特有生物研究投稿 (專論 Monograph)

1.題目

探討如何建立物種保育優先順序系統

2. 作者資訊

曾子榮 行政院農業委員會特有生物保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

楊正雄 行政院農業委員會特有生物保育中心 南投縣集集鎮民生東路1號

3. 摘要

在資源有限下，如何決定哪個物種或區域應該優先投注保育資源，一直都是個難以解決的問題。儘管至今有許多學者提出相關的解決辦法，但缺少一套資料需求既簡易、又具有充足的客觀性，可直接遵循的實行架構。本研究研擬一套符合簡單且客觀的原則，也能符合實際保育需求的架構，決定保育優先順序。這份架構主要討論如何在資料貧乏的情況下，建立具有客觀性的評估表以推估候選物種或區域的保育價值(V)、恢復潛力(P)、以及成本(C)，接著藉由這三項因子設立保育優先順序。過程中透過引入定性指標來獲得個別物種V、P、C的數值，以及分層篩選的方法簡化流程(並模擬證實這兩套簡化方法並不會嚴重影響評估結果)，以此建立客觀、簡易、實用的保育優先排序系統。

Setting the conservation priority for different species or regions under limited resources is always a difficult decision to make. Although, many studies have provided applicable framework to set conservation priority, there is lacking of a simple and objective framework to follow. This study provides a simple and objective framework which constructs objective assessment process to evaluate the conservation value (V), recovery potential (P), and cost (C) of each candidate species or region, and then sets conservation priority. Two simplification approaches which confirmed having only small impact on results by simulation are applied during this process including (1) use of qualified features instead of quantified features to assess V, P, and C and (2) hierarchical filter.

4. 關鍵詞

保育優先順序、諾亞方舟問題、保育決策、保育資源分配

conservation priority, Noah’s ark problem, conservation policy, conservation resource allocation

正文:

**序言**

種種跡象顯示，第六次大滅絕正在發生中。科學的證據提到，人類世(Anthropocene)的到來，嚴重影響所有的物種，現今物種的滅絕速率甚至高於前五次大滅絕的滅絕速率10至100倍(Pimm 1995、Waters 2016)。與此同時，威脅生物多樣性的因子，如:棲地破壞、外來種入侵、過度捕獵、及環境污染等，隨著全球人口的指數成長也逐日增強。另一方面，儘管現今的科技日新月異，人類依然無法不依賴其他物種獨立地存在於這個星球上，在食衣住行育樂各層面的需求面上，仍需要許多不同種類的生物與資源支持。因此，在這物種快速滅絕的時代，如何可以維護這些寶貴的生物資源，是保育生物學上十分重要的課題。

如同聖經中的故事提到，諾亞在大洪水侵襲前建立了方舟，因此保護了世上的所有物種，如今也該是我們試圖建立這艘名為「保育」的方舟，以維護這些寶貴的生物。然而，神話終究只是神話，一艘能夠乘載現今所有的受脅物種的方舟是不可能被建造出來的。現實層面上來看，無法投注所有的資源在保育上面，因而只能針對少數的物種或地區施行保育措施，並且期望達到最大的成效。因此，必須選擇。然而該如何選擇哪些物種或地區要施行保育行動，而哪些物種則是必須忍痛放棄，是個難以回答的「大哉問」。

從受脅物種中，決定哪些該優先進行保育。此類問題，長久以來被西方保育學家稱為「痛苦的選擇」(the agony of choice, Vane-Wright 1991)，又或者為「諾亞的方舟問題」(Noah’s Ark problem, Weitzman 1998)。一直有許多保育學家提出保育優先順序排序系統想要解決這樣的困境，但是這些系統通常分為這兩大類，第一類為將與保育優先順序相關的指標湊在一起，建立評分表，然後加總得分，以決定優先順序(如: Yuval 2003)；第二類建立數學模型，設定參數，計算出得到最大化保育價值的參數組合，以決定優先順序(如: Weitzman 1998 、 Joseph 2009 、Perry 2010)。前者資料取得相對簡單，但是卻過於主觀；後者客觀但是所需資料難以獲得。總體來說，就是缺少一套資料需求既簡易、又具有充足的客觀性，且可以直接遵循的實行架構，來協助相關人員按照步驟建立起一套保育優先順序排序系統。

本文試圖為方舟問題提出一套可實行的架構，讓相關保育從事人員可以參考使用，並根據這套架構建構出符合簡單且客觀的原則，也能符合實際保育需求的優先順序排序系統，以便於相關單位可以有效地規劃更進一步的相關保育行動，合理地應用寶貴的資源。

**建構保育優先順序排序系統**

當一保育單位要進行一地區內全面性的物種保育行動規劃時，其大致的流程如下圖(一)所示，第一，應先進行區域內全面性的物種受脅狀況評估，建立地區內實際受脅的物種清單，並依照其對應的狀況確認其受脅等級(如國際自然保育聯盟IUCN的紅皮書受脅與評估系統的等級)；接著考量各層面的因素，如物種本身的受脅程度、保育成本、生物特性、棲地環境特徵，以及該物種的社會大眾關注度、生態系重要性、復原潛力、物種利用價值等等，建立受脅物種的保育優先順序；確認保育優先順序可以讓保育單位有一個參考的依據，針對優先序位較高的物種，在人力及預算允許下，規劃其保育行動計畫，也可以選擇其中幾個種類規劃執行實際的保育行動，包含定期監測計畫，以確認保育工作投入後的成效。此流程實際上就是一套篩選機制，從數量較龐大的受脅物種清單逐次篩選至最後實際執行保育行動的數個物種。

