

行政院農業委員會林務局保育研究系列第 92-3 號

台灣水鹿食性暨玉里野生動物保護區
水鹿族群生態研究(二)

Food Habits and Population Ecology
of Formosa Sambar Deer (*Cervus unicolor
swinhoei*) at Yu-Li Wildlife Refuge (2)

主持人：李玲玲 Ling-Ling Lee

研究人員：林宗以 Chung-Yi Lin



委託機關：行政院農業委員會林務局

執行機關：國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

中華民國 九十三年 六月

目 錄

中文摘要	2
英文摘要	3
一、 前言	5
二、 研究區域	8
三、 研究方法	12
四、 結果與討論	17
五、 結論與建議	32
六、 誌謝	34
七、 參考文獻	35

摘 要

本計畫延續上一年度對玉里野生動物保護區台灣水鹿食性的研究，繼續在該保護區及其周邊區域調查台灣水鹿的分布現況、棲地利用、族群密度與數量及狩獵壓力，提供作為台灣水鹿族群生態與森林經營管理上的參考。

本年度計畫主要調查 2500 公尺以上的高海拔區域，除沿既有林道及登山小徑進行沿線普查以了解台灣水鹿在玉里野生動物保護區的分布概況外，並選定保護區西北角的太平溪源及鄰近保護區東南角的太平谷與馬布谷等三個樣區，利用穿越帶糞堆計數法來建立不同棲地類型台灣水鹿的族群密度指標。此外，同時記錄與評估保護區邊緣的狩獵壓力現況，並透過紅外線自動相機的輔助及現場觀察，記錄台灣水鹿的一般習性。自 92 年 2 月起至 93 年 2 月止，總計上山 12 次，總共 151 天的現場調查與資料收集。

結果顯示台灣水鹿廣泛分布於玉里野生動物保護區及其周邊 2500 公尺以上的區域，並以位於保護區核心區域及與玉山國家公園、丹大野生動物重要棲息環境接壤處的幾處平緩溪流源頭谷地，族群密度較高。這些地區如太平溪源、丹大東峰、哈伊拉漏溪源頭谷地及馬布谷等，皆為森林與箭竹草原鑲嵌的源頭谷地。

由未事先移除糞堆的計數結果顯示，三個樣區的糞堆密度，依序為馬布谷、太平溪源及太平谷，此一結果和沿線普查所發現的趨勢一致。在棲地類型上，跨森林與草原的穿越帶上台灣水鹿糞堆的密度顯著大於森林或是草地類型穿越帶，以位於谷地的松類森林與箭竹交會帶台灣水鹿糞堆密度最高，最低則為位於稜脈上坡面的鐵杉或冷杉林。顯示人為干擾的程度、谷地或稜線等地形位置、與森林邊緣的距離及森林類型等對台灣水鹿的棲地利用影響很大。

事先移除排遺再進行糞堆計數的結果和未事先移除糞堆的計數結果，所得到各樣區內水鹿棲地利用與族群密度估算的趨勢都一致。然而在密度的估算上，可能由於樣區間的族群密度差異過大、調查間隔太短或是不一致、樣線數太少等問題，而有變異過大的問題，須待後續研究以減少估算的可能誤差。

Abstract

After studying the food habits of Formosa sambar (*Cervus unicolor swinhoei*) at the Yu-Li Wildlife Refuge last year, we continued to study the distribution, habitat use, population density of Formosa sambar and impact of illegal hunting on this species at the Refuge and surrounding area. The results of the studies are expected to provide suggestion to management of Formosa sambar populations and forest ecosystem of the Refuge.

The main study areas of this study were located at an elevation above 2500m. Existing logging roads and hiking trails were surveyed to explore the distribution of Formosa sambar within the Yu-Li Wildlife Refuge and surrounding areas. Strip transects were established and pellet-group-count were conducted at three sampling sites, i.e. Tai-Pin stream, Tai-Pin Valley and Ma-Bu Valley, to examine habitat use and variation in density of Formosa sambar populations within different habitat types. General behavior of Formosa sambar was recorded by auto-trigger infrared cameras and direct observation, and impact of illegal hunting within and around the Refuge was also evaluated. From February 2003 to February 2004, a total of 151 days of fieldwork within the span of 12 visits to the Refuge was conducted.

The results showed that the Formosa sambar is widely distributed at the areas above 2500m in Yu-Li Wildlife Refuge and its surrounding regions. Population density of Formosa sambar, as was indicated by transect survey and pellet-group-count, was higher in valleys of headwaters with smooth slope, which were located in the core area of Yu-Li Wildlife Refuge, and in the boundaries of the Refuge and the Yushan National Park, or that and the Danda Major Wildlife Habitats. The habitat at these areas, e.g. headwaters of Tai-Pin stream, Danda Eastern Mountain area, headwaters of Ha-Yi-La-Lou stream and Ma-Bu Valley, is mainly a mosaic of forest and arrow bamboo meadow.

Densities of pellet groups without removal were the highest at Ma-Bu Valley, then at Tai-Pin stream, and the lowest at Tai-Pin Valley. This trend coincided with the result in general survey. Densities of

pellet groups were significantly higher at the ecotone of forest and meadow than either within the forest or the meadow at all three sampling sites, and was the highest at the ecotone of pine forest and arrow bamboo meadow nearby valley, and the lowest in the hemlock or the fir forest nearby ridges. The degree of human disturbance, topography in terms of the steepness of slope, the distance away from the ecotone, and forest types might influence habitat use of the Formosan sambar.

Pellet-group-count along strip transects with or without previous removal of pellets showed similar trends in the habitat use and population density estimation of *Formosa sambar* at different habitat types of the three sampling sites. However, the population density indices within the same habitat types were greatly varied among different sampling sites. Such variation might be caused by great differences in population densities of sambar at the three sampling sites, inadequate investigation interval, and insufficient sample sizes, etc, which need further investigation.

壹、前言

包括鹿科動物在內的大型草食獸不僅是兼具經濟與美學的重要自然資源，更可能會影響森林或草原的更新、生產與植物社會的組成 (Knapp *et al.* 1999)，而對森林或草原生態系的演替過程及生物多樣性的維持扮演重要的角色。然而，目前全世界鹿科動物的族群數量，面臨兩種截然不同的狀況。北美及歐洲等地許多鹿科動物，如白尾鹿 (*Odocoileus virginianus*) (Wright 1999)、北美紅鹿 (*Cervus elaphus canadensis*) (Raedeke *et al.* 2002)、紅鹿 (*Cervus elaphus*) (Wardle and Gill 1992, Bardgett 2004)、引進的山羌 (*Muntiacus reevesi*) 及梅花鹿 (*Cervus nippon*) (Mayle 1996) 等，由於大型掠食獸的族群數量銳減或是消失，都面臨了族群數量過多的問題，控制族群數量的增加及限制其分布的擴充，成了經營管理策略上重要的議題。相反地，在南美或是南亞等地區，卻有許多鹿科動物由於盜獵及棲地破壞的問題，族群數量呈現下滑的趨勢乃至於瀕臨滅絕，如中國大陸的白唇鹿 (*Cervus albirostris*) (盛等 1992) 及南美洲的普度鹿 (*Pudu pudu*) (Weber and Gonzalez 2003) 等，控制盜獵壓力及減緩棲地破壞成了重要的保育方式。

而在台灣，包括水鹿 (*Cervus unicolor swinhoei*) 在內的大型草食獸一直是各原住民族重要的傳統獵物，在早期受到山產店需求的刺激下，面臨強大的狩獵壓力，使得族群數量有減少的趨勢 (王 1988)。而自民國 76 年後陸續設立的保護區與國家公園及野生動物保育法的施行，乃至 89 年建構完成的中央山脈生態廊道保護系統，讓水鹿等大型草食獸的棲地保護更為完善。而盜獵問題雖然仍舊存在，但不論在頻度與強度均下降，加上大型食肉目如台灣雲豹 (*Neofelis nebulosa brachyurus*)、台灣黑熊 (*Ursus thibetanus formosanus*) 的消失或是瀕臨滅絕，使得水鹿等大型草食獸的族群得以漸漸恢復。更難得的是，少部分交通不便或有季節性阻隔及管制良好的保護區或國家公園中低海拔區域，如大武山自然保留區的太麻里河流域 (裴及姜 2003) 及玉山國家公園的拉庫拉庫河流域 (王等 1995) 等，甚至漸漸再變成有台灣水鹿的分布。

但是，我們對包括水鹿等大型草食獸族群數量及其變化趨勢的監測資料卻相當缺乏。未來不論是為保育野生動物、森林經營管理或是永續觀光資源的維護等，都需要發展一套簡易且能夠掌握大型草食獸的族群數量、密度與結構的評估指標，透過長期族群與狩獵壓力監

測，來了解大型草食獸的族群動態及其對於森林生態系過程的影響。

大型偶蹄目動物族群大小的估算，可以分為直接與間接兩大方式：直接計數法是對目標動物進行直接計數，包括空中調查法 (aerial surveys) (Bear *et al.* 1989)、驅趕計數法 (drive censuses) (McCullough 1979) 或制高點計數法 (vantage point counts) (Ratcliffe 1987) 等；間接計數法包括糞堆計數法 (fecal pellet counts) (Neff 1968, Fuller 1991, McIntosh *et al.* 1995, Mayle 1996, Mayle *et al.* 2000)、獸徑計數法 (trackway counts) (Mayle *et al.* 2000)、捕捉標放法 (capture-recapture methods) (McCullough 1979)、族群重建法 (population reconstruction) (McCullough 1979)、比例改變法 (Change-in-ratio) (Mayle *et al.* 1999) 等。直接法的優點是可以同時獲得族群數量與結構等資料，缺點包括所得的資訊僅限於調查當天所呈現的族群豐度、在應用上受到覆蓋度、地形、與天候的限制較大，因此大都應用於溫帶地區落葉性森林或是開闊草原等地形起伏不大、植被覆蓋較小的地區。間接法雖僅能獲得族群數量的指標或估算，但所得的資訊為一段較長時間（數個月）的族群數量平均，所能涵蓋的空間尺度通常較大，受到環境物理因子的限制也較小，同時也有相當的研究與理論發展 (Neff 1968, Buckland *et al.* 1993, Mayle 1996) 證實，間接法的精確度與準確度並不輸於直接計數法。

由於台灣地區森林植被覆蓋面積大，落葉性森林的比例不高，加上地形起伏劇烈等環境因子上的限制，以及台灣水鹿主要分布與棲息環境上特色，若採用直接計數法來進行族群估算不僅花費巨大、執行不易且危險度高，準確度與精確度都將無法達到合理的水準。而在數種間接計數法中，比例改變法是藉由自族群中移除已知數量的雌、雄或是幼體，再利用獵捕前後族群內不同性別年齡比例上的改變，來推估族群的總數量，適用於有良善狩獵經營管理的區域；族群重建法是利用獵捕所得個體性別年齡組成，來重建族群在獵捕前的某一年的族群數量，用以來推估族群的成長趨勢，和前者一樣大都用於有良善狩獵經營管理的區域；捕捉標放法是利用標放動物佔被捕獲動物的比例來估算族群數量，通常因為耗費、耗力巨大，能夠取樣的數量也有限，並不適用於大範圍的調查；糞堆計數法是利用反芻動物糞堆計數，配合排糞率 (defecation rate) 及糞堆分解速率 (dung decay rate) 等資訊，來推估族群數量與密度。具有方便、簡單且耗費較小，受植被覆蓋度與天候的影響也較小等優點。同時還可以得到動物棲地利用的狀況，適合於隱密或是森林物種等較大範圍的族群數量評估，在各國被普遍使用在森林性鹿科動物族群的估算上 (Neff 1968, Mayle 1996,

Mayle *et al.* 1999), 但是缺點是必須同時獲得排糞率及糞堆分解速率等資訊；獸徑計數法通常是沿著森林邊緣來計算動物獸徑的數量，來評估不同區域動物出現的相對密度指標。雖然無法單獨提供族群數量估算，但此方法具有方便、快速的優點，適用於只需要了解族群相對密度指標的場合。

因此，考量台灣水鹿的行為與棲息環境，本研究先透過沿線分布普查的方式，對整個玉里野生動物保護區台灣水鹿的分布、相對豐富度及狩獵壓力現況進行評估與了解。再依據評估結果，選擇適當樣區，採用固定寬度穿越帶糞堆計數法及穿越線距離取樣的方式，逐步建立不同棲地環境台灣水鹿族群密度指標及適用於台灣水鹿等大型森林性草食獸的族群監測方式，並進行取樣方法上的比較與評估，同時也評估獸徑計數法的可行性，希望能提供管理單位一個簡易快速的監測方法。最後，再進一步結合地理資訊系統的圖層資料，利用統計模式來預測與估算玉里野生動物保護區台灣水鹿的分布、棲地利用、族群密度與數量，並評估狩獵壓力大小對台灣水鹿族群分布與數量的影響。另外也利用攝影機、紅外線自動照相機及一般的觀察來收集台灣水鹿的相關生態習性。

本年度先以玉里野生動物保護區及其周邊地區林道、登山小徑可及的高海拔區域為主要調查區域，除了進行分布普查外，在棲地族群密度指標的建立上，採多樣區的方式，大範圍的設置穿越帶進行糞堆計數取樣。來建立台灣水鹿在不同類型植被、地形位置、坡度間棲地利用情形與密度指數。同時並評估獸徑計數法的可行性。

貳、研究區域

一、研究區域地理位置與植被概況

本研究的調查範圍包括玉里野生動物保護區及其周邊區域(圖一)，包括太平谷、馬布谷、哈伊拉漏溪南北源谷地等。玉里野生動物保護區位於花蓮縣卓溪鄉境內，涵蓋玉里事業區三十二至三十七林班，面積約為 11,414.58 公頃；海拔高度從 900 公尺至 3443m。保護區周邊則為俗稱中央山脈南三段及馬博橫斷東段稜脈所圍繞，周圍主要山峰包括丹大山、馬路巴拉讓山、義西請馬至山、烏妹浪胖山、僕落西擴山、烏可冬克山、馬利加南東峰、馬西山、喀西帕南山等，整區位於中央山脈主稜之心臟地帶。有郡大溪上游哈伊拉漏溪、豐坪溪上游太平溪及拉庫拉庫溪上游馬嘎次託溪等溪流的源頭谷地散佈其間，分別為哈伊拉漏溪南、北源谷地、太平谷、太平溪北支流東、西源谷地及馬布谷等。由於本區登山路線難度高且路程遙遠，並非熱門登岳之山區，也因此少了人為干擾，而保留了一處野生動物極佳生境。

