雀驚飛距離的影響，皆顯示出對於麻雀而言，植被或人造建築物可能並不是阻礙其偵測掠食者的因子 (Roth and Lima, 2003; Valcarcel and Fernández-Juricic, 2009)，反而是躲避掠食者的避棲場所。另一方面，灌木與人造結構物雖皆可做為麻雀避棲場所，但麻雀於繁殖季時仍偏好灌木作為避棲處，顯示人造建築物對於在繁殖期較為敏感之麻雀或其他野生動物而言，隱藏性不足，僅能提供高度上的躲避。對於麻雀而言，雖會逐漸習慣都市中所存在的人為干擾，但於繁殖季時卻仍會受到人為干擾強度影響。而各公園內能被小型鳥類利用作為避棲場所的灌木叢比例卻相當低，在都市公園景觀與人造建築物設計時也許應增加野生動物隱蔽性結構與增加灌木叢比例等景觀多樣性，並配合野生動物不同的習性與在生活史中不同階段的需求，來設計規劃公園景觀。除此之外，由於遷徙中的候鳥主要依靠視覺來定位，強烈的燈光會干擾牠們自身的導航定位系統 (Jones and Francis, 2003)，有研究建議，公園中的照明設計應從生態的角度出發，在鳥類經常活動的地點，應減少路燈的設置或降低路燈的照明亮度 (康丹東與范俊芳，2010)。

## 二、麻雀對於人為干擾之習慣化

榮星、林森康樂及二二八公園麻雀驚飛距離與步道距離呈現正相關，顯示麻雀確實有習慣公園內人為活動的情況存在，習慣遊客於步道行走的麻雀或是習慣於干擾附近出現的麻雀，會出現在距離干擾較近之處，且驚飛距離較短 (Burger and Gochfeld, 1991; Ikuta and Blumstein, 2003)。若麻雀對於公園內人為活動有習慣化的情況，驚飛距離與人為活動距離應呈正相關，但可能由於二二八公園之固定餵食地點與團體活動地點過近，而能提供躲避場所之人造建築物卻較遠，使得麻雀驚飛距離與人為活動距離呈現負相關。



人為活動強度、草皮覆蓋比與習慣取食自然食物來源或人為食物來源的差異，可能是使得四個公園麻雀驚飛距離之顯著相關因子及影響因子不同的原因。榮星、林森康樂與二二八公園之人為餵食頻率皆比大安森林公園人為餵食頻率高，但大安森林公園擁有最高的草皮覆蓋比，使得在人為餵食頻率較低的大安森林公園中，麻雀在取食人為食物時，並非處於平時取食自然食物的習慣狀態，進而使得人為餵食與否反而對麻雀驚飛距離有影響，且此影響不同於過去對於驚飛距離的研究 (Campbell, 2007; 2008) 與本研究在榮星或二二八公園所觀察到的情形，人為餵食反而使得大安森林公園麻雀之驚飛距離增加。這可能表示榮星、林森康樂與二二八公園之麻雀皆已習慣被人為餵食，但大安森林公園之麻雀卻尚未習慣被人為餵食，因此雖會取食人為食物來源，卻極易被驚飛。

另一個使得四個公園麻雀驚飛距離有差異的原因，可能是公園建成年代與麻雀族群進入公園後繁衍的世代數。公園建成年代越早，麻雀族群進入公園後繁衍的世代數越多，會越習慣公園內的人為干擾，進而降低對於掠食者的敏感度，驚飛距離會較短 (Møller, 2008)。在本研究中，二二八和平紀念公園之闢建年代最早，其次依序為榮星公園、大安森林公園與林森康樂公園，而大安森林公園與林森康樂公園之闢建年代接近，此排序與本研究麻雀驚飛距離由短至長的公園排序類似。然而，不論麻雀是因為人為餵食或者公園建成年代的影響，出現驚飛距離有習慣化的情況，對掠食者警覺性的降低將會提高其生存風險，進而危害到族群永續 (葛照年與鄭惟仁，2011)。

麻雀雖逐漸習慣公園內高度的人為活動與頻繁的人為餵食，但公園內的人為干擾仍會造成麻雀覓食自然食物的來源減少、移動次數增加與能量消耗增加，顯示對於人為干擾更為敏感的其他物種，影響程度必然更甚；另一方面，本研究於二二八公園觀察到麻雀有疑似乞食之行為，此行為會引起人類餵食鳥類的興趣，而麻雀過度取食人為食物會使得麻雀食物逐漸單一化，且可能會造成肥胖、營養不均、性別比例失衡 (Robb *et al.*, 2008) 或是族群數量過多的問題，而產生種間或

