

# 金門鸕鷀遷移與生態研究(3/3)

金門國家公園管理處委託研究報告

中華民國 111 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)



科技部 GRB 編號：PG11101-0007

# 金門鸕鷀遷移與生態研究(3/3)

受委託者：國立臺灣大學

研究主持人：丁宗蘇教授

研究助理：林思辰、沈好蓮、鄭琪睿

研究期程：中華民國 111 年 1 月至 12 月

研究經費：新臺幣 90 萬

## 金門國家公園管理處委託研究報告

中華民國 111 年 12 月

(本報告內容及建議，純屬研究小組意見，不代表本機關意見)



## 目次

目次.....	I
表次.....	III
圖次.....	V
摘要.....	XI
ABSTRACT.....	XVII
第一章 緒論.....	1
第一節 研究緣起.....	1
第二節 研究目的.....	2
第三節 進度說明.....	3
第二章 文獻蒐集.....	5
第一節 東亞鷓鴣的繁殖地及遷徙路徑.....	5
第二節 鷓鴣的棲地利用偏好.....	7
第三節 金門鷓鴣夜棲地環境概況與鷓鴣利用情形.....	10
第三章 研究方法.....	13
第一節 金門鷓鴣的繁殖地與遷徙路徑.....	13
第二節 金門鷓鴣夜棲地的環境因子.....	17
第三節 金門鷓鴣棲地的環境承載量及經營管理建議.....	31
第四章 研究結果與討論.....	33

第一節 金門鷓鴣的繁殖地與遷徙路徑 .....	33
第二節 金門鷓鴣夜棲地的環境因子 .....	65
第三節 綜合評估金門夜棲地的環境概況 .....	86
第四節 與臺灣本島鷓鴣的夜棲地比對 .....	113
第五章 結論與建議 .....	125
第一節 結論 .....	125
第二節 建議 .....	128
附錄一、期中審查會議回覆辦理情形 .....	131
附錄二、期末審查會議回覆辦理情形 .....	135
附錄三、金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區一覽表 .....	137
附錄四、金門鷓鴣利用情形調查之自變數的單位及分布範圍 .....	143
附錄五、金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區各變數 Pearson 相關性 矩陣 (n = 1436) .....	145
附錄六、金門鷓鴣利用情形調查之堤岸樣區各變數 Pearson 相關性 矩陣 (n = 387) .....	147
參考書目 .....	149

## 表次

表 1-3-1 計畫執行進度表.....	4
表 1-3-2 已完成之工作項目內容說明對照表.....	4
表 3-1-1 金門鷓鴣繫放個體之形質測量一覽表.....	15
表 3-1-2 嘉義鷓鴣繫放個體之形質測量一覽表.....	16
表 4-1-1 個體「K-1」2020 年春季遷徙中繼站一覽表 .....	35
表 4-1-2 個體「K-4」2021 年春季及秋季遷徙中繼站一覽表 .....	40
表 4-1-3 個體「K-5」2021 年春季及秋季遷徙中繼站一覽表 .....	46
表 4-1-4 個體「npu1912」2020 年及 2021 年遷徙中繼站一覽表.....	51
表 4-1-5 個體「npu2003」2021 年春季遷徙中繼站一覽表.....	56
表 4-2-1 鷓鴣夜間棲息水域樣區情形和環境變數相關性分析 .....	67
表 4-2-2 鷓鴣夜間停棲堤岸樣區情形和環境變數相關性分析 .....	67
表 4-2-3 鷓鴣日間利用水域樣區情形和環境變數相關性分析 .....	70
表 4-2-4 鷓鴣日間停棲堤岸樣區情形和環境變數相關性分析.....	73
表 4-2-5 有鷓鴣利用的水域樣區中，鷓鴣夜間棲息與否之水域樣區 的環境變數差異 .....	76

表 4-2-6 有鷓鴣停棲的堤岸樣區中，鷓鴣夜間停棲與否之堤岸樣區 的環境變數差異 .....	76
表 4-2-7 鷓鴣夜間停棲樹木情形和環境變數相關性分析 .....	80
表 4-4-1 金門與臺灣本島鷓鴣棲地環境比對.....	123



## 圖次

圖 2-1-1 金門度冬鷓鴣繁殖地分布可能範圍.....	6
圖 2-1-2 香港繫放鷓鴣個體之衛星追蹤點位.....	6
圖 2-2-1 遷徙性鳥類選擇棲息環境之空間尺度階層變化 .....	7
圖 2-3-1 慈湖夜棲地植群組成與分布位置.....	10
圖 2-3-2 金門慈湖夜棲地 2004 年至 2020 年鷓鴣使用範圍圖 .....	11
圖 3-1-1 本研究使用之 KoEco GPS-GSM 太陽能衛星定位追蹤器 ....	14
圖 3-1-2 本研究使用之 OrniTrack-40 太陽能衛星定位追蹤器 .....	14
圖 3-1-3 本研究於 2020 年及 2021 年繫放之 5 隻鷓鴣個體.....	15
圖 3-2-1 金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區位置分布圖.....	25
圖 3-2-2 鷓鴣利用情形調查之堤岸樣區劃設示意圖，陽明湖水庫於 本研究中被劃分為 4 個堤岸樣區.....	26
圖 3-2-3 鷓鴣利用情形調查之水域樣區邊緣向外 500 公尺的車用道 路分布.....	27
圖 3-2-4 鷓鴣利用情形調查之水域樣區邊緣向外 500 公尺的地景結 構.....	28

圖 3-2-5 鷓鴣利用情形調查之堤岸方向分級示意圖.....	29
圖 3-2-6 鷓鴣利用情形調查之林帶特徵判定示意圖.....	29
圖 3-2-7 慈湖夜棲地植群調查樣區與慈湖之水域邊界的相對位置 ...	30
圖 4-1-1 個體「K-1」2020 年春季遷徙路徑示意圖 .....	34
圖 4-1-2 個體「K-4」2021 年春季及秋季遷徙路徑示意圖 .....	38
圖 4-1-3 個體「K-4」2021 年於繁殖地活動之衛星追蹤點位 .....	39
圖 4-1-4 個體「K-4」於 2021 年下半年度冬期間衛星追蹤點位 .....	41
圖 4-1-5 個體「K-4」2021 年於西湖水庫木麻黃林停棲 .....	41
圖 4-1-6 個體「K-5」2021 年春季及秋季遷徙路徑示意圖 .....	44
圖 4-1-7 個體「K-5」2021 年於繁殖地活動之衛星追蹤點位 .....	45
圖 4-1-8 個體「npu1912」2020 年及 2021 年遷徙路徑示意圖.....	49
圖 4-1-9 個體「npu1912」2020 年及 2021 年繁殖地活動之衛星追蹤 點位.....	50
圖 4-1-10 個體「npu1925」2020 年衛星追蹤點位.....	53
圖 4-1-11 個體「npu2003」2021 年遷徙路徑示意圖 .....	55
圖 4-1-12 東亞地區鷓鴣繫放個體之春季遷徙路徑示意圖 .....	60

圖 4-1-13 東亞地區鸕鷀繫放個體之秋季遷徙路徑示意圖 .....	61
圖 4-1-14 東亞地區鸕鷀繫放個體的遷徙時程與緯度對照圖 .....	64
圖 4-2-1 金門抽樣水域調查之有鸕鷀夜棲的水域.....	65
圖 4-2-2 日間各水域樣區鸕鷀單次紀錄最大個體數.....	68
圖 4-2-3 鸕鷀日間利用水域樣區情形決策樹環境變數重要性長條圖	71
圖 4-2-4 鸕鷀日間利用水域樣區情形決策樹樹狀圖.....	71
圖 4-2-5 鸕鷀日間停棲堤岸樣區情形決策樹環境變數重要性長條圖	74
圖 4-2-6 鸕鷀日間停棲堤岸樣區情形決策樹樹狀圖.....	74
圖 4-2-7 水域樣區環境變數主成分分析及各水域樣區之鸕鷀日間與 夜間利用水域情形 .....	77
圖 4-2-8 所有堤岸樣區環境變數主成分分析及各堤岸樣區之鸕鷀日 間與夜間停棲堤岸情形 .....	78
圖 4-2-9 具有林帶堤岸樣區環境變數主成分分析及各堤岸樣區之鸕 鷀日間與夜間停棲堤岸情形 .....	79
圖 4-2-10 鸕鷀停棲與否和不同樹種之樹高最大值的相關性 .....	81
圖 4-2-11 不同樹種之胸高直徑和樹高的相關性.....	81

圖 4-3-1 鷓鴣夜棲於慈湖北岸木麻黃林.....	88
圖 4-3-2 2002 年至 2021 年慈湖的鷓鴣族群量與時間變化.....	88
圖 4-3-3 湖下一營區向北側觀察鷓鴣歸返慈湖夜棲地.....	89
圖 4-3-4 南山蚵管哨觀測鷓鴣歸返慈湖夜棲地.....	89
圖 4-2-5 金門鷓鴣繫放追蹤之每小時衛星點位連線.....	90
圖 4-3-6 慈湖夜棲地外來種植物入侵嚴重.....	90
圖 4-3-7 慈湖近寧湖路夜棲地之不同方位堤岸的鷓鴣停棲情形 .....	91
圖 4-3-8 鷓鴣停棲陽明湖水庫周邊林帶.....	93
圖 4-3-9 2012 年至 2021 年陽明湖水庫的鷓鴣族群量與時間變化.....	93
圖 4-3-10 陽明湖水庫水位減少 .....	94
圖 4-3-11 陽明湖水質優養化 .....	94
圖 4-3-12 鷓鴣日間活動於陵水湖內池.....	96
圖 4-3-13 2014 年至 2020 年陵水湖的鷓鴣族群量與時間變化.....	96
圖 4-3-14 陵水湖陸化嚴重且過去鷓鴣停棲樹木已移除.....	97
圖 4-3-15 陵水湖引水後尚未觀察到鷓鴣利用.....	97
圖 4-3-16 西湖水庫鷓鴣夜間棲息的範圍.....	98

圖 4-3-17 鷓鴣停棲西湖水庫周邊林帶.....	99
圖 4-3-18 2013 年至 2021 年西湖水庫的鷓鴣族群量與時間變化.....	99
圖 4-3-19 鷓鴣停棲菱湖水庫周邊林帶.....	100
圖 4-3-20 2013 年至 2021 年菱湖水庫的鷓鴣族群量與時間變化.....	101
圖 4-3-21 菱湖水庫陸化嚴重.....	101
圖 4-3-22 鷓鴣停棲小太湖湖心島.....	102
圖 4-3-23 小太湖定期清淤工程.....	103
圖 4-3-24 於小太湖發現鷓鴣受魚線纏繞.....	103
圖 4-3-25 鷓鴣夜棲於擎天水庫濱水林帶.....	105
圖 4-3-26 鷓鴣清晨飛離擎天水庫.....	105
圖 4-3-27 擎天水庫內鷓鴣停棲之濱水林帶.....	106
圖 4-3-28 鷓鴣停棲瓊林水庫濱水林帶.....	107
圖 4-3-29 鷓鴣停棲古崗湖濱水林帶.....	108
圖 4-3-30 古崗湖 2019 年至 2021 年水域面積變化.....	109
圖 4-3-31 古崗湖嚴重陸化.....	109
圖 4-3-32 鷓鴣停棲山西水庫濱水林帶.....	110

圖 4-4-1 1973 年至 2022 年鷗鷺在 eBird 上的紀錄點位 .....	113
圖 4-4-2 基隆新山水庫之水域範圍及周邊車用道路分布 .....	115
圖 4-4-3 基隆新山水庫鷗鷺群棲地照片 .....	115
圖 4-4-4 鰲鼓濕地之水域範圍及周邊車用道路分布 .....	117
圖 4-4-5 鰲鼓濕地鷗鷺群棲地照片 .....	117
圖 4-4-6 鰲鼓濕地歷年鷗鷺觀測紀錄最大值 .....	118
圖 4-4-7 鳳山水庫之水域範圍及周邊車用道路分布 .....	120
圖 5-2-1 慈湖建議優先補植與外來種植物移除區域 .....	129
圖 5-2-2 陵水湖建議優先補植與外來種植物移除區域 .....	130

## 摘要

關鍵字：金門、鷓鴣、遷徙、棲地偏好

### 一、研究緣起

金門國家公園範圍內，冬季有接近萬隻的鷓鴣 (*Phalacrocorax carbo*) 族群，是東亞地區最大的鷓鴣度冬族群，也是金門生態旅遊及生物多樣性保育的重點。金門國家公園管理處於 2004 年至 2006 年完成鷓鴣生態調查，並持續定期監測鷓鴣族群量，但是對於這些鷓鴣的繁殖地、遷移路徑及覓食行為仍有待瞭解。2016 年莫蘭蒂颱風侵襲金門，強勁的風勢使得慈湖鷓鴣夜棲地的樹木大量傾倒與死亡。為能永續經營管理金門鷓鴣的棲息環境，擬配合近年日漸普及的衛星定位追蹤器，確認金門度冬鷓鴣的繁殖地及遷移路徑，以及探討鷓鴣在金門的活動範圍、行為模式及覓食行為，以作為擬定相關經營管理策略之參考依據。

本委託研究案為 3 年期計畫，2022 年目標如下：

- (一) 配合植群調查及地景分析，確定鷓鴣選擇夜棲地的環境因子。
- (二) 探討金門鷓鴣族群之環境承載量，以及各夜棲地是否有環境劣化或面積不足問題，並與臺灣其他夜棲地進行比較。
- (三) 確定金門度冬鷓鴣的繁殖地及遷移路線。
- (四) 擬定金門鷓鴣之經營管理策略，並建議後續族群監測方式。

## 二、研究方法與過程

為瞭解金門度冬鷺鷥的遷移行為，本研究採用 KoEco WT-300 Ibis 及 OrniTrack-40 二款均為 GPS-GSM 太陽能衛星定位追蹤器，於金門度冬鷺鷥主要的夜棲地進行鷺鷥繫放作業。本研究已於 2020 年 1 月至 2021 年 4 月完成慈湖及陽明湖水庫共計 5 隻鷺鷥的繫放，並記錄到慈湖繫放個體「K-1」的春季遷徙路徑，以及太湖救傷個體「K-4」、慈湖繫放個體「K-5」的春季與秋季遷徙路徑及繁殖地。本年度針對「K-1」、「K-4」、「K-5」3 隻繫放個體的衛星追蹤點位資料，利用 Google Earth Pro 及地理資訊系統軟體 QGIS 進行分析及視覺化，以釐清金門度冬鷺鷥族群其繁殖地、春秋二季遷徙路徑及中繼站的位置。此外，本研究同時彙整東亞地區其它繫放個體的遷徙資訊進行綜合討論。

為能釐清鷺鷥選擇夜棲地的環境因子，本研究彙整 2020 年及 2021 年之二年度的 11 月至翌年 3 月間，於金門各類型水域及堤岸之鷺鷥日間及夜間利用情形資料，並於 2022 年 1 月至 3 月間蒐集水域樣區的 6 個水域特徵及堤岸樣區的 7 個堤岸特徵，利用廣義線性模型 (Generalized linear model, GLM)、監督式學習之決策樹 (decision tree) 演算法進行多因子分析。為釐清鷺鷥在日間棲息地與夜棲地的環境特徵差異，本研究運用無母樹分析之曼惠二氏 U 檢定法 (Mann-Whitney test)，檢測鷺鷥日間及夜間利用水域及停棲堤岸的環境變數差異，並透過主成分分析法 (Principal Components Analysis, PCA) 呈現各樣區的鷺鷥利用情形。為深入分析鷺鷥對夜棲地的植被利用偏好，本研究以 2021 年 8 月在慈湖夜棲地的植群調查結果為基礎，進行鷺鷥利用情形與植群特徵的多因子分析。

為探討金門鷺鷥族群的環境承載量，以及各夜棲地是否有環境劣化或面積不足問題，本研究團隊彙整金門各夜棲地歷年所記錄的族群數量、利用範圍以及該夜棲族群的行為模式，並綜整鷺鷥偏好利用的環境特徵，質性評估各夜棲地的環境承載量與潛在利用範圍，以及篩選出其他潛在可關注的水域環境。



### 三、重要發現

根據本年度工作計畫書所示，各階段的工作項目均已完成。本研究的研究結果與結論彙整如下：

- (一) 金門繫放個體「K-4」的繁殖地位於內蒙古自治區達里諾爾湖與崗更諾爾湖，個體「K-5」的繁殖地位於蒙古國貝爾湖；而與金門直線距離至少 200 公里的嘉義鰲鼓濕地，其繫放個體「npu1912」的繁殖地位於黑龍江省大慶龍鳳濕地保護區、「npu1925」的繁殖地位於中俄交界的額爾古納河及其支流、「npu2003」的繁殖地位於黑龍江省大慶市嫩江流域。本研究推測金門度冬鷓鴣族群於不同年間所觀察到的度冬個體可能不同，其潛在繁殖地位於北緯 43.37 度至 50.36 度間的大型湖泊、河川流域等濕地。
- (二) 金門度冬鷓鴣族群的春季及秋季遷徙路徑是由度冬地直接往北穿越中國東南丘陵及長江中下游流域，直至渤海灣、萊州灣、遼東灣一帶停留休息多日後，再前往繁殖地。遷徙過程中，可觀察到鷓鴣短程穿越渤海，且沒有明顯迴避 2,000 公尺山脈阻隔的現象，但有傾向沿著河谷穿越屏障。整體而言，鷓鴣的遷徙路徑以縮短遷徙所需距離為目標。
- (三) 金門鷓鴣在春季及秋季遷徙的過程中，有多處停留天數較長的中途停棲地，呈現分段漸次移動。本研究發現渤海灣、萊州灣、遼東灣一帶及黃河出海口的濕地是東亞遷徙鷓鴣族群在遷徙過程中的重要中繼站，亦是鷓鴣提前離開繁殖地度夏的區域。未來若要探討東亞—澳大利亞鳥類遷徙線上的鷓鴣族群量變動，渤海灣沿岸及黃河出海口濕地的環境健康狀況是重要的監測標的之一。
- (四) 金門鷓鴣春季遷徙的時程相對緊湊且同步，多數個體的總遷徙日程介於 19 天至 23 天，且啟程的前 4 天有明顯長距離的移動，如個體「K-5」曾有單日移動至少 780 公里的紀錄。而秋季遷徙的總時程個體間的變異大，且中途停棲於一地的時間與春季遷徙相比明顯較長。此外，亞成體鷓鴣在

遷徙行為上較為不穩定，且更願意探索不同區域。

- (五) 金門鷓鴣夜間棲息偏好利用水域邊界向外 500 公尺範圍內林地面積占比高、水平堤岸的林帶長度長、水域邊界向外 50 公尺內道路開發程度低的環境。鷓鴣的夜間棲息地與日間活動地高度重疊，但鷓鴣對於夜間棲息地的環境安全性要求門檻較高。與日間棲息地相比，水平堤岸的林帶高度是影響鷓鴣夜棲選擇的重要因子，鷓鴣偏好利用具有高於 6 公尺林木的堤岸夜棲。
- (六) 金門內陸水域明顯受到人為操作及氣候變化影響，波動較其他土地覆蓋類型大，影響鷓鴣利用水域的意願。近年金門水域面積有明顯波動的內陸水域包含陽明湖水庫、陵水湖、菱湖水庫、太湖地區、古崗湖，其中小太湖及陵水湖除了天候因素影響以外，亦受到清淤及引水等人為操作的影響。
- (七) 近年金門鷓鴣夜棲地面臨林地面積縮減與破碎化明顯的水域為慈湖及陵水湖，其水域周邊之木麻黃林面積縮減及消失已影響到鷓鴣停棲範圍及夜棲情形。至於受到濱水林帶擴增空間限制的水域，包含西湖水庫、太湖地區、古崗湖，其主要因水域四周被道路及開墾地包圍，較難大規模增加林地面積。
- (八) 除了周邊地景結構影響鷓鴣停棲，不定期的人為干擾可能影響鷓鴣的夜間棲息行為，其中西湖水庫及太湖地區皆有發現違法捕魚陷阱或廢棄漁具對於鷓鴣造成的傷亡。
- (九) 綜整金門與臺灣本島有觀察到鷓鴣穩定利用之夜棲地發現，鷓鴣在金門與臺灣本島所選擇的夜棲地環境相似，偏好選擇的水域包含以下三項條件。第一為具備 1 公頃以上的水域範圍；第二，緊鄰水域處具有一定樹高的濱水林帶，其水域邊界向外 500 公尺緩衝區域內的林地面積占比近 7 成；第三，水域邊界仍保有未受道路切割與人為干擾的林地。此外，度冬期間的降雨型態並非鷓鴣選擇度冬區域的關鍵因子。

#### 四、主要建議事項

##### 立即可行建議

##### 建議一、持續執行鷓鴣主要夜棲地之鷓鴣族群量及行為監測，並動態調整鷓鴣族群監測之時間、地點與方法

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：國立臺灣大學

有別於單次單點式的族群量計數，長期生態監測調查能強化時間維度的資訊，並提供野生動物永續經營管理極為重要的背景資料。金門國家公園管理處自 2002 年起即自主執行金門度冬鷓鴣主要夜棲地的鷓鴣夜棲計數調查，已累積長達 20 年的金門全島鷓鴣族群量監測紀錄。此監測結果能有效反映金門國家公園在野生動物經營管理及生物多樣性保育的進展與成效，並作為適應性管理的評估基礎。建議持續於鷓鴣度冬期間以兩週一次的頻度，至鷓鴣主要夜棲地選擇視野良好的位置計算金門鷓鴣個體數量，並根據當年鷓鴣飛行路徑及行為模式，動態調整族群監測的時間、地點與方法，以追蹤及提早察覺環境變動對於度冬鷓鴣族群的影響。根據本計畫執行期間的觀察，建議慈湖觀測地點可變更或增加至南山蚵管哨，其觀測視野較廣，且較符合近年夜棲於慈湖之鷓鴣的出海及歸返路線；而陽明湖水庫、陵水湖、西湖水庫、菱湖水庫及小太湖等夜棲地則可先依循歷年觀測的方式進行計數。

## 中長期建議

**建議二、針對金門國家公園範圍內的鷓鴣主要夜棲地，執行外來入侵種植物清除與適地適種之苗木補植。**

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：國立臺灣大學

根據本研究團隊於慈湖鷓鴣主要夜棲地的植群調查及金門全島夜棲地的盤點結果，部分的鷓鴣夜棲區域有林木劣化的現象。由於鷓鴣夜間偏好棲息於緊鄰水域的高大樹林，因此建議於金門國家公園範圍內的主要鷓鴣夜棲地，針對已劣化之公有土地，清除銀合歡、槭葉牽牛等外來入侵種植物，並補植耐候程度高及生長速度快的木賊葉木麻黃小苗。建議優先補植地點為慈湖湖心灘地、慈湖主夜棲地湖旁長堤及公有地、陵水湖中池長堤，並避開鷓鴣度冬期間施作。

**建議三、研擬鷓鴣棲地營造之生態系統服務給付辦法與生態補償機制。**

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：國立臺灣大學

生態補償是與在地居民攜手共進的保育手段之一，此方法可兼顧自然保育及地方情感連結。鷓鴣夜間棲息地除了位於金門國家公園、金門縣政府、金門縣自來水廠、國有財產署等公家機關之權屬範圍以外，亦有部分鷓鴣族群夜棲於私有地上。為能營造友善鷓鴣的度冬環境，建議研擬鷓鴣夜間棲息環境的生態系統服務給付辦法及相關生態補償機制，以鼓勵慈湖鷓鴣主要夜棲地周遭之私有土地的地主，一同參與棲地改善工作。建議優先實行範圍為慈湖北側漁塭周遭及主夜棲地西側的區域。操作方向則可視現地植群狀況及與地主協調情形，以配合移除銀合歡及槭葉牽牛等外來入侵植物、撫育除草、造林巡護或觀察到鷓鴣夜棲利用等作為標的。

## ABSTRACT

Keywords: Great Cormorant, Kinmen, migration, habitat preference

### A. Background

There are nearly 10,000 Great Cormorants wintering within Kinmen National Park and this large population of Great Cormorant has been the focal point of ecotourism and biodiversity conservation on Kinmen islands. Kinmen National Park had conducted an ecological investigation on the cormorants from 2004 to 2006 and has continuously monitored its population size in the recent decades. However, its breeding grounds, migration ground, and foraging behavior remain mostly unknown. Typhoon Meranti in 2016 also devastated the trees of roosting sites in Lake Tzu. This project aims to employ satellite locators to confirm the breeding ground and migration route of the wintering cormorants in Kinmen and examine its activity range, behavioral pattern, foraging behavior, and habitat management.

The specific objectives of this three-year project in 2022 include:

1. to determine environmental factors affecting selection of cormorants' night roosting sites with vegetation survey and landscape analysis,
2. to explore carrying capacity of the cormorant populations in Kinmen and to examine possible environmental degradation or insufficient habitat in each night roosting site by comparing with other night roosting sites in Taiwan,
3. to determine the breeding sites and migration routes of cormorants in Kinmen,
4. to develop a management strategy for cormorants in Kinmen and propose a long-term population monitoring method.

## **B. Methods**

To understand the migration of wintering cormorants in Kinmen, this study attached KoEco WT-300 Ibis and OrniTrack-40, both GPS-GSM satellite position trackers, on cormorants in their main night roosting sites in Kinmen. A total of five cormorants were released from January 2020 to April 2021 in Tzi Lake and Yangming Lake Reservoir, and the spring migration path of the released individual "K-1" in Tzi Lake, as well as the spring and autumn migration paths and breeding sites of the rescued individual "K-4" in Tai Lake and the released individual "K-5" in Tzi Lake were recorded. The satellite tracking data of K-1, K-4, and K-5 were analyzed and visualized by Google Earth Pro and QGIS software to determine the breeding sites, spring and autumn migration paths, and relay station locations of the wintering cormorant population in Kinmen. In addition, the migration information of other released individuals in East Asia was also compiled for a comprehensive study.

In order to clarify the environmental factors of cormorants' night roosting site selection, this study compiled data on cormorant daytime and nocturnal use of various types of waters and embankments in Kinmen from November 2020 and 2021 to March of the following years, and collected six habitat variables in the water sampling sites and seven habitat variables in the embankment sampling sites from January to March 2022. The multifactor analyses were conducted by using generalized linear model (GLM) and supervised learning decision tree algorithm. To determine the differences in environmental characteristics between daytime and nocturnal habitats of cormorants, we examined the differences in habitat variables between daytime and nocturnal use of water and resting embankments by using Mann-Whitney test without parent tree analysis. Principal Components Analysis (PCA) was used to present the habitat use of cormorants in various areas. In order to

analyze the vegetation structure of cormorants night roosting sites in Kinmen, this study conducted a multi-factor analysis of cormorant use and vegetation characteristics based on the results of a vegetation survey in the night roosting site of Xi Lake conducted in August 2021.

In order to estimate carrying capacity of cormorant population in Kinmen and evaluate possible habitat degradation or insufficient habitat in each night roosting site, we compiled the number of cormorants recorded in each night roosting site in Kinmen over the years, their utilization areas, and the behavioral patterns of the roosting individuals, and evaluated the environmental characteristics that cormorants preferred, carrying capacity of each night roosting site, and potential roosting sites in Kinmen.

### C. Major Findings

Progress of this project has met the schedule of work plan. After data analyses, the results and conclusions are summarized as follows.

- (a) The breeding sites of Kinmen released individual "K-4" were at Dalinor Lake and Gangjianor Lake in Inner Mongolia Autonomous Region of China, and the breeding site of individual "K-5" is at Belle Lake in Mongolia. Among three other individuals that were released in Aogu Wetland of Chiayi County, npu1912 was breeding in the Longfeng Wetland Reserve in Daqing, Heilongjiang Province, npu1925 was breeding in the Erguna River and its tributaries on the border between China and Russia, and npu2003 was breeding in the Neng River Basin in Daqing, Heilongjiang Province. We suggest that the cormorants wintering in Kinmen might switch their wintering grounds from year to year, and their potential breeding sites are located in large lakes and river basins with latitudes between 43.37°N and 50.36°N in East Asia.
- (b) The spring and autumn migration routes of the Kinmen wintering cormorants were from the wintering grounds directly northward through the hills of Southeast China and the middle and lower reaches of the Yangtze River basin to Bohai Bay, Laizhou Bay, and Liaodong Bay, and then rested for few days before heading to the breeding grounds. During the migration, cormorants were observed to cross the Bohai Sea for a short distance and did not obviously avoid the 2,000 m mountain barrier, but tended to cross the barrier along the river valley. Overall, the migration routes of cormorants were aimed at shortening the distance required for migration.
- (c) There were several stopover sites in the spring and autumn migration of Kinmen wintering cormorants, which revealed gradual movement in their



migration. In this study, we found that the wetlands in Bohai Bay, Laizhou Bay, Liaodong Bay, and Yellow River estuary are important relay stations for the East Asian migratory cormorant populations during the migration, and possible non-breeding grounds for the summer. In the future, the environmental conditions of the wetlands along the coast of the Bohai Sea and the mouth of the Yellow River are one of the important monitoring targets if we want to investigate the changes of cormorant population along the East Asia-Australia migration route.

- (d) The spring migration of Kinmen cormorants was relatively compact and synchronized, with the total migration schedule of most individuals ranging from 19 to 23 days, and the first four days of spring migration showed significant long-distance displacement. Individual "K-5" had a record of moving at least 780 km in a single day. The total duration of autumn migration varied greatly among individuals, and the time spent at stopover sites was significantly longer than that of spring migration. In addition, the migratory behavior of East Asian cormorants revealed that sub-adult cormorants were more unstable in their migratory behavior and more willing to explore novel areas.
- (e) The cormorants in Kinmen prefers to use night roosting sites with a high percentage of forested area within 500 m outward from the water boundary, long forested areas with horizontal embankments, and low road development within 50 m outward from the water boundary. The night roosting sites of cormorants overlaps highly with daytime activity sites, but cormorants have a higher threshold for environmental safety requirements in their night roosting sites. Compared with daytime habitats, the height of forest strips in horizontal

embankments is an important factor affecting the choice of cormorants' night roosting sites, and cormorants prefer to use embankments with forest trees taller than 6 m for roosting.

- (f) The inland waters of Kinmen were obviously affected by human operations and climate change, and fluctuate more than other land cover types, which affects cormorants' preference on the waters. The waters with significant environmental changes caused by severe drought in recent years included Yangming Lake Reservoir, Lingshui Lake, Ling Lake Reservoir, Tai Lake area, and Gugang Lake, among which Tai Lake and Lingshui Lake were also affected by construction activities.
- (g) The shrinkage and fragmentation of the forest area around the water and the limited expansion of the waterfront forest area suitable for cormorant use have affected the space where cormorants can roost at night. The shrinkage and fragmentation of the forest area in recent years were obvious in Tzi Lake and Lingshui Lake, where the shrinkage and disappearance of the cormorant's night roosting sites has affected the resting area and night habitat of cormorants. As for the waters with limited expansion of waterfront forests, including Xi Lake Reservoir, Tai Lake, and Gugang Lake, it is difficult to increase the distribution of forests because the waters are surrounded by roads and reclaimed land.
- (h) In addition to the surrounding landscape structure, irregular human interference may have an impact on cormorant roosting behavior, among which illegal fishing traps or abandoned fishing gears have been found in the Xi Lake Reservoir and Tai Lake areas causing cormorant casualties.
- (i) Among potential night roosting sites of cormorants in Kinmen, Qionglin Reservoir, Shanxi Reservoir, and Chingtian Reservoir are ideal waters with a

certain size and relatively stable water level, as well as complete woodland around the waters and sufficient length of waterfront forest. These sites provide ideal habitats for cormorants to roost and use, and, with less human interference, there is a good chance to become stable night roosting sites in the future.

- (j) A comprehensive overview of the night roosting site of cormorants observed in Kinmen and Taiwan revealed that the night roosting site of cormorant in Kinmen is similar as Taiwan. There are three conditions that cormorants prefer. First, the water area is more than 1 hectare; second, at least 70% of forest area within the 500 m buffer area outward from the water body; third, no road or human interference beside the water body. In addition, the rainfall pattern during the wintering period is not a key factor for cormorants to choose the wintering area.

## **D. Suggestions**

**Immediate Suggestion 1: Continuously implement cormorant population and behavior monitoring in the main nocturnal habitat of cormorants, and dynamically adjust the time, location and method of cormorant population monitoring.**

Organizer: Kinmen National Park

Co-organizer: National Taiwan University

Unlike single point population counts, long-term ecological monitoring surveys can provide precious temporal information on population dynamic and strengthen important background information for sustainable wildlife management. Since 2002, the Kinmen National Park Administration has conducting cormorant counts in the main nocturnal habitats of cormorants in Kinmen, and has accumulated 20 years of cormorant population monitoring records. The monitoring results can effectively reflect the progress and effectiveness of wildlife management and biodiversity conservation in Kinmen, and serve as a basis for adaptive management evaluation. In order to track and detect the impact of environmental changes on the wintering cormorant population in advance, we suggest that keep counting the number of cormorants in Kinmen biweekly during the winter in the main nocturnal habitats of cormorants, and dynamically adjust the time, location, and method of population monitoring according to the flight paths and behavior patterns of cormorants in that year. Based on the observations of this project, we suggest that the observation site of Xi Lake can be changed or increased to Nanshan Oyster Farm Control Post, which has a wider observation horizon and is more in line with the outgoing and returning routes of cormorants in recent years. Others night habitats can be counted

in the same way of previous years.

**Mid-term Suggestion 1: Remove invasive plants and replant seedlings of suitable species in the main nocturnal habitat of cormorants in Kinmen National Park.**

Organizer: Kinmen National Park

Co-sponsor: National Taiwan University

According to the results of the vegetation survey in the main nocturnal habitat of cormorants in Xi Lake and the inventory of nocturnal habitats on the whole Kinmen Island, forest degradation has found in some high roosting site of cormorants. Since cormorants prefer to inhabit tall trees in the immediate vicinity of the water at night, we suggest that removing alien invasive species and replanting with highly weather-resistant and fast-growing mullein seedlings in the main nocturnal habitats of cormorants within the Kinmen National Park. The priority sites are the central beachland of Xi Lake, the long embankment and public land adjacent to the main nocturnal habitat of Xi Lake, and the long embankment of the middle pond of Lingshui Lake. The most important thing is that avoiding applying these work during the wintering period of cormorants.

**Mid-term Suggestion 2: Design the method of ecological system service payment and ecological compensation mechanism for cormorant habitat creation.**

Organizer: Kinmen National Park

Co-organizer: National Taiwan University

Ecological compensation is one of the conservation tools to work together with local stakeholders, and this method is good for both nature conservation and local

emotional connection. The roosting site of cormorants is not only located in the public lands owned by Kinmen National Park, Kinmen County Government, Kinmen County Water Treatment Plant, State Property Administration, but also on private land. In order to create a cormorant-friendly wintering environment, we suggest that designing the ecosystem service payment method and ecological compensation mechanism for cormorants' nocturnal roosting site, which can encourage landowners of private land within the main nocturnal habitat to join the habitat restoration work. The priority site are the area near the fish farm on the north side of Xi Lake and the the west side of the main nocturnal habitat. According to the growing situation of the vegetation and coordination with the landowner, we suggest that the goal of ecological system service payment can be removing of invasive alien plants, tending and weeding, afforestation and patrolling or observation of nocturnal utilization of cormorants.

