

動物調查努力量應隨棲地與季節調整

許皓捷

國立臺南大學生態暨環境資源學系 700 臺南市中西區樹林街二段 33 號

Email: shiuhj@gm2.nutn.edu.tw

收件日期：2018 年 10 月 17 日；接受日期：2019 年 5 月 6 日

摘要

動物調查努力量大多固定，例如在所有棲地與季節以相同次數或頻度進行調查。但是群聚結構與個體偵測率可能隨空間或時間而有所變異；固定努力量可能使不同樣本之間的代表性或完整性不同，從而導致錯誤結論。本研究以 6 個物種—豐富度模型建構人工群聚，並以 7 個偵測率模擬抽樣，說明不同群聚結構及偵測率，需要的努力量不同。另以臺南大凍山低海拔闊葉林及七股濕地鳥類資料，實證不同棲地與季節需要不同的努力量；資料分析結果亦發現普遍採行的每月 1 次調查頻度及環保署環評技術規範的努力量大多嚴重不足。依據本研究結果，建議未來應避免在所有棲地與季節以相同努力量調查動物群聚，並在調查過程隨時評估樣本完整性。本研究也提出動物調查實施流程及停止調查之決策程序。

關鍵詞：停止規則、調查努力量、動物資源調查

Required effort on animal surveys should vary depending upon habitats and seasons

Hau-Jie Shiu

Department of Ecology and Environmental Resources, National University of Tainan, Tainan, Taiwan

Email: shiuhj@gm2.nutn.edu.tw

Received: October 17, 2018; Accepted: May 6, 2019

Abstract

Most animal-survey projects use a fixed-effort sampling regime for every site during the entire survey period. However, the community structure and/or the individual's detectability might be different for various habitats and seasons. Therefore, fixed-effort surveys could yield samples with unequal

completeness and cause misinterpretations of true natural state. To understand the influence of community structure and individual detectability on the required effort for animal surveys, I constructed artificial communities with six species-abundance models and randomly sampled from these using seven different individual detectabilities (i.e., sampling probabilities). I calculated the rarefaction curves and *Chao2* estimated species richness for these simulated survey datasets. I also used two empirical datasets, one sampled from a woodland and one from coastal avifauna in order to determine their optimal sampling effort. Results suggest that both community structure and individual detectability, which might vary between habitats and/or seasons, significantly affect the required effort. Therefore, researchers should avoid to sample with fixed-effort when conducting biodiversity surveys. Species richness estimators (e.g., *Chao2*) and rarefaction curves can be used to assess the completeness of samples and therefore serve as a stopping rule for such surveys.

Keywords: stopping rule, surveying effort, wildlife survey

前言

動物群聚調查完整性受努力量影響。動物的空間移動、季節發生及可偵測率特性，影響調查得到的群聚種類多樣性 (Boulinier et al. 1998; Dorazio et al. 2006)。在努力量不足情況下，發生率 (生物個體出現機率) 與可偵測率 (出現的生物個體被察覺機率) 對多樣性量測的影響，可藉由統計學方法修正 (e.g., Chao 1984, 1987)。但要建立完整名錄 (即 inventory survey)，仍需投入足夠努力量。調查努力量，例如樣區面積、樣點數目、重複調查次數、總調查時間或累計察覺個體數，投入愈多，群聚結構就能建立得愈完整。

固定調查努力量可能使樣本之間的群聚代表性或完整性不一致。調查努力量大多固定 (Watson 2017)，例如以定點計數法 (point count) 調查鳥類時，所有樣點的停留時間一致，不論其棲地類型為何；或一律以每月 1 次的頻度在所有類型棲地與季節重複調查。但不同群聚需要的努力量可能不同。以固定努力量調查所有群聚，將導致群聚之間難以相互比較。Watson (2003) 認為若以固定努

力量調查所有樣區，則較小且較不複雜的樣區，其調查結果的代表性與完整性將高於較大且較複雜的樣區。他因此主張決定停止調查的準則，應取決於調查結果 (i.e., results-based stopping rules)，而非已投入多少努力量 (i.e., effort-based stopping rules)。Chao and Jost (2012) 則認為以傳統稀釋 (rarefaction) 或外推 (extrapolation) 曲線，比較相同樣本大小的群聚多樣性，會扭曲其結果。因為同樣努力量，低多樣性群聚可以被充分調查，但高多樣性群聚的調查結果卻無代表性。他們因此推廣以樣本涵蓋率 (sample coverage) 做為比較基礎。這些研究均認為調查努力量應視群聚特性而定。惟在影響努力量需求的原因方面，均只籠統地認為比較複雜或多樣性比較高的群聚，需要的努力量高於結構簡單或多樣性比較貧乏的群聚。至於影響需要努力量的真正原因，並未探究。事實上，影響努力量的因素目前仍不清楚，相關討論亦非常缺乏。

調查所需努力量隨棲地與季節而異。Shiu and Lee (2003) 曾在臺灣中部海拔 1,800–3,000 m 山區探討以定點計數法調查鳥類時的最適停留時間與樣本數。他們選擇

草地、闊葉林及針葉林 3 類棲地，測試在鳥類繁殖季與非繁殖季需要的調查努力量。結果發現同一棲地在不同季節時，所需停留時間與樣本數並不相同；同一季節但棲地類型相異時，需要的停留時間與樣本數也不一樣。張 (2009) 以類似方法討論臺灣南部海拔 30–1,000 m 平原及丘陵地的草地、果樹林及天然闊葉林鳥類調查所需努力量，也認為不同棲地類型與季節的調查所需努力量不一樣。另外，Shiu and Lee (2003) 與張 (2009) 都討論到草地與闊葉林的需要努力量，但兩者樣區的海拔分布有明顯差距；比較其結果，發現類似棲地但海拔高度不同時，縱使季節一樣，需要的努力量也不同。

所需努力量受群聚結構及個體偵測率影響。如前所述，不同棲地類型與季節，動物相調查需要的努力量不同。組成群聚的每一物種可被偵測之機率，是影響努力量的重要因素。如果大部分種類都很容易被偵測到，需要的努力量就比較少；相對而言，若不容易被偵測到的隱密或稀有物種佔大多數，要獲致完整物種分布資料，需要投入的努力量就會增多。而物種偵測率若具有棲地與季節間的變異，就會使不同棲地與季節需要的努力量不同。物種偵測率可拆解成兩個元素：群聚結構與個體偵測率。在此，群聚結構指群聚組成物種之間的相對豐富度，可以用物種—豐富度模型 (species-abundance models, SAMs) 歸納。當群聚由少數優勢種與多數稀有種組成時，必須投入較多努力量，以察覺大量稀有物種。相對而言，當群聚組成物種之間的相對豐富度分配較為均勻且數量普遍，則調查努力量的需求就可以降低。至於個體偵測率則與線索頻度有關。以定點計數法調查鳥類群聚為例，當繁殖季鳥類察覺線索頻繁時，個體容易被偵測到，此時需要的努力量較少。但在非繁殖季鳴聲較少時，則必須延長定點停留時間或增加重複調查次數。

本研究主要目的在討論群聚結構與個體偵測率對動物資源調查所需努力量的影響。在此，努力量只討論樣本數。若是定點計數或穿越線法 (line transects)，因為定點調查半徑與停留時間，或穿越線長度與行進速度通常固定，因此每一定點或穿越線的單次調查可視為一獨立之樣本單元。此時努力量即定點數目或穿越線的獨立線段數，乘以重複調查次數。若為群集計數 (counting flocks) 或地區搜尋法 (area search)，則因為樣區面積不定，因此努力量為全區的重複調查次數。我以不同 SAMs 的人工群聚，利用不同偵測率隨機抽樣以模擬調查樣本，並分析努力量。另外，也在相同 SAM 與偵測率之下，探討不同種類多樣性 (species richness) 群聚的所需努力量。我同時以實際鳥類調查資料，分析棲地及季節的影響；同時也討論臺灣慣行重複調查頻度，例如每月或每季 1 次，以及行政院環境保護署 (以下簡稱環保署) 公告的「動物生態評估技術規範」(行政院環境保護署 2011) 之努力量規定是否適切。最後，我提出動物資源調查的實施步驟與停止調查的決策流程，以供未來相關資源調查與研究之參考。