種內食物競爭 (Campbell, 2007; 2008)、疾病傳染與公共衛生 (林憲德, 2007) 等環境生態的問題, 對於人類與鳥類兩者均產生負面影響 (Campbell, 2007; 2008)。雖然台北市公園路燈管理處已於 2005 年起, 陸續在北市四百多座公園設置禁止餵食禽鳥告示牌<sup>9</sup>, 但本研究仍觀察到許多人為餵食情況發生, 顯示人為餵食仍屬於台北市市民在都市公園中休閒遊憩活動的一環。人為干擾所造成的諸多負面影響, 仍是生態保育及環境管理者尚待解決的問題。

### 三、繁殖季與麻雀之驚飛距離

非繁殖季麻雀的驚飛距離皆比繁殖季麻雀的驚飛距離短, 顯示麻雀雖然對於公園內的人為干擾有習慣化的情況存在, 但仍會受到繁殖狀態的影響, 而對干擾產生不同的反應行為。在本研究中, 繁殖季僅對二二八公園麻雀之驚飛距離有顯著的影響, 且此結果與過去的研究結果不同, 大草原麻雀在非繁殖季時, 對於干擾的忍受度較低使得驚飛距離較長 (Fernández-Juricic *et al.*, 2009), 而白頭海鵰 (bald eagle, *Haliaeetus leucocephalus*) 於繁殖季時驚飛距離會比非繁殖季時短 (Steidl and Anthony, 1996)。造成此差異的可能原因有二, 一是由於物種特性與棲地環境皆不同所造成 (Ikuta and Blumstein, 2003); 二是因為麻雀在繁殖季時確實對於干擾較為敏感, 可能因此對於實驗者有較為敏感的反應, 在此情況下, 當實驗者重複出現時會使得麻雀驚飛距離較長 (Levey *et al.*, 2009)。而繁殖季對於其他三個公園麻雀之驚飛距離未有顯著影響的原因, 可能是由於非繁殖季時, 二二八公園麻雀之驚飛距離因習慣化而過短, 但繁殖季時對人為活動反應仍較敏感的麻雀, 會顯著增加其驚飛距離, 以確保繁殖期間的安全性, 但其他三個公園麻雀之驚飛距離尚未有因習慣化而過短的現象, 因而不會在繁殖季時顯著地出現驚飛距離較長的情況。

---

<sup>9</sup>此告示牌之效力等同於「台北市公園管理自治條例」規定中, 指出民眾若在公園內進行主管機關公告禁止或限制事項, 管理機關可處行為人一千兩百元以上、六千元以下罰鍰

#### 四、麻雀驚飛距離之比較

整理過去對於麻雀驚飛距離研究之數據 (表 5-1)，可發現在中國大陸之麻雀在住宅建築區內的驚飛距離最低，農田內的麻雀驚飛距離最長，而公園綠地的麻雀驚飛距離和葛兆年與鄭惟仁 (2011) 在台北市植物園調查的麻雀驚飛距離類似。但本研究調查的麻雀驚飛距離低於在中國大陸公園綠地麻雀的驚飛距離；而在歐洲，家麻雀之驚飛距離在公園內最短，郊區次之，而鄉村地區麻雀的驚飛距離最長 (表 5-1)。中國大陸住宅建築區內驚飛距離類似之榮星公園與二二八公園兩者；而林森康樂及大安森林公園麻雀驚飛距離則與中國大陸之公園麻雀驚飛距離類似，並且這兩個公園之麻雀在繁殖季時的驚飛距離類似於中國大陸農田麻雀與歐洲大型公園家麻雀之驚飛距離 (表 5-1、表 5-2)。