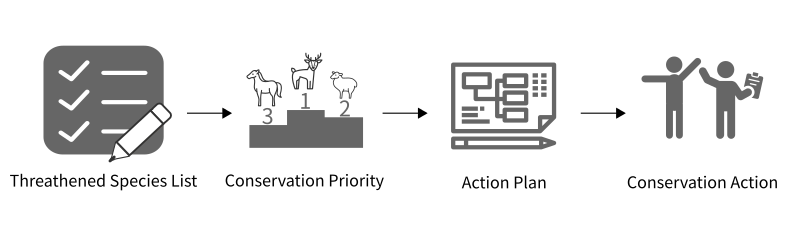


Fig. 1. Process of comprehensive conservation action planning

圖一、 全面性保育行動規劃流程

物種保育優先順序(諾亞的方舟問題)的概念如下圖(二)( 修改自Weitzman 1998):從具有N個物種的受脅物種清單中，估算出每個物種i的保育價值Vi (Value)與保育恢復潛力Pi (Potential)，從中挑出K個我們能夠對其施行保育行動的物種，假設每挑出一物種i時，必須支付相對應的成本為Ci (Cost)，成本的總和必須小於總預算B (以公式表示為：ΣCi ≦ B)，與此同時，我們希望這些預計要實行保育措施的K個物種的Vi乘上Pi的總和(ΣViPi)是最大的。

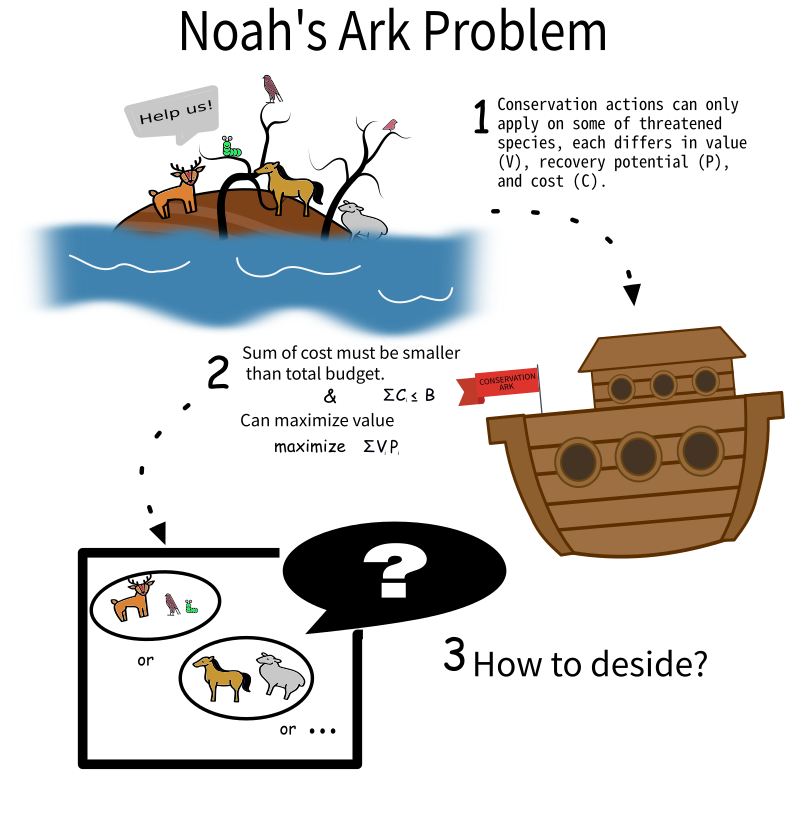


Fig. 2. Illustration of Noah's Ark Problem

圖二、諾亞的方舟問題示意圖

在科學上，這樣的問題歸屬在決策科學(decision science)的範疇，就前述的內容，在受限於ΣCi ≦ B且想要最大化ΣViPi的情況下，該從何從N中挑出這K個物種?這問題已經有多位學者，以不同的數學方法推導出尋求最佳解的方法(Weitzman 1998、Wilson 2009、Perry 2010等)。只要可以依循公式(1)，計算出各物種i的保育優先順序Ri，再依據Ri的高低順序開始投注經費實施保育行動，直到預算上限。如此即可最大化ΣViPi。

......................公式(1)

然而，上述公式中的參數(V、P、C)，需要非常詳細的評估才得以推估，所以如同這幾位學者在他們的研究中所陳述的一樣，這一套方法比較適用於從不同的保育計畫中決定要先執行哪一份計畫，亦即已有非常詳細的評估資料後，才能進行這樣的計算。即為Joseph 2009所提出的計畫優先草案”Project Prioritization Protocol” (PPP)。按照其流程定義，想獲得完善的物種保育優先順序，則必須先為所有的受脅物種各自編撰一份保育行動計畫，再按照PPP的程序來推估出要以哪一物種優先施行保育行動。如Joseph 2009的評估就是由超過100位的物種專家協力針對32種瀕危物種各自編撰保育計畫才得以完成。然而，絕大部分的受脅物種並沒有提出相對應的保育行動計畫，而透過這樣的流程可能會緩不濟急，且極為耗費成本。

因此本研究嘗試從另外一個角度切入，亦即不先進行個別物種的保育行動計畫，再來評估其實行的優先順序。而是在目前已有的資料下，先嘗試建立起保育優先順序，再依據其順序，分別擬定個別的保育行動計畫。我們改以定性的方式來推估個別物種的V、P、C數值，以淡水魚類為例:可能可以使用其已知的產卵次數多寡、產卵數量大小、以及是否已發展出人工繁殖技術這樣的資料，推估其恢復潛力(亦即P)。由上所述，我們只要建立能反映出個別物種其V、P、C數值的內容，並收集數個有助於描述其差異的指標因子，即可得到個別物種其V、P、C數值的相對大小，再將其換算得到的數值套入在前述公式中，即可推估出哪些物種具有較需要優先採取保育行動。

