

野生動物保育研討會專集(一)

國家公園和自然保留區之野生動物

主辦單位：中華民國自然生態保育協會
行政院農業委員會
內政部營建署

協辦單位：中華民國青年反共救國團
國立臺灣師範大學生物學系
國立臺灣大學動物學系

研討會地點：墾丁青年活動中心
研討會時間：中華民國75年12月26～28日

序 一

近年來，本島人口及經濟迅速成長，各類經建開發活動，使原有廣大的自然空間日漸縮小，甚多稀有或特有的生物，由於自然生態環境遭受破壞或大量採獵，而日趨減少，甚至有絕種的危機；以往，台灣之自然景觀和生物資源長久被埋沒與漠視，實在令人遺憾和惋惜。

民國七十一年九月一日，我國第一座國家公園——墾丁國家公園正式成立，短短三年內又陸續成立玉山、陽明山及太魯閣三座國家公園，且於民國七十五年據「文化資產保存法」，指定稀有和瀕臨絕種動、植物，更責成農委會負責管理，充分表現政府對自然資源保護的重視與倡導實踐的決心。近年，民間對工業污染、濫採、濫砍、濫捕、濫墾等危害自然生態的行爲，反對聲浪尤高，反應情緒極激烈，說明大家對提升生活環境品質的祈望，加強自然資源保育已漸成全民的共識；然而，大家關心環境保育不應只是一種情懷，更需身體力行，以理智的態度去瞭解野生生物、去認識我們周遭的環境，充實全民對生態保育的基本常識，進而設定實踐保育理想的政治結構和完善的經營管理方法。

目前，國內生態保育研究工作，最缺乏完善的溝通機會，無論是政府與民間的縱向聯繫或各專家學者間之橫向學術交流，都亟需加強，故本協會乃邀請政府有關單位及專家學者，共聚一堂，提供寶貴意見，交換研究心得，爲我國野生動植物保育工作，進行前瞻性的規劃和建議，相信借重大家的智慧與經驗，定能使自然生態保育的研究及推展工作，更臻於完美、健全。

農委會和內政部營建署一向重視國內野生動、植物資源基礎調查，支持生態保育的研究工作，更是不遺餘力，此次研討會亦承蒙農委會和內政部營建署大力贊助，給予我們莫大的鼓勵，在此深致最高的謝意與敬意。

行政院政務委員 張 豐 緒 謹識
中華民國七十五年十二月

序 二

台灣自然條件特殊，中央山脈貫穿南北，氣溫垂直變化很大，自平原迄高山具有熱、溫、寒三帶氣候；由於氣候的多樣性，故植物種類繁多，加以地形的複雜，更適合野生動物棲息與繁生，使野生動物資源不但豐富且具獨特性。如按單位面積擁有動物種類數量計算，僅哺乳類即達 61 種，多於非洲地區的扎伊爾、贊比亞，溫帶的法國、瑞士、日本、歐洲大陸，亞洲熱帶地區的馬來西亞、菲律賓等地區，堪稱世界之冠。

古典記載台灣野生動物之情形是「山羊之孳生，數萬成群」、「台灣多野牛，千百成群」，可以想見當時族群分佈情形，同時西部平原處處可見梅花鹿大群奔馳。曾幾何時，由於人口急劇增加，工商業蓬勃發展及國民缺乏資源保育觀念，以致環境遭受嚴重破壞，自然生態發生鉅大變化，野生動物棲息環境不斷減少，加以國民迷信各種野味之食補及食療觀念，造成漫無止境之獵捕，同時外來種不斷引進，影響所及，導致若干原有及特有野生動物絕種或瀕臨絕種。

政府有鑑及此，除自民國六十一年起實施台灣地區全面禁獵，制訂「國家公園法」、「文化資產保存法」、「台灣地區自然生態保育方案」、「台灣沿海地區自然保護計畫」、「台灣地區大型哺乳動物暫行保護措施」、「保育類野生動植物進出口核發同意函件要點」而外，更設置四個國家公園及八個自然保留區，至於台灣獼猴、台灣長鬚山羊、山豬、梅花鹿、蘭嶼角鴞、帝雉、藍腹鵲、櫻花鉤吻鮭、山椒魚、珠光鳳蝶等珍貴稀有動物的生態調查及保育工作暨有關社會教育、學校教育的保育宣導工作亦在專家學者的熱心推動及參與下，有了初步成果並繼續全面推動中。

值茲全球倡行保護稀有動物以維持生態平衡之際，行政院在本（七十五年）十一月廿七日審查通過了「野生動物保育法草案」，並函送立法院審議俾完成立法手續，繼之又有此次野生動物保育研討會的舉辦，顯示國內野生動物資源保育工作又向前邁了一步，展望未來，爲了確保野生動物之孳生繁衍以及台灣自然環境的保全與保育，我們仍有太多的工作有待展開，其重點不外乎教育、宣傳，基本及應用研究的加強，環境品質的維護改善，以及全民愛護野生動物觀念之建立等等。

本次研究會之舉辦，最重要的目的之一乃在喚起國人對野生動物保育的重視，研討重點包括哺乳類、鳥類、兩棲類、魚類初步調查及研究成果之發表。由於國內對野生動物之研究，開始未久，故各專家在受聘著論之初，均極慎重，櫛風沐雨，有者入深山觀察

體會，有者須徹夜守候以求證實，故各篇專論，內容均極珍貴，特對各專家之認真與投入，謹致無上敬意與謝意。

行政院農業委員會副主任委員
兼自然文化景觀審議小組召集人

葛 錦 昭 謹識
民國七十五年十二月

序 三

近三十年來，由於經濟的發展，人口的增加，使原本自然豐富的野生動物資源，因生棲地的破壞及過度的狩獵，而日漸枯竭，所有大型的哺乳類動物皆變為稀有或飽受威脅。如動物保育觀不能廣為宣導，狩獵行為不能即時禁止，台灣野生動物的命運不卜可知，這種情形，不但影響我國在國際有關保育活動之地位，同時也使原本我們可以長期使用的珍貴資源毀之一旦。

雖然國內在推展環境保護及野生動物保育的事業方面，較諸歐、美、日等先進國家為遲，是不容諱言的事實。所幸，近年來在熱心人士的奔走號召及政府有關部門、研究單位學者、專家及社會民意的充分配合之下，已使得此事業，逐漸紮根結果，日具規模，有關單位亦編列預算，先後支持各類野生動物的資源調查計畫，以建立完整的基本生態資料，以及其復育計畫。

國家公園是野生動物保育活動中的一環，在每一個國家公園皆劃定了生態保護區，其目的除供研究外，並可提供為台灣野生動物的避難所，在現行狩獵行為無法根絕前，可做為每一個種源的保存地，也是一個野生動物永久的研究場所。最近野生動物保育法已獲行政院院會通過，台灣野生動物的保護工作更帶來一片曙光。

而今後的努力，如何更建全台灣各地的基本生態資料？如何使國家公園發揮最大的功能？如何加速各項保育法案的成立？以及加強教育宣導全民正確的保育觀念，此等實為吾輩同儕不可一日或忘之重責。

此次研討會所邀請的學者、專家，俱屬國內一時之選，而與會人士亦為社會各界之精英。敝人深盼經由此一創舉，兼收拋磚引玉及學術交流之效。最後敝人除對在座各位熱心參與，表示由衷感佩之外，亦對籌備此次研討會的工作人員致十二萬分的謝意。

內政部營建署 署長

張 隆 盛 謹識

民國七十五年十二月

序 四

我國的環境保護與生態保育工作，這些年來，在相關專家學者努力的耕耘與推動下，已漸漸被政府所重視，並已引起一般民衆的共識。這期間，墾丁、玉山、陽明山及太魯閣國家公園相繼的設立，生態保護區及自然保留區的設定和規劃亦持續地在進行，野生動物保護法草案亦於十一月廿七日的行政院院會通過。政府對自然文化景觀資源的重視和民衆環境意識的漸趨高漲，正意味着我們的國家，已在提昇國民生活品質的路途上跨出了步伐，向已開發國家的行列在邁進，實在是很值得我們欣慰。

惟環境污染與生態保育，固然同是“環境”問題，實際上兩種的關係是互為表裡的。人人有正確的生態保育觀念，就不會產生環境污染的問題。如果產生了環境污染問題，才來談生態保育，那就將付出千萬倍的時間和金錢，才能獲致改善！很遺憾的是，人類常常在追求物質生活之同時，污染了環境，損傷了精神生活的一面。亦往往到了這種時候，才會警覺到生活品質的維護與提昇的重要！因此，環境保護的工作，不能光談治本，亦不能只從事治標的工作。而往往是要以「治標要急，治本要早」的做法來齊頭並進。

「國家公園和自然保留區、野生動物保育研討會」可以說是國內生態保育界，首次全國性的學術研討會。這個研討會，不但為生態保育的專家學者，提供了他們近年來從事這方面研究工作的成果發表場所，更提供了國內外各界有識之士二百餘人聚集一堂，共同交換生態保育的意見，和溝通彼此觀念的機會。這也是生態保育——環境保護的務本的紮根工作。期望以這種藉觀念的溝通以達到生態保育的共識工作能逐漸及於更多數的國民，則我們所共同追求的明天，當然會更好！

最後，我願在這兒向國立師範大學生物學系呂光洋教授及國立台灣大學動物學系林曜松教授表示衷心的敬佩和感激之意。他們兩位在這個研討會的籌備上，花了將近半年的時光。在他們任勞任怨的日夜奔波下，才有這樣豐富的內容：十五篇國內專家的論文和二篇國外專家的論著以及二百多位人士的共襄盛舉。

我更要向行政院政務委員，中華民國自然生態保育協會理事長張豐緒、行政院農委會自然景觀審議小組召集人葛副主任委員錦昭以及內政部營建署張署長隆盛，致最誠摯的謝忱。由於他們的大力敦促、財政支援和工作上的鼎力協助，才能使這個研討會順利舉行。

中華民國自然生態保育協會
學術委員會執行長
國立中山大學海洋科學院院長
張 崑 雄 謹識
民國七十五年十一月一日

目 錄

一、墾丁地區台灣獼猴的行爲與生態研究.....	吳海音、林曜松.....	1
二、長鬚山羊的生態調查.....	呂光洋、滕春台、黃郁文.....	29
三、臺灣梅花鹿的復育.....	王 穎.....	43
四、臺灣野豬.....	趙榮台.....	51
五、武陵農場河域蜉蝣目稚蟲之生態研究.....		
.....	楊平世、謝森和、黃國靖、林曜松.....	57
六、臺灣產山椒魚之研究(一)——研究歷史、分布和形態學之初步研究		
.....	陳世煌.....	79
七、臺灣產蜥蜴生態學與生態保育.....	鄭先祐.....	105
八、蘭嶼角鴞之生態研究.....	劉小如.....	143
九、南仁山水域雁鴨之生態研究.....	王 穎、陳翠蘭.....	197
十、水鳥保育區的興建與經營管理.....	林曜松、楊懿如.....	213
十一、Breeding/Release Programs For Endangered Birds: A Panacea Or A Myth?		
.....	Sheldon R. Severinghaus.....	225
十二、植被與野生動物.....	徐國士.....	235
十三、野生動物小族群之保育.....	李玲玲.....	237
十四、動物園與野生動物保育.....	陳寶忠.....	245
十五、現階段西德拜耳國家公園紅鹿(<i>Cervus elaphus</i>)經營之研討.....	陳澤裕.....	253
十六、關渡自然公園興建之理念.....	林曜松.....	265
十七、The status and management of the Taiwan Clouded Leopard (<i>Neofelis</i> <i>nebulosa brachyurus</i> Swinhoe, 1862).....	Alan Rabinowitz... ..	269

墾丁地區台灣獼猴的行爲與生態研究

吳海音 林曜松

緒 言

台灣獼猴 (*Macaca cyclopis*) 是台灣除人以外唯一的靈長類，自平地到海拔 3300 公尺左右皆有其分布 (鹿野忠雄, 1929; Kuroda, 1940; McCullough, 1974)。恒河猴可能為其原始種，在四萬伍仟年前遷到台灣，後因台灣和大陸間的隔離而演化成一特有種 (Eudey, 1980)。

台灣獼猴在醫學研究上、學術上及種的保存上，具有很高的價值。在醫學研究上，由於獼猴和人同屬靈長目，親緣關係上十分相近，所以常被用作醫學上的實驗材料。在學術研究上，對靈長類社會組成之研究，是追尋人類行為發展、文明演變的關鍵。同時台灣獼猴的分布涵蓋了亞熱帶、溫帶及亞寒帶的氣候區，故在不同地區進行獼猴族群的生態學研究，將有助於了解生物在不同環境中的適應情形。而台灣獼猴為台灣特有種，在世界上具有保存的價值，也有經營管理的價值 (McCullough, 1974)。

目前台灣獼猴面臨獵捕及棲息地破壞的壓力，使其在本省的族群量日減，分布地區也日漸縮小。Peng, et al. (1973 a) 曾估計每年約有九百六十隻台灣獼猴被捕。

Poirier 及 Davidson (1979) 則認為每年被捕之獼猴數約為一千到二千隻。此外，國人又迷信猴腦、猴肉及猴骨的藥效，使得台灣獼猴面臨很大的獵捕壓力。台灣獼猴的主要棲地為天然森林，而本省林地破壞速度很快，1945 年到 1978 年間，林地面積減少了六分之一強，目前林地雖仍占本省面積的 52%，但原始森林恐不及全部森林面積的十分之一，使適宜台灣獼猴生存的棲地面積日益減少。

本研究除了希望能對台灣獼猴之行爲及生態有進一步的了解，更希望能提供知識以作為台灣獼猴保育工作的參考。

方 法

於 1985 年 3 月到 1986 年 4 月，每月赴墾丁 1 至 2 次，每次停留 3 至 7 天，總工作日 75 日。

最初三個月（1985 年 3 月到 1985 年 5 月）先在社頂地區及墾丁森林遊樂區找尋猴群，及適合觀察之地點。後來發現有一猴群常在一廢耕地及天然林的交界地帶活動，故在此選一觀測點(A) (Fig. 1)，採定點觀察。當地海拔 200 至 250 公尺，區內散佈有高位珊瑚礁，附近林相茂密，為黃心柿—毛柿—茄冬群叢。

觀察日每日工作約九小時，自猴群出現時起，以雙筒望遠鏡 (8 x 30, Bushnell) 觀察行為，並以單筒望遠鏡 (15 - 60 X, Bushnell) 輔助個體之辨識，記錄猴群中個體的行為、表現行為之時間、採食之食物等。自 1986 年 1 月起，於調查時刻，以一分鐘為間隔，每隔一分鐘對整個猴群做一次掃描，記錄所能觀察到每一個體的行為。

為了解猴群之活動範圍及食性，於猴群不在 A 點附近出現之時刻，在附近林中搜尋猴跡，並找尋樹幹上、地上及礁岩上之糞便及食物痕跡。1985 年 2 月起，又選了位於二高位珊瑚礁頂且視野良好的觀測點 B 與 C 點 (Fig. 1)，以便由高處觀察猴群。

為了解墾丁猴群每日的活動型式，將 1985 年 11 月到 1986 年 4 月間 18 天的記錄取出分析：自猴群出現的時候開始，以 5 分鐘為一單位，在每一單位中，記錄有無個體從事休息、進食或社會活動（包括相互理毛及玩耍）。由於每一單位中所能見到的個體數不等，故只記錄這項活動發生的事實，而不記錄參與活動的個體數。在進行資料分析時，將每半小時中六個單位的資料合併，而後計算每半小時中三項活動所占的百分比 (Sussman & Tattersall, 1981)。

猴群之組成：

於 1985 年 3 月 11 日初次觀察社頂猴群時，其中有九隻台灣獼猴，於 1985 年 3 月底及 1986 年 4 月 1 日，各有一幼猴出生，故於實驗結束時，社頂猴群共有 11 隻獼猴，但在一年中，大部份時間是對 10 隻個體進行觀察 (Fig. 2)。由於個體間具外形上的差異，有助於個體的辨識。

結 果

對社頂猴群共進行了 69 天，485 小時的觀察（每日工作時數 2 到 10.5 小時），對該猴群的記錄時間，共 57 天，200.3 小時，猴群每日在 A 點附近出現時間

自 0 到 8.5 小時不等，以下午 3 時以後出現之機率較高 (Fig. 3)。經由 1985 年 3 月到 5 月間對台灣獼猴行為之初步觀察，並參考 Vogt (1978) 及 Mellen, et al. (1981) 對行為之分類及描述，將台灣獼猴的行為區分為二大類 (Table 1): 個體行為及社會行為。1985 年 6 月至 1986 年 4 月間便針對這些行為項目進行記錄。此外亦針對台灣獼猴的食性、活動範圍、生殖季等進行了初步的了解。各項結果如下：

(一)警戒 (Alarm):

台灣獼猴發現異物接近時，會表現出警戒之行為，此時行為的表現有：(1)後腳直立，前肢略彎曲，頭俯低向目標物察看，並不時上下移動 ("Head bob")；(2)站在樹枝上，尾部擡起，末端略向後方彎曲 ("Tail up")，此外會發出警戒叫聲，及伴有搖樹行為的表現。猴群中以成熟的個體較常表現警戒行為。

(二)搖樹 (Branch shaking):

當台灣獼猴發現有其他動物 (如人、大冠鷲等) 接近或受到突然的驚擾 (如飛機、閃電等) 時，常會表現搖樹的行為。其表現方式是：個體以四肢捉住樹頂的枝條，猛力搖晃，而後跳離該樹枝，或是站在樹枝上四下張望。另外有一種彈跳 (Bouncing) 的行為，可視為搖樹行為的一種變化，彈跳的個體將四肢伸直站在水平的樹枝上，而後猛力地上下跳動，甚至邊跳邊往後移動。

在社頂猴群中，搖樹行為的表現有很明顯的個體差異。自 1985 年 7 月到 1986 年 4 月共記錄到 360 次的搖樹行為 (Fig. 4)，其中公猴 M 及體型最大的雌猴 H 表現之次數最多，共計 240 次 (66.6%)，三隻幼猴中只有 A 曾有過 16 次的搖樹記錄，另外二隻幼猴及一成熟雌猴 E 都未曾表現過此一行為。

(三)休息 (Resting) :

猴群在一天中，除進食及移動的時間外，大部份的時間都是在樹林中的枝葉間休息，未曾見到過在地面上休息的情形。

休息時的姿勢可分下列四種：(1)坐在樹枝上，背部挺直或略彎，雙手攔置在大腿上，眼睛看著前方或四下張望。(2)坐在枝上，背部彎曲，頭垂在胸前，閉眼呈瞌睡狀，偶而會擡頭看四週之動靜。(3)在水平且較粗之樹幹上側躺或仰臥，有時手或腳會伸直頂住旁邊的樹枝。(4)雨後、颶風或較寒冷的時候，有時會二、三隻靠在一起，或抱在一起休息。

(四)移動 (Moving):

台灣獼猴在樹間及礁石上移動的方式可分為：(1)四足步行 (Quadrupedal)：這是在橫的樹枝上的移動方式，以前後肢交錯伸出前進。(2)攀爬：以前後肢交錯地攀抓

垂直的樹幹或礁岩，作上下移動。(3)跳躍：此為自較高的樹上移往較低的樹上時常用的移動方式，跳躍時手脚會張開，到快接近目標時，才回收捉住樹枝。(4)當樹與樹間有交錯生長的枝葉時，會沿樹枝走到枝條末端，捉住下一棵樹之枝條，將身體移到該枝條上，再繼續移動。

(iv)進食

台灣獼猴的食物以植物性食物為主，牠們的進食方式可分：(1)走到欲採食之果實或葉片的附近，以一手捉住枝條，另一手伸到食物處摘取食物放入口中。(2)一手將長有欲食用之果實或葉片的枝條拉到身旁，以另一手摘取食物食用或以唇及齒直接將食物咬下。(3)將長有果實之枝條折下一段，帶到旁邊再一顆顆摘下食用。(4)折取一段樹枝，啃吃折斷面中央的部份。(5)趴在樹幹上，或以四肢抓附，爬在水平樹幹之背面，啃吃樹皮（特別是苦楝樹的樹皮）。(6)以一手抓飛過之昆蟲或以二手捧捉枝葉上之昆蟲食用。

台灣獼猴對於食物的選擇可能是由視覺及嗅覺相配合而達成的，在觀察中曾見到台灣獼猴在摘取榕果時，常在紅黃相間的許多果實中，挑選紅色的果實摘取食用，另外在吃大葉山欖等較大的果實時，有時是咬一下便丟棄，有時則是咬一口放在鼻前聞一下才決定丟棄或繼續食用。

由於台灣獼猴具頰囊，故常在一處摘取食物，置於頰囊中，再移到另一處坐下，以面部肌肉之動作、以手推頰囊、或將頭歪到肩膀處，擡高肩部擠壓，使頰囊中之食物進入口腔，再行食用。

(v)喝水 (Drinking/Licking):

研究者在觀察期間未曾見到猴群中的個體在地面之積水處喝水的情形。只有在雨後或早晨看到牠們以舌舐自己或其他個體身上的毛，或舐沾了水的葉片及樹枝，以取用雨水或露水。

根據在別處的觀察得知，當台灣獼猴面對地面上之積水或水源時，會將前肢彎曲，使頭及胸部接近地面，以口就著水喝，同時眼睛不時往前方看，以保持警覺。

(vi)自我修飾理毛 (Self-grooming):

自我修飾理毛發生在休息時或跨騎後。表現此行為之個體會以一手或二手翻弄身上的毛，以手指撿取毛上之雜物（可能為外寄生蟲、皮屑或其他異物）放入口中，或直接以唇、齒將雜物取下，遇到較不易移去之雜物時，甚至會以指甲摳取。

(vii)母子關係：

台灣獼猴母子間之關係十分密切。幼猴初生的二個月，幾乎都在母猴的懷抱中

度過，二個月後，才開始離開母猴，自行活動，並參與其他幼猴間的玩耍，但在一年之內，仍和母猴維持緊密之關係，一直到下一胎幼猴出生後才開始疏遠。

剛出生的幼猴，可能由於手脚力量尚不足，無法靠自己的力量抓附在母猴的腹部，故母猴移動時須以一手夾住幼猴，而以其它三肢行動(Passive-support carriage)。小猴較大後，能完全靠手脚抓住母猴腹部的毛，母猴可以正常的四肢步行方式移動(Cradle carriage)。

母猴偶而會檢視幼猴的陰部(Ano-genital area)，在實驗中共觀察過四次此種行為，另外在幼猴D出生之第一天(1986年4月1日)中，臍帶仍連於體上(但未見到胎盤)，研究者曾觀察到R拉起臍帶檢視一陣。

哺乳幼猴，尚有自吸乳頭的行為。這行為共有九次記錄(R一次，H及E各四次)，發生之情形可分二種：(1)小猴咬著乳頭時，母猴拉起自己另一邊乳頭放入口中一陣，而後放下，此時小猴會換吸該乳頭，(2)母猴休息時(小猴不一定在懷中)，會自行拉起乳頭放入口中一陣再放回。

(九)個體間的“互抱”(Enclosing, Passive support & Claspng):

個體間互相摟抱的情形有下列二種：(1)母猴抱住自己或其它個體的幼猴；(2)一個主動走向一至三隻正在休息或相互理毛的個體，由背後或正面抱住對方，雙手圍繞在其腰或腹部(Claspng)，以此姿勢坐著休息，通常被抱住的個體會繼續其原先的行為。

(十)玩耍(Play):

玩耍可分為單獨一隻的玩耍(Self-play)及個體間的玩耍(Social-play)有時也會加入幼猴玩耍的行列中。玩耍的過程常由單獨一隻的玩耍開始，幼猴會獨自在樹枝間玩弄小枝或樹葉等物，接著會有其它個體向牠走近，參與玩的活動，有時玩耍的開始是由一個體主動向其它個體表現欲玩的意願。參與玩耍的個體有時可高達四、五隻在玩耍中，個體間會彼此撲打、互相拉扯，張口互咬，或在樹枝上互相追逐，將對方推落樹下，甚至有跨騎行為發生。幼公猴(A、C)間尚會攻擊、拉扯對方的陰囊。這些動作看起來雖然十分激烈，但未曾見到牠們因玩耍而受傷的情形。

個體間玩耍的發生頻率，具有個體差異(Fig. 5)，自1985年7月到1986年4月，共記錄了59次個體間玩耍的過程，其中只有較年輕之成熟雌猴(N、X、F)，及幼猴(A、B、C)曾參與過玩耍的行為，而其中以幼猴C所參與玩耍的次數最多(共44次)，N最少(共5次)，三隻成熟雌猴中以體型小的F參與之次數較多(共16次)。

(二) “唇動”(Lip-smacking):

“唇動”是指嘴唇的快速動作，有時甚至會發出聲音，台灣獼猴在表現此行為時，眉毛會上揚，頭皮往後拉，頭上的毛及耳朵會往後倒貼於頭部。

唇動的表現，具有臣服、撫慰及減少個體間緊張狀況之作用，台灣獼猴在下列四種情形下，會表現此行為：(1)公猴M對雌猴表現跨騎行為時，雌猴會回頭對公猴表現“唇動”。(2)幼猴間在玩耍中表現跨騎行為時，有時被跨騎的個體也會回頭對其背上之個體表現此動作。(3)當一個體走向另一個體時，有時會一面動著嘴唇，一面接近，並為後者理毛。(4)曾有一次觀察到F本在幫B理毛，B突然發出尖銳的叫聲，逃開F，跑回母猴H之懷抱中，並和母猴互相快速地動著嘴唇。

(三)威嚇及敵對行為(Threatening & Agonistic behavior):

猴群之個體彼此間所表現的敵對行為不多，全年只觀察到13次，且都只限於威嚇，而未曾有實際的攻擊行為。

威嚇之表現可略分為二種：(1)張口威嚇(Open-mouth threat)：一個體口半張，嘴唇包住牙齒，面對另一個體，眉毛上揚，以眼瞪視對方。後者面對此行為時，常退縮不敢前行，做出扮苦相的表情(“Grimace”：兩邊嘴角往後方拉，露出上下的牙齒，為表現恐懼之動作。Kaufman and Rosenblum, 1966)，或避開對方。(2)驅逐威脅(Threat rush)一個體快速衝向另一個體，將對方趕到別處，後者常會快速奔逃，並伴有尖銳之叫聲。

在13次敵對行為中，以H及M表現之次數較多(分別為4及3次)，F遭受到其他個體敵對行為的次數較多(5次)(Fig. 6)。

(四)邀寵(Presenting):

邀寵行為的表現方式是：一個體將臀部對著另一個體，尾部擡高，四肢伸直，或是前肢略為彎曲，使頭胸部降低、臀部擡高，有時頭會向後看著對方。

邀寵行為多表現在跨騎行為前或相互理毛的過程之中。當雄猴走向雌猴時，雌猴會向雄猴表現邀寵行為，以表示交配之意願。幼猴間的跨騎行為之前，也有此行為的表現。此外，個體還會以邀寵行為要求其它個體為之理毛。有時一個體會對向之接近的另一個體表現邀寵行為，做為臣服(Submission)的一種表示。

(五)跨騎行為(Mounting):

跨騎行為可分為(1)交配過程中的跨騎行為(這是發生在成熟的雄性及雌性個體之間)。(2)其他個體間之跨騎行為(發生在幼猴之間；雌性之間；及幼猴和雌猴間)。

跨騎行為的表現是：一個體跨到另一個體身上，以兩腳掌夾住對方的後腳，雙

手扶在對方腰背部，陰部向前作多次抽刺動作 (Thrust)，有時也可能不發生抽刺動作便結束跨騎行為。

一年的觀察中共記錄到 113 次跨騎行為 (Table 2)，其中由成熟雄性 M 所表現的有 27 次。幼猴所表現的跨騎行為，都是在玩耍的過程中出現，三隻幼猴中，只有二雄性個體 A 及 C，表現過跨騎行為，牠們跨騎的對象則包括了幼猴及成熟之雌猴。幼猴和其母猴間不曾有過跨騎行為。由幼猴跨騎行為之月變化，可知 C 在六到七個月大時開始在玩耍行為中夾雜了跨騎行為的出現，A 較 C 早 3 ~ 4 個月出生，其跨騎行為約比 C 早四個月出現。雌猴所表現的跨騎行為只有在七、九、十一月中有過記錄 (Fig. 7)。

(四) 性行為 (Sexual behavior):

交配行為都是由雄猴 M 主動發起的，其過程是：雄猴走向雌猴，雌猴起身對雄猴表現邀寵行為，之後雄猴跨騎到雌猴身上。也有些時候雌猴不會表現邀寵行為，此時雄猴會以手捉住雌猴之尾部向上拉起，使雌猴之臀部抬高，而後再跨騎上去。跨騎之後，伴隨有 0 ~ 14 次之陰部的抽刺動作，以 8 ~ 10 次較為常見。在雄性進行抽刺動作時，有時雌猴會將手後伸捉住雄猴，並回頭面對雄猴表現出唇動的行為。由於距離太遠，無法分辨雄猴在性行為中有無排精，故以雄性之跨騎行為作為性活動之代表。

當雄猴結束跨騎及抽刺動作後，有時會停留在雌猴身旁，兩隻相互理毛，有時則是各自分開。雌猴在雄猴自其身上下來後，有時仍高擡臀部趴在樹幹上一段時間，之後才翻身坐起，自行理毛或是為雄猴修飾整毛。

雄猴 M 對跨騎之對象的選擇，沒有特殊的偏好。全年共記錄到 M 表現 27 次之跨騎行為，除去對象不明的二次以外，另外 25 次的跨騎行為在六隻雌猴間之分配無顯著差異 ($\chi^2 = 2.6 < \chi^2_{0.05}$, $df = 5$)。

M 之跨騎行為發生頻率有明顯的月變化 (Fig. 8)，9 月到次年 2 月間表現的頻率較高 (共 26 次)，3 月到 8 月中只有一次跨騎行為的記錄。

(五) 相互修飾整毛 (Allogrooming):

當猴群在樹林中休息時，個體間常發生互相修飾整毛的行為。在相互理毛時，一個體會以二手翻弄另一個體之毛，發現毛上之雜物時，會以手指將之撿起放入口中，或是直接以口或唇就著雜物將之取走，相互理毛行為的開始，有時是一個體主動地走向另一個體，為之理毛，有時則是一個體對另一個體做出邀寵之動作或是將身體之某一部份向對方展露，裝求對方為之理毛。在一回相互理毛的過程中，參與

理毛之個體彼此之間會交換角色：一個體在為另一個體進行一段時間的理毛後，會停止此行為，坐著不動或作出要求對方為之理毛之動作，此時另一個體會開始幫牠修飾整毛，甚至有時候二個體同時為對方理毛。相互整毛的行為，不僅發生在二個體之間，有時甚至會有三、四隻同時參與。

理毛行為的發生頻率有明顯之月變化，在1985年9月到1986年4月間（1985年3月到1985年8月的記錄不夠完備，故將之省略）共觀察到相互理毛行為299回*（個體分辨及時間記錄完整的有279回），964陣次*（個體分辨完整的955陣次）。理毛行為所持續的時間長短有很大的差異。每一回相互理毛的過程可持續1至50分鐘，平均一回須9.9分鐘，而在一分鐘內完成者佔17.2%，而在25分鐘內結束的佔91% (Fig. 9)。在964陣次相互理毛之行為中，自1986年1月到4月間有591陣次之記錄較完備，這591陣次所持續之時間自1分鐘到26分鐘不等，平均一陣次須3.0分鐘，在1分鐘以內完成的頻率最高，佔43.2%，在8分鐘以內結束的共佔95% (Fig. 10)。

所觀察到相互理毛行為發生的頻度，在個體間有很大的差異 (Table 3)。在955陣次的相互理毛行為中，以R及X表現的次數最多，共佔總陣次數的40.1%；公猴M表現的最少，只佔總次數的0.9%。同時公猴M對於理毛對象的選擇很強烈，在其他九隻台灣獼猴中，牠只和雌猴H及N表現過相互理毛的行為，同時在其參與的23次相互理毛行為中，有22次（96%）發生在10月到次年2月間，另一次則出現在4月。此外，母猴和其子女之間有高頻率的相互理毛行為。年輕雌猴為雌性幼猴理毛之頻率高於其為雄性幼猴理毛之頻率。

一個體對其他不同個體間表現相互理毛行為之時間長短有很大的差異。以具有詳細記錄起訖時間的591陣次之相互理毛行為來看 (Table 4)，所記錄到R及F為其他個體理毛的時間最多，佔總時長的42.5%。母猴和幼猴間相互理毛的時間在其表現此行為之總時長中所佔的比例，比其和其他個體間的比例略高。年輕雌猴為雌性幼猴理毛的時間比例，高於其為雄性幼猴理毛的時間比例。

由於相互理毛的行為，是社頂猴群中個體間表現最頻繁的一項社會行為，故以此行為來了解六隻成熟雌猴間的相互關係。在955陣次的相互理毛行為中，在成熟

（註）* 回 (Session)：相互理毛的整個過程。

* 陣次 (Bout)：在一回理毛行為中，A為B理毛為一陣次，當角色互換時，視為另一陣次的開始。

雌猴間所發生的有 523 陣次，利用這 523 陣次的相互理毛頻率所做出社會行為關係譜 (Sociogram) (Fig. 11) 來看，可將六隻雌猴約略分成二群：A 群（包括 R、H、X、F）及 B 群（包括 E 及 N）。A 群中的 R、H 和 B 群中的 E 之間，很少有相互理毛的關係，二群間的連繫主要經由 A 群的 X 和 B 群的二個體間的相互理毛來達成。在有完整記錄起訖時間的 591 陣次中，發生在六隻雌猴間的共 330 次，長達 961 分鐘，以這 961 分鐘所做出的社會行為關係譜 (Table 4) 來看雌猴間的關係，得到的結果和前類似。

(g) 每日活動 (Daily activity):

休息、進食及社會行為，在猴群一天的活動中，有明顯的變化 (Fig. 13)。在早上 8 時半以後，猴群的活動以休息及社會行為為主，僅有少數個體偶而進行短時間的進食（摘取休憩地點旁的樹上的果食），一直到下午二時半之後，才有進食高峯的出現。休息及社會行為在每一時段都佔很高的比例，尤其是在 8:30 到 14:30 之間，這二項活動所佔的時間達 90% 以上。

由於記錄時間自每日早上 8 時開始，且猴群常在 8 時之後才在 A 點附近出現，故研究者對猴群在早上 8 時以前的活動並不瞭解。但曾有幾次觀察到猴群在早上 8 時左右出現於 A 點附近時，頰囊中裝有自別處摘取的果實，由此推測猴群在早上 8 時之前，可能另有一進食高峯。

(h) 食物 (Food):

台灣獼猴的食物以植物性的食物為主，偶而也會捕食昆蟲。在墾丁地區調查到台灣獼猴所食用的植物樹種共十八種，以採自墾丁地區其他植物之果實試餵飼養於實驗室中的台灣獼猴，得到另外九種可能為台灣獼猴食物之植物 (Table 5)。台灣獼猴對這二十七種植物食用的部分包括：果實、種子、花、葉、嫩芽、果托、樹皮等部分。山葛及糙葉榕的葉片幾乎全年都被食用，並且是在其他樹種之果實未出現時，台灣獼猴的主要食物。紅柴、大葉山欖、毛柿及數種榕樹的果實，在成熟的時候，也是猴群主要的食物來源。至於動物性食物，在觀察中僅見過台灣獼猴以手捕食昆蟲四次。另外還常見到牠們爬在樹幹上，以手摳取樹皮裂縫中的東西食用，可能是昆蟲或苔蘚類等的東西。

(i) 活動範圍 (Home range):

利用觀察及林中搜尋的結果估計猴群的活動範圍在 10 ha 以上，而出現及利用最頻繁的核心地帶（“Core area”，觀察點 A 附近）面積約為 1 ~ 1.5 ha (Fig. 14)。核心地帶包括了猴群主要的覓食場所及可能的過夜地點（R 礁東面）；在下午時猴

群常在 A 點旁一苦楝樹附近休憩，在下午二時半以後，開始在此處或 R 及 C 礁之間進食，進食時間可持續 2 到 3 小時，而後又會回到苦楝樹附近休憩、玩耍，到日落前一小時左右（約下午五時半），猴群開始移動，往 R 礁接近，攀爬利 R 礁之東面，而後離開視線，此時雖尚未日落，但因樹冠層之遮蔽，林中光線已很微弱，故猜測猴群可能是到 R 礁之東面過夜，至於確實的過夜地點，尚待進一步求證。

(三) 生殖 (Mating and Breeding season)

猴群中成熟雌猴性皮膚之腫脹變紅不十分明顯，只有在 1985 年 10 月及 12 月分別見到 X 及 F 之性皮膚腫脹得十分厲害，紅腫由臀部開始，一直延伸到尾巴基部。1985 年 11 月見到 X 之陰部有血跡，疑似月經來潮，除此之外，只會觀察到雌猴性皮膚顏色的些許變化（粉紅、深紅色間之變化）。

成熟雄猴及雌猴間之性行為，若以跨騎行為來推測，可能集中在 1985 年 9 月到次年 2 月間，而以 11 月所見到之次數最多（7 次）。

四隻幼猴中，C 及 D 的出生月份確定是在 1985 年 3 到 4 月間及 1986 年 4 月 1 日。在 1985 年 3 月中初次觀察時，A 及 B 猴約已出生 3 個月及 1 個月，推算其出生月份應是 1984 年 12 月到 1985 年 1 月間（幼猴 A）及 1985 年 2 月（幼猴 B）。綜合四隻幼猴的出生，可知墾丁地區台灣獼猴幼猴之出生月份約為每年 12 月到次年 4 月間。

討 論

依據形態及地理分布上的證據，Foodon (1980) 將現生的獼猴區分為四種群（Species groups: *silenus-sylvanus* 群、*sinica* 群、*fascicularis* 群、*arctoides* 群），四群間可能各具不同形式的交配行為，並且認為台灣獼猴屬於 *fascicularis* 群，而該群的交配形式是屬於“多次跨騎而後排精型” (Multi-mount ejaculation)。但台灣獼猴的交配行為是否為此形式，至今並無研究報告予以支持。在墾丁地區一年的觀察中，研究者雖曾觀察到 27 次的跨騎行為，但未曾觀察到雄猴在短時間內對同一雌猴表現二次或二次以上的多次跨騎行為，此外，由於研究者和猴群間相距 70 公尺，無法分辨雄猴在陰部抽刺之後有無排精，所以無法判斷所見到的跨騎行為是否為真正的交配行為。

在墾丁猴群中雄雌個體間的跨騎行為，都是由雄猴主動發起的，甚至會強迫雌猴接受牠的跨騎行為。而在 *M. fuscata* 中，則是由雌猴主動接近雄猴，甚至先行跨騎在雄猴身上，以引發其性慾 (Wolfe, 1979)。

在墾丁猴群雄雌猴間的跨騎行為中，被跨騎者會反身伸手捉住跨騎者。有些學者以為這是雌猴在交配中達到性高潮 (Orgasm) 的表示，但也有些學者不以為然 (Mckenna, 1982)。在墾丁猴群中，這種反身捉住跨騎者的行為，在幼猴彼此間的跨騎行為中亦會發生，由此推測這種動作可能不完全是性高潮的表示。

Dagg (1984) 以為幼猴間的跨騎是玩耍過程的一部份，而成熟雌猴間的跨騎 (Female-female mounting) 則多出現在雌猴發情的時候，這和墾丁猴群中的情形相似。在墾丁猴群中的三隻幼猴中，只有雄猴會表現跨騎行為，這和 *M. fuscata* 中的情形相同 (Eaton et al, 1985)。幼猴間的跨騎，在 *M. nemestrina*, *M. mulatta*, *M. radiata*, *M. arctoides* 中甚為常見，且隨幼猴年齡的增加，其行為會逐漸接近成猴間的性行為 (Caldecott, 1986)。至於雌猴彼此間的跨騎行為，研究者在一年中曾觀察過二次一雌猴以腹部相對 (Ventre-ventral) 的姿勢跨騎在另一雌猴的腹部或大腿，並以會陰部 (Perineum) 的皮膚在對方身上摩擦。Wolfe (1979) 在 *M. fuscata* 中也曾發現過類似的情形，並指出這可能是雌猴在猴群之性比例改變時 (雄猴減少) 的一種行為表現。

台灣獼猴幼猴間玩耍的情形，和其他獼猴種類中的情形略有不同。在墾丁猴群中，雌性及雄性幼猴間玩耍的頻率相近，年輕雌猴常和幼猴一同玩耍，成熟雄猴M從未參與過其它個體間的玩耍。而在 *M. fuscata*, *M. mulatta*, *M. radiata* 中，雄性幼猴比雌性幼猴愛玩，成猴中以雄性較常和幼猴玩耍 (Koyama, 1985; Eaton, et al, 1986; Hayaki, 1983)。雄性成猴不參與玩耍的情形，在 *M. arctoides* 中也曾有類似的發現 (Hendy-Neely & Rhine, 1977; Caine & Mitchell, 1979)。

墾丁猴群中，成熟雄猴和其它個體間的相互行為，多發生在交配季節中。據推算猴群之交配季節約在9月到次年2月，而在雄猴23次的相互理毛中，有22次是發生在10月到次年2月間。這種在交配季節中相互理毛頻率增加的情形，在 *M. mulatta*, *M. fuscata* 中也曾有人報告過 (Tokuda, 1962; Drickamer, 1976)。

在墾丁猴群中，相互理毛的表現頻率，在個體間有很大的差異。其中以成熟雌猴表現的次數最多，幼猴次之，成熟雄猴最少。在 *M. mulatta* 及 *M. radiata* 中，雌雄猴間也具有這種頻率上的差異 (Drickamer, 1976; Defler, 1978; Teas, et al., 1980)。

在靈長類社會中，相互理毛發生的方向和個體在猴群中的優勢地位有關 (Jones, 1979; Coelho, et al., 1983)。在 *M. arctoides* 中，地位低的個體會主動為地位高的個體之子女理毛，以此做為接近地位高之個體的一種方式 (Estrada, et al., 1977)。由於墾丁猴群個體間的敵對行為不多，故無法了解個體彼此間之優勢關係，但其中的雌猴H，體型只小於雄猴M，且表現警戒、搖樹及敵對行為的次數亦多，所以推測其在

猴群中可能佔有較高的地位，同時在三隻幼猴中，以其幼猴 B 所接受之相互理毛行為的次數最多，這一點和 Estrada 等人 (1977) 的發現相近。

Hutchins & Barash (1976) 以為個體間的相互理毛有助於除去體毛上的外寄生蟲。在台灣獼猴中一個體被另一個體理毛的區域，多是其無法為自己理毛的部分（如背部、頸部等），同時對方常有自其體毛中撿吃物體的動作，此外依 Kuntz & Myers (1969) 的報告，台灣獼猴身上至少有六種的外寄生蟲（lice 及 ticks），由此看來，在台灣獼猴中相互理毛可能確實有助於獼猴的健康及清潔。由以上的情形看來，台灣獼猴個體間的相互理毛，不僅有助於彼此間社會關係的建立及維繫，也對其健康有所助益。這和 Carpenter (1964 in Coelho, et al., 1983) 提出相互理毛的功能相同。

墾丁猴群一日中各項活動的時間分配，以休息及社會行為佔較高的比例，進食活動多局限在上午 8 時前及下午 2 時半之後，這和許多靈長類的情形相近 (Clutton-Brock, 1977)。但在 *M. fascicularis*, *M. mulatta* 一天的活動中，卻是以進食活動所佔的時間比例較高 (Teas, 1980; Sussman & Tattersall, 1981)，這和墾丁猴群的表現有所不同。

台灣獼猴的食物以果實及種子為主，這和 Caldecott (1986) 整理的結果相合，他以為在獼猴屬的食物中，果實及種子所佔的比例為 50% 到 90%。台灣獼猴在墾丁地區所食用的植物樹種，多是當地植物社會中的主要樹種，這可能是其對生活環境適應的結果。此外台灣獼猴很喜歡啃吃苦楝樹的樹皮，牠們常會趴在樹幹上，以嘴扯下樹皮，坐在旁邊嚼食。在實驗區內，除台灣獼猴外，赤腹松鼠 (*Callosciurus erythraeus*) 也會啃吃苦楝樹的樹皮，由此推測苦楝樹的樹皮中，可能含有某些特殊的成份為獼猴所喜愛。*M. fuscata* 也有啃吃桑科植物樹皮的情形 (Tanaka, per. comm.).

據估計墾丁猴群的活動範圍約為 10 公頃，和文獻中其它獼猴種類的活動範圍相比 (Takasaki, 1981, 1984)，面積相當狹小。造成墾丁猴群活動範圍較小的原因可能有三：(1) 對猴群活動範圍的調查不夠徹底，以致低估其活動範圍。(2) 墾丁猴群中僅有 11 隻個體，且其主食多為當地的優勢樹種，食物供應甚為充足，可能較小的活動範圍便應足以供應猴群的需求。Clutton-Brock & Harvey (1977) 便曾指出猴群大小及棲地中食物供應的情形是影響其活動範圍大小的二項主要因素：小的猴群及分布均勻的食物資源，會使得猴群的活動範圍較小。(3) 墾丁猴群活動範圍的大小，可能和其有較高樹棲性的傾向有所關連。Caldecott (1986) 曾指出傾向於樹棲性的種類每日移動之距離較短，活動範圍較小；而陸棲性較高的種類則具有較大的活動範圍。

在獼猴屬中，目前已知有 5 種獼猴全年皆可生殖，另有七種獼猴的交配及生殖具明顯的季節性變化，而台灣獼猴屬於後者 (Estrada, 1976; Smith, 1984; Caldecott, 1986)

。墾丁猴群的交配及生殖確實具有明顯的週期性；交配季 (Mating season) 約在 9 月到次年 2 月，而生殖季 (Birth season) 則為 12 月到次年 4 月，妊娠期 (Gestation period) 約為 5 個月，這和彭明聰等人 (Peng, et al., 1973 a; 1973 b; 彭及賴, 1968) 的研究結果大致吻合。

一般而言，獼猴屬的猴群組成應屬“多隻雄性的群體” (Multimale group) (Chalmers, 1979)，野生猴群的平均大小約為 20 至 40 隻 (Caldecott, 1986; Crockett & Wilson, 1980; Makwana, 1978; Marnhashi, 1982; Rahaman & Parthasar 1969; Southwick, et al, 1965; Sugiyama, 1971; Wheatley, 1980)。墾丁猴群僅由 11 隻組成 (1986 年 4 月以前)，同時群中只有一隻成年雄猴，因此此猴群或許尚不是一個具有代表性的猴群。

在生物學的領域中，有關靈長類生態及行為上的研究，尚處於萌芽的階段。靈長類的社會組織及各項習性，不僅在種與種間具有很大的差異，同一種類的不同族群，為了各自適應其棲息環境，彼此間也常具有明顯的不同 (Washburn & Hamburg, 1965)，因此對於靈長類的研究，不僅需要野外及實驗室的同時配合，更需對同一族群進行長期的研究，對不同族群進行比較，才能有深入的了解。

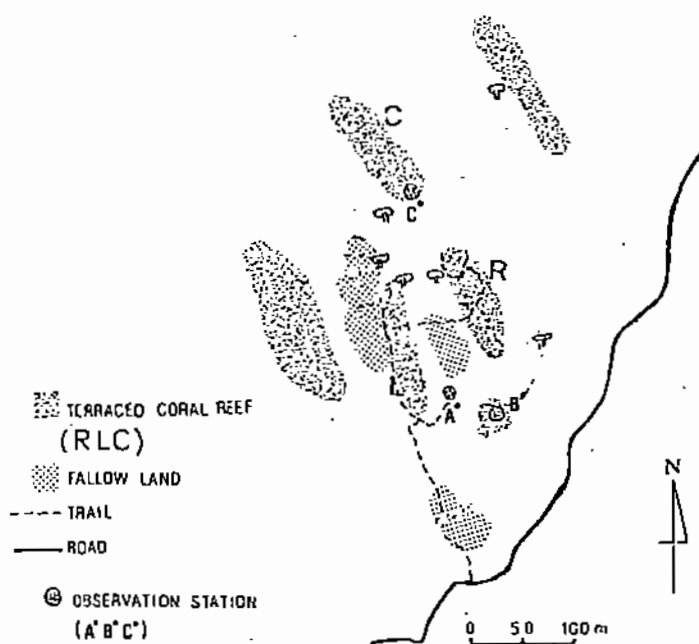
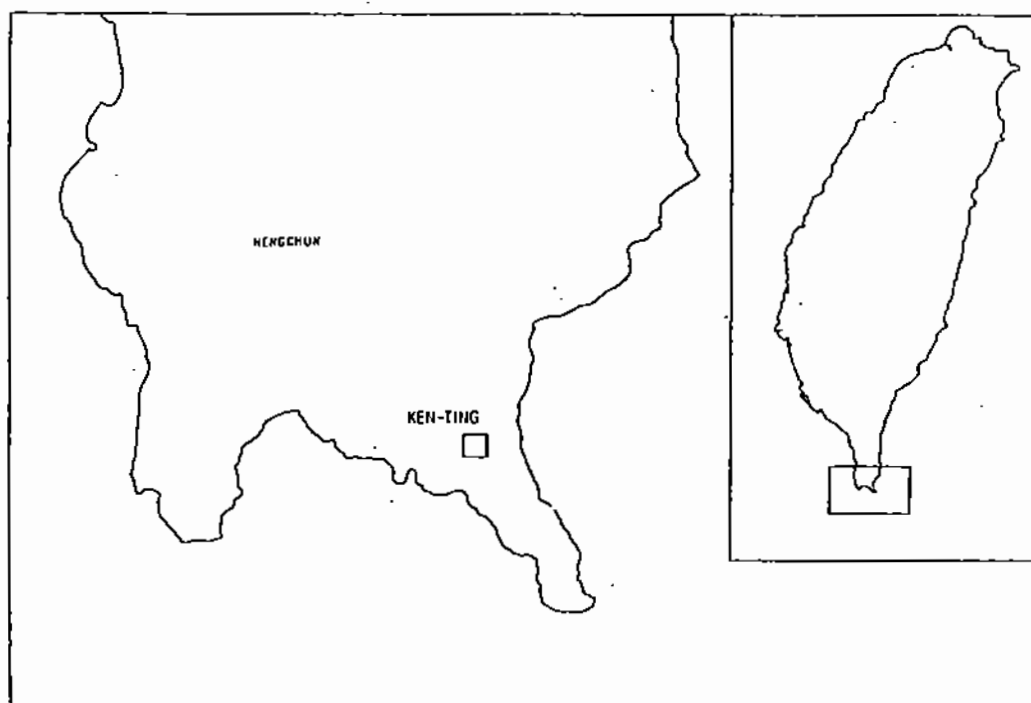
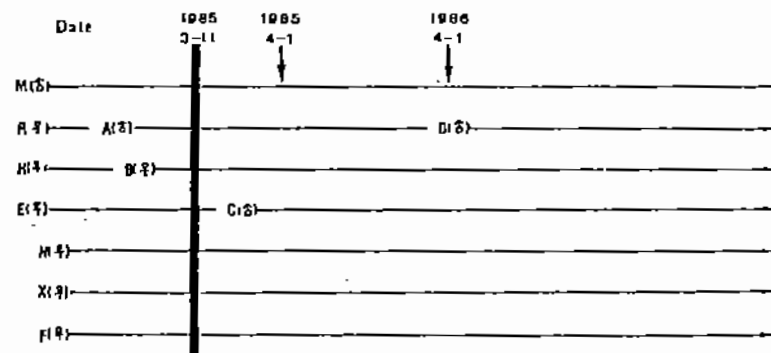


Fig. 1. Map of study area : Ken-ting.



Genealogy of the Shre-ding troop.

ADULTS	JUVENILES	INFANTS	TOTAL
1	2	1	4
6	1	0	7
TOTAL=11			

Fig. 2. Composition of the study troop.

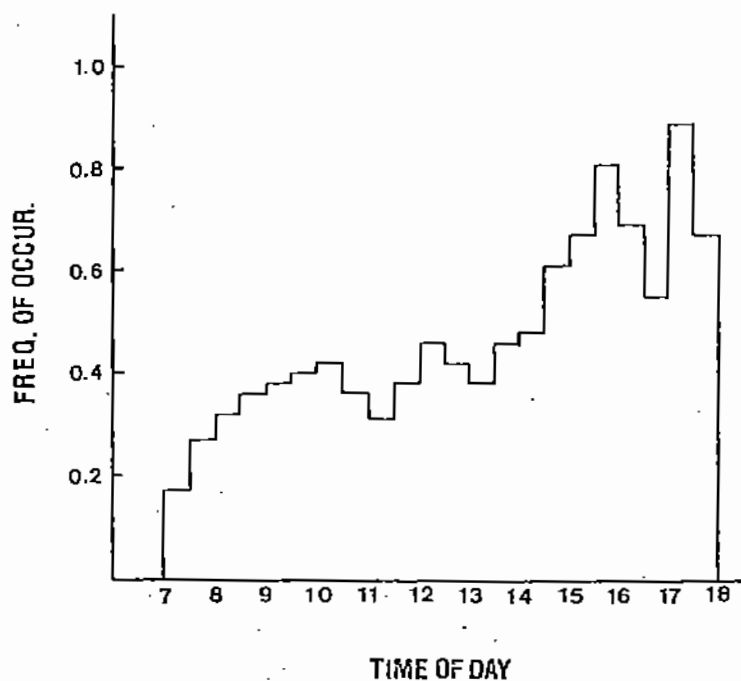


Fig. 3. Frequency of occurrence of the Shre-ding troop near the observation station A from 07:30 to 18:00.

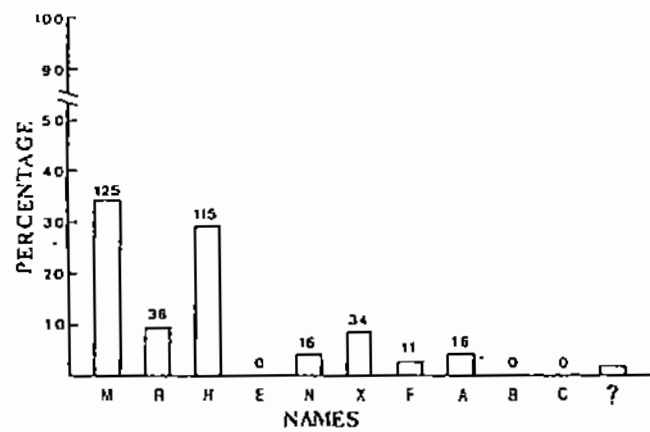


Fig. 4. Percentage of branch shaking behavior performed by each macaque, relative to total frequency (= 360). Numbers on the bars indicate frequencies. ? : unknown individual.

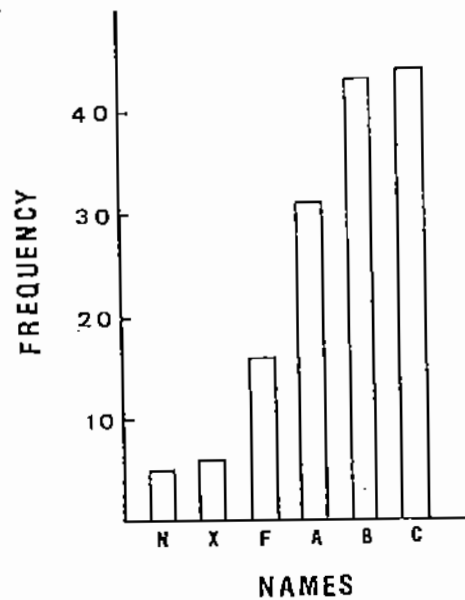


Fig. 5. Frequency of play bouts each macaque participated.

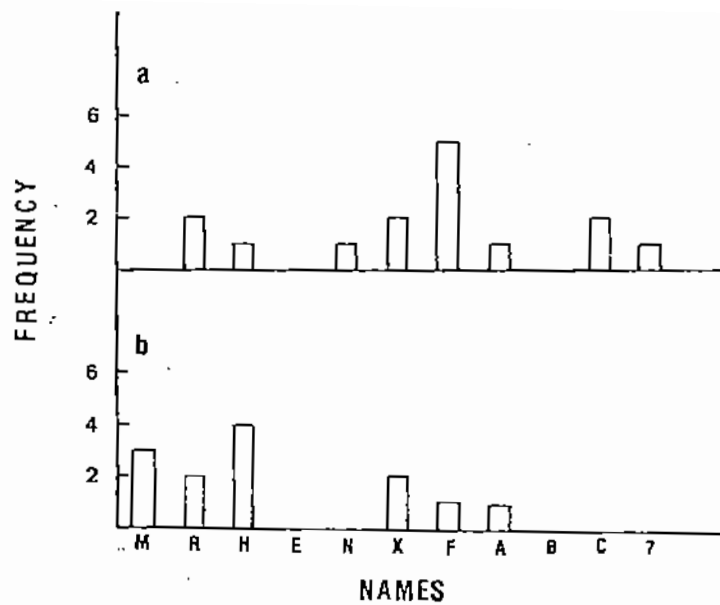


Fig 6. (a) Number of times each macaque threatened by others.
(b) Number of times of threatening performed by each macaque.

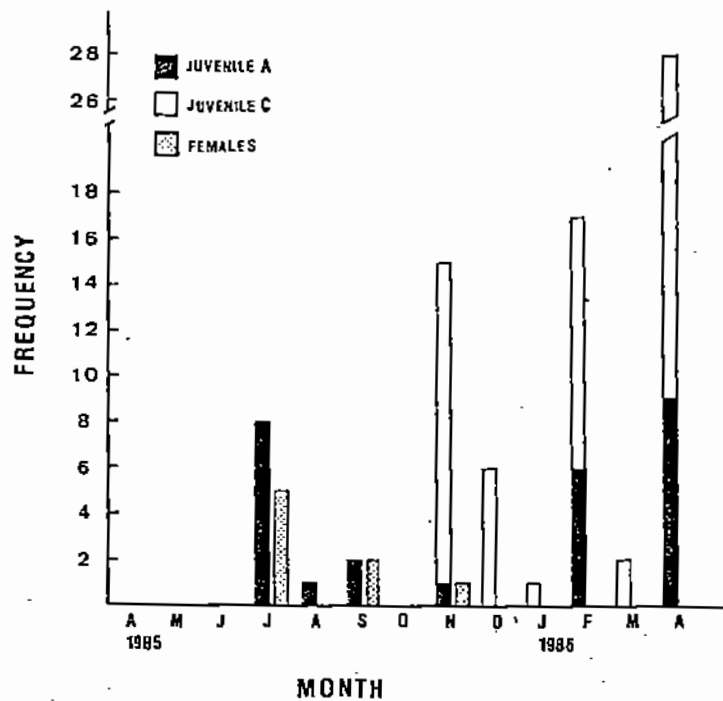


Fig 7. Monthly variation of frequencies of mounting performed by juveniles and females.

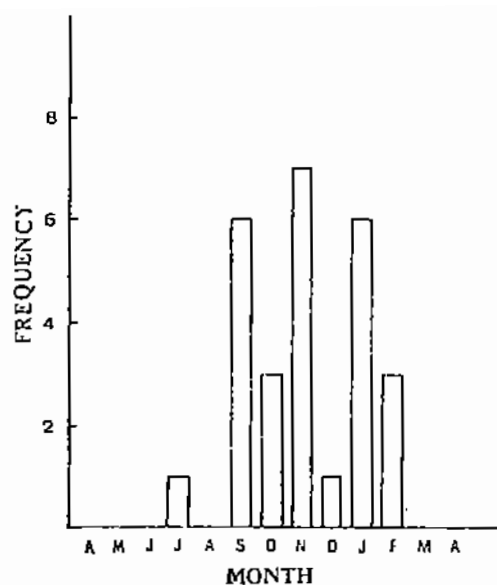


Fig. 8. Monthly variation of mounting performed by adult male (M) from April, 1985 to April, 1986.

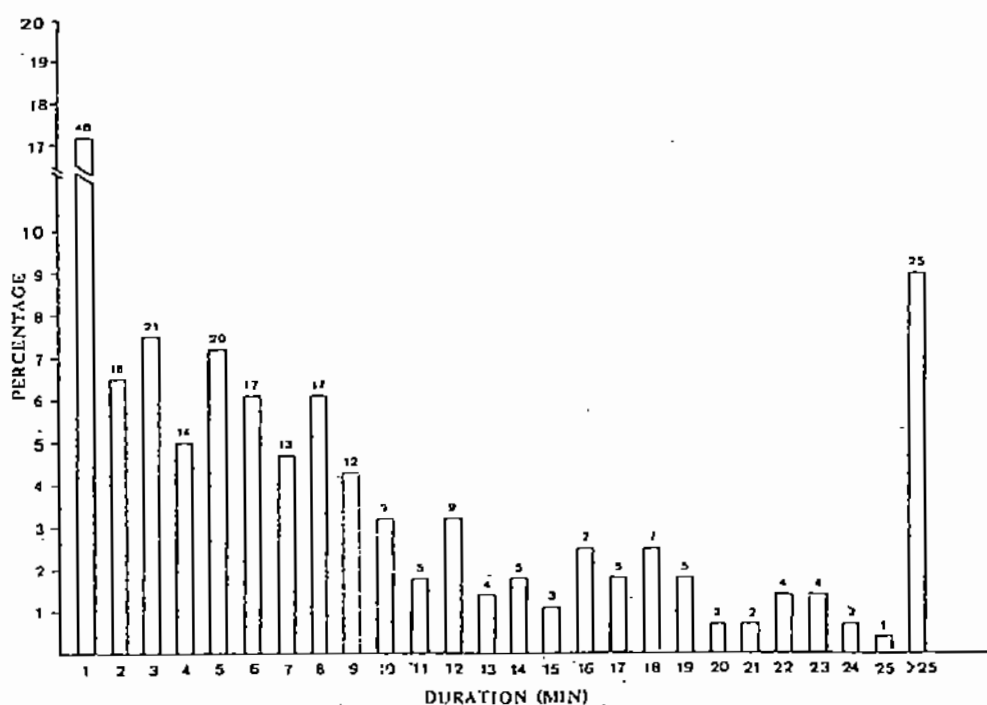


Fig. 9. Distribution of duration of 279 allogrooming sessions from September, 1985 to April, 1986. (Numbers on bars indicate frequencies).

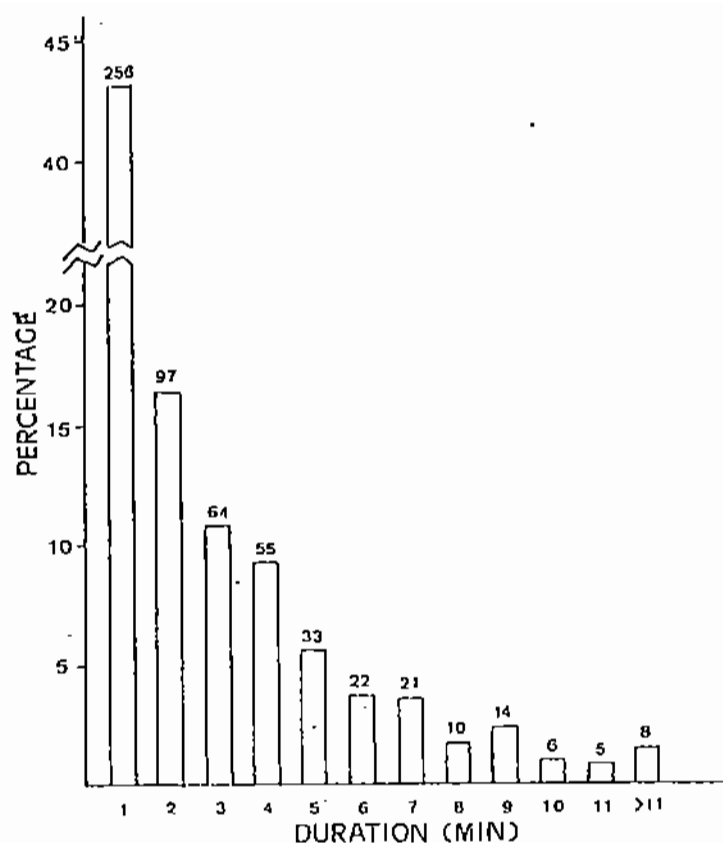


Fig. 10. Distribution of duration of 591 allogrooming bouts from January to April, 1986. (Numbers on bars indicate frequencies).

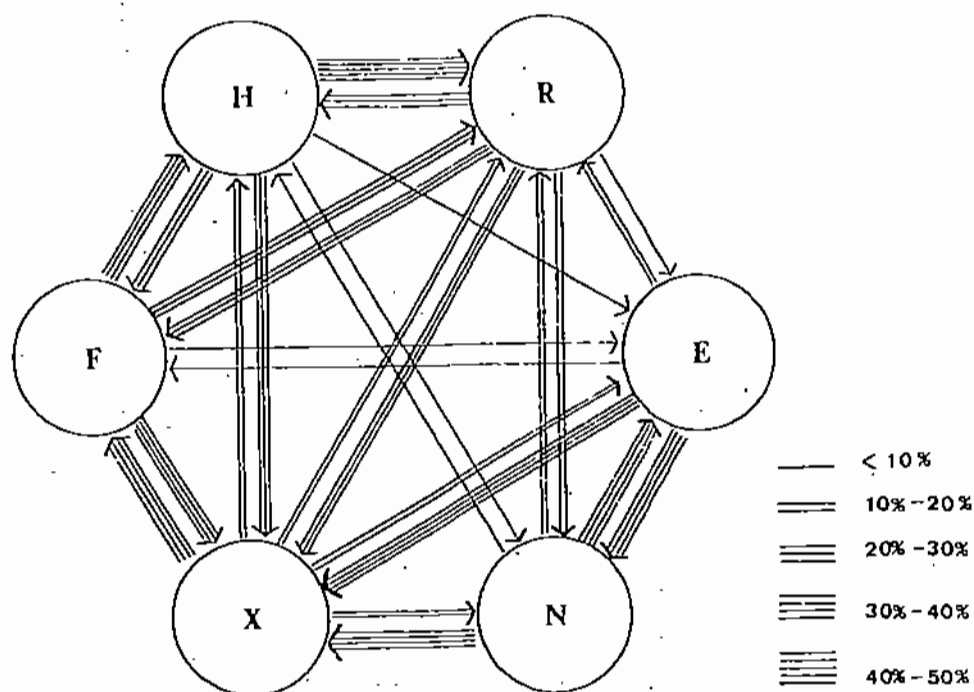


Fig. 11. The relative frequencies with which six adult females groomed each other. The arrows indicate the directions of allogrooming.

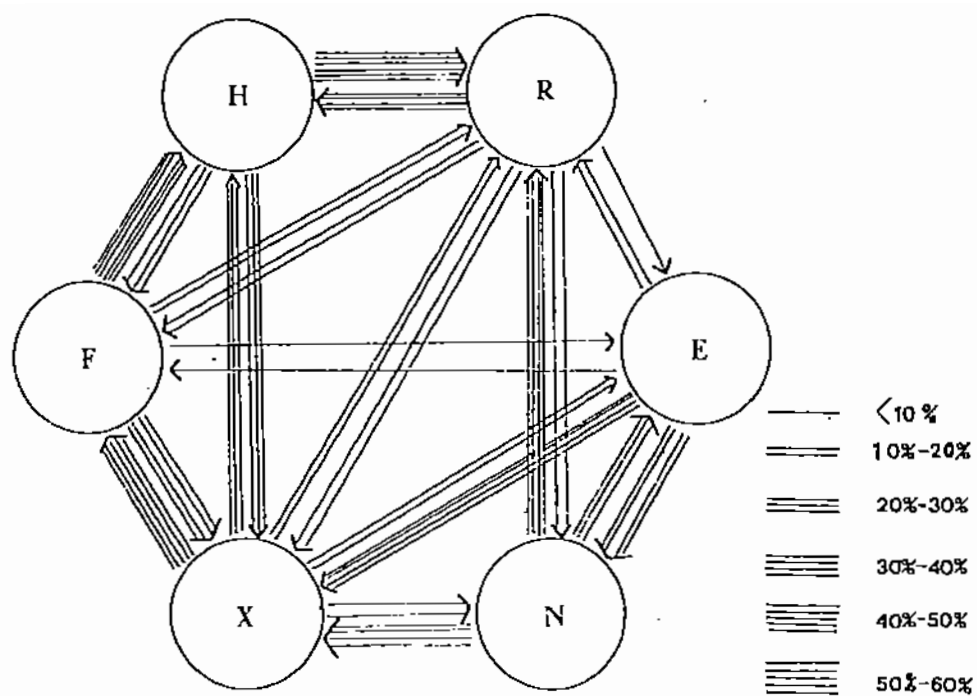


Fig. 12. The relative time with which six adult females groomed each other. Arrows indicate the directions of allogrooming.

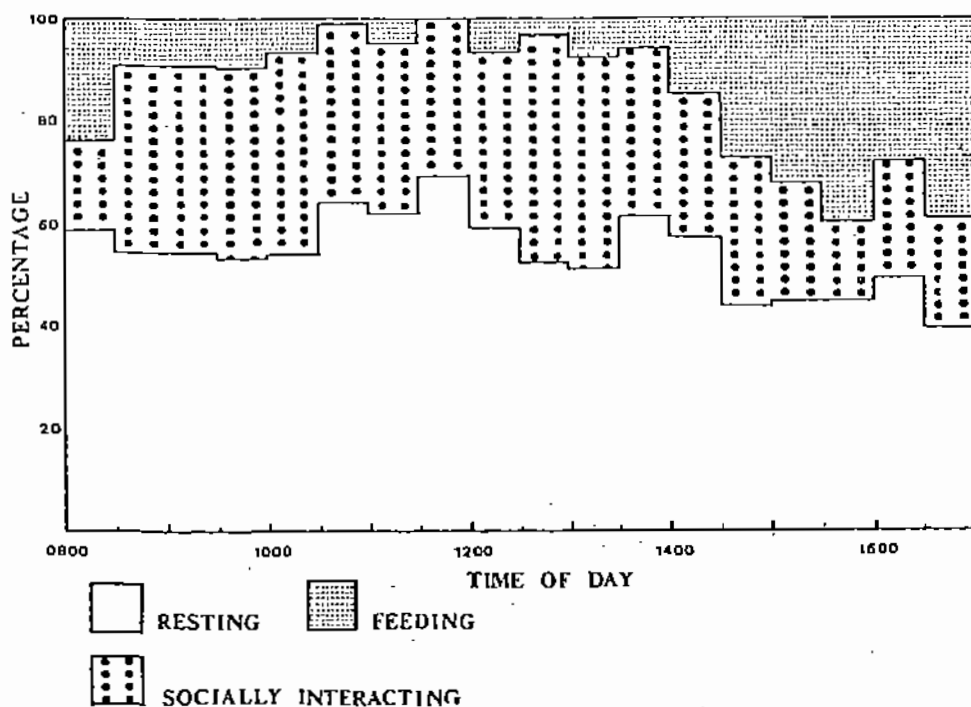


Fig. 13. Percentage of time per half hour spent by the troop in 3 categories of behavior from 08:00 to 17:00.

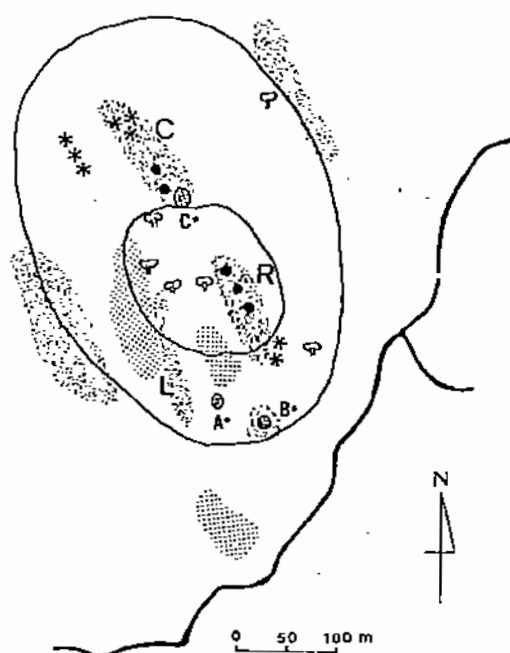


Fig. 14. Estimated home range (outer circle) and core area (inner circle) of the study troop. (*, •: sites where food remains and feces were found, others see Fig. 1)

Table 1. Categories of behavior.

Solitary behavior:	Social behavior:
Resting	Allogrooming
Drinking/Licking	Presenting (for Allogrooming)
Branch shaking/Bouncing	Presenting (for Mounting)
Moving	Mounting
Feeding	Lip-smacking
Self play	Social play
Self-grooming	Threatening (Open mouth threat, Threat rush)
Scratching	Scrotum grasping
Urination/Defecation	Supplanting
Alarm (Head bob; Tail up; Alarm call)	Anal inspecting
	Cradle carriage
	Passive-support carriage
	Enclosing

Table 2. Mounting relations among individuals.

Mounter	Mounted											Total
	M	R	H	E	N	X	F	A	B	C	Uniden.	
M(Ad♂)		6	5	5	3	4	2	0	0	0	2	27
R(Ad♀)	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H(")	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
E(")	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0
N(")	0	0	0	1		0	0	3	1	0	0	5
X(")	0	2	0	0	0		0	0	0	0	0	2
F(")	0	1	0	0	0	0		0	0	0	0	1
A(Ju♂)	0	0	0	0	1	0	6		8	12	0	27
B(Ju♀)	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0
C(Ju♂)	0	0	0	0	0	0	3	24	24		0	51
TOTAL	0	9	5	6	4	4	11	27	33	12	2	113

Table 3. Summary table for the frequency of allogrooming behavior. The matrix shows the percentage of frequency as groomer relative to total frequencies performed by each individual from September 1985 to April 1986.

[illegible]

Table 4. Summary table for the duration of allogrooming behavior. The matrix shows the percentage of time as groomer relative to the total time performed by each individual in pair-wise interaction.

Groomer	Groomee										Total time as groomer	% of total grooming
	M	R	H	E	N	X	F	A	B	C		
M(Ad♂)		0	22.7	0	77.3	0	0	0	0	0	22	1.2
R(Ad♀)	0		17.9	1.6	4.3	8.7	6.6	56.4	4.3	0.2	438	24.7
H(♂)	89.2	44.2		0	0	15.3	12.9	0	18.4	0	163	9.2
E(♂)	0	15.1	0		29.4	22.7	12.6	0	0	20.2	119	6.7
N(♂)	16.2	25.8	0	9.0		21.3	0	0	24.5	3.2	155	8.8
X(♂)	0	14.2	23.4	8.7	13.5		34.3	0.4	5.5	0	274	15.5
F(♂)	0	7.6	35.9	4.1	0	26.0		4.8	21.6	0	315	17.8
A(Ju♂)	0	67.5	0	0	0	5	11.7		8.3	7.5	120	6.8
B(Ju♀)	0	26.7	25.2	5.3	23.7	9.2	3.8	5.3		0.8	131	7.4
C(Ju♂)	0	0	0	24.2	30.4	0	21.2	24.2	0		33	1.9
Total time as groomee	40	309	293	73	149	223	185	278	180	40	1770	

"% of total grooming"=% of all grooming interactions in which each animal was involved

Table 5. Food species of Taiwan macaques (*Macaca cyclopis*) in Ken-ling area.

Food species	Parts eaten	Month												
		A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
FAGACEAE														
<i>Cyclobalanopsis pachyloma</i> *	K													
<i>Psania formosana</i> *	K													
MORACEAE														
<i>Ficus ampelas</i>	F							*						
<i>F. aurantiaca</i> *	F													
<i>F. caulocarpa</i>	B													*
<i>F. irisana</i>	F,L	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>F. septica</i> *	F													
<i>F. wightiana</i>	F		*		*			*	*					
LAURACEAE														
<i>Cryptocarya chinensis</i> *	F													
LEGUMINOSAE														
<i>Leucaena glauca</i>	S													
<i>Pueraria montana</i>	L,Sh				*		*	*	*	*	*	*	*	*
EUPHORBIACEAE														
<i>Aleurites moluccana</i>	F		*											
<i>Antidesma pentandrum</i> *	F													
<i>Bischofia javanica</i>	F,L					*								
<i>Breynia aceregens</i>	F										*	*		
RUTACEAE														
<i>Clausena excavata</i> *	F													
MELIACEAE														
<i>Aglaia formosana</i>	F					*	*			*			*	
<i>Melia azedarach</i>	F,Fl,L,Ba				*						*	*		
ANACARDIACEAE														
<i>Semecarpus gigantifolia</i>	R		*											
STEREULIACEAE														
<i>Heritiera littoralis</i>	F				*									
SAPOTACEAE														
<i>Palaquium formosanum</i>	F				*	*								*
<i>Pouteria obovata</i>	F				*	*								*
EBENACEAE														
<i>Diospyros discolor</i>	F					*								
<i>D. maritima</i>	F													*
PALMAE														
<i>Phoenix hanceana</i> *	F													
VERBENACEAE														
<i>Callicarpa formosana</i> *	F													
SANTALACEAE														
<i>Champereia manillana</i>	F													*

OTHERS

Insects (unknown species)

B:bracks, Ba:barks, F:fruits, Fl:flowers, K:kernels,
L:leaves, R:receptacles, S:seeds, Sh:shoots.

Species with * were eaten by the macaques fed in laboratory.

REFERENCES

- Caine, N. and G. Mitchell, 1979. A review of play in the genus Macaca: social correlates. *Primates*, 20(4):535-546.
- Caldecott, J.O., 1986. An ecological and behavioural study of the pig-tailed macaque. *Contrib. to Primat.*, Vol. 21.
- Chalmers, N., 1979. Social behaviour in primates. Edward Arnold, London.
- Clutton-Brock, T.H., 1977. Some aspects of intraspecific variation in feeding and ranging behaviour in primates. In *Primates ecology: studies of feeding and ranging behaviour in lemurs, monkeys and apes*. Clutton-Brock, T.H. (ed.) Academic Press, N.Y., pp. 539-556.
- Clutton-Brock, T.H. and P.H. Harvey, 1977. Species differences in feeding and ranging behaviour in primates. In *Primate ecology: studies of feeding and ranging behaviour in lemurs, monkeys and apes*. Clutton-Brock, T.H. (ed.) Academic Press, N.Y., pp. 557-579.
- Coelho, Jr., A.M., S.A. Turner, and C.A. Bramblett, 1983. Allogrooming and social status: an assessment of the contributions of female behavior to the social organization of Hamadryas baboons (Papio hamadryas). *Primates*, 24(2):184-197.
- Crockett, C.M. and W.L. Wilson, 1980. The ecological separation of Macaca nemestrina and M. fascicularis in Sumatra. In *The macaques: studies in ecology, behavior and evolution*. Lindburg, D.G. (ed.) Van Nostrand Reinhold Company, N.Y., pp. 148-181.
- Dagg, A.I., 1984. Homosexual behaviour and female-male mounting in mammals: a first survey. *Mammal Rev.*, 14(4):155-185.
- Defler, T.R., 1978. Allogrooming in two species of macaque (Macaca nemestrina and Macaca radiata). *Primates*, 19(1):153-168.
- Drickamer, L.C., 1976. Quantitative observations of grooming behavior in free-ranging Macaca mulatta. *Primates*, 17(3):323-336.
- Eaton, G.G., D.F. Johnson, B.A. Glick, and J.M. Worlein, 1985. Development of Japanese macaques (Macaca fuscata): sexually dimorphic behavior during the first year of life. *Primates*, 26(3):238-247.
- Estrada, A. and R. Estrada, 1976. Birth and breeding cyclicity in an outdoor living stump-tail macaque (Macaca arctoides) group. *Primates*, 17(2):225-232.
- Estrada, A., R. Estrada, and F. Ervin, 1977. Establishment of a free-ranging colony of stump-tail macaques (Macaca arctoides): social relations I. *Primates*, 18(3):647-676.
- Eudey, A.A., 1980. Pleistocene glacial phenomena and the evolution of Asian macaques. In *The macaques: studies in ecology, behavior and evolution*. Lindburg, D.G. (ed.) Van Nostrand Reinhold Company, N.Y., pp. 52-83.
- Fooden, J., 1980. Classification and distribution of living macaques (Macaca Lacépède, 1799). In *The macaques: studies in ecology, behavior and evolution*. Lindburg, D.G. (ed.) Van Nostrand Reinhold Company, N.Y., pp. 1-10.
- Hayaki, H., 1983. The social interactions of juvenile Japanese monkeys on Koshima Islet. *Primates*, 24(2):139-153.
- Hendy-Neely, H. and R.J. Rhine, 1977. Social development of stump-tail macaques (Macaca arctoides): momentary touching and other interactions with adult males during the infants' first 60 days of life. *Primates*, 18(3):589-600.
- Huchins, M. and D.P. Barash, 1976. Grooming in primates: implications for its utilitarian function. *Primates*, 17(2):145-150.
- Jones, C.B., 1979. Grooming in the mantled howler monkey, Alouatta palliata Gray. *Primates*, 20(2):289-292.
- Kaufman, I.C. and L.A. Rosenblum, 1966. A behavioral taxonomy for Macaca nemestrina and Macaca radiata: based on longitudinal observation of family groups

- in the laboratory. *Primates*, 7(2):205-258.
- Koyama, N., 1985. Playmate relationships among individuals of the Japanese monkey troop in Arashiyama. *Primates*, 26(4):390-406.
- Kuntz, R.E. and B. Myers, 1969. A checklist of parasites and commensals reported for the Taiwan macaque (*Macaca cyclopis* Swinhoe, 1862). *Primates*, 10(1):71-80.
- Kuroda, M., 1940. A monograph of the Japanese mammals. The Sanseido Co. Ltd., Tokyo.
- McCullough, D.R., 1974. Status of larger mammals in Taiwan. Tourism Bureau, Taipei, Taiwan, R.O.C..
- Makwana, S.C., 1978. Field ecology and behaviour of the rhesus macaque (*Macaca mulatta*): I. group composition, home range, roosting sites, and foraging routes in the Asarori forest. *Primates*, 19(3):483-492.
- Maruhashi, T., 1982. An ecological study of troop fissions of Japanese monkeys (*Macaca fuscata yakui*) on Yakushima Island, Japan. *Primates*, 23(3):317-337.
- McKenna, J., 1982. The evolution of primates societies, reproduction, and parenting. In *Primate behavior*. Fobes, J.L. and J.E. King (eds.) Academic Press, N.Y., pp. 87-134.
- Mellen, J.D., A.P. Littlewood, B.C. Barrow, and V.J. Stevens, 1981. Individual and social behavior in a captive troop of mandrills (*Mandrillus sphinx*). *Primates*, 22(2):206-220.
- Peng, M.T., Y.L. Lai, C.S. Yang, and H.S. Chiang, 1973a. Formosan monkey (*Macaca cyclopis*): present situation in Taiwan and its reproductive biology. *Exp. Anim.*, 22(suppl.):447-451.
- Peng, M.T., Y.L. Lai, C.S. Yang, H.S. Chiang, A.E. New, and C.P. Chang, 1973b. Reproductive parameters of the Taiwan monkey (*Macaca cyclopis*). *Primates*, 14(2/3):201-214.
- Poirier, F.E. and D.M. Davidson, 1979. A preliminary study of the Taiwan macaque. *Quart. J. Taiwan Museum*, 32:123-191.
- Rahaman, H. and M.D. Parthasarathy, 1969. Studies on the social behaviour of bonnet monkeys. *Primates*, 10(2):149-162.
- Smith, E.O., 1984. Non-seasonal breeding patterns in stump-tail macaques (*Macaca arctoides*). *Primates*, 25(1):117-122.
- Southwick, C.H., M.A. Beg, and M.R. Siddiqi, 1965. Rhesus monkeys in north India. In *Primate behavior*. Devore, I. (ed.) Holt, Reinhart and Winston, N.Y., pp. 175-196.
- Sugiyama, Y., 1971. Characteristics of the social life of bonnet macaques (*Macaca radiata*). *Primates*, 12(3/4):247-266.
- Sussman, R.W. and I. Tattersall, 1981. Behavior and ecology of *Macaca fascicularis* in Mauritius: a preliminary study. *Primates*, 22(2):192-205.
- Takasaki, H., 1981. Troop size, habitat quality, and home range area in Japanese macaques. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 9:277-281.
- Takasaki, H., 1984. A model for relating troop size and home range area in a primate species. *Primates*, 25(1):22-27.
- Teas, J., T. Richie, H. Taylor, and C. Southwick, 1980. Population patterns and behavioral ecology of rhesus monkeys (*Macaca mulatta*) in Nepal. In *The macaques: studies in ecology, behavior and evolution*. Lindburg, D.G. (ed.) Van Nostrand Reinhold Company, N.Y., pp. 148-181.
- Tokuda, K., 1962. A study on the sexual behavior in the Japanese monkey troop. *Primates*, 3(2):1-41.
- Vogt, J.L., 1978. The social behavior of a marmoset (*Saguinus fuscicollis*) group II: behavior patterns and social interaction.
- Washburn, S.L. and D.A. Hamburg, 1965. The implications of primate research. In *Primate behavior*. Devore, I. (ed.) Holt, Rinehart and Winston, N.Y., pp. 607-622.

- Wheatley, B.P., 1980. Feeding and ranging of east Bornean Macaca fascicularis. In The macaques: studies in ecology, behavior and evolution. Lindburg, D.G. (ed.) Van Nostrand Reinhold Company, N.Y., pp.148-181.
- Wolfe, L., 1979. Behavioral patterns of estrous females of the Arashiyama West troop of Japanese macaques (Macaca fuscata). Primates, 20(4):525-534.