## 第一章 緒論

### 第一節 研究緣起

金門為東亞—澳大利亞鳥類遷徙線 (East—Asian-Australasian Flyway) 上的重要據點，候鳥資源豐富，過境鳥類約有 118 種 (丁宗蘇，2019)，其中數量龐大的鷗鷺 (*Phalacrocorax carbo*) 是最引起人們注意的遷徙性鳥類。金門鷗鷺每年 10 月至翌年 4 月固定夜棲於慈湖、陽明湖水庫和陵水湖，其中又以慈湖的夜棲族群最為龐大。慈湖龐大的鷗鷺度冬族群在晨昏進出的壯觀奇景，對賞鳥者與一般民眾來說都是相當難以忘懷的經驗。無論是對金門地區的生態旅遊、環境解說教育、生態影片拍攝、或是生物多樣性保育，鷗鷺的生態調查與生物習性資料，都是不可或缺的必要基礎。因此，金門國家公園擬就鷗鷺的遷移與生態習性進一步調查研究，以期建立完整的保育研究、環境解說教育及環境生態監測，促進金門國家公園的生物多樣性保育以及推動發展金門觀光的永續經營。

## 第二節 研究目的

本研究針對金門度冬鷗鷺族群，進行春、秋二季遷移路徑與繁殖地、日間活動模式、覓食範圍與策略、夜棲地間的個體交流情況等生態學研究，並整體評估鷗鷺覓食行為對湖庫與近海地區漁業的影響、夜棲地植群概況以及環境承載量，最終研擬出金門鷗鷺的經營管理策略及後續族群監測方式。

本研究案為3年期計畫，已於2020年1月至2021年12月依照工作計畫書，完成第1年及第2年的各項工作項目，而第3年的工作項目主要接續第2年的調查結果進一步分析與討論，其工作內容及執行進度規劃，詳見第一章第三節的說明。



### 第三節 進度說明

依據計畫執行進度表（表 1-3-1），本年度各工作項目均已完成，各項目成果內容出處說明詳見表 1-3-2。

- (一) 已配合植群調查結果及地景分析，確定金門鷓鴣選擇夜棲地的環境因子。
- (二) 已探討金門鷓鴣族群之環境承載量，以及各夜棲地是否有環境劣化或面積不足問題，並與臺灣其他夜棲地進行比較。
- (三) 已根據 2022 年 10 月底前回傳點位資料分析鷓鴣北返遷移路徑，並確定金門度冬鷓鴣的繁殖地。
- (四) 已根據夜棲地植群調查及地景分析擬定金門鷓鴣之經營管理策略，並建議後續族群監測方式。

表 1-3-1 計畫執行進度表

工作項目	2022 年											
	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
一、環境因子分析	■	■	■	■	■	■						
二、棲地概況分析	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	
三、確立遷移路徑	■	■	■	■	■	■						
四、經營管理策略							■	■	■	■	■	
期中報告						■						
期末報告											■	■
結案報告印刷												■
進度累計百分比	10	20	30	35	40	45	60	70	80	85	90	100

表 1-3-2 已完成之工作項目內容說明對照表

工作內容	成果內容出處
配合植群調查及地景分析，確定鷓鴣選擇夜棲地的環境因子。	本研究已搭配金門全島抽樣水域調查、慈湖夜棲地植群調查及地景分析，確定鷓鴣選擇夜棲地的環境因子，分析結果置於報告第四章第二節 (p.65-85)。
探討金門鷓鴣族群之環境承載量，以及各夜棲地是否有環境劣化或面積不足問題，並與臺灣其他夜棲地進行比較。	本研究已綜合評估金門鷓鴣族群之環境承載量，以及各夜棲地的環境課題，並與臺灣其他夜棲地進行比對，分析結果置於報告第四章第三節及第四節 (p.86-123)。
確定金門度冬鷓鴣的繁殖地及遷移路線。	本研究根據本研究前 2 年度繫放 5 隻鷓鴣個體的衛星追蹤點位資料，已確定金門度冬鷓鴣的繁殖地、春季及秋季遷移路線，分析結果置於報告第四章第一節 (p.33-64)。
擬定金門鷓鴣之經營管理策略，並建議後續族群監測方式。	本研究已根據調查分析結果提出金門鷓鴣短期及中長期的經營管理策略，相關建議置於報告第五章第二節 (p.128-130)。

資料來源：本研究團隊彙整製作

## 第二章 文獻蒐集

### 第一節 東亞鷓鴣的繁殖地及遷徙路徑

金門度冬鷓鴣屬於 *P. c. sinnensis* 亞種，主要分布於歐洲中部至南部、印度及中國、臺灣等地 (Orta, 1992)。為探討金門度冬鷓鴣的繁殖地點及遷徙路徑，以下彙整地理條件與氣候環境較為相似之東亞—澳大利亞遷徙線上的鷓鴣遷徙行為文獻。中國研究團隊曾於 1987 年 6 月自黑龍江扎龍國家級自然保護區 (47°10'N, 124°19'E) 繫放鷓鴣 1 隻，並於隔年 1 月在福建省長樂縣 (25°58'N, 119°35'E) 的閩江口回收 (張孚允、楊若莉, 1997)。由於閩江口距離金門僅約 300 公里，推測金門度冬鷓鴣族群的繁殖地可能位於中國東北或鄰近的西伯利亞地區 (丁宗蘇, 2005)。為能聚焦探討金門鷓鴣的繁殖地，2006 年丁宗蘇研究團隊透過文獻回顧、實際訪查和鷓鴣羽毛穩定同位素的分析，推測金門度冬鷓鴣的繁殖地位於俄羅斯境內烏蘇里江流域，或貝加爾湖南側一帶，並極可能來自於多個繁殖點或是一個廣闊的區域 (圖 2-1-1)。近年，鳥類研究團隊藉由日漸普及的衛星定位追蹤器，嘗試釐清長距離遷徙性鷓鴣族群的度冬地、遷徙中繼站、繁殖地、遷移路徑及行為等遷徙資訊。香港曾於 2011 年 12 月 1 日自米埔自然保護區繫放經救傷康復的鷓鴣 1 隻，透過衛星追蹤器回傳的點位資料可知，該個體於隔年 5 月抵達蒙古國中部杭蓋山區的 Booroljuut 河下游。由於後續並無點位資料回傳，經由現地訪查後，香港研究團隊推論香港度冬鷓鴣的繁殖地可能位於蒙古國中部以西或更北的區域 (Ma, 2012) (圖 2-1-2)。



圖 2-1-1 金門度冬鷓鴣繁殖地分布可能範圍

資料來源：鷓鴣生態研究調查（二）（丁宗蘇，2006）

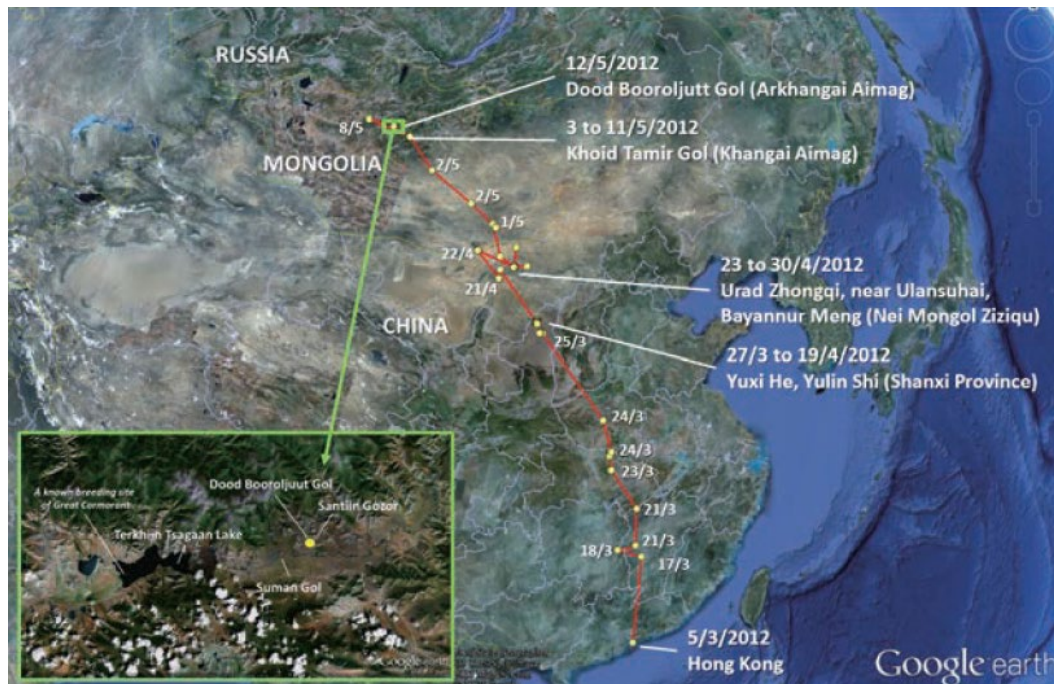


圖 2-1-2 香港繫放鷓鴣個體之衛星追蹤點位

資料來源：香港鳥類報告（Ma，2012）

## 第二節 鷓鴣的棲地利用偏好

根據棲地選擇理論 (Habitat-selection theory)，動物會選擇合適的棲地來達到最大的適存度 (Fitness) (Rosenzweig, 1981)。遷移性鳥類在挑選棲息地時，會以不同時間及空間尺度進行階層式的選擇。時間尺度可分為繁殖期及非繁殖期；空間尺度則依序由廣泛到聚焦分別從該物種的物理或地理分布區域，再限縮至個體或群體的活動範圍 (Home Range)，而後是特定地點及微棲地選擇 (圖 2-2-1) (Mouritsen, 2018)。在遷徙時間及體能的限制下，遷徙性鳥類可透過偵測食物資源多寡、對天敵與天氣負面影響的庇護效果、植被結構、物候學等環境特徵快速地評估環境品質 (Hollander *et al.*, 2011)。因此本研究根據空間尺度的階層變化，由大至小依序從鷓鴣偏好的水域、偏好停棲的堤岸，再到偏好停棲的樹木進行分析與探討。

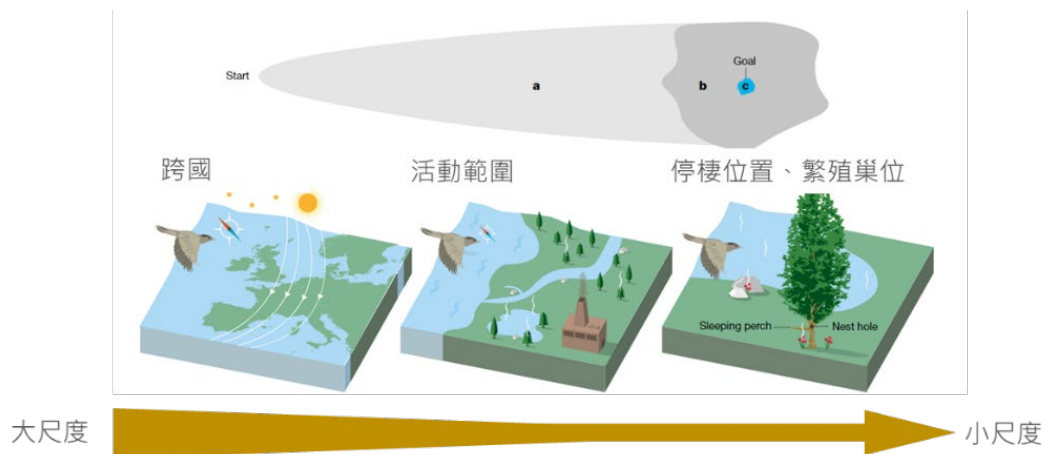


圖 2-2-1 遷徙性鳥類選擇棲息環境之空間尺度階層變化

資料來源：Mouritsen (2018)

夜棲地 (roosting site) 是動物夜間棲息的場所，主要可提供動物預防天敵侵襲及抵禦嚴峻氣候的安全環境。適宜的夜棲地可充分發揮鳥類利用空間資源的效益，因此對於日行性鳥類來說，環境安全性為影響夜棲地選擇的首要因子。為探討金門鷗鷺族群的度冬夜棲地偏好，以下綜整度冬期間影響遷徙性鳥類棲息地選擇的重要因子，並回顧鷗鷺及習性相似物種的棲地偏好研究成果，包含開放水域、食物資源可及性、停棲空間、棲息環境安全性等不同面向 (Suter, 1995)。

水域的食物供給量是限制度冬期間鳥類數量及改變其族群分布最具影響力的因子 (Newton, 1998; Brown & Sherry, 2006)。鷗鷺以魚類為主要的食物來源，尤其偏好捕食底棲型魚種及體長 10 公分至 20 公分的個體，並取食甲殼亞門 (Crustacea)、頭足綱 (Cephalopoda)、海參綱 (Holothuroidea) 等水生無脊椎動物 (Orta, 1992; Musil *et al.*, 1995)。鷗鷺偏好覓食於面積超過 20 公頃、水深 1 公尺至 2 公尺、底質為砂質或泥質、魚類族群密度高的水域 (Musil *et al.*, 1995; Dorfman & Kingsford, 2001; Santoul *et al.*, 2004; Nelson, 2005；劉小如等，2012)。而水質的能見度亦是鷗鷺科 (Phalacrocoracidae) 鳥類選擇覓食水域的參考因子之一，雙冠鷗鷺 (*P. auritus*) 在高密度水產養殖區中，偏好水面反射率較低且藻類生物量較低的養殖池 (Radomski & Zimba, 2010)。除此之外，鷗鷺的夜間棲息地和繁殖巢位與覓食地在一定距離以內。根據最佳覓食理論 (optimal foraging theory)，鳥類採取消耗最小能量、擁有最低風險、獲取最大效益的方式選擇覓食策略和地點 (Pyke, 1984)。Musil 等人 (1995) 發現繁殖期間 92.3 % 的鷗鷺個體活動於繁殖巢位 10 公里內；Lekuona 和 Campos (1997) 則發現度冬期間 9 成以上的鷗鷺個體活動於夜間棲息地的 20 公里內，平均為 13.6 公里。由此可見，即使是飛行能力極佳的鷗鷺，仍會衡量飛行距離造成的能量消耗，選擇距離夜間棲息地較近的區域覓食。

水域周邊的停棲空間是鸕鷀棲息所需的環境特徵之一。身體結構及功能特徵限制水鳥分布 (Winkler & Leisler, 1985)，羽毛防水能力是水鳥生存的基本條件。多數水鳥除了透過塗抹尾脂腺 (uropygial gland) 分泌的油脂來保持羽毛的防潑水功能 (Jacob & Ziswiler, 1982) 外，亦演化出具有緊密排列且堅硬羽枝的羽毛限制水分穿透 (Srinivasan *et al.*, 2014)。然而，羽毛的強效防水能力雖然能維持水鳥生理機能運行所需的體溫，但在水中卻會產生較大的浮力而不利於水鳥潛水覓食。為了克服此不利條件，鸕鷀演化出兼顧浮力控制與體溫調節的羽毛結構，透過體羽外圍及內層羽枝疏密不同的結構，使羽毛可適度保水並減低浮力，卻不須大幅增加體脂肪保暖即能長時間潛水 (Grémillet *et al.*, 2005)。即使如此，當羽毛含水量達體重的 6% 時，鸕鷀須適時離開水面，藉由「展翅 (wing-spreading)」晾乾羽毛 (Ribak *et al.*, 2005)，因此水域周邊適合鸕鷀展開翅膀的停棲位置對於其選擇棲息環境極為重要。根據內陸水域鸕鷀日活動模式的調查結果，鸕鷀日間 85.78% 的時間停棲在岸上 (丁宗蘇, 2020)，日間大多停棲在沙洲、岩石、樹木或近海箱網養殖區的保麗龍，夜間則停棲在緊鄰水域且無人為干擾的樹林 (丁宗蘇, 2005; 劉小如等, 2012)。

天敵獵捕壓力是影響鸕鷀族群分布的重要因子之一。Heithaus (2005) 指出澳洲斑鸕鷀 (*Phalacrocorax varius*) 權衡被鮪鯊 (*Galeocerdo cuvier*) 獵食風險及食物資源豐富度調整覓食地。雖然體型龐大的鸕鷀在陸地上承受天敵捕食的壓力較輕微，然而在某種層面來說，人類應等同於獵食者的角色 (Frid & Dill, 2002)。人為干擾顯著影響鸕鷀科鳥類的覓食族群量 (Santoul *et al.*, 2004)、繁殖成功率 (Kury & Gochfeld, 1975; Ellison & Cleary, 1978) 以及夜間棲息地選擇 (林良恭等, 2015)。除此之外，避風性良好的棲息地是水鳥保持體溫穩定的重要措施，紅腿鸕鷀 (*P. gaimardi*) 選擇避風效果較佳的岩壁築巢 (Millones *et al.*, 2008)。

### 第三節 金門鷓鴣夜棲地環境概況與鷓鴣利用情形

在金門鷓鴣夜棲地中，目前僅慈湖北岸木麻黃林具有較完整的植群調查資料及鷓鴣利用情形的比對資料，故以下截錄丁宗蘇（2021）於慈湖夜棲地執行 103 個 2 公尺乘 2 公尺正方形樣區的植群調查結果。慈湖夜棲地的植群結構可分成 4 大類，依據鷓鴣使用的環境屬性可把植群分為木麻黃生立木區（2.27 公頃，佔實際調查面積 21.39 %）、木麻黃枯立木區（0.47 公頃，佔實際調查面積 4.43 %）、銀合歡雜木林區（3.36 公頃，佔實際調查面積 31.67 %）、草地（30.07 公頃，佔實際調查面積 4.51 %）（圖 2-3-1）（丁宗蘇，2021）。至於鷓鴣在慈湖夜棲地的利用情形，透過不同年度鷓鴣群聚地所累積之大量排遺範圍的衛星影像比對發現，鷓鴣使用範圍從 2004 年至 2020 年 3 月間減少約 13.6 %，顯示慈湖的棲地環境有逐漸劣化的現象（圖 2-3-2）（丁宗蘇，2021）。



圖 2-3-1 慈湖夜棲地植群組成與分布位置

資料來源：金門鷓鴣遷移與生態研究（丁宗蘇，2021）。



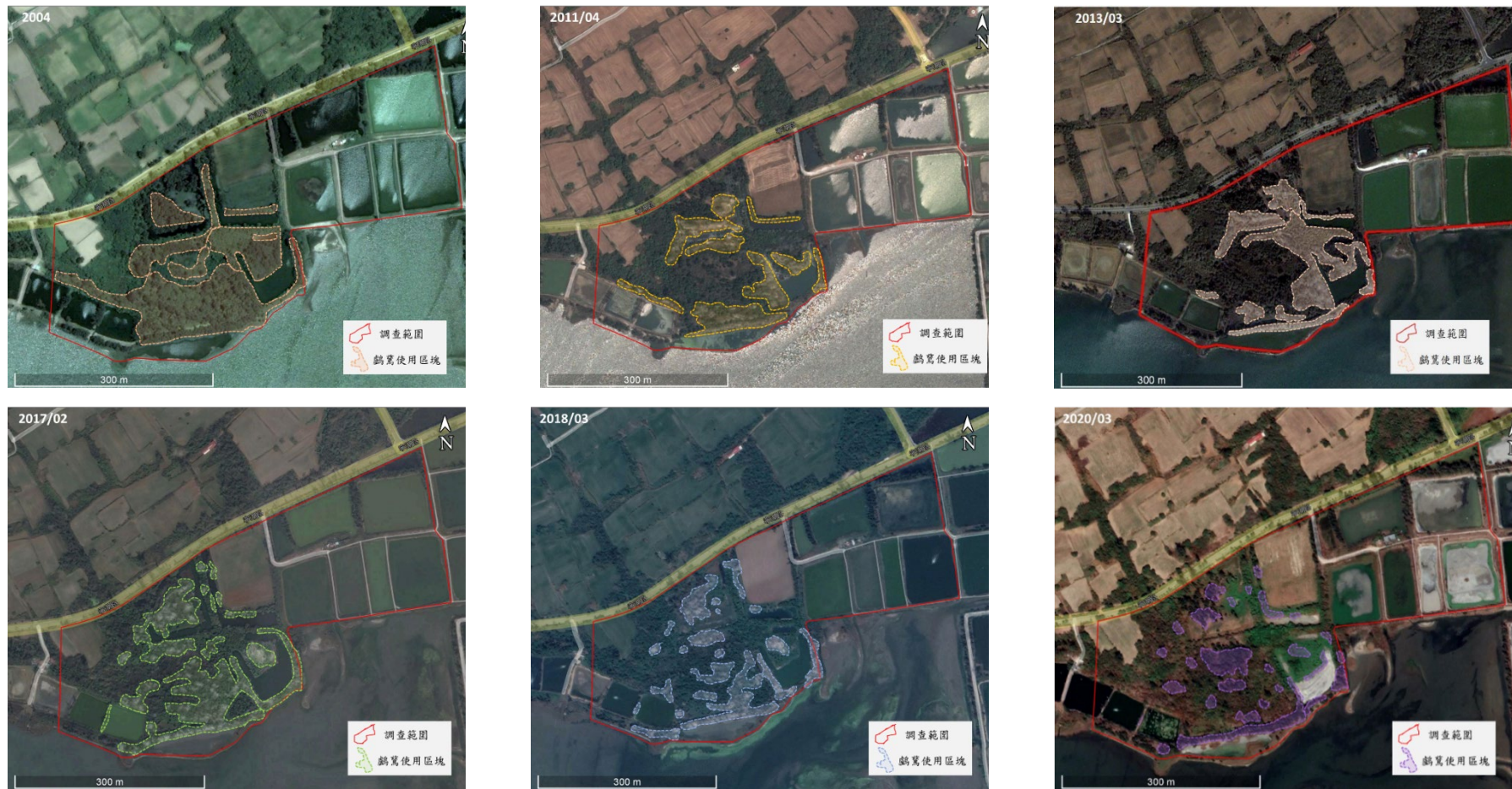


圖 2-3-2 金門慈湖夜棲地 2004 年至 2020 年鷓鴣使用範圍圖

資料來源：衛星影像取自 Google earth 及本研究團隊製作



## 第三章 研究方法

### 第一節 金門鷓鴣的繁殖地與遷徙路徑

本研究使用 KoEco WT-300 Ibis (圖 3-1-1) 和 OrniTrack-40 (圖 3-1-2) 二款均為 GPS-GSM 的太陽能衛星定位追蹤器，於金門慈湖、陽明湖水庫等主要夜棲地進行鷓鴣繫放作業，並採鐵氟龍可調整型背負式繫帶綁定。由於鷓鴣屬於日行性鳥類，為了節省夜間電池電力的消耗，因此本研究將 KoEco WT-300 Ibis GPS-GSM 追蹤器於鷓鴣活動高峰時段 5:00 至 18:00 間的定位頻率設定為每小時紀錄 1 次點位，並將夜間 19:00 後視為鷓鴣已回到各夜棲地準備休憩，將定位頻率改為每 3 小時紀錄 1 次點位。根據 2020 年繫放個體「K-1」的衛星追蹤點位資料，本研究團隊發現鷓鴣於夜間仍有明顯的移動行為，因此利用 OrniTrack-40 GPS-GSM 追蹤器，將定位頻率設定為每小時衛星定位 1 次的模式，記錄較完整的夜間點位資料。此定位頻率不僅可以完整地記錄金門度冬鷓鴣的日間活動模式及移動路徑，亦能探討其春季及秋季遷徙、繁殖地、遷徙中繼站等資料。

目前本研究已於 2020 年及 2021 年鷓鴣度冬期間完成 2 處夜棲地共 5 隻鷓鴣個體繫放以及衛星定位追蹤器的安裝，其分別為慈湖繫放個體「K-1」、「K-5」，以及太湖地區救傷個體「K-2」、「K-3」及「K-4」(圖 3-1-3)。金門 5 隻鷓鴣繫放個體形質測量資料詳如表 3-1-1。本研究記錄到個體「K-1」的春季遷徙路徑，以及個體「K-4」、「K-5」的春季及秋季遷徙路徑及其繁殖地。因此，本年度針對個體「K-1」、「K-4」、「K-5」的衛星追蹤點位資料，利用 Google Earth Pro 及地理資訊系統開源軟體 QGIS 進行分析及視覺化，以釐清金門度冬鷓鴣族群其繁殖地、春秋兩季遷徙路徑及中繼站的位置，作為建立完整的保育研究、解說教育及環境生態監測基礎資訊。



圖 3-1-1 本研究使用之 KoEco GPS-GSM 太陽能衛星定位追蹤器

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 3-1-2 本研究使用之 OrniTrack-40 太陽能衛星定位追蹤器

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 3-1-3 本研究於 2020 年及 2021 年繫放之 5 隻鸕鷀個體

資料來源：本研究團隊拍攝

表 3-1-1 金門鸕鷀繫放個體之形質測量一覽表

編號	年齡	色環	金屬環	喙長 (mm)	全頭長 (mm)	翼長 (mm)	尾長 (mm)	跗蹠長 (mm)	體重 (g)
K-1	成鳥	無	L00607	58.7	132	320	145	無	2,200
K-2	成鳥	橘白藍	L00608	59.0	155	330	157	71	1,800
K-3	二齡	黃白	L00609	59.0	130	325	145	41	1,884
K-4	二齡	黃	L00610	57.7	135	320	無	64.4	1,530
K-5	成鳥	無	L00617	無	無	無	無	無	2,060

資料來源：本研究團隊彙整製作

根據 Frederiksen 等人 (2002) 在丹麥和荷蘭的色環繫放研究顯示，鷓鴣在不同年間的度冬地有位移 10 公里至 50 公里的現象。雖然歐洲地區的地理環境、氣候條件及人口密度皆與東亞地區有所不同，但本研究仍不排除金門鷓鴣族群可能於不同年間至東亞—澳大利亞鳥類遷徙線 (East Asian-Australasian Flyway, EAAF) 上不同地區度冬的可能性。因此，本研究同時分析東亞地區其它繫放個體的遷徙行為，作為探討金門度冬鷓鴣族群之遷徙路徑及繁殖地的輔助資訊。國立屏東科技大學於 2020 年至 2021 年間，在嘉義鰲鼓濕地繫放 3 隻鷓鴣個體並安裝衛星定位追蹤器。此 3 隻嘉義繫放個體資料皆是由國立屏東科技大學野生動物保育研究所 (下文簡稱屏科大野保所) 鳥類生態研究室孫元勳老師，以及野生動物疾病生態研究室陳貞志老師的研究團隊共同提供，並獲得 2 位老師同意將其資料進行分析並撰寫於本次報告中。該研究團隊繫放採用 KoEco WT-300 Pintail 及 WT-300 Ibis 的 GPS-GSM 太陽能衛星定位追蹤器，其中 WT-300 Pintail 的定位頻率設定為每 4 小時接收 1 次發報器所在位置，而 WT-300 Ibis 的定位頻率則設定為 6:00 至 18:00 間每小時記錄 1 次所在位置，但未收集夜間的點位資訊。整體而言，定位頻率與本研究設定不同，但從回傳的衛星追蹤點位仍能明確追蹤鷓鴣的遷徙行為。嘉義繫放個體的形質測量資料詳如表 3-1-2。

表 3-1-2 嘉義鷓鴣繫放個體之形質測量一覽表

編號	年齡	腳環編號	喙長 (cm)	全頭長 (cm)	自然翼長 (cm)	跗蹠 (cm)	重量 (g)
npu1912	成體	J021098	6.13	13.68	31.5	6.5	1,710
npu1925	成體	無	6.25	12.85	31.9	6.39	1,630
npu2003	亞成體	J02197	5.82	13.31	32	6.35	1,590

資料來源：國立屏東科技大學野生動物保育研究所提供

## 第二節 金門鷓鴣夜棲地的環境因子

本研究彙整 2020 年、2021 年 11 月至翌年 3 月間於金門各類型水域及堤岸抽樣調查的鷓鴣夜間利用情形資料，並於 2022 年 1 月至 3 月間蒐集各樣區的 6 個水域特徵及 7 個堤岸特徵，進行鷓鴣夜棲地利用偏好的多因子分析。根據鷓鴣主要夜棲地族群量監測及長期觀察經驗，鷓鴣的夜棲地與日間棲息地有重疊的現象，且透過衛星追蹤點位資料發現，鷓鴣在金門度冬期間的夜棲地會隨著時間改變。為能全盤瞭解鷓鴣選擇夜棲地的原因，本研究同步彙整 2020 年 11 月至 2021 年 3 月的鷓鴣日間利用情形資料，以前述蒐集的環境變數資料進行多因子分析，作為探討金門鷓鴣潛在夜棲地判斷的輔助資訊。為能更深入分析鷓鴣對夜棲地的植被利用偏好，本研究以 2021 年 8 月在慈湖夜棲地內的植群調查結果為基礎，進行鷓鴣利用情形與植群特徵的多因子分析。以下將分別說明金門各類型水域鷓鴣族群抽樣調查的研究方法，包含樣區劃設、鷓鴣利用情形調查、環境變數蒐集、資料分析等面向，以及慈湖夜棲地植群調查資料的分析方法。

### 金門鷓鴣利用情形調查

#### 一、樣區劃設

為分別探討鷓鴣偏好利用的水域及停棲的堤岸，本研究透過 Google Earth Pro 2020 年 10 月 8 日的衛星影像標定，並經現場勘查確認，分別設置水域樣區及堤岸樣區。水域樣區從金門金寧鄉、金城鎮、金沙鎮、金湖鎮及烈嶼鄉鷓鴣已有紀錄與潛在使用的水域中，挑選淡水或淡鹹水且具有明顯堤岸分界的封閉水域，為確保資料收集穩定性，排除位於軍事管制區及未開放私人土地內的水域。本研究共設立 86 個水域樣區（圖 3-2-1），其水域面積介於 436 平方公尺至 982,370 平方公尺。在取樣水域樣區時，除了過去曾經觀察到鷓鴣日間及夜間棲息的水域，盡可能避免取樣相鄰且環境特徵相似的水域，並挑選不同土地利用類型的水域。根據 2020 年度國土利用現況調查結果，水域樣區分屬於不同土地利用類型，包含

52 個屬於蓄水池、13 個屬於水庫、7 個屬於水產養殖、3 個屬於湖泊、4 個屬於溝渠、2 個屬於公園用地、2 個屬於校地、2 個屬於政府機關用地、1 個屬於未使用地。其中土地利用分類為「溝渠」的水域樣區，其原連通處已淤塞，形成暫時性封閉的水體；分類為「未使用地」的水域樣區為銘傳大學校區範圍內無明顯人為利用的蓄水池，此二類型的水域樣區皆符合樣區挑選標準，故納入調查。本研究並未包含過去有記錄到夜間棲息的小太湖，因調查期間正值定期清淤工程施作，環境變動和人為干擾程度大；亦未包含調查後期才發現有鷓鴣夜棲地擎天水庫。堤岸樣區則為各水域樣區蓄水位可達最高處的邊界，切割依據為水域之相鄰二側邊界的角度，將界於 150 度至 180 度的邊界視為同一堤岸，將小於 150 度或大於 180 度的邊界視為不同堤岸（圖 3-2-2）。本研究共設立 387 個堤岸樣區，其中不包含水域邊界為弧形或難以定義堤岸走向的水域樣區。

## 二、調查方法

鷓鴣夜間利用情形調查於 2020 年 11 月至 2021 年 3 月間之日出及日落前後 1 小時內，選擇視野良好的觀察點以雙筒望遠鏡掃視水域樣區、堤岸樣區及其周遭，以行為觀察的方式判定鷓鴣在水域樣區及堤岸樣區夜間棲息的情形，判定標準為在鷓鴣度冬期間是否有觀察到水域周邊適合停棲處有鷓鴣排遺，且於日出前或日落後有鷓鴣停棲在樣區內。鷓鴣日間棲息地利用情形調查則採用群集計數法，同樣於 2020 年 11 月至 2021 年 3 月間，選擇視野良好的觀察點以雙筒望遠鏡掃視水域樣區及堤岸樣區，並記錄調查日期、調查時間、鷓鴣個體數。調查時間介於 6:00 至 18:00 間，並盡可能挑選光線充足且未降雨的時間進行。為避免遺漏計數覓食個體，每次調查停留至少 2 分鐘。根據鷓鴣個體覓食行為調查結果，鷓鴣每次下潛平均為 27.31 秒，最長為 98 秒（丁宗蘇，2020），故最短停留時間設定為 2 分鐘應可大幅減少誤判鷓鴣利用水域情形的機率。調查時間以小時為單位記錄。若鷓鴣僅飛行通過水域樣區上方且並未停留，則不納入個體數計算。鷓鴣在金門



內陸水域的覓食地與日間群棲地 (roosting site) 多數重疊，故將日間群棲地視為潛在覓食地，共同納入日間活動行為的判斷。每個水域樣區分別調查 10 次至 32 次，平均調查 16.7 次，而堤岸樣區的調查頻度與其所屬水域樣區相同。

### 三、環境變數

本研究蒐集水域樣區的 6 個環境變數：水域面積、獨立區塊面積、與主夜棲地距離、與海岸線距離、道路密度、林地面積占比；蒐集堤岸樣區的 7 個環境變數：堤岸方向、林帶長度、林帶寬度、林帶高度、林帶位置、樹種、道路開發程度。本研究環境變數原始資料以 Microsoft Excel 建檔；地理資訊計算及視覺化呈現以 Google Earth Pro (v 7.3.4.8248) 及 QGIS (v 3.16) 處理；衛星影像判別以 Google Earth 2020 年 11 月 10 日的影像為基準，若遇雲層遮擋，則改採 2021 年 2 月 18 日的衛星影像判定。

#### (一) 水域樣區

為量化水域樣區的人為干擾程度，本研究採用水域樣區邊界向外 500 公尺作為緩衝區域，計算緩衝區域內的道路密度及林地面積占比，緩衝區域的劃設距離參考鷓鴣的驚飛距離 (Flight Initiation Distance, FID)。驚飛距離為鳥類逃離潛在威脅的距離，可視為衡量鳥類對人為干擾與長期環境壓力的適應性指標，是目前鳥類保育生物學研究的重點 (Ydenberg & Dill, 1986; Holmes *et al.*, 1993; Weston *et al.*, 2012)。Fox 和 Madsen (1997) 提出應以目標鳥種 3 倍以上的驚飛距離作為建置敏感水鳥庇護區的半徑，以滿足水鳥覓食及停棲的生理需求。鷓鴣的驚飛距離約為 150 公尺 (Mayer *et al.*, 2019)，故以 500 公尺為切分點應能合理評估鷓鴣在各水域樣區內所受的人為干擾程度。由於金門多數水域屬於私人土地範圍，水質樣本及魚類密度等資料取樣不易，且考量調查人員安全，本研究優先檢測在調查期間並不會大幅度變動的地景特徵作為自變數，因此本研究不取樣各水域的水域底質、深度，以及魚群的種類、體型大小、密度及種間影響等參數進行分析。

### 1. 水域面積

計算水域樣區內的水域面積，並扣除佔據水域空間的湖心島、石頭及沙洲等區域面積。水域邊界及佔據水域空間區域的判定以衛星影像為主、現地目視觀察為輔。數值四捨五入取至整數，單位為平方公尺。

### 2. 獨立區塊面積

計算水域樣區內非水體的獨立區塊面積。獨立區塊的判定以現地目視觀察水域中間有無獨立的湖心島、沙洲或人工構造物為基準，包含長時間設置的浮力式太陽能發電系統。數值四捨五入取至整數，單位為平方公尺。

### 3. 與主要夜棲地距離

計算水域樣區中心點與 3 處鷓鴣主要夜間棲息地—慈湖、陽明湖水庫及西湖水庫中心點位之間的最短距離，並取最小值。數值四捨五入取至整數，單位為公尺。

### 4. 與海岸線距離

計算水域樣區的邊界至海岸線的最短距離。海岸線的判定以內政部營建署公告的「108 年第 2 期自然與人工海岸線」為基準。數值四捨五入取至整數，單位為公尺。

### 5. 道路密度

計算緩衝區域內的道路長度（圖 3-2-3）。道路資料取自開源資料「開放街圖（OpenStreetMap）」，並篩選出車用道路進行分析，包含「二級道路／縣道、市道（secondary）」、「二級連接道路（secondary link）」、「三級道路／鄉道、區道（tertiary）」、「服務道路（service）」、「住宅區道路（residential）」、「連通道路（unclassified）」等類別。數值四捨五入取至小數點後二位，單位為公里／平方公里。

### 6. 林地面積占比

計算緩衝區域內林地覆蓋面積占總土地面積的比例（圖 3-2-4）。土地覆

蓋類別資料參考丁宗蘇（2018）建置完成的金門全島土地覆蓋圖，其選擇 2017 年 4 月 28 日的 SPOT 衛星影像，使用 eCognition Developer 自動判釋，並配合人工現場驗證，解析度為 1.5 公尺乘 1.5 公尺。數值四捨五入取至小數點後二位，單位為百分比。

## (二) 堤岸樣區

### 1. 堤岸方位

將堤岸相對水域所在的方位劃分為北、東北、東、東南、南、西南、西、西北共八個方位，予以分級。因金門冬季盛行東北季風，位於水域東北側的堤岸若有地形或地物遮蔽，則避風效果最佳，給予最高分 5 分，並以此為基準依序遞減記錄，北側及東側為 4 分；西北側及東南側為 3 分；西側及南側為 2 分；西南側為 1 分（圖 3-2-5）。

### 2. 林帶長度

透過衛星影像計算平行堤岸方向的林帶長度（圖 3-2-6）。數值四捨五入取至整數，單位為公尺。

### 3. 林帶寬度

透過衛星影像計算垂直堤岸方向的林帶平均寬度（圖 3-2-6）。數值四捨五入取至整數，單位為公尺。

### 4. 林帶高度

現場目視判別平行堤岸方向的林帶樹高最高值，予以分級。該堤岸沒有林帶或最高樹高小於 1 公尺，記為 0 分；最高樹高大於或等於 1 公尺、小於 3 公尺，記為 1 分；最高樹高大於或等於 3 公尺、小於 6 公尺，記為 3 分；最高樹高大於 6 公尺，記為 6 分。

### 5. 林帶位置

現場目視判別平行堤岸方向的林帶是否與水域樣區邊界緊密相連，予以分級。若堤岸林帶與水域樣區邊界距離大於 10 公尺，視為「與水域邊界不

相鄰」、記為 0 分；若堤岸林帶與水域樣區邊界距離小於或等於 10 公尺，視為「與水域邊界相鄰」，則記為 1 分（圖 3-2-6）。

#### 6. 樹種

現場目視判別平行堤岸方向林帶的優勢樹種，予以分級。金門縣野鳥學會（2003）指出木麻黃林是金門度冬鷓鴣主要的棲木，亦是維持鷓鴣族群夜間停棲的要件；再加上根據觀察經驗，除了曾觀察到鷓鴣停棲在木麻黃上外，亦曾觀察到鷓鴣停棲在其他闊葉樹上。因此，本研究將木麻黃純林記為最高分 5 分；木麻黃混合林，記為 4 分；闊葉樹混合林，記為 3 分；闊葉樹純林，記為 2 分；竹林或是針葉樹，記為 1 分；無林帶，記為 0 分。

#### 7. 道路開發程度

現場目視判別距離水域邊界 50 公尺內是否有明顯路跡及道路鋪面材質，予以分級。若無明顯路徑，記為 0 分；人行路徑，記為 1 分；泥土路面道路，記為 2 分；水泥或磚面道路，記為 3 分；柏油路面道路，記為 4 分。

### 四、資料分析

在進行統計分析前，先以 Microsoft Excel 轉換原始資料及建置分析用表格。為釐清時序變化和鷓鴣利用水域與否及個體數的相關性，將調查日期轉換成與歷年金門整體度冬族群量波動相符的線性結構。候鳥會因應氣溫及日照時數等啟動遷徙的機制，由全球氣象資料可見北半球於 1 月達到最低月均溫，高緯度地區的食物資源減少促使鳥類遷徙至低緯度地區，且金門全島族群量於 1 月時達最大量（丁宗蘇，2021），故預期 1 月金門度冬鷓鴣族群的利用水域情形最佳，設為最高分 5 分，並以每月 15 日作為切分點依序遞減至最低分 1 分。為能更忠實呈現各堤岸樣區可停棲的鷓鴣個體數，並解決在單次紀錄中鷓鴣容易在水域樣區內更動位置的問題，以 387 個堤岸樣區為單位，將各堤岸樣區鷓鴣個體數以調查期間內所觀察到的最大個體數量進行分級轉換：未觀察到鷓鴣停棲，記為 0 分；1 - 10

隻記為 1 分；11 – 50 隻記為 2 分；51 – 100 隻記為 3 分；101 – 500 隻記為 4 分；501 – 1,000 隻記為 5 分；1,001 – 3,000 記為 6 分；3,000 隻以上記為 7 分。其餘變數維持原紀錄方式進行統計分析。本研究以統計與科學計算的開源軟體 R 4.1.3 (R Core Team, 2022) 進行相關的統計檢定和視覺化。

為了解鷓鴣日間及夜間利用情形及個體數（應變數）和各項變數（依變數）的相關性，將依變數標準化（standardization）後，使用廣義線性模型 (Generalized linear model, GLM) 進行多元線性迴歸分析。當應變數為利用情形時，模型建置採用二項式（binomial）分布；當應變數為個體數時，模型建置採用卜瓦松（poisson）分布及負二項式（negative binomial）分布，並檢測是否有過度離散（over-dispersion）的問題。本研究僅保留皮爾森相關係數（Pearson's correlation）小於 0.7 的依變數放入迴歸方程式，並於模型建置完成後，確認各依變數的變異數膨脹因子（Variance Inflation Factor, VIF）數值皆小於 3，避免產生多元共線性（multi-collinearity）導致分析結果判讀困難。

為能找出鷓鴣日間偏好的關鍵棲地因子及環境特徵數值採取監督式學習（Supervised Learning）中的分類與迴歸樹（Classification And Regression Tree, CART）演算法，分別以水域樣區鷓鴣利用水域與否（ $n = 86$ ）及堤岸樣區鷓鴣停棲堤岸與否（ $n = 387$ ）的二元資料建置決策樹（decision tree）模型。首先，從水域樣區及堤岸樣區中隨機挑選 75 % 資料作為訓練資料集，利用遞迴分割法（recursive partitioning tree），以基尼不純度係數（gini impurity index）作為二元分割判定基準，使分割後組內資料更趨於一致性。其次，透過十折交叉驗證法（10-fold cross validation）修剪決策樹，檢視不同複雜性參數（complexity parameter, cp）下的錯誤率，建置準確率（accuracy）及分類精度指標卡帕（Kappa）統計量皆高的決策樹。建置完成後，利用剩餘的 25 % 資料作為測試資料集以混淆矩陣（confusion matrix）觀察模型表現。最終，視覺化最佳決策樹分析結果及各環境變數的重要性。

為能鷓鴣在日間活動地及夜間棲息地的偏好差異，採用無母數統計曼惠二氏 U 檢定法 (Mann-Whitney test) 檢測鷓鴣日間及夜間利用水域樣區及停棲堤岸樣區的環境變數差異。為視覺化水域樣區及堤岸樣區的環境變數取樣分布及各樣區鷓鴣利用及停棲情形，本研究將所有環境變數進行對數轉換及標準化處理後，以主成分分析法進行多變量分析，並透過分群功能呈現調查期間「未觀察到鷓鴣」、「僅日間觀察到鷓鴣」、「日間及夜間皆有觀察到鷓鴣」等 3 種利用及停棲情形。在堤岸樣區的環境變數分析中，因堤岸間環境特徵差異明顯，導致資料分布明顯不均勻，故本研究額外篩選出具有林帶的堤岸進行探討。為維持版面清晰易讀，主成分分析結果僅呈現高於平均貢獻度的環境變數。