但即使已經用定性的推估方式簡化V、P、C的數值，其所需要的資料量依然龐大，目前已知的資料可能十分缺乏，仍需要以其他方法再簡化。事實上，本研究以為並非所有在受脅清單內的物種，都必須獲得上述三個數值(V、P、C)的評估資料。舉例來說：一般公司行號在招募新進員工時，也不會針對全部求職人員都進行筆試、面試，而是先篩選掉不符合的人員。只有通過初步審查的人才有機會進行筆試，而筆試通過後才能進行面試，逐層篩選後才從候選名單中選出適合的人員。本研究認為可以將同樣的機制套用在保育排序系統的討論上面，只有物種保育價值(V)夠高的物種，才需要進行下一步恢復潛力評估(P)的評估，而其中只有恢復潛力夠高的物種，才需要納入保育成本(C)的評估。最後才用以計算出排序(R)值。如此，可以在實際評估所需資料量減少的同時，對於優先度較高的物種仍有嚴謹的評估結果，並且加速評估所需要的時間與人物力。

然而，依賴定性化評估以及分層篩選來降低評估努力量的過程，勢必會造成評估結果的誤差。因此，本研究下一步將以數據模擬檢驗定性化評估及分層篩選將如何影響評估結果。

**模擬驗證**

所謂的定性化評估，意即將原始定量的數據轉換定性的數據，再進行評估。例如:要以A、B兩物種的滅絕率進行保育優先順序評估時，假設兩者原本100年內真實的滅絕率分別為30 %與 1%，因實際估算過於困難，而將其轉換成某個數值以簡化估算，例如以IUCN紅皮書等級的EN與VU對滅絕率進行定性的描述後，再進行保育優先度評估。這樣的過程中，資訊會有所喪失，評估可能會有所差異。要檢視藉由轉換原始數據而造成的評估誤差，只需要有真實情境的資料集，和經轉換後的資料集，比較評估後的結果差異，即可釐清潛在的誤差。在此，本研究使用Joseph 2009 Table 1.中進行保育優先順序評估的原始數據，包含32個物種個別的保育價值(僅以物種獨特性表示)、保育恢復潛力(計畫成功率乘上計畫對滅絕率改善的程度)、保育成本(計畫進行50年的總金額)，進行數據模擬。將原始數據依六種不同轉換方式(表一)，外加上九種不同組合的兩階段分層篩選(以F[X,Y]表示，X、Y分別代表第一階段與第二階段篩選的程度)之後，以公式(1)計算保育優先順序，比較前8名物種(前25%)在不同情境下名次的變動。使用兩種方式呈現順序差異，第一種為前8名物種在經過原始數據轉換後有多少機率依然留在前8名(表二)；另一種為計算前8名物種平均名次的改變(表三)( Mooers 2008)。

模擬的結果顯示，在沒有分層篩選下，這六種轉化法的準確率位在0.63~1；平均名次差異落在4.5~2。標準化轉換由於資訊喪失最少，因此如預期地表現最好，而最符合實際情況的N區間法在N=10的時候也還有0.75的準確性，這表示當以定性指標取代定量指標進行評估時，只要定性化指標的類別夠多，依然可以相當吻合地重現原始數據的評估結果。另一方面，分層篩選的結果顯示，對物種的保育價值進行篩選似乎不太會影響保育優先順序評估的結果，而對保育恢復潛力進行篩選則會有劇烈的影響，如比較F[50,0]、F[0,50]這兩者設定下，前者表現明顯比後者更佳，F[50,0]的結果甚至與完全不做篩選十分接近。篩選程度最重且依然能保留相當準確的結果為F[50,25]的設定，在不同轉換法間的準確率可達0.63~0.88，平均名次誤差在0.38~4.13。模擬的結果證實了使用定性化指標與加入分層篩選機制時，在適當的設定底下，能夠相當完善地再現直接以原始數據評估出來的保育優先順序。因此，本研究所提出來的兩套簡化保育優先順序評估的方法確實是可行的，以下將介紹進行本方法的評估實行流程。

表一、六種原始數據轉換法與說明

Table 1. Six transformation method used in simulation

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **方法** | **公式\*** | **說明\*** |
| 標準化 | Ď[i] = (D[i] -min(D)) / range(D) | 將各變數(V、P、C)的尺度資訊消除 |
| 排序法 | Ď = Rank(D) | 保留D的相對高低，D中絕對大小的資訊喪失 |
| N排序法(N = 5)、  N排序法(N = 10) | for n in 1:N:  if len(D)\*(n-1)/N < Rank(D[i]) <= len(D)\*n/N:  Ď[i] = n | D轉換成N類排序，例如:分成5等第，即表示D排序最高的20%會轉換5，最低的20%會轉成1。較排序法喪失更多資訊，因為在同一等第下的彼此差異被消除了。N等於len(D)時，即等同於排序法。 |
| N區間法(N = 5)、  N區間法(N = 10) | for n in 1:N:  if min(D) + range(D)\*(n-1)/N < D[i] <= min(D) + range(D)\*n/N:  Ď[i] = n | D的範圍均分成N區段，每區段大小一致，D[i]位在哪區段，就轉換成對應的等第。相較於N排序法，Ď[i]不會平均分布在各個等第下。此為最常見，符合實際情況的轉換方式。 |

\*D:某變數的原始資料、D[i]:D的每一筆、Ď:轉換後的資料、min(D): D的最小值、range(D): D的範圍，等於最大值 - 最小值、len(D): D的長度、Rank(D): D的排序名次