鹿野忠雄，1929，台灣產哺乳類の分布及習性。動物學雜誌，41(489): 332 — 340。

彭明聰、賴義隆，1968，台灣獼猴之性週期與其它猴種之比較。師大生物學報，3：10 — 13。

**Study of the Behavior and Ecology of Formosan Macaques
(*Macaca cyclopis*) in Kenting National Park**

Hai-Yin Wu and Yao-Sung Lin

ABSTRACT

A preliminary study on the behavior and ecology of a wild troop of Formosan macaques (*Macaca cyclopis*) was conducted in Kenting National Park from March 1985 to April 1986.

Members of the troop were recognized by their different appearances. Behaviors of each macaque were recorded and the results showed individual differences and seasonal variations in some behavior categories. The troop spent much of the day time resting and socially interacting. The peak of feeding activity was from 15:00 to 17:00. The troop mainly fed on vegetative materials. Insects nearby were sometimes captured when available. Each macaque, except the adult male, interact with other members frequently. Adult male was seen allogrooming with adult females only in the mating season. Mating season, estimated from the mounting behavior between adult male and females, was between September and next February. Breeding season was from December to the following April. The bonding between mother and her offspring was close and could last until the next baby was born. The home range of the troop was at least 10 hectares. No intertroop encounter was observed during the study.



圖片 1 跨騎 (Mounting) : 成熟雌猴與幼猴間



圖片 2 相互理毛 (Allogrooming) : 二個體間

長鬃山羊的生態調查

呂光洋 滕春台 黃郁文

摘要

由野外調查和田間訪問，發現到臺灣長鬃山羊（*Capricornis crispus swinhoi*）目前在本島的分佈仍非常的廣；其主要的活動區域大部份都在中海拔以上的山區。長鬃山羊的棲息環境以在原始森林及其附近的箭竹草原和崩場地為主。這些森林的覆蓋度雖大，但森林層次的構造並不複雜，底層植物種類和數量都不大。由咬痕調查和訪問所得，臺灣長鬃山羊吃食的植物包括有木本及草本的植物，而有毒植物之中的咬人貓（*Urtica fissa*）則是臺灣長鬃山羊喜愛的植物之一。文中將討論到長鬃山羊棲息環境的植被分析。目前長鬃山羊所受到的獵捕壓力非常的大；主要的獵季從每年的十月一直到翌年的三月。獵捕的方式又以鋼索為主。有關臺灣長鬃山羊未來可能的經營方式在文中將討論之。

一、緒言

臺灣長鬃山羊（*Capricornis crispus swinhoi*）是臺灣特有亞種的動物，牠僅分布在臺灣本島。在屬於同種而不同亞種的日本長鬃山羊也僅分布在日本而已。二者都甚具隱密性，即使經常在山區走動的人，也不容易見到長鬃山羊。因此不管在日本或臺灣，對長鬃山羊的習性都不太瞭解。在本島獵捕長鬃山羊的壓力仍非常的大，而棲息環境的面積又日漸縮小。近年來政府的決策單位已瞭解到保育的重要，所以乃有國家公園，自然保留區的設立以及瀕臨絕種和稀有動植物的指定。生態保護區及自然保留區設立之後，接下來是有關基本資料的收集和經營管理。由於現存的有關臺灣長鬃山羊的資料很少，故筆者乃對其進行一些基本生態資料的收集和調查。

二、台灣長鬃山羊的研究

有關臺灣長鬃山羊的調查研究報告相當的稀少。首先大約是日人 Kano (1940) 對雪山地區的生物資源進行調查時有比較完整的記錄。光復以後首先美國海軍第二醫院進行野生動物寄生蟲的調查時，Dien (1964) 對臺灣長鬃山羊有一初步的描述，接著在1974年觀光局請美國密西根大學之 McCllough 對本島的野生動物進行全面性的評估，在報告上也有提到臺灣長鬃山羊之現況。再者1981年顏重威曾在動物園雜誌介紹了臺灣長鬃山羊。同一期陳寶忠 (1981) 對動物園飼養的長鬃山羊有比較。日人相馬廣明 (1982) 研究臺灣長鬃山羊的染色體，指出其有 $50 (2n)$ 個染色體。後呂等 (1983) 受動物園的委託對臺灣的長鬃山羊進行初步的調查。林 (1983) 對八通關地區的野生動物，包括長鬃山羊在內，進行調查。而林和林 (1983) 指出臺灣長鬃山羊和日本長鬃山羊動物地理學上的關係。

在日本，長鬃山羊是屬於天然紀念物，但是對部份森林地會造成危害，故相關的研究較多；但在較學術刊物上發表的也不多。有關的文獻正在整理中。在這些資料有不少是畜牧業方面有關日本長鬃山羊寄生蟲學上的研究。文獻如附件 1。

三、生態習性

由 Kano (1940)，McCllough (1974)，Dien (1964) 和林等 (1983) 的報告，加上筆者等幾年來的調查，發現臺灣長鬃山羊的分布很廣，由北部山區一直到墾丁南仁山附近的山區都曾經有牠的分布；至於目前分布範圍仍廣，但最高頻率的分布海拔地段似乎有上移的情形 (呂等 1986)；目前以中高海拔的原始森林較多。在筆者等調查過最高的分布海拔高度可能要數南湖圈谷之上圈谷碎石坡 (3550 公尺)，在其細的粘板岩上面曾看到其足印，再者在南湖池附近的針葉林 (3300 公尺) 以上亦見到有啃食的痕跡。目前其活動的森林內，可以看出其層次構造並不複雜；在樹層下的中、底灌叢植物並不多，而且通風算良好。McCllough (1974) 指出，在自然崩塌的山崖或碎石坡往往可以見到山羊，故這種自然的干擾 (Natural Disturbance) 對山羊並無重大影響。牠們喜歡在此活動，一方面易於逃避敵害，另一方面在這些山坡往往會有早期的消長植物，其幼嫩部份為山羊的食物。

由過去幾年來的觀察和探訪，臺灣長鬃山羊似乎沒有特定的吃食植物；亦即其吃食

的植物種類包括得相當的多。此點和日本的長鬃山羊相似。據(木內等1986)指出日本長鬃山羊，在冬季和夏季吃食植物的種類不太一樣。針葉樹、禾本科、以及長在地面的植物都吃！長鬃山羊吃食的方式是啃食(Browsing)，亦即少吃地面上的植物，往往是咬食其頭高附近的植物嫩芽。有毒植物中的咬人貓(*Urtica fissa*)是臺灣長鬃山羊喜愛的植物之一。

有關臺灣長鬃山羊行為的報告很少，目前正加緊研究，牠們似乎是在早晨及黃昏的時候出來覓食，白天則躲在樹蔭下休息。平常都是單獨活動，偶爾可以看到母羊帶小羊活動。據獵人言，對外物之入侵也會發出警戒聲，見到人也會跑，但經常保持在100～150公尺的距離。春天高山草原嫩草較多則較喜歡在草原附近活動。但冬天草原覓食難，故活動中心則移到森林。一般長鬃山羊活動的範圍大約有20公頃左右。據陳(1986)在動物園的觀察，長鬃山羊有用前眼窩腺體做記號(marking)的習慣，故在野外可能有明顯的(Territorial behavior)領域行為，及有明顯的階級現象。

有關臺灣長鬃山羊活動地點之植被分析(三叉山及向陽山)如表1～8。這二個地區以鐵杉、冷杉混合林以及箭竹草原為主。在鐵杉底層，灌叢組成簡單，以苔類覆蓋的面積最大。至於接近稜線附近的活動地點，則分別以高山白珠樹以及玉山圓柏所覆蓋的面積較大，因此可見臺灣長鬃山羊之活動地點，森林的組成並不複雜。針葉林中，則鐵杉之胸徑截面積佔的比例也較高。

四、狩獵現況

目前臺灣長鬃山羊仍然是獵人主要的狩獵對象。獵捕的方法則有很多種，但一般最常見的是用鋼索捕捉；將鋼索做成一個活動頭套，連接在一木條壓成的弓狀彈簧，然後放置於山羊走動的路徑上，獵捕山羊或其他動物。目前被獵殺的山羊有90%以上是以這種方式獵殺的。再次者是以鐵夾捕捉的往往是誤中陷阱，這種鐵夾經常是要捕捉其他動物的，如山豬等。少部份的獵人，目前仍擁有合法的獵槍，故有時可能會以獵槍去射殺山羊。

非法的狩獵雖然整年都在進行。但不管是職業獵人或者是山胞，他們還是有一個較明顯的狩獵季節。一般在十月份開始，一直到翌年的三、四月份；因此在溫度較低時，狩獵情形更頻繁。獵人避免溫度高的夏天是因為溫度高時，獵物很容易腐敗。

有關狩獵現況資料的獲得非常困難，因為目前獵人及山產店對於訪問者除非熟人否則都抱有強烈的戒心。故訪問時不易獲得資料，即使可獲得資料，其可信度也要大打折

表 1 向陽工寮長鬚山羊活動地植被調查表

中 文 名	學 名
臺灣冷杉	<i>Abies kawakamii</i> Ito
臺灣五葉松	<i>Pinus morrisonicola</i> Hayata
臺灣二葉松	<i>Pinus taiwanensis</i> Hayata
臺灣鐵杉	<i>Tsuga chinensis</i> Pritz. var. <i>formosana</i> Hayata
玉山圓柏	<i>Juniperus squamata</i> Lamb. var. <i>morrisonicola</i> Hayata
刺柏	<i>Juniperus formosana</i> Hayata
森氏杜鵑	<i>Rhododendron morii</i> Hayata
巒大越橘	<i>Vaccinium randaiense</i> Hayata
紅毛杜鵑	<i>Rhododendron rubropilosum</i> Hayata
高山白株樹	<i>Gaultheria itoana</i> Hayata
高山柳	<i>Salix taiwanalpina</i> Kimura
高山薔薇	<i>Rosa transmorrisonensis</i> Hayata
玉山懸鉤子	<i>Rubus calycinoides</i> Hayata
玉山鋪地蜈蚣	<i>Cotoneaster morrisonensis</i> Hayata
寒梅	<i>Rubus buergeri</i> Miq.
玉山金梅	<i>Potentilla leuconota</i> Don var. <i>morrisonicola</i> Hayata
臺灣小蘗	<i>Berberis kawakamii</i> Hayata
厚葉柃木	<i>Eurya glaberrima</i> Hayata
玉山蕨	<i>Crypsinus quasidivariatus</i> Copel.
深山鱗毛蕨	<i>Dryopteris hypophlebia</i> Hayata
抱莖簕簕	<i>Anaphalis margaritaceae</i> (L.)
臺灣鬼督郵	<i>Ainsliaea reflexa reflexa</i> Hayata
刀傷草	<i>Ixeris laevigata</i> Schnltz. var. <i>oldami</i> Kitamura
玉山艾	<i>Artemisia niitakayamensis</i> Hayata
假繡球	<i>Viburnum furcatum</i> Blume ex. Maxim.
小葉莢迷	<i>Viburnum parvisolium</i> Hayata
玉山鹿蹄草	<i>Pyrola morrisonensis</i> Hayata
清飯藤	<i>Polygonum chinense</i> L.
落新婦	<i>Astilbe longicarpa</i> Hayata
咬人貓	<i>Urtica fissa</i> E. Pritz. ex Diels.
裂葉赤車使者	<i>Pellionia trilobulata</i> Hayata
高山卷耳	<i>Cerastium takasagomontanum</i> Masamune
高山芒	<i>Miscanthus transmorrisonensis</i> Hayata
玉山箭竹	<i>Yushania niitakayamensis</i> (Hayata) Kengf.
阿里山龍膽	<i>Gentiana arisanensis</i> Hayata
玉山小米草	<i>Euphrasia transmorrisonensis</i> Hayata
高山金粉蕨	<i>Onychium contiguum</i> (Wall.) Hope

表 2 向陽工寮喬木層：取 1 次 5 * 5 M 方塊 (B - B : 95 %)

樹 種	棵 數	DBH (cm)	截 面 積 (cm ²)
臺灣鐵杉	1	34	99.99
臺灣冷杉	4	13,17,14,20	83.87
臺灣二葉松	1	18	25.78
森氏杜鵑	3	14,4.5,14	32.59

表 3 向陽工寮底層：141 cm 直線取 4 次

樹 種	相對覆蓋度 (%)
土質地	39.5
苔類	26.77
玉山鋪地蜈蚣	7.6
寒梅	4.96
高山白株樹	1.42
玉山鹿蹄草	6.56
厚葉柃木	6.38
高山芒	4.61
玉山小米草	2.2

表 4 居穴地喬木層：取 1 次 5 * 5 M 方塊

樹 種	棵 數	DBH (cm)	截 面 積 (cm ²)
臺灣冷杉	7	28, 47, 43, 47, 29, 30, 87	1301.96
臺灣鐵杉	4	(20, 18, 20, 35, 11, 15)	266.52
		(4, 5, 3, 2)	
		(7, 4, 4)	
		(9.5, 6, 12, 11, 8, 8)	

表 5 居穴地底層：取 2 次 141 cm 直線

樹 種	相樹覆蓋度 (%)
土質地	31.2
苔類	32.27
高山芒	15.25
高山金粉蕨	21.28

表 6 三叉鞍部長鬚山羊活動地點植被調查表

中 文 名	學 名
玉山圓柏	<i>Juniperus squamata</i> Lamb. var. <i>morrisonicola</i> Hayata
刺柏	<i>Juniperus formosana</i> Hayata
高山白株樹	<i>Gaultheria itoana</i> Hayata
一枝黃花	<i>Solidago virga-aurea</i> L. var. <i>leiocarpa</i> A. Gray
玉山薊	<i>Cirsium kawakamii</i> Hayata
玉山箭竹	<i>Yushania niitakayamensis</i> (Hayata) Kengf.
阿里山龍膽	<i>Gentiana arisanensis</i> Hayata

表 7 三叉鞍部灌木層分析：5 * 5 M 方塊取 1 次；5 M 直線取 2 次

樹 種	棵 數	相對覆蓋度 (%)
土質地	*	35.9
玉山圓柏	11	46.1
刺柏	6	18

表 8 三叉鞍部底層分析：141 cm 直線取 2 次

樹 種	相對覆蓋度 (%)
岩石地	29.4
玉山圓柏	25.8
高山白株樹	44.8

扣。在過去訪問中，經過整理判斷後，有二個來源的可信度較高，其一為南澳鄉的山產店，他指出從十月份開始，他平均一個月可收購到 5 ~ 6 隻的山羊，所以一季下來單單山羊就可以收購到 35 ~ 40 隻。另外一位花蓮山區的山人，其雖為半業餘，但其獵區廣，且在中央山脈棲息環境良好的地點，其平均一次上山可以獵到四隻山羊，在農閒時，一個月上山可以有一到二次。另四年前春假時節，筆者上八通關附近調查，在擔任嚮導的山胞，順便上山尋陷阱，於秀姑坪附近，一天就扛上來五隻山羊。由此可見獵捕壓力仍大。

因為是設陷阱捕捉，故被捕捉到的動物年齡大小可能不定（缺少有系統資料）。唯在調查過程中，由獵戶獵殺處理後留下的不完整頭骨，其下顎骨的大小如（圖 1），圖中因資料少所以也無法判定出來究竟是那個 Age Group 被獵殺的機會較多。在今年三月，筆者獲贈一隻在翠峰湖附近獵人捕獲到的一隻未成年山羊，其生物資料如表 9。

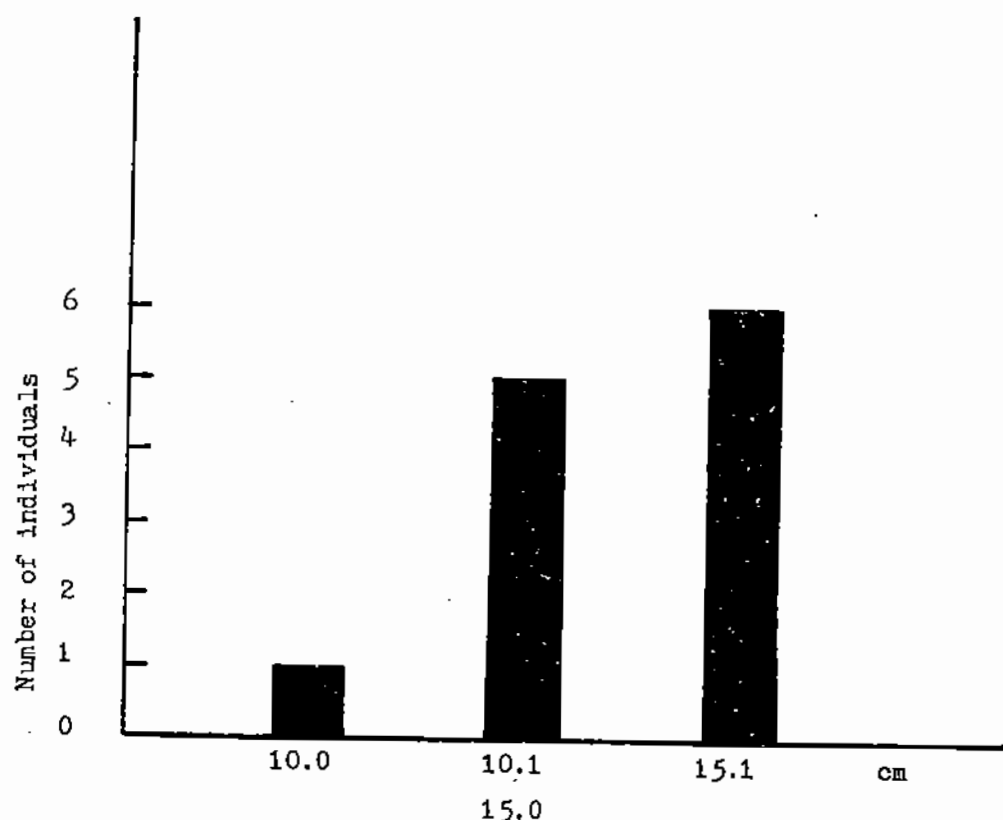


圖 1 由野外檢拾到臺灣長鬚山羊之下顎骨的長度

表 9 翠峰湖附近被捕捉到之未成年公羊之生物資料

部	位	長	度
體	重	19	公分
肩	高	52	公分
體	長	88	公分
尾	長	6	公分
頭	長	20	公分
耳	長	12	公分
角	長	5	公分
肩	寬	11	公分
鬃	毛	長	4.5 公分

五、台灣長鬃山羊的經營和管理

目前臺灣長鬃山羊的分布雖然仍廣，但在不少適合的棲息的環境卻找不到牠們，故在經營管理上面，對於狩獵的控制以及可能棲息環境改變的技巧都必須要採取，現分別敘述如下：

1. 狩獵的控制 (Control Hunting)：

目前對野生動物而言，雖仍屬禁獵期，但由於野生動物保育利用法還在立法院審查之中，而舊有狩獵法又已過時，加上執法不嚴，故偷獵的情況仍相當普遍。臺灣長鬃山羊是獵人主要狩獵對象，故獵捕的壓力相當的大。對獵人而言整年都是狩獵的季節。在目前臺灣野生動物的經營管理，包括臺灣長鬃山羊在內，首先要採取的步驟，就是嚴格而有效的禁獵，以免族群數量繼續的下降。

2. 棲息環境的改善 (Habitat Improvements):

有關臺灣長鬃山羊目前的分布，以中海拔以上闊葉林及針葉林為主（呂等1986）。在日本，長鬃山羊是會在人造針葉林，尤其是早期的環境中生存。有時對針葉樹的幼苗還會造成損害（國際長鬃山羊研討會1986）。在本島，長鬃山羊在人造林內是找不到的。

但臺灣長鬚山羊對於非過度的人為干擾似乎是還能適應的（呂等1986）。在人造林內找不到最主要的原因，應該是在砍伐森林和造林的過程，所有的長鬚山羊幾乎都被獵捕，所以造成牠們的絕跡。由牠們目前分布的原始闊葉林或針葉林來看，其森林的層次並不複雜，灌叢並不多，底層植物的龐雜度（Species Diversity）也不高。當然這種環境是較適合長鬚山羊的活動而隱蔽性也不差。故就植被的經營而言，儘量維持原始森林的情況。至於在次生林內的 Vegetation management，可以減少森林底層的複雜性，尤其是灌叢植物不能多。

長鬚山羊喜愛的植物似乎很廣，針葉樹的嫩芽、高山禾本科植物的幼苗；長果落新婦，咬人貓，闊葉樓梯草或秋海棠等都是。而這些植物在自然情況下不虞缺乏，故食物應不致為限制因子。飼養戶經常以甘藷和桑葉來飼養，故在某些環境，桑樹是可以考慮種植，做為山羊的天然食物。

臺灣長鬚山羊並沒有刻意到溪邊去飲水的習慣。山胞言，牠們最喜歡在滲水岩壁上去飲水。故除非在箭竹草原，否則長鬚山羊應該沒有缺水的情形。

臺灣長鬚山羊平常是停棲在視野廣闊且通風良好的森林內，故其休息處（Resting Place）往往是原始森林而可以避風雨的大樹基部，巨大倒木底下以及森林內小型的懸崖峭壁之洞穴。故應維持森林內的大樹或倒木以供給其停棲。

3.重新放養 (Reintroduction) :

目前在本島2000公尺以上的山區，還有一些原始森林或年代較久的次生林適合長鬚山羊的棲息。如南湖溪溪谷的兩岸，大小鬼湖附近的森林，巴陵附近的塔曼山等，應是很適合臺灣長鬚山羊的棲息，但可能是以往過度的獵捕，故族群很小或沒有。在這棲息環境可以重新放養。放養的個體以野生的較恰當，如為豢養者，則在放養的過程可能要有一段適應的時間。

4.設立自然保留區 (Natural Reserves) :

目前的玉山國家公園及太魯閣國家公園的生態保護區都很適合長鬚山羊的生活。但在國家公園的外面，例如雪山、大霸尖山、大武山以及雙鬼湖附近都還有適當的環境。這些都可以劃定為自然保留區，保留整個複雜的生態系，以便使長鬚山羊和其他的野生動物可以繼續生存。

5. 規劃 (Planning) :

目前山地管制區已逐漸開放，故對山區的利用需求日漸增高，但在規劃開發前必須有妥善的考慮。對於新產業道路的開拓，應遠離野生動物的棲息地，廢棄的林道不必修護，以避免獵人利用機車上山打獵。因為在山區，道路到那裏，摩拖車就到那裏，獵人也就到那裏。減少不必要和不當的開發。

六、結 論

由上面的討論可以看出臺灣長鬚山羊目前在本島仍有相當數量的族群，唯獵捕壓力仍大，爲了日後經營管理上的需要，有關年齡的判定方法；社會行爲，活動領域的大小，食性以及喜愛植物的分析等都是必須要加強研究。而有關的獵捕法令及野生動物保育利用法相關法令都應該審議通過，同時也要有效的來執行這些法令條文。

參考文獻

- Akasaka, T. and N. Maruyama, 1977. Social organization and habitat use of Japanese serow in Kasabori Japan. J. Mamm. Soc. Jap. 7 (2): 87-102.
- Benirschke, K., H. Soma, and T. Ito, 1972. The chromosomes of the Japanese sweow *Capricornis-crispus*. Proc. Jap. Acad. 48 (8): 608-612.
- Chiba, H., 1974. The behavior of a calf of Japanese serow, *Capricornis-crispus* born in captivity. J. Mamm. Soc. Jap. 6 (20): 88-93.
- Chiba, H., 1968. Some notes on the food habit of the Japanese serow, *Capricornis-crispus*. J. Mamm. Soc. Jap. 4 (1): 20-25.
- Emerson, K. C. and R. D. Price, 1982. *Bovicola-orientalis* new-species mallophaga trichodectidae from the formosan serow, *Capricornis-crispus-swinhoei* Artiodactyla Bovidae. Pac. Insects. 24 (2): 186-188.
- Hama, N., 1976. Notes on the courting and mating behavior of Japanese serow. J. Mamm. Soc. Jap. 6 (5-6): 265-267.
- Haneda, K., A. Muya, M. Hamanaka, and K. Hashido, 1976. Study on the amount of food supply available for Japanese serow, *Capricornis-crispus* in summer at Iwakura state forest in central Japan. Bull. Inst. Nat. Educ. Shiga. Heights. (15): 43-50.
- Hoogstraal, H. and H. Y. Wassef, 1979. *Haemaphysalis-kopetdaghica* identity and discovery of each feeding stage on the wild goat in northern *Ixodoidea ixodidae*. 65 (5): 783-790.
- Imai, S., M. Abe, and K. Ogimoto, 1981. Ciliate protozoa from the rumen of the Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Vet. Sci. 43 (3): 359-368.

- Ito, T., 1972. On the estrous cycle and gestation period of the Japanese serow, *Capricornis-crispus*. J. Mamm. Soc. Jap. 5 (3): 104-108.
- Iwase, J., 1973. Notes on a cave of Japanese serow. J. Mamm. Soc. Jap. 5 (6): 239-240.
- Kodera, S., Y. Suzuki, and M. Sugimura, 1982. Post natal development and histology of the infraorbital glands in the Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Vet. Sci. 44 (5): 839-844.
- Machida, M., A. Matsumura, and S. Watanabe, 1974. A rare cestode *Moniezia-monardi* newrecord Anoplocephalidae from the Japanese serow. Bull. Natl. Sci. Mus (Tokyo). 17 (2): 157-160.
- Maruyama, N. and S. Nakama, 1983. Block method for estimating serow, *Capricornis-crispus* populations. Jap. J. Ecol. 33 (3): 243-252.
- Maruyama, N., 1985. Kidney and marrow fats indices of fat reserves of Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Ecol. 35 (1): 32-36.
- Mikyuriya, M. and I. Obara, 1970. Stomach contents of a Japanese serow, *Capricornis-crispus* from Nikko central Japan. J. Mamm. Soc. Jap. 5 (2): 80-81.
- Mirua, S. and K. Yasui, 1985. Validity of tooth eruption-wear patterns as age criteria in the Japanese serow, *Capricornis-crispus*. J. Mamm. Soc. Jap. 10 (4): 169-178.
- Miura, S., 1985. Horn and cementum annulation as age criteria in Japanese serow, *Capricornis-crispus*. J. Wildl. Manage. 49 (1): 152-156.
- Nakamura, T., J. Nakahara, N. Machida, K. Kiryu, and M. Machida, 1984. Dicrocoeliasis in the wild Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Vet. Sci. 46 (3): 405-408.
- Ochiai, K., 1983. Territorial behavior of the Japanese serow, *Capricornis-crispus* in Kusoudomari Wakinosawa village Japan. J. Mamm. Soc. Jap. 9 (5): 253-259.
- Ochiai, K., 1983. Pair bond and mother offspring relationships of Japanese serow, *Capricornis-crispus* in Kusoudomari Wakinosawa village Japan. J. Mamm. Soc. Jap. 9 (4): 192-203.
- Ogata, M., H. Itagaki, and H. Wakuri, 1977. A case of chorioptes mite infestation of a Japanese serow, *Capricornis-crispus* in Morioka Iwate prefecture Japan, Bull. Azabu. Vet. coll. 2 (1): 223-225.
- Ohbayashi, M. and H. Ueno, 1975. A lungworm from the Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Parasitol. 24 (Suppl 2): 60.
- Ohbayashi, M. and H. Ueno, 1974. A new lungworm *Protostrongylus-shiozawai* new species from the Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Vet. Res. 22 (4): 111-115.
- Okada, H. M., K. Okada, S. Numakunai, and K. I. Ohshima, 1984. Histopathologic studies on mucosal and cutaneous lesions in contagious papular dermatitis of Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Vet. Sci. 46 (3): 257-264.
- Okada, H. M., K. Okada, S. Numakunai, and K. I. Ohshima, 1984. Electron microscopy on mucosal and lesions in contagious papular dermatitis of Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Vet. Sci. 46 (3): 297-302.
- Soma, H., H. Kada, K. Matayoshi, M. T. Ysai, T. Kiyokawa, T. Ito, K. P. Wang, B. P. C. Chen, S. C. 1981. Cytogenetic similarities between the Formosan serow *Capricornis-swinhoi* and the Japanese serow *Capricornis-crispus*. Proc. Jpn. Acad. Ser. B. Phys. Biol. Sci. 57 (7): 254-259.
- Soma, H., H. Kada, K. Matayoshi, Y. Suzuki, C. McChvichal, A. Mahannop, and B. Vatanaromya, 1982.

- The chromosomes of the Sumatran serow, *Capricornis-crispus-sumatrensis*. Proc. Jap. Acad. Ser. B. Phys. Biol. Sci. 58 (8): 265-269.
- Sugimura, M., Y. Suzuki, S. Kamiya, and T. Fujita, 1981. Reproduction and prenatal growth in the wild Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Jap. J. Vet. Sci. 43 (4): 553-556.
- Suzuki, Y., M. Sugimura, S. Kamiya, T. Fujita, M. Yoshizawa, H. Kamiya and M. Ohbayashi, 1981. Pathological study on lungworm disease in the wild Japanese serow *Capricornis-crispus*. Jpn. J. Vet. Sci. 43 (2): 281-286.
- Takahashi M., A. Imai, S. Nakashima, and Y. Nazawa, 1984. Phospho-lipid fatty-acid composition of erythrocyte membrane from Japanese serow, *Capricornis crispus*. Com. Biochem. Physiol. B. Comp. Biochem. 77 (2): 369-372.
- Taktsuki, S., K. Kanomata, and K. Suzuki, 1981. Defecation rates of sika deer *Cervus-nippon* and Japanese serow, *Capricornis crispus*. Jap. J. Ecol. 31 (4): 435-440.
- Tiba, T., M. Sugimura, and Y. Suzuki, 1981. Kinetics of spermatogenesis in the Japanese serow, *Capricornis crispus* 2. Seminiferous epithelial cycle and seminiferous epithelial wave. Zool. Anz. 207 (1-2): 25-34.
- Tiba, T., M. Sugimura, and Y. Suzuki, 1981. Kinetics of spermatogenesis in the Japanese serow, *Capricornis crispus* 1. Sexual maturation and seasonal changes. Zool. Anz. 207 (1-2): 16-24.
- Wakuri, H., K. I. Mutoh, Y. Obajima, and S. Akamatsu, 1980. Light microscopic and electron microscopic investigations of the pancreatic endocrine portion of the Japanese serow. Kitasato. Arch. Exp. Med. 53 (3-4): 41-56.
- Wang, J. S., M. Shiozawa, M. Akadane, and J. Fujita, 1976. Occurrence of *Okapinema japonica* new-species from Japanese serow, *Capricornis-crispus*. Bull. Nippon, Vet. Zootech. Coll. 25: 123-129.
- Wang, K. P. and P. C. Chen, 1981. Notes on the formosan serow, *Capricornis crispus swinhoei* at Taipei zoo Taiwan. International yearbook. Vol. 21. xii+404p.
- West J., 1979. Notes on the Sumatran serow, *Capricornis-sumatraensis* at Jaharta Zoo Indonesia. International Zoo Yearbook. 19 (XII) 450 p.
- Yamaya, K., 1981. Studies on the habitat use of Japanese serow, *Capricornis crispus* and desirable forest management in the Shimokita peninsula northeastern Japan. Bull. for for Prod. Res. Inst. 0 (316): 1-46.

The ecological study on formosan serow (*Capricornis crispus swinhoei*)

Kuang Yang Lue

Terng Chun Tai

Yue Wren Huang

ABSTRACT

Data based on field investigations and interviews, showed that Formosan Serow (*Capricornis crispus swinhoei*) still distributes widely in Taiwan. Its main range locates in forests, 1500 m above the sea level. Habitats include mature forest and the edge of grassland in high mountain areas. Vegetation analysis of habitats will be discussed. It seems that formosan serow prefers the forest floor with relatively few species of shrubs. The serow brows various types of plants, including woody plants and herbs. One of the serow's favorite species is *Utrica fissa*, this is a poison plant. The hunting pressure for serow is still very big. Main hunting activities start from late October to next March. Currently Snaring is widely used for catching serow in fields. Managements concerning serows will be mentioned.



圖片1 長鬃山羊（翠峯湖附近捕捉到 1986 春）



圖片2 巨影山羊棲息地——破石上鐵杉

梅花鹿的復育

王 穎

摘 要

台灣梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*) 為台灣特有亞種，曾為先民生活中一項重要資源，然因其遭人濫捕及棲地之破壞，使其族群減少，乃至野生族群於 1969 年絕跡。由相關亞種之生活習性及吾人對台北市立動物園現存之梅花鹿群觀察顯示，其適應性高，攻擊性強，具有相當程度之社會行為。

吾人自民國 73 年進行梅花鹿復育計劃，集合行為、生態、植物、遺傳、生理、病理、飼養管理、歷史等各方專家共同努力，旨在保存台灣固有梅花鹿之品系，並使其重返野性生活。復育過程分 3 期：1 準備期 2 放養期 3 追蹤期。目前已完成大部分準備期之工作，包括復育地點之選取及規劃、鹿隻基本資料之收集及核心鹿群之選取，並即將進入放養期階段。

緒 言

台灣梅花鹿 (*Cervus nippon taiouanus*) 在分類上屬偶蹄目 (*Artiodactyla*)，鹿科 (*Cervidae*)，花鹿屬 (*Cervus*)，世界上鹿科動物共有 17 屬，40 種，195 亞種，梅花鹿共有 13 個亞種，分佈於亞洲東部 (Whitehead, 1972)，台灣梅花鹿肩高 98 公分，為其中體型次大的亞種，以身上具有白斑而聞名，其體色在夏季呈淡栗色，背部中線有一黑帶，兩側各有一由 20 個白斑所形成之縱列，其他白斑則不規則地散佈在全身。在冬季，其體色呈淡褐色，背中線呈暗褐色，白斑亦不明顯。其在台灣之分佈為海平面至 300 公尺低海拔的地區 (林俊義, 1985)，早在數百年前，曾有為數眾多的梅花鹿在各處山野活動，為當時原住民生活中一項極普遍而重要的經濟資源，與其食、衣、住、行、育、樂皆有相當的關連。17 世紀荷人據台時期，在台灣西部虎尾至阿蓮一帶，即有相當數量的梅花鹿，此區域內即劃有「鹿場」供人獵捕，鹿隻數量曾有年獲 12 萬隻

的記錄（江樹生，1985）。由於其經濟利益受各方之矚目，梅花鹿遭受居民不斷地捕捉，而農業之開發，亦使鹿之棲息環境遭受破壞，致使其族群日益減少。據 McCullough 於 1973 年在台灣進行的調查，其指出野生的梅花鹿可能已於 1969 年在台絕跡，所幸因鹿的經濟價值，民間尚養殖有相當數量的梅花鹿，其間以綠島的飼養密度高居本省首位，島上 500 多戶人家中，約 300 戶飼養梅花鹿。而台灣本島養鹿戶約 2000 戶，飼養總頭數在 30,000 頭以上，飼養之鹿種以水鹿（*Cervus unicolor swinhoei*）及台灣梅花鹿為主（施宗雄等，1985），以此來估計現有台灣梅花鹿之數量大約在 10,000 ~ 15,000 頭之間。此外，以展示為主而飼養的梅花鹿亦存於全省各動物園及六福村野生動物園內，而以台北市立動物園曾有 100 多頭為最多。目前飼養的方式皆以圈養餵飼料及草料為主，鮮有放牧者。

梅花鹿的生活習性

由於台灣梅花鹿已在野外絕跡，以往又無相關之研究，因此無從瞭解其在野外生活的習性，但我們或可由史籍之記載及其他現存於世界各地相關亞種的野外生活習性來推測。由陳第（1603）所著「東番記」中，描述三百多年前的台灣，鹿隻冬天成群活動的情形推斷，野外的鹿隻因季節不同，似有個別及成群活動的現象，此外由荷據台時期，居民冬季趕鹿於陷坑捕鹿，於三個月內在 20 個坑捕獲二萬餘頭鹿之記錄（中村孝志，1956），亦可說明當時鹿隻數量極多，且在冬季有成群活動的現象。至於鹿的其它生活習性，則缺乏記載而無從得知，吾人或可由同種的日本梅花鹿（*C. n. nippon*）窺知一二。飯村 武（1980）研究日本丹澤山之梅花鹿的活動，發現鹿隻於清晨及傍晚在底層茂密頂層稀疏的樹林，或是早歲之造林地覓食，通常黎明開始進食至九時結束，返密林中休息或反芻，至傍晚則再度至林外覓食，其進食時間未若清晨固定，由引進英國山野生活的梅花鹿來看，其平時除清晨及傍晚外，亦多在夜間活動（Horwood and Masters, 1970）。另由其社會結構來看，Gradl-Grams (1982) 發現鹿隻可分為母鹿與幼鹿形成的小群，一歲齡之鹿群，雄鹿群，混合鹿群及單獨之個體，其中以母鹿與幼鹿群最為穩定，雄鹿群最不穩定。在生殖季節打鬥獲勝的雄鹿較有機會與雌鹿形成一雄多雌的群體，在交配後則可能分離。

梅花鹿的適應性極高，在不同環境裡，因植物相之不同而顯出不同的食性。在草多的地方以食草為主，在樹多的地方則以樹葉及嫩芽為主（Horwood and Masters, 1970）。其在世界各地如英美、紐西蘭等皆有被引進的記錄。所到之處，繁殖情形皆相當成功，

甚有因競爭食物而危害到當地鹿種的情形。Keiper (1985) 指出在美國東海岸之阿薩提克 (Assateague) 島之梅花鹿，由 1923 年引入時之 4 頭增加到 1984 年的一千多頭，造成對當地白尾鹿 (*Odocoileus virginianus*) 的威脅，而白尾鹿卻是美國本土數量最多、適應性最強的鹿種，造成此種結果的可能原因是梅花鹿具有較廣之食性。由其糞便組成分析，發現其所攝取之食物有 35 屬，遍布沼澤、灌叢、沙丘及海岸等地。而同區之白尾鹿僅攝食 23 屬植物，遠遜於梅花鹿。

梅花鹿之攻擊性強，與其他鹿種如黇鹿 (*Dama dama*)、紅鹿 (*Cervus elaphus*) 生活在同一環境時，容忍性很低，常有攻擊行為，異類如野豬 (*Sus scrofa*) 亦曾遭受其攻擊 (Barots and Zirovnický, 1982)。據吾人在木柵動物園的觀察，梅花鹿對共同生活在一起之羌 (*Muntiacus reevesii micrurus*) 及水鹿亦有追趕之行為。由上推斷，梅花鹿的生活習性受環境影響極大，而其對環境的適應性極高，在沼澤、平原、山坡地、樹林等皆有其踪跡，並能在地與紅鹿、白尾鹿等優勢鹿種競爭。因此若無大量天敵及人為迫害，其在野外的族群將會很快地增加。

動物園梅花鹿之現況及生活習性

台北動物園裡鹿隻之生活習性，根據吾人的觀察顯示，其在白天 (7~18 時) 的活動以靜臥 (46.4%)、靜立 (27.7%)，及進食 (13.2%) 佔全體時間之 87.3% 為主。其他行為如走動、反芻、修飾、覓食、發情及打架等比例皆很低，在 5% 以下，其各項行為之頻度及變化又與角之變化情形有關，其活動或可依角之有無及硬化程度而分為硬角期 (10~4 月) 及鹿茸期 (5~9 月)。硬角期為雄鹿角硬化至脫落為止，鹿茸期為鹿角脫落至茸角硬化前。在硬角期，一般而言，雌鹿較雄鹿活動，其在園中一日約有早晚二次活動高潮 (9~10 時、16~18 時)，雄鹿則以中午活動量最低，兩者活動之模式大致相似，早晨活動之高潮主要受到餵食的影響，而傍晚之活動則與餵食較無關，此期鹿隻發情、修飾及打架行為比例之和，較鹿茸期為高 (雄鹿 6.3% vs 2.6%，雌鹿 5.2% vs 2.5%)。在鹿茸期，雌鹿之活動量亦高於雄鹿，其活動模式與硬角期有較大不同，其一日之活動有二活動高峰 (7~10 時，14~18 時)，雄鹿之活動情形除 7~12 時活動量較高外，下午之活動量均較上午為低，上午 7~9 時之活動主要以反芻、走動及覓食為主，而 9~12 時之活動則以進食、走動及覓食為主。整體而言，雌雄鹿隻於鹿茸期一日之活動有四小時之低潮，而以雌鹿為先 (10~14 時)，雄鹿為後 (12~16 時)，中午時刻和硬角期類似，為鹿群活動共同的低潮。此外

，梅花鹿在夜間之活動以靜臥休息及反芻為主，偶有小群鹿隻前去飼槽進食情形。

動物園之梅花鹿，其發情交配時期約在每年 11 月中旬至翌年 2 月，於第二年觀察亦顯示鹿隻有遲至 3～6 月間交配情形。由雌鹿頭數及出生仔鹿數估計其受孕率，連續兩年均達 90 % 以上，仔鹿至冬季時之存活率亦在 60 % 以上（第 1 年 60.0 %，第 2 年 63.9 %），而日本奈良鹿園之日本梅花鹿，其仔鹿出生一週內之存活率在 57.5～80.4 % 之間（1962～1971 年）（飯村 武，1980），兩者大致相近，仔鹿出生日期主要在 7、8 兩月，而以 7 月比例最高（1986 年佔全期 83.3 %），雄鹿通常於每年 5～6 月間掉角，掉角日期，個體間有差異，但一般而言，與其角叉數相關，即叉數不同，掉角時間亦有明顯不同，且此種關係隨著叉數的增加，有較早掉角的趨勢。

發情季節雄鹿之敵對行為比例增加，常有威脅或打架情形，由其敵對行為之勝負及對地區利用之情形及其行為之表現，判定鹿隻間有鹿王（master stag）之產生。鹿王並非僅單一雄鹿全區稱王，亦因地形高低不同，常有二至三區雄鹿稱王情形，鹿王稱王時間並非持續整個發情季節，常因身體狀況而有更迭，於 1985 年 11 月至 1986 年 4 月間，曾稱王之雄鹿共有 12 頭，幾佔雄鹿半數，且有 4 隻雄鹿於下台 2～4 月後曾再度稱王。鹿王在其勢力範圍內為地位最高者，常有威脅、驅趕其他雄鹿之行為，下位雄鹿則常對其表現退讓、逃避行為，於發情季節，鹿王常發出雄厚之發情叫聲，非鹿王則無此叫聲，此種叫聲於有雌鹿發情或同時有二區以上鹿王時，更為頻繁。此外，鹿王常有聚集雌鹿於其勢力範圍之行為，因此其獲得交配的機會大於非稱王雄鹿，由 41 次交配記錄得知，鹿王佔 30 次（73.2 %），且全部於其勢力範圍內完成，非鹿王佔 11 次（26.8 %），其中包括 7 次（17.0 %）由曾稱王雄鹿於非稱王期交配者，而未曾稱王之雄鹿其交配次數僅佔 4 次（9.8 %）。

不同位序之雄鹿其行為表現不同，下台一週內之落敗鹿王，常於鹿區一隅坐臥休息，此行為發生之比例均較鹿王及普通雄鹿為高。發情期鹿王之食慾低，其攝食及反芻行為比例最低，而其發情修飾行為則為三者最高者。鹿王敵對行為之比例並不因其稱王而增高，通常以普通雄鹿發生之頻率最高（3.0 %），鹿王（0.8 %）及落敗鹿王（0.5 %）比例均較低。

由於以往圓山動物園對於梅花鹿，除每日定時定量餵食及清掃場地外，盡量不干涉鹿隻之生活，與民間採隔離飼養之管理方式截然不同，雖然鹿隻已習於遊客及飛機經由圓山上空頻繁起降松山機場之噪音干擾，然而鹿群至今並未完全馴化，對於不同之干擾，仍具有相當之警戒性，由工作人員捕捉及進行麻醉之逃脫反應及其對不同食物之覓食情形，顯示園內鹿隻仍具有相當之野性及適應能力。

台灣梅花鹿之復育計劃

近年來，野生動物之保育工作受到世界各國的重視，聯合國之國際自然保育聯盟（IUCN）下屬之拯救動物委員會於1974年1月成立世界瀕臨絕種鹿種復育工作小組，使鹿種之復育亦成為大眾關切的焦點之一。1982年已故東海大學畜牧系客座教授甘憐善博士（S. Lee Campbell）有感於台灣梅花鹿復育之重要，經亞洲基金會謝孝同博士，內政部營建署署長張隆盛先生、行政院政務委員張豐緒先生及中華民國自然生態保育協會之支持及協助，乃集合動物、行為、畜牧、獸醫、植物、歷史及其他有關專家，成立梅花鹿復育研究小組，分別針對各項主題進行研究工作。其主要目標為保存台灣梅花鹿之固有品系，使其回歸原有之野性生活，並喚醒國人正視生態保育之重要，及明瞭梅花鹿與傳統歷史之淵源。

經斟酌台灣目前現有之人力及資源及參照國外鹿隻之復育計劃，乃將復育過程分為3期：1 準備期：在於鹿隻各項生活基本資料之收集，遴選核心鹿群以為放養之研究，及勘定與規劃復育環境。2 放養期：於鹿隻遷入復育環境後，其適應性之評估及研究。3 追蹤期：在於鹿隻能完全適應復育地之自然環境後，對其釋放之研究及族群之管理。目前復育研究計劃在各方的共同努力下，已完成大部分準備期之研究工作，即將進入放養期之工作階段。茲將目前完成或正在進行的工作分述如下：

1 復育地點之選取：曾先後至屏東縣牛角灣、墾丁國家公園南仁山生態保護區、社頂自然公園等處覓取適合之復育地點，最後由復育小組建議，墾丁國家公園管理處同意，將復育地點設在社頂自然公園北側之沿海丘陵地帶。

2 各項鹿隻基本資料之收集，包括：(1)荷據台灣時期，梅花鹿族群之分佈、貿易與行獵情形，及鹿與台灣早期開拓史間關係之研究，(2)台灣梅花鹿以往棲息環境植物群落組成之調查，復育區內植物相之調查及植生改良之建議等，(3)鹿隻之養殖技術，基本生理研究及飼料之分析等，(4)鹿之基本行為及年齡資料之收集，(5)梅花鹿遺傳學上染色體及血液之研究及品系之鑑定，(6)養鹿戶之調查及資料之收集，(7)養殖上疫病、寄生蟲之防治方法與實施等。

3 核心鹿群之選取：目前已由台北市立動物園選取22頭台灣梅花鹿，5隻雄鹿，17隻雌鹿，刻正飼養在社頂復育區之臨時鹿舍內。

4 復育環境之規劃與建設（圖一）：完成(1)復育研究區各項設施之配置計劃，(2)正進行研究中心與鹿舍工程之建設，(3)部分鹿食草種及樹種之種植，(4)臨時鹿舍之建築。

爲求能在梅花鹿之實地復育，現場管理及經營上獲致完善的成果，於今年開始聘請國內相關之學者專家組成台灣梅花鹿復育諮詢委員會，提供有關鹿的專業知識及技術，研究心得，以期在各方面心力結合下，早日達成梅花鹿復育計劃之目標。

參考文獻

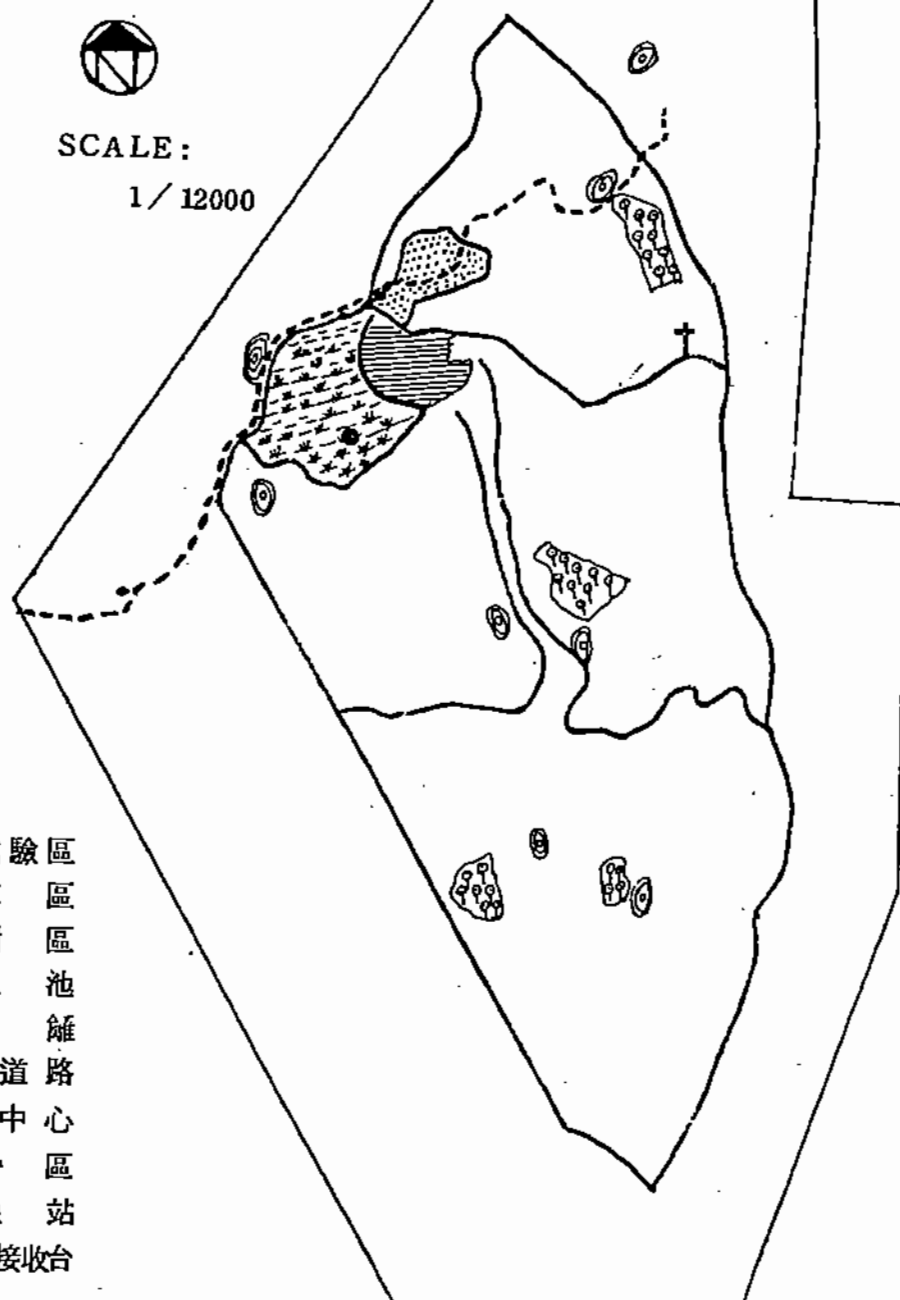
- 中村孝志，1956，十七世紀台灣鹿皮之出產及其對日貿易，台灣銀行季刊 10(2): 131 ~ 147。
- 江樹生，1985，梅花鹿與台灣早期歷史關係之研究，台灣梅花鹿復育之研究七十三年度報告，墾丁國家公園管理處，p. 3 ~ 62。
- 林俊義，1985，台灣哺乳類動物的動物地理初探，野生動物保育論文集(-)，台灣大學動物生態學研究室，p. 1 ~ 9。
- 施宗雄、楊錫坤、宋尚美、黃國雄，1985，台灣梅花鹿養殖現況調查研究，台灣梅花鹿復育之研究七十三年度報告，墾丁國家公園管理處，p. 248 ~ 275。
- 飯村 武，1980，シカの生態とその管理——丹沢の森林被害を中心として，大日本山林會，東京，154 pp.。
- Bartos, L. and J. Zirovnický. 1982. Hybridization between red and sika deer. III. Interspecific behavior. Zool. Anz., Jena 208: 30-36.
- Gradl-Grams, M. 1982. Intraspecific aggression and rutting behavior of sika deer (*Cervus nippon nippon* Temminck, 1838) (Part II) Zool. Anz., Jena 209: 315-332.
- Horwood, M.T., and E.H. Masters. 1970. Sika deer. The British Deer Society. 30pp.
- Keiper, R.R. 1985. Are sika deer responsible for the decline of white-tailed deer on Assateague Island, Maryland? Wildl. Soc. Bull. 13: 144-146.
- McCullough, D.R. 1974. Status of larger mammals in Taiwan. Tourism Bureau, Taipei, Taiwan. R.O.C. 35pp.
- Whitehead, G.K. 1972. Deer of the world. Constable and Company Ltd., London. 194pp.



台灣梅花鹿 復育現場配置圖



SCALE:
1 / 12000



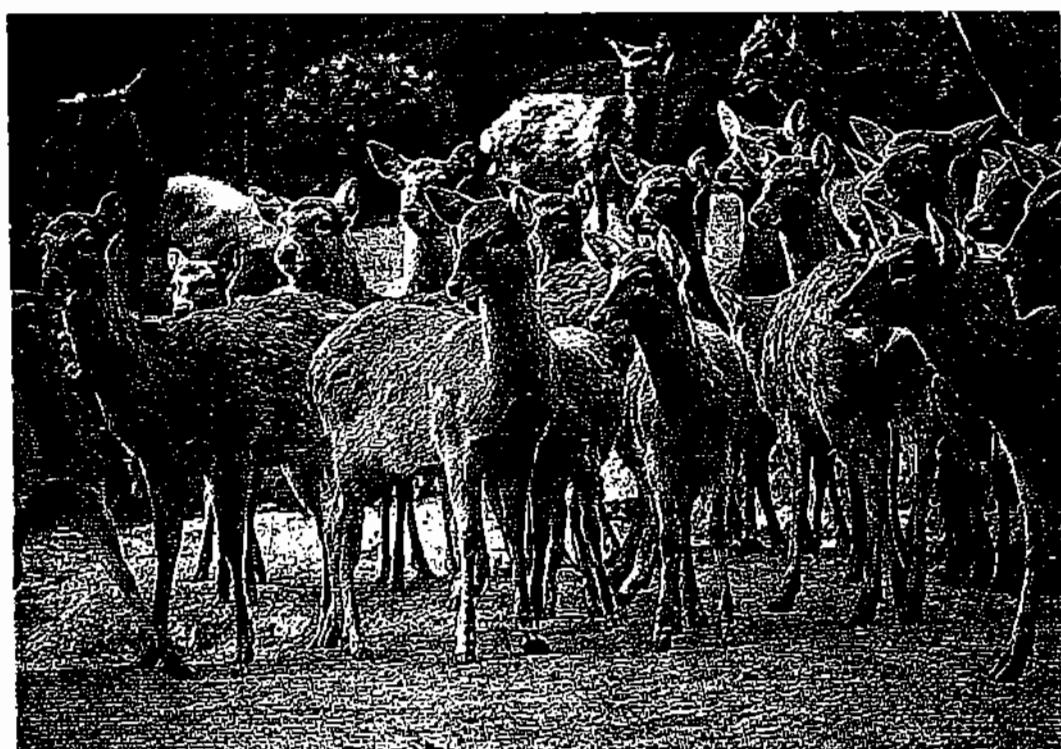
- | | |
|--|--------|
| | 釋放試驗區 |
| | 牧草區 |
| | 食樹區 |
| | 蓄水池 |
| | 圍籬路 |
| | 聯外道路 |
| | 研究中心 |
| | 鹿舍區 |
| | 氣象站 |
| | 無線電接收台 |

The Restoration of Formosan Sika Deer

Ying Wang

ABSTRACT

Formosan sika deer (*Cervus nippon taiouanus*), an endemic subspecies to Taiwan, once thrived by thousands over the island, was an important resource to the early residents. However, owing to over-exploitation and habitat destruction the deer population dwindled quickly and the wild population is thought to be extinct in 1969. None of its life habit in the wild was known. Yet according to many reports of the similar subspecies and our observation on the remaining captive herd at Taipei Zoo, we found this species very aggressive and adaptable. An restoration project originally proposed by Dr. S. Lee Campbell was brought into effect in 1984 to conserve this subspecies and to reintroduce the captive herd to the natural environment. The restoration team, composed of experts in behavior, ecology, genetics, physiology, pathology, animal husbandry and history, divides the working process into 3 stages: preparation, release, and follow-up. Now we have accomplished most work in the first stage, including: the restoration site selection and planning, the nuclear herd selection from Taipei Zoo, and the relevant information collection.



圖片 1 動物園中的梅花鹿



圖片 2 梅花鹿復育現場——社頂

臺灣野豬

趙榮台

野豬 (Wild boar) 是屬於偶蹄目 (Artiodactyla) 豬科 (Suidae) 的大型哺乳動物，原產歐、亞、非洲。由於野豬和家豬 (*Sus scrofa* var. *domestica*) 可以交配繁殖，因此不論歐洲野豬 (European wild boar)、亞洲野豬 (Asian wild boar)、還是家豬，目前統統看成是同一種——*Sus scrofa* (Birmingham, 1983; 林，1981)。

台灣本島的野生豬即台灣野豬 (Formosan wild boar)，本地人稱牠們山豬。堀川安市 (1931) 與陳兼善 (1969) 均把臺灣野豬的學名訂為 *Sus leucomytax taiwanus*，並認為臺灣野豬係臺灣的特有種。不過，最近的看法仍把臺灣野豬歸與 *Sus scrofa* 同一種，是為臺灣的特有亞種 *Sus scrofa taiwanus* (Jones et al., 1971; 林，1981)。

臺灣野豬的長相和人們熟悉的家豬十分類似；然而，野豬與家豬形態上仍稍有不同：野豬的腳比較長，身材較扁，肩稍高，而吻也比家豬來得長些。此外，雄野豬的上犬齒向外屈，更折而向上，下犬齒直上，兩者均成為發達之獠牙 (陳，1969)，此亦有別於家豬。

臺灣野豬分佈於臺灣全島，從海平面一直到海拔 3000 公尺間的草原、河谷、丘陵、山岳、森林等都有臺灣野豬的蹤跡。林俊義 (1985, 表一) 稱臺灣野豬之分佈已自 1940 年的海拔 0 ~ 3,000 公尺縮減到 1980 年海拔 1,000 ~ 3,000 公尺的地方。根據筆者的瞭解，野豬在本省低海拔山區及部分農業區迄今活動頻繁；例如：臺灣野豬侵入農作區破壞農作物的消息時有所聞，筆者目前從事調查的哈盆自然保護區 (海拔 500 ~ 800 公尺地區) 野豬為數不少，而海拔 300 公尺以下的墾丁社頂一帶也有許多野豬。總之，在棲息地破壞與捕獵的雙重壓力之下，臺灣野豬的族群雖有逐漸下降的趨勢 (McCullough, 1974)，我們有理由相信，臺灣野豬的適應韌性使牠們仍得以維持既有的高度分佈。

野豬為雜食性，舉凡植物的根、莖、葉，到水果、核果、草、菇，甚至蟲子、小蛇，牠們幾乎無所不吃。食性的廣泛或許和野豬隨遇而安有密切的關係。美國阿帕拉契山脈 (Appalachian Mountains) 歐洲野豬秋季的胃容物中，植物性食物佔了 89.4% (以殼斗科核果 Acorn 及山核桃核果 Hickory nuts 為主)，動物性食物佔 6.4%，垃圾物佔 4.2% (Henry,

1972)。臺灣野豬的胃容物還沒有人做過定量分析，不過根據一般記錄，臺灣野豬的食性也很雜，除了植物的根、莖、葉、果以外，相信牠們在掘根 (Rooting) 時也一併吃下土壤中昆蟲、蚯蚓之類的小無脊椎動物。

一如其他各地的野豬，臺灣野豬對於農作物似乎也極感興趣，常有侵入農作區的記錄。今年八月間，台東玉里山區（海拔 200 公尺左右）一位農民的玉米田、甘薯田慘遭臺灣野豬侵襲，年收成自 700 公斤跌到 70 公斤，損失不貲。在澳洲，野豬每年在農牧地區所造成的損失，高達七千三百餘萬元澳幣 (Tisdell, 1982)。類似這樣野生動物所帶來的問題，很明白地告訴我們，這些動物必需加強管理、控制。然而，如果我們對臺灣野豬為害的前因後果所知有限，自然談不上有效的、合理的防治策略。

McCullough (1974) 的意見也值得一提，他認為臺灣野豬的繁殖率高，適應力強，將來發展為一種狩獵性動物 (Game animal) 的潛力極大。且不論臺灣野豬的地位是害物抑或獵物，牠們的經濟價值與亟待管理是可以肯定的。雖然如此，有關臺灣野豬生物學方面的資料，就和其他野生動物一樣，非常貧乏。撰寫本文時，筆者正在哈盆自然保護區內從事臺灣野豬之初步調查，期對臺灣野豬之習性做一概括性瞭解。謹將過去四個月來野外工作之心得，配合文獻記錄做綜合性的記述，就教於同道。

臺灣野豬活動的時間主要在夜間和清晨，野豬感覺敏銳，既聰明又隱密，因此要直接觀察牠們并不容易。但是，下列等間接的方法可以用來尋找、鑑別并了解這種動物。

1 足印 (Tracks): 前後肢發達的中央二趾（三、四趾）是偶蹄目動物的特徵，因此不論豬科、鹿科還是牛科動物行進時都可能留下對稱的蹄印。豬的二、五趾遠較鹿科、牛科者發達，加以豬二、五兩趾生長的位置又靠近三、四趾，所以在理想狀況下，臺灣野豬會留下後趾 (Dew claws, 亦即二、五趾) 印，這是豬與鹿、牛科動物足印最大的區別。其次，一般而言，野豬的三、四趾間距也比較大。但是由於土壤質地、地表植物、枯枝落葉、以及蹄印留下的時間等等影響，哈盆地區完美的臺灣野豬蹄印并不多見。蹄印的大小與年齡、性別有關，因此在後趾沒有留下痕跡的時候，野豬的蹄印可能與鹿科、牛科動物的蹄印產生混淆。既然影響蹄印的因子太多，在各種有蹄類足印大小範圍缺乏量化的完整資料之前，筆者認為足跡并不是辨認臺灣野豬最好的方法。以蹄印做為輔助辨認，倒不失為一條好途徑。

2 排遺 (Dropping): 臺灣野豬的排遺，頗有「糞」量，呈塊狀，不同於鹿、羊的粒狀，野豬在夜間清晨出現，因此必需早起才有機會找到比較新鮮的糞便，新鮮的糞便在樹蔭下或可維持濕潤，如果曝曬在日光下則迅速變乾，此後就不易確定野豬出現的時間了。

3. 步徑 (Pathway)：臺灣野猪的體格壯碩，但是不高。圓桶狀的野猪很適合在芒草區或密叢中穿梭、鑽動，豬隻走過的密叢形成明顯的小隧道，隧道兩旁植物倒塌，地面雜沓，很容易辨認。

4. 掘根 (Rooting)：臺灣野猪經過之處常有掘根現象，掘根就是野猪用牠的吻在地面挖掘。挖掘的功能或不祇於一端，但是多少與覓食相關。掘根的程度有輕有重，輕度掘根只限於地表部分的翻起，嚴重的掘根不但造成植物地下根的裸露，甚至形成一道深溝。溝的長、寬、深度因地而異。今年六月間，筆者與研究同仁在台東太麻里第一工作站後發現野猪掘的深溝，長達二、三十公尺，頗似人家後院的水溝。這麼長的溝應不是單獨一隻野猪所為。歐洲野猪有群體掘根的現象 (Bouchner, 1982)。掘根處地表植物幾乎全部闕如，地下根也都裸露在外。掘根行為對生態系統造成怎麼樣的衝擊，過去多有討論 (Singer *et al.*, 1984)，有人認為掘根可以加速森林內有機物的分解，也有人認為掘根造成土壤沖蝕及養分流失，掘根有何損益目前尚無定論。

5. 窩 (Nest)：偶爾在野猪走過的步徑、芒草中或樹叢下，會見到一塊一公尺方圓大小的凹陷地。這塊像被什麼東西滾壓過的地，就是野猪的休憩之處，有人稱之為山猪窩，但是這種「窩」充其量只稱得上旅館，算不得窩。野猪休憩的場所在芒草區、山麓和山腰都可見到，而本文所指的窩——一個野猪花了時間、能量所建築的結構——目前只在哈盆地區的稜線上找到過。

臺灣野猪窩大致呈圓形，直徑約 1.5 公尺，只有一個出入口。入口口徑 20 公分左右，自入口處起可深入 90 公分，窩的建材相當複雜，包括大小樹枝（最粗的枝條有 2 ~ 3 公分粗）、樹葉，窩的上下並鋪墊厚厚的草或蕨，看起來既溫暖又舒適。

臺灣野猪築窩似乎是就地取材，以至於豬窩附近 4.5 公尺方圓之內的植被就像被鋤過一樣，十分乾淨。筆者的助理第一次發現野猪窩時，甚至以為有人在當地濫墾，可見植被遭啃咬的程度。窩的墊鋪需要大量的草（或蕨），這些材料如不產於稜線，則必須運自他處。總之，野猪在窩的建築上花費的投資數相當鉅大的，以窩為中心點，有 4 ~ 5 個步道向外延伸。

大多數有蹄類動物每胎僅產一子，幼體發育快速，幾天工夫就有能力跑動、逃避敵害；加之有蹄類體型較大，親代不需要窩的保護也足以驅逐敵害，因此有蹄動物不築窩。豬是有蹄類中唯一例外的動物，豬一胎可產 3 ~ 8 隻體型不大的仔豬，仔豬需要好幾個月的時間才能獨立生活，這或許和豬是唯一築窩的有蹄動物有關 (Hansell, 1984)。

民間傳說臺灣野猪造窩不僅為了生育，同時也為了避寒過冬。後者的可信度尚待進一步查證。不過，在七月份發現的野猪窩建材（蕨類植物）還是翠綠的，而九月份發現

的野猪窩建材（芒草）已經發黃，因此建窩時間可能在七月左右。

臺灣野猪窩使用的頻率、季節和使用年限，仍在調查研究中，豬窩的發現甚具價值，豬窩提供了一個直接觀察的地點（雖然這也是十分危險的地點），可以幫助我們更進一步地瞭解臺灣野猪的生殖、育幼、家族關係、群體行為等等。

6. 打滾 (Wallowing)：臺灣野猪的簡介中，常常提到牠們喜歡泥浴，野猪的汗腺不發達，不能藉著流汗有效地散熱，因此在高溫下野猪必需泡在水裡、泥塘、或者陰冷潮濕的土壤裡，以降低溫度；掘根或許亦可達到相同效果。我們在哈盆地區還沒有見過上述現象，夏季裡芒草區裡鬆軟的土面疑為豬隻打滾所致。台北縣境則確有百姓見到野猪在燠熱的夏天三五成群地到河中泡水消暑。

7. 樹根擦拭 (Rubbing)：歐洲野猪在泥浴之後，有到樹基部分擦拭的習慣。擦拭的功用很多，如去掉外寄生蟲、搔癢、換毛和建立領域等等 (Bouchner, 1982)。鹿也有泥浴後擦拭的習慣，但是由於身材體型的差異，鹿隻擦拭的部份都是樹幹較高的地方。我們在哈盆地區尚未見過野猪泥浴後擦拭的痕跡。

8. 其他：野猪和家豬一樣，氣味很重，筆者在哈盆地區曾有過清晨 6～7 點嗅到獸味的經驗。當時由於隻身在外，不敢循味一探究竟。筆者也曾在太平山工作站的後山聽到野猪的呼嚕聲。豬在進食或發怒時都會發出聲音，牠們也常藉聲音彼此溝通訊息，氣味和聲音表示野猪已近在咫尺，應該警惕。

以上簡單地談了一些有關臺灣野猪的種種，這些資料或許有助於日後的研究。假如我們認為臺灣野猪必須予以管理，以減少農作物損失；假如我們希望經營臺灣野猪，調節其族群，使之成為狩獵性動物；那麼，我們似乎應該投資更多的人力、物力和財力來研究臺灣野猪，累積必要的知識，作為日後合理經營管理這項資源的張本。我們距離這個合理經營管理臺灣野猪的目標還很遙遠，但是并非遙不可及。

Formosan Wild Boar

Jung-Tai Chao

ABSTRACT

The general taxonomy, morphology, distribution, feeding habit of Formosan wild boar (*Sus scrofa taiwanus*) are described. The Formosan wild boar may be considered as a pest or a potential game species. Indirect evidences of the existence of Formosan wild boar such as tracks, dropping, pathway, rooting, nest, wallowing, rubbing, odor, sound communication, etc., are introduced. Nests of Formosan wild boar have been found on the ridge crest in Ha-pen area. The size of these nests measured about 1.5 meter in diameter and most vegetation around the nest were cleared. These nests were made of twigs, leaves, grasses and/or ferns. The economic importance of the Formosan wild boar is also emphasized in this paper.

武陵農場河域蜉蝣目稚蟲之生態研究

楊平世 謝森和
黃國靖 林曜松

摘 要

本研究係調查櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan & Oshima)) 棲息河域之蜉蝣目稚蟲種類及其年中發生數量之變化。在民國七十四年三月至七十五年二月之調查期間，武陵農場河域共發現 16 種蜉蝣目稚蟲，此即扁蜉蝣科 (Ecdyonuridae) 4 種、小蜉科 (Ephemerellidae) 3 種、蜉蝣科 (Ephemeridae) 1 種、四節蜉科 (Baetidae) 6 種、細蜉科 (Caenidae) 及小裳蜉科 (Leptophlebiidae) 各 1 種。文中並分析各調查站之優勢種及其年中數量之變化；綜合調查結果，此河域之優勢種為 *Rithrogena japonica* Uéno 及 *Baetis* 屬種類。至於發生數量，一般而言此目稚蟲以冬季之月份最多，尤其是十二月份；而此時期適為此魚稚魚之孵育期，故此蟲可提供此魚足夠之天然食物。至於九月份則因雨季後，水量大，所採獲之此目稚蟲為年中數量最少者。另外，本文並就出現之種類作檢索表；惟部份種類學名尚待更進一步鑑定。

一、緒 言

水棲昆蟲雖為河域生態系中之重要成員 (津田, 1962; 何、徐, 1977; Cummins, 1984; Healey, 1984); 然由於其個體小，隱匿良好，乃鮮為常人所注意。惟此類昆蟲為淡水魚類之重要食餌，以台灣產之近 160 種淡水魚為例，有許多種類，例如鮭魚 (*Hemibarbus labeo* (pallas))、平頰鱨 (*Zacco platypus* (Temminck et. Schlegel))、粗首鱨 (*Zacco pachycephalus* Günter) 及櫻花鉤吻鮭 (*Oncorhynchus masou formosanus* (Jordan & Oshima)) 等，即以水棲昆蟲為生 (曾, 1986)。尤其是櫻花鉤吻鮭，據上野氏 (1937) 之報告得知，其胃容物內之昆蟲含量達 96%，其中毛翅目幼蟲、蜉蝣稚蟲及石蠅稚蟲等約佔 74%。而類似之報

告亦見於桑山氏(1929)、西尾氏(1934)及川合氏(1955)等之研究。

櫻花鉤吻鮭在民國72年被政府列為瀕臨絕種之魚類，並進行復育之工作；而此魚棲息河段係在武陵農場轄區之七家灣溪流域，此河域鄰近土地為台灣重要之溫帶果樹及高冷蔬菜專業區，同時亦有住家、遊客，則排入之污水及殘留之農藥是否會對此魚之食餌昆蟲造成不良影響，均為此魚復育工作之基礎研究之一。

雖川合氏(1955)之報告稱，由魚類胃容物之水棲昆蟲種類分析，亦可獲知該魚棲息河域之水棲昆蟲相。但在民國74年以前，有關櫻花鉤吻鮭棲息河域之水棲昆蟲相，僅上野氏(1937)之報告，惟該報告僅就11尾魚胃容物之分析，所提及之水棲昆蟲亦僅及於科及少數屬之分類地位，仍無法由此窺知水棲昆蟲相之概況。

及至民國75年，楊氏等(1986)始實地定期調查，才獲知此魚現今棲息之河域中至少有六目十七科四十種水棲昆蟲。

然而，該河域之水棲昆蟲相固頗豐富，各種水棲昆蟲在一年中及不同環境下之族群數量的變化及優勢種之分佈尚待更進一步之分析。由於水棲昆蟲之種類頗多，因此本研究乃先就此魚之主要食餌昆蟲——蜉蝣目稚蟲，在此河域之分佈情形，各不同河域環境下之水棲昆蟲種類和族群數量之年中變化，和優勢種之年中消長及其分佈情形作比較分析。

二、調查範圍及方法

本研究之調查範圍係就櫻花鉤吻鮭現今之棲息河域—武陵農場之河域，範圍涵蓋七家灣溪、無名溪、雪山溪及有勝溪等；民國74年3月至75年2月在七家灣溪、無名溪及有勝溪設置五個調查站。而在74年7月起則在七家灣溪及雪山溪各加設一站。調查範圍及各調查站配置圖如圖一所示。至於各調查站之河域環境現況敘述如下：

1 第一站：位於七家灣溪上游之武陵吊橋下，河床底質為礫石及鵝卵石，水流湍急。河寬在5.2~17.4公尺間，流量之平均值為每秒1立方公尺，平均水深為42.0公分，流速0.3~0.6公尺；pH值在8.0~8.8之間；年平均水溫為10.8℃。兩岸有高大林木及灌叢，河域部份遮蔭。

2 第二站：位於第一站下方約200公尺之攔砂壩，河面寬廣，河床底質為泥沙，並雜有許多落葉，水流緩慢，形成水潭，清澈見底，惟距岸邊50公分處，水深即可達70~80公分深。年平均水溫為11.3℃，pH值在8.1~8.8間。水潭之內緣有高大林木及灌叢形成遮蔭，其餘則為開闊無蔽之水面。

3 第三站：位於武陵農場第三區之側方，水流湍急，河床底質以 3 ~ 7 公分之卵石及巨石為主。每秒之流量平均為 1.6 立方公尺，河寬在 8.4 ~ 19.3 公尺間；平均水深為 61.4 公分，年平均水溫為 12.3 ℃，pH 值在 8.1 ~ 8.6 之間。兩岸為低矮之灌叢及高莖之禾本科芒草，遮蔭效果較差。

4 第四站：位於賓館前，迎賓橋側之有勝溪，河床底質均為碎石、礫石，水淺水流緩慢，平均流量每秒為 0.8 公尺，河寬在 5.3 ~ 9.9 公尺之間，平均流速為 0.6 公尺，平均水深為 21.2 公分。年平均水溫為 14.3 ℃，pH 值在 8.2 ~ 8.8 之間。兩岸均為岩壁，林相概為高大之針葉林為主，遮蔭效果頗為良好。

5 第五站：位於賓館前側，迎賓橋下游約 100 公尺處，近七家灣及有勝溪交合點之下方。底質以直徑 6 ~ 30 公分之卵石及巨石為主，並雜有枯枝、落葉，兩岸偶見塑膠袋及保特瓶等固體垃圾。流量大，水流湍急。平均之水量每秒達 4.0 立方公尺，流速每秒 0.9 公尺，河寬在 8.6 ~ 25.5 公尺之間，平均水深為 50.1 公分。年平均水溫為 13.4 ℃，pH 值在 8.2 ~ 8.8 之間。內緣為高大之針葉林，外緣則為禾本科雜草，部份河域遮蔭良好。

6 第六站：位於武陵農場本部上方，億年橋側，距該橋約 500 公尺之雪山溪；底質以卵石及巨石為主，水淺流速緩，河寬在 6.5 ~ 7.5 公尺之間，平均之水深為 30.2 公分，平均流量每秒 0.8 立方公尺，平均流速每秒 0.5 公尺，年平均水溫為 10.8 ℃，pH 值在 8.1 ~ 8.6 之間。

7 第七站：位於第二站右側上游約 200 ~ 250 公尺處之七家灣溪，水量小，流速緩；底質以泥沙及礫石為主，雜有直徑 3.5 公分之卵石。河寬約 5 公尺，枯水季時之水深約 50 公分。兩岸有高大林木，岸邊灌叢及爬藤植物茂盛，遮蔭效果良好。

調查方法，係以定面積之水網（如圖二），大小為 50 × 50 平方公分，在各調查之兩岸及中央各採集一次。為避免每次調查時於同一地點採集而影響蟲數之變化，各站範圍為 50 公尺內之河域，每次均在此範圍內之不同點採集。次將所獲之標本置於 70 % 之酒精中，攜回實驗室檢視鑑定。調查時間為每二至三週一次。

至於本研究之分類依據，主要係參酌上野氏（1937）、津田氏（1962）、何、徐（1977）、楊氏等（1980）、川合氏（1985）及 Merritt (1984) 等之研究。

三、調查結果

由本研究發現，自民國 74 年 3 月至 75 年 2 月間，在調查之河域中共發現 6 科 16

種蜉蝣，如表一。其中扁蜉蝣科 (Ecdyonuridae = Heptageniidae) 有 4 種，小蜉科 (Ephemerellidae) 3 種，蜉蝣科 (Ephemeridae) 1 種，四節蜉科 (Baetidae) 6 種，細蜉科 (Caenidae) 1 種及小裳蜉科 (Leptophlebiidae) 1 種。另外，由此表亦可發現，除 *Ephemerella japonica* Gose 僅出現於第三至第五站及 *Heptagenia* sp. A 僅出現於第四站外，其餘各種均廣泛分佈於第一至第七站中。

表二為第一站吊橋區所採獲之蜉蝣稚蟲，種數達 14 種，其中以 *Rhithrogena japonica* Uéno 之數量最多；*Baetis* sp. B 次之；*Baetis* sp. A 及 *Baetis* sp. C 又次之。而以 *Caenis* sp. A, *Epeorus* sp. A 最少，平均總數僅 3 隻。

如就各月份發生之蟲數觀之，則以一月份之蟲數最多，達 410 隻；十二月份者次之，為 397 隻；二月份之 223 隻又次之。至於最少者則為九月份，僅為 11 隻。

而如依季節分析，則以冬季之發生蟲數最多，達 851 隻；春、夏兩季則難分軒輊；但秋季則最少，僅獲 196 隻。

圖三為第一站全年發生數量較多之四種蜉蝣稚蟲，其數量之變化，由此圖亦可發現，此四種之發生數量亦以冬季為多，秋季為最少；九月份之數量亦最少。茲以數量最多之 *R. japonica* 為例，自 74 年 3 月至 75 年 2 月間，主要有三次發生高峯，一為四月，一為六月，另一則為十二月，其中以十二月份者最多；至於最少者則為九月份及二月份。另外，發生量次多之 *Baetis* sp. B. 在此期間則有兩次發生高峯，此即四月份及一月份；但在八、九月份則未採獲，五月份及二月份發生之蟲數亦極為稀少。

表三為第二站所採獲之 14 種蜉蝣稚蟲之發生數量；其中以 *R. japonica* 數量最多；*Ephemerella orientalis* MacLachlan 次之，*Baetis* sp. A 又次之。而以 *Caenis* sp. A 為最少。

如依月份之發生數量分析，則以十二月者最多，達 278 隻；一月份者次之，為 233 隻。最少者則為九月份，僅獲 22 隻。而如依季節分析，則亦以冬季者為最多，發生數量達 587 隻；春、夏季均相差不多，分別為 300 及 310 隻；而仍以秋季者為最少，僅獲 178 隻。

圖四為第二站全年發生數量較多之四種稚蟲之各月份發生數量變化。茲以最多之 *R. japonica* 為例，其年中之發生高峯和第一站者相似，尤其十二及一月份，蟲數激增；但到二月份時驟減，兩次採集均未採獲此蟲。

至於發生量次多之 *E. orientalis*，則有兩次發生高峯，一為三月，另一則為七月份；但自九月份起，數量均少。

表四乃第三站所採獲之 15 種稚蟲年中發生量；由表可知，此區以 *R. japonica* 發生數量最多；*Baetis* sp. D 者次之；*Baetis* sp. B 及 *Baetiella* sp. A. 者又次之。而最少者則為

Ephemerella japonica Gose 及 *Paraleptophlebia* sp. A.。同時，在第一、二站中數量稀少之 *Caenis* sp. A. 在此站中數量亦稀。

至於各月份之發生數量，此站和第一站相同，亦以一月份者為最多，達 490 隻；十二月份者次之，為 453 隻；八月份者又次之，為 418 隻。而最少之月份亦為九月份，僅採獲 7 隻。如依季節分析，仍為冬季者為最多，達 1158 隻；而夏季者因 *Baetis* sp. D 在八月份採獲數量達 351 隻，故次之；至於秋季者仍為最少，僅採獲 300 隻。

圖五乃此站三種發生數量較多之種類，其年中數量變化，由此圖可發現，數量最多之 *R. japonica*，其發生高峯為四月及一月；且自九月份起，蟲數漸增，而以一月份時達最多。至於次多之 *Baetis* sp. D，則以八月份時數量突然激增；惟九月份時驟降；自此數量始有緩緩增加之趨勢。

表五為第四站所採獲之 11 種稚蟲年中之發生量；由表可知，此區以 *Baetis* sp. D 之數量最多；*E. orientalis* 次之；而以 *Heptagenia* sp. A 及 *Epeorus* sp. A 之數量最少。值得一提者乃此區 *Baetis* sp. D 之數量達 1137 隻，遠超乎其他 10 種。

而各月份之發生數量，以十二月份者為最多，二月份者次之；四月、九月及十月份者均少，而以四月份者最少，僅獲 6 隻。至於季節性之差異，數量最多者仍為冬季，共採獲 1017 隻；但最少者卻為春季，為 93 隻。夏、秋兩季則相差甚少，分別為 295 及 210 隻。

圖六則為此站兩種發生數量較多之種類，其年中數量之變化；由圖可知 *Baetis* sp. D 之發生高峯主要有三次，一為七月份，一為十二月份，另一則為三月份。其中以十二月份者最多。至於 *E. orientalis*，除八月份發生數量較多外，其餘各月份之數量均少。

表六乃第五站之 12 種稚蟲年中發生數量；由表可知以 *Baetis* sp. D 之發生數量最多；*Baetiella* sp. A 次之；*Ephemerella* sp. A 及 *R. japonica* 又次之，而最少者則為 *Baetis* sp. C 及 *Baetis* sp. A。

如依月份發生性質觀之，則亦以十二月者為最多，為 215 隻，一、二月份者次之，分別為 193 及 184 隻，且仍以九月份者為最少，僅採獲 16 隻。至於季節性發生情形，仍以冬季者為最多，達 592 隻；秋季者為最少，僅 110 隻。

圖七為此站兩種主要種類——*Baetis* sp. D 及 *R. japonica* 之年中發生量之變化；由此圖可知，*Baetis* sp. D 之發生高峯係在七月份。至於 *R. japonica*，則以二月份時之發生數量最多。

表七乃第六站 13 種稚蟲之年中發生數量；由此表可知，此站以 *R. japonica* 之數量最多；*Ephemerella* sp. A 及 *Baetis* sp. B 次之，而最少者則為 *Epeorus* sp. A 及 *Caenis* sp. A。

如依月份分析，自民國 74 年 7 月至 75 年 2 月止，則以二月份者為最多，為 191 隻；十二月份者次之。數量最少者亦為九月份。如就季節性分析，本調查結果僅獲知冬季最多，秋季數量頗少。

表八則為第七站之 14 種稚蟲之年中發生數量；由此表得知此站出現之稚蟲，以 *Baetis* sp. B 為最多；*R. japonica* 次之，而最少者則為 *Caenis* sp. A 及 *Baetiella* sp. A。

如依月份分析，則自民國 74 年 7 月起至 75 年 2 月止，以十二月份之發生蟲數最多，達 192 隻；十一月份者次之。最少者則為九月份，僅獲 12 隻，而由此表亦可獲知冬季發生之蟲數亦最多。

表九為第一至五站在民國 74 年 3 月至 75 年 2 月間各月份蟲數之變化；由此表可發現，全年中蜉蝣目稚蟲以十二月份達最多，而以九月份者為最少。如就季節分析，則冬季蟲數最多，夏季次之，但秋季則最少。

而如就各站全年總蟲數作為比較，則蜉蝣目稚蟲以第三站為最多，其次為第一站；最少者為第五站。

至於表十乃武陵農場河域目前已發現之 16 種蜉蝣目稚蟲檢索表。由此表可知，本目分屬分種，主要係根據其體型、口器結構、複眼之位置、鰓之形狀或數目、前胸前側角突出與否、腿節斑紋、腹背刺有無、中央尾絲有無及尾毛各節毛之粗細和分佈情形等。因此藉此表可區分出捕自本河域之蜉蝣目稚蟲；然而由於部份種類已轉寄國外鑑定，此些種類乃暫以 sp. A 或 sp. B 替代。

四、討論及結論

蜉蝣目稚蟲為河域生態系中之重要成員，據楊氏等之報告（1986）得知，武陵農場河域之蜉蝣目稚蟲共有四科十五種，而此亦為櫻花鉤吻鮭之主要自然食物。

根據上野氏之報告（1937）得知，在其解剖之櫻花鉤吻鮭之胃容物中，蜉蝣目稚蟲佔 20 %；其中有兩條魚，此目稚蟲甚至佔 23.8 %，足見蜉蝣目稚蟲在此魚食物中確扮演重要之角色。

過去有關此河段之蜉蝣目稚蟲調查除楊氏等（1986）之報告外，均未見記載，但由本調查發現，武陵農場全境之河域，此目稚蟲種類數達 16 種，發生數量亦頗豐沛。在 16 種稚蟲中，除 *Ephemerella japonica* 僅出現於第三站至第五站及 *Heptagenia* sp. A 僅出現於第四站，屬狹適性種類外，其餘 14 種均為廣適性種類。

從表一至表八得知，*R. japonica* 及 *Baetis* 屬種類，其發生數量均居各站之冠；以前

三站為例，均以 *R. japonica* 之數量最多，*Baetis* 屬種類居次。第四、五兩站則以 *Baetis* 屬種類居冠；第六、七兩站亦以 *R. japonica* 及 *Baetis* 屬種類數量最多。故足見 *R. japonica* 及 *Baetis* 屬種類為武陵農場河域之優勢種。

另外，*Caenis* sp. A 在此河域中雖亦屬廣適性種類，但在各站中其發生數量均為最少；其他種類，例如 *Epeorus* sp. A, *Heptagenia* sp. A 及 *Praeleptophlebia* sp. A，數量亦稀少。

水棲昆蟲之種類和發生數量會受其底質環境之影響（黃、楊，1986）。據 Waters 表示（1972），水域之雜草及石上苔蘚、藻類多時，水棲昆蟲亦多。Brusven 及 Prather（1974）之報告亦指出水棲昆蟲對河床底質亦有其偏好性；在本研究中亦發現，第二及第四站，底質以泥沙為多，尤其是第二站，河床中並雜有落葉、枯枝，因此喜棲息此軟質河床中之 *Ephemera orientalis* 數量，乃較其他以石質為主之河床者為多。

而影響水棲昆蟲種類及數量變化，尚有礫石、卵石之大小（Trush, 1979），水流之穩定性（McAuliffe, 1983）。甚至水溫（Sweeney and Vannoto, 1981）、水質（Minshall, 1984）、光度（Thorup, 1966）及水中之含氧量（Minshall and Winger, 1968）等，頗為複雜；因此如欲分析本調查中水棲昆蟲或蜉蝣目稚蟲之年中數量變化，所應考慮之變因甚多。

但由現階段之結果可獲知，蜉蝣目稚蟲之數量以冬季之月份為最多，尤其是十二月份，各站所採獲之蟲數均頗多；根據大島氏（1936）、中村氏（1938）及與儀、中村氏（1938）、鄧氏（1960）之報告得知，此魚概於每年之十月上旬起孵育，而由本調查得知，此河域自九月起蜉蝣目稚蟲逐增，及至冬季各月份，數量達各季節之冠，此對此魚之獲取食物來源非但無虞，亦將頗有助益。

另外，由各站之調查結果亦知，秋季之月份，其蟲數幾為全年中最少者；其可能影響因子頗多，例如部份個體已於夏季羽化，或因稚魚、成魚之捕食而減少；但影響最大之因素乃夏、秋之際，尤其是八、九月間，為本區之雨季（未具名，1983～1986），水量極為豐沛，水中之底質，例如礫石、卵石每因水流之沖激而移位，不利於本目稚蟲之攀附；同時河面亦較寬廣，水亦較深，採集時也較以往困難，所獲之蟲數自然較少。

由楊氏等之報告（1986）得知，櫻花鉤吻鮭之主要活動區乃在第四站以上，出現之魚踪則以第一、二兩站最多。而在本調查中，在第一至五站中，蟲數以第三站最多，第一站次之，而以第五站最少；另外，如就水溫而言，第四、五站水溫較高，較不適此魚生長。故如以食物——蜉蝣目稚蟲及水溫條件而言，第三站以上實頗適於此魚之生長繁衍。至於第二站之水域環境係一開濶之潭面，據 Kojima and Sugiwaka（1980）及林、梁氏（1986）之報告，此種水域最適合鮭鱒魚類成長；而楊氏等（1986）之報告亦指出，此站和第一站為櫻花鉤吻鮭出現數量最多之水域。但由本調查卻發現，此水域之蜉蝣目稚蟲

僅較第五站爲多，而較第一、三、四站者爲少；故在魚數多時，實有必要以人爲方式改善此河域之環境，例如陳置取自河域中之鵝卵石於水潭之周邊或水中，以供匍匐性水棲昆蟲——包括蜉蝣稚蟲，及櫻花鉤吻鮭另外兩類重要天然食餌——石蠅稚蟲及石蠅蛾幼蟲等之攀附。況此亦有助於此魚遇河鳥等水鳥攻擊時之掩蔽。

至於本調查結果之檢索表，則有助於今後此河域調查時鑑定之參考；但部份種類由於分類資料不足，未敢遽予命名，而已委請國外學者協助鑑定。

五、引用文獻

- 大島正滿，1936，大甲溪の鱒に関する生態學的研究，植物及動物，4:337-349。
- 上野益三，1937，台灣大甲溪の鱒の食性と寄生蟲，台灣博物會報，27:153-159。
- 川合禎次，1955，大杉谷セツ釜附近で得たアマゴの食性，大杉谷，大台ヶ原山の自然，p.1-4。
- 川合禎次，1985，日本產水生昆蟲檢索圖說，日本，東海大學出版，409pp。
- 中村廣司，1938，大甲溪の鱒に就いて，台灣水產，276:15-22。
- 未具名，1983-1986，農業氣象旬報，中央氣象局應用氣象組農業氣象科主編。
- 西尾新六，1934，夏期に於けるイワメ (*Salvelinus malina* Walbaum) の食性研究，陸水雜誌，3(3):62-70。
- 何鎧光、徐世傑，1977，台北區新店溪水生昆蟲之研究，省立博物館年刊，20:1-50。
- 林曜松、梁世雄，1986，鮭鱒魚類生態，p.21-38，農委會出版「自然文化景觀保育論文集(鮭鱒魚保育專輯)」，98pp.，農委會林業特刊第九號。
- 津田松苗，1962，水生昆蟲學，北隆館出版，269pp。
- 桑山覺，1929，特に應用昆蟲學上より見たる毛翅目昆蟲，日本學術協會報告，5:191-202。
- 黃國靖、楊平世，1986，水棲昆蟲與底質環境之關係，p.39-54，農委會出版「自然文化景觀保育論文集(鮭鱒魚保育專輯)」，98pp.，農委會林業特刊第九號。
- 曾晴賢，1986，台灣的淡水魚類，台灣省教育廳出版，pp.183 + 索引10pp。
- 楊平世、洪正中、何鎧光，1980，淡水河流域蜉蝣目稚魚之初步調查研究，台大植病學刊，7:70-77。
- 楊平世、林曜松、黃國靖、梁世雄、謝森和、曾晴賢，1986，武陵農場河域之水棲昆

蟲相及生態調查，農委會出版 75 年生態研究第 001 號，48pp.。

與儀喜宣、中村廣司，1938，台灣高地產梨山鱒（櫻花鉤吻鮭），林曜松譯，內政部營建署編印（1984），16pp. + 8pls.。

鄧火土，1960，台灣高地產陸封鮭魚的形態與生態，台灣省水試所試驗報告第 5 號，p.77-82。

Brusven, M. A. and K. V. Prather, 1974, Influence of streams on distribution of macrobenthos, J. of Entomol. Soc. of Brit. Columbia. 71: 25-32.

