

鳥類監測模式之建立

台灣大學生態學與演化生物學研究所

李培芬

由於人類大量地破壞生態環境，導致各種環境問題叢生，永續利用成為二十世紀末期以來人類奉行的法則(Lubchenco et al. 1991)，許許多多的研究莫不朝這個方向進行；對於自然資源經營與政策決定者而言，如何得到正確的環境資訊，藉以制定管理策略，更是一大挑戰。在諸多的方法中，環境監測是一種最常被使用的方法。

自然環境的監測工作在國外行之有年，其目的在藉由固定時間與固定方法，長程追蹤一個地區的環境生態與自然資源狀況，以了解區域之環境品質變化，管理者據此提出適當之經營管理措施；國際間所採用的方式與監測中使用的生物種類甚多，例如，以水質為主的河川監測系統，或以無脊椎動物、藻類或細菌為主的指標生物，更有以野生動物為基礎的長程性監測系統，例如英國的政府機構曾以其國內的鳥類種數與族群量，作為環境品質的基準指標之一 (UK Government Statistical Office 2000)，利用其完善的鳥類資料庫，統計歷年來鳥類種數的變化情形，以評估過去多年來環境的變遷情形，並藉此擬定未來的環境政策。相對的，國內在這方面的投資較少，雖然環保署也建立了許多的監測系統，但大多以水質與空氣品質為主要對象，運用生物作為環境指標的例子也不少，但是很少有長程的執行與資料庫的建立。

英國採用農莊鳥類(farmland bird)與樹林鳥類(woodland bird)的總族群量年變化(圖 1)，作為監測的指標，在英國約有 76%的區域為農莊型態，樹林則有 10%。採用鳥類和族群量的考量主要是基於鳥類分布廣泛，在生態位階上又在食物鏈的後端，也是反應野生動物與環境狀態的良好指標之一。這個指標採用 1970 至 1998 年出現於英國境內較為常見的農莊與樹林繁殖鳥類，利用 Royal Society of the Protection of Birds (RSPB)、British Trust for Ornithology (BTO)和 Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR)的資料庫，針對 139 種英國較為常見的繁殖鳥類，並去除稀有之鳥種，將各鳥種之族群量統計而成。

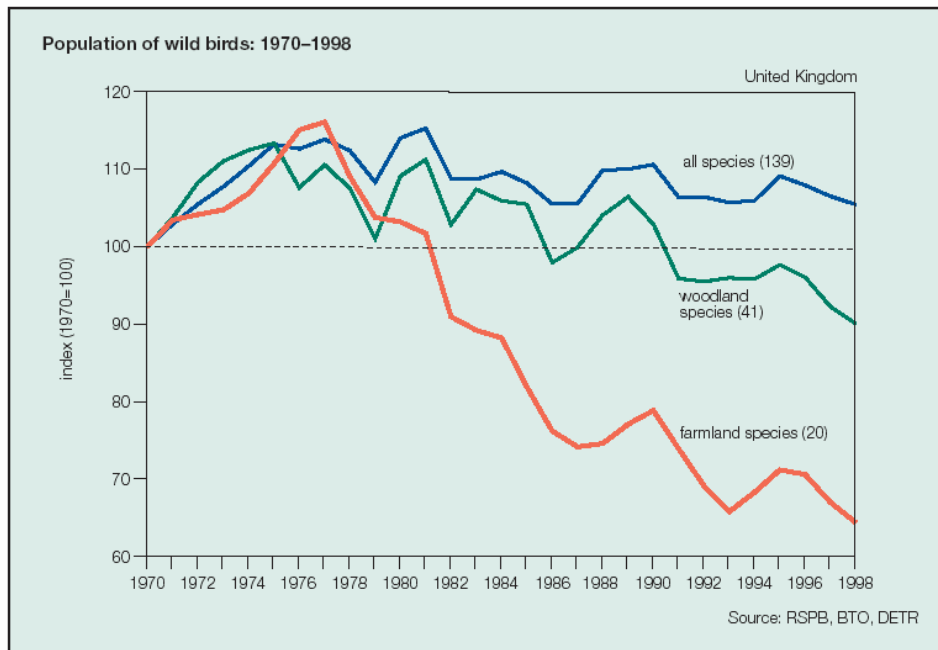


圖1. 英國以野生鳥類族群作為永續發展的指標 (資料來源：UK Government Statistical Office 2000)

監測目的

以台灣鳥類為基礎，藉由鳥類族群與群聚的調查資料，規畫一套適合台灣使用的自然環境監測系統，做為評量生態環境之基準資料庫；未來也希望藉由本規劃案的長程執行，適時提供正確的環境資訊，以做為營建署國家公園組經營台灣生態環境之參考。

監測方法

由於鳥類在分類學上已相當明確，並且容易鑑定；在環境監測上可以減少物種鑑定或物種間關係不確定所導致的風險。同時，鳥類比任何其他生物都容易進行觀察與研究，而且有關鳥類生態與行為的研究很多，這些生物學的背景知識增進鳥類在環境監控的實用性，尤其可以減少錯誤解讀的風險。而鳥類多位於食物金字塔的較高位階，因此特別適合用來監測任何透過食物鏈累積的環境訊息。

台灣的野鳥組織歷經從無到有的發展，至今已國內數一數二的大團體，除了中華民國野鳥學會之外，全國各地均有當地的野鳥學會。每一個野鳥學會均有許多的賞鳥活動，這些屬於例行或個人的活動均有專人將所觀察到的鳥類種數和隻數紀錄，並彙整到中華民國野鳥學會的資料庫內，近年來，網際網路的流行，更為資料的累積提供不少的助力。本研究曾針對這個資料庫進行瞭解(附錄一)，希望其內的資料能作為建立指標的依據，但因為記錄上資料調查方式和地點涵蓋不等的因素，比較無法達到要求，因此決定建立一套標準的方法與評量系統。

在台灣，不論在空間或時間上，鳥類已經累積龐大的資料庫，有利於生物與環境間關係的研究，以及物種分布或生物群聚變遷的探討；加上全島賞鳥人口眾多，業餘鳥類觀察者的記錄可以為環境監測提供輔助。而且台灣地區的野生動物研究中也以鳥類研究資料較多，若要由動物方面來選取指標生物，鳥類是最佳的種類之一，因此本計畫選用鳥類作為台灣的長期生態環境的監測與評量指標。

又由於出現於台灣之鳥類種類甚多，也有時間上的差異，繁殖鳥類與候鳥因為出現的棲地與時間並不一致，必須分開處理。以本計畫之規模，無法同時考量。根據英國發展永續指標之情形，建議先進行台灣繁殖鳥類（附錄二）的調查與評量系統之設計工作。至於候鳥方面的研究，環保署綜計處曾委託中華民國野鳥學會進行全省海岸溼地的鳥類調查(劉小如 2001)，建議先就所完成的計畫成果，進一步利用，即可得到一個非常好的海岸溼地評量系統，因此，本研究以繁殖鳥類為規劃對象。