研究方法

一、人工群聚

1. 群聚結構的影響

我以不同的 SAMs 建構 6 個各含 100 個物種及 10,000 個個體的人工群聚 (圖 1)：(1) 均勻群聚 (代碼 EVEN)，每一物種的個體數均等，都是 100；(2) 依據 MacArthur's broken-stick distribution (MacArthur 1960) 建構之群聚 (代碼 BS)；(3) 以 Fisher's log-series distribution (Fisher et al. 1943) 建構之群聚 (代碼 LS)，其中參數 α 設定為 50；(4) 最後，以 Pareto distribution (Johnson et al. 1995) 建

構 3 個群聚，3 個群聚的尺度參數 *scale* 均為 1，形狀參數 *shape* 則分別設定成 0.3 (代碼 PD3)、0.6 (PD6) 及 0.9 (PD9)。除群聚 EVEN 之外，其餘以 R package "sads" (Prado et al. 2017) 計算各群聚內的每一物種之相對豐富度機率值，再以下式計算每一物種的個體數：

$$I_i = p_i / \sum_{i=1}^S P_i \times 10,000$$

式中， I_i 為物種 i 的個體數，四捨五入至整數； P_i 為物種 i 的相對豐富度機率值； S 是群聚的總物種數。

物種數與樣本數之間具有函數關係。稀釋曲線 (rarefaction curve) 是兩者之間對應的關係圖。依努力量單元差異，可區分為以樣本為基礎之稀釋曲線 (sample-based rarefaction curve, SRC)，以及以個體為基礎之稀釋曲線 (individual-based rarefaction curve, IRC) (Colwell et al. 2012)。稀釋曲線可用以估計欲調查到某一特定物種數時，所需的努力量。另外，當努力量還不充分時，可利用樣

本當中稀有種出現資訊，推估還有多少稀有種未被調查到，從而估計總物種數。*Chao2 estimator* (Chao 1987) 是以僅出現於 1 個樣本與僅出現於 2 個樣本的物種之種數，估計總物種數。*Chao1 estimator* (Chao 1984) 則是以樣本中僅 1 個個體數與僅 2 個個體數紀錄的物種之種數估計。

我以抽後不放回方式，從人工群聚隨機抽取 50 個個體 (即 0.5% 的個體偵測率)，得到單次生態調查樣本；重複 600 次。再計算這 600 份調查樣本的 SRC。另以 *Chao2 estimator* 計算樣本數由 1 至 600，每一樣本規模之總物種數估計值；每一樣本規模以抽後不放回隨機抽樣 100 次平均之。另以下式估計每一樣本規模未調查到的物種數比例：

$$S_{ud} = (1 - S_{ob}/Chao2) \times 100$$

式中， S_{ud} 為每一樣本規模未調查到的物種數佔 *Chao2* 的百分比；*Chao2* 為該樣本規模之下，以 *Chao2 estimator* 計算得到的總物

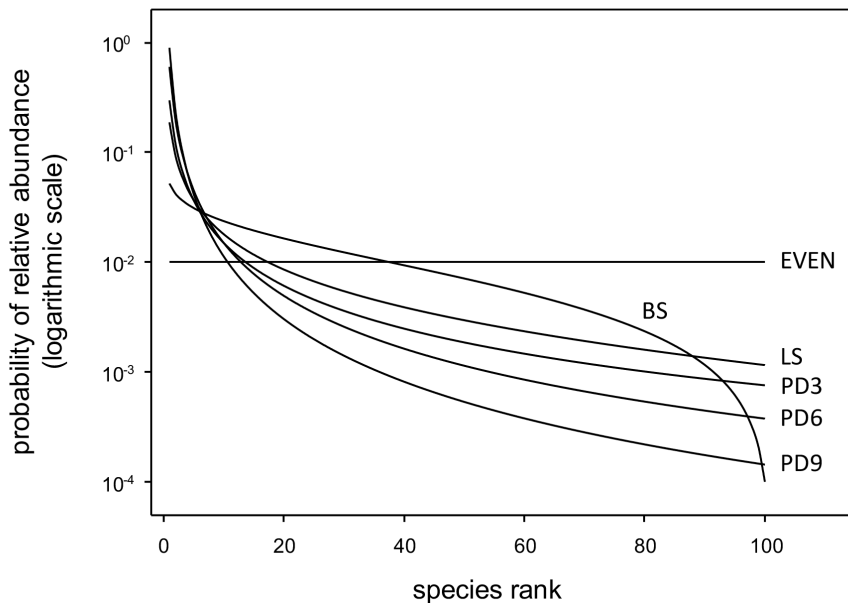


圖 1. 本研究人工群聚使用的 6 個物種—豐富度模型。群聚模型建構方式及代碼，請見內文。

Fig. 1. The artificial communities with six different species-abundance models. See the text for details.

種數估計值； S_{ob} 為某一樣本規模對應 SRC 之物種數。

2. 偵測率的影響

我以 PD9 群聚探討個體偵測率對所需調查努力量的影響。以每次可以調查到群聚總個體數的 0.5、1、2、5、10、15、20% 個體數隨機抽樣，每一偵測率抽取 600 份樣本。計算每一偵測率的樣本數由 1 至 600 的 SRC、*Chao2* 及 S_{ud} ，其中每一樣本規模的 *Chao2* 以抽後不放回隨機抽樣 100 次平均之。

3. 種類多樣性的影響

我以 MacArthur's broken-stick distribution 建構 5 個不同種類多樣性的人工群聚，以探討種類多樣性對所需調查努力量的影響。物種數分別設定為 40、60、80、100 及 500，總個體數則分別為 4,000、6,000、8,000、10,000 及 50,000。以 1% 個體數偵測率抽取 300 份調查樣本，計算每一人工群聚的 SRC 及樣本數由 1 至 300 的 *Chao2*；每一樣本規模的 *Chao2* 以抽後不放回隨機抽樣 100 次平均之。

所有人工群聚模擬樣本的 SRCs 及 *Chao2*，均以 EstimateS version 9.1.0 (Colwell 2013) 計算。

二、真實群聚

我以大凍山天然闊葉林及七股濕地的鳥類調查資料，探討調查真實鳥類群聚時，努力量與累積察覺鳥種數之間的關係。鳥種不經篩選；包括稀有鳥種與外來種均納入分析，以充分反映調查努力量與察覺鳥種數之間的關係。大凍山天然闊葉林鳥類資料取自張 (2009) 的研究；樣區位於大凍山至崁頭山一帶海拔 350–1,000 m 山區，行政區界屬於臺南市白河區與東山區。七股濕地鳥類資料取自林等 (2011) 的報告；七股濕地位於臺南市七股區，樣區分布北至西寮，南至曾文溪口北岸，西至海岸線，東至臺 61 線快速道路以東 1 km