Cummins, K. W. 1973, Trophic relations of aquatic insect, Ann. Rev. Entomol, 18: 183-206.

Healey, M. 1984, Fish predation on aquatic insects, pp. 255-258, In: V. H. Resh and D. M. Rosenberg (ed.) The ecology of aquatic insects. Praeger Pub., New York, 625 pp.

Kojima, H. and K. Sugiwaka, 1980, Population size and net production of juvenile masu salmon in the Atsuta River, Hokkaido, Scientific Reports of the Hokkaido Fish Hatchery, 33: 34-43 (in Japanese with English abstract).

McAuliffe, J. R. 1983, Competition, colonization patterns, and the disturbance in stream benthic communities, pp. 137-156, In: J. R. Barnes and G. H. Minshall (ed.) Stream ecology: application and testing of general ecological theory, Plenum Press, New York, N. Y. 399 pp.

Merritt, R. W. and K. W. Cummins, 1984, An introduction to the aquatic insects of North America, Kendall/Hunt Publ. Co. Dubuque, Iowa, 722 pp.

Minshall, G. W. 1984, Aquatic insect-substratum relationships, pp. 358-400, In: V. H. Resh and D. M. Rosenberg (ed.). The ecology of aquatic insects, Praeger Publ., N. Y., 625 pp.

Minshall, G. W. and P. V. Winger, 1968, The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift Ecology, 49: 580-82.

Sweeney, B. W. and R. L. Vannote, 1981, *Ephemerella* mayflies of white Clay Creek: bioenergetic and ecological relationships among six coexisting species. Ecology, 62: 1353-69.

Thorup, J. 1966, Substrate type and its value as a basis for the delimitation of bottom fauna communities in running waters, Pymatuning Laboratory of Ecology Special Publication, 4: 59-74.

Trush, W. J. Jr 1979, The effect of area and surface complexity on the structure and formation of stream benthic communities, Unpublished. M. S. thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA. 149 pp.

Waters, T. F. 1972, The drift of stream insects, Ann. Rev. of Entomol., 17: 253-72.

Table 1. The Ephemeropteran fauna of the streams in Wu-Ling Farm
from Mar., 1985 to Feb., 1986

Family	Species
Ecdyonuridae (Heptageniidae)	<i>Rithrogena japonica</i> <i>Ecdyonurus</i> sp. A. <i>Epeorus</i> sp. A. <i>Heptagenia</i> sp. A.
Baetidae	<i>Baetis</i> sp. A. <i>Baetis</i> sp. B. <i>Baetis</i> sp. C. <i>Baetis</i> sp. D. <i>Baetiella</i> sp. A. <i>B. bispinosus</i> .
Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i> sp. A. <i>E. longicaudata</i> . <i>E. japonica</i> .
Ephemeridae	<i>Ephemera orientalis</i>
Leptophlebiidae	<i>Paraleptophlebia</i> sp. A.
Caenidae	<i>Caenis</i> sp. A.

Table 2. Monthly change of the number of mayfly nymphs at Station 1, From Mar., 1985 to Feb., 1986

Species	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Total
<i>Baetis</i> sp. A	4	5	10	2	3	5	0	2	8	85	179	16	319
<i>Baetis</i> sp. B	46	77	5	22	17	0	0	22	6	68	93	1	357
<i>Baetis</i> sp. C	3	12	8	13	33	44	2	8	61	22	16	6	228
<i>Baetis</i> sp. D	2	2	1	2	23	34	2	4	13	54	52	11	200
<i>Baetiella</i> sp. A	0	1	0	6	3	1	0	1	0	0	2	1	15
<i>B. bispinosus</i>	0	1	0	3	1	0	0	2	1	1	0	0	9
* <i>R. japonica</i>	73	116	52	86	67	43	3	16	31	121	55	2	665
<i>Ecdyonurus</i> sp. A	0	5	7	4	17	15	1	2	2	8	6	1	68
<i>Epeorus</i> sp. A	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Heptagenia</i> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemerella</i> sp. A	1	1	0	0	0	0	0	1	0	11	1	1	16
<i>E. longicaudata</i>	1	0	0	0	0	0	1	1	1	19	5	0	28
<i>E. japonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
* <i>E. orientalis</i>	0	0	0	1	3	2	1	0	0	0	0	1	8
* <i>P. sp. A</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	3	8	1	4	19
<i>Caenis</i> sp. A	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	3
Total	131	223	84	141	168	144	11	59	126	397	410	44	1938
	438			453			196			851			

**E. orientalis* = *Ephemera orientalis*

**P. sp. A* = *Paraleptophlebia* sp. A

**R. japonica* = *Rhithrogena japonica*

Table 3. Monthly change of the number of mayfly nymphs at Station 2, from Mar., 1985 to Feb., 1986.

Species	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Total
<i>Baetis</i> sp. A	11	14	19	14	3	11	0	7	31	49	22	38	219
<i>Baetis</i> sp. B	0	34	1	5	3	0	2	1	1	108	24	0	179
<i>Baetis</i> sp. C	9	17	14	26	16	14	1	31	25	14	10	17	194
<i>Baetis</i> sp. D	3	5	4	5	4	8	0	2	3	4	3	1	42
<i>Baetiella</i> sp. A	0	1	0	0	1	0	0	0	0	3	4	0	9
<i>B. bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2	5	0	10
* <i>R. japonica</i>	9	31	3	10	13	3	14	9	2	73	132	0	299
<i>Ecdyonurus</i> sp. A	1	11	6	15	10	7	0	3	7	6	3	4	73
<i>Epeorus</i> sp. A	3	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	0	13
<i>Heptagenia</i> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephemerella</i> sp. A	0	0	1	0	0	0	0	0	0	6	17	0	24
<i>E. longicaudata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	2	0	7
<i>E. japonica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
* <i>E. orientalis</i>	62	12	23	45	63	33	3	8	18	2	5	2	276
* <i>P. sp. A</i>	1	1	1	0	0	0	0	5	1	2	1	14	26
<i>Caenis</i> sp. A	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Total	99	127	74	121	113	76	22	66	90	278	233	76	1375
	300			310			178			587			

**E. orientalis* = *Ephemera orientalis*

**P. sp. A* = *Paraleptophlebia* sp. A

**R. japonica* = *Rhithrogena japonica*

Table 4. Monthly change of the number of the mayfly nymphs at Station 3, from Mar., 1985 to Feb., 1986.

Species	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Total
Baetis sp. A	5	2	7	0	0	0	0	0	6	30	7	2	59
Baetis sp. B	19	45	0	0	0	0	0	3	2	26	157	73	325
Baetis sp. C	0	3	6	0	4	0	1	9	38	34	0	1	96
Baetis sp. D	3	3	2	0	99	351	0	20	22	80	13	7	600
Baetiella sp. A	5	4	4	177	11	6	1	13	2	23	9	1	256
B. bispinosus	2	8	1	38	9	34	0	14	1	9	5	2	123
* R. japonica	36	154	20	25	11	6	4	22	103	134	256	108	879
Ecdyonurus sp. A	0	1	1	0	1	0	1	6	8	25	7	9	59
Epeorus sp. A	2	2	1	6	6	10	0	0	1	1	9	0	38
Heptagenia sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemerella sp. A	5	16	4	1	0	0	0	0	8	64	24	12	134
E. longicaudata	0	1	0	0	0	3	0	2	8	23	3	0	40
E. japonica	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
* E. orientalis	0	1	9	1	2	3	0	0	3	1	0	0	20
* P. sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	4
Caenis sp. A	0	1	1	1	1	5	0	0	0	0	0	0	9
Total	77	241	56	249	144	418	7	89	204	453	490	215	2643
		374			811			300			1158		

*E. orientalis = Ephemera orientalis

*P. sp. A = Paraleptophlebia sp. A

*R. japonica = Rhithrogena japonica

Table 5. Monthly change of the number of mayfly nymphs at Station 4, from Mar., 1985 to Feb., 1986.

Species	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Total
Baetis sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis sp. B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetis sp. C	0	0	0	0	1	0	0	0	1	4	1	0	7
Baetis sp. D	3	0	67	31	146	44	6	8	83	415	131	203	1137
Baetiella sp. A	1	0	1	0	0	0	0	0	11	51	1	3	68
B. bispinosus	0	0	0	0	1	0	0	0	2	3	0	1	7
* R. japonica	0	3	0	1	1	0	0	0	1	1	33	0	40
Ecdyonurus sp. A	1	0	0	0	1	0	1	2	2	12	6	5	30
Epeorus sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
Heptagenia sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Ephemerella sp. A	3	3	1	0	0	0	0	0	2	29	25	26	89
E. longicaudata	3	0	1	0	0	0	1	0	7	26	19	4	61
E. japonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
* E. orientalis	2	0	4	11	19	39	11	0	7	0	2	14	109
* P. sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenis sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	13	6	74	43	169	83	19	10	117	542	218	257	1551
		93			295			210			1017		

*E. orientalis = Ephemera orientalis

*P. sp. A = Paraleptophlebia sp. A

*R. japonica = Rhithrogena japonica

Table 6. Monthly change of the number of mayfly nymphs at Station 5, from Mar., 1985 to Feb., 1986.

Species	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Total
<u>Baetis</u> sp. A	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4
<u>Baetis</u> sp. B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	12	15
<u>Baetis</u> sp. C	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<u>Baetis</u> sp. D	7	0	37	104	17	30	5	13	22	35	22	22	314
<u>Baetiella</u> sp. a	0	5	10	22	1	0	0	2	16	28	90	23	197
<u>B. bispinosus</u>	0	3	4	18	8	1	1	3	1	9	18	19	85
* <u>R. japonica</u>	6	24	20	6	8	0	1	4	6	25	3	46	149
<u>Ecdyonurus</u> sp. A	0	0	0	2	1	0	0	0	1	6	0	5	15
<u>Epeorus</u> sp. A	0	2	4	3	8	10	0	2	2	7	1	3	42
<u>Heptagenia</u> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>Ephemerella</u> sp. A	14	1	3	0	1	0	0	0	7	59	42	49	176
<u>E. longicaudata</u>	1	0	0	0	0	0	1	4	9	46	14	4	79
<u>E. japonica</u>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
* <u>E. orientalis</u>	2	0	0	3	2	3	8	1	0	0	0	0	19
* <u>P. sp. A</u>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>Caenis</u> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	30	38	78	158	46	44	16	29	65	215	193	184	1096
	186		248		110		592						

*E. orientalis = Ephemera orientalis

*P. sp. A = Paraleptophlebia sp. A

*R. japonica = Rhithrogena japonica

Table 7. Monthly change of the number of the mayfly nymphs at station 6, from Jul., 1985 to Feb., 1986

Species	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Total
<u>Baetis</u> sp. A	0	0	0	4	2	1	2	2	11
<u>Baetis</u> sp. B	0	0	1	14	71	101	20	38	245
<u>Baetis</u> sp. C	4	8	0	14	5	9	4	2	46
<u>Baetis</u> sp. D	12	44	0	4	0	1	2	0	63
<u>Baetiella</u> sp. A	0	0	1	0	0	0	0	1	2
<u>B. bispinosus</u>	2	3	0	0	0	0	8	0	13
* <u>R. japonica</u>	1	3	10	0	11	55	25	32	137
<u>Ecdyonurus</u> sp. A	0	1	0	1	3	0	2	2	9
<u>Epeorus</u> sp. A	1	0	0	0	0	3	24	1	29
<u>Heptagenia</u> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>Ephemerella</u> sp. A	0	0	0	0	3	5	1	2	11
<u>E. longicaudata</u>	0	0	0	0	3	16	2	1	22
<u>E. japonica</u>	0	0	0	9	0	0	0	0	9
* <u>E. orientalis</u>	3	7	0	0	2	1	2	0	15
* <u>P. sp. A</u>	0	1	0	0	0	0	0	1	2
<u>Caenis</u> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Total	23	67	12	46	100	192	92	83	615

*E. orientalis = Ephemera orientalis

*P. sp. A = Paraleptophlebia sp. A

*R. japonica = Rhithrogena japonica

Table 8. Monthly change of the number of the mayfly nymphs at station 7,
from Jul., 1985 to Feb., 1986

Species	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Total
<u>Baetis</u> sp. A	0	0	0	0	2	1	2	2	7
<u>Baetis</u> sp. B	0	0	1	0	71	101	20	38	231
<u>Baetis</u> sp. C	4	8	0	8	5	9	4	2	32
<u>Baetis</u> sp. D	12	44	0	44	0	1	2	0	59
<u>Baetiella</u> sp. A	0	0	1	3	0	0	0	1	2
<u>B. bispinosus</u>	2	3	0	0	0	0	8	0	13
* <u>R. japonica</u>	1	3	10	3	11	55	25	32	137
<u>Ecdyonurus</u> sp. A	0	1	0	1	3	0	2	2	8
<u>Epeorus</u> sp. A	1	0	0	0	0	3	24	1	29
<u>Heptgenia</u> sp. A	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<u>Ephemerella</u> sp. A	0	0	0	0	3	5	1	2	11
<u>E. Longicaudata</u>	0	0	0	0	3	16	2	1	22
<u>E. japonica</u>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
* <u>E. orientalis</u>	3	7	0	7	2	1	2	0	15
* <u>P. sp. A</u>	0	1	0	0	0	0	0	1	2
<u>Caenis</u> sp. A	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Total	23	67	12	67	100	192	92	83	569

*E. orintalis = Ephemera orientalis

*P. sp. A = Paraleptophlebia sp. A

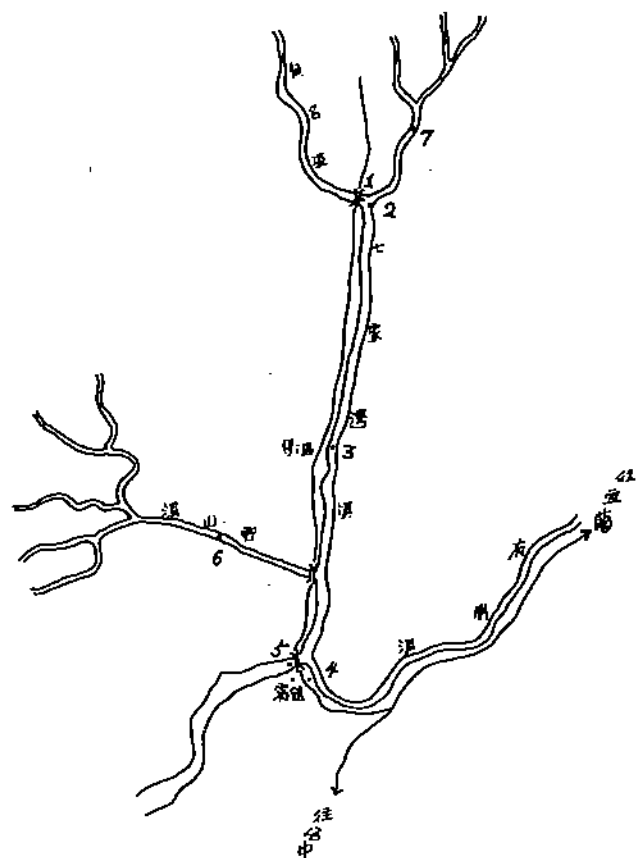
*R. japonica= Rhithrogena japonica

Table 9. Monthly change of the number of mayfly nymphs in various surveyed stations from
Mar., 1985 to Feb., 1986.

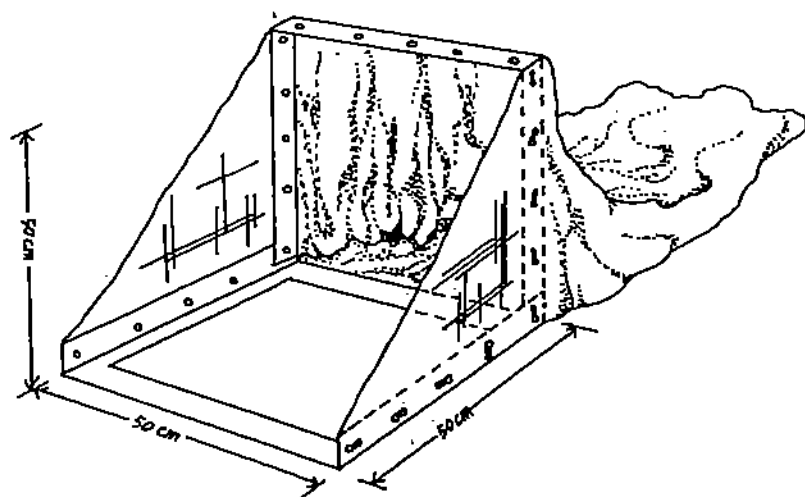
Species	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Total
Station 1	131	223	84	141	168	144	11	59	126	397	410	44	1938
Station 2	99	127	74	121	113	76	22	66	90	278	233	74	1373
Station 3	77	241	56	249	144	418	7	89	204	453	490	215	2643
Station 4	13	6	73	43	169	83	19	10	117	542	218	257	1550
Station 5	30	38	80	158	47	44	16	29	65	215	193	184	1099
Total	350	635	367	712	641	765	75	253	602	1885	1544	774	8603
	1352			2118			930			4203			

表十 武陵農場河域蜉蝣目稚蟲之檢索表

1a	鰓葉狀、絲狀，或兩者之複合體	2
1b	鰓具二分支，或呈羽狀	15
2a	軀體扁平，複眼位於頭部之背面	3
2b	軀體不扁平，複眼位於頭部之側面	6
3a	尾毛二根，無中央尾絲；各足腿節中央具有深棕色圓形斑點	<i>Epeorus</i> sp. A
3b	尾毛二根，並具中央尾絲	4
4a	尾毛上無刺毛，第一對鰓較其他鰓為大，且位於腹面	<i>Rhithrogena japonica</i>
4b	尾毛上有刺毛，第一對鰓非如上所述	5
5a	頭部前緣有 2 個淡色斑紋，前胸側緣向後方延伸	<i>Ecdyonurus</i> sp. A
5b	尾毛除了剛毛外，還有較細長的毛	<i>Heptagenia</i> sp. A
6a	鰓 7 對	7
6b	鰓 5 對或 6 對	12
7a	尾毛二根，並具中央尾絲	8
7b	尾毛二根，無中央尾絲	11
8a	小顎前緣具梳狀物，由腹面可見其黑色之消化道	<i>Baetis</i> sp. A
8b	非如上所述	9
9a	尾毛有暗色斑帶，腿節中央有方形棕色斑紋	<i>Baetis</i> sp. B
9b	非如上所述	10
10a	複眼間之骨片突起呈脊狀，上唇前緣中央有明顯之凹陷	<i>Baetis</i> sp. C
10b	複眼間之骨片不突起呈脊狀，上唇前緣中央之凹陷不明顯	<i>Baetis</i> sp. D
11a	腹背具刺列	<i>Baetiella bispinosis</i>
11b	腹背不具刺列，但各節具一對深棕色斑紋	<i>Baetiella</i> sp. A
12a	鰓 6 對，第一對退化，第 2 對鰓大，並覆蓋住其餘 4 對鰓	<i>Caenis</i> sp. A
12b	鰓 5 對	13
13a	第 3 腹節之鰓甚大，約蓋住其餘的鰓	<i>Ephemerella japonica</i>
13b	非如上所述	14
14a	前胸前側角突出，中胸前側緣向側方突出，第 2 ~ 9 腹節各具一對刺列	<i>Ephemerella</i> sp. A
14b	前胸前側角不突出，中胸前側緣具三角形突起	<i>Ephemerella longicaudata</i>
15a	鰓羽狀，共有 6 對；大顎超出頭部，頭前緣呈叉狀，腹背左右兩側各具三條縱紋	<i>Ephemera orientalis</i>
15b	鰓具二分支，共 7 對	<i>Paraleptophlebia</i> sp. A



圖一 武陵農場河域蜉蝣目稚蟲調查站位置圖



圖二 定面積水網

The Dominant Species of Station 1

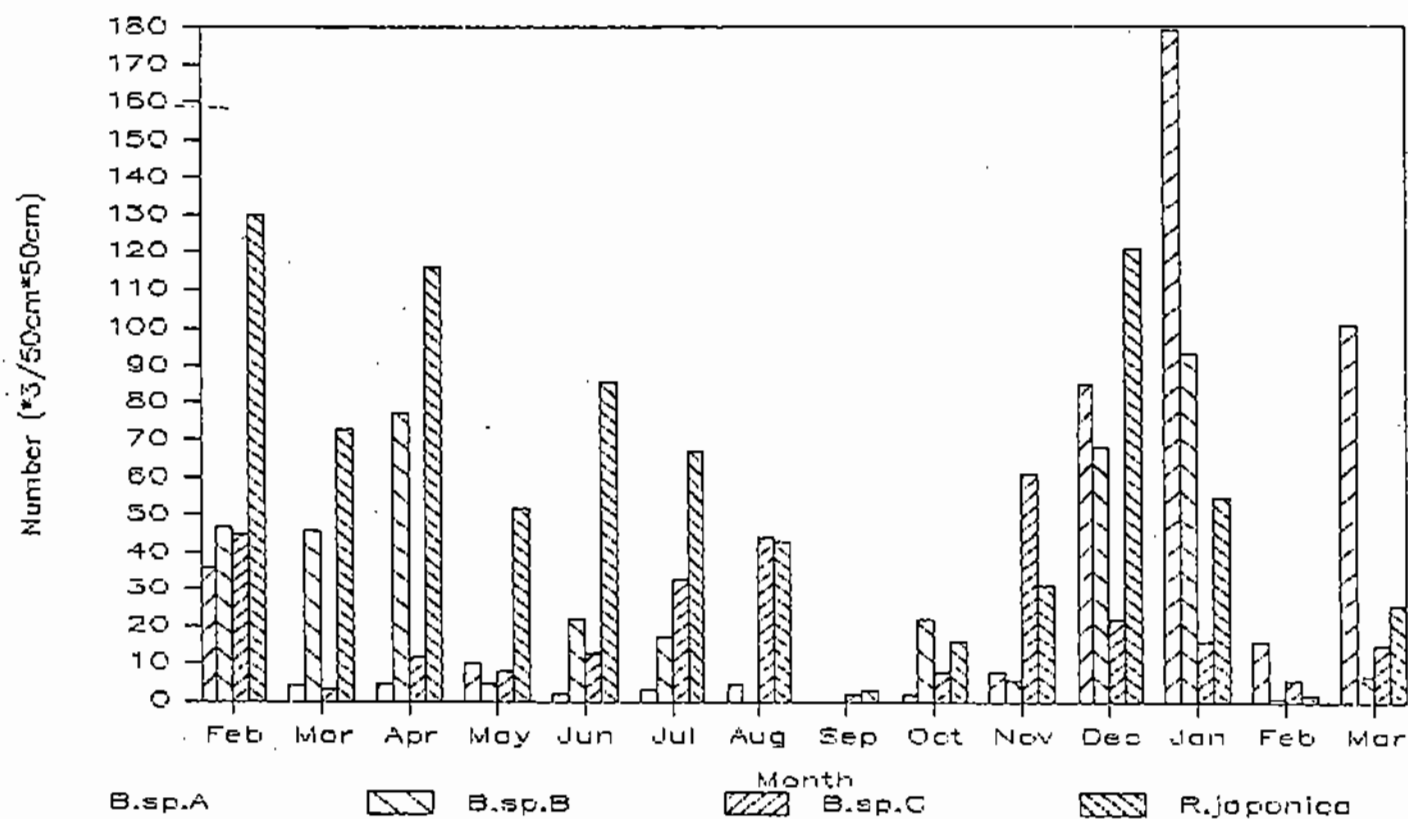


Fig. 3. Monthly change of the number of the dominant species at station 1, from Mar., 1985 to Feb., 1986

The Dominant Species of Station 2

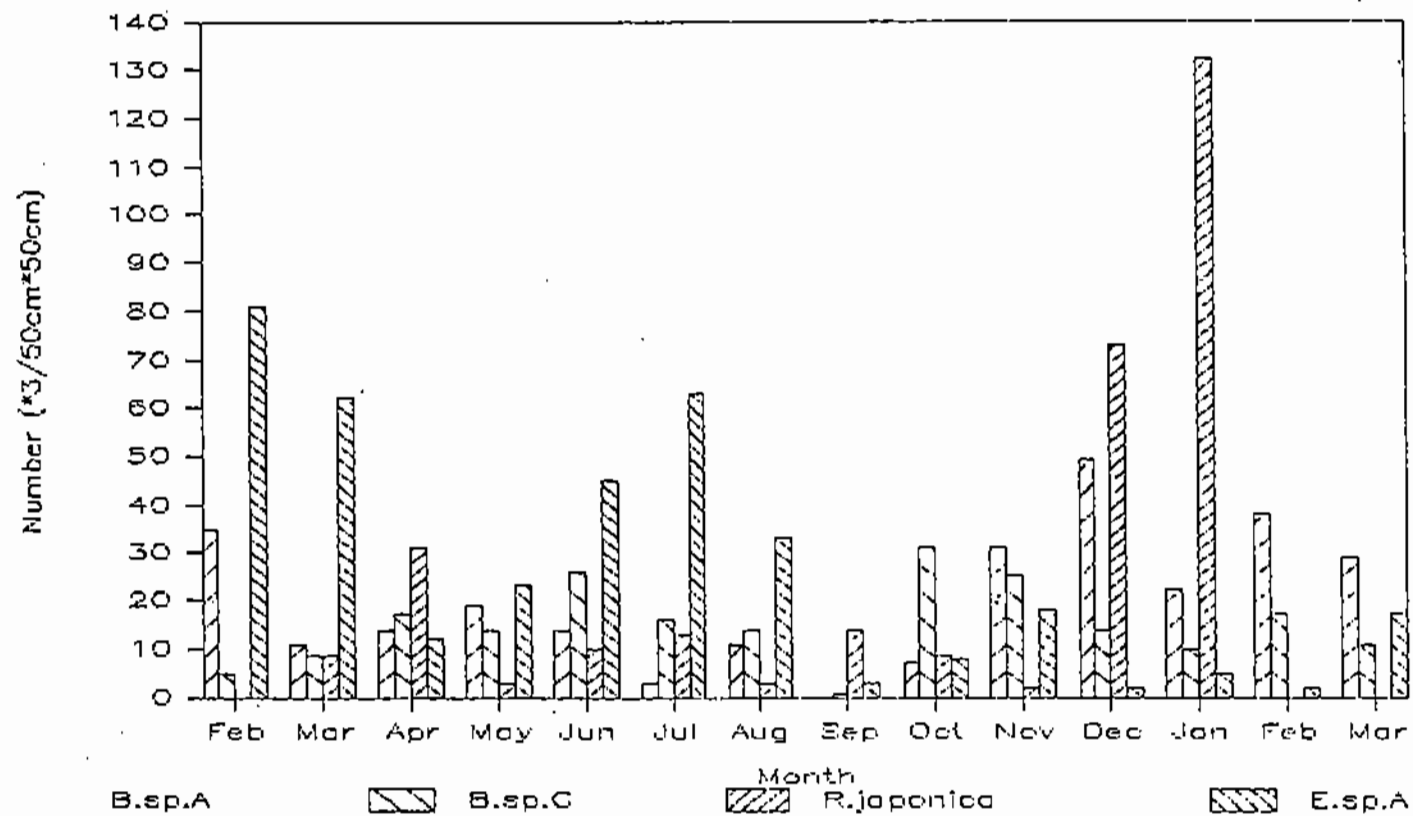


Fig. 4. Monthly change of the number of the dominant species at station 2, from Mar., 1985 to Feb., 1986

The Dominant Species of Station 3

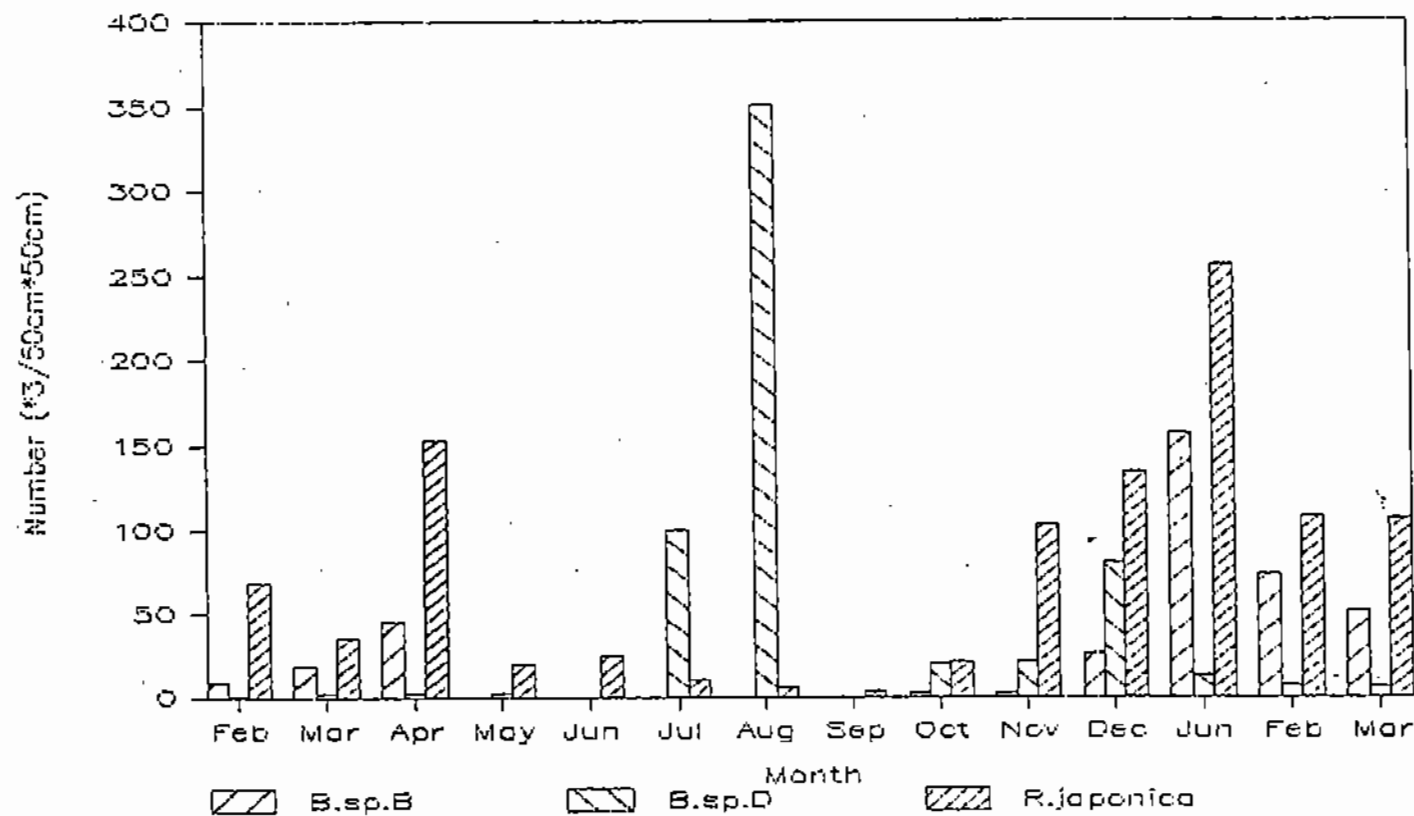


Fig. 5. Monthly change of the number of the dominant species at station 3, from Mar., 1985 to Feb., 1986

The Dominant Species of Station 4

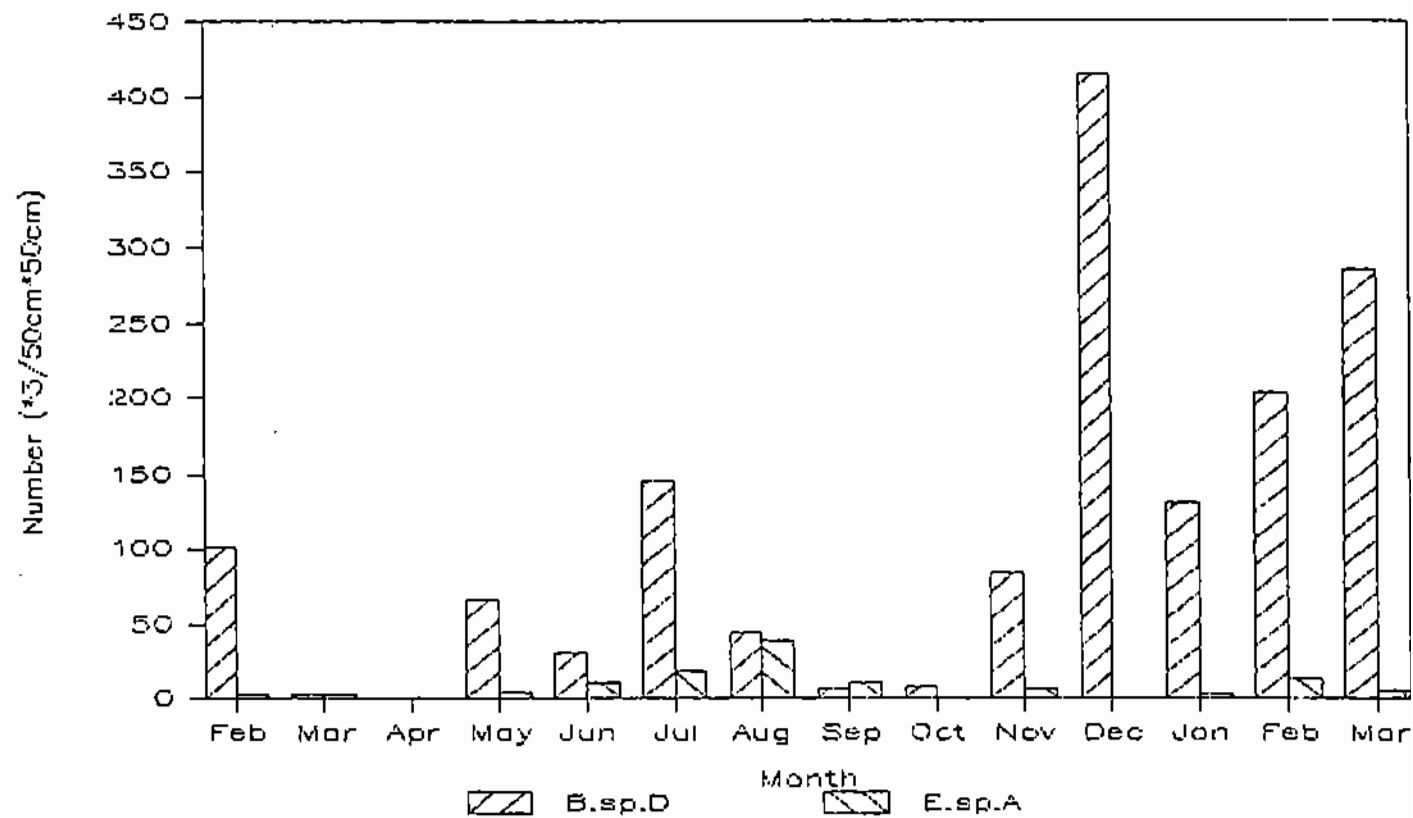


Fig. 6. Monthly change of the number of the dominant species at station 4, from Mar., 1985 to Feb., 1986

The Dominant Species of Station 5

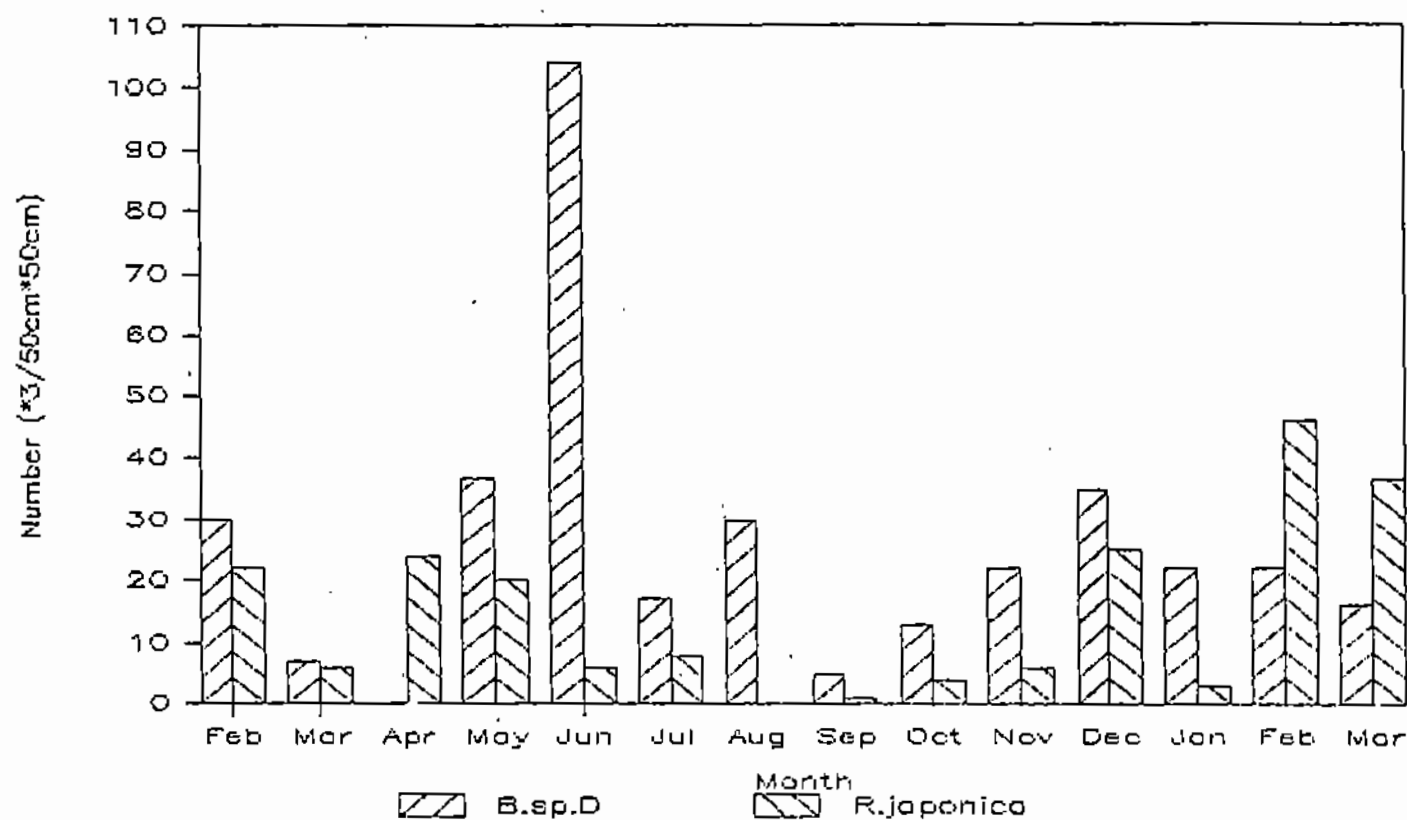


Fig. 7. Monthly change of the number of the dominant species at station 5, from Mar., 1985 to Feb., 1986

Ecological Studies on the Ephemeropteran
Nymphs of the Streams in Wu-Ling Farm

Ping-Shu Yang, Sen-Her Hsieh,
Kwok-Ching Wong, Yao-Sung Lin

ABSTRACT

Sixteen species of mayfly nymphs (Ephemeroptera) were collected in the streams in Wu-Ling Farm, from Mar., 1985 to Feb., 1986. There were Ecdyonuridae, 4 species., Ephemerellidae, 3 species., Ephemeridae, 1 species., Baetidae, 6 species., Caenidae, 1 species., and Leptophlebiidae, 1 species. And the key of these species was made too. As meanwhile, monthly change of the number of the dominant species in various surveyed stations were analyzed. In general, *Rithrogena japonica* Uéno and *Baetis* spp. were the dominant species in the streams. And the results revealed there were many mayfly nymphs were collected in winter, especially in December, but fewer in September.

臺灣產山椒魚之研究(一)

——研究歷史、分布和形態學之初步研究

陳世煌 呂光洋

摘 要

山椒魚廣泛分布於臺灣海拔 2,000 公尺以上之高山，其體色可分為阿里山型、能高型和南湖型。四種鋤骨齒型的分布和體色無關，但隨各海拔高度有顯著不同。脊椎骨、手部和足部的骨骼組成個體差異很大，不適於作為臺灣的山椒魚分類之主要依據。臺灣產山椒魚的趾(指)式，前肢為 2 - 2 - 2 - 2，後肢為 2 (1) - 2 - 3 - 3 (2) - 2 (1 ; 0) 與一般有尾兩棲類的趾(指)式稍有不同。雖然阿里山型、能高型和南湖型山椒魚在體色斑紋和鋤骨齒列方面證實有連續性的變異，但其分布並無重疊之現象，因此這三型山椒魚是否為亞種，抑或不同種，需再更進一步研究。此外，文中亦詳述臺灣產山椒魚的研究歷史。

前 言

山椒魚 (*Hynobius*) 是亞洲特有的陸生有尾兩棲類 (*Urodeles*)，主要棲息於水邊和潮濕地的石塊或木頭下，有時亦會藏匿在落葉堆和泥塊縫隙中，行動遲緩。

頭呈橢圓形，眼大而外突，具有活動性的眼瞼，上下頷及鋤骨具有牙齒，鋤骨齒列呈 U、V 或 Y 字形，內枝長於外枝，舌寬扁，無外耳孔，鰓孔在成體時消失，眼後具有一對腮腺 (parotid gland)。軀幹部呈圓柱形，前肢四指，後肢一般有五趾 (偶或四趾)，趾端無爪，前後肢之間有明顯的肋溝 (costal groove)，泄殖腔孔縱裂。尾長，呈圓柱形或左右側扁。雌體不具受精囊 (sperm receptacle)，行體外受精。卵塊成對，牛角狀或長條形。幼生可分為池沼型 (pond type) 和溪流型 (mountain-stream type)。池沼型幼生，如霞山椒魚 (*H. nebulosus*) 尾鰭較高，頭部兩側有一對平衡棒；溪流型幼生，如斑點山椒魚 (*H. naevius*) 尾鰭低而平，不具平衡棒。山椒魚的幼生在孵化時具有三

對外鰓和前肢芽，前後肢長出後，仍在水中生活，直到外鰓完全消失，改以肺呼吸，變態才完成，開始營陸生生活。通常由幼生孵化至變態完成，需要數月的時間。

山椒魚起源於貝加爾湖一帶，主要分布在亞洲北部，西伯利亞，中國東北，韓國和日本等地區。性耐寒，Sato (1943) 指其生活最適宜的溫度為 8 ~ 15℃，5℃以下則行動遲緩，若溫度高於 20℃ 以上，則較不易生存，因此在亞熱帶地區的臺灣高山上發現了山椒魚，其意義非比尋常，在世界動物地理分布上，臺灣是全世界山椒魚屬分布的最南限 (Sato, 1941, 1943)，同時也可以提供一項有力的證據，證明臺灣島和亞洲大陸塊在史前時代曾經相連接或有陸橋相通。

由於臺灣的山椒魚是本島的特有種，彌足珍貴。但其棲息的空間正不斷受到我們有意或無意的破壞，爲了經濟的需要，林木的砍伐，林道或橫貫公路的開闢，不但直接破壞其生育地，更使其生命直接暴露在人類的陰影下，以及遭受人類廢棄物和人車的噪音污染。山椒魚正逐漸面臨生存的危機，而有關本島的山椒魚資料，除了日據時代所遺留下來有限的幾篇報告外，還不曾受到國人應有的重視。其分布狀況、族群狀況、生活史、食性、棲息環境以及生理生化方面等基本資料，至今尚不完全瞭解，要談保育，談何容易？

研究歷史

臺灣發現山椒魚迄今也只不過六十幾年的歷史，但對於山椒魚的研究卻可以明顯地分成三個時期：

第一期：(1919 ~ 1945)

西元1919年5月，Sonan (楚南仁博) 在霧社附近採集昆蟲標本時，首先在追分 (翠峰) 和能高駐在所 (天池工作站) 的石下分別捕獲一隻山椒魚，這是生活於寒溫帶地區的山椒魚，首次在亞熱帶地區被發現。1921年3月Ando (安東伊三次郎) 又在阿里山捕獲2隻山椒魚。翌年，Maki (牧茂市郎) 根據 Sonan 和 Ando 所捕獲的4隻標本，發表了三新種——即楚南氏山椒魚 (*Salamandrella sonani*)，能高山產；臺灣山椒魚 (*Hynobius formosanus*)，追分產；和阿里山山椒魚 (*Hynobius arisanensis*)，阿里山產。

Dunn (1923) 根據 Maki 的描述，認爲這三種山椒魚都具有很長的鋤骨齒內枝，其不同僅是由於個體差異所造成，這4隻山椒魚的特徵呈連續性的變異，而且雄性 (阿里山產) 較雌性 (能高和追分產) 的體色深，將三種合併爲楚南氏山椒魚 (*Hynobius sonani*) 一種，屬名改爲山椒魚屬 (*Hynobius*)，置於斑點山椒魚群 (*naevius group*) 內。

此後有關臺灣的山椒魚種類頗多爭論，有的認為三種（Maki, 1927; Kano, 1930），也有認為一種者（Tago, 1929, 1931; Okada, 1934）。其中 Tago（田子勝彌）重新檢討山椒魚屬，認為斑點山椒魚群的個體無論在體色變異或棲所方面皆與眾不同，因而將斑點山椒魚群另立一屬為斑點山椒魚屬（*Pseudosalamandra*），臺灣只有臺灣斑點山椒魚（*P. sonani*）；而 Kano（鹿野忠雄）在1929年7月於雪山和大雪山之間捕獲一隻擬稱為雪山山椒魚（*Pseudosalamandra* sp.）的未定名種，其發現使臺灣山椒魚的分布向北移至雪山山脈。

Okada（岡田彌一郎，1935）在「日本產有尾類分類之總括和分布」一文中，提出修正意見，認為臺灣的山椒魚應該是兩種，即楚南氏山椒魚和臺灣山椒魚，Maki 的阿里山山椒魚為臺灣山椒魚的同種異名（synonym），並且認為 Tago 的斑點山椒魚屬不能成立，將屬名又改回山椒魚屬。Okada 的修正意見雖然沒有說明理由，但為日本學者相繼沿用（Sato, 1937 a, b, 1939; Okada, 1938）。最後 Sato（佐藤井岐雄，1941，1943）首先利用頭骨的特徵來分類，明確指出臺灣山椒魚和楚南氏山椒魚的區別，主要是鋤骨齒列的形狀和體色斑紋的不同，證明 Okada 當年（1935 年）的意見。Sato (1937) 並指出高雄州屏東郡頭前山是山椒魚分布的最南限。

不久第二次世界大戰太平洋戰爭結束，第一期的研究工作亦告結束。綜觀這個時期的研究，主要偏重於野外的採集和傳統的分類工作，其他僅食性方面 Tago (1931) 曾簡單提及。

第二期：（1946～1980）

臺灣光復，百廢待舉，山椒魚的研究就此中斷。陳兼善著「臺灣脊椎動物誌」初版（1956）和增訂再版（1969），以及 Ōtsu（大津高，1974）調查「臺灣的兩生類」，完全依照 Sato 的結論，分為兩種，但是 Thorn (1968) 則仍認為只有一種。本期由於中日雙方都處於戰後復原的階段，臺灣的山椒魚研究工作並無任何進展。

第三期：（1981～迄今）

本期由於國內鄉土教材資源和環境保育的受到重視，山椒魚的研究又重新展開。呂、陳（1982）在「臺灣的兩棲類」一書中記載楚南氏山椒魚和臺灣山椒魚兩種的形態描述和棲息環境。另杜、呂（1982）發表的「十一種臺灣產兩棲類食性之研究」也包括兩隻阿里山產的臺灣山椒魚。

核型（karyotype）方面，Seto et al.（瀨戶宇都宮等人，1983）發表了阿里山山椒魚（*H. arisanensis*）之核型；Iizuka（飯塚司光）正進行楚南氏山椒魚和臺灣山椒魚之核型比較。另外 Kakekawa（懸川雅市）擬從事臺灣之山椒魚雜交試驗，以決定臺灣山椒魚之種類。

凡此，都說明了山椒魚又重新被重視，其種類也再度被懷疑。

筆者於民國69年首次在阿里山採到山椒魚後，對其發生濃厚的興趣，經過這些年來的採集調查，看過三百多隻臺灣各地的山椒魚，乃對 Sato (1943) 的結果感到懷疑。因其鑑定時所用的標本太少，楚南氏山椒魚只用了 5 隻標本，4 隻產於能高山，1 隻產於雪山；而臺灣山椒魚也只用了 6 隻標本，其中 4 隻產於阿里山，1 隻產於屏東頭前山，1 隻產於霧社。由於 Maki 所指定的模式標本 (Type)，在關東大地震時被大火燒毀，Sato 只能根據 Maki 的描述和模式標本產地來鑑定種別，但其區分楚南氏山椒魚和臺灣山椒魚最重要的兩個頭骨標本產地，分別來自能高山和阿里山，所以筆者認為 Sato 實際上是比較 Maki 的楚南氏山椒魚和阿里山山椒魚，而不是比較臺灣山椒魚了。阿里山山椒魚是否為臺灣山椒魚的同種異名，以及臺灣山椒魚是否與楚南氏山椒魚有別，都值得商榷。並且兩種山椒魚的頭骨各用一個，其特徵的穩定性也值得懷疑。

因此筆者擬先調查山椒魚在臺灣的分布狀況，並比較各地區山椒魚的體色和斑紋，鋤骨齒列的形態和脊椎骨、手部、足部之骨骼數目的變異，以作為山椒魚形態分類的依據，並以此報告作為山椒魚系列研究之開端。

材料與方法

一、臺灣地區山椒魚之分布調查

為瞭解臺灣產山椒魚之種類及其分布，筆者從民國 71 年 8 月起至民國 73 年元月止，分別到本島各山區調查。這些山區係參考前人資料 (Sato, 1943)，選擇海拔在 1,500 公尺以上者。在各山區以徒手方式捕捉，捕捉的山椒魚再任意選取部分個體，立即以 10% Formalin 固定，以供測量鑑定和研究其食性 (另文發表) 之用。其餘個體則攜回置於 15℃ 恆溫箱中飼養，以觀察體色和斑紋的變化。

調查所得標本全部保存於國立臺灣師範大學生物系。

二、山椒魚之觀察和測量

本研究以 NIKON 解剖顯微鏡觀察山椒魚活體和保存標本的體色和斑紋；以 NIKOMAT FT2 相機拍攝山椒魚外形，再以附 Photoautomate MPS-55 照相機的 WILD (M7S) Zoom Stereo-microscope 拍攝背部斑紋，腺性斑 (glandular speckles) 以及鋤骨齒列 (vomerine teeth eries) 的形態。

爲比較臺灣各地區山椒魚鋤骨齒列的形態之變異，筆者以目鏡測微器（ocular micrometer）在 NIKON 解剖顯微鏡下測量鋤骨齒列內枝間之寬度（圖 1）。測量項目包括：

- (1)內枝前端寬度（a）——鋤骨齒列左右內枝前端之寬度。
 - (2)內枝中段寬度（b）——鋤骨齒列後端膨大者，測量膨大部分上方最窄處之寬度；若內枝平行或漸窄，則測量左右內枝中點之寬度。
 - (3)內枝後端寬度（c）——鋤骨齒列後端膨大者，測量膨大部分最寬處之寬度；若內枝平行，則測量平行部分最末端之寬度；若漸窄，則測量左右內枝最末端之寬度。
- 脊椎骨，手部和足部之骨骼數目，以 SOFTEX EMB Type 之 X 光攝影機攝影（radiograph），並使用 FUJI Rx 50 軟片拍攝，再於 NIKON 解剖顯微鏡下直接計數。

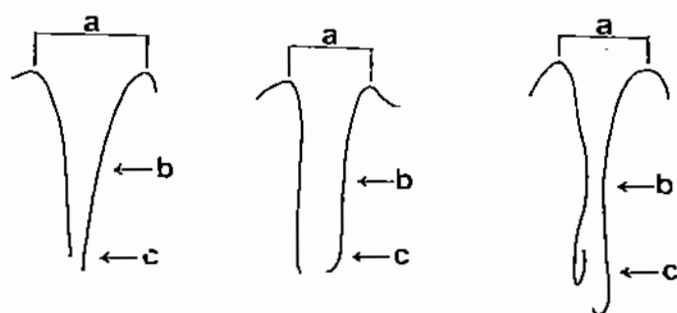


圖 1 山椒魚鋤骨齒列內枝寬度測量位置圖

a：內枝前端寬度 b：內枝中段寬度 c：內枝後端寬度

結 果

一、臺灣產山椒魚之分布

自民國 71 年 8 月起，至民國 73 年 1 月止，總共調查了全島 23 個地區，其中 19 個地區（表一，圖 2）都發現了山椒魚，佔全部調查地區的 83%，只有太平山區、拉拉山區、巴油池和羊頭山四處沒有發現。其分布的高度都在海拔 2,000 公尺以上，其中以海拔 2,100 公尺的梅蘭林道（高雄縣桃源鄉）爲最低；以海拔約 3,500 公尺的玉山南峯附近（高雄縣桃源鄉）爲最高。以緯度而言，雪山山區（約北緯 $24^{\circ}27'$ ）是目前所知分布的最北方，而北大武山區（約北緯 $22^{\circ}37'$ ）則是臺灣分布最南的地點。因此山椒魚廣

表一 臺灣產山椒魚發現地一覽表(1982 年 8 月~ 1984 年 1 月)

採 集 地	海拔(公尺)	行 政 轄 區	集 水 區
1 雪 山	3100	台中縣和平鄉	淡 水 河
2 南湖大山	3300	台中縣和平鄉	大 甲 溪
3 中央尖山	3300	台中縣和平鄉	大 甲 溪
4 畢 祿 山	3300	花蓮縣秀林鄉	立 霧 溪
5 大 禹 嶺	2500 - 2600	台中縣和平鄉	大 甲 溪
6 合 歡 山	3200	南投縣仁愛鄉	大 甲 溪
7 奇 萊 山	2800 - 3100	南投縣仁愛鄉	濁 水 溪
8 能 高 山	3000	南投縣仁愛鄉	濁 水 溪
9 巴奈伊克	2900	南投縣信義鄉	高 屏 溪
10.八 通 關	2800	南投縣信義鄉	高 屏 溪
11玉山東山	3300 - 3450	南投縣信義鄉	高 屏 溪
12東埔山莊	2550	南投縣信義鄉	濁 水 溪
13.玉山南山	3500	高雄縣桃源鄉	高 屏 溪
14.北 面 溪	2950	南投縣信義鄉	高 屏 溪
15.阿 里 山	2200	嘉義縣吳鳳鄉	八 掌 溪
16.梅蘭林道	2100	高雄縣桃源鄉	高 屏 溪
17.廬 口	2750	台東縣海端鄉	卑 南 溪
18.鬼 湖	2200	屏東縣霧台鄉	高 屏 溪
19.北大武山	2500 - 2600	屏東縣泰武鄉	高 屏 溪

泛分布於臺灣的高山地區。

二、臺灣產山椒魚之形態比較

(一)體色與斑紋之比較

根據觀察捕獲之82隻標本，發現臺灣各地區山椒魚的體色和斑紋，隨捕獲地區不同而有很大的差別，依體色和斑紋，可將山椒魚區分為三型，即阿里山型(Alishan type)、能高型(Nengkao type)和南湖型(Nanhu type)。阿里山型(圖3，6A)為一致黑褐色，散布明顯的大形黃褐色腺性斑(glandular speckles)。能高型(圖4，6B)具

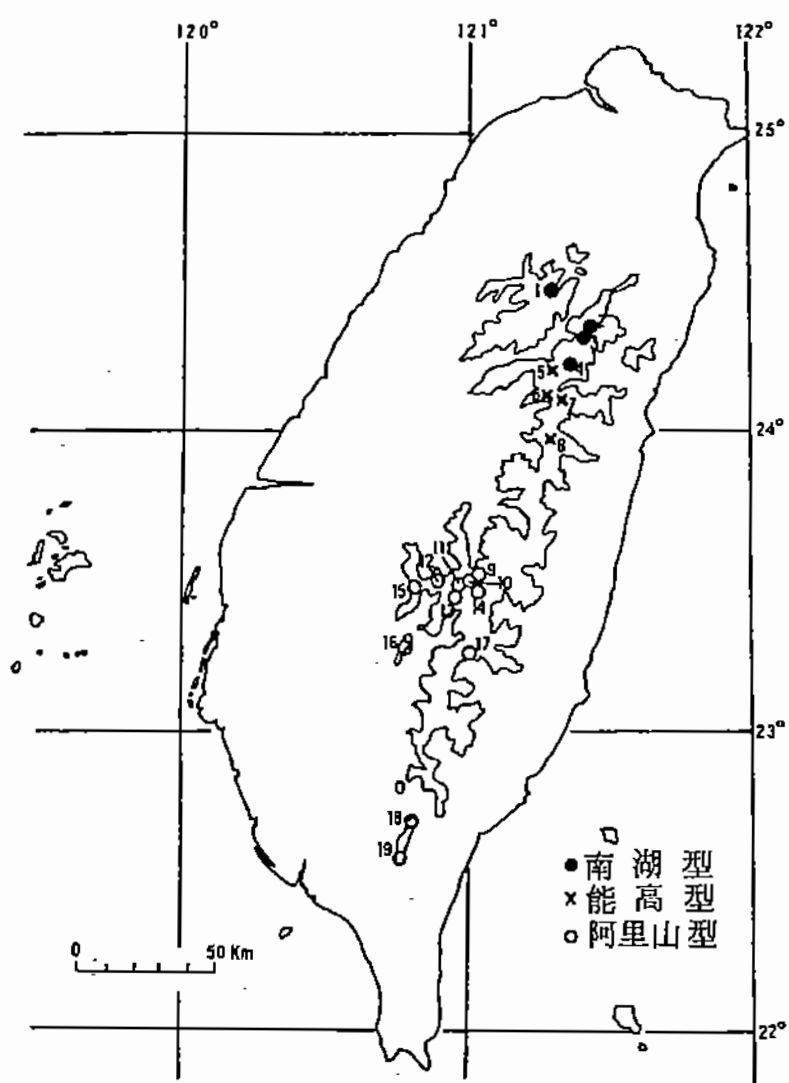


圖 2 臺灣產山椒魚之分布圖。產地編號同表一。

有黑褐色和淺褐色鑲嵌組成的斑紋，依褐色區域的多寡可再細分為兩亞型，其大型腺性斑較不明顯，上眼瞼具淡褐色斑紋。南湖型（圖 5，6 C）為黃褐色或淡綠褐色，具黑褐色斑紋，腺性斑較不明顯，上眼瞼具黃綠色斑。其區別詳列於表二。

阿里山型分布在阿里山、玉山和八通關古道沿線以南，海拔 2,000 公尺以上之山區；能高型分布在能高山以北，大禹嶺以南，包括奇萊山和合歡山區 2,000 公尺以上的地區；而南湖型分布在畢祿山以北 3,000 公尺以上的山區，產地包括畢祿山，南湖山區和雪山山區（圖 2）。這三型都具有大腺性斑，以及圍繞在周圍的小腺性斑。而體色由阿里山型、能高型至南湖型，褐色的成分漸少，斑紋也由南向北呈連續性的變化。

（二）鋤骨齒列形態比較

歸納臺灣各地區 70 隻山椒魚標本的鋤骨齒列，可以區分為 A、B、C 和 D 四大類型（圖 7），現分述如下：

A 型——鋤骨齒列內枝排列較寬，內枝後端寬度（ c ）大於或等於其前端寬度（ a ）的一半，即 $c \geq \frac{1}{2}a$ 。此型依內枝中段的凹入與否，分為 A_1 和 A_2 兩亞型。

A_1 ——鋤骨齒列左右內枝平行，中段無明顯凹入，後端寬度與中段寬度（ b ）之差小於後端寬度的 $1/5$ ，即 $\frac{c-b}{c} < 0.2$ 。（ 0.2 係肉眼所能看出中段寬窄曲線之臨界值。）

A_2 ——鋤骨齒列內枝中段顯然凹入，後端寬度與中段寬度之差大於後端寬度的 $1/5$ ，即 $\frac{c-b}{c} \geq 0.2$ 。

B 型——鋤骨齒列左右內枝排列較窄，內枝後端寬度不及前端的一半，且中段顯然凹入，中段寬度遠小於後端，即 $c < \frac{1}{2}a$ ， $\frac{c-b}{c} \geq 0.2$ 。

C 型——鋤骨齒列左右內枝排列成 V 型，由前端至後端漸狹窄，後端絕不較中段為寬，即 $c < \frac{1}{2}a$ ， $\frac{c-b}{c} \leq -0.2$ 。

D 型——鋤骨齒列左右內枝平行，排列較 A_1 型窄，即 $c < \frac{1}{2}a$ ， $-0.2 < \frac{c-b}{c} < 0.2$ 。

依此方法分類，則四大類型的鋤骨齒列在阿里山型、能高型和南湖型都可發現（表三）。阿里山型主要具有 A、B 和 D 型，南湖型以 B 和 D 型為主，能高型則四種類型出現頻率差異不大（圖 8 B）。鋤骨齒型和山椒魚的斑紋無關（ $X^2_{(6)} = 7.814$ ， $0.1 < P < 0.5$ ， $n = 70$ ）。

A 型在阿里山、鬼湖、東埔山莊（阿里山型）和大禹嶺（能高型）分別佔有很高的比例。



圖 3 阿里山型山椒魚。(阿里山產)



圖 4 能高型山椒魚。(A, B: 大禹嶺產; C: 奇萊山產)

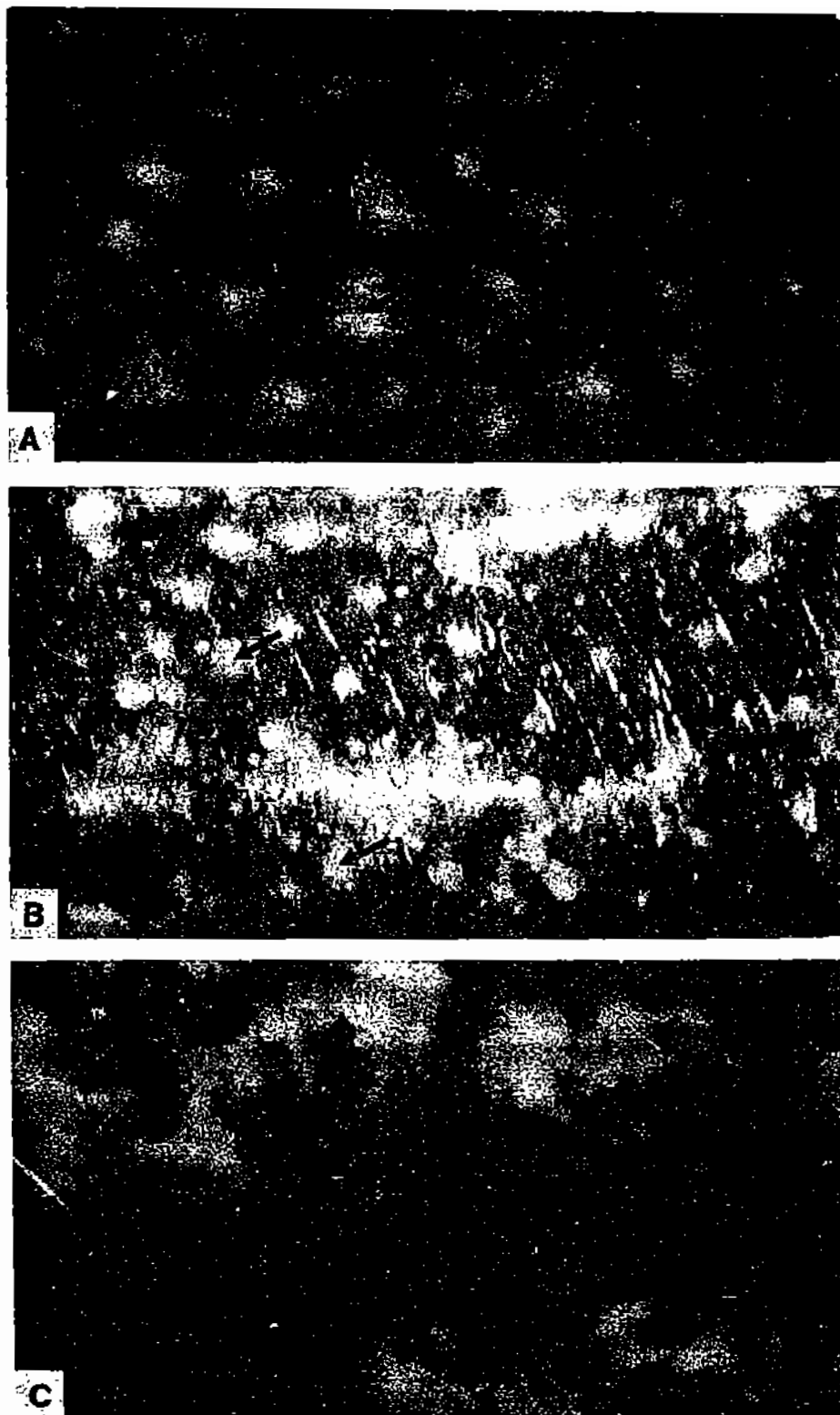


圖 6 山椒魚體背之腺性斑。箭頭表示大型黃褐色腺性斑。(A)阿里山型 (B)能高型 (C)南湖型

表二 臺灣產阿里山型、能高型和南湖型山椒魚之比較

	體 背 斑 紋	腹 面 斑 紋	上 眼 臉 腺	性 斑
阿 里 山 型 Alishan type (圖 3)	一致黑褐色、淺褐色或赤褐色，有的具有發光細胞（Guanophore）所形成的銀白色細斑。	一致灰褐色或淡褐色無明顯斑紋。	一致深褐色，有的具有細小的銀白色斑。	身體背面密佈黃褐色的大型顆粒狀腺性斑，其四周有較小的黃褐色腺性斑圍繞（圖 6 A）。腹面大多為小腺性斑，稀大腺性斑。
能 高 型 I Nengkao type (圖 4)	底色為淡褐色或褐色，具有黑褐色的大形斑紋，塊狀或連結成網目狀。淡色區域有發達的發光細胞，有時充滿整個淡色區域，則底色轉呈乳白色。	灰褐色，具有褐色斑紋。	黑褐色，具有銀白色斑。	黑褐色斑紋內可見黃褐色的大形腺性斑和周圍的小腺性斑。但部分個體之大腺性斑周圍為其他色素細胞所掩蓋而變小，距離加大或大腺性斑不明顯。
II	底色為褐色或黑褐色，有不規則的黃褐色斑或其他淡色小斑，網斑。淡色斑具有發光細胞。	灰褐色，具有褐色斑紋或淡色疏斑。	黑褐色，具有灰色斑紋或無色透明區域，有的具極小銀白色斑。	大小二種腺性斑都明顯，但大形者排列較疏。（圖 6 B）
南 湖 型 Nanhu type (圖 5)	黃褐色（有的具銀白色斑）或綠褐色，具有深褐色雜斑、碎斑或大塊斑。	灰褐色，具有黃色或黃褐色點斑及蠕蟲斑	淺黃褐色，邊緣具黃綠色或綠褐色塊斑。	腺性斑明顯，但大形腺性斑間距離較大，有的個體則不明顯。（圖 6 C）

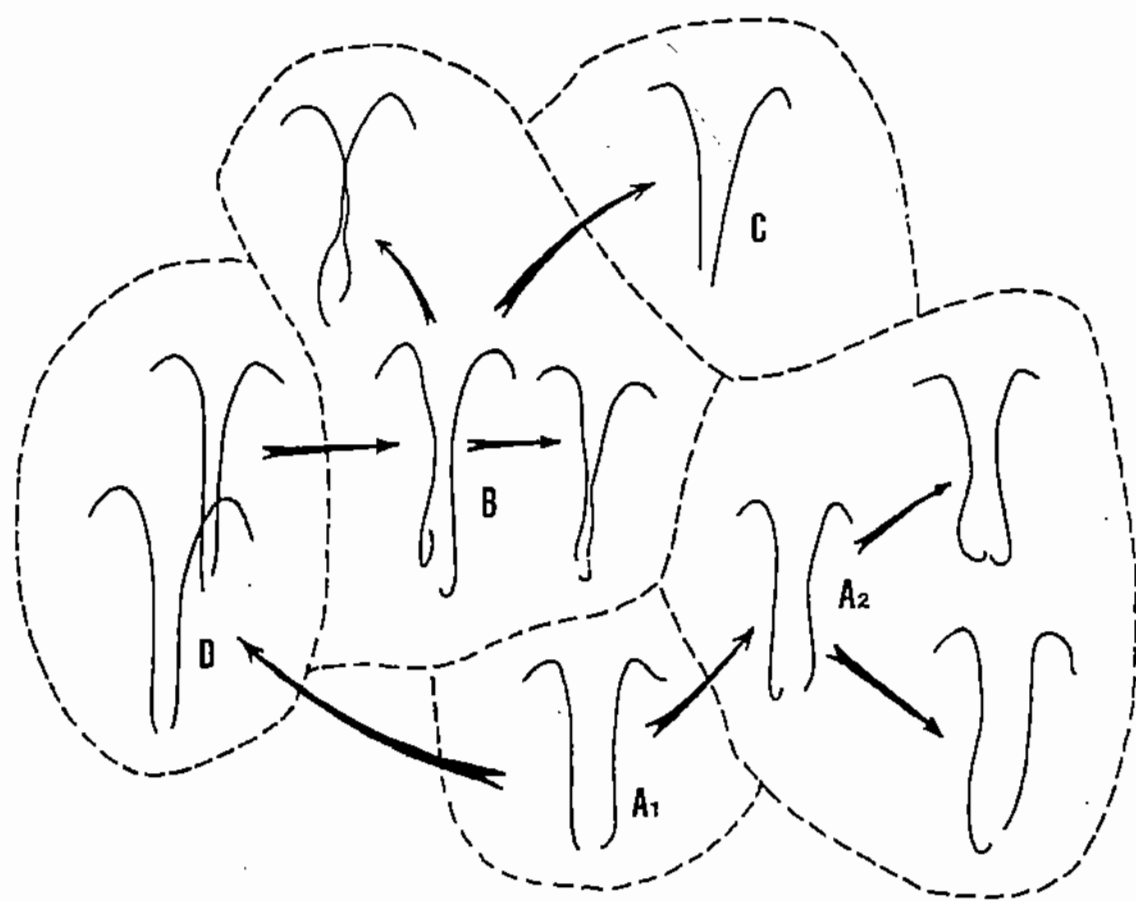


圖7 臺灣產山椒魚之鋤骨齒型及其可能的衍變途徑。A₁ 型鋤骨齒列爲最原始型，其他各型由此型衍變而來。

B 型普遍存在於各地區的山椒魚，僅鬼湖、大禹嶺、能高山區和雪山山區，因標本太少尚未發現。

C 型在各類型山椒魚都很稀少，目前只在八通關、大禹嶺、能高山區和南湖山區總共發現 6 隻標本，佔總檢查隻數的 8.6 %。

D 型以北大武山、八通關、玉山（以上是阿里山型）、奇萊山區（能高型）和南湖山區、雪山（南湖型）有較高的比例。

海拔高度和鋤骨齒列的型式有顯著的相關（ $X^2_{(6)} = 29.648$ ， $P < 0.005$ ， $n = 70$ ）。A 型鋤骨齒列主要出現在海拔 2,000 ~ 2,600 公尺的山椒魚，C 型和 D 型主要出現於 2,600 ~ 3,100 公尺之間的山椒魚，而 B 型則隨海拔高度增加而增加（圖 8 A）。各鋤骨齒型在各海拔皆有出現，因此就鋤骨齒列而言，阿里山型、能高型和南湖型沒有顯著的差異，鋤骨齒列的變異可能是受海拔高度的影響。

（三）骨骼之比較

山椒魚的脊柱可分為頸椎、軀幹椎、薦椎和尾椎四部分。頸椎骨只有一枚，即環椎（atlas），薦椎骨也是一枚，臺灣產的山椒魚都一致（表四）。軀幹椎骨具 15 ~ 17 枚，大部分為 16 枚，阿里山型、能高型和南湖型山椒魚都沒有顯著差異。尾椎骨數目，阿里山型 18 ~ 27 枚，大部分為 23 枚（ $\bar{X} = 22.06 \pm 0.35$ ， $n = 35$ ），能高型為 16 ~ 24 枚（ $\bar{X} = 21.1 \pm 2.60$ ， $n = 10$ ），南湖型為 20 ~ 24 枚（ $\bar{X} = 22.50 \pm 1.69$ ， $n = 8$ ），三者沒有顯著的不同（ $F_{(2,50)} = 1.10$ ， $P > 0.1$ ）。

前肢手部（hand）的支持骨骼，分為腕骨（carpals）、掌骨（metacarpals）和指骨（phalanges）（圖 9）。

腕骨由 6 ~ 9 枚小骨組成。由於可供觀察的標本太少，各型山椒魚無法比較，若以全部來看，具有 7 枚腕骨的個體最多，約佔一半（表五）。掌骨均為 4 枚。前肢四指，每指有指骨 2 枚，但少數個體第一指和第四指只有一枚指骨。

後肢足部（foot）由跗骨（tarsals）、蹠骨（metatarsals）和趾骨（phalanges）所支持（圖 10）。

表三 各地區山椒魚鋤骨齒型之頻率分布

產 地	海 拔 (m)	鋤 骨 齒 型					合 計
		A ₁	A ₂	B	C	D	
阿里山型							
阿 里 山	2200	6	4	3	0	3	16
鬼 湖	2200	1	0	0	0	1	2
東埔山莊	2550	1	3	2	0	0	6
北大武山	2500 - 2600	0	0	1	0	2	3
八 通 關	2800 - 2950	0	0	2	2	4	8
玉 山	3300 - 3500	0	0	4	0	3	7
合 計		8	7	12	2	13	12
能 高 型							
大 禹 嶺	2500 - 2600	3	1	0	1	0	5
能 高 山	3000	0	0	0	1	1	2
奇 萊 山	2800 - 3100	0	1	2	0	2	5
合 歡 山	3200	0	0	1	0	0	1
合 計		3	2	3	2	3	13
南 湖 型							
南湖大山	3300	0	0	4	2	5	11
畢 祿 山	3300	0	1	2	0	0	3
雪 山	3100	0	0	0	0	1	1
合 計		0	1	6	2	6	15
總 計		11	10	21	6	22	70

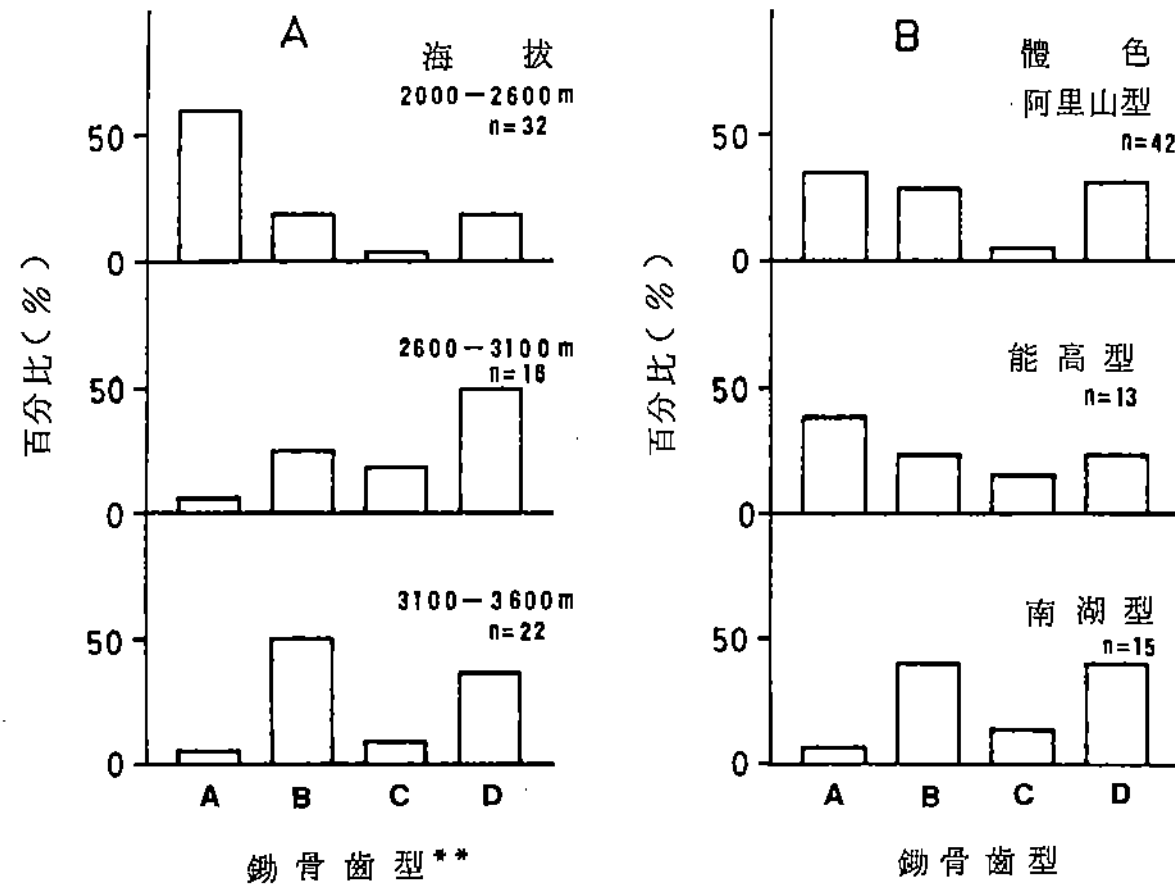


圖 8 四種鋤骨齒型在不同的(A)海拔和(B)體色之出現百分比。

** $P < 0.005$, χ^2 - test

表四 臺灣產山椒魚各種脊椎骨數之頻率分布

脊椎骨數目		阿里山型 (n = 35)	能高型 (n = 10)	南湖型 (n = 8)	合計 (n = 53)
頸	椎				
	1	35	10	8	53
軀 幹	椎				
	15	6	1	2	9
	16	28	8	6	42
	17	1	1	0	2
薦	椎				
	1	35	10	8	53
尾	椎				
	16	0	1	0	1
	17	0	1	0	1
	18	3	0	0	3
	19	3	0	0	3
	20	1	0	2	3
	21	4	2	0	6
	22	5	3	1	9
	23	14	2	2	18
	24	2	1	3	6
	25	2	0	0	2
	26	0	0	0	0
	27	1	0	0	1
平均值±標準差		22.06 ± 0.35	21.1 ± 2.06	22.50 ± 1.69	21.94 ± 2.14

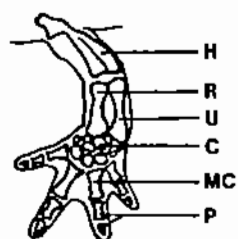


圖9 山椒魚前肢骨骼模式圖

H：肱骨 R：橈骨 U：尺骨 C：腕骨 MC：掌骨 P：指骨

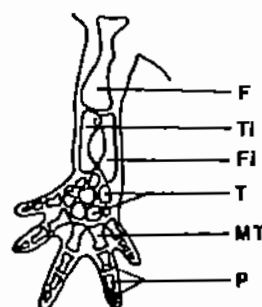


圖 10 山椒魚後肢骨骼模式圖

F：股骨 Ti：脛骨 Fi：腓骨 T：跗骨 MT：蹠骨 P：趾骨

跗骨數 6～10 枚，大部分個體為 7～8 枚（表六），各型山椒魚無顯著不同（ $X^2_{(10)} = 11.455$ ， $P > 0.1$ ）。其中有一隻阿里山型不具跗骨和腕骨，一隻南湖型只有 4 枚跗骨和腕骨，這兩隻山椒魚都經腹腔注射秋水仙素處理 48 小時。