以下我們依據英國以鳥類族群的變遷作為永續發展的重點指標的精神，以及美國行之有年的 BBS 為藍本，參酌台灣的狀況，以及研究者近年來之研究資料和經驗，進行規劃。

整體流程如圖 6 所示：

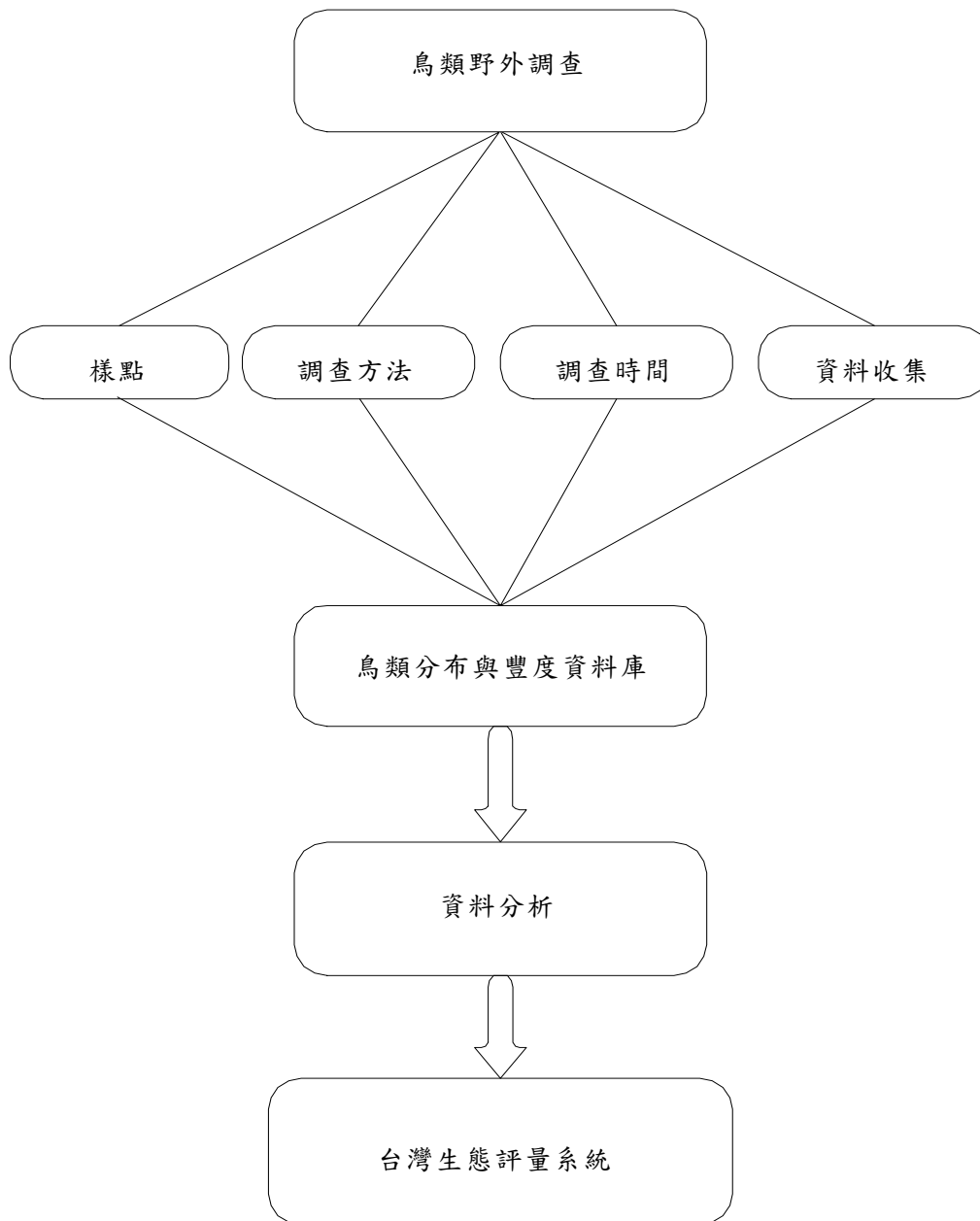


圖 6. 規劃流程

工作的規劃上，大致可分為野外與室內處理兩大部分。野外的規劃項目包括調查樣線與取樣點的選定、調查方法的選定、調查時間的確定和資料的收集等；室內的內容則有資料建檔、建立資料庫和資料分析與呈現等。

空間資料收集及建檔

要對全島進行鳥類調查工作的規劃，必須掌握許多的資料，其中利用 GIS 所建立的各種國土資訊系統圖層應該是最好的規劃資訊。本計劃以 Arc/Info 軟體建立台灣之 GIS 檔案，包括等溫線圖、水系、植被、土地利用型態、步道系統、水質、空氣品質、都市化指標、自然度指標…等圖層，以及由數值地形模型(Digital

Terrain Model, DTM)導出之等高線圖、坡度圖及坡向圖。申購各季節的 SPOT 或氣象衛星影像，經由影像處理計算 NDVI (normalized difference vegetation index)，利用 NDVI 作為生態系內生產力的代表性指標。

調查區域之規劃

主要包括監測系統之調查時間、地點和人力規劃工作。在時間上，由於計劃需以繁殖鳥類為對象，故調查時間將規劃為 3-6 月，但各個地區之時程，以溫度海拔高度之 GIS 圖層來界定出最適之時間。

在調查地點上，我們將依照 US EPA 和 BBS 處理的模式，利用溫度、雨量、海拔高度、開發程度、自然度指標和 NDVI 等資訊，進行地景的分類工作。所得之結果也將參酌已有之土地利用和覆蓋圖(如國有林地利用/覆蓋圖)，或蘇鴻傑教授所劃製之台灣生態分區圖 (Su 1992)，加以修正。這些區域將是本計劃所調查區域之主要分層(Stratum)，每一個分層再依其面積大小，選出適當數量之樣區，而所選的標準則以地形和植被為主要考量。

取樣標準之建立

族群密度估算為鳥類生態研究之基本課題。鳥類調查方法很多，由文獻歸納，至少有 15 種方法(許富雄 2001)。基本上，每一種方法有其適用對象鳥種、時機、範圍與限制，且就花費的勞力與獲得資料的收穫上，也各有其貢獻，少有一個方法能涵蓋所有的研究內容。加上研究目的上的差異，也會影響所使用的方法。因此，選擇本計畫適用的方法，是一個必須先解決的課題。

對長期且大範圍的自然環境監測而言，鳥類調查方法至少應符合三個條件，即不受季節限制、適用於大部分棲地環境、並且能察覺到大部份的鳥種。在鳥類群聚生態研究上，最常被採用的野外調查方法大致有穿越線法(line transect)及圓圈法(point count)兩種。在大部分的情況下，這兩種方法均極度依賴鳥類鳴聲，因此進行調查時須考慮鳥類鳴唱或鳴叫的日活動模式，及其他影響鳥類鳴聲頻度的因子。另外，在穿越線上的行進速度或取樣點上的停留時間亦必須加以考慮；如果行進速度過快或停留時間過短，可能會遺漏一些鳥種；如果行進速度很慢或停留時間過長，雖可以盡可能的記錄到所有的鳥種，但某些個體可能會被重複記錄，從而高估該地的鳥類密度，並且在同樣的總努力量下，能調查的穿越線長度或取樣點的數目也較少。因此尋求在穿越線上的最適行進速度或取樣點的最適停留時間，就成為鳥類調查取樣設計(sampling design)時，極為重要的課題。

在取樣設計上，除了降低誤差之外，如何減少單一樣區努力量，以便在固定的野外工作資源之下增加調查區域，也是重要的課題。增加取樣次數通常可以減少標準偏差，使樣本估計更接近母體。但是同一樣區的取樣次數太多，除了增加不必要的成本之外，也減少能調查的樣區數。因此求取最適的調查次數，是生態學家在取樣設計上，努力的重點之一。

監測工具

取樣方法與數量

在這段的研究中，我們回顧鳥類調查方法相關文獻，以決定進行自然環境監測時，最適當的鳥類調查方法；同時採用多年來的野外調查資料，協助決定幾項參數(一天的調查時間、最適停留時間、最適取樣次數)。這些鳥類資料取自國立台灣大學動物學系空間生態研究室於 1996-2000 年的野外調查原始數據(許皓捷，未發表資料)。這些鳥類調查均採用圓圈法，且由同一位調查者進行，因此可以避免不同調查者之間的誤差。用在本研究的取樣點主要分布於北部棲蘭山、中部玉山地區的沙里仙溪流域與楠梓仙溪流域、以及丹大山區，海拔分布在 1000-3500 m；涵括各主要的植群類型。這些資料分為繁殖季與非繁殖季兩組；繁殖季由 3 月到 6 月，非繁殖季則由 10 月到翌年 1 月。所有鳥類調查均只在天氣晴朗時進行。

鳥類資源調查常用方法

鳥類調查方法很多，每一種方法各有其優缺點、適用對象與範圍、及其應用上的限制(Schwarz and Seber 1999, Buckland et al. 2000, 許富雄 2001)。有些調查方法適合單一或特定鳥種的族群估算(如錄放反應法及領域描圖法)，有些則僅適合在特定季節採用(如數巢法)。有些方法適合不同季節的鳥類群聚調查，但操作上費時費力而只能在小面積地區應用(如重複捕捉法)。對於需要長期及大範圍的鳥類資源調查，許富雄(2001)建議五種鳥類調查方法，分別是穿越線法、圓圈法、時間種類計數法(time-species count)、群集計數法(counting flocks)及地區搜尋法(area search)。

穿越線法是在調查區域內選擇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，記錄沿途兩側所發現的鳥類種類及數量，及其與穿越線的垂直距離。圓圈法則是在調查區域內選定數個固定的觀測點，在觀測點上停留一定的時間，記錄四周的鳥種與數量，及其與觀察者間的距離。穿越線法及圓圈法均屬於距離取樣法(distance sampling) (Buckland et al. 1993, Buckland et al. 2000)，亦即在調查時，除了鳥種及數量外，同時記錄被發現個體與穿越線或調查點的距離。利用所記錄的每一個體之察覺距離，可以建立每一鳥種被察覺的機率密度函數，而據以計算每一鳥種的族群密度。距離取樣法有完整的數學理論基礎(Burnham et al. 1980, Buckland et al. 1993)，因此在鳥類群聚調查上被廣泛採用。就自然環境監測而言，距離取樣法也是比較適當的方法。

時間種類計數法是在穿越線或觀察點進行調查時，記錄各鳥種第一次被發現的時間，再依各鳥種被發現的先後次序給予不同的數量指標。時間種類計數法假設在固定觀察時間裡，密度高的鳥種比稀有鳥種有被較早觀察到的機會，因此依據不同鳥種被察覺的先後次序，給定數量等級。本法並不記錄發現鳥種的個體

數，其所得者僅是該穿越線或觀察點上各鳥種間數量多寡的排序。對於同一區域不同時間的鳥類數量之波動，或不同區域間同一鳥種族群量之差異，利用本調查法並無法加以比較。因此時間種類計數法在鳥類群聚研究中並不常見，在自然環境監測上亦不適合。

群集計數法則是觀察者在調查區域內或邊緣選定一個視野良好的觀察點後，由該觀察點掃視調查區域內的鳥類種類及數量。群集計數法僅適合於較開闊區域，例如河口泥灘地的鳥類計數。有視線阻礙的棲地環境，例如高草地、灌叢及森林，就不適宜採用群集計數法。由於只能應用在水域或泥灘地等視野開闊地區，因此對於涵括各種不同棲地類型的大尺度之自然環境監測而言，群集計數法在適用上，有比較大的限制。

地區搜尋法是在劃定的調查區域內，由調查者於一定時間內，不限路線或調查點，對該區域進行完整的鳥類搜尋。地區搜尋法因為在方法上沒有嚴格的規範，因此適合未經訓練的業餘鳥類觀察者進行鳥類調查時採用。但也因為方法不嚴謹，所得資料誤差很大，因此並不適合在長期的自然環境監測上。