內。樣區棲地類型包括河川地、河川浮覆地、潟湖、潮溝、紅樹林、深水魚塢、淺坪魚塢、廢棄鹽田、以及防風林。

大凍山天然闊葉林樣區鳥類調查於 2007 年 10 月至 2008 年 1 月的非鳥類繁殖季及 2008 年 3 月至 6 月的繁殖季，以定點計數法進行。非繁殖季與繁殖季分別設置 20 與 25 個樣點；同一季節的樣點，間距至少 200 m。非繁殖季重複調查 2 次，繁殖季 3 次；同一樣點 2 次調查之間至少相隔 15 天。只在天氣晴朗或多雲時的日出至日出後 2 hr 內調查。每一定點停留 30 min，記錄每分鐘於半徑 50 m 之內所有聽及看到的鳥種及數量。本研究擷取每次調查的前 6 min 資料分析。因為天候因素限制，並非每一樣點均完成規劃之調查次數。以 1 個樣點 1 次調查為 1 個獨立樣本計，總計繁殖季有 72 份樣本，非繁殖季 40 份。非繁殖季與繁殖季資料分別以 canonical correspondence analysis 分析，樣本均未呈現明顯空間與時間變異。

七股濕地鳥類調查於 2011 年 3 月下旬至 2012 年 3 月下旬進行。依據鹽田、魚塢等地景的既有邊界，設置 138 個小樣區。調查樣區面積合計約 394 ha，其中，廢棄鹽田佔 30%、浮覆地及淺坪魚塢各佔 25%、潟湖及其餘棲地類型各佔 10%。每隔 1–2 wk，於天氣晴朗之日間，以群集計數法調查所有小樣區出現的鳥種及數量。共進行 45 次調查；取樣的鳥類群聚橫跨春季過境期、夏季留鳥期、秋季過境期及冬季候鳥期 (許等 2010)。

大凍山及七股樣區的調查樣本均計算其 *Chao2*、SRC 及 S_{ud} ；每一樣本規模的 *Chao2* 以抽後不放回重複抽樣 100 次平均之。另外，以 2 倍樣本數外推 SRC (Colwell et al. 2012)，以評估投入額外努力量可以調查到的種類多樣性。所有 SRCs 及 *Chao2* 均以 EstimateS version 9.1.0 計算。

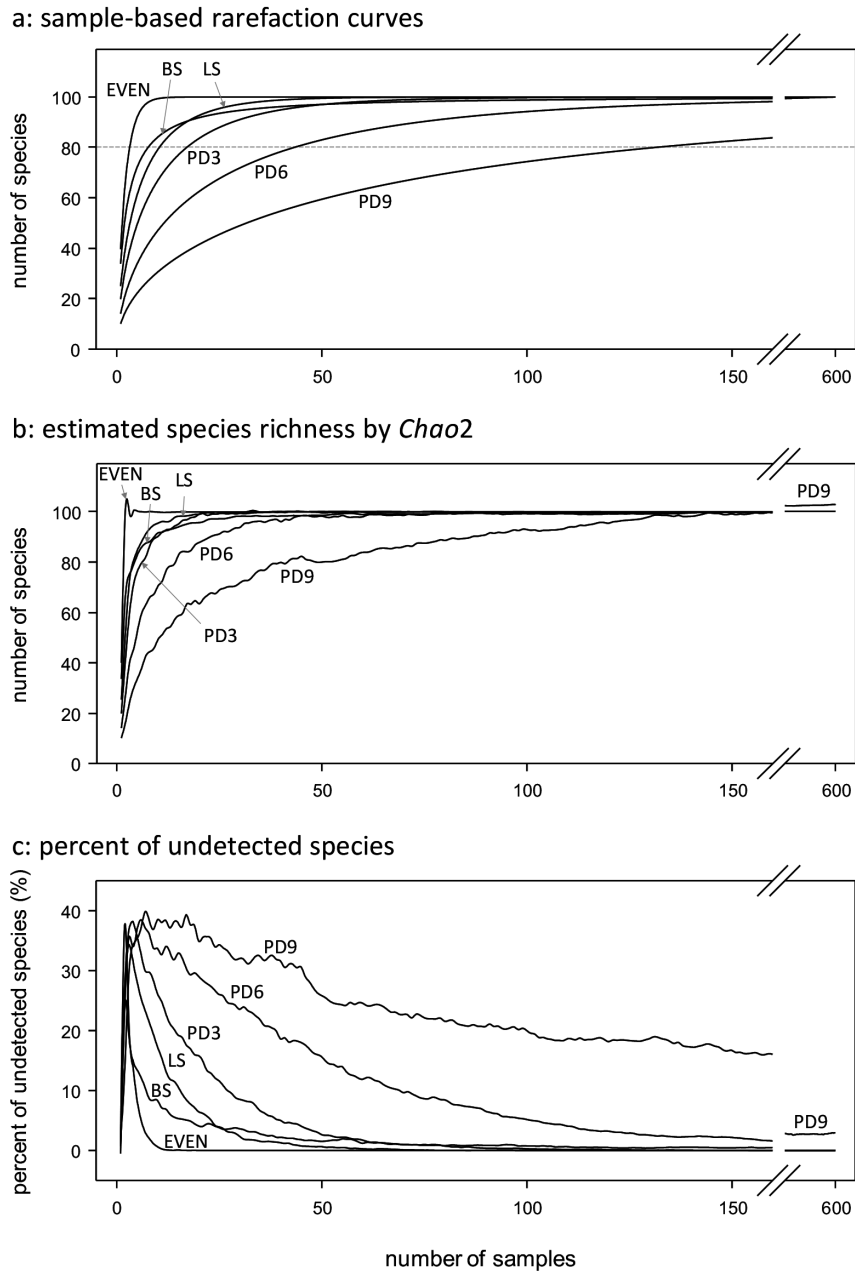


圖 2. 以 0.5% 個體偵測率抽樣，6 個人工群聚之 (a) 稀釋曲線、(b) *Chao2* 估計值、以及 (c) 未察覺物種數百分比隨樣本數之變化情形。群聚代碼請參考圖 1。

Fig. 2. The (a) rarefaction curve, (b) *Chao2* estimated species richness, and (c) percent of undetected species (S_{ud}) for the simulated datasets sampled from six artificial communities (as Fig. 1). The individual detectability was set at 0.5%.

結果

一、人工群聚

群聚結構影響所需調查努力量。隨機抽樣模擬調查樣本，要調查到一定百分比，例如 80% 的物種數，EVEN、BS、LS、PD3、PD6 及 PD9 需要的樣本數依次遞增 (圖 2a)。而這些人工群聚的均勻度指數 (e.g., Pielou's evenness index) 則依次遞減。毫無疑問地，各物種之間的相對豐富度愈均勻的群聚，需要的樣本數愈少。惟均勻度不能完全反映所需樣本數。例如 BS、LS、PD3 的均勻度指數依次遞減。BS 剛開始的察覺物種數增加速率的確比 LS 及 PD3 快，但在察覺到約 90% 的物種 (或 17 個樣本) 之後，BS 察覺物種數的增加速率變得比 LS 緩慢；察覺到 97% 的物種 (或 50 個樣本) 之後，增加速率又比 PD3 慢。SAMs (圖 1) 說明了察覺物種數增加速率差異的原因：BS 約有 5–10 個物種的相對豐富度機率值極低，導致一開始察覺物種數增加快速，但當大部分物種已被察覺到之後，再察覺到新物種的速率就會變得非常緩慢。此結果說明不同 SAMs 群聚之間，無法以任何連續計量變數 (例如多樣性或均勻度指數) 充分反映需要的調查努力量差異。