表二、模擬不同設定下，前八名物種有多少機率依然留在前八名

Table 2. The probability of top 8 species remained top 8 under different settings

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **轉換法** | **F[0,0]\*** | **F[25,25]** | **F[50,50]** | **F[50,0]** | **F[0,50]** | **F[75,0]** | **F[0,75]** | **F[50,25]** | **F[25,50]** |
| 無轉換 | 1.00 | 0.88 | 0.5 | 1.00 | 0.63 | 0.75 | 0.38 | 0.88 | 0.63 |
| 標準化 | 1.00 | 0.88 | 0.50 | 1.00 | 0.50 | 0.75 | 0.38 | 0.88 | 0.50 |
| 排序法 | 0.75 | 0.75 | 0.50 | 0.88 | 0.50 | 0.75 | 0.38 | 0.75 | 0.50 |
| N排序法(N = 10) | 0.63 | 0.63 | 0.50 | 0.63 | 0.50 | 0.63 | 0.50 | 0.63 | 0.50 |
| N排序法(N = 5) | 0.63 | 0.50 | 0.63 | 0.50 | 0.50 | 0.50 | 0.50 | 0.63 | 0.63 |
| N區間法(N = 10) | 0.75 | 0.75 | 0.50 | 0.75 | 0.50 | 0.75 | 0.50 | 0.75 | 0.50 |
| N區間法(N = 5) | 0.63 | 0.63 | 0.50 | 0.63 | 0.50 | 0.75 | 0.50 | 0.63 | 0.50 |

\* 不同的分層篩選設定，如F[25,50]表示第一階段剔除25%的物種，第二階段在剔除50%

剩餘的物種。

表三、模擬不同設定下，前八名物種平均名次差異

Table 3. The mean rank difference of top 8 species under different settings

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **轉換法** | **F[0,0]** | **F[25,25]** | **F[50,50]** | **F[50,0]** | **F[0,50]** | **F[75,0]** | **F[0,75]** | **F[50,25]** | **F[25,50]** |
| 無轉換 | 0.00 | 0.5 | 1.75 | 0.00 | 2.25 | 3.38 | 7.38 | 0.38 | 1.50 |
| 標準化 | 2.00 | 1.63 | 1.75 | 2.25 | 4.25 | 4.13 | 7.38 | 1.63 | 2.88 |
| 排序法 | 3.38 | 2.63 | 2.00 | 1.75 | 4.63 | 4.50 | 7.75 | 2.13 | 3.50 |
| N排序法(N = 10) | 3.88 | 3.19 | 2.44 | 4.38 | 4.50 | 4.38 | 4.50 | 3.50 | 3.75 |
| N排序法(N = 5) | 4.50 | 3.25 | 3.13 | 4.13 | 4.50 | 4.13 | 4.50 | 3.50 | 3.75 |
| N區間法(N = 10) | 3.00 | 1.56 | 3.50 | 3.00 | 3.50 | 4.13 | 5.63 | 1.56 | 3.50 |
| N區間法(N = 5) | 4.13 | 4.13 | 4.00 | 4.13 | 4.00 | 4.38 | 6.25 | 4.13 | 4.00 |

**實行流程**

保育優先順序的排序工作本身可以視為是一套篩選機制，亦即從眾多受脅物種清單逐步篩選到最後針對數個物種編撰保育行動計畫的過程。從保育價值、恢復潛力、保育成本三個層面逐步篩選，而針對最後剩下的物種再來規劃保育計畫、實施行動，本研究建議其流程步驟如下：

步驟一: 定義目標

明確定義保育目標，例如將滅絕物種數降到最低或是最大化生物多樣性。保育目標不僅會嚴重地影響接續所有的排序名次，也會影響這整份保育規劃的客觀性。唯有訂下明確的保育目標才能讓接續的所有的評估，以及後續的決策有許依據。

步驟二: 獲得受脅物種評估清單

目標確定之後，需有評估物種清單。在此建議從已完成的紅皮書評估名錄中，挑選受脅程度較高的物種(例如：選擇淡水魚紅皮書中被列在易危(VU)等級以上的種類)，作為進行保育優先順序評比的物種清單。以受脅程度作為保育價值評價的話，這份名單基本上已經初步排除保育價值較低的種類。

步驟三: 建立評估方法

根據物種特性建立適當的評估表格。每個物種特性可視為是一個變數，而這些變數應該要符合以下的特徵: (一)資料來源應是充足可靠的 (二)與其他變數的相關性低 (三)各變數值的相對尺度必須具有量化意義，例如，當A、B物種的獨特性在評估時分別為4分及2分時，應該代表A物種真的比B物種獨特2倍(Game 2013)。

上述評估項目建立後，如有需要，亦可透過專家學者檢視評估表的合理性，並加以修正。

步驟四: 資料蒐集、評估、排序、篩選

評估項目表建立後，應該進行資料蒐集。蒐集的方法很多，但建議以召開工作坊(workshop)的形式，邀集相關物種專家進行評估，一方面能夠同時彙整到最多種類的資料，透過討論也能取得較為準確的資料。工作坊的討論與共識亦可決定是否應再剔除更多候選物種之類的問題。

步驟五: 重複步驟三、四，依序完成保育價值評估(V)、恢復潛力評估(P)、保育成本評估(C)

步驟六: 完成排序並公開評估方法與成果。

將上述步驟完成後取得的V、P與C結果，套入公式(1)計算出保育優先排序R。將整個評估過程、結果，以報告書的方式呈現並且開放給民眾公開檢閱及回饋。如有需要，亦可以用召開公民論壇的方式進行說明與討論。