反觀本研究四個公園周邊之土地利用型態，由於麻雀在冬季之活動範圍約 7600 平方公尺 (潘超與鄭光美，2003)，因此觀察公園周邊 100 公尺內的土地利用型態以使其土地利用型態覆蓋面積超過 7600 平方公尺的活動範圍。榮星公園周邊多為住宅，有一處小學及宗教，鄰省道，而二二八公園鄰捷運站，周邊多為政府機關、商業建築與醫院，這樣的土地利用型態會使得學生、上班族與周邊居民頻繁地通過，可能是使得榮星與二二八公園麻雀驚飛距離出現類似於中國大陸住宅建築區麻雀驚飛距離狀況的原因；另一方面，林森康樂公園周邊多為商業建築、其次為住宅，鄰省道，而大安森林公園周邊多為中小學、宗教、商業、政府機關與住宅，鄰省道，公園內的人為活動與植被結構型態可能與中國大陸公園內較為類似，進而有驚飛距離類似的情況產生，但大安森林公園旁之捷運站即將完工，是否會對麻雀驚飛距離與適應行為產生影響，有待後續研究深入探討。

除土地利用型態使得公園內遊客密度不同，進而影響驚飛距離外，實驗的進行方式亦會產生影響。在本研究中所挑選的麻雀皆正在覓食，而葛兆年與鄭惟仁 (2011) 所挑選的麻雀皆並未在覓食，且其調查者身穿大紅色背心，這可能是植物園麻雀驚飛距離比本研究四個公園麻雀之驚飛距離長的原因之一 (表 5-1)。

表 5-1 麻雀驚飛距離之相關研究及其土地利用型態

地點	調查時間		物種	土地利用型態	平均驚飛 距離(公尺)	資料出處
	年	月				
杭州	2002	9-1 月	麻雀	建築區	3.28±1.12	王彥平 (2003)
杭州	2002	9-1 月	麻雀	公園	5.36±1.75	王彥平 (2003)
杭州	2002	9-1 月	麻雀	農田	7.50±1.73	王彥平 (2003)
杭州	2002	9-1 月	麻雀	池塘	4.75±0.50	王彥平 (2003)
上海	2006	9-1 月	麻雀	公共綠地	4.9±0.5	陸禕璋 (2007)
上海	2006	9-1 月	麻雀	住宅區綠地	2.8±0.1	陸禕璋 (2007)
上海	2006	9-1 月	麻雀	農田	6.5±0.7	陸禕璋 (2007)
上海	2006	9-1 月	麻雀	交通綠化林帶	5.8±0.5	陸禕璋 (2007)
台北	2010	1-5 月	麻雀	植物園	5.68±0.45	葛兆年與鄭惟仁 (2011)
台北	2011	5-7 月 <sup>a</sup>	麻雀	4 個都市公園	4.92±2.71	本研究
台北	2011	8-11 月 <sup>b</sup>	麻雀	4 個都市公園	3.95±2.14	本研究
英國	1980	7-9 月 <sup>b</sup>	家麻雀	鄉村地區	12.4±0.7	Cooke (1980)
英國	1980	7-9 月 <sup>b</sup>	家麻雀	郊區	8.2±0.1	Cooke (1980)
蘇格蘭	2004	4-8 月	家麻雀	5 個大型公園	7	Campbell (2006)
西班牙	1998	5-7 月	家麻雀	4 個大型公園	7.27	Fernández-Juricic <i>et al.</i> (2001)

a. 繁殖季      b. 非繁殖季

本研究以一般線性迴歸分析來探討公園微棲地結構與人為活動頻率等因子對於麻雀驚飛距離之影響程度，但分析結果卻有許多因子並沒有顯著影響麻雀驚飛距離，可能原因有三：一、雖然四個公園均為都市公園，但周邊之土地利用型態與主要的人為活動型態仍有不同，影響到公園內遊客密度，本研究未能將此條件加入一般線性迴歸中分析討論；二、麻雀於不同季節之覓食地點與夜晚休憩場所，均會影響麻雀的活動範圍，但目前國內外有關麻雀之食物、休憩與活動範圍之詳細研究仍然不多，也造成本研究進行與討論的限制；三、本研究探討之公園微棲地結構與人為活動頻率等因子，均自文獻中取得，但由於文獻多為歐美國家對於各種不同鳥類物種，在不同土地利用型態下進行驚飛距離實驗所得之影響因子，可能因此使得這些因子並未如預期對於麻雀驚飛距離有所影響。若將來欲進行相

關研究，本研究建議增加樣本數，而人為活動頻率之因子應選擇更直接的因子來量測，如每量測一次驚飛距離，便記錄其周邊行人數目。

本研究實際發現人造結構物與灌木叢均可提供麻雀作為避棲場所使用，唯前者隱蔽性不如後者，顯示出公園中灌木叢存在之必要性，而人造結構物雖可提供給野生動物的避棲功能但隱蔽性可能不足，有改善的空間；另一方面，公園中麻雀與人為活動分布關係、麻雀群集數量與水體覆蓋比之間存在顯著正相關，以及麻雀食性之紀錄等以上之研究結果，期望可作為都市公園規劃及植被改善之參考，與後人研究相關議題之基礎。