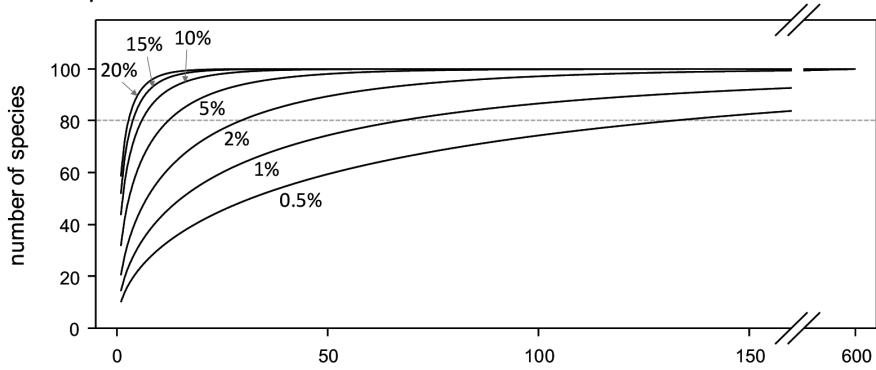
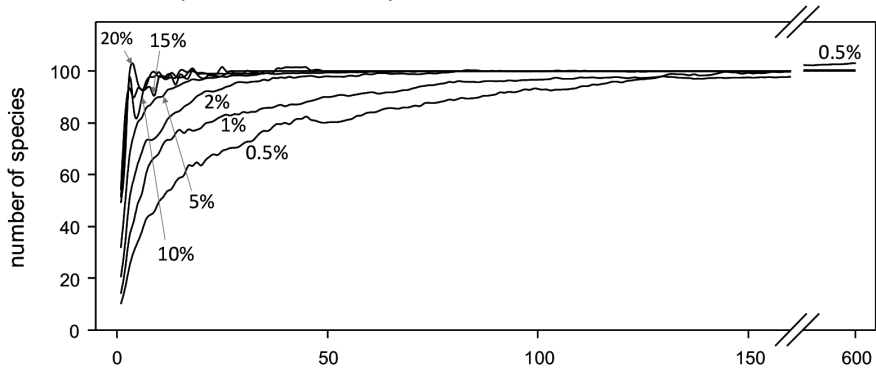
群聚結構同時也影響 *Chao2* 物種數估計的準確度。*Chao2* 是以發生率為基礎的估計量 (即 incidence-based estimator)；因此隨樣本數增加，估計得物種數愈接近人工群聚的實際物種數 (圖 2b)。*Chao2* 估計準確度受群聚均勻度影響；相對豐富度分配愈不平均的群聚，要達到相同準確度所需的樣本數愈多。例如均勻度最差的 PD9，需要 116 個樣本，其 *Chao2* 估計值與實際物種數的差值才能收斂至 5% 以內；但是均勻度較高的 LS 則僅需 10 個樣本。

除群聚結構之外，個體偵測率也會影響所需努力量。以 PD9 群聚模擬，調查到 80% 物種的所需樣本數，隨偵測率變低而增多 (圖 3a)。而 *Chao2* 同樣受偵測率影響；高於 10% 時，不同偵測率之間的 *Chao2* 隨樣本數之變化曲線很難區別。但當偵測率在 5% 以下時，偵測率愈低，要達到同樣估計準確度的所需樣本愈多 (圖 3b)。

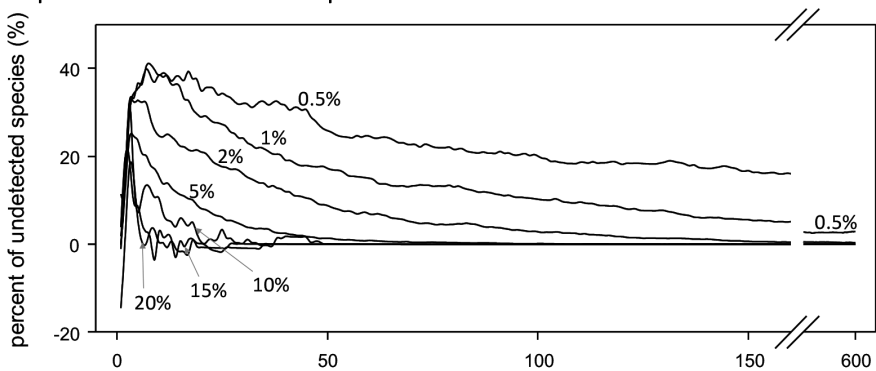
另一方面，種類多樣性並不影響努力量。同樣是 broken-stick distribution model，但物種數不同的群聚，以相同個體偵測率隨機抽樣模擬，並將得到的物種數轉換成群聚總物種數百分比。結果發現不同種類多樣性的群聚之間，不論 SRCs 或 *Chao2* 對樣本數之曲線，均近乎完全疊合 (圖 4)。也就是說，當 SAM 相同且個體偵測率一樣時，種類多樣性幾乎不會影響調查所需努力量。

察覺物種數 S_{ob} 與估計物種數 *Chao2* 的比值，可做為調查努力量是否足夠的指標。*Chao2* 可在樣本數少， S_{ob} 仍不高時，即準確估計群聚物種數。隨樣本數增加，*Chao2* 與 S_{ob} 的差值先擴大，再收斂。未察覺物種數百分比 S_{ud} 因此會先快速躍升，之後隨樣本數增加而收斂。 S_{ud} 收斂速度受群聚結構影響，個體數分配愈均勻的群聚，收斂愈快 (圖 2c)；另外，也受個體偵測率影響，偵測率愈高，收斂速度愈快 (圖 3c)。 S_{ud} 適合用以評估調查努力量是否足夠；搭配外推 SRC，更可估計尚需投入的努力量多寡。

a: sample-based rarefaction curves

b: estimated species richness by *Chao2*

c: percent of undetected species



number of samples

圖 3. PD9 群聚以 0.5、1、2、5、10、15、20% 個體偵測率抽樣，模擬 (a) 稀釋曲線、(b) *Chao2* 估計值、以及 (c) 未察覺物種數百分比隨樣本增減之變化情形。

Fig. 3. The (a) rarefaction curve, (b) *Chao2* estimated species richness, and (c) percent of undetected species (S_{ud}) for the simulated datasets sampled from the PD9 artificial community. The individual detectabilities were set at 0.5, 1, 2, 5, 10, 15, and 20%, respectively.

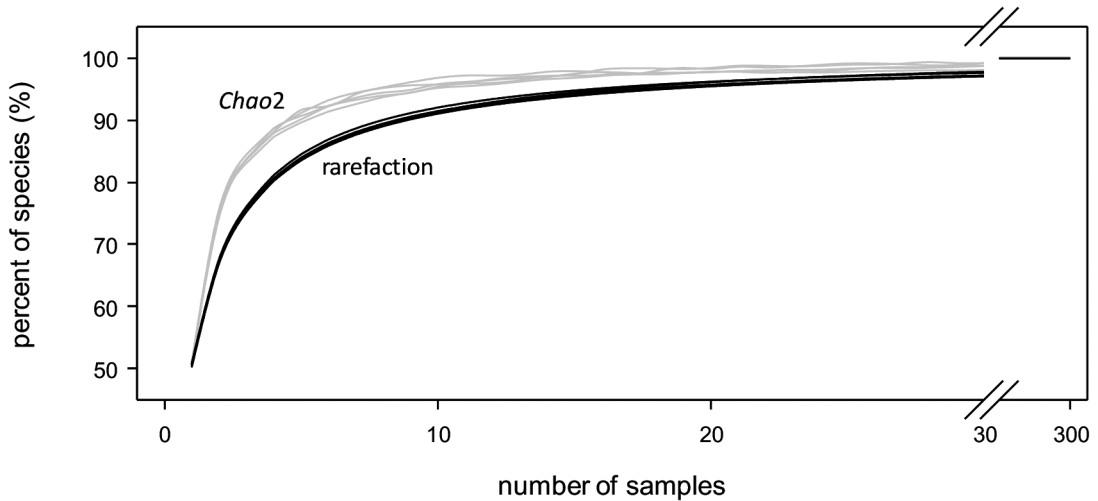


圖 4. 物種數分別為 40、60、80、100、500 的 5 個 BS 群聚，以 1% 的個體偵測率抽樣，其稀釋曲線及 *Chao2* 估計值隨樣本數增減之變化情形。注意 5 個群聚的曲線幾乎完全疊合。

Fig. 4. *Chao2* species richness curves (light lines) and rarefaction curves (black lines) for five simulated datasets sampled from the artificial broken-stick communities with 40, 60, 80, 100, and 500 species, respectively. The individual detectability was set as 1%. Note that the curves of the five simulated communities almost completely overlap.