玉里野生動物保護區全區為秀姑巒溪支流豐坪溪上游太平溪的集水區，指狀的太平溪強橫的切割石英質含量高的硬頁岩，在短短 7、8 公里的水平距離內造就出 2500 公尺的落差，海拔範圍約 900 公尺至 3400 公尺(圖一、二)，橫越數個植被帶(圖三)。海拔 3000 公尺以上為冷杉林帶，往下則過渡到鐵杉林帶，地被主要由玉山箭竹組成；部分高處沿著溪谷兩岸一至兩公尺的範圍內則形成特殊的玉山圓柏、苗栗冬青、假皂夾灌叢植物社會；2400 公尺以下沿溪谷兩側則為檜木林帶，雖大部分區域曾受砍伐，但仍保留相當珍貴大面積之檜木林，稀有的蕨類及蘭科等附生植物在這潮溼的霧林中隨處可見，林下密佈瘤足蕨類，為本區植種豐富度最高之區域；海拔較低處則為以殼斗科、樟科為主要組成之櫟林；而火燒所造成的大面積玉山箭竹草生地，散佈於山稜線上，火燒後較久之區域則二葉松、華山松林逐漸成長，其他未受火焚的森林則鑲嵌式的存在於山凹處(吳聖傑，未發表資料)。多樣化的植被類型提供了豐富的食草及隱密棲地，使得本區成為草食動物極佳的棲所。

二、植被類型與海拔分帶分布比例

根據林務局第三次森林資源調查結果的土地利用圖層、調查簿資料及部分現場實際調查進行比對校正的結果，玉里野生動物保護區各類型植被所占有的面積及比例，以松類森林 3878.3 公頃佔 34.0 % 最多，檜木林 2182.7 公頃佔 19.1 % 及針闊葉混合林 1825.8 公頃佔 16 % 次之（表二）。而面積達 665.1 公頃的箭竹及高山草地，主要鑲嵌分布在高海拔溫帶針葉森林間（圖三）。此外，為了取樣上的方便，大致依據海拔高度將玉里野生動物保護區分成三個不同的海拔帶，分別是 900-1900 公尺的中海拔闊葉林帶、1900-2500 公尺中海拔針闊葉混合林帶及 2500-3443 公尺的高海拔溫帶針葉林帶（圖二）。各海拔分帶所占有的面積及比例，利用 DTM 圖層以 GIS(ESRI ARC VIEW 8.1) 軟體計算來獲得，分別為 900-1900 公尺的海拔帶面積為 1925.1 公頃佔 16.9 %、1900-2500 公尺的海拔帶面積為 4006.5 公頃佔 35.1 %、2500-3443 公尺的海拔帶面積為 5477.0 公頃佔 48 %（表一）。

三、樣區位置與樣線配置

本研究擬逐年採穿越帶分層取樣的方式，以植被類型及海拔分帶為分層依據，來調查玉里野生動物保護區及其周邊區域台灣水鹿的分布、棲地利用、族群數量及影響其分布與數量的因子。本年度先以主要林道及登山步道可及的高海拔區域（2500 公尺以上）為調查重點。因此本年度以瑞穗林道、中平林道、南三段及馬博橫斷東段等山徑為主要調查路線。並根據 92 年 6 月 20 日至 7 月 3 日由瑞穗林道入山，經由國勝工寮、丹大東峰、丹大主峰循中央山脈南三段主稜、經馬利加南東峰接馬博橫斷東段出中平林道（圖四），沿著玉里野生動物保護區周邊界線的台灣水鹿普查探勘結果，考量研究時程、水源及步程等因素來設置樣區。各樣區的位置、植被概況、樣線設置（圖三）等分述于后：

(一) 太平谷樣區

太平谷為喀西帕南山、喀西帕南南峰、2837 峰及 2949 峰所圍繞的谷地，分別有兩個南北向的草原谷地及一個為森林所覆蓋的東南向谷地，谷地地勢相當平坦，為太平溪南支流的上源之一。本樣區以太平谷為中心，涵蓋周邊稜線，包括喀西帕南山、喀西帕南南峰、喀西帕南北峰、2837 及 2949 峰等、海拔範圍從 2500 公尺至 3276 公尺，屬於玉里事業區第 37、44 林班地，地理位置涵蓋及緊鄰玉里野生動物保護區東南角，距

離車行終點約 1.5 至 2.5 天步程。

樣區植被類型，包括有冷杉林、鐵杉林、二葉松林、箭竹草地、高山草地等。其中，冷杉林冠層以冷杉為優勢，依海拔高度的差異會間雜有台灣雲杉或鐵杉，灌木層以冷杉幼樹、厚葉柃木、台灣馬醉木、台灣茶藨子等為主，地被植物則以長 3~5m 的高密玉山箭竹為優勢。鐵杉林冠層以鐵杉為優勢，依海拔高度差異間雜有冷杉、台灣雲杉、二葉松、紅檜等針葉樹，灌木層以鐵杉幼樹、厚葉柃木、台灣馬醉木、南湖杜鵑等為主，地被則以玉山箭竹為優勢。二葉松林冠層以二葉松為優勢，間雜有華山松、鐵杉、冷杉等針葉樹，灌木層主要有紅毛杜鵑、高山櫟、刺柏、台灣馬醉木及厚葉柃木等，地被植物以玉山箭竹、高山芒為主。箭竹草地則以玉山箭竹為優勢，並間雜有高山芒、玉山針蘭、高山烏頭、唐松草、莎草科禾草等。高山草地則由非箭竹的低矮禾草類所組成。

(二)馬布谷樣區

馬布谷為馬西山、布干山所圍繞的一個南北向草原谷地，為拉庫拉庫溪支流馬嘎次託溪的源頭谷地，地勢相當平坦而寬大。整個樣區以馬布谷為中心，涵蓋馬西山、布干山等週遭稜線及馬嘎次託溪源頭兩岸森林及草地，海拔範圍從 2700 公尺至 3443 公尺，屬於玉里事業區第 35 和 37 林班地及秀姑巒事業區第 7、10 林班地。距離車行終點約 2.5 至 3.5 天步程。

馬布谷主谷地海拔約 3000 公尺，為高地草原社會，可分成兩大草本植物群落，分別為高度 50 公分以下的玉山箭竹草原及更為低矮的禾本科植物草原群落。谷地兩旁植被以二葉松、華山松為主，間雜有高山櫟、鐵杉及冷杉，灌木層以紅毛杜鵑、馬醉木、高山櫟、刺柏、厚葉柃木等為主，地被植物以玉山箭竹為優勢。馬嘎次託溪乾溪溝兩旁為冷杉及鐵杉為主的針葉混合林，愈往下游鐵杉愈多，灌木層為馬醉木、森氏杜鵑、厚葉柃木、台灣茶藨子等，地被植物以 1~3 公尺高的玉山箭竹最為優勢。馬布谷往馬西山的稜線為二葉松、華山松及冷杉林交錯出現，灌木層有紅毛杜鵑、馬醉木、高山櫟、刺柏、厚葉柃木、森氏杜鵑、南湖杜鵑等，依冠層植被而異，松類森林以前三種為主，冷杉及鐵杉林以後三種為主，地被植物以玉山箭竹為優勢。馬西山頂為一寬廣的草原山頭，為一不同於溪谷草原的稜

線凹谷草原，以低矮的玉山箭竹最為優勢，間雜有紅毛杜鵑、刺柏、馬醉木、玉山圓柏等灌木群落。並有二、三個看天池，平常乾枯，需大雨方會積水。布于山東北坡為一寬廣的稜線箭竹草原，周圍為二葉松、冷杉為主的森林。

(三) 太平溪源樣區

太平溪源為中央山脈南三段主支稜所環抱而成的溪谷盆地，有豐坪溪上游太平溪流貫全區，整個盆地即為太平溪北支流西源的集水區。整個樣區包括太平溪源谷地、中央山脈主稜丹大山至盧利拉駱山段及支稜內嶺爾山稜線，海拔範圍從 2800 公尺至 3325 公尺，屬於玉里事業區第 32 林班地及丹大事業區第 28 林班地。樣區距離車行終點約 2 至 3 天步程。

根據 1999 年 9 月及 2002 年 2 月樣區植被調查以及和鄰近山系比對推論，樣區內之潛在植被應為台灣冷杉純林植物社會以及台灣冷杉台灣鐵杉混淆林植物社會。但由於高頻度之干擾作用而呈現大面積的玉山箭竹草原，以及台灣小葉或台灣馬醉木或台灣二葉松之不同演替階段的植物社會景觀，而台灣冷杉純林則局限於地勢較低窪的凹谷地區。現場觀察發現有些台灣馬醉木植株的枝幹以及台灣冷杉的樹根有焦黑的現象，因此火災應為當地重要的干擾因子。除此之外，沿著溪谷兩岸 1 至 2 公尺的範圍內則形成特殊的玉山圓柏、苗栗冬青、假皂夾植物社會，與樣區內其他地區形成明顯區隔（李及林，2003）。

參、研究方法

一、沿線分布普查

沿著環繞玉里野生動物保護區邊境的既有林道及登山步道，調查步道兩側台灣水鹿糞堆、足跡及獸徑數量的概況。並依據沿途所見台灣水鹿糞堆分布情形，將各地區水鹿的相對數量主觀分為豐富，普通，少，極少等四個數量等級。其中極少代表整個區段沿線發現的排遺數量在 10 堆以下，足跡、獸徑等痕跡發現次數亦低於 10 次；少代表整個區段沿線發現的排遺數量大於 10 堆但未達 100 堆，足跡、獸徑等痕跡發現次數低於 30 次；普通代表整個區段沿線發現的排遺數量大於 100 堆，但未達 500 堆，排遺較為分散，重疊現象不多，足跡、獸徑等痕跡發現次數低於 100 次；豐富代表整個區段沿線發現的排遺數量大於 500 堆，排遺處處可見，密度高，經常可見多堆排遺重疊的現象，而足跡、獸徑等痕跡發現次數大於 100 次。

二、穿越帶調查

本研究採用穿越帶糞堆計數法，結合台灣水鹿的排糞率及糞堆分解速率的轉換，利用分層隨機取樣的方式，來評估玉里野生動物保護區台灣水鹿的棲地利用及估算水鹿族群密度與數量。

(一) 穿越帶配置與劃設：

由於先前的觀察，發現鄰近森林邊緣地帶的水鹿糞堆累積量較森林內部或是草原中心為高，同時谷地也較稜線區域來得高。因此穿越帶配置除了以不同類型的植被、地形位置等為主要的考量依據外，同時基於先前的觀察，將森林與草地界線左右各 100 公尺的範圍視為獨立的棲地類別。參考林務局五千分之一林班基本圖、第三次森林資源調查土地利用型圖層，考量海拔高度、坡度、谷地與否等因素，配合現場調查來設置穿越帶。每條穿越帶長 200 公尺（部分長度為 250 公尺），左右各寬 2 公尺。並於起點位置及每隔 50 公尺的位置以 60~80 公分長的鋁管固定於地面上，鋁管頂端以黃色標示膠帶纏繞進行標記。調查前則利用營釘固定長 50m 的黃色尼龍繩，明確標示出

中心線位置。在植被濃密的棲地，僅清除會影響中心線穿越的植物，並將砍下之枝條移出樣帶外，以不阻礙既有獸徑為原則，以降低干擾的影響。

(二) 糞堆計數

每次調查人力為 2 至 3 人，分別於穿越帶中心線兩旁以 S 形緩慢的步行或蹲行，尋覓並記錄位於中心線左右各 2 公尺內的台灣水鹿排遺堆數、每堆排遺糞粒數、排糞方式及新鮮等級。由於台灣水鹿有時會一邊移動一邊排糞，糞粒因此呈現長條帶狀分布或是部份成堆、部分散置的情形。為了避免對台灣水鹿一次排糞的情形產生重複記錄，及上一次移除所遺漏的糞粒可能造成重複計數的誤差，糞堆粒數小於 15 粒者視為已經分解，僅將糞粒移除，不列入記錄。而對於糞堆幾何中心超出預設取樣寬度者，即使有部分排遺位於取樣寬度內，亦不列入記錄僅進行移除。排糞方式分成兩種，一為如上所述的邊移動邊排糞的方式，一為動物於不移動狀態下的排糞，糞粒呈現聚集成堆的現象。

每一條穿越帶分別進行兩次調查，第一次直接計算位於穿越帶內的糞堆數量並移除之，同時記錄調查日期；相隔 2~4 個月後沿著先前已經移除舊排遺的樣帶進行複查，並記錄調查日期。同時，複查時可以藉由比對糞堆分解速率的實驗，由糞堆的新鮮等級來判斷是否為第一次調查遺漏的糞堆，將這些遺漏的糞堆歸算在第一次未移除前的計數，來避免因第一次調查遺漏所造成的誤差。糞堆的新鮮等級依主觀認定區分為 A~E 共 5 個等級，其中 A 等級表示糞堆非常新鮮，表面光亮且仍有氣味，呈現墨綠色光澤，通常為 1~7 天前排放的糞堆；B 等級排遺表面光滑但無氣味，在開闊地通常乾燥堅硬，呈現烏黑色或深咖啡色，通常為 2~14 天前排放的糞堆；C 等級排遺表面略粗糙，略具光澤或不具光澤，呈現黑色、褐色或淡褐色，在開闊地通常乾燥堅硬並有細小縱向裂紋，通常為 7~28 天前排放的糞堆；D 等級排遺表面乾燥粗糙，無光澤，顏色淡呈現白色或灰白色，常有黴菌滋生，在潮濕環境或森林底層糞粒經常鬆軟易碎，糞齡通常達一個月以上；E 等級排遺表面乾燥粗糙無光澤，顏色如同 D 等級，但大部分糞粒已經開始碎裂，糞齡通常達 4 個月以上。藉由兩次調查所推估的族群密度進行比較，比較在不同族群密度下移除與不移除排遺估算結果的差異。

計數時若遇有緊密靠在一起的糞堆，則依照糞粒的大小、形狀及新鮮等級來區分判定糞堆數量。如果以上方式仍無法區分的糞堆，則可能為同一個體或是不同個體於鄰近時間重複排糞的結果。此時則參考陳及侯（1989）對於台灣水鹿每回排糞糞粒數的調查結果：雄性成鹿為 127.2 ± 58.7 粒、雌性成鹿為 94.3 ± 62.3 粒、雄性幼鹿為 95.4 ± 51.3 粒、雌性幼鹿為 102.2 ± 48.8 粒，及先前野外觀察糞堆糞粒數的最大數量（240 粒），依糞粒數來判定堆數，當其總粒數超過 240 粒則將其視為不同的 2 堆處理。

(三) 棲地利用調查

透過糞堆計數法的結果，我們可以藉由比較不同樣區、棲地類型的台灣水鹿糞堆密度或是族群密度的差異，來呈現台灣水鹿的棲地利用狀況。其中不事先移除排遺的方法，可以呈現一地區台灣水鹿對於各類型棲地的平均使用情形。而事先移除排遺的方法，則僅能說明調查間隔期間動物的棲地利用情形。

(四) 族群密度估算

1. 排糞率

排糞率是估算一隻動物一天排糞的次數(堆/天/隻)，為利用糞堆計數來估算鹿科族群數量時所必須考慮的三個變數之一。估算排糞率的方法很多，但是限於人力、物力與經費上的考量，本研究參考 Neff (1968) 所建議的大型鹿科動物排糞率為 12~14 堆，及 Neff *et al.* (1965) 對和台灣水鹿體型相似且同屬的北美紅鹿排糞率的研究結果 (12.52 ± 1.38 堆/日， $N=598$)，以 13 堆/日的排糞率為基礎，來推估台灣水鹿的族群數量。