## 參考文獻

臺北市政府工務局，臺北市工務統計月報，

[http://www.pwb.taipei.gov.tw/lp.asp?ctNode=23431&CtUnit=13131&BaseDSD=7  
&mp=106001](http://www.pwb.taipei.gov.tw/lp.asp?ctNode=23431&CtUnit=13131&BaseDSD=7&mp=106001)。[2011.11.24]

臺北市政府工務局公園路燈工程管理處 (2010) 臺北市都市計畫及其他公園、綠地、  
兒童遊樂場、廣場保留地，

<http://pkl.taipei.gov.tw/ct.asp?xItem=1000849&CtNode=8911&mp=106011>。  
[2011.08.30]

*The Royal Society for the Protection of Birds,*

<http://www.arkive.org/tree-sparrow/passer-montanus/factsheet>. [2010.12.17]

*UK Biodiversity*, <http://www.arkive.org/tree-sparrow/passer-montanus/factsheet>.

[2010.12.17]

王小璘、曾詠宜 (2003) 都市公園綠地區位景觀生態評估之研究，設計學報，8:  
52-74。

王彥平 (2003) 鳥類對城市化的適應性，浙江大學生命科學研究所碩士論文。

朱汶偵 (2008) 背景顏色與色差及群體效應對麻雀選擇覓食環境及其覓食行為之  
影響，國立成功大學生命科學研究所碩士論文。

呂光洋 (2002) 棲地零碎化及生態廊道之檢討，棲地零碎化、生態廊道及棲息地網  
研討會，台北：國立台灣師範大學生物學系。

林英典 (2000) 發現台灣野鳥，臺北市：晨星，自然地圖 7，322-323。

林振鵬 (2006) 都市綠地系統景觀結構與鳥類群聚之相關性—以台北市公園綠地  
為例，國立台灣大學建築與城鄉研究所碩士論文。

- 郝亞南、易國棟 (2010) 校園環境中麻雀集群地點選擇的研究，吉林師範大學學報 (自然科學版)，31: 126-128。
- 康丹東、范俊芳 (2010) 基於鳥類棲息地保護的城市公共綠地設計，湖南農業大學學報 (自然科學版)，36: 105-107。
- 陳姿今 (2005) 高雄市公園植群結構、物候期與鳥類群聚相關性之研究，國立高雄師範大學生物科學研究所碩士論文。
- 陳姿今、謝寶森、梁世雄 (2005) 高雄市都會區公園木本植群特徵與鳥類群聚相關性之研究，植物保護學會會刊，47: 229-240。
- 陳朝圳 (2006) 人類活動與地景生態，生物多樣性人才培育先導型計畫計畫推動辦公室主編，生態學，臺北: 教育部，173-196。
- 陸禕璋 (2007) 城市化對鳥類群落的影響及其鳥類適應性的研究，華東師範大學生命科學研究所碩士論文。
- 陳慶昌、嚴明鈺、王世宇 (2007) 台灣與東亞之夏季季風降雨變化，大氣科學，35: 305-352。
- 陳慧娟 (1987) 中台灣地區麻雀的生物學與繁殖行為研究，私立東海大學生物學研究所碩士論文。
- 葛兆年、李培芬、邱祈榮 (2008) 破碎棲地之面積、孤離度與棲地異質度對都市地景之鳥類群聚組成之影響—以台北市公園綠地為例，都市與計劃，35: 141-154。
- 葛兆年、鄭惟仁 (2011) 都市綠地鳥類是否改變了對人類干擾的容忍力？—以台北植物園為例，中華林學季刊，44: 435-444。
- 劉小如、陳慧娟、歐保羅 (1988) 麻雀的繁殖行為，生物科學，31: 17-27。
- 潘超、鄭光美 (2003) 北京師範大學內麻雀 (*Passer montanus*) 冬季活動區的研究，北京師範大學學報 (自然科學版)，39: 537-540。

簡筱帆 (2007) 台北市都市公園空間結構與鳥類多樣性之相關性，中國文化大學景觀學系碩士班。

Anderson, G. Q. A., Gruar, D. J., Wilkinson, N. I. and Field, R. H. (2002) Tree sparrow *Passer montanus* chick diet and productivity in an expanding colony, *Aspects of Applied Biology*, 67: 35-42.