穿越線法與圓圈法之比較

如前所言，穿越線法與圓圈法比較適合於自然環境的監測，但這兩種方法在應用上仍有些許差異。有很多學者比較穿越線法與圓圈法所得的結果(e.g., Edwards et al. 1981, Anderson and Ohmart 1981, Dobkin and Rich 1998, Fletcher et al. 2000, Wilson et al. 2000)，不過結論並不一致。有學者認為圓圈法可以察覺到較多的鳥種(e.g., Edwards et al. 1981)，但也有很多研究者認為穿越線法察覺到的鳥種較多(e.g., Anderson and Ohmart 1981, Fletcher et al. 2000, Wilson et al. 2000)。一般而言，穿越線法可以察覺到較多的鳥種，這可能是因為觀察者在穿越線上前進時，較有機會驚嚇到一些隱密性的鳥種所致。不過在族群密度、多樣性指數(diversity index)、均勻度指數(evenness index)等群聚介量上，兩種方法所得到的結果則大致類似(e.g., Edwards et al. 1981, Dobkin and Rich 1998, Fletcher et al. 2000)。

穿越線法在台灣山區的應用上有比較大的限制，主要是因為台灣山區的地形較為陡峭且植被茂密，以穿越線法進行鳥類調查時多只能在既有的登山步道或林道上進行，而無法逢機設置穿越線。而且除非是大眾化的登山步道，否則亦多亂石倒木，一邊前進一邊觀察記錄有實際操作上的困難，前進速率亦不容易維持穩定。同時，登山步道多沿山坡面在短距離內之字形上下，致使穿越線的長度或空間配置有很大的限制。另一方面，海拔是影響台灣陸棲鳥類分布的主要環境因子(李欽國 1995, 許皓捷 1995, 許皓捷 等 1997, 許皓捷和李培芬 2000)。李欽國(1995)研究發現海拔落差不到 300 m 的低海拔闊葉林，鳥類群聚即有明顯差異。因此以穿越線法進行鳥類調查時，可能面臨兩條同樣長度穿越線，但海拔跨幅不同導致察覺鳥種有明顯差異的問題。穿越線法應用上的另一可能限制是，當棲地成區塊分布或植被類型多樣時，同一穿越線可能會通過不同的棲地類型；雖然有研究者建議將穿越線以 100 m 作一分段，以解決穿越線通過不同棲地類型的問題，但如此則須面對相鄰分段間資料不獨立，導致其在統計分析上的限制。

在自然環境監測上，圓圈法比較適合台灣大部分的棲地環境限制。由於觀察者在點與點之間可以專心移動，因此觀察點可以配置在地形比較崎嶇或植被濃密難行的區域。只要觀察點間距離夠遠，圓圈法的每一個觀察點都可以視為一獨立樣本，不但在統計分析上較少限制，亦適合應用於成區塊狀棲地或植被形態多樣的環境。由於圓圈法的觀察點不論海拔或其他環境因子測量值之變異範圍，基本上都比穿越線的環境因子小，因此較容易檢測或釐清鳥類與環境的關係。在長期而大範圍的自然環境監測上，圓圈法優於穿越線法的另一理由是，不同調查者在穿越線上的行進速度不容易統一，但在觀察點的停留時間則可以輕易達到一致。

雖然圓圈法察覺到的鳥種數可能比穿越線法少，但這些未察覺到者多為稀少且隱密的鳥種；在自然環境監測上，這些稀有鳥種所扮演的角色應該較不重要。而若有需要，在觀察點與觀察點之間移動時，發現到的額外鳥種亦可納入該地區的鳥種名單及豐度中。

綜合以上所述，若要以鳥類作為台灣自然環境的監測，圓圈法是進行鳥類調查最恰當的方法。不論在觀察點配置、野外調查的操作容易度、統計分析及鳥類與環境關係探討，圓圈法均非常適合。

調查時段

一天的調查時間是合併不同棲地類型資料，分為繁殖季及非繁殖季來探討。雖然穿越線法及圓圈法大多依賴鳥類鳴聲的察覺，但由於鳥類調查時，並不以鳴聲為唯一察覺線索，因此在探討線索頻率的日週期時，我們直接以記錄的鳥種數為指標。

由日出起，於同一樣區每 30 分鐘進行 3 分鐘的鳥類調查，記錄這期間所有目擊與聽到的鳥種，直到天黑為止。由於每天的日出日落時間並不一致，因此我們將一天之中，由日出到日落的時間劃分為十二個區段，以合併不同晝長的資料。將每一調查天的資料歸併到這些區段之後，再計算每一樣區每一時間區段察覺鳥種數的平均值。

由於每一樣區的鳥種豐度並不同，因此，每一樣區先以各自察覺鳥種數最高的時間區段定為百分之百，將各樣區每一時間區段的平均察覺鳥種數換算為百分比後，再合併所有樣區的資料，並計算合併後的每一時間區段的平均察覺鳥種數百分比。最後，再調整察覺鳥種百分比，使最高的時間段為百分之百。

研究結果顯示由日出到日落的十二個時間區段中，繁殖季在第 1 時間段平均察覺鳥種數最高。若以第 1 時間段為百分之百，則前三個時段察覺鳥種比例均達 97%，這個時段約在日出到上午 8:30 之間。第 4 及第 5 個時段的察覺鳥種比例約 80%，時間約為 8:30-10:30。中午過後到日落前一小時之間察覺鳥種的比例最低，都在 50% 以下。日落前一小時到天黑之間，則有另一察覺高峰，約可察覺 70% 的鳥種。

非繁殖季一天的鳥種察覺模式與繁殖季頗為類似，亦以第 1 時段最高。以第 1 時段為百分之百，則第 2 時段可達 97%；前兩個時段的時間約為日出到上午 8:00。第 3 個時段起，察覺比例開始明顯下降；第 3-5 時段的察覺比例約 65-80%，時間約是 8:00-11:00。第 7-9 時段的察覺比例最低，約僅 30%，時間約是中午到

下午 3:00。其後，察覺比例漸高，在日落前最後一個時段可達約 60%。

一般而言，鳥類鳴聲以早晨最頻繁，之後隨時間而遞減，但在黃昏時再次升高，而於天黑後沈寂(Robbins 1981)。這種鳴唱活動的日週期可能隨季節而有些許差異。本研究亦得到類似結果(圖 16)，不論在繁殖季或非繁殖季，察覺鳥種數量的百分比均以日出後的時段最高，而在午後最低，但日落前則有另一次高峰。整體而言，繁殖季以日出至上午 8:30 之間鳥類的察覺度最高，在這段時間進行鳥類調查可以察覺到最多的鳥種；8:30-10:30 之間次之，如有需要，亦可在這段時間進行，但調查次數則應適度增加；其他時段則不建議進行鳥類調查。非繁殖季的時間則稍短，最適合進行鳥類調查的時間在日出到上午 8:00；8:00-11:00 次之，但須配合增加調查次數；其他時間因為察覺度較低，不建議進行鳥類調查。

最適停留時間

將樣區依棲地類型及分布海拔分為中海拔闊葉林、高海拔針葉林及高海拔草生地三組，於繁殖季及非繁殖季分別予以探討。在均質棲地內選定某一鳥類取樣點後，以 30 秒為單位記錄所有目擊與聽到的鳥類種類，持續直到 20 分鐘為止。由於鳥類被察覺的線索頻率可能有日週期變化(如前所述)，因此參考前人研究(e.g., 丁宗蘇 1993, 許皓捷 1995)，只在日出到日出後三小時內進行此項鳥類調查。

將調查資料整理成隨每 30 秒累積的鳥種數，換算成累積鳥種百分率，再將同一棲地類型同一季節的資料合併後繪圖。由於無法確定在 20 分鐘的觀察時間內，同一個體不被重複記錄，因此最適停留時間僅以單位時間累積鳥種百分率決定，而忽略累積察覺個體數。

研究結果顯示，闊葉林的繁殖季資料取自玉山沙里仙溪流域海拔 1800 m 樣區，共有 8 筆資料；當停留 6 分鐘後，即可記錄約 80% 的鳥種。闊葉林的非繁殖季資料取自玉山楠梓仙溪流域海拔 1900 m 樣區，共有 24 筆資料；由察覺鳥種增加之趨勢，須停留 8 分鐘才能記錄到 80% 以上的鳥種(圖 17)。

在針葉林方面，繁殖季係於丹大山區海拔 3000 m 冷杉林進行，有 9 筆資料；停留 4 分鐘可記錄到 80% 的鳥種。非繁殖季資料取自玉山塔塔加地區海拔 2600 m 的雲杉林，共 7 筆資料；須停留 8 分鐘才能記錄到 80% 的鳥種(圖 18)。

草生地的繁殖季資料取自丹大山區海拔 3000 m 的玉山箭竹草地樣區，共 6 筆資料；僅停留記錄 2 分鐘即可察覺到 80% 的鳥種。非繁殖季則於玉山塔塔加地區海拔 2500 m 的高山芒草地進行，有 7 筆資料；須停留 4 分鐘才能記錄到 80% 的鳥種(圖 19)。

在某一鳥類觀察點的最適停留時間可能受線索頻率及察覺度的影響，而線索頻率及察覺度則因鳥類密度、棲地類型及季節而有所差異。就自然環境監測而言，為使調查者有容易遵循的標準，最適停留時間可依棲地簡化為兩種。在植被茂密且鳥種繁多的高草地、濃密灌叢、次生林、闊葉林及針葉林，繁殖季以 6 分鐘為宜，非繁殖季則應增長為 8 分鐘。鳥種較少的低矮草生地，繁殖季為 2 分鐘，非繁殖季則可停留 4 分鐘。

最適取樣次數

選擇玉山楠梓仙溪流域的中海拔闊葉林及草生地，分別探討繁殖季及非繁殖季鳥類調查的最適取樣次數。闊葉林樣區大小約 $1\text{km} \times 1\text{km}$ ，設置 15 個鳥類取樣點，取樣點海拔分布範圍約 1750-2050 m；草生地樣區大小約 $0.5\text{km} \times 0.5\text{km}$ ，設置 6 個鳥類取樣點，海拔分布範圍約 2400-2600 m。

