

食蛇龜復育族群監測與幼龜無線電追蹤研究計畫(3)

委託單位： 農業部林業及自然保育署

執行單位： 國立臺灣大學生命科學系

中華民國114年1月



本報告部分資料不公開

食蛇龜復育族群監測與幼龜無線電追蹤研究計畫(3)

委託單位： 農業部林業及自然保育署
執行單位： 國立臺灣大學生命科學系
計畫主持人： 林展蔚
研究人員： 陳冠豪、孫雅筠、張裕德

中華民國114年1月

行政院農業委員會林務局林業發展計畫

113年度單一計畫結案報告書

一、計畫名稱及經費

(一)中文名稱：食蛇龜復育族群監測與幼龜無線電追蹤研究計畫(3)

(二)計畫經費：農業部林業及自然保育署972千元，配合款0千元，合計972千元

二、計畫總連絡人

姓名：林展蔚 職稱：助理教授

電話：02-33662453 傳真：

電子信箱：jhanwei.lin@gmail.com

三、執行期限

全程計畫：自 111年3月1日 至 113年12月31日

本年度計畫：自 113年1月1日 至 113年12月31日

目錄

一、前言	1
1. 研究背景與緣起	1
2. 計畫目標與工作項目	4
二、研究方法與步驟	6
1. 研究樣地	6
2. 族群標放監測與估算	6
3. 幼龜移地野放與無線電追蹤	7
4. 食蛇龜遺傳分析	10
三、結果	12
1. (地點不公開)食蛇龜族群標放監測狀況與族群量估算	12
2. 幼龜野放後健康狀況、成長與活動模式	13
3. 遺傳分析	16
四、討論	17
1. 食蛇龜族群標放監測與族群量估算	17
2. 幼龜健康狀況、成長率與可能影響的因素	22
3. 幼龜活動模式與棲地利用	24
五、總結與建議	27
六、參考文獻	29
附錄一、工作照	66
附錄二、2024 年動物行為暨生態研討會發表摘要	68
附錄三、第十屆世界兩棲爬蟲研討會 WCH10 研究成果發表	69

圖目錄

圖 1、(地點不公開)範圍與相對位置	34
圖 2、食蛇龜標放設籠位置	35
圖 3、食蛇龜追蹤定位點、棲地隨機取樣點與研究樣區範圍	36
圖 4、樣區內雄龜與雌龜族群密度(隻/公頃)隨時間之波動趨勢.....	36
圖 5、2022 至 2024 野放幼龜追蹤狀況	37
圖 6、疑似被除草機打掉的發報器及發報器周邊環境	38
圖 7、幼龜形質成長狀況	39
圖 8、幼龜野放後的健康狀況指數與移動模式變化	40
圖 9、幼龜 100%MCP 活動範圍	41
圖 10、幼龜個別活動範圍與移動路徑	48
圖 11、幼龜野放時健康狀況指數與活動面積關係圖	49
圖 12、幼龜第一年與第二年的 100% MCP 活動範圍及活動面積盒形圖.....	51
圖 13、線性混合模型對幼龜的每日平均移動距離預測結果	52
圖 14、幼龜野放後擴散距離	53
圖 15、793 筆幼龜躲藏處環境參數所占比例	54
圖 16、資源選擇函數分析結果	55

表目錄

表一、幼龜野放時體重及無線電發報器重量	56
表二、30種標放模型及模式選擇評估	57
表三、最佳模型之模型加權平均之族群參數估算值	58
表四、幼龜健康狀況之線性混和模型分析	59
表五、幼龜健康狀況及各項形質與野放天數的相關性檢定	59
表六、幼龜活動面積與形質成長幅度	60
表七、100%MCP活動面積線性迴歸統計分析	61
表八、不同體型幼龜之活動面積、活動距離及成長幅度的Kruskal Wallis Test統計分析	61
表九、幼龜平均移動速率線性混和模型固定效應的估算係數、標準誤差、t 值和相應的 p 值。	61
表十、不同性別之幼龜健康狀況、活動面積與成長幅度的Wilcoxon rank sum exact test統 計結果	62
表十一、資源選擇函數分析結果	62
表十二、23隻野放個體PCR-RFLP檢測結果	63
表十三、本研究與國內其它食蛇龜族群調查研究之比較	64
表十四、本研究與國內其他食蛇龜無線電追蹤研究之比較	65

中文摘要

食蛇龜近十餘年來遭受嚴重的棲地破壞與盜獵壓力而極度受脅，近年來各單位已持續進行移地野放以補充野外族群數量。然而目前食蛇龜移地復育面臨兩大挑戰，一為野外族群與再復育族群的詳細族群狀況未知，未有參考基準下難以評估移地復育的實際效果。二為移地復育以成龜為主，幼龜族群與行為生態各方面資訊皆不明瞭。因此本研究計畫(1)利用robust-design的標放實驗設計，以低時間頻度高空間密度設籠調查，對中部復育族群進行詳細標放，以了解復育族群之各項族群參數；(2)進行野外幼龜追蹤，以了解幼龜的行為模式、棲地偏好、成長與存活情況，以評估是否適合野放。

族群監測與參數估算方面，結果顯示透過此實驗設計，在三年間僅七次設籠調查下，即能有效估算族群參數。此中部復育族群成龜的年存活率為77.50% (95% CI: 45.02–93.54%)，略低於預期，應為部分個體永久遷出所致，實際存活率應較接近此估算之上界。遷移模式具有顯著性別差異，雌龜遷移與留存率相近，雄龜則有超過八成的移出率，遠高於留存與移入率。族群密度介於 1.17–3.15隻/公頃，族群呈雌偏性比(1:1.33至1:5)，所有族群參數皆反映成年雄龜好動而雌龜相反的個體行為特性。建議未來持續監測，以支援復育與族群管理。除此之外，本計畫之實驗設計與分析方式具相當效率及效益，或可供未來保育龜類，甚至其他瀕危物種族群監測計畫參考。

幼龜追蹤方面，共追蹤23隻背甲長9至13.5公分以上的幼龜與亞成龜(9雄14雌)，存活率為95.7%，野放後健康與成長狀況皆良好，體型與遺傳分群不影響適應野外之情形。100%MCP平均活動範圍為5.49公頃，95% KDE則為0.94公頃，性別、體型與遺傳分群不影響活動範圍，然而個體野放前身體狀況與活動範圍呈現負相關。其使用的巨棲地類型以鬱閉度稍低的闊葉林邊緣及與其他棲地交接處最常見，微棲地類型則以草叢下為主。追蹤結果顯示此體型範圍之個體能夠適應野外環境，未來移地復育的計畫可將此體型的個體納入其中，補充野外幼體與亞成體，讓族群結構更為健康完整，也可減輕各單位長期照顧的收容壓力。此外，建議野放前適度增加餵食頻率及份量，改善個體的健康狀況，將可縮小野放活動範圍，提高留存率，最大化補充野外族群的保育效益。

關鍵字：食蛇龜、復育族群監測、標放實驗、無線電追蹤

一、前言

1. 研究背景與緣起

龜鱉類物種是全球受脅程度最嚴重的脊椎動物類群，其中亞洲淡水龜的情況尤為嚴重。以地澤龜科(Geoemydidae)物種為例，2018年的統計顯示74.2%物種的族群狀況被國際自然保育聯盟認定為瀕危與易危。龜鱉類族群下降的主要原因為棲地喪失、食用與寵物市場的過度利用，以及全球氣候變遷。本研究計畫針對之物種食蛇龜儘管近年已名列為保育重點物種之一，但其野外族群情況仍岌岌可危。

食蛇龜在分類上屬於地澤龜科(Geoemydidae)中的亞洲閉殼龜屬(*Cuora*)。本屬包含12種在亞洲東部與東南部的半水棲或陸棲的淡水龜(Uetz 2021)，食蛇龜為台灣唯一閉殼龜屬的種類，目前有兩個亞種，分別是指名亞種與琉球亞種。食蛇龜在台灣分布與人類活動頻繁的地區重疊，經濟開發下其族群與棲地受到嚴重分割，加以盜獵與開發嚴重，更使其族群受到嚴重威脅。近十數年來食蛇龜被獵捕的壓力嚴重，捕捉到的龜主要為供應中國東南沿海地區的寵物和食用市場(Chen et al. 2009)。從2006年至今，國內執法單位查緝到十數次大宗食蛇龜的走私或違法飼養案例，總數已達數千隻，也因此食蛇龜名列我國保育類野生動物名錄。

過去食蛇龜研究著重於個體成長趨勢、野外族群基礎描述、繁殖潛力、族群分布狀態、棲地偏好與移動模式，以及族群遺傳與地理分化。目前已知食蛇龜壽命超過18年，雌龜體型大於雄龜(Chen and Lue 2002)，野外性比偏向雌性(Lin et al. 2010)。成龜的100%MCP活動範圍約為0.61至13.6公頃不等，具有領域性，季節間的活動模式略有不同，冬季之活動範圍較夏季小(Lue and Chen 1999; 李 2013; 陳 1998; 陳 2011; 蔡 2007; 蔡 2015; 蔡 2019; 黃 2022)。微棲地選擇層面，牠們偏好樹徑小但地表植被覆蓋度高的淺山森林環境(黃 2022)，也因此分布

於全台丘陵與近山麓區的低海拔淺山環境(Lin et al. 2010; 吳 2012)。但大尺度來看，全台灣僅部分區域有稍高的族群量，多數合適之棲地環境族群密度極低，或是難以發現牠們的蹤跡(Lin et al. 2010; 吳 2012)。此物種繁殖潛力相當有限，雌龜每年可繁殖一至兩次，每次產1至3顆(Chen and Lue 1999; 陳 1998)，或至多5顆，和多數龜類相比，此繁殖力相當有限，暗示其族群成長的速度與潛力皆相對緩慢。遺傳層面上，粒線體基因型顯示東部和西部兩群有些許差異，詳細族群遺傳分化仍有待深入探究。此外，殼形之型態差異也暗示族群間可能有相當程度的分化。

對於食蛇龜來說，移地復育是持續進行中的保育管理措施。移地復育是保育最及時的手段之一，能夠幫助受脅物種在自然環境下建立穩定族群，以避免可能的滅絕事件(Batson et al. 2015; Field et al. 2007; Seddon et al. 2007)。台灣目前保育體系中已有大量的食蛇龜收容個體，移地復育已為台灣食蛇龜保育行之有年的實質行動。移地野放時經常使用發報系統來追蹤野放個體了解野放後的各項狀況，也因此有相對豐富的追蹤資料，對其移動模式、棲地偏好，以及野放後生長與存活情況有一定程度的了解。然而目前食蛇龜的移地復育以至於整體保育行動仍有兩大方向的難題，第一是不論原生或是復育族群，其詳細族群生態參數未明；二為幼龜野外之生態與行為情況幾乎完全未知。此二問題影響食蛇龜的移地復育以及收容情況甚鉅，以下分述：

(1)詳細族群生態參數未明

目前評估食蛇龜野外的族群情況的研究中多數以捕捉量來間接推估族群狀況、相對密度與族群結構，前人研究顯示雌雄性比偏差大，而幼龜的捕捉量極低。然而族群生態的其他重要參數，如存活率、族群數量、遷移率、壽命等都尚未明瞭。詳細族群參數未知的情況下，不論原生或是復育族群的族群狀況與趨勢皆不明，難以評估移地復育的效果。由於收容的食蛇龜數量眾多，野外族群又不斷減少，

相信移地復育行動將會持續進行，因此我們急需一個長期的詳細族群調查作為日後評估復育效果之參考。同時也需要一個可行且系統化的野外調查方式，以及資料蒐集以後的詳細族群分析方法。

本計畫前兩年已有相當之標放資料累積，分析結果顯示捕捉率超過四成，標放個體也沒有出現迴避陷阱的反應，代表此實驗設計下的標放具有相當的代表性，陷阱設置的時空強度設計也相對合宜。存活與遷移方面，此復育族群成龜之存活情況良好，性別間之遷移模式有相當大的差異，雌龜較易留存於野放樣地，雄龜則擁有極高的移出率。前兩年共5次標放期之族群密度在每公頃1.1至3.31隻個體間波動，性比約為1.33至3.49間。雖然存活與遷移相關參數之估算變異仍然相當大，但次年標放分析結果之變異已較首年度下降許多，也首次可探測雌雄參數之差異，對比多數龜鱉類動輒十年以上的標放時程(Kendall et al. 1995; Schneider et al. 2018)，本計畫前兩年之標放分析結果已有相當效果，估算變異仍大之情況在今年與日後持續進行標放累積資料後應可解決。

(2) 幼龜野外情況未知

爬行類幼年期的隱蔽特性使的牠們難以捕捉，因此其於野外的族群狀態經常未明(Pike et al. 2008)其中尤以龜鱉類為最，最常被提及的案例為海龜的「消失的年代(the missing years)」現象(Carr 1986)。淡水龜物種也存在這種幼體隱蔽而導致難以研究的問題，幼龜在棲地偏好、移動模式、成長與存活等資訊全都闕如，其族群與行為情況一直是兩爬學中的大哉問(Ernst and Lovich 2009; Micheli-Campbell et al. 2013; Spangler et al. 2021)。然而生活史早期的族群狀態對龜類族群存續是極為關鍵的，僅知成龜而缺乏對幼龜的了解可能會對龜鱉類物種存續做出錯誤判斷(Lovich et al. 2018; Knoerr et al. 2021)。

台灣的食蛇龜保育當然也面臨此種研究挑戰，在自然環境下極低的幼龜捕捉量應為此現象。目前我們對食蛇龜幼龜在野外的生態與行為完全不了解，移地復

育自然也從未將幼龜納入考量。我們需要開始探究幼龜的野外生態與行為，了解後才可以將幼龜也規劃進移地復育的保育行動，自族群基層補充食蛇龜的數量，讓其族群結構更加完整，增加保育行動的永續性。除此之外，幼龜的野放亦能稍微舒緩各收容單位的收容壓力。因此本計畫自2021年起度首次對幼龜進行無線電追蹤，前兩年之追蹤結果顯示幼龜於野放地之存活與健康情況皆良好，體型與性別不影響其適應野外之情況。移動模式方面，幼龜野放後的活動能力並不亞於野生成龜，活動範圍僅受性別與野放時健康情況影響，巨棲地偏好使用鬱閉度稍低的闊葉林邊緣，微棲地類型則以草叢下為主。加上今年度的成果，我們將對食蛇龜幼龜在野外的生態與行為有更進一步的瞭解。

除此上數二問題之外，食蛇龜族群遺傳結構也仍未明朗，目前已知粒線體基因型可分為東部群與西部群，微衛星基因座初期結果也顯示二至三群的分群，全台地理區域之詳細族群遺傳分化尚在評估中(吳，未發表資料)。由於食蛇龜保育刻不容緩，加上東西兩群遺傳分化距離有限，所以過去所有復育野放計畫皆將全台族群視為單一族群，在較不考慮演化議題的情況下執行，以加速保育之進行。不論演化層面之影響，在生態層面上遺傳分群是否會對野放後存活與成長造成影響，此仍是未被探究的議題，因此其亦為本研究計畫欲回答的問題之一。若遺傳分群不影響野放成功與否以及其野外活動行為模式，日後對食蛇龜進行保育行動時則可以視全台為一整體，對其生態面之合理性將更加完整。

2. 計畫目標與工作項目

(一)、全程目標:

1. 藉由詳細標放實驗設計，了解██████復育族群的存活率、數量、密度、忠誠性、遷移率等族群參數。由於此復育族群為過去長期經營食蛇龜保育之地區，其標放

實驗之設計與族群參數之估算將可以做為日後移地復育成效的參考。

2. 以無線電追蹤技術，了解幼龜的移動模式、棲地偏好、野放成長率與存活率。

除此之外，成果將能夠當作「何種體型幼龜適合野放?」的重要研究參考。

3. 以分子遺傳方法，確認野放食蛇龜之分群情形，了解不同系群野放後是否有存活與成長之差異。

(二)、本年度目標:

1. 持續執行詳細之族群標放，了解██████復育族群的存活率、數量、密度、遷移率等族群參數。增加標放期將可有效降低族群參數估算之變異，可據此做出更準確之推論。去年度累積的資料已大幅改善估算之不確定性，今年將持續進行相同實驗已累積數據，完善資料分析以更了解此族群。

2. 持續追蹤去年度野放並存活的個體，並增加5隻小體型之新個體，總共追蹤個體數為22隻，量化其的移動模式、棲地偏好、野放成長率與存活率，以確立年間是否有週期性的變動，更深入了解幼龜之野放情況與空間利用。

3. 在持續累積追蹤資料後，將檢測野放幼龜之遺傳分群是否與野放後存活、成長以及空間利用相關，以確定東西分群之幼龜野放後之差異。

二、研究方法與步驟

1. 研究樣地

研究樣區位於 ████████ 典型的淺山社區(圖1)，全區海拔介於200至600m之間，住宅、農地和森林彼此交錯。過去該區域原本就有穩定的食蛇龜族群棲息在社區周遭的森林內，且近年來也開始推行友善農法，在農耕時盡量少用農藥及除草劑，社區周遭的森林反而因為人口老化的關係而沒有進行大規模的開發，因此仍然適合食蛇龜棲息及繁衍。此地區為吳聲海老師長期經營的食蛇龜野放地點，在2015起即與在地居們展開溝通與接觸，推廣食蛇龜保育觀念，也同時推廣在地居民生態教育，是棲地環境合適且盜獵風險較低的地區，也因此近年陸續野放150隻個體左右，為食蛇龜移地復育族群最佳研究地區之一，可以當作復育且未受干擾的自然族群範例。

2. 族群標放監測與估算

將利用 robust design 的標放設計(Pollock 1982; Kendall et al. 1995)，此標放設計具有主與次兩階段的標放期，次標放期間隔極短，故可以視為存活率 100%且無遷入遷出的封閉族群，進而能較準確的估算捕捉率與族群數量等族群參數。主標放期則間隔較長時間，視為開放族群，次標放期中的參數可用於主標期間的存活率、遷移率、捕捉率等開放族群參數的估算，能夠完整估算標放族群的存活率、族群數量、密度、忠誠性、遷移率以及族群補充量詳細族群參數，也能因為捕捉率的估算而使偵測率的問題大大降低，甚至評估有無陷阱反映這個標放模式分析的基本公設。