Andrew, R. T. (1961) The displays given by passerines in courtship and reproductive fighting: a review, *Ibis*, 103a: 315-348; 549-579.

Barlow, J. C. (1973) Status of the North American population of the European tree sparrow, *Ornithological Monographs*, 14: 10-23.

Berry, B. J. L. (2008) Urbanization. In: Marzluff, J. M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. and ZumBrunnen, C. (eds.) *Urban Ecology*, Boston, MA: Springer Science+Business Media, LLC, 25-48.

Blumstein, D. T., Anthony, L. L., Harcourt, R. and Ross, G. (2003) Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species-specific trait?, *Biological Conservation*, 110: 97-100.

Brittingham, M. C. and Temple, S. A. (1992) Use of winter bird feeders by black-capped chickadees, *Journal of Wildlife Management*, 56: 103-110.

Burger, J. and Gochfeld, M. (1991) Human distance and birds: tolerance and response distances of resident and migrant species in India, *Environmental Conservation*, 18: 158-165.

Burger, J. and Gochfeld, M. (1999) Interspecific and locational differences in heavy metal levels in four species of birds near Sydney, Australia, *Environmental Monitoring and Assessment*, 58: 105-119.



- Calladine, J., Robertson, D. and Wernham, C. (2006) The ranging behavior of some granivorous passerines on farmland in winter determined by mark-recapture ringing and by radiotelemetry, *Ibis*, 148: 169-173.
- Campbell, M. O. (2006) Urban parks as shared spaces? The utility of alert distances as indicators of avian tolerance of humans in Stirling, Scotland, *Area*, 38: 301-311.
- Campbell, M. O. (2007) An animal geography of avian ecology in Glasgow, *Applied Geography*, 27: 78-88.
- Campbell, M. O. (2008) An animal geography of avian feeding habits in Peterborough, Ontario, *Area*, 40: 472-480.
- Chen, T. C., Wang, S. Y. and Yen, M. C. (2007) Enhancement of afternoon thunderstorm activity by urbanization in a valley: Taipei, *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 46: 1324–1340.
- Cooke, A. S. (1980) Observations on how close certain passerine species will tolerate an approaching human in rural and suburban areas, *Biological Conservation*, 18: 85:88.
- Dip, R., Hegglin, D., Deplazes, P., Dafflon, O., Koch, H. and Naegeli, H. (2003) Age- and sex-dependent distribution of persistent organochlorine pollutants in urban foxes, *Environmental Health Perspectives*, 111: 1608-1612.
- Ditchkoff, S. S., Saalfeld, S. T. and Gibson, C. J. (2006) Animal behavior in urban ecosystems: modifications due to human-induced stress, *Urban Ecosystems*, 9: 5-12.
- Donovan, T. M. and Flather, C. H. (2002) Relationships among North American songbird trends, habitat fragmentation, and landscape occupancy, *Ecological Applications*, 12: 364-374.

- Dunn, R. R., Gavin, M. C., Sanchez, M. C. and Solomon, J. N. (2006) The pigeon paradox: dependence of global conservation on urban nature, *Conservation Biology*, 20: 1814-1816.
- Eason, P. K., Sherman, P. T., Rankin, O. and Coleman, B. (2006) Factors affecting flight initiation distance in American robins, *Journal of Wildlife Management*, 70: 1796-1800.
- Ehrlich, P., Dobkin, D., and Wheye, D. (1988) *The Birders Handbook: A Field Guide to the Natural History of North American Birds*, New York: Simon and Schuster Inc.
- Etter, D. R., Hollis, K. M., Van Deelen, T. R., Ludwig, D. R., Chelsvig, J. E., Anchor, C. L. and Warner, R. E. (2002) Survival and movements of white-tailed deer in suburban Chicago, Illinois, *Journal of Wildlife Management*, 66: 500-510.
- Fernández-Juricic, E. and Terrería, J. L. (2000) Effects of human disturbance on spatial and temporal feeding patterns of blackbird *Turdus merula* in urban parks in Madrid, Spain, *Bird Study*, 47: 13-21.
- Fernández-Juricic, E. and Jokimäki, J. (2001) A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe, *Biodiversity and Conservation*, 10: 2023-2043.
- Fernández-Juricic, E., Jiminez, M. D. and Lucas, E. (2001) Bird tolerance to human disturbance in urban parks of Madrid (Spain): management implications. In: Marzluff, J. M., Bowman, R. and Donnelly, R. (eds.) *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, Boston: Kluwer Academic Publishers, 259-273.
- Fernández-Juricic, E., Zahn, E. F., Parker, T. and Stankowich, T. (2009) California's endangered Belding's savannah sparrow (*Passerculus sandwichensis beldingi*):