蹠骨在大部分個體有 5 枚，但南湖型和能高型少數個體僅剩 4 枚。

山椒魚腳趾的趾骨數各趾不同，第一趾具 2 枚趾骨，但南湖型只有 1 枚趾骨的比例高達 50%，第二趾一般有 2 枚趾骨，但阿里山型少數個體具有 3 枚趾骨（佔 12.5%），第三趾在各型山椒魚都是 3 枚趾骨，第四趾阿里山型有 3 枚趾骨，南湖型和能高型為 2～3 枚，第五趾阿里山型為 0～2 枚趾骨，大多是 1～2 枚，能高型和南湖型為 0～1 枚趾骨。第一～四趾趾骨數分布，各型山椒魚無顯著不同（ $X^2 - \text{test}$ ， $P > 0.05$ ），但是第五趾各型山椒魚有顯著不同（ $X^2_{(4)} = 15.745$ ， $P < 0.01$ ）。

討 論

根據筆者一年六個月的調查，結果顯示臺灣地區的山椒魚產地都在海拔 2,000 公尺以上的山區，此結果與 Sato (1943) 的記載相同。在所調查過的 23 個地區，有 19 處發現了山椒魚，其分布最北地點為雪山山區（大漢溪源頭），較 Kano (1930) 在雪山所發現的位置稍北，Sato (1943) 指出，高雄州屏東郡頭前山（約北緯 $22^\circ 30'$ ）是分布的最南限，而筆者調查結果，最南地點是北大武山區（約北緯 $22^\circ 37'$ ），經查證，頭前山位於現在的高雄縣桃源鄉（朱 & 山中，1973）在北大武山的北方，因此北大武山區是目

表五 山椒魚手部各部分骨骼數目之頻率分布

骨骼數目	阿里山型	能高型	南湖型	合計
腕 骨				
0	1*	0	0	1
1	0	0	0	0
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0
4	0	0	1*	1
5	0	0	0	0
6	1	0	0	1
7	2	1	3	6
8	1	0	1	2
9	3	0	0	3
合計	8	1	4	13
掌 骨				
4	18	3	6	27
指 骨				
第一指				
1	1	0	2	3
2	17	3	5	25
合計	18	3	7	28
第二指				
1	0	0	0	0
2	20	3	7	30
合計	20	3	7	30
第三指				
1	0	0	0	0
2	21	4	7	32
合計	21	4	7	32
第四指				
1	0	0	2	2
2	18	4	5	27
合計	18	4	7	29

* 表示此山椒魚曾以 0.2 % 秋水仙素腹腔注射過

表六 山椒魚足部各部分骨骼數目之頻率分布

骨骼數目	阿里山型	能高型	南湖型	合計
跗骨				
0	1*	0	0	1
1	0	0	0	0
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0
4	0	0	1*	1
5	0	0	0	0
6	1	2	0	3
7	5	1	2	8
8	6	1	2	9
9	4	0	1	5
10	1	0	0	1
合計	18	4	6	28
蹠骨				
4	0	2	1	3
5	19	2	5	26
合計	19	4	6	29
趾骨				
第一趾				
1	2	1	3	6
2	21	4	3	28
合計	23	5	6	34
第二趾				
1	0	0	0	0
2	21	5	6	32
3	3	0	0	3
合計	24	5	6	35
第三趾				
1	1	0	0	1
2	0	0	0	0
3	26	5	6	37
合計	27	5	6	38
第四趾				
1	2	0	0	2
2	5	2	3	10
3	20	3	3	26
合計	27	5	6	38
第五趾				
0	3	4	2	9
1	8	1	4	13
2	11	0	0	11
合計	22	5	6	33

* 表示此山椒魚曾以0.2%秋水仙素腹腔注射過

前所知臺灣地區山椒魚分布的最南限，由此可知山椒魚廣泛分布於臺灣的高山地區。

以地史上觀之，臺灣本為歐亞大陸塊的一部分，大約在三百萬年前，因地殼隆起發生斷層運動，才與大陸分離，形成中央有高山之島嶼，臺灣海峽最淺處不及 100 公尺深，由於第四紀更新世（約一百萬年前）出現數次冰河時期，臺灣海峽也隨著海水漲退的關係，使臺灣與大陸間的陸橋時露時淹。在冰河時期海水退却，臺灣即與大陸結為一體，整個區域的年平均溫度為 $8^{\circ} \sim 11^{\circ} \text{C}$ ，此時不但臺灣，甚至大陸東南地區的平地，多為針葉林所覆蓋（林 & 林，1983；柳，1971），屬於古北區（*palearctic region*）的山椒魚和其他寒溫帶動物，可經大陸東南地區和臺灣陸橋遷移至臺灣（林 & 林，1983；Sato, 1943），因此山椒魚在冰河時期廣泛分布於全島平地，當冰河撤退時，陸橋也因海水上漲而消失，平地氣候轉趨緩和，迫使山椒魚往高山上遷移，或僅高山地區的族群得以被保留。

Sato (1943) 指出，山椒魚生活的最適宜溫度為 $8^{\circ} \sim 15^{\circ} \text{C}$ ，極類似冰河時期臺灣的年平均溫度。由於臺灣高山上的氣象測候站很少，以臺灣現有位於海拔 2,000 公尺以上的測候站之結果顯示，年平均溫度，阿里山（2,406 m）為 10.4°C ，梨山（2,000 m）為 13.8°C ，花蓮鳳山（2,000 m）為 12.5°C ，南投對高岳（2,270 m）為 11.7°C ，鹿林山（2,728 m）為 9.3°C ，玉山（3,850 m）為 3.7°C （戚，1973）。各測候所的年平均溫度皆在 15°C 以下，適於山椒魚生活，因此山椒魚得以廣泛在臺灣海拔 2,000 公尺以上的山區被保存下來。

臺灣的山椒魚依體色和斑紋可以區分為阿里山型、能高型和南湖型三大類。能高型分布的地理位置介於南湖型和阿里山型之間，其底色較接近阿里山型，但斑紋則類似南湖型。由 Maki (1922, 1927) 的敘述及附圖，很顯然地，Maki 的楚南氏山椒魚和臺灣山椒魚之體色或斑紋屬於能高型，雖然其體色的描述為黃褐色（*yellowish brown*）或淡黃色（*pale yellow*），這是由於 Maki 的標本保存在酒精中，與活體的顏色不同。其阿里山山椒魚的體色為典型的阿里山型。

Sato (1943) 舉出楚南氏山椒魚和臺灣山椒魚的區別如下：

臺 灣 山 椒 魚	楚 南 氏 山 椒 魚
1 鋤骨齒列內枝後端膨大為德利狀。	1 鋤骨齒列內枝後方狹窄顯著接近成狹長 V 字形。
2 尾部後方顯著側扁。	2 尾部肥厚呈圓筒形。
3 體色為一致黑褐色，密布細小的黃褐色顆粒狀斑點。	3 體色為黃褐色，具大型黑褐色斑紋。
4 兩眼窩間的骨板（額骨）短小。	4 兩眼窩間骨板細長。
5 前額骨（prefrontal）在鼻骨（nasal）後方伸出。	5 前額骨與鼻骨的後緣相接。
6 鋤骨齒列幾乎延伸至側窩的後緣。	6 鋤骨齒列終止於側窩後緣的稍前方。
7 岩骨與枕骨多少分離。	7 岩骨與枕骨癒合。

Maiorana (1977) 提到有尾兩棲類的尾部可以貯藏能量（脂肪），以備不時之需，再由本研究期間的飼養觀察，亦證實經常攝食餌料的山椒魚個體，尾部特別肥厚而呈圓筒形，三種類型皆相同，因此山椒魚尾部的形狀與營養狀況有很密切的關係，尾部的側扁或肥厚，應不足以做為臺灣地區山椒魚種類的主要分類依據。

Sato 記載楚南氏山椒魚，只使用 5 隻標本，其中 4 隻為能高山產（能高型），1 隻產於雪山（南湖型）；其臺灣山椒魚總共使用 6 隻標本，4 隻採於阿里山（阿里山型），另兩隻分別來自霧社（能高型？）和頭前山（阿里山型）；所使用的兩個頭骨，分別來自能高山和阿里山，因此 Sato 實際上只比較了 Maki 的楚南氏山椒魚和阿里山山椒魚，而不是臺灣山椒魚，且兩種山椒魚的頭骨各用一個，其骨骼特徵之穩定性值得商榷。

由本研究結果顯示臺灣的山椒魚，無論是阿里山型、能高型或南湖型，都具有黃褐色的顆粒狀斑點（腺性斑）。南湖型和能高型因具有大型斑紋，其大型黃褐色腺性斑周圍為色素細胞所掩蓋，而變小或較不明顯，且兩個大型腺性斑間之距離變大，其體色似乎也有由南向北逐漸改變的情形。Sato (1934) 指出，斑點山椒魚群內每一種的體色變化很多，個體變異的情形非常普遍，臺灣地區山椒魚體色的多型性，正與 Sato 之結果相符。

再由鋤骨齒列的形態研究結果，臺灣的山椒魚具有四種類型的鋤骨齒列，其內枝長度達側窩的後緣附近，較其他地區同屬不同種的山椒魚為長。以卡方分析，三種體色的山椒魚的鋤骨齒型分布，雖無顯著不同（ $P > 0.05$ ），但由圖 8 B 可看出，南湖型的 A 型鋤骨齒列極少，與阿里山型及能高型稍有不同。本研究又觀察到鋤骨齒型與山椒魚

生活的海拔高度有關，A 型鋤骨齒列主要分布在海拔 2,000 ~ 2,600 公尺的山區，而南湖型的個體大多分布在海拔 3,300 公尺附近，因此南湖型僅有極少數個體具有 A 型鋤骨齒列。

比較日本產斑點山椒魚群的山椒魚鋤骨齒列形狀，都屬深 U 型或淺 V 型，其內枝長度都顯然較臺灣者短（達側窩前緣附近或更前），寬闊的內枝與臺灣的 A₁ 型鋤骨齒列很類似。再由冰河退却的過程中，山椒魚由低海拔向高海拔退却，可以推測 A₁ 型是臺灣地區山椒魚鋤骨齒列的原始型。A₂ 型因可分布至較高海拔（3,300 m），故可能由 A₁ 型衍變而來。以各鋤骨齒型在各海拔高度的比例分析，D 型鋤骨齒列在三類型的山椒魚所佔比例約在 1/5 ~ 2/5 之間，其分布海拔以 2,600 ~ 3,100 公尺出現的比例最高，且左右內枝平行，與 A₁ 型極為相似，其差別僅 D 型的內枝間隔極狹窄，而 A₁ 型之間隔較寬大，因此 D 型鋤骨齒列可能亦由 A₁ 型衍變而來。若 D 型鋤骨齒列中段凹入則成 B 型，這是在海拔 3,100 ~ 3,600 公尺出現頻率最高的鋤骨齒型。至於 C 型鋤骨齒列在各海拔高度都很稀少，此型與 B 型或 D 型鋤骨齒列有密切的關係。若 B 型鋤骨齒列內枝後端的膨大部分消失，或 D 型內枝前端變寬，則變成 C 型，此型在海拔 2,600 ~ 3,100 公尺出現的頻率較其他海拔高度為多，因此由 B 型衍變而來的可能性最大。各型鋤骨齒列之可能衍變途徑如圖 7。

總之，臺灣地區山椒魚的鋤骨齒列極不穩定，具有多型性，每一種體色的山椒魚皆具有 4 種鋤骨齒型，而每種鋤骨齒型間之關係為循序漸進，因此 Sato (1941, 1943) 敘述臺灣山椒魚（阿里山型）鋤骨齒列末端膨大呈德利狀，應屬於 A₁ 型鋤骨齒列；楚南氏山椒魚（能高型）鋤骨齒列內枝狹窄，末端靠近，屬於 C 型，其以兩個極端的鋤骨齒型作為分類之依據顯屬不當。同種山椒魚因地區不同而具有不同類型鋤骨齒者，在斑點山椒魚（*H. naevius*）亦有類似的情形（Sato, 1943）。至於鋤骨齒型的差異是否與遺傳有關或是受到高海拔環境因素的影響，筆者無法推斷，仍需再進一步研究。

阿里山型、能高型和南湖型山椒魚，在脊椎骨方面無顯著不同。各型山椒魚大都具有 16 枚軀幹椎，只有少數個體為 15 或 17 枚。尾椎骨數的個別差異較大，可能是由於尾部的傷害和再生所造成尾椎骨數的減少，其尾椎骨數的分布，各類型山椒魚無顯著的差異。

腕骨數為 6 ~ 9 枚，跗骨數為 6 ~ 10 枚（大部分為 7 ~ 8 枚），顯示此特徵極不穩定，筆者也發現兩隻以 0.2% 秋水仙素處理過的山椒魚，其中一隻的腕骨和跗骨數只剩 4 枚，另一隻則在 X-ray 軟片上，看不到腕骨和跗骨，其原因不明，可能與骨骼中鈣質的代謝機制有關。指式在臺灣的種類為 2 - 2 - 2 - 2，但第一和第四指少數個體僅具

1 枚指骨。後肢各趾的趾骨數以第二趾（2 枚）和第三趾（3 枚）較穩定。第一趾，阿里山型大部分是 2 枚，但南湖型具 1 枚的比例（50%）較其他兩型為高；第四趾，阿里山型有 1~3 枚趾骨，大部分是 3 枚，但能高型和南湖型有 2~3 枚趾骨，具有 2 枚的比例相當高（40—50%），但無顯著不同（ $X^2_{(4)} = 3.884$ ， $P > 0.1$ ）。第五趾的趾骨數，阿里山型為 0~2 枚，大部分是 1~2 枚，但能高型和南湖型為 0~1 枚，而無 2 枚趾骨者，第五趾趾骨數的分布各型山椒魚有顯著差異（ $X^2_{(4)} = 15.746$ ， $P < 0.005$ ）。由於能高型和南湖型可供比較的標本太少，所以能高型第五趾雖與其他二型有顯著差異，仍不足以做為分種的主要依據。能高型不具第五趾骨之比例高達 80%，其中不具第五趾骨者佔 50%，較其他二型為高，這種四趾性的結果與 Maki 的楚南氏山椒魚模式標本相符。

因此臺灣地區山椒魚後肢趾式為 2(1)–2–3–3(2)–2(1;0)。Noble (1954) 指出，大部有尾兩棲類 (Urodeles) 前肢指式為 2(1)–2–3–2，後肢趾式為 2(1)–2–3–3–2，很顯然地臺灣的山椒魚指式和趾式與前者有很大的不同，各指（趾）骨骼數有減少的趨勢。以臺灣哺乳類而言，高海拔地區，種的形成速率 (speciation rate) 要比低海拔區域高得多 (林 & 林, 1983)。臺灣的山椒魚也分布在高海拔地區，可能由於崇山峻嶺之隔，且行動緩慢，各地區山椒魚族群基因交流困難，各族群的變異長久累積下來，遂造成族群間基因庫 (gene pool) 的差異，使得山椒魚的各項特徵顯得非常分歧。

由以上形態學方面的探討，臺灣的山椒魚無論在體色、斑紋、鋤骨齒列和骨骼各方面，處處都顯示特徵變異的連續性，與 Dunn (1923) 之推斷不謀而合，但 Dunn 認為雄性的山椒魚較雌性的體色深，這是完全錯誤的推論。由圖 2 可以看出三種類型的山椒魚在分布上，具有很明顯的分布界限，至今尚未發現有重疊分布的情形，因此阿里山型（阿里山山椒魚）、能高型（楚南氏山椒魚）和南湖型（Kano 的雪山山椒魚）是否為獨立種或是亞種，本文尚無充分的證據，且臺灣山椒魚模式標本的產地（翠峰）筆者尚未採到標本，其是否確屬於能高型？均需再更深入的研究。

參考文獻

- 1 朱耀沂、山中正夫，1973，臺灣昆蟲採集新舊地名對照表，省立博物館科學年刊，16：31–72。
- 2 呂光洋、陳世煌，1982，臺灣實用登山求生自然全集，3，臺灣的兩棲類，張正雄發

行，臺北，189 頁。

3. 杜銘章、呂光洋，1982，十一種臺灣產兩棲類食性之研究，省立博物館科學年刊，25：225—234。
4. 林俊義、林良恭，1983，臺灣哺乳類的動物地理初探，省立博物館科學年刊，26：53—61。
5. 柳楮，1971，臺灣植物群落之起源發育及地域性之分化，中華農學會報，76：39—62。
6. 戚啓勳，1973，臺灣之山地氣候，臺灣銀行季刊，24(4)：155—207。
7. 陳兼善，1956，臺灣脊椎動物誌，臺灣開明書店，臺北，619 頁。
8. 陳兼善，1969，臺灣脊椎動物誌，增訂再版，下冊，臺灣商務印書館，臺北，440 頁。
9. Dunn, E. R. 1923. The salamanders of the family Hynobiidae. Proc. Amer. Acad. Arts & Sci., 58 (13): 445-523.
10. Kano, T. 1930. 台灣に於けるサンセウウの分布及習性。動雜，42: 275-276。
11. Maiorana, V. C. 1977. Tail autotomy, functional conflicts and their resolution by a salamander. Nature, 265: 533-535.
12. Maki, M. 1922. Notes on the salamanders found in the island of Formosa. Zool. Mag. Tokyo, 34: 635-639.
13. ——— 1927. Notes on salamanders found in Formosa. Annot. Zool. Jap., 11: 129-133.
14. Noble, G. K. 1954. The biology of the Amphibia. Dover publ., New York. 577 pp.
15. Okada, Y. 1934. A contribution toward a check list of the Urodeles of Japan. Copeia, 1934 (1): 16-19.
16. ——— 1935. 日本産有尾類の總括と分布。動雜，47: 575-588。
17. ——— 1938. Class IV. Amphibia. In: A catalogue of vertebrates of Japan. pp. 109-113.
18. Ōtsu, T. 1974. A study of amphibians of Taiwan. Bull. Yamagata Univ. Nat. Sci., 8 (3): 429-443.
19. Sato, I. 1937a. A synopsis of the family Hynobiidae of Japan. Bull. Biogeograph. Soc. Jap., 7 (3): 31-45.
20. ——— 1937 b. Fauna Nipponica, XV (III) I, Amphibia, Caudata. Tokyo, 74pp.
21. ——— 1939. 東亞に特産する山椒魚類の研究。吉田博士祝賀紀念，731-801 頁。
22. ——— 1941. The salamanders of Formosa. Trans. Nat. Hist. Soc. Formosa, 31: 114-124.
23. ——— 1943. 日本産有尾類總説。日本出版社，520 頁。
24. Seto, T., Y. Utsunomiya & T. Utsunomiya 1983. Comparative karyology in four species of genus *Hynobius*. La Kromosomo II (29): 903~904.
25. Sonan, J. 1921. 台灣に山椒魚産す。台博報，11 (52): 55。
26. Tago, K. 1929. 日本に産する有尾類に就きて。動雜，41: 430-432。
27. ——— 1931. 蝶鰻と山椒魚。芸艸堂，京都，210 頁。
28. Thorn, R. 1968. Hynobiidae in Les Salamandres. Editions Paul Lechevalier. pp. 36-104.

**The study of salamanders from Taiwan (I) – History,
Distribution and Morphology.**

**Shyh-Hwang Chen
Kuang-Yang Lue**

ABSTRACT

The hynobiids are widely distributed in mountain areas beyond 2,000 m above the sea level of Taiwan, which can be separated easily to Alishan type, Nengkao type and Nanhu type by color pattern. Four types of animals in vomerine teeth series are distributed correspondently altitudes. Vertebra, hand and foot skeletal counts vary among each color pattern, which may not be used for identifying the species. The phalangeal formula of fore-limb is 2-2-2-2 and hind-limb is 2(1)-2-3-3(2)-2(1;0) in Taiwan, this is a little different from most other Urodeles of the world.

Although variations among Alishan type, Nengkao type and Nanhu type hynobiids are confirmed continuously within body color, speckles and vomerine teeth series, yet their distributions do not overlap each other. So we can't say they all belong to the same taxa. The history of studying in hynobiids of Taiwan is also discussed in the paper.

台灣產蜥蜴生態學與生態保育

鄭 先 祐

前 言

雖然島嶼上的生物是研究演化和生態非常理想的實驗材料；然而世界上大部份島嶼的生物已在人類文明活動下，逐漸面臨嚴重的生存危機 (Williams, 1969; Bramwell, 1979)。如何在野生生物尚未完全絕跡之前，充份研究島嶼生物相及其生態與演化是當前非常重要的課題。

研究台灣本島及其鄰近島嶼的蜥蜴類具有特殊的意義。因為在台灣蜥蜴分佈相當廣，從生活在海濱岩岸的岩岸島蜥 (*Emoia atrocostata*) 到生活於草地的草蜥類 (*Takydromus* spp.) 及樹林中的攀木蜥蜴類 (*Japalura* spp.)；有生活於野外的，也有生活在人類建築物內的（如壁虎類）；從平地到海拔三千公尺的高山中，均有牠們的踪跡；不論是在自然或是人為的環境中，牠們都佔有一席之地。

由於近年來台灣地區的生活水準逐漸提高，生態保育與環境評估已受到政府及社會大眾的重視。對國內久為人所忽視的陸棲脊椎動物之研究已稍有成果，然而，還有許多種類的基本生物資料還是缺乏或不全。近十年來，國際上在脊椎動物生態生理與形態等的研究中，使用蜥蜴類作為材料的研究，正快速增加 (Dawson, 1983; Hildebrand, et al., 1985)。應用在基礎醫學與心理學方面的研究，也逐漸增加 (Crews, 1975, 1980; Crews and Greenberg, 1981; Crews, et al., 1983; Duvall, Guillette, and Jones, 1982)。特別是在生態學的研究中，已顯示蜥蜴是一理想的實驗動物 (Huey, Pianka, and Schoener, 1983)。國內台灣地區產蜥蜴之研究，在近幾年中，也已有相當大的成長。依據國際近年來研究成果顯示，台灣產蜥蜴生態學的研究結果將會成為國內生態保育與環境保護，以及國家公園與自然保護區的設立與經營之一重要且不可或缺的基本資料。本文將扼要討論台灣產蜥蜴生態學到目前（1986年9月）的研究成果，以及其和生態保育等方面的關係。

台灣產蜥蜴生態學

台灣產蜥蜴生態學之研究內容包括：蜥蜴的種類與分佈、棲息地分析、生殖適應、能量適應、覓食適應、與其他方面（包括：族群生態、行為生態、寄生蟲生態、功能形態以及食物適應等五大類）等。

一、蜥蜴的種類與分佈

根據古生物學的研究，最早的蜥蜴化石是在距今一億八千萬年以前的三疊紀末期（中生代早期）的地層中發現。然一直到距今六千五百萬年以前的白堊紀（中生代末期），蜥蜴的種類及數量才開始大量增加。現今全世界已知生存的蜥蜴類約有三千多種，分隸於廿二個科，三百多個屬。

台灣地區（包括澎湖、小琉球、蘭嶼與綠島等島嶼）蜥蜴類已知具有三十種，分隸於六個科，十七個屬。其中包括最近命名的新種—雪山草蜥 (*Takydromus hsuehshanensis* 正蜥科) (Lin and Cheng, 1982)、和台灣堰蜥 (*Lygosoma taiwanense*，石龍子科) (Chen and Lue, in press) 等 2 種，以及最近才有紀錄的種—鱗趾虎 (*Lepidodactylus lugubris* 壁虎科)、半葉趾虎 (*Hemiphyllodactylus typus*)、多稜角蜥 (*Mabuya multicarinata* 石龍子科)、和澤巨蜥 (*Varanus salvator* 巨蜥科) 等四種 (Ota, 1986; Cheng and Lin, unpublished data) 台灣區特有種有：蘭嶼壁虎 (*Gekko kikuchii*)、台灣草蜥 (*Takydromus formosanus*)、蓬萊草蜥 (*Takydromus stejnegeri*)、南台草蜥 (*Takydromus santeri*)、雪山草蜥 (*Takydromus husehshanensis*)、斯氏攀蜥 (*Japalura swinhonis*)、箕作氏攀蜥 (*Japalura mistsukurii*)、台灣堰蜥 (*Lygosoma taiwanense*)、和台灣蛇蜥 (*Ophisaurus formosensis*) 等九種，約佔全台灣蜥蜴種類之百分之三十一。其餘有二十一種非特有種，除了台灣以外的地理分佈情形，可分為四種類型：(一)僅分佈在中國大陸者（十種）；(二)僅分佈在菲律賓群島（五種）；(三)同時分佈在中國大陸與菲律賓群島（五種）；(四)僅分佈在琉球群島（一種）。

在現今已知台灣蜥蜴類三十種中，較常見的有十五種，分隸於四個科，八個屬。其中壁虎科有蜥虎 (*Hemidactylus frenatus*)、無疣蜥虎 (*Hemidactylus bowringii*) 和守宮 (*Gekko japonicus*) 三種；飛蜥科有：斯氏攀蜥 (*Japalura swinhonis*) 和箕作氏攀蜥 (*Japalura mistsukurii*) 兩種；正蜥科有蓬萊草蜥、台灣草蜥和南台草蜥三種。石龍子科有：岩岸島蜥、長尾南蜥 (*Mabuya longicaudata*)、麗紋石龍子 (*Eumeces elegans*)、中國石龍子 (*Eumeces chinensis*) 股鱗蜥 (*Sphenomorphus boulengeri*)、印度蜥蜴 (*Sphenomorphus indicus*) 和台灣堰蜥等七種。其餘的十五種均呈局部性分佈，且族群數量稀少，其中翠蜥 (*Lamprolepis smaragdina*) 可能

已在台灣地區絕跡。

二、棲息地分析

台灣產蜥蜴類的棲息環境，型態廣泛；有生活在海岸岩石地的岩岸島蜥，有生活在近海拔三千公尺的高山草原及礫石地區的雪山草蜥，有生活在樹林中的攀木蜥蜴及在田野中的草蜥和石龍子，亦有生活在人爲建築物內的壁虎。這多種棲息環境的型態可歸類爲以下五型（如圖一）：

(一)海岩型——爲海岸邊潮間地之岩石地帶，通常有大大小小的穴洞，大都爲珊瑚礁形成之岩石地。恒春半島、蘭嶼及小琉球等地區都有。岩岸島蜥常出現於此類型地區。

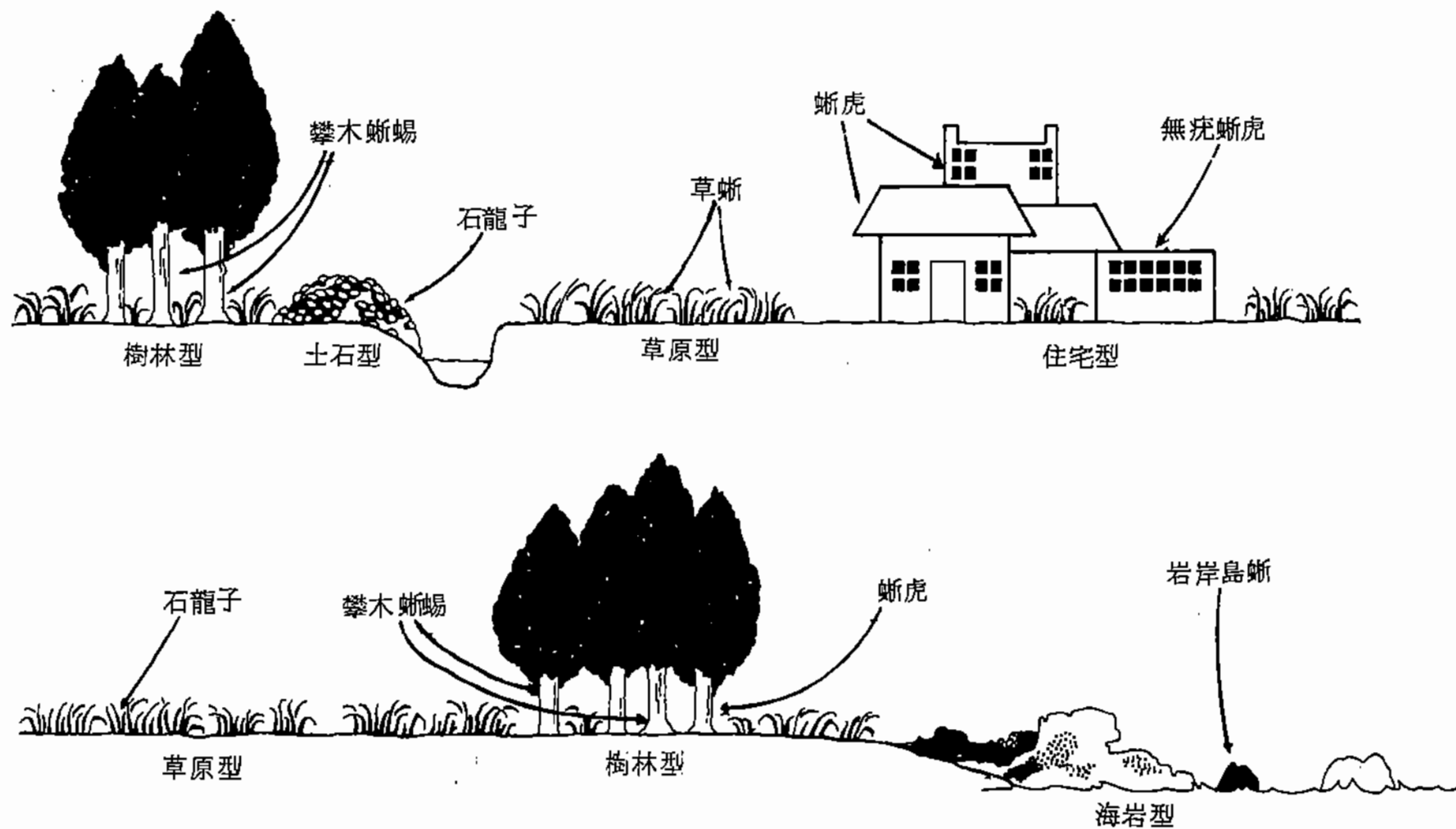
(二)土石型——爲有疏落雜草叢，不同大小的岩石或礫石，及有裸露的泥土地區。全台灣各地，從海岸邊一直到大約海拔三千公尺以下的地區，都有各種不同種的蜥蜴生活在此類型的棲息環境中。這些蜥蜴均是穴居在泥土洞中或石頭縫中或石頭下。生活在此類型的蜥蜴有：麗紋石龍子、中國石龍子、股鱗蜓蜥、印度蜓蜥、長尾南蜥和雪山草蜥等。

(三)草原型——爲雜草叢生的開闊地，包括灌木林地、旱田地、雜草空地、鄉野田間等地區。生活在此類型的有蓬萊草蜥、台灣草蜥、台灣地蜥及南台草蜥等，各分佈於全台灣各地區，從海岸一直到大約海拔一千八百公尺之間的地區。

(四)樹林型——爲各種樹林地區，主要樹種有相思樹、木麻黃或針葉樹類等。生活在此類型的攀木蜥蜴類，分佈台灣各地從平地到海拔2,400公尺以下之地區。

(五)住宅型——爲各種建築物的地區，包括住宅、電線桿、教室、工廠等。生活在此型的蜥蜴有蜥虎、無疣蜥虎和守宮等。主要分佈在台灣各地，從平地至海拔1,200公尺以下之地區。

以上只是對台灣產蜥蜴類的棲息環境作一概略性的分類。進一步分析，必要考慮以下各項因素：①氣候因素，例如：股鱗蜓蜥和印度蜓蜥在分類上、形態上、棲息環境上都相類似。但股鱗蜓蜥和印度蜓蜥的生活地區却不同；股鱗蜓蜥在南部的氣候區，而印度蜓蜥在北部的氣候區。②時間因素，例如：麗紋石龍子常隨每日不同的時間有不同的活動地，有時出現在泥土地區或礫石地區（土石型）取暖，有時也常可發現在雜草叢的地區（草原型）中覓食。③區域性因素，例如：長尾南蜥在蘭嶼，主要棲息在礫石與草叢、甘薯田或芋田地區（草原型或土石型），但在東港（屏東縣）附近，有些則生活在倉庫的屋簷狹縫（住宅型）中，另在內埔（屏東縣）的漁塭地區，則生活在魚塭邊的水泥岸附近，且穴居在水泥岸的隙縫中。



圖一 台灣產蜥蜴類棲息分佈(以小琉球地區為例)

此外，蜥蜴的活動時間（白天或晚上活動等）活動的主要空間是穴居地下或常在地表上，或常爬到樹幹上，或在草上活動，在同一地區不同種蜥蜴與其掠食者的關係，以及其棲息環境的海拔高度等等，都是研究蜥蜴棲息環境所必要考慮的項目。

三、生殖適應

每一種動物，適應其生活的環境，隨季節的變化必要適當地調整其生殖情況。在最近一、二十年來，有關世界各地蜥蜴類季節性生殖變動（生殖年週期）之研究相當多（Lin and Cheng, 1986）。整理國內外有關之文獻報告，雄性生殖年週期可區分為四類：連續型、限制性連續型、寬廣性週期型和限制性週期型；雌性生殖年週期型亦可分為四類：連續型、限制性連續型、多窩性週期型和單窩性週期型。同一種的雌雄個體並不一定會具有相類似的生殖型。如有許多種類，雖然其雄性具有連續生殖型，但其雌性却具有週期型。（Chapman and Chapman, 1964; Marshall and Hook, 1960; Wilhoft, 1963）。以下將分別討論雄性與雌性的生殖年週期型。

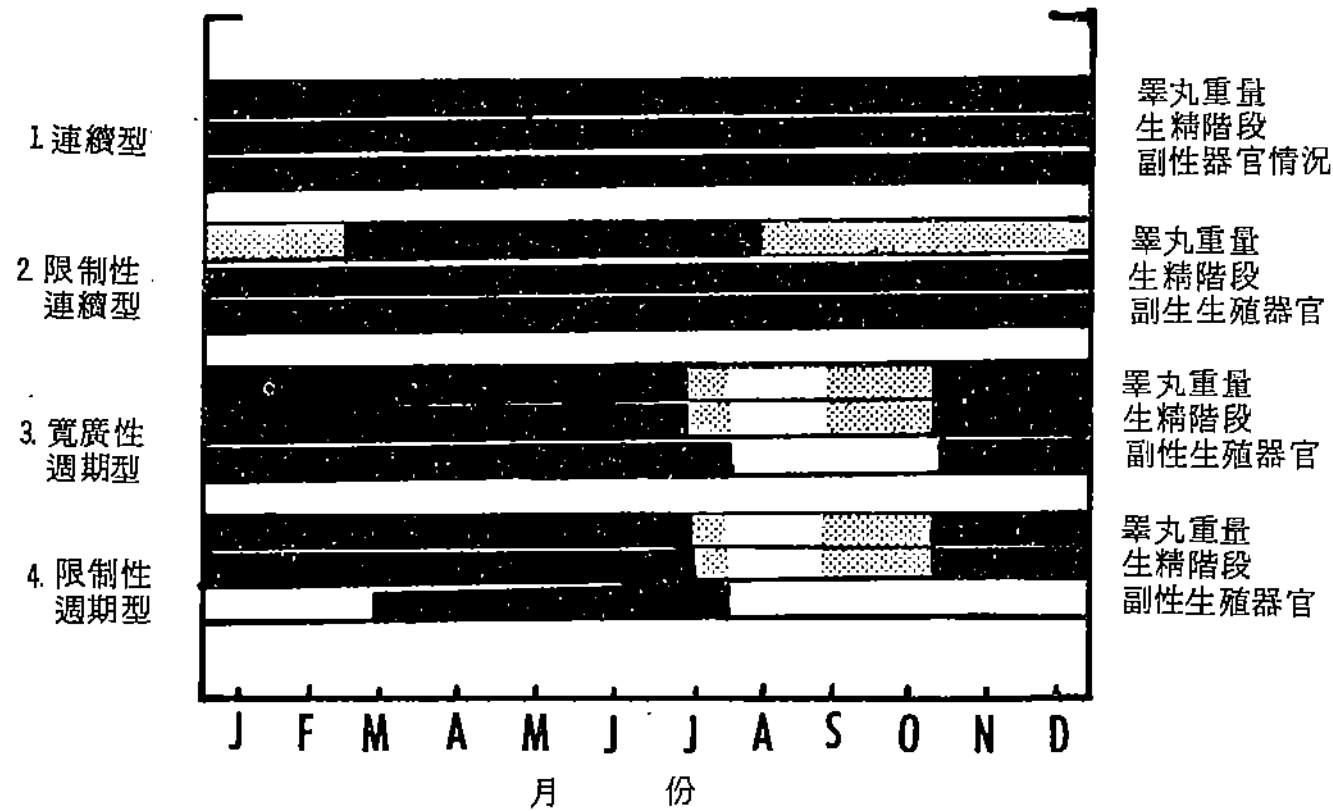
（一）雄性生殖：雄性生殖情況可依其睪丸和腎臟的重量及生殖器官之組織切片來判斷（Cheng and Lin, 1977）。蜥蜴四類雄性生殖年週期型可以其生精情況、副性器官情況和睪丸重量等三項標準區分（參見圖二與表一）。

①連續型——全年三項標準均呈連續性，無週期性之變化。換句話說，生精情況、副性器官情況和睪丸重量均無季節性變化；全年均有生殖活動。具有此生殖型的蜥蜴都是熱帶種類（如表二）。台灣蜥蜴尚無具此生殖型之種類。

表一 成熟蜥蜴生精階段

階 段	生 精 情 況
1	精子開始生成，初級精母細胞 (Primary spermatocytes) 豐富，次級精母細胞 (Secondary spermatocytos) 沒有或很少，輸精管管腔 (Lumen) 沒有或很小。
2	次級精母細胞豐富，精細胞 (Spermatids) 沒有或很少生成。
3	精細胞豐富，少部份精細胞變成精子 (Spermatogoa)。
4-a	生精作用旺盛，精細胞與精子均豐富；但尚無排精現象。
4-b	生精作用旺盛；且已有排精現象。
5	精子仍然很豐富，但精細胞和精母細胞稀少。
6	細胞分裂停止或很少，輸精管管腔很小，副睪已很少或沒有物質。

睪丸重量	生精階段 (參見表一)	副性器官情況
 最大重量 30 %	在 6, 1, 2, 3 階段	減縮現象與排精尚未發生
 最大重量 31 - 75 %	58 % 在 4 階段	
 最大重量 76 - 100 %	在 4, 5 階段	肥厚現象與排精發生



圖二 蜥蜴 雄性生殖型摘要

表二 雄性蜥蜴生殖年週期型

類 型	科	名 種	名 氣 候 區	文 獻	出 處
(一)連續型	Gekkonidae	<i>Cosymbotus platyurus</i>	熱帶	Church, 1962	
		<i>Hemidactylus frenatus</i>	熱帶	Church, 1962	
		<i>Peropus matilatus</i>	熱帶	Church, 1962	
		<i>Cyrtodactylus malayanus</i>	熱帶	Inger and Greenberg, 1966	
		<i>Cyrtodactylus pubisulcus</i>	熱帶	Inger and Greenberg, 1966	
	Agamidae	<i>Draco melanogagon</i>	熱帶	Inger and Greenberg, 1966	
		<i>Draco quinquefasciatus</i>	熱帶	Inger and Greenberg, 1966	
		<i>Agama agama</i>	熱帶	Marshall and Hook, 1960; Chapman and Chapman, 1964	
	Iguanidae	<i>Anolis richardi</i>	熱帶	Licht and Gorman, 1970	
		<i>Anolis oculatus</i>	熱帶	Somma and Brooks, 1976	
	Scincidae	<i>Leiopisma rhomboidalis</i>	熱帶	Wilhoft, 1963	
		<i>Mabuya striata</i>	熱帶	Simbotwe, 1980	
		<i>Mabuya quinquetaeniata</i>	熱帶	Simbotwe, 1980	
		<i>Mabuya mabouya</i>	熱帶	Somma and Brooks, 1976	
		<i>Emoia cyanura</i>	熱帶	Baker, 1947	
	Teiidae	<i>Ameiva fuscata</i>	熱帶	Somma and Brooks, 1976	
(二)限制性	Gekkonidae	<i>Hemidactylus frenatus</i>	亞熱帶	Cheng, 1977	
			(台灣)		
	Iguanidae	<i>Anolis trinitatis</i>	熱帶	Licht and Gorman, 1970, 1975.	
		<i>Anolis grahami</i>	熱帶	Licht and Gorman, 1970, 1975.	
		<i>Anolis lineatopus</i>	熱帶	Licht and Gorman, 1970, 1975.	
		<i>Anolis sagrei</i>	熱帶	Licht and Gorman, 1970, 1975.	
		<i>Anolis acutus</i>	熱帶	Licht and Gorman, 1970, 1975.	
		<i>Anolis cristatellus</i>	熱帶	Licht and Gorman, 1970, 1975.	

表二 (續)

類 型	科	名 種	名 氣 候 區	文 獻	出 處
㊦寬廣性 週期型	<i>Lacertidae</i>	<i>Takydromus stejnegeri</i>	亞熱帶	Cheng, 1977; Cheng and Lin, (台灣), 1977	
	<i>Iguanidae</i>	<i>Uta stansburiana</i>	溫帶	Lowe, 1964	
㊦限制性 週期型	<i>Iguanidae</i>	<i>Anolis carolinensis</i>	溫帶	Hamlett, 1952.	
		<i>Sceloporus occidentalis</i>	溫帶	Wilhoft and Quay, 1961.	
		<i>Sceloporus graciosus</i>	溫帶	Jameson, 1974	
		<i>Sceloporus orcutti</i>	溫帶	Mayhew, 1963a	
		<i>Sceloporus oreutti</i>	溫帶	Mayhew, 1966a, b	
		<i>Uma notata</i>	溫帶	Mayhew and Wright, 1970.	
		<i>Uma inornata</i>	溫帶	Mayhew and Wright, 1970.	
		<i>Uma scoparia</i>	溫帶	Mayhew and Wright, 1970.	
		<i>Urosaurus ornatus</i>	溫帶	Asplund and lowe, 1964	
		<i>Holbrookia texana</i>	溫帶	Schrank and Ballinger, 1973	
	<i>Scincidae</i>	<i>Eumeces fasciatus</i>	溫帶	Reynolds, 1943	
		<i>Eumeces latiscutatus</i>	溫帶	Kehl and Combescot, 1955	
	<i>Teiidae</i>	<i>Cnemidophorus qularis</i>	溫帶	Schrank and Ballinger, 1973	
		<i>Cnemidophorus sexlineatus</i>	溫帶	Brackin, 1979	
	<i>Varanidae</i>	<i>Varanus komodoensis</i>	熱帶	Kehl and Combescot, 1955	
	<i>Agamidae</i>	<i>Agama Cyanogaster</i>	熱帶	Robertson, et, al., 1965.	
		<i>Japalura mitsukurii formosensis</i>	亞熱帶 (台灣)	Cheng, 1977; Cheng and Lin, 1977	
	<i>Scincidae</i>	<i>Leiopisma fuscum</i>	熱帶	Wilhoft and Reiter, 1965	
	<i>Anguidae</i>	<i>Gerrhonotus Coeruleus principis</i>	熱帶	Vitt, 1973.	

②限制性連續型——全年三項標準中，只有睪丸重量有季節性的變化。通常具有這種生殖型的蜥蜴只在一年中某一段時期生殖。但在基因上，他們具有連續生殖型且可以全年均進行生殖。睪丸重量季節性的變動只是顯示出其外在環境的季節性變動。例如：蜥虎 (*Hemidactylus frenatus* 壁虎科) 在熱帶地區的爪哇 (Java) 時，是具有連續生殖型，整年可連續生殖；但其在亞熱帶地區如台灣的族群，其睪丸的重量有顯著的季節性變動，且只在春夏兩季生殖 (Cheng, 1977)。台灣環境有較大的季節性變動，可能是促使蜥虎的睪丸重量變動的主要原因 (Cheng and Lin, 1977; Lin and Cheng, 1984)。具有這種生殖型的種類也包括了一些熱帶性的蜥蜴 (表一)。

③寬廣性週期型——全年三項標準均呈季節性變動；且其中副性器官情況的變動，大體上與睪丸重量和生精情況的變動相配合。這意指睪丸重量、生精情況和副性器官情況的上昇或下降，大約均是在同時發生 (最多只有一個月的差別)。具有這種生殖的蜥蜴 (實際上或潛能上) 只在夏末或秋初短暫兩三個月外，全年均可以生殖。真正有「冬眠現象」的種類，均不會具有此生殖型。具有此類生殖型的例子有：台灣產蓬萊草蜥 (正蜥科)。在台灣，蓬萊草蜥除了在每年 9 月和 10 月兩個月外，全年均可生殖 (Cheng, 1977)。另外還有些溫帶的蜥蜴具有此類生殖型 (表一)。

④限制性週期型——全年三項標準亦均呈季節性變動；但其中副性器官情況的變動，並不與睪丸情況和生精情況的變動相配合。具體來說，睪丸情況在秋冬季時的上昇並沒有使得副性器官情況一同上昇。一般來說，具有這類型的蜥蜴都有冬眠現象，且只有在一年中三到五個月的時間生殖。具有這類型的種類幾乎包括了所有溫帶性區域的蜥蜴 (表二)。台灣中部與南部的箕作氏攀蜥均具有此類生殖型 (Cheng and Lin, 1977; Lin and Cheng, 1986)。但這兩地 (中部與南部) 的箕作氏攀蜥的生殖週期變動的時間並不相同。中部的攀蜥在七月底或八月初即停止生精作用，然而南部 (恒春) 的攀蜥一直到八月底才停止生殖活動 (Cheng, 1977; Lin and Cheng, 1986)。

(二) 雌性生殖：Tinkle 等人 (1970) 和 Tinkle and Hadley (1975) 整理過熱帶與溫帶蜥蜴之雌性生殖型。他們使用五項生殖特徵來比較種間的差異：成熟時之體長，每窩之蛋數，成熟時之年齡、生殖方式和每年生產之窩數。依此五項生殖特徵，蜥蜴可區分為兩大類：早熟多窩性種類與晚熟單窩性種類。這兩大類之間的差別參見表四。

雌性蜥蜴可依其含有蛋或是有卵黃的濾泡而判定其是否在生殖期。蜥蜴雌性生殖年週期的四類型，可以其於生殖期的雌性在各季節中的分佈情況，以及每年生產之窩數來區分。

①連續型——於生殖期的雌性在各季節中的分佈情況並無顯著的變動。懷孕 (懷

表三 雌性蜥蜴生殖年週期型

類 型	科	名 種	名 氣 候 區	文 獻	出 處
(一)連續型	<i>Gekkonidae</i>	<i>Cyrtodactylus malayanus</i>	熱帶	Inger and Greenberg, 1966	
		<i>Cyrtodactylus pubisulcus</i>	熱帶	Inger and Greenberg, 1966	
		<i>Cosymbotus platylurus</i>	熱帶	Church, 1962	
		<i>Hemidactylus frenatus</i>	熱帶	Church, 1962	
		<i>Peropus matilatus</i>	熱帶	Church, 1962	
	<i>Agamidae</i>	<i>Droco melanogagon</i>	熱帶	Inger and Greenberg, 1966	
		<i>Droco quinquefasciatus</i>	熱帶	Inger and Greenberg, 1966	
	<i>Iguanidae</i>	<i>Anolis oculatus</i>	熱帶	Somma and Brooks, 1976	
	<i>Scincidae</i>	<i>Mabuya mabouya</i>	熱帶	Somma and Brooks, 1976	
		<i>Mabuya multifasciata</i>	熱帶	Alcala, 1966	
	<i>Teiidae</i>	<i>Ameiva fuscata</i>	熱帶	Somma and Brooks, 1976	
(二)限制性	<i>Iguanidae</i>	<i>Anolis trinitatis</i>	熱帶	Gorman and Licht, 1975	
		<i>Anolis sagrei</i>	熱帶	Gorman and Licht, 1975	
		<i>Anolis grahami</i>	熱帶	Gorman and Licht, 1975	
		<i>Anolis lineatopus</i>	熱帶	Gorman and Licht, 1975	
		<i>Anolis acutus</i>	熱帶	Gorman and Licht, 1975	
		<i>Anolis cristatellus</i>	熱帶	Gorman and Licht, 1975	
		<i>Anolis stratulus</i>	熱帶	Gorman and Licht, 1975	
		<i>Mabuya striata</i>	熱帶	Simbotwe, 1980	
	<i>Scincidae</i>	<i>Emoia cyanura</i>	熱帶	Baker, 1947	
		<i>Emoia weneri</i>	熱帶	Baker, 1947	

表三 (續)

類 型 科	名 種	名 氣候區	文 獻	出 處
三多窩性 <i>Gekkonidae</i>	<i>Hemidactylus frenatus</i>	亞熱帶	Lin and Cheng, 1982	
週期型 <i>Agamidae</i>	<i>Japalura mitsukurii formosensis</i>	亞熱帶	Lin, 1978	
	<i>Agama cyanogaster</i>	熱帶	Robertson et, al., 1965	
	<i>Agama agama</i>	熱帶	Chapman and Chapman, 1964	
<i>Iguanidae</i>	<i>Anolis rolinensis</i>	溫帶	Gordon, 1956	
	<i>Uta stansburiana</i>	溫帶	Tinkle, 1967	
<i>Lacertidae</i>	<i>Takydromus tachydromoides</i>	溫帶	Telford, 1969	
	<i>Takydromus stejnegeri</i>	亞熱帶	Lin and Cheng, 1986	
<i>Anguidae</i>	<i>Gerrhonotus multicarinatus</i>	亞熱帶	Burrage, 1965	
四單窩性 <i>Iguanidae</i>	<i>webbi</i>			
	<i>Amblyrhynchus cristatus</i>	熱帶	Carpenter, 1966	
週期型	<i>Crotaphytus wislizeni</i>	溫帶	McCoy, 1967	
	<i>Liolaemus multifomis</i>	熱帶山區	Peason, 1954	
	<i>Sceloporus cyanogenys</i>	溫帶	Hunsaker, 1959	
<i>Xantusiidae</i>	<i>Xantusia vigilis</i>	溫帶	Miller, 1951	
<i>Scincidae</i>	<i>Eumeces fasciatus</i>	溫帶	Fitch, 1954	
	<i>Eumeces obsoletus</i>	溫帶	Fitch, 1955	
<i>Lacertidae</i>	<i>Lacerta agilis</i>	溫帶	Smith, 1951	
	<i>Lacerta vivipara</i>	溫帶	Smith, 1951	
<i>Teiidae</i>	<i>Cnemidophorus exsanguis</i>	溫帶	Medica, 1967	
<i>Anguidae</i>	<i>Gerrhonotus coeruleus principis</i>	溫帶	Vitt, 1973	
	<i>Phrynosoma douglassi</i>	溫帶	Goldberg, 1971	

蛋)的雌性個體在全年中的每個月均有。只有少數蜥蜴具有此類生殖型，他們都分佈在較穩定(無季節性)的環境中(表三)。台灣產蜥蜴中尚無發現具有此生殖型的種類。

②限制性連續型——於生殖期的雌性在全年各月份中均有，但其於生殖期雌性個體數目有季節性的變動。大多數熱帶蜥蜴均具有此生殖型(表三)。台灣產蜥蜴中，目前尚無發現具有此生殖型的種類。

③多窩性週期型和④單窩性週期型——在一年某些月份中，沒有於生殖期之個體。具有多窩性週期型的蜥蜴，在其每年生殖的季節中，會生產兩窩或兩窩以上的蛋，而具有單窩性週期型的蜥蜴，則只生產一窩的蛋。一般來說，具有多窩性週期型的蜥蜴，有較長的生殖季節。台灣產蜥蜴類的雌性大都是具有多窩性週期型，如蜥虎、蓬萊草蜥、箕作氏攀蜥等(Cheng and Lin, in press; Lin, 1978; Lin and Cheng, 1982, 1986)。其他具有多窩性或單窩性週期的蜥蜴種類，請參考表三。

具有多窩性週期型的蜥蜴，往往也會因環境食物量的減低而在一生殖季節中只產一窩(Ballinger, 1977)。另外，若一蜥蜴地理分佈極廣，雖在有些地區會是具有多窩性週期型，但在有些地區會具有單窩性週期型(Fitch, 1970; McCoy and Hoddenbach, 1966; Hoddenbach, 1966; Medica, 1967; Goldberg, 1972)。甚至，具有全年會生殖的連續性蜥蜴，在不同的環境中，亦可能會成為週期型的生殖者。例如；蜥虎在台灣族群是具有多窩性週期型的蜥蜴，但在爪哇的族群却具有連續型的蜥蜴(Church, 1962; Lin and Cheng, 1984)。

四、能量適應(脂肪體的貯存與使用)

表四 早熟與晚熟種類的比較
數據摘自 Tinkk, et. al., 1970 之報告

項 目	早 熟 型	晚 熟 型
1 生殖方式	卵 生	卵生或胎生
2 每季之窩數	多窩型	單窩型
3 每窩蛋數	較 小	較 大
4 不同種間每窩蛋數之變異數	47 %	27 %
5 成體的大小	較 小	較 大
6. 分 佈	較傾向溫帶	較傾向熱帶

一生命體可視為簡單的「進與出系統」，以其覓食策略提供物質與能量「進」入（生命體），這些物質與能量經由使用，再「出」而表現在生殖子代上（生殖策略）（Pianka, 1976）。一成功適應的族群，必要能調適覓食策略與生殖策略間的利用與代價，而使其適應利益最高。而脂肪體的貯存與使用情況的研究，可以幫助瞭解覓食與生殖策略間的互動關係（Cheng and Lin, 1978; Pianka, 1976）。

Derickson (1976) 對蜥蜴類脂肪體的貯存與使用情形，整理出四種類型：(一)沒有脂肪週期型；(二)脂肪週期僅與冬眠有關型；(三)脂肪週期僅與生殖有關型；和(四)脂肪週期與冬眠和生殖均有關型。各類型所包含的蜥蜴類，可參見表五。

然而，台灣產的三種蜥蜴（蜥虎、蓬萊草蜥與箕作氏攀蜥）之脂肪貯存與使用型，均不同於以上四種類型。蜥虎在爪哇地區並無脂肪的貯存且整年生殖，牠的脂肪貯存與使用類型是屬於 Derickson 的第一類型，沒有脂肪週期型（Church 1962; Derickson, 1976）。生產在台灣之蜥虎却有脂肪體貯存的現象，雖然其每個月脂肪體重量平均質的差異度非常大（ $CV = 48\%$ ，範圍： $28\% - 100\%$ ）。鄭與林的研究報告（Cheng and Lin, 1978; Lin and Cheng, 1984）指出蜥虎之脂肪體貯存與使用與生殖和冬眠無關，而取決於其環境中食物的供應量。這種無週期型與 Derickson 的四種類型均不相同。

蓬萊草蜥與箕作氏攀蜥的脂肪貯存型，類似 Derickson 的第二種類型，脂肪週期僅與冬眠有關型。因為蓬萊草蜥與箕作氏攀蜥均在冬天前貯存脂肪體，而在冬季裏耗盡大部份的脂肪體（Cheng and Lin, 1978）。然而雄性的蓬萊草蜥與雄性箕作氏攀蜥在冬季裏使用脂肪體，不僅是為了過冬，且也是為了維持其生殖的情況；類似 Derickson 的第四類型，同時與冬眠和生殖有關。但又不完全與 Derickson 的第四類型一樣，因為過冬後，均沒有脂肪體留下供給春季的生殖活動所需的能量（Cheng and Lin, 1978）。因此，台灣產蓬萊草蜥與箕作氏攀蜥的脂肪貯存與使用型均和 Derickson 的四種類型均不同。

雖然蜥蜴類脂肪的貯存與使用型顯出比 Derickson 的四種類型更為複雜，但其主要僅是受食物供給量與生殖的需要兩種因素所影響。一生物體脂肪的貯存量往往受到其生殖活動的能量需要及食物供給量所限制；但若有大量食物供給，可使其脂肪體大為增加（Licht, 1974; Rose, 1982）。生物體無脂肪體週期的現象主要常是因其有整年連續性生殖活動而消耗了大量的能量。然而，食物供應量與脂肪體的貯存並不會延長或變更生殖活動的時期；雖然食物供應量與脂肪體的貯存是可限制一些種蜥蜴（但並不是所有）的生殖投資量（reproductive effort）（Ballinger, 1977; Rose, 1982）。

一般來說，蜥蜴的脂肪貯存型被相信是取決於食物供應量及其生殖的能量需要量。因此，「脂肪貯存型是遺傳上決定的，而受到外在物理環境的因子所控制。」的說法，

表五 脂肪貯存與使用型

類	型	科	名	種	名	文	獻	出	處
(一)無脂肪週期		<i>Gekkonidae</i>		<i>Cosymbotus platyurus</i>		Church, 1962			
				<i>Hemidactylus frenatus</i>		Church, 1962			
				<i>Perepus multilatus</i>		Church, 1962			
				<i>Phyllodactylus tuperculosus</i>		Hoddenback and Lannom, 1967			
(二)脂肪週期僅與冬眠有關		<i>Iguanidae</i>		<i>Anolis trinitatus</i>		Licht and Gorman, 1970			
		<i>Iguanidae</i>		<i>Anolis carolinensis</i>		Dessauer, 1955			
		<i>Iguanidae</i>		<i>Sceloporus graciosus</i>		Mueller, 1969			
(三)脂肪週期僅與生殖有關		<i>Lercertidae</i>		<i>Lacerta vivipara</i>		Avery, 1970			
		<i>Iguanidae</i>		<i>Uta stansburiana</i>		Hahn and Tinkle, 1965; Hahn, 1967			
				<i>Cnemidophorus sexlineatus</i>		Hoddenbach, 1966			
				<i>Ameiva festiva</i>		Smith, 1968			
				<i>Ameiva quadrilineata</i>		Smith, 1968			
				<i>Dipsosaurus dorsalis</i>		Minnich, 1971			
				<i>Anolis cristalellus</i>		Licht and Gorman, 1970; Sexton et al., 1971			
				<i>Anolis evermanni</i>		Licht and Gorman, 1970; Sexton et al., 1971			
				<i>Anolis grahami</i>		Licht and Gorman, 1970; Sexton et al., 1971			
(四)脂肪週期與冬眠及生殖均有關		<i>Lacertidae</i>		<i>Takydromus tachydromoides</i>		Telford, 1970			
				<i>Sceloporus jarrovi</i>		Goldberg, 1972; Marion and Sexton, 1971.			
				<i>Sceloporus malachiticus</i>		Goldberg, 1972; Marion and Sexton, 1971.			
		<i>Iguanidae</i>		<i>Sceloporus graciosus</i>		Jameson, 1974; Derickson, 1976			
				<i>Sceloporus occidentalis</i>		Goldberg, 1974; Jameson and Allison, 1976			
				<i>Sceloporus undulata garmani</i>		Derickson, 1976			

似乎是有疑問的。然而，最近 Ferrell 和 Meier (1981) 的研究顯示蜥蜴的脂肪體的貯存量會受到外界光週期以及溫度週期的變動而改變。甚至，每天定時的人為干擾亦可顯著的改變蜥蜴的脂肪貯存量 (Meier, et al., 1973)。

五、覓食適應(覓食型)

蜥蜴類的覓食型有兩類：(一)坐等型 (sit-and-wait type)、和(二)走動覓食型 (Widely foraging type) (Schoener, 1971)。

(一)坐等型——具有此型的個體通常會坐等於一地點，若有昆蟲等食物經過時，衝出來吃食之；若有入侵者侵入其覓食領域內，則趕走入侵者或變換其覓食地區。坐等型掠食者基本上須要佔領一好的覓食區，等適當的食物(昆蟲)出現，再予捕捉 (Askew, et al., 1970; Ingle, 1975)。大多數屬於 *Ascalabota* 類的蜥蜴種都是坐等型掠食者。*Ascalabota* 類的蜥蜴都是以視覺覓食者，且掠食會動且大的食物。牠們的舌頭通常厚且是肉質的，以幫助吞嚥。*Ascalabota* 類包括：壁虎類 (Geckos)、鬣蜥類 (Iguanids)，飛蜥類 (Agamids)、黃蜥類 (xantusiids)，和變色龍類 (Chameleons) (Camp, 1923)。台灣產的壁虎類與攀木蜥蜴類 (*Japalura* spp.) 均屬於此類。

(二)走動覓食型——具有此型的個體往往在其生活地區內徘徊、警戒並對其內出現的食物捕食。走動覓食型的掠食者可能必要有內在性的活動週期。捕食通常是在其生活區內巡邏或好奇性的找尋的結果。此類覓食並不必要察覺到食物的出現。因此，此類覓食者往往須有自發性的活動甚至在沒有報償的時候能繼續有覓食行為。*Autarchoglossan* 類的蜥蜴有許多此種走動覓食型的覓食者。此 *autarchoglossan* 類有巨蜥類 (Varanidae) (Auffenberg, 1978)、鞭蜥類 (Teiidae) (Hardy, 1962; Hirth, 1963)、正蜥類 (Lacertidae) (Cheng, 1977) 和石龍子類 (Scincidae) (Fitch, 1954)。此走動覓食者可再區分為兩類：巡邏覓食者和找尋覓食者 (Regal, 1978)。巡邏覓食者在其生活區內慢慢走動，雖然牠們會對其食物的出現產生反應，但通常不會去「找尋」食物。找尋覓食者會在較大的生活區內較快速的走動，且顯示出其使用視覺或嗅覺嚴密細查有無食物。台灣產的草蜥類 (*Takydromus* spp.) 與石龍子類 (Scincidae) 均屬於走動覓食者。除了以上類型外，尚有許多覓食類型，如土堆爬行型 (hill climbing pattern)，陷阱型 (traplining pattern) 和隨機找尋型 (Random search pattern) (Kiestler and Slatkin, 1974)。Kiestler 和 Slatkin (1974) 更進一步提出一種覓食策略，稱為內類引發策略 (Conspecific cueing strategy)。

有些覓食理論模型預測動物之覓食型並不固定。動物個體會因食物供應量的改變而改變其覓食型 (Kiestler and Slatkin, 1974; Norberg, 1977) 或在短期內有種內個體間的差異。在

爬蟲類與兩棲類的研究中常有此類的報導 (Tollestrup, 1979; Toft, 1980)。然而大多數的種類已演化成坐等型或是走動覓食型，而無法改變（參見表六）。覓食型的改變往往會增加被掠食的危險率，如此便去除了因改變而多獲得食物的好處 (Huey and Pianka, 1981)。

表六 坐等型與走動覓食型的相關特徵。內容主要根據 Huey and Pianka (1981)

項 目	坐 等 型	走 動 覓 食 型
1.食物類型	會動的食物	吃定著食物或不預期的吃食
2.每天食物捕獲量	通常低	通常高
3.每日耗用能量	低	高 (Bonnett and Gorman, 1979)
4.掠奪者類型	主要是走動覓食型	坐等型與走動覓食型均有
5.與掠奪者遭遇的機率	可能較低	可能較高 (Salt, 1967)
6.逃避掠奪者的方式	保護色、速度、跳躍	保護色、速度、警戒色（有毒的）(Toft, 1980)
7.形 態	粗壯型（短尾）	流線型（長尾）(Vitt and Congdon, 1978)
8.每窩質量	高	低 (Vitt and Congdon, 1978)
9.查覺方式	主要為視覺	以視覺或嗅覺 (Ender, 1975; Regal, 1978)
10.學習能力	有限	有較大的腦及較佳的記憶與學習能力 (Regal, 1978)
11.生理特徵	持續力有限	持續力較高 (Bennett and Licht, 1973; Ruben, 1976 a, b)

六、其他方面

台灣產蜥蜴生態學有關的研究除了以上五類外，還有族群生態、行為生態、寄生蟲生態、功能形態學以及食物適應等五大類之研究。由於這五大類之研究在國內仍屬起步階段；因此；這裏僅作簡要討論。

(一)族群生態學：蜥蜴類是脊椎動物中最適合作族群變動研究的一類。在野外，蜥蜴的活動大都較容易觀察，並由於其有較短的生活史及高生殖率，因此可在較短的時間內得到較多的數據。自從 Tinkle (1967, 1969) 的研究顯示蜥蜴族群生態可作為研討動物族群變動的模型與演化理論後，至今，蜥蜴生態學的研究正逐漸增加。國外文獻有：

Ballinger, 1979; Brooks, 1967; Bustard, 1969; Dunham, 1983; Mitchell, 1979; Rubial and Philibosian, 1974; Tinkle, 1972; Vinger, 1975 等。國內台灣地區蜥蜴族群方面的研究，目前僅有一篇，Lin and Lu, 1982。

(二)行為生態學：蜥蜴類是研究動物行為的好材料，且其行為模式 (Behavior pattern) 相當固定，地理分佈範圍亦廣，又易於在人為環境下飼養，在實驗室中極易自然化且不易受觀察的影響 (Wei and Lin, 1981)。傳統式的行為研究中，以新大陸的鬣蜥類 (*Iguanidae*) 和舊大陸的飛蜥類 (*Agamidae*) 為主 (鬣蜥類有 Carpenter, 1960, 1961, 1963, 1967; Carpenter and Ferguson, 1977; Greenberg, 1977。飛蜥類有 Wei and Lin, 1981; Brattstrom, 1971; Carpenter, et al., 1970; Carpenter and Ferguson, 1977; Gibbons, 1979)。近年來的行為研究則朝向其與生態關係的探討 (行為生態學) 而對各類不同種的蜥蜴行為加以整理比較，以作整體性的研究 (Crews, 1980; Crews, et al., 1983; Regal, 1983; Simon, 1983; Stamps, 1983)。國內的研究，目前只對箕作氏攀木蜥的亞種 (*Japalura mitsukurii formosensis*) 描述其一般性、體溫調節、攻擊、求偶、護卵等四十三種行為形式 (Wei and Lin, 1981)。

(三)寄生蟲生態學：寄生蟲學也是生物學中的一門，但在十年前，寄生蟲學常被認為是屬於醫學或獸醫學的問題，而忽略了寄生蟲的基本生物特性和它們在生物界所扮演的角色 (Read, 1972)。近十年來，寄生蟲的生活方式、生活史、分佈、與寄主的關係已成為研究生態或演化的材料。例如，近年來的研究已發現，寄生蟲可在其中間寄主內改變寄主的行為，而使其中間寄主較易為其下一個 (或是終極) 寄主所捕食 (Moore, 1984)。國內有關台灣產蜥蜴類寄生蟲研究僅有三篇：Jiang and Lin, 1980; Myers and Kuntz, 1962; Yamaguti, 1935。

(四)功能形態學：形態解剖學雖可說是脊椎動物學中最老的一門 (Nordenskiöld, 1928)。但在 1950 年後，形態解剖學的研究已在世界各地逐漸衰退 (Wake, 1982b)。當時，在美國只有醫學院及少數大學的動物系，才有形態解剖學方面的研究。當分子生物學在 1956 年崛起後，形態解剖學在生物科學中似乎已佔不到一席之地 (Wake, 1982b)。直到最近十年來，形態解剖學因一些學者的努力並加入一些物理學、生態學及演化學上的觀念，而逐漸為動物學界所重視 (Alexander, 1967, 1968; Gans, 1974; Kay, 1975; Wake, 1966)。而到最近五、六年才蓬勃發展，如 Cracraft, 1981; Dillemeijer, 1980; Liem, 1980 a,b; Pough and Groves, 1983; Radinsky, 1985; Scapino, 1981; Throckmorton and Clarke, 1981; Ulincki, 1980; Voris and Voris, 1983; Wake, 1982a, Wake, Routh and Wake, 1983。在國內，雖然脊椎動物的形態解剖方面的課程還是被認為是學習脊椎動物學的學生們所必修或必選的課程之一，但是由於受到早期世界性衰退的影響，國內在這方面的研究甚少。目前國內尚無有關功能形態方面

表七 台灣產三種蜥蜴：蓬萊草蜥 (*Takydromus stejnegeri*)、箕作氏攀蜥 (*Japalura mitsukurii mitsukurii*) 及蝎虎 (*Hemidactylus frenatus*) 之食物類別

蜥 蜴 種 類	食 物 種 類	目	科	類	未 知	總 類 別
蓬萊草蜥 (N = 200 隻)	昆 蟲	11	51	55	2	61
	其他節肢動物	4	4	4	0	
箕作氏攀蜥 (N = 241 隻)	昆 蟲	21	101	140	5	148
	其他節肢動物	3	3	3	0	
蝎 虎 (N = 381 隻)	昆 蟲	10	49	76	5	88
	其他節肢動物	4	6	6	1	

表八 台灣產三種蜥蜴：蓬萊草蜥 (*Takydromus stejnegeri*)、箕作氏攀蜥 (*Japalura mitsukurii mitsukurii*) 及蝎虎 (*Hemidactylus frenatus*) 取食頻率較高之五類食物

蓬 萊 草 蜥		箕 作 氏 攀 蜥		蝎 虎	
食 物 種 類	頻 率	食 物 種 類	頻 率	食 物 種 類	頻 率
蟋蟀科	0.275	蟻 科	0.207	搖蚊科	0.291
鼠 婦	0.235	象鼻蟲科	0.050	浮塵子科	0.286
浮塵子科	0.110	姬蟻科 (德國蜉蟻)	0.041	螟蛾科成蟲	0.268
狼蜘蛛科	0.095	步行蟲科	0.041	姬蟻科 (德國蜉蟻)	0.089
蠅 虻 科	0.090	粉吹金龜	0.025	金龜子科	0.089

的研究報告。筆者正著手進行有關台灣攀木蜥蜴的骨骼功能形態之研究。希望能藉此推展國內功能形態學方面的發展。

(四)食物適應：研究食物的適應有兩大方向：一類是研究食物的大小與活動力及其與掠食者的形態適應上的關係 (Bramble and Wake, 1985; Hiiemae and Crompton, 1985)；另一類方向是研究掠食者捕食食物的類別與數量，及食物在其生活區內出現的種類與數量間的種種關係，以探討其最佳食物適應模型 (Troyer, 1984; Ringler, 1979)。國內脊椎動物食物適應方面的研究，仍在起步階段。蜥蜴類方面，目前尚無正式的專題研究報告。不過，林俊義先生與筆者在過去幾年有關蜥蜴的研究中，目前已有有關蓬萊草蜥、箕作氏攀木蜥蜴及蜥虎等三種蜥蜴的食物適應之數據。大體上，這三種台灣產蜥蜴的食性很廣（參見表七）而取食頻率最高的食物不超過百分之三十（參見表八）。

生態保育

台灣產蜥蜴像其他野生動物資源，亟須研究瞭解及保護，以供子子孫孫長期利用。

台灣產蜥蜴類之有關生態保育，分為以下三方面分別討論：保育蜥蜴類資源、資源與智慧、和生物保護區的建立與經營。

一、保育蜥蜴類資源

一般來說，台灣產蜥蜴類有三個特點：第一點為體型大小適中，便於操作或作解剖研究；第二點為容易飼養，便於作實驗室內之研究；第三點為到處可見，取材方便。因此，台灣產蜥蜴很適合作為各種生物科學之研究、教育與應用之實驗材料。以下依其在學術理論、醫藥應用、社會文化及經濟利用方面，分別扼要討論保育台灣產蜥蜴類動物之價值。

(一)學術理論方面：在最近十年來，蜥蜴類已被世界各地生態學者公認為從事生態行為與生理等研究的理想實驗材料 (Huey, Pianka & Schoener, 1983)。近年來，在生理、行為與生態領域上的研究，包括有神經心理學 (Crews, 1980)、心理生物學 (Crews, Gustafson & Tokarz, 1983)、體溫調節 (Huey and Slatkin, 1976)、生物能量遞移學 (Snell and Tracy, 1985, Spotila and Standora, 1985)、社會行為 (Crews and Greenberg, 1981)、行為生態學 (Crews and Greenberg, 1981; Stamps, 1983)、生物韻律學 (Cheng, 1986; Cowgell and Underwood, 1979; Underwood, 1981, 1982)、群落生態學 (Moermond, 1986; Schoener, 1986)、生理生態學 (Bennett, 1983; Schall, 1983)、種間競爭 (Schoener, 1983)……等等。特別是在使用電腦、推導數

理模型方面、使用蜥蜴類作為實驗材料，更具潛能 (Huey, Pianka & Schoener, 1983)。

(二)醫藥應用方面：近年來在神經學、內分泌學、體溫調節及生物韻律學上，使用蜥蜴類作為比較研究醫學的有關問題，可說相當成功。另外，蜥蜴類再生 (Regeneration) 的機制亦是醫學上研究癌細胞分裂機制的方法之一。而在台灣產蜥蜴類中的蛤蚧（大壁虎）、石龍（石龍子）、守宮（壁虎）、鹽龍（澤巨蜥）、脆蛇（蛇蜥）等均可作為中藥的藥材。

(三)社會文化方面：蜥蜴類生物資源和所有其他生物資源一樣，均是我們可資生生不息的資產。尤其因蜥蜴容易飼養且其在生理、行為與生態等方面的特殊性，牠們可說是極適合作為展現大自然現象的野生動物。在今後國內觀光及社會生態教育上，以台灣產的蜥蜴作材料，理應會佔有重要席位。

(四)經濟利益方面：保育蜥蜴類資源除了前述之價值外，由於台灣產蜥蜴類主要吃食昆蟲類，對消除人類或農業的害蟲上，有很大的貢獻。（參見本文中食性適應部份）。

由以上的討論我們知道台灣產蜥蜴類的潛在價值並有加以保育的必要。而防止蜥蜴棲息地的繼續遭受破壞是保育台灣產蜥蜴最好的方法。在三十種台灣產蜥蜴中，可歸類為三種不同的保育類型：

(一)目前尚無需保育者。此類分佈普遍，族群數量尚多。計有下列八種：

1. 蜥虎 (*Hemidactylus frenatus*)
2. 無疣蜥虎 (*Hemidactylus bowringii*)
3. 斯氏攀蜥 (*Japalura swinhonis*)
4. 箕作氏攀蜥 (*Japalura mitsukurii*)
5. 長尾南蜥 (*Mabuya longicaudata*)
6. 麗紋石龍子 (*Eumeces elegans*)
7. 蓬萊草蜥 (*Takydromus stejnegeri*)
8. 台灣草蜥 (*Takydromus formosanus*)

(二)略需保育者。此類蜥蜴均是局部性分佈，對棲息地的要求較特殊：計有下列七種：

1. 守宮 (*Gekko japonicus*)
2. 南台草蜥 (*Takydromus sauteri*)
3. 岩岸島蜥 (*Emoia atrocostata*)
4. 中國石龍子 (*Eumeces chinensis*)
5. 股鱗蜓蜥 (*Sphenomorphus boulengeri*)

6. 印度蜥蜴 (*Sphenomorphus indicus*)

7. 台灣堰蜥 (*Lygosoma taiwanense*)

（二）亟需保育者。此類蜥蜴有特殊的棲息地或為台灣特有種且均呈局部性分佈，族群數量不多或極少，甚或已絕跡者。計有下列十四種：

1. 蘭嶼壁虎 (*Gekko kikuchii*)

2. 大壁虎 (*Gekko gecko*)

3. 蜥蜴虎 (*Hemidactylus garnotii*)

4. 裂足虎 (*Gehyra multilatus*)

5. 鱗趾虎 (*Lepidodactylus lugubris*)

6. 半葉趾虎 (*Hemiphyllodactylus typus*)

7. 雪山草蜥 (*Takydromus hsuehshanensis*)

8. 台灣地蜥 (*Platyplacopus kuehnei*)

9. 多稜南蜥 (*Mabuya multicarinata*)

10. 台灣滑蜥 (*Scincella formosensis*)

11. 翠蜥 (*Lamprolepis smaragdinum*)

12. 蛇蜥 (*Ophisaurus harti*)

13. 台灣蛇蜥 (*Ophisaurus formosensis*)

14. 巴氏石龍子 (*Eumeces barbouri*)

註：巨蜥科已知者約三十種，分佈東南亞、非洲、東印度群島、澳洲等地，本省在以前並無正式報告，僅日據時代有傳聞。近年來曾先後在高雄、宜蘭、后里等地捕獲澤巨蜥 (*Varanus salvator*) 數尾，推想可能係由原產地匿於原木中貨輪中被引入，其是否已在本省各地生存繁衍，尚待調查證實。此參考標本存放於東海大學生物系。

二、資源與智慧

自從一九八〇年美國卡特政府發表「全球 2000」(Global 2000) 預測公元二千年全球情況以來，「人類的未來將會是如何？」的問題已引起全世界學者專家們廣泛地研討 (Holden, 1983)。大體上，對人類前途的看法可區分為兩大派。一派是無限的（代表如 Herman Kahn, Julian L. Simon），認為人類的自由經濟與智慧的文明可以突破資源的有限性；人類的未來將是永久美好的。另一派是有限的（代表如 Lester Brown），認為人類若不致力改變目前發展的趨勢，人類的文明終會有崩潰的一天 (Boulding, 1982)。一般說來

，目前我們雖然尚無法確定人類的智慧是否能無限制地提昇甚至突破資源的有限度，但是我們相信智慧的發展確實可以不斷提昇自然資源的極限，包括能量、物質、生物、空間與時間等。如何而後，才能更有效地經營資源、開發更多的可用資源及永續地享用資源等，都是目前全世界的學者專家們研究的主要課題。

自然生物資源本身即具有永續的特性。然而由於人類過去的無知而導致許多生物種類的絕滅，以致人類永遠無法再獲得這些已絕滅的生物資源。近二、三十年來，由於科學研究所得的知識與智慧，特別是在生態科學方面，已讓全球人類普遍瞭解到保育自然生物資源以及繼續加強研究生態科學對我們人類未來生存與文明的重要性。一九八〇年國際自然及天然資源保育聯合會 (IUCN)、聯合國環境計劃組織 (UNEP) 及世界野生生物基金會 (WWF) 三個國際組織聯合為保育人類生物資源，撰著一本「世界自然保育方略」(World conservation strategy) (內政部譯印，1984)。在此方略中強調要如何經由適當的經營管理，才能使生物資源對現今人類產生最大而持續的利益，並同時能保持其潛能以滿足後代人們的需要與期望。換句話說，對人類生物資源的保育，必須有「智慧性」或「科學性」的經營管理策略；也就是要有生態科學的研究結果作為基礎策略，才能使生物資源生生不息，長久為人類所享用。而有關蜥蜴類生物資源的保育，必然也須要對蜥蜴生態學作廣泛的基礎研究，乃至於對其經營管理策略的探討。

三、生物保護區之建立與經營

「生物保護區」之建立與經營常因其保育主要對象的不同而有不同的方法與策略。然而，不論保育對象（某類基因，或是某一種，或是整個生態體系）為何？建立與經營管理「生物保護區」時，最重要的考慮主題之一就是：要有多大範圍的保護區才能保護區內的龐雜度 (biological diversity) (Wilcox, 1980)。因為必須有適當而足夠的區域範圍與生物龐雜度才能使各個群落、種類和族群趨於穩定。因此，若能有足夠的生物地理資料，則具有最高生物龐雜度的地理可以劃出以作為保護區建立之依據。這種方法在巴西 (Brazil) 已有實行 (Prance, 1981)。

然而，實際上要將甚至只是一小塊地區的生物種類完整的調查出來以計算整體生物龐雜度，幾乎是不可能的事。因此，以指標生物類 (indicator taxa) 為主，研討其生物的龐雜度的方法乃常被使用 (Wilcox, 1982)。作為指標生物類的生物必要有下列四個特點：(1)在分類上，要能比較確定。(2)在地理分佈上，要很清楚。(3)必須具有生態上的意義。(4)易於作野外調查。由過去國內外有關生態研究的結果顯示，台灣產的陸棲脊椎動物中，蜥蜴類將可為一良好的指標生物類。

總 結

在生態學的研究中，蜥蜴已在各方面表現出其是一類很好的實驗材料。Huey, Pianka 和 Schoener (1983) 編輯之「蜥蜴生態學」(Lizard Ecology) 一書的引言中，即寫到：「Clearly, for many types of ecological studies lizards are model organisms—— moreover, they now challenge birds as the paradigmatic organism of ecology」。

台灣產蜥蜴生態學的研究，在各方面已有了起步。已知台灣產蜥蜴有三十種，分隸於六個科，十七個屬。廣泛分佈於台灣本島與鄰近諸島；從海平面到海拔三千公尺的高山中，各種人為或自然的生態環境，牠們都佔有一席之地。由台灣產蜥蜴類之生殖研究結果：基於生精情況、副性器官及睪丸重量的變動，雄性蜥蜴有三種生殖型；而雌性蜥蜴都僅在春、夏兩季生殖，且年產一到三窩。能量型的研究則顯示，台灣產蜥蜴之年脂肪貯存型與 Derickson 的四種類型均不同；其主要是受食物的供給量與生殖的需要量所影響。雖然台灣地處亞熱帶，但研究結果顯示，已知蜥蜴類之生殖與能量適應方面，均較近似溫帶型的蜥蜴類。其他有關台灣蜥蜴生態學的研究還有：族群生態、行為生態、寄生蟲生類、功能形態與食性適應等。

台灣產蜥蜴類就像其他野生動物資源，亦亟須加以研究瞭解並保育，以供子子孫孫長期利用。保育台灣產蜥蜴類的價值包括學術理論、醫藥應用、社會文化、經濟利益等方面。在三十種台灣產蜥蜴類中即有十四種屬於亟須保育的種類。為使蜥蜴類生物資源生生不息，長久為人類所享用，我們必須對蜥蜴生類學作廣泛的基礎研究並探討經營管理的策略。依據國內外近年來的研究成果顯示，台灣產蜥蜴類的生態資料將會成為國內生態保育與環境保護之一重要且不可或缺的基本資料。

誌 謝

本報告有關台灣產蜥蜴類之研究，大都是筆者之恩師林俊義博士及其學生等近十年來的研究成果。部份研究及資料之整理，筆者承國科會 (NSC 76-0201-B002-29) 與行政院衛生署環境保護局之資助。另劉炯錫和陳善夫協助謄繕文稿與製作圖表，謹此致謝。

參考文獻

- Alcala, A. C. 1966. Populations of three tropical lizards on Negros Island, Philippines. Unpubl. Ph. D. Thesis. Stanford Univ.
- Alexander, R. M. 1967. Functional design of fishes. Hutchinson Univ. Library, London.
- Alexander, R. M. 1968. Animal mechanics. Sidgwich and Jackson, London.
- Andrews, R. M. and A. S. Rand. 1974. Reproductive effort in anoline lizards. *Ecology* 55:1317-1327.
- Askew, H. R., M. Musimeci, L. Sloane, and L. Stephan. 1970. Effects of prey movement and background on predatory behavior of chameleons. *Psychon. Sci.* 20:171.
- Asplund, K. K. and C. H. Lowe. 1964. Reproductive cycles of the Iguanid lizards Urosaurus ornatus and Uta stansburiana in southwestern Arizona. *J. Morph.* 115:27-34.
- Auffenberg, W. 1978. Social and feeding behavior in Varanus komodoensis. In: Greenberg and P. D. MacLean (eds.) *Behavior and neurology of lizards*. NIMH pp.301-331.
- Avery, R. A. 1970. Utilization of caudal fat by hibernating common lizards, Lacerta vivipara. *Comp. Biochem. Physiol* 37:119-121.
- Baker, J. R. 1947. The seasons in a tropical rain forest. Parts VI. and VII. *J. Linnaean Soc. London* 41:243-258.
- Ballinger, R. E. 1977. Reproductive strategies: Food availability as a source of proximal variation in lizard. *Ecology* 58:628-635.
- Ballinger, R. E. 1979. Intraspecific variation in demography and life history of the lizard, Sceloporus jarrovi, along an altitudinal gradient in southeastern Arizona. *Ecology* 60:901-909.
- Bennett, A. F. 1983. Ecological consequences of activity metabolism. In: Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schonener (eds.) *Lizard Ecology*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London, England. pp.11-23.
- Bennett, A. F. and G. C. Gorman. 1979. Population density, thermal relations, and energetics of a tropical insular lizard community. *Oecologia* 42:339-358.
- Bennett, A. F. and P. Licht. 1973. Relative contributions of anaerobic and aerobic energy production during activity in amphibia. *Journal of Comparative Physiology* 81:277-288.
- Boulding, K. E. 1982. Knowledge, resources, and the future.

BioScience 32:343-344.

- Brackin, M. F. 1979. The seasonal reproductive fat body and adrenal cycles of male six-lined racerunners (Cnemidophorus sexlineatus) in Central Oklahoma. *Herpetologica* 35:216-222.
- Bramble, D. M. and D. B. Wake. 1985. Feeding mechanisms of lower tetrapods. In: Hildebrand, M. et al. (eds). *Functional Vertebrate Morphology*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London, England. pp.230-361.
- Bramwell, D. (ed.). 1979. *Plant and islands*. Academic Press, London.
- Brattstrom, B. H. 1971. Social and thermoregulatory behavior of the bearded dragon, Amphibolurus bartatus. *Copeia* 1971:484-497.
- Brook, H. R. 1979. Population ecology of the ground skink Lagosoma laterale. *Ecol. Monog.* 37:71-87.
- Burrage, B. R. 1965. Notes on the eggs and young of the lizards Gerrhonotus multicarinatus weggi and G. m. nanus. *Copeia* 1965:512.
- Bustard, H. R. 1969. The population ecology of the gekkonid lizard (Gehyra variegata) in exploited forest in Northern South Wales. *J. Animal Ecol.* 38:35-51.
- Camp, C. L. 1923. Classification of the lizards. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 48:289-481.
- Carpenter, C. C. 1960. Aggressive behavior and social dominance in the six-lined racerunner (Cnemidophorus sexlineatus). *Anim. Behav.* 8:61-66.
- Carpenter, C. C. 1961. Patterns of social behavior in the desert iguana, Dipsosaurus dorsalis. *Copeia* 1961:396-405.
- Carpenter, C. C. 1963. Patterns of behavior in three forms of the fringe-toed lizard (Uma, Iguanidae). *Copeia* 1963:406-412.
- Carpenter, C. C. 1967. Aggression and social structure of iguanid lizards. In: Milstead, W. W. (ed.). *Lizard ecology, a symposium*. Univ. Missouri Press, Columbia, pp.87-105.
- Carpenter, C. C., J. A. Badham, and B. Kimble. 1970. Behavior patterns of three species of Amphibolurus (Agamidae). *Copeia* 1970:497-505.
- Carpenter, C. C. and G. W. Ferguson. 1977. Variation and evolution of stereotyped behavior in reptiles. In: Gans, C. and D. W. Tinkle (eds). *Biology of the Reptilia*. Academic Press, London, 7:335-554.