本計畫使用 robust design 中 Huggins'p and c 模型法分析，估算存活率(S)、移出率(r' ； $1-r'$ 為留存率)、移入率($1-r'$ ； r' 為保持境外率)、捕捉率(p)、再遭遇率(c)與族群數量(N)共 6 個參數，前 5 者用於建立估算模型，族群數量為衍伸估算值，不參與模型建立與分析。其中存活率將用於了解個體的存活情況，移出移入率將用於評估復育族群於樣地的留存程度，捕捉率用以評估捕捉方法的有效性，再遭遇率用以評估以捕捉個體是否有避開或是更偏好陷阱的陷阱反應，族群數量則用於了解此樣地族群的數量與密度。這些族群參數將可以讓我們了解此復育族群之族群情況，以及此標放實驗設計之有效性與可行性。

考量龜鱉類具有較長的壽命與較高的存活率，本研究計畫設計每年 2 次的主要標放期，次標放期則設立為連續 4 天的標放(即每年 2 次連續 4 天的標放)。將於春末與秋初進行高強度的族群標放，每年的 3-4 月與 8-9 月，於野放點周邊半徑約 100m 內選擇適合地點設置 90 籠(圖 2)，進行 4 天 3 夜設籠調查。採集方式使用市售的捕鼠籠內吊掛水果或肉類誘捕(附錄圖 1)，工作天每日上午巡查捕捉結果並更換餌料。若捕獲食蛇龜會掃描晶片確定身分，並測量背甲直線長、背甲弧長、背甲寬及體重等資訊，紀錄完畢後原地釋放。若捕獲無晶片之個體，將紀錄測量上述形質，然後植入晶片後釋放。分析將使用 MARK(White and Burnham 1999)，將並結合廣義線性迴歸(general linear model, GLM)、模式選擇(model selection)與概似比檢定(likelihood ratio test, LRT)，找出估算上述族群參數之最佳模型，並檢驗族群參數是否隨著時間而有所波動，以量化整體族群穩定度的趨勢。

3. 幼龜移地野放與無線電追蹤

本研究計畫今年持續追蹤2022年與2023年釋放後仍存活的幼龜，總追蹤個體數為22隻。追蹤之幼龜依據背甲直線長將其分成9至10.5公分($n=6$)、10.5至12公分($n=9$)及12至12.5公分($n=8$)三組不同體型，以比較體型是否影響幼龜野放後之存活、成長與棲地利用狀態。進行無線電追蹤的幼龜來源皆為行政院農業部生

物多樣性研究所(後續簡稱生多所)收容之個體，本年度野放個體主要來自2019年臺南地檢署查緝走私案件，當年5月份轉由特生中心保育類野生動物急救站與收容中心進行收容。追蹤前先測量其形質，包含體重、背甲長、最大背甲寬等，並植入被動式晶片以利個體辨識。無線電發報器使用R1680(Advanced Telemetry Systems, Inc.)，重3.6公克，電池可使用189-441天，接收器使用TR-8(138–235 MHz, Telonics, Inc.)。發報器以環氧樹脂及塑鋼土黏附於第四盾上(附錄圖2)，以減低對交配之影響，總重不超過追蹤個體的5%(表一)。發報器安裝完畢後將個體運送至樣地野放。野放時為避免幼龜在運輸過程中產生緊迫，而造成釋放後進行預期外的長距離移動，因此採軟野放的方式進行，讓野放個體先於有限空間下熟悉野放地之環境。操作方式為以塑膠籃將待放個體限制於樣地中有樹林遮蔭且隱蔽性高的區域5天，等待適應周遭環境後才進行野放。

追蹤頻度方面，由於已有前兩年度之追蹤經驗(附錄圖 4)，所有追蹤個體於休眠期幾乎不移動。因此在考量個體可追蹤性、避免浪費追蹤努力量以及維持資料一致性與完整度的之情況下，本年度活動期之追蹤頻度參考去年度，而休眠期頻度修正每月1次。個體在野放後隔天進行一次追蹤確認狀況，後續便依照此頻度進行追蹤，同時每月初將會重新測量追蹤個體的形質特徵(附錄圖 5)，以確認其成長情況，若發現身體情況極差之個體，我們將會回收此個體，讓牠在眷養環境下恢復，其追蹤資料將標註狀況極差而停止追蹤，分析上屬未成功適應野放環境之個體。不需測量形質之追蹤期將僅定位與記錄環境特徵，在休眠期間，由於個體可能藏於洞內或土下，為避免過度干擾其棲所與休息狀態，將視狀況搭配晶片式掃描器以減少對食蛇龜躲藏處的破壞。由於小型發報器蓄電量有限之故，追蹤發報器將每半年回收更換一次，以避免追蹤個體的遺失。定位時，每次無線電追蹤到個體後將記錄其座標(GPSmap 60CSx, Garmin Crop.)，巨棲地(竹林、闊葉林、檳榔園、茶園、混合林、果園)、食蛇龜躲藏處基質(草叢下、樹根下、落葉

下、竹叢下)、空氣溫度與濕度(Lutron LM-8000)等棲地特徵。追蹤個體將每月測量形質,以確認其成長情況。

後續各項變數之資料量化方面,野放後的健康狀況評估參考 Hailey (2000)所提出的狀況指數(Condition Index, CI)進行計算,其公式為 $\log(M/M')$, 其中 M 為體重的實際測量值, M' 則為使用直線背甲長及體重所建立迴歸式得到的體重預測值。本研究建立迴歸式所用的形質資料來自國立中興大學食蛇龜收容中心過去收容的個體,雄龜的計算公式為 $\log M' = -3.618 + 2.898 * \log L$, 雌龜為 $\log M' = -3.713 + 2.951 * \log L$ (未發表資料)。活動範圍的分析將使用 ArcGIS 及其附加元件 ArcMET 進行計算,利用 100%最小凸多邊形法(minimum convex polygon, MCP)以及 95%、50%固定核心估算法(fixed kernel density estimation, KDE)估算追蹤個體的活動範圍,並呈現個體的移動距離及路線。固定核心估算法的平滑參數(h)使用 Animal Space Use 1.3 (Horne and Garton 2009)軟體中的最小二乘交叉驗證法(Least Squares Cross-Validation, LSCV) 進行標準化的估算(Worton 1995; Harless et al. 2010)。

巨棲地選擇偏好使用資源選擇函數(Resource Selection Functions)進行分析,透過在給定的範圍內隨機產生 GPS 點對棲地類型採樣,以預測動物在特定時間範圍內使用特定棲地類型的機率(Walter and Fischer 2016)。此分析首先依據 23 隻食蛇龜的追蹤定位點計算 100%最小凸多邊形,接著在最小凸多邊形內隨機產生 100 個 GPS 點位並進行實地調查(圖 3),記錄 GPS 點所屬的棲地類型後,利用 R 軟體及其軟體包 adehabitatHS 進行運算。闊葉林、混合林、竹林及人造林等森林環境所測環境溫溼度皆無顯著差異(Kruskal Wallis Test, 空氣溫度: $p = 0.2942$ 、空氣濕度: $p = 0.789$), 因此將上述幾種巨棲地類型合併為「森林」;茶園與果園皆為人為干擾程度較低且環境特徵類似的棲地類型,因此合併為「茶園或果園」;其餘巨棲地類型則不進行合併。合併整理後的巨棲地類型包含「森林」、「茶園或果園」、「檳榔園」、「草原」、「河岸邊坡」與「人造物」等 6 種。

統計分析方面，使用線性混和模型(Generalized Linear Mixed Model)進行分析，檢測何種因子會影響食蛇龜野放後的健康狀況，線性混和模型使用的反應變數為個體的狀況指數(CI)，解釋變數則包含性別、野放時體型(三組不同體型)、野放天數、野放時的狀況指數與分群結果，隨機效應(random effects)則為個體編號。CI 值、背甲直線長、背甲弧長、背甲寬等 4 項數值與野放天數之間的關係使用皮爾森相關係數進行分析。影響活動範圍大小的因子則使用線性迴歸進行檢測，反應變數為 100%最小凸多邊形法所計算出的活動面積，解釋變數則包含性別、野放時體型、野放時的狀況指數以及分群結果。使用線性混和模型檢測何種因子會影響到幼龜的平均移動速率，線性混和模型使用的反應變數(Y)為個體的每日平均移動距離，解釋變數(X)則包含時期(野放期、休眠期、活動期)、前一次定位追蹤的狀況指數、性別、分群結果、體型、前一次定位追蹤的狀況指數與時期的交互作用，隨機效應則包含前一次定位追蹤的狀況指數與時期的交互作用，並允許此交互作用在不同個體間有不同表現。不同體型之間的狀況指數、活動範圍大小以及成長率是否存在差異，使用 Kruskal Wallis Test 進行分析。不同性別之間的狀況指數、活動範圍大小以及成長率是否存在差異，使用 Wilcoxon rank sum exact test 進行分析。幼龜野放第一年(2022 年 7 月至 2023 年 6 月)與第二年(2023 年 7 月至 2024 年 6 月)的活動範圍大小是否存在差異，使用 Wilcoxon rank sum exact test 進行分析。

4. 食蛇龜遺傳分析

過去研究暗示食蛇龜有族群遺傳結構，然而全台地理區域之族群間之遺傳分化尚無科學研究。擬測試同時保有父系與母系遺傳資訊的分子標記—微衛星基因座，進行遺傳檢測，將利用PCR-RFLP(聚合酶連鎖反應-限制酶片段長度多型性)技術，概略性瞭解遺傳分群狀況。過去兩年共23隻野放個體在野放前已完成遺傳分群分析，本年度將持續蒐集這些個體野放後之存活與成長情況、空間與棲地利

用資料，並以此遺傳分群作為預測變數之一，加入上述迴歸分析中，以檢測遺傳分群對野放情況與空間利用的影響。

三、結果

1. 地區食蛇龜族群標放監測狀況與族群量估算

2024年計畫已於春末(4月16日至19日)及秋初(8月20日至8月23日)完成2次為期4天的族群標放實驗，每次實驗皆於野放點周邊半徑100m內設置90籠陷阱，每日檢視陷阱中籠情況並更換餌料，捕獲個體在標記與測量後即釋放。本年度2次標放分別捕捉7隻次與10隻次食蛇龜，總共11隻個體，平均背甲長為148.8mm (98.6-192.1mm)，11隻個體均為過去標記野放之個體。

族群參數之估算以MARK軟體中robust design下之Huggins'p and c模型法分析，估算存活率(S)、移出率(r'')、移入率($1-r'$; r' 為保持境外率)、捕捉率(p)、再遭遇率(c)與族群數量(N)共6個參數，前5者用於建立估算模型，最後的族群數量為衍伸估算值，不參與模型建立與分析。標放資料使用目前計畫至今已完成總共7次為期4天之標放調查，分別是2021年8月、2022年4月、2022年8月、2023年4月、2023年8月，以及本年度2次的標放，共25隻個體73隻次之標放資料進行族群參數之估算。估算之所有機率型族群參數之時間尺度皆設定為年。

首先，在捕捉率與陷阱反應的評估上，不包含性別與陷阱反應的常數捕捉率模型($p(.)$: 捕捉率為常數而不受其他變數影響)，在模式選擇的表現上顯著優於包含性別($p(\text{sex})$: 捕捉率與性別相關)、包含季節($p(\text{season})$)以及包含陷阱反應之模型($p \neq c$ 之所有模型)。此評估最重要的是顯示了食蛇龜個體對本計畫之陷阱設置沒有陷阱反應。除此之外，捕捉率並不隨性別與季節而變動，因此下一階段的存活與遷移模型皆以捕捉率為定值來設計，可以大幅降低模型數量及模型複雜性。

存活率(S)、移出率(r'')、移入率($1-r'$)之模型設定為定值(.)與隨性別而有所差異(sex)兩種類型。遷移形式則設定為無遷移(NM: $r'' = 0$ 且 $r' = 1$)、隨機遷移(RM: $r'' = r'$; 即留存等於移入)、等量遷移(EF: $r'' = 1-r'$; 即移出等於移入)與非等量

遷移(r' 與 r 獨立估算)四種大類型。考量存活率與遷移模式的所有排列組合，本計畫總共建立了30種不同模型(表二)，並藉由模式選擇評估與實際野外經驗挑選最佳模型，以得到其估算之各族群參數。

模式選擇評估中(表二)，前9個模型間的模型表現差異相當接近($\Delta AIC_c < 2$)，以純分析角度來看，應以其模型平均加權來估算族群參數。然而其中存活率與性別相依的模型所估算的雌雄存活率差異過大，相當不符合食蛇龜生態情況(以1號模型 $S(\text{sex})EF(.)p(.)$ 為例，雌雄個體之存活率差異可超過2.75倍(79.33% vs 28.78%))，加上過去文獻與本團隊的無線電追蹤研究已知雄龜活動範圍與遷移情況遠大於雌龜，因此模型選擇評估僅挑選了未包含性別相依存活率與常數遷移的3個最支持模型相互比較(表二*所示)。LRT檢驗顯示常數存活率搭配性別相依的隨機遷移模型(3號模型 $S(.)RM(\text{sex})p(.)$)較受支持(3 vs 12: $\chi^2=0.516$, $df=1$, $p=0.47$; 3 vs 13: $\chi^2=0.390$, $df=1$, $p=0.5325$)，後續以此模型估算族群參數，並於討論章節詳述模型選擇評估與實際生態情況衝突之可能原因。

估算結果顯示食蛇龜成體年存活率為77.50%，上下界範圍為45.02%至93.54%(表三)。遷移模式為性別相依的隨機遷移，意即個體留存於族群中之機率與移入率相等，且雌雄有所差異。雌龜移出率為50.26%，移入率與留存率同為49.74%，移出與移入約略相等；雄龜反之，移出率為84.79%，遠高於移入率與留存率的15.21%。整體捕捉率則為43.21%(表三)。族群量估算方面，雌龜7次主標放期之族群數量在3.67至8.57隻間波動，上下界範圍為3.08至14.57；雄龜族群數量方面，其於第2與第4次主標放無捕捉紀錄故無法估算，其他其數量於1.22至3.67隻波動，上下界範圍為1.01至8.16(表三)。依據此族群數量估算值與標放陷阱設置面積(周圍半徑約100公尺區域;面積3.14公頃)，換算後樣地之成龜族群密度於每公頃1.17至3.51隻間波動(圖4)。

2. 幼龜野放後健康狀況、成長與活動模式

截至2024年底已完成44次無線電定位追蹤，野放的23隻幼龜仍有4隻個體持續追蹤中(圖5)，共記錄793筆GPS定位、471筆形質與793筆環境參數數據。2022年野放之18隻幼龜中，1幼龜(T138000804583)於2022年9月因齧齒類攻擊而不治死亡，已於前年度結案報告中詳細描述，2023年4月後有3隻個體陸續因發報器故障及遭除草機打落而失去訊號(圖6A、圖6B)，2024年7月時剩餘14隻個體已追蹤屆滿2年，故將發報器拆除結束實驗；2023年野放的5隻個體中，除1幼龜(T73000046939)因發報器故障而停止追蹤外，其餘4隻野放個體目前同樣仍持續追蹤中。總結3年追蹤狀況，2022年野放的18隻個體在野放第750天之存活率為94.4%，2023年野放的5隻個體在野放第455天之存活率為100%，整體存活率達95.7%。

整體而言，野放個體健康狀況與成長情形皆相當良好。線性混和模型的統計結果發現，野放天數($p < 0.0001$)及野放時的CI($p < 0.0001$)會對野放後的CI造成顯著且正向的影響，而性別($p = 0.9853$)、野放時的體型($p = 0.5229$)以及分群($p = 0.4701$)則未對野放後的CI造成顯著影響(表四)。上述結果代表隨著野放天數增加以及野放時擁有的CI越高，幼龜在野放後會擁有越好的健康狀況，此健康狀況漸佳之情況與性別、體型以及遺傳上屬於台灣西部或東部族群等三因子皆無關。相關性檢定的結果發現幼龜的背甲直線長($r = 0.333$, $p = 2.024e-13$)、背甲弧長($r = 0.349$, $p = 1.238e-14$)、背甲寬($r = 0.305$, $p = 1.94e-11$)與天數在統計上達顯著正相關(表五)，顯示野放後不同體型幼龜的各項形質皆隨野放時長的延續而增加(圖7)，代表野放個體於野外棲地的成長情況良好。CI值與天數之間的關係如圖8所示，不論何種體型，野放後健康狀況大多呈現些微上升，此結果顯示無論何種體型的幼龜其健康狀況都逐漸變佳，經歷休眠期後正常的下降趨勢後，再隔年度又逐漸回升，與野放年的相同月份相比，野放一年後無論何種體型的幼龜都有著更好的健康狀況，顯示幼龜適應野外的時間越長，幼龜的身體狀況也變得越好。

活動模式方面，100% MCP(圖9)、95% KDE以及50% KDE(圖10)等三種分析

方法所計算出來的平均活動面積分別為 5.49 ± 7.18 公頃、 0.94 ± 0.51 公頃以及 0.21 ± 0.13 公頃(表六)。使用線性迴歸模型檢驗野放時體型、性別、野放時CI值與遺傳分群對100%MCP活動面積進行分析，發現該模型顯著性檢定的P值為0.02661、調整後的 R^2 為0.3474，代表此迴歸模型在統計上達顯著，且對數據的變異程度具有相當的解釋力。其中僅有野放時的CI此項迴歸係數的邊際檢定P值小於0.05(表七)，表示此項變數會對幼龜的活動面積造成顯著影響，野放時的CI越低，幼龜會表現出越大的活動面積，反之當野放時的CI越高，幼龜則偏向表現出越小的活動面積(圖11)。而野放時的體型、性別及分群並不會對其活動面積造成顯著影響。除了100%MCP外，其他兩種KDE活動面積也無體型組別間的顯著差異(100% MCP： $p = 0.099$, 95% KDE： $p = 0.192$, 50% KDE： $p = 0.464$, 表八)，代表體型確實並非影響活動面積大小的主要原因。然而，不同年間的活動範圍卻有顯著差異，分析結果顯示幼龜野放第一年(2022年7月至2023年6月)與第二年(2023年7月至2024年6月)的100%MCP活動範圍平均分別為 2.13 ± 2.35 公頃與 0.7 ± 0.62 公頃，野放第一年的活動範圍顯著大於野放第二年的活動範圍($w = 157$, $p = 0.004$, 圖12)。