二、真實群聚

大凍山天然闊葉林繁殖季鳥類調查，累計記錄到的鳥種數與 *Chao2* 估計值均為 30 種。也就是總投入努力量已調查到該時空之下的全部鳥種。而若只要調查到全部物種數的 95%，僅需 33 份樣本。以設置樣點數換算，重複調查 2 次即可滿足；依該調查的實際期程，相當於每 2 個月 1 次。 S_{ud} 雖隨樣本數增加而微幅上下波動，但大致呈現單調減少之趨勢 (圖 5a)。至於非繁殖季，累計調查到 28 種；惟至調查結束，*Chao2* 及 S_{ud} 仍呈現上升趨勢。以 2 倍樣本數外推 SRC 至 80 份樣本，也就是重複調查 4 次，也只能察覺到 *Chao2* 估計的 34 種之 91% (圖 5b)；依實際野外期程

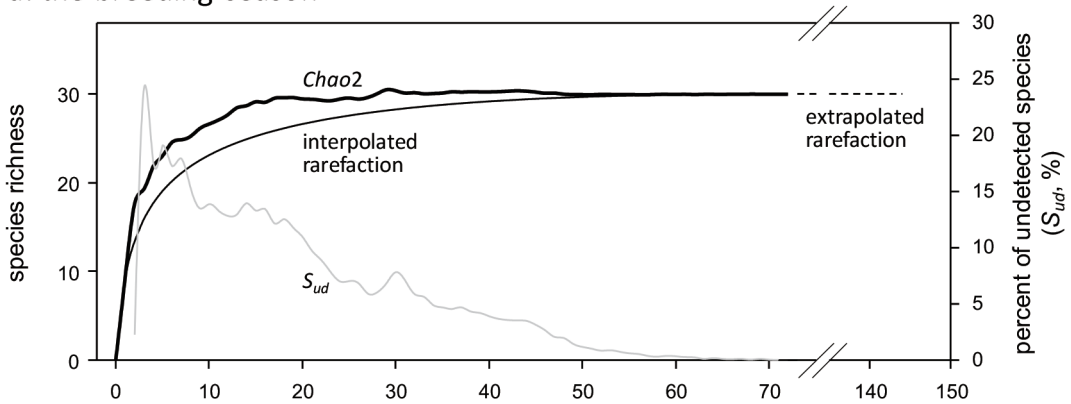
計，相當於每月 1 次。以此例而言，繁殖季與非繁殖季需要的努力量差別非常明顯；非繁殖季需要的努力量遠多於繁殖季。

七股濕地群集計數法鳥類調查 (圖 6a)，累計記錄到 94 種，*Chao2* 估計 96 種。以 SRC 估計調查到 *Chao2* 的 95%，需重複 36 次；研究期程為全年，相當於每月調查 3 次。而如果以一般慣用的每月 1 次之調查頻度估計，則 1 年內 12 次調查可察覺到總物種數的 77%。另以特定棲地類型觀之，深水魚塢 (圖 6b) 累計調查到 14 種，*Chao2* 估計 16 種。如果要調查到 *Chao2* 的 95% 以上物種，估計需 59 份樣本，相當於 1 年內，每星期 1 次以上的調查頻度。而若以 1 年 12 次調查估計，

則僅能察覺到總物種數的 44%。另外，廢棄鹽田 (圖 6c) 累計調查到 62 種, *Chao2* 則估計有 80 種。不論 *Chao2* 或 S_{ud} , 增加至實際調查的最大樣本數時, 仍呈現上升趨勢; 顯示投入的努力量仍不足夠。就算外推 SRC 至 90 份樣本, 也只能察覺到 *Chao2* 估計值的

91%。若以 1 年 12 次調查估計, 則僅能察覺到總物種數的 51%。七股濕地案例顯示, 不同棲地類型或空間尺度之間, 需要的重複調查次數並不相同。而若以慣用的每月 1 次之努力量調查一整年, 所得結果的代表性將非常不充分。

a: the breeding season



b: the non-breeding season

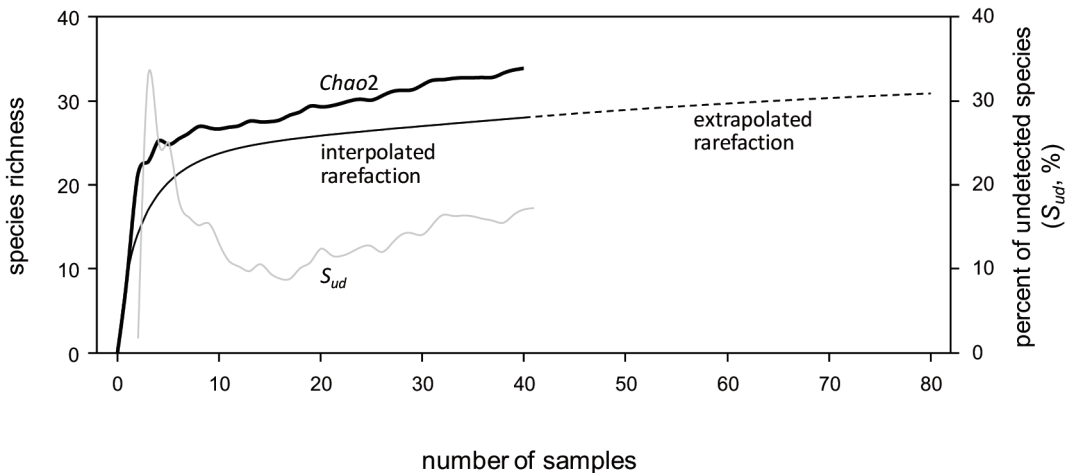
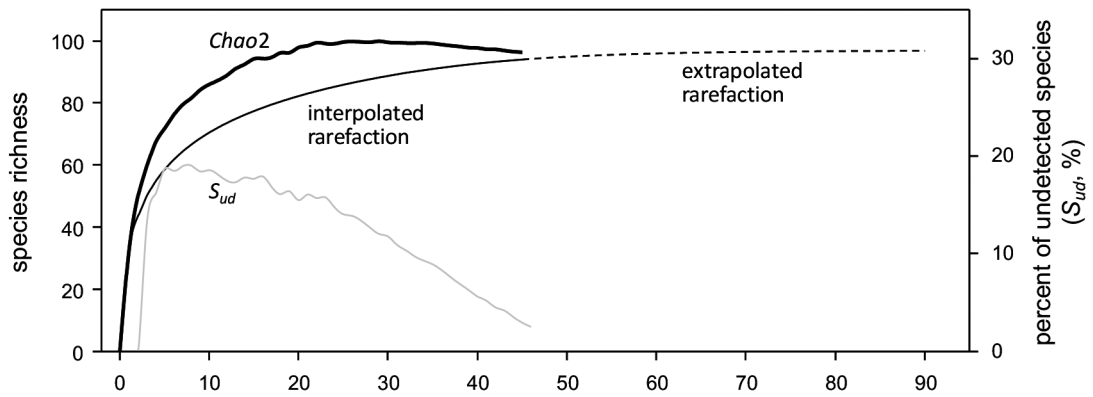