闊葉林樣區每個取樣點在繁殖季各進行 4 次鳥類調查，15 個取樣點合計有 60 個鳥類調查樣本；依據所得的繁殖季鳥類調查資料，以典型對應分析(canonical correspondence analysis, CCA)(ter Braak and Prentice 1988)對 15 個鳥類取樣點進行排序(ordination)，結果並無法得到群聚的主要變異趨勢，因此這 15 個取樣點調查所得的鳥類資料，可視為是自同一個鳥類群聚抽樣所得。闊葉林樣區在非繁殖季各進行 9 次鳥類調查，共有 135 個樣本；15 個取樣點以 CCA 排序，亦無法得到明顯的主要變異趨勢。

草生地在繁殖季每個取樣點各進行 4 次鳥類調查，6 個取樣點合計 24 個鳥類調查樣本；6 個鳥類取樣點以 CCA 排序，無法得到鳥類群聚主要變異趨勢，因此這 6 個取樣點的鳥類資料可視為取自同一個鳥類群聚。非繁殖季各進行 7 次鳥類調查，合計 42 個鳥類調查樣本；取樣點以 CCA 排序亦無法得到主要變異趨勢。

利用闊葉林及草生地的繁殖季及非繁殖季四組鳥類調查樣本，以自行撰寫之 Fortran 90 程式進行取樣模擬，探討隨調查樣本數增加，察覺鳥種數累積之情形。調查樣本數由每次抽取一個樣本、每次抽取兩個樣本，增加到最大值，計算抽樣所得的模擬樣本數之累積物種。每次抽樣時，已被抽過之樣本不再放回(即 without replacement)。闊葉林的樣本數較大，因此每一樣本組合級(sample pooling level)隨機抽取 100 次；草生地的每一樣本組合級則隨機抽取 50 次。最後，再將所得的累積鳥種數轉換成百分比之後繪圖。

另外，為探討單一取樣點的最適調查次數，選擇楠梓仙溪闊葉林海拔 1850 m 的一個取樣點，在繁殖季進行共 12 次的調查，非繁殖季共進行 17 次的調查。進行 50 次的隨機抽樣模擬，以探討單一樣點隨取樣次數增加，察覺物種累積的趨勢。

由模擬結果顯示，若要察覺玉山楠梓仙溪流域海拔 1900 m 一處大小 $1\text{km} \times 1\text{km}$ 闊葉林的鳥類群聚在繁殖季所有鳥種的 80%，至少必須有 8 個鳥類調查樣本；若要察覺非繁殖季所有鳥種的 80%，則至少須有 16 個樣本(圖 20)。而針對玉山楠梓仙溪流域海拔 2500 m 的 $0.5\text{km} \times 0.5\text{km}$ 草生地之抽樣模擬，則發現在繁殖季至少須有 3 個樣本，非繁殖季至少須有 9 個鳥類調查樣本(圖 21)。另外，楠梓仙溪流域海拔 1900 m 闊葉林的單一取樣點之抽樣模擬，繁殖季須進行 4 次鳥類調查，非繁殖季則須進行 6 次鳥類調查(圖 22)。

如果將 $1\text{km} \times 1\text{km}$ 闊葉林依對角線做二等分區劃，每個小區各設置一個取樣點，繁殖季每個取樣點進行四次鳥類調查，非繁殖季每個取樣點進行八次調查，應是較佳的設計。草生地則可以設置兩個取樣點，在繁殖季進行兩次調查，非繁殖季進行四次調查。

最適取樣次數應該與一個地區的鳥類密度、線索頻度與察覺度、以及鳥類群

聚的穩定度有關，而這些影響因子則與季節及棲地類型有關。一般而言，鳥類在繁殖季有固定的巢位或領域，因此群聚組成較為穩定，抽樣次數也可以較少。冬季時，鳥類多群集並四處遊移尋找食物，因此群聚組成較為不穩定；相對的，抽樣次數也必須增加。另外，鳥種較多的棲地，需要的調查次數則比鳥種較為稀少的棲地為多。

調查季節之選擇

以鳥類族群及群聚之變動進行長期的生態監測，除了調查方法必須標準化之外，調查時程也必須一致。一般而言，在繁殖季剛開始的時候進行調查最為適合，理由有三：第一，繁殖季的時候，鳥類因為巢位選擇或領域建立，而呈現隨機分布，同時分布也較為穩定；相對而言，非繁殖季的分布則大多呈現群集(clumped)現象，並四處遊移尋找食物，使調查所得的資料有較大偏差的可能。第二，繁殖季初期因為求偶或宣示領域的關係，鳥類的鳴唱頻率較高，對於高度依賴鳥類聲音的調查方法而言，在繁殖季進行調查也可以較有效的察覺個體，降低抽樣誤差；相對的，冬季鳥類的聲音線索通常較少，有些鳥種甚至在非繁殖季幾乎不會鳴叫，因此在冬季進行鳥類調查，除了效率不高，同時也會產生過高的偏差。最後，依據耐受法則(law of tolerance)，生物在生存、生長、生殖方面，對環境的要求不盡相同，而以生殖對於環境的要求最為嚴苛；當要探討鳥類與環境之間的關係，並以鳥類做為自然環境監測之指標時，以繁殖季的鳥類族群及群聚作為監測對象是較適合的。

由低海拔到高海拔，鳥類進入繁殖期的時間有所差異。一般而言，平地的鳥類較早進入繁殖季，愈往高海拔地區，進入繁殖季的時間愈晚。目前為止，影響鳥類進入繁殖期的機制並不完全清楚；不同緯度之間的差異主要可能來自日照長短影響內分泌所致，但在同一緯度但海拔高度不同的地區間，鳥類進入繁殖期的差異則不甚清楚。溫度顯然不是不同海拔間差異的主要原因，例如嘉義平地鳥類的繁殖季鳴唱高峰期約在三月，嘉義三月的平均溫度為 19°C ，阿里山地區鳥類鳴唱高峰在四月，阿里山四月平均溫度為 11°C ，玉山排雲山莊附近鳥類則約在五月達到鳴唱高峰，玉山北峰測候所五月平均溫度為 5.4°C 。由此，很顯然不能單純由溫度變化作為調查月份之依據。依以往之經驗，平地至海拔1000 m以下山區可以在二月到四月間進行調查；海拔1000 m至2500 m的中海拔山區則以三月到五月間調查較為適合；海拔2500 m以上山區則可以在四月到六月間進行。

取樣頻度

規劃建議

根據上述之結果建議未來鳥類調查案之方法和原則如下：

- 於繁殖季時進行調查。海拔1000 m以下的平地及低海拔山區於二月到四月間進行調查，海拔1000-2500 m的中海拔山區於三月到五月間調

查，海拔 2500 m 以上的高海拔山區則在四月到六月間進行。各海拔段內的調查點則仍應盡量依時間先後由低到高進行。

- 採用圓圈法調查鳥類。
- 調查日最好採用日出到上午 8:30 之調查時間，必要時也可採用 8:30-10:30 之時段，但應注意本時段可能帶來的問題。
- 每一個調查點之停留時間為 6 分鐘。
- 每一個取樣點最好有 4 次的調查。

記錄表與收集資料內容

資料分析

距離的記錄

圓圈法屬於距離取樣法的一種，這類方法在調查過程中須估算動物與調查者之間的距離。在實際操作上，圓圈法依距離記錄方式的不同可分為固定半徑、不固定半徑、與分組距離記錄法（distances grouped into intervals）三種。

採用固定半徑圓圈法時，調查者僅記錄事先設定的半徑之內所發現的鳥類種類及數量，但不估算距離；對於固定半徑之外出現的鳥種則不予記錄。採用固定半徑的好處是調查者不用估算鳥類的距離，在實際操作上比較簡單。不同調查者之間對同一距離估算容易有較大的差異，採用固定半徑圓圈法較可以避免因為距離估算不同產生的誤差。但是固定半徑圓圈法因為記錄的範圍有限，對於數量稀少但鳴聲嘹亮的鳥種，例如五色鳥、鷹鵑、筒鳥、深山竹雞等，容易因為距離太遠，雖然察覺了，但因為超出設定的距離而疏漏。同時有效察覺距離較近的鳥種，如果設定的半徑太遠，也會造成這些鳥種密度的低估。

不定半徑圓圈法則是調查者在察覺每一個體時，同時判斷其與調查者之間的距離。依據所有記錄的距離，可以計算每一鳥種隨距離改變，察覺機率改變的機率密度函數，而據以計算每一鳥種的族群密度。不定半徑圓圈法通常可以比固定半徑圓圈法記錄到更多的鳥種（Edwards et al. 1981）。不定半徑圓圈法的缺點主要在於不同調查者之間，容易因為距離判定差異而產生誤差。尤其經驗不足的調查者，在距離判斷上更容易產生較大的誤差。不定半徑圓圈法的缺點可以經由兩種方式來改善，一是在正式調查前，調查者先經過密集的訓練，利用雷射測距儀作為距離判斷的修正以改進判斷的正確性（野生動物觀察用的雷射測距儀，不論大小、重量、及倍率均與一般的雙筒望遠鏡類似，價錢則多在新台幣一萬五千元以下）；並且在記錄上，採用組距的方式，例如 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50, 70, 100 m 等等的組距。另一種方式是假設每一鳥種因為察覺特性的不同，都有一特定基礎半徑，在此半徑之內的個體都可以有效察覺，察覺機率為 1；同時假設每一調查者的察覺（聽覺）能力是類似的，因此在記錄時可以不用顧慮鳥類的距離，將所

有察覺到的個體全部記錄下來之後，再以文獻資料整理的每一鳥種特定基礎半徑計算其族群密度即可。這個修正方法的另一額外優點是可以分析過去很多僅記錄出現隻數而沒有距離資料的資源調查報告。不過至目前為止，有關每一鳥種特定基礎半徑的文獻資料並不多；同時同一鳥種的基礎半徑也可能因為棲地不同而有所差異，但這方面的文獻資料亦不充分，僅有的文獻如丁宗蘇（1993）與許皓捷（1995）。