**評估各物種的保育價值V**

偏好控制了決策，決定了我們的選擇。偏好是進行任何決策的核心(Fishburn 1970)，因此如果連明確的保育偏好都無法定義下來的話，後續所有的保育行動相關規劃與決策都會缺乏基礎可以依循。「保育偏好」，也就是在所有跟決定我們是否該重視這個物種的因子中，如:生態重要性、特有性、親緣獨特性、大眾關注度、經濟利用價值等，哪些是我們較重視的，哪些較次之，或可以直接忽視。保育偏好將會決定我們設立的保育目標應該由哪些因子組成，以及各自的權重為何。舉例來說，將保育價值(V)以下述三項保育目標來定義:永續利用(V1)、維持生物多樣性(V2)、減緩物種滅絕速度(V3)，並設立其權重為1:1:2。

同一物種，可能會因不同保育偏好的設立，而有不同的保育價值估計。假如我們最主要的保育目標是永續利用時，極危但是僅具有極低經濟價值的物種，其保育價值應該會比易危但具有極高經濟價值的物種還低；但若是在以減緩物種滅絕速度為優先的排序系統時，前者反而具有較高的保育價值。因此我們認為必須要先明確地定義出保育偏好，再來進行後續的討論與評估，以免過於主觀評定。若設立多重保育目標時，則將各目標相對權重定義清楚，確立主次要目標等的差異，再來估計物種價值。

訂立(各項)保育目標後，才能尋找各目標所相對應的指標，以便計算評估各物種的實際保育價值。文獻中常可見到的指標可能包含物種的經濟價值、生態重要性、瀕危等級、特有性、親緣獨特性等，彙整於表四，並依據其指標的內容分別建立評分表(如表五)，並應附上說明。評分方式則先將各指標項目得分標準化(將各數值轉成0~1之間)後，以公式(2)進行計算，即得到該物種的保育價值。

假設有n項保育目標vn,及相對應的加權wn，則物種i的保育價值Vi為:

 ……公式(2)

表四、常見物種保育價值評估指標

Table 4. Common indices for assessing conservation value

| 指標 | 評估方法 | 說明與困難 | 參考資料 |
| --- | --- | --- | --- |
| 經濟價值 | a. 可使用合適資料庫內對物種的敘述給予分數，如具有藥用加2分、有觀賞價值加1分等  b. 條件評估法(contingent valuation)等方法估算WTP (willingness to pay) | a. 僅管可以從資料庫(如:台灣魚類資料庫)取得相關資訊，但經常缺乏稀有種的描述，因此難以區別稀有種的經濟價值差異  b.經濟學上常用以問卷方式為非市場資源 (non-market resource)估價的方法。然而，應用在物種保育上時，WTP會受到該物種在公眾知名度所影響，因此低關注物種的大部分意見為「普通」或「不知道」。(Vincenot 2015) | a. 台灣魚類資料庫  b.Carson 2000、  Vincenot 2015 |
| 生態重要性 | a. 使用食物網模式計算(如link density 、interaction strength等)  b.進行文獻回顧，根據各物種不同的生態區位、食性位階等，給予不同的分數 | a. 雖然現今已能計算物種的生態系重要(也有方法能計算不同生態系的物種生態重要性)，但是爭議依然很多，如Jordan 2008的研究顯示，各估算方法得到的結果差異很大，相關性都很低。  b. 文獻通常不足或缺乏 | Jordan 2008, DFO 2006 |
| 瀕危等級 | 可以直接使用IUCN Red List的等第給予分數。 | 影響保育必要性最直接的指標，若是滅絕可能性非常低的物種，則沒有必要去保育。  不同轉換分數的方法會造成不同的結果。 | IUCN Redlist ver 3.1 2012  Mooers 2008 |
| 特有性 (保育責任) | 該物種的原始分布是否只侷限在某地區內。(與親緣獨特性不同) | 需考慮地區特有性(ex: 臺灣特有種、臺灣東部特有種、東南亞特有種等)，分類階層的特有性(特有種、特有屬等)，或是以該物種在此地區佔全球數量百分比設定特有性分數。 |  |
| 親緣獨特性 | 呈現該物種在演化上的獨特性(相較於評估清單中的其他物種)，需依賴建構演化親緣樹或直接使用分類地位計算，有許多不同的計算方法。(Arponen 2012) | 若要最大化某一區域內的全部基因庫，親緣上(分類地位上)越獨特的物種越具有保育價值。不同的計算方法結果可能差異很大，如重視化石物種或是重視最複雜的物種。此外，親緣樹的大小以及分類地位的改變也會嚴重影響結果。 | Arponen 2012 |

表五、物種保育價值評估表(參考範例)

Table 5. Example assessment table for conservation value

|  |  |
| --- | --- |
| 指標 | 分數 |
| **經濟價值** |  |
| 食用價值 = 1、高度食用價值 = 2 | 1~2 |
| 觀賞價值 = 1、高度觀賞價值 = 2 | 1~2 |
| **生態重要性** |  |
| 文獻記載為keystone species | 1 |
| **紅皮書瀕危等級** |  |
| VU = 1、EN = 2、CR = 3 | 1~3 |
| **不可替代性** |  |
| 為臺灣特有種 | 1 |

\*若不符合敘述則為0分

**評估保育恢復潛力P**

要使受脅物種的族群恢復的方法，除了設法將受脅因子消除外，也與該物種本身的生殖潛力有關，因此各物種族群的恢復潛力可從上述兩個方面來推估，一為其主要受脅因子是否容易被消除，另一為該物種自身的生殖潛力。其中前者的重要性應該高於後者，如果主要受脅因子無法排除，生殖潛力即便再高都無法恢復。