- Chapman, B. M. and R. F. Chapman. 1964. Observations on the biology of the lizard Agama agama in Bhamo. Proc. Zool. Soc. London 143:121-132.
- Chen, S. H. and K. Y. Lue. (in press) A new species of skink, Lygosoma taiwanense from Taiwan (Sauria: Scincidae). Bull. Inst. Zool., Academia Sinica.
- Cheng, H. Y. 1977. Comparative male reproductive biology of the lizards, Japalura swinhonis formosensis, Takydromus septentrionalis, and Hemidactylus frenatus in Taiwan. M.S. thesis. Tunghai University, Taiwan.
- Cheng, H. Y. 1982. External and internal rhythms in the regulation of reproductive and energetic patterns in lizards. a monograph, Tulane University, La. 99pp.
- Cheng, H. Y. 1986. Internal rhythms and mechanisms in the regulation of annual reproductive and energetic patterns in lizards. Tunghai Journal 27:565-590.
- Cheng, H. Y. and J. Y. Lin 1977. Comparative reproductive biology of the lizards, Japalura swinhonis formosensis, Takydromus septentrionalis, and Hemidactylus frenatus in Taiwan. I. Male reproductive cycles. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 16:107-120.
- Cheng, H. Y. and J. Y. Lin 1978. Comparative reproductive biology of the lizards, Japalura swinhonis formosensis, Takydromus septentrionalis, and Hemidactylus frenatus in Taiwan. II. Fat body and liver cycles of the males. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 17:64-74.
- Cheng, H. Y. and J. Y. Lin (in press). Annual ovarian, fat body and liver cycles of the grass lizard Takydromus strjnegeri in Taiwan. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica.
- Church, G. 1962. The reproductive cycles of the Javanese house geckos, Cosymbotus platyurus, Hemidactylus frenatus, and Peropus multilatus. Copeia 1962:262-269.
- Cowgell, J. and H. Underwood. 1979. Behavioral thermoregulation in lizards, a circadian rhythm. J. Exp. Zool. 210:189-194.
- Cracraft, J. 1981. The use of functional and adaptive criteria in phylogenetic systematics. Amer. Zool. 21:21-36.
- Crews, D. 1975. Psychobiology of reptilian reproduction. Science (U.S.A.) 189:1059-65.
- Crews, D. 1980. Interrelationships among ecological, behavioral, and neuroendocrine processes in the reproductive cycle of Anolis carolinensis and other reptiles. In: Rosenblatt, J. S., R. A. Hinde, C. G. Beer, and M. C. Busnel (eds.) Advances in the study of behavior. 11:1-74. Academic Press, London.

- Crews, D. and J. Greenberg. 1981. Function and causation of social signals in lizards. *Amer. Zool.* 21:273-294.
- Crews, D. J. E. Gustafson, and R. R. Tokarz. 1983. Psychobiology of Parthenogenesis. In: Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener (eds.) *Lizard Ecology*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London, England. pp.205-232.
- Cuellar, O. 1981. Long-term analysis of reproductive periodicity in the lizard Cnemidophorus uniparens. *Amer. Midland Nat.* 105:93-101.
- Dawson, W. R. 1983. Physiological ecology. In: Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener (eds.) *Lizard Ecology*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London, England.
- Derickson, W. K. 1976. Lipid storage and utilization in reptiles. *Amer. Zool.* 16:711-723.
- Dessauer, H. C. 1955. Seasonal changes in the gross organ composition of the lizard Anolis carolinensis. *J. Exp. Zool.* 128:1-12.
- Dullemeijer, P. 1980. Functional morphology and evolutionary biology. *ACTA Biotheoretica* 29:151-250.
- Dunham, A. E. 1983. Realized niche overlap, resource abundance, and intensity of interspecific competition. In: Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener (eds.) *Lizard Ecology*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London, England, pp.261-280.
- Duvall, D., L. J. Guillelte, and R. E. Jones. 1982. Environmental control of reptilian reproductive cycles. In: Gans, C. and F. H. Pough (eds.) *Biology of Reptilia* 13(4):201-231. Academic Press, London.
- Enders, F. 1975. The influence of prey size, particularly in spiders with long attack distance (Araneidae, Linyphiidae, and Salticidae). *Amer. Naturalist* 109:737-763.
- Ferrell, B. R. and A. H. Meier. 1981. Photo-thermoperiodic effects on fat stores in the green anole, anolis carolinensis. *J. Exp. Zool.* 217:353-359.
- Fitch, H. S. 1954. Life history and ecology of the five-lined skink, Eumeces fasciatus. *Univ. Kansas Publ. Mus. Natur. Hist.* 8:1-156.
- Fitch, H. S. 1970. Reproductive cycles in lizards and snakes. *Univ. Kansas Publ. Mus. Natur. Hist.* 52:1-247.
- Fleming, T. H. and R. S. Hooker. 1975. Anolis cupreus: the response of a lizard to tropical seasonality. *Ecology* 56:1243-1261.

- Fox, W. and H. C. Dessauer. 1957. Photoperiodic stimulation of appetite and growth in the male lizard, Anolis carolinensis. J. Exp. Zool. 134:557-576.
- Fukada, H. 1965. Breeding habits of some Japanese reptiles (critical review). Bull. Kyoto Gakugei Univ., Ser B. 27:65-82.
- Gans, C. 1974. Biomechanics: an approach to vertebrate biology. Lippincott, Philadelphia.
- Gibbons, J. R. H. 1979. The hind leg pushup display of the Amphibolurus decresii species complex (Lacertilia: Agamidae). Copeia 1979:29-40.
- Goldberg, S. R. 1972. Reproduction in the southern alligator lizard Gerrhonotus multicarinatus. Herpetologica 28:267-273.
- Gorman, G. C. and P. Licht. 1975. Differences between the reproductive cycles of sympatric Anolis lizards on Trinidad. Copeia 1975:332-337.
- Greenberg, N. 1977. A neuroethological study of display behavior in the lizard Anolis carolinensis (Reptilia, Lacertilia, Iguanidae). Amer. Zool. 17:191-201.
- Hamlett, G. W. D. 1952. Notes on breeding and reproduction in the lizard Anolis carolinensis. Copeia 1952:183-185.
- Hahn, W. E. 1967. Estradiol-induced vitellinogenesis and concomitant fat mobilization in the lizard Uta stansburiana. Comp. Biochem. Physiol. 23:83-93.
- Hahn, W. E. and D. W. Tinkle. 1965. Fatbody cycling and experimental evidence for its adaptive significance to ovarian follicle development in the lizard Uta stansburiana. J. Exp. Zool. 158:79-86.
- Hardy, D. F. 1962. Ecology and behavior of the six-lined racerunner, Cnemidophorus sexlineatus. Univ. Kansas Sci. Bull. 43:1-73.
- Hilemae, K. M. and A. W. Crompton. 1985. Mastication, Food transport and swallowing. In: Hildebrand, M. et al. (eds). Functional Vertebrate Morphology. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London, England. pp.262-290.
- Hildebrand, M., D. M. Bramble, K. F. Liem, and D. B. Wake. 1985. Functional Vertebrate morphology. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Mass. and London.
- Hirth, H. F. 1963. The ecology of two lizards on a tropical beach. Ecol. Monog. 33:83-112.

- Hoddenbach, G. A. 1966. Reproduction in western Texas Cnemidophorus sexlineatus (Sauria: Teiidae). *Copeia* 1959:260-261.
- Hoddenbach, G. A. and J. R. Lannom, Jr. 1967. Notes on the natural history of the Mexican gecko, Phyllodactylus tuberculosus. *Herpetologica* 23:293-296.
- Holden, C. 1983. Simon and Kahn versus Global 2000. *Science* 221:341-343.
- Huey, R. B. and E. R. Pianka. 1981. Ecological consequences of foraging mode. *Ecology* 62:991-999.
- Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener (eds). 1983. *Lizard Ecology*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London, England.
- Huey, R. B. and M. Slatkin. 1976. Cost and benefits of lizard thermoregulation. *Quar. Rev. Biology* 51:363-384.
- Hunsaker, D. II. 1959. Birth and litter sizes of the blue spring lizard Sceloporus cyanogenys. *Copeia* 1959:260-261.
- Inger, R. F. and B. Greenberg. 1966. Annual reproductive pattern of lizards in a Bornean rain forest. *Ecology* 47:1007-1021.
- Ingle, D. 1975. Focal attention in the frog: behavioral and physiological correlates. *Science* 188:1033-1035.
- Jaing, M. H. and J. Y. Lin. 1980. A study of the nematodes in the lizards, Japalura swinhonis formosensis and Hemadictylus frenatus. *Biological Bulletin* 53, Dept. Biology, College of Science, Tunghai University, Taichung, Taiwan, R.O.C. (in Chinese)
- Jameson, E. W. 1974. Fat and breeding cycles in a montane population of Sceloporus graciosus. *J. Herpetology* 8:311-322.
- Jameson, E. W. and A. Allison. 1976. Fat and breeding cycles in two montane populations of Sceloporus occidentalis. *J. Herpetol.*
- Kay, R. F. 1975. The functional adaptations of primate molar teeth. *Amer. J. Phy. Anthrop.* 43:195-216.
- Kehl, R. and C. Combescot. 1955. Reproduction in the reptilia. *Mem. Soc. Endocr.* No.4. pp.57-74.
- Kiester, A. R. and . Slatkin. 1974. A strategy of movement and resource utilization. *Theor. Pop. Biol.* 6:1-20.
- Licht, P. 1974. Response of Anolis lizard to food supplementation in nature. *Copeia* 1974:215-221.

- Licht, P. and G. C. Gorman. 1970. Reproductive and fat cycles in Caribbean Anolis lizards. Univ. Calif. Publ. Zool. 95:1-52.
- Licht, P. and G. C. Gorman. 1975. Altitudinal effects on the seasonal testis cycles of tropical Anolis lizards. Copeia 1975:496-504.
- Liem, K. F. 1980a. Acquisition of energy by teleosts: adaptive mechanisms and evolutionary patterns. In: M. A. Ali (ed.). Environmental Physiology of fishes. Plenum. New York.
- Liem, K. F. 1980b. Adaptive significance of intra- and interspecific differences in the feeding repertoires of Cichlid fishes. Amer. Zool. 20:295-314.
- Lin, J. Y. 1979. Ovarian, fat body and liver cycles in the lizard Japalura swinhonis formosensis in Taiwan (Lacertilia: Agamidae). J. Asian Ecology 1: 29-38.
- Lin, J. Y. and H. Y. Cheng. 1980. Notes on the corrected identification and redescription of a ground lizard, Platyplacopus kuehnei, with a revised key of the family Lacertidae from Taiwan. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 19(2):63-65.
- Lin, J. Y. and H. Y. Cheng. 1981. A new species of Takydromus (Sauria: Lacertidae) from Taiwan. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 20(1):43-47.
- Lin, J. Y. and H. Y. Cheng. 1984. Ovarian cycle in the house gecko, Hemidactylus frenatus in Taiwan, with reference to food stress in the winter. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 23(1):21-28.
- Lin, J. Y. and H. Y. Cheng. 1986. Annual reproductive and lipid storage patterns of the agamid lizard, Japalura mitsukurii mitsukurii in southern Taiwan. Bull. Inst. Zool., Academia Sinica 25(1):13-23.
- Lin, J. Y. and K. H. Lu. 1982. Population ecology of the lizard, Japalura swinhonis formosensis in Taiwan. Copeia 1982:425-434.
- Marion, K. R. and O. J. Sexton. 1971. The reproductive cycle of the lizard Sceloporus malachiticus in Costa Rica. Copeia 1971:517-526.
- Marshall, A. J. and R. Hook. 1960. The breeding biology of equatorial vertebrates: reproduction of the lizard, Agama agama lionotus Boulenger at Lat. 0 01'N. Proc. Zool. Soc. Lond. 134:197-205.
- Mayhew, W. W. 1963. Reproduction in the granite spiny lizard, Sceloporus orcutti. Copeia 1963:144-152.

- Mayhew, W. W. 1966a. Reproduction in the Arenicolous lizard Uma notata. Ecology 47:9-18.
- Mayhew, W. W. 1966b. Reproduction in the Psammophilos lizard Uma scoparia. Copeia 1966:114-122.
- Mayhew, W. W. and S. J. Wright. 1970. Seasonal changes in testicular histology of three species of the lizard genus Uma. J. Morph. 130:163-186.
- McCoy, C. J. 1967. Natural history notes on Crotaphytus wislizeni (Reptilia: Iguanidae) in Colorado. Amer. Midl. Natur. 77:138-146.
- McCoy, C. J. and G. A. Hoddenback. 1966. Geographic variation in ovarian cycles and clutch size in Cnemidophorus tigris (Teiidae). Science 154:1671-1672.
- Medica, P. A. 1967. Food habits, habitat preference, reproduction, and diurnal activity in four sympatric species of whiptail lizards (Cnemidophorus) in south central New Mexico. Bull. S. California Acad. Scinica 66:251-276.
- Meier, A. H., T. N. Trobec, H. G. Haymaker, R. MacGregor III and A. C. Russo. 1973. Daily variations in the effects of handling on fat storage and testicular weights in several vertebrates. J. Exp. Zool. 184:281-288.
- Miller, M. R. 1948. The seasonal histological changes occurring in the ovary, corpus luteum, and the testis of the viviparous lizard, Xantusia vigilis. Univ. Calif. Publs. Zool. 47:197-224.
- Miller, M. R. 1951. Some aspects of the life history of the Yucco night lizard, Xantusia vigilis. Copeia 1951:114-120.
- Miller, M. R. 1954. Further observations on reproduction in the lizard Xantusia vigilis. Copeia 1954:38-40.
- Minnich, J. E. 1971. Seasonal variation in weight length relationships and fat body size in teh desert iguana, Dipsosaurus dorsalis. Copeia 1971:359-362.
- Mitchell, J. C. 1979. Ecology of southeastern Arizona, USA, whiptail lizards (Cnemidophorus: Teiidae): population density, resource partitioning and niche overlap. Can. J. Zool. 57:1487-1499.
- Moermond, T. C. 1986. A mechanistic approach to the structure of animal communities: Anolis lizards and birds. Amer. Zool. 26:23-38.
- Moore, J. 1984. Parasites that change the behavior of their host. Scientific American 250(5):82-89.

- Mueller, C. F. 1969. Temperature and energy characteristics of the sagebrushy lizard (Sceloporus graciosus) in Yellowstone National Park. *Copeia* 1969:153-160.
- Myers, B. J. and R. G. Kuntz. 1962. Nematodes parasites from vertebrates taken on Lan Yu, Formosa. II. Nematodes from fish, amphibians, reptiles, birds. *Can. J. Zool.* 40:135-136.
- Noeske, T. A. and T. H. Meier. 1977. Photoperiodic and thermoperiodic interaction affecting fat stores and reproductive indices in the male green anole, Anolis carolinensis. *J. Exp. Zool.* 202:97-102.
- Norberg, R. A. 1977. An ecological theory on foraging time and energetics and choice of optimal food-searching method. *J. Animal Eco.* 46:11-529.
- Ota, H. 1986. The mourning gecko Lepidodactylus lugubris (Dumeril and Bibron, 1836); an addition to the herpetofauna of Taiwan. *J. Taiwan Museum* 39(1):55-58.
- Pianka, E. R. 1976. Natural selection of optimal reproductive tactics. *Amer. Zool.* 16:775-784.
- Pianka, E. R. and W. S. Parker. 1975. Age-specific reproductive tactics. *Amer. Natur.* 109:453-464.
- Pough, F. H. and J. D. Groves. 1983. Specializations of the body form and food habits of snakes. *Amer. Zool.* 23:443-454.
- Prance, G. T. 1982. Biological Diversification in the Tropics. Columbia University Press, New York.
- Radinsky, L. 1985. Patterns in the evolution of ungulate jaw shape. *Amer. Zool.* 25:303-314.
- Read, C. P. 1972. Animal parasitism. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
- Regal, P. J. 1978. Behavioral differences between reptiles and mammals: an analysis of activity and mental capabilities. In: Greenberg, N. and P. D. MacLean (eds.). Behavior and neurology of lizards. *Nat. Inst. Mental Health.* pp.183-202.
- Regal, P. J. 1983. The adaptive zone and behavior of lizards. In: Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener. (eds). *Lizard Ecology*. Harvard University, Cambridge, Massachusetts and London, England. pp.105-118.
- Reynolds, A. E. 1943. The normal seasonal reproductive cycle in the male Eumeces fasciatus together with some observations on the effects of castration and hormone administration. *J. Morphol.* 72:331-375.
- Ringler, N. H. 1979. Selective predation by drift-feeding brown trout (Salmo trutta). *J. Fish. Res. Board Can.* 26:392-403.

- Robertson, I. A. D., B. M. Chapman, and R. F. Chapman. 1965. Notes on the biology of the lizard Agama cyanogaster and Mabuya striata striata collected in the Rukwa valley, Southwest Tanganyika. Proc. Zool. Soc. London 145:305-320.
- Rose, B. 1982. Food intake and reproduction in Anolis acutus. Copeia 1982:322-330.
- Ruben, J. A. 1976a. Aerobic and anaerobic metabolism during activity in snakes. J. Comparative Physiology 109:147-157.
- Ruben, J. A. 1976b. Correlation of enzymatic activity, muscle myoglobin concentration and lung morphology with activity metabolism in snakes. J. Exper. Zool. 197:313-319.
- Ruibal, R. and R. Philibosian. 1974. The population ecology of lizard Anolis acutus. Ecology 55:525-537.
- Ruibal, R., R. Philibosian and J. L. Adkins. 1972. Reproductive cycle and growth in the lizard Anolis acutus. Copeia 1972:509-518.
- Salt, G. W. 1967. Predation in an experimental protozoan population (Woodruffia-Paramecium). Ecological Monographs 37:113-144.
- Scapino, R. 1981. Morphological investigation into functions of the jaw symphysis in carnivorans. J. Morph 167:339-375.
- Schall, J. J. 1983. Lizard malaria: parasite-host ecology. In: Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener (eds.) Lizard Ecology. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts and London, England. pp.84-100.
- Schoener, T. W. 1971. Theory of feeding strategies. Ann. Rev. Eco. Syst. 2:369-404.
- Schoener, T. W. 1983. Field experiments on interspecific competition. Amer. Naturalist 122:240-285.
- Schoener, T. W. 1986. Mechanistic approaches to community ecology: a new reductionism? Amer. Zool. 26:81-106.
- Schrank, G. D. and R. E. Ballinger. 1973. Male reproductive cycles in two species of lizards (Cophosaurus texanus, and Cnemidophorus gularis). Herpetologica 29:289-293.
- Sexton, O., E. P. Ortleb, L. M. Hathaway, R. E. Ballinger, and P. Licht. 1971. Reproductive cycles of three species of Anoline lizards from the Isthmus of Panama. Ecology 52:201-215.
- Sexton, O. J. and O. Turner. 1971. The reproductive cycle of a neotropical lizard. Ecology 52:159-164.

- Simbotwe, M. P. 1980. Reproductive biology of the skinks Mabuya striata and Mabuya quinquetaeniata in Zambia. Herpetologica 36:99-104.
- Simon, C. A. 1983. A review of lizard chemoreception. In: Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener. (eds). Lizard Ecology. Harvard University, Cambridge, Massachusetts and London, England. pp.119-133.
- Smith, R. E. 1968. Studies on reproduction in Costa Rican Ameiva festiva and Ameiva quadrilineata (Sauria:Teiidae). Copeia 1968:236-239.
- Snell, H. L. and C. R. Tracy 1985. Behavioral and morphological adaptations by Galapagos land iguanas (Conolophus subcristatus) to water and energy requirements of eggs and neonates. Amer. Zool. 25:1009-1018.
- Somma, C. A. and G. R. Brooks. 1976. Reproduction in Anolis oculatus, Ameiva fuscata and Mabuya mabouya from Dominica. Copeia 1976:249-256.
- Spotila, J. R. and E. A. Standora 1985. Energy Budgets of ectothermi vertebrates. Amer. Zool. 25:973-986.
- Stamps, J. A. 1983. Sexual selection, sexual dimorphism, and territoriality. In: Huey, R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener. (eds). Lizard Ecology. Harvard University, Cambridge, Massachusetts and London, England. pp.169-204.
- Stamps, J. A. and D. P. Crews. 1976. Seasonal changes in reproduction and social behavior in the lizard Anolis aeneus. Copeia 1976:467-476.
- Stearns, S. C. 1976. Life-history tactics: a review of the ideas. Quar. Rev. Biol. 51:3-47.
- Telford, S. R. 1969. The ovarian cycles, reproductive potential, and structure in a population of the Japanese lacertid Takydromus tachydromoides. Copeia 1969:548-566.
- Throckmorton, G. S. and L. K. Clarke. 1981. Intracranial joint movements in the agamid lizard Amphibolurus barbatus. J. Exp. Zool. 216:25-35.
- Tinkle, D. 1967. The life and demography of the side-blotched lizard Uta stansburiana. Misc. Pub. Mus. Zool., Univ. Michigan 132:1-182.
- Tinkle, D. 1969. The concept of reproductive effort and its relation to the evolution of life history of lizards. Amer. Natur. 103:501-516.
- Tinkle, D. 1972. The role of environment in the evolution of life history within and between lizard species. A Symposium on

Ecosystematics. Occasional paper. No.4. Univ. of Arkansas Museum.

Tinkle, D. 1973. A population analysis of the sagebrush lizard Sceloporus graciosus in Southern Utah. *Copeia* 1973:284-296.

Tinkle, D., H. M. Wilbur, and S. Tilley. 1970. Evolutionary strategies in lizard reproduction. *Evolution* 24:55-74.

Tinkle, D. and N. F. Hadley. 1975. Lizard reproductive effort: Caloric estimates and comments on its evolution. *Ecology* 56:427-434.

Toft, C. A. 1980. Feeding ecology of thirteen syntopic species of anurans. *Oecologia* 45:131-141.

Tollestrup, K. 1979. The ecology, social structure, and foraging behavior of two closely related species of leopard lizard, Gambelia silus and Gambelia wislizenii. Dissertation University, 92pp.

Troyer, K. 1984. Diet selection and digestion in Iguana iguana: the importance of age and nutrient requirements. *Oecologia* (Berlin) 61:201-207.

Uliniski, P. S. 1980. Functional morphology of the vertebrate visual system: an assay on the evolution of complex system. *Amer. Zool.* 20:229-246.

Underwood, H. 1981. Circadian organization in the lizard Sceloporus occidentalis: The effects of pinealectomy, blinding, and melatonin. *J. Comp. Physiol.* 141:537-547.

Underwood, H. 1982. Photoperiodic control of reproduction in the male lizard Anolis carolinensis. *J. Comp. Physiol.* 146:485-492.

Vinger, M. B. 1975. Demography of the striped lizard Sceloporus virgatus. *Ecology* 56:173-182.

Vitt, L. J. 1973. Reproductive biology of the anguid lizard, Gerrhonotus coeruleus principis. *Herpetologica* 29:176-184.

Vitt, L. J. and J. D. Congdon. 1978. Body shape, reproductive effort, and relative clutch mass in lizards: resolution of a paradox. *Amer. Naturalist* 112:595-608.

Voris, H. K. and H. H. Voris. 1983. Feeding strategies in marine snakes: An analysis of evolutionary, morphological, behavior, and ecological relationships. *Amer. Zool.* 23:411-425.

Wake, D. B. 1966. Comparative osteology and evolution of the lungless salamanders, Family Plethodontidae. *Mem. South Calif. Acad. Sci.* 111p.

- Wake, D. B. 1982a. Functional and developmental constraints and opportunities in the evolution of feeding systems in Urodeles. In: D. Mossakowski and G. Roth (eds.). Environmental adaptation and evolution. pp.51-66. Gustav Fischer, Stuttgart, New York.
- Wake, D. B. 1982b. Functional and evolutionary morphology. Perspectives in Biology and Medicine 25:603-620.
- Wake, D. B., G. Roth, and M. H. Wake. 1983. On the problem of stasis in organismal evolution. J. Theor. Biol. 101:201-224.
- Wei, S. Y. and J. Y. Lin. 1981. Behavioral study of Japalura swinhonis formosensis (Sauria: Agamidae). Tunghai Journal 22:33-48. (in Chinese)
- Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. In: Soul, M. E. and B. A. Wilcox. (eds). Conservation Biology. pp.95-117. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Wilcox, B. A. 1982. The role of population biology research in the selection and management of biosphere reserves. Proceedings of the US/INDO Workshop on Biological Diversity, Department of Environment, Delhi, India.
- Wilhoft, D. C. 1963. Gonadal histology and seasonal changes in the tropical Australian lizard Leiolopisma rhomboidalis. J. Morph. 116:379-388.
- Wilhoft, D. C. and E. O. Reiter. 1965. Sexual cycle of the lizard, leiolopisma fuscum, a tropical Australian skink. J. Morph. 116:379-388.
- Williams, E. E. 1969. The ecology of colonization as seen in the zoogeography of anoline lizards on small islands. Quart. Rev. Biol. 44:345-389.
- Yamaguti, S. 1935. Studies on the helminth fauna of Japan. Part II. Reptilian Nematodes. Jap. J. Zoology 6(2):393-402.

Lizard Ecology and Conservation in Taiwan

Hsien Yu Cheng

ABSTRACT

For many types of ecological studies, lizards appear to be one of the best experimental animals. The current studies of lizard ecology in Taiwan are including several aspects. The present report summarizes the studies of lizard ecology and emphasizes the conservation of lizards in Taiwan.

Totally, there are 30 known species of lizards assigned to 6 families and 17 genera. They are widely distributed in Taiwan and its adjacent islands, from seashore line up to 3,000 m above sea level. They are living not only in natural field but also in artificial environments. In males of the lizards studied in Taiwan, there are three distinct annual reproductive patterns based on the spermatogenic activity, condition of accessory sexual organs, and testis weight. In females, all reproduce only in spring and summer season and produce one to three clutches a year. The energetic studies on Taiwan lizards show that their lipid storage patterns differ from all of the four patterns recognized by Derickson (1976). However, it appears that the food availability and reproductive demand are the two ultimate factors that determines the annual lipid storage pattern. Besides the reproductive and energetic studies, the current studies of lizard ecology in Taiwan also comprise population ecology, behavioral ecology, parasitology, and functional morphology.

In Taiwan, lizards fauna are suffering degradation and facing under serious pressure from extinction as the results of the past booming economy. It is extremely important to study these animals and establish appropriate conservation strategies and management programs before they become extinct. The value of Taiwan lizard conservation are including the benefit gained from academic studies, medical application, social and cultural activities, and economic interests.

蘭嶼角鴞之生態研究

劉小如

一、緒 言

蘭嶼角鴞 (*Otus elegans*) 在 1928 年被鳥類學家發現，當時認為是角鴞 (*Otus scops*) 的蘭嶼亞種 (*Otus scops botelensis*) (蜂須賀正氏與宇田川龍男，1951)。馬竭爾(1978)根據亞洲各種角鴞叫聲的聲波及音形分析，判定蘭嶼角鴞不是角鴞的亞種，而與琉球角鴞同屬於另一種 *Otus elegans*。這種角鴞共有三個亞種，分別分佈在蘭嶼、琉球及戴脫(Daito)島上(Marshall 1978, King 1981)。三個亞種的自然史及族群均未曾有人深入研究過，因此資料極少。

紅頭嶼產鳥類之生態分佈(鹿野忠雄，1931)中記載當時蘭嶼角鴞數量普遍。1969 年我隨東海大學鳥類繫放小組到蘭嶼調查鳥類時，蘭嶼角鴞的數量尚稱普遍，但是 1973 年馬竭爾(1978)估計只存約 10 隻雄鴞，雌鴞數量不知。蘭嶼、綠島風景特定區之動物生態調查報告(林曜松，1982)中記載有蘭嶼角鴞在森林中活動，但未紀錄數量及普遍程度。蘭嶼地區自然及人文資源保育與開發研究(台灣大學土木工程研究所，1984)中，引用林曜松(1982)的資料，並未進一步從事現場調查，所以僅知蘭嶼角鴞的數量，自日據時代到 1973 年逐漸減少，其後是維持穩定或繼續減少則無確實數據。

近十年來，蘭嶼角鴞被認為是世上稀有鳥類，甚受國際矚目，政府有關單位屢次受到國外保育團體懇請，希望重視蘭嶼角鴞之保育，其經過詳情見附錄一。

本計劃之目的在於判定蘭嶼角鴞現存數量，研究其棲地需求，棲地存留狀況，族群變化趨勢等方面，以初步瞭解其瀕臨絕種狀況，並對其保育提出初步建議。

二、研究方法

(一)文獻資料蒐集整理：

詳細檢閱各種有關蘭嶼自然環境與生態的書籍與報告，將其中有關蘭嶼角鴞部份加以彙集整理，以對蘭嶼角鴞既有資料，得到較完整之瞭解。並進一步蒐集國外鴞類之中類似種之相關文獻，以爲研究蘭嶼角鴞之參考。同時，由錄取過蘭嶼角鴞叫聲之馬竭爾博士處，取得蘭嶼角鴞叫聲錄音帶，以爲野外工作之參考。

(二)訪問與求證：

因既有資料少，調查研究之初期及期間，工作人員時常訪問蘭嶼島上各村莊、駐軍、及其他長住蘭嶼之居民，以獲得有關蘭嶼角鴞活動及被捕捉之資料，其中可追蹤的線索，均實地加以求證，不可追蹤的資料，則用爲本研究之參考，藉以彌補短期研究涵蓋面有限之缺失。

(三)野外實地調查：

因蘭嶼角鴞是夜行性鳥類，實地調查除需於白天探勘調查路線，繪製地形及基本植被圖外，主要觀察紀錄工作，均於夜間進行。主要工作方法及項目如下。

1 全島角鴞分佈調查——以蘭嶼環島公路爲外圍，經由登山小徑、山谷、及溪谷，逐步向內陸核心地區搜尋，由外向內設一系列的觀察點，以了解全島角鴞分佈情形。觀察點的選定，根據①文獻中所記觀察地點及植被特色，②當地居民的報導，③以航測圖爲輔助，及④實地勘察(圖片十二)。

2 蘭嶼角鴞叫聲的記錄與分析——於傍晚到清晨時段，在觀察點分數個據點記錄角鴞鳴叫的時間、方位及鳴聲，事後以三角定位法，根據鳴叫的時間，叫聲及方位，判定角鴞位置，並估算隻數。

3 錄取叫聲——以錄音機錄取角鴞叫聲，藉音波分析儀分析蘭嶼角鴞叫聲種類及特質。

4 捕捉與標放——於適當地點張網，或設置以小白鼠爲餌之陷阱，儘力捕捉蘭嶼角鴞。捕得之角鴞除做各種基本測量之外，並分別各套上一鋁製有編號的腳環，及一彩色塑膠環，以供日後辨認個體(圖片三及十一)。

5 特定點調查——根據實地觀察的結果，選擇數個蘭嶼角鴞叫聲較多，或確知角鴞時常出現的地點，做進一步行爲觀察及棲地特色調查。棲地特色調查包括植被結構，植物種類，及樹洞調查，並以P.C.Q方式調查樹木密度及樹種分佈 (Smith 1966)。調查資

料紀錄表見附錄二。此外並廣設捕鼠夾及鼠籠，以期瞭解當地小型哺乳類族群變化對角鴉食物量之影響。

6. 行為觀察——非生殖季時，若夜間聽到角鴉叫聲，即設法尋找聲源，觀察記錄角鴉棲息位置及活動狀況。生殖季之行為觀察，除追蹤個體觀察之外，並以巢為據點，記錄巢邊的各種角鴉行為。

三、研究結果與討論

(一)調查狀況

研究期間，工作人員在蘭嶼共停留 156 個日曆天，其中 42 天或被天氣所困無法工作，或用於訪問、探路、及其他準備與聯繫工作，其餘 114 天（98 夜）均於現場尋找並觀察角鴞。每月於野外工作之人數不等，全年合計共從事 122 人夜之調查，尤其於生殖季節，觀察時間更比其他月份增加（表一）。調查蘭嶼角鴞分佈之路線遍佈全島（圖一），但仍以島之外圍地區調查較為詳盡，內陸某些地區山勢陡峭無法進入，其他地區因時間及天氣之限制，未能前往調查。於調查路徑沿線，全年共選定 71 個地點從事夜間觀察，但因天氣影響僅得以完成 50 點之觀察，地點之分佈見圖二。各點前往調查次數不等，合計共 195 點次（表一）。

(二)捕捉繫放

全年之中，工作人員曾於 25 個地點張網捕捉蘭嶼角鴞，因初期捕獲率很低，故亦以小白鼠為餌，於 11 月至 1 月間設陷阱捕捉（表二）。每月陷阱之成功率均是零。事後方知小白鼠不是角鴞的食物，因而並無引誘功用。張網捕捉之成功率，由 1 月起逐漸增高，以生殖季最高。全年於 7 個地點共捕得 31 隻角鴞，其餘 18 處未能成功。捕得之角鴞中有成鳥 29 隻，幼鳥 2 隻。捕到角鴞之後，立即為之繫上一鋁製有編號的腳環，及一彩色塑膠製腳環。鋁環較具永久性，而彩色腳環可供辨認個體追蹤觀察。其後測量每隻角鴞之體重、身長、翼長、尾長、喙長、及跗蹠長，並檢查其他外形特徵後放走。

所得角鴞各種外形長度及體重之比較見圖三。此類外形資料雖僅得自 29 隻成鳥，已可見個體之間變異很大，僅喙長較為統一。進入生殖期後，發現蘭嶼角鴞僅雌鳥腹部會產生無羽之孵卵區。根據此種現象及雌雄行為特色，共得以判定 9 隻角鴞之性別，此 9 隻之中，雌雄角鴞之體重與大小並無與性別相關之差異（圖四）。互相配成對之個體中，有一對雌鳥於各方面均大於雄鳥，一對之雄鳥大於雌鳥，另一對之雌鳥某些尺寸較大，其他尺寸則雄鳥較大。

(三)聲音變化

蘭嶼角鴞全年每個月都會鳴叫，但似乎生殖季節白晝鳴叫的頻率與隻數較其他時期高，同時夜間鳴叫的次數與時間也較其他時期高。主要叫聲可分為下列 7 類：

1 基本叫聲——蘭嶼角鴞的基本叫聲是連續兩聲的 $\text{f}\text{x}\text{f}\text{x}$ ，停頓約 3 秒鐘後再叫 $\text{f}\text{x}\text{f}\text{x}$ 。雌雄兩性的基本叫聲都會由 $\text{f}\text{x}\text{f}\text{x}$ 轉變成許多相近的聲音，如雌鳥的 $\text{x}\text{f}\text{x}\text{f}$ ，雄鳥的 $\text{f}\text{x}\text{f}\text{x}$ 。

ㄟ、ㄟ、ㄟ、ㄟ、ㄟ、ㄟ、等等。雌鳥的ㄟ ㄟ 似乎較雄鳥的音調略高(圖五之一)。

2 生殖季的呼應——生殖季時，雌鳥常會發出類似小狗叫的ㄟ、或 ㄟ、聲，並以這種叫聲與雄鳥呼應。這種叫聲也會轉變成ㄟ ㄟ類型的叫聲(圖五之二)。呼應時通常雄鳥叫一聲雌鳥答一聲，但兩者之間並不維持固定的時間間隔，這點與歐洲的角鴞不同(見 Koenig (1973))。

生殖季中亦常聽到兩隻或多隻蘭嶼角鴞，以ㄟ ㄟ及變化音互相鳴叫，這種情況尤其在角鴞密度較高處更易聽到。多隻角鴞一起鳴叫時，彼此聲音之間也並不維持固定的時間間隔，因此給人錯綜複雜、節奏時快時慢的感覺。事實上同一隻角鴞鳴叫時停頓時間的長短通常相當穩定，但因各鳥停頓時間不同，因此原來叫聲在後的與在前的時間距離會逐漸縮短、重疊、而後超前。在數隻一起鳴叫的情況下，除非雌鳥改叫ㄟ、，往往無法確切辨別雌雄，因此不能判定這種一起鳴叫是一對一對間的呼應的綜合，還是個體之間互相宣告位置。歐洲角鴞(*O. scops*)也有這種合鳴的現象，Koenig (1973) 認為是雄鳥之間互相宣佈領域的叫聲，但蘭嶼角鴞在生殖季節似乎並沒有領域性(詳見生殖行為)，因此蘭嶼角鴞這種合鳴之作用不明，但不同的時間間隔應有協助個體之間互相辨認的功用。

3 餵食前與交配時的叫聲——蘭嶼角鴞在求偶餵食 (Courtship feeding) ，及交配前，都會互相以ㄟ ㄟ及ㄟ、呼應一段時間。餵食前的應答可能協助雄鳥判定雌鳥停棲位置。而交配前的呼應則可長可短，長的約 1.5 分鐘，呼應節奏會逐漸加快，使叫聲在交配前到達一種高潮，短的有時幾乎沒有呼應，但交配時都會發出ㄟ ㄟ ㄟ 聲(圖五之三)。這種交配叫聲因過程短暫(1 ~ 2 秒)，工作人員無法判斷是由雌鳥或雄鳥發出的。歐洲的角鴞交配時，雄鳥會發出類似的交配聲(Koenig 1973)，因此蘭嶼角鴞可能也是由雄鳥發出交配聲。

4 擊喙聲——蘭嶼角鴞在恐嚇敵人時會將上下喙互相敲擊，發出ㄟ ㄟ聲(圖五之四)，這種聲音在工作人員要接近已被網住的角鴞時，可能聽到。

5 貓叫聲——此種叫聲的作用不明，但角鴞中網後有時會發出此種ㄟ、的叫聲(圖五之五)，但並非每隻中網都叫。有時黑暗的樹林中也會傳出這種以及其他近似但拖長的奇怪叫聲。

6 驚叫——角鴞受驚時會發出極快而尖銳的ㄟ ㄟ ㄟ ㄟ聲(圖五之六)，此種叫聲在角鴞被手電筒燈光嚇飛，或中網角鴞被工作人員解下測量時會發出。

7 幼鳥叫聲——尚未離巢的幼鳥，在大鳥入巢餵食時會發出ㄟ ㄟ ㄟ ㄟ的叫聲，在被工作人員套腳環及測量時，也會發出ㄟ、ㄟ、ㄟ、及ㄟ、的聲音，離巢後的幼鳥主要是發出ㄟ、ㄟ、的聲音(圖五之七，五之八，及五之九)。

四 蘭嶼角鴉的分佈

除了繫放捕捉資料外，工作人員於各觀察點聽記各種角鴉叫聲，並尋找聲源儘量觀察。根據叫聲來判斷，50個觀察點中有40個地點有角鴉生存。因為不知一隻蘭嶼角鴉一夜之內的活動範圍，也不知一夜至另夜之間的活動情形，因此在根據三角定位方式參考叫聲種類、時間、及方位來判定各地點角鴉隻數時，採取了較為保守及最保守的兩種估計方法。最為保守的方法是將凡時間允許一隻角鴉在不同的位置發出的叫聲，都當做是同一隻發出的，而較為保守的方式則假設角鴉活動範圍不大，只將鄰近但不同時間的叫聲當做是來自同一隻角鴉的。

最保守的數量估計可能偏低，因為在一原估計僅有兩隻角鴉的地點，工作人員共捕到4隻在附近生殖的角鴉。但較為保守的估計又可能偏高，因為工作人員曾聽見角鴉一面鳴叫一面移動相當長的距離，所以不同位置的叫聲可能來自同一隻角鴉。根據叫聲記錄的分析，配合捕捉的資料，目前蘭嶼已調查過的地區中，應僅存133—174隻蘭嶼角鴉（圖六）。內陸山地有四區尚未調查，所以目前沒有資料，但此四區之棲息環境，有不少面積已經經過大規模改變，因此能生存於其間的角鴉數量有限，全島角鴉族群至多應不超過150—230隻，因為僅產於蘭嶼，這個數字也等於世界上全部蘭嶼角鴉的數量。

五 蘭嶼角鴉的行為

1 觀察結果

全年共覓見蘭嶼角鴉553次，因某些角鴉被重覆觀察多次，估計所見角鴉總隻數是63隻，各月之中以生殖季節所見隻數與次數較多（表一）。因各月至蘭嶼調查天數不等，平均每月每觀察夜所見角鴉次數，以二月及生殖季節最多，有關角鴉行為的瞭解，也以這段時間所得的資料為主。但這種月與月間的差異，可能是因二月後尋到角鴉分佈較集中的地區，同時也因生殖季節工作人員以覓得的巢為據點，從事定點觀察，固定可見角鴉的緣故，不見得是各月間角鴉行為有實際的差異。

2 蘭嶼角鴉鳴叫量之日週期

角鴉是夜行性的鳥類，故其行為之觀察較日間活動的動物困難得多，要根據角鴉實際飛行或其他行為判定活動量之日週期是不可能的，因此選用角鴉鳴叫的頻率及時間長短，做為反應其活動量的指標。所用資料是75年2月至7月這6個月中，於4個主要觀察點所做的角鴉鳴叫記錄，因此段期間及此4地點的資料較為完整。

因角鴉的叫聲通常是「ㄟㄟ停頓ㄟㄟ停頓」等等，因此界定自每隻角鴉開始鳴叫到結束不再叫為一節，不論節中共鳴叫及停頓多少次。鳴叫頻率指每小時角鴉鳴叫的總節數，並不考慮共有幾隻角鴉鳴叫，也不考慮同一隻角鴉一小時內鳴叫幾節。每小時內各

節鳴叫時間長短的總和，即是該小時內鳴叫的時間長。

因每個月每個地點的資料有限，故必須將各月資料綜合起來比較4個地點間的差異，再將各地每個月的資料綜合起來比較各月的變化。由圖七可見，四個觀察地點的平均每小時角鴉鳴叫節數各有兩個高峯，各地高峯出現的時間並不一樣，但各地差異並不很大，原則上一個高峯出現在天剛黑的時候，另一個高峯出現在黎明前。若以鳴叫總時間來分析結果亦相似（圖八）。以各月相比（圖九及圖十），可見資料完整的各月叫聲均呈現一個主要高峯，情況大同小異，僅5、6月近清晨另有一高峯。此外角鴉白天也有時鳴叫，但頻率及時間均很少，四月起至5月角鴉白天鳴叫次數較多，並有2隻以上白天互相呼應的情形。

3. 白天休息行爲

蘭嶼角鴉於每天天將亮時即停止覓食等活動，飛到要停棲渡過白晝的地點，各自整理羽毛準備休息。角鴉於白天休息時並不躲藏在樹洞中，晴天會停棲在大樹上層枝葉較濃密、可以遮陽但又通風的位置，似乎尤其喜歡停棲在巨大的老樹上層，這種情形與美洲的班點鴉相似 (Barrows 1986)。雨天則會選擇較下層的枝幹來做休息點。生殖季節已配成對的蘭嶼角鴉會兩隻停坐在附近或併坐睡覺（圖片一）。睡覺時往往眼睛閉著但耳羽豎起，不時也會張開眼睛張望一下。每天睡覺的地點相當固定，往往在同一棵樹上。

Koenig (1973) 說歐洲的角鴉白天不安時會將耳羽豎起，不然平時耳羽是收平的。耳羽豎起極可能是企圖使自己看起來更像折斷的樹幹，增加保護色 (Perronc 1981)，因此蘭嶼角鴉豎起耳羽可能是與工作人員在場觀察與活動有關。

蘭嶼角鴉在白天並非完全不能活動，此點和日行性動物在暗中無法活動不同。蘭嶼角鴉不但白天也會偶然鳴叫，在必要時也可以飛動。曾有一隻角鴉白天看到我在牠附近拍攝照片而振翅飛往別棵樹上去了。

4. 食性與覓食行爲

蘭嶼角鴉的食物以昆蟲及其他無脊椎動物為主，兩棲爬蟲類為次，小鳥與果實等可能只偶然被取用（表三），一般猛禽經常食用的小型哺乳類則完全沒有食用。歐洲的角鴉 (Koenig 1973) 以及許多其他同屬的鴉類主要也是以昆蟲為食物 (Heintzelman 1979, Mikkola 1983)。

調查人員在蘭嶼捕捉鼠類的結果，發現由7個地點捕得的都是體型巨大的玄鼠 (*Rattus mindanensis*)。在捕得的49隻之中，61%的個體體重都遠超過蘭嶼角鴉成鳥，故不可能被角鴉食用。文獻中雖然記載蘭嶼地區有蘭嶼長尾鮑鰭等小型哺乳類（陳、于，1984），却從未捕得或見到，而昆蟲等無脊椎動物，兩棲類與爬蟲類，則數量眾多分佈普遍。

爲進一步瞭解蘭嶼角鴉之食性，工作人員曾於角鴉時常活動或休息的地方尋找食物繭，但從未尋得。一隻被飼養於室內療傷的蘭嶼角鴉，在食用大量麩包蟲後，曾每天早上吐出一個食物繭，食物繭的大小分別是 $9.5 \times 13.35 \text{ mm}$ ， $10 \times 15.2 \text{ mm}$ ，及 $7.55 \times 15.6 \text{ mm}$ 。餵食蜻蜓、蝗蟲等食物時，角鴉會先將翅膀、後腿等拔掉拋棄，同時並未產生食物繭。

蘭嶼角鴉覓食時，會停坐在暴露明顯的位置上，或低頭下望，或四處用眼睛、耳朵搜索，發現食物時會飛撲過去捕捉。覓食地點可能在樹林中，在林緣的芋田或空曠草地上，甚至會到住家、村莊附近有路燈或燈光的地方去捕食。

工作人員曾於 75 年 3 月 4 日在房舍附近發現一隻正在覓食的角鴉。追蹤 80 分鐘的時間裡，見其更換 6 次位置，前後停棲在 5 個不同的地點上（有一點共停兩次），並有一次飛撲到牆壁上，但並未抓到食物（詳見圖十一）。也曾見角鴉停坐在路燈附近，突然飛向路燈，在空中似停頓一下後又折回棲坐處，另見一隻角鴉追逐圍繞在路燈旁的飛蛾，追捕數次，捉到後才離去。

5. 生殖行爲

(1) 求偶、餵食、與交配：

蘭嶼角鴉的生殖季節應是每年的 3 月底至 8 月初。文獻中雖曾提到角鴉的巢是築在大樹的樹洞中，却並未記錄發現巢的日期，或其他有關生殖行爲的日期或細節。僅有一次紀錄在 6 月間發現幼鳥在巢中（鷹司信輔，鹿野忠雄，1934）。此外東海大學鳥類繫放小組在 1969 年 5 月中曾捕到一隻即將生蛋的雌鴉（親自觀察）。在本研究期間，工作人員於 4 月起常可聽見雌雄角鴉互相應答，4 月 2 至 3 日之夜間，工作人員從事整夜追蹤後，以三角定位法判定一對蘭嶼角鴉的活動範圍及移動路線（圖十二），發現雄鳥整夜的活動集中在一有洞的椰子樹附近。而雌鳥則先在距此樹較遠處活動，但後來也較集中在樹邊。通常雄鳥先叫而後雌鳥回答，夜間雄鳥曾停在樹上多次探測樹洞，並且有雌鳥移到樹北時雄鳥即飛往樹南鳴叫的現象，似在吸引雌鳥接近樹洞。此洞日後證實被這對角鴉用來築巢繁殖，成功地養育出幼鳥。4 月初這種行爲顯然是已配對後角鴉選巢的過程。根據聲音判斷，這對角鴉當晚曾交配三次。

交配期雄鳥會餵雌鳥食物，調查者曾見雄鳥餵雌鳥 6 次。雌鳥常停坐在一個明顯的橫枝上等待，在聽見配偶發出的 ㄅ ㄅ 聲時，會以 ㄅ 、或 ㄅ 、回答，同時在枝上東張西望。當雄鳥來到時，雌鳥會伸嘴去接食物，有時甚至迫不及待的在雄鳥停穩前伸嘴搶過雄鳥口中的食物。餵食後雄鳥幾乎立即離去而雌鳥則停坐原地休息，有時張望搜索，有時閉目瞌睡。生殖季中 5 月共見餵食 4 次，6 月 2 次，兩次餵食之間相隔 20 ~ 40 分鐘。雄鳥

攜回的食物中有一次是豆娘，顯然是在停棲過夜中被捕捉的。

四、五、及六月三個月中常可聽到角鴞交配時發出的特殊 $\text{u} \text{u}$ 聲，尤其四月所聽見的次數最多，分佈也最廣，而七月之中就未曾再聽見這種叫聲（表四）。交配前有時有一系列的呼應，有時沒有。同一對角鴞會在同一夜中交配數次，並連續交配數夜，但不知這種多次交配是否必須，還是築巢過程受阻所導致的結果（詳見(7)巢的缺乏）。歐洲角鴞生殖前通常一夜會交配十次左右 (Koenig 1973)，可能蘭嶼角鴞也有類似的需要。

(2)巢樹與巢洞特色

生殖季中工作人員共找到 7 個巢樹，其中五棵是椰子樹，一棵是大葉山欖，一棵是麵包樹。另有 2 個巢據說也是角鴞的巢，但是因為未見蛋或大鳥不能肯定，因而不列入考慮。這七棵樹的高度與樹圍不一（圖十三 A），其中椰子樹較低矮、樹圍較細，麵包樹則甚巨大、大葉山欖也很大。

被角鴞用來築巢的洞均係天然或半天然洞。半天然洞在椰子樹上，是經人砍成踏腳的位置後，內部腐爛而形成的。此等樹洞的洞口大小及形狀各異，距地高度及洞深亦各不相同（圖十三 B），可見蘭嶼角鴞對樹洞的要求並不十分特定。其中二棵椰子樹並已腐朽，一個洞除側面有洞口可以出入之外，頂上亦已腐爛穿通，在角鴞緊張時會由頂上出入；另一個洞已經沒有頂，側孔也很大，可由外面看見雌鳥在巢中孵蛋的情形（圖片二）。另有一巢可能只是利用椰子樹頂端葉柄接連樹幹的凹處築巢，並非真正的洞（胡文生爬樹探看後報告），但此巢發現時幼鳥已會飛，所以可能僅是幼鴞離巢後用來棲息的位置，被誤以為是生殖用的巢。可惜此巢位置過高，工作人員無法親自查看。

(3)角鴞的蛋

角鴞通常一巢 3 個蛋，但亦有 2 個蛋的，蛋白色，形狀似乒乓球，尺寸見表五。同巢的蛋大小並不相同。目前尚不知角鴞交配之後多久開始產卵，僅知在角鴞找巢之後第 41 天已在孵卵，其後第 15 天幼鳥孵出。若似其他角鴞，每個蛋之間隔兩天，而蛋需要約 25 天才能孵出 (Mikkola 1983)，則在探測樹洞後 25 天才開始產卵，但可能因蘭嶼角鴞的蛋稍大，孵蛋期較歐洲角鴞長，所以產卵日期較早。

(4)孵蛋及育雛行為

生殖季中工作人員曾長期觀察二個角鴞巢的孵卵及育雛行為，發現二巢之間似無巨大差異。角鴞孵蛋全由雌鳥負責（圖十四），雄鳥夜間會攜帶食物回來餵雌鳥，白天則停棲在巢樹或附近的枝上，停棲距離常在 10—12 公尺之內，臉朝向巢樹方向。雌鳥除白天留在巢中外，夜間連續孵蛋的時間也是很長，通常數小時才離巢一次，這種情形在孵蛋期間變化很小（圖十五）。若雄鳥許久未回巢，雌鳥會到洞口張望數秒鐘後再回洞中，有

時也會自行離去覓食（圖十四）。雄鳥回來餵食的平均間隔時間每天不等，同時顯然夜間並無固定覓食高峯期。

由破朽的巢之洞口觀察，可見雄鳥要回巢前會↗↗鳴叫，此時雌鳥會抬頭張望，有時會↖↖、回應。雌鳥吃完雄鳥帶回的食物後，會翻動巢中的蛋，轉身張望片刻後再坐下繼續孵蛋。平常孵蛋時也會偶然翻動蛋。

在孵蛋期間，愈接近幼鳥孵出日期，雄鳥每小時回巢的次數也愈頻繁（圖十五），亦即兩次回巢的間隔時間逐漸減少（圖十五），而雌鳥離巢的頻率則維持在低而穩定的程度。

自生蛋至幼鳥孵出所需時間仍屬未知，但估計應與歐洲的角鴉相似在 25 天左右。但幼鳥孵出後至離巢則確知需 32 天（ $n=1$ ），孵出後頭幾天大部份時間雌鳥仍在巢內，由雄鳥繼續獨力餵食。因中間有幾天沒有觀察，不知雌鳥何時開始參與餵幼鳥，但至少在幼鳥孵出 15 天後，雌雄已均不在巢中多停留，而是共同攜帶食物回來餵幼鳥。餵食頻率隨幼鳥成長而提高（圖十五），同時成鳥整夜都會回來餵食（圖十四）。此外當雌鳥不再留在巢中之後，雄鳥入巢前也不再以↗↗聲聯繫而是直接入巢。

(5) 幼鳥的外形及成長

鴉科的鳥在孵出時即已全身有茸毛，工作人員在蘭嶼角鴉孵出後第 10 天時，將之由巢中取出稱重及上腳環，當時全身有灰色茸毛，嘴部角質淺骨色而非成鳥的暗色。其後又於 21 天時再度測量體重、跗蹠及嘴長等（表六）。在 32 天後離巢時，全身已有羽毛，但茸毛並未脫盡，但約十天後即已大部份脫盡呈現亞成鳥之羽色。此時角鴉外觀與成鳥一樣大，但顏色不如成鳥深而呈淡棕色，腹下細密橫紋而非成鳥的縱斑。

工作人員長期觀察的一個巢中，成功地育出兩隻幼鳥，其中一隻在離巢後第二天死亡。導致死亡的原因不明，僅見其掛在樹上，可能在樹上跳動時失足跌落，因還不善飛行未能重新找到落腳處，而餓死或凍死在樹枝間。另有一巢有三隻幼鳥由巢中攀到巢口，其中一隻飛去，另兩隻被兒童以彈弓打下，一隻由觀光客買走，另隻左脚折斷右翅受傷，由工作人員帶回飼養療傷。三星期後翅傷康復但腳骨扭曲，雖經台灣大學獸醫系主任林安仲教授嘗試接骨，但因距受傷時間已超過二個月，為時過久，折處無法癒合成完全正常狀況。

此隻幼鳥在離巢後約 2 個月時開始呈現成鳥羽色（圖片 3），至 4 個月時已完全成是大鳥形狀。

(6) 離巢後親子關係

經長期觀察之巢的幼鳥將離巢時，親鳥在巢附近呼叫，而幼鳥則攀至洞口張望（李

府翰報告)。離巢那夜兩隻幼鳥有時會停在不同樹上，疑是較大那隻會不斷在樹上爬動，而較小那隻則靜坐枝頭，只偶然左右轉動或稍移動。4.5 小時後，又見兩隻幼鳥一起停坐在一棵木麻黃的枝頭，雌雄兩隻親鳥分別停棲在左右兩棵木麻黃上，3 棵樹相距很近，估計此晚幼鳥約移動了 5 — 6 公尺，已能做短距離飛行。

幼鳥離巢後，工作人員曾在 12 — 18 天之間追蹤觀察了 3 夜，觀察期間幼鳥仍不太會飛，喜停坐在電線上（圖片四），但有逐漸向山坡上移的趨勢。這三天中雌雄親鳥均回來餵食，因幼鳥停棲位置不利觀察，餵食紀錄並不完整，但每小時至少餵 1 — 2 次。幼鳥有時會輕聲叫 $\bar{y}$ 、 $\bar{y}$ ，親鳥來時會先輕叫 $\bar{x}$ $\bar{x}$ ，親鳥接近時幼鳥叫聲會增強，餵食之後大鳥離去，幼鳥又開始 $\bar{y}$ 、 $\bar{y}$ 、輕叫。餵食時曾見二隻鳥併立在一起 1 分鐘至 3 分鐘不等，僅一次雄鳥停留了 26 分鐘。餵食時或可能是在餵食前大鳥接近時，幼鳥會發出尖細而快的 $\bar{u}$ $\bar{u}$ $\bar{u}$ 聲，確實時刻因發生過程很快無法肯定。

目前仍不知親子關係會維持多久，只知歐洲角鴉之親子關係在幼鳥離巢後仍會維持至少 40 天 (Koenig 1973)。同時蘭嶼角鴉幼鳥散佈 (dispersal) 的情況亦不明。

(7) 巢的缺乏

如前所述工作人員共找到 7 個巢，其中 1 巢因距地過高結果不明，其餘巢中 1 巢有 2 個蛋被毀於巢邊地下，原因不知，但蛋殼上有鼠類啃咬的痕跡。有 2 巢共育出幼鳥 5 隻，另外 3 巢在颱風或大雨時被雨水淹沒，蛋均淹死（表七）。生殖末期，原有成鳥孵蛋的一個巢之樹洞壁因颱風而完全瓦解，另一巢則在幼鳥飛出後整株傾倒毀壞，如今已不存在。

蘭嶼角鴉除在生殖季初期有尋巢行為外，在第一次的巢被破壞後，重新築巢生殖時也會有尋巢行為。工作人員在發現一對角鴉之巢被水淹沒後，曾見此對角鴉在前後 8 天內在附近 4 個樹洞中出入探看 10 次（表八），其中 3 個洞顯然不適合築巢，而原使用的洞又積水久久不退無法使用，直到工作人員結束調查離去時仍未能再度築巢產卵。

另有一對角鴉在二個半月內共見交配 6 次，前後探看 3 棵樹上的洞，均未能用來築巢，而至計劃結束時仍在探尋（表八）。在角鴉密度最高的地區，曾見五對角鴉活動，也屢次看到尋巢行為，但僅有一個樹洞證實被角鴉用來築巢，另有一處可能有巢，其他 6 棵樹雖被探測，但未被使用（圖十六），故可用來築巢的樹洞很有限。顯然巢洞的數量與品質，是影響蘭嶼角鴉生殖成功與否的重要因素。

內棲息環境

根據目前的瞭解，自海岸邊的狹窄平地，陡峭山壁，到蘭嶼內陸的樹林中，都有蘭嶼角鴉的分佈，顯然海拔高低（0 — 548 公尺），與距海邊遠近，不是影響角鴉生存的

重要因子。角鴉在各地分佈數量的差異，可能受棲地植被或食物量的影響。

1 中網與停棲位置：

當工作人員在各觀察點為捕捉蘭嶼角鴉而架網時，常將網分設在數個不同的位置，因此角鴉中網位置的棲地情況應能粗略反應其活動地區的特色。角鴉會到草地或芋田等空曠地區去捕食，但絕大多數是在樹林中活動的（表九）。在空曠地區中網的蘭嶼角鴉，中網高度極少超過距地 2 公尺（圖片五），而在樹林中活動的角鴉中網高度則多在 4—5 公尺之間（表十）。角鴉中網時有時是正向樹林外空曠地區移動，有時是由開闊地區向樹林內飛，但絕大部份是在樹林內活動的（表九）。

觀察期間工作人員共見到角鴉停棲在不同位置上 601 次，其中 43.5 % 是在椰子樹上，41.8 % 是在各種巨大的老樹上，其他也停在木麻黃、椰子等人工栽植（圖片六）或較小的樹、草地、林投等次生植物，及電幹電線等人工設施上。地方人士的報導也符合工作人員的觀察結果（表十一）。停棲的位置在地面至 12 公尺之間，但主要在距地 4 至 6 公尺的高度（表十二 A），停坐時角鴉很少像其他鴉類緊靠樹幹而坐，而是喜歡坐在橫枝中間部位（表十二 B），除白天休息時外，所見角鴉停棲的時間長度短至 1 秒鐘，長至 2.5 小時，但 72.3 % 之觀察均在 5 分鐘以下（表十二 C）。

2 棲地特色：

現存蘭嶼角鴉的棲地，似可以被分成兩大類：樹林（圖片七）及村落農田附近的樹木區（圖片八）。前者之中角鴉密度較高，後者密度低，通常一個據點僅有一對或二對生存，因此大樹林區應是角鴉分佈與生存的核心地帶，而村莊附近是邊緣地帶。

工作人員於樹林區中共選 3 個地區從事植被調查，調查面積合計 5 公頃（24 個樣點）。整體來看樹林區中除 11 棵未能鑑定的樹外，共有 14 種樹，其中以番龍眼、麵包樹、及咬人狗為最重要樹種（表十三），不但棵數較多，樹幹均相當粗大，並且分佈較為普遍。區內樹木直徑有 53 % 大於 30 公分，最粗的麵包樹直徑高達 206 公分。樹與樹間平均距離是 7.25 ± 6.71 公尺（ $n=96$ ），平均各地樹木密度是 1.84 棵 / 100 m^2 。下層植物相當茂密，以灌木佔優勢，姑婆芋及蕨類其次，但某些地點也偶然有茅草、月桃、山林投、或香蕉等植物。地表情況則以落葉及草本植物為主，偶有石塊、裸露表土、倒木、水芋田、及水泥覆蓋。區內僅見 7 個或可供角鴉利用的樹洞。

在村落農田附近，因角鴉數量有限，工作人員並未做廣面的植被調查，而是在 3 個角鴉巢樹附近選了 11 個樣點，對巢樹附近植被特色加以分析。在以巢樹為中心半徑 100 公尺的面積內，共有 9 種樹生長，其中以椰子樹及木麻黃最為重要（表十四），檳榔、麵包樹、及蘭嶼山欖其次，而這些椰子、木麻黃、及檳榔可能多是當地居民近年種植

的作物。區內大樹甚少，最大的直徑是 45 公分，直徑超過 30 公分的大樹僅佔 41.8%。巢樹附近樹與樹間的平均距離是 18.57 ± 22.24 公尺，平均各地樹木密度是 0.29 棵/100 m²。巢樹附近之下層植物不多，以灌木及茅草為主，以巢樹下方較密，其他地方較稀疏，某些地點有地瓜田、姑婆芋、及少數蕨類與林投。地表情況以草本植物為主，部份地區有落葉及石塊，但也有裸露的表土、水泥覆蓋地區、房舍、及灌溉渠道等人工改變過的環境。調查地區的三棵巢樹兩棵已枯朽有樹洞，一棵似乎並無樹洞，而調查地區內並無其他具有樹洞的植物。

根據現場勘察，並以地形圖及航照圖為參考，蘭嶼島上現存較適合角鴞生存的棲地至多有 18.33 平方公里，其中最佳環境僅存約 5.1 平方公里（圖十七），並且多半在距人類活動範圍較遠的地區。雖確實情況仍需進一步調查，但棲地日益減少是不爭的事實。

3 棲地利用

在一角鴞密度高的地區，於 50 × 50 平方公尺的面積內，共捕得 8 隻角鴞並繫上腳環，但在區中築巢的雌鳥並無腳環，另有一對之中有一無腳環之個體，及一對兩隻均無腳環，合計此區共有 12 隻角鴞活動（圖十八）。這區中的一隻角鴞曾在 200 公尺以外被抓，表示個體活動範圍大小不一。此外同一棵樹上一夜之間前後共有 5 隻角鴞停棲，同時有一對利用這棵樹來求偶餵食及交配，白天曾有 3 隻不同的角鴞在樹上休息睡覺。但同一時刻通常只見 1 對或單隻的角鴞，並非數隻同時出現。然而一對角鴞與另一對休息或停棲處距離很近，個體之間活動範圍重疊度很大，甚至巢洞邊也允許其他個體接近（圖十九），似乎並無地域性。這種現象十分特殊，因猛禽類多半有地域性，但可能因為蘭嶼角鴞主要是食蟲性的鳥，而昆蟲之分佈與數量變化均很大，這種不固定的食物資源使地域行為的價值減低到不必要。但對蘭嶼角鴞來說樹洞應是重要資源，我們却從來不曾見爭洞的行為。美洲的花彩角鴞 (*Otus flammeolus*) 有領域性，但常有二隻雄鳥在同一棵樹上鳴叫的情形 (Winter 1971)，另外此種角鴞之地域常數對集中在一起，地域範圍往往重疊，但一集中地區與另集中地區則相隔相當遠 (Burton 1984)。在花彩角鴞中，同一地區的個體往往同屬一個家族，不知蘭嶼角鴞沒有明顯領域行為是否也是家族關係造成的現象，還需要進一步研究以便求證。

(七) 捕捉壓力

雅美人與蘭嶼角鴞一向和平共存，因為雅美人認為牠是不祥之鳥，所以沒有捕捉角鴞的傳統。平地人自十八世紀移民蘭嶼墾植，但不知是否有人捕捉角鴞。日據時代並未積極開發蘭嶼，光復後角鴞數量減少的原因，馬竭爾 (1978) 以為是棲地破壞。蘭嶼面積僅 45.7 平方公里，光復後許多罪犯被長期關閉在蘭嶼島上，使島上外地人數增加

，開發加速。1967年後管制減低，到1970年代中期已具有部份觀光設施及環島公路，更吸引了愈來愈多的外地人到蘭嶼去居住與工作，蘭嶼島上原始林面積日益縮小，加上平地人帶來外地捕鳥的技巧，又沒有雅美族的禁忌，蘭嶼角鴞因此遭受雙重打擊（圖片九）。

根據訪問的結果，知道去年一年之內有41－49隻蘭嶼角鴞被當地居民捕捉（表十五），或飼養幾天後死掉，或被殺來吃掉。捕捉及食用角鴞的人幾乎全是由台灣本島遷去蘭嶼暫住或長住的人。這些人往往因為島上生活單純單調，所以捕鳥消遣，並非刻意要捕捉角鴞。把角鴞烹煮吃掉也是變換口味尋找變化的表現，並非角鴞是其食物中必須的項目。但無意之間却對蘭嶼角鴞帶來極大的影響。若工作人員覓得的7個巢的成功率具有代表性，同時每隻角鴞均繁殖，則在無人為干擾的情況下蘭嶼角鴞每年最多能繁殖42－65隻幼鳥，與被捕捉數量幾乎相等。若再加上老死、病死、被汽車撞死（圖片十）、及其他原因導致的死亡，角鴞數量勢必每年減少，更何況實際上並非每隻角鴞都能繁殖（見7巢的缺乏）。因此造成佔整個族群約20％死亡的捕捉壓力，毫無疑問是導致角鴞數量減少的主要原因。

四、結 論

蘭嶼角鴞目前雖仍未絕種，但近年來數量日漸減少，隨開發帶來的環境改變，使原有的最佳棲息環境面積減少，人類改變過的環境中，雖仍有角鴞生存，却數量稀少，同時生存於此類環境中的角鴞，及附近地區的角鴞，往往難逃被捕捉的命運。

初步判斷角鴞生存上面臨的最大困難是捕捉壓力及棲地減少，又因既使在最佳棲地中天然樹洞均有限，帶給牠繁殖上的限制，因此在繁殖成功率低而死亡率高的情況下，若不及時積極保護，早晚必然走上絕滅之路。故急待政府各單位採取保育措施，以及民間愛鳥人士及地方居民的合作，不要蜂湧前往攝影、干擾、捕捉，或購買、飼養、食用，除了勸導教育無意中捕捉購買角鴞的人外，更不要將有關資料轉告職業捕鳥人士，以免提高捕捉壓力。

五、附錄一 蘭嶼角鴉保育史

在 1974 年修訂之狩獵法施行細則中，蘭嶼角鴉被列為珍貴稀有鳥類，受到法令保護，惟狩獵法罰責太輕，執行又不力，法令保護缺少實際功效。

1976 年馬竭爾開始呼籲保護蘭嶼角鴉。他的研究論文發表後，蘭嶼角鴉立即被世界自然資源保育聯盟及國際鳥類保護組織列入急待保護鳥類紅皮書中。

1983 年四月國際鳥類保護組織於年報之中，指明台灣各界迄今未對蘭嶼角鴉的保育採取任何措施。文建會於同年八月召開文化資產委員會第五次全體委員會議時，將此案列入議程，討論決議是：「委託學者專家前往實地調查研究，俾供有關機關瞭解實況並研擬對策」，但並未付諸實行。

國際鳥類保護組織執行長應波登博士在 1983 年 10 月到台灣參加第二屆東亞鳥類保護會議，會後拜見前內政部長林洋港時，特別懇請重視蘭嶼角鴉的研究與保育，並於同年 11 月由英國致函林部長重申請求。應波登博士又於 1984 年 11 月應我國政府邀請來台訪問，在訪問期間及返國以後都曾口頭及書面要求我國有關單位及團體重視蘭嶼角鴉的保育。

文建會與自然生態保育協會合作之台灣地區具有被指定為自然文化景觀之調查研究報告（1985）中，蘭嶼角鴉也被列為現存狀況最危險，最迫切需要保育的鳥種。

附錄二 蘭嶼植被調查表

調查站：_____ 調查點：_____ 日期：_____ 時間：_____

參考圖名：_____ 參考圖號：_____ 經度：_____ 緯度：_____ 姓名：_____

(一)位置：1 稜線：_____；坡之上部：_____、中部：_____、底部：_____；鞍部：_____；
肩部：_____；河岸：_____；海邊：_____；其他：_____。

2 高度：_____ m，坡向：_____，坡度：_____。

(二)一般棲息環境：

1 闊葉林：_____，人造林：_____，混合林：_____，灌木：_____，
草原：_____，耕種地：_____，其他：_____。

2 優勢樹種：_____ 佔：_____ %

3 冠層枝條：完全重疊：_____；大部份重疊：_____；部份重疊：_____；
不重疊：_____。

4 林中樹齡：均一 _____；不等 _____。

5 干擾情形：無 _____，火燒 _____，砍伐 _____，造林 _____，崩塌 _____，
步徑 _____，營地 _____，耕種 _____，其他 _____。

(三) P.C.Q 法測定樹種：

1 _____，胸高直徑 _____ cm，距離 _____ m，高度 _____ m。

2 _____，胸高直徑 _____ cm，距離 _____ m，高度 _____ m。

3 _____，胸高直徑 _____ cm，距離 _____ m，高度 _____ m。

4 _____，胸高直徑 _____ cm，距離 _____ m，高度 _____ m。

(四) 以調查地點為中心直徑 10 m 之圓形區域內：

1 樹木總數：_____ 棵，註：_____。

2 下層植物覆蓋百分比：灌木 _____ %，茅草 _____ %，芋 _____ %，蕨類 _____ %，
() _____ %。

3 覆蓋密度：灌木：無 _____，稀疏 _____，中度 _____，濃密 _____。

茅草：無 _____，稀疏 _____，中度 _____，濃密 _____。

芋：無 _____，稀疏 _____，中度 _____，濃密 _____。

蕨類：無 _____，稀疏 _____，中度 _____，濃密 _____。

()：無 _____，稀疏 _____，中度 _____，濃密 _____。

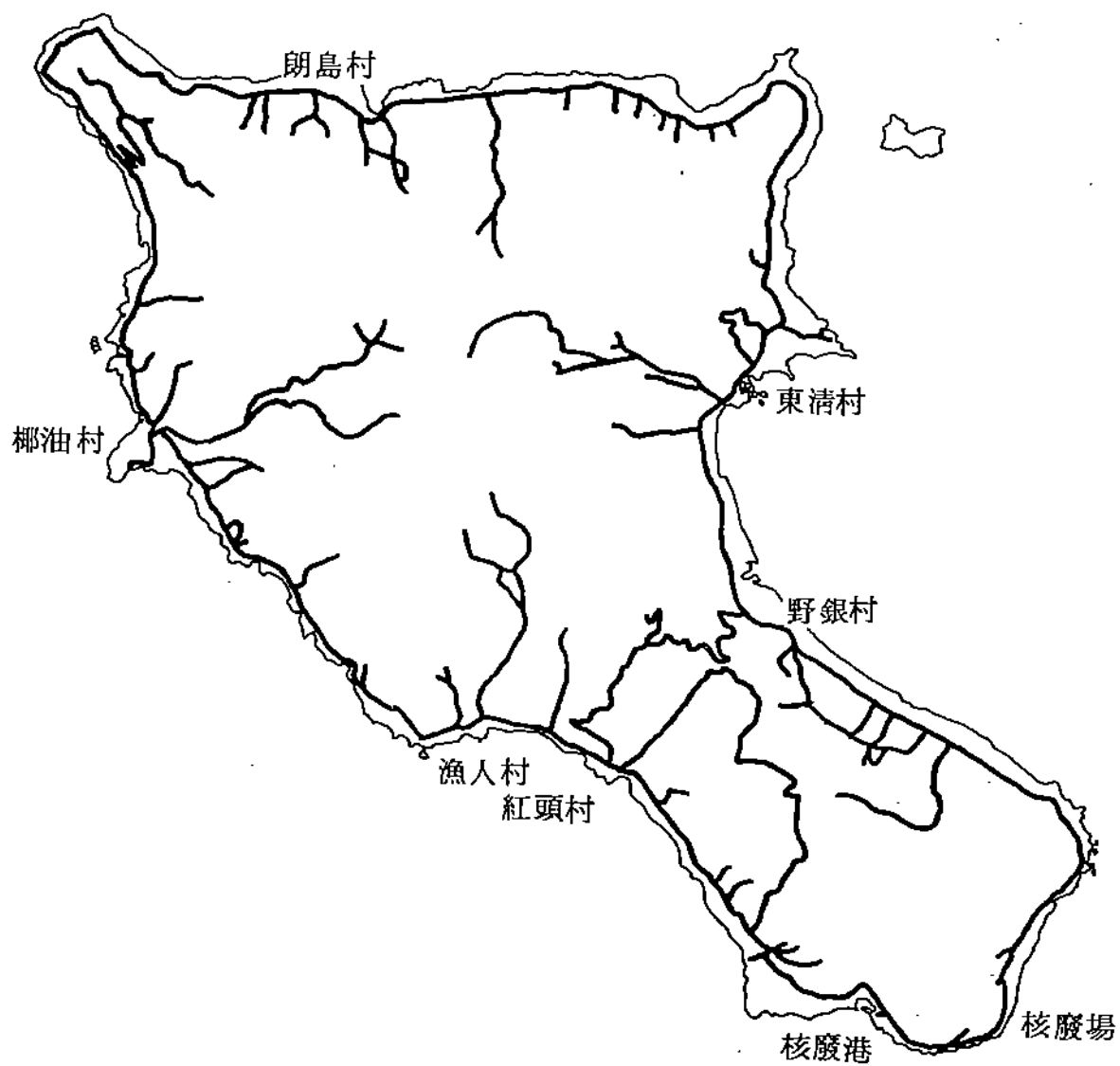
- 4.地面相對覆蓋度：地表植物_____%，落葉碎屑_____%，岩石_____%，
表土_____%，倒木／粗枝／露根_____%，
其他_____。
5. 灌木龐雜度：~~1~~ 1 _____ ~~2~~ 2 _____ ~~3~~ 3 _____
~~4~~ 4 _____ ~~5~~ 5 _____ ~~6~~ 6 _____
~~7~~ 7 _____ ~~8~~ 8 _____ ~~9~~ 9 _____
~~10~~ 10 _____ ~~11~~ 11 _____ ~~12~~ 12 _____
6. 着生植物：無____，稀疏____，中度____，濃密____。註：_____。
7. 樹洞數量：_____，樹洞情況：_____。
8. 食物繭數量：_____，食物繭情況：_____。
9. 曝光度：上_____%，E _____%，S _____%，W _____%，N _____%。

(五)備註：

六、參考文獻

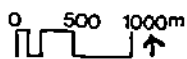
- 鹿野忠雄 1931 紅頭嶼產鳥類の生態的分佈。日本生物地理學會會報，第二卷（三號）：135—154 頁。
- 榎山徳太郎，1932，鳥類分布より見れる紅頭嶼の地位。175—274 頁。紅頭嶼生物相，日本生物地理學會。
- 佐佐木舜一 1932 紅頭嶼の植物相。298—309 頁。紅頭嶼生物相。日本生物地理學會。
- 鷹司信輔、鹿野忠雄，1934 紅頭嶼鳥相の再考察。日本生物地理學會會報，第五卷（一號）：1—24 頁。
- Hachisuka, M. & T. Udagawa. (蜂須賀正氏與宇田川龍男) 1951. Contribution to the ornithology of Formosa, Part II. Quart. Jour. Taiwan Museum 4:1-180.
- 林曜松、顏瓊芬 1982 蘭嶼與綠島風景特定區之動物生態調查報告。台灣省住宅及都市發展局，國立台灣大學動物系。
- 陳昭明、林曜松、蘇鴻傑、張崑雄 1982 蘭嶼、綠島風景特定區生態及景觀資源之調查與分析。台灣省住宅及都市發展局，國立台灣大學森林學研究所。
- 王鴻楷，1984 蘭嶼地區自然及人文資源保育與開發研究。台灣省政府民政廳，國立台灣大學土木工程學研究所。
- 陳兼善、于名振 1984 台灣脊椎動物誌。第二次增訂版，台灣商務印書館。
- 劉小如 1985 稀有及瀕臨絕種鳥類名錄，野生動物保育論文專集(一)。台灣大學動物生態研究室，27—33 頁。
- Burton, J. A. ed. 1984. Owls of the World. Peter Lowe. England.
- Barrows, C. 1986. Cool spots in hot debate. The Living Bird Quarterly. 1986 (Winter): 12-16.
- Heintzelman, D. S. 1979. Hawks and Owls of North America. Universe Books, N. Y.
- King, W. B. ed. 1981. Endangered birds of the world. The ICBP Bird Red Data Book. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C.
- Koenig, L. 1973. Das Aktionssystem der Zwergohreule *Otus scops scops* (Linné 1758). Advances in Ethology. Suppl. to J. of Comp. Ethology. No. 13.
- Marshall, J. T. 1978. Systematics of smaller Asian night birds based on voice. AOU Ornithological Monograph No. 25.
- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. Buteo Books. Vermillion, South Dakota.
- Perrone, M. Jr. 1981. Adaptive significance of ear tufts in owl. Condor 83: 383-384.
- Smith, R. L. 1966. Ecology and Field Biology. Harper and Row. N. Y.

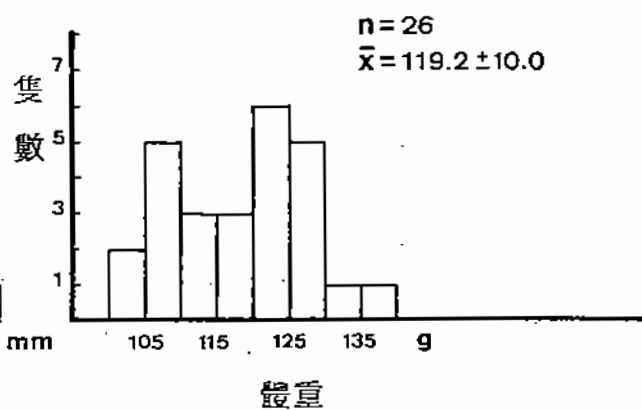
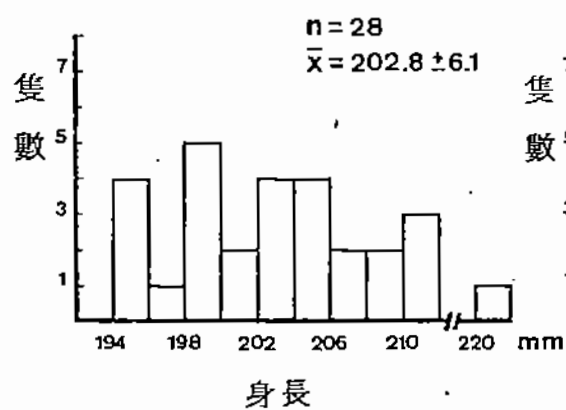
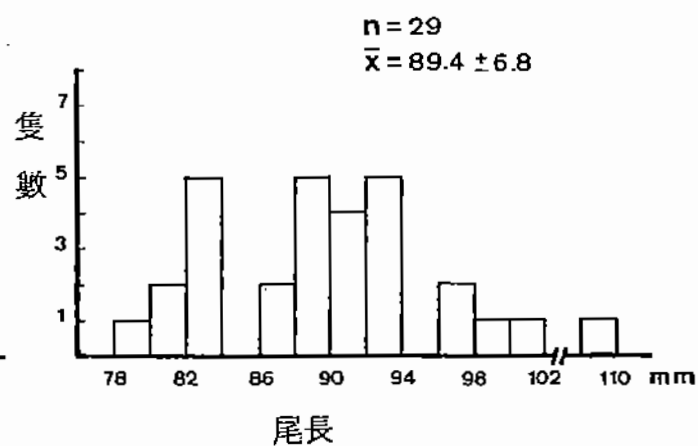
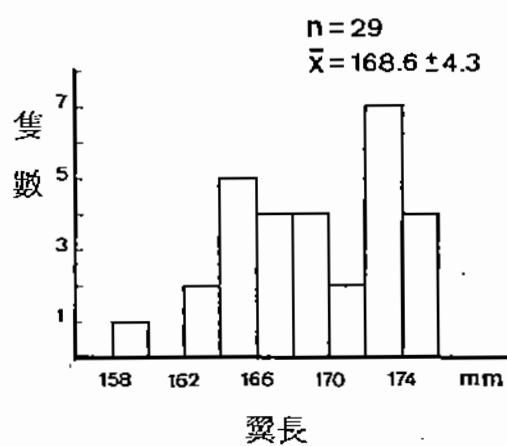
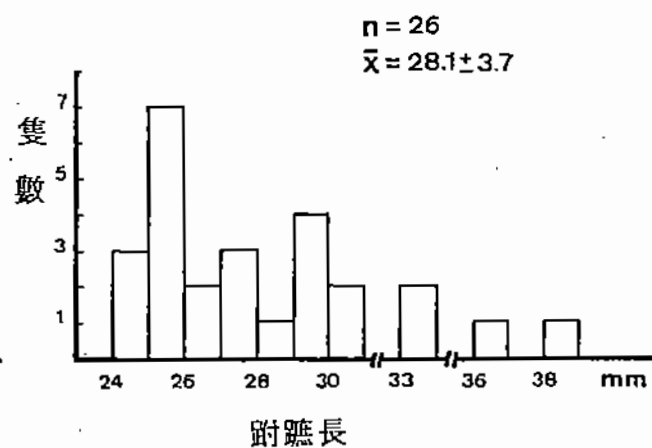
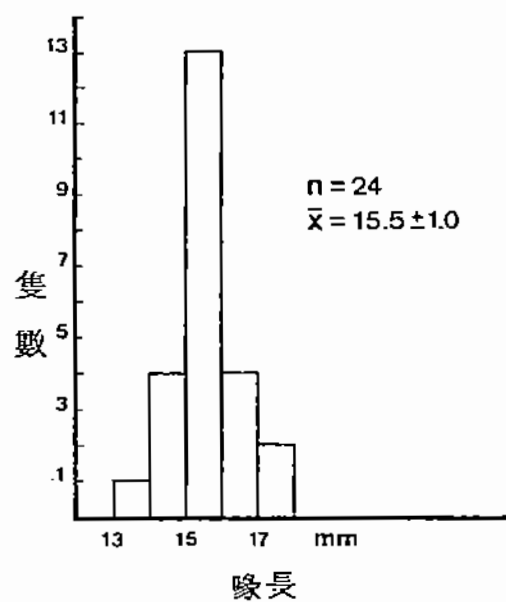
- Van Camp, L. F. and C. J. Henny. 1975. The Screech Owl: Its life history and population ecology in Northern Ohio. US Dept. of Interior. Fish and Wildlife Service. North American Fauna. No. 71.
- Winter, J. 1971. Some critical notes on finding and seeing the Flammulated Owl. *Birding* 3: 205-209.