2. 糞堆分解速率

於糞堆計數調查的同時，收集台灣水鹿的新鮮糞堆，將其放置在鄰近穿越帶外相同棲地類型的環境下，每個樣區於不同類型植被穿越帶外各標放等級 A 級或 B 級的新鮮糞堆 10~20 堆，記錄新鮮等級、糞粒數量、棲地類型、標放日期

等資料。並於糞堆計數複查時，檢查所標放的糞堆狀況，記錄糞堆新鮮等級、糞粒數量、複查日期等資料。而不論糞粒消失的原因是被落葉所掩蓋、動物踐踏而碎裂分解、食糞昆蟲取食或是黴菌分解等，只要糞堆可以察覺的糞粒數少於15粒時，就視為已經分解。以此來推估糞堆分解速率，同時經由檢視糞堆新鮮等級的變化，判斷複查時所記錄的糞堆，是否為上一次調查時遺漏而未移除的糞堆。

3. 密度估算

族群密度計算，乃將糞堆計數法得到的結果，依照不事先移除排遺與移除排遺等兩個不同狀況，透過排糞率及糞堆分解速率或調查間隔天數，來分別計算不同穿越帶內台灣水鹿的族群密度指標：

(1) 不事先移除排遺

由於不事先移除穿越帶內的糞堆，因此必須先獲得糞堆的平均分解天數，再配合平均排糞率來進行密度的轉換計算。個別穿越帶每公頃的族群數量(D)可以由下式來求得(Mayle *et al.* 2000)：

$$D = \text{每公頃糞堆數} / (\text{糞堆平均分解天數} \times \text{每日的平均排糞率})$$

其中台灣水鹿每日的排糞率採用13堆/日；而糞堆分解天數由糞堆分解曲線研究求得，依不同棲息環境糞堆分解所需的天數有所不同。

(2) 事先移除排遺

只要兩次調查間隔小於糞堆的最低分解天數，在進行密度換算時，就可以不用估算糞堆的平均分解天數，直接將上面公式中的排遺分解天數改以調查間隔天數，就可以求得不同棲息環境台灣水鹿的族群密度。

(六) 族群數量估算

根據不同棲地類型所求得的台灣水鹿族群密度指數，配合林務局五千分之一林班基本圖及棲地植群調查結果，利用地理資訊系統計算玉里野生動物保護區各種棲地類型所佔的面積，即可進一步推估玉里野生動物保護區台灣水鹿的族群數量。

三、獸徑計數法的評估

除了糞堆計數法之外，對於一些不容易觀察或是捕捉困難但卻有明顯獸徑的哺乳動物，亦常以獸徑計數法來當作族群相對密度指標 (Conroy 1996)。因此，於糞堆計數法之餘，選擇太平溪源的部分樣線，沿著樣線記錄與穿越線交接的獸徑數量，比較獸徑密度與糞堆密度的關係，評估其當作水鹿族群相對數量指標應用的可能性。

四、一般習性調查

除了族群密度指標的建立與族群數量的估算外，本研究期間亦利用數位攝影機、紅外線自動照相機 (圖五) 配合現場調查，持續記錄觀察台灣水鹿的基礎生活史資料，諸如社群結構、毛色變化、避敵行為、磨角樹種、對樹木傷害狀況等及一些特殊的行為。

五、保護區及其周邊狩獵壓力現況調查：

由上一年度的調查資料顯示，玉里野生動物保護區及其周邊的狩獵行為主要是沿著瑞穗林道與中平林道兩大交通動線為之 (李及林 2003)。本年度持續利用前往樣區時，留意經過區域的狩獵情形，找出現有狩獵行為的區域，並伺機檢視獵人所架設的陷阱種類、捕獲獵物 (經由現場遺留痕跡判斷) 及獵捕規模等資訊，提供保護區管制與執法上的參考與建議。

肆、結果與討論

一、林道及高海拔水鹿分布概況

根據 92 年 6 月沿玉里野生動物保護區邊緣所進行的普查(圖四)，與後續糞堆計數結果，發現台灣水鹿廣泛分布於整個保護區邊緣，從海拔 1400 公尺的玉林橋遺址附近至海拔 3443 公尺的馬西山頂都有分布，特別是鄰近溪源谷地草原處數量最為豐富。分述于后：

(一)瑞穗林道 19.5~33.5 公里

本區段海拔高度為 1500~2540 公尺，全長 14 公里。瑞穗林道自從 89 年 8 月強烈颱風碧利斯過境之後，自 19.5 公里之後的林道即崩塌中斷近 3 年，直到去年始進行修繕，目前可通車至 20.5 公里處。而之前交通的阻斷降低了人為干擾頻度與獵捕壓力，與往年相較，林道附近慢慢可以發現台灣水鹿活動的痕跡，甚至偶有目擊記錄(李及林，2003)。特有生物中心於 91 年利用紅外線自動相機在本區域的調查，也拍攝到數張台灣水鹿的照片(劉及林 2002)，但呂等(1990)於本區段所做的調查並無水鹿的發現記錄，顯示玉里野生動物保護區台灣水鹿的分布有擴張的跡象。雖然如此，隨著林道的維修工程，明顯地發現本區段狩獵行為再度盛行，調查期間發現兩次動物中吊索陷阱所遺留的掙扎痕跡及滿地的毛髮，判斷至少有兩隻水鹿於保護區監測站至 31 公里之間被捕殺。因此，瑞穗林道及其附近森林台灣水鹿活動的痕跡，相對於保護區其他地區而言，仍屬極少的等級。目前瑞穗林道於海拔高度約 2040 公尺以上，也就是 26 公里處始有水鹿活動的痕跡。以 28 至 30 公里區段，由於地勢較為平緩，較易發現水鹿的痕跡，其他區段地形較為陡峭，較易發現台灣長鬃山羊的痕跡與排遺。

(二)登山口至太平溪雙溪口

本段登山步道主要沿山腰繞行，兩旁大都為陡峭的山壁，人員行走不易。海拔高度變化不大，為 2320~2540 公尺，全長約 7 公里。沿途台灣水鹿的排遺與痕跡數量稀少，在接近雙溪口附近的步道，可以發現少數水鹿的獸徑橫越步道而過，數量

比瑞穗林道多，但仍屬於極少的等級。一般於冬季比較容易發現水鹿活動的痕跡。

(三)雙溪口經國勝工寮至丹大東峰

本段登山步道大抵沿著太平溪北支流東源溪谷而行，海拔高度為 2500~3145 公尺，全長約 6.5 公里。沿途主要為二葉松林及鐵杉與檜木的混合林，愈往上游台灣水鹿的排遺愈多。國勝工寮之前屬於少的等級，國勝工寮至丹大東峰數量開始增加，屬於普通至豐富。整段以太平溪北支流東源源頭谷地及丹大東峰下營地附近數量最為豐富。這些區塊鑲嵌有較大面積的玉山箭竹草原，能夠提供水鹿豐富的食草，同時鄰近太平溪北支流東源，並散布有 3、4 個水池及近 10 個看天池，水源恆定，可能是造成水鹿較為豐富的原因。

(四)丹大山經盧利拉駱峰至太平溪源營地

本區段海拔高度為 2860~3325 公尺，全長約 5 公里，有多個凹谷型箭竹草原與大面積的針葉樹散生箭竹草地，因此提供台灣水鹿良好的食物來源與遮蔽場所。除了少處較為陡峭的區域外，台灣水鹿的排遺與活動痕跡，幾乎處處可見，為玉里野生動物保護區台灣水鹿最豐富的區段之一。尤其是太平溪源溪谷兩旁的草地，數量更是豐富，傍晚或是夜間穿越其間，經常可以目擊 10 隻次以上的水鹿於溪谷兩旁箭竹草地活動覓食。

(五)內嶺爾支稜經馬路巴拉讓山至義西請馬至山

本區段海拔高度為 2860~3245 公尺，全長約 7 公里。從內嶺爾支稜承接中央山脈主稜中段，沿途大多為稜線型箭竹草原與紅毛杜鵑、刺柏、馬醉木等灌叢，並散生有二葉松、華山松等針葉樹幼樹，稜線兩旁谷地為大片針葉林所覆蓋。地形起伏不大，但沿途水源缺乏，僅有的少數幾個看天池，除非下大雨，通常呈現乾枯無水的狀態，必須下至太平溪谷方才有恆定水源。三叉峰至 3000 峰之間水鹿排遺少，大多為舊的排遺；雖然不時可以看到許多台灣水鹿越嶺或是下溪的獸徑橫越步道，偶而亦可以目擊沿著森林邊緣活動覓食的個體，但相對其他區域，仍屬於少的等級。而 3000 峰至義西請馬至山東稜前鞍北坡的冷杉林，水鹿獸徑縱橫交錯，為本區段水鹿活動跡象

與排遺較為豐富的區段，屬於普通等級。

(六)義西請馬至山經烏妹浪胖山、僕落西擴山至馬利加南東峰

本區段海拔高度為 2860~3377 公尺，全長約 16 公里，以哈伊拉漏溪三個源頭谷地為界，將本區段分成四個小區段。進入玉里野生動物保護區的核心區域，也是中央山脈最為深山的心臟地帶，人為干擾極少，並有許多坡度較為平緩的大面積針葉樹散生箭竹草原鑲嵌在連續的森林中。稜線東邊為太平溪源頭，西邊則有哈伊拉漏溪三個源頭谷地，稜線上散佈有近 10 個的水池與看天池，水源豐沛。整個區段水鹿獸徑縱橫交錯，排遺處處可見，目擊水鹿的機率高，於南源谷地有一次同時目擊 7 隻水鹿的記錄。另外，更在僕落西擴山南稜目擊並拍攝到一隻剛出生的雄性仔鹿。各小區段數量等級均為豐富。

(七)馬利加南東峰經馬布谷至馬西山

本區段海拔高度為 3000~3443 公尺，全長約 7.5 公里。玉里野生動物保護區在馬利加南東峰與玉山國家公園及丹大野生動物棲息環境相互接壤，構成中央山脈廊道的核心區域。本區段馬利加南東峰附近地勢較為險惡，太平溪與馬霍拉斯溪的向源侵蝕作用在此形成著名的塔比拉斷崖。稜線兩旁陡峭，植被以二葉松林、冷杉林為主，台灣長鬃山羊獸徑、排遺密佈，但水鹿排遺與獸徑數量均少。東段山勢較緩，有較大面積的箭竹草地，包括位於馬嘎次託溪源頭的馬布谷草地及屬於稜線型草地的馬西山與布干山，水鹿排遺與獸徑數量多，屬於豐富等級。其中馬布谷為本區段水鹿數量最為豐富的一段，目擊機率高，曾經一次目擊 8 隻水鹿一起覓食。

(八)馬西山經喀西帕南山至太平谷

本區段海拔高度為 2650~3320 公尺，全長約 8 公里。本段除了馬西山南峰及喀西帕南山山勢較為陡峭外，其餘山勢較緩，有大面積的冷杉林、鐵杉林及針葉樹散生草原；而太平谷為太平溪北支流的源頭谷地草原，地勢非常平緩，然而因鄰近中平林道終點，干擾略大。其中，馬西山至喀西帕南山水鹿排遺及獸徑較少，數量屬於少至普通的等級；太平谷水鹿排遺與數量略多，為普通等級。

(九)中平林道

中平林道全長 43 公里，目前可以通車至 17.5 公里，兩旁大多為針葉樹造林地。自通車點至 43 公里，海拔高度為 1200~2550 公尺。而由於玉林橋大崩山的阻隔，玉林橋至 35 公里造林工寮的林道已經廢棄多時。林道上水鹿活動痕跡與排遺數量均鮮少發現，族群數量屬於極少到無的等級。目前最低於海拔約 1400 公尺的 23 公里林道附近可以發現極少數台灣水鹿活動的痕跡。

整體而言，玉里野生動物保護區由於兩大聯外交通動線-瑞穗林道及中平林道-崩塌的阻斷，使得目前自車行終點至保護區邊界需花費半天至兩天半的步程，一方面限制了狩獵影響的範圍，一方面也緩和了對保護區動物的影響，使得保護區周邊漸漸有台灣水鹿活動的跡象。雖然密度仍低，但卻顯示此區域的台灣水鹿族群可能有增加的趨勢。由整個分布概況大致可以看出台灣水鹿的族群密度分布受到草原面積大小、森林型態、坡度、水源以及人為干擾或獵捕的影響較大。鄰近林道兩旁，特別是有獵徑分布的區域，水鹿活動跡象少甚至幾近於零；而幾處水源充足，並擁有大面積箭竹草原的溪谷型草原，如太平溪源谷地、太平東源谷地、丹大東峰、哈伊拉漏溪南北源谷地等，水鹿族群數量都相當豐富。

二、穿越帶糞堆計數

(一)穿越帶配置

三個樣區目前總計劃設 27 條穿越帶，所涵蓋之林地類型可以粗分成三大類（圖三）：1. 草地--包括高地溪谷型草地 6 條、高地稜線型草地（包含針葉樹散生地）4 條；2. 森林--包括鐵杉林 5 條、冷杉林 2 條、松林（二葉松林、二葉松華山松混合林）2 條；3. 跨森林與草地：包括冷杉箭竹草地 4 條（稜線型）、鐵杉高箭竹草地 1 條（谷地型）、松林箭竹草地 3 條（谷地型）。

其中太平谷樣區總計劃設穿越帶 10 條，每條穿越帶長 200 公尺，寬 4 公尺，取樣面積為 0.8 公頃。馬布谷樣區總計劃設

穿越帶 7 條，每條穿越帶長 200 公尺，寬 4 公尺，取樣面積為 0.56 公頃。太平溪源樣區總計劃設穿越帶 10 條，每條穿越帶長 200~250 公尺，寬 4 公尺，取樣面積為 0.82 公頃。綜合觀之，研究樣區 2500~3443 公尺海拔分帶面積共計 8642.3 公頃，其中 5447 公頃位於玉里野生動物保護區內。三個樣區目前總計劃設穿越帶 27 條，總長 5450 公尺，面積 2.18 公頃，佔研究區域高海拔區域的比例為 0.03%。若以玉里野生動物保護區高海拔區域的面積相比較，則佔了 0.04%。

(二) 糞堆計數結果

每條穿越帶總共進行兩次的糞堆計數，第一次計數先前累積在穿越帶內的台灣水鹿糞堆數量，同時將糞堆移除。每條穿越帶經過 33 天~138 天不等間隔（表四），再進行第二次的糞堆計數，同樣也將糞堆移除。兩次調查的結果如表四所示。其中未移除排遺法各穿越帶的糞堆密度為 225 ~ 11737.5 堆/公頃，事先移除排遺法各穿越帶的糞堆密度為 12.5~1575 堆/公頃。兩次糞堆計數調查所得的台灣水鹿性別成幼比例如表五所示，其中不事先移除排遺方式所獲得各樣區的雌雄性別比例一致。