分組距離記錄法也是為解決距離判斷問題所衍生的修正方法。這個方法通常是將距離分為兩或三組，例如 0-50 m 及 50 m 到無限遠。這種方法在操作上較為簡單，卻又能使不同鳥種因為在某一距離的察覺機率不同所產生的誤差可以盡量減低，而在相對密度計算上得到較好的正確性。這種方法並容易用距離取樣法的計算軟體 DISTANCE 來計算。

本項調查案建議採用分組距離記錄法，理由在於這是一個大範圍而長期的監測計畫，必然會藉助很多鳥友協助調查；不定半徑圓圈法雖然可以察覺較多的鳥種，得到較可信的群聚介量估值，但是因為需要估計每一被察覺個體的距離，對於業餘鳥類觀察者而言，會是沈重的負擔；尤其在調查之前必須先進行距離判斷的訓練，亦增加監測工作的複雜性。固定半徑圓圈法雖然較為簡單，但是如前所述，容易遺漏一些鳥種，或造成某些鳥種族群密度嚴重低估的現象。而分組距離記錄法則因為方法簡單，業餘鳥類觀察者容易執行；同時可以避免距離較遠的鳥種的遺漏，而在相對密度估算上，與固定半徑圓圈法比較，也有較可信的估值。國外很多具規模的鳥類監測計畫也多採用分組距離記錄法（e.g., Ralph et al. 1993, Hamel et al. 1996）。

在實際操作上，調查者將察覺的鳥種依距離分為 50 m 以內及 50 m 以外兩組，並依時間區分為 0-3 分鐘及 3-6 分鐘分別記錄，再用 DISTANCE 軟體計算。建議以統一的調查表格進行記錄（如附錄四），除了可使記錄方法一致外，也便於資料的輸入。

族群密度估算

族群密度計算是將目擊與聽到的記錄合併，利用 DISTANCE 軟體計算。DISTANCE 軟體可以由網際網路上免費下載：

<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

這個軟體提供 uniform, half-normal, hazard rate and exponential 等計算模式，只要將調查所得的距離資料輸入，即可自動計算出族群密度。而資料量不足，無法以 DISTANCE 軟體計算的鳥種，則可以由文獻資料的特定基礎半徑，以下列公式計算（Reynolds et al. 1980）：

$$D = \frac{n \times 10000}{\pi \times r^2 \times C}$$

- D：鳥類族群密度，每公頃隻數。
n：特定基礎半徑（specific basal radius）內所記錄之總隻數。
r：特定基礎半徑，在此半徑內大部分的鳥隻皆可察覺到，單位為 m。
C：調查次數。

不管是用 DISTANCE 軟體或用上述公式計算，在計算之前，原始的資料都必須先經過加權處理。若某鳥種的鳴聲推測僅由雄鳥發出，則應將此鳴聲紀錄算成兩隻次；若某鳥種推測皆為成群出現，則將每次鳴聲紀錄乘以其平均結群隻數。在台灣，鳥類鳴聲特性的文獻資料仍不多，但推測應該不至於有地域性之差異，亦即若某一地區某一鳥種僅由雄鳥發出聲音，則其他地區的同種鳥類應該也有同樣的特性，因此，每一地點的資料之鳴聲特性加權值應取得一致。鳥類的平均結群隻數則有可能因為環境的不同而有所不同，因此在野外調查時，應該一併記錄結群情形，作為加權計算的依據。

資料處理中心

在人力規劃上，由於本計劃所規劃之地理廣度相當高，且時程上非常緊迫，勢必無法由單獨的研究室完成整個野外的調查工作。建議仿效美國 BBS 的作法，規劃人力的配置和訓練作業，並研擬調查經費需求。調查所得到的資料也將規劃採用 Internet 或通訊的方式，彙集至資料處理中心，統一處理。並利用現有之鳥類分布資料，進行品質之控管工作。完成後，再由資料分析人員進行分析。

台灣生態評量系統

將針對台灣之繁殖鳥類之特色，針對這些鳥類在不同區域、海拔、環境梯度之差異，建立以鳥類為主體之台灣生態評量系統。評量系統中，將涵蓋鳥種、群聚、地景等類型之考量，以找出台灣最適合的生態永續發展指標。

棲地分類

一般而言，生物與環境之間大多不是線性的關係。例如很多研究報告指出，生產力最高時，物種並不是最多；物種數與生產力的關係呈現駝形分布，在中度生產力時物種數最高（Waide et al. 1999）。因此大空間尺度下，很難由單一指標指稱環境之良莠狀態。但是在比較小的環境梯度之下，生物與環境之間則可以呈現線性的關係。因此要用鳥類作為生態環境指標，應該先將環境分類，使其與環境之間呈現線性關係。最基本的做法是把棲地分為樹林與開墾地兩類。同時，因為海拔是影響物種豐度及鳥類群聚變異的主要環境因子（Rahbek 1995），並且台灣的鳥種數最高在海拔 1500 m 左右（丁宗蘇 1993；許皓捷 未發表資料），且依據我們的野外經驗，在海拔 300 m 附近的地形與植被上似有較大的分野，因此建議依照海拔劃分為 0-300 m、300-1500 m 及 1500 m 以上三段。在這樣的區劃下

探討並建立生態環境指標，是比較可行的方式。

物種豐度之推估及分析

物種豐度 (species richness, 即物種數) 是生物多樣性研究上，一個極為重要的課題。當以鳥類作為生態環境監測指標時，物種豐度在空間或時間梯度上的變化可作為環境變遷的參考指標。但是過去很多研究在比較不同地區之間，或同一地區不同時期的物種豐度時，往往忽略了調查努力量對豐度的影響。

一個地區被記錄的物種數與在該地的調查努力量有關。在台灣，動物資源調查多採用每月一次的調查頻度，如果要獲得一個地區完整的動物相名錄，通常要三年以上的時間 (e.g., 周蓮香 1995)。對於環境監測而言，因為需要獲得每年的生態環境指標估值，因此如何在有限的努力量下得到可信的指標，就成為一個重要的課題。雖然每個調查點每年維持相同的調查努力量，但並不能因此而認定所有的調查點有相同的比較基礎。因為物種豐度高的地方，通常須有比較高的努力量；而且群聚內的物種豐富度模式 (species abundance models) 也會影響努力量的需要量，例如草原與森林的兩個鳥類群聚若物種豐度一樣，其所需要的努力量仍應有所不同。

為解決努力量受限的問題，生態統計學者發展出一系列的推估方式。主要推估方法包括樣本涵蓋估計法 (sampling-theoretic estimators) 及數據分析估計法 (data-analytic estimators) (Chao and Lee 1992, Bunge and Fitzpatrick 1993, Soberón and Llorente 1993, Flather 1996) 兩大類，而以樣本涵蓋估計法可以有較精準的估計 (Bunge and Fitzpatrick 1993, Walther and Martin 2001)。套裝軟體 EstimateS 提供多種估計方法。這個軟體可以在網際網路上免費下載：

<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

本項調查案的每個樣區規劃有十個取樣點，在繁殖季各有四次的調查資料，因此每個樣區會有 40 次的調查資料。可以用 EstimateS 提供的隨機抽樣功能，模擬樣本數由 1 到 40 的物種累積情形，並推估一個地區應有的物種數 (asymptotic richness)。用推估的物種數來進行不同樣區間或不同年間的比較，將可以避免努力量不足產生的偏差。

套裝軟體 EstimateS 可以隨機抽樣產生物種累積過程的平滑曲線 (rarefaction curves)。而此物種累積曲線可以進一步用物種累積方程式 (species accumulation functions) (Soberón and Llorente 1993) 來套試 (fit)。比較年間資料於方程式的係數差異，可以探討群聚的變動。例如若棲地遭受嚴重干擾或破壞，使稀有種增加，則隨樣本數增加，物種累積的速率會較小，由此，可以探討群聚特徵的改變。同樣的抽樣模擬方式也可以用來推估多樣性指數 (diversity index) 隨樣本數增加而改變的情形，便利於以多樣性指數進行群聚間比較之用。

經推估後之物種豐度避免了因為努力量不足產生的誤差，而可以用在許多環境相關性的分析。此一生態環境監測計畫的最初幾年因為資料累積時間還短，因此可以將重點放在空間變異的分析上，探討物種豐度的空間變異與環境之間的關係。分析上可以依據空間尺度及棲地類型（如前所述），做不同組合的探討。分析的細節須視資料形態而定，在比較小的梯度之下，可以用線性回歸探討相關性，比較大的尺度則大致上可以用 Weibull distribution 或其他生態統計常用的機率分配函數，探討物種豐度與主要環境因子的關係。至於一個地方的環境變遷趨勢，則必須在生態監測累積較久的時間之後，才能有比較豐富的資料可以解釋甚或預測。

刪除稀有種

一個地區稀有種的出現與否，偶然的成份居多，刪除稀有種可以避免這種特性造成生態環境指標的雜訊。在群聚分析上，一般以 5-20% 為標準（Gauch 1982）。為顧慮分布在環境梯度軸端的地區性優勢種，因此規劃二階層的刪除標準，第一層是在 289 個樣線中，空間分布未達 5%（即未達 15 個樣線）的鳥種列入預計刪除名單中。在第二層刪除標準中，以這些列入名單的鳥種實際分布的樣線為依據；在其有分布的樣線中，若在任一樣線有超過 20% 的出現頻度（10 個樣點，每個點四次調查，共 40 個調查樣本；20% 為 8 個樣本），則不予刪除，否則即視為稀有種而刪除之。