圖 3-2-1 金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區位置分布圖

資料來源：本研究團隊以 Google earth 底圖製作

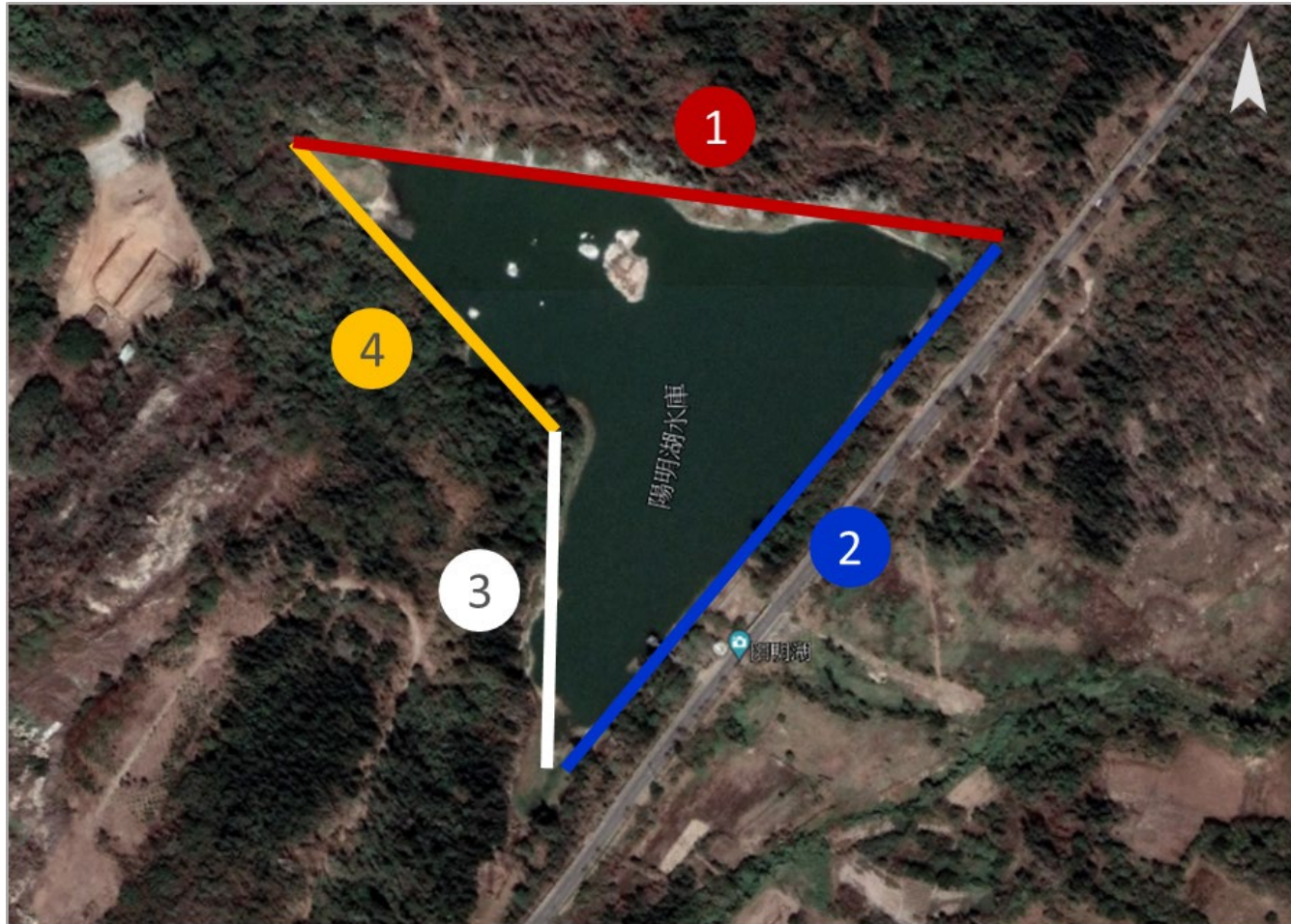


圖 3-2-2 鷓鴣利用情形調查之堤岸樣區劃設示意圖，陽明湖水庫於本研究中被劃分為 4 個堤岸樣區

資料來源：本研究團隊以 Google earth 底圖製作



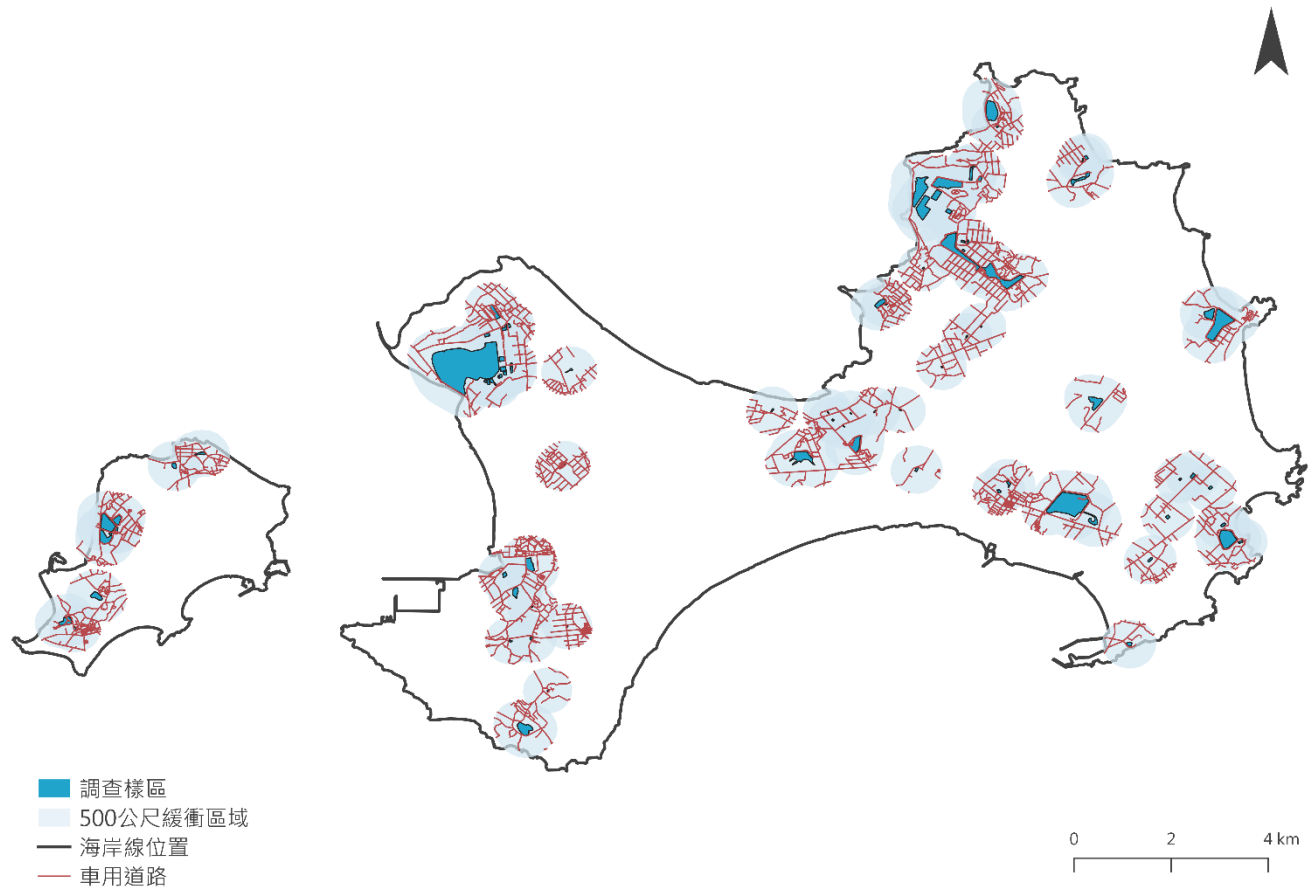


圖 3-2-3 鷓鴣利用情形調查之水域樣區邊緣向外 500 公尺的車用道路分布

資料來源：本研究團隊製作

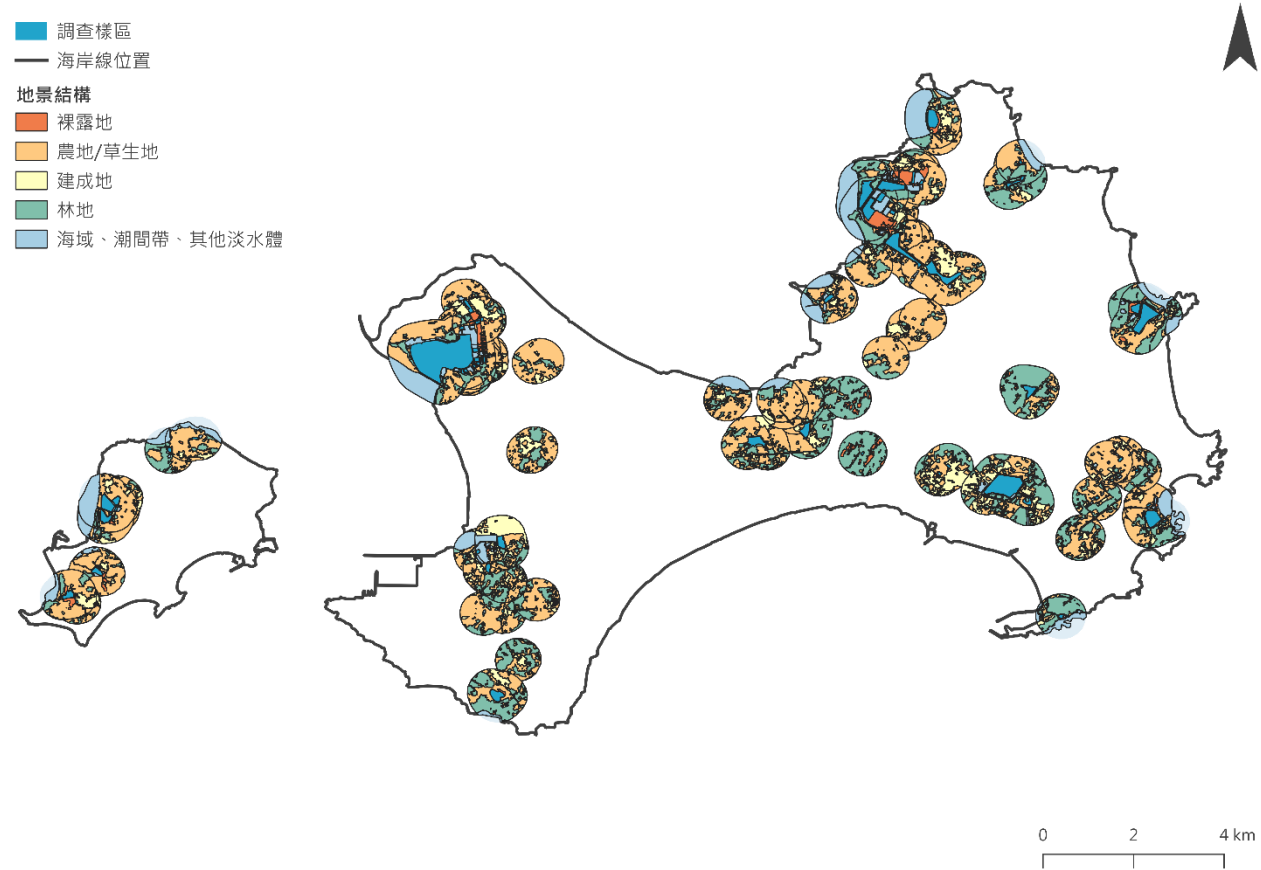


圖 3-2-4 鷗鷺利用情形調查之水域樣區邊緣向外 500 公尺的地景結構

資料來源：本研究團隊製作

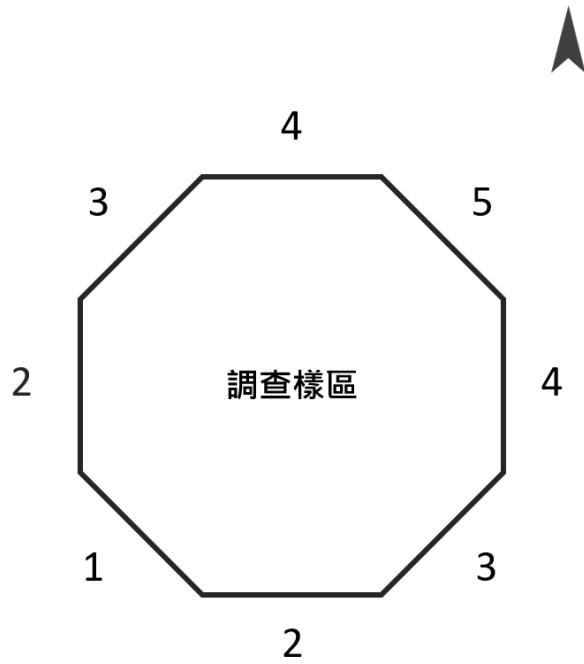


圖 3-2-5 鷓鴣利用情形調查之堤岸方向分級示意圖

資料來源：本研究團隊製作

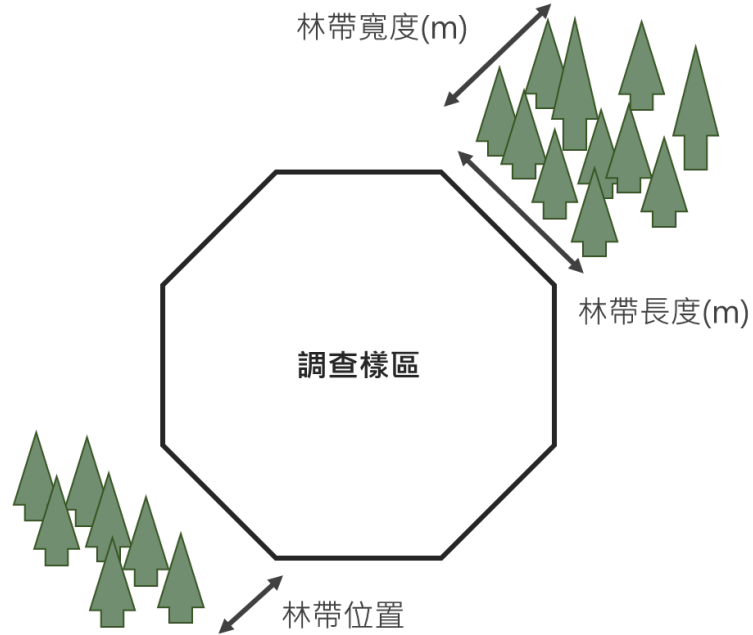


圖 3-2-6 鷓鴣利用情形調查之林帶特徵判定示意圖

資料來源：本研究團隊製作

### 慈湖夜棲地植群調查

為能更深入分析金門鷗鷺夜棲地鷗鷺對於植被的利用偏好，本研究將以 2021 年 8 月在慈湖夜棲地內所設置 103 個 2 公尺乘 2 公尺正方形植被樣區（圖 3-2-7）的植群調查結果為基礎，進行鷗鷺利用與否與樣區內喬木胸高直徑（diameter at breast height, DBH）及樹高等植群特徵的多因子分析。



圖 3-2-7 慈湖夜棲地植群調查樣區與慈湖之水域邊界的相對位置

資料來源：本研究團隊製作

### 第三節 金門鷓鴣棲地的環境承載量及經營管理建議

環境承載量 (carrying capacity)，在生態學上可解釋為在特定的食物、棲地、水源及其他可用的資源下，該環境可維持的最大族群量。為探討金門鷓鴣夜棲地的環境現況及其承載量，本研究將透過金門各夜棲地歷年所記錄的族群量、利用夜棲地的範圍以及該夜棲族群的活動行為模式（出海覓食或內陸水域覓食），並綜整工作項目第一項所得的夜棲地環境因子分析結果，質性評估目前慈湖、陽明湖水庫、西湖水庫等各主要夜棲地的環境承載量與潛在利用範圍，以及其他潛在可關注的水域環境。

有關與臺灣夜棲地比較的部分，本研究將蒐集鷓鴣夜間棲息數量達 1,000 隻以上的主要夜棲地歷年鷓鴣族群的觀察紀錄以及相關的環境調查資料，並透過 Google earth 衛星影像及航空照片圖評估目前夜棲地環境狀況及鷓鴣利用情形，進行金門與臺灣夜棲地環境的比較分析。最終，本研究將以夜棲地環境因子分析結果為基礎，輔以金門鷓鴣夜棲地環境概況評估，以及與臺灣夜棲地的比對成果，擬定相關的永續經營管理策略及後續族群監測方式建議。



## 第四章 研究結果與討論

### 第一節 金門鷓鴣的繁殖地與遷徙路徑

#### 一、金門度冬鷓鴣遷徙路徑及繁殖地

本研究團隊於 2020 及 2021 年度共累積 5 隻繫放鷓鴣個體，包含 3 隻成鳥及 2 隻二齡個體，其中衛星追蹤器有記錄到個體「K-1」的春季遷徙路徑，以及「K-4」及「K-5」的春季、秋季遷徙路徑、繁殖地和隔年的度冬地。以下分別簡述個體「K-1」、「K-4」及「K-5」共 3 隻鷓鴣的衛星追蹤路徑。

##### (一) 慈湖繫放個體「K-1」

個體「K-1」的衛星定位追蹤起始於 2020 年 1 月 21 日，止於 2020 年 4 月 26 日，總計追蹤 97 天，共收集 2,070 筆有效定位資料。個體「K-1」於 2020 年上半年度冬期間主要夜棲於金門慈湖北岸木麻黃林及廈門園博苑生態島，並於 2020 年 4 月 8 日開始春季遷徙，於 4 月 15 日抵達位於渤海灣北側的遼寧省雙台子河口濕地，並於衛星追蹤點位停止回傳前的 4 月 26 日皆在此處活動。個體「K-1」2020 年春季遷徙的總遷徙日數為 19 日，涵蓋里程至少 2,212 公里，並至少停留 5 個中途休息地 (stopover site)。本研究推測個體「K-1」尚未抵達繁殖地，惟其後續可能進入大陸與北韓交界處一帶的無訊號區域，或因故傷亡，故截至目前為止尚未有新定位的衛星點位回傳。個體「K-1」春季遷徙路徑、度冬地等資訊詳見圖 4-1-1；其春季及秋季遷徙中途休息地及停棲地一覽表詳見表 4-1-1。

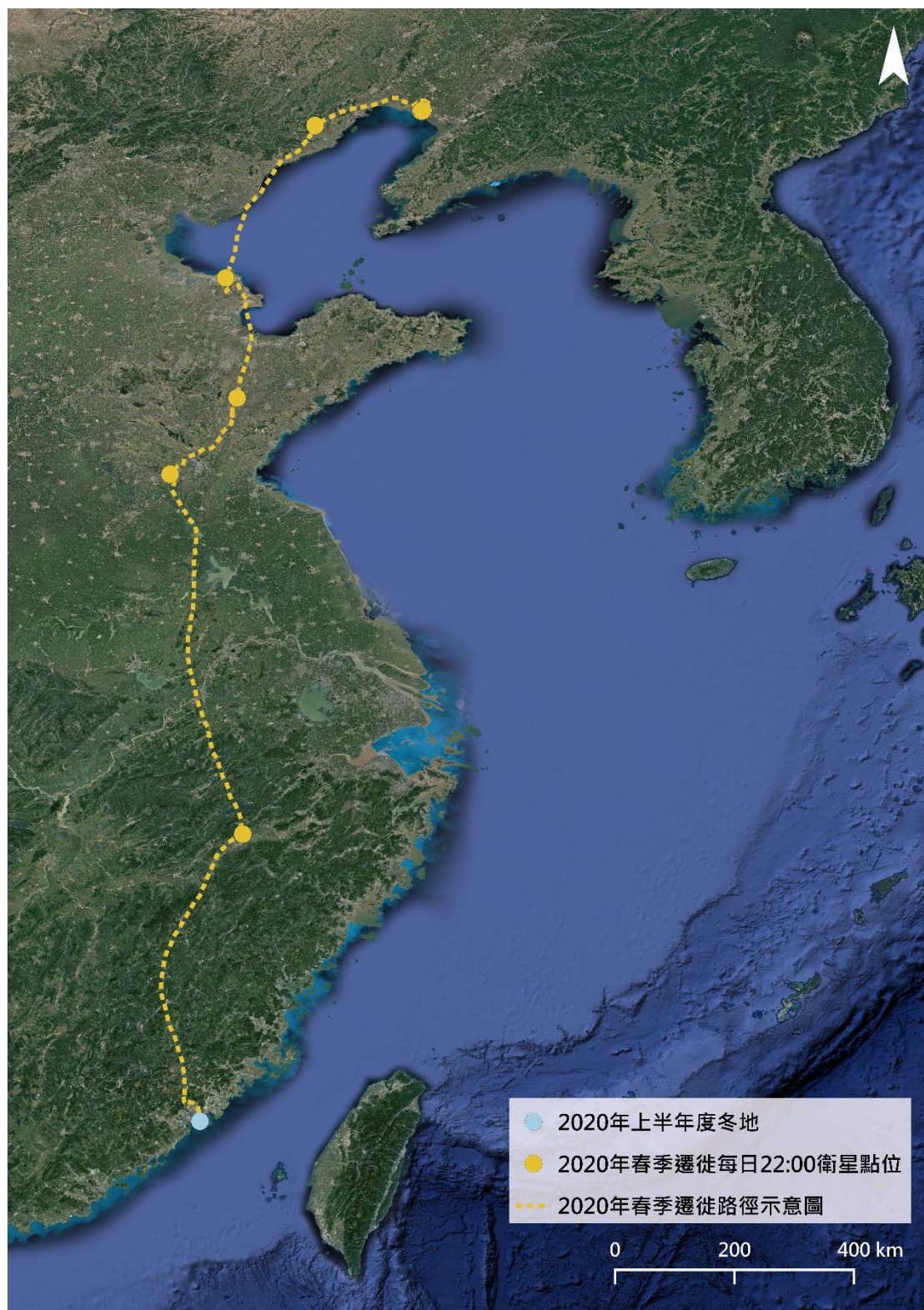


圖 4-1-1 個體「K-1」2020年春季遷徙路徑示意圖

資料來源：本研究團隊彙整製作



表 4-1-1 個體「K-1」2020 年春季遷徙中繼站一覽表

狀態	日期 (2020 年)	夜棲地地點 (行政區劃、地標)	屬性	停留天數 (日)	遷移距離 (公里)
春季 遷徙	4 月 8 日	浙江省衢州市衢江區、 金村壟水庫東方 1.2 公里處林地	中途休息地	1	588
	4 月 9 日	山東省臨沂市蘭陵縣、 會寶嶺水庫靠近東北岸的湖心島	中途休息地	1	678
	4 月 10 日	山東省濰坊市安丘市、 於家河水庫西北方約 3 公里	中途休息地	1	202
	4 月 11-13 日	山東省東營市、老黃河口	中途休息地	3	235
	4 月 14 日	遼寧省葫蘆島市綏中縣、六股河水系	中途休息地	1	323
	4 月 15-26 日	遼寧省、雙台子河口沖積扇	中途停棲地	11	186

註：遷移距離不包含每日往返夜棲地及非遷徙之日間活動的移動距離，僅計算大規模移動的距離。

資料來源：本研究團隊彙整製作

## (二) 太湖繫放個體「K-4」

個體「K-4」的衛星定位追蹤起始於 2020 年 12 月 8 日，止於 2021 年 12 月 9 日，總計追蹤 365 天，共收集 8,414 筆有效定位資料，完整記錄其春季及秋季遷徙一週年的行為。個體「K-4」於 2020 / 2021 年度冬期間曾活動於陽明湖水庫、太湖、金沙水庫、烈嶼鄉西湖水庫及廈門，主要夜棲於金門的陽明湖水庫、慈湖北岸木麻黃林以及廈門園博苑生態島。個體「K-4」於 2021 年 3 月 24 日開始春季遷徙，於 2021 年 4 月 14 日抵達繁殖地—內蒙古自治區的達里諾爾湖及崗更諾爾湖。達里諾爾湖為封閉式的半鹹水湖，水域面積 200 平方公里，屬國家級自然保護區，是東北亞重要的候鳥遷徙通道及集散地；崗更諾爾湖為淡水湖，水域面積為 20 平方公里。此二湖皆位於內蒙古自治區赤峰市克什克騰旗西北部的高原湖區，其周邊地景主要為沙地及疏林草原。個體「K-4」2021 年春季遷徙的總遷徙日數為 22 日，涵蓋里程至少 2,375 公里，並至少停留 3 個中途休息地及 3 個中途停棲地 (staging site)。個體「K-4」在繁殖地停留 56 天，期間主要活動於達里諾爾湖東岸、崗更諾爾湖湖區以及周邊流域，以最小多邊形法框選活動範圍約為 770 平方公里。

個體「K-4」提早於 2021 年 6 月 9 日向南遷移，6 月 17 日即抵達渤海灣北側濕地，並停留此處 135 天，直至 2021 年 10 月 21 日開始秋季遷徙，於 10 月 31 日上午抵達陽明湖水庫，並夜棲於水庫北側濱水樹林。個體「K-4」2021 年秋季遷徙的總遷徙日數為 11 日，涵蓋里程至少 1,780 公里，綜合其南下度夏及秋季遷徙的遷徙路徑，至少具有 6 個短暫停留的中途休息地及 3 個中途停棲地。個體「K-4」春季遷徙路徑、秋季遷徙路徑、繁殖地、度冬地等資訊詳見圖 4-1-2；其繁殖地活動的衛星追蹤點位詳見圖 4-1-3；其春季及秋季遷徙中途休息地及停棲地一覽表詳見表 4-1-2。

個體「K-4」於 2021 年下半年度冬期間自 2021 年 10 月 31 日抵達陽

明湖水庫後，至 11 月 9 日前處於探索期。此期間並未穩定在同一區域活動及夜棲，曾夜棲於廈門園博苑生態島、烈嶼鄉西湖水庫、陽明湖水庫，甚至返回至 55 公里外的福建省泉州市洛陽江出海口夜棲（圖 4-1-4）。個體「K-4」至 2021 年 11 月 9 日後始穩定夜棲於烈嶼鄉西湖水庫木麻黃林，並於半徑 8.5 公里內的近海活動（圖 4-1-5）。



圖 4-1-2 個體「K-4」2021 年春季及秋季遷徙路徑示意圖

資料來源：本研究團隊彙整製作

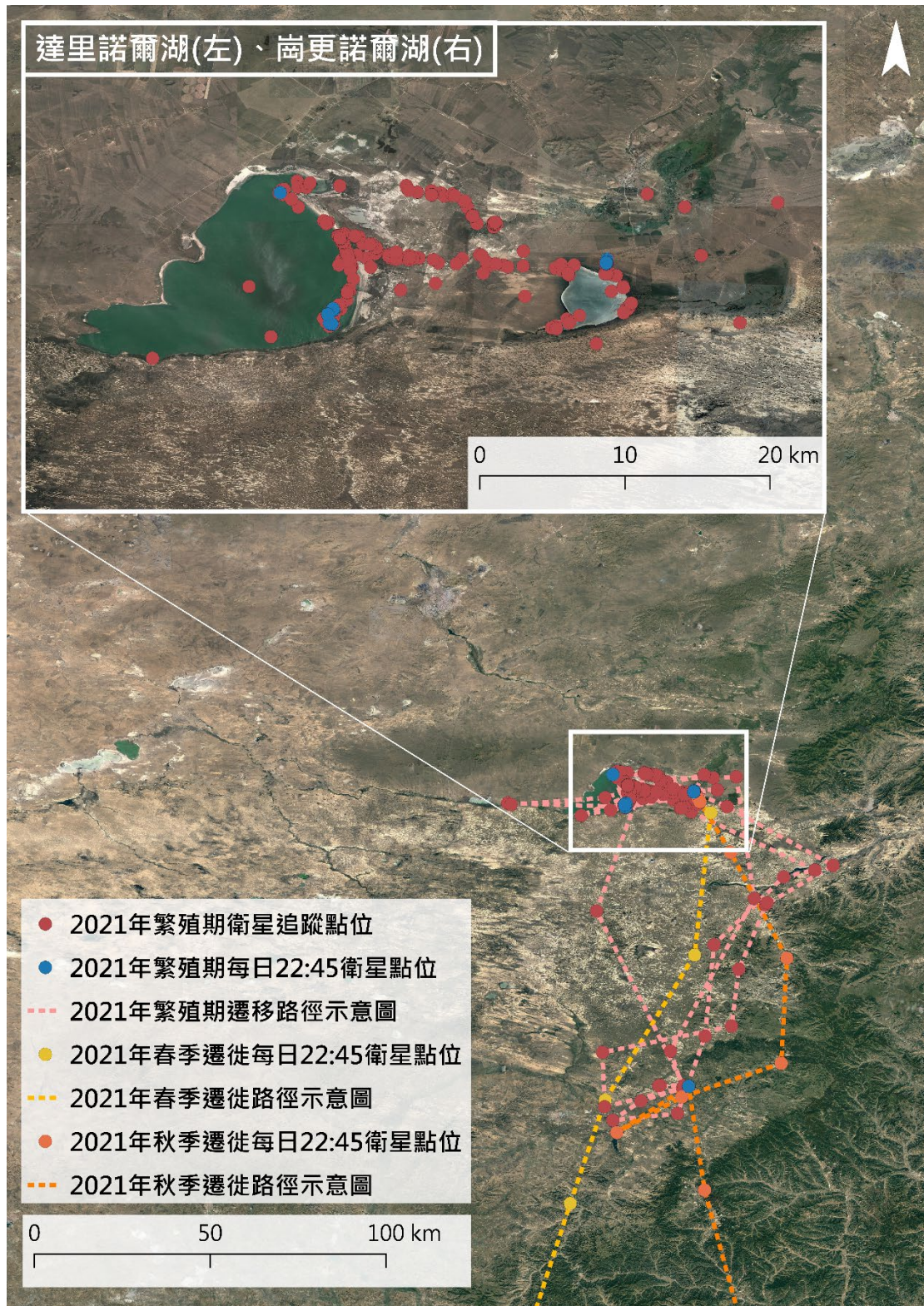


圖 4-1-3 個體「K-4」2021 年於繁殖地活動之衛星追蹤點位

資料來源：本研究團隊彙整製作

表 4-1-2 個體「K-4」2021 年春季及秋季遷徙中繼站一覽表

狀態	日期 (2021 年)	夜棲地地點 (行政區劃、地標)	屬性	停留天數 (日)	遷移距離 (公里)
春季 遷徙	3 月 24 日	浙江省金華市婺城區	中途休息地	1	500
	3 月 25 日	山東省臨沂市河東區	中途休息地	1	750
	3 月 26 日 至 3 月 29 日	山東省東營市東營區、黃河口沖積扇一帶	中途停棲地	4	300
	3 月 30 日 至 4 月 7 日	天津市濱海新區、渤海灣北側濕地	中途停棲地	9	250
	4 月 8 日 至 4 月 13 日	北京市海淀區、 沙河水庫西南西方 13 公里的湖心島	中途停棲地	6	200
繁殖期	4 月 14 日 至 6 月 8 日	內蒙古自治區、達里諾爾湖及崗更諾爾湖	繁殖地	56	375
提前 度夏	6 月 9 日	河北省北側與內蒙古自治區交界處	中途休息地	1	130
	6 月 10 日 至 6 月 16 日	北京市海淀區、 沙河水庫西南西方 13 公里的湖心島	中途停棲地	7	300
	6 月 17 日 至 10 月 15 日	天津市濱海新區、渤海灣北側濕地	中途停棲地 (度夏地)	121	150
秋季 遷徙	10 月 21 日	江蘇省宿遷市沭陽縣、古泊善後河沿岸	中途休息地	1	535
	10 月 22 日	淮安市盱眙縣、陡湖	中途休息地	1	145
	10 月 23 日	安徽省池州市貴池區、劉村湖一帶	中途休息地	1	265
	10 月 24 日 至 10 月 28 日	安徽省池州市貴池區、高橋湖一帶	中途停棲地	5	50
	10 月 29 日	福建省南平市邵武市、富屯溪周邊水域	中途休息地	1	395
	10 月 30 日	福建省泉州市豐澤區、洛陽江出海口一帶	中途休息地	1	335
度冬 期	10 月 31 日 至 12 月 9 日	金門、陽明湖水庫及西湖水庫 廈門、杏林灣水庫	度冬地	-	55

註：遷移距離不包含每日往返夜棲地及非遷徙之日間活動的移動距離，僅計算大規模移動的距離。

資料來源：本研究團隊彙整製作

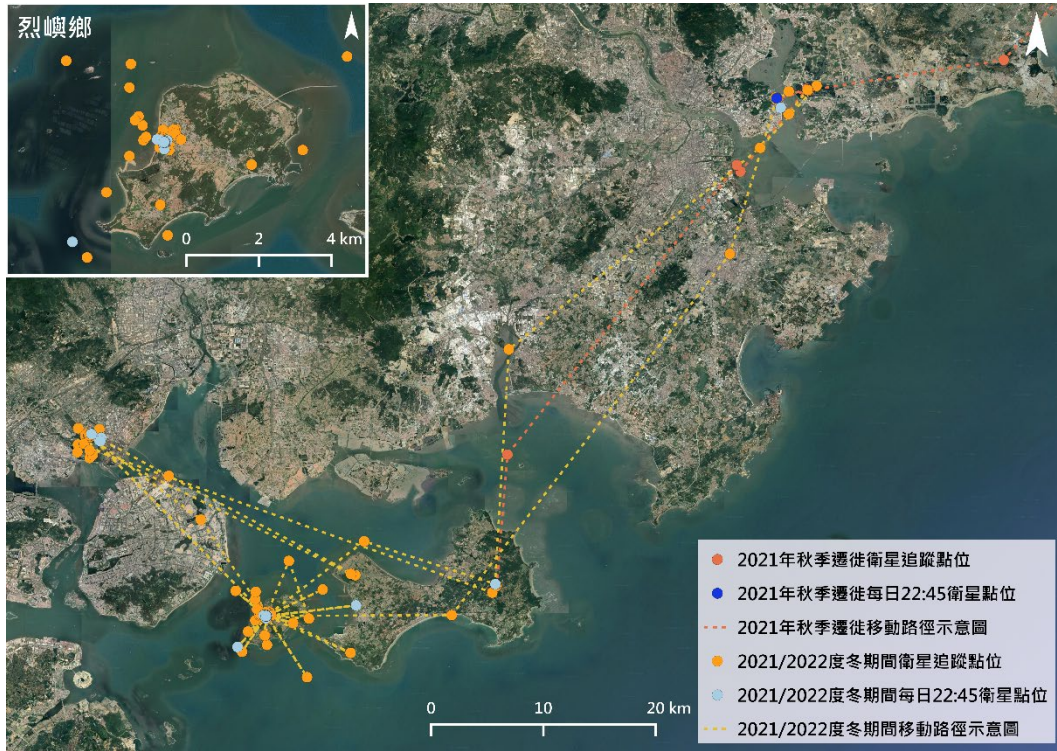


圖 4-1-4 個體「K-4」於 2021 年下半年度冬期間衛星追蹤點位

資料來源：本研究團隊彙整製作



圖 4-1-5 個體「K-4」2021 年於西湖水庫木麻黃林停棲

資料來源：本研究團隊拍攝

### (三) 慈湖繫放個體「K-5」

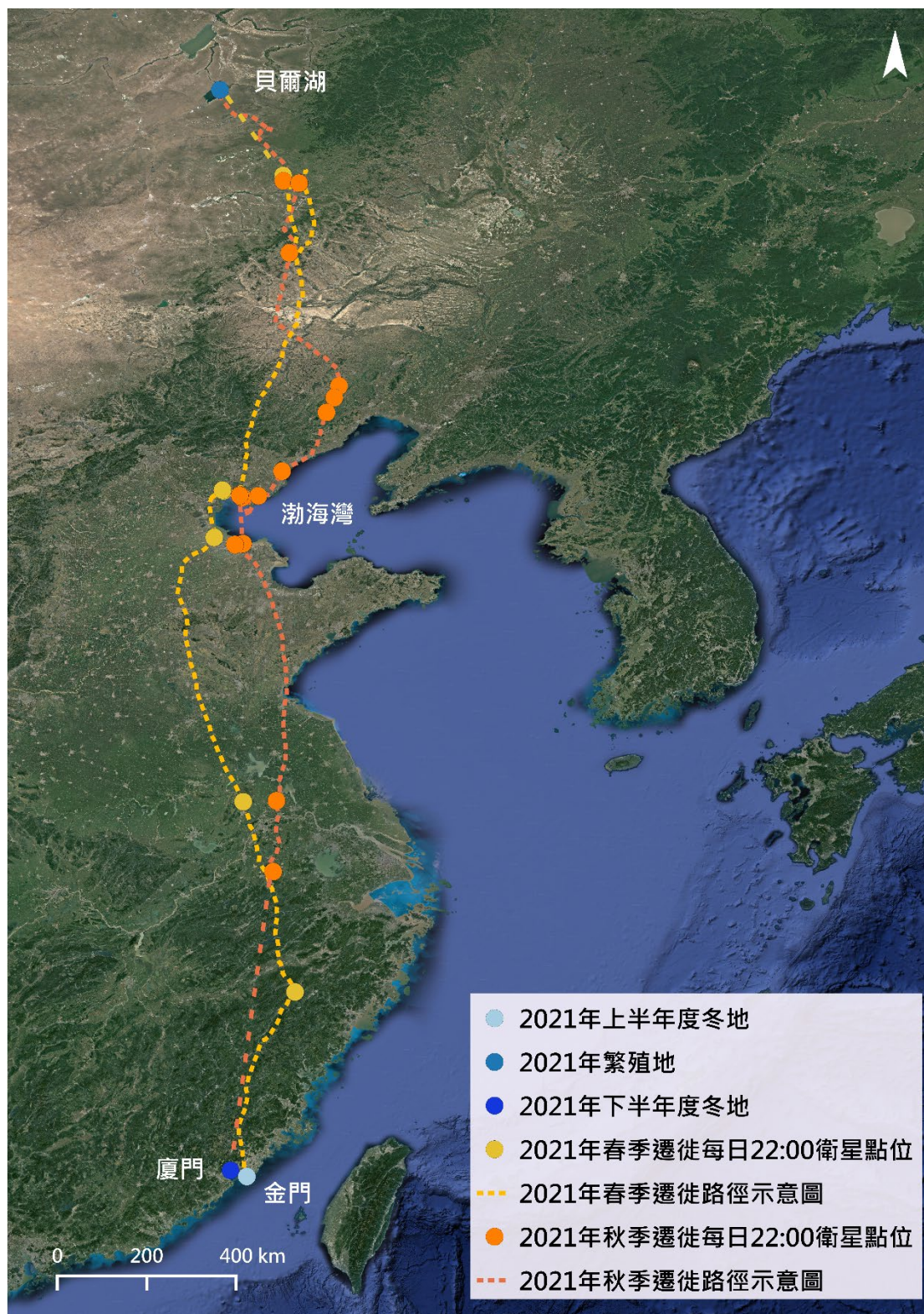
個體「K-5」的衛星定位追蹤起始於 2021 年 3 月 9 日，止於 2022 年 1 月 12 日，總計追蹤 310 天，共收集 4,534 筆有效點位資料，記錄其春季及秋季遷徙一週年的行為。其中 2021 年 4 月 17 日至 6 月 12 日以及 2021 年 12 月 6 日至 2022 年 1 月 11 日此二段時間無完整定位資料，推測原因可能為太陽能電池電力不足所導致。個體「K-5」的衛星追蹤定位資料回傳較不穩定，春季遷徙中間曾間隔長達 4 個月始回傳資料，而秋季遷徙則有於 2022 年 4 月 5 日方回傳同年 1 月 11 日及 12 日的衛星追蹤點位，推測其曾活動至基地臺分布較稀疏的區域，訊號接收不易。

個體「K-5」於 2020 / 2021 年度冬期間曾活動於慈湖、陽明湖水庫、太湖及廈門杏林灣水庫及園林博覽苑一帶，主要夜棲於園林博覽苑生態島。個體「K-5」於 2021 年 3 月 28 日開始春季遷徙，最終於 4 月 17 日至 6 月 12 日間抵達繁殖地—蒙古國貝爾湖。貝爾湖位於蒙古國，在內蒙古呼倫貝爾市新巴爾虎右旗的呼倫貝爾草原西南部邊緣，為淡水湖。個體「K-5」2021 年春季遷徙的總遷徙日數至少為 21 日，涵蓋里程至少 3,160 公里，並至少停留 5 個中途休息地及 2 個中途停棲地。個體「K-5」在繁殖地停留至少 75 天，期間主要活動於貝爾湖湖區內，以最小多邊形法框選活動範圍約為 540 平方公里。

個體「K-5」於 2021 年 8 月 25 日開始秋季遷徙，中途停留於內蒙古自治區的烏拉蓋水庫東側河段長達 13 天；渤海灣北側、天津市濱海新區濕地長達 28 天；安徽省宣城市南漪湖至少 6 天。個體「K-5」最終抵達廈門度冬，顯示其 2021 年下半年亦返回到金廈海域度冬，然而在度冬期間是否有回至金門，尚待其他衛星追蹤點位回傳方能判定。個體「K-5」2021 年秋季遷徙的總遷徙日數至少為 105 日，涵蓋里程至少 2,843 公里，並至少停留 8 個中途休息地及 4 個中途停棲地。



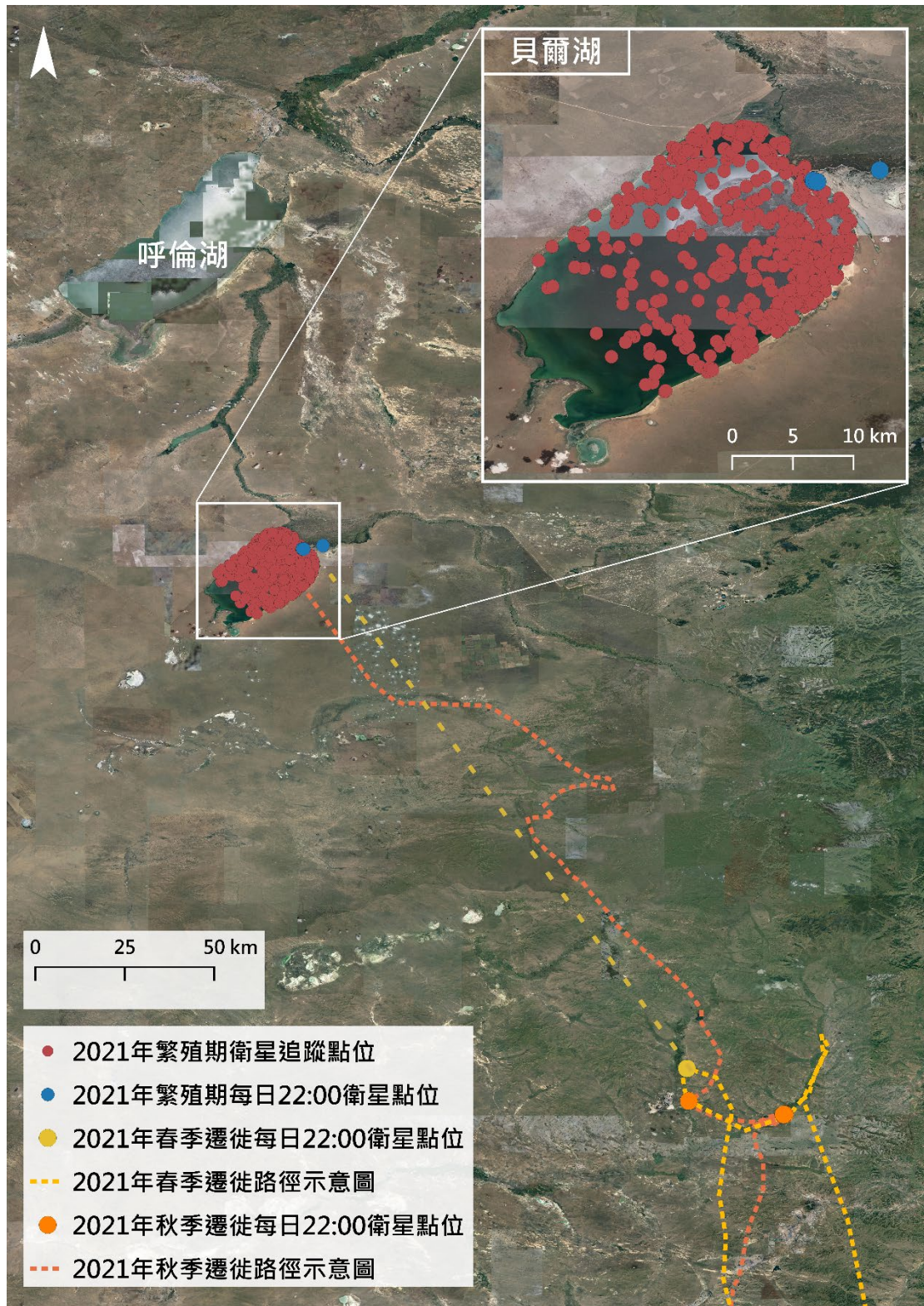
個體「K-5」春季遷徙路徑、秋季遷徙路徑、繁殖地、度冬地等資訊詳見圖 4-1-6；其繁殖地活動的衛星追蹤點位詳見圖 4-1-7；其春季及秋季遷徙中途休息地及停棲地一覽表詳見表 4-1-3。