(三) 棲地利用

由於事先移除排遺法各穿越帶的調查間隔相差頗大，不適合用來作為棲地利用的比較，因此本研究僅就不事先移除排遺法的結果，來探討台灣水鹿的棲地利用。結果顯示糞堆密度最高的三條穿越帶有兩條位於馬布谷樣區，一條位於太平溪源樣區。包括一條緊鄰二葉松林的谷地型短箭竹穿越帶及兩條谷地型的松林-箭竹穿越帶。最低的四條穿越帶均位於太平谷樣區，包括三條位於上坡面的鐵杉林、冷杉林及箭竹草地穿越帶，及一條位於谷地的中高密箭竹穿越帶（表四）。

比較台灣水鹿糞堆密度在樣區上的差異，可以發現三個樣區間有明顯的差異（Kruskal-Wallis test; $P < 0.01$ ）。其中太平溪源（Dunn test; $P < 0.01$ ）及馬布谷（Dunn test; $P < 0.01$ ）等兩個樣區的糞堆密度，明顯大於太平谷樣區；太平溪源與馬布谷兩個樣區（Dunn test）則沒有明顯的差異（表六）。而各類型棲地的糞堆密度均為馬布谷最高，其次為太平溪源，最低為

太平谷。由於這三個樣區地理位置相近，年雨量、年均溫、海拔高度均很類似、而植被組成均為箭竹草地與二葉松、冷杉及鐵杉林等溫帶針葉林鑲嵌的地景，各棲地類型的組成比例亦類似，樣區間在糞堆分解速率上的差異應該不大。因此，可以推論馬布谷及太平溪源兩樣區台灣水鹿的族群密度明顯大於太平谷樣區。

而三個樣區中以太平谷樣區距離林道最近（圖四），過往車子可以通行至離太平谷僅一小時步程的中平林道 44 公里處，交通相當便利。訪查過去曾參與伐木及造林的人員，發現民國 70 幾年時太平谷及馬布谷均曾經承受一定的獵捕壓力，尤其是太平谷樣區的狩獵壓力更為強大。這可以由現地調查時我們曾經在太平谷、喀西帕南山北稜及馬布谷發現部分已經生鏽的吊索陷阱、鋸子、儲水桶及廢棄多時僅餘砍痕的獵徑等狩獵遺跡看出端倪。加上太平谷過去曾為林務局的苗圃所在，不論人為干擾或是狩獵壓力均較其他兩個樣區來得大。因此，雖然目前由於中平林道自玉林橋以上因嚴重崩塌而中斷，阻隔了狩獵壓力的進入，苗圃也已經完全廢棄成為箭竹草原。然而，可能由於地理位置的影響，使得太平谷樣區台灣水鹿族群數量恢復速度不及其他兩個地處深山的樣區，同時由於較接近林道，承受的人為干擾也較大，使得族群密度不及其他兩個樣區。

而各類型植被穿越帶平均糞堆密度也有顯著差異（Kruskal - Wallis test; $P = 0.02$ ），以短箭竹與松類森林交會處最高（表七）。進一步分析發現森林、草地及跨森林草原等三大類型的平均糞堆密度有顯著的差異（Kruskal-Wallis test; $P = 0.02$ ），以跨森林草原的穿越帶平均糞堆密度 4373.6 堆/公頃（ $n = 9$, $SD = 3579.9$ 堆/公頃）最高，顯著高於森林穿越帶（1094.4 堆/公頃， $SD = 852.6$ 堆/公頃， $n = 9$ ）（Nemenyi test; $P < 0.01$ ）及草地穿越帶的平均糞堆密度（1777.8 堆/公頃， $SD = 1333.2$ 堆/公頃， $n = 9$ ）（Nemenyi test; $P < 0.05$ ）；而草地穿越帶與森林穿越帶的平均糞堆密度差異不明顯（Nemenyi test; $P > 0.2$ ）。這和 Yamada *et al.*（2003）分析專家及獵人對水鹿棲地利用的知識及整理相關文獻所得到的結果相一致，顯示台灣水鹿對於森林草地交接帶的使用率最高。這可能和森林與草地交接帶不僅能夠提供豐富且多樣的食草來滿足水鹿成長營養上的需求，同時也有適當的遮蔽可供水鹿躲避危險及滿足繁殖需求的緣故。

繼續比較三大林地類型下的細項棲地，我們發現在跨森林與草原穿越帶中，短箭竹與松類森林交會穿越帶平均糞堆密度最高，顯著大於箭竹與鐵杉或冷杉林交會帶 (Mann-Whitney U test; $P=0.01$)。在森林穿越帶中，松類森林穿越帶平均糞堆密度最高，大於鐵杉林或冷杉林，但差異不顯著 (Mann-Whitney U test; $P=0.12$)。而草地穿越帶中，短草地與箭竹地的糞堆密度沒有顯著差異 (Mann-Whitney U test; $P=0.24$)。

李及林 (2003) 指出高海拔區域玉山箭竹、高山芒及紅毛杜鵑為台灣水鹿三種最主要的食草。而不論在太平溪源或是馬布谷的二葉松林下，均鑲嵌有大量的紅毛杜鵑灌叢與玉山箭竹，特別在林間空隙處紅毛杜鵑灌叢的密度最高；但是鐵杉或冷杉林下則以玉山箭竹為主，鮮少有紅毛杜鵑灌叢；另外，鐵杉林及冷杉林大多位於背陽面或是溪谷兩旁，通常溼度較高，溫度較低，林冠鬱蔽度也較松類森林為高。使得太陽輻射量相對較小，比較不利於台灣水鹿身體熱量的保存，這在高海拔區域尤其顯著。因此，就主要水鹿食物資源的可及性及熱量的保存而言，松類森林均較鐵杉林及冷杉林有利。另一方面，檢視穿越帶所在的地形位置，松類森林穿越帶均位於谷地兩旁，而鐵杉及冷杉林穿越帶大多位於稜脈上坡面，相對而言，具有較避風、水源取得較容易等優點，也可能增加對水鹿的吸引力。因此，增加同樣位於稜線的松類森林穿越帶，或是增加位於谷地或是下坡面的鐵杉或冷杉林穿越帶，將有助於進一步釐清地形位置及植被類型對水鹿棲地利用的影響。

另外，由於松類森林在秋冬的落葉量通常較鐵杉林及冷杉林來得大，因此我們預期松類森林的糞堆由於受到落葉覆蓋 (視為已分解) 機率較大的緣故，其分解速率理應比鐵杉冷杉林的分解速率快。如果真是如此，我們將會低估水鹿對松類森林內的使用程度，因此，松類森林與鐵杉林或是冷杉林的差異應該更大。但進一步更加明確的趨勢，仍舊必須依賴糞堆分解速率資訊的獲得。

(四) 族群密度估算

由於糞堆分解試驗尚在進行中，在糞堆分解天數尚未獲得之前，我們僅能就事先移除排遺法的結果來進行族群密度估算

與討論。

1. 排糞率

排糞率的估算可以透過許多方法來獲得，如跟隨目標動物計算其一天的平均排糞堆數、對圈養環境下的同種動物來進行排糞率的估算、或者將已知數量的目標動物圍圍在事先已經清除過舊有糞堆的野外環境下，來求得其平均的排糞率。每種方法各有其限制與執行的困難性，比如說在地形複雜的濃密森林，跟隨動物相當困難且耗費人力，甚或根本不可能做到；而圈養環境下的動物的排糞率可能受到食性及身體狀況差異的影響，和野外狀況下的動物有所不同；甚或排糞率也可能會受到季節上食性與生理狀況的差異而影響等等 (Laing *et al.* 2003)。採用何者方法，必須對目標動物的習性、目標族群所在棲地環境的狀況、耗費的人力、時間及經費等因素進行綜合評估。除了這些實際操作來獲得排糞率的估算外，有時在時間、人力或經費的限制下，也有很多研究採用相關文獻所獲得的排糞率為基礎，來進行族群的估算。雖然，這樣的結果可能會有所偏差，但卻對動物族群數量提供一個有效的指標。因此，對於台灣水鹿的排糞率，限於人力、物力與經費上的考量，採取參考相關文獻來獲得一個合理的估算。

關於台灣水鹿排糞率的研究很少，目前僅有陳及侯(1989)針對台北市立動物園台灣水鹿的排糞率進行過觀察，發現台灣水鹿成體於八、九月的排糞率為 10.3 ± 2.1 堆/日 ($N=7$)，幼鹿則為 6.6 ± 2.2 堆/日 ($N=5$)。然而，由 Neff (1968) 所整理鹿科動物排糞率的研究結果，發現大部分研究中大型鹿科動物的平均排糞率為 12 至 14 堆/日；而 Neff *et al.* (1965) 對與台灣水鹿同屬的北美紅鹿進行排糞率的研究，發現其排糞率為 12.52 ± 1.38 堆/日 ($N=598$)。因此，雖然陳及侯(1989)的研究是直接針對台灣水鹿所得到的結果，但由於樣本數過小，且集中於八、九月，可能會造成結果的偏差。因此本研究對於台灣水鹿排糞率的估算乃綜合參考以上的研究結果，以 13 堆/日的排糞率為基礎，來推估台灣水鹿的族群密度。由於無法獲得野外現地族群的排糞率，所換算得到的族群密度可能會有所偏差，但是由陳及侯(1989)的研究可以看出，13 堆/日的排糞率是合理的推估。

2. 糞堆分解試驗

於 92 年 9 月於馬布谷樣區共計標定 77 堆台灣水鹿糞堆，分別標置於谷地型短草地穿越帶、松林邊緣短箭竹草地穿越帶、稜線型跨短箭竹冷杉穿越帶、箭竹草地穿越帶及鐵杉穿越帶。經過 93 年 1 月的初步檢視，發現所有的糞堆經過 107~110 天之後，新鮮等級大多由 A 級轉變成 D 級，少部分糞堆的糞粒已經開始有碎裂分解的跡象，呈現 D-E 等級。仔細觀察已經有糞粒分解的糞堆，主要因為曾經遭受食糞金龜的吃食，極少部分則為動物的踐踏所引起。

觀察這些採食糞堆的食糞金龜，以小型的蜉金龜屬 (*Genus Aphodius*) 為主，大多出現在新鮮等級為 A 或 B 的糞堆，以大顎鑽入糞粒內取食或產卵，使得糞粒的結構逐漸鬆散分解。而當糞堆新鮮等級逐漸老舊，這些糞金龜便不再前來取食或產卵。因此，其對糞堆分解速率的影響主要取決於糞堆分解歷程的初期，前來取食的食糞金龜的數量，通常只有少部份的糞粒會受到影響。然而，在食糞金龜大發生時期可能會大大加速糞堆的分解速率。

未來，除了繼續監看馬布谷的糞堆分解外，將盡可能地在各個不同的樣區與棲地，進行糞堆分解的試驗，藉以求得不同棲地的台灣水鹿糞堆平均分解速率，及其在不同棲地及性別間的差異，以期能夠獲得更加精確的糞堆分解資訊。

3. 密度估算

各穿越帶所估算的台灣水鹿族群密度如表四所示，密度最高為位於太平溪源樣區鄰近谷地下坡面的松類森林，次高的兩條依然為位於馬布谷緊鄰二葉松林的谷地型短箭竹穿越帶及谷地型的松林-箭竹穿越帶。最低的三條均位於太平谷樣區，分別為位於上坡面的松類森林、冷杉林及鐵杉林穿越帶。

若比較各棲地類型台灣水鹿族群密度在樣區上的差異，雖然未如事先不移除排遺方法中糞堆密度所呈現的一致趨勢，但是樣區間仍然有顯著差異 (Kruskal-Wallis test, $P=0.02$)，其中太平溪源與馬布谷樣區的台灣水鹿族群密度仍

然高於太平谷，但僅接近顯著水準 (Nemenyi test; $P=0.06, 0.08$)，太平溪源與馬布谷樣區的台灣水鹿族群密度則沒有顯著差異 (Nemenyi test; $P > 0.5$)。

三個樣區中台灣水鹿在各棲地類型的族群密度如表八所示，各類型棲地中以箭竹-松類森林 68.1 隻/平方公里最高，松類森林 59.8 隻/平方公里次之，其餘依次為谷地型短草地、谷地型箭竹草地、箭竹-鐵杉林或冷杉林、上坡面的箭竹草地、鐵杉林或冷杉林，大致趨勢和不事先移除排遺法糞堆密度的趨勢相一致。然而，屬於同一棲地類型的穿越帶間變異卻都很大，分析其原因，可能是 (1)樣區間族群密度的差異過大，使得在不同樣區同一類型棲地所獲得的族群密度差異也很大。(2)各樣線複查取樣間隔不一致，部分樣線的間隔太短 (小於 50 天)，也可能會造成資料上的偏差。未來將再進行複查，使各樣線的取樣間隔將儘量一致，以降低取樣間隔差異過大的影響。同時透過兩次的複查取樣，一來可以藉以比較台灣水鹿的棲地利用在發情期間與非發情期間是否有所差異，一來藉由整合兩次的調查資料來降低其變異程度，也可以進一步評估調查方法的精確度。(3)棲地類型的分層不足以精確反應出台灣水鹿的棲地利用，需要更細緻的棲地分層與更多的取樣來分析族群密度與棲地類型的關係，找出關鍵性的因子，以求更能精確地估算台灣水鹿的族群密度。然而，台灣地形相當地崎嶇，植被區塊亦相對複雜破碎，要精確的分層與取樣先天上有其困難。因此在時間、經費與人力的考量下，目前的取樣方式應該能夠獲得保護區內台灣水鹿族群密度的合理範圍。

除了以上的因素之外，也有可能是方法本身的限制。雖然許多研究者均認為事先清除排遺的方法將能夠獲得較為正確的結果 (Macdonald and Johnson 1998); Marque *et al.* (2001) 也建議在高族群密度的森林區域，應該要採用事先清除排遺法，所得的結果較正確。然而，Smart *et al.* (2004) 利用野外資料及模擬的結果，卻指出事先移除排遺的方式，不論正確性或是精確度都不如事先未移除排遺的方式來得好。然而，這可以在糞堆最低分解天數以內以及族群沒有巨大的傷亡或是遷入遷出的狀況下，透過延長複查間隔天數來提高正確度與精確度。

另外，調查期間發現松類森林在十一月至隔年一月間落葉量較大，糞堆容易因為落葉的覆蓋而無法察覺，之後，可能因為動物踐踏或是雨水沖刷再度外露，而於複查時被察覺計數。因此，在這段期間調查的太平溪源松類森林樣帶台灣水鹿的族群密度有高估的可能，有必要在非落葉季節進行複查比對。而目前穿越帶的配置，尚未涵蓋遠離草地屬於連續森林覆蓋的區塊及坡度大於 50 度的地區，而由先前的經驗預測，這些地區的族群密度將會遠低於草地與森林相互鑲嵌的區域，有必要加強這些區域的取樣，以增加未來族群數量估算的正確性。此外，林務局第三次資源調查土地利用圖層許多地方和現地調查出入頗大，必須經過校正修改方能用來評估族群數量，否則將會產生顯著的誤差。因此，玉里野生動物保護區台灣水鹿族群數量將待這些問題陸續解決之後再作整體估算，尚不適合單獨引用個別樣帶所獲得的族群密度指標來進行數量估算。