指標物種篩選

指標物種的篩選是以生物作為環境監測時的首要工作。有些鳥種的分布廣泛，可以適應的環境變動範圍較為寬廣，有些鳥種的分布則較狹窄；若以全部鳥種作為生態環境監測之指標，廣布型鳥種可能稀釋了整體生物指標對環境變遷的反應。因此欲以鳥類作為生態環境監測工具時，必須先排除這些可以忍受較大幅度環境變動的種類，而篩選出對環境變動有明顯對應的鳥種。

依據耐受法則（law of tolerance），每一種生物在某一環境梯度下，都有一定的分布範圍。對單一環境梯度而言，理論上，適合分布的範圍愈狹窄的生物，或在該環境的分配函數愈簡潔、解釋變異量愈高的生物，愈適合作為此一環境梯度的指標。但是在台灣，目前為止對每一鳥種生存環境的條件並不全然清楚，同時因為影響鳥類分布因素是由多個環境因子綜合形成，並且鳥種之間亦可能有明顯交互作用，因此很難由文獻資料挑選少數鳥種作為某一地的指標物種。指標物種的選擇必須由地區性的生態調查資料，經過環境相關性分析之後篩選決定。

台灣很多鳥類的基本生物資料並不清楚，難以利用耐受法則或生態區位概念（niche concept）挑選生態環境的指標物種，因此必須由群聚分析的方法來挑選。本調查案規劃以多元尺度分析法（non-metric multidimensional scaling, NMDS）及 Mantel test 來篩選指標性物種（Clarke and Warwick 1998）。NMDS 是一種強大而應用廣泛的無母數排序方法，適合於不符合常態分布或非連續分布資料的排序；

Mantel test 也是一種無母數的統計方法，可以用來檢測兩個資料矩陣間的相關性。將所有群聚資料以 NMDS 排序，另外以 stepwise 方式抽取少數鳥種組合做 NMDS 排序，然後以 Mantel test 檢測排序過程中產生的兩個相似度矩陣，其彼此間的相關性（圖 23）。在這樣的過程中，可以篩選出由少數物種組合但與原來群聚高度相關的新群集，這個群集可以代表原來群聚結構的變異趨勢。

這個過程可以應用在群聚的空間變異，也可以應用在同一樣區的時間變異上。圖 24 是一個應用在時間變異的例子。圖 24-a 是一個由 125 個物種組成的群聚，由 1973 年到 1985 年在 NMDS 二度空間上排序位置的變動過程；經過 NMDS 及 Mantel test 之分析，篩選出幾組由少數物種組合的不同群集（圖 24 的 b-h）。可以看到圖 24-c 由 15 個物種組成，與原來群聚在 NMDS 二度空間上排序的變異趨勢模式很類似，其相關性亦高達 0.95。因此，原本 125 個物種的群聚可以簡約成 15 個物種。

利用這個簡約的過程，可以篩選出少數鳥種來代替原本的群聚。理論上，這些篩選出來的鳥種應該屬於在環境梯度上分布較窄，對環境變動較敏感的種類。一個地區的環境變動可以由這些物種的出現與否，以及其族群變動之情形來評估。

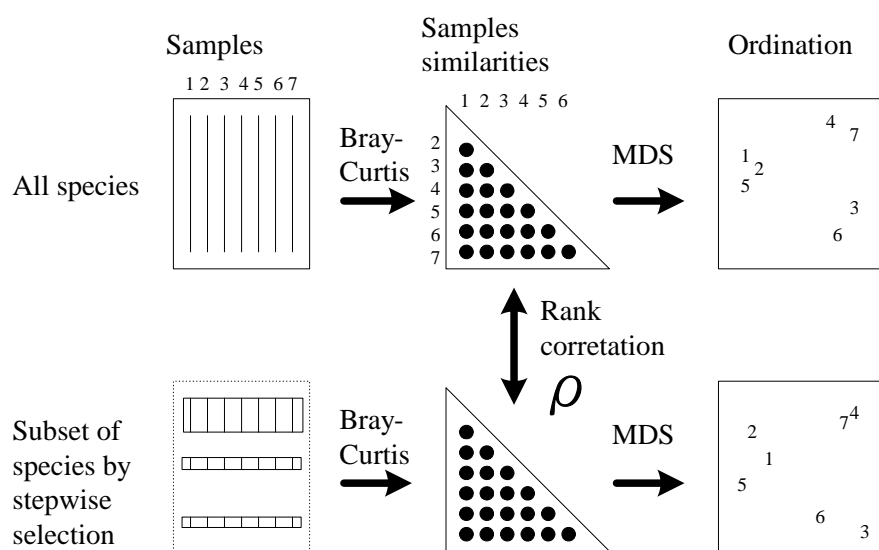


圖 23. 以 NMDS 及 Mantel test 篩選出能代表原來群聚主要結構變異的少數物種組合之過程（取自 Clarke and Warwick 1998）。

這個方法可以使用套裝軟體 PRIMER 來進行。有關 PRIMER 的詳細資訊可以參考以下的網址：<http://www.primer-e.com/>。

結合生態同功群概念（guild concept）於指標物種篩選上，可以讓選擇出來的生態環境指標更具有推廣性。生態同功群的概念係由 Root（1967）所提出，他

認為組成群聚的各物種之間，其使用資源的相似性比物種間在分類上的親疏關係來的重要，因此可將群聚中使用資源類別與方式相近之物種集合在一起，稱為生態同功群。由於鳥類的空間分布除了因物理環境的影響之外，也可能受限於歷史因素（例如冰河、種化）或生物性因素（例如捕食—被捕食、競爭）的影響。兩個空間分布遙遠但物理環境類似的生物群聚，其組成物種可能差異極大，但生態同功群組成應該很類似。在進行上述指標物種篩選的分析過程之前，先將所有的物種歸併到幾類同功群之中，再以同功群來進行篩選。因為篩選出來的是生態同功群組成，因此可以避免一個地區研究所獲得的生態環境指標物種，無法應用到該物種未分布的地區之困境。

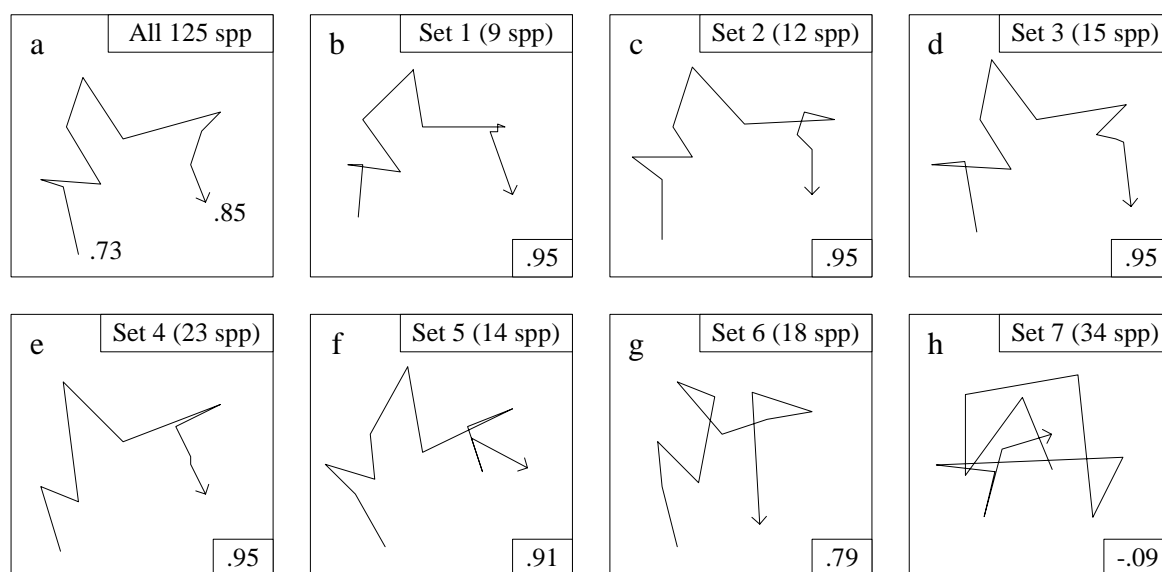


圖 24. 利用 NMDS 及 Mantel test 篩選代表性物種的例子。一個由 125 個物種組成的群聚，從 1973 年到 1985 年在 NMDS 二度空間排序上的變動過程 (a)，可以由其中少數物種的組成 (b-e) 來代替 (取自 Clarke and Warwick 1998)。

資料的彙整工作建議以目前最流行的網際網路方式進行，由未來負責調查的單位建立以網際網路為基礎的資料輸入系統，而由每一位負責調查的個人，將調查表格內的資料上傳至資料彙整中心。

資料上傳者有義務對資料的準確性進行第一道的資料品管工作，資料中心的人員則於分析的過程中，採用統計方法與 data mining 的技術，進行第二次的資料品管，以確保資料的正確性。

資料的分析工作除了估算每一個調查樣線的鳥種族群密度，並據以沿用英國的重點指標方法，計算台灣整體性的生態永續發展之指標，也可以採用行政區域之劃分，計算各個行政區的生態永續發展指標。同時，也可以利用 GIS 呈現每一個鳥種的空間分布圖，並用 geostatistics 的方法，畫出該鳥種在台灣的可能分布圖。當調查資料累積一段時間後，更可以據此比較每一種鳥類的空間分布變遷情形，藉此探討可能的生態環境改變趨勢。另一大類的分析可從群聚的角度出發，由鳥類群聚的特性，如多樣性或均勻度、生態同功群等，量化生態環境。

本案規劃三種指標，一是鳥類族群指標，另一是用統計方法推估之物種豐富度 (species richness)，最後是用套裝軟體，以 NMDS 及 Mantel test 篩選的指標性物種之豐富度 (abundance)。這三種指標依低、中、高海拔的樹林及開墾地分別建立。第一年的鳥類調查在建立基準值，之後的鳥類調查結果再與第一年的基準值做比較。