- tolerance of pedestrian disturbance, *Avian Conservation and Ecology*, 4: 1.  
<http://www.ace-eco.org/vol4/iss2/art1/>. [2010/12/17]
- Field, R. H. and Anderson, G. Q. A. (2004) Habitat use by breeding tree sparrow *Passer montanus*, *Ibis*, 146: 60-68.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N.E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. and Briggs, J. M. (2008) Global change and the ecology of cities, *Science*, 319: 756-760.
- Hole, D. G., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Anderson, G. Q., Lee, P. L., Wilson, J. D. and Krebs, J. R. (2002) Widespread local house-sparrow extinctions, *Nature*, 418: 931-932.
- Hough, M. (1994) *Cities and Natural Processes*, London: Routledge.
- Ikuta, L. A. and Blumstein, D. T. (2003) Do fences protect birds from human disturbance?, *Biological Conservation*, 112: 447-452.
- Janssens, E., Dauwe, T., Van Duyse, E., Beernaert, J., Pinxten, R. and Eens, M. (2003) Effects of heavy metal exposure on aggressive behavior in a small territorial songbird, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45: 121-127.
- Jokimäki, J. (1999) Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables, *Urban Ecosystems*, 3: 21-34.
- Jones, J. and Francis, C. M. (2003) The effects of light characteristics on avian mortality at lighthouses, *Journal of Avian Biology*, 34: 328-333.
- Kath, J., Maron, M. and Dunn, P. K. (2009) Interspecific competition and small bird diversity in an urbanizing landscape, *Landscape and Urban Planning*, 92: 72-79.
- Khera, N., Mehta, V. and Sabata, B. C. (2009) Interrelationship of birds and habitat features in urban greenspaces in Delhi, India, *Urban Forestry and Urban Greening*, 8: 187-196.

- Kiltie, R. A. (2000) Scaling of visual acuity with body size in mammals and birds, *Functional Ecology*, 14: 226-234.
- Koenig, J., Shine, R. and Shea, G. (2002) The dangers of life in the city: patterns of activity, injury and mortality in suburban lizards (*Tiliqua scinoides*), *Journal of Herpetology*, 36: 62-68.
- Leveya, D. J., Londoñoa, G. A., Ungvari-Martina, J., Hiersouxa, M. R., Jankowskia, J. E., Poulsen, J. R., Stracey, C. M. and Robinson, S. K. (2006) Urban mockingbirds quickly learn to identify individual humans, *PNAS*, 106: 8959-8962.
- Lidicker, W. Z., Jr. (2002) Fragments, edges, and corridors: a landscape perspective, 棲地零碎化、生態廊道及棲息地網研討會, 台北: 國立台灣師範大學生物學系。
- Lima, S. L. and Zollner, P. A. (1996) Towards a behavioral ecology of ecological landscapes, *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 131-135.
- Lin, W. Z., Tsai, H. C., Wang, C. H. and Chou, C. (2005) Subtropical urban heat island development and estimation around Taipei city, Taiwan. *Energy, Environment, Ecosystems, Sustainable Development 2005, July 12-14*, Vouliagmeni, Athens, Greece.
- Marzluff, J. M., Gehlbach, F. R. and Manuwal D. A. (1998) Urban environment: influences on avifauna and challenges for the avian conservationist. In: Marzluff, J. M. and Sallabanks, R. (eds.) *Avian Conservation: Research and Management*, Washington, D. C.: Island Press, 283-299.
- Møller, A. P. (2008) Flight distance of urban birds, predation, and selection for urban life, *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63: 63-75.
- Ortega-Álvarez, R. and MacGregor-Fors, I. (2009) Living in the big city: effect of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition, *Landscape and Urban Planning*, 90: 189-195.