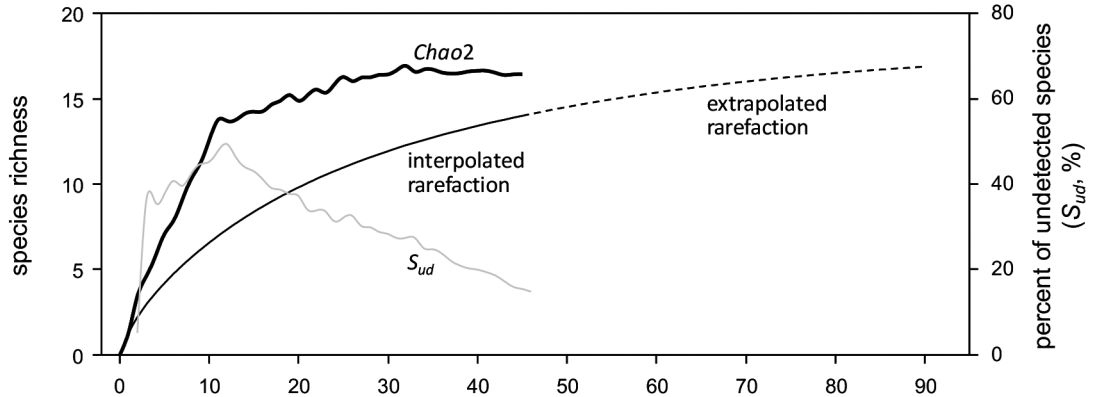
圖 5. 大凍山天然闊葉林 (a) 鳥類繁殖季及 (b) 非繁殖季調查資料之 *Chao2* 估計鳥種數 (粗線)、稀釋 (細實線) 及外推曲線 (虛線)、以及未察覺物種數百分比 (灰線), 隨樣本數增減之變化情形。

Fig. 5. *Chao2* estimated species richness curve (bold black line), rarefaction (black line) and extrapolation curves (dashed line), and percent of undetected species (light line) for the bird species recorded during (a) the breeding and (b) the non-breeding seasons in Dadongshan broadleaved forest, Tainan.

a: whole sampling area



b: deep water fishponds



c: salt fields

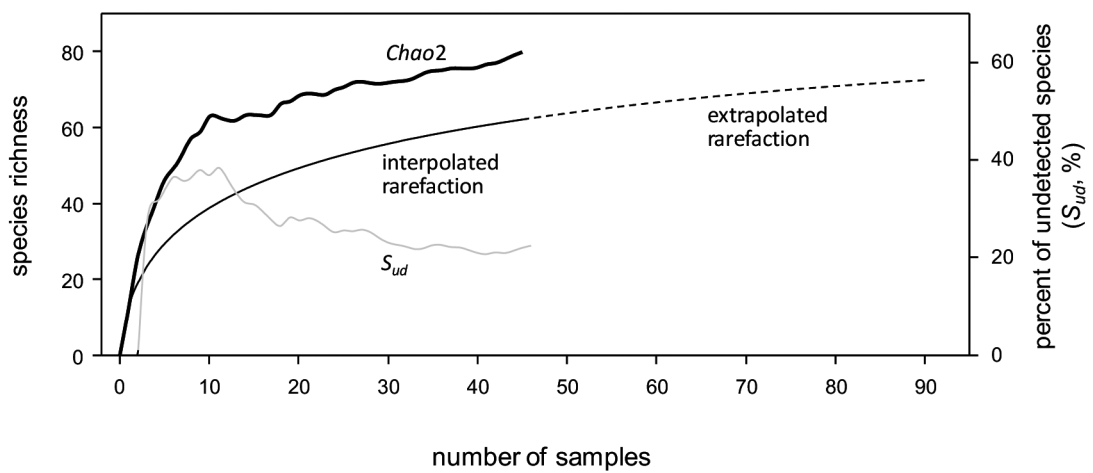


圖 6. 七股濕地 (a) 全部樣區、(b) 深水魚塢、以及 (c) 廢棄鹽田鳥類調查的 *Chao2* 估計鳥種數 (粗線)、稀釋 (細實線) 及外推曲線 (虛線)、以及未察覺物種數百分比 (灰線)，隨樣本數增減之變化情形。

Fig. 6. *Chao2* estimated species richness (bold black line), rarefaction (black line) and extrapolation curves (dashed line), and percent of undetected species (light line) for the bird species recorded in (a) the whole study region, (b) deep water fishponds, and (c) salt fields in Qigu wetland, Tainan.

討論

一、影響需要努力量的因素

群聚結構 (SAMs) 與個體偵測率影響需要的調查努力量。物種愈容易被偵測到，需要的努力量愈少。而物種之間的相對豐富度分配愈均勻且個體偵測率愈高，群聚組成物種就愈容易被偵測到。另外，種類多樣性不會影響需要努力量。當群聚結構及個體偵測率一樣時，每次調查到的物種數與總物種數之間的比例接近定值；因此無論物種數多寡，需要的努力量近似。

群聚結構隨棲地與季節而異。例如潘 (1998) 分析淡水河沿岸 9 個棲地迥異的調查站於 1992–1996 年間的鳥類群聚，發現各站、各季節、甚至各年份之間群聚呈現的 SAMs 並非完全相同。池 (2000) 研究客雅溪口鳥類群聚的季節動態，群聚的 SAMs 亦表現出明顯季節差異。許 (2003) 探討臺灣中海拔山區闊葉林及針葉林鳥類群聚結構的季節變異，結果兩森林鳥類群聚在繁殖季與非繁殖季符合的 SAMs 有所不同。這些結果顯示，不同棲地類型與季節的群聚結構可能不一樣。棲地之間環境資源與條件的差異，季節之間候鳥遷移與族群動態、環境變化、種間資源利用區隔 (resource partitioning) 變動等，都可能

影響群聚結構。因此調查努力量需視棲地與季節而異。個體偵測率也與棲地及季節有關。以鳥類為例，空曠環境通常視線較好，鳥類鳴聲也能傳遞得較遠 (Nicholls and Goldizen 2006)。另一方面，溪流及河岸邊，雖視線開闊，卻因水流聲音干擾，較難依賴鳴聲察覺鳥類。都市環境則常受低頻噪音干擾，影響個體偵測。而在季節方面，繁殖季因為鳥類求偶，聲音察覺線索通常比非繁殖季還要多。但是非繁殖季在落葉林，則可能因為視線變得開闊，而容易藉由視覺偵測到鳥類。有些偵測率的變動因素可依賴標準化調查方法盡量予以控制。例如只在清晨鳥聲頻繁時調查，並避免於惡劣天候下進行。但是棲地與季節因素無法藉由標準化方法免除。因此調查努力量需要因應棲地與季節改變。

時間上的物種轉換率是影響努力量的另一因素。許多生物群聚的物種組成具有明顯季節轉換現象。例如很多昆蟲僅在特定時節發生，許多候鳥在特定季節出現 (e.g., 池 2000；許等 2010)。當調查期程拉長，致使群聚的物種組成明顯轉換，則所需努力量勢必增加。本研究七股濕地鳥類群聚的調查期程為全年，需要的重複調查次數均高於大凍山天然闊葉林繁殖季及非繁殖季鳥類群聚需要的次數。兩樣區調查期間鳥種組成的穩定性絕對是重要的因素之一。

另外，我在人工群聚模擬時，係假設不同物種的個體偵測率一樣。但在真實群聚，物種特徵影響其可偵測性 (Seoane et al. 2005; Sólymos et al. 2018)。例如目視能夠察覺林冠層活動鳥類的距離，通常比灌叢鳥類來得遠。而大部分燕雀目鳥類鳴聲頻繁，比其他鳥類更容易藉由聲音被察覺，尤其在繁殖季時。因此，群聚組成物種的察覺線索特性差異，也會影響需要的調查努力量。

空間尺度是影響努力量的另一因素。本研究中，七股濕地樣區共 394 ha，棲地類型包含潮溝、紅樹林、淺坪魚塢、深水魚塢、廢棄鹽田、防風林等；全部樣區的空間尺度最大，棲地多樣性也最高，但需要努力量相對而言卻最低。樣區愈大，要調查的小樣區愈多，則單次調查時，於某一小樣區未能被偵測到的分布鳥種，愈有機會在其它小樣區被發現。相對而言，當空間尺度過小時，若鳥類活動範圍較大，便容易降低單次調查時的出現率，從而使需要重複調查的次數增加。例如擷取其中面積僅 2.3 ha 的深水魚塢，其棲地較全部樣區均質，惟需要重複 59 次才能調查到總物種數的 95%，高於七股全區的 36 次。