移動距離與速率方面，線性混和模型的分析結果顯示幼龜的平均移動速率受到時期與前一次定位追蹤時狀況指數的交互作用影響，而遺傳分群、性別($p = 0.2063$)以及體型($p = 0.1389$)等變數則無顯著影響(表九、圖13)。野放期的平均移動速率為休眠期的2.68倍及活動期的1.72倍，而活動期的平均移動速率為休眠期的1.55倍。值得注意的是狀況指數對移動速度的影響隨不同時期而有所變化，在野放期與休眠期間，狀況指數與移動距離呈現負相關，而在活動期間，則呈現正相關。野放個體的當前位置與野放點距離如圖14所示，體型分組不影響其當前位置與野放點間之距離，背甲直線長、背甲弧長以及背甲寬成長幅度等數值之差異在體型分組間同樣不顯著(表八)，顯示體型並不影響這些移動與成長相關特徵，體型小之組別並沒有出現較短移動距離與較差的成長狀況。性別同樣也不影響當

前位置與野放點距離、成長幅度以及活動面積等數值(表十)，代表雌雄個體在此時期無論是在成長層面或是活動模式上皆沒有顯著差異。

棲地利用方面，在793筆記錄到的環境參數中，幼龜躲藏處的巨棲地類型主要以闊葉林為主，占總巨棲地選擇的44.9%，其次為檳榔園(23.2%)、草原(10.6%)與混和林(10.6%)，剩餘10.7%則包含茶園(6.6%)、竹林(2.6%)、河床邊坡(0.6%)、果園(0.4%)、與針葉林(0.5%)(圖15A)。躲藏處的微棲地主要以草叢下為主，占總微棲地的44.6%，其次為落葉下(25.9%)、土表(10.6%)與灌木叢下(8.2%)，剩餘10.6%則包含岩石下(3.5%)、土裡(3.3%)、樹洞內與倒木下(1.8%)、水中(1.6%)、落葉上(0.3%)與水管下(0.1%)(圖15B)。資源選擇函數分析的結果顯示，研究樣區內(圖16)的巨棲地組成以森林(56%)所佔比例最高，其次由高到低依序為茶園或果園(18%)、檳榔園(10%)、草生地(9%)、河岸邊坡(5%)與人造物(2%)，而幼龜對檳榔園、草生地、森林三種巨棲地類型無顯著的選擇偏好，但對於茶園或果園、河岸邊坡兩種巨棲地類型則顯著地不選擇使用，並且完全迴避對人造物環境(圖16、表十一)。

3. 遺傳分析

2023年野放幼龜個體共5隻，結合前一年度之18隻個體，利用PCR-RFLP技術檢測之遺傳分群結果如表十二。此分群結果已加入上述所有與野放後成長、健康、移動與棲地利用之統計分析中。結果顯示遺傳分群並不顯著影響上述這些野放後之健康、成長與活動情況，代表不同遺傳分群的個體在野放後適應環境的狀況相似，並沒有因為遺傳差異而有所不同。

四、討論

1. 食蛇龜族群標放監測與族群量估算

本計畫為臺灣首次以robust design標放復育食蛇龜族群之研究，可以評估標放設計的合適性，並同時了解存活情形、遷移模式與族群動態，以推論族群未來之趨勢。因此，本計畫標放實驗的設計與族群參數的估算結果可以做為日後復育族群之參考。我們的標放設計為每年主標放2次，於野放點半徑100公尺內合適區域設置共90籠陷阱，每次持續4天，形成3次的次標放期。此設計每年僅需2次共8天的捕捉期，可以有效降低調查的時間成本，又能夠以高陷阱密度提高捕捉率，有利於族群參數的估算。累積至本年度共3年7次主標放，28天的捕捉時間，2520籠天的捕捉努力量，標放分析結果顯示個體捕捉率為43.21%(95%CI: 32.98-54.05%)，成龜年存活率為77.50%(95%CI: 45.02-93.54%)，遷移模式為性別相依的隨機遷移，雌龜移出率為50.26%(95%CI: 28.07-72.36%)，移入率與留存率為49.74%，雄龜移出率則為84.79%，遠高於移入率與留存率15.21%(表三)，族群密度於每公頃1.17至3.51隻間波動。以下分四點分別討論此標放調查之估算結果：

(1) 標放的合適性及族群參數估算的代表性

本計畫的標放設計展現了良好的代表性，超過四成的捕捉率以及極低的標準誤（約5%；表三）顯示了此調查能夠反映族群中相當比例個體的狀況，且估算結果相對穩定，在分析層面上符合需求。在保育物種的調查中，研究者經常面臨的挑戰之一是無法確定調查的頻度、密度與強度設計是否足以有效代表族群概況。當捕獲個體數量極少時，這種不確定性更為嚴重，到底是陷阱設置的時空強度不足，導致捕捉個體少，抑或是真實族群密度的確極低？此大哉問將進而影響調查結果的解釋性。過去許多食蛇龜的調查經常遭遇此困難，而本計畫的標放設計提供了一種可用於評估此問題的方法。結果顯示，本計畫的時

間與空間設置具有高度的有效性，未來食蛇龜族群調查可參考本方法進行規劃與執行。

本標放設計的另一項亮點是對陷阱反應的評估，即檢驗首次與後續捕捉機率是否相同(是否 $p \neq c$)。陷阱反應指的是個體在首次被捕捉後是否會出現迴避陷阱的行為，此評估對於野生動物族群參數的估算至關重要，因為多數標放分析方法皆假設個體的捕捉機率在研究期間保持一致(White and Burnham 1999)。然而，多數方法僅基於此假設，卻缺乏實際驗證，一旦假設錯誤，將導致族群參數的嚴重偏差。本計畫透過標放設計，首次確認食蛇龜並未出現陷阱反應(至少在本研究族群中如此)，這不僅證明了我們的標放估算結果無顯著偏差，也進一步支持標放法在食蛇龜族群研究中的整體適用性。

最後，本研究顯示，即便僅在3年間進行7次標放調查，族群參數的估算變異仍能逐年收斂，顯示此設計在有限的調查次數與相對較低的捕捉數量下，依然能提供具統計意義的結果。這對保育研究尤為重要，因為野外監測往往受限於人力與時間資源，而本計畫的結果顯示即便在資源有限的情境下，透過合適的調查設計，仍能有效推估族群動態並支援保育決策。以存活率為例，首年僅3次標放，標準誤高達 63.56%，難以提供實質意義。然而，隨著調查次數增加，去年度已降至 30–40%，今年更縮小至 12.87%，顯示估算已趨穩定。遷移參數亦呈現相似趨勢，移出率(r')的變異由首年的28.99% 降至今年的11–12%，進一步證明本研究設計能有效提升估算的可靠性。

由於龜類壽命長、族群密度低且活動緩慢，野外調查的捕捉數量通常相當有限，而標放模式的族群參數估算則需仰賴大量數據，因此多數龜類標放研究往往需要長達十年以上的累積資料，才能做出有效的標放分析。然而，本計畫僅3年7次調查，即已獲得趨於收斂且具統計意義的估算，顯示此robust design、調查頻度與陷阱密度等設計對於食蛇龜族群監測的高度適用性，並可大幅降低保育研究所需的人力與時間成本。這類設計亦可能適用於其他瀕危龜類或

捕捉數量較低的保育類物種，為未來族群監測提供具體可行的參考模式。

(2) 存活率估算的疑義與推論

首先，在模型選擇評估中，多個 $\Delta AICc$ 小於 2 的模型包含了性別相依的存活率(表二)，從分析層面來看，這表示雌雄之間的存活率可能存在顯著差異。然而，這些模型所估算的雌雄存活率相差過大(超過2.5倍)，不僅與過去研究不符，也與本團隊的追蹤數據相違背。因此，在考量生態現實與數據合理性的前提下，最終分析時略過了這些模型。然而，為何這些模型仍表現良好？可能的原因在於標放分析本質上無法區分個體的死亡與永久移出，而robust design雖然能估算遷移率以降低遷移對存活率估算的影響，但僅限於族群鄰近區域的遷移，對於永久移出的個體則無法評估，這些個體將被誤判為死亡，其他標放模型更是無法區分永久遷移與死亡。因此，活動範圍較大的群體可能因永久移出樣區而導致估算時存活率被低估。追蹤數據顯示，雄龜野放後每年平均移動距離近300公尺，遠高於雌龜的142公尺，因此有更高比例的雄龜可能移出樣區，進而影響存活率的估算，也導致存活率性別相依的模型表現和遷移性別相依的模型有相似的模型表現(表二)。

第二個值得注意的情況是稍偏低的存活率，本研究估算的年存活率為77.50%，低於本樣區長期追蹤的成龜存活率(94.4%，尚未發表)及本計畫幼龜追蹤的存活率(95.7%)，也略低於過去文獻中龜鱉類成體的存活率範圍(85–90%；Pike et al. 2008)。雖然其信賴區間(45.02–93.54%，表三)包含過去研究的數據範圍，但仍顯示存活率估算偏低的趨勢。如同前段所述，這可能是由於雄龜的高活動力導致永久移出樣區，使得標放模型在無法區分永久移出與死亡的情況下，低估了存活率。當模型強制假設雌雄存活率相同時，整體存活率將受到雄龜的影響而被低估。為解決此問題，未來可考慮以下方法：(1)分析時將存活率限制在追蹤個體的數據範圍內，以減少偏誤；(2)以完整模式選擇評估找出最佳之模型(不排除任何不合理的模型)，然後據其估算存活率，再透過追蹤個體

的已知存活率來推估永久移出的比例(實際追蹤存活率-標放存活率=永久移出率)；(3)根據目前掌握的活動模式，擴大標放樣區範圍，或是尋找地裡上相對封閉的族群，以減少永久移出的影響，提高存活率估算的準確性。

儘管存活率估算存在挑戰，本計畫仍是我國首次考慮遷移影響的食蛇龜族群標放研究。過去，僅有蔡(2007)對屏東地區食蛇龜族群的存活率進行標放估算。然而，由於樣本數少且受盜獵影響，該研究未能提供穩定的存活率估算，也未納入遷移之影響。本研究則透過僅7次的標放期，即成功估算存活率，且估算的穩定性隨時間逐年提升，已達統計顯著水準，且數值接近過去龜鰲類研究的成體存活率範圍(85–90%；Pike et al. 2008)。由於研究區內未發現盜獵，且追蹤與標放數據均顯示存活率偏高，我們推測此復育族群的存活狀況良好。未來，我們將持續進行標放研究，隨著標放數據的累積，存活率估算的偏誤將進一步降低，最終能夠獲得更精確的成體年存活率估算，提供本物種野外生存能力的重要參考依據。

(3)性別相依的遷移模式與野放策略

標放結果顯示，食蛇龜的遷移模式為性別相依的隨機遷移，即個體留存於族群內的機率與來自鄰近地區的移入率相等。然而，雌雄之間的遷移差異極為顯著。雌龜的移出率為50.26%，而留存與移入率同為49.74%，顯示其遷移與留存的比例接近均衡。相較之下，雄龜的移出率高達 84.79%，遠超過15.21%留存與移入率，顯示雄龜具有更強的遷移傾向。這種族群階層的性別間遷移模式差異，與過去成龜無線電追蹤研究(蔡 2019)以及本樣區的成龜與幼龜追蹤結果一致，反映了個體行為上的差異——雄龜的活動範圍較廣，野放一年後距離野放點可超過數百公尺，活動範圍可達15公頃，因此遷出族群的機率非常高，也更容易永久離開研究樣區；相較之下，雌龜移動速度僅為雄龜的一半，活動面積更是僅有其1/3，所以野放後較傾向留在野放區域附近。

未來在食蛇龜的移地復育計畫中，這種性別相依的遷移模式應納入考量。

若目標是在特定區域內建立穩定的族群並維持一定的族群密度，則雌龜較易留存，是較適合的選擇；反之，若希望透過野放增加鄰近族群的個體數量，則釋放雄龜可能更有效。因此，野放時的性別比例應根據復育目標進行精細規劃，以確保族群的長期穩定與擴展。

(4) 族群數量與密度之趨勢

族群數量的估算變異相對低(表三)，代表估算相對穩定而有效。依據此族群數量與樣區範圍(野放點半徑100公尺內共3.14公頃)來計算，本計畫樣地內之族群密度為每公頃1.17至3.51隻間波動(圖4)，信賴區間上界為6.67隻/公頃。其中雄龜數量低於雌龜，於2022與2023春季無法估算而無雄龜數量，其他主標放期之性比在1:1.33至1:5之間波動，雄龜較有週期性的波動，春季有較少的傾向。此狀況有一部分應該是雄龜移動能力較佳，野放後較易移出樣區所致。除此之外，族群數量與密度趨勢無明顯異常之處。由於整個計畫執行期間皆未發現盜獵陷阱，我們推測此復育族群的族群狀況良好，若日後無盜獵情形發生，成龜的族群應該會穩定存在於此地。需注意之處為雄龜較低的數量，以及前段描述的高移出率，未來成龜之整體族群量應該會稍微下降。

相較其他族群調查的研究，本復育族群的族群密度與南仁山的野生族群相近(蔡 2007)，低於翡翠水庫(陳 1998)、湖山水庫(陳 2011)以及獅潭與頭屋(吳 2014)等地區(表十三)。代表此復育族群之密度在原生族群的合理範圍之內，未來移地復育計畫可以此族群密度當作參考，搭配其合適棲地面積來估算適合的野放個體數量。目前此族群之密度低於苗栗地區原生族群，暗示其可能尚未到達族群負載量之上限。然而過去原生族群之研究方法與本計畫有些許差異，棲地條件也不全然相同，無法直接比較，未來或可藉由此地釋放個體之時間點與遷移率變動的相關性來推估詳細族群負載量。建議日後能持續監測，了解長期存活、遷移與族群數量的情況，讓其成為移地野放的示範與長期監測地區。

2. 幼龜健康狀況、成長率與可能影響的因素

野放的23隻幼龜中，無論是2022年(累積追蹤滿750天)或2023年(累積追蹤滿455天)釋放的個體，其健康狀況與身體各項形質與野放前相比皆持續增加(圖7、圖8)，顯示背甲長9至12.5公分之幼龜多數都能適應野外環境。進行移地野放的龜類在適應新環境的過程中，食物、水以及棲地熱源的尋找是必須面臨的挑戰，移地釋放後很可能因適應不良而導致健康狀況劣化(Lepeigneul et al. 2014)。然而本研究計畫結果發現本批野放的幼龜並無遭遇資源取得的困境，無論何種體型大小的幼龜，其健康狀況指數在野放後都漸增加而穩定，在經歷休眠期的體重些微下降後，隔年度活動期後也皆能回復，而且整體健康狀況高過前一年相同時期(圖8)，顯示所追蹤的幼龜相當適應野外環境，當然也代表此體型的幼龜能夠野放，可以被納入未來的野放計畫中。

龜類在圈養狀態下一般被認為會因疾病、食物供給失衡、食物多樣性低等原因而有健康狀況較差的情形(Willemsen et al. 2002)，此情況亦可能影響野放後的健康狀況。本研究計畫2022年與2023年釋放的幼龜在野放前皆有完善的食物供給與疾病檢測，以確保釋放健康的於實驗樣地，以得到正確的野放追蹤結果。所有個體的食物供給以絞肉、多樣蔬菜與虱目魚飼料搭配，餵食頻度為一周兩次，食物量則是稍多於一餐能吃完的量(約40至60公克)，非大量供給。野放前一個月仍然維持此餵食頻度與供給量，虱目魚飼料比重增加，盡可能避免幼龜成長幅度過快而超過計畫規劃野放的幼龜體型。疾病檢測部分，野放前飼養幼龜的籠舍進行疱疹病毒、蛙病毒及霉漿菌的抽樣化驗，結果均為陰性，因此可排除疾病導致健康狀況不佳的可能。此外，██████地區的食物資源豐富，幼龜可取得的食物量不受到限制且食物種類多樣(附錄圖6)，在實驗完成後拆除發報器時也發現多隻追蹤個體的體態逐漸豐腴(附錄圖7)。在真鱷龜(*Macrochelys Temminckii*)幼龜的野放研究中同樣發現幼龜在野放後出現健康狀況改善的現象，顯示幼龜在野外環境獲得

了最佳的生長條件(Moore et al. 2013)。綜合上述原因，推測野放後幼龜CI值增加之原因可能是圈養期間提供的食物量並非無上限供應，而野放後於自然棲地中尋找各項資源無虞所致。

環境溫度改變與降雨減少可能是影響幼龜健康狀況變化的主要原因。冬季由於氣溫下降，環境中的熱源不足以支持身體代謝所需，因此食蛇龜會透過降低活動、覓食的頻率以及進行休眠來減少自身能量的消耗(許 2019)，本研究釋放的幼龜表現出上述現象，隨著周遭的氣溫持續下降，幼龜的日平均移動距離隨之下降(圖8)，同時低溫也促使部分個體表現出埋入土中休眠的行為(附錄圖8)。此活動及覓食頻率減緩的影響直接反映在個體的健康狀況上，無論何種體型的幼龜其健康狀況都在休眠期持續下降，但在春季又會因環境溫度提高促使活動頻率增加，使得健康狀況得以回復到休眠期前的水平。此外，在許多陸龜的研究中發現野外個體在經歷旱季後會因脫水或缺水導致的食物缺乏而有較差的健康狀況(Willemsen and Hailey 2002; Sibeaux et al. 2016; Hofmeyr et al. 2017)。本研究計畫在休眠期的追蹤過程時常發現幼龜的眼瞼疑似因乾燥而無法睜眼的情況發生(附錄圖9)，同時野放地附近最近的氣象站(農業氣象站)當下所記錄之平均月降雨量也相當稀少，顯示缺水可能也是造成幼龜在休眠期健康狀況下降的原因。不論原因為何，休眠期的身體狀況指標下降應該是相當正常的現象。