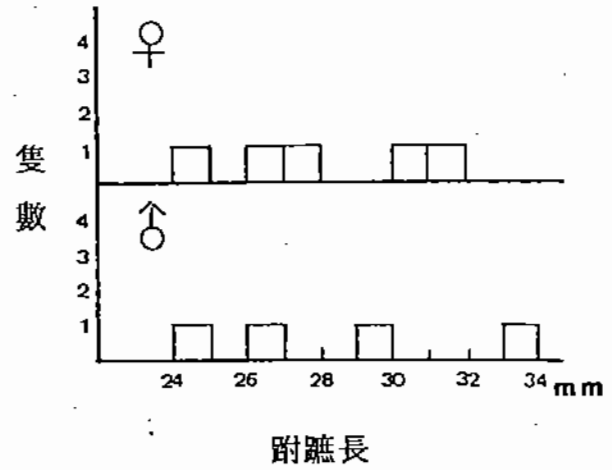
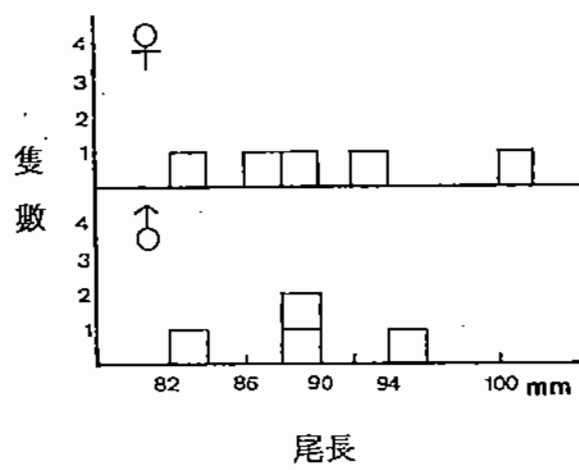
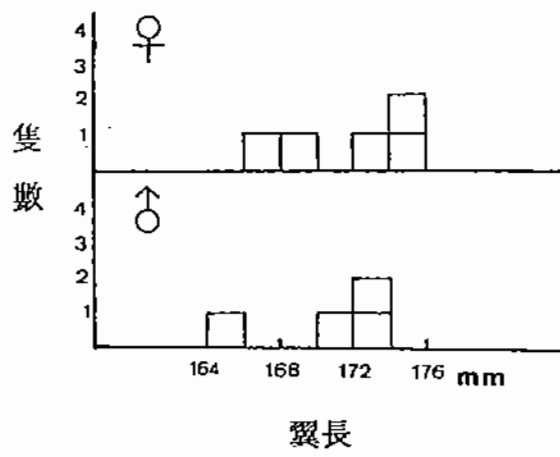
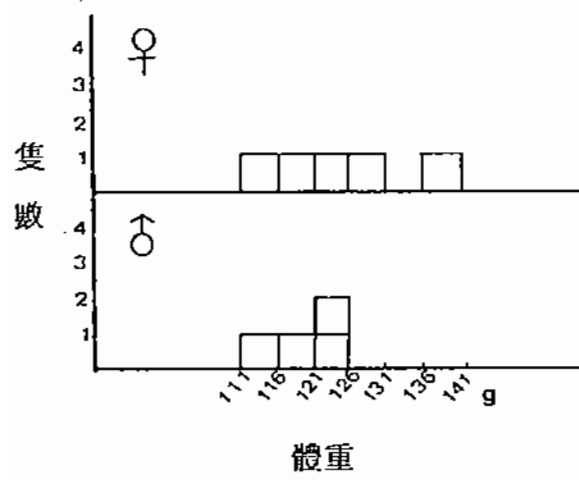
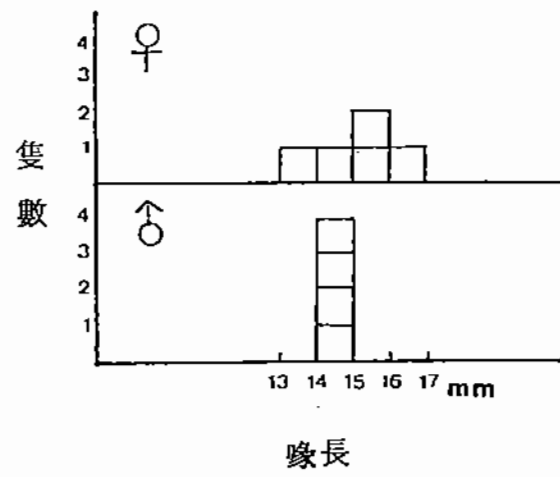
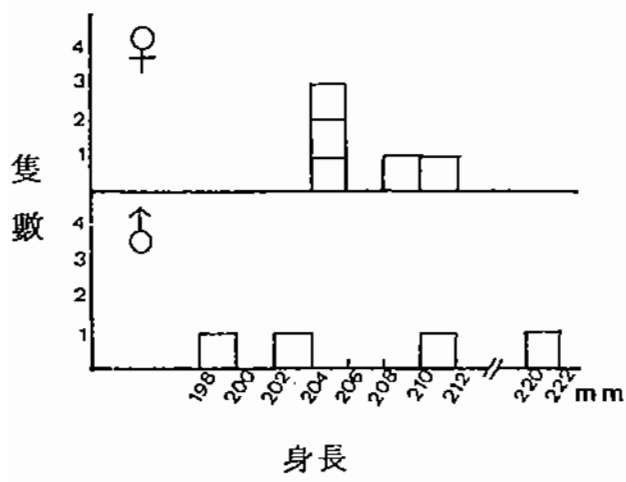
——: 調查路線

圖一 調查路線分佈

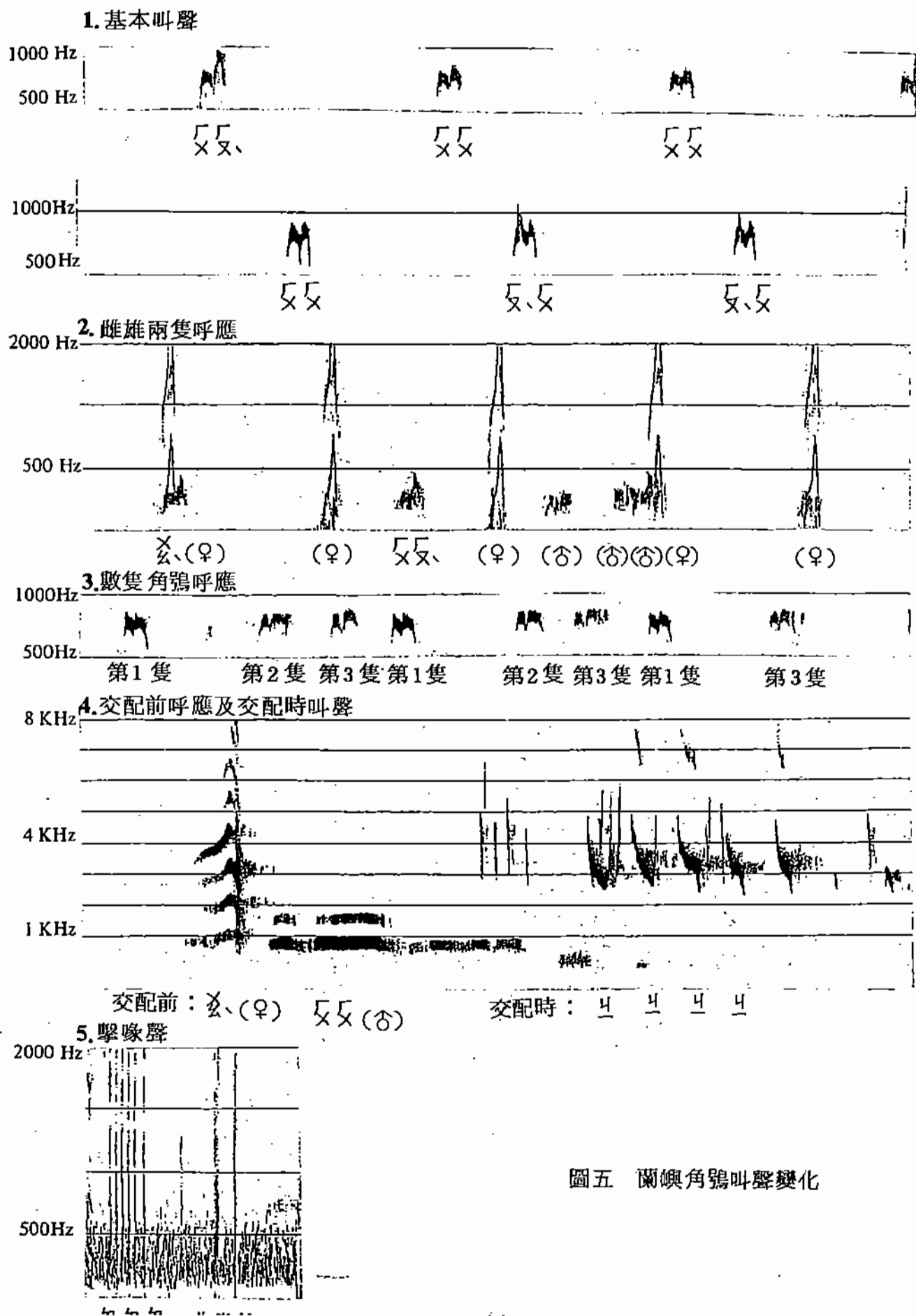




圖三 蘭嶼角鴉成鳥基本資料

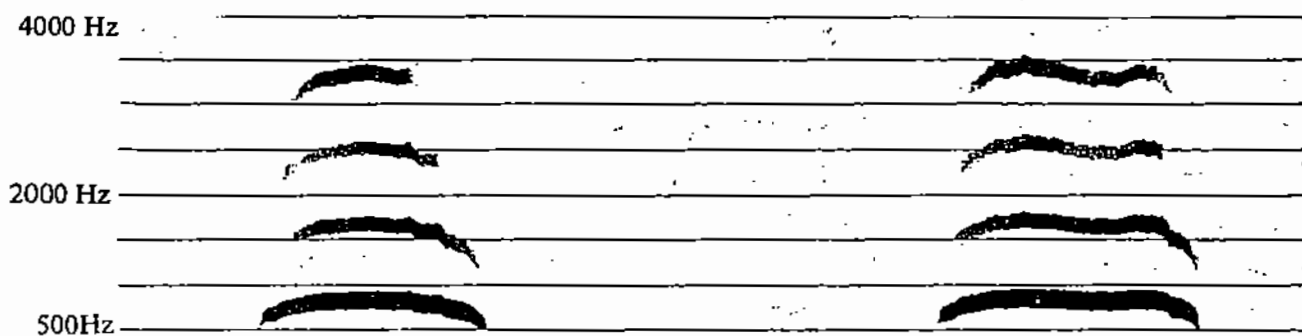


圖四 蘭嶼角鴉雌雄外形之比較

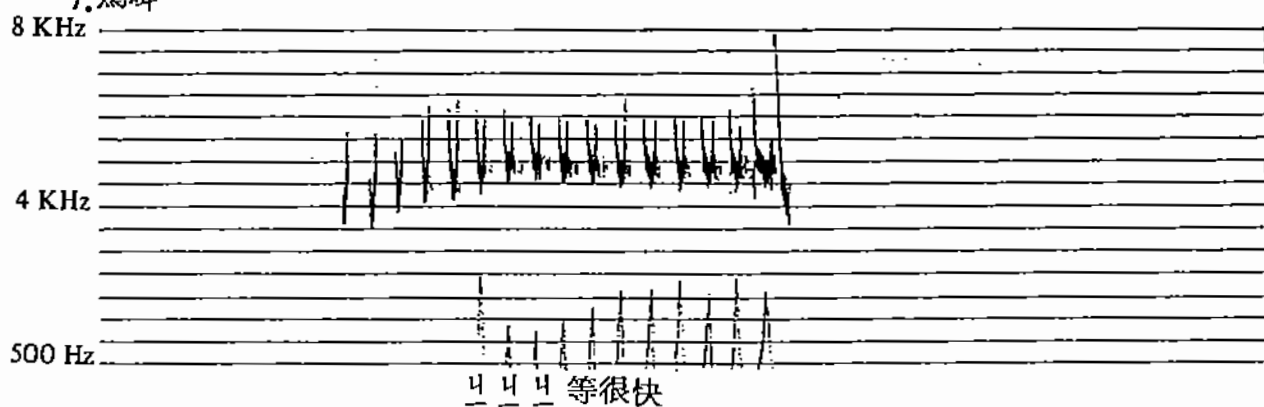


圖五 蘭嶼角鴉叫聲變化

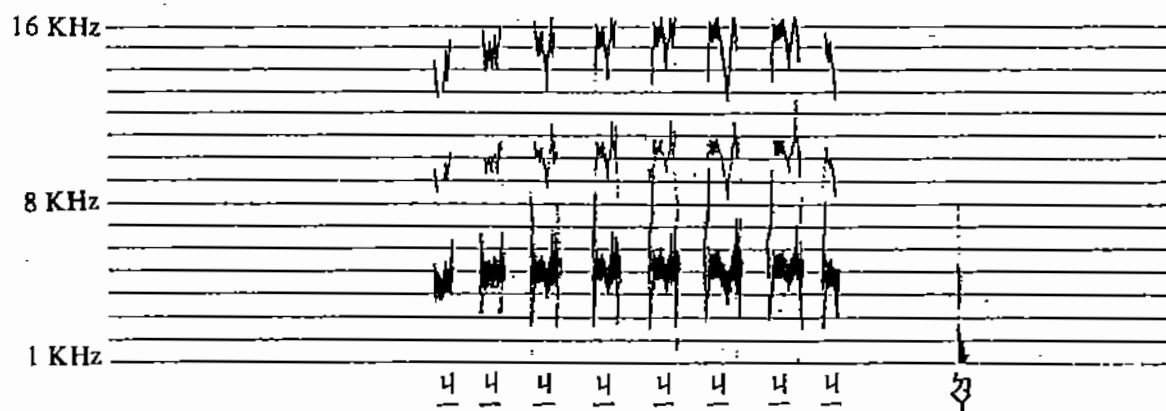
6. 怪叫，有時像貓叫，被網住時有時會發出



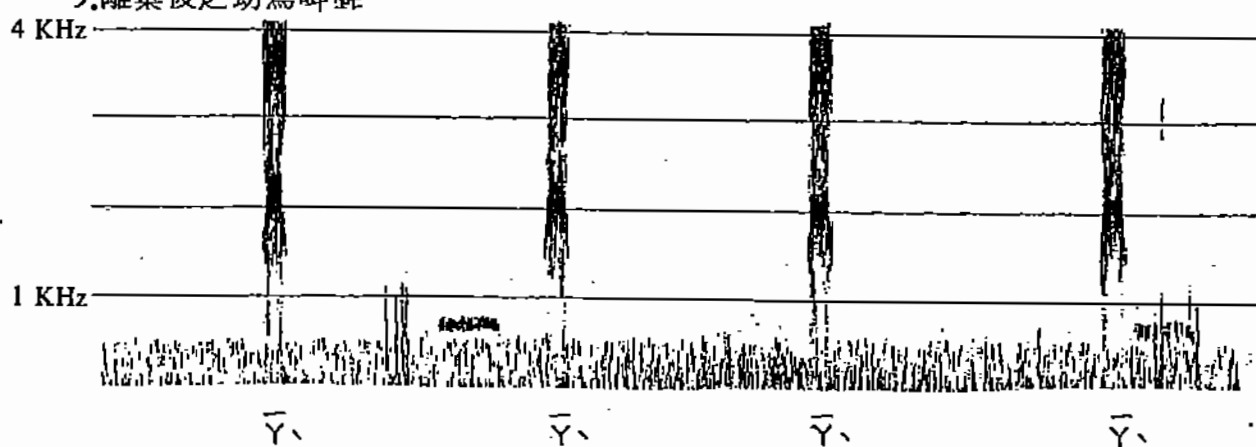
7. 驚叫



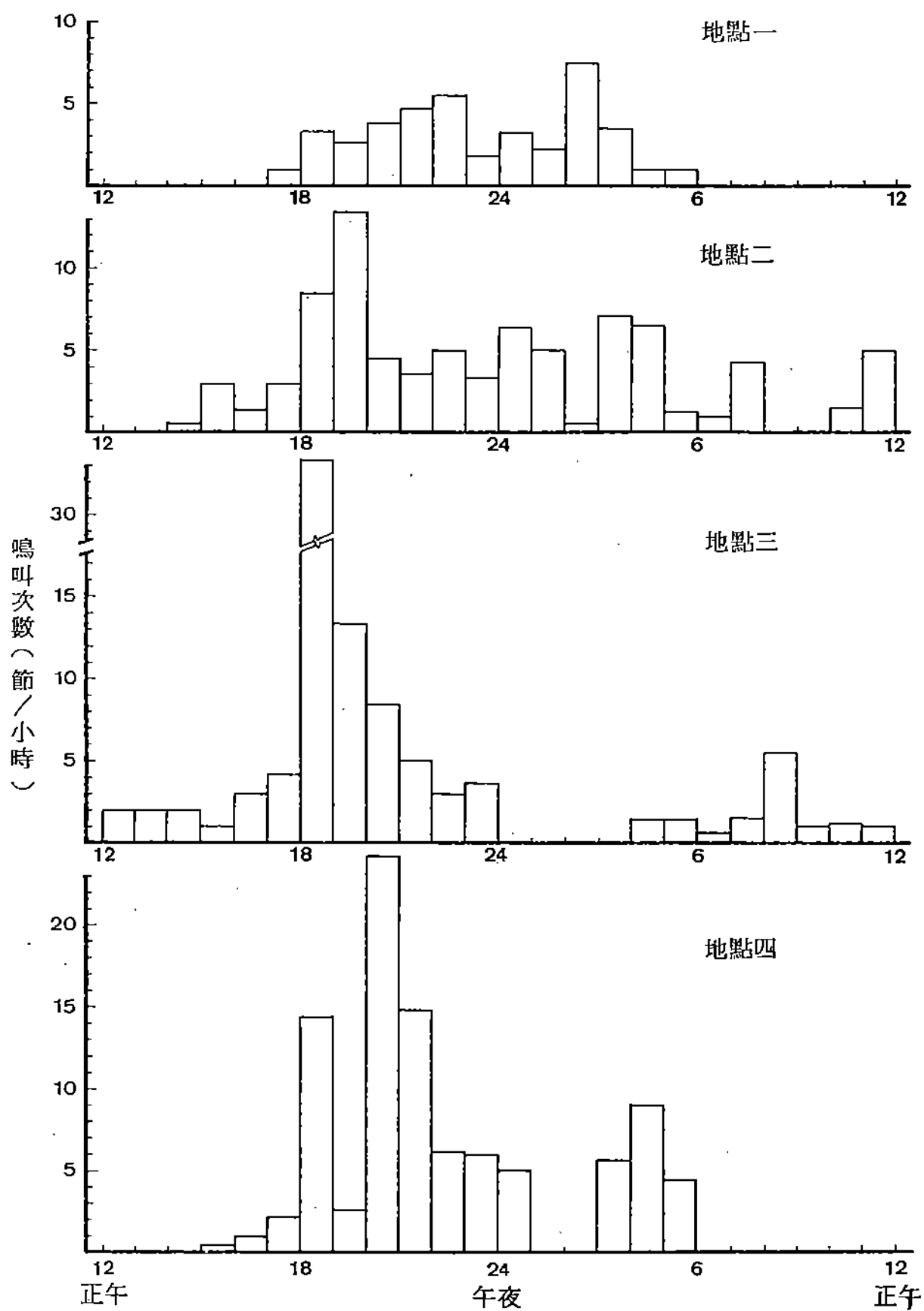
8. 幼鴉被人測量時的尖叫聲



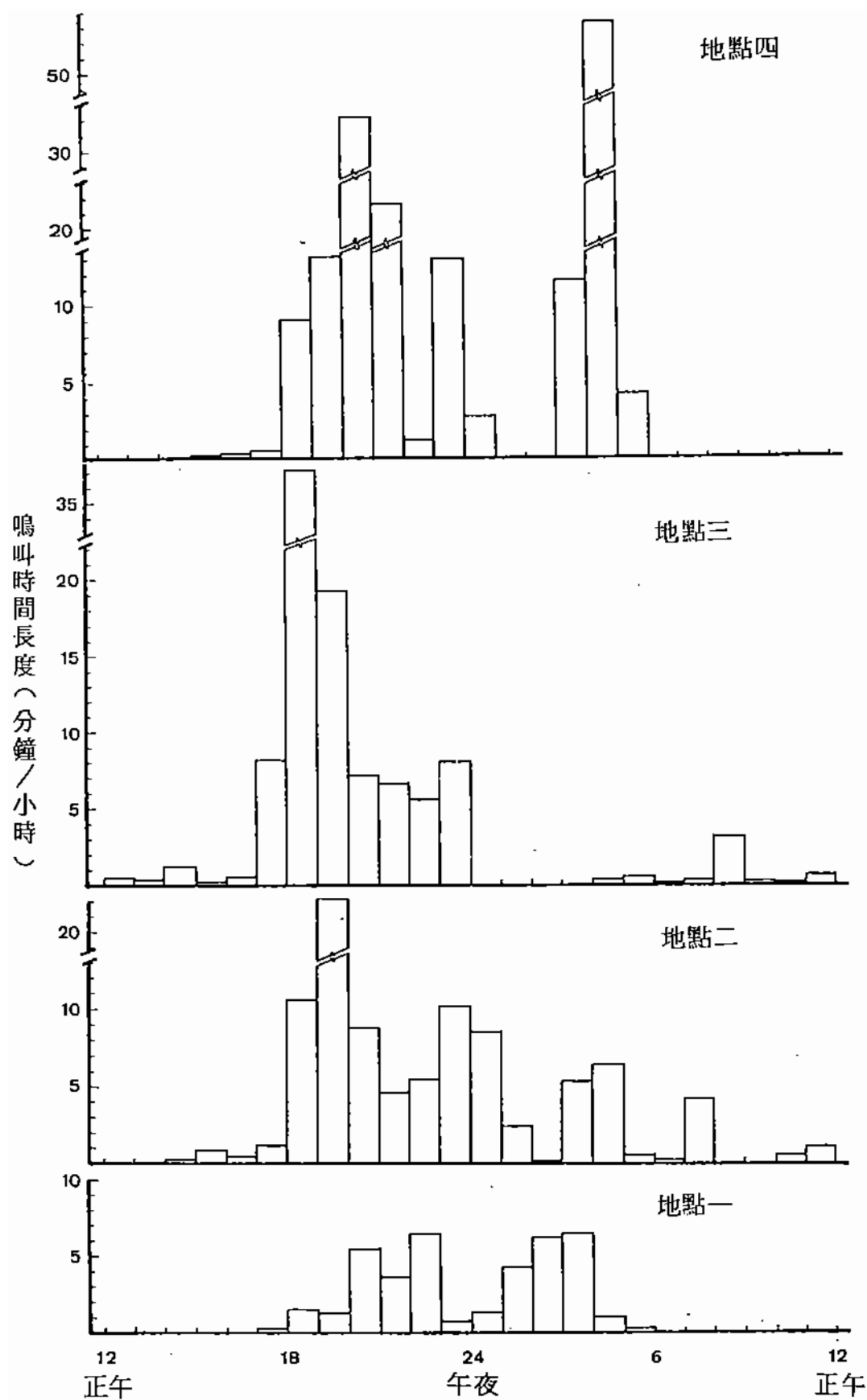
9. 離巢後之幼鳥叫聲



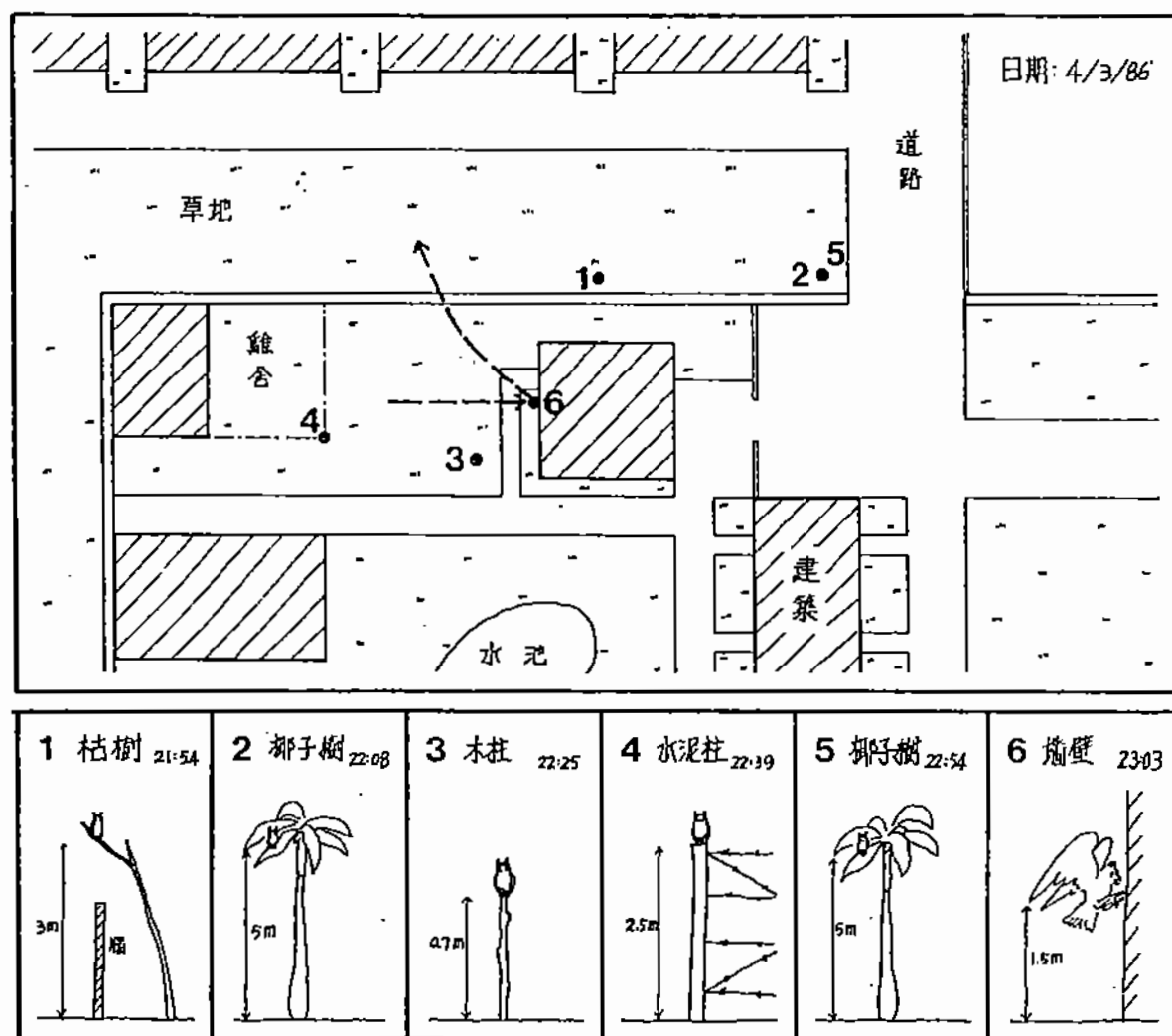
圖五 蘭嶼角鴉叫聲變化(續)



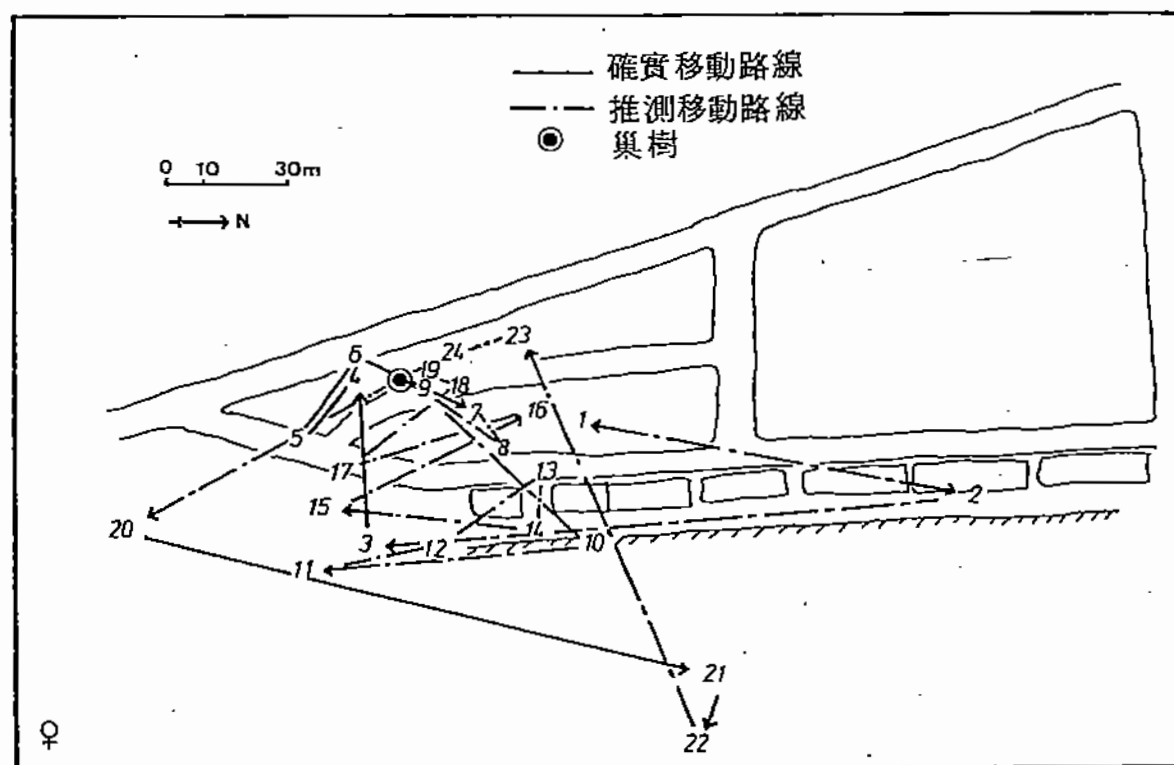
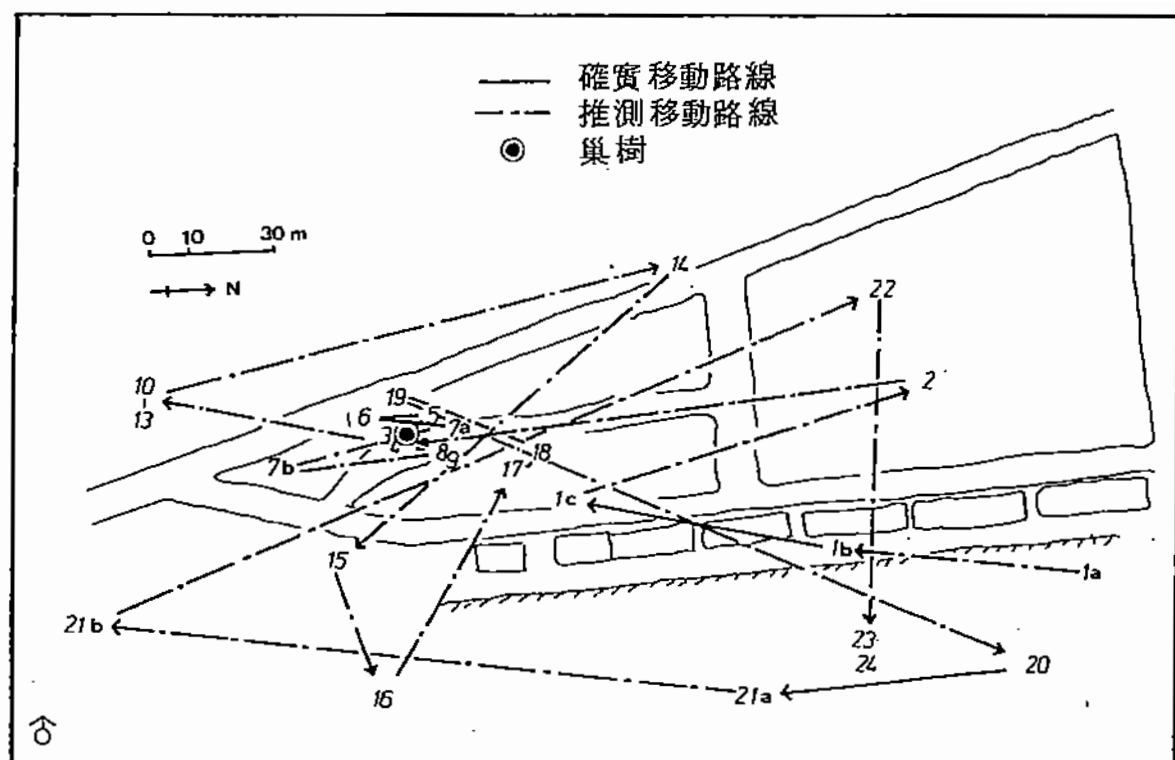
圖七 蘭嶼角鴉平均每小時鳴叫節數



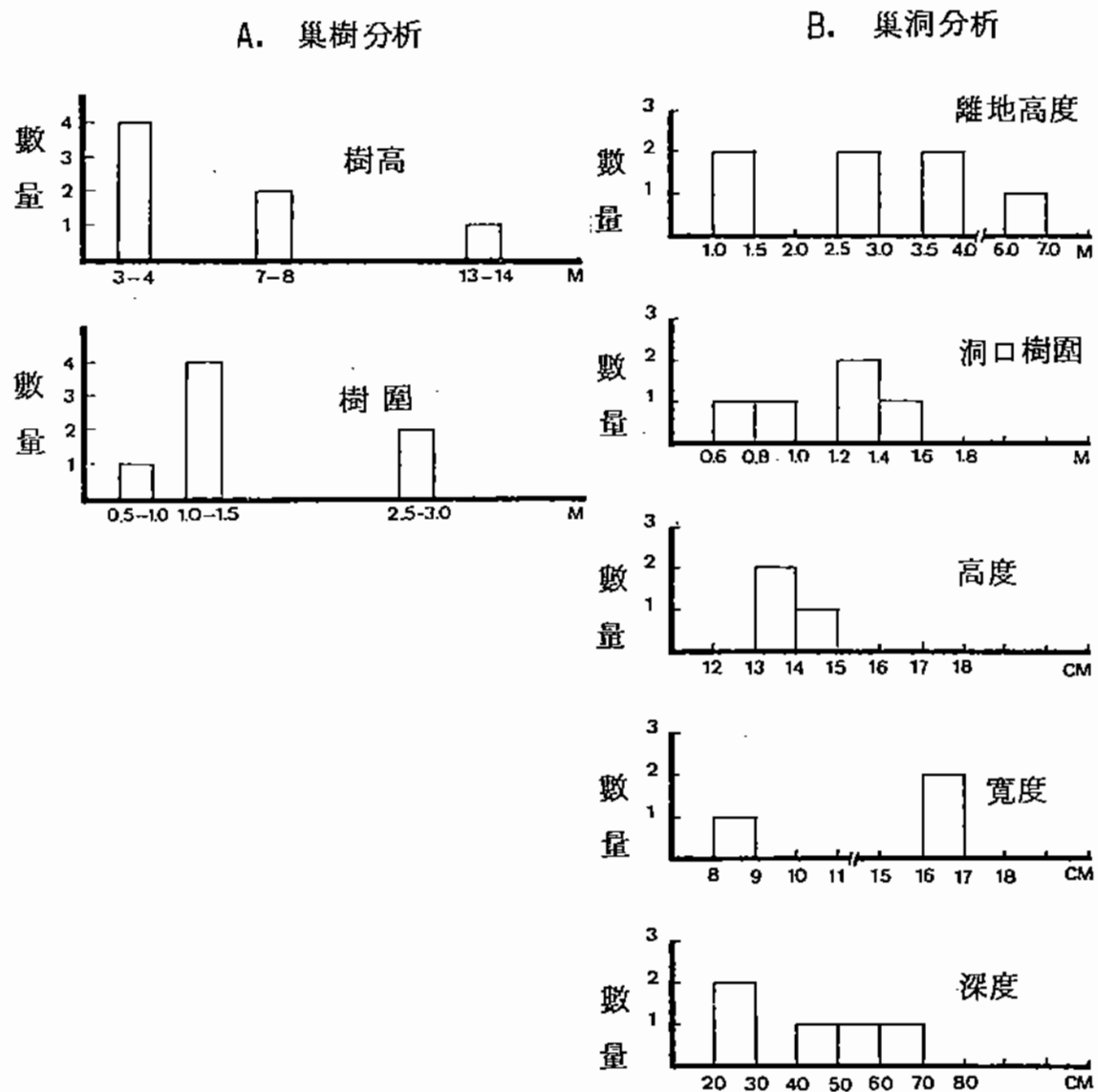
圖八 蘭嶼角鴉平均每小時鳴叫時間長度



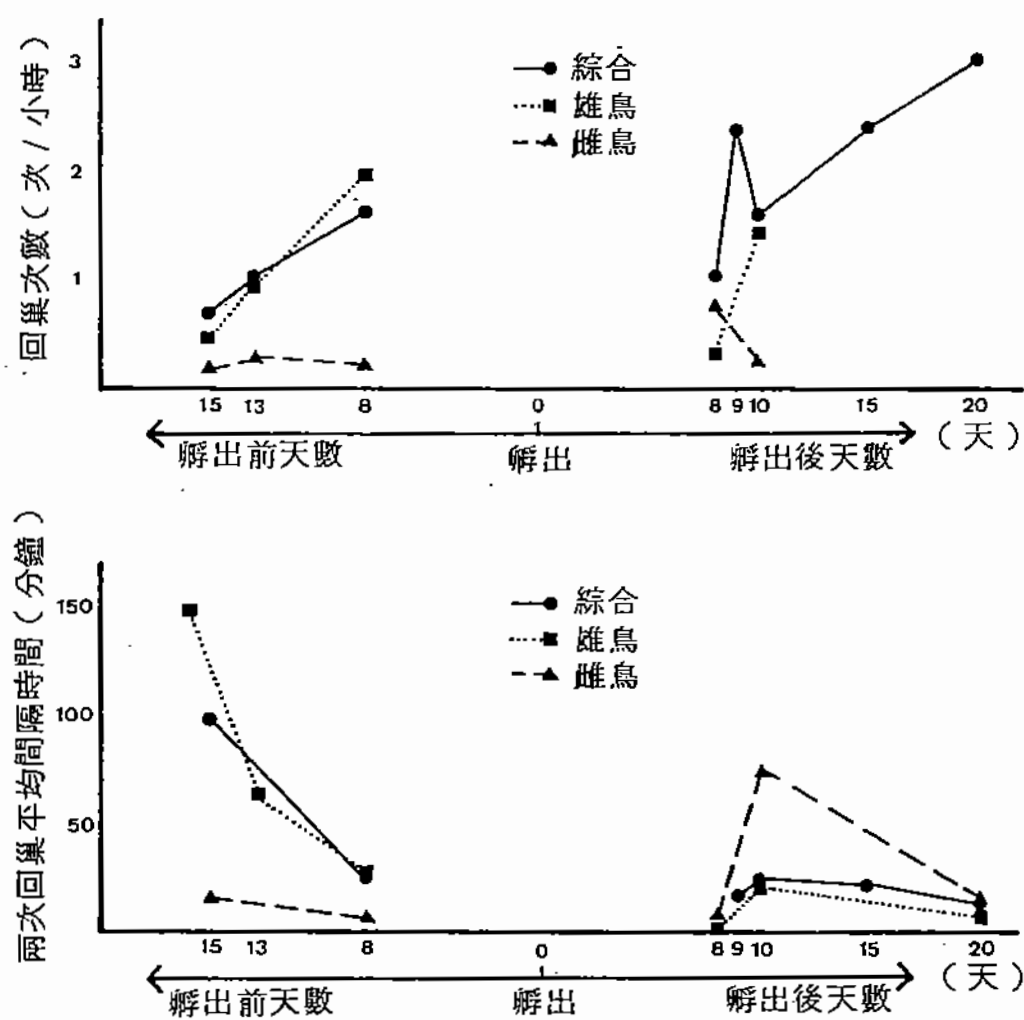
圖十一 蘭嶼角鴉覓食路線圖



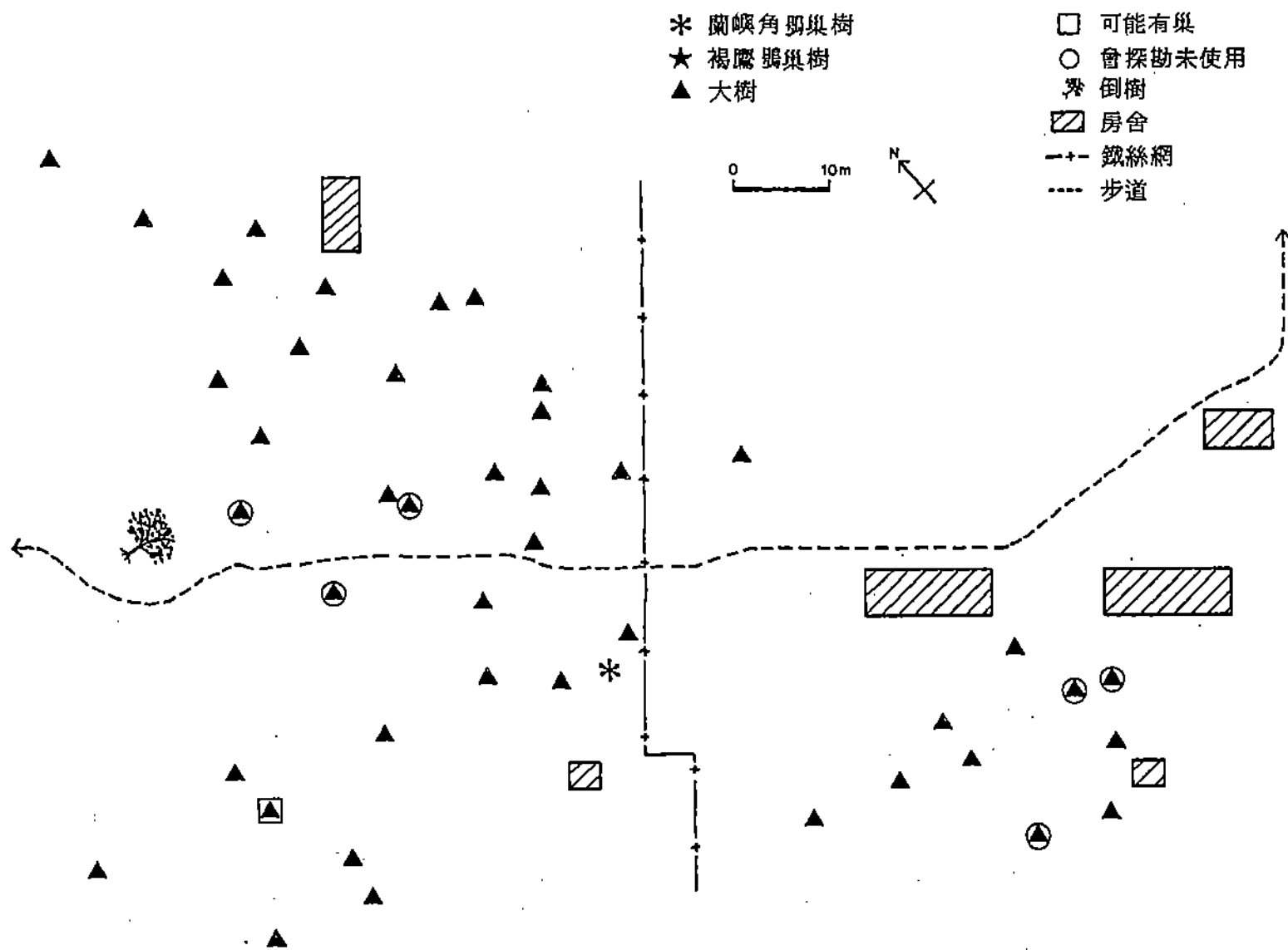
圖十二 蘭嶼角鸛夜間活動 1986/4/2-3



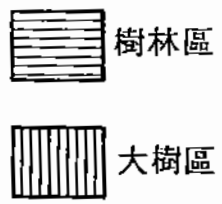
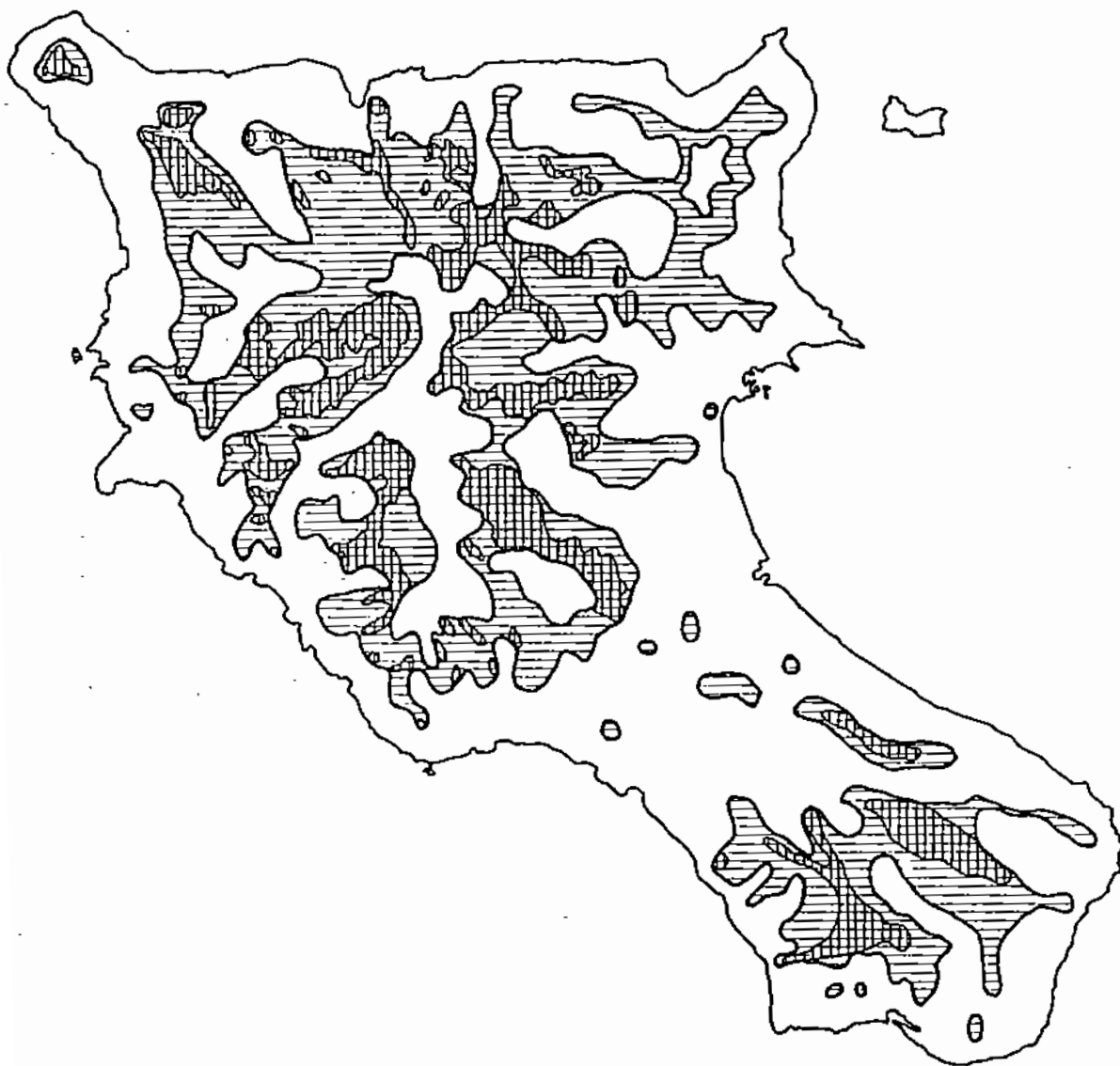
圖十三 蘭嶼角鴉的巢樹與巢洞分析



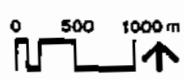
圖十五 蘭嶼角鴉對巢之照顧情況

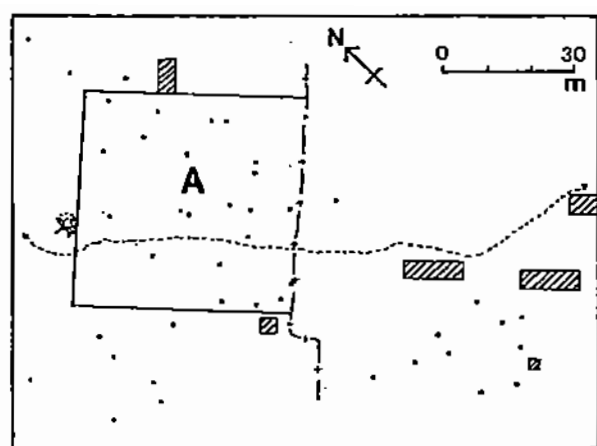


★ 圖十六 蘭嶼角鸛之巢及樹洞位置分佈

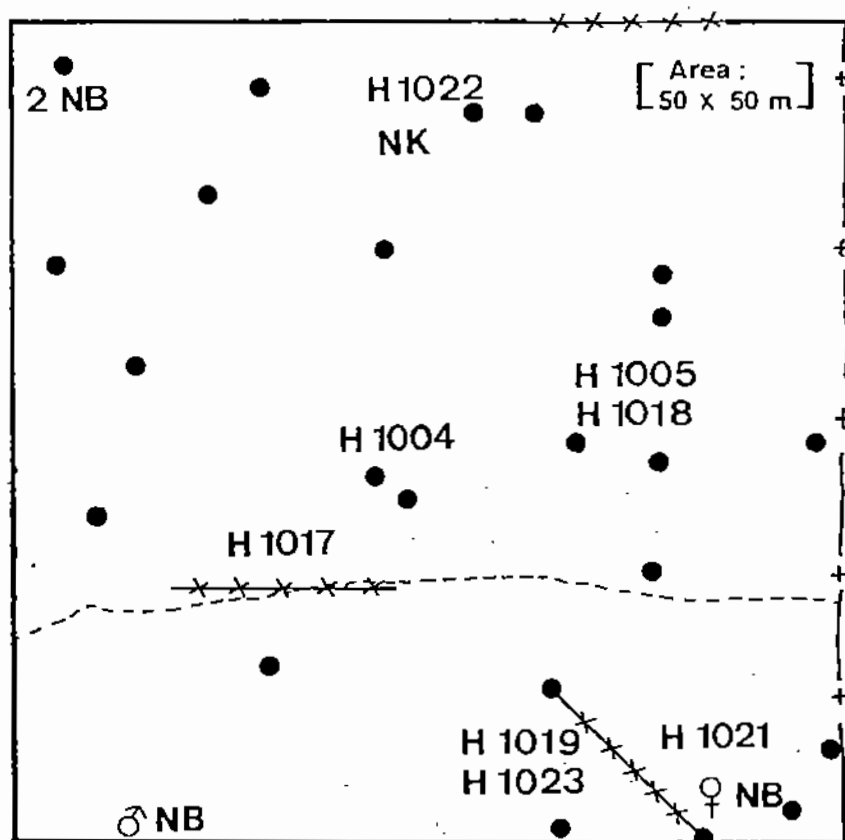


圖十七 蘭嶼角鸛現存棲地分佈狀況



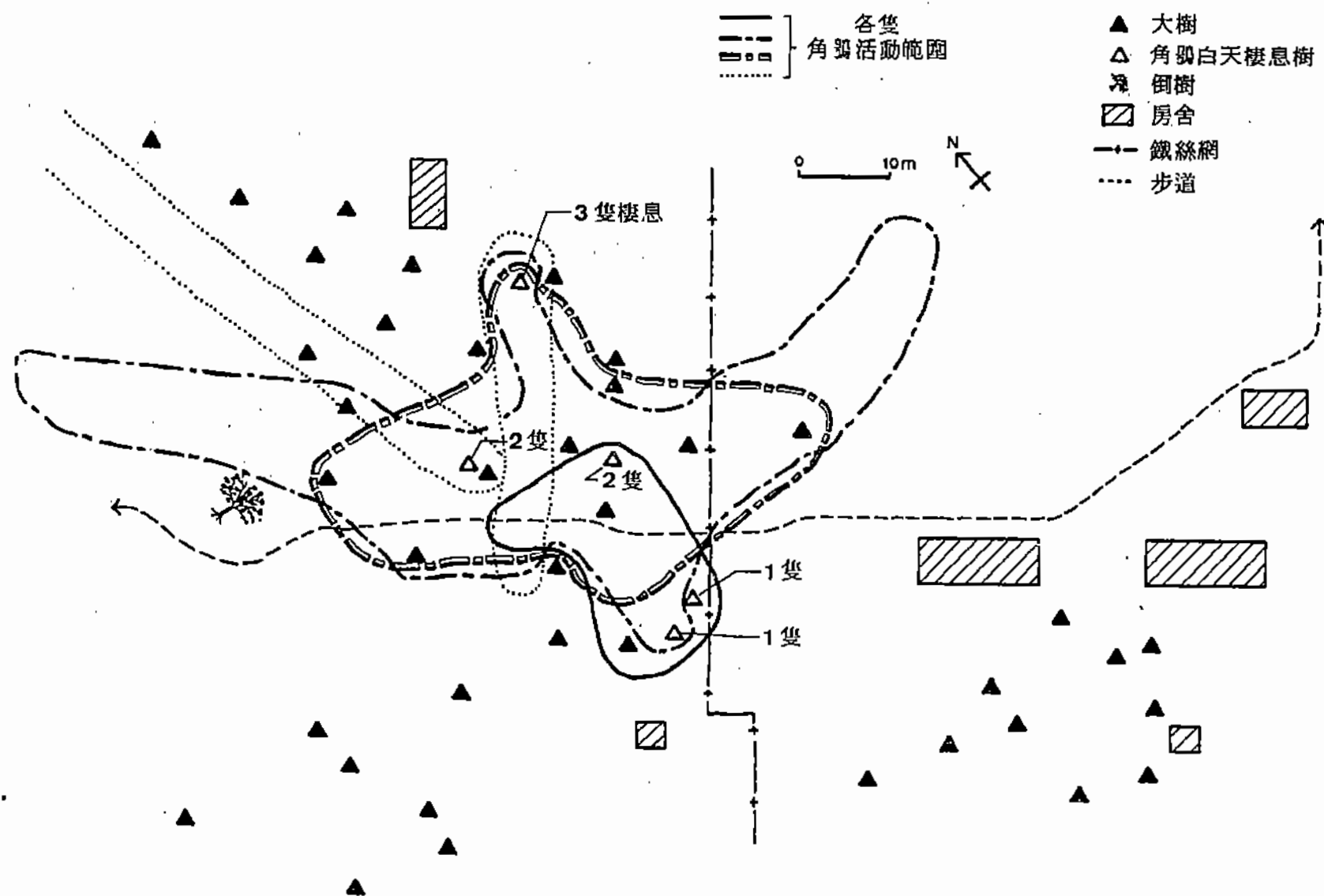


- NB 無腳環之角鴉
 NK 未見腳環之角鴉
 Hxxxx 有腳環之角鴉
 ● 大樹
 ***** 鳥網
 - - - 步道
 - + - 鐵絲網



A

圖十八 高密度地區觀察及捕獲角鴉之相對位置



圖十九 蘭嶼角鴞活動範圍

表一 蘭嶼角鴞觀察結果統計

月 份	85					86							總數
	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	
出 差 天 數	5	8	8	14	12	17	4	13	17	18	18	22	156
尋 找 角 鴞 天 數	0	5	7	11	6	10	3	10	15	15	16	16	114
觀 察 夜 數	0	5	6	10	5	10	2	9	11	12	13	15	98
觀 察 人 夜	0	6	6	11	8	10	4	9	12	16	21	19	122
觀 察 點 數	0	9	10	19	14	6	4	7	8	8	8	8	50
觀 察 點 次	0	11	17	24	16	13	5	11	20	27	25	26	195
看 見 角 鴞 次 數	0	2	2	0	3	4	10	16	30	117	291	78	553
看 見 角 鴞 隻 數	0	1	1	0	1	4	6	9	22	29	38	28	± 63
看 見 角 鴞 次 數 / 夜	0	0.4	0.33	0	0.6	0.4	5	1.8	2.7	9.8	22.4	5.2	5.6

表六 蘭嶼角鴉幼鳥測量記錄

個體	日 期	年 齡 (天)	體 重 (g)	喙 長 (mm)	身 長 (mm)	翼 長 (mm)	尾 長 (mm)	跗蹠長 (mm)
1	75年6月7日	10	72	—	—	—	—	—
1	75年6月18日	21	107	12.5	145	106	33	27.5
2	75年6月7日	10	62	—	—	—	—	—
2	75年6月18日	21	116	10.5	143	96	34	26.8
3*	75年7月25日	37*	80	13.6	158	113	40	—
3	75年7月30日	42	80	—	—	—	—	—
3	75年8月18日	61	87	—	—	—	—	—
3	75年8月21日	64	89	—	—	—	—	—
3	75年8月28日	71	95	—	—	—	—	—
3	75年9月9日	83	102	—	—	—	—	—
3	75年9月15日	89	100	—	—	—	—	—
3	75年9月16日	90	104	—	—	—	—	—
3	75年9月20日	94	102	—	—	—	—	—
3	75年9月28日	102	107	—	—	—	—	—
3	75年10月2日	106	97	—	—	—	—	—
3	75年10月21日	125	103	—	—	—	—	—
3	75年10月24日	128	106	15.5	200	157	81	29.5
3	75年11月10日	145	106	—	—	—	—	—
3	75年11月11日	146	100	—	—	—	—	—
3	75年11月12日	147	死亡					

*：此鳥年齡乃根據其離巢日期推算得到；因受傷飼養於室內，故體重可能不同於野外生存者。

表七 蘭嶼角鴞巢的命運

發 現 日 期	蛋 數	孵 化 日 期	幼鳥數	幼鳥離巢日期	離巢幼鳥數	備 註
74 年 5 月 26 日	3	—	0	—	0	大雨，巢積水。
75 年 5 月 13 日	3	75 年 5 月 28 日	2	75 年 6 月 29 日	2	1 隻在 75 年 7 月 1 日死亡。
75 年 5 月 27 日	2	—	0	—	0	颱風時巢積水。
75 年 6 月 4 日	3	—	0	—	0	大雨，巢積水。
75 年 6 月 5 日	2	—	0	—	0	蛋均破裂，原因不明。
75 年 6 月 6 日	2	—	—	—	—	情況不明。
75 年 7 月 21 日	—	—	—	75 年 7 月 21 日	3	離巢後，2 隻幼鳥被兒童捕捉

綜合結果：3 個巢被水淹沒，1 巢之蛋破裂，1 巢情況不明，2 巢共育出 5 隻幼鳥，離巢後僅 2 隻未被捉或死亡。
當地兒童報告還取過另兩巢之蛋或幼鳥。

表十 蘭嶼角鴞中網高度

中網高度(m)	空曠地區(次)	樹林中(次)
< 1	7	1
1 ~ 1.9	2	—
2 ~ 2.9	1	1
3 ~ 3.9	—	1
4 ~ 4.9	—	4
5 ~ 5.9	—	4
6 ~ 6.9	—	1
低 網 *	2	6
高 網 *	—	5

* 原記錄僅列高網或低網，未標示高度。

高網 > 3 m

低網 < 3 m

表十一 蘭嶼角鴉棲坐位置統計

巨大老樹		觀察資料	訪問資料
番龍眼	(<i>Pometia pinnata</i>)	108	—
麵包樹	(<i>Artocarpus altilis</i>)	59	1
大葉山欖	(<i>Palaquium formosanum</i>)	39	—
白 榕	(<i>Ficus cuspidato-caudata</i>)	9	—
榕	(<i>Ficus spp.</i>)	5	2
棋盤脚	(<i>Barringtonia asiatica</i>)	3	—
未鑑定樹		28	10
計		251	13
栽植或次生植物			
椰子樹		263	8
木麻黃	(<i>Casuarina sp.</i>)	15	2
咬人狗	(<i>Laportea sp.</i>)	15	—
檳 榔	(<i>Areca catechu</i>)	3	—
香蕉樹		5	—
灌 木		3	—
林 投	(<i>Pandanus odoratissimus</i>)	4	—
草 地		6	1
枯 樹		2	—
計		316	11
人工設施			
電 線		24	2
電 桿		1	2
鐵絲網柱		9	2
房舍、道路		—	5
計		34	11
合計		601	35

表十二 蘭嶼角鴉停棲位置及時間統計

A. 停棲高度		B. 停坐位置		C. 停留時間	
高 度 (m)	次 數	離主幹距離 (m)	次 數	停留時間 (分鐘)	次 數
地面 - 1	2	0	5	< 1	42
1 - 2	9	0.1 - 1	22	1 - 5	112
2 - 3	25	1.5 - 2	15	6 - 10	23
3 - 4	40	2.5 - 3	13	11 - 15	18
4 - 5	52	4	2	17 - 20	6
5 - 6	32	5	3	21 - 25	3
6 - 7	16	6	2	26 - 30	3
7 - 8	17			> 30	6
8 - 9	8				
9 - 10	7				
> 10	16				

表十三 大樹區植被分析

樹 種	棵數	每 種 樹 相對密度 (%)	每 種 樹 相對優勢 (%)	平均每種 每棵面積 (cm ²)	每種出現 頻 率 (%)	各種植物 之重要值
番 龍 眼	31	32.29	44.79	3895.87	66.67	105.15
麵 包 樹	20	20.83	37.29	5027.26	62.5	84.43
咬 人 狗	15	15.63	12.49	2244.93	29.17	40.4
木 麻 黃	4	4.17	0.28	186.78	4.17	6.21
欖 榔	4	4.17	0.17	113.49	12.5	9.6
白 榕	2	2.08	0.52	706.86	4.17	4.36
香 蕉	2	2.08	0.18	247.5	4.17	4.02
紅頭鐵莧	1	1.04	0.07	176.71	4.17	2.87
稜 果 榕	1	1.04	0.14	380.13	4.17	2.94
椰 子 樹	1	1.04	0.18	490.87	4.17	2.98
血 桐	1	1.04	0.07	176.71	4.17	2.87
大花赤楠	1	1.04	0.15	397.61	4.17	2.95
九 丁	1	1.04	0.15	415.48	4.17	2.95
蘭嶼冬青	1	1.04	0.32	855.30	4.17	3.12
無法鑑定	11	11.46	3.22	788.41	25	25.2

總棵數：96 棵

樹與樹間平均距離：7.25±6.71 m

平均密度：1.84 棵 / 100 m²

表十四 巢樹附近植被分析

樹 種	棵數	每 種 樹 相對密度 (%)	每 種 樹 相對優勢 (%)	平均每種 每棵面積 (cm ²)	每種出現 率 (%)	各種植物 之重要值
椰 子	25	58.1	78.54	678.21	81.82	177.55
木 麻 黃	9	20.9	8.69	208.39	45.45	52.32
檳 榔	2	4.7	1.19	128.91	18.18	14.98
蘭 嶼 山 欖	2	4.7	1.43	154.72	9.09	10.68
菲律賓火筒樹	1	2.3	0.52	113.10	9.09	7.37
鈍葉大果漆	1	2.3	0.61	132.73	9.09	7.46
大 葉 山 欖	1	2.3	0.82	176.71	9.09	7.67
番 龍 眼	1	2.3	0.82	176.71	9.09	7.67
麵 包 樹	1	2.3	7.37	1590.43	9.09	14.22

總棵數：43 棵

樹與樹間平均距離：18.57 ± 22.24 m

平均密度：0.29 棵 / 100 m²

表十五 被捕捉角鴞隻數與命運

日 期	被捉隻數	命 運
74年6月	1	飼養，後放飛*。
74年8月	1	飼養，後放飛*。
74年8月～9月	2	飼養，後死亡。
74年10月	2	飼養，後死亡。
74年12月	3	飼養，後2隻放飛，1隻死亡*。
75年1月	11—13	2—3隻死在網上，8—9隻被吃掉，1隻飼養後死亡。
75年2月	2	1隻被車撞死，1隻死在網上。
75年2月～3月	1	死在網上。
75年3月	10—12	1隻死在網上，4—6隻被吃掉，4隻飼養後死亡，1隻飼養後放飛*。
75年3月～7月	6—10	被吃掉。
75年7月	2	1隻賣給觀光客，1隻受傷被帶回台北療養，75年11月12日死亡。
75年9月	1	飼養後死亡。

合計：41～49隻被捉，1隻被車撞死。

* 據說放飛，但判斷極可能是死亡。

致謝與致歉

研究報告應寫得十分明確詳盡，允許別的研究人員查證，才符合科學的精神。但因蘭嶼角鴉瀕臨絕種，為避免這份報告帶給角鴉原不存在的干擾，我在這份報告中未曾使用任何地名，同時也將幾幅重要的地圖抽除，希望在有關單位沒有採取有效的保護措施之前，用消極的方式在蘭嶼角鴉與民衆之間保留一些障礙，用心在於對這種珍貴鳥種的保護。為此我要向讀者致歉，也請讀者支持與諒解研究人員對研究對象必須保有的道德責任。

這個研究計劃得以順利完成，得力於陳俊欽及許中華二位助理不辭辛苦日夜工作，從事野外資料蒐集，訪問調查，錄音，拍攝照片紀錄工作過程及角鴉行為，從事聲音分析，以及協助資料整理，繪製圖表及地圖，洽請專家鑑定植物標本，蒐集文獻資料等等，陳俊欽並協助打字印刷印製報告等工作。若非他們二人的全心投入，這種困難的研究工作在一年的研究期限內不可能得到如此多的成果。

研究人員在蘭嶼獲得許多人的照顧，尤其蘭嶼國中的余添義校長，周澤志老師，及其他老師與管理員，不但給予我們生活起居上的方便，提供設備與工作場所，並提供精神支持與鼓勵，使研究人員無後顧之憂，校中老師對研究人員長期打擾帶來的種種不便，不但沒有怨言反而都是諒解與鼓勵，周老師更是研究人員需要任何支援時求助的第一位對象。東清國小林劍盟老師，朗島國小陳秀慧老師，中山科學院唐、簡二位先生，國際燈塔林華安主任等，都在研究人員外宿的日子裡提供協助與照顧，我們不勝感激。

在研究工作及資料蒐集方面，許多人曾給予我們協助與支援，雖因限於篇幅無法一一列舉，但我們對每一位慷慨熱心幫助我們的人都是滿心感謝。馬竭爾博士提供多卷錄音帶；康奈爾大學聲音研究室借用集音盤及指導錄音技巧；周澤志老師及謝正生、黃天成、江東山、張金龍四位同學提供角鴉巢及蛋的資料；胡文生及胡龍雄二位同學協助研究人員爬樹探巢；杜銘章指點路徑；林良恭教導捕捉鼠類的技巧；李進興、姚正得參與野外資料收集；蘭恩幼稚園林茂安先生協助向當地居民宣導角鴉的重要；居民林進堃及江東山同學將捕得的角鴉送給研究人員；上述諸位均對研究成果有重要的貢獻。

台灣大學土木研究所米復國先生提供蘭嶼地圖及有關資料，使計劃進行減少許多困難；林務局航測所廖閱郎秘書指導空照圖研判；林業試驗所呂勝由先生指點植物標本採集及保存技巧並鑑定植物標本，台灣大學植物系郭城孟教授及于宏燦助理也協助標本鑑定，使我們對蘭嶼植被有較正確的認識；台灣大學動物系吳海音同學、獸醫系金仕謙同

學幫忙蒐集文獻資料及飼養受傷的幼鴉；自然生態保育協會給予行政上的協助；農業委員會吳英陵技正及有關人員諒解本計劃野外工作的特殊情況與要求，儘量給予方便與支援；郭硯敏、許鈺鸚、林惠真、王金源等幾位助理犧牲假日協助分析資料、繪製圖表與打字等，謹在這兒一併致謝。

The Biology of Lanyu Scops Owl
(*Otus elegans botelensis*)

Lucia Liu Severinghaus

ABSTRACT

The Lanyu Scops Owl is endemic to Orchid Island (Lanyu) southeast of Taiwan. This one year study investigates the species' current status, distribution, and natural history on Orchid Island. Methods used included a literature search, interviews of local people, and field studies of the species' ecology, behavior, and breeding biology.

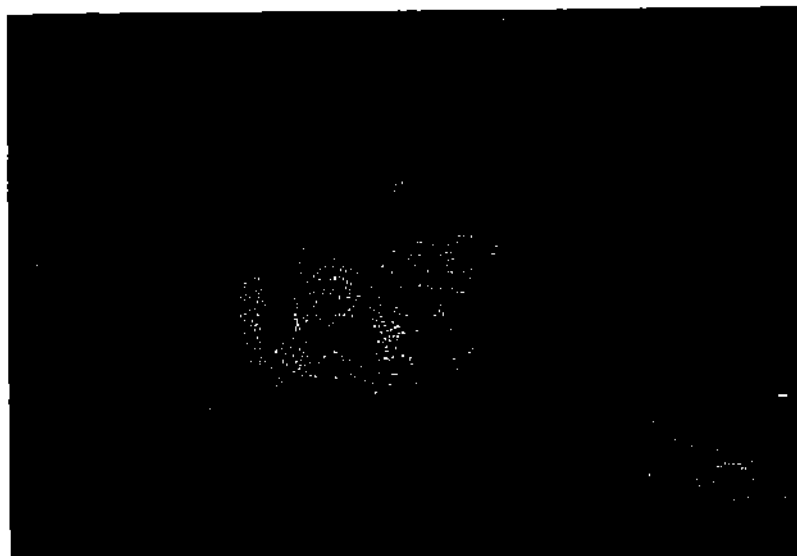
The results show that from 150 to 230 owls still exist. They are largely insectivorous. Their prime habitat of mature forest with old trees has been greatly reduced, but the species does use some areas highly altered by people. They breed in pairs and seem to maintain no territories. Multiple copulations take place prior to egg laying. There is courtship feeding and precopulatory dueting as well as copulatory vocalization. Clutch size is two or three, and the female does all the incubation. Incubation time is unknown. Young are fed by both adults and fledge in 32 days. Parents continue to care for the young after fledging for at least 18 days. Breeding success is severely limited by lack of suitable nest holes. Hunting pressure is high given the small population size and the low productivity.



圖片一 一對蘭嶼角鴉白天停坐在樹枝上休息。

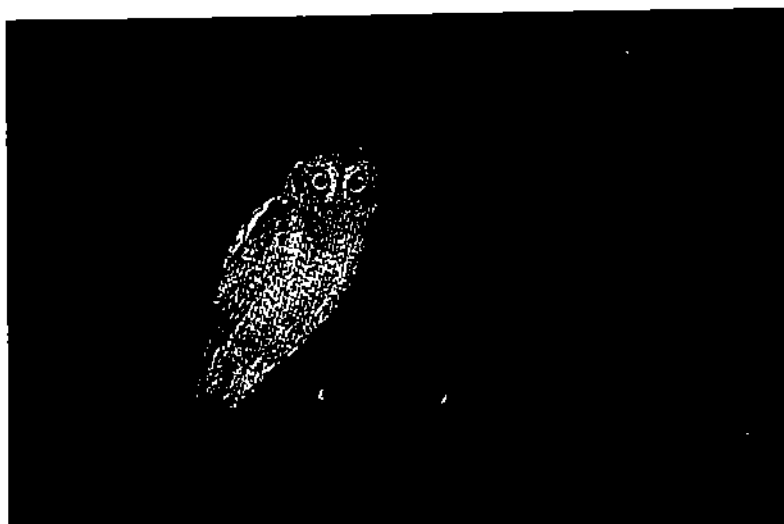


圖片二 一個破損程度嚴重的巢，由外面即可看見雌鴉在巢中孵蛋；不幸此巢在大風雨中被毀，迫使親鳥棄巢。



圖片三 孵出後十天之幼鴉，
養在室內療傷約二個月大之亞成鳥，
與繫放時捕得的成鳥羽色比較。

圖片四 離巢半個月左右的幼鳥仍
不太會飛，喜停坐在電線上。

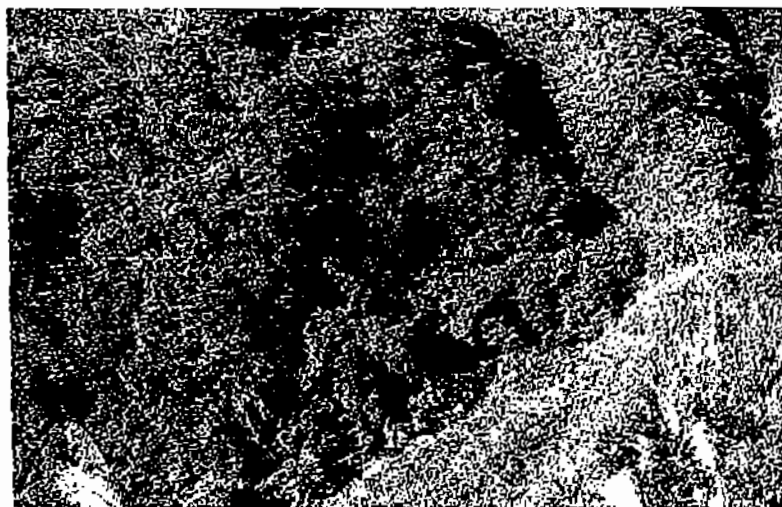




圖片五 蘭嶼角鴉中網高度離地面很近。



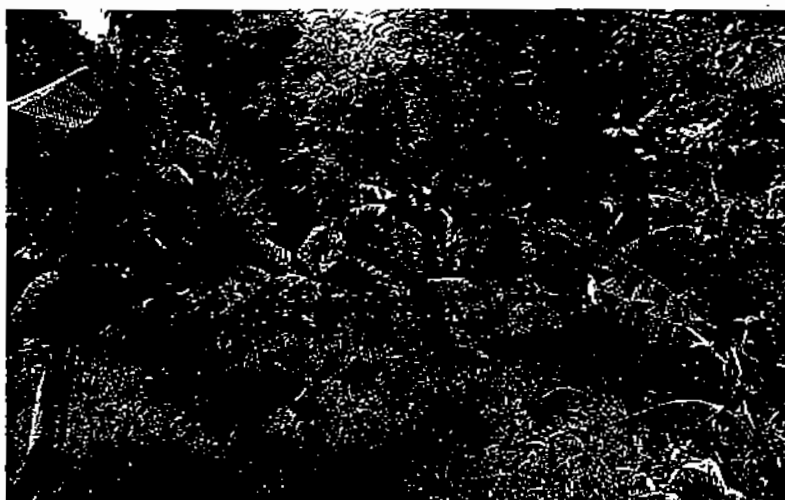
圖片六 蘭嶼角鴉停坐在椰子葉柄上。



圖片七 最好的蘭嶼角鴉棲息環境是大樹區。

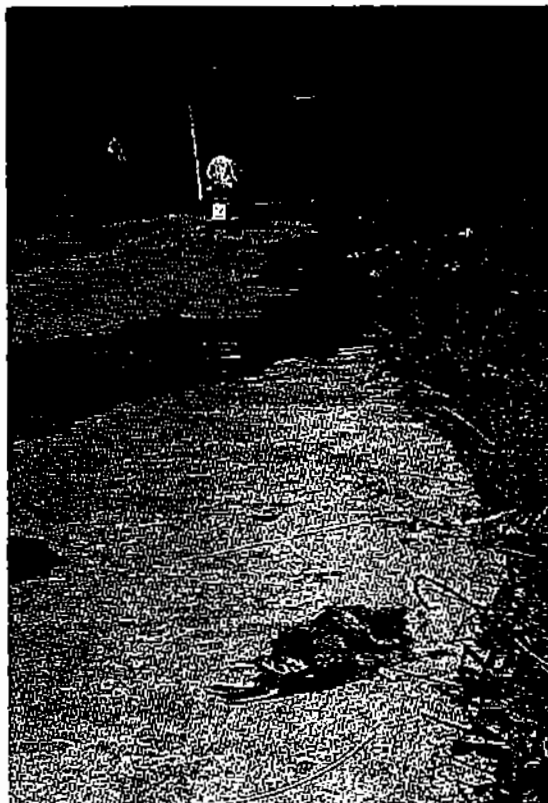


圖片八 人工改變過的環境也有角鴉棲息，但密度很低。





圖片九 居民張網捕鳥，有時數天才查
 ↑ 網一次，網邊常可見已在網上
 腐爛後，散落地上的角鴉殘骸。



圖片十 蘭嶼車輛逐漸增
 ↑ 多，也有角鴉被
 車撞死的事件。



圖片十一 研究鴉類必須夜間
 ← 工作，研究人員正
 在測量記錄剛捕得
 的角鴉。



圖片十二 研究人員於白天探堪
 → 地形，繪製植被圖。

南仁山水域雁鴨之生態研究

王 穎 陳翠蘭

摘 要

南仁山位於恆春半島，是台灣特殊而少有之熱帶季風林區，其間鳥類衆多，每年都有大批候鳥途經停息。本研究受墾丁國家公園管理處之委託，於民國73年7月至75年6月在南仁水域收集水鴨之生活資料，以爲日後經營管理之依據。由近400小時的觀察得知，該處出現之雁鴨有小水鴨 (*Anas crecca*)、尖尾鴨 (*A. acuta*)、琵琶鴨 (*A. clypeata*)、赤頸鳧 (*A. penelope*)、野鴨 (*A. platyrhynchos*)、花嘴鴨 (*A. poecilorhyncha*)、白眉鴨 (*A. querquedula*)、及澤鳧 (*Aythya fuligula*) 等8種，於每年10-4月在該處過冬，高峯期爲12-1月間，數量近400隻，以小水鴨爲主(95%)。其停留期間，雌雄間之行爲差異不大，每天平均花在各項行爲之比例分別爲休息(65.11%)、修飾(21.92%)、位移(9.29%)、攝食(2.98%)、警戒及其它行爲皆在1%以下。一日中早(8-9時)晚(13-15時)各有一修飾之高峯，位移則集中在中午(11-13時)或下午(13-15時)；覓食活動亦有二高潮，一爲8-10時，另一爲16-17時。鴨群主要活動於A、D二區草澤，其分佈受人爲干擾及水位上昇的影響。第二年有往A、D二區內陸遷移的趨勢，而常見之活動族群亦由大(> 20)變小(< 10)。以目前的情況來看，如無持續的人爲干擾，該區將爲理想的雁鴨保護區。

前 言

南仁山位於恆春半島東南，在北緯22度5分，東經120度50分附近(圖1)，全區面積共5,158公頃，此間地形複雜，地處偏僻，交通不便，大部分山區仍被原始而茂密的樹林覆蓋，屬熱帶季風林(黃，1985)，此地年溫差不大，氣候溫暖，終年都有草木生長。其間溪澗短而水量小，除獨立的南仁古湖形成較早外，天然的水域極少。近年

低，小群之點數升高。

水鴨的活動模式

在近 400 個小時的觀察中得知，水鴨的活動可分為休息 (Resting)、位移 (Locomotion)、修飾 (Comfort)、攝食 (Feeding)、警戒 (Alert) 等五大類及其它較少見的行爲如展翅 (wing stretching) 等。由白晝 (7-17 時) 活動量來看，小水鴨每天花在休息的時間最長，幾乎隨時可見族群內有半數以上的個體在休息 (I : 63.94 % , II : 66.28 %) ; 修飾行爲可分為理羽 (Preening) 和洗澡 (Bathing) 二種，為除休息外最常見之活動 (I : 20.48 % , II : 23.36 %) 。二者間又以理羽佔絕大多數的時間 (二者之 95% 以上) ; 個體位移之方式包括步行 (Walking)、游泳 (Swimming)、飛行 (Flying)、飛跳 (Jumping) 及追逐 (Chasing) 等佔 9.29 % (I : 10.88 % , II : 7.69 %) , 其中游泳所佔之比例最高 (7.87 %) , 走路次之 (1.48 %) , 其它三種行爲皆在 1 % 以下 ; 而攝食活動約佔 3 % (I : 3.63 % , II : 2.36 %) ; 警戒及其它行爲皆小於 1 % 。另就性別的差異而言，雌雄水鴨行爲模式相同，所花在各項活動的時間亦非常相近 ($r = 0.99$) , 二者無顯著的差異。

若就各項行爲在一天的分佈時間來看 (圖 4) , 從早到晚時時皆有 20 % 以上的個體在活動，而兩年皆各有一活動高潮，第一年在 11-12 時間，此時約有近 60 % 之個體在活動 ; 第二年在 13-15 時間，平均約有 50 % 之個體在活動。修飾的行爲二年皆同，在上下午各有一高峯，上午 8-9 時約有 $\frac{1}{4}$ 個體在理羽或洗澡 ; 而下午之高峯在 13-15 時，此時亦有近 $\frac{1}{4}$ 之個體在修飾，位移行爲第一年之高峯在 13-15 時，有近 20 % 之個體在移動 ; 第二年為 11-13 時，此時可見 25 % 之個體在活動。而攝食行爲亦有二高潮，上午為 8-10 時，平均約有 5 % 以上之個體在覓食，下午之高峯第一年由 14 時開始，而於 17 時達最高，此時約有 6 % 之個體在覓食 ; 第二年則在 16 時以後達到高峯，約有 4 % 之個體在覓食。

周遭環境對水鴨之影響

小水鴨受周遭環境影響很大，可分為動物和人的干擾兩種，就動物方面而言，在水鴨生活的環境中，常見有白鷺、水牛、田鷄 (*Capella gallinago*)、小環頸鴉 (*Charadrius dubius*) 等在附近活動。在所有的觀察中，未曾見過小水鴨對在其附近 (2-5 公尺) 覓食的鷺或鴉科鳥類有任何警戒或攻擊行爲，而在近 30 次小水鴨和白鷺同時同地出現的記錄中，有 18 次小水鴨產生警戒行爲，有時白鷺的飛起或降下亦會造成水鴨的騷動。對於偶

然飛臨的猛禽類如大冠鷲 (*Spilornis cheela*) 等亦常會造成水鴨群中警戒個體的增加，甚至飛離現場。

當有遊客經過或接近水鴨活動的區域時，亦會使水鴨行為產生改變，先由部分的水鴨產生警戒行為，如干擾持續，則其對人的戒心或可由其受干擾後，是否飛離現象及逃避的距離長短來推斷，以小水鴨在 A、D 二區活動為例，若干擾輕微而短暫，水鴨常會短飛至該區深處與干擾保持一定距離，而若干擾持續，則其常會凌空而起，在該區上空盤旋或飛往它區停留，在第二年 47 次的人為干擾的情況下，小水鴨多由 A 區飛往 D 區，D 區往 A 區或 E、F 區，而水鴨群數之大小多在 50 隻以內，佔全部觀察群數 82.1%，依次為 50-100 隻 (11.9%)，100 隻以上者極少僅 6%。

討 論

種類、數量及停留時間之探討

南仁山水鴨依其在區中停留時間可分為過境 (Transient) 及過冬 (Winter-resident) 二種。前者如尖尾鴨、白眉鴨、及赤頸鴨等在南仁山停留時間多在一個月以內，可能僅是過境在此停留者。而小水鴨、綠頭鴨及花嘴鴨連續三個月皆曾見其踪跡，且有達六個月之久者。以綠頭鴨為例，第一年在整個停留期間皆為 7 雄 1 雌在一起活動。此種少有的組合，為不同個體所組成的巧合可能性不大，應是同一群體在此過冬。而數百隻小水鴨是否為同一群，或是與附近地區不同族群有所交流，惜因吾人未曾對研究區之水鴨族群上標，無法證實。然由下列事例推斷，或可明瞭一二。由吾人在墾丁附近之龍鑾潭的觀察，其處小水鴨高峯期的族群在百隻左右，與南仁山高峯期近四百隻之小水鴨數量相差很大，二者為同一族群的可能性很小。且就 Baldassarre 及 Bolen (1984) 之研究，在過冬地的小水鴨，其一日之外出覓食飛行距離很少超過 5 公里，而南仁山與龍鑾潭相距至少 20 公里，且有山脈阻隔，故二處鴨群之往返，可能性不大，此外，Bellrose (1978) 記錄美洲小水鴨 (*A. C. carolinensis*) 其在 9 至 11 月間飛至美國南部過冬，翌年 2 月始漸北返，由此推斷，其 1 至 2 月間應是在過冬地渡過，若小水鴨與美洲小水鴨之習性相似，則南仁山之水鴨族群應屬同一族群在此過冬者。

另就琵琶鴨、野鴨、及澤鵞三種其在第一年的數量不多，皆在十隻以下，而第二年未曾出現，由附近地區龍鑾潭的此類鴨群來看，二年間，琵琶鴨與野鴨的數量亦不多，故此二種鳥在南台灣之族群可能原本就不大，在南仁山的出現，或僅是一種偶然現象。

然就澤鳧而言，在龍鑾潭其有上千隻的記錄，而南仁山却不見其踪跡，非巧合所能解釋，有待進一步的探討。

此外，就南仁山之族群與北部中興橋、華江橋之族群比較（林等，1984），北部地區亦是以小水鴨為主，佔所有觀察隻次的85.8%，與南仁山以小水鴨為主（95%以上）的情形，並無太大差異。而鴨群出現之高峯期為10至3月與南仁山之高峯期11至2月，前後都要多1個月，或與地理差異有關，蓋華江橋處之緯度較北，該處的小水鴨較南部族群早到晚歸當可解釋。

鴨種間之競爭及對環境的利用

出現在南仁山的8種水鴨，僅澤鳧屬潛泳性鴨類，利用中央水域較深的地方覓食。由於其數量不多（在10隻以下），同種間的競爭可能性不大；而當地可能與其競爭者有魚狗（*Alcedo atthis*）及小鸕鶿（*Podiceps ruficollis*），然此二種鳥之數量亦不多，故異種間之競爭亦不會太大。而其它7種水面覓食之鴨類，則常見彼此混群活動，其種間之競爭亦有相當的可能。Sudgen (1973) 比較四種水面覓食之鴨類在加拿大南部覓食的情形，其棲息於同一環境，以相同方式覓食，其食性却有所差異。Hepp 和 Hair (1984) 研究琵琶鴨、小水鴨等6種鴨類在過冬地點鴨種與個體間的競爭及配對的關係，其發現配對時間及衝突時所採取之主動攻擊行為與鴨種地位有關，小水鴨在6種水鴨中配對較晚，地位亦居末，且同種不同個體間亦有此種情形，而同種間的現象更為明顯，佔所有衝突的89%。故以三種在南仁山過冬的鴨類來看，除小水鴨有數百隻以上外，其他皆在10隻以下，故異種間的競爭若有，亦不會太大，而同種間之競爭則有相當的可能。

水鴨對環境的利用影響其分佈及數量，Bellrose (1978) 指出美洲小水鴨（*A. C. carolinensis*）喜歡在泥地上覓食，次則選擇淺澤及暫時遭水淹沒的農地覓食。Heitmeyer 和 Vohs (1984) 研究水鴨在美洲過冬，發現其多半喜歡濕地和河邊的草澤，其中野鴨和美洲小水鴨又多利用低窪地和濕地附近矮樹叢做為棲息場所。Lokemoen (1973) 指出湖中央若有挺水性植物，亦是水鴨喜好之棲息場所。而Bennett及Bolen (1978) 指出，強風和冷鋒來臨，常會增高過冬小水鴨死亡率，故過冬地隱蔽場所之有無，亦可能是吸引水鴨來此過冬的因素之一。此外，水域面積的大小（Patterson, 1976; Lokemoen, 1973），水位高低，環境的變異性（Murphy et al., 1984; Heitmeyer 及 Vohs, 1984），環境中食物資源（Patterson, 1976）等都是影響水鴨數量的重要因素。Patterson (1976) 發現其研究區中水鴨棲息環境的變異性極大，由平均每公頃2.7隻至217.5隻不等。以此與南仁山者比較，小水鴨活動的地點主要是在A、D區內2-3公頃的淺澤地。水鴨數量最高時近400隻，平均每公頃達

100-200 隻，密度是相當高，這些水鴨密集活動的地區，如 A₃，D₁₄，D₁₇ 等，其內水深不超過半公尺，是水鴨理想的覓食深度，其間生長的植物以 17-18 公分的李氏禾，荸薺及瓦氏水豬母乳為主，正是水鴨避風覓食的植生，此外，附近為廢田埂和淺澤交會處，部份地區又為牛群踐踏，形成許多泥地，成為小水鴨的覓食場所，顯示南仁山此部分地區為水鴨理想之覓食及棲息場所。然就整個南仁山區而言，並不只有此二區之植生及動物相適合水鴨生活，在 C 區附近的小島及 E 區中都有不少的淺澤和濕地亦有水鴨嗜食之水蕨 (*Ceratopteris thalictroides*) 及水綿 (*Spirogyra sp.*) 及可提供水鴨躲藏之植生如毛軸莎草 (*Cyperus pilosus*) 及柳葉箬 (*Isachne globosa*) 等，但却未曾見過有大量之水鴨在此活動，可能是與這些區之開濶程度及人為干擾較大相關。

環境、食性及覓食的關係

南仁山小水鴨二年間在白天的各項行為百分比十分相近 ($r = 0.99$)，而攝食行為二年皆在 4 % 以下 (I : 3.63 %，II : 2.36 %)，此與赤膀鴨 (*A. strepera*) 在非生殖季花 50 % 以上的時間攝食 (Paulus, 1984)。綠頭鴨在非生殖季白天約花 40-50 % 時間攝食 (Jorde et al., 1984)，美洲小水鴨在 12 至 1 月間白天約花 10 % 的時間覓食 (Quinlan 及 Baldassarre, 1984) 等，皆有相當大的差異。推測造成此種差異的主因有二，一為食性不同，二為夜間覓食行為之差異。就食性而論，綠頭鴨在冬天所吃的 97 %，皆是植物性食物 (Jorde et al., 1983)，赤膀鴨 95 % 的食物為植物及藻類 (Paulus, 1982)。由於植物性食物除少數如種子等外，大部分營養成分較低，故水鴨需花較多時間攝食，以量來補充質的不足。而美洲小水鴨是以種子，水棲昆蟲，軟體動物 (Bellrose, 1978) 為食，另一種藍翅小水鴨 (*A. discors*) 在生殖季節以田螺為主食 (Swanson and Meyer, 1977)，其所含之營養成分較高，或不需花較多的時間在進食上。南仁山之小水鴨如食性和美洲小水鴨相近，即攝取了較多營養較高的食物，不需花太多時間在覓食上，或可解釋部分攝食時間偏低的原因。另就夜間覓食習性而論，綠頭鴨 (Jorde et al., 1984) 及赤膀鴨 (Paulus, 1984) 在冬季皆有夜間覓食的現象，南仁山之小水鴨在白天所花在覓食的時間偏低，是否其亦有夜間覓食的習慣而不曾得知，則有待進一步的證實。

此外，觀察上的困難及偏差，亦可能是吾人所見南仁山水鴨族群覓食的百分比偏低及兩年間攝食差異的原因。蓋其覓食的區域多為高度在 17-38 公分的李氏禾、荸薺、小葉灯心草 (*Juncus wallichianus*) 等，個體躲藏其間覓食，如觀察距離較遠，則往往不易發現。此種現象以第二年較明顯，乃水鴨第二年所受之人為干擾較第一年增加，使觀察者與水鴨的安全距離由第一年的 150 公尺增至第二年的 300 公尺，加深了在草澤中覓食水

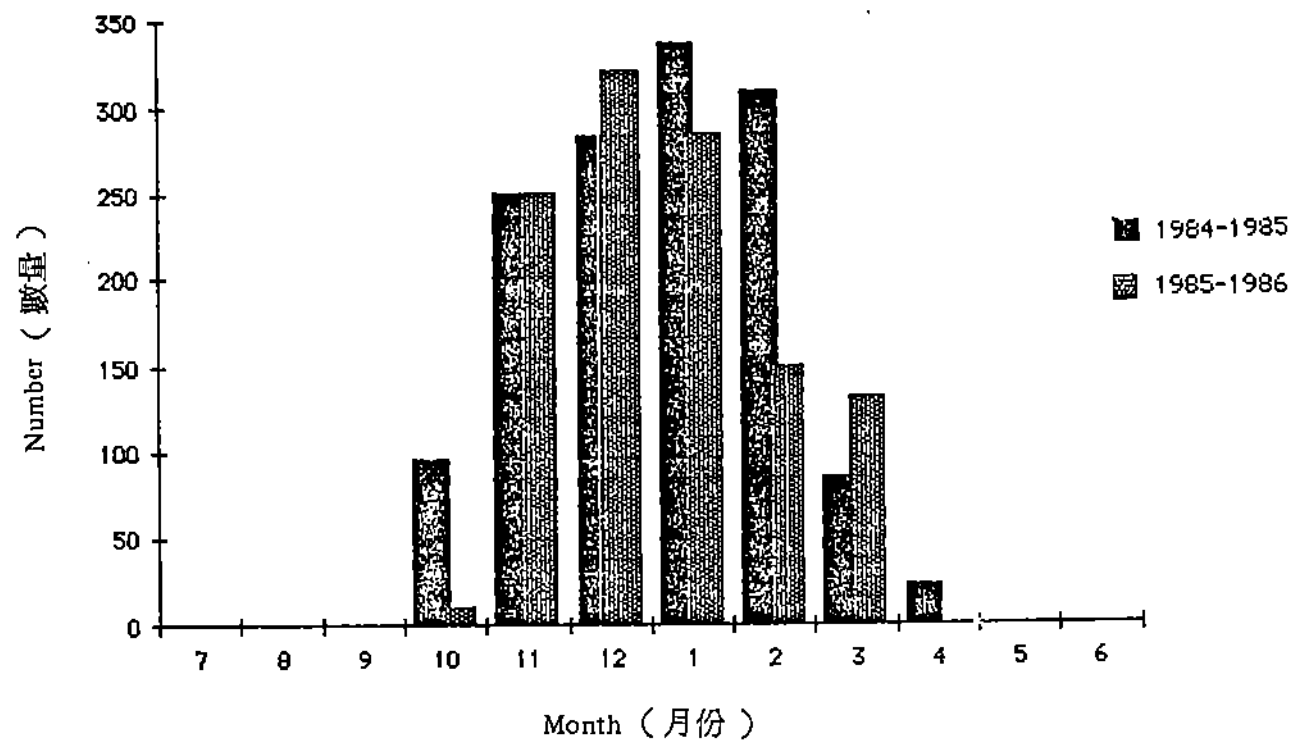


Fig. 2. Monthly changes of duck population between 1984-1986 at Nanzen Ecological Area.