評估主要受脅因子減緩可行性

此步驟是先將物種i已知威脅的所有解決方案s列出，並評估其可行性Fis(0~100%)，計算乘積可得到減緩受脅因子可行性(如表六、公式3)。方案是否能成功的可行性評估可使用文獻回顧或進行先期試驗判斷，如表(七) 。

表六、 受脅因子減緩可行性評估表(參考範例)

Table 6. Example assessment table for threat mitigation feasibility

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| **物種** | **主要威脅** | **行動** | **可行性** | **總和** |
| A | 入侵種 | 隔絕入侵途徑 | 100 % | 100%\*100%\* 30% = 30% |
| 移除外來種 | 30 % |
| 棲地破碎化 | 建立生態廊道 | 100 % |
| B | 族群過小 | 野放馴養個體 | 100 % | 100 % \* 70 % = 70 % |
|  | 棲地破壞 | 棲地復育 | 70 % |

對物種i:

………..公式(3)

表七、 受脅因子減緩可行性判斷準則(參考範例)

Table 7. Threat mitigation feasibility qualifier

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **可行性類別** | **可行性%** | **判斷準則** |
| 極低 | 0 | 此威脅無任何有效的解決方式 |
| 低 | 30 | 相關例子顯示成功率偏低 |
| 普通 | 60 | 相關例子顯示成功率普通 |
| 高 | 80 | 相關例子顯示成功率很高 |
| 極高 | 100 | 已實際進行過前期試驗，效果明顯 |

生殖潛力評估

一般而言，世代長度較短、繁殖量較大的物種，在受脅因子減緩之後，族群可以在較短時間內恢復。而已建立人工繁殖技術的物種，也可藉由野放人工繁殖個體加快族群恢復的速度。生殖潛力(或生殖能力)因此會與保育措施進行後的族群恢復評估有關。因此利用這些特性可以建立表八，進行生殖潛力評估。

表八、生殖潛力評估表(參考範例)

Table 8. Example assessment table for reproduction potential

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| 指標\* | 說明 | 分數 |
| 育種技術 | 已建立人工繁殖技術 | 2 |
|  | 尚未建立人工繁殖技術 | 0 |
| 生殖頻度 | 高 | 1 |
|  | 低 | 0 |
| 世代長度 | 短 | 1 |
|  | 長 | 0 |
| 單次繁殖數量 | 多 | 1 |
|  | 少 | 0 |

\*需定義何謂生殖頻度高、世代長度短、單次繁殖數量高

完成以上兩個層面的評估之後，採納Game 2013的建議，建立如表九的判斷基準將受脅因子減緩可行性及生殖潛力整合在一起，而非直接分數相加，以呈現兩因子潛在的加權。

表九、保育恢復潛力評估表(參考範例)

Table 9. Example assessment table for recovery potential

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| **受脅因子恢復可行性** | | | |
| **生殖潛力** | 高 | 中 | 低 |
| 高 | 極高 | 高 | 低 |
| 中 | 高 | 中 | 低 |
| 低 | 高 | 中 | 極低 |

\*需額外定義生殖潛力及受脅因子減緩可行性的高、中、低是如何判定

**保育行動成本評估**

要估計保育行動成本，必須要列出所有將實行的保育行動。一般來說，應該會包含以下幾類: (1)調查(Investigation):可能是針對數量與分布的調查評估，也可以是針對生活史、環境需求、受脅機制等尚未明瞭的部分進行調查；(2)干預(Intervention):針對威脅因子，提出相對應的行動，執行降低威脅的實際行動，例如：移除外來種；(3)監測(Monitoring):前述的調查工作若有必要，應該建立其調查標準，並且進行週期性的調查工作，以檢視保育行動的成效；(4)大眾關注(Public awareness):透過各種教育訓練或是解說工作，或是媒體宣導等，增加社會關注。其中，調查項目是實施各項行動的基礎工作，因此應該被視為最必須優先執行的項目；干預行動則是確實能讓物種現況改變的步驟，若是無法及時地實施正確的干預行動，該物種的現況將繼續加劇；監測行動是用來評估保育成效的依據，若是成效遠低於預先評估的狀況，則必須重新檢視保育行動措施，並且做出適當的修正；提高大眾關注度則能讓更多人重視此物種，使保育團隊在推動與資金人力募集上可獲得更多助益。

因此保育成本的估算可以從這四大項目去思考，首先列出保育物種A應採取的保育行動，接著評估各行動的成本。本文建議為了快速進行估計與比較，可以先將成本分成幾個不同數量級快速評估(如表十)，暫時先不直接評估出費用。接著將物種A執行保育的行動成本列出(如: 3項低成本、5項中成本、1項極高成本)，加權計算比較之後即可估計出哪個物種的保育成本較高或較低。

表十、評估保育行動成本等級定義(參考範例)

Table 10. Example definition of assessing cost of conservation action

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| **評估方式\*** | | | | | |
| **成本等級** | 工作天×頻度×年\*\* | 執行單位數 | 工程數 | 政策影響人數 | … |
| 低 | <50 | 1 | 0 | 極少 | … |
| 中 | 50~124 | 2~3 | 0 | 少 | … |
| 高 | 125~200 | 4~7 | 0 | 中 | … |
| 極高 | ≧200 | ≧8 | ≧1 | 多 | … |

\*依據該保育行動內容使用適合的評估方式判別成本等級

\*\*單次保育行動的工作天數(如實施一次外來種移除)×每年執行幾次×持續幾年

例如，假設A物種的主要受脅原因為棲地破壞、及外來種入侵，而專家提出需要採取的保育行動及預估成本如下:

調查: 核心族群調查(低)、外來種威脅機制調查(低)、生活史調查(低)、歷史分布及棲地劣化狀況調查(中)

干預: 阻隔外來種入侵剩餘棲地(高)、阻隔棲地劣化的因子(高)、將劣化棲地復育(極高)、成立保護區(高)、圈養個體並定期野放(低)

監測: 棲地環境監測(中)、核心族群量監測(中)、大眾關注度監測(低)

大眾關注度: 提高民眾重視這個物種的比例(中)、促進該物種成為生態保育的標誌(中)

總計需採取的保育行動有14項，其中保育成本極高1項、高3項、中5項、低5項。假設各個等級設定的加權比例分別為10:5:3:1，則該物種的保育成本數值為10×1+5×3+3×5+1×5 = 45。

**討論：實際進行評估可能面對的問題**

本文嘗試提出一套建構保育優先順序排序系統基本的骨架，這個架構包含三個大面相的評估工作:物種保育價值、物種恢復潛力、保育成本，並且建議將這三個面向整合在一起(公式1)。本文同時針對上述各項內容說明並驗證如何可以使用定性評估加上分層篩選的方法，即可在較短的時間內對所有目標物種建構客觀、實用的篩選系統。

但必須特別注意的是，因為各種生物類群的特性不同，實際在使用時，可能有不少內容或是指標需要根據其特性修改或建立。例如，在淡水魚類中適合的指標，在兩棲類中不見得會適合。因此即使要套用本文所建議的排序系統架構，各類群仍應該根據類群特性或各自需求建立所需要的參數類別、加權、篩選基準，如此才有辦法建立出適合該類群使用的保育優先順序排序系統。

截至目前的所有論述都屬於紙上作業階段，當真的要試圖去建立評價基準與系統時，一定會遇到許多的問題與癥結，最容易遇到的問題恐怕在於是否有足夠的資料可以進行評估，以及如何做出讓人信服的主觀推斷，以下就這兩個問題分別討論。

一、資料的缺乏與不確定

資料總是缺乏，但保育學者或主管單位依然要在有限資料的情況下做出建議，或是進行政策判斷與進行保育規劃。彙整相關文獻，歸納出以下幾個建議方法: (一)在考慮使用哪些指標時，選用具有客觀資料的指標。(二)謹慎地利用替代物種(surrogate species)的形式取得可能有用的資料，例如:當缺乏某一物種的環境需求資料時，在情況允許下，可以使用與其生活在相同棲地環境的指標物種(indicator species)的資料暫時使用(Rodrigues 2007, Wiens 2008)。(三)引用非正式文獻作為資料來源，如使用灰色文件(gray-literature，通常指無正式公開發表，深藏於政府部門、NGO、學術機構、私人公司的報告或是內部文獻)、專家意見等(如Wallace 2011部分採用此類型的資料，進行全球海龜保育優先順序評估)。(四)放寬評估所需資料來源的精確度，接受不確定性，如使用類別型資料(如:生殖頻度設為低或高，而非每年頻度)、採用區間資料(如生殖頻度:每年1~3次)、比例資料(如生殖頻度: 75%的生殖族群每年繁殖2次，25%每年繁殖3次)等。然而，引用更多不夠精準的資料，儘管可以有效地將更多資訊轉變為可以使用，但並不見得可以增加更多有用的評估資訊。例如:因為沒有A物種的生殖頻度相關資料，所以在評估時將此數值設為A物種相近類群生殖頻度的最小值到最大值之間，每年0.5~5次，然而這樣的資訊可能仍無法提供學者做最後的保育決策之用，因此並不被認為是一項好方法(Knapp 2003)。

整合以上的討論，當要建立指標並彙整資料進行評估時，如果遇到資料缺乏的狀況時，建議可以圖三的流程依序進行。首先選擇使用某指標時就要先思考，該類指標資料是否充足、或必要，接著先從正式出版文獻中去尋找資料，若是沒有則從灰色文獻中去尋找，若是依然缺乏資料，則仍可往兩個方向去考慮，一為直接詢問多位物種專家提供資訊(盡量避免只徵詢一位)；另一為使用替代物種資料，選擇恰當的指標物種資料來補足缺乏的資訊。