幼龜野放時健康狀況越好，在野放之後的健康狀況也會跟著越好(表四)，此相關性可能與體內儲存的能量多寡有關。由於本研究計畫所使用的CI值估算公式並不會因體型增加而使CI值變大(梁 2014)，因此野放時CI越高即代表該隻幼龜在野放前儲存的蛋白質及脂肪較多，理論上野放後也有更多的能量可以覓食及尋找品質較高的棲地，使得野放後的健康狀況持續改善。我們持續追蹤兩年的結果同樣符合此趨勢，代表日後野放時個體的CI值需要被納入評估，以提升食蛇龜幼龜移地復育的成效。

成長速率方面，陳和謝(1988)的研究指出野外食蛇龜雌龜的成長速率高於雄

龜，但在本研究計畫中不管是背甲直線長、背甲弧長、背甲寬的成長比率皆未有顯著差異(表八)，2022及2023年的個體野放至今並未發現性別差異之趨勢，與陳(1998)在翡翠水庫測量標放個體的結果類似。野放的幼龜在冬季通常會進行冬眠且食物取得較不穩定，因此成長率會低於人工飼養的幼龜(Daly et al. 2018; Carstairs et al. 2019)。國內過去對食蛇龜幼龜的研究也有發現類似的現象(孫雅筠，未發表資料)，因圈養環境一般在冬天會持續提供加溫，圈養龜在野生龜、野放龜的冬眠期也會持續進食，所以圈養個體與野生個體相比會有較高的成長速率。

3. 幼龜活動模式與棲地利用

本研究三年追蹤計畫的結果顯示幼龜的活動面積受到野放時的健康狀況所影響，而野放時體型、性別與遺傳等三項因素並不會造成影響。雄龜與雌龜活動範圍無顯著差異的情形與台灣部分成龜追蹤的研究結果相同(陳 2011; 黃 2022)，但與部分研究不同(蔡 2019)(表十四)，上述文獻中雄龜活動範圍大於雌龜的原因可能與交配季節有關(李 2013; 蔡 2019)，然而本研究計畫野放的幼龜並無繁殖交配的需求，無論是雄性或雌性皆不須大範圍移動以尋找配對或適合產卵的地點(Millar and Blouin-Demers 2011)，使得性別之間的活動面積差異較小。

野放時擁有較好健康狀況的個體傾向有較小的活動範圍，此現象與平均移動速率的分析結果互相支持，健康狀況好的個體在野放期與休眠期可能因擁有較佳的覓食效率或健康狀況，不需急於獲取資源而有較低的移動速率；相反的，健康狀況差的個體可能覓食效率較差或為了盡快獲得資源以改善自身健康狀況，因此向外探索的傾向也越明顯，導致平均移動速率與整體的活動面積增加。類似現象也出現在斯氏夜鷂(*Catharus ustulatus*)的遷移及褐鵜鶘(*Pelecanus occidentalis*)的繁殖過程中，當個體健康狀況較差時會傾向於提高覓食活動的頻率以盡快改善自身的健康狀況，或是狀況較好的個體本身即有較好的覓食效率，因此每日的覓食距離較短(Matthews and Rodewald 2010; Walter et al. 2014)。

本研究顯示體型與活動範圍不相關的結果，與花蓮地區野放族群的追蹤結果類似(蔡 2015; 黃 2022)，但與雲林林內的野生族群不同(陳 2011)(表十四)，由於不同地區族群的活動範圍會受到氣候、棲地品質、族群密度、地景組成等因素所影響(陳 2011; Stickel 1989; Fortin et al. 2012)，因此與國內過去研究的差異可能是受到上述原因所致。此外，追蹤期的長短可能也是影響性別間活動面積是否存在差異的其中一項因素(Burge 1977; O'Connor et al. 1994)。本計畫2022年分析的數據僅有4個月的定位資料，並未發現性別間活動面積存在差異的現象，2023年使用14個月的數據重新進行分析時，發現性別會對幼龜活動面積的大小造成影響，但在2024年追蹤滿24個月後重新分析，卻發現性別間活動面積並不存在差異。此結果代表若要詳細探究食蛇龜野放後的移動模式，較長期的監測確實有其必要性。

剛野放的食蛇龜因為不熟悉新的環境，常會表現出到處探索而有活動面積大於野生族群的現象(Nussear et al. 2012; 黃 2022)。本研究計畫的追蹤結果及過去在同一樣區對移地野放成龜進行的追蹤研究也呈現類似趨勢(表十三)，幼龜在剛野放的前幾個月表現出日平均移動距離大幅提高及活動面積明顯大於野生成龜的狀況，與野放點的直線距離在此時期也持續增加，但從第一年的休眠期(2023年1月至4月)開始，幼龜的日平均移動距離隨著溫度逐漸降低而下降，多數個體也不再向外繼續擴散，開始於野放點周邊300公尺的範圍內建立穩定棲地，即使到了溫度逐漸升高的活動期(2023年5月至12月)，多數幼龜的日平均移動距離雖然提高，但與野放點的直線距離並未明顯增加(圖8)，此外，野放第二年(2023年7月至2024年6月)的活動面積也顯著低於野放第一年(2022年7月至2023年6月)的活動面積(圖12)。上述現象在多種龜類移地野放的研究中時常發現，如沙漠陸龜(Field et al. 2007; Nussear et al. 2012)、佛州穴龜(Bauder 2014)與食蛇龜等(黃 2022)，隨著幼龜逐漸適應野外環境並建立穩定的棲地，最終野放龜的活動模式很可能趨近當地野生族群的狀況(Field et al. 2007; Nussear et al. 2012; 蔡 2015)。總結來說，無論是從幼龜的日平均移動距離、與野放點的直線距離、或是幼龜在不同時期表

現出的活動面積來看，都顯示本研究於2022年及2023年釋放的幼龜活動模式已趨於穩定，多數個體已於野放點周邊500公尺的範圍內建立穩定棲地。

躲藏位置是否容易進行體溫調節可能是影響幼龜對巨棲地及微棲地利用偏好的主要原因。幼龜選擇使用檳榔園、草生地與森林這三種棲地類型的使用偏好並無顯著差異，或許是因這三種環境對幼龜而言並無太大差別，檳榔園、草生地因為缺乏遮蔽陽光的大型喬木，僅有容易透光的草本植物覆蓋地表，使得食蛇龜更容易進行體溫的調控。森林雖然是最常被幼龜利用的巨棲地類型(圖15A)，但實際發現幼龜的位置大多是在森林邊緣，或是位處樹冠層較稀疏且容易曬到陽光的位置，過於鬱閉的森林環境反而較不被食蛇龜所偏好。如此現象也在過去翡翠水庫及台灣東部進行的研究中發現(蔡 2019; 黃 2022)。此外，在追蹤過程中也發現幼龜的休息位置有時會在檳榔園、草原與茶園等開闊環境的邊緣來回移動，其經常利用這些容易受到陽光曝曬的位置進行溫度調節(附錄圖10)，而休息時則會挑選遮蔽度較高的微棲地環境(如草叢或落葉下)進行躲藏(附錄圖11、12)，這類環境通常具有提供相對穩定的溫溼度的功能，使得龜類得以在溫度下降時利用這些微棲地以維持體溫的恆定(Butterfield et al. 2018)。另一方面，幼龜對茶園、河岸邊坡則是顯著地不選擇，對人造物環境則是完全迴避，可能與這些環境缺乏適合幼龜躲藏的環境以及缺乏食物資源有關，由於樣區內的茶園多是以慣行農法施做為主，能提供的食物資源很可能低於檳榔園、草生地與森林，因此顯著不被幼龜所偏好；河岸邊坡與人造物則是由於地表幾乎都是由岩石或水泥所構成，無法提供任何食物資源與適合棲息的環境，因此皆不被幼龜所偏好。

上述部分成果已於2024年動物行為暨生態研討會(附錄二)與第十屆兩棲爬行動物學大會(10th World Congress of Herpetology)(附錄三)發表，前者為國內最具規模的動物行為與生態保育研討會，後者為四年舉辦一次的全球兩棲爬行動物學盛會。發表後皆獲得相當的回響，也讓國內外相關人士了解政府對此瀕危物種保育所做的投入與成果。

五、總結與建議

1. 本計畫標放採robust design的設計，野外放置陷阱之空間密度與時間頻度都相當可行且有效，可捕捉族群中近半數之個體並評估是否有陷阱反應。一年兩次的雙階層標放能夠蒐集足夠的標放資料，並進行相對細緻的族群參數估算，在3年內僅7次的調查下，即可收斂且有效的估算各項族群參數。此低時間頻度與高空間強度的robust design標放調查方法，可供日後食蛇龜的族群調查參考，甚至可以運用至其他數量稀少而難以捕捉的瀕危物種。
2. 目前此族群之參數估算值都落於合理範圍內。其存活率略低但上界涵蓋正常範圍(77.50%，95%CI: 45.02-93.54%)，略低的估算值應為永久遷出所造成。遷移模式為性別相依的隨機遷移，雌雄遷移傾向差異大。雌龜的移出率、留存率與移入率接近五成，遷移與留存的比例均衡；雄龜的移出率超過八成，遠高於留存與移入率，顯示雄龜具有更強的遷移傾向。整體族群密度在每公頃1.17至3.15間波動，性比則在1:1.33至1:5間，反映了雄龜好動而雌龜相反的行為特性。目前所有族群參數未有明顯異常，族群密度可能未到達族群承載之上限。日後可持續監測此族群，其族群參數將可作為日後復育計畫推展與後續族群監測的參考。
3. 本研究計畫共追蹤23隻背甲長9至13.5公分以上的幼龜與亞成龜(9雄14雌)，野放後存活率達95.7%，多數幼龜的健康與成長狀況良好，體型並不影響野放後之適應情況。此結果代表背甲長9公分以上之幼龜在野放後應能良好適應野外環境，未來野放計畫可將幼龜納入其中，自最底層補充族群數量，讓野外族群結構更加完整。
4. 23隻幼龜的100%MCP平均活動範圍為 5.49 ± 7.18 公頃，95% KDE平均活動範圍為 0.94 ± 0.51 公頃，此活動面積不受性別、體型與遺傳分群的影響，僅與野放時健康狀況呈現負相關，代表野放時良好的健康情況有助於促使個體停留在樣

地內，日後野放幼龜時應作為未來挑選野放個體的重要判斷準則，建議野放之前適度增餵食頻率及份量，以縮小活動面積與日移動距離，藉此提高個體在野放地點的留存率，使補充野外族群的效益最大化。

5. 幼龜較常利用檳榔園、草生地及闊葉林等3種巨棲地類型，特別是鬱閉度稍低的森林邊緣與其他棲地交接處，但對於茶園、河岸邊坡與人工環境則表現出明顯的不偏好，因此未來若要找尋潛在的幼龜野放地點時建議應盡可能遠離這3類棲地類型。
6. 過去研究指出台灣本島不同地區的食蛇龜族群遺傳上存在明顯的地區變異(吳等人，2012)。未來若要制定一套標準的野放流程，如何快速有效的辨別出收容個體的遺傳分群會是野放工作的重點之一。本計畫之遺傳分析方式可供未來食蛇龜遺傳相關研究參考。此外遺傳分群並不影響幼龜野放後的存活、成長與活動狀況，因此就生態層面來說，將不同分群野放於同地應該不會產生負向影響。

六、參考文獻

- Batson, W. G., Gordon, I. J., Fletcher, D. B., & Manning, A. D. 2015. Translocation tactics: a framework to support the IUCN Guidelines for wildlife translocations and improve the quality of applied methods. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), 1598-1607.
- Bauder, J. M., Castellano, C., Jensen, J. B., Stevenson, D. J., & Jenkins, C. L. 2014. Comparison of movements, body weight, and habitat selection between translocated and resident gopher tortoises. *The Journal of Wildlife Management*, 78(8), 1444-1455.
- Burge, B. L. 1977. *Movements and behavior of the desert tortoise, Gopherus agassizi* (Doctoral dissertation, University of Nevada, Las Vegas).
- Butterfield, T. G., Scoville, A., García, A., & Beck, D. D. 2018. Habitat use and activity patterns of a terrestrial turtle (*Rhinoclemmys rubida perixantha*) in a seasonally dry tropical forest. *Herpetologica*, 74(3), 226-235.
- Carr, A. 1986. Rips, FADS, and little loggerheads. *BioScience* 36:92-100.
- Carstairs, S., Paterson, J. E., Jager, K. L., Gasbarrini, D., Mui, A. B., & Davy, C. M. 2019. Population reinforcement accelerates subadult recruitment rates in an endangered freshwater turtle. *Animal Conservation*, 22(6), 589-599.
- Chen, T.-H., & Lue, K.-Y. 1999. Population characteristics and egg production of the yellow-margined box turtle, *Cuora flavomarginata flavomarginata*, in northern Taiwan. *Herpetologica* 55:487-498.
- Chen, T.-H., & Lue, K.-Y. 2002. Growth patterns of the yellow-margined box turtle (*Cuora flavomarginata*) in Northern Taiwan. *Journal of Herpetology* 36:201-208.
- Chen, T.-H., Chang, H.-C. & Lue, K.-Y. 2009. Unregulated trade in turtle shells for Chinese traditional medicine in east and southeast Asia: the case of Taiwan. *Chelonian Conservation and Biology* 8:11-18.
- Daly, J. A., Buhlmann, K. A., Todd, B. D., Moore, C. T., Peaden, J. M., & Tuberville, T. D. 2018. Comparing growth and body condition of indoor-reared, outdoor-reared, and direct-released juvenile Mojave desert tortoises. *Herpetological Conservation and Biology*, 13(3), 622-633.
- Ernst, C. H., & Lovich, J. E. 2009. *Turtles of the united states and Canada*. JHU Press.
- Field, K. J., Tracy, C. R., Medica, P. A., Marlow, R. W., & Corn, P. S. 2007. Return to the wild: translocation as a tool in conservation of the desert tortoise (*Gopherus agassizii*). *Biological Conservation*, 136(2), 232-245.

- Fortin, G., Blouin-Demers, G., & Dubois, Y. 2012. Landscape composition weakly affects home range size in Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*). *Ecoscience*, 19(3), 191-197.
- Haitao, S., Parham, J. F., Zhiyong, F., Meiling, H., & Feng, Y. 2008. Evidence for the massive scale of turtle farming in China. *Oryx*, 42(1), 147-150.
- Haitao, S., Parham, J. F., Lau, M., & Tien-Hsi, C. 2007. Farming endangered turtles to extinction in China. *Conservation Biology*, 21(1), 5-6.
- Harless, M. L., Walde, A. D., Delaney, D. K., Pater, L. L., & Hayes, W. K. 2010. Sampling considerations for improving home range estimates of desert tortoises: effects of estimator, sampling regime, and sex. *Herpetological Conservation and Biology*, 5(3), 374-387.
- Hofmeyr, M. D., Henen, B. T., & Walton, S. 2017. Season, sex and age variation in the haematology and body condition of geometric tortoises *Psammobates geometricus*. *African Zoology*, 52(1), 21-30.
- Horne, J. S., & Garton, E. O. 2009. Animal space use 1.3. URL: http://www.cnr.uidaho.edu/population_ecology/animal_space_use.htm.
- Kendall, W. L., Pollock, K. H., & Brownie, C. 1995. A likelihood-based approach to capture-recapture estimation of demographic parameters under the robust design. *Biometrics*, 293-308.
- Knoerr, M. D., Tutterow, A. M., Graeter, G. J., Pittman, S. E., & Barrett, K. 2022. Population models reveal the importance of early life-stages for population stability of an imperiled turtle species. *Animal Conservation*, 25(1), 53-64.
- Lepeigneul, O., Ballouard, J. M., Bonnet, X., Beck, E., Barbier, M., Ekor, A., Buisson, E. & Caron, S. 2014. Immediate response to translocation without acclimation from captivity to the wild in Hermann's tortoise. *European journal of wildlife research*, 60(6), 897-907.
- Lin, Y. F., Wu, S. H., Lin, T. E., Mao, J. J., & Chen, T. H. 2010. Population status and distribution of the Endangered yellow-margined box turtle *Cuora flavomarginata* in Taiwan. *Oryx*, 44(4), 581-587.
- Lovich, J. E., Ennen, J. R., Agha, M., & Gibbons, J. W. 2018. Where have all the turtles gone, and why does it matter?. *BioScience*, 68(10), 771-781.
- Lue, K. Y., & Chen, T. H. 1999. Activity, movement patterns, and home range of the yellow-margined box turtle (*Cuora flavomarginata*) in northern Taiwan. *Journal of Herpetology*, 590-600.
- Martin, T. G., Nally, S., Burbidge, A. A., Arnall, S., Garnett, S. T., Hayward, M. W., Lumsden, L. F., Menkhurst, P., McDonald-Madden, E. & Possingham, H. P. 2012. Acting fast helps avoid extinction. *Conservation Letters* 5:274-280.

