

(3) 東台灣

編碼 Site Code	TRM20	TRM21	TRM23	TRM24	TRM25	TRM26	TRM27	TRM29	TRM30
站點	粉鳥林	烏石鼻	磯崎	新社	石梯坪	石雨傘	基鵬	加母子	小野柳
Site Name	Fen Niao Lin	Wushibi	Jiqi	Xinshe	Shitiping	Shiyusan	Kihau	Jiamuzi Bay	Xiaoyeliu
Ascidian 海鞘	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hard coral 石珊瑚	0.16	0.14	0.03	0.10	0.18	0.06	0.32	0.24	0.15
Macroalgae 藻類	0.10	0.22	0.27	0.28	0.27	0.31	0.14	0.17	0.23
Octocoral 軟珊瑚	0.26	0.10	0.00	0.01	0.02	0.01	0.05	0.05	0.03
Other 其他	0.01	0.01	0.00	0.02	0.03	0.00	0.01	0.03	0.01
Sponge 海綿	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Substrate 底質	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Turf 草皮狀海藻	0.44	0.50	0.69	0.56	0.45	0.59	0.44	0.47	0.54
TWS 垃圾及陰影	0.02	0.01	0.01	0.03	0.05	0.03	0.03	0.05	0.04

根據我國海洋委員會海洋保育署、行政院農業委員會漁業署及各縣市地方政府所提供之海洋保護區資訊，整理出目前完成站點之實際保護狀態與規範（附錄 7）。根據海保署於 108 年整合規畫後之規範，本研究所選的 23 處澎湖站點，有 8 處位於額外劃設之海洋保護區內，6 處位於澎湖南方四島國家公園內，其中又以站點 TRM33bis（南鐵砧）所在區域保護規範最為嚴謹，被列為禁止進入或影響之海域生態保護區。澎湖南方四島國家公園內多數海域為海域特別景觀區，根據國家公園法所規定，國家公園區域內禁止從事任何非經海管處許可的狩獵或捕捉魚類的行為。本團隊在研究調查期間，雖在國家公園海域內發現不少違規的漁船，但在此保護區內的珊瑚大致上完整且健康。最常見的石珊瑚型態為桌狀的軸孔珊瑚 (*Acropora* spp.) 以及片狀的表孔珊瑚 (*Montipora* spp.)；在西吉嶼則發現許多肉質軟珊瑚 (*Sarcophyton* spp.) 及指形軟珊瑚 (*Simularia* spp.)。南方四島國家公園中又以南鐵砧之底棲群聚及魚群最為繁盛，且在水下未發現塑膠垃圾、魚線、魚鈎等人為活動的痕跡。根據載運研究人員潛水調查的船長過去之經驗，南鐵砧之地形南緩北陡，該島北邊為陡峭的岩壁，深度迅速降至 20-30 米；南邊雖為緩坡，但因潮汐所產生的水流不適合船隻逗留，擁有如此自然環境的優勢條件，再加上被劃設為海域生態保護區，使南鐵砧成為絕佳的海洋保護區。澎湖本島周圍站點之珊瑚覆蓋率差別甚大，位於懷恩堂生命紀念館（納骨塔）附近之站點 TRM39 之珊瑚覆蓋率高達 62%，石珊瑚多為分枝狀軸孔珊瑚 (*Acropora* spp.) 及片狀盤珊瑚 (*Turbinaria* spp.)，推測原因應為受到傳統風俗民情的影響，釣客以及休閒潛水皆會避開此處，形成一個被動的海洋保護區。