註：因缺乏 2021 年 4 月 17 日至 6 月 12 日以及 2021 年 12 月 6 日至 2022 年 1 月 11 日此二段時間完整定位資料，故以較疏鬆之虛線連接最終點位作為示意圖。

圖 4-1-6 個體「K-5」2021 年春季及秋季遷徙路徑示意圖

資料來源：本研究團隊彙整製作



註：因缺乏 2021 年 4 月 17 日至 6 月 12 日完整定位資料，故以較疏鬆之虛線連接最終點位作為示意圖。

圖 4-1-7 個體「K-5」2021 年於繁殖地活動之衛星追蹤點位

資料來源：本研究團隊彙整製作

表 4-1-3 個體「K-5」2021 年春季及秋季遷徙中繼站一覽表

狀態	日期 (2021 年)	夜棲地地點 (行政區劃、地標)	屬性	停留天數 (日)	遷移距離 (公里)
春季 遷徙	3 月 28 日	浙江省麗水市松陽縣、松陰溪	中途休息地	1	450
	3 月 29 日	安徽省滁州市來安縣、練子山水庫	中途休息地	1	480
	3 月 30 日	河北省滄州市海興縣、渤海灣西側濕地	中途休息地	1	680
	3 月 31 至 4 月 10 日	天津市濱海新區、渤海灣北側濕地	中途停棲地	11	130
	4 月 11 日	內蒙古自治區、 烏拉蓋水庫西北方 30 公里處河段	中途休息地	1	780
	4 月 12 日	內蒙古自治區、烏拉蓋水庫東側河段	中途休息地	1	40
	4 月 13 日 至 4 月 17 日	內蒙古自治區赤峰市、巴林左旗沙那水庫	中途停棲地	5	200
繁殖 期	6 月 12 日 至 8 月 24 日	蒙古國、貝爾湖	繁殖地	> 75	400
秋季 遷徙	8 月 25 日	內蒙古自治區、 烏拉蓋水庫西北西方 22 公里處水域	中途休息地	1	280
	8 月 25 日 至 9 月 6 日	內蒙古自治區、烏拉蓋水庫東側河段	中途停棲地	13	40
	9 月 7 日	內蒙古自治區赤峰市、巴林左旗沙那水庫	中途休息地	1	180
	9 月 8 日	遼寧省朝陽縣、 閻王鼻子水庫東北東方 18 公里處河段	中途休息地	1	360
	9 月 9 日	遼寧省朝陽縣、 閻王鼻子水庫南南東方 17 公里處水域	中途休息地	1	30
	9 月 10 日 至 9 月 11 日	遼寧省朝陽縣、 閻王鼻子水庫南南西方 53 公里處水域	中途休息地	2	38
	9 月 12 日	河北省秦皇島市昌黎縣、飲馬河旁水域	中途休息地	1	170
	9 月 13 日	河北省唐山市、渤海灣北側濕地	中途休息地	1	80
	9 月 14 日 至 10 月 30 日	天津市濱海新區、渤海灣北側濕地	中途停棲地	47	30
	10 月 31 日 至 11 月 29 日	山東省濱州市霑化區、渤海灣南側濕地	中途停棲地	30	115
	11 月 30 日	安徽省滁州市天長市、墩子水庫	中途休息地	1	635
	12 月 1 日 至 12 月 6 日	安徽省宣城市、南漪湖	中途停棲地	6	165
度 冬 期	2022 年 1 月 11、12 日	廈門市集美區、園林博覽苑生態島	度冬地	-	720

註：遷移距離不包含每日往返夜棲地及非遷徙之日間活動的移動距離，僅計算大規模移動的距離。因缺乏 2021 年 4 月 17 日至 6 月 12 日的定位資料，故無法確認實際停留繁殖地的時間。

資料來源：本研究團隊彙整製作

## 二、嘉義繫放個體點位資料分析

### (一) 嘉義繫放個體「npu1912」

個體「npu1912」的衛星定位追蹤起始於 2020 年 1 月 9 日，止於 2021 年 5 月 12 日，總計追蹤 490 天，共收集 3,468 筆有效點位資料，完整記錄其 2 次春季及 1 次秋季遷徙行為。個體「npu1912」於 2020 年上半年度冬期間主要活動於嘉義鰲鼓濕地及雲林口湖鄉一帶，夜棲於鰲鼓濕地三號灌排渠道附近樹林。個體「npu1912」於 2020 年 3 月 18 日自嘉義出海飛越臺灣海峽至福建省莆田市秀嶼區，而後開始春季遷徙，最終於 4 月 9 日抵達繁殖地—黑龍江省大慶龍鳳濕地自然保護區。大慶龍鳳濕地自然保護區為於黑龍江省大慶市的東南側，2003 年列為黑龍江省級自然保護區，總面積 5050.39 公頃，地勢平緩，以蘆葦沼澤環境為主，鳥種組成以游禽和涉禽佔多數。個體「npu1912」2020 年春季遷徙的總遷徙日數為 23 日，涵蓋里程至少 2,673 公里，並至少停留 6 個中途休息地及 1 個中途停棲地。個體「npu1912」在繁殖地停留 115 天，期間主要活動於大慶市內多處濕地，以最小多邊形法框選活動範圍約為 1,800 平方公里。

個體「npu1912」於 2021 年 8 月 2 日開始秋季遷徙，中途停留於黑龍江省大慶市庫裡泡水庫下游濕地長達 77 天、渤海灣北側的遼寧省盤錦市遼河口濕地 22 天、江蘇省南京市的長江流域再生洲 15 天、福建省龍岩市九龍江上游流域 10 天，於 2020 年 12 月 15 日抵達度冬地—廣東省汕頭市。個體「npu1912」2020 年秋季遷徙的總遷徙日數為 135 日，涵蓋里程至少 3,044 公里，並至少停留 7 個中途休息地及 4 個中途停棲地。個體「npu1912」2020 年下半年度冬期間主要活動於廣東省汕頭市的大王水庫周邊及練江下游一帶，並停留 95 天。個體「npu1912」於 2021 年 3 月 20 日開始春季遷徙，最終於 4 月 9 日抵達繁殖地—黑龍江省大慶龍鳳濕地自然保護區。個體「npu1912」2021 年春季遷徙的總遷徙日數為 20 日，涵

蓋里程至少 2,951 公里，並至少停留 6 個中途休息地及 1 個中途停棲地。這是目前唯一有連續紀錄到同一隻個體連續二年春季遷徙的紀錄，由衛星追蹤點位可以發現，「npu1912」2020 年及 2021 年皆回到相同繁殖地，即便春季遷徙啟程的度冬地不同，但春季遷徙幾乎有相同的起程時間和抵達時間，誤差相隔不到一天。個體「npu1912」春季遷徙路徑、秋季遷徙路徑、繁殖地、度冬地等資訊詳見圖 4-1-8；其繁殖地活動的衛星追蹤點位詳見圖 4-1-9；其春季及秋季遷徙中途休息地及停棲地一覽表詳見表 4-1-4。

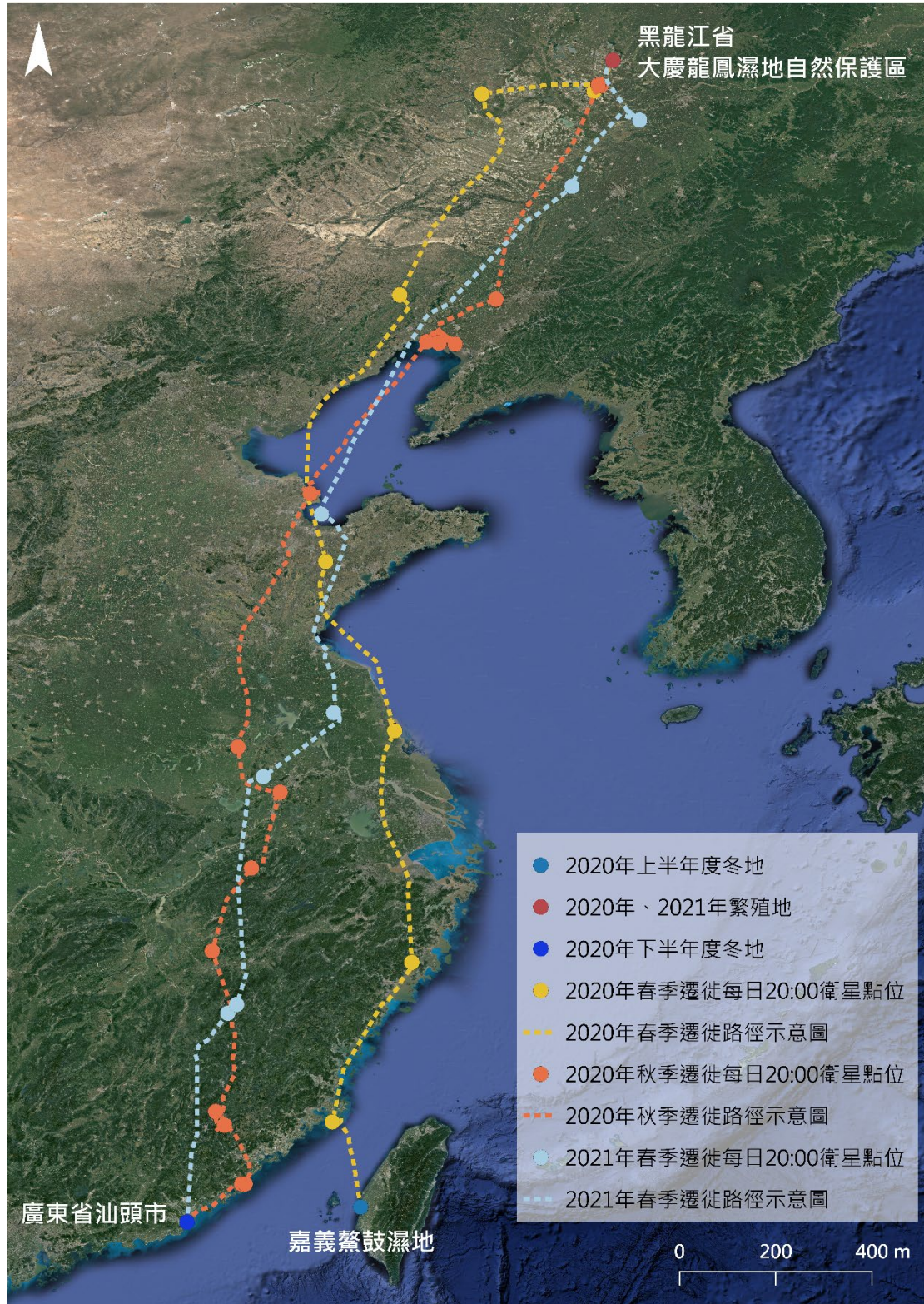


圖 4-1-8 個體「npu1912」2020 年及 2021 年遷徙路徑示意圖

資料來源：屏科大野保所提供，本研究團隊繪製

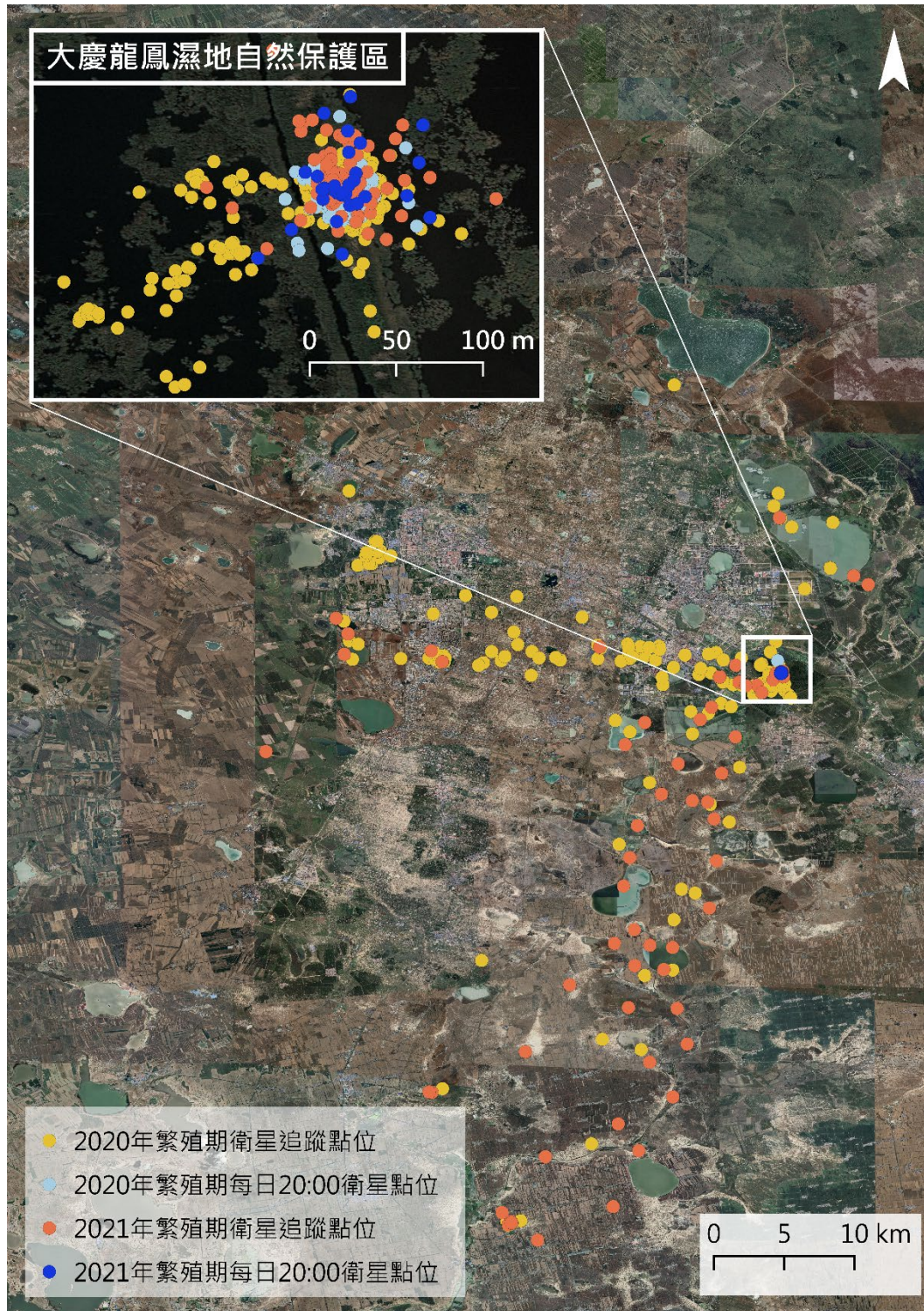


圖 4-1-9 個體「npu1912」2020 年及 2021 年繁殖地活動之衛星追蹤點位

資料來源：屏科大野保所提供，本研究團隊繪製



表 4-1-4 個體「npu1912」2020 年及 2021 年遷徙中繼站一覽表

狀態	日期 (2020 年)	夜棲地地點 (行政區劃、地標)	屬性	停留天數 (日)	遷移距離 (公里)	
春季遷徙	3 月 18 日	福建省莆田市秀嶼區東岱村、高壓電塔	中途休息地	1	225	
	3 月 19 日	浙江省溫州市、大荆溪口	中途休息地	1	400	
	3 月 20 日 至 4 月 3 日	江蘇省鹽城市、川東港周邊濕地	中途停棲地	14	530	
	4 月 4 日	山東省濰坊市坊子區、峽山水庫	中途休息地	1	60	
	4 月 5 日	遼寧省朝陽市北票市、白石水庫北側	中途休息地	1	660	
	4 月 6 日	內蒙古自治區科爾沁右翼前旗、 與吉林省白城市交界水域	中途休息地	1	505	
	4 月 7 日 至 4 月 8 日	黑龍江省大慶市、庫裡泡水庫	中途休息地	2	215	
繁殖期	4 月 9 日 至 8 月 1 日	黑龍江省大慶市、 大慶龍鳳濕地自然保護區	繁殖地	115	75	
	8 月 2 日 至 10 月 17 日	黑龍江省大慶市、庫裡泡水庫下游濕地	中途停棲地	77	60	
	10 月 18 日	遼寧省瀋陽市遼中區、團結水庫	中途休息地	1	505	
	10 月 19 日 至 11 月 9 日	遼寧省盤錦市、 渤海灣北側遼河口濕地及榮興水庫	中途停棲地	22	160	
	11 月 10 日 至 11 月 12 日	山東省東營市墾利區、 渤海灣南側黃河口濕地	中途休息地	3	405	
	11 月 13 日	安徽省滁州市鳳陽縣、劉付塘周邊水域	中途休息地	1	590	
	11 月 14 日 至 11 月 28 日	江蘇省南京市、長江流域再生洲	中途停棲地	15	160	
秋季遷徙	11 月 29 日	安徽省黃山市黃山區、太平湖	中途休息地	1	182	
	11 月 30 日	江西省上饒市萬年縣、大港橋水庫	中途休息地	1	200	
	12 月 1 日	福建省龍岩市、大型水域	中途休息地	1	400	
	12 月 2 日 至 12 月 11 日	福建省龍岩市新羅區、九龍江上游流域	中途停棲地	10	35	
	12 月 12 日 至 12 月 14 日	福建省漳州市漳浦縣、 舊鎮港及浮頭灣一帶	中途休息地	3	192	
	度冬期	2020 年 12 月 15 日 至 2021 年 3 月 19 日	廣東省汕頭市、 大王水庫周邊及練江下游一帶	度冬地	95	155

表 4-1-4 個體「npu1912」2020 年及 2021 年遷徙中繼站一覽表（續）

狀態	日期 (2021 年)	夜棲地地點 (行政區劃、地標)	屬性	停留天數 (日)	遷移距離 (公里)
春季 遷徙	3 月 20 日	福建省南平市邵武市、富屯溪流域	中途休息地	1	490
	3 月 21 日	福建省南平市建陽區、高壓電塔	中途休息地	1	26
	3 月 22 日	安徽省滁州市全椒縣、水域	中途休息地	1	532
	3 月 23 日 至 4 月 3 日	江蘇省淮安市淮安區、 九龍口國家濕地公園	中途停棲地	12	215
	4 月 4 日	萊州灣一帶	中途休息地	1	478
	4 月 5 日	吉林省四平市公主嶺市、楊大城子水庫	中途休息地	1	848
繁殖期	4 月 6 日 至 4 月 8 日	吉林省松原市扶餘市、拉林河流域	中途休息地	3	212
	4 月 9 日 至 5 月 12 日	黑龍江省大慶市、 大慶龍鳳濕地自然保護區	繁殖地	67	150

註：遷移距離不包含每日往返夜棲地及非遷徙之日間活動的移動距離，僅計算大規模移動的距離。

資料來源：屏科大野保所提供，本研究團隊製作

## (二) 嘉義繫放個體「npu1925」

個體「npu1925」的衛星定位追蹤起始於2020年1月9日，因發報器故障截至目前為止僅回傳5筆有效衛星追蹤點位。「npu1925」於2020年4月16日曾至內蒙古自治區呼倫湖一帶活動，5月14日、20日及21日於中國和俄羅斯交界的額爾古納河及其支流形成的濕地活動。根據中國沼澤濕地數據庫以及呼倫湖志的紀錄，內蒙古自治區的呼倫湖夏天有鷗鷺棲息的紀錄，因此推測個體「npu1925」已抵達繁殖地，但實際繁殖期間的活動範圍因衛星追蹤點位不足而無法確認。個體「npu1925」衛星追蹤點位資訊詳見圖4-1-10。



圖 4-1-10 個體「npu1925」2020 年衛星追蹤點位

資料來源：屏科大野保所提供，本研究團隊繪製

### (三) 嘉義繫放個體「npu2003」

個體「npu2003」的衛星定位追蹤起始於 2020 年 11 月 18 日，止於 2021 年 8 月 28 日，總計追蹤 284 天，共收集 4,426 筆有效點位資料，完整記錄其 1 次春季遷徙行為。個體「npu2003」於度冬期間主要夜棲於嘉義鰲鼓濕地，白天活動範圍廣大，曾多次至雲林縣口湖鄉的湖口濕地活動，亦曾沿著海岸線北上至 40 公里外的濁水溪口及南下至朴子溪口、嘉義縣布袋鎮的七區鹽場活動。個體「npu2003」於 2021 年 1 月 30 日自嘉義出海飛越臺灣海峽至福建省福州市福清市興化灣一帶，而後連續 66 天活動於福建省福州市大嶗島、閩江下游流域、東洛島間活動，直至 2021 年 4 月 6 日方開始明顯的春季遷徙。個體「npu2003」春季遷徙一路經過浙江省、江蘇省、河北省、內蒙古自治區，並曾西至蒙古國距離中國呼倫貝爾市呼倫湖西界的 217 公里處，而後向東折回蒙古國貝爾湖停留 13 天，最終於 5 月 11 日抵達繁殖地—黑龍江省大慶市嫩江流域。個體「npu2003」自離開嘉義縣鰲鼓濕地至抵達繁殖地共花費 102 日，其中大規模移動的春季遷徙總日數為 36 天，涵蓋里程至少 4,055 公里，並至少停留 7 個中途休息地及 4 個中途停棲地。

個體「npu2003」春季遷徙路徑、繁殖地、度冬地等資訊詳見圖 4-1-11。；其春季遷徙中途休息地及停棲地一覽表詳見表 4-1-5。



圖 4-1-11 個體「npu2003」2021 年遷徙路徑示意圖

資料來源：屏科大野保所提供，本研究團隊繪製

表 4-1-5 個體「npu2003」2021 年春季遷徙中繼站一覽表

狀態	日期 (2021 年)	夜棲地地點 (行政區劃、地標)	屬性	停留天數 (日)	遷移距離 (公里)
春季 遷徙	1 月 30 日 至 1 月 31 日	福建省福州市福清市興化灣	中途休息地	2	250
	2 月 1 日 至 4 月 5 日	福建省福州市、 大崙島、閩江下游流域、東洛島間	中途停棲地	64	95
	4 月 6 日	浙江省紹興市嵊州市、紅領巾水庫	中途休息地	1	460
	4 月 7 日	江蘇省宿遷市泗陽縣、洪澤湖	中途休息地	1	475
	4 月 8 日 至 4 月 14 日	河北省衡水市冀州市、衡水湖	中途停棲地	7	542
	4 月 15 日 至 4 月 20 日	河北省承德市圍場滿族蒙古族自治縣 、宮廟水庫	中途停棲地	6	660
	4 月 21 日 至 4 月 22 日	內蒙古自治區呼倫貝爾市新巴爾虎右旗、 克魯倫河流域	中途休息地	2	765
	4 月 23 日 至 5 月 5 日	蒙古國、貝爾湖 (抵達前曾西至蒙古國距離中國呼倫貝爾 市呼倫湖西界的 217 公里處，而後向東折 回)	中途停棲地	13	160
	5 月 6 日	內蒙古自治區呼倫貝爾市新巴爾虎左旗、 烏蘭諾日(貝爾湖西北西方約 96 公里處的 濕地)	中途休息地	1	122
	5 月 7 日 至 5 月 8 日	內蒙古自治區興安盟扎賚特旗、 圖牧吉水庫	中途休息地	2	383
5 月 9 日 至 5 月 10 日	吉林省白城市鎮賚縣、哈爾淖水庫	中途休息地	2	98	
繁殖 期	5 月 11 日 至 8 月 28 日	黑龍江省大慶市、嫩江流域	繁殖地	110	45

註：遷移距離不包含每日往返夜棲地及非遷徙之日間活動的移動距離，僅計算大規模移動的距離。

資料來源：屏科大野保所提供，本研究團隊製作

### 三、綜合討論

綜整 2020 年及 2021 年衛星追蹤點位資料發現，金門繫放個體「K-4」繁殖地位於內蒙古自治區的達里諾爾湖與崗更諾爾湖，個體「K-5」的繁殖地位於蒙古國的貝爾湖；而與金門直線距離至少 200 公里的嘉義鰲鼓濕地，其繫放個體「npu1912」、「npu1925」、「npu2003」的繁殖地分別位於黑龍江省大慶龍鳳濕地保護區、中俄交界的額爾古納河及其支流、黑龍江省大慶市嫩江流域（圖 4-1-12、圖 4-1-13）。以上繁殖地位置皆符合丁宗蘇（2006）透過文獻回顧、實際訪查和鷗鷺羽毛穩定同位素的分析，推測金門度冬鷗鷺的繁殖地位於俄羅斯境內烏蘇里江流域，或貝加爾湖南側一帶，並極可能來自於多個繁殖點或是一個廣闊區域的推論。藉由衛星追蹤點位資料，2020 年至 2021 年金門及嘉義繫放個體的繁殖地，可縮小範圍至中國內蒙古自治區、俄羅斯、蒙古國交界的大型水域，以及黑龍江省嫩江流域及大型濕地一帶。至於 2012 年香港繫放個體，雖然其春季向西北方飛至蒙古國 Booroljuut 河下游流域一帶，春季遷徙路徑與金門和嘉義繫放個體差距較大，但由於繫放年度有所差距，金門度冬鷗鷺是否會前往蒙古國西部繁殖，尚需要更多繫放個體的衛星定位追蹤資料來驗證。整體而言，度冬於金門、嘉義以及香港等地的東亞遷徙鷗鷺族群，其潛在繁殖地位於緯度介於北緯 43.37 至 50.36 間的大型湖泊、河川流域等濕地。有趣的是，從嘉義繫放個體「npu1912」的衛星追蹤點位發現，其連續二年抵達相同的繁殖地—黑龍江省大慶龍鳳濕地保護區，但隔年至廣東省汕頭市度冬，可見度冬地有明顯位移的現象。再加上，根據 Frederiksen 等人（2002）在丹麥和荷蘭的色環繫放研究顯示，鷗鷺在不同年間的度冬地有位移 10 公里至 50 公里的現象。雖然目前僅個體「npu1912」此一筆紀錄，仍需累積更多繫放個體及更多年度的資料，方能確定東亞鷗鷺對繁殖地及度冬地的忠誠程度，但可合理推測金門度冬鷗鷺族群於不同年間觀察到的度冬個體可能有所不同。

串聯金門及嘉義繫放個體的衛星追蹤點位發現，多數個體的春季及秋季遷徙是由度冬地直接往北穿越中國東南丘陵及長江中下游流域，直至渤海灣、萊州灣、遼東灣一帶後停留休息多日再前往繁殖地，僅嘉義繫放個體「npu1912」2020年春季遷徙時，穿越臺灣海峽後，沿著福建省、浙江省、江蘇省、山東省的海岸線向北遷徙，明顯與其他個體不同。Marion (1995) 提出鷓鴣東亞亞種 (*P. c. sinensis*) 較歐洲亞種 (*P. c. carbo*) 偏好使用內陸水域的特性，由於金門及嘉義度冬鷓鴣族群屬於 *sinensis* 亞種，因此合理推測鷓鴣遷徙並不會特別偏向海岸線移動。在春季及秋季遷徙的過程中，可觀察到鷓鴣短程穿越渤海，且沒有明顯迴避 2,000 公尺山脈阻隔的現象，但有傾向沿著河谷穿越屏障。整體而言，鷓鴣的遷徙路徑以縮短遷徙所需距離為目標，此結果與美國五大湖地區雙冠鷓鴣 (*P. auritus*) 繁殖地繫放結果呈現平行經度遷徙的結論相似；但略有不同的是，其秋季遷徙路徑明顯受到平均海拔 910 公尺、最高峰海拔 2,037 公尺之阿帕拉契山脈的影響，而區分成密西西比河側及大西洋側二種飛行路徑，有明顯避免直接穿越山脈的現象 (Guillaumet *et al.*, 2011)。

關於鷓鴣春季及秋季遷徙的中繼站，丁宗蘇 (2005) 透過歷年金門度冬鷓鴣數量變化的資料，推測金門度冬鷓鴣族群具有以下遷徙行為：在秋天飛抵金門及春天飛返繁殖地前，並非一次飛抵繁殖地，應有 1 至 3 個月的時間停留在繁殖地及金門間的適宜棲地。透過金門及嘉義繫放個體的衛星追蹤點位資料分析，發現鷓鴣在春季及秋季遷徙的過程中，有多處停留天數較長的中途停棲地 (表 4-1-6、表 4-1-7)，此與丁宗蘇 (2005) 指出鷓鴣遷徙過程呈分段漸次移動的結論相符。至於中繼站的環境選擇，比對繫放個體的衛星追蹤點位及 Google earth 的衛星影像發現，鷓鴣對遷徙中繼站之夜棲地的需求與度冬期間不完全相同，鷓鴣並不一定選擇夜棲於度冬期間常利用的緊鄰水域且無人為干擾的樹林 (劉小如等, 2012)，農田或是可隔絕外界干擾的人工構造物，如高壓電塔，亦是鷓鴣選擇夜棲的地點之一。然而，為了補充遷徙的能量耗損，鷓



鷺仍會選擇河流、水庫、湖泊、水產養殖區及河口濕地等水域環境作為停留多日的中途停棲地，本研究發現渤海灣、萊州灣、遼東灣一帶及黃河出海口的濕地是東亞遷徙鷺族群在遷徙過程中的重要中繼站，亦是鷺提前離開繁殖地度夏的區域。未來若要探討東亞澳遷徙線上的鷺族群量變動，渤海沿岸及黃河出海口濕地的環境狀況是重要的監測標的之一。

關於春季及秋季遷徙的時間，度冬鷺的春季遷徙的時程相對緊湊且同步，多數個體的總遷徙日程介於 19 天至 23 天，春季遷徙的前 4 天有明顯長距離的位移，個體「K-5」曾有單日移動至少 780 公里的紀錄；秋季遷徙的總時程個體間的變異大，且中途停棲於一地的時間與春季遷徙相比明顯較長（圖 4-1-14）。當高品質的領域是有限資源時，鳥類於春季遷徙期間會傾向捨棄食物取得的效益而即早返回繁殖地，以在繁殖地能夠爭取到配對機會及獲取較好的繁殖區位，導致在春季遷徙的時程上較秋季遷徙更為短而緊湊。此外，本研究亦發現屬於亞成體的嘉義繫放個體「npu2003」，其於 2021 年 1 月 30 日離開嘉義鰲鼓濕地後，連續於福建省福州市沿海停留 66 天才具有明顯的春季遷徙現象，不僅抵達繁殖地時間分別為相對其他個體較晚，曾一度單日長距離移動至距離呼倫湖西界的 217 公里處，且短暫停留個體「K-5」的繁殖地—蒙古國貝爾湖的紀錄。而亦屬於亞成體的金門繫放個體「K-4」，雖然其在 2021 年 4 月 14 日已抵達繁殖地，但繁殖地緯度相對較低，且有多次長距離飛離繁殖地又返回的現象，並且於 2021 年 6 月 9 日即提前南遷度夏。由此可看出，亞成體鷺在遷徙行為上較為不穩定，且更願意探索不同區域。根據 King 和 Radomski (2012) 在美國東南方度冬地繫放的雙冠鷺 (*P. auritus*) 研究發現，其成體在春季遷徙時相較亞成體更早返回繁殖地，然而本研究的樣本數不足，尚無法證實東亞度冬鷺族群是否因年齡產生區別遷徙 (differential migration) 的現象。

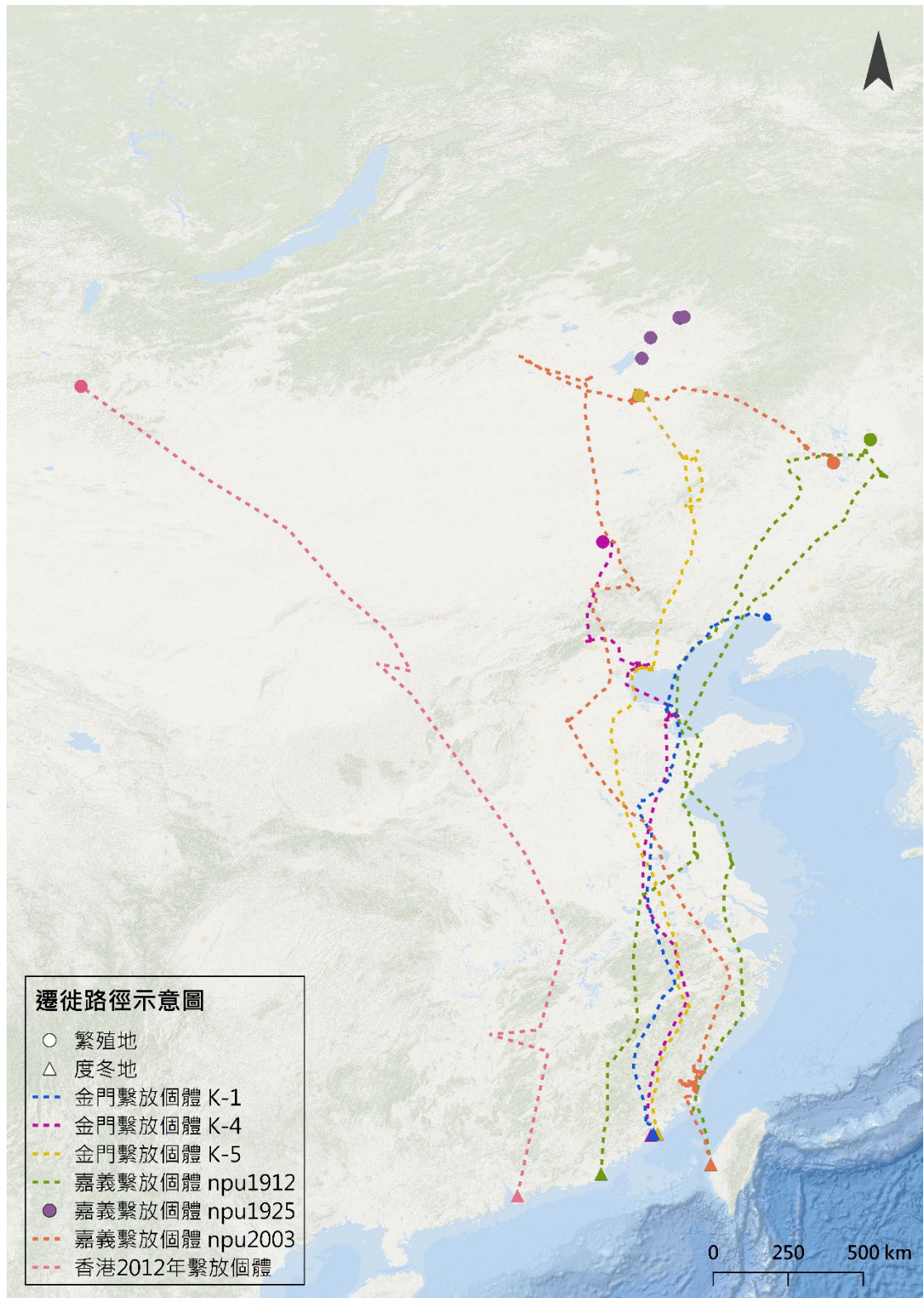


圖 4-1-12 東亞地區鷓鴣繫放個體之春季遷徙路徑示意圖

資料來源：本研究團隊彙整繪製

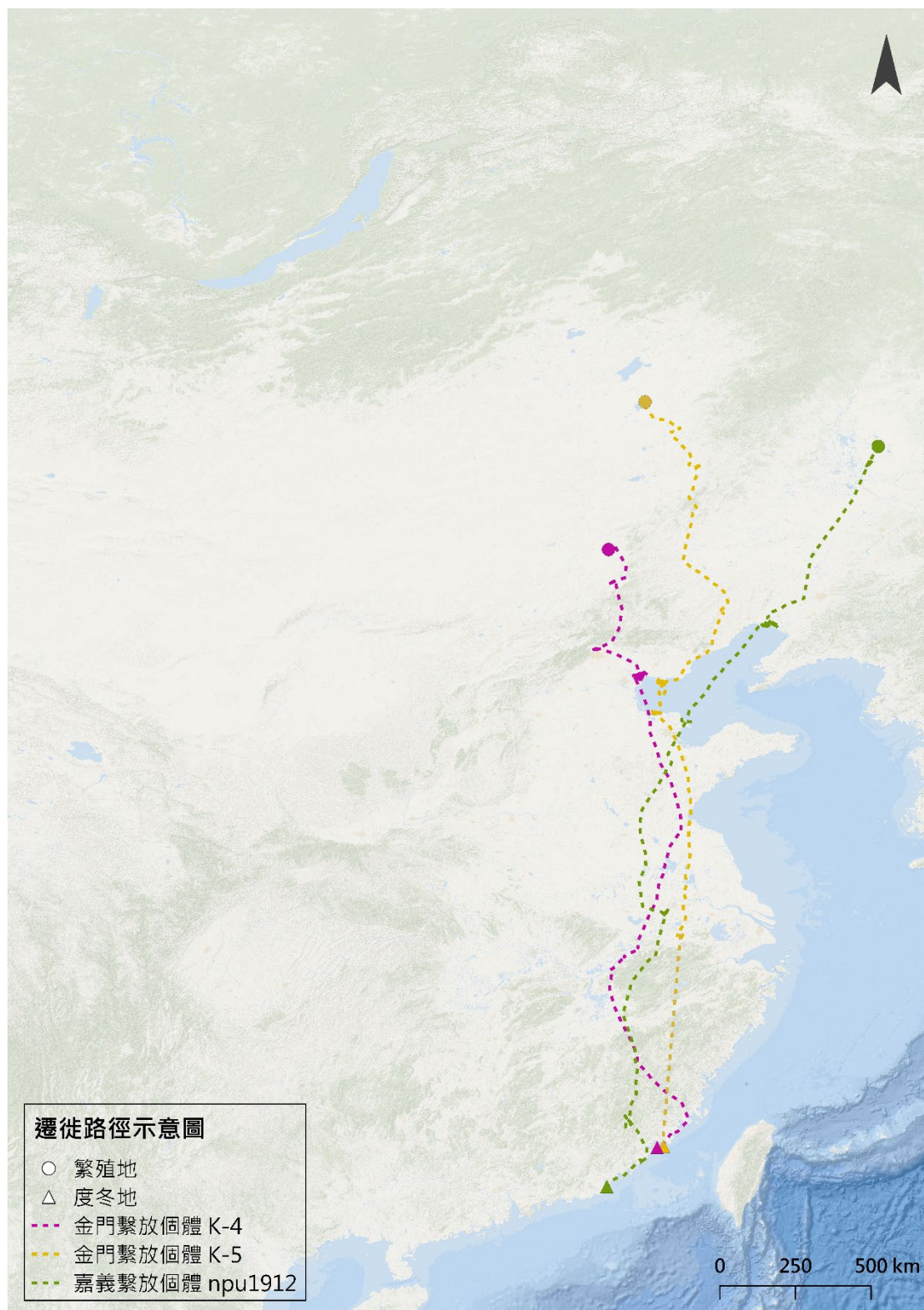


圖 4-1-13 東亞地區鷓鴣繫放個體之秋季遷徙路徑示意圖

資料來源：本研究團隊彙整繪製

表 4-1-5 東亞地區鷗鷺個體春季遷徙行為一覽表

代號	K-1	K-4	K-5	嘉義 npu1912	嘉義 npu1912	嘉義 npu1925	嘉義 npu2003	香港 2012
起程日期	2020/4/8	2021/3/24	2021/3/28	2020/3/18	2021/3/20	2020	2021/1/30	2012/3/5-17 <sup>4</sup>
起程時間	6:30	9:00	5:30	4:00-8:00 <sup>1</sup>	4:00-12:00 <sup>2</sup>	-	7:00	-
起程位置	慈湖	廈門杏林灣	慈湖	嘉義鰲鼓濕地	廣東省汕頭市	嘉義鰲鼓濕地	嘉義鰲鼓濕地	香港
繁殖地	推測尚未達繁殖地即無訊號	內蒙古自治區達里諾爾湖及崗更諾爾湖	蒙古國貝爾湖	黑龍江省大慶龍鳳濕地保護區	黑龍江省大慶龍鳳濕地保護區	中俄交界的額爾古納河及其支流形成的濕地	黑龍江省大慶市嫩江流域	蒙古國Booroljuut河下游
最北訊號緯度	40.79	43.37	47.97	46.50	46.50	50.36	49.15	48.19 <sup>5</sup>
花費時間(天數)	19	22	21	23	20	-	102	68
遷徙長度(公里)	2,212	2,375	3,160	2,673	2,951	3,000 <sup>3</sup>	4,055	5,444
中途休息地(個)	5	3	5	6	6	-	7	17
中途停棲地(個)	0	3	2	1	1	-	4	3

註：1.因發報器衛星定位頻率為4小時1次，較難推估可能開始遷徙的時間。

2.因缺乏當日8:00的點位，無法精確判定起程時間。

3.因缺乏遷移過程的點位，以直線最短距離估算。

4.該段時間因天候不佳，衛星定位品質不佳，無法確認實際北返日期。

5.此為依最後回傳點位至現場搜尋找到屍體的座標，但並未發現發報器，故無法確認是否為該繫放個體。

資料來源：本研究團隊彙整製作

表 4-1-6 東亞地區鷓鴣個體秋季遷徙行為一覽表

代號	K-4	K-5	嘉義 npu1912
起程日期	2021/10/21	2021/8/25	2021/8/2
起程時間	7:46-8:46	7:00-8:00	4:00-16:00
起程位置	渤海灣北側濕地	蒙古國貝爾湖	黑龍江省大慶市、 庫裡泡水庫下游濕地
度冬地	金門、陽明湖水庫及西湖水庫； 廈門、杏林灣水庫	廈門、杏林灣水庫	廣州市汕頭市
最南訊號緯度	24.38	24.44	23.19
花費時間(天數)	11	105	135
遷徙長度(公里)	1780	2,843	3044
中途休息地(個)	6	8	7
中途停棲地(個)	3	4	4