- Matthews, S. N., & Rodewald, P. G. 2010. Movement behaviour of a forest songbird in an urbanized landscape: the relative importance of patch-level effects and body condition during migratory stopover. *Landscape ecology*, 25, 955-965.
- Micheli-Campbell, M. A., Campbell, H. A., Connell, M., Dwyer, R. G., & Franklin, C. E. 2013. Integrating telemetry with a predictive model to assess habitat preferences and juvenile survival in an endangered freshwater turtle. *Freshwater Biology*, 58(11), 2253-2263.
- Millar, C. S., & Blouin-Demers, G. 2011. Spatial ecology and seasonal activity of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) in Ontario, Canada. *Journal of Herpetology*, 45(3), 370-378.
- Moore, D. B., Ligon, D. B., Fillmore, B. M., & Fox, S. F. 2013. Growth and viability of a translocated population of alligator snapping turtles (*Macrochelys temminckii*). *Herpetological Conservation and Biology*.
- Nijman, V., & Shepherd, C. R. 2015. Analysis of a decade of trade of tortoises and freshwater turtles in Bangkok, Thailand. *Biodiversity and Conservation*, 24, 309-318.
- Nussear, K. E., Tracy, C. R., Medica, P. A., Wilson, D. S., Marlow, R. W., & Corn, P. S. 2012. Translocation as a conservation tool for Agassiz's desert tortoises: survivorship, reproduction, and movements. *The Journal of Wildlife Management*, 76(7), 1341-1353.
- O'Connor, M. P., Zimmerman, L. C., Ruby, D. E., Bulova, S. J., & Spotila, J. R. 1994. Home range size and movements by desert tortoises, *Gopherus agassizii*, in the eastern Mojave Desert. *Herpetological Monographs*, 60-71.
- Pike, D. A., Pizzatto, L., Pike, B. A., & Shine, R. 2008. Estimating survival rates of uncatchable animals: the myth of high juvenile mortality in reptiles. *Ecology*, 89(3), 607-611.
- Pollock, K. H. 1982. A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. *The Journal of Wildlife Management* 46:752-757.
- Rhodin, A. G., Stanford, C. B., Van Dijk, P. P., Eisemberg, C., Luiselli, L., Mittermeier, R. A., ... & Vogt, R. C. 2018. Global conservation status of turtles and tortoises (order Testudines). *Chelonian conservation and biology*, 17(2), 135-161.
- Rosen, G. E., & Smith, K. F. 2010. Summarizing the evidence on the international trade in illegal wildlife. *EcoHealth*, 7, 24-32.
- Schneider, A. C., Arnold, T. W., Huber, P. W., & Lewis, T. L. 2018. An 18-year mark-recapture study of wood turtles (*Glyptemys insculpta*) in Michigan. *Journal of Herpetology*, 52(2), 193-200.
- Seddon, P. J., Armstrong, D. P., & Maloney, R. F. 2007. Developing the science of reintroduction biology. *Conservation biology*, 21(2), 303-312.

- Shier, D. M. 2016. Manipulating animal behavior to ensure reintroduction success. *Conservation behavior: applying behavioral ecology to wildlife conservation and management*, 21, 275.
- Sibeaux, A., Michel, C. L., Bonnet, X., Caron, S., Fournière, K., Gagno, S., & Ballouard, J. M. 2016. Sex-specific ecophysiological responses to environmental fluctuations of free-ranging Hermann's tortoises: implication for conservation. *Conservation physiology*, 4(1), cow054.
- Spangler, S. J., Thompson, D. M., Fillmore, B. M., Simmons, R., Graves, K., & Ligon, D. B. (2021). Observations of movement patterns and habitat associations of hatchling Alligator Snapping Turtles (*Macrochelys temminckii*). *Herpetological Conservation and Biology*, 16(2), 461-470.
- Stickel, L. F. 1989. Home range behavior among box turtles (*Terrapene c. carolina*) of a bottomland forest in Maryland. *Journal of Herpetology*, 40-44.
- Tetzlaff, S. J., Sperry, J. H., Kingsbury, B. A., & DeGregorio, B. A. 2019. Captive-rearing duration may be more important than environmental enrichment for enhancing turtle head-starting success. *Global Ecology and Conservation*, 20, e00797.
- Uetz, P. 2021. The Reptile Database. <http://www.reptile-database.org>.
- Walter, S. T., Leberg, P. L., Dindo, J. J., & Karubian, J. K. 2014. Factors influencing Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*) foraging movement patterns during the breeding season. *Canadian Journal of Zoology*, 92(10), 885-891.
- Walter, W. D., & Fischer, J. W. 2016. Manual of applied spatial ecology. *State College, PA: Pennsylvania State University*.
- White, G. C., & Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird study*, 46(sup1), S120-S139.
- Willemssen, R. E., & Hailey, A. 2002. Body mass condition in Greek tortoises: regional and interspecific variation. *Herpetological Journal*, 12(3), 105-114.
- Willemssen, R. E., Hailey, A., Longepierre, S., & Grenot, C. 2002. Body mass condition and management of captive European tortoises. *Herpetological Journal*, 12(3), 115-122.
- Worton, B. J. 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *The Journal of wildlife management*, 794-800.
- 吳聲海。2012。台灣全島食蛇龜族群遺傳與棲地環境調查及復育經營策略研究計畫(行政院農業委員會林務局委託研究計畫成果報告)。國立中興大學。台中。
- 吳聲海。2014。野生食蛇龜密度估計和食性分析研究計畫(行政院農業委員會林務局委託研究計畫成果報告)。國立中興大學。台中。
- 李文瑄。2013。台灣南部食蛇龜(*Cuora flavomarginata*)之溫度調節、微棲地利用與活動範圍。國立屏東科技大學碩士論文。屏東。

- 陈焱国、谢建军。1988。黄缘闭壳龟生长速度的测定。动物学杂志，23(2)， 34-35。
- 孫雅筠。2016。估算台灣食蛇龜年齡之兩種方法比較。國立中興大學碩士論文。台中。
- 梁瑋。2014。食蛇龜(*Cuora flavomarginata*)的身體質量狀況：野生及圈養環境下的變化。國立屏東科技大學碩士論文。屏東。
- 許心柔。2019。翡翠水庫保護區食蛇龜(*Cuora flavomarginata*)季節性之溫度生態。國立屏東科技大學碩士論文。屏東。
- 陳帝溶。2011。次生林和半自然環境食蛇龜活動模式、微棲地利用和活動範圍。國立中興大學碩士論文。台中。
- 陳添喜。1998。台灣北部地區斑龜(*Ocadia sinensis*)及食蛇龜(*Cuora flavomarginata*)生活史之研究。國立臺灣師範大學博士論文。台北。
- 陳慧娟。2012。台灣食蛇龜在甲殼形態上的地理變異。國立中興大學碩士論文。台中。
- 黃昱凱。2022。瀕危食蛇龜(*Cuora flavomarginata*)的異地野放：渡冬習性對移動與留存率的影響。國立屏東科技大學碩士論文。屏東。
- 蔡承儒。2019。翡翠水庫食蛇龜野生動物保護區食蛇龜(*Cuora flavomarginata*)之活動範圍、棲地利用與微棲地選擇。國立屏東科技大學碩士論文。屏東。
- 蔡學承。2015。釋放月份和釋放後時間對移地野放食蛇龜活動範圍的影響。國立中興大學碩士論文。台中。
- 蔡繼鋒。2007。台灣南部季風林食蛇龜之日活動模式與活動範圍。國立成功大學碩士論文。台南。
- 蘇珊慧。2011。台灣地區食蛇龜的分布預測。國立中興大學碩士論文。台中。