目前完成之 21 處東北角站點中，有 8 處位於漁業資源保育區內，2 處位於野生動物保護區內（棉花嶼 TRM2、花瓶嶼 TRM3）（圖 186）。其他 11 處站點皆位於漁具禁令規定之範圍內。然而東北角釣客眾多，水底下處處可見因藻類或礁石纏繞而被拋棄的釣魚線及木蝦（假餌）。調查過程中，曾目擊漁民以水肺潛水方式，持魚槍獵捕海洋生物（圖 189）。東北角底質多為巨石，夏日藻類繁生；冬季因水溫過低使得珊瑚無法完整造礁形成塊礁，底棲組成多為藻類和表覆及團塊形珊瑚（圖 179）。位於台灣本島北端的彭佳嶼及棉花嶼，珊瑚群聚較東北角其他站點繁盛，透過 CoralNet 分析也可發現有較高比例的珊瑚，覆蓋率在彭佳嶼為 43%、棉花嶼為 40%，與過去戴等 2008 在海洋國家公園調查之報告結果相似。推測原因應是附近鮮少有人為活動，且棉花嶼及花瓶嶼為野生動物保護區，陸域及島嶼周圍 500 公尺內之海域皆為緩衝保育區，使

得北方三島的珊瑚群聚覆蓋率較高。此外，本研究團隊也發現在花瓶嶼周遭有許多沉船殘骸散落(圖 190 和圖 191)，此沈船並未於戴等 2008 內紀載，疑似是於 2019 年十月沉沒於基隆外海的漁船協建 168。

東台灣區域，共完成 9 處站點，其中 2 處位於漁業資源保育區內(粉鳥林 TRM20 及石梯坪 TRM25)，另外 4 處位在漁具禁令規定之範圍內(烏石鼻 TRM21、基翬 TRM27、加母子 TRM29 和小野柳 TRM30)但仍發現大量漁具廢棄物，塑膠垃圾以及漁網，此景像普遍存在北台灣和東海岸地區(圖 192、圖 193)。東台灣地形陡峭，沿岸深度變化大且底質多為陸域產生之巨石，大多不適合進行潛水調查。石梯坪位於漁業資源保護區內，研究結果發現其珊瑚覆蓋率在東台灣並不算高(18%)。然而，在珊瑚禁採區中的基翬、加母子則記錄到東部站點最高的珊瑚覆蓋率(24%和 32%)。

本次計畫執行期間遇上新冠肺炎疫情擴散，因此後段野外調查較為艱辛。儘管現行之流行病法規對實際野外工作採樣帶來了艱鉅挑戰，但本團隊仍成功地完成服務計畫書所訂定之目標(年底前完成 50 個站點的底棲群聚調查)。

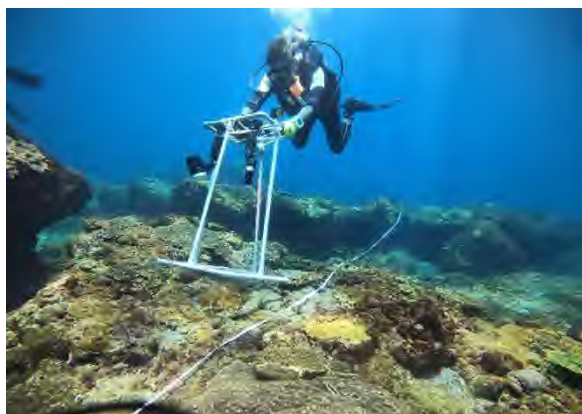


圖 186、北方三島水下實驗照，可見高覆蓋率的珊瑚。



圖 187、野柳海域觀察到的人工雜交種龍虎斑(棕點石斑魚 *Epinephelus fuscoguttatus* 及鞍帶石斑魚 *Epinephelus lanceolatus* 之雜交種)。