資料來源：本研究團隊彙整製作

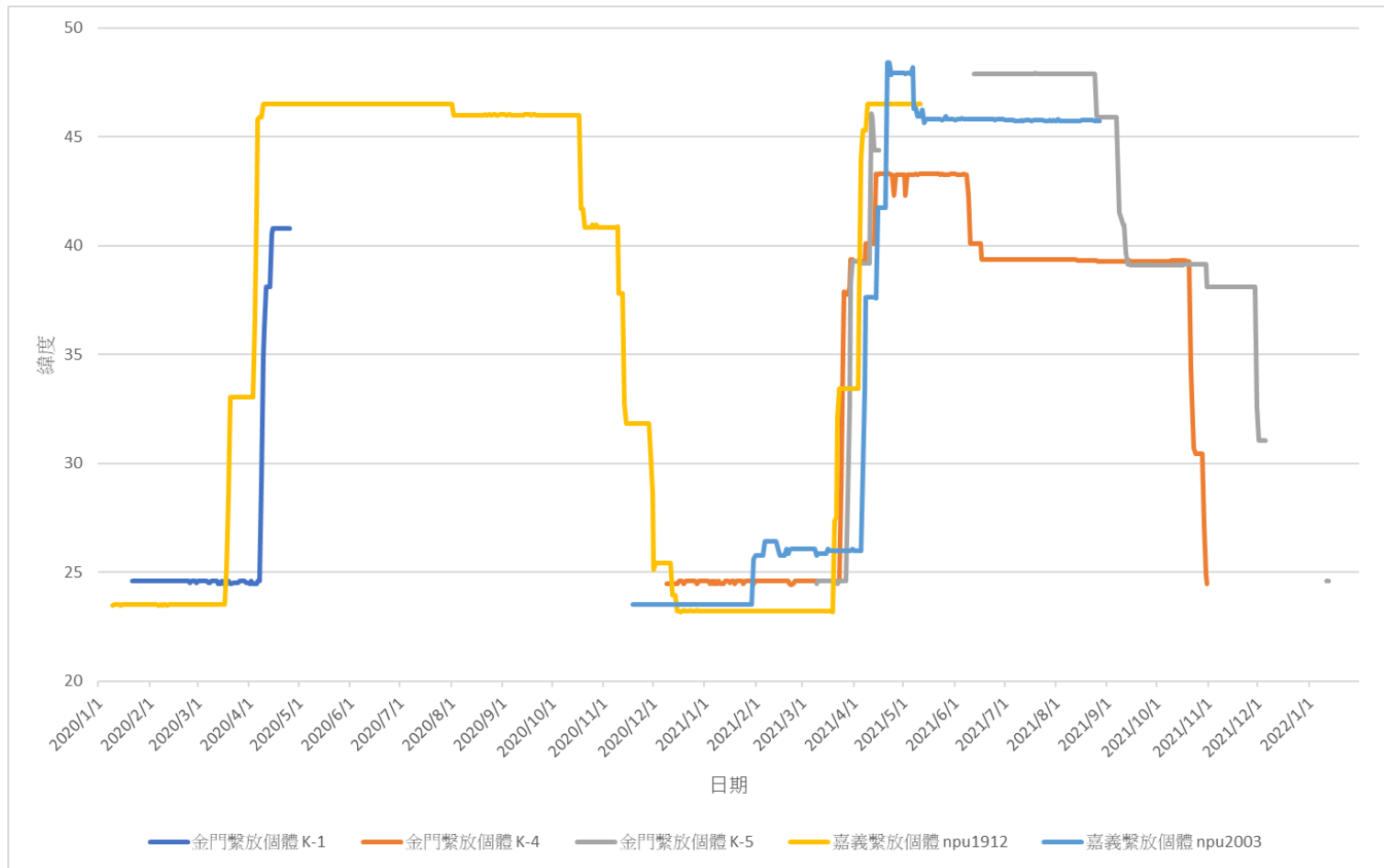


圖 4-1-14 東亞地區鷗鷺繫放個體的遷徙時程與緯度對照圖

資料來源：屏科大野保所提供，本研究團隊彙整繪製

## 第二節 金門鷓鴣夜棲地的環境因子

### 一、夜棲地環境因子分析

在 2020 年 11 月至 2021 年 3 月間，86 個水域樣區中，共觀察到 36 個水域樣區鷓鴣有利用，而有利用的水域樣區皆有記錄到日間活動行為，但其中僅有 8 個水域樣區有夜間棲息行為，包含慈湖、慈湖近寧湖路蓄水池（24.4741774 N, 118.307818 E）、陽明湖水庫、西湖水庫、菱湖水庫、山西水庫、惠民農莊蓄水池（24.4372009 N, 118.446048 E）、古崗湖（圖 4-2-1）；在 387 個堤岸樣區中，共觀察到 27 個堤岸樣區鷓鴣有停棲，而有停棲的堤岸樣區皆有記錄到日間停棲行為，但其中僅有 14 個堤岸樣區有夜間停棲行為。而在 2021 年 11 月至 2022 年 3 月間，各水域樣區及堤岸樣區的环境因子除了水域面積外，其他環境因子無明顯變動，且古崗湖及菱湖水庫嚴重陸化，既有樣區中的夜棲地僅剩 6 個，故本研究將不另行分析此度冬季鷓鴣夜棲地的環境因子。



圖 4-2-1 金門抽樣水域調查之有鷓鴣夜棲的水域

資料來源：本研究團隊繪製

鷓鴣夜間棲息水域與否和林地面積占比 ( $p = 0.014$ ) 呈正相關。鷓鴣夜間棲息最大個體數和林地面積占比 ( $p = 0.001$ ) 呈正相關；和與主夜棲地距離 ( $p = 0.024$ ) 呈負相關 (表 4-2-1)。由區域尺度的分析中，可發現鷓鴣偏好夜間棲息於水域邊界向外 500 公尺緩衝區域內林地面積占比高的水域，且當水域緩衝區域內的林地面積占比越大及與主要夜棲地距離越近，則夜間棲息的鷓鴣個體數越多。

鷓鴣夜間停棲堤岸與否和林帶長度 ( $p = 0.022$ ) 呈正相關；道路開發程度 ( $p = 0.013$ ) 呈負相關。鷓鴣夜間停棲堤岸最大個體數和林帶長度 ( $p < 0.001$ )、堤岸方向 ( $p = 0.035$ ) 呈正相關；和道路開發程度 ( $p < 0.001$ ) 呈負相關 (表 4-2-2)。由堤岸尺度的分析中，可發現鷓鴣偏好夜間停棲於道路開發程度較低且林帶長度較長的堤岸，且當堤岸的道路開發程度越低、林帶長度越長及避風效果越高，則夜間停棲的鷓鴣個體數越多。



表 4-2-1 鷓鴣夜間棲息水域樣區情形和環境變數相關性分析

環境變數	夜棲與否		夜棲最大個體數	
	估計值	<i>P</i> 值	估計值	<i>P</i> 值
水域面積 (m <sup>2</sup> )	0.845	0.370	0.549	0.422
獨立區塊面積 (m <sup>2</sup> )	-0.801	0.665	-1.408	0.663
與主夜棲地距離 (m)	-0.914	0.110	-1.275	0.024 *
與海岸線距離 (m)	-0.346	0.518	-0.750	0.205
道路密度 (km/km <sup>2</sup> )	0.049	0.928	0.005	0.993
林地面積占比 (%)	1.188	0.014 *	1.706	0.001 **

註：*P* 值欄位標示的星號數量表示顯著程度，“\*”表示 *P* 值 < 0.05；“\*\*”表示 *P* 值 < 0.01；“\*\*\*”表示 *P* 值 < 0.001。

資料來源：本研究團隊製作

表 4-2-2 鷓鴣夜間停棲堤岸樣區情形和環境變數相關性分析

環境變數	夜棲與否		夜棲最大個體數	
	估計值	<i>P</i> 值	估計值	<i>P</i> 值
堤岸方位	0.528	0.126	0.480	0.035 *
林帶長度 (m)	0.540	0.022 *	0.684	< 0.001***
林帶寬度 (m)	0.058	0.780	-0.056	0.750
林帶高度	0.875	0.105	0.319	0.248
林帶位置	7.432	0.990	0.828	0.101
樹種	0.231	0.571	0.415	0.127
道路開發程度	-1.285	0.013 *	-1.161	< 0.001***

註：*P* 值欄位標示的星號數量表示顯著程度，“\*”表示 *P* 值 < 0.05；“\*\*”表示 *P* 值 < 0.01；“\*\*\*”表示 *P* 值 < 0.001。

資料來源：本研究團隊製作

## 二、日間棲息地環境因子分析

本研究在 86 個水域樣區的調查中，總計蒐集 1,436 筆紀錄，其中共有 357 筆有記錄到鷗鷺個體，單筆紀錄最大個體數量為慈湖的 8,148 隻（圖 4-2-2）；而在 387 個堤岸樣區的調查中，共有 27 個堤岸樣區有記錄到鷗鷺停棲。

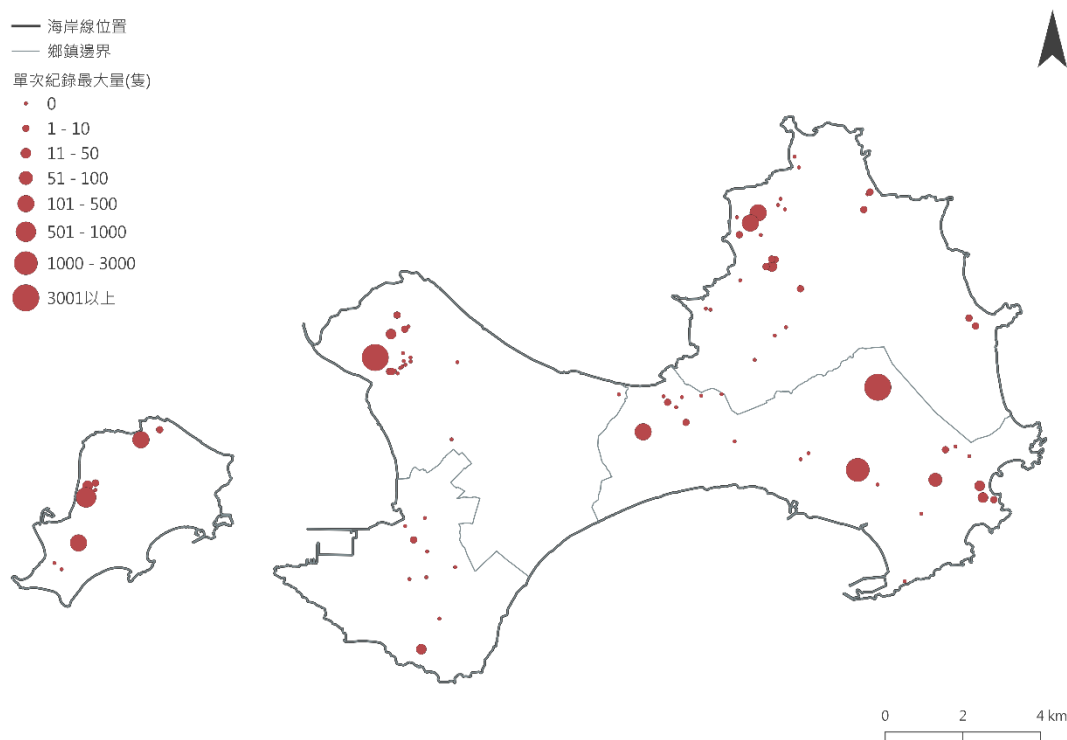


圖 4-2-2 日間各水域樣區鷗鷺單次紀錄最大個體數

資料來源：本研究團隊繪製

### (一) 水域樣區

鷗鷺利用情形和水域面積 ( $p < 0.001$ )、林地面積占比 ( $p = 0.002$ )、調查日期 ( $p = 0.013$ ) 呈顯著正相關；和與主夜棲地距離 ( $p < 0.001$ ) 呈顯著負相關。鷗鷺個體數和水域面積 ( $p < 0.001$ )、與海岸線距離 ( $p = 0.019$ )、林地面積占比 ( $p = 0.041$ ) 呈顯著正相關；和與道路密度 ( $p < 0.001$ )、主夜棲地距離 ( $p < 0.001$ ) 呈顯著負相關（表 4-2-3）。

決策樹演算法以水域樣區為單位 ( $n = 86$ ) 分析，其中隨機切割出訓練

資料集共 65 筆、測試資料集共 21 筆，兩者有鷓鴣利用的比例分別占 41.54 %、42.86 %，差異在 1 % 內。此決策樹經過 10 折交叉驗證，訓練資料集準確率為 83.08 %，測試資料集準確率 66.67 %，卡帕統計量為 0.55。結果顯示，各環境變數重要性由大至小依序為水域面積、與海岸線距離、與主夜棲地距離、獨立區塊面積、林地面積占比、道路密度（圖 4-2-3）。

決策樹的根節點（root node）為水域面積，並具有 4 個內部節點（internal node）和 5 個葉節點（terminal node）（圖 4-2-4）。自根節點依「水域面積 22557.5 平方公尺」的規則分為 2 個分支，當水域面積小於 22557.5 平方公尺時，依第 2 節點「水域面積小於 1485.5 平方公尺」的規則切出 12 個水域樣區（第 3 節點），預期皆可觀察到鷓鴣未利用，錯誤率為 0 %；其餘「水域面積大於或等於 1485.5 平方公尺」的水域樣區，依第 4 節點「與主夜棲地距離大於或等於 4661.5 公尺」的規則切出 10 個水域樣區（第 5 節點），預期皆可觀察到鷓鴣未利用，錯誤率為 10 %；其餘「與主夜棲地距離小於 4661.5 公尺」的水域樣區，依第 6 節點「與海岸線距離大於或等於 1107.5 公尺」的規則切出 9 個水域樣區（第 7 節點），預期皆可觀察到鷓鴣未利用，錯誤率為 11.1 %；而剩餘「與海岸線距離小於 1107.5 公尺」的水域樣區（第 8 節點），則預期皆可觀察到鷓鴣有利用，錯誤率為 40 %。當水域面積大於或等於 22557.5 平方公尺時，自根節點切出 19 個水域樣區（第 9 節點），預期皆可觀察到鷓鴣有利用，錯誤率為 15.8 %。

表 4-2-3 鷓鴣日間利用水域樣區情形和環境變數相關性分析

變數	利用與否			個體數		
	估計值	Z 值	P 值	估計值	Z 值	P 值
調查日期	0.16	2.47	*	0.06	0.52	
調查時間	-0.10	-1.55		0.04	0.33	
水域面積 (m <sup>2</sup> )	1.11	7.43	***	1.23	11.44	***
獨立區塊面積 (m <sup>2</sup> )	0.09	1.69		-0.11	-1.12	
與主夜棲地距離 (m)	-0.26	-3.50	***	-0.82	-6.87	***
與海岸線距離 (m)	0.05	0.63		0.28	2.35	*
道路密度 (km/km <sup>2</sup> )	0.07	0.98		-0.75	-6.05	***
林地面積占比 (%)	0.24	3.17	**	0.26	2.05	*

註：星號表示顯著程度，"\*"代表  $P$  值  $< 0.05$ ；"\*\*\*"代表  $P$  值  $< 0.01$ ；"\*\*\*\*\*"代表  $P$  值  $< 0.001$ 。

資料來源：本研究團隊彙整製作

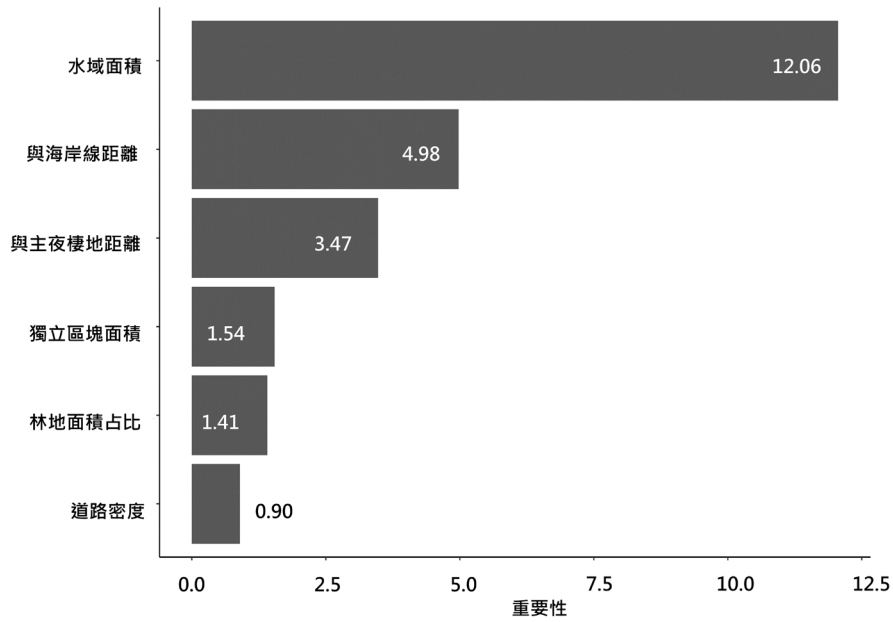


圖 4-2-3 鷓鴣日間利用水域樣區情形決策樹環境變數重要性長條圖

資料來源：本研究團隊繪製

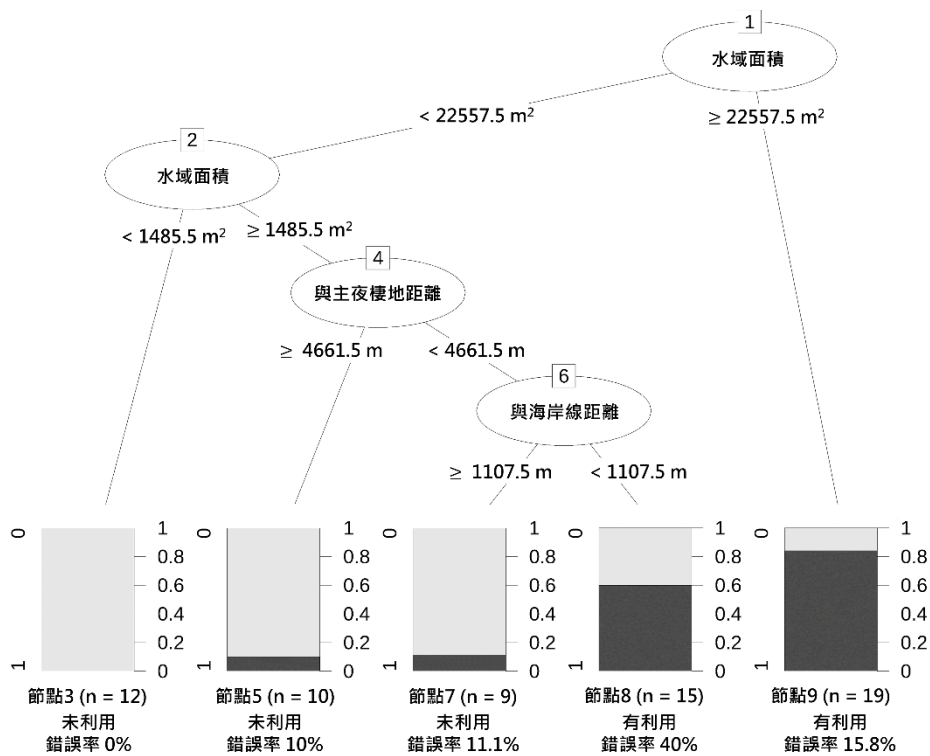


圖 4-2-4 鷓鴣日間利用水域樣區情形決策樹樹狀圖

資料來源：本研究團隊繪製

## (二) 堤岸樣區

鷓鴣停棲堤岸情形和林帶長度 ( $p = 0.003$ ) 呈顯著正相關；道路開發程度 ( $p = 0.001$ ) 呈顯著負相關。鷓鴣停棲堤岸個體數和林帶長度 ( $p < 0.001$ )、堤岸方向 ( $p = 0.02$ )、林帶高度 ( $p = 0.04$ )、林帶位置 ( $p = 0.05$ ) 呈顯著正相關；和道路開發程度 ( $p < 0.001$ ) 呈顯著負相關 (表 4-2-4)。

決策樹演算法以堤岸為單位 ( $n = 387$ ) 分析，其中隨機切割出訓練資料集共 291 筆、測試資料集共 96 筆，兩者有鷓鴣利用的比例分別占 7.22 %、6.25 %，差異在 1 % 內。此決策樹經過 10 折交叉驗證，訓練資料集準確率為 94.16 %，測試資料集準確率 87.5 %，卡帕統計量為 0.42。結果顯示，各環境變數重要性由大至小依序為林帶長度、道路開發程度、林帶寬度、樹種、林帶高度、堤岸方向、林帶位置 (圖 4-2-5)。

決策樹的根節點為林帶長度，並具有 6 個內部節點和 7 個葉節點 (圖 4-2-6)。自根節點依「林帶長度 132.5 公尺」分為 2 個分支，當林帶長度小於 132.5 公尺時，依第 2 節點「林帶長度小於 57.5 公尺」的規則切出 207 個堤岸樣區 (第 3 節點)，預期皆可觀察到鷓鴣未停棲，錯誤率為 1.4 %；其餘「林帶長度大於或等於 57.5 公尺」的堤岸樣區，依第 4 節點「道路開發程度為泥土、水泥、磚面、柏油道路」的規則切出 22 個堤岸樣區 (第 5 節點)，預期皆可觀察到鷓鴣未停棲，錯誤率為 0 %；其餘「道路開發程度為無路基或人行路徑」的堤岸樣區，依第 6 節點「林帶寬度大於或等於 40 公尺」的規則切出 8 個堤岸樣區 (第 7 節點)，預期皆可觀察到鷓鴣未停棲，錯誤率為 0 %；其餘「林帶寬度小於 40 公尺」的堤岸樣區，依「樹種為闊葉樹純林或混合林、其他樹種、無林帶」的規則切出 12 個堤岸樣區 (第 9 節點)，預期皆可觀察到鷓鴣未停棲，錯誤率為 16.7 %；而剩餘「木麻黃純林或混合林」的堤岸樣區 (第 10 節點)，則預期皆可觀察到鷓鴣有停棲，錯誤率為 44.4 %。當林帶長度大於或等於 132.5 公尺時，依第 11 節點「道路開發程度

為泥土、水泥、磚面、柏油道路」的規則切出 16 個堤岸樣區（第 12 節點），預期皆可觀察到鷓鴣未停棲，錯誤率為 6.2 %；其餘「道路開發程度為無路基或人行路徑」的 17 個堤岸樣區（第 13 節點），預期皆可觀察到鷓鴣有停棲，錯誤率為 41.2 %

表 4-2-4 鷓鴣日間停棲堤岸樣區情形和環境變數相關性分析

環境變數	利用與否			個體數		
	估計值	Z 值	P 值	估計值	Z 值	P 值
堤岸方向	0.42	1.73		0.33	2.33	*
林帶長度 (m)	0.58	3.02	**	0.29	4.48	***
林帶寬度 (m)	-0.07	-0.37		0.13	1.71	
林帶高度	0.34	1.14		0.43	2.06	*
林帶位置	0.69	1.35		0.96	1.96	*
樹種	0.19	0.66		0.30	1.64	
道路開發程度	-1.14	-3.27	**	-0.75	-3.65	***

註：星號表示顯著程度，\*\*代表  $P$  值  $< 0.05$ ；\*\*\*代表  $P$  值  $< 0.01$ ；\*\*\*\*代表  $P$  值  $< 0.001$ 。

資料來源：本研究團隊製作

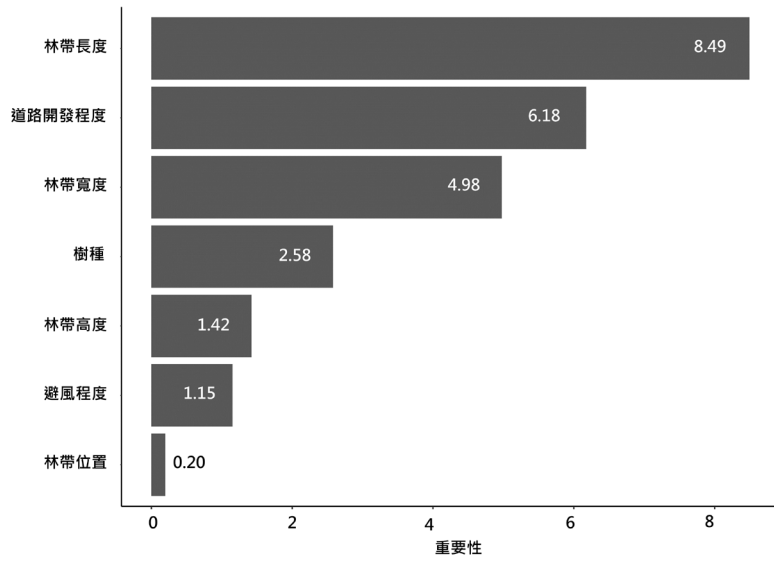


圖 4-2-5 鷓鴣日間停棲堤岸樣區情形決策樹環境變數重要性長條圖

資料來源：本研究團隊繪製

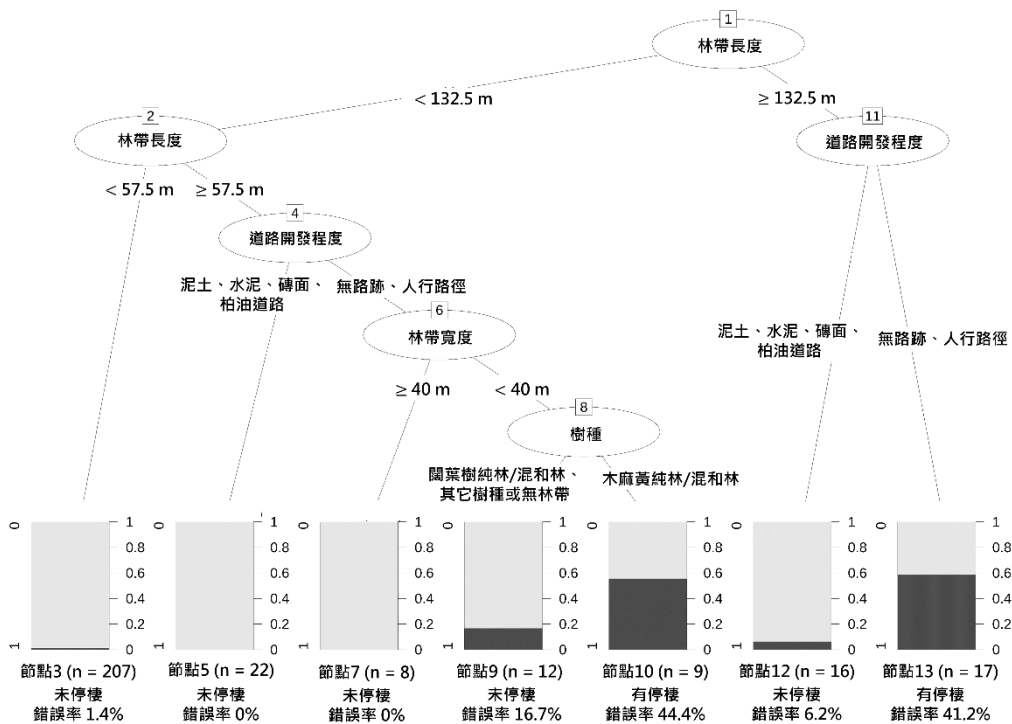


圖 4-2-6 鷓鴣日間停棲堤岸樣區情形決策樹樹狀圖

資料來源：本研究團隊繪製



### 三、 鷺鷥日間及夜間棲息地的環境特徵差異

在水域樣區中，鷺鷥日間活動及夜間棲息的水域樣區在林地面積占比達顯著差異 ( $p = 0.033$ )，鷺鷥夜間棲息水域的林地面積占比平均數大於沒有夜間棲息的水域 (表 4-2-5)；在堤岸樣區中，鷺鷥日間及夜間停棲的堤岸在林帶高度達顯著差異 ( $p = 0.039$ )，鷺鷥夜間停棲堤岸的林帶高度分級的平均數大於沒有夜間停棲的堤岸 (表 4-2-6)。

有觀察到鷺鷥日間及夜間皆有利用的水域樣區，其多具有水域面積較大、林地面積占比較多的環境特徵 (圖 4-2-7)；有觀察到鷺鷥日間及夜間皆有停棲的堤岸樣區，其多具有林帶長度較長、林帶寬度較寬、林帶高度較高、林帶樹種偏向木麻黃組成的環境特徵 (圖 4-2-8)；具有林帶堤岸樣區中，有觀察到鷺鷥日間及夜間皆有停棲的堤岸樣區，其多具有林帶長度較長、林帶寬度較寬、林帶高度較高的環境特徵 (圖 4-2-9)。

表 4-2-5 有鷓鴣利用的水域樣區中，鷓鴣夜間棲息與否之水域樣區的  
環境變數差異

環境變數	無夜間棲息 (n=28)		有夜間棲息 (n=8)		P 值
	平均值	± 標準差	平均值	± 標準差	
水域面積 (m <sup>2</sup> )	50124	± 65934	147468	± 337972	0.581
獨立區塊面積 (m <sup>2</sup> )	908	± 3865	566	± 1215	0.329
與主夜棲地距離 (m)	3469	± 1871	2401	± 2971	0.106
與海岸線距離 (m)	624	± 435	809	± 1004	0.723
道路密度 (km/km <sup>2</sup> )	5.78	± 2.51	4.44	± 0.98	0.125
林地面積占比 (%)	16.10	± 10.40	33.60	± 22.80	0.033

資料來源：本研究團隊製作

表 4-2-6 有鷓鴣停棲的堤岸樣區中，鷓鴣夜間停棲與否之堤岸樣區的  
環境變數差異

環境變數	無夜間棲息 (n=13)		有夜間棲息 (n=14)		P 值
	平均值	± 標準差	平均值	± 標準差	
堤岸方向	3.15	± 1.28	3.36	± 0.93	0.489
林帶長度 (m)	118.00	± 94.40	189.00	± 194.00	0.190
林帶寬度 (m)	30.10	± 32.30	73.30	± 99.00	0.181
林帶高度	3.85	± 2.27	5.43	± 1.50	0.039
林帶位置	0.92	± 0.28	1.00	± 0.00	0.335
樹種	3.08	± 1.55	3.71	± 1.20	0.321
道路開發程度	0.92	± 0.86	0.57	± 0.51	0.309

資料來源：本研究團隊製作

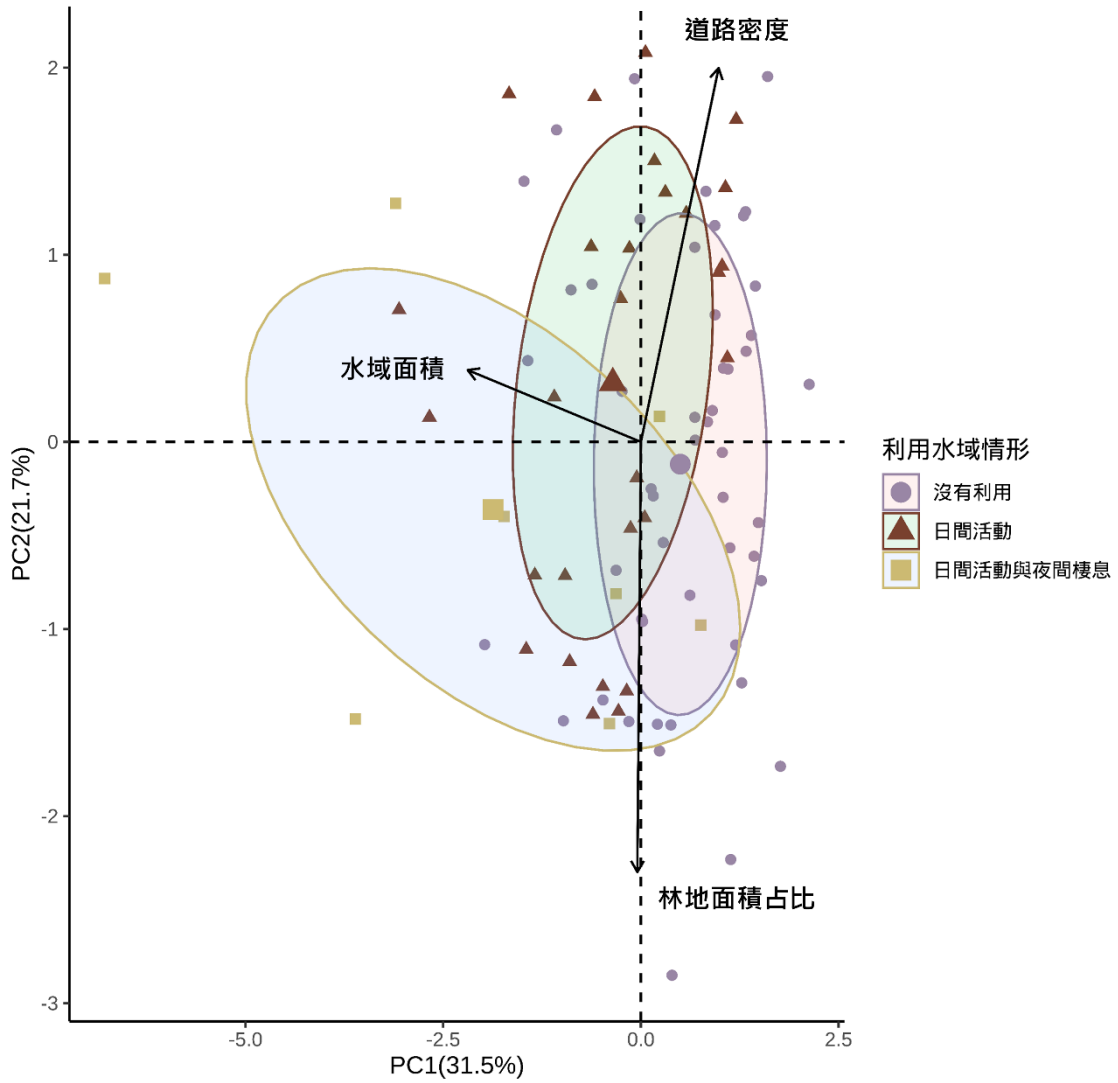


圖 4-2-7 水域樣區環境變數主成分分析及各水域樣區之鷓鴣日間與夜間利用水域情形

資料來源：本研究團隊繪製

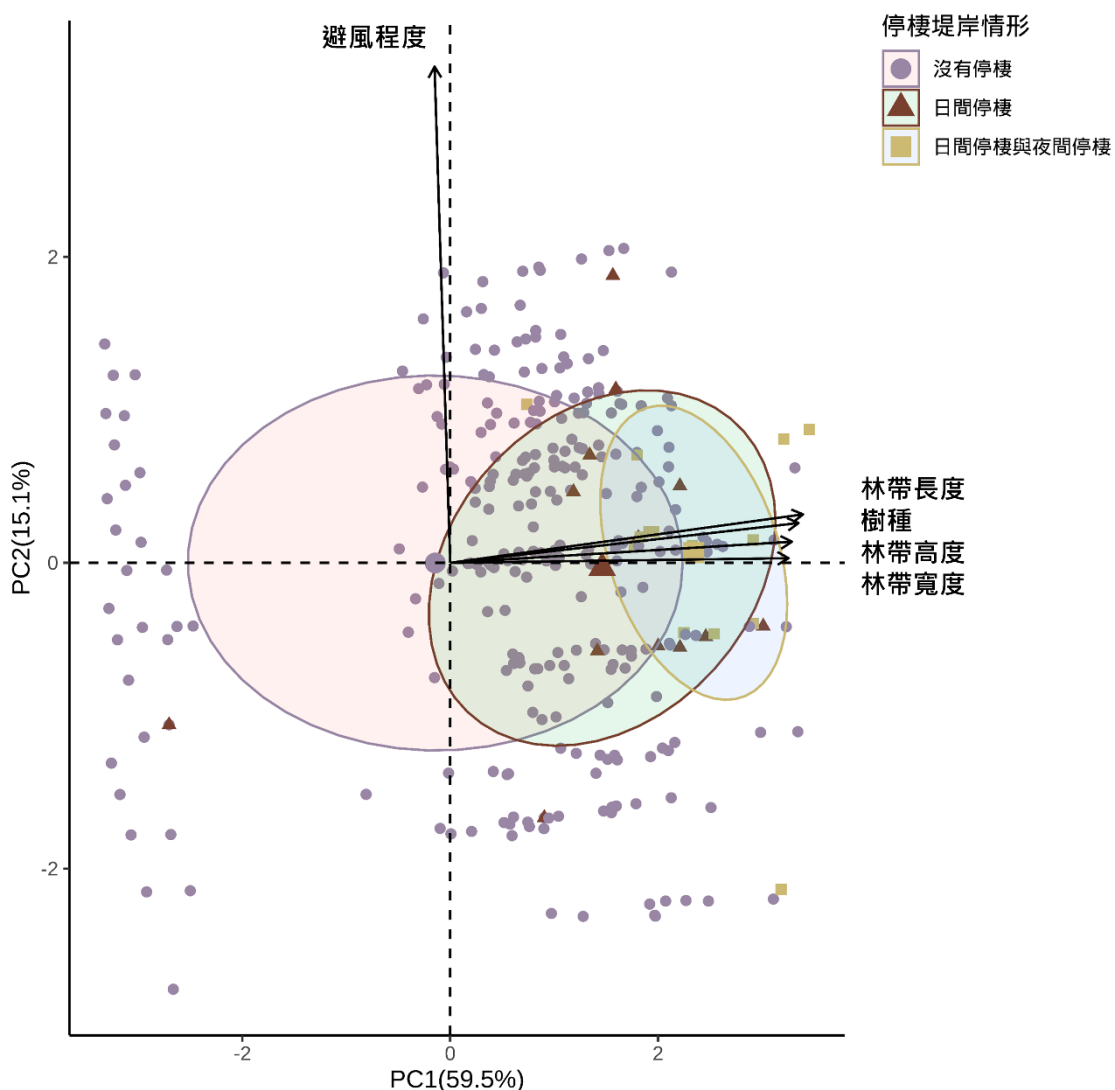


圖 4-2-8 所有堤岸樣區環境變數主成分分析及各堤岸樣區之鷓鴣日間與夜間停棲堤岸情形

資料來源：本研究團隊繪製

一、

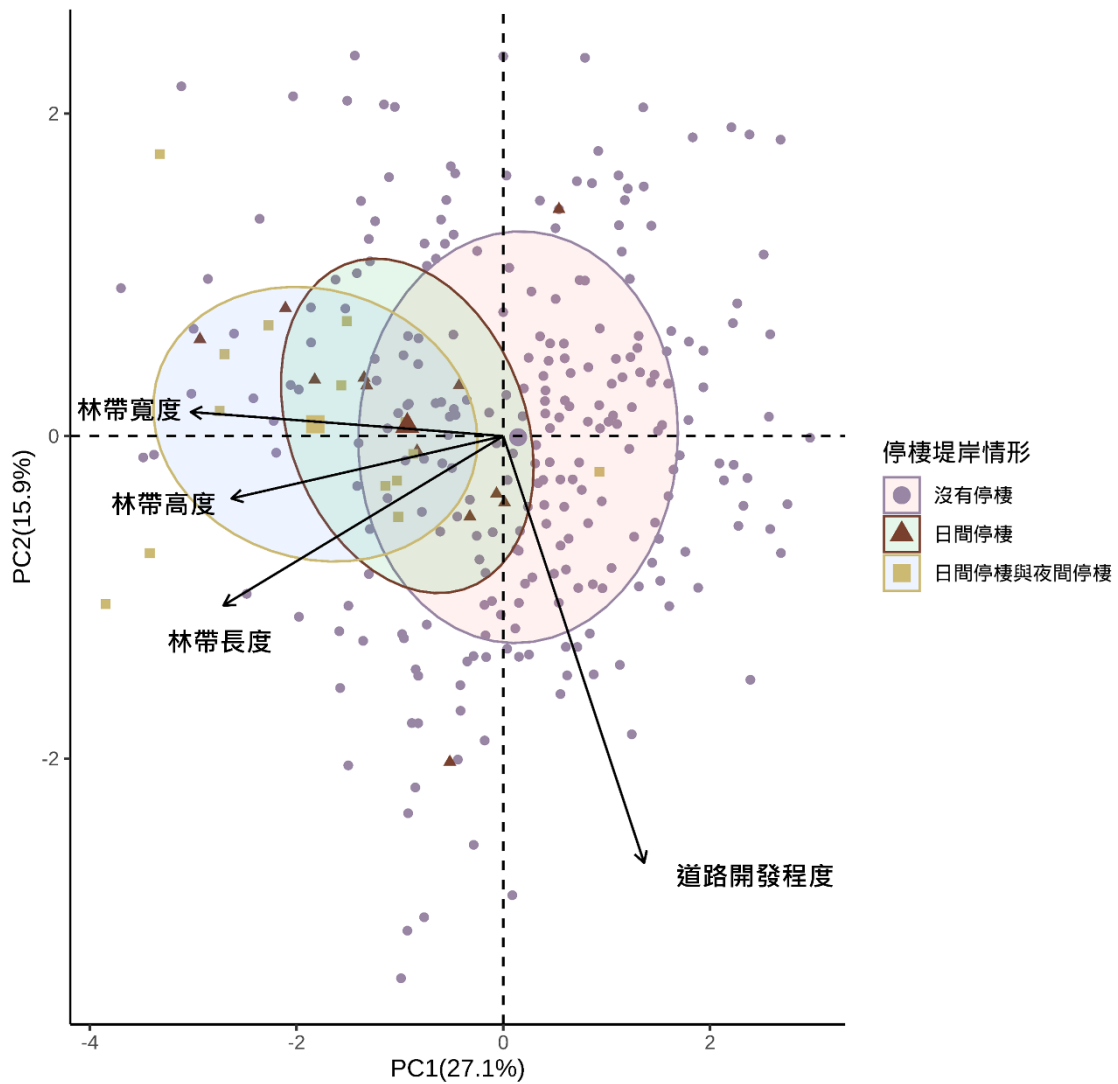


圖 4-2-9 具有林帶堤岸樣區環境變數主成分分析及各堤岸樣區之鷓鴣  
日間與夜間停棲堤岸情形

資料來源：本研究團隊繪製

#### 四、慈湖夜棲地植群形質特徵分析

鷓鴣夜間停棲樹木與否和最大樹高 ( $p = 0.002$ ) 呈顯著正相關；和與水域邊界距離 ( $p = 0.007$ )、樹種為原生闊葉樹 ( $p = 0.010$ ) 及銀合歡 ( $p = 0.011$ ) 呈顯著負相關 (表 4-2-7)。由單一夜棲地林木尺度分析中，可見鷓鴣偏好夜間停棲樹高較高、與水域邊界距離近的樹木，且當樣區內最高樹高的樹種非銀合歡及原生闊葉樹而為木麻黃時，則可觀察到鷓鴣夜間停棲。鷓鴣停棲與否和該樣區的最大樹高呈正相關，且各樹種趨勢相同，無交互作用的現象 (圖 4-2-10)。其中，樣區 KC017 雖具有高度達 12 公尺的木麻黃，惟此樹已死亡且表面積 90% 被外來物種槭葉牽牛 (*Ipomoea cairica*) 所覆蓋。樹高與胸高直徑呈正相關，且各樹種趨勢相同，但可明顯看到木麻黃整體的樹高與胸高直徑地成長趨勢大於銀合歡及原生闊葉樹 (圖 4-2-11)。