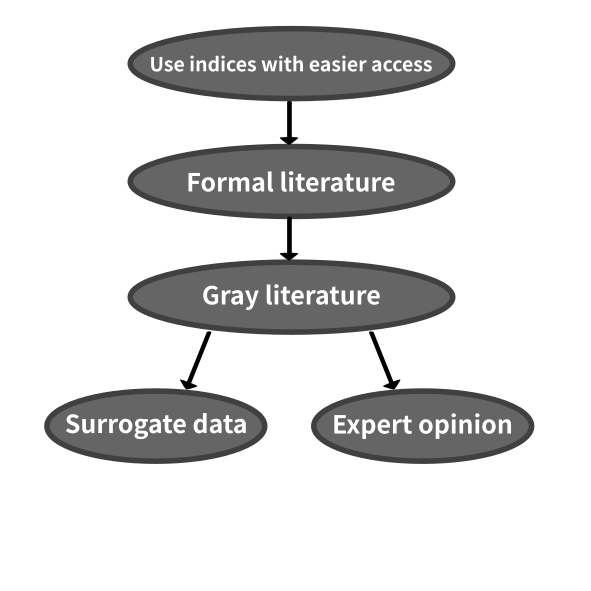


Fig. 3. Process of handling lacking of data

圖三、資料缺乏處理流程

二、從主觀的價值判斷到客觀的共識

所有試圖提出排序系統的學者，都希望能夠設計出一套客觀的系統，然而在生態保育的議題上，要達到客觀是不可能的。例如:物種的保育價值應該由哪些保育目標構成，各自的權重為多少，這完全是主觀判斷的議題。因此若只根據單一評估者的價值判斷決定接下來的保育行動規劃走向是非常危險的。當保育行動因不被廣泛認同，而無法長久持續時，將很容易導致行動的失敗。或許在面對這類沒有客觀解答的議題時，最客觀的方式是靠集結多個主觀看法，透過不同看法的討論，彼此形成共識，才進行決議。因此保育行動的實際規劃，必須讓從開始規劃到最後實際執行期間所有可能會影響、或被影響的組織團體，包含物種專家、保育從事人員、政府部門、NGO、社區居民代表、地主等，都儘可能的邀請參與討論，才能集結出有行動力的共識。(IUCN SCS v1.0, Multi stakeholder approach)

**總結**

保育優先順序，一直以來都是規劃保育行動前必須釐清，但又難以決定的事。要客觀地說服他人應該優先保育某種鳥，而不是某種青蛙，或某種樹，是極為困難的。因此建構一套完善的排序方法，可以協助我們說服大眾與專家，如何分配有限的經費在最有機會挽救回來的瀕危物種。再按照保育優先順序的結果，進行下一步的行動規劃。最後實際採取行動。

本研究簡化原本難以遵循的保育優先順序評估系統，儘管要實現這份骨架依然十分困難，但它對整體的保育規劃有著非常嚴謹的考量，若能成功執行，應該能建立起最有效分配保育資源的計畫分配順序。要成功的保育住受脅物種，仔細的規劃是重要的，但真正能夠造成改變的只有行動。而決定一項行動成功的關鍵，完全都在行動前的準備，一旦開始行動了，通常就大事底定了。

**參考資料**

1. Arponen A. Prioritizing species for conservation planning. *Biodivers Conserv*. 2012;21(4):875-893. doi:10.1007/s10531-012-0242-1.

2. Carson RT. Contingent Valuation: A User’s Guide †. *Environ Sci Technol*. 2000;34(8):1413-1418. doi:10.1021/es990728j.

3. Fishburn PC. Utility Theory for Decision Making. *Res Anal Corp*. 1970:1-246. doi:10.1016/j.obhdp.2009.02.003.

4. Fraser DF, Cannings SG, Paige K, Nelson K, Harcombe AP. Risk Listing and Setting Conservation Priorities for Species in British Columbia — A Review of Current Practices.

5. Game ET, Kareiva P, Possingham HP. Six Common Mistakes in Conservation Priority Setting. *Conserv Biol*. 2013;27(3):480-485. doi:10.1111/cobi.12051.

6. IUCN/SSC. *Strategic Planning for Species Conservation: A Handbook. Version 1.0*.; 2008.

7. Jordán F, Okey TA, Bauer B, Libralato S. Identifying important species: Linking structure and function in ecological networks. *Ecol Modell*. 2008;216(1):75-80. doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.04.009.

8. Joseph LN, Maloney RF, Possingham HP. Optimal Allocation of Resources among Threatened Species: a Project Prioritization Protocol *Conserv Biol*. 2009;23(2):328-338. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01124.x.

9. Knapp SM, Russell RE, Swihart RK. Setting priorities for conservation: The influence of uncertainty on species rankings of Indiana mammals. *Biol Conserv*. 2003;111(2):223-234. doi:10.1016/S0006-3207(02)00278-1

10. Mooers AØ, Faith DP, Maddison WP. Converting Endangered Species Categories to Probabilities of Extinction for Phylogenetic Conservation Prioritization. PloS ONE. 2008;3(11). doi: 10.1371/journal.pone.0003700

11. Perry N. The ecological importance of species and the Noah’s Ark problem. *Ecol Econ*. 2010;69(3):478-485. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.09.016.

12. Pimm SL, Russell GJ, Gittleman JL, Brooks TM. The Future of Biodiversity. *Science (80- )*. 1995;269(5222):347-350. doi:10.1126/science.269.5222.347.

13. Rodrigues ASL, Brooks TM. Shortcuts for Biodiversity Conservation Planning: The Effectiveness of Surrogates. *Annu Rev Ecol Evol Syst*. 2007;38(1):713-737. doi:10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095737.

14. Vane-Wright RI, Humphries CJ, Williams PH. What to protect? - Systematics and the agony of choice. *Biol Conserv*. 1991;55(3):235-254. doi:10.1016/0006-3207(91)90030-D.

15. Vincenot CE, Collazo AM, Wallmo K, Koyama L. Public awareness and perceptual factors in the conservation of elusive species: The case of the endangered Ryukyu flying fox. *Glob Ecol Conserv*. 2015;3:526-540. doi:10.1016/j.gecco.2015.02.005.

16. Wallace BP, DiMatteo AD, Bolten AB, et al. Global conservation priorities for Marine turtles. *PLoS One*. 2011;6(9). doi:10.1371/journal.pone.0024510.

17. Waters CN, Zalasiewicz J, Summerhayes C, et al. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science (80- )*. 2016;351(6269):aad2622-1-aad2622-10. doi:10.1126/science.aad2622.

18. Weitzman ML. the Noah’S Ark Problem. *Econometrica*. 1998;66(6):1279-1298. doi:10.2307/2999617.

19. Wiens J, Hayward GD, Holthausen RS, Wisdom MJ. Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *Bioscience*. 2008;58(3):241-252. doi:10.1641/b580310.

20. Wilson KA, Carwardine J, Possingham HP. Setting conservation priorities. *Ann N Y Acad Sci*. 2009;1162:237-264. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04149.x.