另一方面，廢棄鹽田有 113.4 ha，面積遠大於深水魚塢，但重複至 90 次，仍無法滿足總物種數 95% 的努力量需求；顯然無法以空間尺度解釋。群聚組成物種的特性差異，可能是廢棄鹽田需要努力量遠高於深水魚塢的原因。以最大概似法 (maximum-likelihood) 分析兩棲地鳥類群聚的物種—豐富度分布 (species-abundance distributions)，發現符合相同的 SAM；也就是兩者有相似的群聚結構。但是廢棄鹽田有較多稀有物種。廢棄鹽田全年個體數紀錄在 10 隻以下的種類有 28 種，深水魚塢僅 12 種。這些稀有種絕大部分為遷移性鳥類，僅在極短暫的特定季節出現；稀有遷移性鳥類的低發生率，應該是導致廢棄

鹽田需要較多調查努力量的原因。這些結果顯示，無法以單一因子，例如樣區大小或棲地類型，事先決定需要的調查努力量。

二、需要努力量的決定

動物資源調查的努力量大多固定且缺乏依據。我搜尋臺灣博碩士論文知識加值系統 (<https://ndltd.ncl.edu.tw/>) 近 10 年 (2008–2017) 於論文名稱、關鍵詞或摘要中，出現「鳥類相」或「鳥類群聚」詞彙的學位論文；也以相同詞彙搜尋華藝線上圖書館 (<http://www.airitilibrary.com/>) 2008–2017 年間在臺灣出版的期刊論文。我篩選其中實際以定點、穿越線、霧網 (mist nets)、群集計數或地區搜尋法進行調查的文獻，但排除方法學研究與公民科學計畫，共 27 篇，並整理其調查努力量。結果發現不論單次調查努力量，例如定點計數法停留時間或霧網法的網時 (net-hours)，或重複調查次數或頻度，同一研究在各棲地與季節之間完全固定。另外，設定的努力量大多缺乏依據。以採用定點計數法的 17 篇文獻為例，未交代停留時間有 5 篇，未說明停留時間之根據 8 篇，僅 3 篇有停留時間之引用文獻 (但調查的棲地類型或季節卻與引用文獻不同)，1 篇進行先期試驗以決定停留時間。而所有重複調查頻度 (例如每月或每季 1 次)，則完全沒有努力量決定的依據。Watson (2017) 曾檢視 2004 至 2016 年之間發表的 225 篇陸棲鳥類研究的調查努力量，也發現大部分研究採取固定努力量 (71%)。只有 5% 採用不定努力量，也就是依結果決定是否停止調查。而這些研究有高達 78% (175 篇) 未解釋其努力量如何決定，且其中只有 6 篇的努力量有引用文獻。另外，固定努力量也見於法規要求。環保署公告的「動物生態評估技術規範」，依環境敏感特性，明訂環境影響評估作業的動物生態調查努力量。環境敏感等級以海拔及保護區設立法源為分類標準，區分三個等級；同一等級之內的各類型棲地或

季節，適用相同努力量規範。規定的最低調查頻度，第一級區域調查 2 季，每季 1 次；第二級區域 2-4 季，每季 1 次；第三級區域 4 季，每季 2 次。環保署的技術規範，同樣無法找到任何努力量設計之依據。

每一調查個案，都有其特定的努力量需求。固定努力量的設計概念，基本上認為相同努力量即具有相同比較基準，縱使棲地與季節迥異。惟本研究結果，不論人工群聚模擬或野外真實群聚分析結果均顯示，隨棲地、季節、空間尺度的不同，需要的調查努力量也不一樣。以固定努力量，例如重複調查頻度或環保署訂定之技術規範，套用在任一動物資源調查案，顯然有很高風險：不是努力量不足而無法獲致完整物種分布資料，並導致不同棲地或季節之間缺乏相同比較基礎，不然就是努力量過度而浪費研究資源。

就動物資源調查而言，現行慣用的重複調查努力量並不充分。重複調查頻度設計經常基於調查者作息方便，而非統計抽樣需求。常見調查頻度為每月 1 次。有些分類群的活動模式確實與月週期有關，例如蛾 (e.g., Yela and Holyoak 1997; McGeachie 1989)、陸蟹 (Forward 1987; Morgan and Christy 1995)、海龜 (e.g., Law et al. 2010)，但除了夜鷹 (Caprimulgidae) (Mills 1986) 等夜間活動鳥類外，大部分鳥類活動並沒有月週期特性。對日行性鳥類而言，每月 1 次之重複調查頻度，顯然完全取決於調查者本身作息方便。本研究的野外實證資料顯示，若以察覺 95% 物種為標準，除大凍山天然闊葉林繁殖季鳥類群聚之外，慣用的每月 1 次持續 1 年之調查努力量絕對無法滿足需求，遑論環保署「動物生態評估技術規範」努力量要求最嚴格的第三級區域，僅規範每 3 個月 2 次調查。而瀕臨絕種或珍貴稀有野生動物在群聚中相對數量大多較低，極可能就是處於未能被察覺到的 5% 之中。如果環境影響評估關注開發對保

育類野生動物的影響，則不論環保署技術規範或慣行每月 1 次努力量，都顯為不足。如何規劃充足努力量並在調查過程隨時檢核評估，是重要且實際的課題。

調查過程應隨時評估努力量是否充足。影響調查努力量的因素不但多，且容易變動。事實上，一個動物資源調查案，難以在規劃階段即準確預估需要努力量；前人研究的經驗值也只能做為參考。實務上，大部分調查都是在事前規劃定額努力量。但在無法確定需要努力量的限制下，務實做法應該是以無損樣本獨立性的最小取樣時間間隔，做最多次重複調查的規劃，並在執行過程隨時評估努力量是否已經足夠而可以停止調查。Watson (2004) 曾設計兩種森林鳥類調查的停止規則：以連續 20 min 搜尋法取樣 4 次，如果僅 1 次紀錄的種數少於或等於僅 2 次紀錄的種數，即停止調查；或連續 3 次採樣都沒有新紀錄種，停止調查。後者類似漸近線 (asymptote) 概念，即物種數累積曲線達到水平。Aerts et al. (2008) 以每次 1 小時的定時計數 (timed species counts) 進行森林鳥類調查，若在一個樣區僅被看到 1 次的鳥種數小於或等於僅被觀察到 2 次的鳥種數 (Bibby 2004; Watson 2004) 時，則假設這一樣區已被充分抽樣。Wyshynski and Nudds (2009) 在森林鳥類群聚調查時，則以定點法進行第 1 次調查後，分別將每一林分的累積物種數對取樣樣點數作圖，檢視累積曲線是否已達到漸近線，若否，則重複調查該林分的同樣樣點，直到達到為止；概念與 Watson (2004) 的第二個停止規則類似。這些研究當中，各樣點或林分的努力量不固定，但樣本的代表性或完整性可以一致。Watson (2004) 有樣區完整的多樣性資料，他發現第一個規則可以記錄到全部物種數的 72.5%，後者則可以記錄到 78.4%。惟在其他種類多樣性未知的群聚，其停止規則可以調查到多少百分比，顯然難以預估。

Aerts et al. (2008) 類似的停止規則，即缺乏其察覺完整性的評估。因此，雖然 Watson (2004) 的兩種規則都很簡單，但應用在不同群聚時，其樣本涵蓋率是否相同，不無疑問。另外，這些停止規則也無法預估尚需投入的努力量。