- Pickett, S., Burch, W., Dalton, S., Foresman, T., Morgan, J. and Rowntree, R. (1997) A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas, *Urban Ecosystems*, 1: 185-199.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C. and Costanza, R. (2008) Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. In: Marzluff, J. M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. and ZumBrunnen, C. (eds.) *Urban Ecology*, Boston, MA: Springer Science+Business Media, LLC, 99-122.
- Prange, S., Gehrt, S. D. and Wiggers, E. P. (2004) Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution, *Journal of Mammalogy*, 85: 483-490.
- Robb, G. N., McDonald, R. A., Chamberlain, D. E. and Bearhop, S. (2008) Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 476-484.
- Rodriguez-Prieto, I., Fernández-Juricic, E., Martín, J. and Regis, Y. (2009) Antipredator behavior in blackbirds: habituation complements risk allocation, *Behavioral Ecology*, 20: 371-377.
- Roth, T. C. and Lima, S. L. (2003) Hunting behavior and diet of Cooper's hawks: an urban view of the small-bird-in-winter paradigm, *The Condor*, 105: 474-483.
- Schmiegelow, F. K. A. and Mönkkönen, M. (2002) Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest, *Ecological Applications*, 12: 375-389.

- Sastre, P., Ponce, C., Palacín, C., Martín, C. A. and Alonso, J. C. (2009) Disturbances to great bustards (*Otis tarda*) in central Spain: human activities, bird responses and management implications, *European Journal of Wildlife Research*, 55: 425-432.
- Sekercioglu, C. H. (2002) Impacts of birdwatching on human and avian communities, *Environmental Conservation*, 29: 282-289.
- Snoeijs, T., Dauwe, T., Pinxten, R., Vandesande, F. and Eens, M. (2004) Heavy metal exposure affects the humoral immune response in a free-living small songbird, the great tit (*Parus major*), *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46: 399-404.
- Sorace, A. (2001) Value to wildlife of urban-agricultural parks: a case study from Rome urban area, *Environmental Management*, 28: 547-560.
- Steidl, R. J. and Anthony, R. G. (1996) Responses of bald eagles to human activity during the summer in interior Alaska, *Ecological Applications*, 6: 482-491.
- Sukopp, H. (1998) Urban ecology-scientific and practical aspects. In: Breuste, J., Feldmann, H. and Uhlmann, O. (eds.) *Urban Ecology*, New York : Springer-Verlag, 3-16.
- Swaileh, K. M. and Sansur, R. (2006) Monitoring urban heavy metal pollution using the house sparrow (*Passer domesticus*), *Journal of Environmental Monitoring*, 8: 209-213.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. and Thies, C. (2002) Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland cropland landscapes, *Ecological Applications*, 12: 354-363.
- Turner, W. R. (2003) Citywide biological monitoring as a tool for ecology and conservation in urban landscapes: the case of the Tucson Bird Count, *Landscape and Urban Planning*, 65: 149-166.

- Valcarcel, A. and Fernández-Juricic, E. (2009) Antipredator strategies of house finches: are urban habitats safe spots from predators even when humans are around?, *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63: 673-685.
- Webb, N. V. and Blumstein, D. T. (2005) Variation in human disturbance differentially affects predation risk assessment in western gulls, *The Condor*, 107: 178-181.
- Woods, M., McDonald, R. A. and Harris, S. (2003) Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain, *Mammal Review*, 33: 174-188.