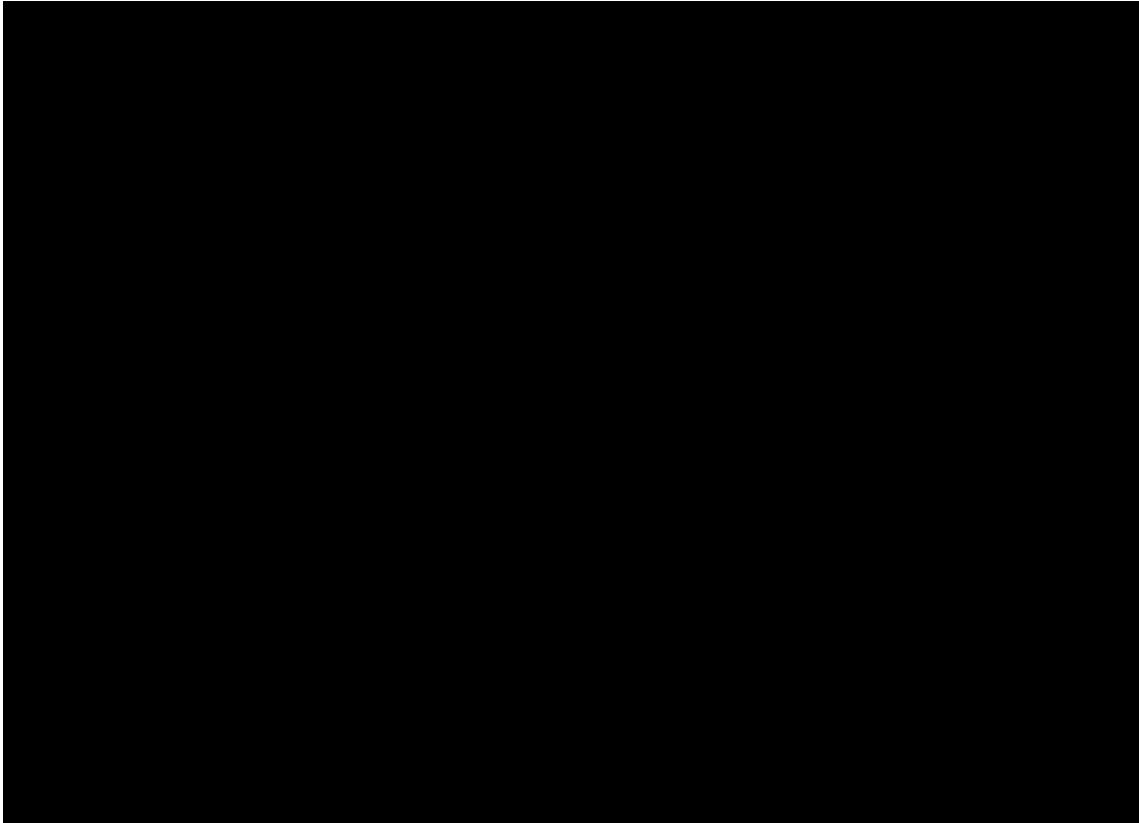


圖1、範圍與相對位置

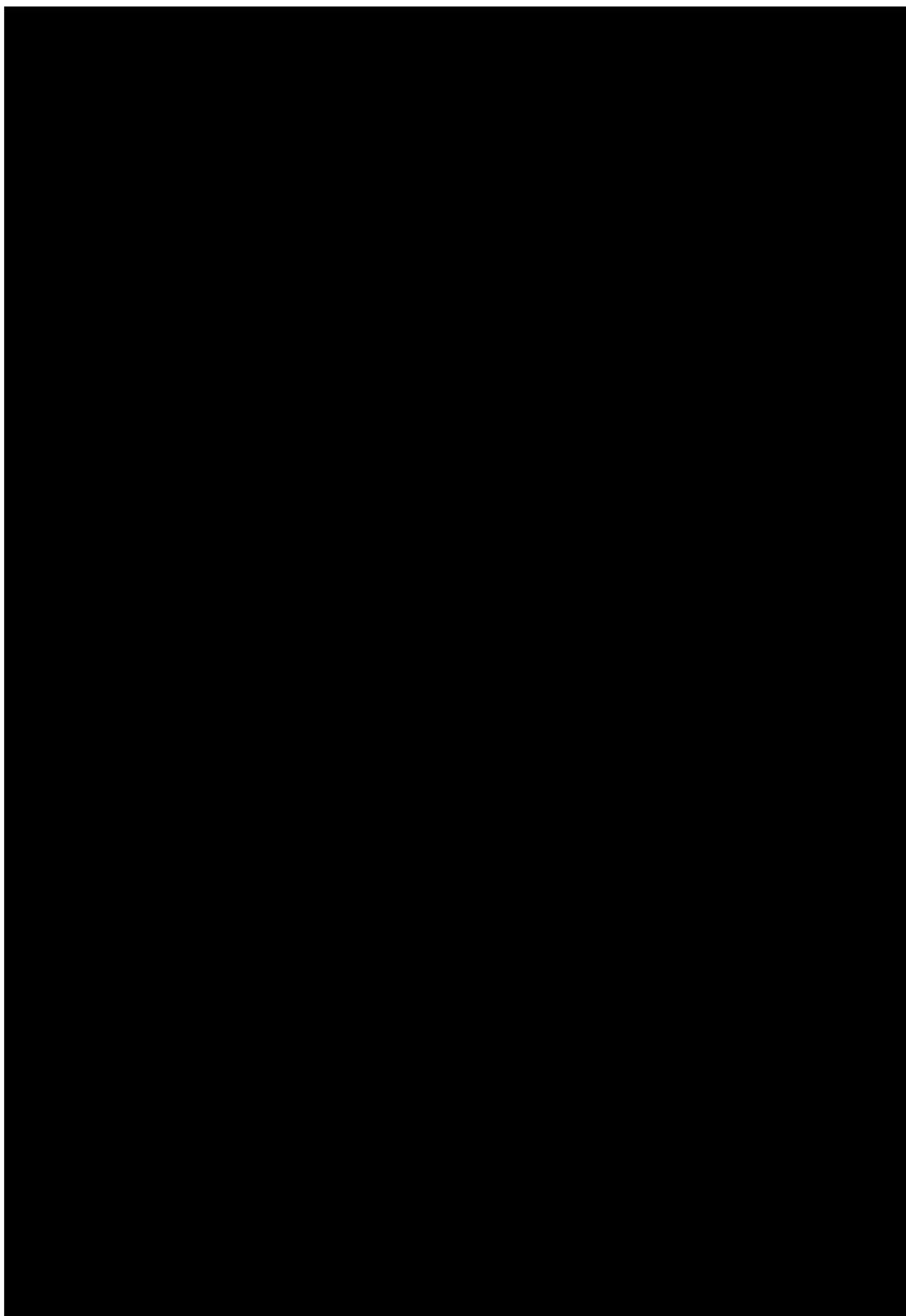


圖2、食蛇龜標放設籠位置。(A)2024年4月食蛇龜標放設籠位及(B)2024年8月食蛇龜標放設籠位

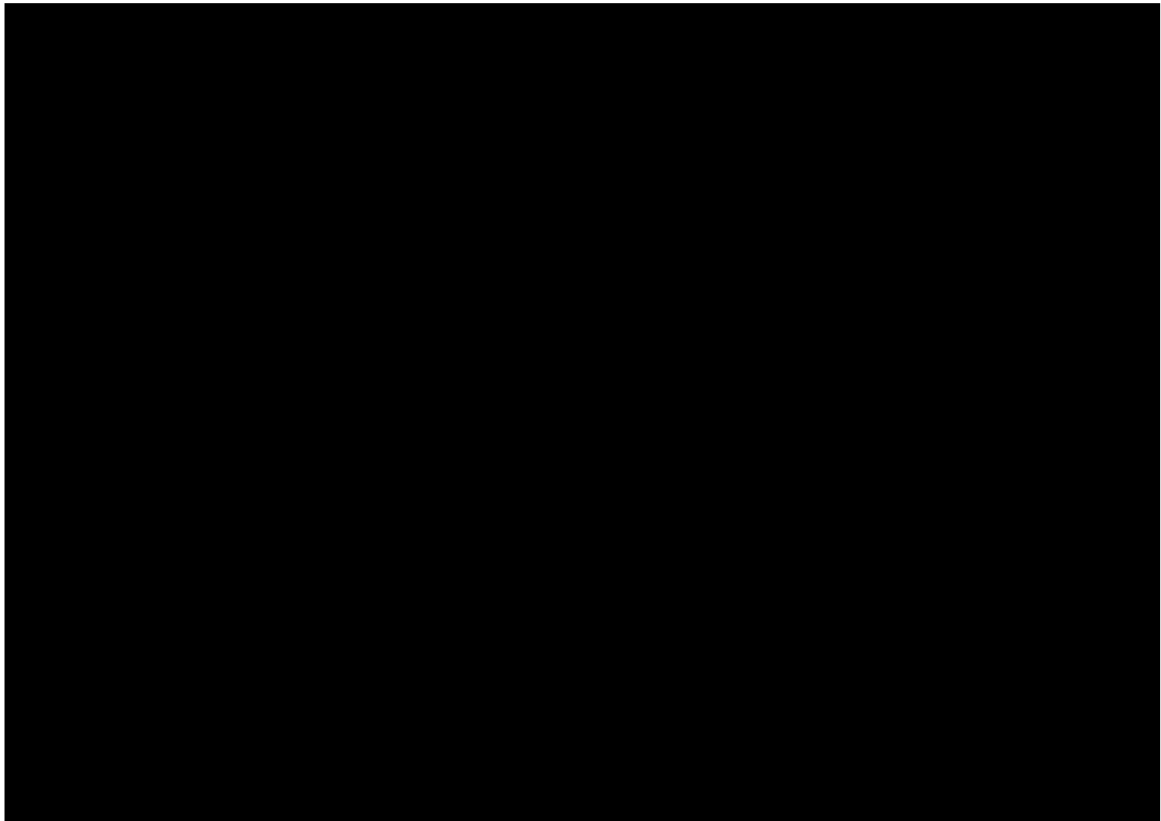


圖3、食蛇龜追蹤定位點、棲地隨機取樣點與研究樣區範圍

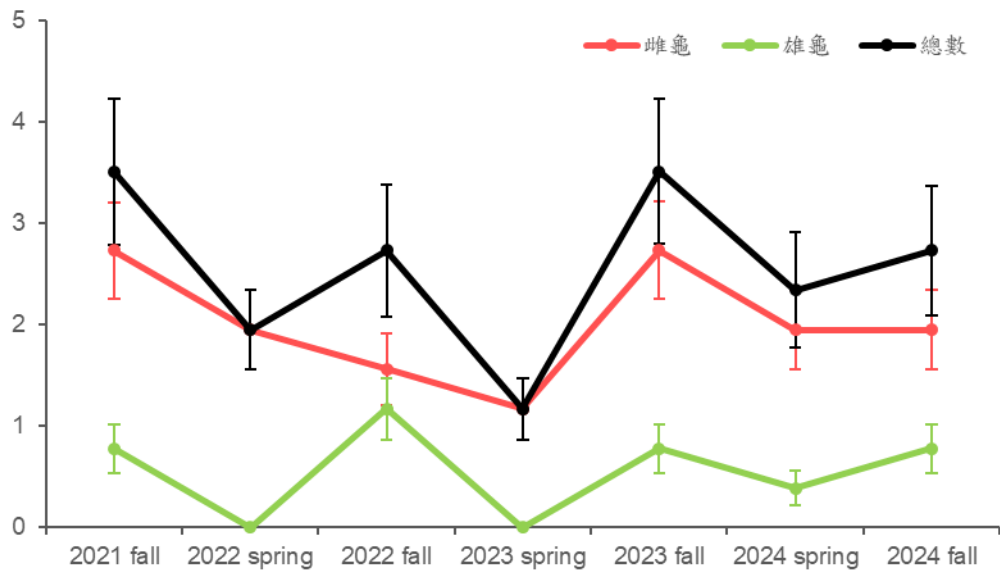


圖4、樣區內雄龜與雌龜族群密度(隻/公頃)隨時間之波動趨勢。誤差線為估算標準誤。

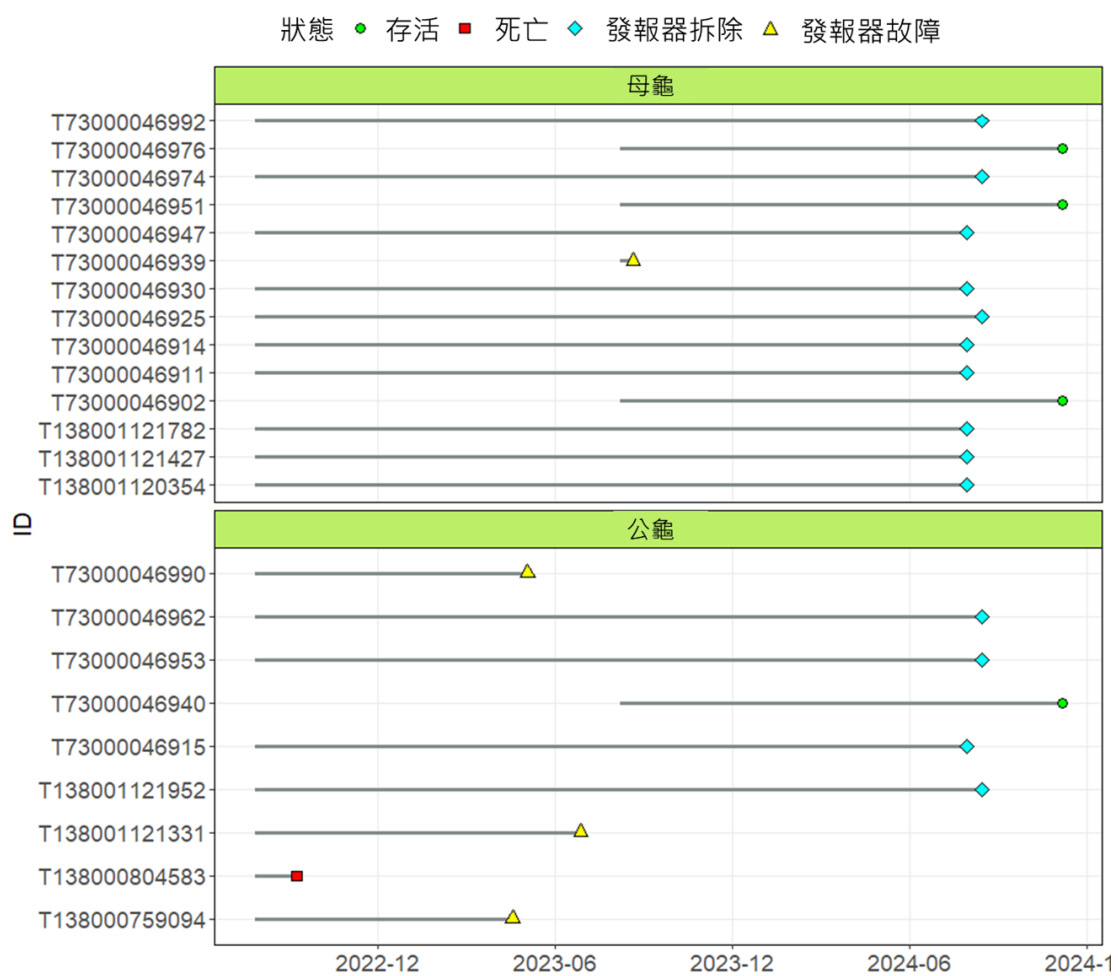


圖5、2022至2024野放幼龜追蹤狀況



圖6、(A)疑似被除草機打掉的發報器及(B)發報器周邊環境

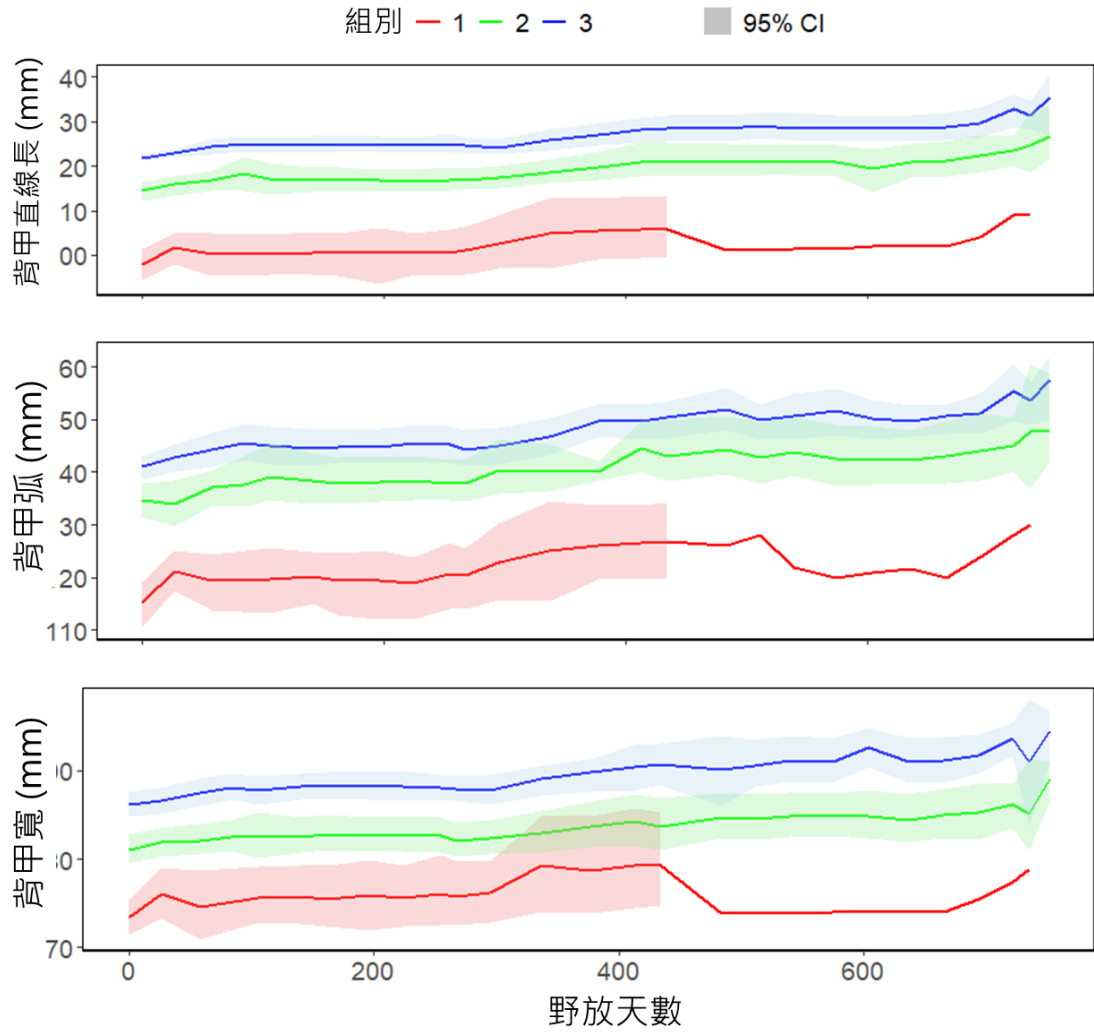


圖7、幼龜形質成長狀況。圖中組別1代表野放時背甲直線長介於9至10.5公分 (n=6) 的個體，組別2代表10.5至12公分(n=9)的個體，組別3代表12至12.5公分 (n=8) 的個體，淺色部分則為不同體型之95%信賴區間。組別1的6隻個體中僅有1隻追蹤天數達734天，其餘5隻個體追蹤天數僅有455天，故導致組別1各項形質的趨勢線在野放435天後下降，並導致95%信賴區間無法計算。

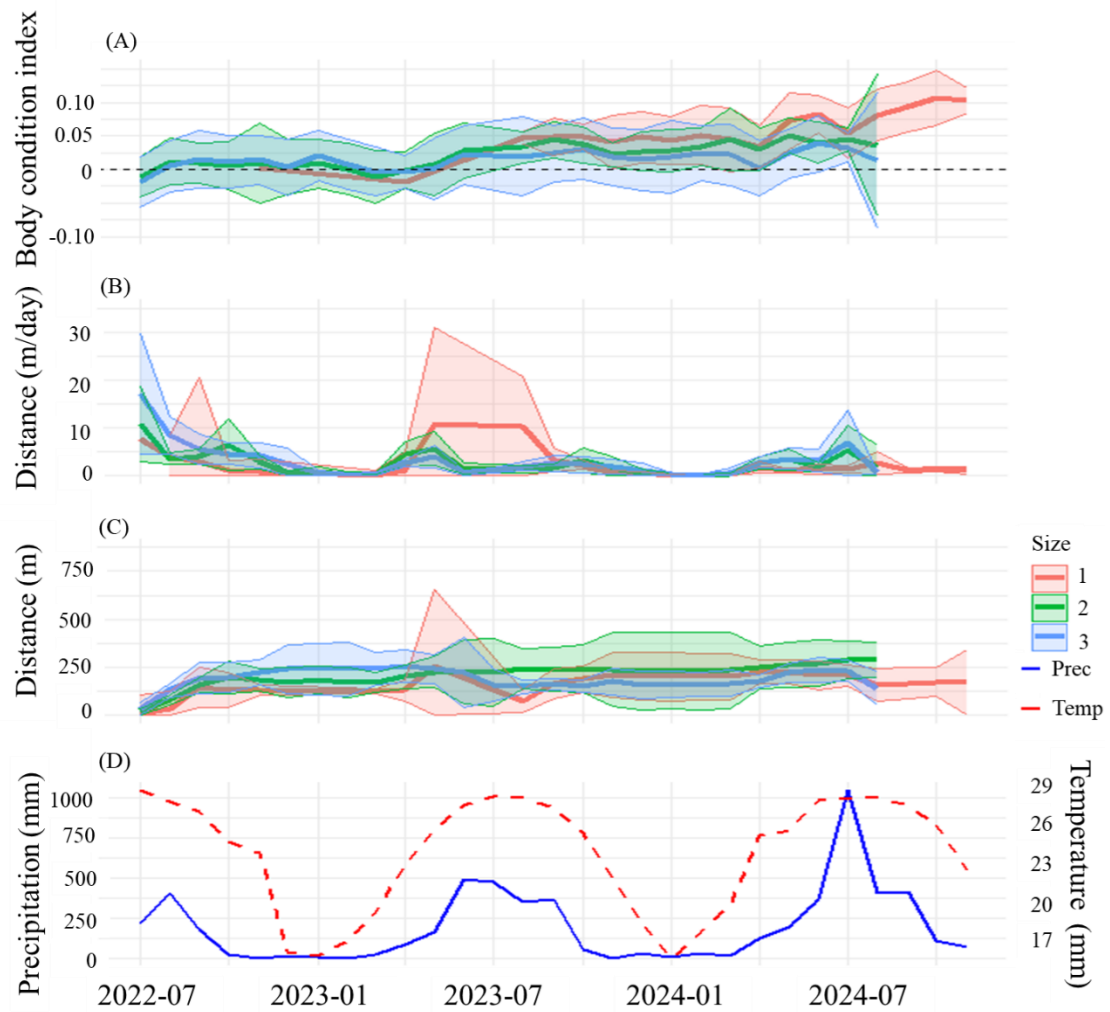


圖8、幼龜野放後的健康狀況指數與移動模式變化。(A)健康狀況指數、(B)日平均移動距離、(C)與野放點的直線距離與(D)農業氣象站降雨量與氣溫。灰色區塊代表幼龜出現埋於土中的休眠行為，圖中組別1代表野放時背甲直線長介於9至10.5公分 (n=6) 的個體，組別2代表10.5至12公分(n=9)的個體，組別3代表12至12.5公分 (n=8) 的個體，淺色部分則為不同體型之95%信賴區間。

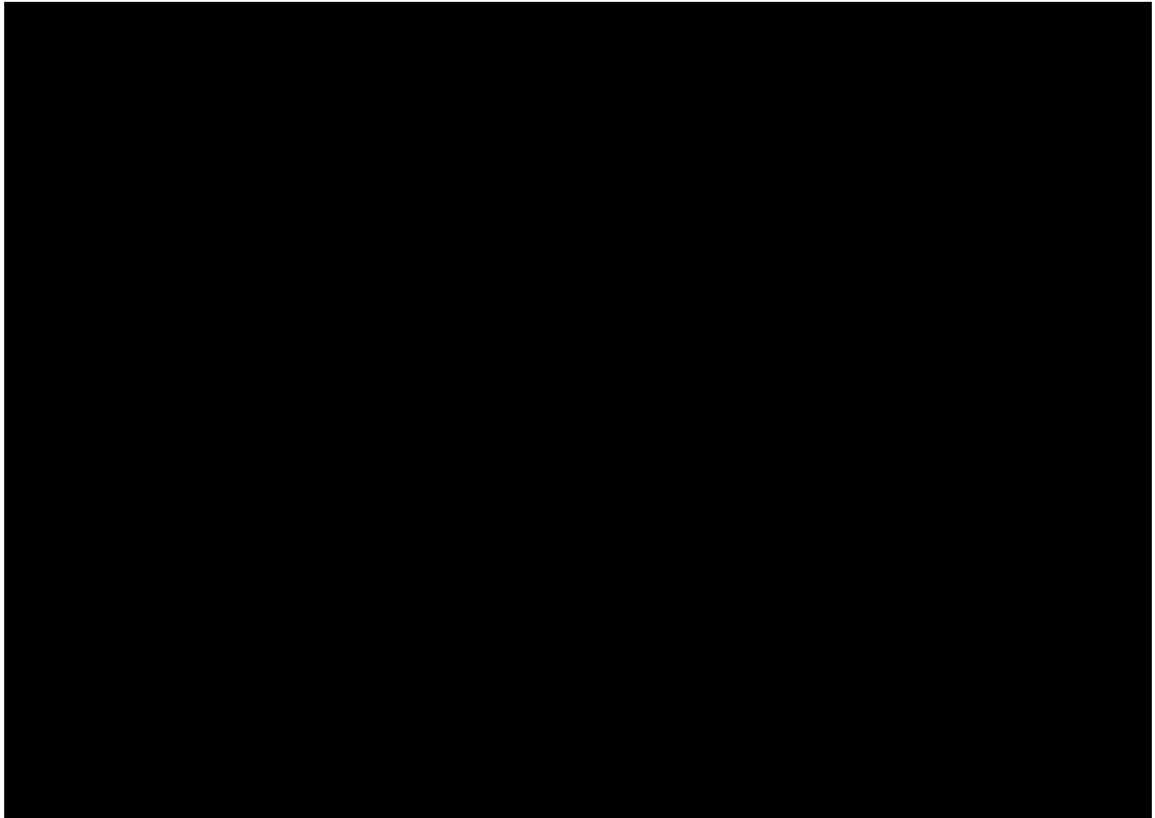


圖9、幼龜100%MCP活動範圍。

圖10A、T73000046902之KDE結果。	圖10B、T73000046902移動路線與MCP。
圖10C、T73000046911之KDE結果。	圖10D、T73000046911移動路線與MCP。
圖10E、T73000046914之KDE結果。	圖10F、T73000046914移動路線與100%。
圖10G、T73000046915之KDE結果。	圖10H、T73000046915移動路線與MCP。

圖10I、T73000046925KDE結果。	圖10J、T73000046925移動路線與MCP。
圖10K、T73000046930之KDE結果。	圖10L、T73000046930移動路線與MCP。
圖10M、T73000046939之移動路線與最後定位點。	

圖10N、T73000046940之KDE結果。	圖10O、T73000046940移動路線與MCP。
圖10P、T73000046947之KDE結果。	圖10Q、T73000046947移動路線與MCP。
圖10R、T73000046951之KDE結果。	圖10S、T73000046951移動路線與MCP。
圖10T、T73000046953之KDE結果。	圖10U、T73000046953移動路線與MCP。

圖10V、T73000046962之KDE結果。	圖10W、T73000046962移動路線與MCP。
圖10X、T73000046974之KDE結果。	圖10Y、T73000046974移動路線與MCP。
圖10Z、T73000046976之KDE結果。	圖10AA、T73000046976移動路線與MCP。
圖10AB、T73000046990之KDE結果。	圖10AC、T73000046990移動路線與MCP。

圖 10AD、T73000046992 之 KDE 結果。	圖 10AE、T73000046992 移動路線與 MCP。
圖 10AF、T138000759094 之 KDE 結果。	圖 10AG、T138000759094 移動路線與 MCP。
圖 10AH、T138000804583 移動路線與 MCP。	

圖10AI、T138001120354之KDE結果。	圖10AJ、T138001120354移動路線與MCP。
圖10AK、T138001121331之KDE結果。	圖 10AL 、 T138001121331 移 動 路 線 與 MCP 。
圖10AM、T138001121427之KDE結果。	圖 10AN 、 T138001121427 移 動 路 線 與 MCP 。

圖10AO、T138001121782之KDE結果。	圖 10AP、T138001121782 移動路線與MCP。
圖10AQ、T138001121952之KDE結果。	圖 10AR、T138001121952 移動路線與MCP。

圖10、幼龜個別活動範圍與移動路徑。上述圖片呈現23隻幼龜於2022年7月26日至2024年11月30日之間的活動狀況。左側圖中的顏色越深代表出現在該區域的機率越高，紅線代表以50%KDE計算出的活動面積，藍線代表以95%KDE計算出的活動面積，黃色星號則為野放位置。右側圖中的淺藍色代表以100%MCP計算出的活動範圍，白色點為發現該隻個體的位置，紅線代表每次定位點之間直線移動的最短路徑。