三、調查程序及停止規則

在確保樣本有相同代表性或完整性的前提下，我提出動物資源調查的實施程序及停止規則。*Chao2* 及 S_{ud} 適合用以評估調查努力量是否足夠。*Chao2* 可視為累積物種數的先行指標， S_{ud} 則反映累積物種數與估計值之間的落差，可做為樣本代表性或完整性的指標。搭配外推 SRC，則可以預估尚需投入的努力量。我因此建議調查實施程序及停止調查之決策過程如下：

1. 決定可接受的樣本完整性 (即未察覺物種數比例 S_{ud} 的上限，例如 5%)；
2. 確定可維持相鄰兩次重複調查樣本的獨立性之最短時間間隔；
3. 以最短時間間隔重複調查至少 2 次；
4. 以全部樣本計算 *Chao2* 與 S_{ud} ，並對樣本數作圖；
5. 若 *Chao2* 隨樣本增加，呈明顯增加趨勢，繼續調查並重複步驟 4；
6. 若 *Chao2* 穩定，則若 S_{ud} 大於設定標準，繼續調查並重複步驟 4；
7. 當 S_{ud} 等於或小於設定標準時，停止調查。

此一停止規則也可視情況修改：例如地區搜尋法、鳥類繫放或以陷阱捕捉小型哺乳動物時，適合以察覺個體數評估努力量，此時可以改用 *Chao1* 估計物種數，並以 IRC 外推，預估尚須投入的努力量。另外，此停止規則只適用在群聚組成穩定的期間。如果調查期

程已知將含括物種組成差異很大的不同時期，例如整年濕地鳥類相調查跨越夏季留鳥期、秋季過境期、冬季候鳥期、春季過境期 (e.g., 許等 2010)，那麼不同時期應該分別實施此停止規則。又若研究旨趣在於逐月鳥類相變化，則每月都應視為獨立母體重新抽樣及實施停止規則。至於可維持樣本獨立性的重複取樣之最短時間間隔，可由相似棲地與季節的歷史調查資料，以自相關 (autocorrelation) 或半變異數 (semivariance) 等方法分析；相關議題仍待未來進一步討論。在釐清之前，依過去經驗，5-10 天應該是可接受的調查間隔。

本研究的努力量評估及停止規則具實用性。相較於前人，本方法：(1) 能瞭解樣本代表性與完整性；(2) 可依據不同完整性需求，彈性調整停止時機；(3) 能預估尚需投入的努力量。對大部分研究而言，事先探討所需努力量 (e.g., Shiu and Lee 2003; 張 2009) 可能緩不濟急，研究資源分配上也不切實際。停止規則無需事先決定努力量，相對具彈性與實用性。我建議未來動物資源調查應避免使用固定努力量，並參考本研究之停止規則，設計各自的調查期程。

謝誌

感謝審查者及期刊編輯點出初稿諸多未詳盡說明與釐清的觀點，讓本文更至完善。

引用文獻

- 池文傑。2000。客雅溪口鳥類群聚的時空變異。臺灣大學動物學研究所碩士論文。
- 行政院環境保護署。2011。動物生態評估技術規範。行政院環境保護署，臺北。
- 林幸助、李麗華、邵廣昭、邱郁文、張原謀、許皓捷、陳宣汶、陳添水、劉弼仁、薛美莉、謝宗欣、謝蕙蓮、羅文增。2011。台江國家公園及周緣地區重要生物類群分佈及海岸濕地河口生態系變遷。台江國家公園管理處，臺南。
- 張准與。2009。台灣低海拔地區鳥類定點計數的最適停留時間與樣本數。臺南大學環境生態研究所碩士論文。
- 許皓捷、李培芬、周大慶。2010。四草溼地鳥類群聚的時間動態。2010 臺南濕地生物資源與經營管理研討會，臺南。
- 許皓捷。2003。台灣山區鳥類群聚的空間及季節變異。臺灣大學動物學研究所博士論文。
- 潘天祺。1998。臺灣北部淡水河沿岸鳥類資源之組成與時空變遷。臺灣大學動物學研究所碩士論文。
- Aerts, R., F. Lerouge, E. November, L. Lens, M. Hermy and B. Muys. 2008. Land rehabilitation and the conservation of birds in a degraded Afromontane landscape in northern Ethiopia. *Biodiversity and Conservation* 1: 53-69.
- Bibby, C. J. 2004. Bird diversity survey methods. Pp. 1-15 In: W. J. Sutherland, I. Newton and R. E. Green (eds.). *Bird ecology and conservation-A handbook of techniques*. Oxford University Press, Oxford.
- Boulinier, T., J. D. Nichols, J. R. Sauer, J. E. Hines and K. H. Pollock. 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79: 1018-1028.
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783-791.
- Chao, A. and L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93: 2533-2547.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 9.1.0. Published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS/index.html>
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S. Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon and J. T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.
- Dorazio, R. M., J. A. Royle, B. Söderström and A. Glimskär. 2006. Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology* 87: 842-854.
- Fisher, R.A., A. S. Corbert and C. B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in

- a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42-58.
- Forward, R. B., Jr. 1987. Larval release rhythms of decapod crustaceans: an overview. *Bulletin of Marine Science* 41: 165-176.
- Johnson, N. L., S. Kotz and N. Balakrishnan. 1995. Continuous univariate distributions, volume 2. John Wiley & Sons, Inc., New York, New York.
- Law, A., T. Clovis, G. R. Lalsingh and J. R. Downie. 2010. The influence of lunar, tidal and nocturnal phases on the nesting activity of leatherbacks (*Dermochelys coriacea*) in Tobago, West Indies. *Marine Turtle Newsletter* 127:12-17.
- MacArthur, R.H. 1960. On the relative abundance of species. *The American Naturalist* 94: 25-36.
- McGeachie, W. J. 1989. The effects of moonlight illuminance, temperature and wind speed on light-trap catches of moths. *Bulletin of Entomological Research* 79: 185-192.
- Mills, A. M. 1986. The influence of moonlight on the behavior of goatsuckers (Caprimulgidae). *The Auk* 103: 370-78.
- Morgan, S. G. and J. H. Christy. 1995. Adaptive significance of the timing of larval release by crabs. *The American Naturalist* 145: 457-479.
- Nicholls, J. A. and A. W. Goldizen. 2006. Habitat type and density influence vocal signal design in satin bowerbirds. *Journal of Animal Ecology* 75: 549-558.
- Prado, P. I., M. D. Miranda and A. Chalom. 2017. Package 'sads': maximum likelihood models for species abundance distributions, version 0.4.1. <http://piLaboratory.github.io/sads>
- Seoane, J., L. M. Carrascal, C. L. Alonso and D. Palomino. 2005. Species-specific traits associated to prediction errors in bird habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 185: 299-308.
- Shiu, H. J. and P. F. Lee. 2003. Assessing avian point-count duration and sample size using species accumulation functions. *Zoological Studies* 42: 357-367.
- Sólymos, P., S. M. Matsuoka, D. Stralberg, N. K. S. Barker and E. M. Bayne. 2018. Phylogeny and species traits predict bird detectability. *Ecography* 41: 1595-1603.
- Watson, D. M. 2003. The 'standardized search': an improved way to conduct bird surveys. *Austral Ecology* 28: 515-525.
- Watson, D. M. 2004. Comparative evaluation of new approaches to survey birds. *Wildlife Research* 31: 1-11.
- Watson, D. M. 2017. Sampling effort determination in bird surveys: do current norms meet best-practice recommendations? *Wildlife Research* 44: 183-193.
- Wyshynski, S. A. and T. D. Nudds. 2009. Pattern and process in forest bird communities on boreal landscapes originating from wild fire and timber harvest. *Forestry Chronicle* 85: 218-226.
- Yela, J. L. and M. Holyoak. 1997. Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). *Environmental Entomology* 26: 1283-1290.