(五) 獸徑計數法的評估

獸徑計數法通常運用於冬季積雪地的區域，透過動物在雪地遺留的痕跡來估算動物的相對密度 (Mayle *et al.* 1999)。而亦有人調查鹿科動物進出森林與開闊地時，在森林邊緣所留下的獸徑密度 (每一百公尺的獸徑數量) (Mayle *et al.* 1999)，並將其和糞堆計數所估算的族群密度進行比較，建立獸徑密度與鹿科動物族群數量的相關。

我們選擇太平溪源穿越帶，利用糞堆計數複查的同時，計算與穿越帶中心線相交接的獸徑數量，結果如表六所示。糞堆計數估算密度最高的穿越帶，其獸徑密度卻最低；而糞堆計數估算密度最低的兩條穿越帶，其獸徑密度卻是最高的兩條，初步顯示此種調查獸徑密度的方式，無法反應出同一樣區不同棲地間的相對族群密度。

由於獸徑的形成，除了動物本身活動時因踐踏、啃咬而逐漸成形外，也受到植被形態、位置或地形的影響。同時，動物對不同獸徑的利用頻度可能有所差異，以及不同獸徑可能分別被不同數量的動物個體所利用，受到這些因素的影響，使得利用計數與穿越帶交會之獸徑數量，無法反應出同一樣區不同棲地類型動物實際的密度。這樣的方法，可能比較適合當作動物

存在與否的指標以及不同地區間的相對密度指標。

三、一般習性調查

李及林(2003)曾對台灣水鹿的食性有詳細的分析，也針對台灣水鹿的體色、鹿角、角週期、磨角痕跡、敵對行為、遭遇危險的行為、社群組成、活動模式、休息處特徵、泥浴打滾痕跡、泥浴後的標示痕跡、耙痕、眶下腺標示痕等痕跡及母鹿生產時所鋪築的巢窩進行了定性的觀察測量與描述。本研究補充台灣水鹿的一般習性如下：

(一)水鹿的繁殖期

李及林(2003)利用母鹿築窩的時間與窩內所留下的一大一小臥痕，判斷出該隻母鹿的生產時間為11月初，並由台灣水鹿懷孕時間推得其受孕時間為2月中下旬。本研究於92年6月27日在僕落西擴山南稜二葉松林內，目擊並拍攝到一隻剛出生的水鹿仔鹿，該仔鹿一發現我們立即原地蹲伏在佈滿褐色松針的松樹底下不動，經檢視其生殖器確認為一隻雄性仔鹿。由該雄性仔鹿行走時左搖右晃的情景研判，其出生未滿一星期，研判為6月下旬出生的仔鹿；回推該母鹿的受孕時間約為去年的10月中下旬。至於台灣水鹿是否有較為集中的發情期與繁殖期，則仍需要更多筆野外資料的收集。

(二)仔鹿體色

由本研究92年6月27日於僕落西擴山南稜所發現的雄性仔鹿，與3月於太麻里流域所記錄遭盜獵而死亡的雄性仔鹿為依據(林，個人觀察)。發現仔鹿體色呈現咖啡棕色；於後頸部中央至背部體中央有一條明顯的黑棕色縱線，延伸至尾巴上方；身體兩側尤其是接近後腿上方，散佈著許多黑褐色的小縱斑；耳朵寬大而明顯，耳背呈現黑棕色，內側密佈白色毛髮；鼻上至眼上方的黑褐色V字型斑較淡，未若成鹿明顯；四肢內側較淡呈現黃白色；角座尚未長出(需出生約8個月後才長出角座)，因此無法由仔鹿的外觀直接判斷公母，必須檢視其生殖器方能判斷仔鹿的性別。

(三)仔鹿的避敵行為

92年6月27日於僕落西擴山南稜發現雄性仔鹿一隻，大小約和山羌相當。於發現我們之後立即於鄰近的二葉松底下原地蹲伏不動，身體與頭部均緊靠佈滿褐色松針的地面，藉以隱藏淡色的身體部位；同時雙眼打開，耳朵豎起，即使我們接近至其身旁亦不動。一直到我們欲檢視其性別，碰觸到其身體後，方才發出尖銳叫聲，起身左搖右晃地步行離開。而整個過程並未發現母鹿的蹤跡，研判應是離開仔鹿前往覓食，母鹿一直等我們離開約三、四十公尺後，始連續發出兩聲警戒叫聲。而92年11月於太平溪源則實際目擊幼鹿跟隨母鹿於溪畔箭竹草地覓食，此時幼鹿大小已經比長鬃山羊略大，能夠自行取食玉山箭竹。

對於鹿科動物仔鹿的避敵行為，主要可以分成兩類，一類是出生時具有明顯斑點的種類，例如台灣梅花鹿及山羌，採取的策略是躲避在覆蓋度高的隱蔽場所，等待母鹿回來哺乳，並不一起跟隨母鹿活動；另外一類是出生時不具有斑點，例如馴鹿，其採取的策略是緊跟在母鹿身邊，是為跟隨者；而像台灣水鹿仔鹿一般，具有不明顯斑點者，所採取的策略則是介於兩者之間但偏向跟隨者 (Lewis *et al.* 1990)。根據 Lewis *et al.* (1990) 利用無線電追蹤水鹿仔鹿的活動發現，仔鹿在成長到約 35 公斤左右前，通常是採取躲藏在鄰近母鹿的安全處所等候母鹿回來餵奶，而不會跟隨母鹿活動，至 35 公斤左右方才比較容易於野外觀察到其跟隨母鹿活動，這些描述和我們的觀察相符合。

(四) 雄性水鹿繁殖期的低吼聲

92年8月20日、8月29日及9月20日於太平谷營地與一隻硬角的雄性水鹿相遇，鹿角長約 50cm。該隻雄性水鹿對我們持續發出低吼聲，每聲持續約 1~2 秒鐘，時間較警戒聲為長，音高較警戒叫聲為低；發聲時頭部往上揚起，使得口鼻部朝上，和發出警戒聲時頭部略為向下擊點的姿態有所不同。而當研究人員於帳棚內回播所錄得的叫聲後，該隻公鹿竟然跑到距離帳棚約 3 公尺的位置，高聲對著帳篷發出低吼聲。直到研究人員出去觀看，方才以小跑步的方式退至帳棚後方草坡，並翻起上唇以舌頭舔舐；接著胸部挺起，頭部下壓，高舉鹿角，緩步進入森林。而9月20日當晚研究人員紮營後，該隻公鹿

再度來到營帳 10 公尺處，其後方約 10 公尺處跟隨有 4 隻母鹿。高挺鹿角站在箭竹叢後監看我們，並在發出低吼聲後轉身離去，4 隻母鹿則跟隨其後面一起進入森林。Prater (1934) 及 Lydekker (1898) 曾經記錄過印度亞種水鹿於繁殖期會發出一種吵雜且帶有金屬音的吼叫聲，和本研究所聽聞的吼叫聲類似。他們認為此種聲音是優勢公鹿為了吸引母鹿及威嚇年輕公鹿所發出的聲音，而從我們經由回播所觀察到該隻公鹿的行為，亦支持這樣的推論。亦即，此種低吼聲可能是優勢公鹿宣示其領域擁有權時所發出的聲音。

(五) 舔食尿液及鹽分的攝取行為

研究期間於三個樣區營地附近，研究人員排尿地點經常可以發現台灣水鹿前來耙地及舔食，因而造成這些區塊的裸露。幾處研究人員經常紮營的地點，更形成一窟窟裸露的小窪地。同時，我們也多次嘗試將鹽水倒在營地附近，發現也會吸引水鹿前來舔食。觀察台灣水鹿舔食的方式，大多是先利用前腿耙地後，再舔食混有鹽水或是尿液的泥土，也有直接舔食遺留的鹽水或是尿液。92 年 11 月及 12 月夜晚於太平谷及太平溪源兩地，透過紅外線自動相機拍攝前來舔食尿跡的台灣水鹿，共發現 15 隻次的雌鹿及 2 隻次的一齡雄性幼鹿前來舔食。

對於鹿科動物礦物鹽的攝取行為研究頗多 (Weeks and Kirkpatrick 1976, Atwood and Weeks 2002)，發現許多鹿科動物，如白尾鹿、黑尾鹿等，都會透過攝取泥土的方式來補充食草中鈉鹽等礦物質的不足 (Arthur and Alldredge 1979, Beyer *et al.* 1994)。Atwood and Weeks (2002) 進一步發現白尾鹿雌性成鹿舔食礦物鹽的比例較雄性成鹿及亞成個體為高，可能和雌性成鹿因為懷孕或是泌乳等生理現象而提高了對鈉鹽的需求度有關；前來舔食的雄性個體中，大多為一齡的雄性幼鹿，因而認為可能和一齡雄性幼鹿因著鹿角成長及身體的快速成長，提高了對鈉鹽的需求。雖然，目前對於台灣水鹿舔食鹽水與尿液行為的觀察次數，尚不足以說明台灣水鹿在此項行為上是否有性別、年齡或是季節上的差異。然而由自動相機結果所呈現的初步趨勢，和 Atwood and Weeks (2002) 對白尾鹿的觀察是一致的。

六、狩獵壓力現況

瑞穗林道及中平林道是玉里野生動物保護區的兩大交通動線，其中瑞穗林道更是直抵玉里野生動物保護區範圍內，交通便利也增加狩獵的方便性與強度。目前，瑞穗林道僅通車至 20.5 公里，離保護區尚有約 8 公里的步程；中平林道則通車至 17.2 公里，離保護區尚有約 25 公里的步程。這樣的交通阻隔，限制了狩獵可及的範圍。比較上一年度的調查，本年度調查初期瑞穗林道僅可通行至 19.5 公里，之後的道路因崩塌、倒木及芒草叢生使得步行困難，狩獵跡象僅及林道 24 公里處；後期由於林道整修工程的進行，不僅通車終點推進至 20.5 公里，原本林道上阻礙步行的倒木也一一被清除。狩獵跡象也立刻推進至 31 公里鞍部附近，尤其以 28 公里監測站至 30 公里的林道兩旁獵徑最為密集。檢視其陷阱種類全為套腳的吊索式陷阱，數量在 100 組左右。而透過中吊動物殘留在現場的毛髮與掙扎痕跡，也發現至少有兩隻台灣水鹿被捕殺。除此之外，亦曾在瑞穗林道 26 公里附近遇到持土製獵槍獵捕飛鼠的獵人。而南端的中平林道，由於車行終點距離保護區較遠，狩獵壓力最遠止於 35 公里工寮附近，而較集中於 24 公里之前，未及保護區範圍。

由上面的觀察，發現目前玉里野生動物保護區的狩獵壓力主要集中於瑞穗林道 28 公里至 31 公里兩旁約 200 公尺的範圍內，屬於保護區東北角的邊緣地帶，對整個玉里野生動物保護區動物相及台灣水鹿族群的影響可能仍屬有限，然而實際的影響程度仍需要定量的調查方能評估。因此，未來應對此區域進行獵徑與獵具數量調查，同時配合糞堆計數來了解此區域台灣水鹿的族群密度，以比較未有狩獵跡象的相類似棲地中，台灣水鹿的族群密度與數量，藉以來評估狩獵壓力對於水鹿族群數量與分布的影響。

伍、結論與建議

- 一、玉里野生動物保護區北接丹大野生動物重要棲息環境，南與玉山國家公園接壤，形成連續的動植物保育廊道。而就地理位置而言，本區北有中央山脈第一處陷落區，南接中央山脈最高峰，稜脈眾多，為中央山脈的心臟地帶。本區核心地帶距離車行終點需要至少四天以上的步程，植被上除了少部分的檜木造林外，絕大部分為原始森林所覆蓋，在高海拔區域更有許多森林與草原鑲嵌的地景結構，對台灣水鹿等動物而言，形成一個良好多樣的棲息環境。
- 二、台灣水鹿廣泛分布於玉里野生動物保護區及其周邊區域，其相對豐富度受到人為干擾與狩獵壓力的影響。位於中央山脈心臟地帶的保護區核心區域，及一些與玉山國家公園、丹大野生動物重要棲息環境接壤處的幾處平緩溪流源頭谷地，諸如太平溪源、丹大東峰、哈伊拉漏溪源頭谷地及馬布谷等，台灣水鹿族群密度相當高。這些地處深山的森林與箭竹草原鑲嵌的源頭谷地，提供台灣水鹿豐富的食草與安全的避難所，是目前台灣少數幾處可以和台灣水鹿近距離接觸的區域。而鄰近瑞穗林道及中平林道的保護區邊緣區域，受到過往狩獵壓力、造林與開礦所帶來的人為干擾與破壞，以及目前部分地區仍然遭受狩獵干擾的影響，雖然也有發現台灣水鹿活動的跡象，但密度相當小。
- 三、由三個樣區的糞堆計數結果，顯示馬布谷及太平溪源的台灣水鹿族群密度較太平谷來得高很多。而在棲地類型上，位於谷地的松類森林與箭竹交會帶台灣水鹿族群密度最高，最低則為位於稜脈上坡面的鐵杉或冷杉林。分析其原因，顯示人為干擾的程度、與森林草地邊界的距離、及森林類型等對台灣水鹿的族群密度與棲地利用影響很大。
- 四、林務局第三次資源調查土地利用圖層中許多區域與現地調查不符合，無法直接用於棲地類型面積估算及台灣水鹿族群數量估算上。必須進一步地修正方能使用，建議貴局適時依據檢定資料與正射化影像圖層進行校正，以提供保護區進行保育、研究、監測及經營管理等工作的正確資訊。

五、目前保護區的狩獵壓力主要來自瑞穗林道，原本因為林道崩塌而阻絕的狩獵行為，近來由於林道的整修，進出交通的便利性大增，使得狩獵的頻度與強度都有增加的跡象，特別是位處保護區邊緣的瑞穗林道後段，對於保護區周邊的台灣水鹿族群產生一定的影響。為了保護區森林生態系的長久經營，應該要加強對狩獵行為的監控，包括狩獵影響範圍、使用陷阱種類、強度、頻度及獵捕的對象與數量等等，同時於保護區周邊等道路可及、交通較為方便的地區，利用糞堆計數或是紅外線自動相機，來監測這些區域大型哺乳動物的族群數量變化和狩獵壓力對牠們的影響，以及牠們對於森林植物社會的破壞與影響程度。一方面藉以採取適當的經營管理策略來因應；另一方面，也可以作為保護區生態教育及展示的最佳資源。