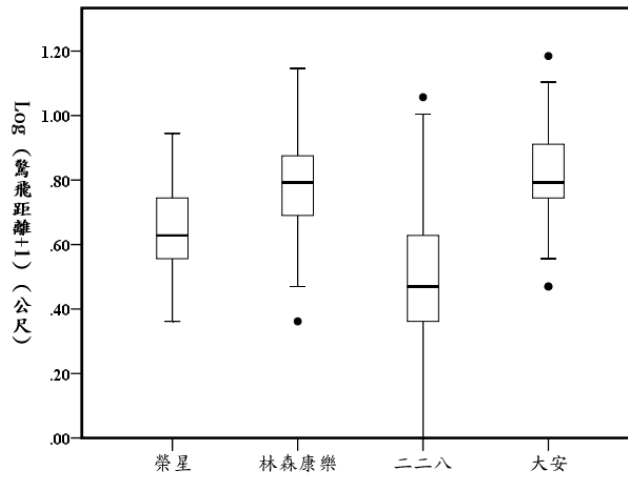
# 附錄

## 附錄一 驚飛距離實驗紀錄表

公園名稱								光照( $\times 10$ Lux) / 風速(km/hr) / 溫度 $^{\circ}$ C													
日期	人為餵食							光照													
時間								風速													
麻雀	#	隻數	FID	stop where	移動距離	與干擾的距離	干擾的人數	distance to paths	草H	草C	灌木H	灌木C	樹H	樹C	樹DBH	水體C	人造物C	人造物H	人造物顏色		
	1																				
	2																				
	3																				
	4																				
	5																				
	6																				
	7																				
	8																				
	9																				
	10																				
干擾類型	人數																				
散步																					
慢跑者																					
腳踏車騎士																					
遛狗者																					
通過																					
靜坐																					
團體運動																					
驚飛事件/@	原因																				
		<input type="checkbox"/> 狗 <input type="checkbox"/> 貓 <input type="checkbox"/> 漫步者 <input type="checkbox"/> 運動者 <input type="checkbox"/> 其他																			
		<input type="checkbox"/> 狗 <input type="checkbox"/> 貓 <input type="checkbox"/> 漫步者 <input type="checkbox"/> 運動者 <input type="checkbox"/> 其他																			
		<input type="checkbox"/> 狗 <input type="checkbox"/> 貓 <input type="checkbox"/> 漫步者 <input type="checkbox"/> 運動者 <input type="checkbox"/> 其他																			
		<input type="checkbox"/> 狗 <input type="checkbox"/> 貓 <input type="checkbox"/> 漫步者 <input type="checkbox"/> 運動者 <input type="checkbox"/> 其他																			
		<input type="checkbox"/> 狗 <input type="checkbox"/> 貓 <input type="checkbox"/> 漫步者 <input type="checkbox"/> 運動者 <input type="checkbox"/> 其他																			
		<input type="checkbox"/> 狗 <input type="checkbox"/> 貓 <input type="checkbox"/> 漫步者 <input type="checkbox"/> 運動者 <input type="checkbox"/> 其他																			
		<input type="checkbox"/> 狗 <input type="checkbox"/> 貓 <input type="checkbox"/> 漫步者 <input type="checkbox"/> 運動者 <input type="checkbox"/> 其他																			

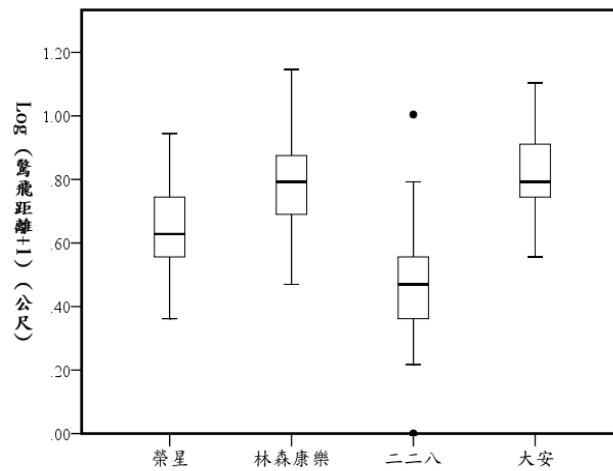


## 附錄二 驚飛距離資料處理盒鬚圖



•：偏離值，含有數值介於 1.5 到 3 個盒形上緣或下緣長度的觀察值。  
 \*：極端觀察值，含有數值超過 3 個盒形上緣或下緣長度的觀察值。  
 盒形長度為驚飛距離四分位範圍。驚飛距離調查時間：2011 年 5~11 月。

各公園麻雀驚飛距離盒鬚圖



各公園麻雀驚飛距離盒鬚圖

### 附錄三 鷺飛距離實驗溫度與風速

溫度 (°C)				
月份	榮星	林森康樂	二二八	大安
5	26.1	27.6	28.2	28.0
6	29.6	29.8	30.8	30.0
7	28.9	29.7	29.1	28.9
8	28.7	30.0	29.6	29.0
9	28.2	30.6	26.1	26.2
10	26.3	25.2	27.4	28.1
11	20.9	20.5	25.9	28.4
平均值	27.0	27.6	28.2	28.4

風速 (km/hr)				
月份	榮星	林森康樂	二二八	大安
5	1.2	0	2.4	0
6	4.1	0.9	0	0
7	3.3	0.2	1	1.6
8	1.8	2.9	0	0.1
9	6.7	7.4	0.8	0.1
10	2.6	3.25	1.9	0
11	2.3	10	3	0
平均值	3.1	3.5	1.3	0.3