表 4-2-7 鷓鴣夜間停棲樹木情形和環境變數相關性分析

環境變數	夜棲與否	
	估計值	P 值
最大樹高 (m)	0.629	0.002 **
樹種-銀合歡	-2.190	0.011 *
樹種-原生闊葉樹	-2.938	0.010 **
與水域邊界距離 (m)	-0.014	0.007 **

註：P 值欄位標示的星號數量表示顯著程度，“\*”表示  $P$  值  $< 0.05$ ；“\*\*”表示  $P$  值  $< 0.01$ ；“\*\*\*”表示  $P$  值  $< 0.001$ 。

資料來源：本研究團隊製作

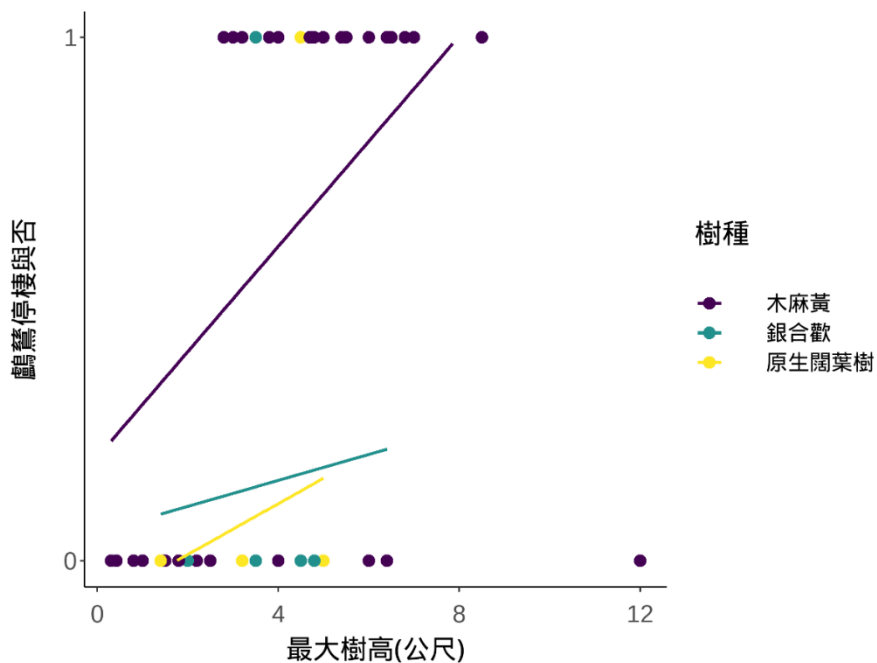


圖 4-2-10 鷓鴣停棲與否和不同樹種之樹高最大值的相關性

資料來源：本研究團隊繪製

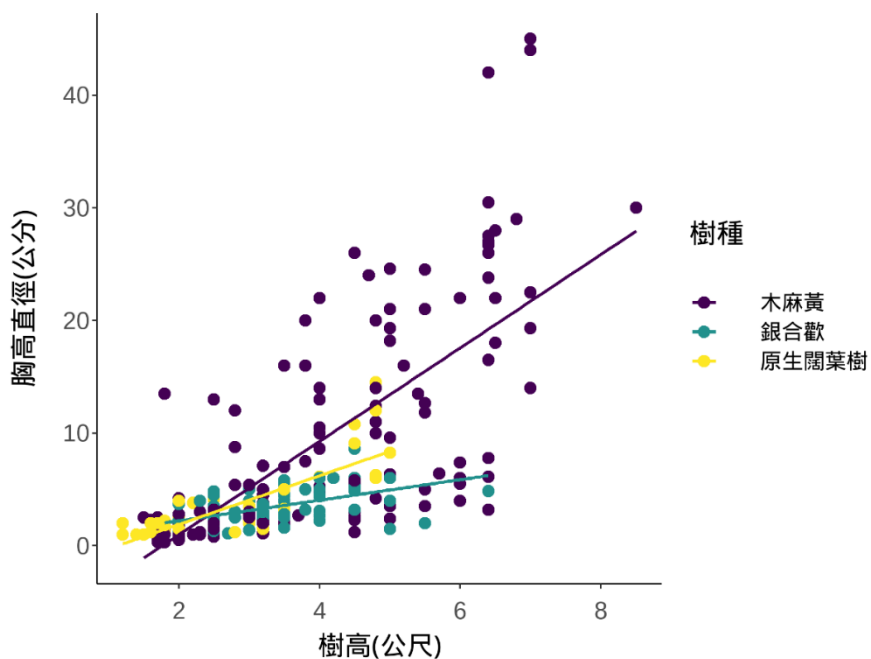


圖 4-2-11 不同樹種之胸高直徑和樹高的相關性

資料來源：本研究團隊繪製

## 五、綜合討論

綜整以上結果可發現，鸕鷀夜間棲息偏好利用水域邊界向外 500 公尺範圍內林地面積占比高、水平堤岸的林帶長度長、水域邊界向外 50 公尺內道路開發程度低的環境；且與日間棲息地相比，在水平堤岸的林帶高度是影響鸕鷀夜棲選擇的重要因子，鸕鷀偏好利用具有林木高於 6 公尺的堤岸夜棲。以下將分別由水域特徵、林地特徵、人為干擾、日間及夜間棲息地環境特徵差異等面向，探討鸕鷀偏好利用此類環境的可能原因

水域面積是影響鸕鷀度冬期間利用水域的關鍵因子，且鸕鷀利用情形及個體數皆與水域面積呈顯著正相關，此結果不僅符合 Musil 等人（1995）指出鸕鷀偏好大面積水域的結論，亦符合 Seiche 等人（2012）指出水域表面積是首要影響遷徙性鸕鷀族群選址的環境特徵。Terborgh（1973）指出面積較大的水域具有較多樣的生態棲位（niche），並擁有較多的物種數及生物量，因此可合理推測大面積水域能提供豐富的食物資源支持鸕鷀生存所需的能量。除了食物供給的驅動力，大面積水域的堤岸長度通常大於小面積水域（Hutchinson, 1957），可提供鸕鷀較多的停棲空間，加上大面積水域拉長水鳥評估及逃離威脅的時間（Mayer *et al.*, 2019），提供較佳的隔絕干擾能力。再者，鸕鷀為增長潛水時間、增加下潛深度及抵抗水下壓力，演化出密度較高的骨頭，鸕鷀成鳥體重約介於 1.8 公斤至 2.8 公斤間（Orta, 1992）；為提供強勁的推進力方便在水中移動，演化出粗壯且位置較後側的雙腳；甚至為減低浮力，透過吞食石頭增加體重（Nelson, 2005）。因具有上述適合潛水的體態及習性，鸕鷀須有足夠的助跑空間才得以突破阻力飛離水面（Burr *et al.*, 2020），此與普通潛鳥（*Gavia immer*）的起飛需求雷同（Sibley, 2020）。綜合以上論述，大面積水域因符合具有充足的食物資源、提供安全的停棲空間、隔絕潛在的威脅及符合起飛所需的緩衝空間等要素，使得鸕鷀偏好利用大面積水域。

林帶長度是影響鸕鷀度冬期間停棲堤岸的關鍵因子，鸕鷀偏好停棲林帶長



度較長的堤岸，且鷓鴣停棲堤岸個體數受到堤岸方向、林帶長度、林帶高度及林帶位置影響，此結果和 Suter (1995) 指出鷓鴣偏好停棲具有突出水面枝條的濱水林帶，以及 Thapa (2011) 提出鷓鴣偏好停棲在具有葉子稀疏或枯枝、高大且鄰近水體樹木的結論相符。棲息環境的安全性及遮蔽性是影響水鳥分布的重要因子 (Hildén, 1965; Cody, 1985)，鳥類可透過集體活動加強警戒效率 (Danchin & Wagner, 1997)，並選擇停棲在視野良好的樹冠層提早察覺威脅 (Weller, 1999)，以降低天敵的獵捕壓力。因此可推測水域周邊林帶提高環境的安全性，而林帶長度及林帶高度分別增加水平及垂直方向停棲的立體空間，故當林帶長度越長、林帶高度越高，越能吸引鷓鴣停棲堤岸。再者，樹高與胸高直徑呈正相關，且胸高直徑越大的樹木相對穩固 (Rottenborn, 2000)，推測林帶高度越高、枝條的穩定度越高，因而吸引鷓鴣停棲。至於鷓鴣偏好停棲的堤岸走向，Walsberg (1986) 指出保溫效果是影響鳥類夜間棲息地選擇的重要因素，躲避強風與減少輻射損失的措施相比可提供 5 倍保溫效益，且微小的風速即對動物的熱平衡產生劇烈影響，因此推測水域東北側的堤岸因可透過堤岸高度差及水域周邊植被等遮蔽物，提供抵禦東北季風的能力，進而吸引鷓鴣停棲堤岸。

至於樹種的選擇，鷓鴣並未偏好停棲優勢樹種為木麻黃林帶的堤岸，在調查期間可觀察到鷓鴣除了木麻黃外，亦停棲在相思樹、小葉南洋杉、馬尾松、銀合歡等其他樹種。金門縣野鳥學會 (2003) 指出木麻黃是金門度冬鷓鴣主要棲息的樹種，本研究認為可能是因監測標的之慈湖鷓鴣夜間棲息的林地，其主要組成樹種為木麻黃所影響。金門為了因應對植被生長較艱困的氣候和土壤條件，將抗風、耐鹽、耐旱、耐貧瘠且萌蘖能力強的木麻黃視為防風、固沙需求造林的優先樹種，加上木麻黃具有強烈的排他效應及生長快速的特性，更容易符合鷓鴣偏好林帶高度的要求，因而容易觀察到鷓鴣停棲在具有木麻黃或木麻黃混合林的堤岸。

鷺鷥偏好利用 500 公尺緩衝區域內道路密度較低的水域，以及道路開發程度低的堤岸，此結果與多數研究指出人為干擾顯著影響鷺鷥科鳥類生存的結論相符（金門縣野鳥學會，2003；Santoul *et al.*, 2004；丁宗蘇，2005；劉小如等，2012）。水域周邊的道路密度雖然顯著影響鷺鷥的個體數，但並未影響鷺鷥水域利用情形。鷺鷥覓食多採取機會主義策略（Dias *et al.*, 2012），相較於其他鳥種對於覓食區域干擾的敏感度較低（Russell *et al.*, 2012），加上金門整體的開發強度和規模相較其他都市化城市和緩，因此仍可在有低度人為擾動的情況下可觀察到鷺鷥覓食。結合水域及堤岸樣區的分析結果發現，雖然緩衝區域內道路密度的重要性排序最低，但堤岸的道路開發程度是僅次於林帶長度的重要影響因子，鷺鷥絕多數停棲在無路徑或僅有人行路徑的堤岸，因此推測近距離干擾才是明顯影響鷺鷥停棲的因子。

不同類型干擾源對於水鳥的干擾程度不同（McLeod *et al.*, 2013），然而本研究僅考量常態性車輛干擾，挑選車用道路密度及透過道路鋪面評估使用頻度進行相關性分析，無法判定其他類型干擾源，如漁具架設及捕撈、砲聲主動驅趕、抽水設施等對鷺鷥棲地利用所帶來的影響。

鷺鷥的夜間棲息地與日間活動地高度重疊，但鷺鷥對於夜間棲息地的環境安全性要求門檻較高。500 公尺緩衝範圍的林地面積占比及林帶高度是鷺鷥選擇夜間棲息的關鍵因子，與劉小如等人（2012）指出鷺鷥夜間多棲息於緊鄰水域且無人為干擾的樹林的結論相符。鳥類強烈倚賴視覺（Martin, 2012），尤其是日行性鳥類夜間視力大幅降低不易透過視覺偵測潛在威脅，且夜間為了不必要的能量耗損，夜間停棲空間的安全性是日行性鷺鷥優先評估的重要環境特徵。周遭林地面積占比高的水域，以及具有樹高大於 6 公尺的堤岸，能提供鷺鷥較安全的停棲空間，而吸引其夜間停棲。至於是否可藉由鷺鷥對棲息地偏好的環境特徵評估水域的承載量，鷺鷥因身體結構需求偏好緊鄰水域的安全停棲空間，垂直水域沿岸的林帶寬度並不能無限制地提高鷺鷥停棲堤岸的個體數，因此即

使鷓鴣偏好棲息周遭林地面積占比高的水域，但林地面積占比並不適合作為評估各內陸水域可承載鷓鴣數量的參考指標。若欲評估鷓鴣棲息地的承載量，應僅計算緊鄰水域的林帶範圍，本研究尚無法確認鷓鴣偏好停棲的臨界寬度。

### 第三節 綜合評估金門夜棲地的環境概況

為綜合評估金門鷺鷥夜棲地鷺鷥的環境概況，本研究針對 2020/2021 年及 2021/2022 年度冬季有觀察到鷺鷥夜間棲息地，以及雖然僅有日間棲息但極具有潛力發展為夜棲地的水域進行探討。以下依序說明慈湖、陽明湖水庫、陵水湖、西湖水庫、菱湖水庫、太湖地區、擎天水庫、瓊林水庫、山西水庫、古崗湖等鷺鷥棲息地的環境概況。族群量長期監測是環境承載量良好的指標，因此本研究彙整金門國家公園管理處自 2002 年啟動之鷺鷥度冬期間每月 2 次的主要夜棲地族群量長期監測調查資料，作為環境承載量評估的重要依據。鷺鷥棲地環境概況及鷺鷥利用情形主要以計畫執行之 2020 年至 2022 年上半年度冬季的觀察為主，並整體探討鷺鷥現有及潛在夜間棲息水域的環境課題。由於鷺鷥對於水域本身及水域周邊的停棲空間依賴程度高，且濱水林帶對於鷺鷥利用情形影響力強，因此下述的環境概況以水域面積及周邊林地變化情形作為主要評估對象。

#### 一、慈湖

慈湖位於金寧鄉，為 1969 年考量戰略防禦需求修築之慈堤所圍出的半鹹水水域，面積廣達 118 公頃，周邊遍布養殖漁塭及蓄水池，其中北側與西側有以木麻黃為優勢樹種的林地，分別約為 6 公頃及 5.8 公頃。根據金門鷺鷥族群量長期監測資料顯示，慈湖北岸木麻黃林為金門歷年度冬鷺鷥族群量最多且穩定的夜棲地（圖 4-3-1），約占全島度冬鷺鷥族群量的 8 成，其中 9 成 5 的個體數為出海覓食族群。2002 至 2021 年度冬季每年至慈湖北岸木麻黃林夜棲的鷺鷥族群量穩定，且各年度每月份的族群量變動趨勢相近，其鷺鷥年隻次最低可記錄到 6,120 隻，最高曾記錄到 10,962 隻間，多數介於 8,000 至 9,000 隻之間（圖 4-3-2）。目前僅 2020 年 1 月至 4 月間的族群量相較其他年度有明顯減少的現象，研判除了受 2021 年 1 月底慈湖夜棲地的火災影響外，近年鷺鷥歸返

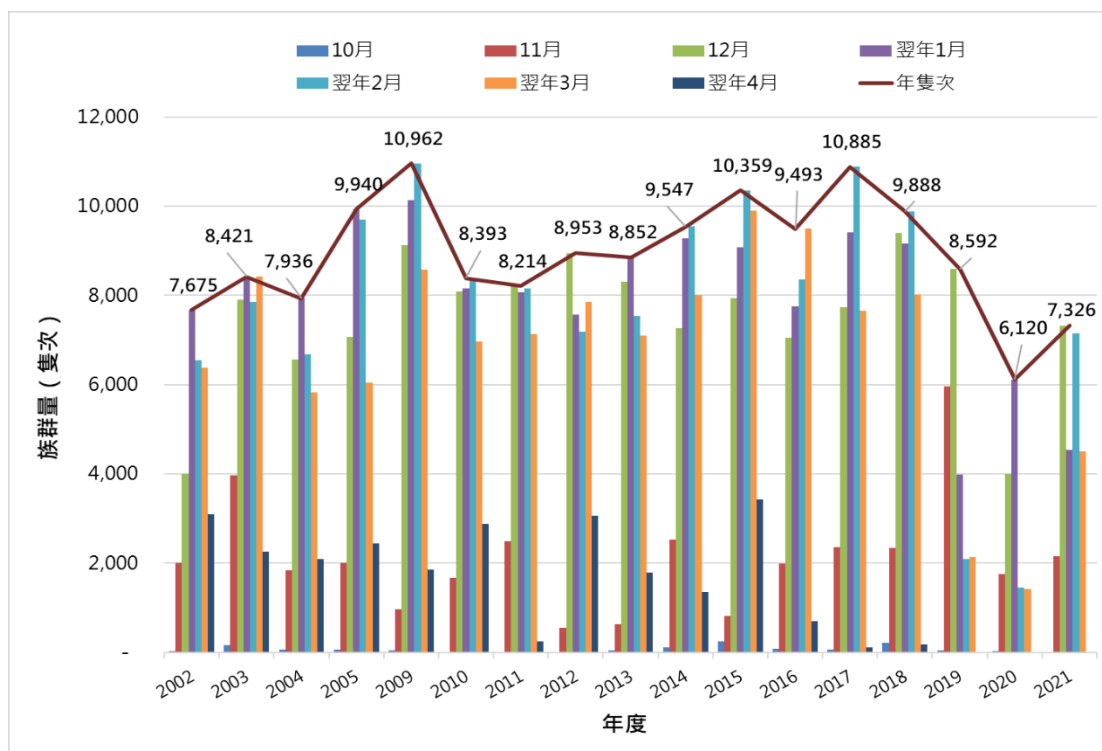
慈湖夜棲地的路徑及時間改變，可能因此影響金門國家公園管理處在慈湖解說站的鷓鴣計數結果（丁宗蘇，2021）。整體而言，計畫執行期間鷓鴣歸返慈湖夜棲地的時間延後且分散，而歸返路徑從 2005 年所觀察到的慈堤方向飛入，改由湖下一營區至南山蚵管哨間進入慈湖（丁宗蘇，2021）（圖 4-3-3、4-3-4）。根據 2020 年、2021 年、2022 年度冬期間的觀察與鷓鴣繫放個體之衛星追蹤點位分析，研判慈湖鷓鴣的歸返時間可能受澳頭與大嶝沿海一帶牡蠣養殖保麗龍移除的影響。鷓鴣因為保麗龍移除而喪失近海日間停棲地，而將覓食區域由金廈海域改至廈門杏林灣水庫（圖 4-3-5），導致日間活動區域與夜棲地間的距離增加，單程至少飛行 25 公里，進而影響慈湖鷓鴣歸返的時間。

近年慈湖夜棲地不僅面臨連年降雨量減少而水域乾涸陸化的問題，以及受到颱風侵襲、野火燃燒林地等因素影響，林地面積逐漸縮減和破碎化，且部分區域苗木更新能力不足，進而產生林地縫隙讓槭葉牽牛（*Ipomoea wrightii*）和銀合歡（*Leucaena leucocephala*）等外來種植物大量入侵（圖 4-3-6）。金門野鳥學會（2003）指出木麻黃是金門度冬鷓鴣主要的棲木，亦是維持鷓鴣族群夜間停棲地的重要條件。綜合以上考量，合理推測慈湖夜棲地的林地面積減少及內部溝渠乾涸陸化，將降低鷓鴣停棲的意願以及整體可以容納鷓鴣的個體數。丁宗蘇（2021）透過不同年度的衛星影像比對發現，慈湖夜棲地鷓鴣使用範圍從 2004 年至 2020 年 3 月間減少約 13.6%，推測慈湖棲地環境逐漸劣化。至於此夜棲地的環境承載量，在慈湖北岸木麻黃林的林相完整時期最多可容納近 11,000 隻鷓鴣，但 2012 年莊西進提出慈湖夜棲鷓鴣族群量達 8,000 隻時，已可觀察到部分族群外溢至金龜山等其他夜棲地的現象。整體而言，本研究推測慈湖北岸木麻黃林以既有林地狀況的鷓鴣承載量約為 8,000 隻，且夜棲族群量可能受到夜棲地林地劣化以及近海日間停棲空間與食物資源變動的影響，而有逐漸減少的傾向。



圖 4-3-1 鷗鷺夜棲於慈湖北岸木麻黃林

資料來源：本研究團隊拍攝



註：原始資料缺乏 2005 年下半年至 2008 年上半年的夜棲鷗鷺族群量紀錄。

圖 4-3-2 2002 年至 2021 年慈湖的鷗鷺族群量與時間變化

資料來源：本研究彙整金門國家公園管理處長期監測資料



圖 4-3-3 湖下一營區向北側觀察鷓鴣歸返慈湖夜棲地

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 4-3-4 南山蚵管哨觀測鷓鴣歸返慈湖夜棲地

資料來源：本研究團隊拍攝

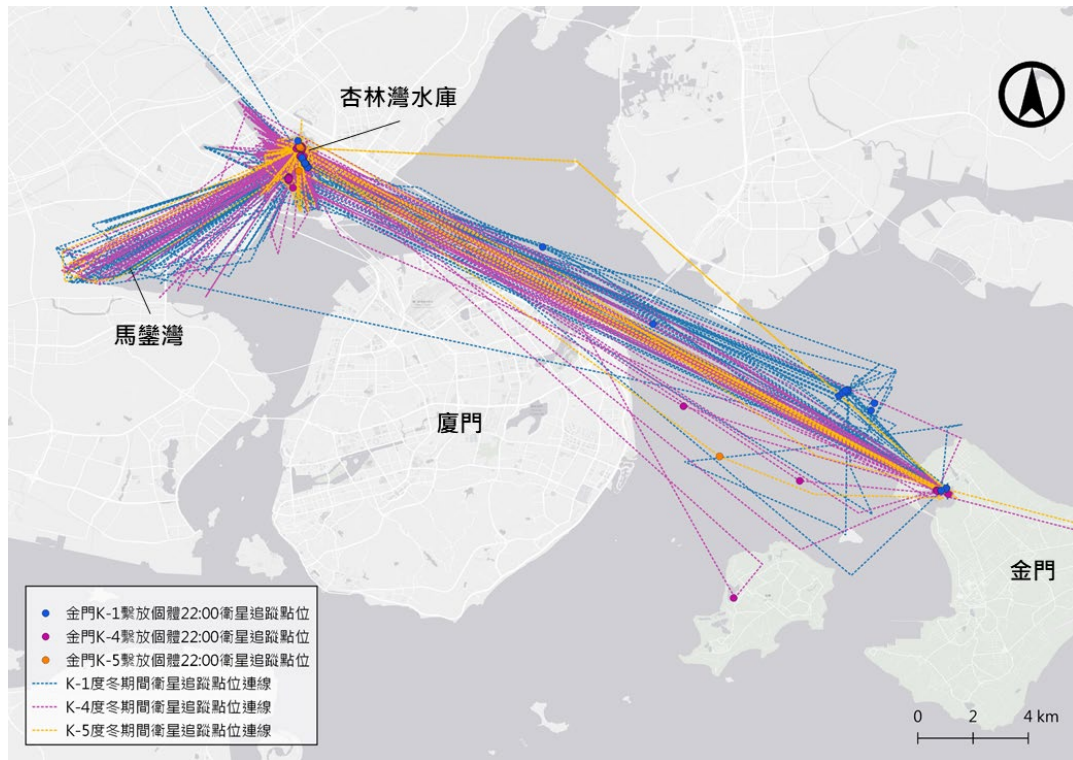


圖 4-2-5 金門鷓鴣繫放追蹤之每小時衛星點位連線

資料來源：本研究團隊彙整



圖 4-3-6 慈湖夜棲地外來種植物入侵嚴重

資料來源：本研究團隊拍攝



除了慈湖北岸的木麻黃林外，慈湖近寧湖路蓄水池（24.4741774° N, 118.307818° E），水域面積約為 0.6 公頃，其於 2020 年及 2021 年度冬季皆觀察到至少 40 隻鷓鴣個體日間及夜間於此停棲，為鷓鴣全天利用的水域。然而，多數調查觀察到鷓鴣自周邊飛入停棲在此水域東岸的木麻黃林上，並未觀察到鷓鴣於此水域覓食。此水域較容易觀察到雁鴨科及鸕鶿科鳥類活動，推測可能因水域深度不足，不利於鷓鴣潛水覓食所影響。由於鷓鴣偏好停棲位於東北側、林帶長度長、林帶高度高、林帶緊鄰水域及道路開發程度低的堤岸，雖然該水域鄰近寧湖路，僅相隔道路周邊的灌木帶，但水域東岸的林帶緊鄰水域、平均高度大於 6 公尺以上且無道路開發，皆符合鷓鴣偏好的停棲空間。此水域可作為證明鷓鴣對於停棲於水域東北岸的良好案例，鷓鴣停棲在此水域的東北岸堤岸，卻未停棲林帶形質特徵相似且亦無道路開發的西岸堤岸（圖 4-3-7）。然而，此水域的濱水林帶面積有限，加上南岸有建成物緊鄰水域，因此推測此區域的鷓鴣承載量有限。

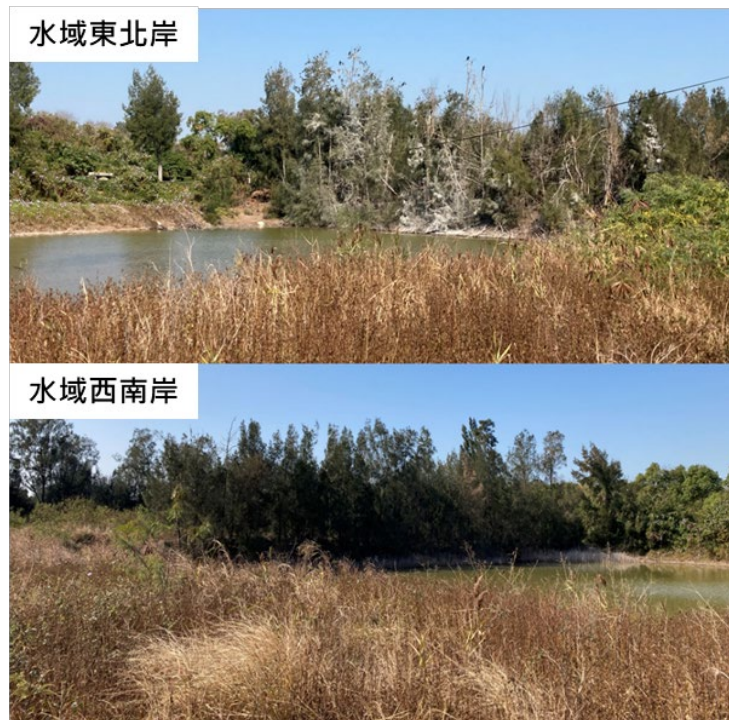


圖 4-3-7 慈湖近寧湖路夜棲地之不同方位堤岸的鷓鴣停棲情形

資料來源：本研究團隊拍攝

## 二、陽明湖水庫

陽明湖水庫位於金湖鎮、太武山東側，為以解決民生用水問題而修築的攔河水庫，目前水域面積約為 3.8 公頃。除了東南岸與黃海路僅相隔 40 公尺的林帶，因鄰近太武山及軍事管制區，周邊林地完整，整體人為干擾程度低，鷺鶯主要夜棲於北岸及南岸的樹林（圖 4-3-8）。根據金門鷺鶯族群量長期監測資料顯示，陽明湖水庫是目前金門度冬鷺鶯第二大夜棲地，其歷年的鷺鶯夜棲族群量約 2,000 隻左右（圖 4-3-9）。然而，2020 年 11 月及 12 月相較歷年同月有大幅增加的趨勢，而 2021 年度冬鷺鶯個體數與前一年相比又大幅下降，除了度冬季初期的 11 月有記錄到 1,986 隻，而後數量持續遞減，3 月調查即未觀察到鷺鶯在陽明湖水庫夜棲。整體而言，陽明湖水庫的鷺鶯族群量在各年度間及月份間差異明顯，顯示棲息於陽明湖水庫的鷺鶯族群量較不穩定。

陽明湖水庫的水源主要為攔截前埔溪溪水與降雨，由於金門自 2017 年起年降雨量持續下降，連續 4 年持續年降雨量低於 10 年平均值，尤其是 2021 年全年降雨量僅 476.5 毫米，導致陽明湖水庫水位下降，周邊灘地及水中岩塊逐漸裸露（圖 4-3-10）。加上陽明湖水庫前次大規模清淤為 1994 年，泥沙淤積嚴重，整體蓄水量已大幅降低，更加深降雨量減少的影響。此外，本研究團隊於 2021 年 2 月觀察到岸邊有大量發臭死亡的魚隻，且水質呈現優養化（圖 4-3-11）。整體而言，陽明湖水庫在計畫執行的 3 年間的水域面積及水位下降，且水域環境有劣化的趨勢，周邊林帶則無明顯變化。本研究推測陽明湖水庫作為夜棲地的環境承載量約為 2,000 至 4000 隻間，由於食物量不足以提供所有夜棲鷺鶯的使用，白天部分族群會飛離至太湖、小太湖或是至近海等處覓食。近年的夜棲族群量變動可能受到水中食物量及水質的影響，使鷺鶯轉而利用其他夜棲地，例如慈湖或擎天水庫。由於 2022 年自年初至 6 月 15 日降雨量已累積 719 毫米，推測待水中魚群族群量及水質狀況回穩後，鷺鶯族群可能有機會再夜棲此水域。



圖 4-3-8 鷓鴣停棲陽明湖水庫周邊林帶

資料來源：本研究團隊拍攝

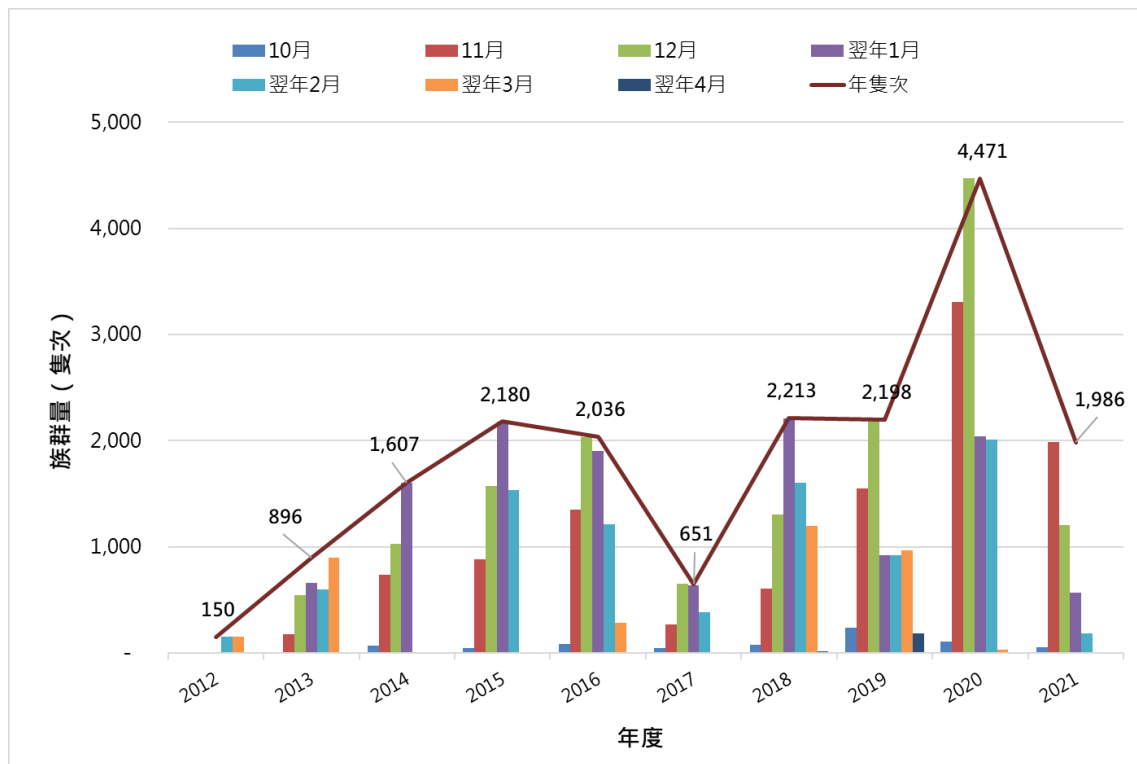


圖 4-3-9 2012 年至 2021 年陽明湖水庫的鷓鴣族群量與時間變化

資料來源：本研究彙整金門國家公園管理處長期監測資料



圖 4-3-10 陽明湖水庫水位減少

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 4-3-11 陽明湖水質優養化

資料來源：本研究團隊拍攝

### 三、陵水湖

陵水湖位於烈嶼鄉，於 1963 年為軍事防禦、蓄洪及灌溉而人工開鑿而成的淡水湖，面積廣達 386 公頃，湖內多有蘆葦、水草等植被，是鳥類棲息的重要濕地。鷗鷺主要夜棲在陵水湖中池間的堤岸及西南岸的濱湖樹林，而外池因受潮汐影響明顯、水中鹽度高，本研究團隊於此處並未觀察到鷗鷺穩定地覓食及停棲，僅有零星的利用（圖 4-3-12）。根據金門國家公園管理處長期監測資料可見，陵水湖的夜棲鷗鷺數量 2014 年至 2018 年約 800 隻至 1,300 隻，其中以 2017 年紀錄到的數量最高。然而，夜棲鷗鷺族群量從 2018 年有明顯減少的現象，甚至在 2019 年至 2020 年度冬期間僅有零星紀錄（圖 4-3-13）。本研究推測可能是因為金門全島在 2017 年後年降水量逐漸減少，導致許多湖庫、魚塭及蓄水池呈現低水位或已乾涸陸化所造成。加上 2019 年底陵水湖進行浚深工程，移除過去鷗鷺主要棲息的喬木，進而影響鷗鷺在陵水湖的夜棲行為（丁宗蘇，2021）（圖 4-3-14）。整體而言，陵水湖面臨的問題為水域乾涸和陸化，以及鷗鷺可停棲的空間減少。目前陵水湖靠近南環道的水域，其水位已透過引入海水部分回升（圖 4-3-15），本研究團隊於 2021 年 11 月至 2022 年 1 月皆有觀察到黑面琵鷺、高蹺鴿及琵嘴鴨等冬候鳥，但目前尚未發現有鷗鷺在此區域活動或夜棲的現象。



圖 4-3-12 鷗鷺日間活動於陵水湖內池

資料來源：本研究團隊拍攝

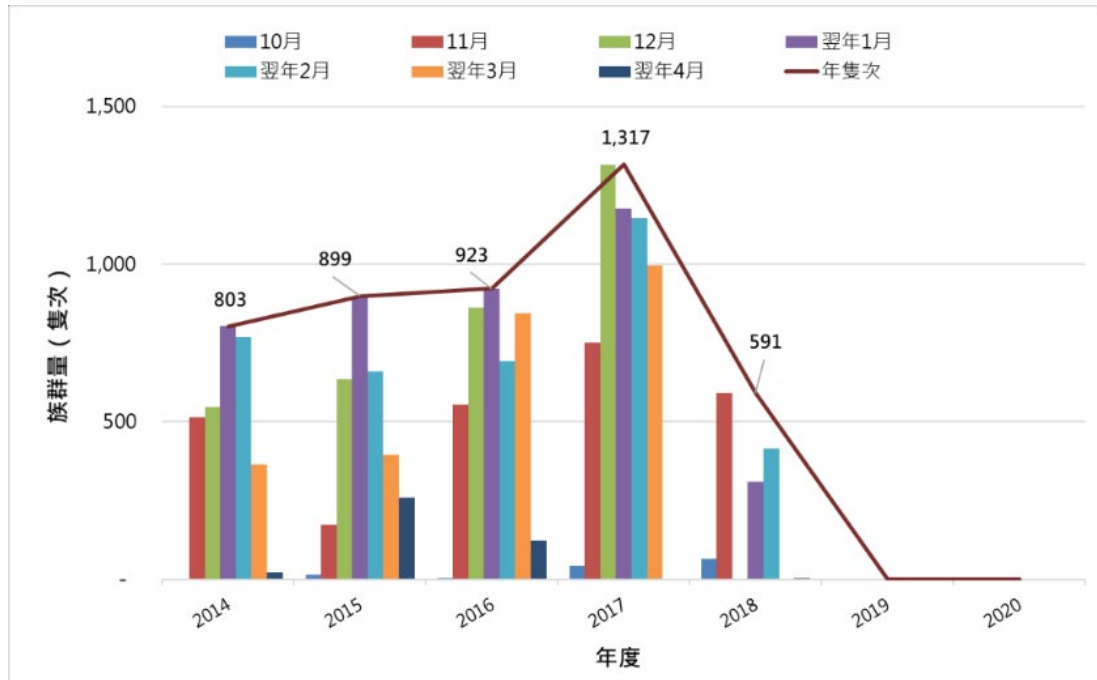


圖 4-3-13 2014 年至 2020 年陵水湖的鷗鷺族群量與時間變化

資料來源：本研究彙整金門國家公園管理處長期監測資料



圖 4-3-14 陵水湖陸化嚴重且過去鸕鷀停棲樹木已移除

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 4-3-15 陵水湖引水後尚未觀察到鸕鷀利用

資料來源：本研究團隊拍攝

#### 四、西湖水庫

西湖水庫位於烈嶼鄉，為自來水源的地面湖庫，水域面積約 17 公頃，西側緊鄰南環道，東側緊鄰小型聚落。鷓鴣主夜棲於南側小池周邊的木麻黃林（圖 4-3-16、圖 4-3-17），是近年金門度冬鷓鴣第三大夜棲地。根據族群量累積計數資料可見，2013 年至 2017 年度冬季鷓鴣夜棲數量約為 50 隻，2018 年至 2020 年度冬季夜棲鷓鴣數量提升為 800 隻左右，直至 2021 年數量突破為 1,100 隻（圖 4-3-18）。由於西湖水庫與陵水湖僅相距 500 公尺、與菱湖水庫亦僅相鄰不到 2 公里，其族群量波動可能受到鄰近水域環境改變，影響鷓鴣更換夜棲地的影響。整體而言，西湖水庫水域面積足夠提供部分族群於內陸覓食，惟周邊林地面積有限，西側林帶高度高的樹林因緊鄰道路，鷓鴣較不偏好利用，且多數鷓鴣停棲處與農田和住家距離近，可能會受到部分的人為干擾，因此推測西湖水庫的夜棲地應已達環境承載量。此外，本研究團隊有觀察到曾有鷓鴣受困於廢棄漁具而死亡，西湖水庫須特別關注此類型人為擾動對食魚性鷓鴣的傷害。