鳥類族群指標

全國鳥類族群指標(BP1)—採計全部 289 個樣線資料。採用英國的做法，先排除出現頻度低於 5% 的稀有種，再將鳥類族群密度資料經過平方根的數值轉換 (英國的做法是以對數做轉換；就經驗而言，鳥類群聚的物種豐富度模式呈現 geometric series 時，以對數轉換較為適當，呈現 log normal 模式時，則以平方根轉換較佳；台灣大部分的鳥類群聚之物種豐富度曲線為 log normal 模式)。再將所有樣線所有鳥種轉換後的數值相加，即為全國性指標。以第一年資料為基準值，定為 100，以後每年經計算後的初使數據依第一年的基準值調整。

低海拔開墾地鳥類族群指標(BP2)—採計海拔 300 m 以下開墾地樣線資料，計算方式同上。

低海拔樹林鳥類族群指標(BP3)—採計海拔 300 m 以下樹林樣線資料，計算方式同上。

中海拔開墾地鳥類族群指標(BP4)—採計海拔 300-1500 m 開墾地樣線資料，計算方式同上。

中海拔樹林鳥類族群指標(BP5)—採計海拔 300-1500 m 樹林樣線資料，計算方式同上。

高海拔鳥類族群指標(BP6)—採計海拔 1500 m 以上樣線資料，計算方式同上。

鳥種豐富度指標

全國鳥種豐富度指標(BR1)—採計全部 289 個樣線資料。用前述物種豐富度推估方法，以 EstimateS 軟體計算各樣線的鳥種豐富度。EstimateS 提供多種 asymptotic richness 的估計，其中以 Chao2 估計值較精準 (Chao 1984, 1987, Walther and Martin 2001)。採用 Chao2 估計值，將所有樣線資料分別計算後，再平均之。以第一年資料為基準值，定為 100，以後每年經計算後的初使數據依第一年的基準值調整。

低海拔開墾地鳥種豐富度指標(BR2)—採計海拔 300 m 以下開墾地樣線資料，計算方式同上。

低海拔樹林鳥種豐富度指標(BR3)—採計海拔 300 m 以下樹林樣線資料，計算方式同上。

中海拔開墾地鳥種豐富度指標(BR4)—採計海拔 300-1500 m 開墾地樣線資料，計算方式同上。

中海拔樹林鳥種豐富度指標(BR5)—採計海拔 300-1500 m 樹林樣線資料，計算方式同上。

高海拔鳥種豐度指標(BR6)—採計海拔 1500 m 以上樣線資料，計算方式同上。

指標鳥種之族群指標

全國指標鳥種族群指標(BIP1)—採計全部 289 個樣線資料。以 NMDS 及 Mantel test 篩選出能代表全部資料矩陣的少數指標性鳥種。經篩選出來的指標性鳥種之族群密度資料經平方根之轉換，再將所有樣線的所有指標鳥種轉換後的數值相加，即為全國性指標。以第一年資料為基準值，定為 100，以後每年經計算後的初使數據依第一年的基準值調整。此一由指標鳥種計算所得之豐富度指標將較前述之鳥類族群指標來得敏感，可以更敏銳的反映環境的變動。

低海拔開墾地指標鳥種族群指標(BIP2)—採計海拔 300 m 以下開墾地樣線資料，計算方式同上。

低海拔樹林指標鳥種族群指標(BIP3)—採計海拔 300 m 以下樹林樣線資料，計算方式同上。

中海拔開墾地指標鳥種族群指標(BIP4)—採計海拔 300-1500 m 開墾地樣線資料，計算方式同上。

中海拔樹林指標鳥種族群指標(BIP5)—採計海拔 300-1500 m 樹林樣線資料，計算方式同上。

高海拔指標鳥種族群指標(BIP6)—採計海拔 1500 m 以上樣線資料，計算方式同上。

區域性之推廣

上述生態環境評量系統均以全國性為規劃方向。各縣市或地區性之生態環境評量，可依上述方法，但僅選取各該地區之樣線計算之。值得注意的是，前述指標中，鳥種豐度指標 (BR1-BR6) 之計算方式是所有樣線先個別由 EstimateS 軟體，以 Chao2 估計法推估物種數，再予以平均之。但是空間尺度較小時，可以將棲地型態類似的樣線合併後，再直接以 Chao2 法推估之 (即不再是個別推估後再平均)。

本案所規劃的生態環境指標，其計算方式並非一成不變，隨資料累積愈趨豐富，以及學術研究報告中新方法的出現，生態環境指標可做適度之修正。評量系統初期，在生態永續發展的指標上可能較為薄弱，但對於區域間鳥類之差異比較與分布圖則有很大之貢獻，隨著資料累積日漸豐富，以及指標計算方式依實際資料之累積後，指標可做適度之修正，生態環境指標的功能將趨於成熟。

案例介紹

北美洲繁殖鳥類調查

北美洲繁殖鳥類調查 (Breeding Bird Survey, 簡稱 BBS) 是由美國內政部漁

業與野生動物署 (U.S. Fish and Wildlife Service, 現為 USGS 下之單位) 及加拿大野生動物署 (Canadian Wildlife Service) 所聯合支持的一項北美洲鳥類調查計畫 (Droege and Souer 1989)。這個計畫由 C. S. Robinns 所設計, 首先於 1966 年在美國東部各州進行調查; 1967 年調查路線推展到美國中部各州; 1968 年乃擴展至整個北美大陸, 調查範圍包括加拿大、美國及北墨西哥等區域。到目前為止, 此項調查計畫所記錄到的鳥類已超過五百種。而有四百多種鳥類則分別在 50 條以上的調查路線出現。參與調查者多為業餘的賞鳥人士, 目前已有 2000 多人參與此項計畫, 在這 30 多年的調查歷史中, 共有 3000 多條調查路線。

繁殖鳥類調查計畫的主要目的是想進一步了解位於美國、加拿大和北墨西哥之築巢鳥類的長期性分布情形和族群動態。當然, BBS 不僅可以讓我們了解各種當地留鳥的空間分布和相對數量, 同時也提供各地鳥類研究人員深入研究各種鳥類族群或群聚的基本資料, 這些項目包括不同年間的鳥類族群量變化、族群與氣候因子之關係、鳥類族群受破壞後的恢復情形、長程的鳥類族群監測及外來種對鳥類之影響等。BBS 的資料也做為 GIS 的圖層, 利用地理統計學的方式, 畫出每一種鳥類在北美洲的分布圖, 並利用不同年間同種鳥類的族群分布圖, 分析其空間性族群變化與趨勢走向。這些資料可提供各地的鳥類研究人員, 更進一步的詳細研究地區內之鳥類變化趨勢, 以及可能的研究題材。而在生物地理學的研究上, BBS 也提供了一種標準化的取樣模式, 藉由不同區域、地形、行政區、生態區的調查, 使調查資料能在標準情況下作業, 並互相比較。而且 BBS 和聖誕節鳥類計數 (Audubon Christmas Birds Counts, CBS) 計畫相互連接, 因而可以提供研究者比較冬、夏鳥類在北美洲的分布差異。

大部份北美洲的鳥類都會在各國間遷徙, 特別是那些亦分布在加拿大、俄羅斯和墨西哥的鳥類。USGS 為了解北美洲這些鳥類的族群長期趨勢, 乃建立了繁殖鳥類的調查計畫。這個計畫使我們能夠確定鳥類數量增加和減少的原因, 明白地理區域的最大改變, 並獲知鳥類族群的改變和土地利用間的關係, 以及對於一些對農作物有害之鳥類族群趨勢的監測。Gap Analysis 所使用的鳥類資料, 絕大多數來自這個資料庫。

BBS 調查地區的選定是以逢機方式選定, 調查人員選定位於每一度經、緯度內之一條道路作為代表該區域的樣品 (圖 4)。這些道路都為交通可及之路線, 且所涵蓋之區域大多可代表該區的生態特性。每一條調查路線長 38.6 公里 (24 英哩), 其中設置 50 個取樣點, 每個取樣點的間隔是 0.8 公里 (0.5 英哩), 調查人員在每一個取樣點停留 3 分鐘。在觀察的時間內, 記錄在 640 m (0.4 英哩) 內所有看到或聽到的鳥類種類和數量。每年選的時間約在 5、6 或 7 月, 視當地鳥類繁殖高峰而定, 每年僅調查一日。調查時間從日出前半小時開始, 直到走完全程為止。