圖 2 南仁山區 1984 至 1986 年水鴨數量月變化

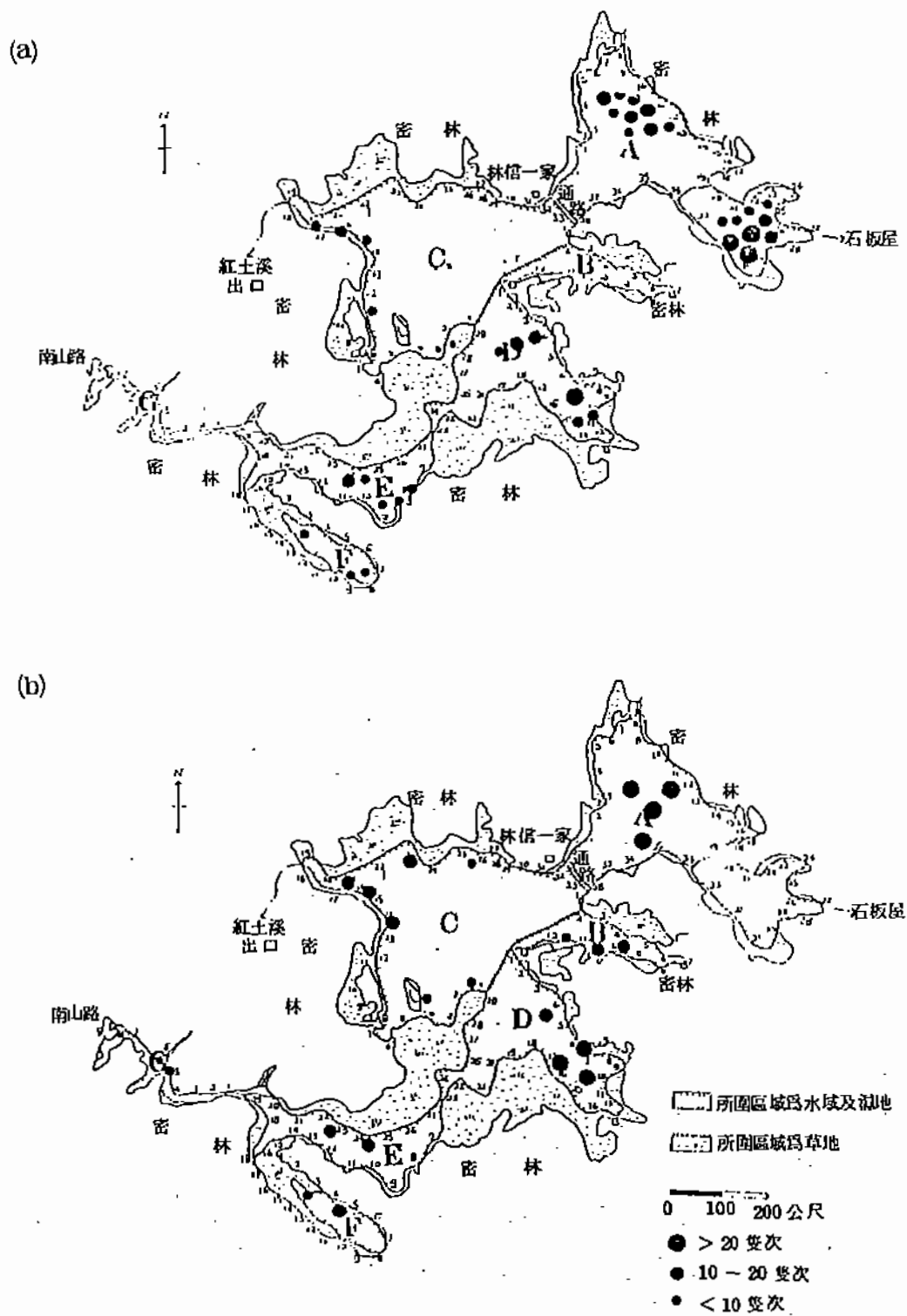


Fig. 3. Waterfowl distribution during wintering season at Nanzen Ecological Area, 1984-1986.
圖3 南仁山區水鴨的分布圖 (a: 1984. 10 - 1985. 4; b: 1985. 10 - 1986. 4)

參考文獻

- Baldassarre, G. A. and E. G. Bolen. 1984. Field-feeding ecology of waterfowl wintering on the southern high plains of Texas. *J. Wildl. Manage.* 48: 63-71.
- Bellrose, F. C. 1978. Ducks, geese and swans of North America. Stackpole books. Harrisburg, Pa. 540 pp.
- Bennett, J. W. and E. G. Bolen. 1978. Stress response in wintering green-winged teal. *J. Wildl. Manage.* 42: 81-86.
- Heitmeyer, M. E. and P. A. Vohs, Jr. 1984. Distribution and habitat use of waterfowl wintering in Oklahoma. *J. Wildl. Manage.* 48: 51-62.
- Hepp, G. R. and J. D. Hair. 1984. Dorminance in wintering waterfowl (Anatini): effect on distribution of sexes. *Condor*. 86: 251-257.
- Jorde, D. G., G. L. Krapu. and R. D. Crawford. 1983. Feeding ecology of mallards wintering in Nebraska. *J. Wildl. Manage.* 47: 1044-1053.
- Jorde, D. G., G. L. Krapu, R. D. Crawford, and M. A. Hay. 1984. Effects of weather on habitat selection and behavior of mallards wintering in Nebraska. *Condor*. 86: 258-265.
- Lokemoen, J. T. 1973. Waterfowl production on stock-watering ponds in the northern plains. *J. Range Manage.* 26: 179-184.
- Murphy, S. M., B. Kessel, and L. J. Vining. 1984. Waterfowl population and Limnologic characteristic of Taiga Ponds. *J. Wildl. Manage.* 48: 1156-1163.
- Patterson, J. H. 1976. The role of environmental heterogeneity in the regulation of duck population. *J. Wildl. Manage.* 40: 22-32.
- Paulus, S. L. 1982. Feeding ecology of gadwalls in Louisiana in winter. *J. Wildl. Manage.* 46: 71-79.
- . 1984. Activity budgets of nonbreeding gadwalls in Louisiana. *J. Wildl. Manage.* 48: 371-380.
- Quinlan, E. E. and G. A. Baldassarre. 1984. Activity budgets of nonbreeding green-winged teal on Playa Lakes in Texas. *J. Wildl. Manage.* 48: 838-845.
- Sugdon, L. G. 1973. Feeding ecology of pintail, gadwall, American widgeon and lesser scaup ducklings in southern Alberta. *Can. Wildl. Serv. Rep. Ser. No. 24*. Ottawa, 43 pp.
- Swanson, G. A. and M. I. Meyer. 1977. Impact of fluctuation water levels on feeding ecology of breeding blue-winged teal. *J. Wildl. Manage.* 41: 426-433.
- 林曜松、王穎、呂光洋、周蓮香，1984，台北市地區野生鳥類生態之調查，市政建設專題研究報告第119輯，65頁。
- 林曜松，1985，墾丁國家公園史前文化與生態景觀——動物生態景觀，墾丁國家公園管理處出版，113—146頁。
- 黃增泉，1985，墾丁國家公園史前文化與生態景觀——植被生態景觀，墾丁國家公園管理處出版，79—100頁。
- 陳肇霞、王慶麟，1985，水生植物生態及棲息環境鳥類生態研究，墾丁國家公園出版210頁。

The Ecological Study on Teal at Nanzen Ecological Area

Ying Wang

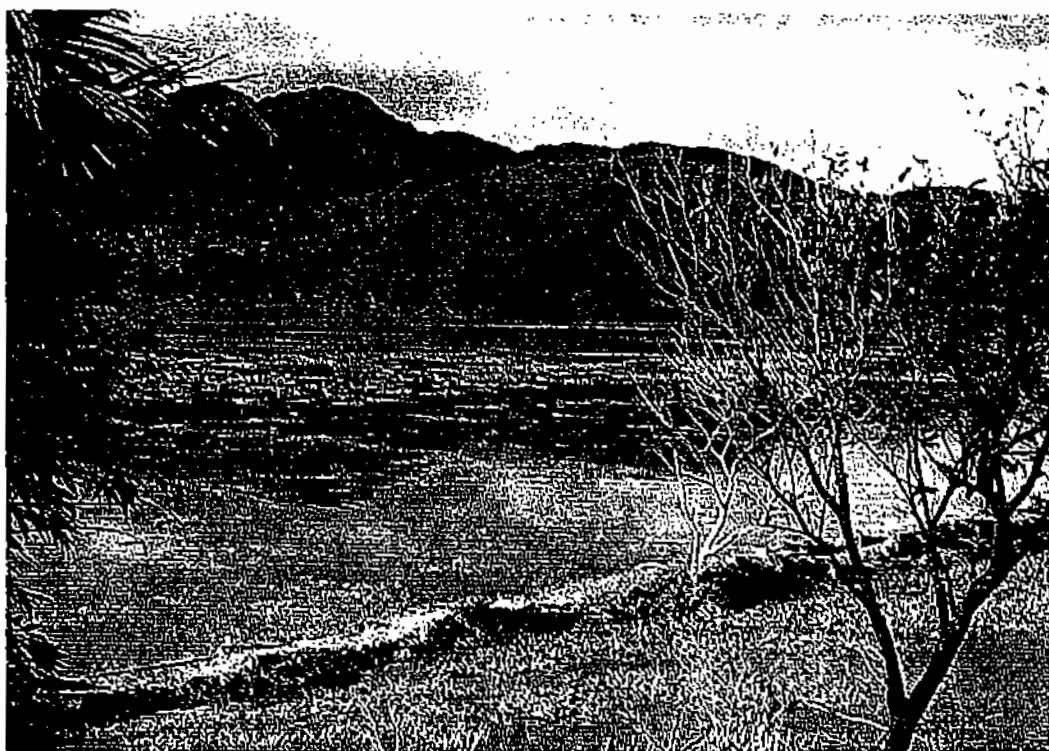
Tsui-lan Chen

ABSTRACT

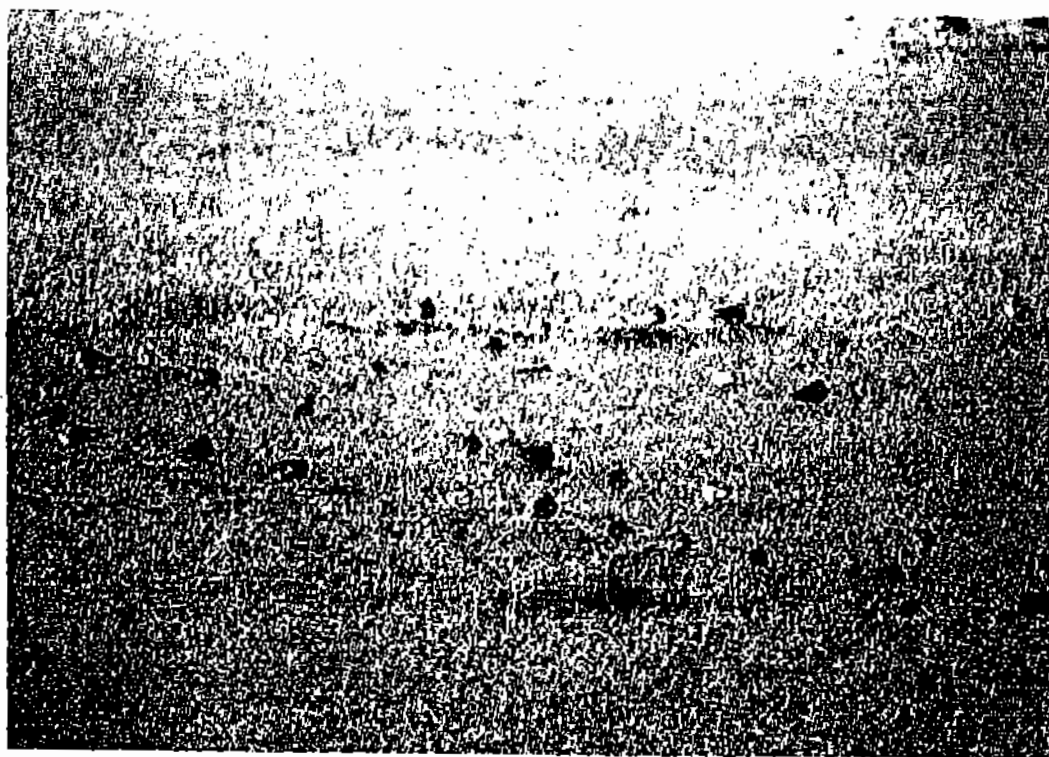
This study was to collect the basic information about waterfowl especially teal at Nanzen Ecological Area within Kentin National Park for future management planning. The study was conducted from July 1984 to June 1986. Eight species of ducks were found, including *Anas crecca*, *A. acuta*, *A. clypeata*, *A. penelope*, *A. platyrhynchos*, *A. poecilorhyncha*, *A. querquedula*, and *Aythya fuligula* during migration from October to April. The peak period was between December and January, during which approximately 400 ducks, mainly *A. crecca* (95%), were seen. From the behavioral observation on teals we found that there were no difference in time budget between sexes and that they spent 65.11% of the day time in resting, 21.92% in comforting, 9.29% in locomoting, 2.98% in feeding, and less than 1% in doing other activities. Two peaks of comforting activities were present during the day (8-9, 13-15 hr.). So were feeding behavior (8-10, 16-17). However, the peak of locomoting activity was found between 11-13 hr. in the first year and 13-15 hr. in the second year.

Ducks were found most frequently (over 70%) in section A and D marsh. On account of the increasing human activities and water level in the study area, ducks tended to move inland to hide in the vegetation and broke from large (>20) into small (<10) flocks.

If the current human impact could be well controlled, this area will be an ideal place for wintering waterfowl.



圖片 1 南仁山生態保護區



圖片 2 南仁山生態保護區小水鴨在淺澤區活動的情形

水鳥保育區的興建與經營管理

林曜松 楊懿如

水鳥（雁、天鵝、水鴨、鴛、鸕等）是一群分布十分廣泛而各具特色的鳥類，無論是其身體特徵、行爲、分布、棲息地的要求，各種類間均有相當大的差異，然而它們之間仍有一個共通點——那就是必須生活在特殊的沼澤環境中。因此，談及整體水鳥的保育也就是沼澤地的保育。

關渡生態保育區是一個大家耳熟能詳的沼澤生態系、水鳥保育區；從它，我們可以追尋出台灣在水鳥與濕地保育上努力的痕跡。因此，我們可以站在它的立場，看看它再看看國外，找出我國在水鳥與沼澤地保育上未來該走的方向。

沼澤區的價值

在不斷地研究之下，沼澤區的價值已經昭然若揭，此將其整理分述如下：

(一)野生生物的棲息地

沼澤區內有許多動物在此覓食和掩蔽，多種魚貝類在此繁殖，同時也是水鳥築巢、覓食及越冬的理想場所。以關渡為例，關渡生態保育區內的植物以紅樹林及一年生的蘆葦和荳蔻草為主，茂盛的植物提供動物良好的遮蔽，是棲息的好地方。而一年生的草本植物，在秋冬往往會乾枯而死，折倒在泥土上的枯草很容易腐爛分解，產生許多有機物的小碎塊，提供食物給許多無脊椎動物，後者又成為其他動物如魚類和鳥類的食物，而形成沼澤區的碎屑式食物鏈，是動物覓食的好地方。關渡沼澤區便由於有豐富的食物及地形的屏障，而成為候鳥南來北返的中繼站，部份水鳥甚至在此越冬，所以關渡水鳥的保育關係到台灣及亞洲大陸邊緣一帶候鳥生存，因此具有舉足輕重的地位。

(二)水利價值

沼澤區內的植物和泥土裏的生物能夠吸收、過濾與分解污染物質，所以有淨水的功

能。例如美國威斯康辛州自1953年以來便利用沼澤來處理家畜的廢水，沼澤區的植物會吸收水中豐富的營養鹽、重金屬及農藥。專家指出在美國路易西安納每公頃潮間帶沼澤區在污水處理的價值相當於12萬3千美元人爲的處理場功能。美國東南各州用濕地做爲廢水的三級處理，廢水水中98%的氮，97%的磷可以被沼澤中植物除去，而使沼澤區進入地下水源的水質超過美國聯邦的飲用標準。此外濕地也是地下水的來源之一，在防洪和防止大水侵蝕有著重大功能。

（三）生產食物

沼澤地區植物的生產能力比在耕地或其他生態系要高得多，也是許多魚、蝦、貝類，產卵、孵化、育幼的場所。專家便曾指出，美國三分之二的海洋魚貝類生產，全部仰賴其海岸沼澤區以提供食餌及做爲產卵、孵化、育幼的場所。日本水產養殖專家加福竹一博士於1984考察台灣的養殖業後，指出台灣地區種蝦價格之所以那麼貴（平均3萬6千元），就是因爲我們破壞了種蝦之沼澤孵化場，所以建議我國應在適當地區廣種紅樹林。目前關渡地區尚有舢舨在淡水河捕撈文蛤，即可印證沼澤之生產力。

（四）娛樂、教育價值

沼澤地區生存有許多特殊的動植物，因此吸引許多人士來此玩賞、接觸自然。對久居都市的人們而言，不失爲一塊鬆弛身心的好地方，也是倡導保育觀念的最佳戶外場所。

水鳥保育

近年來，社會與政府對水鳥之保育都給予相當的重視。各種傳播媒體不斷地報導關渡或大肚溪口水鳥之境遇；台北市政府積極展開關渡自然公園興建之各項先期工作；行政院農業委員會在75年4月依文化資產保存法宣佈8個自然生態保存區，其中淡水紅樹林及關渡沼澤區便是屬於沼澤生態系。可見，近年來社會與政府對沼澤地及水鳥保育的重視。然而即使大家如此地關心水鳥之保育，但並不表示水鳥的生活從此高枕無憂，處理其特殊問題時，還需要提昇國內經營管理的能力來配合才行。許多人都錯將水鳥之保育看成是一件簡單的事，這種“簡單”的想法往往會產生誤導，Barston & Whctesell (1979)曾指出“一個沼澤地的保育計畫，其發展與運作可能是所有野生動物管理中最複雜，同時也是最花錢的一種，因爲區裏包括了土壤學、水質化學、水文學、植物演替、工程處

理、建築以及他種各類專門技術的應用”。換言之，針對以上所列舉之學問以及當地各種生物之研究均需長期的進行，以做為經營管理的依據。而經營水鳥比起山鳥或其他森林動物困難的原因乃在於：後者所棲息的森林區往往是位於植物演替的顯峯期，只要面積夠大且無人為的干擾，林相平衡的狀態可維持千百年，棲息其間的野生動物組成也相當穩定，此時“最少的管理便是最好的管理”。但是水鳥棲息在屬於植物演替先鋒期的沼澤區，植物多為一年或二年生，成長迅速，死亡後會堆積，短期內就會造成底土增高、水位降低，於是沼澤植物便會逐漸被陸生植物取代，演替為陸生草原、灌叢，最後變成森林。在植物演替過程中，水鳥也被陸鳥取代，因此若要維持水鳥長期生存其間，必須用人為的力量控制沼澤植物的自然演替，令其演替保留在設定的階段，也就說必須對棲息地加以管理。

為了能充份了解影響及抵制演替的現象，因此必須具備土壤學、水質化學……等知識，而以工程管理的的手段來達成目標。此時水位的控制是最基本的方法，水位的高低、控制時間，都會影響植物的種類、數量。過多的水生植物還得採用割草、焚燒、翻耕土壤、化學藥物、放牧、樹林的管理來控制，然而量的決定，得配合水鳥的來臨種類、數量而定。這種重新創造鳥類棲地，配合適當之經營管理的水鳥保育方式，在國外水鳥的保育上甚為流行，且有許多成功的實例，可引為我國水鳥保育之借鏡。

他山之石可以攻錯

(一) 弥富鳥園

弥富鳥園在日本名古屋南方，面臨伊勢灣，面積35.6公頃，由木曾川、長良川及揖斐川三條河流交互沖積形成鍋田千拓這塊地帶，其不僅是許多水鳥棲息生活場所，也是遷徙鳥類休息之中繼站和某些鳥類之越冬避護所，至今已有230種記錄，其中還發現許多全國性稀有種類。

這裏原來為潮間帶，之後填海變為良田，1968年一場颱風毀壞了此地約600公頃的稻田區及300人的家園，於是一切重新再規劃與建設。1970年愛知縣決定將此地區靠東邊的一部分列為鳥類保護區，1971年開始動工建設，1972年除了將原預定之鳥園面積29.6公頃擴大為35.6公頃外，且將鍋田東千拓的216公頃區域，整個列為弥富鳥獸保護區。1975年鳥園之設施完成，並成立愛知縣弥富野鳥園事務所，同年5月開放。

弥富野鳥園外圍是以濃密的樹牆（約佔9公頃）圍起來，用以隔絕外界，樹林圍繞之內部，有池塘、裸砂地、草原、沼澤等多樣性環境。大池塘共有兩個，一深一淺（各

爲5.76及4.18公頃)以應不同水鳥之需求。在鳥園入口處有一佔地2.92公頃之小公園，內有停車場、小廣場、各式座椅、滑梯和供孩童活動的設備，具有一般公園的遊憩功能。在臨海的堤防與彌富鳥園之間有一寬大之排水道，面積6.07公頃，且與保護區的兩大池塘相連，對於防洪能發揮很大的效能。在小公園與保護區之間有一佔地550m²的三層樓建築，此乃事務所之所在地，一樓爲辦公室，二樓爲展示室及會議室，三樓爲瞭望室，內有幾台大型望遠鏡，固定供民衆觀賞，可遠眺園區內之鳥兒。展示室約149m²，以各種圖片、照片及文字組合成相當精采引人的解說，內容包括有地理位置、鳥與環境、候鳥之遷徙、水鳥的生活、水鳥的成長與歷史、飛行與遷徙、水鳥的食性、保護與環境、保護條約、鳥巢與棲息箱、鳥類飼養、鳥類喜歡之水果及棲木，及鳥類之外形等。另有兩個小房間分別爲鳥類之攝影展示室及鳥巢、鳥蛋、鳥類標本展示室。工作人員共5位，主要負責鳥園管理、鳥類保護、調查和啓蒙普及教育等。這裏的遊客每年約7萬人，不收費，一切經費由政府負擔。

(二)東京灣(又稱大井)野鳥公園

位於日本東京灣的西岸品川附近，距離羽田機場約10公里。此區本是海岸地帶，1971年起填土造成海埔新生地，因積水而漸漸有水草長成，並形成沼澤地，吸引許多野鳥飛臨此地覓食或休息。當初日本東京都政府填土之目的是在此建立一個大型批發市場，1973年日本野鳥協會請願設立野鳥保護區，經過6次檢討開會，日本東京都政府終於撥出3公頃的土地做爲野鳥公園，於1976年開始動工興建，歷時3年完成並開放。1980年又有6萬1千人簽名向政府請願擴大野鳥公園，至1983年東京都政府終於同意擴大鳥園，而另撥出26.6公頃土地交給日本野鳥會，目前已完成細部規劃並施工中。爲了這一野鳥公園，日本東京都政府減少了約55億臺幣的土地收入，另還得撥出10億元臺幣的建設費用，可見東京都政府對野鳥保護之魄力了。目前已開放的野鳥公園之周圍有濃密的樹木與外界隔絕，區內有池塘、小島、池邊分別有裸砂礫、泥灘、草地及水生植物等不同的環境，滿足各種鳥類不同的棲息需求。在野鳥公園入口附近設有扇形的觀察牆，該牆爲一3公尺高的矮牆，將野鳥與人隔開，在這面牆上設有35個約50×30cm的觀察窗，窗前備有固定的長筒望遠鏡，旁邊掛有鳥類圖鑑手冊，供人利用。管理員有兩位，長駐在這裏負責看管、解說及研究。平均每週到這裏賞鳥的民衆在2000人以上，但在賞鳥旺季，曾經有一天7000人的記錄，在40坪大的觀察廣場同時擠入200人，這和74年10月13日關渡賞鳥的盛況不相上下，在此管理員負責解說教育，供應賞鳥必須之物品，他們也隨時注意鳥類的棲息環境，譬如：池中水位的控制、棲息地植物演替的控制、野鳥繁殖調

查、昆蟲及池水中浮游生物的種類及數量調查等，如此可以確實掌握野鳥棲息之需要而加以改善。例如為供應小環頸鴿之築巢需要，他們曾發動鳥友們檢拾貝殼和珊瑚碎片，一一敲碎舖在砂礫小島上；在冬天食物較缺乏時，也額外供應人工食物。

三 行德野鳥觀察舍

位於日本千葉縣，離南行德車站步行約 20 分鐘路程。

在1970年以前，千葉縣之浦安至行德間，原為廣大之潮間帶，有許多雁鴨、鴿、鸛等鳥類聚集其間，之後由於地下鐵東—西線欲穿過其間，京葉工業區及都市住宅也要在此興建，使鳥類棲息區遭到極大的威脅，經過許多愛鳥人士及保護自然的團體奔走呼籲，地方政府終於在1979年於千葉縣行德南方之海邊，設定54公頃之行德鳥獸保護區及鄰接的29公頃之新濱鴨場（後者禁止遊客入內，以保護各種鳥類之繁殖場），前者則為賞鳥區，賞鳥區旁設有野鳥觀察舍，面積116m²，內有說明展示室、圖書室、放映室、辦公室，另有免費使用之44台長筒望遠鏡，極具教育、觀光功能。

行德鳥獸保護區，周圍有壕溝、堤防與樹林包圍，中央帶有大面積的蘆葦及水域區這裏鳥類有260種以上，佔日本全部鳥種之二分之一，冬季在此聚集數以萬計之各種雁鴨類，蔚為奇觀。

鳥類展示室與前述之弥富鳥園相近，極富教育與觀賞之意義，每月定期有人嚮導至鳥園內部進行賞鳥及調查工作，遇有受傷帶病的鳥類還給予治療、照顧。

四 加賀市鴨池

加賀市片野的鴨池，每年秋冬之季，有數以萬隻野鴨前來棲息，而成為縣指定之天然紀念物。

加賀市片野的鴨池，位於石川縣南部的沿海地區。鴨池周圍有丘陵、砂丘及水田圍繞。在夏季時約3公頃，冬季時則水位上昇，水池增大約7公頃，秋冬之際有天鵝、野鴨來此棲息。

水池之所有權屬於當地之農民，冬季野鴨來臨，正是農閒之際，農民將土地租與政府，供鳥類棲息，並提供人們賞鳥。夏天野鳥北飛之際，農民收回土地，以供耕作、灌溉。此種農民、政府、賞鳥人士與野鳥間之和諧，值得吾人借鏡。日本加賀市政府於1984年在鴨池旁完成「加賀市鴨池觀察館」後，當地遊客人數比前一年增加2倍，多達3萬人，而有助於當地之發展。

解說館平日只有3位工作人員，假日則徵求當地賞鳥會員為義工，協助解說業務。

(五)英國 Minsmere 鳥類保護區

保護區面積廣達 600 公頃，它的前身是一塊畜牧用地，1940 年重築新的溝渠並加以淹沒。戰後，水閘門開始正常運作，蘆葦隨著溝渠蔓延到各水池、洪水平原等，而形成沼澤鳥類的理想棲地。然而這裏的生態環境變化相當地快速，植被狀況隨時間不斷地改變。事實上，開頭十年，便有四分之一的開闊水域變成蘆葦床，如果沒有人為的干擾，隨其自然發展的話，幾乎所有的水域都會長滿了植物，甚至加速灌叢和樹木的侵入，水鳥將逐漸被山鳥取代，因此，為了維持大面積的濕地及水鳥的生存，使植物及水位多樣化，他們設計了一系列的水門和溝渠，並用重機械重挖水池，以除草劑來控制蘆葦蔓延等措施來控制植物演替的進行。

在 Minsmere 靠近海岸的 20 公頃土地，原來由於地勢較高，所以長滿了水草和少數蘆葦，並不適宜鳥類生存。但這一片土地已在 1962 年之後改為淺的鹹水池，池中有人造大大小小的島嶼 50 個，以做為鳥類覓食及繁殖的場所。島嶼面積 50 ~ 800 m²，表面也加以美化，有些鋪小石、有些光禿、有些種樹、有些種草、青苔，有相當大的變異，以建立多樣化的環境。結果相當地顯著，且令人滿意，其中鷗科鳥類的種類和數量便由 1962 年的一種一對，增加到 1973 年的七種 500 對，並有五種在此繁殖育幼。不但在創造這一片淺水池時曾耗費巨大的人力，此後為了維持它的現況，更不斷地投入精力，由於所有的清理工作均由重機械來進行，所以整個保育計畫以號稱「人雕環境」而聞名。

(六)英國 Titchwell 野鳥園

位於英國的東北海岸，面積約 170 公頃，用沙堤與海相隔，是許多候鳥與過境鳥棲息的伊甸園；在海濱的沙石地，也有鷗科鳥類在此繁殖。

在 30 年前，保護區內的土地尚是一片馬鈴薯田與牧牛場。由於 1953 年 1 月的一次海堤決裂，造成每個月有 25 次海水倒灌到這大片的排水良好的農地上，因此自然植物開始成長繁衍，最後形成了一片以 sea-aster 為主的鹽沼地，在此地除了 sea-aster 之外，還有許多 glass wort, Common sea-blite 與 sea-purslane 等植物。之後人們在海堤決裂處的兩邊，以沙石重新築起加大加高的海堤，並超出海平面，而一些海岸植物與 sea couch grass, prickly saltwort 便在此落腳成長，而形成沙丘。

在這片鹽沼南岸，受到潮水的影響，有一大片蘆葦繁衍，並有少量的昆蟲、兩生類及鳥類生活其間。1979 年由於保護區內另外興建了二道海堤，使得整個區域的棲地發生了變化，形成了三個下述的環境，也造成鳥類族群大大增加。

一、鹹水沼澤——原來是一片淺水泥濘的 *aster-marsh* 地，沒有其他植物生長，但擁有大量的鳥類食物，如沙蠶（*ragworm*）蠅類幼蟲、小魚。

二、淡水沼澤——原來也是 *aster-marsh* 地。目前，在冬春夏三季是一片水深達50公分的廣大水域，秋季卻僅有數公分深，池底為泥地組成。原有的潮溝改造成深溝以用來切割本區，區內並有些供鳥類繁殖的小島。這樣環境，也是一個供許多昆蟲與無脊椎動物生存的棲地。

三、淡水蘆葦床——原來是潮間帶的蘆葦床，屬於靜水池，因此有許多昆蟲、*stick lebacles*、蟾蜍及魚在此生活。

有些地區，除非加以適當的經營管理，否則終究會演替成不適合許多鳥類生存的地區。例如原為海鷗繁殖場的大片礫石岸，會因為海沙的不斷堆積而遭到破壞，此時便需要用推土機來清除累積的細沙。

在鹹水沼澤區，鳥類的棲息會因植物不斷地擴張而受到影響，因此必需偶而引進海水造成淹沒，以保持該區光禿與淺水的狀態。而在淡水沼澤區，雖然也會有其他水生植物侵入佔地盤，但這些植物常常可供做鴨類的食物，所以不必去除。蘆葦每年的生長速率比淡水沼澤的植物足足快1~2 m，因此必需要加以控制。方法是在淡水沼澤和蘆葦間挖條深溝，如此可以阻蘆葦根之蔓延。

淡水蘆葦地會因柳樹、*elder* 與 *brambles* 的入侵而乾涸，因此應設法加以阻止。不過在已經乾涸的地區，倒可以刻意種植這些植物而形成灌叢地。

鹽澤地由於潮汐的關係，所以鳥類並不在那裏築巢，不過每年冬天仍可看到幾百隻小水鴨與綠頭鴨等。沙石地上有燕鷗、鸕鶿、環頸鵒在此落腳，而當瓦士灣洪水泛濫時期，更有40,000隻鵒與黑尾鵒來此棲息，但在冬天，只有少數 *snow banting* 與 *banting* 出現。鹹水沼澤區有幾百對黑頭燕鷗在那繁殖，冬天則有鵒科鳥類來此棲息。而淡水沼澤區有海鷗、水雞、澤鳧與琵琶鴨等在那繁殖，冬天則有20種以上涉禽及數以千計的燕科鳥類棲息。

(4)英國水禽園

英國水禽基金會（*Wildfowl Trust*）設立於1946年，目的在於從事有關水禽的保育，研究與教育工作。水禽基金會目前擁有七個水禽園地，分別在 *Slimbridge*、*Arundel*、*Welney*、*Peakirk*、*Martinmere*、*Washington* 與 *Caerlaverock*。在 *Slimbridge* 與 *Arundel* 的水禽鳥有循環式的賞鳥步道，步道旁有許多小水池，池中有小島、草地以供馴養的水鳥棲息、覓食或隱藏。所有的水鳥除在水池中獲取天然餌料外，也取食人工補充的飼料。而水禽

園外圍也都有廣大的牧草地、河床或沼澤地等，可供候鳥棲息。水域區間除了有許多蘆葦外，也刻意種植一些美麗的水生植物，以增加園內的觀賞性。在步道中設置有賞鳥小屋，進入賞鳥小屋前之步道都相當隱秘，步行其間並不會驚嚇到水鳥，緊隣賞鳥小屋前便有一些鳥類喜歡棲息的小島或泥灘地，使屋內的賞鳥者可輕易地看到水鳥，小屋內也有一些海報宣導生態保育觀念以及各種觀賞得到之鳥類圖片，以便利遊客依圖識鳥。每年訪問七個水禽園的遊客人數在65萬人左右，其中不乏學校裡的孩童，由學校老師帶領來此觀賞有關水鳥的教學影片及現場認識水鳥。水禽基金會的總部位於 Slimbridge，在此的工作人員多達70位，這裡的水禽園不但飼養全世界的水禽以供展示外，也從事瀕臨絕種水禽的復育與研究工作，對推廣教育也不餘遺力。世界濕地研究組織也設在 Slimbridge 水禽園內從事世界性的水鳥與濕地保育工作，是世界有關濕地保育知識的泉源。

綜合以上日本與英國幾個水鳥保護區的興建與管理經驗，可得以下的結論：

(一)水鳥保育區是一個人為的自然地區，譬如日本的弥富、英國的 Titchwell, Minsmere 野鳥公園用地前身都曾經是農業或畜牧用地，經過自然及人為的改變，而形成野鳥公園。日本的大井及行德野鳥園原來是潮間帶，也經過強烈的人為化而做成。英國的 Arundel 與 Slimbridge 水禽園更是擁有許多人造的水池分別飼養者許多來自世界各國馴養的水鴨、天鵝等供人參觀，但其周圍仍有廣大面積的河床地或牧草區，適合候鳥的棲息。

(二)水鳥保育區內具有豐富、多樣性的環境。

由於沼澤區的鳥類種類眾多，各種鳥類需求互異，要讓牠們都能生存一地，便有必要規劃出適合各式各樣的小鳥生活棲息的環境，常見的環境如前述的各個鳥園都擁有樹木區、低莖草地、高莖草地、淡水池、小島、泥灘地或鹹水區等環境。

(三)研究與教育活動的場所

現代的人，追求自然之聲愈來愈熾烈，人們都希望從自然環境中獲取一些新知。然而野生動物活動具有隱密性，無人予以指導，往往不易觀察。根據日本人大井野鳥公園的調查便發現，未接受指導的人有30%無法自行觀察，而接受指導後減為6%。有些看不到野鳥的人，往往會說「不再來了」，而看到很多野鳥的人，心中無不雀躍著「要常來」。因此，在自然之地，配置賞鳥步道、觀察小屋、觀察牆或廣場等設施，可以讓人們能輕易地觀察自然，藉以引發人們對自然的興趣，同時經過解說員的詳細指導，增加對自然的嚮往。

野鳥園也是提供最佳的資訊和研習的場所，給對自然有興趣，並想瞭解自然奧秘的人。在野鳥公園更要為兒童們常舉辦自然教學活動，讓肩負未來使命的孩童們也了解到人與自然之關係，以引發他們對自然之興趣。

水鳥棲地的改善技術

改進水鳥棲地（沼澤濕區）的技術，隨着水的管理，土壤、地形、氣候、生物的消長不同而異。

棲地管理者常用的方法有下列幾種方式：

(一)淺的沼澤可提供造窩地點、覆蓋及食物。一個沼澤地應有開闊的部份以發揮野生動物的最高價值。人工湖泊是改進已存沼澤或是創造新沼澤時，最常用到的方法，其目的是在控制水位，以增加食物及作為覆蓋的植被。控制水位常用的方法有開溝及疏浚等。

(二)在植物密生之處，創造一個壺洞（Potholes）或蓄水池，以增加水域面積。利用牽引機及直式推土機可製造出新的壺洞，使用炸藥則是較迅速而經濟的方法。

(三)在樹木的休眠期間，蓄水淹沒低地，造成有綠樹之水池（Green tree reservoir），以吸引水鳥。

(四)對於需要穩定水位的水中植物，我們常利用控制水位的方法來保障其生長，包括：築堤、填土、建洩洪道、開溝、栓塞等，這些方式皆需得到工程師的協助。

(五)在種植供動物食用或覆蓋的植物之前，須先對該地目前的狀況做徹底的調查。當地重要的樹種要優先作處理。在我們所需要的植物中，曾被成功地栽植過的種類有：眼子菜（Pondweed）、水蓼（Smartweed）類、Duck potato、水萍、Coontail、禾草、穀類、鹼性蘆葦等。

(六)供野生動物造窩及休息的地方也是很重要。在乾季或建造池塘的時候，可用直式推土機或牽引機來製造小島嶼或脊地。

(七)在水鳥保育區內可栽植樹籬，做為鳥類保護性的覆蓋，以做為鳥類躲避日曬、狂風、暴雨之處，也可做為逃避敵害，行進的小徑。小樹、樹幹、灌木等聚成一堆，而後雜草、蔓藤等會盤生其間，可增加鳥類的棲息空間，增加鳥類的密度，而植物也可提供鳥類繁殖所需的覆蓋或棲地。

成果評估

水鳥保育區的興建，結合了科學的知識與藝術的創作，其為科學是因為它包括了土壤學、水質化學、水文學、植物演替、工程處理、建築、鳥類學、餌料生物等以及其他各類專門技術的應用，其為藝術是因為興建方式並無可遵循的公式。換言之興建的樣式見仁見智，好壞之間有時也很難予以評斷。然而對於水鳥保育區發展計劃的實際效益及改進之策，則必須透過基本資料之收集與結果之評估來衡量，如果有所缺失，也可藉此設法改進計劃。為了進行評估，下列資料必須從計劃發展之初便持續地收集：

- (一)水位的記錄；
- (二)記錄植物的種類和數量——穿越線上植物的分佈；
- (三)生物氣候的記錄——鳥類遷徙期與春天來臨的時期；
- (四)生物種類、生產量及其數量、分布的調查；
- (五)人們的使用記錄——遊客資料之分析；
- (六)棲息地的發展與管理的攝影記錄（尤其是計劃和結果的變更記錄）；
- (七)記錄管理技術改變後的影響；

有了長期基本資料與經驗的累積，水鳥保育區之狀況，才能愈臻完美。

結 語

都市與工業化的發展，使得沼澤區不斷遭受破壞，水鳥資源也日益減少，為提供適合水鳥棲息的場所，有必要重建或改造一個沼澤地，這不但有益水鳥的生存，更可使人類獲得經濟上、遊憩上與自然教育上種種的好處。Van Druff (1979) 也指出：「近年來人類迅速地往郊區擴展，顯示人類喜歡開闊的空間及與動物為伴。在過去50年中，人們對戶外環境的關係和興趣已大為提高，而生態保育區的設立，改善了郊外地區的野生動物及自然資源的利用和管理，提高了人類生活的品質。要阻止大城市的衰敗，提高人類生活的品質，應該有造福都市內野生動物的計畫，並提高牠們對於人們的正面價值。改善都市居民和野生動物間的關係，改變人們的態度，使得人們更加支持鄉村以及荒野地的生態保育計畫」。由此可推論在關渡地區設置自然公園，對全國的自然保育運動均會有莫大的貢獻。雖然在都市為野生動物設立一個保護區，是極為昂貴的，但對都市資源的長期利益來說是值得的，它會增加土地價值、生活品質、以及種的保存，或許也能讓對野生動物具有決策能力的有力人士得以接近自然了解自然，而產生深遠之影響。但這一切又那比得上為子孫留一塊綠地，讓他們徜徉其中，與自然為伍，更叫人欣慰的呢！

Development and some management for bird sanctuaries

ABSTRACT

Yao-Sung Lin

Kwandu is famous for its marsh and bird resources. Many bird watchers and nature lovers frequently visit this area for recreation.

To let people and our future generations have a chance to get close to nature (mainly to bird) in the city, the city government decided, in October, 1985, to establish a Nature Park (50-ha) at Kwandu.

This paper reported the development and management of eight bird sanctuaries in Japan and Britain. In addition 64 color plates were shown to introduce various constructions of those bird sanctuaries.

圖片提供者：

小河原孝生 圖片 5 , 7 , 8 , 11 ~ 18 , 63

王 紀 耕 圖片 20 , 22 ~ 26 , 28 ~ 31 , 36 ~ 39 , 47 , 50 , 52 , 56 ,
61 , 62

陳 擎 霞 圖片 57 ~ 60

本人對以上三位提供圖片，深致謝意。



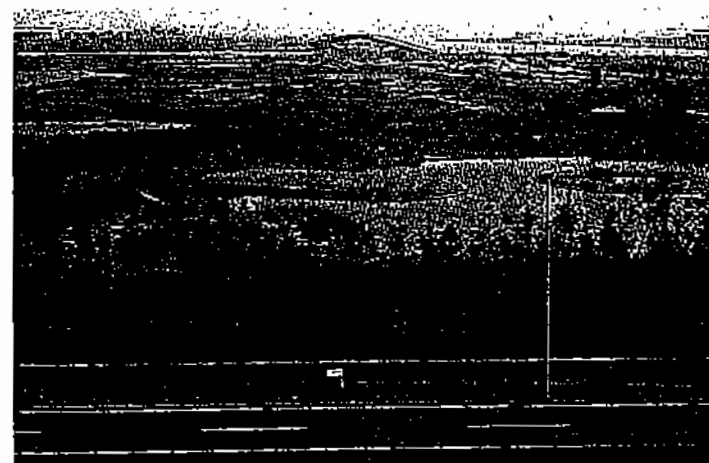
圖片 1：日本弥富野鳥園之全景



圖片 2：弥富野鳥園內之樹籬



圖片 3：弥富野鳥園之解說中心



圖片 4：日本大井野鳥園三公頃全景

日本大井野鳥園



圖片5：鳥類棲息小島上鋪以小石供燕
鷗及環頸鴿孵蛋



圖片6：園內小鳥



圖片7：水池邊處理造成緩坡以供水鳥
棲息



圖片8：鳥類棲息小島土層鋪設塑膠布
以防植物蔓生



圖片 9：大井野鳥園內的觀察牆



圖片 10：日本行德野鳥園內觀察室

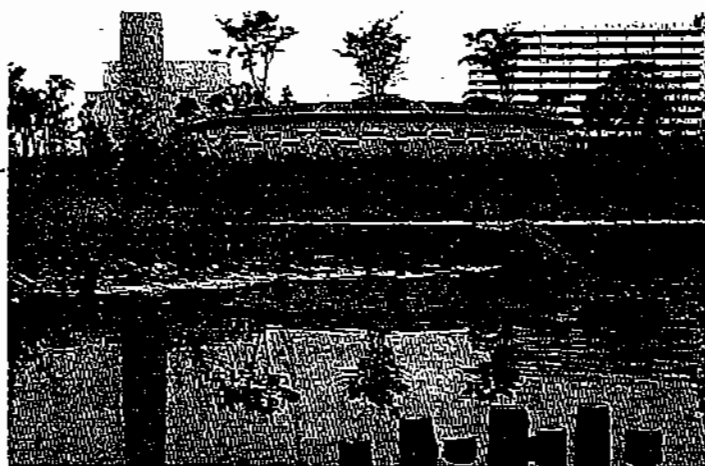


圖片 11：日本大井中央公園賞鳥牆



圖片 12：日本光丘公園內野鳥棲息
地鳥瞰

日本光丘公園



圖片 13：水池與賞鳥牆



圖片 14：賞鳥圍牆內景



圖片 15：供鳥棲息之岸邊浮木
(水泥製作)

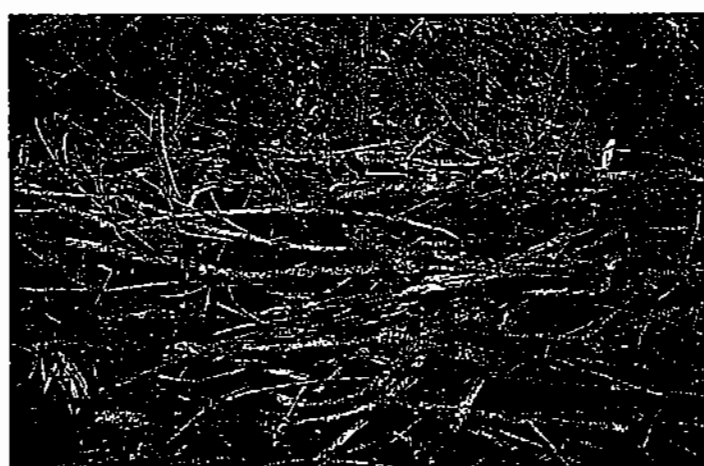
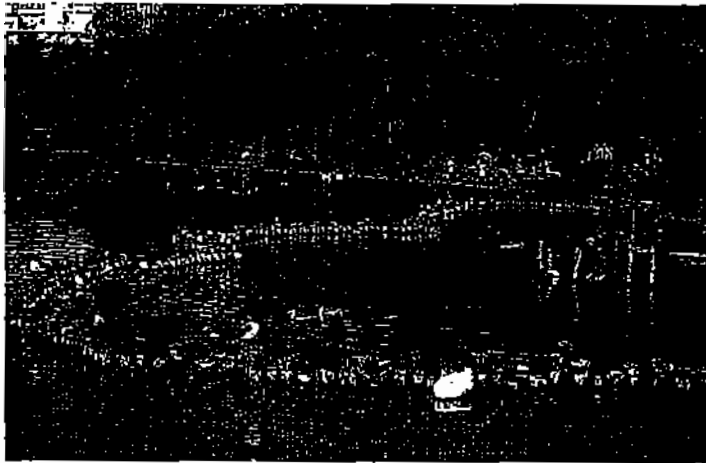


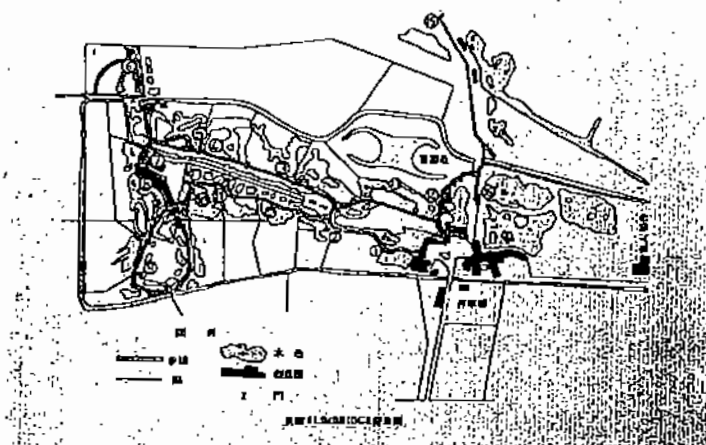
圖 16：堆置腐木生蟲供鳥食用



圖片 17：井之頭公園供鳥類棲息的木樁



圖片 18：井之頭公園提供遊客親近及餵鳥的便橋



圖片 19：英國 SLIMBRIDGE 水禽園平面配置圖



圖片 20：SLIMBRIDGE 水禽園之水池與小島

英國 SLIMBRIDGE 水禽園



圖片 21：水池中悠遊的小島與野鴨



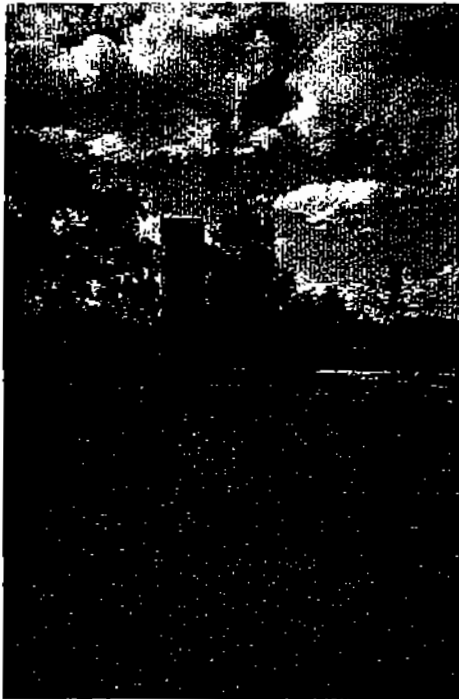
圖片 22：餐廳旁之紅鶴區



圖片 23：進口處一景



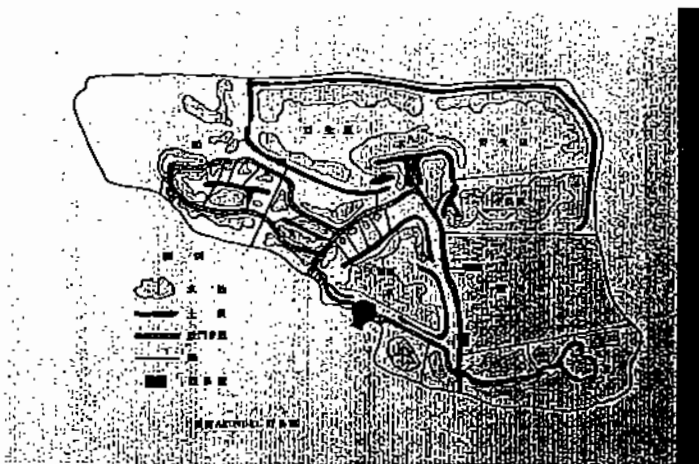
圖片 24：野鳥園外牧草與放牧羊群。
羊群控制牧草的高度適合雁
鴨科鳥類棲息



圖片 25：SLIMBRIDGE 野鳥園內高聳的觀察研究台與樹梢齊平



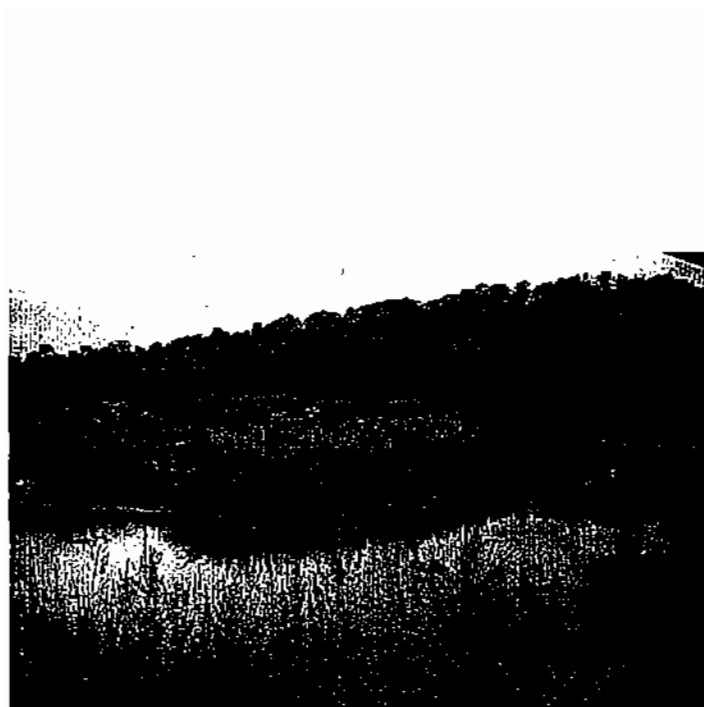
圖片 26：SLIMBRIDGE 野鳥園內小小生態解說池



圖片 27：英國 ARUNDEL 水禽園平面配置圖



圖片 28：ARUNDEL 水禽園內水池與枯木



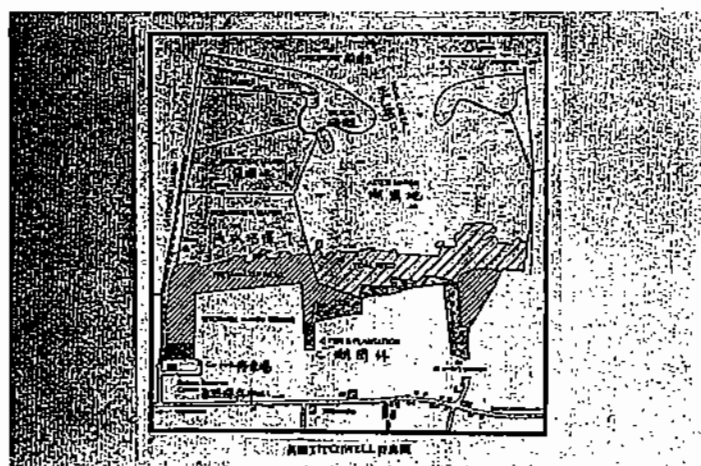
圖片 29：ARUNDEL 水禽園水池景觀



圖片 30：ARUNDEL 水禽園池中小島
邊緣舖以小石供鴨子上下



圖片 31：ARUNDEL 水禽園水池景觀，
環境以植栽美化

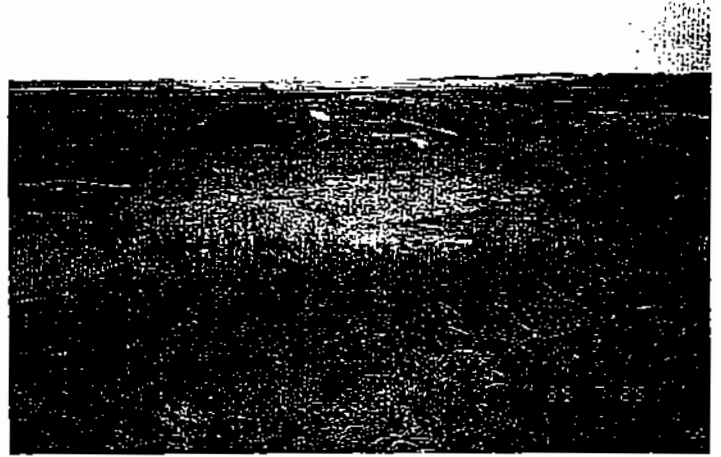


圖片 32：英國 TITCHWELL 野鳥園
平面配置圖

英國 TITCHWELL 野鳥園



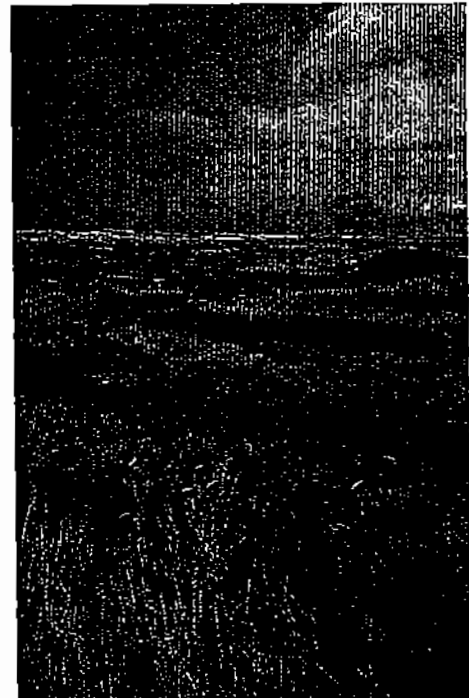
圖片 33：野鳥園內的小島景觀



圖片 34：草澤景觀

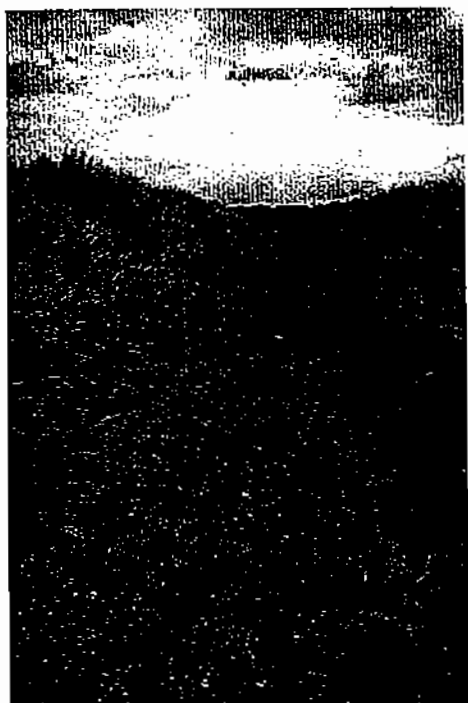


圖片 35：水澤景觀



圖片 36：供給水源的層層水道

英國 TITCHWELL 野鳥園



圖片 37：池中賞鳥屋的道路，兩旁有植栽的土堤具隔音及隱蔽作用



圖片 38：觀鳥小屋的“玄關”留有捐助者的紀念名牌

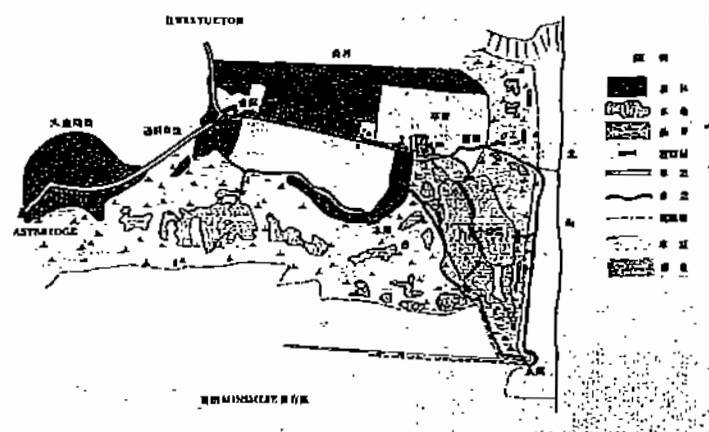


圖片 39：小島上的賞鳥小屋

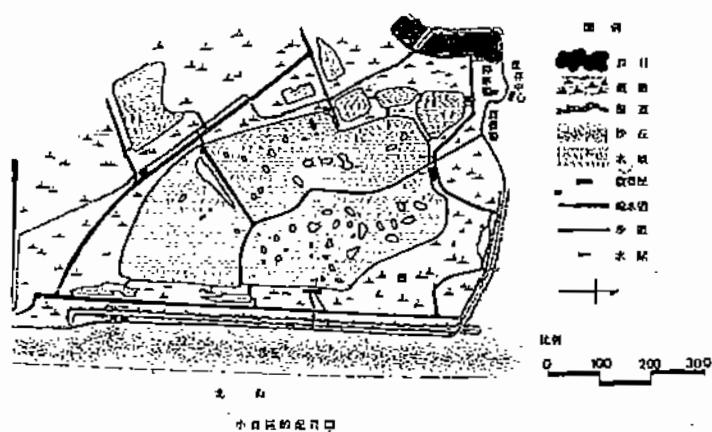


圖片 40：觀賞屋旁的小島

英國 MINSMERE 野鳥園



圖片 41：野鳥園平面配置圖



圖片 42：鹹水池小島區配置圖



圖片 43：鹹水池崎曲之水岸



圖片 44：鹹水池全景

英國MINSMERE野鳥園



圖片 45：高莖草區內之壺洞



圖片 46：清澈的水道



圖片 47：水道中設置水門以控制水位高低

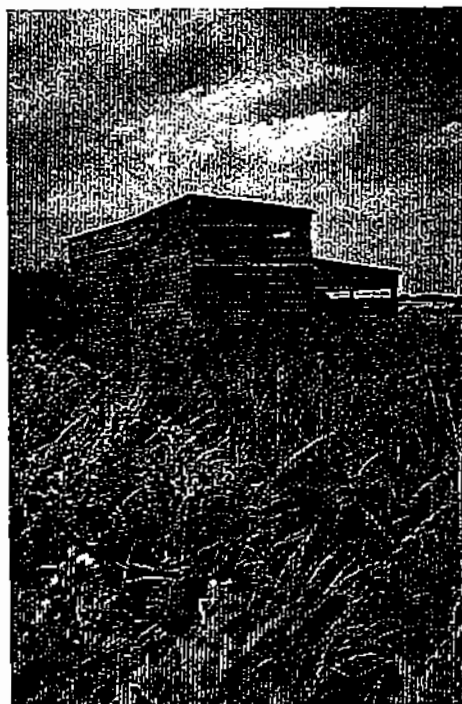


圖片 48：穿過高莖草通往觀察小屋之步道

英國MINSMERE野鳥園



圖片 49：通往觀察小屋之草牆



圖片 50：二層的觀賞屋



圖片 51：觀察小屋內部



圖片 52：觀賞屋的室內構造及解說牌



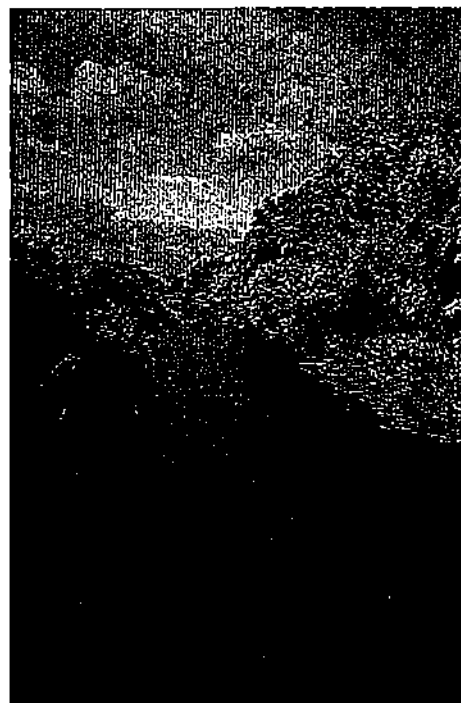
圖片 53：MINSMERE 野鳥園觀賞屋裝置玻璃窗可防冬季寒風



圖片 54：英國 OUSE WASHES 野鳥保護區堤防



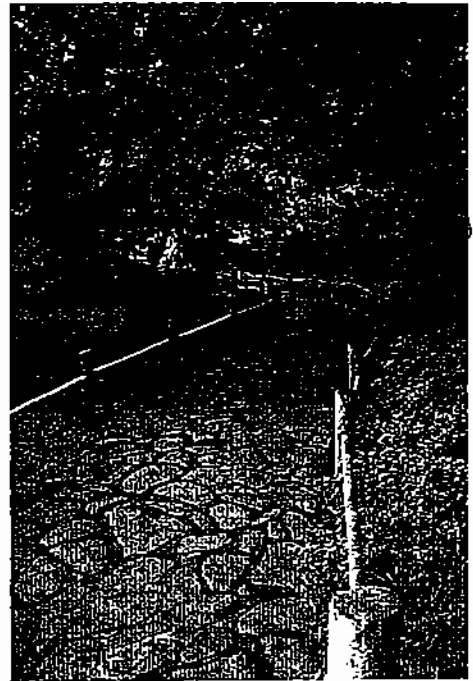
圖片 55：OUSE WASHES 野鳥保護區長堤與賞鳥屋



圖片 56：OUSE WASHES 野鳥園周圍水道



圖片 57：美國舊金山金門公園水池周圍的景觀，水池內有野鴨徜徉遊其間



圖片 58：舊金山金門公園園景步道



圖片 59：英國Welney 水禽保護區旁之覆草防洪堤防



圖片 60：美國加州海洋公園，提供人們遊憩之外亦替雁鴨留了一個舒適的環境

英國海德公園



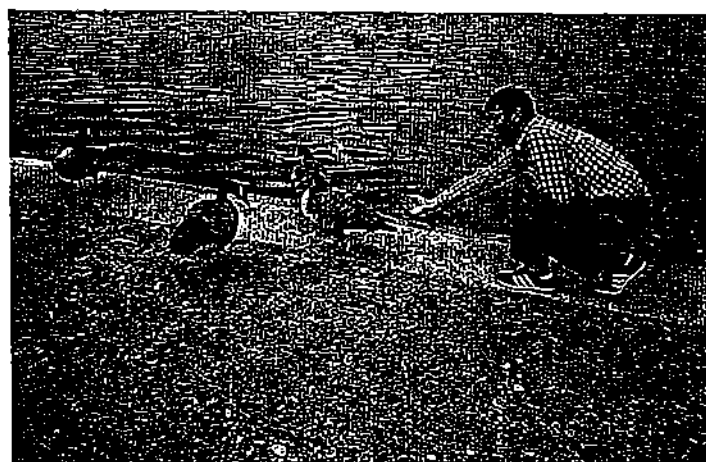
圖片 61：公園內餐廳、水池與野鳥



圖片 62：野鳥棲息區的景觀



圖片 63：人與野鳥



圖片 64：加拿大雁

Breeding/Release Programs For Endangered Birds:

A Panacea Or A Myth?

Sheldon R. Severinghaus

December 27, 1986

Background

As international attempts to preserve endangered species have increased over the last two decades, many management techniques have been experimented with as means of preventing extinction (Zimmerman, 1970; Temple, 1977). One approach that has been widely discussed, used, and promoted is that of captive breeding. The idea is to breed in captivity endangered species whose wild populations are declining and then introduce the captive-bred individuals into the wild. The expectation is that the released birds will not only augment wild populations but also become self-sustaining members of those populations.

Captive breeding for reintroduction purposes is attractive to many people for various reasons. It is conceptually simple. Promoters can point to it as visible proof to funding and monitoring agencies that something tangible is being accomplished with their money. As long as breeding centers can be seen and breeding activities are under way, it becomes less important whether the ultimate goal of establishing self-sustaining wild populations has been achieved. Under the guise of endangered species conservation, captive breeding can be used to legitimize the capture of wild animals for many other (often selfish) purposes as well and to excuse lack of concerted action for the most important conservation techniques of all - habitat preservation and law enforcement. There is often a temptation, therefore, for zoos, aviculturists, and wildlife authorities to consider captive breeding and release programs as a panacea - a cure-all for endangered species problems.

In fact, captive-breeding for the restoration of endangered species has proved much closer to a myth than a panacea, at least for birds. As the head of the Bronx Zoo and New York Zoological Society, Dr. William Conway, has said (1977), "[C]aptive propagation had made few contributions to the preservation of birds." In his paper entitled "Reintroducing Endangered Birds to the Wild: a Review," Dr. Richard Fyfe wrote (1977):

I feel that I must begin this review by stating that I have been unable to locate a single example of a self-sustaining wild population that resulted from the reintroduction of an endangered bird back into the original habitat.

Successes have begun to emerge since these observations were made in 1977, but breeding/release programs remain difficult and controversial.

Introduction

In the last two years, there has been considerable interest

in the subject of breeding Mikado Pheasants in captivity and releasing them into the wild in Taiwan (Yuan, 1984; Lai, 1984; Hung, 1985; United Daily News, 1985; Ming Sheng Daily News, 1986). This has not yet been done, and it might be worthwhile looking at some of the concerns and difficulties in undertaking such a program. These considerations can perhaps serve as reference for reviewing captive breeding and reintroduction programs that may be contemplated in the future. In doing this, the following comments are divided into two general sections: (1) Determining the Need and (2) Determining the Feasibility of captive breeding and release programs.

Determining the Need

Before deciding to undertake a captive breeding and reintroduction program, the following questions should be asked and answered clearly to determine the need for it because the technique is expensive, lengthy, and complicated:

1. Is it necessary for the survival of the species?
2. Would other techniques be more suitable?
3. What other purposes are to be served?

The first two questions presuppose that extensive field research has already been completed (1) to ascertain that the species population is declining and endangered and (2) to determine that a breeding/release program is the correct management technique (among many) for the species in question. If the species is not endangered, there is no need to undertake expensive and lengthy breeding/release programs in order to preserve wild populations.

Breeding/release programs represent only one of many wildlife management techniques for endangered species. Others include predator control, reducing inter-specific competition, fostering and cross-fostering eggs and young, translocation, increasing reproductive effort by nest-site manipulation, and supplemental feeding (see Temple, 1977). In designing a management program for an endangered species, these and the other more basic and even more important techniques of habitat preservation and enforcement of hunting laws need to be reviewed and the most appropriate technique or combination of techniques selected to meet the specific needs of the species. Zimmerman (1970) has termed new approaches to the management of endangered bird species as "clinical ornithology," a high-precision, highly manipulative practice which diagnoses and cares for critically "ill" populations of birds as clinical medicine cares for ill people. Thus, breeding/release programs become only one of many possible "prescriptions" for endangered species management. It is not necessarily the right one, and it can often be more expensive and less effective than other techniques.

If a breeding/release program is not necessary for conservation purposes, what other reasons might justify such a program? There are three possibilities: scientific research, public education, and "restocking." Scientific research: The breeding and release of birds could conceivably provide an opportunity to carry

out controlled experiments with birds that are marked and monitored. However, if the species is not endangered, wild birds can be caught for marking and release more cheaply than breeding them and without influencing wild populations with the introduction of captive-bred birds. Thus, this rationale for breeding/release programs would be seldom, if ever, justifiable.

Public education: Breeding and maintaining birds in captivity can have educational value for the general public. However, this purpose can best be achieved by a good zoo with a good educational program. Release of birds into the wild is not necessary to achieve this objective.

Restocking: This is defined as the release of captive-bred birds of an unendangered species into an area where it previously existed but where it is now known to be locally extinct. This purpose combined with its potential educational value provides perhaps the best justification for breeding/release programs. Even so, it should be carried out only under certain restrictive circumstances. The species must first be proved to be extinct in an area where it formerly existed. This requires considerable research before proceeding with the breeding/release program. If local extinction is proved true, then all the factors discussed in the rest of this paper need to be considered before making a decision to initiate a breeding/release program for restocking.

Determining the Feasibility

Assuming that the need for a breeding/release program has been determined and justified as discussed above, wildlife biologists should then determine whether such a program is feasible. In this regard, several questions should be asked and answered clearly:

1. Does the long-term financial and administrative commitment exist to insure success?
2. Is it economically feasible?
3. Does it have a cost-effective priority?
4. Is the scientific expertise available to carry it out?
5. Does suitable breeding stock exist?
6. Does a suitable breeding and release site exist?
7. Will released birds survive in the wild?

We can look at the implications of these questions because they are important in deciding whether or not to undertake a breeding/release program. Financial and administrative commitment: Captive breeding programs for reintroduction purposes require a long commitment in time and money to be successful. Present experience suggests that 10 years is a realistic guideline to use as a minimum for the purposes of planning and budgeting breeding/release programs.

For example, a breeding/release program for the endangered Cheer Pheasant (Catreus wallichii) was begun in Pakistan in 1978 (Severinghaus et al., 1979), and it appears that success may be achieved only in the next few years (Howman, 1986), after roughly

ten years of continuous effort. Other types of species may take much longer. The breeding and release program for the Peregrine Falcon (Falco peregrinus) in the eastern United States, for example, began in 1970 and after 16 years is showing signs of success (Barclay and Cade, 1983; Temple, 1985).

The implication of these examples is clear. There is little point in undertaking a breeding/release program unless a solid commitment to long-term funding exists from some source and unless a solid institutional base exists to implement and administer the program over a period of ten or more years. In the United States, history has shown an irregular, unreliable, and controversial commitment to breeding/release programs for endangered species (Conway, 1977). Although there has been no experience yet with similar programs in Taiwan, government funding of wildlife research tends to be short-term with results expected in 2-3 years. Such policies and expectations will be insufficient to support a successful breeding/release program for endangered species. Perhaps the sika deer project being carried out now in Kenting National Park (and reported on elsewhere in this conference) will pioneer new approaches to the long-term funding of wildlife studies.

Economic feasibility: Breeding/release programs are expensive not only in the long time required to achieve success (as discussed above) but also in the costs of manpower, of breeding facilities, materials, and equipment, and of field expenses related to the introduction and monitoring process. Assurances that the funds needed to cover these costs will be available or can be raised for the estimated duration of the program (ten years minimum) should be received before initiating a breeding/release program. Failure is almost guaranteed if funding suddenly stops after the first few years.

Cost-effective priority: In contemplating a breeding/release program, one should weigh the comparative costs of committing substantial amounts of money to the management of a single species against the competing demands for funding research on other species. That is, breeding/release programs need to be evaluated with reference to overall wildlife research and management priorities. Such an evaluation may show that a breeding/release program has high priority. Or it may indicate that the same amount of funds could be used to better advantage if committed to other wildlife management projects. The answers will vary for different species. Still, it is a process that should be carried out each time a breeding/release program is contemplated. This encourages scientists and agency officials to develop an integrated program of research and management priorities and to allocate limited financial resources most effectively to those ends.

Availability of expertise: Breeding/release programs require multiple fields of expertise if they are to be successful. Minimum requirements are: a person experienced in captive breeding of the species, a veterinarian to handle health-related problems of the species, and a field biologist responsible for re-introduction and monitoring of the captive-bred birds once released. In

addition, full time personnel are needed for maintenance of the breeding facilities and day-to-day care of the birds.

Although captive-breeding can be relatively easy for some species, it still requires the constant attention of specialists trained in breeding. Mikado and Swinhoe's Pheasants, for example, can be bred through natural mating techniques quite easily in captivity, and large numbers now exist in registered collections (Howman, 1979). Artificial insemination techniques require considerably more training, experience, and skill to effect successfully (Maru, 1979; Lai, 1985). Such techniques are of interest scientifically but would not be required for successful breeding of Mikado and Swinhoe's Pheasants in Taiwan.

The point here is that captive-breeding and release programs require professional wildlife biologists, experienced breeders, veterinarians, trained technicians, and field assistants to implement successfully. The long-term availability of such a staffing pattern needs to be confirmed as a prerequisite to undertaking a breeding/release program.

Suitability of breeding stock: Any birds that are to be released in the wild, in addition to being healthy themselves, must come from good breeding stock; this means parent birds that are physically healthy themselves and genetically pure. Cross-breeding of pheasant species is very easy and very commonly done. It would be wrong to use any hybrid birds as breeding stock for a reintroduction (or restocking) program. Thus, birds used as initial breeding stock should either be caught fresh from the wild or have their breeding history recorded in a stud book to insure genetic purity. To my knowledge, no such breeding histories exist for captive Mikado and Swinhoe's Pheasants in Taiwan. Nor were the breeding histories of the Mikados received from Japan known for certain (Hung, 1985; United Daily News, 1985). And once breeding programs commence, it is mandatory that meticulous breeding records be kept.

Suitability of release site: In planning a breeding/release program, a suitable site for the release of birds must be chosen first. Suitability is defined by many factors including: former range of the species, proximity of breeding center to release site, accessibility of release site, habitat, climate, altitude, availability of protection, etc. (Severinghaus, 1979). The release site must be within the former range of the species and must contain suitable habitat to sustain newly introduced populations. The release site must also be relatively close to the captive breeding center both to allow easy transport of the birds to be released and to allow easy accessibility of scientists to monitor the birds once released. These and other conditions must be assured before a breeding/release program is undertaken.

Survivability of released birds: If all the above factors favor the initiation of a breeding/release program, one final but important question remains: Will released birds survive in the wild? The answer to this question, again, presupposes sufficient prior research on the species to have identified the cause

of its declining population and the means to manage that decline. Unless the causes of decline and endangerment are known and manageable, it is not really feasible to release captive-bred birds. At best, such individuals would represent temporary replacement for disappearing wild individuals. Then they, too, would soon disappear for the same (unknown) causes. Released birds would never develop a self-sustaining wild population under such circumstances and would require continuous artificial and temporary replacement from captive-bred stock. This appears to be the case for the Nene or Hawaiian Goose (Branta sandvicensis), according to Andrew Berger (1977):

Despite the expenditure of some \$350,000 of Federal money ... and of 28 years of effort, ... we still do not know if this population [of Nene] can be self-sustaining without an annual release of pen-reared birds.

This situation has resulted in part from insufficient time and personnel (discussed above) being committed to field studies of the Nene which, in turn, has been influenced by the dangerous and arduous field conditions. Still, the message remains the same: if the cause of endangerment is not identified and managed, the release of captive-bred birds can only be seen as an expensive stop-gap measure. It will not lead to a self-sustaining population of wild birds.

Conclusion: To breed or not to breed?

General Overview

The question was asked at the beginning of this paper whether the captive breeding and release of endangered birds is a panacea or a myth? As we have seen above, it is certainly not a panacea. Nor is it a myth either. Rather, it is a management technique that has been frequently discussed, frequently tried, and rarely successful in the past but that is now showing evidence of selected successes. Given the many constraints and prerequisites for a successful breeding/release program discussed above, it is not surprising that Fyfe (1977) could not find a single successful example in his review of the technique. Nor is it surprising that Conway (1977) wrote:

The potential of captive propagation to be of aid in avian conservation ... is a last resort

In Taiwan

At the present time, only three species listed as endangered in Taiwan are studied well enough to make management recommendations: the Mikado and Swinhoe's Pheasants (Syrnaticus mikado and Lophura swinhoii respectively) and the Lanyu Scops Owl (Otus elegans botelensis). All three species are listed in the most recent edition of the ICBP's Bird Red Data Book of endangered species (King, 1981). Liu has reported on the Lanyu Scops Owl elsewhere in this conference.

In my opinion there is no need at the present time for captive breeding and reintroduction of either pheasant species. With greater protection and less hunting of these species now than twenty years ago, their populations seem to be stable and self-sustaining, if not increasing, in the wild. There is nothing to be gained from breeding/release programs for research, public education, or restocking purposes. Nor are breeding/release programs justifiable by many of the standards of "feasibility" outlined above. Rather, the best approach for the conservation of these two species at the present time is to implement other management techniques, particularly habitat preservation and effective enforcement of hunting laws.

As for other avian species, we in Taiwan - the wildlife scientists, the officials of government planning and funding agencies, and members of private conservation organizations - should take a very cautious approach to breeding/release programs. We should consider them only as a last resort and only after the questions and concerns discussed above have been fully explored and thought out. This is the best way to achieve both success and the efficient allocation of limited resources.

* * * * *

Acknowledgements

I would like to thank my wife, Dr. Liu Hsiao-ju, for reading and commenting on the manuscript for this paper.