圖 4-3-16 西湖水庫鷓鴣夜間棲息的範圍

資料來源：衛星影像取自 Google earth、本研究團隊繪製





圖 4-3-17 鷓鴣停棲西湖水庫周邊林帶

資料來源：本研究團隊拍攝

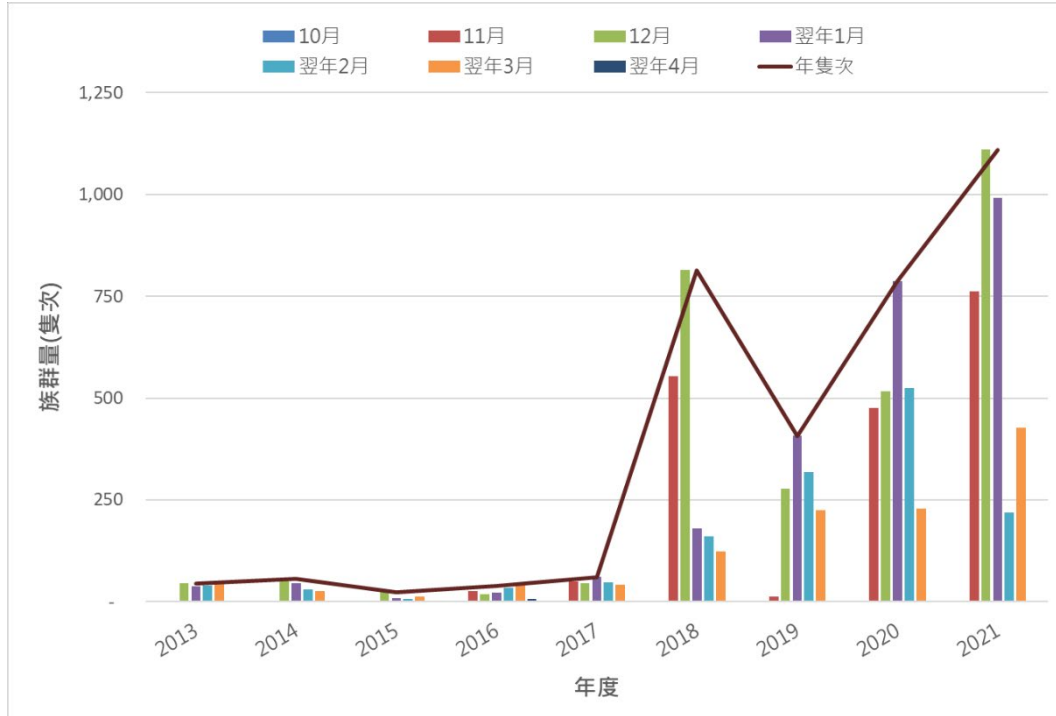


圖 4-3-18 2013 年至 2021 年西湖水庫的鷓鴣族群量與時間變化

資料來源：本研究彙整金門國家公園管理處長期監測資料

## 五、菱湖水庫

菱湖水庫位於烈嶼鄉，於 1970 年興建的自來水源地面湖庫，西側及東側皆有較完整的樹林，但時常有放牧牛群在水域邊活動。鷓鴣主要夜棲於東側濱水樹林（圖 4-3-19），推測菱湖水庫可提供的食物資源有限，於此處夜棲的鷓鴣族群主要為出海覓食為主。根據 2013 年至 2020 年的夜棲族群監測資料顯示，夜棲鷓鴣族群量多數介於 250 隻至 750 隻，僅 2018 年 12 月記錄到 1,347 隻（圖 4-3-20）。在計畫執行期間，菱湖水庫周邊林帶沒有明顯變化，但水域面積因降雨量銳減而明顯縮減、陸化嚴重，2021 年 11 月水域面積僅剩原本的 1/2 不到（圖 4-3-21）。由於鷓鴣偏好夜棲於緊鄰水域且無人為干擾的樹林，因此水域面積減少將影響鷓鴣夜棲行為，導致 2021 年度冬季完全沒有紀錄到鷓鴣夜棲。此外，在計畫執行期間，曾觀察到有人下水捕魚，造成傍晚歸返夜棲的鷓鴣族群再次繞出海，造成額外的干擾。



圖 4-3-19 鷓鴣停棲菱湖水庫周邊林帶

資料來源：本研究團隊拍攝

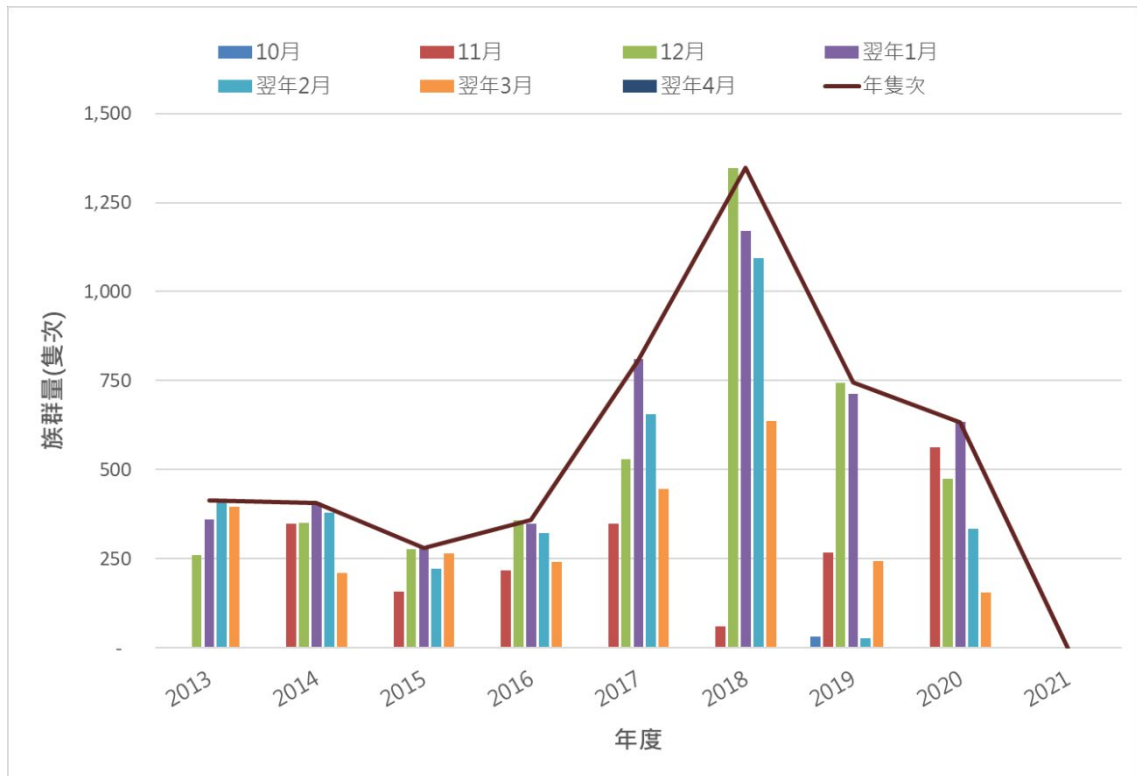


圖 4-3-20 2013 年至 2021 年菱湖水庫的鸕鷀族群量與時間變化

資料來源：本研究彙整金門國家公園管理處長期監測資料



圖 4-3-21 菱湖水庫陸化嚴重

資料來源：本研究團隊拍攝

## 六、太湖地區

太湖位於金湖鎮，為 1967 年修築完成的金門最大人工淡水湖庫，水域面積達 36 公頃，供應金湖地區的民生用水及農民灌溉水源。由於太湖地區周邊已完全開發，四周皆被建物及道路包圍，故過去鷓鴣夜棲於太湖及小太湖的湖心島。然而，由於考量到飲用水源的水質，大太湖曾有執行人工驅趕，加上島上林相改變，因此近年已無觀察到太湖的湖心島上有鷓鴣夜棲。根據金門國家公園管理處的鷓鴣主要夜棲地族群量長期監測資料，小太湖夜棲 2019 年上、下半年度冬季及 2021 年下半度冬季皆有觀察到 40 隻至 60 隻鷓鴣夜棲（圖 4-3-22）。整體而言，太湖地區近年環境變動主要是降雨量減少導致的水位變化，以及定期清淤工程的施作（圖 4-3-23），林地面積受限於湖心島的大小，目前小太湖的島上皆有植被覆蓋。此外，曾有 3 隻鷓鴣個體於太湖地區救傷（圖 4-3-24），加上本研究團隊曾記錄到有民眾下水至太湖網魚，可見太湖地區仍有人為捕撈干擾、非法漁具架設及廢棄漁網留存等課題。



圖 4-3-22 鷓鴣停棲小太湖湖心島

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 4-3-23 小太湖定期清淤工程

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 4-3-24 於小太湖發現鷓鴣受魚線纏繞

資料來源：本研究團隊拍攝

## 七、擎天水庫

擎天水庫位於金沙鎮、太武山西北山麓，為因應戰備時期民生用水而於1969年興建完成的水庫，是唯一在山間谷地造霸的水庫，其滿水位的水域面積約4.4公頃。擎天水庫因位於軍事管制區內，周邊林地相對完整，北岸主要為草原植被及灌叢植被，並沒有明顯的優勢物種；南岸主要為森林植物帶，屬於馬尾松—木麻黃—相思樹型植被，並與山黃梔、潺槁樹、凹葉鈴木等灌木與小喬木伴生（黃生，2007）。擎天水庫是近年才發現有鷓鴣夜棲的水域（圖4-3-25），2020年下半年曾有鳥友自金門植物園觀察到有近200隻的鷓鴣自擎天水庫飛出的紀錄（私人通訊洪廷維），而後本研究團隊於2021年3月20日18:05觀察到近400隻鷓鴣停棲在擎天水庫的水面上，並於隔天清晨確認此處夜棲族群有出海覓食的現象。由日出前至擎天水庫壩堤下定點觀察發現，2022年1月8日清晨6:30至6:50間至少1,040隻鷓鴣往東北方分批離開水庫；1月10日清晨與金門國家公園管理處保育課共同現勘，亦觀察到鷓鴣族群於6:30陸續飛離水庫（圖4-3-26）；3月2日仍有計數到1,600隻鷓鴣往中蘭方向出海覓食。目前雖然尚無法判定擎天水庫夜棲族群與陽明湖水庫族群的關聯性，但可推測擎天水庫是金門度冬鷓鴣潛在的重要夜棲地。擎天水域夜棲的鷓鴣族群多數出海覓食，過去文獻顯示鷓鴣偏好利用1公尺至2公尺的水域（Musil *et al.*, 1995），推測可能原因是因擎天水庫的蓄水深度較深，食物資源雖然豐富但覓食效率不高，因此夜棲此處的鷓鴣族群以出海覓食為主。

根據金門歐亞水獺親緣譜系及族群動態研究調查團隊臺北市立動物園至擎天水庫內拍攝的影像紀錄可見，鷓鴣主要夜棲於水庫南岸的濱水林帶，已可觀察到鷓鴣群棲的區域已累積大量排遺，濱水樹木的樹冠葉片多數脫落僅剩枝條（圖4-3-27）。由於擎天水庫的水域面積廣大且水量穩定性高，東南岸林帶長度達600公尺且樹木高度多數達6公尺以上，加上位於軍事管制區內人為干擾頻度相對較低，整體而言是鷓鴣偏好利用的環境。此外，擎天水庫內尚有鷓鴣

可停棲的空間，推測此夜棲地尚未達環境承載量，建議未來可將此處納入鷓鴣夜棲地族群量長期監測標的之一。



圖 4-3-25 鷓鴣夜棲於擎天水庫濱水林帶

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 4-3-26 鷓鴣清晨飛離擎天水庫

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 4-3-27 擎天水庫內鷓鴣停棲之濱水林帶

資料來源：臺北市立動物園拍攝



## 八、瓊林水庫

瓊林水庫位於金湖鎮，於 1982 年興建完成，水域面積約為 7 公頃，南側及西南側有較完整的林帶。歷年於度冬期間皆可觀察到 200 隻至 300 隻的鷓鴣個體於此覓食或日間停棲，主要停棲在南側狹長水域二側的木麻黃及相思樹上（圖 4-3-28），零星個體會停棲在東南側的淺灘或突出的木樁上。在計畫執行期間，本研究團隊多次於傍晚 17:00 左右觀察到鷓鴣陸續往東飛離瓊林水庫，目前尚未觀察到夜間棲息的現象。整體而言，此處水位變化尚穩定且水域面積足夠，水域周邊的林帶長度長且完整，且受人為干擾較小，是鷓鴣偏好夜間棲息的水域環境，未來可持續觀察鷓鴣是否有於瓊林水庫夜棲的情形。

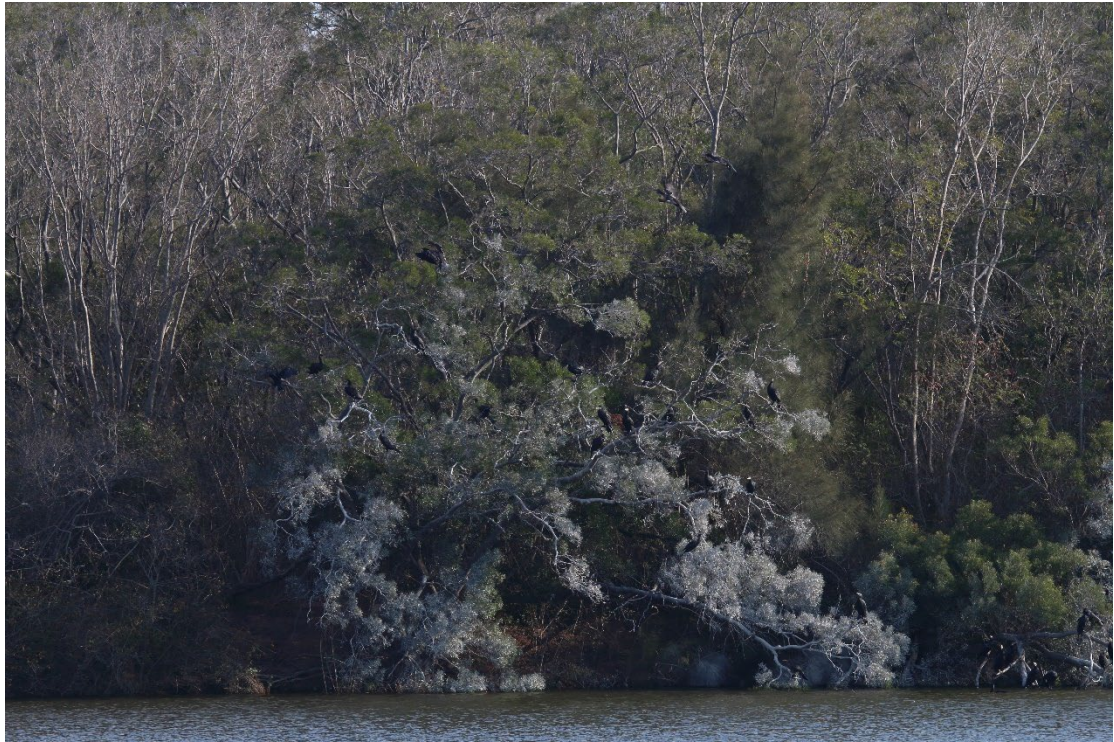


圖 4-3-28 鷓鴣停棲瓊林水庫濱水林帶

資料來源：本研究團隊拍攝

## 九、古崗湖

古崗湖位於金城鎮，為半人工及半天然的湖泊，四周有燕南山、湖南山等圍繞。古崗湖水域周邊皆修築環湖步道且多農墾地，加上因古崗湖及其內的古崗樓屬於金門著名的觀光景點，部分區域的人為干擾較明顯。2020 年度冬期間有觀察到 10 隻至 20 隻的鷓鴣夜間棲息古崗湖，主要棲息位置為西北側濱水的木麻黃上面（圖 4-3-29），因樹高達 3 層樓以上，具有一定的隔絕距離，行人快速經過樹下並不會驚飛鷓鴣。計畫執行期間，年降雨量持續下降，古崗湖的水位因此變動劇烈，且大面積的陸化（圖 4-3-30、4-3-31），因此於 2021 年度冬期間已無觀察到鷓鴣夜棲，推測可能是水域面積快速的縮減，原有鷓鴣夜棲的木麻黃已距離水域邊界有段距離，因此倚賴濱水樹林夜棲的鷓鴣選擇至其他區域度冬。整體而言，古崗湖可供鷓鴣夜間棲息的濱水林帶空間有限，因此古崗湖的環境承載量不大，僅能乘載零星個體的夜棲。



圖 4-3-29 鷓鴣停棲古崗湖濱水林帶

資料來源：本研究團隊拍攝



圖 4-3-30 古崗湖 2019 年至 2021 年水域面積變化

資料來源：衛星影像取自 Google earth、本研究團隊繪製



圖 4-3-31 古崗湖嚴重陸化

資料來源：本研究團隊拍攝

## 十、山西水庫

山西水庫位於金沙鎮、獅山北麓近東割灣，其距離海岸線僅 300 公尺，為以蓄積雨水的水庫，水域面積約 3.6 公頃，四周林帶完整，人為干擾程度低。過去並未觀察到鷓鴣夜棲，本研究團隊於 2020 年 3 月觀察到 25 隻個體於 18:00 仍未離開山西水庫，推測已有零星的夜棲族群，但尚未穩定，其主要停棲在北岸緊鄰水域的木麻黃上（圖 4-3-32）。雖然山西水庫整體環境是鷓鴣偏好利用的環境，但由於鷓鴣選擇夜間棲息的水域可能會受到過去經驗的影響，而山西水庫與其他鷓鴣夜棲地皆有段距離，不在主要的探索範圍，未來可持續觀測鷓鴣在此的夜棲狀況。



圖 4-3-32 鷓鴣停棲山西水庫濱水林帶

資料來源：衛星影像取自 Google earth、照片由本研究團隊拍攝

## 綜合討論

金門內陸水域明顯受到人為操作及氣候變化影響，波動較其他地景結構大。近年水域面積有明顯波動的水域包含陽明湖水庫、陵水湖、菱湖水庫、太湖地區、古崗湖，其中小太湖及陵水湖除了天候因素影響以外，亦受到人為操作的影響。小太湖因 2020 年鷓鴣度冬期間進行定期清淤工程，影響鷓鴣當年的夜棲情形，但隔年 2021 年度冬期間因陸化情形改善且水位恢復後，有觀察到鷓鴣再度夜間棲息於小太湖的湖心島。陵水湖因引入海水恢復部分的水域，加上淺水及蘆葦遮蔽的環境，吸引度冬水鳥棲息利用，雖然目前尚未觀察到鷓鴣利用此水域，但待水位恢復後，仍有機會吸引鷓鴣進駐。

水域周邊的林地面積縮減與破碎化，以及適合鷓鴣利用的濱水林帶擴增範圍有限，影響鷓鴣可夜間棲息的空間。近年林地面積縮減與破碎化明顯的水域為慈湖及陵水湖，其中鷓鴣夜棲之木麻黃林面積縮減及消失情形已影響到鷓鴣停棲範圍及夜棲情形。至於濱水林帶擴增範圍有限的水域，包含西湖水庫、太湖地區、古崗湖，其主要因水域四周被道路及開墾地包圍，較難增加林地的分布。

除了周邊地景結構影響鷓鴣停棲，不定期的人為干擾將可能對鷓鴣夜棲行為產生影響，其中西湖水庫及太湖地區皆有發現違法捕魚陷阱或廢棄漁具對於鷓鴣造成傷亡的現象。根據本研究團隊的觀察經驗，的確有因違法或廢棄漁具纏繞導致鷓鴣受傷或死亡的案例，但發生頻率低。然而，根據金門水域抽樣調查及計畫執

行期間的觀察，可以明顯地觀察到人為活動是影響鷓鴣夜棲與否的關鍵因子，例如慈湖西岸（靠近慈湖路三段、三角堡側）具有茂盛且高大的木麻黃林帶，但因常有釣客出入，未曾觀察到鷓鴣夜棲於該處。本研究團隊認為違法捕魚對於鷓鴣利用水域情形的影響較輕微，限制鷓鴣潛在夜棲地的人為干擾影響應是優先考慮改善的項目，但實際執行細節，仍待進一步評估與討論。

至於金門鷓鴣潛在的夜棲地，瓊林水庫、山西水庫、擎天水庫是具有潛力的水域，其水域面積具有一定規模且水位相對穩定，以及水域周邊林地完整且濱水林帶長度足夠，應尚有鷓鴣可棲息利用的空間，加上人為干擾程度較低，未來有機會發展為穩定的夜棲地。整體而言，若能改善金門內陸水域的蓄水量、水質及周邊林帶範圍及林帶完整性，並降低水域周邊的人為干擾程度，將能有效維持鷓鴣棲息所需的環境。

#### 第四節 與臺灣本島鷓鴣的夜棲地比對

鷓鴣在臺灣主要分布於低海拔的水域，包含水庫、湖泊、河川、河口與沿海鹹水水域（劉小如等，2012）。廖本興（2012）在臺灣野鳥圖鑑中指出嘉義鰲鼓、臺南七股、高雄鳳山水庫為鷓鴣在臺灣本島的主要度冬地區。為能更全盤了解鷓鴣對於夜間棲息環境的需求，本研究彙整全球最大的賞鳥紀錄資料庫與網路平台 eBird 自 1973 年至 2022 年臺灣鷓鴣的所有點位（圖 4-4-1），並從中篩選出臺灣本島的鷓鴣主要夜棲地進行環境資料與歷年族群量紀錄的蒐集。根據 eBird 鳥類資料庫族群量紀錄，並比對相關文獻資料，已知臺灣本島近年族群量超過 1,000 隻的主要夜棲地有三處，由北至南分別為基隆新山水庫、嘉義鰲鼓濕地、高雄鳳山水庫，其餘為日間覓食及活動地或僅有零星族群夜間棲息。



圖 4-4-1 1973 年至 2022 年鷓鴣在 eBird 上的紀錄點位

資料來源：點位與數量資料取自 eBird 及本研究團隊製作

## 一、臺灣鷓鴣主要夜棲地

### (一) 新山水庫

新山水庫位於基隆市安樂區南側、基隆河支流大武崙溪中游新山溪，是一座供應基隆市、新北市汐止區及瑞芳區一帶用水的離槽式水庫。透過 2021 年 9 月 4 日的衛星影像計算，新山水庫的水域面積約為 469,951 平方公尺。根據第四次全國森林資源調查報告顯示，新山水庫周邊植被類型以闊葉樹林型為主，鑲嵌少部分的竹林及竹闊混淆林。該區域植物以樟科 (Lauraceae)、榆科 (Ulmaceae)、豆科 (Fabaceae) 植物為優勢，森林鬱閉度達 85 %至 90 % (黎明工程顧問股份有限公司，2007)。新山水庫周邊除了東北側壩堤外，水域周邊無車用道路通過，加上大量植被屏障，整體而言人為干擾程度較低 (圖 4-4-2)。

於新山水庫度冬鷓鴣族群量的計數紀錄可追溯到 1992 年 2 月基隆鳥會創會理事長沈振中所觀察到 42 隻日間活動的個體 (沈振中，1993)。而後幾年觀察發現，在此水庫活動的鷓鴣數量逐漸增加，2009 年底鷓鴣族群數目達 200 隻，2012 年底已達 550 隻 (丁昶升，2014)，甚至於 2021 年底觀察到族群量與往年相比明顯增加，數量已達 1,000 隻 (沈錦豐私人通訊)，新山水庫已成為北部地區度冬鷓鴣族群最大的夜棲地(圖 4-4-3)。有關鷓鴣在新山水庫的行為模式，由 1992 年的觀察紀錄可知，當時鷓鴣並未夜棲於水庫內，而是於傍晚飛至基隆嶼或深澳附近的峭壁停棲。然而，近年已可穩定觀察到鷓鴣夜棲於新山水庫沿岸的樹林，牠們主要沿著基隆河流域至八堵、汐止、南港、甚至大直一帶覓食，完成後飛返至水庫停棲。



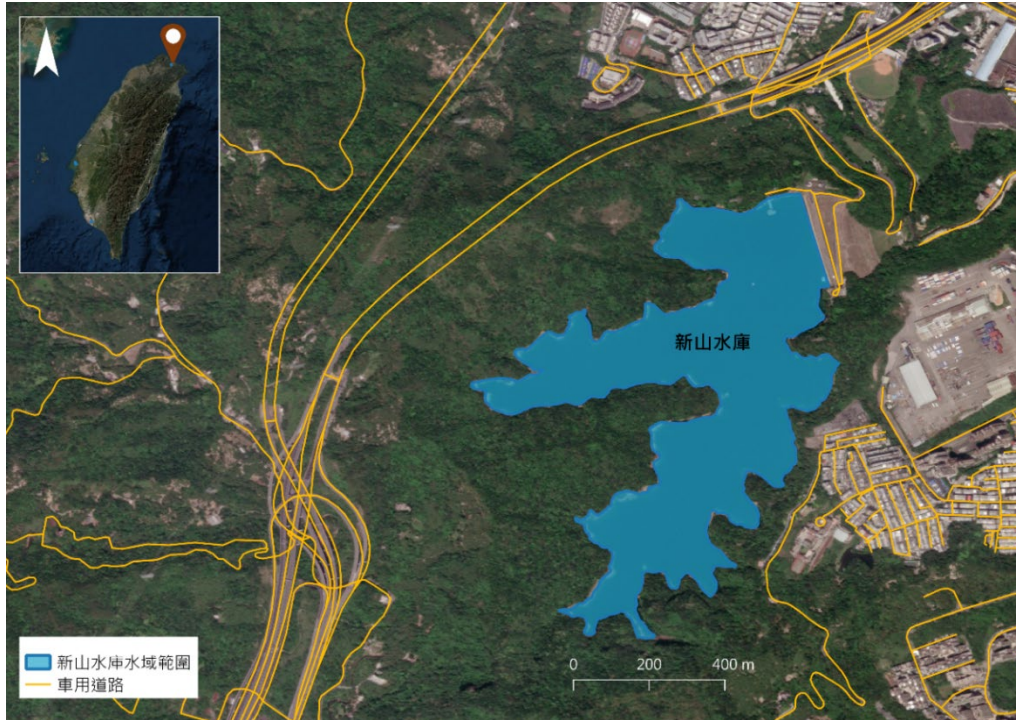


圖 4-4-2 基隆新山水庫之水域範圍及周邊車用道路分布

資料來源：本研究團隊繪製，衛星影像取自 Google earth、道路資訊取自開放街圖（OpenStreetMap）



圖 4-4-3 基隆新山水庫鷓鴣群棲地照片

資料來源：林思辰拍攝

## (二) 鰲鼓濕地

本文探討的鰲鼓濕地為 2009 年由嘉義縣政府依野生動物保育法公告之「嘉義縣鰲鼓野生動物重要棲息環境」範圍。鰲鼓濕地位於嘉義縣東石鄉鰲鼓村西方，是目前臺灣最大的海埔新生地，以及國家重要濕地與重要野鳥棲息地 (Important Bird and Biodiversity Area, IBA)。透過 2021 年 9 月 4 日的衛星影像計算，鰲鼓濕地水域面積約為 3,308,987 平方公尺，其中鑲嵌許多淺水灘地。本區域靠近堤防處具有廣闊的泥灘地、草澤、開放水域與廢棄魚塭等各種類型濕地，內側區域大多都在台糖公司配合平地造林政策下，所栽植的各類樹種，其生長狀況隨著造林年代與樹種而有不同。由於造林已達 10 年至 20 年，樹木具有一定高度，高鬱閉處平均數高為 5 公尺。水域周邊的保安林及防風林主要木本優勢植物為木麻黃 (*Casuarina equisetifolia*)、黃槿 (*Hibiscus tiliaceus*)、白千層 (*Melaleuca leucadendron*)、檸檬桉 (*Corymbia citriodora*)、海茄苳 (*Avicenia marina*)；主要草本優勢植物為海雀稗 (*Paspalum vaginatum*) 等植物 (內政部，2018)。鰲鼓濕地除了沿著堤防的海堤道路外，僅在平地造林區域有開闢作業道路，但多數不開放一般民眾使用，加上海堤道路與主要造林地相距 220 公尺至 860 公尺，具有一定的天然屏障，整體而言人為干擾程度較低 (圖 4-4-4)。

根據 ebird 鳥類資料庫及 2016 年至 2020 年鰲鼓濕地巡守與生態旅遊自然資源監測調查資料可見，此區域的度冬鷗鷺族群量逐年增加，從 1989 年紀錄到的 50 隻到 2013 年 1 月的 970 隻，近 5 年皆可記錄到 3,000 至 5,000 隻個體 (圖 4-4-6)，甚至在 2021 年 10 月出現臺灣首筆鷗鷺繁殖育幼的紀錄。根據屏東科技大學研究團隊之繫放個體的衛星追蹤點位可發現，此夜棲族群除了會在鰲鼓濕地內覓食活動外，亦會出海或至附近濕地及魚塭捕食 (丁宗蘇，2020)。



圖 4-4-4 鰲鼓濕地之水域範圍及周邊車用道路分布

資料來源：本研究團隊繪製，衛星影像取自 Google earth、道路資訊取自開放街圖（OpenStreetMap）



圖 4-4-5 鰲鼓濕地鷗鷺群棲地照片

資料來源：林思辰拍攝

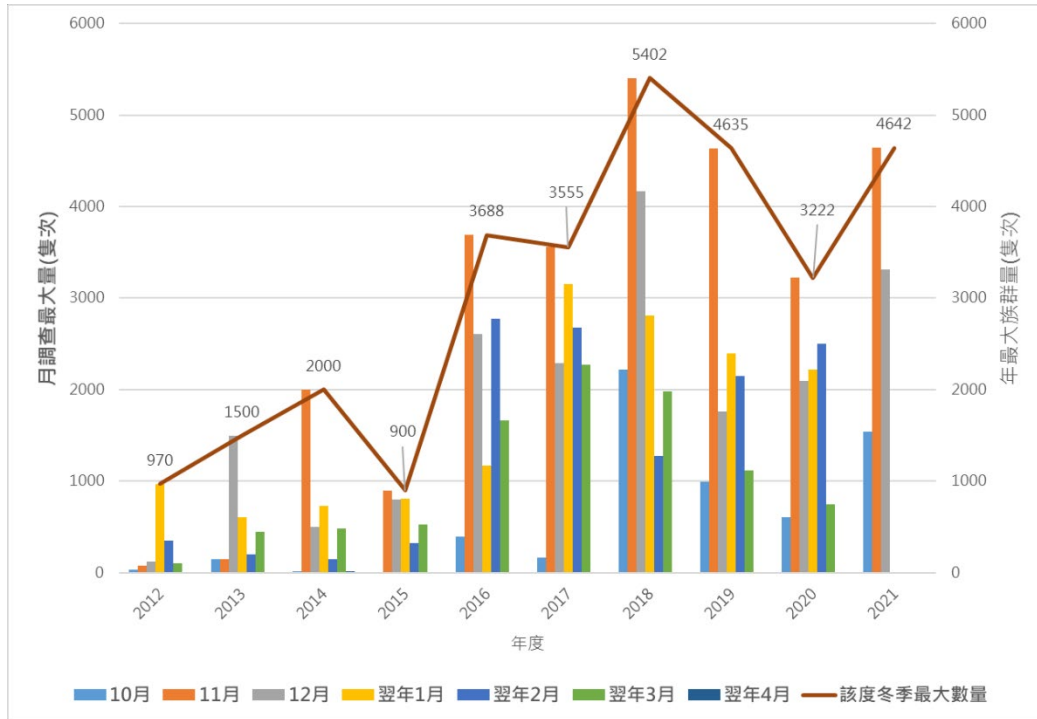


圖 4-4-6 鰲鼓濕地歷年鷗鷺觀測紀錄最大值

資料來源：本研究團隊彙整鰲鼓濕地巡守與生態旅遊自然資源監測結果分析報告及 eBird 資料庫

### (三) 鳳山水庫

鳳山水庫位於高雄市林園區、大寮區及小港區的交界處、鳳山丘陵的東南麓，是一座供應高雄地區工業用水的離槽式水庫。透過 2021 年 9 月 4 日的衛星影像計算，鳳山水庫的水域面積約為 504,854 平方公尺。由於鳳山水庫作為 2MW 水面浮動型太陽光電案場，已於 2020 年 12 月 21 日併網運轉發電，占據西南側部分的水域表面積。根據第四次全國森林資源調查報告顯示，鳳山水庫周邊植被類型以闊葉樹林型為主，鑲嵌少部分的竹林。常見木本植物包含黃花風鈴木 (*Tabebuia chrysantha*)、火焰木 (*Spathodea campanulata*)、掌葉蘋婆 (*Sterculia foetida*)、羊蹄甲 (*Bauhinia variegata*)、珊瑚刺桐 (*Erythrina corallodendron*)、羅氏鹽膚木 (*Rhus javanica* L. var. *roxburghiana*)、苦楝 (*Melia azedarach*)、緬梔 (*Plumeria rubra* L. var. *acutifolia*)、相思樹 (*Acacia confusa*)、恆春厚殼樹 (*Ehretia resinosa*) 等闊葉樹種 (社團法人高雄市野鳥學會, 2013)。鳳山水庫周邊具有作業維護道路，相較於新山水庫的道路切割範圍較大，但仍保有部分未受道路切割且人為干擾程度低之濱水林帶 (圖 4-4-7)。

根據社團法人高雄市野鳥學會的歷年調查資料可知，1997 年已有 772 隻，2002 年已突破 2,000 隻，整體族群量逐漸增加，甚至於 2007 年記錄到 3,468 隻 (蘇貴福, 2008)。鳳山水庫因有人員管制及自來水公司的經營維護，使水庫周邊維持良好的生態環境，且附近高屏流域的河段和魚塢提供穩定的食物來源，使鳳山水庫成為南部族群量最大的鷓鴣度冬棲地。然而，根據 eBird 資料庫及鳥友的觀察紀錄發現，近十年在鳳山水庫夜棲的族群量大幅下降，最多僅記錄到 1,000 隻左右，度冬族群量明顯下降。目前推測可能是 2009 年莫拉克颱風、該區域養殖漁業的經營型態轉變、高屏溪水質劣化、水庫壩堤整修、人為干擾增加等，造成高屏流域及周

遭魚塢的環境改變所影響（丁昶升，2014；王克孝等，2015），但尚未有研究深入探討變化成因。

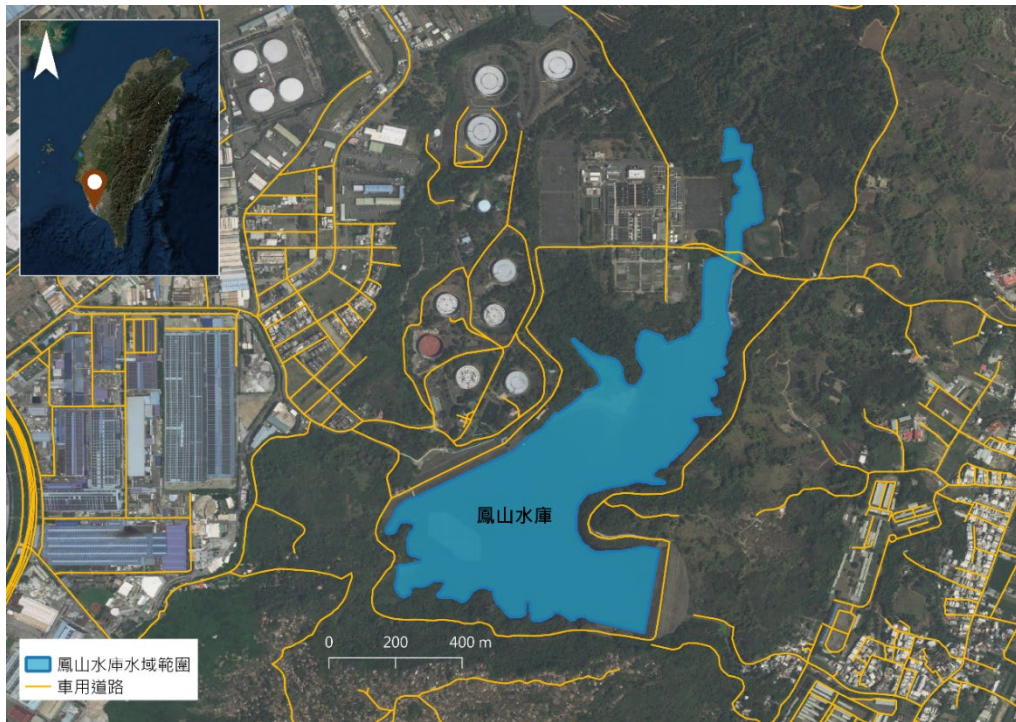


圖 4-4-7 鳳山水庫之水域範圍及周邊車用道路分布

資料來源：本研究團隊繪製，衛星影像取自 Google earth、道路資訊取自開放街圖（OpenStreetMap）

## 二、綜合討論

綜整金門歷年與潛在鷓鴣度冬之夜間棲息地，以及新山水庫、鰲鼓濕地、鳳山水庫三個臺灣本島度冬鷓鴣主要夜間棲息地的環境資料發現，鷓鴣穩定夜間棲息的水域多數符合第四章第二節鷓鴣夜棲地環境因子分析的結果（表 4-4-1）。首先，探討所有夜棲地的共同環境特徵。第一，鷓鴣夜間棲息的水域面積具有一定規模。雖然各水域的鷓鴣族群量並非與水域面積呈現正比關係，但有觀察到鷓鴣夜間棲息的水域其水域面積大部分滿足 1 公頃以上的基本條件。第二，鷓鴣夜間棲息的水域其緊鄰水域處皆有長距離的濱水林帶，且樹木高大。除了慈湖、菱水湖、西湖水庫、鰲鼓濕地因為鄰近海域，導致林地面積較小以外，陽明湖水庫及擎天水庫等鷓鴣夜間棲息數量較多的水域，其水域周邊的林地面積占比近 7 成。第三，鷓鴣夜間棲息的水域其水域邊界具有較少車用道路切割的情形，保留低度人為干擾的環境。此外，新山水庫、鰲鼓濕地、鳳山水庫雖然分別位處臺灣北、中、南三個區域，氣候條件及整體環境略有不同，位於北部的新山水庫冬季因東北季風多有鋒面雨，而位於中南部的鰲鼓濕地及鳳山水庫冬季則呈現乾季的狀態。由此可知，度冬期間的降雨型態並非鷓鴣選擇度冬區域的關鍵因子。

再者，比對金門與臺灣本島夜棲地環境的異同，以下分為兩種類型討論，一為與海岸線距離較近的淡鹹水濕地，如慈湖、鰲鼓濕地；二為人工建置的淡水水庫，如陽明湖水庫、擎天水庫、新山水庫、鳳山水庫等。鰲鼓濕地因氣候條件、土壤組成、淡鹹水的環境與金門慈湖較為類似，加上皆有緊鄰大面積開放水域的濱水林帶，且具有完整濱水林帶的堤岸多屬於可以抵擋東北季風吹拂的方向，因此吸引大量鷓鴣棲息於水域北側及西側的堤岸。而新山水庫與鳳山水庫屬於淡水域，與金門陽明湖水庫及擎天水庫環境相似，雖然周邊以非木麻黃的闊葉樹種為主，但根據第四章第二節鷓鴣夜棲地環境因子分析結果顯示，鷓鴣對於樹種並未有明顯偏好，而是以樹木形質高大且穩固為原則挑選夜棲地，

因此新山水庫與鳳山水庫周邊濱水的林木同樣吸引為數眾多的鷓鴣度冬，且尚未達到環境乘載的飽和量。

不同於臺灣本島多數水庫建於集水區較上游段，且周邊森林亦劃設為保安林涵養水源，金門除了陽明湖水庫及擎天水庫等因軍事管制區的劃設而保留較多的林地，其餘水庫與因金門地形起伏不大而建於平地，倚賴降雨蓄積，因此並無具有大面積林地的天然屏障。加上，為了方便牽引水源，多數水庫周邊開闢環庫道路，造成蘭湖水庫、金湖水庫、榮湖、田浦水庫雖皆具有大面積水域，但水域周邊受到道路切割，並未有緊鄰水域的林帶，因此並未觀察到鷓鴣頻繁利用及棲息。



表 4-4-1 金門與臺灣本島鷓鴣棲地環境比對

水域	鷓鴣 夜棲情形	水域面積 (ha)	水域 類型	道路密度 (km/km <sup>2</sup> )	林地 面積占比 (%)	周邊植群類型
慈湖	有	98.6	淡鹹水	2.99	11.3	以木麻黃為主，外來種植物覆蓋度高
陽明湖水庫	有	4.5	淡水	3.32	69.67	以木麻黃為主，鑲嵌少許竹林
陵水湖	未觀察到	2.6 (內池)	淡鹹水	7.2	9.28	以木麻黃為主，但原有鷓鴣停棲之木麻黃已移除
西湖水庫	有	4.9 (南池)	淡水	4.38	6.00	以木麻黃為主
菱湖水庫	有	0.9	淡水	4.57	27.87	東岸以非木麻黃之闊葉樹為主、西岸以木麻黃為主
太湖	未觀察到	28.7	淡水	5.93	27.27	湖心島上以闊葉樹為主，少數高大的木麻黃
擎天水庫	有	3.3	淡水	2.82	75.85	以馬尾松、木麻黃、相思樹為主
瓊林水庫	未觀察到	7.3	淡水	5.52	22.12	以木麻黃、相思樹、竹林為主
山西水庫	有，零星	2.7	淡水	3.95	56.29	以木麻黃為主
古崗湖	有，零星	5.8	淡水	5.57	44.82	木麻黃、水柳、樟樹、榕樹、潺槁樹、小葉南洋杉等
新山水庫	有	47.0	淡水	5.86	75*	以闊葉樹為主，鑲嵌少許竹林
鰲鼓濕地	有	330.9	淡鹹水	3.02	40*	以木麻黃、黃槿、白千層、檸檬桉、海茄苳等耐鹽、耐旱植物為主
鳳山水庫	有	50.5	淡水	5.79	65*	以闊葉樹為主，鑲嵌少許竹林