陸、誌謝

本調查承蒙行政院農委會林務局之經費支持；師範大學王穎教授、屏東科技大學裴家騏教授提供寶貴意見與指正；林務局育樂組楊秋霖組長、保育科劉瓊蓮科長、夏榮生技正、陳信佑先生暨全體同仁、調查科管立豪科長、林敏婷小姐、花蓮林區管理處陳清香處長、楊昭南技正、玉里工作站蘇文記先生、羅永松先生及台灣大學生態學與演化生物學研究所野生動物研究室的多方協助；台灣大學生態學與演化生物學研究所謝長富教授、吳聖傑同學等協助植物的鑑定分類與野外植群樣區的調查；東華大學自然資源研究所吳海音教授及清華大學曾晴賢教授提供住宿及器材，姜博仁、李靜峰、劉思沂、郭正彥等先生提供與交換研究資訊；李靜峰先生、鄭蕙如小姐協助 GIS 圖層製作與相關分析；野生動物研究室李筠筠小姐協助行政工作，及花蓮玉里李元富、李安颯先生支援山區接送。朱惠菁、高阿章、邱春火、鄭蕙如、蔡振光、黃惟嶺、林宗億、羅永松、莊金盛、張誠重、蕭正輝、蔡及文、鄭靜紋、郭福麟、吳聖傑、林仕杰、張慧紋、許永暉、林志融、施金德、黃斐悅、呂盈潔、張雅斐等朋友不辭辛勞的上山協助樣線的劃設、調查與野外資料的收集，特此表達萬分之謝意。

柒、參考文獻

- 王穎，1988。台灣地區山產店對野生動物資源利用調查（Ⅲ）。行政院農業委員會生態研究第 017 號，62 頁。
- 王穎、陳怡君、陳美汀、李欣宇，1995。玉山國家公園瓦拉米地區中大型野生哺乳動物之棲地、習性及族群動態之調查（三）。玉山國家公園研究叢刊 1057 號。47 頁。
- 王穎，1997。東部山區野生動物族群調查及當地居民對該資源之利用。行政院農業委員會。
- 王穎、王佳琪、郭正彥、吳幸如、陳順其、蔡佳淳，2003。台灣中大型保育類草食動物現況之調查(四)。行政院農業委員會。29 頁。
- 呂光洋、張巍薩、花炳榮，1990。玉里野生動物保護區動物相調查。台灣省林務局保育研究系列 79-02 號。
- 李玲玲、林宗以，2003。台灣水鹿的食性研究。行政院農業委員會林務局保育研究系列第 91-3 號。72 頁。
- 黃紹毅，1990。台灣長鬃山羊 (*Capricornis crispus swinhoei*) 排遺分解之研究。國立師範大學生物研究所碩士論文。67 頁。
- 陳彥君、侯人榮，1989。台灣四種有蹄類動物糞粒測量和排糞率。動物園學報 1:159-172。
- 盛和林等，1992。中國鹿類動物。華東師範大學出版社。305 頁。
- 堀川安市，1931。台灣哺乳動物圖說。水產出版社。109 頁。
- 林務局，1994。第三次台灣森林資源及土地利用調查—野生動物資源調查。台灣省農林廳林務局。151 頁。
- 裴家騏、姜博仁，2003。大武山自然保留區及其周邊地區雲豹及其他中大型動物之現況與保育研究(二)。行政院農委會林務局保育研究 91-20 號。72 頁。
- 歐辰雄，1994。玉里野生動物自然保護區植群生態之調查研究。台灣省農林廳林務局。42 頁。
- 劉建男、林宗以，2002。雲霧森林裡的精靈—玉里野生動物保護區哺乳動物簡介。自然保育季刊 39: 57-63。
- Arthur, W. J., and Alldredge, A. W. 1979. Soil ingestion by mule deer in northcentral Colorado. *Journal of Range Management* 32: 67-71.
- Atwood, T. C., and Weeks Jr., H. P., 2002. Sex- and age-specific patterns of mineral lick use by white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*). *The American Midland Naturalist* 148: 289-296.
- Bear, G. D., White, G. C., Carpenter, L. H., Gill, R. B., and Essex, D. J. 1989. Evaluation of aerial mark-resighting estimates of elk population. *Journal of Wildlife*

Management 53: 908-915.

Beyer, W. N., Connor, E. E., and Gerould, S. 1994. Estimates of soil ingestion by wildlife. *Journal of Wildlife Management* 58: 375-382.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., and Laake, J. L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Population*. Chapman & Hall, London, UK.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., and Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Population*. Oxford University.

Conroy, M. J. 1996. Techniques for estimating abundance and species richness – Abundance index. In: *Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institute Press, Washington and London. Pp. 179-192.

Fuller, T. K. 1991. Do pellet counts index white-tailed deer numbers and population-change. *Journal of Wildlife Management* 55: 393-396.

Gill, R. M. A. 1992. A review of damage by mammals in North Temperate forests: 1. Deer. *Forestry* 65:145-169.

Kano, T. 1940. Zoogeographical studies of the Tsugitaka mountains of Formosa. Shibusawa Inst. Ethnogr. Res. Tokyo. 49pp.

Knapp, A. K., Blair, J. M., Briggs, J. M., Collins, S. L., Hartnett, D. C., Johnson, L. C. and Towne, E. G. 1999. The keystone role of bison in north American tallgrass prairie- Bison increase habitat heterogeneity and alter a broad array of plant, community, and ecosystem processes. *BioScience* 49: 39-50.

Laake, J. L., Buckland, S. T., Anderson, D. A., and Burnham, K. P. 1993. *DISTANCE User's Guide*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, CO.

Laing, S. E., Buckland, S. T., Burn, R. W., and Lambie, D. 2003. Dung and nest surveys: estimating decay rates. *Journal of Applied Ecology* 40: 1102-1111.

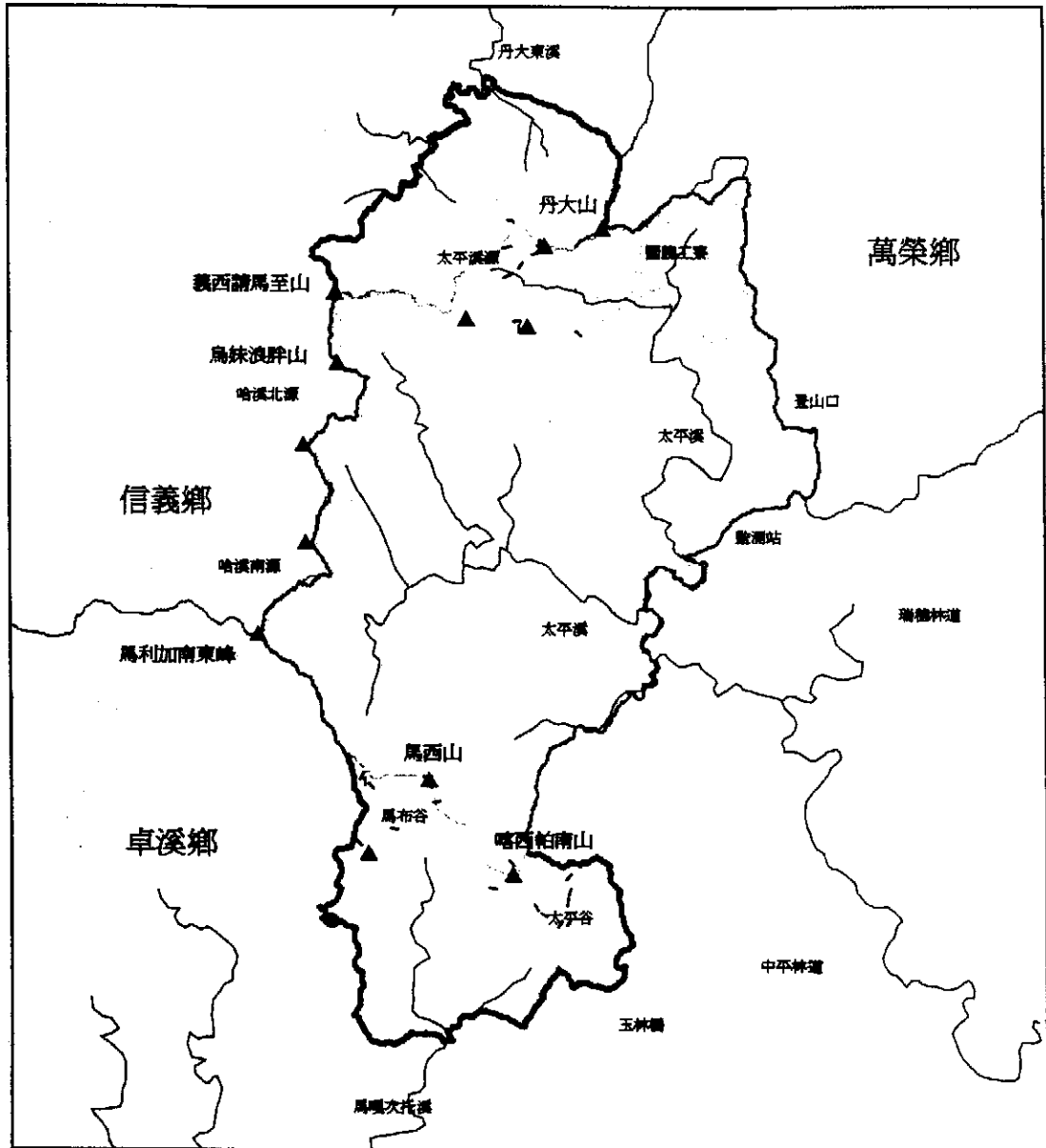
Lewis, J. C., Flynn, L. B., Marchinton, R. L., Shea, S. M., and Marchinton, E. N. 1990. Ecology of sambar deer on St. Vincent National Wildlife Refuge, Florida (USA). *Bulletin of Tall Timbers Research Station* 0(25): III-XIV, 1-107.

Lue, K. Y. 1987. A preliminary study on the ecology Formosan serow *Capricornis crispus swinhoei*. Pp 125-133 in *The Biology and Management of Capricornis and Related Mountain Antelopes*.

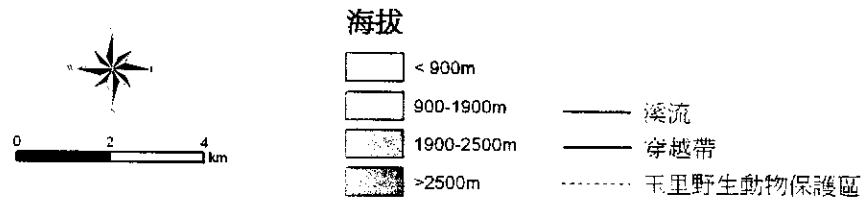
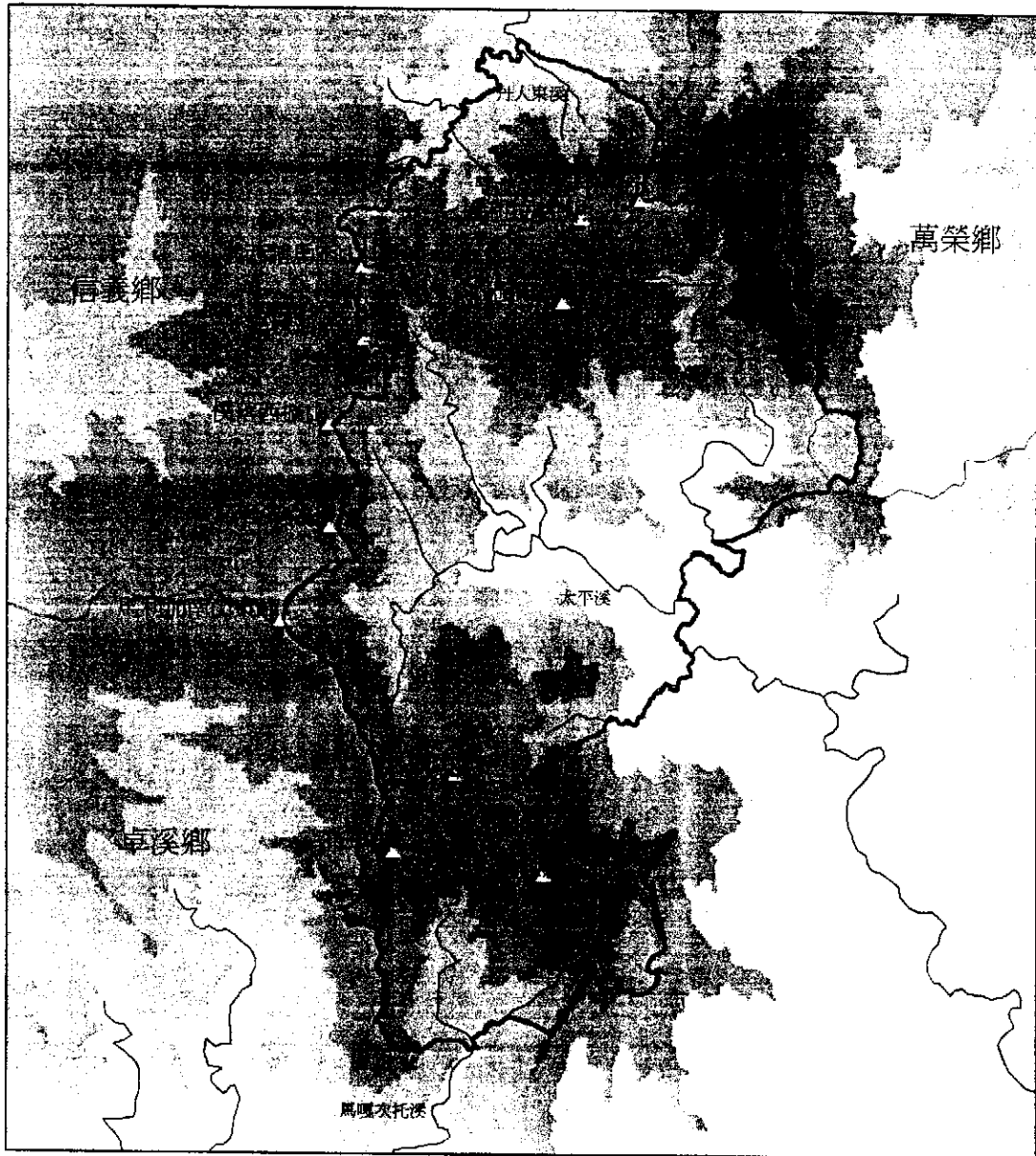
Lydekker, R. 1898. *Deer of all lands*. Rowland Ward Ltd., London. Pp. 140-175.

Macdonald, D. W., and Johnson, P. J. 1998. Monitoring deer: opportunities within a national mammal monitoring network. Pp. 8-18 in Goldspink, C. R., King, S., and Putman, R. J. (ed.) *Population Ecology, Management and Welfare of Deer*.