References Cited

- Barclay, J. H. & T. J. Cade, 1983. Restoration of the Peregrine Falcon in the Eastern United States. In: Temple, Stanley A., Ed. 1983. See below.
- Berger, Andrew J. 1977. Reintroduction of Hawaiian Geese. In: Temple, Stanley A., Ed. 1977. See below.
- Conway, William G. 1977. Breeding endangered birds in captivity: the last resort. In: Temple, Stanley, A., Ed. 1977. See below.
- Howman, K. C. R. 1980. Pheasants: Their Breeding, Management, and Care. K. & R. Books Ltd., Edlington, England. 117 pp.
- Howman, K. C. R. 1986. Chairman's report. World Pheasant Association Journal 11:8-11.
- Hung, Joe. 1985. Maru to return 25 pairs of Mikado Pheasants to Taiwan. Central News Agency, Tokyo: Aug. 12, 1985.
- King, Warren B. 1981. Endangered Birds of the World: the ICBP Bird Red Data Book. Smithsonian Institution Press.
- Lai, Yung-shin. 1984. The feeding, breeding, and protection of Mikado Pheasants. Nature 3: 34-37. [In Chinese]
- Lai, Yung-shin. 1985. A new technique of instilling semen in artificial insemination of Mikado Pheasants. World Pheasant Association Journal 10: 27-33.
- Maru, N. 1979. Breeding pheasants by artificial insemination. Proc. First International Symposium on Pheasants in Asia: 83-87.
- Ming Sheng Daily News. March 16, 1986. Reserve to be established in Kenting for Mikado [sic] Pheasant. [In Chinese]. Note: Article perhaps refers to Ring-necked Pheasant[s].
- Severinghaus, S. R., Z. B. Mirza, & M. Asghar. 1979. Selection of a release site for the re-introduction of Cheer Pheasants in Pakistan. World Pheasant Association Journal 4: 100-115.
- Temple, Stanley A., Ed. 1977. Endangered Birds: Management Techniques for Preserving Threatened Species. Univ. of Wisconsin Press, Madison. 466 pp.
- Temple, Stanley A., Ed. 1983. Bird Conservation 1. University of Wisconsin Press, Madison, for ICBP/U.S. 148 pp.
- Temple, Stanley A. 1985. Recovery efforts for the Peregrine Falcon. In: Temple, Stanley A., Ed. 1985. See below.

Temple, Stanley A., Ed. 1985. Bird Conservation 2. University of Wisconsin Press, Madison, for ICBP/US. 181 pp.

United Daily News. Nov. 28, 1985. Rare treasured bird returned home: Offer gently refused. [In Chinese]

Yuan, Yvonne. 1984. Return of the Mikado Pheasant. Free China Review. Jan. 1984: 54-56.

Zimmerman, David R. 1970. To Save a Bird in Peril. Coward, McCann & Geoghegan, Inc., N.Y. 286 pp.

植被與野生動物

徐國士

植被係指一個地區整個的植物群落，包含了自然以及人工所營建的植物體系。而自然植被並非孤立的單位，而是由環境中不同因素長期影響之下，經過了競爭、選擇而形成的。它可以像亞馬遜河熱帶雨林一樣的繁雜而龐大，也可以像台階前一片苔蘚相對的簡單及細小。所以植被反應了當地自然環境的綜合作用，不僅是土壤的類型，甚至包括了所有物理、化學以及生物條件的影響。

沒有生物可以單獨不依賴外部的自然條件生活，在長久植被發育及演替的過程中，不停的生物侵入而又融合在原有植物的生態系中，相互依存，互相競爭，至到每一個種類選擇到最適合的生長空間。野生動物亦復如此，每一野生動物都必須持續的呼吸、喝水、攝食養分、排出廢物，與周遭的環境共融一體，不可分離。而整個生態系的關係並非持續完全不變，在生長與死的交替之間，可以發現生物間的機制，取代的貪婪持續不斷地在每一個角落進行着。當然在能量的循環上，野生動物賴以為生的植物，永遠扮演着自然界生產者的位置，藉着陽光，加上土壤中的水分、礦物質合成了養分，當然能量也可以貯存在蛋白質，醣類或者其他化合物的化學鍵上，而野生動物生長或代謝所需要的能量，都直接或間接來自植物，所以野生動物與植被的關係是密不可分的。

植被對野生動物的功能不僅是食物的供給，而且包括了蔽蔭、休息、築巢、躲藏及飛翔等功能，每一種生物都有其特定的環境需求，沒有任何兩種生物有完全相同的習性，植被的不同類型，可以提供較多種類的生存空間，所以一個自然而複雜生態系的保存，對原有生物種類的保存有決定性的關係。

當然植被的發育都有一定演替的過程，不同區域植被的發展，受當地氣候環境的影響，必定有一個最後的發展階段，我們稱為植被的極盛相（Climax），但是也有一些區域由於地形或者土壤的影響，而使植被停留在某一個演替階段，我們可以稱之為亞極盛相（Subclimax），而有些區域由於經常重覆一些自然力如火，昆蟲侵襲或者高等草食性動物的干擾，而使植被重覆在初期的演替階段，我們可以稱異極盛相（disclimax）。野生動物在以上所述植被長期自然的狀態下，必定有其一定的習性以及生理上的要

求，所以不同植被環境與野生動物種類的出現皆有其密切的關係。就野生動物的經營而言，極盛相的植物群落提供了當地自然環境中長久適應的種類，很難忍受環境的改變，而且當地大部份稀有及有絕滅危機的種類，都屬於此類，對於他們的保護，必須強調原有環境極盛相的保持，儘可能不要干擾。當然對於生活在非極盛相植被的野生動物，就必須保持植被在外力干擾的演替狀態，必須以計劃性重覆的火災，殺草劑、伐木或者其他的處理，來保持野生動物原本的生存空間。並非野生動物在植被的演替及致變上，沒有任何功能。由於長期野生動物的生活大都與生活圈的植被取得某種的協調。有些植物種類其生理的忍受較窄，有些植物種類生理的忍受限度較寬，植被中的植物種類會因野生動物長久的影響，而產生取代作用，使優勢的種類發生變化。

台灣位距東亞大陸邊緣，在地理上屬於溫暖潮濕的區域，而在過去的地質史上，曾經數度與中國大陸相連，不少動植物種類受到氣候以及其他自然傳播能力的影響，遷移到台灣，加上台灣地形高峻，具有不同的氣候帶，所以在植被的類型上，出現了比別的任何區域更複雜的組成狀態。雖然每一種植物群落類型是一個自然單位，其內部組成應該是同一構造而與類近植被有明顯的分界的，但是絕對的一致性並不存在，因為群落內部地形成微氣候條件的差別，而產生不同程度的相嵌，自然植被的分類尤其是闊葉樹林極為困難，但對野生動物而言，顯然台灣自成島以後，由於地形的高峻及腹地的狹窄，對大型野生動物有極大的限制。但就這一個這麼小的區域來看，野生動物的種類及分佈是廣泛而豐富的。在過去，由於交通的不便，一般研究極少，再由於長期的狩獵以及生棲空間的開發所造成的破壞，已使所有大型野生動物變為稀有或瀕臨滅絕，所以自然植被的維持，以保持所有野生動物的生棲地，是刻不容緩的工作。所謂林地的經營可增加次生林以及空曠地的理論，增加生態系不同環境以容納不同野生動物之說法，在野生動物的經營過程中有其必要。然今天台灣所面臨的問題，是動物生存空間的縮小及被侵害，使野生動物族群急速減少，所以保護台灣的自然植被及限制打獵，是維持野生動物資源經營的當前之務。

野生動物小族群之保育

李 玲 玲

由於世界人口不斷的增加，及人類加速的對大自然開發利用，野生動物的棲息環境正以驚人的速度被改變、破壞。許多種野生動物的數量也因此而急遽的減少，有些甚至少到瀕臨或已經滅種的地步。有識之士因而不斷的呼籲加強野生動物的保育，並推動成立國家公園及自然保護區，以儘可能的保存我們現有的野生動物種類，並希望牠們能繼續繁殖、演化、生生不息。但是，我們可以預見的在人口的膨脹與開發的壓力下，野生動物的未來也將只能局限在這些相互分隔、大小不一，如人海中的島嶼一般的大小保護區內。同時，許多種，尤其是大型的野生動物的族群數量，也將會減少很多而成為較小的族群。因此，研究族群縮小對野生動物的影響，以及針對這些影響來訂定保育原則和方針，對於未來野生動物的存亡是十分重要的。目前有許多專家學者正就此類問題進行研究。在此謹就有關資料來探討野生動物小族群保育的一些重要原則。

首先，讓我們看看由正常族群，也就是未受人為嚴重干擾之前自然狀態下的族群，基於某種原因而大量減少所形成的小族群，或是經由遺傳漂變（genetic drift）所形成的新的小族群，它們和原族群的差異以及族群變小後所產生的影響與結果。在此，我們稱這些小族群為“瓶頸族群”（bottleneck population）。一個瓶頸族群等於是原有大族群中所拿出來的一個樣品族群（sample）。取樣的大小及方式不同，樣品族群的大小及組成也有差異。一般而言，一個樣品很難完全代表所取樣的族群。所以，一個瓶頸族群不單是在個體數量上比原族群少，而且通常會失去原有族群的某種或多種遺傳對偶基因（alleles）。尤其是一些在族群中頻度（frequency）較低，稀少而特殊的對偶基因，在族群數量減少時，被失落的機率會高於其他頻度較高的基因。同時，瓶頸族群的遺傳基因變異度（genetic diversity）也會降低。這些變化對於瓶頸族群將來的生存與發展會有下列的影響：

(1)就個體數量而言，小族群受到環境因子，如天災、疾病、外來種的壓力等的衝擊，以及族群本身數量波動的影響而滅種的機會要高於數量大的族群。

(2)就遺傳學的觀點而言，遺傳基因，尤其是稀少而特殊的基因的喪失，對族群的存

續與否影響可能很大。稀有而特殊的基因，由於其在族群中的頻度並不高，失去它們或許不致明顯的改變族群遺傳基因變異度。但是這些基因可能具備一些特殊功能，雖然在平時沒有表現出來，且對個體及族群的適應度（fitness）沒有或只有甚少助益。但是環境改變時，它們的存在與否可能是族群能否繼續活存的重要關鍵。例如：它們可能是與抵抗某種疫病有關。在平時疫病不發生時，看不出它們存在的價值。但當疫病發生時，它們的影響力及決定性就十分重大了。在目前，人力尚不能確認每一基因所擔任的角色與功能，以及失去它們所造成的影響。面對此一問題，最好的解決辦法，就是要儘量增加被保存生物的數量。如此，不但能使族群保存更多不同的遺傳基因，同時族群大，繁殖較快，因突變而產生新基因的機會也會增加，可以補充不幸失去的基因的位置。

(3) 族群數量減少時，其遺傳基因變異度的改變，會隨族群減少程度的不同而異。如果族群數量減少不多，且損失的多為原來在族群中頻度就很低的基因時，遺傳基因變異度下降的程度並不大。但是族群小則近親交配的機會增加，如果該族群未來數量增加的速度仍十分緩慢，則每一代繁殖與新一代產生的過程，都相當於又經過一次瓶頸反應。如此，則遺傳基因會繼續的喪失，遺傳基因變異度也會繼續下降。

究竟遺傳基因變異度低對族群有什麼影響呢？根據有關的文獻所推出的結論：不論就同一族群內不同的個體或是不同族群而言，遺傳基因變異度愈大，它們的生長、發育、生殖情形以及子代的數目和活存率，往往較遺傳基因變異度低者為佳。因此，族群內及族群間的遺傳基因變異度與其適應度常成正相關，也就是說變異度愈高，適應度通常愈高。同時，此一正相關之曲線通常為一漸近線。也就是說，當遺傳基因變異度愈低，適應度不但愈低且降低的速度愈來愈快，影響甚大（Frankel and Soule 1981）。同時就族群長期演化的觀點來說，族群遺傳基因變異度高，所含的不同遺傳基因種類豐富，可以提高族群應變不同環境變化的能力，亦可增加族群長期存續的機會。

當然在現存的生物種中，也有一些種類的族群內的遺傳基因變異度很低，例如獵豹（cheetah）等。但是這些族群在生殖、生理方面都有許多缺陷（O'Brien et al. 1985）。即使在短期之內，他們可以活存的相當好，但就長期演化而言，除非能加速牠們族群遺傳基因的突變，以產生新的基因，否則牠們的族群無法演化。一旦環境改變超過牠們可以應變的範圍，牠們就會遭到滅種的噩運。

由以上幾點可以看出，在被隔離與數量減少雙重壓力之下所形成的小族群，其族群的活存能力（viability）會因個體數量減少及遺傳基因變異度降低兩種因素而下降，使滅種的機率上升。因此，在保育上問題重重。在我們還沒有辦法能針對這些問題提出具體的解決辦法之前，我們所能做的就是儘量成立較大的保護區，保護更多的生物個體，儘

量擴大瓶頸族群的數量。當然，就實際的情形而言，面對人口與開發的壓力，我們無法無限制的將現有的土地全部劃為保護區，所以下一個重要的問題便是，我們至少要保存多大的土地，保存多少數量的動物，才能確保牠們能活存一段相當長的時間呢？這就牽涉到“最小可活存族群”（minimum viable population）的問題了。

所謂“最小可活存族群”指的是一個能夠容忍某些程度的環境衝擊而繼續活存一段相當時間的最小生物族群。這個族群的數量代表著一個閾值（threshold）。當族群的數量低於此一閾值時，這個族群的生存與延續就會有危險。反之，則此族群可能安全的存活一段時間。就保育而言，則一種生物必須至少有足夠的空間，來保存其“最小可活存族群”閾值以上的個體數目，才有意義。但是，由以上的定義可以看出，要估算一種生物“最小可活存族群”閾值並不是一件簡單的事。因為它牽涉到生物本身遺傳、生殖、生態、行為、生活史等的特性。再加上環境因子的影響是可變的，尤其是當期望某一生物族群能活存的時間愈長，所需考慮到族群可能遭受的環境變化與衝擊愈大，此一閾值也就愈大。所以我們很難準確的估算出一種生物的“最小可活存族群”閾值。更無法以一個估算數值來代表不同種生物的“最小可活存族群”數量，而必須按種類的不同，一一估算。

也許有人認為既然無法算出一個準確的閾值，用一個有誤差的數值來談保育是否很沒有意義？事實上，“最小可活存族群”這個觀念與名詞不但早已為保育專家所接受與使用，同時更有助於保育專家與一般非保育人士及社會大眾溝通與討論有關保育，尤其是保護區之劃定與設立的問題。

首先，“最小可活存族群”代表了幾項重要的保育觀念：

(1)它代表著一個以整個族群，而非個體，活存為研究單位的觀念，使一般人能重視整個族群的未來命運。

(2)“可活存”（viable）這個詞代表著我們的重點之一不僅是考慮到族群現在的存在，同時期望它可以在未來持續存在一段相當的時期。

(3)“最小”兩字表示它涵蓋著族群在其本身條件與環境影響下，是否能免於衰退而繼續存在的最重要關鍵。

其次，如果我們能估算出某種生物的“最小可活存族群”量，並因而能估計保存此一族群量所需之最小空間，即使它有相當的不準度，但當我們在討論及爭取保護區範圍的大小時，就有一個相當的依據了。亦即我們至少可有一個數值依據來估計需要多大的空間，才能保存如此一個族群，否則此一族群仍將有滅種之虞。此處值得注意的是(1)“最小可活存族群”量是一個不準度可能很高，且是最保守的估計。在保育上說，我們所

需要保存的生物數量愈多愈好，而不能以此數值為限。(2)即使是人工復育繁殖的族群，除非有其他輔助辦法增加族群的活存能力 (viability)，其數量亦不宜低於此值，以確保族群的遺傳基因變異度及適應度。

那麼，“最小可活存族群”閥值應如何估算呢？在說明這個估算法之前，先得解釋有關近親交配 (inbreeding) 和族群遺傳基因變異度的關係。近親交配會使個體趨向同型胚子 (homozygous)，使個體及族群遺傳基因變異度降低，生長繁殖率下降，而使適應度降低。一般生物族群均有各種行為、生理等的機制以儘量避免近親交配。例如：在許多鳥類及哺乳類動物，兩性之一會離開出生地到別群去找尋配偶。許多動物亦具有辨識自出生便被分開而從未接觸過的近親的能力，並避免與其交配等。但在自然狀態下，由於某些條件的限制，許多族群也有很低程度的近親交配的情形發生 (Ralls et al. 1986)。如果此種情形在整個族群所佔的比率不大，則族群內的隱性壞基因 (deleterious genes) 可經由天擇 (natural selection) 而被除去，不至於大量存在在族群內，影響族群之適應度。根據人工飼育動物的結果及專家的估計，在天擇的作用之下，一般族群所可容忍的最高近親交配率 (此處相當於該族群遺傳基因變異度的損失率) 不得超過 1% (Franklin 1980)，如超過此數值，則天擇的作用無法避免隱性壞基因的積存和增加，遺傳基因變異度損失過大，適應率也會迅速下降，而影響族群的繼續活存。當我們考慮一個族群的繼續存在時，重點之一便是考慮其遺傳基因變異度的損失情形。在估算“最小可活存族群”閥值時，我們可以以 1% 做為一個族群可以忍受因近親交配或遺傳漂變而產生的遺傳基因變異度的損失率，來估算此種情形下，至少要有多少的個體才能維持族群的活存。因為每一代遺傳基因變異度損失率與族群大小有關 (Wright 1931)，其關係如下：

$$\text{遺傳基因變異度的損失率} = \frac{1}{2 \times \text{有效族群數量}}$$

遺傳基因變異度的損失率，在這裡是 1%， “有效族群數量” (effective population size)，是族群內可以生產子代的成體數目。如此，則至少 “有效族群量” = 50，才能使變異度的損失率低於 1%。也就是說約十代之後，此族群仍有原族群 90% 的遺傳基因變異度存在。以此種情形下去，族群短期的存活當不成問題。所以 50 可代表一般生物短期 “最小可活存族群” 的數量。但對長期的活存，更需考慮由於遺傳漂變所造成遺傳基因變異度的損失，據專家的推算，則 “有效族群數量” 至少需在 500 以上 (Frankel and Soule 1981)。

以上所說的數值 (50 與 500) 指的是如果族群中所有個體均有繁殖能力，性別比

爲一比一，逢機交配，子代個體的存活率呈逢機分佈，一代與一代之間生殖不重疊，族群數量穩定，波動程度不大等等情況下，所需的個體數目。完全符合這個條件的族群，其個體數目才等於“有效族群數量”。因此，一般族群的“有效族群數量”與族群調查所得的族群實際數量往往有差異，通常前者較後者小，有時小很多。也就是說，一般生物族群的數量，也就是“最小可活存族群”的閥值，要比50大得多，才能維持“有效族群數量”=50的基本條件。

下面就讓我們看看當上面的條件因素不符合時，會如何影響族群的“有效族群數量”：

(1)當雌雄性比不是一比一時，或生殖非一夫一妻制時，族群的“有效族群數量”較其所有個體數的總合低。例如一群斑馬中有一雄九雌。如此，則所有子代都有一半或全部的基因相同。但是一群五雄五雌的斑馬所產生的子代，彼此基因相似的程度就低多了。而因近親交配使特殊基因喪失的機會也是以前者爲高。這種情形下，前者的“有效族群數量”就比族群個體數目小得多了。它的估算可以由下面的方程式來表示：

$$\text{有效族群數量} = \frac{4 \times (\text{參與生殖的雄性數目}) \times (\text{參與生殖的雌性數目})}{(\text{參與生殖的雄性數目}) + (\text{參與生殖的雌性數目})}$$

雌雄性數目愈近，愈接近一夫一妻制，“有效族群數量”就愈接近族群個體數目。

(2)族群本身數量波動程度愈大，有效族群數量愈比族群真正數量小。正常的族群數量會有起伏，許多生態學家對此種族群變化的原因與結果也做過相當多的研究。有些生物如昆蟲族群量的起伏變化極大，脊椎動物族群的變化差異幅度較小，但當外界的因素如食物量、天氣、疾病等發生變化時，都可能造成動物族群數量的大幅度波動。族群量每次大幅度減少時，其中的基因組成及變異度就會改變，進而改變下一代的族群及其有效族群量。一般而言，族群變化愈大的族群，它的真正有效族群量就愈小。估算的方法是：

$$\frac{1}{\text{有效族群數量}} = \frac{1}{\text{繁殖代數}} \left(\frac{1}{\text{第一代族群量}} + \frac{1}{\text{第二代族群量}} + \cdots + \frac{1}{\text{最後一代族群量}} \right)$$

(3)如果子代的活存率非逢機分佈，則子代活存率較高的一對夫妻的遺傳基因在下一代出現的比率就會較高。如果親代和子代之繁殖不分開，則會發生近親交配的現象。以上情形都會影響“有效族群數量”，其計算公式變化很多（請參考 Frankel and Soule 1981, Lacava and Hughes 1984, Reed et al. 1986）。一般而言，近親交配率愈低，個體產生配子的數目愈均衡，則“有效族群數量”值愈大。

除了以上所討論的因素外，“有效族群數量”值尚會受到族群瓶頸反應中失去遺傳

基因，遺傳基因變異度降低，族群個體與鄰近更小族群的個體交配等等的因素而改變。總之，在估算實際所需之族群數量以達到某種“有效族群數量”值時，需要小心的考慮以上的因素。也就是說，必須衡量這些因素，以更準確的估算出一種生物真正的“最小可活存族群”量。

以上所談到的有關於小族群保育的重要性及保育應注意的基本原則，對本島野生動物的保育是十分重要的。因為本島雖然由於地形、氣候的多樣性孕育了豐富的動物相，但是島嶼生物的族群本來就小於大陸性的生物族群，滅種的機率也較高。再加上本島人口密度高，對自然資源開採與需求極為迫切，自先民開墾以來，許多野生動物的棲息環境就不斷的被開發利用，改種農林作物，或設立建築物，尤其是低海拔地區大都被開墾，使野生動物居住的範圍愈來愈窄。許多種現存的野生動物，不但數量減少且分佈範圍有逐漸往中、高海拔移動的趨勢（林俊義 1985）。依此種趨勢看來，本島野生動物的族群亦正朝著小族群的方式發展，而逐漸被分隔存在於各個互相隔離的山頭、國家公園及自然保護區內，而各個族群間遺傳基因的交流也將逐漸減少。在我們了解小族群存在的一些問題後，應針對這些問題進行研究以找出解決之道。繼續收集建立野生動物基本生物資料，以估算最小可活存族群閾值及其所需棲息環境與空間，配合保護區的設立，野生動物管理法的訂定及實施，野生動物保育觀念的培養與教育，以確保本島珍貴的野生動物資源的長久存續。

參考文獻

- Frankel, O. H., and M. E. Soulé. 1981. *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press.
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. In: Soulé, M. E., and B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Association, Sunderland, M. A., pp. 135-149.
- 林俊義, 1985. 臺灣哺乳類的動物地理初探, 野生動物保育論文專集(-), 臺灣大學動物生態學研究室, pp.10-15。
- Lacava, J., and J. Hughes. 1984. Determining minimum viable population levels. *Wildlife Society Bulletin*, 12: 370-376.
- O'Brien, S. J., D. E. Wild, and M. Bush. 1986. The cheetah in genetic peril. *Scientific American*, 254:68-76.
- Ralls, K., P. H. Harvey, and A. M. Lyles. 1986. Inbreeding in natural populations of birds and mammals. In: Soulé, M. E. (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, Sinauer Association, Sunderland, M. A., pp. 35-56.

Reed, J. M., P. D. Doerr, and J. R. Walters. 1986. Determining minimum population size for birds and mammals. *Wildlife Society Bulletin*, 14: 255-261.

Wright, S. 1931. Evolution in Mendelian populations. *Genetics*, 16: 97-159.

Conservation of Small Population

Ling-Ling Lee

ABSTRACT

This paper introduced and reviewed some basic concepts and principles in conservation biology, i.e. the importance of the conservation of small population, minimum viable population, and effective population size. The concepts and their application are especially important for the conservation of wildlife populations on Taiwan, since many species of wildlife are living in isolated mountainous areas, national parks, wildlife reserves and in reducing numbers due to the increase of human population and development, which are also discussed in the paper.

動物園與野生動物保育

陳寶忠

摘 要

動物園已不再是野生動物的消費者，而是生產者，許多記錄顯示，動物園內繁殖出的野生動物遠多於輸入園的動物，而在動物的買賣數量中，絕大部份都是為了一般家庭寵物及生物醫學之用，進入動物園者只佔極少部份。許多野生動物在動物園內的數量遠比野外要多，甚至有許多的野生動物只有在動物園才能見到。在自然棲息環境受開墾、破壞及人們獵殺等之壓力下，動物園擔負保護野生動物免受絕種的角色日顯重要。除了實質之保護外，動物園透過各項教育管道，可使人們瞭解野生動物，並進而喜歡動物與參與保護動物的行列。國內動物園日益增多，如何控制其動物來源以免危及野外動物族群數量，並共同合作與控制園內野生動物的飼養繁殖，及加強有關動物之研究與教育推廣，以促進動物之保育工作，實為當務之急。

一、前 言

有許多人對野生動物懷著無比的熱愛，但卻極力的反對動物園的存在，他們認為動物園簡直就是一所骯髒的監獄，不但剝奪了動物在野外生存的自由，更嚴重的是由於動物展示的需要，而產生了市場的需求，引起許多人為供應動物園之需要而大肆捕捉野生動物，成為野生動物日漸減少的主因之一。但是，無論如何，動物園卻普受一般人的喜愛，動物園的遊客人數猶若天文數字，參觀動物園的總人數都超過其他社教機構包括圖書館、美術館、博物館、及各種運動會包括棒球、足球等比賽參觀人數的總和。因此，在世界各地，動物園的數量仍在持續增加，且規模也日益增大，在美國的動物園與水族館就有二百多座，日本有一百多座，英國有九十座，德國七十餘座；在國內，近年來無論是公立或私立的、大大小小的動物園也逐漸設立。這種趨勢，在野生動物日漸減少，

動物保育運動蓬勃發展的今日，動物園的存在及其經營的宗旨與方向都是值得重視與探討的。

二、動物園的演進

赫迪吉博士（ Dr. Hediger ）將人類對野生動物的態度分成三個階段，一為不瞭解動物和牠們的能力，而又領受動物所能提供好處，轉化出來的崇拜時期；二為征服動物，將擁有動物作為神勇之象徵與炫耀之工具，並利用動物之搏鬥、表演與人們的好奇心以娛悅人們的世俗時期，三為進行對動物有關之分類、解剖、生物學和心理學等研究的科學時期。而動物園設立的宗旨彼能符合這人類對動物所持的三種態度。早期的動物園只為滿足王室貴族觀賞珍禽異獸的樂趣，稍後，動物園雖已為一般人民所使用，而主要的目的仍在於取悅人們，因此老式的動物園在設計時都為遊客著想，而少顧及動物。現在負責的動物學家和動物園員工大體上都同意，只有為了教育、保育和科學研究之需，才能正當地圈養動物，因此現代化的動物園除了要滿足人們之娛樂需求外，會建造使動物能舒適地自然生活的獸欄，並給予人們對動物的正確認識，進而謀動物之福祉。

三、動物園不再是野生動物的消費者

許多人在動物園內見到動物，總認為動物園是使野生族群數量減少的原因之一。但依動物市場的調查瞭解，活動物交易的數量遠比動物被獵殺的量來的少，動物的獸皮產品（次為棲息地的被破壞）才是對野生動物的生存最具威脅的。例如，於1968與1969年有3168獵豹、17,490花豹、23,347美洲虎及262,039豹貓被獵殺，供應美國市場獸皮之需，於1972年則共有6,511,058的獸皮進口到美國。在英國，於1973年及1974年共有44隻的花豹、豹貓、獵豹、美洲虎進口，而同時期就有87,000張獸皮進口，每隻貓類都是動物園繁殖的，而每張獸皮卻都是在野外獵殺的。

在1972年，全美國有15萬隻野生動物包括哺乳動物、鳥類及爬蟲類，而其中大部份是在動物園內繁殖的，例如哺乳動物中有約3萬隻佔80%是在動物園內繁殖的。在美國，從1973～1974年，在進口的野鳥數量中，有98%是為寵物用，只2%是為動物園展示的。在1973年，在進口的哺乳動物中，有60%是為生物醫學研究用，36%是為家庭寵物之用，只有4%是供應動物園。

據統計，美國1972～1973年有130,000隻從野外捕捉的靈長動物供作生物醫學

用，而其中繁殖有 4,682 隻，相形之下，在 1975 年，美國的 108 個動物園共購進了 256 隻靈長動物，卻繁殖有 445 隻。雖然動物園無法繁殖所有的動物，但動物園仍應是生產者，而生物醫學及養寵物者才是真正的消費者。

四、動物園中野生動物保育工作的推展

(一)建立保育工作的基本資料

動物園本身即是一塊野生動物棲息地，雖然野生動物生活在這裡，大都是經由人爲的方法，使之生長繁衍，但牠們的基本生態資料卻是一樣的。因此提供野生動物一些生物學基本知識爲動物園功不可沒的一面，儘管許多保育工作必備的基本知識如動物與自然棲息地之關係、行爲模式、野外食性均須透過艱辛的野外調查工作才能獲得，但一些野外工作者無法蒐集的知識如繁殖記錄、懷孕期、孵化期、疾病資料則必須經由動物園的觀察記錄，兩者相輔相成以揭露野生動物神秘面紗。倫敦動物園附設的比較醫學及生理實驗室對野生動物疾病、生殖過程及繁殖的觀察研究，就爲世界各動物園提供了一些實用性資料。以繁殖瀕臨絕種鳥類爲例，雌雄鑑別的問題首先就使繁殖工作變的不易進行，聖地牙哥動物園所開創的鑑別技術再經倫敦動物園的研究發展之後，以放射免疫分析法測定分析其排泄糞尿中動情素及睪固酮含量來鑑別雌雄，從此問題就獲得初步解決。瑞士巴索爾動物園在格蘭特斑馬的繁殖研究工作尤具出色，在過去 20 年裡已經成功地繁殖出 32 隻格蘭特斑馬，使得動物學家可以探知其懷孕期在 361 天至 368 天之間，母斑馬及雄斑馬分別於 13 及 18 個月才到達成熟年齡。動物學家們相信，如果類似的研究工作早一點進行的話，南非斑驢也許不會在十九世紀末就走上絕種的厄運。台灣長鬃山羊也是經由台北市立動物園多次的繁殖記錄才知其懷孕期爲 210 天的。

(二)點狀保育工作之進行

由於飼養管理技術不斷地改進，圈飼繁殖成功事例每年均有出現，鼓舞著動物園從事瀕臨絕種動物繁殖計劃，而這項計劃的成果是相當的輝煌。

大衛神父鹿，就是一般人所稱之「四不像」，是原產中國的大型鹿，1865 年法國傳教士大衛神父看到飼養在北京附近南苑之時，正是野生鹿絕跡之時，而皇帝庭園所飼養的這種鹿，在 1869 年、1883 年首先被帶到歐洲動物園，但原產地中國，因 1894 年的運河水患及 1900 年的義和團之亂，這種鹿就已全部絕跡了，幸好在歐洲動物園的這群鹿，繁殖的非常順利。在 1950 年已達 4 百頭，這群鹿已分散在各動物園，目前在北

平動物園所見的大衛神父鹿，卻是從英國輸入的。

蒙古野馬，唯一的野生種野馬，1881年由普茲互斯基發現，故又名普茲互斯基馬，為生活在蒙古體型較一般馬要小的馬，由於食物及水源為一般家畜所佔據，再加上以獵槍射殺，於1950年就被認為已絕種，幸而普拉奎及卡茲基爾動物園保有幾隻的族群，經過多年的繁殖，已由1959年的15隻，到1981年共有200隻分散在全世界52個動物園裡，現在蒙古正計劃將蒙古野馬引回牠的原產地作復育的工作。

歐洲野牛、阿拉伯羚羊也是有著相同的遭遇，而經動物園的保存，方能免於絕種的命運。在台灣本島，由於梅花鹿的棲息地——平原因人們開墾而破壞，再加上人們的獵殺，於十年前就已在野外絕跡，只殘存於動物園及農村私人牧場，而最近墾丁國家公園計劃進行復育工作的鹿隻就是來自台北動物園。

(三)保育工作面的推行

曾有一陣子，動物園之管理者以保有其他動物園未有的珍稀動物為傲，因而封鎖有關該動物的資訊，也造成動物園間的競爭與排斥。但漸漸地，情況改觀了，因為如此僅會因效果不彰而給野生動物帶來禍害，動物園間逐漸採合作態度進行動物的繁殖工作。如一座動物園有一雄性稀有動物，另一座動物園有一雌性稀有動物時，通常二方都會予匹配成雙，以計劃繁殖下一代。倫敦動物園的奇奇與莫斯科動物園的安安為了交配繁殖，越過國境以配成對為當年的熱門新聞。巴索爾動物園與西伯林等動物園曾攜手合作進行印度犀牛的繁殖。法蘭克福動物園與布利斯妥動物園合作進行霍加坡的繁殖；英國倫敦動物園與美國鳳凰城動物園攜手進行阿拉伯羚羊的繁殖工作，這些例子不勝枚舉，許多例子皆顯示排除競爭，共同合作是成功的關鍵。除了合作進行繁殖動物外，最近更合作共同控制自野外捕捉稀有動物以輸入動物園，因為動物園的管理者自覺到動物園的存在；即是動物全體的福祉，為了展示而收集動物，則關係到動物本身的滅亡，控制工作在許多國家都由政府執行或有法令明文規定，如西澳洲之漁業及動物局很少給私人動物園核准營業，因為他們相信只有具專業知識及豐富的財力資源者才能經營動物園。荷蘭則有法令規定，防範動物園於開放經營時仍缺乏有關的專業知識。蘇丹、南非亦如此。美國則限制符合最低標準者方准設立，法國、丹麥也開始有類似的法令限制；但最有效者為動物園間的彼此記錄與管制。

國際動物園園長聯盟很注重動物園携入動物，如果有動物園要打破這法則，全體成員將共同抵制該園直至黑名單被除去。曾有一動物園輸入一稀有的山地大猩猩，法蘭克福動物園及動物保護聯盟強烈譴責該行為，並作正式的抗議，並由格茲美克利用他個人

的影響力，藉國家電視節目介紹這種錯誤的行動，至此，再也沒其他的動物園敢如此作了。1973年，26個國家在華盛頓D.C.簽署限制瀕臨絕種動植物之買賣公約，那就是有名的SITIES (The Convention of International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora)，另一個團體是英國動物園聯盟，成員包括倫敦動物園、布里斯妥動物園、巧斯托動物園等35座動物園，以進行訂定動物園的管理標準，及提供資訊給當地權威機構以供審核新設動物園之參考，並定期檢查各動物園的現況，如果狀況不佳，將予建議糾正，並將再次檢查是否有改善等，以促進人工飼養野生動物之福祉。

(四)保育工作的全民化

雖然野生動物保育與生態維護規則關係密切，但保育工作的成功仍須靠教育，由大眾對自然生態意識的覺醒及對野生動物的興趣與關心來促成，因為自然生態保育絕不是頭腦裡或是桌上的問題，也不只是一個口號，而是很實際的問題；不知動物是什麼？又怎能理解自然是什麼呢？不會感覺到什麼是危害自然的可怕，就會無限制繼續的破壞自然。縱使說這是台灣特有動物或是瀕臨絕種動物，而對於完全不懂動物的人來說，根本是無意義的，縱使是如何解釋自然保育的觀念，如何的說明動物保護的實情，對於這些人，仍然無法使他有實在的接觸。要很了解動物及動物周遭的事物，這樣才會真正找出救濟動物的方法，以動物園的立場而言，向一般市民說明自然保育的必要，是最好的教育媒介，雖然大多數遊客到動物園只是為了休閒及玩樂，但只有在各方面都很差的動物園才無法使遊客在休閒遊樂的同時獲取一些寶貴的知識。一座設備水準及人員素質都不錯的動物園會利用各種豐富創意的展示型態，使遊客在參觀之後，能夠在走出大門之際帶著對野生動物知識一份豐收的喜悅。只要動物園能發揮些微的教育效果，持著其千千萬萬猶若天文數字的遊客量，影響所及實為深遠，可為日後保育工作奠下良好的基礎。

五、結論與建議

一座現代化的動物園除了提供人們娛樂之場所外，尚肩負有教育，研究與野生動物保育之功能，尤其在人類文明高度發展、自然環境大受破壞之今日，動物園更成為野生動物的臨時避難所，以俟有完整的法令與環境之保護後，再行放生野外，返歸自然，以達種保存的目的。為達這些功能，動物園應：(1)控制動物的來源，(2)合作及累積野生動物的繁殖技術與知識，(3)推廣動物保育的思想。

國內近年來由於人民所得提高，各種娛樂場所日漸增多，動物園亦如此。但縱觀國

內動物園，大都仍停留於世俗時期，動物之展示，純為娛悅人們，而少有顧及動物本身之福祉者，若不加以改善，恐將危及動物之保育，反之，若予善加運用，必有助於動物保育工作的推行。面對如此情勢，建議請有關專家學者組立中華民國動物園聯盟，或於中華民國自然生態保育協會內成立動物園委員會，以聯合全國之公私立動物園及學者專家，共同控制動物園展示動物的來源，合作進行野生動物的人工飼養管理、繁殖與展示教育等工作；並將各動物園飼養展示動物的種類與隻數列冊管理，加以管制追蹤，情況不佳者，則運用大眾傳播力量予以譴責，以鞭策動物園管理者能以動物福祉為優先考慮，而遂行動物園動物保育之功能，再者可提供資訊及管理標準供政府機構於動物保育方案執行中之參考資料，應是有助於動物保育工作之推行。

Wildlife Conservation at Zoo

ABSTRACT

Zoos are no longer the consumers but the producers of wildlife animals. Many breeding records were set at zoos. In animal markets, most animals are pets for families and animals for medical researches, not zoo animals. For many species, there are more individuals at zoos than in the wild. Some species can only be seen at zoos. Since natural habitats of wildlife are being destroyed and cultivated and wildlife is under the threat of hunting, zoos are getting more and more important in protecting wildlife from extinction. In the meantime, a zoo can offer education programs which will make people understand wildlife animals better and care more about them. Consequently people would like to participate in conserving activities. There is increasing number of zoos in Taiwan. We should reinforce our control of resources of 210 animals to avoid endangering their populations in the wild. Also, we should cooperate with each other and be engaged in education programs and researches on animal raising and management, which will be beneficial to the conservation of animals.

現階段西德拜耳國家公園紅鹿 (*Cervus elaphus*)經營之研討

陳 澤 裕

摘 要

自 60 年代起，由於過度撫育及狩獵不實，以至拜耳國家公園紅鹿密度及其肇害森林程度高於異常。

本文闡述歷史背景及災害影響，以自然保護及狩獵法律觀點分析國家公園各種因應措施，並針對國家公園未來措施舉出數項顧慮以供討論。

一、緒 言

紅鹿在歐洲可獵動物中享有高度狩獵上評價。由於西德地區大型捕食動物已經絕跡，紅鹿經選擇性狩獵以及人爲的飼料供給，使紅鹿的群落過於膨大，以至棲息地中森林生態的平衡受到破壞。在某些國家公園中紅鹿已造成相當大的困擾，西德拜耳之國家公園亦係受擾者之一。

二、拜耳國家公園(Nationalpark Bayerischer Wald) 簡介

(一)地 理

介於拜耳與波默(今捷克境內)山脈間之波默林(圖一)係中歐幾個大型連綿森林區之一，山陵線即今日之國境，線以下德境內，坡度急遽下降直至海拔 700 公尺左右。此一西南向坡上森林稱為內拜耳林，亦即國家公園所在地。國家公園成立於 1969 年，佔地約 1,300 公頃，處於海拔 700 至 1,453 公尺(Großer Rachel)間，森林覆蓋率約達 99 %。

(二)氣候

年平均溫度在坡度區為 6℃，在山脊已為 3℃，年平均降水量前者為 900 公釐，後者幾達 2,000 公釐。降雪期平均為 7 個月，雪面停於地表約 5 個月。降雪量平均於 140 日內約 55 公分厚度，山脊高處可達 3 公尺之厚。

(三)植被

坡間低窪處主要為沼澤「綠地雲杉林（*Picea abies*）」，包括其他禦寒性較高，分屬 *Betula*, *Alnus* 及 *Pinus* 等之樹種。較暖山坡于 800 ~ 1,150 公尺間主要為「山區混合林」，包括兩種類型，即以 *Dryopteris austriaca* 或 *Asperula odorata* 為區分之冷杉（*Abies alba*）——山毛櫸（*Fagus silvatica*）——混合林。山區混合林據有國家公園一半以上林地。海拔約 1,150 公尺以上，即位於山區混合林之上者，為原生種之山地雲杉林，除少部份外，亦非原始林。根據 HABER (1976) 此地有 1,000 公頃低地種雲杉人工栽植林。

三、紅鹿羣落蕃衍及其密度

由於園內地形極為複雜，加以紅鹿羣落分佈不規則，以至紅鹿數量野外調查甚為困難。一般言，有關紅鹿羣落動態之資料，以及筆者所持有者言，均無法詳述此一課題。

1953 年前紅鹿羣落之演進，惟有間接自狩獵收穫記錄，加以紅鹿狩獵量計算之經驗尋取粗略概況。惟此一記錄本身亦欠週詳，因捷克境內射殺之紅鹿一向未曾公開。16 世紀在波默林內首度出現獵獲紅鹿之記錄。自此紅鹿羣落續有發展，19 世紀中紅鹿在波默林內射殺殆盡。1874 年紅鹿復育漸著成效，拜耳境內山區紅鹿遷入已有所聞，惟立即遭受無情射殺，據 WOTSHIKOWSKY (1981) 稱，在 1932 至 1939 年間共 107 頭紅鹿遭射殺，而 1940 至 1943 年則達 223 頭，自此時起至 1953 年止無有關資料。

HABER (1976) 指出，1969 ~ 1970 年間紅鹿在國家公園境內約有 500 頭。紅鹿因徙移面積較廣，評估其密度時，應將整個徙移區包括在內。圖二資料涵蓋紅鹿在國家公園暨其左右鄰近地區所構成之整個棲息地，由官方狩獵收穫表及計數結果統計製成。由圖可知，紅鹿羣落至 1977 ~ 1978 超逾 900 頭，雖則其間狩獵量較諸以往已然大量增加，然則整個羣落基本頭數鮮有改變，顯示本資料精確度不彰，其原因有多種可能性，此處暫時不談。惟國家公園地區之紅鹿頭數已由原先 500 減至為 120（？）頭，換算為羣落密度則為 1 頭 / 1 千平方公尺。

四、紅鹿問題癥結

(一) 群落測計

地形複雜、群落分佈零星且徙移性大，加以捷克境內每年狩獵頭數不知，國家公園南部界外私人獵區狩獵作業欠缺持續性，所以紅鹿測計一向頗具困難。其後雖設置三個冬季圈檻（*Wintergatter*）引誘紅鹿入內，目的之一即為謀求測計方便。然則拜耳國家公園內紅鹿每年返回各該冬季圈檻之百分率，遠低一般預料之中（圖三）。其中公鹿返回率較母鹿尤低，是以 WOTSCHIKOWSKY 1981 認為，公園內紅鹿與西德境內其他紅鹿相比，其棲息地忠誠性（*Standorttreue*）較低。

(二) 群落調節

基於上述理由，群落經由狩獵以作數量上之調節，亦遭受困擾。HABER (1976) 指出，公園內紅鹿調節之任務在 1950 至 1975 年間僅達成三分之二而已。自從紅鹿計數工作在冬季圈檻內進行後，發現紅鹿之後裔率（*Na chwuchsrates*），即小鹿出生數與具有生育能力母鹿之比，高達百分之百。此外紅鹿計數含有負 15 % 之錯誤（WOTSCHIKOWSKY, 1981），故而調節紅鹿數量，僅靠此種不精確資料，難以算出每年應狩獵數量，故狩獵行為不能發揮其應有功能。另一方面群落經由大型捕食動物調節之可能，亦因捕食動物消滅殆盡而無可能，其中狼與林猯（*Lynx lynx*）早於 1846，棕熊（*Ursus arctos*）一說於 1856，另說（SCHRÖDER 1983）於 1830 左右射殺滅絕。

(三) 攝食

由二、三可知，紅鹿取食處主要在山間混合林分佈地區，以面積言，此種混合林目前佔全公園面積 61 %（WENIG 1973），以植物生長階段言，92 % 屬於先鋒（67 %）及適中期（25 %）（AMMER 1984）。處於該種生長階段之山區混合林，林下絕少自然下種產生之幼苗。其他生長於林下之單、雙子葉地被植物或灌木種類與數量亦甚稀少。WOTSCHIKOWSKY (1981) 認為，60 % 此種混合林在植物生長季節內無法供應大型動物攝食所需。

60 年代開始，過度撫育紅鹿結果，使紅鹿個體數倍增，當時雖設有 20 處冬季飼料站（*Fütterung*），供紅鹿冬天攝食之用，但春天降臨，紅鹿自動離開供應地，此時攝食需求大增，但以雪被關係，僅有少量灌木植物可供採食，殘餘地被植物處於雪被之下

，而其發芽茁壯尚待一段時間之後，故此時攝食需要量與植草供應量恰成最大反比（WOTSCHIKOWSKY 1981）。可見飼料供應方法在公園境內，由於氣候因子特殊，並未能解決紅鹿攝食問題。自至國家公園成立後，設立三處冬季圈檻，此種瓶頸現象始獲減輕，然非全然解決。紅鹿在圈檻過冬，翌年五月釋放，至 1979 年止，每年耗費三萬馬克，而仍然未能克服有關攝食全部問題，故此法亦非根本之計。

(四)生活習性

紅鹿係群居社會性動物，每年三至八月公鹿聚集，成為或大或小團體，九至十月為發情期，此時公鹿與母鹿併合成為情期體（Brunftudel）。社會地位高之雄鹿驅逐地位較次者，發情期過後，公鹿離開母鹿群而他去。母鹿除生產期間有排斥現象外，其餘時間與同年或一年前所生之小鹿生活一起，構成所謂之家庭體（Familiengruppe）。小鹿於夏季出生，秋季時小鹿追隨母鹿前往冬季居所（Wintereinstand），與夏季居所相隔可達40公里之遙，小鹿經由母鹿認識兩處居所後，通常能終生保存記憶中。

公園內紅鹿每年夏季沿坡而上，直至山脊，越境而入捷克區內，冬季視天候變化，或早或晚沿坡而下。往常均在公園境外南部低地過冬，自冬季飼料站設立後，南下徙往低地情形顯著減少。稍後冬季圈檻取代前者，紅鹿前來此地過冬者，估計佔全數一半以上。紅鹿此種生活習性固然可以加以利用，然以回返冬季圈檻比例偏低情形言（圖三），其可利用程度有其先天性限制。

五、紅鹿肇害

(一)咬食

紅鹿肇害以其災害輕重言，主為咬食（Verbißschaden）及剝皮（Schältschaden）兩類。所謂咬食者，即攝取對林木經營有價值之植物，譬如更新用之樹苗或幼小植株。

公園內紅鹿咬食植物主以山間混合林不可或缺之冷杉幼株為主，其餘生態價值高之闊葉樹種如屬於 *Fagus*, *Acer*, *Ulmus*, *Fraxinus*, *Salix*, *Populus* 及 *Sorbus* 等屬之樹種，亦遭損失。其結果是此等混合林天然更新因缺少幼小植株無法成功，僅少數鄰近住宅區之小面積地上得幸倖免（Photo 1）。

除天然更新用幼株外，其餘地表植物亦為攝食對象，其主要者如 *Ranunculus ficaria*, *Vaccinium Myrtillus*, 蕨類及單子葉草類植物，此類植物減少，直接增加生存已遭危害之 *Tetraoninae* 亞科鳥類（WOTSHIKOWSKY, 1981）困境。

爲求彌補，過去卽曾以巨大費用建立籬垣，期以隔絕紅鹿爲害。然則此法一因公園地區積雪厚度甚高，一俟高度適宜時，紅鹿卽可踏雪而過，或經由雪被跳越籬垣，故此法功效有限，加以隔離天然下種區，對紅鹿言，卽相對減少攝食地區，本已過高之紅鹿密度局限於更小地域，則其餘林木或植被受害愈甚，何況山間混林面積廣大，樹齡相近，欲全面隔離，主觀或客觀上均無可能。

紅鹿咬食天然更新幼株，如長此以往，則更新無望，現爲公園主要林相之山間混合林，終將崩潰。故紅鹿咬食之害，嚴重危及當地生態，不可忽視。

(二) 剥皮

紅鹿啃食樹皮，造成塊形或經撕扯成長條形樹皮損傷。細菌經傷口進入木質部，卽造成二次爲害。木材受侵腐爛，不僅減少木材價值，更有進者，每遇強風或雪壓，卽木折或倒塌，嚴重時常有全林分毀滅情形發生。

剥皮與咬食均屬紅鹿正常生活行爲之一，如以公園內 1970 年竟有 600 公頃雲杉林遭受全部剥皮言（HABER 1976），不啻是一明顯指示，卽園內植動物間生態有其不平衡之處。

六、經營措施

(一) 冬季飼料站

基於：

——阻止紅鹿肇害園外低海拔區

——彌補低海拔外區不規則狩獵作業等

構想，以及暗中念頭，卽鹿角評價高之雄鹿保留自行狩獵，早於國家公園 1969 年創設前，原地各該森林區卽設有 20 個紅鹿冬季飼料站，以及 40 個雷鹿（*Capreolus capreolus*）飼料站。自此紅鹿進入低海拔區之季節性徙移接近停止（WOTSCHIKOWSKY 1981）。

冬季餵食，加以狩獵因地形而困難，所以紅鹿個數遽增，以至 1969 / 70 竟達 500 頭之多，遠超過當地有關人士想像之外，紅鹿肇害林木，程度隨同增加，而以飼料站週圍最大，據 WOTSHIKOWSKY (1981) 言，一向生長力旺盛之 *Sorbus aucuparia* 遭紅鹿啃食殆盡，僅於紅鹿無法到達之石崖間隙中，或雲杉風倒木盤狀根部頂端生長者始免於難。

(二)冬季圈檻

國家公園成立，經為期相當長之討論後，決定建造冬季圈檻，以求：

- 減低紅鹿計數困難
- 作為捕捉及標識之前提
- 侷限肇害於一隅

五年內建設三處冬季圈檻，並廢止原有 20 處飼料站，其間紅鹿原有習慣之改變，可謂相當之大，為西德紅鹿史上少有情事，圈檻內餵食情景，係公園內冬季節目中最受遊客喜好者之一。

七、各項措施之法律探討

(一)國家公園及同等級保護區名冊(IUCN 1982)

此項國家公園標準係 IUCN（國際自然暨自然資源保育聯盟）於 1969 年十屆大會訂定，1982 年再經增補。基於定義（BIBELRIETHER 1985）：國家公園隸屬第二類保護地區。境內所有自然資源之利用儘快禁止，所謂利用包含……木材……野獸……等。某些例外僅適用於國家公園不同保護區區內者。

對拜耳國家公園言，除上述規範外，西德本身有關法律尚有多種，限於篇幅關係，以下僅以三種，即聯邦自然保護法（BNatSchG）、拜耳邦之自然保護法（Bay. NatSchG）及聯邦狩獵法（BJG）等，對目前拜耳國家公園紅鹿經營措施稍作探討。

(二)聯邦及拜耳邦自然保護法

兩法均有條例明定，野生動、植物之保護、維護及發展為自然保護目的之一。「保持」野生動、植物屬別「衆多」之規定，亦同見於兩法之內（§ 1（1）3，§ 14（1）4 BNatSchG, Art. 8 Bay. NatSchG）。

就本文迄今所述者言，上述兩法目的顯然未曾達成。紅鹿個體數之過多，以及地被植物之破壞殆盡，均為具體事實。以受害情況言，當地植被距離作為「人類生存基本條件」亦不脛合 § 1（1）BNatSchG。此外，這種災害情況亦非「在正規經營」下森林所應有者（§ 1（3）BNatSchG）。

上述缺陷亟需改善，進行時應將人類對自然及原野質與量之要求，就其利害相反者中，取其「相等」者加以衡量，作為措施取舍之用（§ 2（1）9，10 BNatSchG）。

此外 § 20 (1) BNatSchG 明定，「保護」之對象以本案言，不僅「野生植物」本身而已。屬於其之「生存地」，其所屬之「生物群聚體」及兩者合併共同作為「生態系統」之「一部份」等，均為保護、維護及發展之對象，惟有在紅鹿與其「生物群聚體」，包括植物與其他野生動物，能在生態平衡下共同生存，「生態體系」方能「正常運作」。此時紅鹿取得其生態上應有之地位，成為「生態體系」之一部份 (§ 1 (1) BNatSchG)。以本案言，拜耳國家公園似應採取有效之「調節」措施，譬如將紅鹿群落予以減小。支持此措施之理由，即紅鹿過多之事實。而此種「調節」措施，可自 § 1 及 § 2 BNatSchG 中引伸取用。此外在 Art. 8 Abs 4 Bay. NatSchG 並有明定。

(三)聯邦狩獵法

基於 § 2 (1) 及 § (1) BJG 規定，紅鹿為「可獵獸」並受本法「管束」。「土地所有人」，即拜耳邦，根據 § 1 (2) BJG，負有「義務」進行「野獸」「撫育 (Hege)」工作，所謂「撫育」者見諸於 § 1 (1) BJG，目的在「配合」當地「景觀」及「人文環境」情形下，保育「屬別眾多並健康良好」之野獸社會，以及「維護」並「確保」其「生存基本條件」 (§ 1 (1) BJG)。

目前紅鹿於冬季時豢養於圈檻之中，此措施如僅就 § 1 (1, 2), § 27 (1) BJG 及 Art. 31 Bay. JG (拜耳邦立狩獵法) 言，似有其法律根據。此等條例確定紅鹿為「撫育」對象，故其「生存條件」應受「維護」及「確保」。然則野獸「肇害」不得「超越」正常程度，尤須「特別」顧及「農林及漁業之利益」以及「自然保護」之「意義」。國家公園成立後，即增加狩獵量，其著眼諒必包括上述法律條文。事實上以紅鹿肇害嚴重程度言，該等條文任何一條，均足強制公園採取行動。拜耳國家公園如換為私人所有，則森林業主恐早已申請法院予以強制執行矣。

在正常情形下，有蹄類動物之狩獵，§ 21 BJG 及 Art. 32 Bay. JG 中均有明文規定，遇有生態失去平衡，基於學術研究或其他原因，各邦得依據 § 22 (2) BJG 賦予之權力，變動狩獵期，甚至可依 § 22 (3) BJG 取消野獸之休獵季。簡言之，拜耳邦為求國家公園內生態平衡之恢復，或不使繼續惡化，應可依據上述條例，於狩獵季內大量增加狩獵量，變動狩獵季節，或一時取消紅鹿休獵季。

國家公園採取之行動，除狩獵季內大量增加外，並廢止 20 處飼料站。後者之依據諒為 § 27, § 28 (4, 5) BJG 及 Art. 43 Abs. 2 Bay. JG，該等條例強調自然之保護，禁止飼料餵食及限制圈檻內「撫育」工作。

根據 WOTSCHIKOWSKY (1981)，紅鹿自 1970 年之 500 頭，以六年之久，始減為 120

頭（就中含 15 %計數錯誤可能性）。以西德狩獵機會難求情形下，可想見工作進行速度之慢，並非由於狩獵好手之難求，而係前述地形困難所致，故冬季圈檻建立初期確有若干人士期望，為迅速調節紅鹿群落，應准許圈檻內狩獵行動。

據 BJG 第 § 6 條規定，對外完全隔離之「籬垣」區內「中止狩獵」。所謂「籬垣」，本法未有解釋。參考納粹國家狩獵法，可想見冬季圈檻包含於「籬垣」定義之內。Art. 31 Bay. JG 證實此一想法，並明定「冬季圈檻」內「有蹄類不得狩獵」，但允許「例外」事件。國家公園未曾援用本條例，可想見者，並非以為紅鹿肇事不深，恐係顧及所謂「狩獵道義（Jagdethik）」而出此，蓋「圈檻」內射殺野獸，似已有違「狩獵」定義，雖云此行動僅為「調節工作」而已，惟以一般狩獵人及民眾言，諒必不能接受此等辯解。此項說法之間接證明，見諸於當地狩獵機關並未引用有關狩獵計劃條例 § 21（1，2，4）BJG 及「防止野獸過份肇事」§ 27 BJG 及相關之拜耳邦狩獵法，以命令或強制國家公園，採行圈檻內射殺措施。國家公園為瞭解紅鹿族群動態，於冬季圈檻內進行標識工作。此種工作屬科學研究範圍，其目的為求取結果，以作為公園近期計劃中經營野獸之根據，以及作為長期計劃中生態運作之自然保護參考資料，由 § 22（1）BJG 及相關之拜耳狩獵中，此類研究工作可尋得法律依據。此項工作據筆者所知，仍在進行之中。

（四）討論

前述（一）至（三）項筆者嘗試以各有關法律觀點探討拜耳國家公園以因應紅鹿肇事，而採行措施之法律根據。以肇事之深度言，各該項措施顯示並未違背法律，並且尚未援用助力更大之法律條例。

根據 IUCN，在國家公園內，自然資源之耗費及使用，均須於儘快期內停止，所謂耗費，包括林木及野生動物在內。再以西德聯邦自然法護法言，國家公園目的之一，即為保護自然及自然資源間各種化學及物理運作力。林木、野獸作為自然資源之一部份，以及作為兩者共同形成之生活群體言，均為邦立自然保護法保護對象，換言之，紅鹿及其他動植物不得受人工干擾，而應在自然力量，如氣候、動植物本身之自然生活需求等，自行調節其生存條件。基於此，拜耳國家公園內所施行之「調節行為」，僅在「儘快短期內」尚有其自辯理由，長期言，則應行停止，並按自然保護法行事。公園主管 BIBELRIETHER 於今年二月談話中，支持筆者此項觀點。其於 1985 年發表文章中認為，任何調節某特定動物，以助一或多項其他動物之生存，均違背自然保護原則。筆者對此觀點不敢苟同，以紅鹿為例，其所以肇事如此之深，嚴重破壞公園生態，原因係人為

飼養並調節不力所致，紅鹿並非生活於正常之自然生存條件中，故藉人工於儘快短期內減少紅鹿個數，使紅鹿及其他動植生活群體在接近自然條件下，重行共同生活，乃是一種為將來排除人工干預，及為目前補救往昔干預後果之前衛及補救工作。一旦公園內一切「自然」時，此項干預工作即應停止，而 BIBELRIETHER 之觀點始有其立足點。

八、結 論

調節工作為短期措施，冬季圈檻為配合此種措施之設備，長期言兩者均須停止執行。拜耳國家公園亦有撤消所有干預工作之計劃，以筆者觀察所及，其中有數項問題尚待解決：

——公園境外低地處獵人狩獵行為及冬季飼料站

——該地零星林地內自然食料植物供應短少

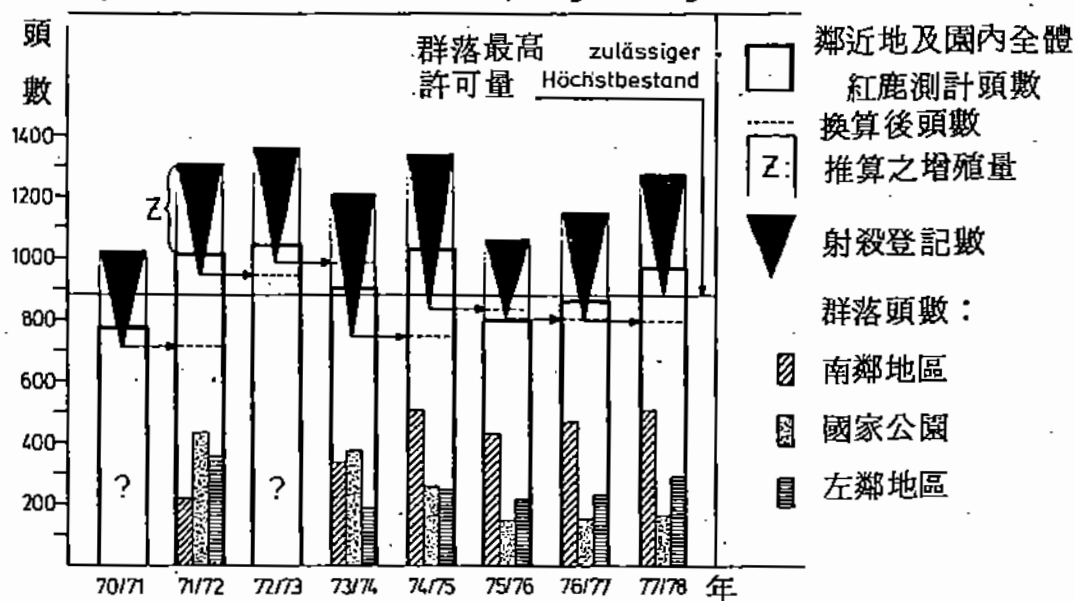
——紅鹿徙移受車輛交通及渡假旅客對紅鹿冬季必需之「寧靜」干擾。在該等問題未解決前，逕然釋放紅鹿，則紅鹿仍然未能生存於適當之棲息環境中（Biotop）。其後果，紅鹿因受飼料供應繁殖快速，則老問題將再發生，或因冬季食料欠缺，加以受騷擾過多，以至健康或繁殖受干擾。兩者與自然保護之目的（§ 1 BNatSchG）、施行原則（§ 2（1），1）BNatSchG）、或國家公園目的（§ 14（1）4）、屬別保護目的（§ 20（1），§ 22（1）BNatSchG），以及一系列狩獵法規定相違背。任聽紅鹿在其原有徙移區自生自滅，或變更徙移區，似為國家公園當前難題。前者違反多項法令有如上述，後者牽涉甚廣，不在本文討論範圍之內。

參考文獻

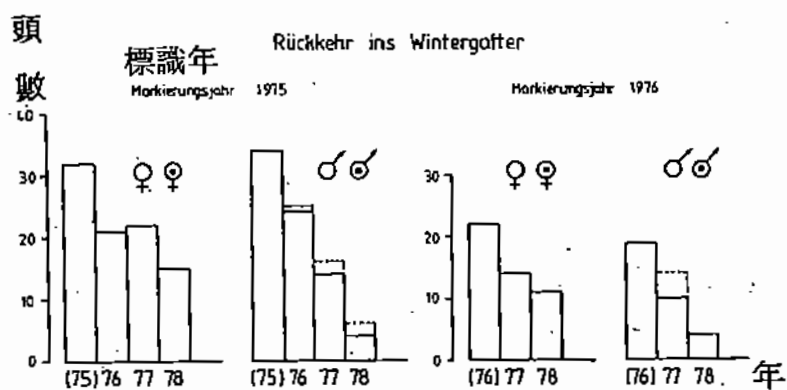
1. Ammer, U. & Utschick, H. (1984) Nationalpark Bayerischer Wald-Ökologische Wertanalyse. Heft 10, Schriftenreihe des Bayerischen MELF. S. 26.
2. Bibelriether, H. (1985). Nationalpark, 37/1985. ABN, Konstantinstr. 110, 5300 Bonn 2. S. 24, 25.
3. Haber, W. (1976) Nationalpark Bayerischer Wald-Entwicklungsplan. Inst. f. Landschaftsökologie, Weihenstephan, BRD S. 24.
4. IUCN (1982), 1982 United Nations List of National Parks and Equivalent Reserves. — International Union for conservation of Nature and Natural Resources. Gland/Switzerland. Bibelriether, S. 24, 25.
5. Schröder, W. (1983) Ändert sich der Wald, ändert sich die Tierwelt. Rettet den Wald. Wilhelm Heyne Verlag, München, BRD. S. 273.

6. Strobl, R. & Haug, M. (1983) Eine Landschaft wird Nationalpark. Heft 11, Schriftenreihe des Bayerische MELF. S. 134.
7. Weinig, J. (1973) Nationalpark Bayerischer Wald, AFZ, Nr. 17. S. 393. BLV Verlag, München, BRD.
8. Wotschikowsky, U. (1981) Rot-Und Rehwild im Nationalpark Bayerischer Wald. Heft 7, Schriftenreihe des Bayerischen MELF. S. 14, 26, 98, 104.

Bestandesentwicklung im Rotwildring
Bayerischer Wald seit Nationalparkgründung



圖二 拜耳國家公園及鄰近地紅鹿群落繁衍及狩獵間消長情形
(摘自 WOTSCHIKOWSKY 1981)



圖三 國家公園內紅鹿標識後返回冬季圈檻統計
(WOTSCHIKOWSKY 1981)

**Gegenwärtige Maßnahmen zur Lösung des Rotwildproblems
im Nationalpark Bayerischer Wald.**

Ze-Yu Chen

ABSTRACT

Aufgrund der Überhege und der Nichteinhaltung des Abschusses vom Rotwild seit den 60er Jahren waren die Wilddichte und damit die Wildschäden im Nationalpark Bayerischer Wald unvorstellbar hoch.

Der Artikel erläutert Ursachen und Ausmaß der Wildschäden und analysiert die einzelnen Maßnahmen des Nationalparks unter naturschutz- und jagdgesetzlichen Aspekten. Abschließend erhebt der Verfasser einige Bedenken gegenüber den zukünftigen Maßnahmen des Nationalparks.

**Red Deer (*Cervus elaphus*) Management in
Bayern National Park, West Germany**

Ling-Ling Lee
Translated

ABSTRACT

Between 1950 and 1959, red deer (*Cervus elaphus*) density in Bayern National Park became unusually high. They caused great damage to the forest. This was because red deer were artificially well taken care of and the yearly hunting on them did not meet the required quota to regulate the population.

This paper reported and analyzed the historical background and the damage effect of this event, and the solutions of the National Park to this problem, by means of natural protection and hunting regulation. The strategies used by the National Park to confront the potential problems in the future were also discussed.

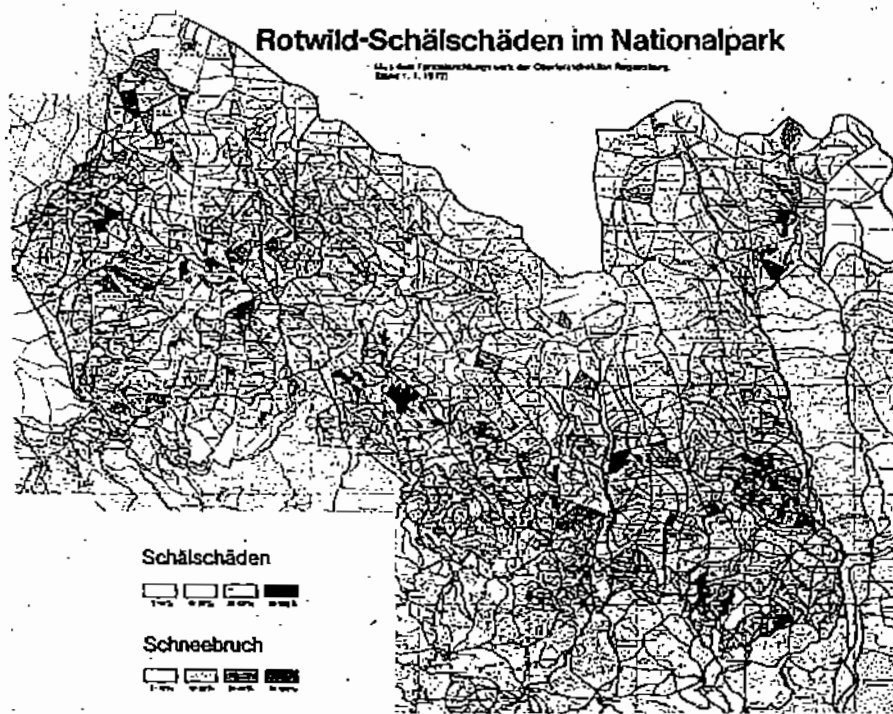


Photo 1 紅鹿嚙噬樹皮及雪折木災害統計表

(摘自 WOTSCHIKOWSKY 1981)

紅色示剝皮程度，藍色為雪折木百分率

關渡自然公園之興建理念

林 曜 松

人與自然

人類原為自然的一部份，二者間有極密切的關係，此處所謂的自然，並非指遠離都市，極為罕見的野生動、植物等，乃泛指一般原來分布普遍，舉目可見的生物與牠們的棲息環境，如樹林、草地、小溪及棲息於其中的昆蟲及其他動物等。在都市面積尚小時，人們非常容易接觸與了解自然。然而，隨著都市的擴大與工業之發展，其他生物的棲息地逐漸被剝奪，人們接近自然的機會也相對地減少，年輕的一代對大自然愈來愈陌生。這種現象實在令關心保育的人士擔憂，並懷疑這些新生代是否有能力肩負自然保育的重任。

現代人身居都市却心嚮自然，所以每逢假日，各風景區及公園均是人滿為患，由此更表現出現代人熾烈嚮往自然的本能，但大多數人對這種回歸自然的方式，却總有來去匆匆，未能深窺其寧靜與奧秘，而達到洗滌心靈、寬慰身心之憾。

戶外生態園

近來，保育教育日受重視，教學用戶外生態園之需求日烈，但在自然界不同型態的生態環境相當分散，在一般民衆有限的戶外活動時間中，很難同時一覽無遺。一般都市公園則又以人造遊樂設施為多，廣大的草地或樹林景象已不多見，更遑論野生動物和牠們天然的棲息環境，再加上多種外來生物的充斥，一般公園及風景區更無法表現本地的生態特色。在我們理想中的生態園，應該是一個在自然狀態下存有變化多端的環境要素，且便於前往利用的區域。這種理想的生態園，既然不易在都市公園與大自然中尋得，故許多國家便在都市內或市郊以人為的方式，創造一個可讓各種生物棲息的地域，以便人們能隨時親近自然，並做為兒童和成人接受自然教育的場所，儘管各國對此種地域給

予不同的名稱，如野鳥保護區或野鳥園 (Bird Sanctuary)、社區自然公園 (Community nature park) 或都市保護區 (Urban sanctuary) 等，但其內涵與功能均極相近。目前在英國便有上百個野鳥保護區，日本則有七個，另正在規劃興建者則尚有九個。在我國，關渡自然公園將是第一個人造的自然公園。

自然濃縮

以人工方式創造的自然，感覺上與一般人所熟知的大自然有些矛盾，但如依賴天然形成理想的戶外生態園，則需在既定的地區耗費數十年的光陰，方有少許成就，如以人為的方法，在某些地區適當地予以改變修飾，便可加速造成適於多種生物生存的棲息環境，此種方法即日本杉本教授所謂之「濃縮自然」的理念，其中再配合妥善規劃的步道和解說設施，並由許多相關的自然學者製作適合當地環境的教材，並設計一系列引人入勝的戶外活動，便可容易地引導大眾去了解自然，給予兒童創造性和啟發性的知識教育，進而成為自然教育的中心與興起全國對自然保育思想重視和普及的重要媒介。

但在小面積的保護區內，維持多樣化的環境並不容易，由於生物間有優勝劣敗及自然演替的作用，任其發展的結果往往與當初規劃設計的目標不一致。因此，必須控制過度生長的物種和保護競爭力較弱的生物。換言之，它絕不是一處普通的公園，而是需以豐富的專業知識來經營管理的自然區域 (Managed natural area)。

關渡自然公園之要素

關渡自然公園的興建，乃基於前述社區自然公園、野鳥公園、自然濃縮及經營管理的自然區等理念擴展而成的，其中的組成如下：

(一)土地方面：

自然公園的用地應能充分表現目前該地多變化的自然特色，因多樣化的棲息環境可孕育更多不同種類的生物，當一個自然公園所表現的當地生物及環境特色愈多時，其意義、價值與趣味也將更為提高，因此建議關渡自然公園內的環境應包括農田、廢耕地、泥灘地、淡水淺池、淡水深池、鹹水池、沼澤區（包括紅樹林、荳荳鹼草、蘆葦及其他水生植物）、原生植物園、竹林及各種樹林地等部份。

(二)建築物：

規劃適當的建築物和自然公園有相輔相成的效果，解說中心或遊客中心內，將分別設立展覽室、圖書室、辦公室、休息室、貯藏室、會議室、研究室、觀察室、書店和兒童創作室等部門，其位置則宜位於池塘或沼澤附近，以增加解說的效果。公園入口處將設停車場，內部有觀賞生物的步道和小屋、解說標示，希望透過這些設施，和對動、植物的實地觀察，終能引發人們探討自然的興趣。

(三)管理人員：

Barston & Whitsell 指出“水鳥保護區並非外行人所能管理，必須有專門的工程人員與生物專家來照顧和利用，方能達到持續經營發展的目的”。Kordish & Graham 也指出“社區自然公園需要一位受過訓練的教學指導員及一位以上的自然科學助理……”。自然科學人員的職責是鑑定、描述及解釋園區內所見到的自然特色與設計各式各樣的節目來吸引不同類型的遊客，一個知識豐富的指導員，則要能指引遊客至不同的位置觀察不同的鳥、獸、昆蟲及植物，並介紹他們所存活的环境。一次良好的解說往往可在遊客——特別是孩子們心中留下深刻的印象，發揮意想不到的效果。

管理人員同時必須對當地的水位、生物相及數量變化作持續的記錄，藉著這些記錄，可瞭解管理技術改變後對生物棲地的影響，以做為未來改善棲地之依據。

所以，自然公園內聘用人員是否具有豐富的專業知識與良好的素質，和其經營成敗有舉足輕重的關係，不可不慎。在規劃初期更要先擬定詳細的管理計劃，並確實依其執行，如此方能確保當初和未來的投資不致白費。

(四)活動項目：

設置自然公園的目的之一，即讓生活在工業化與現代化都市中的群眾，能再次親近泥土的芳香，觀賞鳥兒的飛翔，觸摸樹木的紋理褶皺，和享受漫步於樹林、草坪、池塘、沼澤旁和堤防上之悠閒情趣，在不知不覺中，逐漸了解自然的神奇與奧秘。因此自然公園如僅是在硬體設施上求完美，並不能發揮其應有之功效，尚需有自然解說的指導活動配合，人們透過實際的接觸與觀察，進而認識與了解，才會有那份踏實之成就感，故軟體活動的規劃是不可或缺的。

回歸自然

一旦都市裏的自然公園，具備了上述各要件後，對少有機會與自然接觸的都市居民而言，不啻爲一重要的接觸自然的管道。對兒童而言，更可讓他們對自然留下良好的印象，轉而支持自然保育運動。否則放眼望去，環境之中儘是污濁的河流、堆積如山的垃圾、吵雜的聲音，心中不由自主地會生出極端的厭煩。因此如何使都市中的兒童能欣賞自然，讚嘆造物者的神奇而深受感動是自然公園一項十分重要的任務。

老師們將會發現在自然公園中，對學生介紹各種生物，說明大自然之變遷、生物現象及生態原理，遠較教室裡的空洞教學來得有效。自然公園的興建若能予人一種溫馨及回歸自然的感覺，則不但可滿足現代人熾烈嚮往自然的慾望，同時在寓教於樂的輕鬆過程中，達成了自然教育的目的，而使大眾對保護自然運動的意志更生堅定。唯有如此，我們的生活層次方可漸次提高，而遠景更爲美好。

The status and management of the Taiwan Clouded Leopard
(*Neofelis nebulosa brachyurus* Swinhoe, 1862)

Alan Rabinowitz

Introduction

The range of the clouded leopard (*Neofelis nebulosa*) has been documented historically from Nepal and Sikkim, eastward to southern mainland China and the islands of Hainan and Taiwan, and south through Sumatra and Borneo (Walker, 1975). Although the members of this monospecific genus contain characteristics of both the larger cats of the genus *Panthera* and the smaller cats of the genus *Felis*, they retain one distinguishing feature that sets them apart from all other species. The upper canines of the clouded leopard are relatively longer than in any other living feline, a fact that caused Sterndale (1884) to compare them to the extinct sabre-toothed tiger. There have been some recent reports on the status of this cat in different parts of its range (Rabinowitz, in press; Santiapillai, 1986), but comprehensive information on the ecology and behavior of the clouded leopard in the wild remains primarily anecdotal.

In Taiwan, the clouded leopard was originally described by Swinhoe (1862) as a distinct species, *Leopardus brachyurus*, but it is now recognized as a distinct subspecies, *N. n. brachyurus*, historically called the

Formosan clouded leopard. This subspecies is somewhat smaller, more brightly colored, and with a relatively shorter tail than other members of the species (Guggisberg, 1975). Swinhoe's early descriptions of this cat came from skins that the aborigines brought out of the forest to use to barter with the Chinese. This appears to be one of the earliest accounts of natives hunting this cat. Since there has never been a definitive survey of the status of the clouded leopard throughout Taiwan, its past and present population numbers remain a mystery. This cat was already thought to be reduced to dangerously low levels over 15 years ago (Wayne, 1969).

An assessment of the large mammals of Taiwan by McCullough in 1974 reported the clouded leopard as possibly still existing in remote regions of the Central Mountain Range. However direct evidence of this cat has been so sparse in recent years that some people have thought it already extinct. As the top predator in the terrestrial food web, and only one of two cat species on the island (the other is the Chinese leopard cat, Felis bengalensis chinensis), the disappearance of this species could be of ecological significance to the wildlife community in Taiwan.

During the month of September 1986 I traveled throughout Taiwan to determine whether the clouded leopard might

still exist on the island. The solitary and nocturnal behavior of this cat makes it difficult to observe or study under the best of circumstances. This difficulty is compounded by the fact that the clouded leopard is partly arboreal and, unlike many other cats, does not show prominent marking in the form of feces and scrapes along roads or trails (Rabinowitz, in press). This lack of marking behavior makes the cat virtually impossible to track and may be indicative of small or isolated populations (Schaller and Crawshaw, 1980; Rabinowitz and Nottingham, 1986).

Because of time constraints and the secretive behavior of the clouded leopard, I decided it was not efficient to simply look for evidence of the cat in forest habitats. Instead the survey concentrated on interviewing aboriginal hunters, forestry officials, and rural villagers regarding recent sightings and/or killings of clouded leopards, and the status of potential prey species in the area.

Results

Seventy people throughout Taiwan were interviewed during the course of this survey. Of 33 reported sightings of the clouded leopard, 7 occurred within the last five years, 3 were between five and ten years ago, and 23 occurred more than ten years ago. Many of the people interviewed who had never seen clouded leopards knew of

this cat being seen or killed by old hunters who had since died. However, in these cases, the sighting was from at least 20 years ago, often from the time of Japanese occupation when Japanese soldiers paid high prices for clouded leopard skins.

All 7 recent sightings were between 1981 and 1983 in only two areas of Taiwan; five occurred within the present boundaries of Yu-Shan National Park, and 2 in the Tawu Mountain region (vicinity of Peitawushan and Nantawushan). The most recent evidence occurred in the Nantawushan region. In August 1983, a young clouded leopard, whose back molars had not yet erupted, was found by Mr. Chang, Wan-fu of Tunghai University captured in a hunter's snare (see China Post, August 26, 1984). The specimen was borrowed from the owner of the snare, stuffed, and photographed. This information appeared reliable but was not substantiated by the author.

Of 24 instances where people remembered the circumstances surrounding their sightings of clouded leopards, 13 occurred in trees and 11 on the ground. This supports earlier speculation that the clouded leopard uses trees but is not strictly arboreal (Selous and Banks, 1935; Rabinowitz, in press). Sightings occurred throughout a wide range of habitats and elevations, from coastal hardwood forests to coniferous forests as high as 3000 meters.

Discussion

Within the last 10 years, the pattern and degree of hunting has changed drastically throughout Taiwan. Laws put into effect in the 1970's restrict the hunting of any animal and the ownership of any new firearms.

Previously, hunters went after species such as wild pig (Sus scrofa taiwanus), with dogs and guns. This type of hunting increased the chances of inadvertently encountering clouded leopards because of the possibility of the dogs chasing the cats and bringing them to bay (Selous and Banks, 1935). Although most hunters claimed that the clouded leopard was never hunted specifically, they all admitted to killing them on sight when they were encountered.

In recent years hunters have switched to snares and steel jaw traps, all of which seem readily available at local stores. Often, scores of these traps are set in areas where the sign of game is still relatively abundant. These traps are left for up to two weeks before being checked again. Many species of animals are killed by this method, often suffering a slow, painful death. In addition, the time that elapses between setting and checking the traps often causes spoilage of the meat.

Cultural changes and social disruptions have also had a major influence on hunting practices. During Japanese occupation (1895-1945) most of the hill tribe village's

were forced to relocate to more accessible areas along the perimeter of the mountains, often far removed from their hunting areas. Other factors such as better education, new roads that have increased accessibility to and from rural and mountain villages, the loss of low and middle elevation forests, and a scarcity of easily accessible wildlife, have caused the younger generation as well as many older hunters to give up hunting as a way of life. It is probable that these changes also contribute towards the tremendous drop in clouded leopard sightings over the last 10 years. However, that is not to say that the clouded leopard population is safe or thriving in Taiwan. A lack of recent evidence of clouded leopards is due primarily to the disappearance of this cat from most areas of the island.

The data from this preliminary survey is not conclusive but indicates that the clouded leopard might still exist in Taiwan. The only recent evidence is from two remote, isolated areas of the island - the lowlying pockets or drainages in Yu-Shan National Park, and in the Tawu Mountain area, one of the few remaining large low to middle elevation forested areas on Taiwan. There may be other remote pockets where this cat exists, but continual deforestation and the poaching of the cat's potential prey species such as wild boar, Taiwan macaque (Macaca cyclopis), Taiwan serow (Capricornis crispus swinhoei), Taiwan sambar deer (Cervus unicolor swinhoei), Taiwan

Reeve's muntjac (Muntiacus reevesi micrurus), the Taiwan giant flying squirrel (Petaurista petaurista grandis), and others, are factors that are presently more threatening to the clouded leopard's long-term survival than hunting.

Summary and Management Recommendations

It is possible that the Taiwan clouded leopard is not yet extinct, however if any remain, they survive in small, disjunct populations in remote areas of the Central Mountain range. The most recent reported capture of a young clouded leopard is, if accurate, evidence that a breeding pair might have existed as recently as 1983. The two most likely areas where the cats may exist in any numbers are Yu-Shan National Park and Tawu Mountain area. If they are to survive in these areas, at least for a while, the habitat must be stringently protected.

The best form of management for the Taiwan clouded leopard, and for the other large game species with which it coexists, involves protection of remaining forested habitat, particularly in the lowlands. Encroachment, poaching, and deforestation of Taiwan's forests have been widespread in the past and appears to still be a major environmental problem. The survey indicated that all the large game species, especially species such as the Taiwan black bear (Selanarctos thibetanus formosanus) and sambar deer, appear to be declining rapidly from areas that are

anywhere within at least two days walking distance of villages or towns. Current laws against hunting are not working, nor do they appear to be well enforced. Fresh game meat, animal heads and assorted parts, and a large assortment of "medicines" made from animal parts are easily found in many city and village stores and restaurants.

An initial step that could be taken to further protect and insure the survival of clouded leopards that may still exist in Taiwan is the immediate protection of the Tawu Mountain region with boundaries that include as much low elevation habitat as possible. This is not the first time this area was recommended for protection. Research by Severinghaus (1977) indicated that this area contained the rare endemic Yellow Tit (Parus holsti) and likely contained populations of endemic Swinhoe's and Mikado Pheasants (Lophura swinhoei and Syrnaticus mikado respectively).

Detailed forest surveys to look for more conclusive evidence of the clouded leopard and to assess the status of other large wildlife and their remaining habitat should be carried out in the Tawu Mountain area and eventually throughout Taiwan. Such surveys should also include the recording of oral histories from living aboriginal hunters in order to obtain a general idea regarding changes from past population levels of wildlife

species. Finally, ecological research investigating population dynamics of the large wildlife species is needed to get an accurate assessment of the minimum size of protected areas necessary for the protection of these species. This is particularly important for top predators such as the clouded leopard which often require relatively large areas for maintaining viable populations.

Acknowledgments

I would like to thank the gracious hospitality and cooperation of my hosts in Taiwan, Mr. Chang Lung-sheng, Director-General of Construction and Planning Administration, Ministry of Interior, and Dr. Kuo-Shih Hsu, Chief of the National Park Dept., Ministry of Interior. I would also like to thank the following individuals for their guidance and assistance during the course of this survey: Mr. Chin-Chao Koh, Dr. Sheldon Severinghaus, Dr. Jung-Tai Chao, Mr. Yin-Lin Wu, and Dr. Ling Ling Lee.

References

- Guggisberg, C. A. W. 1975. Wild cats of the world. Taplinger Publ. Co., New York.
- McCullough, D. R. 1974. Status of larger mammals in Taiwan. World Wildlife Fund Report. Tourism Bureau,

Taipei, Taiwan.

Rabinowitz, A. In press. The clouded leopard
(Neofelis nebulosa) in Malaysian Borneo. *Oryx*.

Rabinowitz, A. and B. Nottingham. 1986. Ecology and
behavior of the jaguar (Panthera onca) in Belize,
Central America. *Jour. of Zool., London*, 210(A), pp.
149-159.

Santiapillai, C. 1986. The status and conservation of
the clouded leopard (Neofelis nebulosa diardi) in
Sumatra. *WWF/IUCN Report*, No. 27.

Schaller, G. and Crawshaw, P. G. 1980. Movement
patterns of jaguar. *Biotropica*, 12, pp. 161-168.

Selous, E. M. and Banks, E. 1935. The Clouded Leopard
in Sarawak. *Sarawak Mus. Jour.*, 4(3), pp. 263-266.

Severinghaus, S. R. 1977. Recommendations for the
conservation of the Swinhoe's and Mikado Pheasants in
Taiwan. *Jour. of the World Pheasant Assoc.*, 111, pp.
79-89.

Sterndale, R. A. 1884. Natural history of the mammals
of India and Ceylon. Calcutta.

Swinhoe, R. 1862. On the mammals of the island of

Formosa (China). Proc. Zool. Soc. of London, 23, pp.
347-365.

Walker, E. P. 1975. Mammals of the world, 3rd. Ed.
Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Wayne, P. 1969. Wildlife in Taiwan. Oryx, 10, pp.
46-56.

Dr Alan Rabinowitz, Wildlife Conservation International,
New York Zoological Society, Bronx, New York 10460.
USA.