69 – Oregon BREEDING BIRD SURVEY ROUTE LOCATIONS

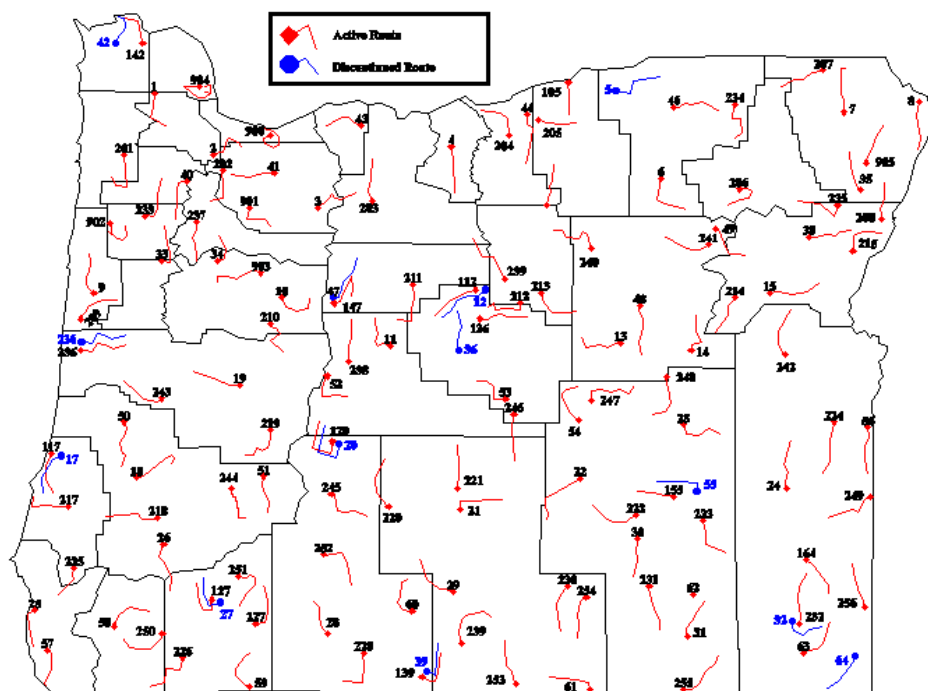


圖 4. BBS 調查地區的選定是以逢機方式選定，調查人員選定位於每一度經、緯度內之一條道路作為代表該區域的樣品

每一調查路線均有專人負責調查及資料收集整理，調查人員在完成野外調查後，將資料分成 5 張表格填入(現已改為使用 Internet)，即以 10 個連續調查點為一張表格，分別填入調查區之地理位置(經、緯度)、調查路線編號、記錄人員姓名、調查日期、開始與結束時間，及當時的天候狀況，然後才是鳥類觀察記錄。

雖然每一年各條路線的調查者和資料收集的人會有所更動，但是所有的調查方法和記錄表格都是固定的。而調查報告的方式則普遍地採雄鳥領域性鳴唱定位(Spot-mapping-singing male-territory mapping)的方法。這個方法主要是應用在僅有雄鳥發出鳴唱聲而領域性穩定的種類，在繁殖季節時的觀察記錄，可以定位出雄鳥的領域，而將觀察時所聽到的鳴唱聲記錄成兩隻次。

在所有的調查資料收集完畢後，若將所有的記錄轉換成圖形式的分布顯示(圖 5)，則可以看到各種鳥類的分布範圍以及族群的改變情形，同時有助於了解因棲地被分隔後，對鳥類族群之影響，以及鳥類族群的生態區範圍界定、保育區的土地利用情形、鳥類族群分布和森林類型及土地利用間的關係；綜合所有的資料而得以看出所有鳥類的分布和族群數量。進一步的分析則可以利用遙測資料，如大地衛星(LANDSAT)，結合地景生態學之資料，探討地理景觀與鳥類分布之關係，或可利用已建立之地理資訊圖層，如土地利用，研究動物分布與棲息地之關係，這種關係也是 Gap Analysis 所採用的模式(Scott et al. 1993)。

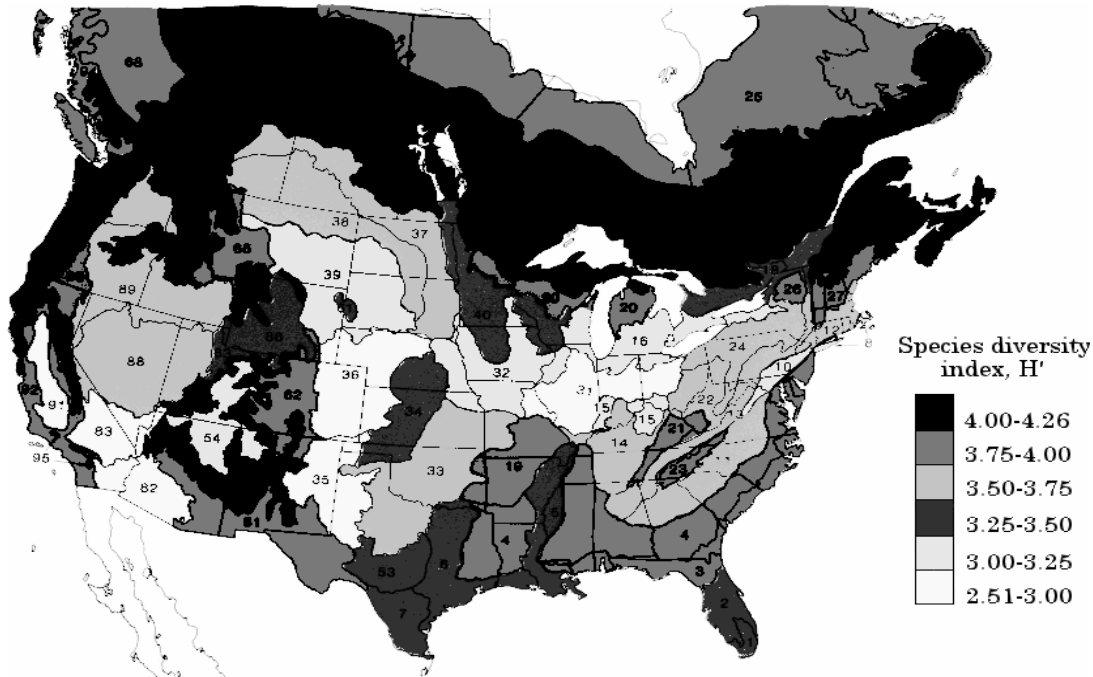


圖 5. 1966-79 年北美洲繁殖鳥類調查所得到之鳥類 Shannon 多樣性指標 (仿 Robbins et al. 1986)

儘管 BBS 仍有許多缺點(詳見 O'Connor et al. 2000),但類似 BBS 這種具有妥善規畫,而長期、標準化的族群調查方法,受到現今的許多族群和群聚生態學家的推崇。經由進一步的資料分析,這些資料也確實可提供給研究者許多的鳥類生態資訊及經營管理的參考。US EPA (2000) 與 O'Connell (2000)即曾經利用這些資料來監測環境的狀態。

台灣下一步？

我們規劃的繁殖鳥類調查方案,所需要的空間尺度較大,大量野外鳥類調查工作需要充分的人力與財力支援,不可能由少數的個人或研究室來完成。不管未來由哪一個單位執行,均應考慮編列常態性的補助經費,以收集大範圍研究樣區的鳥類族群密度資料。經由適切的分析和資料呈現,應該可以作為反映環境變遷的指標。

同時,這種調查案需要長程性的支援,必須有一個具有良好組織架構的單位,來全力支援調查工作,以避免因為人事與機構的更換,造成資料無法整合的缺失。環視國內的現況,大概以中華民國野鳥學會、全國各地的野鳥學會、各個學術研究單位與政府相關部門(如農委會、特有生物中心、林務局、國家公園…等)等合作,是最佳的組合。野鳥學會的鳥友們從事的鳥類調查案件已有一段很長的經驗,加上各地鳥會均有一些研究人員或有經驗義工可以參與,且中華民國野鳥學會也有全國鳥口普查之計畫,若能將本案與鳥口普查案相結合,將有相得

益彰的效果。學術單位的朋友除了可以協助調查外，亦可幫忙資料分析的工作，政府部門除了能在調查上補助經費外，所得的成果也可作為施政上的參考依據。所有團體的組合，將可為台灣的生態環境未來，創造一個美好的努力目標。建議官方與民間機構成立合作伙伴關係，建立策略聯盟，進行長期性的繁殖鳥類資訊的收集與彙整工作。

從英國的發展來看，鳥類族群指標僅是 13 個重點指標之一，這也顯示每一個指標均有其重點，但是僅用少數的指標會有以偏蓋全的缺失。以鳥類族群指標來看，這是一個著重自然環境面的指標，以台灣仍維持約 50% 以上的森林而言，值得採用。不過建議政府各部會（尤其是農委會的林業處與林務局、國科會的永續會、環保署、內政部的營建署與國家公園管理處）合作，一起建立更完善的重點指標，以使得這些指標能反映較完整的台灣發展情形。

許多的野外資料的收集工作，都需要主事者的遠見，願意投資才會有所收穫。最近有政府官員談到國家公園內的課題上，認為應該「少做少錯」，我們倒是希望在「台灣繁殖鳥類調查」上，是「不做就錯」。也許這個投資不會有短程的收穫（當然也可能不是政治正確的事！），但是這確實是一件非常值得做、又有意義的事情。過去許多政府單位，常有「借用」其他單位資料的情形，希望台灣繁殖鳥類調查的推動，可以匡正這種風氣。

資料不可能自己產生，尤其是生物性的資料具有動態性，時間、空間的尺度均需要考量。過去台灣缺乏有系統性的野鳥資料收集工作，當然今日無法利用於建立我們的永續發展指標。推動本案不僅有助於政府保護台灣的生態環境，更有助於生物多樣性的保育工作。國外可以完成 BBS、CBS 的工作，台灣是否也可以達成？

參考資料、書籍、網頁

- 黃文卿. 2002. 台灣地區國家公園永續經營管理指標之研究：以玉山國家公園為例. 台灣大學博士論文，台北市.
- 李培芬、李玉琪、許嘉恩等. 1994. 雪霸國家公園保育監測系統之規畫研究. 內政部營建署雪霸國家公園管理處，台中縣，101 頁. (<http://wagner.zo.ntu.edu.tw/Download/雪霸國家公園保育監測系統之規畫研究.pdf>)
- 邱祈榮、李培芬. 2001. 評量台灣地區生態永續發展指標-以野鳥族群為例調查計畫. 環保署，台北，115 頁. (<http://wagner.zo.ntu.edu.tw/Download/EPA90-評量台灣地區生態永續發展指標-期末報告.pdf>)
- UK Department of the Environment, Transport and the Regions. 1999. A better quality of life: a strategy for sustainable development in the United Kingdom. TSO, London, UK.
- UK Government Statistical Office. 2000. Quality of life counts – indicators for a strategy for sustainable development for the United Kingdom: a baseline assessment. UK Government Statistical Office, London, UK.