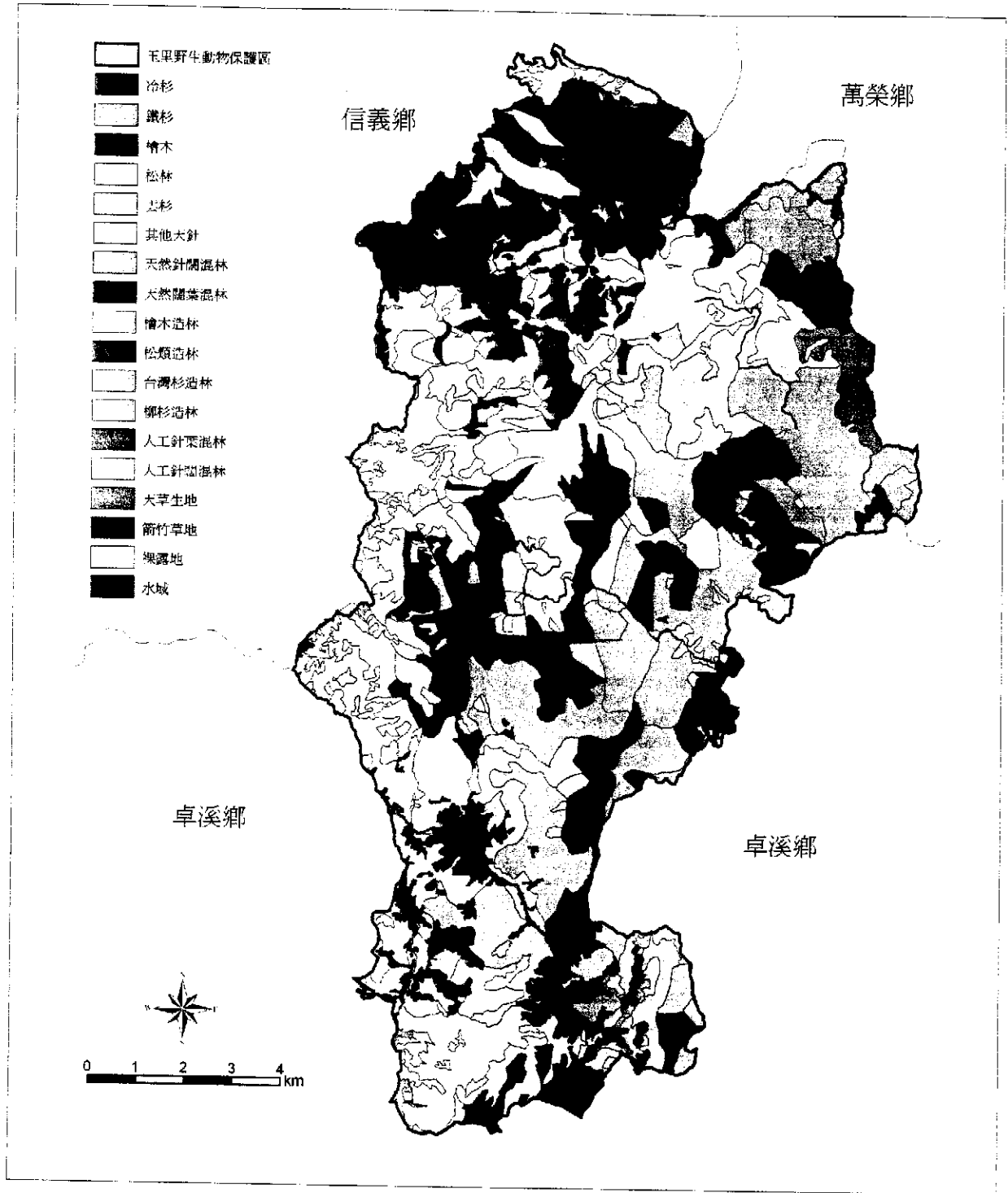
- Manchester Metropolitan University, Manchester.
- Marque, F. F. C., Buckland, S. T., Goffin, D., Dixon, C. E., Borchers, D. L., Mayle, B. A., and Peace, A. J. 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology* 38: 349-363.
- Mayle, B. A. 1996. Progress in predictive management of deer populations in British woodlands. *Forest Ecology and Management* 88(1-2): 187-198.
- Mayle, B. A., Peace, A. J., and Gill, R. M. A. 1999. *How Many Deer? A Field Guide to Estimating Deer Population Size*. Forestry Commission, Edinburgh.
- Mayle, B. A., Putman, R. J., and Wyllie I. 2000. The use of trackway counts to establish an index of deer presence. *Mammal Review* 30: 233-237.
- McCullough, D. R. 1974. *Status of larger mammals in Taiwan*. Tourism Bureau, Taiwan. 36pp.
- McCullough, D. R. 1979. *The George Reserve Deer Herd*. Univ. Michigan Press, Ann Arbor. 271pp.
- McIntosh, R.; Burlton, F. W. E., and McReddie, G. 1995. Monitoring the density of a roe deer *Capreolus capreolus* population subjected to heavy hunting pressure. *Forest Ecology and Management* 79(1-2): 99-106.
- Neff, D. J. 1968. The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution: a review. *Journal of Wildlife Management* 32: 597-614.
- Neff, D. J., Wallmo, O. C., and Morrison, D. C. 1965. A determination of defecation rate for elk. *Journal of Wildlife Management* 29(2): 406-407.
- Prater, S. H. 1934. The wild animals of Indian Empire. *Journal of Bombay Natural History Society* 37: 76-79.
- Ratcliffe, P. R. 1987. Red deer population changes and the independent assessment of population size. *Symposia of the Zoological Society of London* 58:153-165.
- Smart, J. C. R., Ward, A. I., and White, P. C. L. 2004. Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. *Mammal Review* 34(1): 99-114.
- Wardle, D. A., and Bardgett, R. D. 2004. Human-induced changes in large herbivorous mammal density: the consequences for decomposers. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(3): 145-153.
- Weber, M., and Gonzalez, S. 2003. Latin American deer diversity and conservation: A review of status and distribution. *EcoScience* 10(4): 443-454.
- Weeks Jr., H. P., and Kirkpatrick, C. M. 1976. Adaptations of white-tailed deer to natural occurring sodium deficiencies. *Journal of Wildlife Management* 40: 610-625.
- Wright, R. G. 1999. Wildlife management in the national parks: Questions in search of answers. *Ecological Applications* 9(1): 30-36.
- Yamada, K., Elith, J., McCarthy, M., and Zenger, A. 2003. Eliciting and integrating expert knowledge for wildlife habitat modeling. *Ecological Modelling* 165: 251-264.



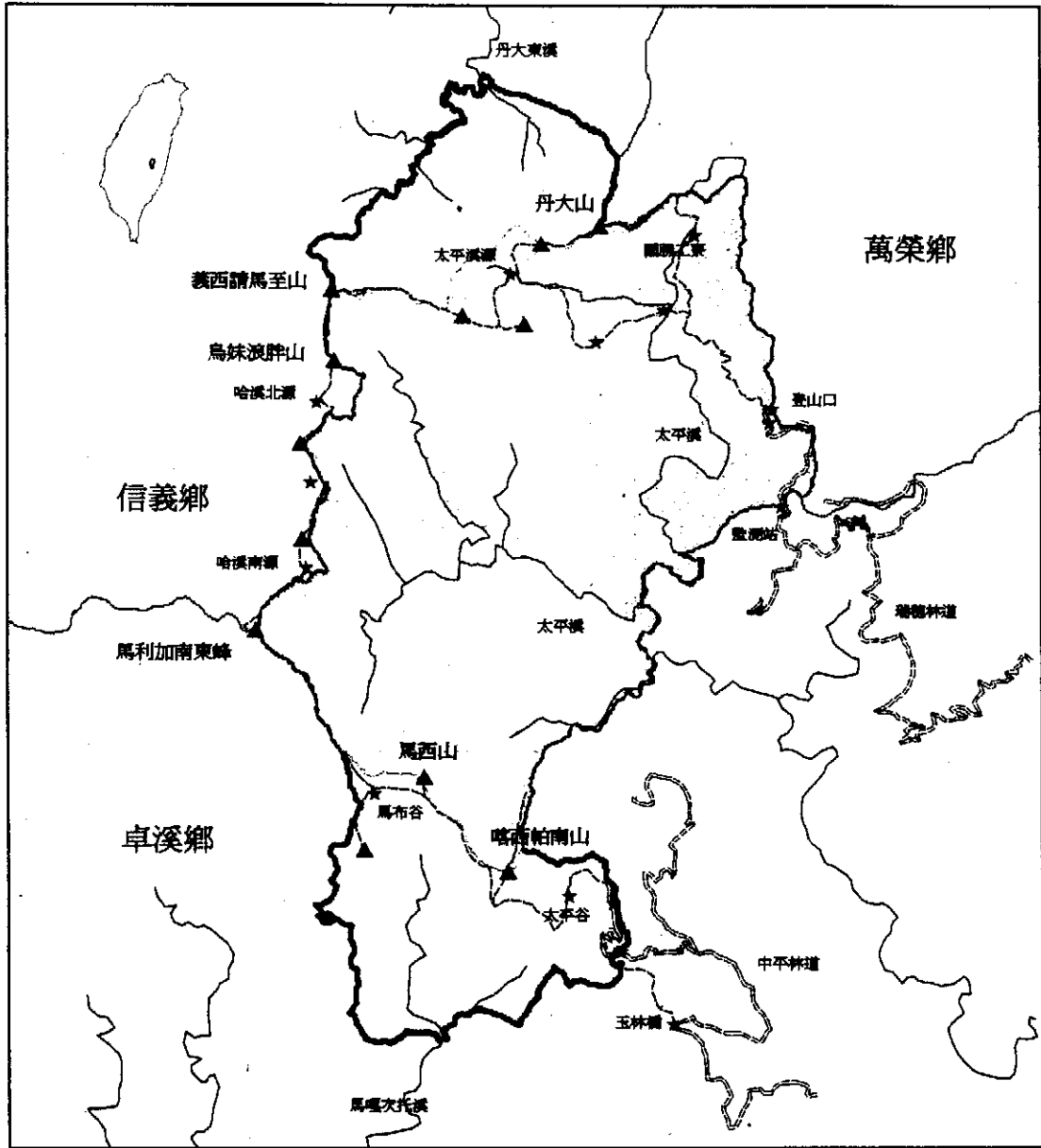
圖一、玉里野生動物保護區、研究樣區及取樣穿越帶位置圖。



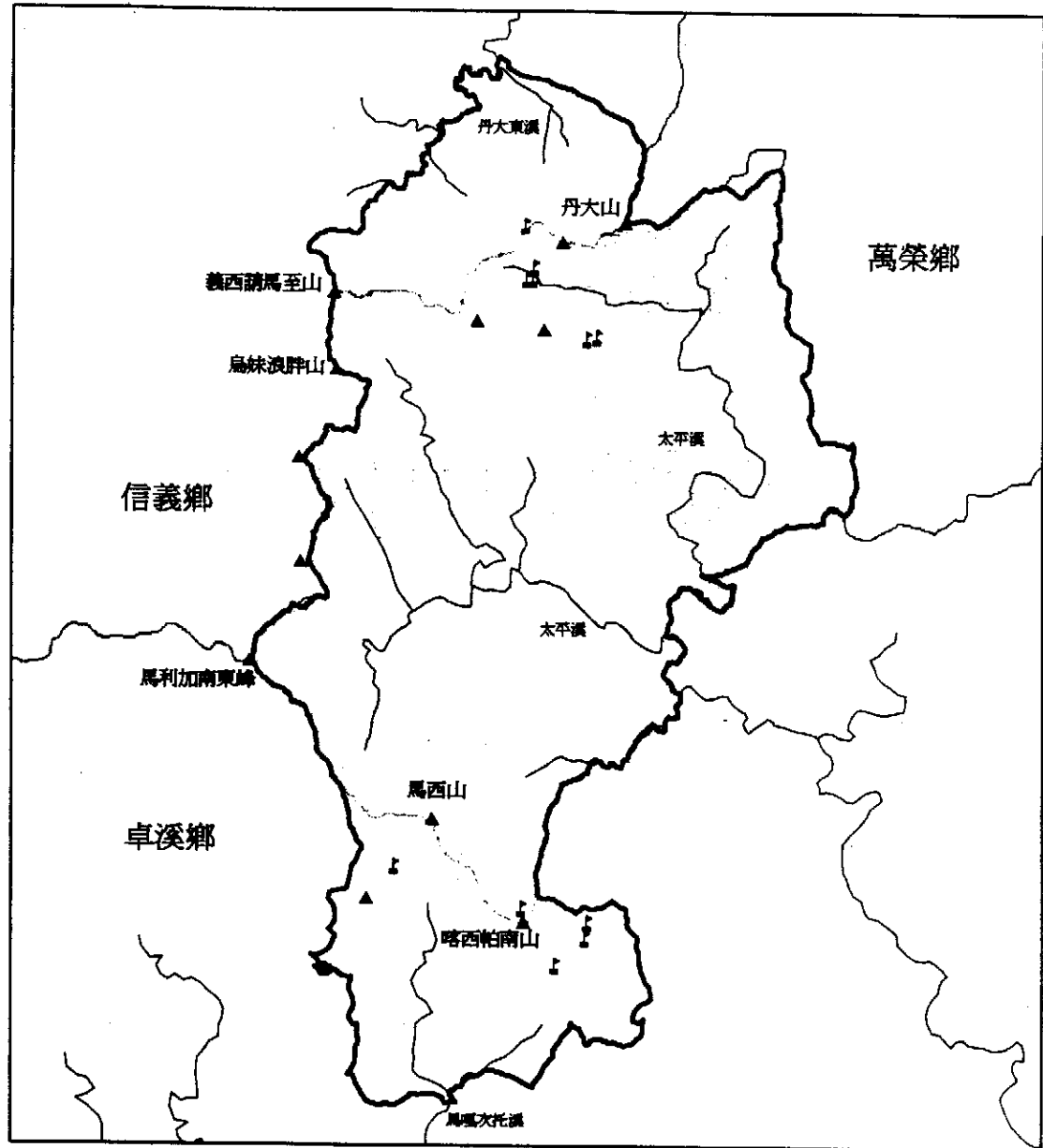
圖二、玉里野生動物保護區及周邊樣區海拔分帶圖。



圖三、玉里野生動物保護區及周邊樣區植被類型分布、研究樣區與取樣穿越帶位置圖，本圖根據林務局第三次資源調查土地利用圖層、五千分之一林班基本圖配合部分現場調查修改而來。



圖四、玉里野生動物保護區台灣水鹿沿線分布調查路線圖。



- ▲ 自動相機站
- 玉里野生動物保護區
- 研究區域

圖五、玉里野生動物保護區及周邊樣區自動相機架設位置圖。

表一、玉里野生動物保護區及其周邊地區各海拔分帶面積與所佔比例

	玉里野生動物保護區		研究範圍	
	面積(公頃)	比例(%)	面積(公頃)	比例(%)
900-1900m	1925.1	16.9	1948.7	12.2
1900-2500m	4006.5	35.1	5443.0	33.9
2500-3443m	5447.0	48.0	8642.3	53.9
合計	11408.06	100	16024.1	100

a 面積計算使用現有玉里野生動物保護區 GIS 圖層邊界計算得來，因數化過程的誤差，與實際公告面積(11414.58 公頃)有些微差異。

b 研究樣區除了玉里野生動物保護區外，尚包括玉里事業區 44 林班、秀姑巒事業區 7 林班、10 林班部分林小班及丹大事業區 28 林班。

表二、玉里野生動物保護區各植被類型面積（公頃）及比例^a。面積計算根據林務局第三次森林資源調查土地利用圖層、五千分之一林班基本圖配合部分現場調查校正後，以 GIS 圖層計算得來。