備註：道路密度及林地面積占比計算水域邊界向外 500 公尺的緩衝區域；\*新山水庫、鰲鼓濕地、鳳山水庫之林地面積占比以目視判別。

資料來源：本研究團隊彙整製作



## 第五章 結論與建議

### 第一節 結論

本研究已確認金門度冬鷓鴣族群的春季與秋季遷徙路徑及繁殖地，且透過統計分析方法釐清鷓鴣夜棲地的環境因子，並以此分析結果結合金門國家公園管理處自主監測鷓鴣族群量的數據，綜合評估金門鷓鴣主要夜棲地的環境承載量，以及各夜棲地是否有環境劣化或面積不足問題。研究結果彙整如下：

- (一) 金門繫放個體「K-4」的繁殖地位於內蒙古自治區達里諾爾湖與崗更諾爾湖，個體「K-5」的繁殖地位於蒙古國貝爾湖；而與金門直線距離至少 200 公里的嘉義鰲鼓濕地，其繫放個體「npu1912」的繁殖地位於黑龍江省大慶龍鳳濕地保護區、「npu1925」的繁殖地位於中俄交界的額爾古納河及其支流、「npu2003」的繁殖地位於黑龍江省大慶市嫩江流域。本研究推測金門度冬鷓鴣族群於不同年間所觀察到的度冬個體可能不同，其潛在繁殖地位於北緯 43.37 度至 50.36 度間的大型湖泊、河川流域等濕地。
- (二) 金門度冬鷓鴣族群的春季及秋季遷徙路徑是由度冬地直接往北穿越中國東南丘陵及長江中下游流域，直至渤海灣、萊州灣、遼東灣一帶停留休息多日後，再前往繁殖地。遷徙過程中，可觀察到鷓鴣短程穿越渤海，且沒有明顯迴避 2,000 公尺山脈阻隔的現象，但有傾向沿著河谷穿越屏障。整體而言，鷓鴣的遷徙路徑以縮短遷徙所需距離為目標。
- (三) 金門鷓鴣在春季及秋季遷徙的過程中，有多處停留天數較長的中途停棲地，呈現分段漸次移動。本研究發現渤海灣、萊州灣、遼東灣一帶及黃河出海口的濕地是東亞遷徙鷓鴣族群在遷徙過程中的重要中繼站，亦是鷓鴣提前離開繁殖地度夏的區域。未來若要探討東亞—澳大利亞鳥類遷徙線上的鷓鴣族群量變動，渤海灣沿岸及黃河出海口濕地的環境健康狀況是重要的監

測標的之一。

- (四) 金門鷓鴣春季遷徙的時程相對緊湊且同步，多數個體的總遷徙日程介於 19 天至 23 天，且啟程的前 4 天有明顯長距離的移動，如個體「K-5」曾有單日移動至少 780 公里的紀錄。而秋季遷徙的總時程個體間的變異大，且中途停棲於一地的時間與春季遷徙相比明顯較長。此外，亞成體鷓鴣在遷徙行為上較為不穩定，且更願意探索不同區域。
- (五) 金門鷓鴣夜間棲息偏好利用水域邊界向外 500 公尺範圍內林地面積占比高、水平堤岸的林帶長度長、水域邊界向外 50 公尺內道路開發程度低的環境。鷓鴣的夜間棲息地與日間活動地高度重疊，但鷓鴣對於夜間棲息地的環境安全性要求門檻較高。與日間棲息地相比，水平堤岸的林帶高度是影響鷓鴣夜棲選擇的重要因子，鷓鴣偏好利用具有高於 6 公尺林木的堤岸夜棲。
- (六) 金門內陸水域明顯受到人為操作及氣候變化影響，波動較其他土地覆蓋類型大，影響鷓鴣利用水域的意願。近年金門水域面積有明顯波動的內陸水域包含陽明湖水庫、陵水湖、菱湖水庫、太湖地區、古崗湖，其中小太湖及陵水湖除了天候因素影響以外，亦受到清淤及引水等人為操作的影響。
- (七) 近年金門鷓鴣夜棲地面臨林地面積縮減與破碎化明顯的水域為慈湖及陵水湖，其水域周邊之木麻黃林面積縮減及消失已影響到鷓鴣停棲範圍及夜棲情形。至於受到濱水林帶擴增空間限制的水域，包含西湖水庫、太湖地區、古崗湖，其主要因水域四周被道路及開墾地包圍，較難大規模增加林地面積。
- (八) 除了周邊地景結構影響鷓鴣停棲，不定期的人為干擾可能影響鷓鴣的夜間棲息行為，其中西湖水庫及太湖地區皆有發現違法捕魚陷阱或廢棄漁具對於鷓鴣造成的傷亡。
- (九) 綜整金門與臺灣本島有觀察到鷓鴣穩定利用之夜棲地發現，鷓鴣在金門與臺灣本島所選擇的夜棲地環境相似，偏好選擇的水域包含以下三項條件。

第一為具備 1 公頃以上的水域範圍；第二，緊鄰水域處具有一定樹高的濱水林帶，其水域邊界向外 500 公尺緩衝區域內的林地面積占比近 7 成；第三，水域邊界仍保有未受道路切割與人為干擾的林地。此外，度冬期間的降雨型態並非鷓鴣選擇度冬區域的關鍵因子。

## 第二節 建議

本年度各階段的研究調查及分析已順利完成，本研究團隊彙整各項調查與分析資料結果，並於 2022 年 9 月 26 日與金門國家公園管理處保育課共同討論中長期經營管理方向，提出以下立即可行建議及中長期建議事項。

### **建議一、持續執行鷓鴣主要夜棲地之鷓鴣族群量及行為監測，並動態調整鷓鴣族群監測之時間、地點與方法**

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：國立臺灣大學

有別於單次單點式的族群量計數，長期生態監測調查能強化時間維度的資訊，並提供野生動物永續經營管理極為重要的背景資料。金門國家公園管理處自 2002 年起即自主執行金門度冬鷓鴣主要夜棲地的鷓鴣夜棲計數調查，已累積長達 20 年的金門全島鷓鴣族群量監測紀錄。此監測結果能有效反映金門國家公園在野生動物經營管理及生物多樣性保育的進展與成效，並作為適應性管理的評估基礎。建議持續於鷓鴣度冬期間以兩週一次的頻度，至鷓鴣主要夜棲地選擇視野良好的位置計算金門鷓鴣個體數量，並根據當年鷓鴣飛行路徑及行為模式，動態調整族群監測的時間、地點與方法，以追蹤及提早察覺環境變動對於度冬鷓鴣族群的影響。根據本計畫執行期間的觀察，建議慈湖觀測地點可變更或增加至南山蚵管哨，其觀測視野較廣，且較符合近年夜棲於慈湖之鷓鴣的出海及歸返路線；而陽明湖水庫、陵水湖、西湖水庫、菱湖水庫及小太湖等夜棲地則可先依循歷年觀測的方式進行計數。

### 中長期建議

**建議二、針對金門國家公園範圍內的鷓鴣主要夜棲地，執行外來入侵種植物清除與適地適種之苗木補植。**

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：國立臺灣大學

根據本研究團隊於慈湖鷓鴣主要夜棲地的植群調查及金門全島夜棲地的盤點結果，部分的鷓鴣夜棲區域有林木劣化的現象。由於鷓鴣夜間偏好棲息於緊鄰水域的高大樹林，因此建議於金門國家公園範圍內的主要鷓鴣夜棲地，針對已劣化之公有土地，清除銀合歡、槭葉牽牛等外來入侵種植物，並補植耐候程度高及生長速度快的木賊葉木麻黃小苗。建議優先補植地點為慈湖湖心灘地、慈湖主夜棲地湖旁長堤及公有地（圖 5-2-1）、陵水湖中池長堤（圖 5-2-2），並避開鷓鴣度冬期間施作。



圖 5-2-1 慈湖建議優先補植與外來種植物移除區域

資料來源：本研究團隊繪製



圖 5-2-2 陵水湖建議優先補植與外來種植物移除區域

資料來源：本研究團隊繪製

**建議三、研擬鷓鴣棲地營造之生態系統服務給付辦法與生態補償機制。**

主辦機關：金門國家公園管理處

協辦機關：國立臺灣大學

生態補償是與在地居民攜手共進的保育手段之一，此方法可兼顧自然保育及地方情感連結。鷓鴣夜間棲息地除了位於金門國家公園、金門縣政府、金門縣自來水廠、國有財產署等公家機關之權屬範圍以外，亦有部分鷓鴣族群夜棲於私有地上。為能營造友善鷓鴣的度冬環境，建議研擬鷓鴣夜間棲息環境的生態系統服務給付辦法及相關生態補償機制，以鼓勵慈湖鷓鴣主要夜棲地周遭之私有土地的地主，一同參與棲地改善工作。建議優先實行範圍為慈湖北側漁塭周遭及主夜棲地西側的區域。操作方向則可視現地植群狀況及與地主協調情形，以配合移除銀合歡及槭葉牽牛等外來入侵植物、撫育除草、造林巡護或觀察到鷓鴣夜棲利用等作為標的。



附錄一、期中審查會議回覆辦理情形

審查意見	受託單位回覆情形
<b>本處綜合意見</b>	
<p>一、慈湖為鷓鴣主要夜棲地，相關經營管理措施，請研究團隊進一步提供後續棲地改善的建議。</p>	<p>有關鷓鴣在慈湖主要夜間棲息之北岸木麻黃林的棲地改善措施，本研究團隊認為可以優先規劃移除外來種植物及補植木麻黃苗木，並考量土地權屬、大型機具進駐可行性及相關作業路徑等因素，找出合適的補植區域及施作方式。本研究團隊後續將與保育課同仁共同討論細節，並於期末報告中完整呈現鷓鴣夜棲地經營管理的建議方案。</p>
<p>二、鷓鴣除了木麻黃外，是否有停棲其他樹種的紀錄？</p>	<p>在金門度冬的鷓鴣主要棲息於濱水的木麻黃林帶，但仍有少數鷓鴣停棲在其他樹種，如肯氏南洋杉、相思樹。根據本計畫對於金門鷓鴣棲息環境的統計分析結果，鷓鴣偏好停棲在濱水且樹高超過6公尺的樹木。由於受過去造林政策及木麻黃自身的高適應力及生長速率等特質影響，金門現有高大的濱水樹木多為木麻黃，加上木麻黃葉片演化成針狀的構造，具有較小的風阻，枝條較不會因東北季風吹拂而大幅度晃動，且不會阻礙鷓鴣站立，因此普遍可觀察到鷓鴣停棲在高大的木麻黃上。</p>
<p>三、鷓鴣在春季北返的整體時程比較快，而秋季南遷比較慢，其他候鳥是否有一樣情形？</p>	<p>有關遷徙性鳥類在春季及秋季遷徙的行為差異，雖然不同鳥種具有不同的遷徙期程、路徑及策略，但絕大多數候鳥在春季遷徙時為即早返回繁殖地，以積極爭取較佳的繁殖巢位，在整體時程較秋季更為匆促且同步；而在秋季遷徙時，候鳥因無繁殖競爭壓力，遷徙步調較為緩慢、抵達度冬地的時間較為分散。因此，通常可以觀察到金門鷓鴣的族群量在秋季時採累進式逐步增長，而在3、4</p>

	月則有族群量快速減少的現象。
四、部分鷺鷥夜棲受到違法捕魚的影響，研究團隊是否可以更進一步說明非法捕撈對於鷺鷥夜棲影響程度。	根據本研究團隊的觀察經驗，的確有因違法或廢棄漁具纏繞導致鷺鷥受傷或死亡的案例，但發生頻率低。然而，根據金門水域抽樣調查及計畫執行期間的觀察，可以明顯地觀察到人為活動是影響鷺鷥夜棲與否的關鍵因子，例如慈湖西岸（靠近慈湖路三段、三角堡側）具有茂盛且高大的木麻黃林帶，但因常有釣客出入，未曾觀察到鷺鷥夜棲於該處。本研究團隊認為違法捕魚對於鷺鷥利用水域情形的影響較輕微，限制鷺鷥潛在夜棲地的人為干擾影響應是優先考慮改善的項目，但實際執行細節，仍待進一步評估與討論。
五、根據研究團隊觀察經驗，鷺鷥在陵水湖的外池夜棲或日棲是否有變化？	有關鷺鷥在烈嶼鄉陵水湖外池的日間及夜間棲息情形，本研究團隊於此處並未觀察到鷺鷥穩定地覓食及停棲，僅有零星的利用。本研究團隊推測，此區域雖然人為干擾程度低，且具有充足的濱水木麻黃林帶，但由於鷺鷥偏好夜棲在淡水水域，此水域受潮汐影響明顯，水中鹽度高，可能因此較不吸引鷺鷥夜棲利用。
六、從生態補償角度來看，研究團隊是否能針對慈湖鷺鷥夜棲地提供相關的經營管理建議？	本研究團隊認同生態補償是與在地居民攜手共進的保育手段之一，此方法可兼顧自然保育及地方情感連結。根據過去觀察經驗，慈湖周邊養殖漁塭的養殖物種多數並非鷺鷥主要的覓食標的，因此關於鷺鷥夜棲地之生態補償的補償先決條件及方式仍有許多商討空間。本研究團隊認為，未來生態補償的方向可優先考慮鷺鷥主要夜棲範圍內的私有地，以願意執行外來種植物移除及木麻黃補植等棲地改善措施者作為補償對象，但相關細節仍需要考量地主意願及相關配套措施，進一步協調與討論。
七、研究團隊是否能製作鷺鷥在金門夜棲地的空間分布	本研究團隊將於期末報告中彙整計畫執行期間的觀察紀錄，提供鷺鷥夜間棲息

<p>圖資，以供未來國家公園分區規劃調整的依據。</p>	<p>地分布的泡泡圖等空間資訊，作為後續圖層套疊分析使用。</p>
<p>八、在鷓鴣繁殖地的環境與度冬棲地環境之比對。</p>	<p>有關鷓鴣在遷徙路徑及繁殖地的棲息環境，本研究團隊透過衛星影像判讀，並搭配過去實地訪查鷓鴣潛在繁殖地的經驗，認為鷓鴣在遷徙過程及繁殖地的環境條件和度冬棲息環境相似，皆是以遠離人為干擾原則，優先挑選濱水的高大樹林停棲，此與統計分析結果相符。由於北方地區的植群組成不同，因此鷓鴣選擇停棲的樹種並非為金門度冬鷓鴣選擇的木麻黃。</p>



附錄二、期末審查會議回覆辦理情形

審查意見	受託單位回覆情形
<b>本處綜合意見</b>	
<p>一、有關建議一，動態調整鷓鴣族群監測之時間、地點與方法，惟目前金門度冬鷓鴣夜棲地點分散，除原有的慈湖、陽明湖、西湖外，亦新增瓊林水庫及擎天水庫，由於擎天水庫為軍事管制區，無法進入該地進行監測，鄰近地區是否有適合監測點位？</p>	<p>有關擎天水庫監測鷓鴣夜間棲息數量的點位，本研究團隊認為最適合且準確的監測位置位於擎天水庫軍事管制區範圍內。本研究團隊建議可與軍方溝通協調，透過正式申請管道進入軍事管制區內進行調查。</p>
<p>二、有關建議二，於國家公園範圍內進行主要夜棲地之外來種移除及苗木補植，包含慈湖湖心灘地等地，惟該灘地為冬季水鳥棲息地，若種植木麻黃是否會影響水鳥棲息？</p>	<p>由於金門冬天盛行東北季風，而慈湖湖心灘地上的木麻黃可提供鳥類適當的遮風功能，因此過去可觀察到水鳥主要停棲在灘地的西南側。本研究團隊認為可優先選擇高程較高處補植木麻黃，保留適量的灘地。此處補植作業不僅能提供鷓鴣的停棲空間，亦可達到為其他水鳥提供自然屏障的作用。</p>
<p>三、陵水湖刻正辦理浚深工程，未來會於第2、3池中間長堤種植2排木麻黃。</p>	<p>感謝委員說明。本研究團隊認同金門國家公園管理處於第2、3池間堤岸的木麻黃補植規劃，惟須注意開通作業車道後的人員通行管制，建議盡可能減少人為活動干擾，以達到營造鷓鴣及水鳥棲息地的目標。</p>
<p>四、有關生態補償，有無相關範例可以參考，相關規則應如何訂定？請受託單位提供相關建議？</p>	<p>有關生態補償作法，可參考行政院農業委員會林務局的「瀕危物種及重要棲地生態服務給付推動方案」。生態服務給付的規劃原則有三：第一為目標對象明確；第二為施行範圍界定清楚；第三採用漸進的方式，建立示範案例，經過適當評估後再逐漸擴增實施給付的對象及範圍。</p>
<p>五、鷓鴣在烈嶼大部分停棲在西湖，陵水湖外池為何無鷓鴣停棲？</p>	<p>由於鳥類接觸到鹽分需要花費比較多時間處理羽毛，因此多數鳥類偏好活動於淡水域。</p>

	<p>陵水湖外池主要受到潮汐影響，水中鹽度極高，因此較難觀察到鷗鷺及其他水鳥大量停棲與利用陵水湖外池。若要改善此一現象，本研究團隊認為可能需要阻絕陵水湖外池與海水的直接流通。然而，此處牽涉到當地的風水民俗，建議在當地民眾充分知情且完全同意的前提下，再規劃執行。</p>
--	--

附錄三、金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區一覽表

編號	樣區名稱	土地利用類型	經度	緯度	面積 (m <sup>2</sup> )
1	莒光湖	湖泊	118.316417	24.4274886	40,423
2	空中大學	校地	118.313561	24.4219669	18,868
3	仰峰宮	蓄水池	118.316985	24.4189746	976
4	官路邊	溝渠	118.312512	24.4119956	1,688
5	官裡	蓄水池	118.316777	24.4124706	2,639
6	小西門重劃區	蓄水池	118.324111	24.4150614	819
7	古崗湖	湖泊	118.315503	24.3941977	57,596
8	珠山	蓄水池	118.320110	24.4019806	436
9	水試所	水產養殖	118.311393	24.4254520	6,850
10	瓊林水庫	水庫	118.371852	24.4493759	73,407
11	環島北路-1	溝渠	118.378053	24.4568691	1,658
12	環島北路-2	溝渠	118.380213	24.4556394	706
13	環島北路-3	蓄水池	118.381702	24.4581896	785
14	蘭湖水庫	水庫	118.382735	24.4517616	49,672
15	環中路-1	蓄水池	118.386571	24.4585312	1,164
16	環中路-2	蓄水池	118.391778	24.4589237	1,167
17	經武路	蓄水池	118.395063	24.4469450	3,898
18	山外-1	蓄水池	118.411826	24.4424144	3,653
19	山外-2	蓄水池	118.413822	24.4439369	5,776
20	太湖	水庫	118.426334	24.4397123	287,284

附錄三、金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區一覽表 (續)

編號	樣區名稱	土地利用類型	經度	緯度	面積 (m <sup>2</sup> )
21	黃龍潭	蓄水池	118.431391	24.4360115	23,266
22	陽明湖水庫	水庫	118.431445	24.4606846	43,987
23	惠民農莊	蓄水池	118.446048	24.4372009	4,773
24	農試所-1	政府機關用地	118.451155	24.4456474	5,941
25	農試所-2	政府機關用地	118.448608	24.4448339	1,840
26	環島東路五段	蓄水池	118.454669	24.4431929	3,555
27	西峰路	蓄水池	118.442482	24.4285876	4,708
28	金湖水庫-1	水庫	118.458147	24.4326960	101,109
29	金湖水庫-2	蓄水池	118.457319	24.4356618	4,860
30	天后宮	蓄水池	118.460907	24.4321568	3,915
31	南石滬	公園用地	118.438265	24.4114439	7,924
32	環島北路-4	溝渠	118.377053	24.4584021	1,032
33	慈湖-1	湖泊	118.303818	24.4682340	982,370
34	慈湖-2	蓄水池	118.311280	24.4754081	9,905
35	慈湖-3	蓄水池	118.312266	24.4760906	4,461
36	慈湖-4	水產養殖	118.310865	24.4693501	10,496
37	慈湖-5	蓄水池	118.312759	24.4682279	1,152
38	慈湖-6	蓄水池	118.312793	24.4672402	6,394
39	慈湖-7	水產養殖	118.311061	24.4673528	10,533
40	慈湖-8	蓄水池	118.311454	24.4663779	4,670



附錄三、金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區一覽表（續）

編號	樣區名稱	土地利用類型	經度	緯度	面積 (m <sup>2</sup> )
41	慈湖-9	蓄水池	118.310606	24.4659165	3,632
42	慈湖-10	蓄水池	118.310163	24.4655500	1,032
43	慈湖-11	蓄水池	118.308742	24.4649228	5,865
44	慈湖-12	蓄水池	118.309484	24.4642044	1,313
45	慈湖-13	蓄水池	118.308033	24.4646686	5,217
46	慈湖-14	水產養殖	118.307461	24.4646968	2,182
47	雙鯉湖	蓄水池	118.309361	24.4790078	24,750
48	金門大學	校地	118.323203	24.4474863	3,975
49	慈湖-15	水產養殖	118.307818	24.4741774	6,574
50	后沙	蓄水池	118.365685	24.4588842	2,269
51	頂林路	蓄水池	118.324677	24.4670655	3,107
52	馬山觀測站-1	蓄水池	118.410305	24.5192138	86,646
53	金沙水庫-2	蓄水池	118.404543	24.4913396	2,489
54	金沙水庫-3	蓄水池	118.405395	24.4931319	3,208
55	金沙水庫-4	蓄水池	118.404493	24.4932095	3,287
56	西園魚塢	蓄水池	118.399073	24.5023769	25,880
57	西園-1	未使用	118.401719	24.4993377	8,763
58	馬山觀測站-2	蓄水池	118.411431	24.5164941	1,972
59	西園路-1	水產養殖	118.406719	24.5084937	2,159
60	西園路-2	蓄水池	118.406139	24.5069384	14,368

附錄三、金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區一覽表 (續)

編號	樣區名稱	土地利用類型	經度	緯度	面積 (m <sup>2</sup> )
61	西園路-3	水產養殖	118.407849	24.5058213	6,748
62	浦邊-1	蓄水池	118.387770	24.4806111	21,982
63	浦邊-2	蓄水池	118.388930	24.4803635	1,040
64	西園-2	蓄水池	118.401048	24.5049610	102,917
65	西園-3	蓄水池	118.395694	24.5038302	113,768
66	洋山	蓄水池	118.396509	24.4878177	1,302
67	金沙水庫	水庫	118.403069	24.4913039	133,502
68	榮湖	水庫	118.411792	24.4856891	121,518
69	西園-4	蓄水池	118.396276	24.4993987	85,067
70	斗門	蓄水池	118.405258	24.4738103	1,386
71	黃偉墓	蓄水池	118.408141	24.4759259	1,219
72	高陽路	蓄水池	118.400183	24.4676554	1,057
73	山西水庫	水庫	118.427882	24.5057832	26,586
74	獅山海灘-1	蓄水池	118.429470	24.5102394	4,806
75	獅山海灘-2	公園用地	118.428822	24.5096634	1,656
76	田浦水庫-1	蓄水池	118.454599	24.4782469	35,266
77	田浦水庫-2	水庫	118.456284	24.4762281	162,465
78	蓮湖	水庫	118.249074	24.4499176	13,172
79	陵水湖	蓄水池	118.228452	24.4211819	25,832
80	清遠湖-1	蓄水池	118.222336	24.4160877	32,567

附錄三、金門鷓鴣利用情形調查之水域樣區一覽表（續）

編號	樣區名稱	土地利用類型	經度	緯度	面積 (m <sup>2</sup> )
81	菱湖	水庫	118.244303	24.4473752	8,926
82	清遠湖-2	蓄水池	118.224177	24.4144960	2,984
83	西湖-1	水庫	118.230772	24.4356617	76,264
84	西湖-2	蓄水池	118.232769	24.4363941	23,133
85	西湖-3	蓄水池	118.232719	24.4346186	3,728
86	西湖-4	水庫	118.230376	24.4327328	48,928



附錄四、金門鷓鴣利用情形調查之自變數的單位及分布範圍

變數	單位	最小值	最大值	平均值	標準差
調查日期		1	5	3.06	1.35
調查時間	時	6	17	11.86	3.15
水域面積	平方公尺	436	982370	35615.00	118517.60
獨立區塊面積	平方公尺	0	20000	358.00	2578.00
與主夜棲地距離	公尺	0	8286	3535.00	2089.12
與海岸線距離	公尺	17	2990	776.30	574.67
道路密度	公里/平方公里	1.69	13.59	5.78	2.63
森林面積占比	百分比	2.31	81.43	21.29	16.19
堤岸方向		1	5	3.01	1.25
林帶長度	公尺	0	815	55.24	95.01
林帶寬度	公尺	0	410	18.46	45.23
林帶高度		0	6	2.78	2.50
林帶位置		0	1	0.65	0.48
樹種		0	5	2.14	1.71
道路開發程度		0	4	1.81	1.37



附錄五、金門鷺鶯利用情形調查之水域樣區各變數 Pearson 相關性矩陣 (n = 1436)

	林地 面積占比	道路密度	與海岸線 距離	與主夜棲地 距離	獨立區塊 面積	水域面積	調查時間	調查日期
調查日期	-0.048	-0.028	-0.003	0.039	0.009	0.000	0.145 ***	-
調查時間	0.020	0.009	-0.004	-0.022	0.009	-0.077 **	-	
水域面積	-0.049	-0.109 ***	-0.159 ***	-0.154 ***	0.285 ***	-		
獨立區塊面積	-0.017	-0.003	-0.083 **	-0.027	-			
與主夜棲地距離	0.198 ***	0.073 **	-0.231 ***	-				
與海岸線距離	0.265 ***	0.127 ***	-					
道路密度	-0.314 ***	-						
林地面積占比	-							

註：數值表示相關係數，星號表示顯著程度，\*\*\*代表 P 值 < 0.05；\*\*代表 P 值 < 0.01；\*代表 P 值 < 0.001。





附錄六、金門鷓鴣利用情形調查之堤岸樣區各變數 Pearson 相關性矩陣 (n = 387)

	道路開發程度	樹種	林帶位置	林帶高度	林帶寬度	林帶長度	堤岸方向
堤岸方向	0.126 *	0.001	-0.032	-0.047	-0.037	-0.028	-
林帶長度	-0.026	0.370 ***	0.315 ***	0.401 ***	0.397 ***	-	
林帶寬度	-0.261 ***	0.234 ***	0.194 ***	0.347 ***	-		
林帶高度	-0.222 ***	0.628 ***	0.546 ***	-			
林帶位置	-0.250 ***	0.638 ***	-				
樹種	-0.260 ***	-					
道路開發程度	-						

註：數值表示相關係數，星號表示顯著程度，"\*"代表  $P$  值  $< 0.05$ ；"\*\*\*"代表  $P$  值  $< 0.01$ ；"\*\*\*\*\*"代表  $P$  值  $< 0.001$ 。



## 參考書目

- 丁宗蘇 (2005) 鷓鴣生態調查研究。內政部營建署金門國家公園管理處。
- 丁宗蘇 (2006) 鷓鴣生態調查研究 (二)。內政部營建署金門國家公園管理處。
- 丁宗蘇 (2018) 金門鳥類生物多樣性熱點與趨勢分析 (1/2)。內政部營建署金門國家公園管理處委託研究報告。
- 丁宗蘇 (2019) 金門鳥類生物多樣性熱點與趨勢分析 (2/2)。內政部營建署金門國家公園管理處委託研究報告。
- 丁宗蘇 (2020) 金門鷓鴣遷移與生態研究 (1/3)。內政部營建署金門國家公園管理處委託研究報告。
- 丁宗蘇 (2021) 金門鷓鴣遷移與生態研究 (2/3)。內政部營建署金門國家公園管理處委託研究報告。
- 丁昶升 (2014) 持續變動的鷓鴣臺灣分布圖。冠羽 237:13-18。社團法人台北市野鳥學會。
- 王克孝等 (2015) 臺灣重要野鳥棲地手冊。行政院農業委員會林務局、中華民國野鳥學會。
- 內政部 (2018) 鰲鼓重要濕地 (國家級) 保育利用計畫。
- 中華民國野鳥學會 (1996) 金門國家公園鳥類遷徙及棲地環境調查研究。內政部營建署金門國家公園管理處。
- 伍和啟、楊曉君、楊君興 (2008) 衛星跟蹤技術在候鳥遷徙研究中的應用。動物學研究, 29 (3), 346-352。
- 金門縣野鳥學會 (2003) 金門國家公園環境長期監測 (二)。內政部營建署金門

### 金門鷓鴣遷移與生態研究(3/3)

國家公園管理處。

沈振中（1993）新山水庫鷓鴣之謎。

<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:BnEzIFyCNWIJ:kite.biodiv.tw/kite/shen/comorant.doc+&cd=12&hl=zh-TW&ct=clnk&gl=tw>

社團法人高雄市野鳥學會（2013）鳳山水庫自然生態之美。

<https://www.kwbs.org.tw/index.php/2013-05-03-08-10-15/ec-location/96-2013-05-09-05-52-17>

林良恭、劉小如、蔣忠祐（2017）金門離岸島礁鳥類生態調查（2/2）內政部營建署金門國家公園管理處。

林幸助（2016）慈湖、陵水湖、重要湖庫及周邊自然資源之研究（1/3）。內政部營建署金門國家公園管理處。

林幸助（2018）慈湖、陵水湖、重要湖庫及周邊自然資源之研究（3/3）。內政部營建署金門國家公園管理處。

莊西進（2012）101 年度金門國家公園環境長期監測。內政部營建署金門國家公園管理處。

莊西進、許永面、李慶豐（2004）金門地區鷓鴣越冬行為之研究。金門歷史、文化與生態國際學術研討會論文集。

柳勁松、王俊森、費殿金、楊春江、徐德、韓兆義（1994）鷓鴣繁殖習性和恆溫能力發育的初步研究。野生動物 5：19-21。

張孚允、楊若莉（1997）中國鳥類遷徙研究。中國林業出版社。

黃生（2007）湖沼生態系統之調查與評估。內政部營建署金門國家公園管理處。

黎明工程顧問股份有限公司（2007）新山、西勢及寶山水庫蓄水範圍及保護帶保

- 育計畫。經濟部水利署北區水資源局。
- 蘇貴福 (2008) 鳳山水庫鷺鷥生態鳥語 283 : 32-33。社團法人高雄市野鳥學會。
- 劉小如 (1999) 金門國家公園鳥類生態紀錄研究。金門國家公園管理處。
- 劉小如、丁宗蘇、方偉宏、林文宏、蔡牧起、顏重威 (2012) 臺灣鳥類誌第二版  
上冊。臺北市：行政院農業委員會林務局。
- 廖本興 (2012) 台灣野鳥圖鑑.水鳥篇。晨星出版社。
- Anderson, D. W., & Keith, J. O. (1980) The human influence on seabird nesting success: conservation implications. *Biological Conservation*, 18(1), 65-80.
- Burr, P. C., Avery, J. L., Street, G. M., Strickland, B. K., & Dorr, B. S. (2020) Fine scale characteristics of catfish aquaculture ponds influencing piscivorous avian species foraging use in the Mississippi Delta. *PLoS ONE*, 15(2), e0229402.
- Brown, D. R., & Sherry, T. W. (2006) Food supply controls the body condition of a migrant bird wintering in the tropics. *Oecologia*, 149(1), 22-32.
- Cody, M. L. (Ed.). (1985) *Habitat selection in birds*. Academic Press.
- Danchin, E., & Wagner, R. H. (1997) The evolution of coloniality: the emergence of new perspectives. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(9), 342-347.
- Dias, E., Morais, P., Leopold, M., Campos, J., & Antunes, C. (2012) Natural born indicators: great cormorant *Phalacrocorax carbo* (Aves: Phalacrocoracidae) as monitors of river discharge influence on estuarine ichthyofauna. *Journal of Sea Research*, 73, 101-108.
- Dorfman, E. J., & Kingsford, R. T. (2001) Scale-dependent patterns of abundance and

- habitat use by cormorants in arid Australia and the importance of nomadism. *Journal of Arid Environments*, 49(4), 677-694.
- Ellison, L. N., & Cleary, L. (1978) Effects of human disturbance on breeding of double-crested cormorants. *The Auk*, 95(3), 510-517.
- Fijn, R. C., Boudewijn, T. J., & Poot, M. J. M. (2012) Long-term attachment of GPS loggers with tape on Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* proved unsuitable from tests on a captive bird. *Seabird*, 25(May 2014), 54-60.
- Fox, A. D., & Madsen, J. (1997) Behavioural and Distributional Effects of Hunting Disturbance on Waterbirds in Europe: Implications for Refuge Design. *Journal of Applied Ecology*, 34(1), 1-13.
- Frederiksen, M., Bregnballe, T., van Eerden, M.R., van Rijn, S. & Lebreton, J-D. (2002) Site fidelity of wintering cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* in Europe. - *Wildl. Biol*, 8: 241-250.
- Frid, A., & Dill, L. (2002) Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6(1), 11.
- Guillaumet, A., Dorr, B., Wang, G., Taylor, J. D., Chipman, R. B., Scherr, H., Bowman, J., Abraham, K. F., Doyle, T. J. & Cranker, E. (2011) Determinants of local and migratory movements of Great Lakes double-crested cormorants. *Behavioral Ecology*, 22(5), 1096-1103.
- Grémillet, D., Chauvin, C., Wilson, R. P., Le Maho, Y., & Wanless, S. (2005) Unusual feather structure allows partial plumage wettability in diving great cormorants *Phalacrocorax carbo*. *Journal of Avian Biology*, 36(1), 57-63.

- Heithaus, M. R. (2005) Habitat use and group size of pied cormorants (*Phalacrocorax varius*) in a seagrass ecosystem: possible effects of food abundance and predation risk. *Marine Biology*, 147(1), 27-35.
- Hildén, O. (1965) Habitat selection in birds: a review. *Annales Zoologici Fennici*, 2(1), 53-75. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Holmes, T. L., Knight, R. L., Stegall, L., & Craig, G. R. (1993) Responses of wintering grassland raptors to human disturbance. *Wildlife Society Bulletin*, 21(4), 461-468.
- Hollander, F. A., Van Dyck, H., San Martin, G., & Titeux, N. (2011) Maladaptive habitat selection of a migratory passerine bird in a human-modified landscape. *PLoS One*, 6(9), e25703.
- Hutchinson, G.B. (1957) *A Treatise on Limnology. Volume 1, Geography, Physics, and Chemistry.* John Wiley & Sons. New York.
- Jacob, J., & Ziswiler, V. (1982) The uropygial gland. *Avian Biology*, 6, 199.
- Kelly JF, Atudorei V, Sharp ZD, and Finch DM. (2002) Insights into Wilson's Warbler migration from analyses of hydrogen stable-isotope ratios. *Oecologia* 130:216-226.
- King, D. T., & Radomski, B. K. S. A. (2012) Migration Patterns of Double-crested Cormorants Wintering in the Southeastern United States. *Journal of Field Ornithology*, 35(sp1), 132-137.
- Kury, C. R., & Gochfeld, M. (1975) Human interference and gull predation in cormorant colonies. *Biological Conservation*, 8(1), 23-34.
- Lekuona, J. M., & Campos, F. (1997) Foraging strategies of the Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in the Ebro River (N Spain). *Miscellanea Zoologica*

(Espana).

Ma, C. K. W. (2012) Post-release monitoring of the northward migration of a Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* from its wintering site in Hong Kong. *Hong Kong Bird Report 2012*, 255–277.

Marion, L. (1995) Where two subspecies meet: origin, habitat choice and niche segregation of cormorant *Phalacrocorax c. carbo* and *P. c. sinensis* in the common wintering area (France), in relation to breeding isolation in Europe. *Ardea*, 83, 103-114.

Martin, G. R. (2012) Through birds' eyes: insights into avian sensory ecology. *Journal of Ornithology*, 153(1), 23-48.

Mayer, M., Natusch, D., & Frank, S. (2019) Water body type and group size affect the flight initiation distance of European waterbirds. *PLoS ONE*, 14(7), e0219845.

McLeod, E. M., Guay, P. J., Taysom, A. J., Robinson, R. W., & Weston, M. A. (2013) Buses, cars, bicycles and walkers: the influence of the type of human transport on the flight responses of waterbirds. *PLoS One*, 8(12), e82008.

Millones, A., Frere, E., & Gandini, P. (2008) Breeding habitat use by the red-legged cormorant (*Phalacrocorax gaimardi*) in Patagonia, Argentina. *Waterbirds*, 31(4), 656–660.

Mouritsen, H. (2018). Long-distance navigation and magnetoreception in migratory animals. *Nature*, 558(7708), 50-59.

Musil, P., Janda, J., & DeNie, H. (1995) Changes in abundance and selection of foraging habitat in cormorants *Phalacrocorax carbo* in South Bohemia ( Czech



- Republic). *Ardea*, 83(1), 247–253.
- Nelson, B. (2005) *Pelicans, cormorants, and their relatives*. Oxford University Press.
- Newton, I. (1998) *Population limitation in birds*. Academic Press.
- OpenStreetMap contributors. <https://www.openstreetmap.org>
- Orta J. (1992) Family Phalacrocoracidae. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J. eds. *Handbook of the birds of the world*. V.1. Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona, 326-353.
- Peterson BJ, and Fry B. (1987) Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Annual review of ecology and systematics* 18:293-320.
- Podlesak DW, McWilliams SR, and Hatch KA. (2005) Stable isotopes in breath, blood, feces and feathers can indicate intra-individual changes in the diet of migratory songbirds. *Oecologia* 142:501-510.
- Pyke, G. H. (1984) Optimal foraging theory: a critical review. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15(1), 523-575.
- Radomski, A. A., & Zimba, P.V. (2010) Does Pond Water Reflectance Influence Double-crested Cormorant Selection of Aquaculture Ponds? *Journal of the World Aquaculture Society*, 41(3), 430–437.
- R Core Team (2022) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ribak, G., Weihs, D., & Arad, Z. (2005) Water retention in the plumage of diving great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *Journal of Avian biology*, 36(2), 89-95.

- Rosenzweig, M.. (1981) A Theory of Habitat Selection. *Ecology*, 62(2), 327-335.
- Rottenborn, S. C. (2000) Nest-site selection and reproductive success of urban Red-shouldered Hawks in central California. *Journal of Raptor Research*, 34(1), 18-25.
- Rubenstein DR, Chamberlain CP, Holmes RT, Ayres MP, Waldbauer JR, Graves GR, and Tuross NC. (2002) Linking breeding and wintering ranges of a migratory songbird using stable isotopes. *Science* 295:1062-1065.
- Russell, I., Broughton, B., Keller, T., & Carss, D. (2012) The INTERCAFE Cormorant Management Toolbox: methods for reducing Cormorant problems at European fisheries. INTERCAFE COST Action 635 Final Report III. NERC/Centre for Ecology & Hydrology on behalf of COST.
- Samusenko, I. & Pavlushchick, T. (2011) Current status and trends of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* population in Belarus. Proceedings 7th International Conference on Cormorants, Villeneuve, Switzerland 23-26 November 2005, Wetlands International-IUCN Cormorant Research Group, Lelystad.
- Santoul, F., Segura, G., & Mastrorillo, S. (2004) Environmental determinants of Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) distribution in small man-made waterbodies - A case study of gravel pits in southwest France. *Hydrobiologia*, 528(1-3), 179-186.
- Seibert, H. C. (1951) Light intensity and the roosting flight of herons in New Jersey. *The Auk*, 68(1), 63-74.
- Seiche, K., Gerdeaux, D., Gwiazda, R., Levai, F., Musil, P., Nemenonck, O., Strod, T. & Carss, D. (2012) Cormorant-fisheries conflicts at Carp ponds in Europe and Israel—an overview. INTERCAFE COST Action 635 Final Report V. NERC/Centre for

Ecology & Hydrology on behalf of COST.

- Sibley, D. A. (2020) What It's Like to be a Bird: From Flying to Nesting, Eating to Singing--what Birds are Doing, and why. Alfred A. Knopf, Inc.
- Srinivasan, S., Chhatre, S. S., Guardado, J. O., Park, K. C., Parker, A. R., Rubner, M. F., McKinley, G. H. & Cohen, R. E. (2014) Quantification of feather structure, wettability and resistance to liquid penetration. *Journal of The Royal Society Interface*, 11(96), 20140287.
- Suter, W. (1995) Are Cormorants *Phalacrocorax carbo* wintering in Switzerland approaching carrying capacity? An analysis of increase patterns and habitat choice. *Ardea*, 83(1), 255-266.
- Terborgh, J. (1973) On the notion of favorableness in plant ecology. *The American Naturalist*, 107(956), 481-501.
- Thapa, T. B. (2011) Status review, habitat use and conservation threats of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in lowland Terai of Nepal. Proceedings 7th International Conference on Cormorants, Villeneuve, Switzerland 23-26 November 2005, Wetlands International-IUCN Cormorant Research Group, Lelystad.
- Volterra, V. (1926) Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically. *Nature*, 118(2972), 558-560.
- Walsberg, G. E. (1986) Thermal consequences of roost-site selection: the relative importance of three modes of heat conservation. *The Auk*, 103(1), 1-7.
- Weller, M. W. (1999) Wetland birds: habitat resources and conservation implications. Cambridge University Press.

Weston, M. A., McLeod, E. M., Blumstein, D. T., & Guay, P. J. (2012) A review of flight-initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. *Emu-Austral Ornithology*, 112(4), 269-286.

Winkler, H. A. N. S., & Leisler, B. E. R. N. D. (1985) Morphological aspects of habitat selection in birds. *Habitat selection in birds*, 415-434.

Ydenberg, R. C., & Dill, L. M. (1986) The economics of fleeing from predators. *Advances in the Study of Behavior*, 16, 229-249. Academic Press