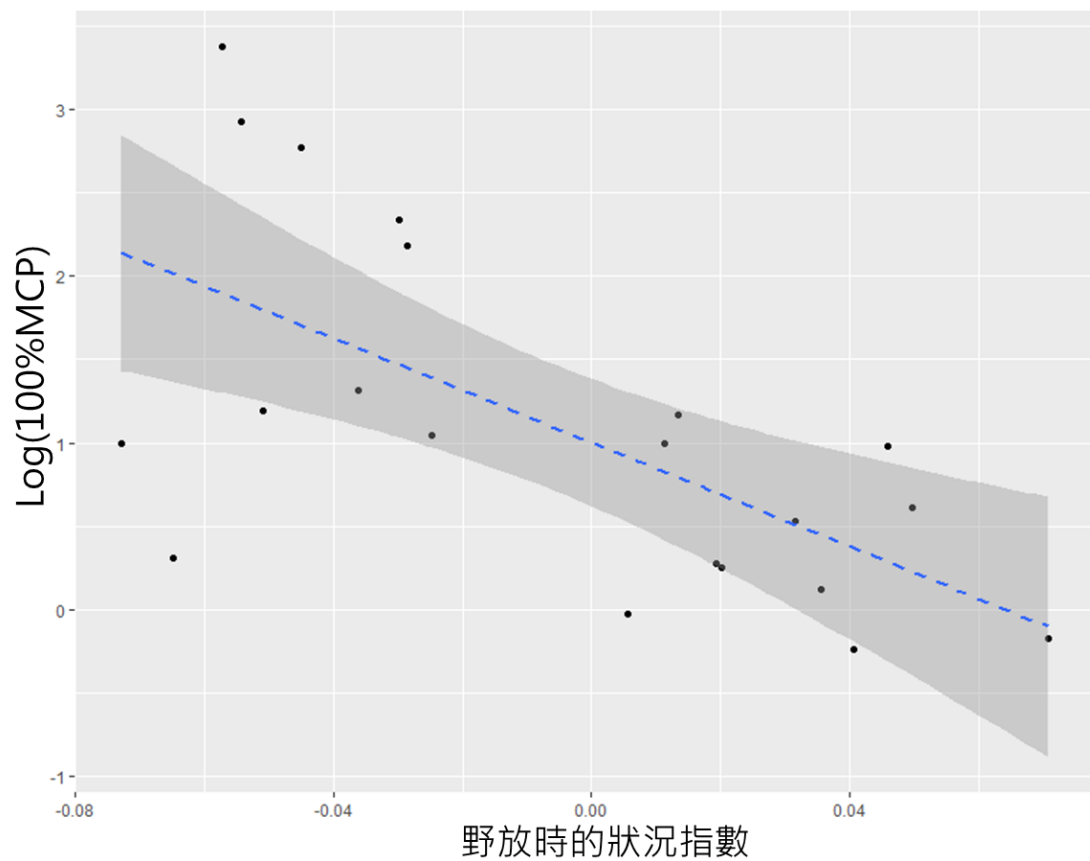


圖11、幼龜野放時健康狀況指數與活動面積關係圖。線性迴歸分析的結果顯示野放時狀況指數越低的個體，其表現出的活動範圍會呈現越小的趨勢，而狀況指數越高的個體則會呈現活動範圍越大的趨勢。

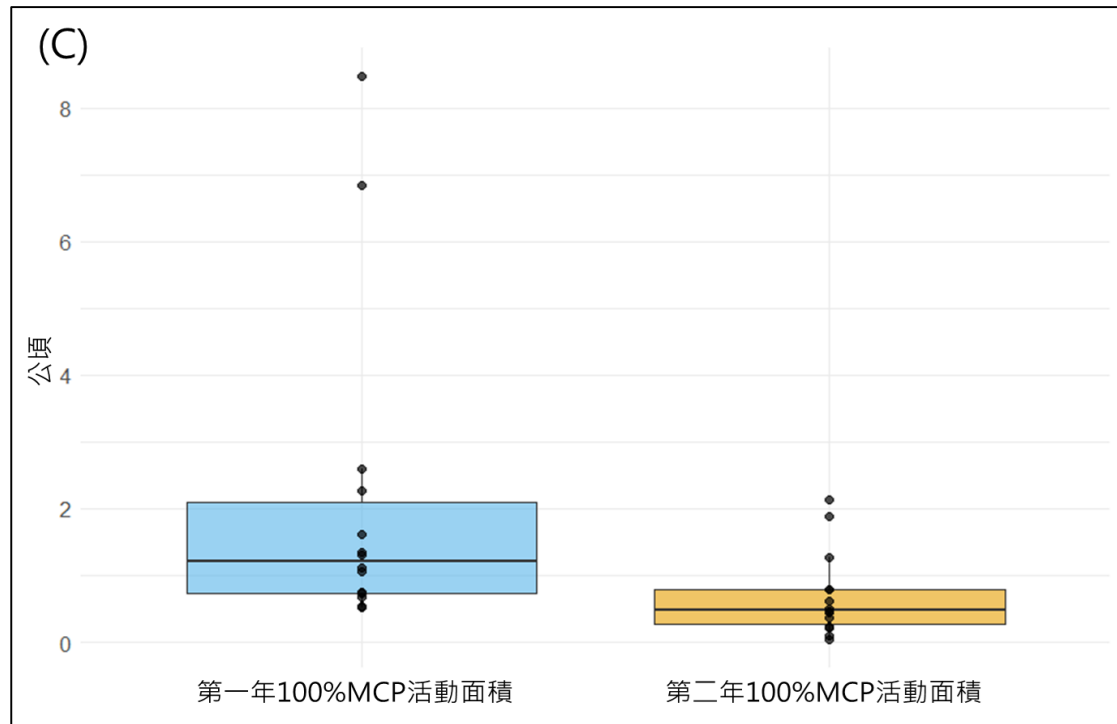


圖12、幼龜第一年與第二年的100% MCP活動範圍及活動面積盒形圖。(A)公龜與(B)母龜野放第一年(2022年7月至2023年6月)與第二年(2023年7月至2024年6月)的100% MCP活動範圍、(C)活動面積盒形圖。

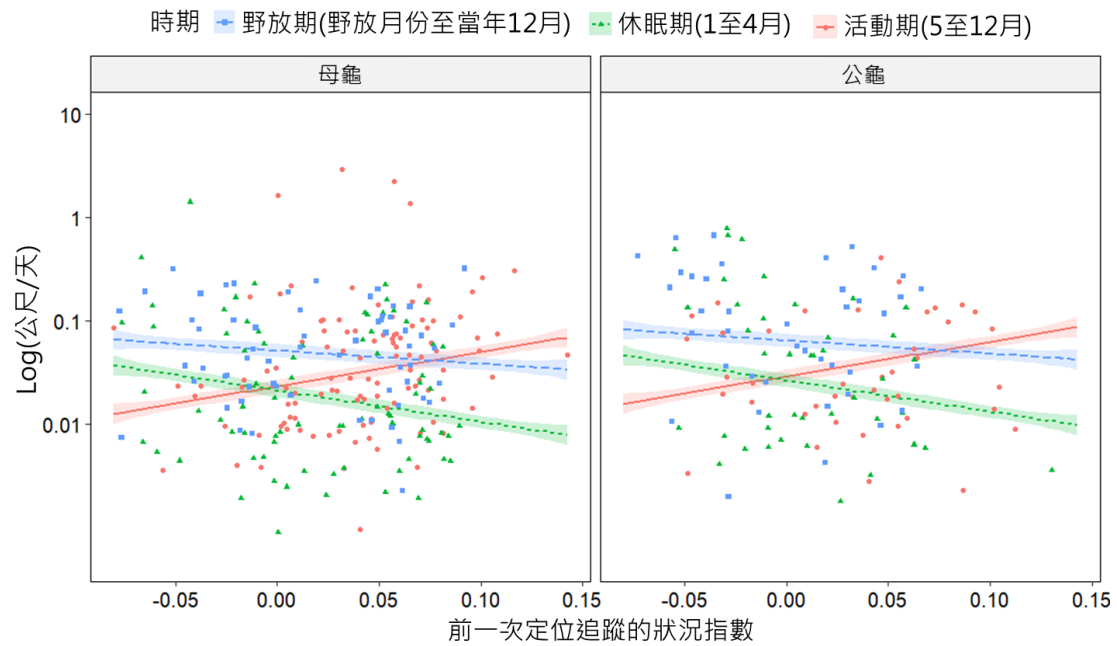


圖13、線性混合模型(LMM)對幼龜(9隻雄性與14隻雌性)的每日平均移動距離預測結果。圖中顯示時期與前一次定位追蹤的狀況指數會對每日平均移動距離造成顯著的影響，狀況指數越高的個體在野放期與休眠期的每日平均移動距離越短，而狀況指數越低則每日平均移動距離越遠；在活動期則呈現完全相反的趨勢，個體狀況指數越高則每日平均移動距離越遠，狀況指數越低則每日平均移動距離越短。陰影區表示95%的信賴區間。

圖14、幼龜野放後擴散距離。2022與2023年野放的23隻個體在2024年所記錄到的最後定位點大多仍位於野放點周邊500公尺的範圍內，僅3隻個體移動至500公尺以外的地區。

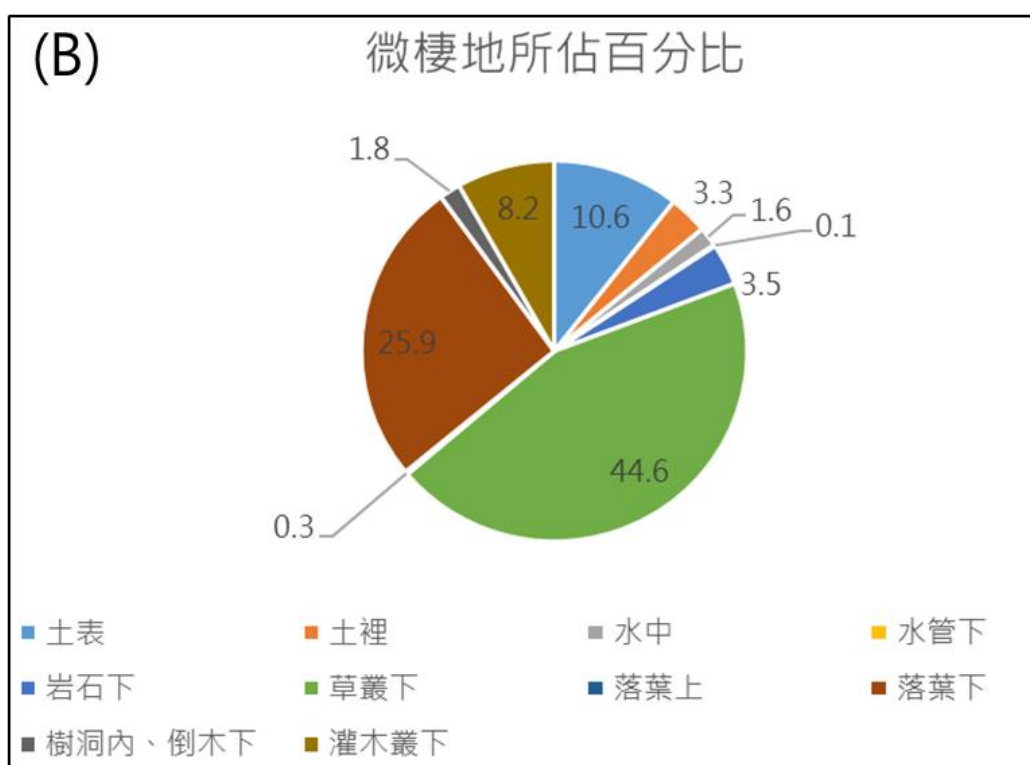
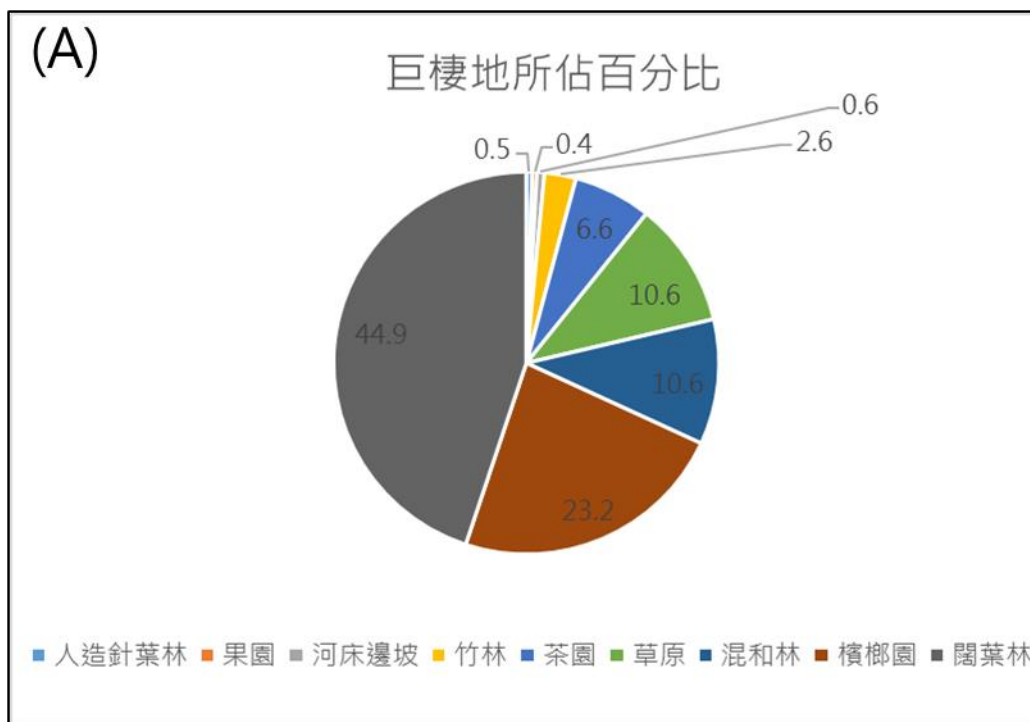


圖15、793筆幼龜躲藏處環境參數所佔比例。(A) 躲藏處巨棲地類型、(B) 躲藏處微棲地類型

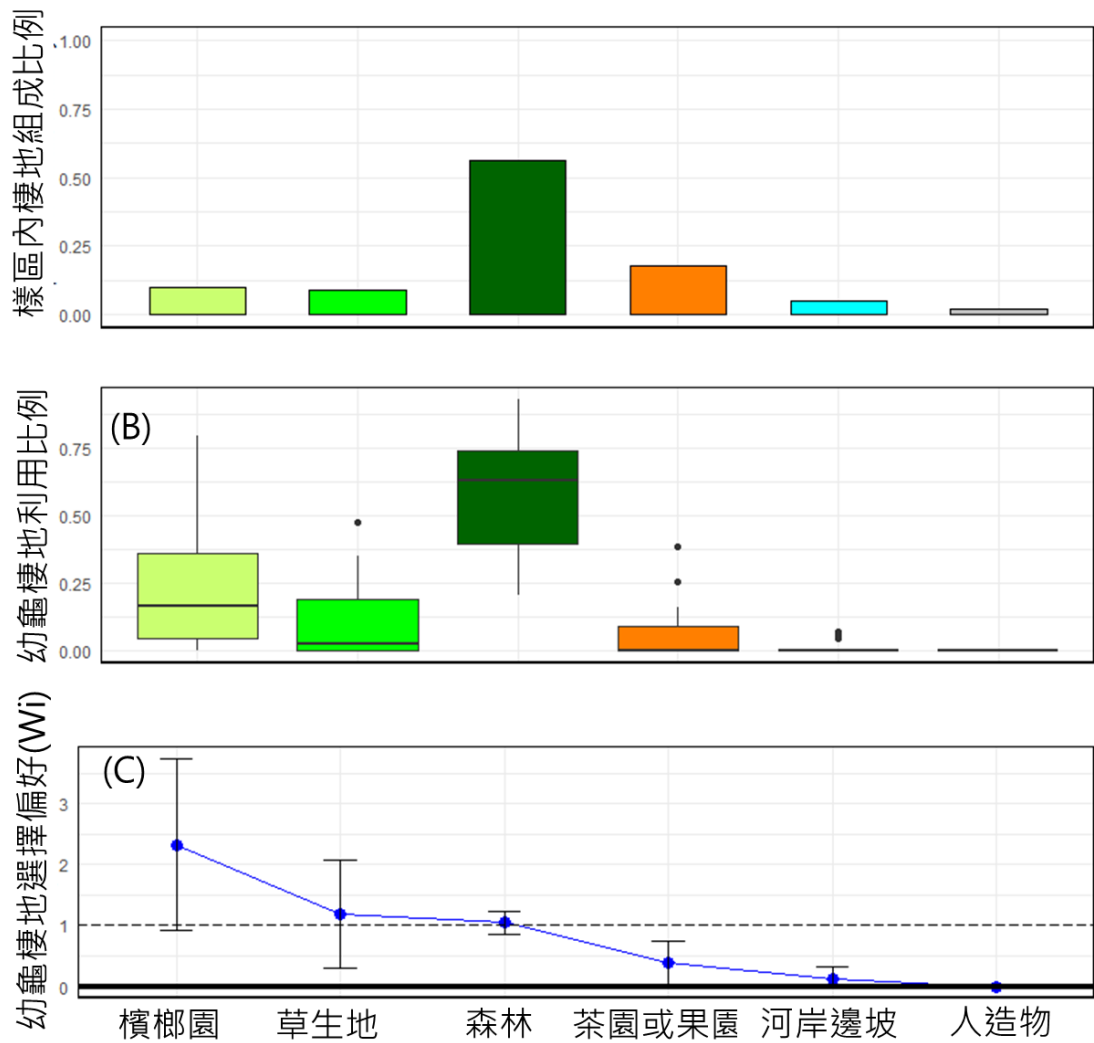


圖16、資源選擇函數分析結果。(A)樣區內棲地組成比例、(B)幼龜棲地利用比例、(C)幼龜棲地的選擇偏好及90% Bonferroni信賴區間，若信賴區間完全高於黑色虛線代表幼龜選擇該種棲地類型的機率顯著高於預期，若低於黑色虛線則代表選擇該種棲地的機率顯著低於預期。