	佔有面積	佔有比例
冷杉林	390.2	3.4%
鐵杉林	1261	11.1%
松類	3878.3	34.0%
檜木林	2182.7	19.1%
雲杉林	488	4.3%
其他天然針葉林	62.1	0.5%
針闊葉混合林	1825.8	16%
闊葉混合林	179.2	1.6%
箭竹及天然草地	665.1	5.8%
崩壞裸露地	340.2	3.0%
溪流水域	53.3	0.5%

a.面積計算使用現有玉里野生動物保護區 GIS 圖層邊界計算得來，因數化過程的誤差，與實際公告面積(11414.58 公頃)有些微差異。

表三、穿越帶基本資料。

編號	所屬樣區	起點 X座標	起點 Y座標	海拔 (m)	穿越帶 角度	穿越帶 長度	平均* 坡度	地形 位置	植被 類型
1	太平谷	270173	2595862	2705	220	200	4	下坡面	松林
2	太平谷	269959	2594751	2656	210	200	1	谷地	高箭竹-鐵杉
3	太平谷	269414	2594972	2710	330	200	1	谷地	箭竹草地
4	太平谷	270164	2595517	2650	200	200	1	谷地	短草地
5	太平谷	270109	2595285	2647	190	200	1	谷地	箭竹草地
6	太平谷	269446	2594933	2752	120	200	1	谷地	鐵杉林
7	太平谷	270063	2594621	2718	30	200	3	上坡面	鐵杉林
8	太平谷	268726	2596184	3140	140	200	3	上坡面	冷杉林
9	太平谷	268465	2595492	3113	280	200	2	上坡面	箭竹草地
10	太平谷	268936	2596799	3175	130	200	2	上坡面	短箭竹-冷杉
11	馬布谷	265213	2596664	3258	140	200	1	上坡面	短箭竹-冷杉
12	馬布谷	266922	2598046	3443	300	200	1	上坡面	箭竹草地
13	馬布谷	265625	2597840	3000	320	200	1	谷地	短草地
14	馬布谷	265417	2597915	3019	0	200	1	谷地	短箭竹-松林
15	馬布谷	265375	2598241	3008	205	200	1	谷地	短箭竹-松林
16	馬布谷	267155	2597574	3204	260	200	4	上坡面	鐵杉林
17	馬布谷	266180	2596898	2845	280	200	1/2	下坡面	鐵杉林
18	太平溪源	268763	2611127	2885	90/130	200	3	上坡面	冷杉林
19	太平溪源	269075	2608788	3230	270	200	2	上坡面	短箭竹-冷杉
20	太平溪源	268872	2610536	2935	260	250	2/3	谷地- 下坡面	短箭竹-松林
21	太平溪源	269023	2608695	3220	180	200	1	上坡面	箭竹草地
22	太平溪源	268845	2609871	2886	250	200	1/2	谷地- 下坡面	短箭竹-松林
23	太平溪源	270337	2610520	3096	40	200	1/2	谷地/ 上坡面	箭竹草地
24	太平溪源	270482	2608424	2805	310	200	4/3/2	谷地	鐵杉林
25	太平溪源	269012	2610005	2928	30	200	3	下坡面	松林
26	太平溪源	269458	2610516	3164	20	200	1/3	上坡面	短箭竹-冷杉
27	太平溪源	269315	2610344	3114	70	200	2	上坡面	箭竹草地

*平均坡度:為穿越帶所在坡面的平均坡度分級,1級為 0-15 度;2級為 15-30 度;3級為 30-45 度;4級為 45-60 度;5級為 60-75 度;6級為 75-90 度。若穿越帶跨越不同坡面則分別列出。

表四、玉里野生動物保護區及其周邊地區各穿越帶兩次（不事先移除排遺法及事先移除排遺法）糞堆計數結果（堆/公頃）、調查間隔天數與估算之台灣水鹿密度（隻/平方公里）。台灣水鹿的排糞率以 13 堆/日計。

樣帶編號	所屬樣區	第一次糞堆密度	複查糞堆密度	調查間隔	估算密度
1	太平谷	1387.5	25 / 50	131 / 120	2.3 ^{h1}
2	太平谷	1075	387.5	135	22.1
3	太平谷	700	600 / 50	114 / 101	31.3
4	太平谷	1387.5	850	136	48.1
5	太平谷	425 ^{h3}	275	135	15.7
6	太平谷	625	187.5	116	12.4
7	太平谷	375 ^{h2}	87.5	133	5.1 ^{h3}
8	太平谷	225 ^{h1}	12.5	33	2.9 ^{h2}
9	太平谷	450 ^{h4}	125	35	27.5
10	太平谷	1175	-	-	-
11	馬布谷	3000	262.5	106	19.1
12	馬布谷	2862.5	450	108	32.1
13	馬布谷	4425	625	138	34.8
14	馬布谷	11737.5 ^{h1}	1575	136	89.1 ^{h2}
15	馬布谷	8387.5 ^{h2}	1050	108	74.8 ^{h3}
16	馬布谷	537.5	-	-	-
17	馬布谷	975	-	-	-
18	太平溪源	1137.5	387.5	88	33.9
19	太平溪源	2387.5	137.5	95	11.1
20	太平溪源	3300	700	90	59.8
21	太平溪源	1187.5	125	96	10.0
22	太平溪源	5562.5 ^{h3}	575	91	48.6
23	太平溪源	2650	425	49	66.7
24	太平溪源	1575	150	37	31.2
25	太平溪源	3012.5	625	41	117.3 ^{h1}
26	太平溪源	2737.5	375	46	62.7
27	太平溪源	1912.5	250	49	39.3

h1~h3：依序為兩次糞堆計數水鹿糞堆密度或族群密度最高的三條穿越帶。

h1~h4：依序為兩次糞堆計數水鹿糞堆密度或族群密度最低的四條穿越帶。

表五、利用糞堆計數所獲得的玉里野生動物保護區及其周邊各樣區台灣水鹿性別與成幼比例。

樣區	移除前				移除後複查			
	雄鹿	雌鹿	幼鹿	無法區分	雄鹿	雌鹿	幼鹿	無法區分
太平溪源	23.3	70.9	5.6	0.2	15.8	77.7	6.5	0
馬布谷	23.2	69.7	4.4	2.7	8.4	87.5	4.1	0
太平谷	23.0	74.3	2.7	0	12.7	79.0	8.3	0

表六、不事先移除排遺穿越帶糞堆計數法，各樣區台灣水鹿平均糞堆密度（堆/公頃）比較表。

樣區	穿越帶數 (n)	平均糞堆 密度	標準差	糞堆密度範圍
太平溪源	10	2546.3	1296.6	1137.5~5562.5
馬布谷	7	4560.7	4093.3	537.5~11737.5
太平谷	10	782.5	437	225~1387.5

表七、不事先移除排遺穿越帶糞堆計數法，各棲地類型台灣水鹿平均糞堆密度（堆/公頃）比較表。

棲地類型	穿越帶數 (n)	平均糞堆 密度	標準差	糞堆密度範圍
鐵杉及冷杉林	7	778.6	474.8	225.0~1575.0
松類森林	2	2200	1149.0	1387.5~3012.5
谷地短草地	2	2906.3	2147.8	1387.5~4425.0
谷地箭竹草地	3	1258.3	1213.0	425.0~2650.0
上坡面箭竹草地	4	1603.1	1030.2	450~2862.5
箭竹-鐵杉冷杉	5	2705.0	894.7	1075.0~3000.0
箭竹-松類森林	4	7246.9	3646.1	3300.0~11737.5

表八、事先移除排遺穿越帶糞堆計數法所估算的各棲地類型台灣水鹿族群密度（隻／平方公里）比較表，台灣水鹿的排糞率為13堆／日。

棲地類型	穿越帶數 (n)	平均密度	標準差	密度範圍
鐵杉及冷杉林	5	17.1	14.6	2.9~33.9
松類森林	2	59.8	81.3	2.3~117.3
谷地短草地	2	41.5	9.4	34.8~48.1
谷地箭竹草地	3	34.9	27.8	15.7~66.7
土坡面箭竹草地	4	27.2	12.4	10.0~39.3
箭竹—鐵杉冷杉	4	28.7	23.1	11.1~62.7
箭竹—松類森林	4	68.1	17.6	48.6~89.1

表九、太平溪源樣區與穿越帶交接的獸徑密度（每一百公尺的獸徑數量）與事先移除排遺的穿越帶糞堆計數結果（隻／平方公里）比較。

樣線編號	地形位置	植被類型	獸徑密度	糞堆計數法 估算密度
18	上坡面	冷杉林	34.5	33.9
19	上坡面	短箭竹-冷杉	70.0	11.1
20	谷地-下坡面	短箭竹-松林	43.6	59.8
21	上坡面	箭竹草地	54.5	10.0
23	谷地/上坡面	箭竹草地	14.0	66.7
26	上坡面	短箭竹-冷杉	52.5	62.7
27	上坡面	箭竹草地	39.5	39.3



附圖一、玉里野生動物保護區地形相當陡峭，森林覆蓋度大（林宗以攝）。



附圖二、太平溪源樣區位於玉里野生動物保護區西北角，有大面積的箭竹草地鑲嵌在溫帶針葉林中（林宗以攝）。



附圖三、馬布谷位於馬西山及布干山間，為馬嘎次託溪的源頭谷地，海拔3000公尺（林宗以攝）。



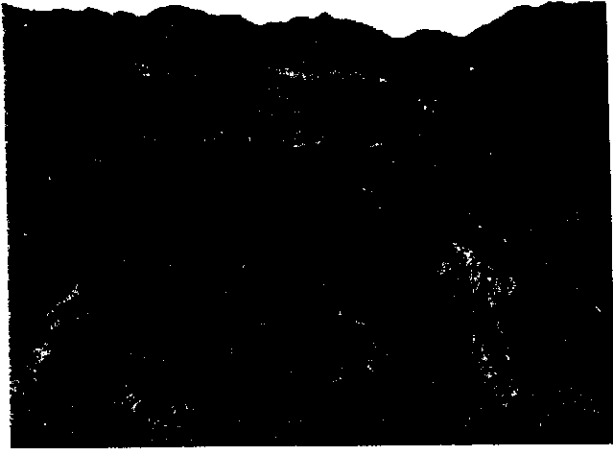
附圖四、太平谷鄰近中平林道，地勢平緩，為太平溪南支流的源頭谷地（林宗以攝）。



附圖五、雌性台灣水鹿排遺（邱春火攝）。



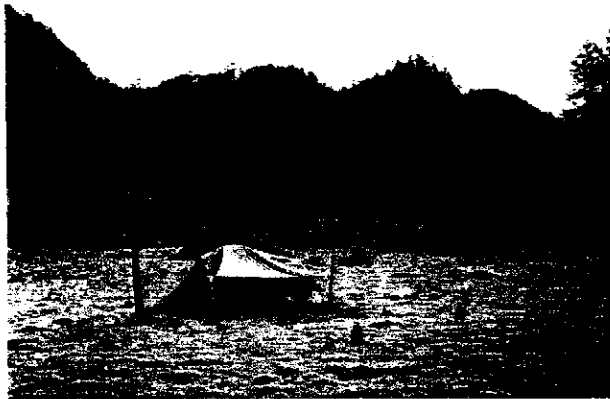
附圖六、於樣區現地進行糞堆分解試驗（林宗以攝）。



附圖七、森林與草原交接帶是台灣水鹿棲地利用最頻繁的棲地類型（林宗以攝）。



附圖八、於冷杉林下進行穿越帶糞堆計數的研究人員（林宗以攝）。



附圖九、於太平谷營地附近架設自動相機調查水鹿舔食尿液的行為（林宗以攝）。



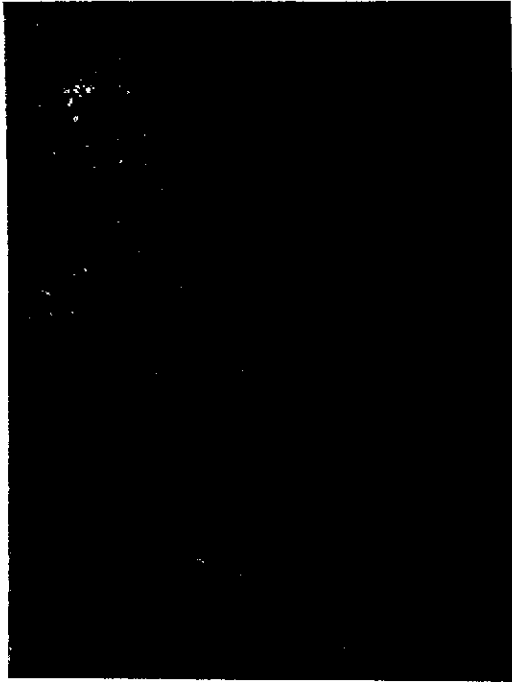
附圖十、夜晚來舔食尿液的母水鹿（林宗以攝）。



附圖十一、夜晚來舔食尿液的一齡公鹿（林宗以攝）。



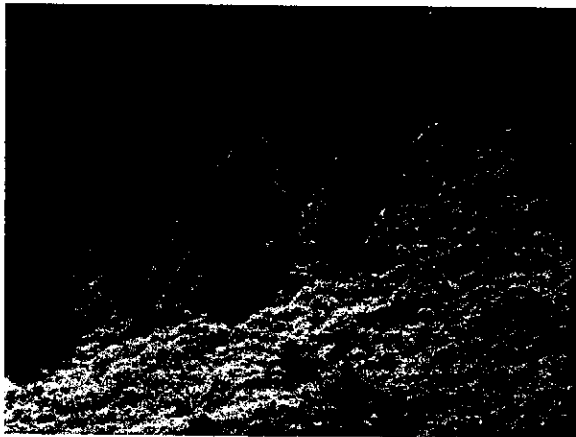
附圖十二、以原地蹲伏的姿態來躲避危險的雄性仔鹿（朱惠菁攝）。



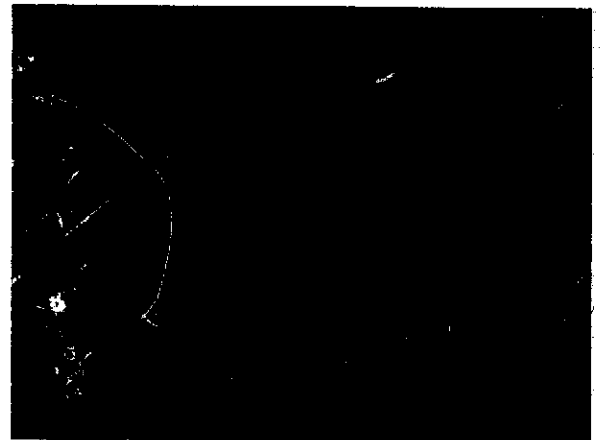
附圖十三、重裝穿越大理石崩壁的研究人員（林宗以攝）。



附圖十四、中平林道玉林橋的大崩塌，有效地阻絕玉里野生動物保護區的狩獵壓力（邱春火攝）。



附圖十五、現場進行植被調查，用以校正土地利用圖層（林宗以攝）。



附圖十六、瑞穗林道30公里處的吊索陷阱與水鹿掙扎痕跡及脫落的毛髮（林宗以攝）。



附圖十七、共域草食獸--台灣野山羊（林宗以攝）。



附圖十八、共域草食獸--台灣山羌（林宗以攝）。