表一、幼龜野放時體重及無線電發報器重量

野放日期	晶片編號	性別	野放體重 (g)	發報器與黏著劑佔體重百分比
2022/7/26	T73000046947	F	222.2	2.39
2022/7/26	T73000046911	F	139.3	2.87
2022/7/26	T73000046974	F	244.2	2.05
2022/7/26	T73000046990	M	186.3	2.52
2022/7/26	T73000046915	M	223.4	2.19
2022/7/26	T73000046992	F	241.4	1.66
2022/7/26	T138000804583	M	243.2	1.89
2022/7/26	T138001121427	F	296.4	1.55
2022/7/26	T73000046914	F	246.4	1.66
2022/7/26	T138001121331	M	228.4	1.97
2022/7/26	T138001121952	M	277.1	1.77
2022/7/26	T73000046953	M	205.2	2.44
2022/7/26	T138001120354	F	252.8	1.74
2022/7/26	T73000046930	F	186.1	2.47
2022/7/26	T138001121782	F	280.2	1.46
2022/7/26	T138000759094	M	259.5	1.5
2022/7/26	T73000046962	M	226.6	1.9
2022/7/26	T73000046925	F	187.8	2.77
2023/8/7	T73000046902	F	131.3	3.81
2023/8/7	T73000046939	F	144	3.82
2023/8/7	T73000046940	M	170.3	3.23
2023/8/7	T73000046951	F	145.5	4.6
2023/8/7	T73000046976	F	187	3.64

表二、30種標放模型及模式選擇評估

排 名	模型種類	AICc	$\Delta AICc$	Weights	Likelihood d	df
1	S(sex)EF(.)p(.)	275.5223	0	0.11619	1	4
2	S(sex)RM(.)p(.)	275.596	0.0737	0.11199	0.9638	4
3*	S(.)RM(sex)p(.)	276.3005	0.7782	0.07874	0.6777	4
4	S(sex)r''(.)r'(sex)p(.)	276.6556	1.1333	0.06593	0.5674	5
5	S(sex)EF(female)p(.)	276.8023	1.28	0.06127	0.5273	5
6	S(sex)EF(sex)p(.)	277.011	1.4887	0.0552	0.4751	5
7	S(sex)RM(female)p(.)	277.123	1.6007	0.05219	0.4492	5
8	S(.)EF(.)p(.)	277.1364	1.6141	0.05184	0.4462	3
9	S(.)RM(.)p(.)	277.1404	1.6181	0.05174	0.4453	3
10	S(sex)r''(.)r'(.)p(.)	277.6003	2.078	0.04111	0.3538	5
11	S(sex)RM(sex)p(.)	277.832	2.3097	0.03661	0.3151	5
12*	S(.)RM(male)p(.)	278.0918	2.5695	0.03215	0.2767	5
13*	S(.)EF(female)p(.)	278.2183	2.696	0.03018	0.2597	5
14	S(.)RM(female)p(.)	278.5398	3.0175	0.0257	0.2212	5
15	S(.)EF(sex)p(.)	278.731	3.2087	0.02336	0.201	4
16	S(sex)r''(sex)r'(sex)p(.)	278.8212	3.2989	0.02233	0.1922	6
17	S(.)r''(.)r'(.)p(.)	279.0247	3.5024	0.02017	0.1736	4
18	S(sex)EF(male)p(.)	279.0287	3.5064	0.02013	0.1732	6
19	S(sex)NM(male)p(.)	279.1939	3.6716	0.01853	0.1595	5
20	S(.)r''(sex)r'(.)p(.)	279.2283	3.706	0.01822	0.1568	5
21	S(sex)r''(sex)r'(.)p(.)	279.4869	3.9646	0.01601	0.1378	6
22	S(sex)RM(male)p(.)	279.5299	4.0076	0.01567	0.1349	6
23	S(.)r''(.)r'(sex)p(.)	279.6161	4.0938	0.015	0.1291	5
24	S(.)r''(sex)r'(sex)p(.)	280.354	4.8317	0.01038	0.0893	6
25	S(.)EF(male)p(.)	281.01	5.4877	0.00747	0.0643	5
26	S(.)NM(male)p(.)	284.695	9.1727	0.00118	0.0102	4
27	S(sex)NM(.)p(.)	287.1208	11.5985	0.00035	0.003	3
28	S(.)NM(female)p(.)	288.8173	13.295	0.00015	0.0013	4
29	S(.)NM(.)p(.)	289.0351	13.5128	0.00014	0.0012	2
30	S(sex)NM(female)p(.)	290.0858	14.5635	0.00008	0.0007	5

S：存活率；r''：移出率；r'：保持境外率；p：捕捉率。

sex：隨性別變動；.：常數。

NM：無遷移（r'' = 0 且 r' = 1）；RM：隨機遷移（r'' = r'）；EF：等量遷移（r'' = 1 - r'）。

*：依據AICc值與生態經驗挑選出並用於LRT比較之模型。

表三、最佳模型之模型加權平均之族群參數估算值

族群參數	估算值	SE	95% CI	
			Lower	Upper
S	0.7750	0.1278	0.4502	0.9354
r''_f	0.5027	0.1214	0.2807	0.7236
r''_m	0.8479	0.1146	0.4942	0.9695
p	0.4321	0.0545	0.3298	0.5405
$N_{f,1}$	8.5695	1.4926	7.3255	14.5677
$N_{f,2}$	6.1227	1.2375	5.1955	11.4469
$N_{f,3}$	4.8982	1.0955	4.1382	9.8340
$N_{f,4}$	3.6736	0.9387	3.0879	8.1603
$N_{f,5}$	8.5719	1.4939	7.3262	14.5733
$N_{f,6}$	6.1227	1.2375	5.1955	11.4469
$N_{f,7}$	6.1227	1.2375	5.1955	11.4469
$N_{m,1}$	2.4491	0.7583	2.0461	6.3727
$N_{m,2}$	0	0	0	0
$N_{m,3}$	3.6736	0.9387	3.0879	8.1603
$N_{m,4}$	0	0	0	0
$N_{m,5}$	2.4491	0.7583	2.0461	6.3727
$N_{m,6}$	1.2245	0.5303	1.0152	4.3081
$N_{m,7}$	2.4491	0.7583	2.0461	6.3727

S：存活率； r'' ：移出率；p：捕捉率；N：族群數量。

f：雌龜；m：雄龜；數字下標代表主標放期。

表四、幼龜健康狀況之線性混和模型分析

	Estimate	Std. error	df	t value	P value
Intercept	2.415e-02	1.250e-02	5.928	1.932	0.10218
性別	7.811e-05	4.083e-03	6.391	0.019	0.98532
野放時的體型	-2.741e-03	4.043e-03	6.058	-0.678	0.52286
野放天數	7.942e-03	1.359e-03	258.6	5.845	1.52e-08 ***
野放時的CI	2.658e-02	3.829e-03	6.118	6.941	0.00041 ***
分群	6.006e-03	7.827e-03	6.432	0.767	0.47014

表五、幼龜健康狀況及各項形質與野放天數的相關性檢定

	r value	P value
CI	0.269	3.924e-09***
背甲直線長	0.333	2.024e-13***
背甲弧長	0.349	1.238e-14***
背甲寬	0.305	1.94e-11***

表六、幼龜活動面積與形質成長幅度

組別	數量	100%MCP (公頃)	95%KDE (公頃)	50%KDE (公頃)	總移動距 離 (公 尺)	當前位置與 野放點距離 (公尺)	背甲直線 長 (mm) ^b	背甲直線 長成長幅 度 (%)	背甲弧長 (mm) ^b	背甲弧長 成長幅度 (%)	背甲寬 (mm) ^b	背甲寬成 長幅度 (%)
1	5 ^a	1.49±0.78	0.66±0.25	0.15±0.08	778±181	206±109	107.4±7.5	1.09±0.04	127.8±8.3	1.10±0.05	80.4±5.6	1.09±0.05
2	8 ^a	8.13±9.39	0.95 ±0.29	0.21±0.07	1661±599	298±242	124.1±7.0	1.09±0.06	145.9±11.2	1.08±0.07	86.3±4.7	1.06±0.05
3	8	5.36±5.45	1.12±0.69	0.24±0.18	1746±357	309±172	131.5±5.6	1.08±0.05	153.3±6.9	1.09±0.03	91.3±5.0	1.06±0.05
全部	21*	5.49±7.18	0.94±0.51	0.21±0.13	1483±592	280±195	122.9±11.4	1.08±0.05	144.4±13.4	1.09±0.05	86.8±6.5	1.07±0.05

^aT73000046939與T138000804583因追蹤天數過短因此未納入計算

^b最後一次追蹤測量的形質

表七、100%MCP活動面積線性迴歸統計分析

	Estimate	Std. Error	t value	P value
Intercept	0.67274	0.75604	0.890	0.387
野放時的體型	0.00709	0.28168	0.025	0.980
性別	0.25301	0.20149	1.256	0.227
野放時的CI	-15.15676	5.42727	-2.793	0.013 *
分群	0.25625	0.41775	0.613	0.548

表八、不同體型幼龜之活動面積、活動距離及成長幅度的Kruskal Wallis Test統計分析

	chi-squared	df	P value
50%KDE	1.5357	2	0.464
95%KDE	3.3	2	0.192
100%MCP	4.6351	2	0.099
幼龜當前位置與野放點距離	0.85195	2	0.653
背甲直線長成長幅度	0.14091	2	0.932
背甲弧長成長幅度	0.53052	2	0.767
背甲寬成長幅度	1.5487	2	0.461

表九、幼龜平均移動速率線性混和模型固定效應的估算係數、標準誤差、t 值和相應的 p 值。

	Estimate	Std. Error	df	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-3.89631	0.21700	14.76	-17.955	1.96e-11***
分群	0.28824	0.18445	52.47	1.563	0.12414
前次健康狀況	7.63582	3.51739	24.03	2.171	0.04004*
休眠期	-0.09441	0.27030	12.23	-0.349	0.73281
野放期	0.79528	0.23019	55.00	3.455	0.00107**
性別	0.22451	0.17610	74.37	1.275	0.20633
體型3	0.27076	0.16867	49.18	1.605	0.11483
體型2	-0.21550	0.13973	49.26	-1.542	0.12942
前次健康狀況:休眠期	-14.6020	4.87678	19.87	-2.994	0.00720**
前次健康狀況:野放期	-10.5974	4.56104	66.80	-2.323	0.02321*

備註:正文內呈現的P值為經過方差分析(ANOVA)後所得，故與此處呈現之P值會有些微不同。

表十、不同性別之幼龜健康狀況、活動面積與成長幅度的Wilcoxon rank sum exact test 統計結果

	W	P value
50%KDE	40	0.4137
95%KDE	37	0.3011
100%MCP	36	0.2685
幼龜當前位置與野放點距離	44	0.5951
背甲直線長成長幅度	71	0.1847
背甲弧長成長幅度	62	0.5002
背甲寬成長幅度	69	0.2381

表十一、資源選擇函數分析結果

Habitat	Available	Used	Wi	SE	90% Bonferroni confidence limits	
					IClower	IClower
人造物	0.02	0	0	0	0	0
河岸邊坡	0.05	0.01	0.13	0.08	0	0.32
茶園果園	0.18	0.07	0.39	0.15	0.03	0.74
草生地	0.09	0.11	1.18	0.37	0.29	2.07
森林	0.56	0.58	1.05	0.08	0.85	1.24
檳榔園	0.10	0.23	2.33	0.59	0.91	3.74

表十二、23隻野放個體PCR-RFLP檢測結果

野放年分	流水號	晶片號	分群結果
2022	1	900073000046911	I
	2	900073000046914	I
	3	900073000046915	I
	4	900073000046925	I
	5	900073000046930	I
	6	900073000046947	I
	7	900073000046953	I
	8	900073000046962	I
	9	900073000046974	II
	10	900073000046990	I
	11	900073000046990	II
	12	900138000759094	II
	13	900138001120354	II
	14	900138001121331	II
	15	900138001121427	II
	16	900138001121782	II
	17	900138001121952	I
	18	900138001121718	II
2023	19	900073000046902	II
	20	900073000046939	I
	21	900073000046940	II
	22	900073000046951	II
	23	900073000046976	I

表十三、本研究與國內其它食蛇龜族群調查研究之比較

研究地點	族群密度(隻/公頃)	估算方式	文獻來源
南仁山	1.1-3.2	標放估算：Jolly-Seber	蔡2007
翡翠水庫	9.8	間接估算：捕捉個體數	陳1998
湖山水庫	8.02	間接估算：捕捉個體數	陳2011
獅潭與頭屋	3.81-5.59	間接估算：捕捉個體數	吳2014
	1.17-3.51	標放估算：Robust design	本計畫

表十四、本研究與國內其他食蛇龜無線電追蹤研究之比較

地點	性別	數量	個體 來源	年齡	追蹤持續時間	平均定位 點數量	100%MCP ^a	95%KDE ^a	50%KDE ^a	MCP範圍	性別間活動面 積是否有差	文獻來源
	M	8 ^b	查緝	幼龜	約2年	37	9.22±9.44	1.15±0.63	0.26±0.16	1.13-29.14	無顯著差異	本研究
	F	13 ^b	走私				3.2±3.81	0.82±0.37	0.18±0.09	0.79-15.95		
	M	9	查緝	成龜	約2年	40	14.3±13.4	15.5±12.6	3.2±3.0	5.3-46.1	有顯著差異	未發表研究
	F	7	走私				4.4±4.6	5.6±5.8	1.0±1.2	0.5-15.2		
花蓮	M	4	查緝	成龜	約1年至2年	39	13.6±13.04			6.23-33.14	無顯著差異	黃昱凱 2022
	F	5	走私				8.78±10.91			0.89-28.04		
翡翠 水庫	M	8	野生龜	成龜	約1年至2年	24	3.03±0.72			1.75-4.63	公龜顯著大於 母龜	蔡承儒 2019
	F	4					0.87±0.32			0.27-3.03		
台南 楠西	M	4	野生龜	成龜	約5個月至1年	19	1.37±0.34			0.88-1.63	母龜樣本不足 未進行統計	李文瑄 2013
	F	2					0.76±0.47			0.43-1.09		
雲林 林內	M	4	野生龜	成龜	約4個月至1年7 個月	39	1.7±1.12	2.01±0.76	0.34±0.08	0.75-3.61	無顯著差異	陳帝溶 2011 ^c
	F	6					6.33± 6.74	1.6±0.51	0.22±0.07	0.36-17.47		
翡翠 水庫	M	3	野生龜	成龜	約1個月至2年	22	4.22 ± 2.18			0.55-6.39	公龜樣本不足 未進行統計	陳添喜 1998
	F	25					0.61 ± 0.16			0.07-1.34		

^a單位皆為公頃

^bT73000046939(F)與T138000804583(M)因追蹤天數過短因此未納入計算

^c原始文獻未進行統計分析，以該文獻提供之原始數據挑選野生龜進行比較

附錄一、工作照



附錄圖1、鼠籠皆架設於有植被遮蓋的區域，避免動物中籠後遭陽光直曬



附錄圖2、裝設發報器於食蛇龜背甲



附錄圖3、利用塑膠籃暫時限制幼龜活動，藉此適應周遭環境



附錄圖4、進行幼龜無線電追蹤



附錄圖5、對食蛇龜進行形質的測量



附錄圖6、幼龜取食蚯蚓屍體



附錄圖7、追蹤實驗結束時發現體態相當豐腴的幼龜



附錄圖8、埋入土中進行休眠的行為



附錄圖9、幼龜的眼瞼疑似因乾燥而無法睜眼



附錄圖10、幼龜經常利用的森林邊緣環境



附錄圖11、幼龜經常躲藏的落葉環境



附錄圖12、幼龜經常躲藏的草叢環境

D17B

小龜去哪了？食蛇龜幼龜之野放追蹤

陳冠豪¹, 孫雅筠², 張裕德¹, 蔡繼鋒³, 鄭任鈞², 林展蔚^{1,4}

¹國立自然科學博物館

²國立中興大學生命科學系

³行政院農業部生物多樣性研究所

⁴通訊作者 jhanwei.lin@gmail.com

食蛇龜 (*Cuora flavomarginata*) 是台灣保育旗艦物種之一，多年來的多元研究成果已對其保育有相當幫助。然而過去研究多針對成龜，目前幼龜行為生態各方面資訊皆闕如。本研究因此進行幼龜野放追蹤，檢視各項因子是否對野放後的適應環境造成影響，以評估何種體型適合野放，並藉此了解幼龜的活動模式與棲地利用。2022及2023年共野放23隻背甲長9至12.5公分的幼龜於中部山區，以2週1次的頻率進行追蹤定位及形質與環境因子測量。結果顯示野放後身體狀況指數 (condition index, CI) 不受體型與性別影響，呈休眠期下降與活動期回升的週期動態變化，且與野放前CI及野放天數呈正相關。活動模式方面，幼龜100%MCP的平均活動面積為5.36公頃，雄性大於雌性，體型則無影響。有趣的是，野放前CI與活動範圍呈現負相關，狀況越好的個體活動範圍反而越小。棲地利用方面，其對檳榔園及草生地之使用高於棲地背景值，此偏好可能與鬱閉度和體溫調節有關。綜合上述，背甲長大於9公分的個體應能適應野外環境，在無遺傳雜交的疑慮下，目前收容體系的幼龜可以適度野放至合適地點。若未來野外族群仍持續減少而導致人工繁殖成為必要手段時，體型足夠之幼龜亦可進行野放，以幫助野外族群重建。

Keywords— 食蛇龜 (yellow-margined box turtle), 幼龜 (juvenile), 移地復育 (translocation), 無線電追蹤 (radio-tracking), 狀況指數 (condition Index), 活動範圍 (home range)

附錄三、第十屆世界兩棲爬行動物學大會研究成果發表