圖 188、額外採樣地點：協和電廠（未來可能的填海造陸區域）。



圖 189、上岸後，目擊漁民以水肺潛水並持魚槍所獵捕到的魚（2021 年 9 月，鼻頭）。



圖 190、沉船殘骸散落在花瓶嶼五米處（2021 年 8 月，花瓶嶼）。



圖 191、沉船殘骸散落在花瓶嶼五米處（2021 年 8 月，花瓶嶼）。



圖 192、在基翠水下採樣地點附近，撿拾許多廢棄寶特瓶。

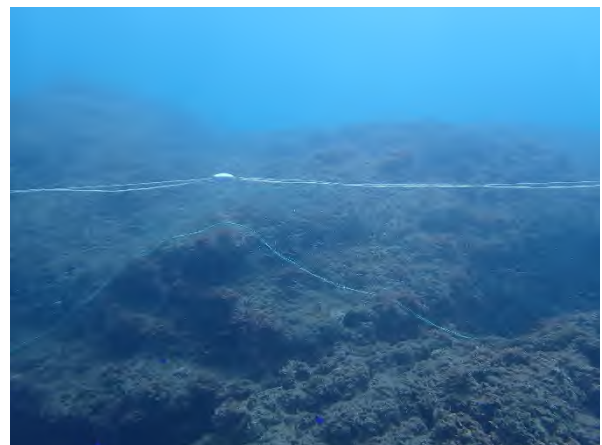


圖 193、磯崎水下纏繞的漁網，鄰近區域有兩個漁業資源保育區。

4.2.2 加值調查分析-底泥生物多樣性及群聚結構

本年度已完成北臺灣、東臺灣及澎湖共 53 處採樣，其中有 37 處已完成底泥生物樣本分樣並納入分析（每站一重複）（圖 194）。

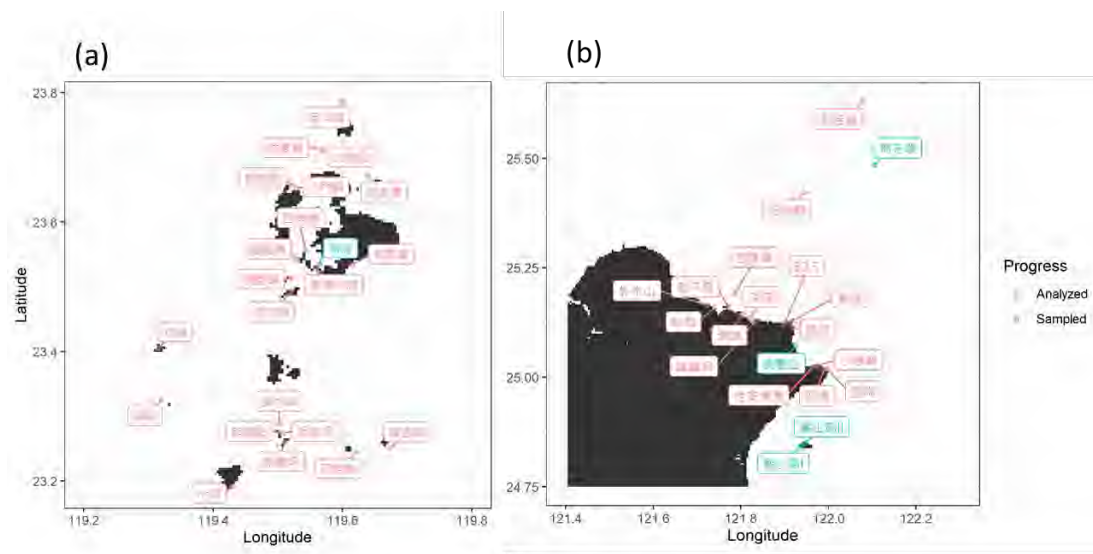


圖 194、(a) 澎湖與 (b) 北臺灣的採樣地點。尚未分樣的地點以藍色標示；納入分析的地點以紅色表示。

在分樣完成的三十七個站點中，總共取得包含 12 個門、2 個亞門、8 個綱、1 個亞綱、9 個目的大型底棲無脊椎動物類群（表 5）。其中有環節動物門 (Annelida) 的多毛綱 (Class Polychaeta)、寡毛綱 (Class Oligochaeta)、蛭亞綱 (Subclass Hirudinea)；星蟲動物門 (Phylum Sipuncula)；甲殼亞門 (Subphylum Crustacea) 的端足目 (Order Amphipoda)、等足目 (Order Isopoda)、原足目 (Order Tanaidacea)、漣蟲目 (Order Cumacea)、糠蝦目 (Order Mysida)、猛水蚤目 (Order Harpacticoida)、劍水蚤目 (Order Cyclopoida)、哲水蚤目 (Order Calanoida)、十足目 (Order Decapoda) 與其大眼幼體 (Megalopa)、介形綱 (Class Ostracoda)、蔓足亞綱 (Subclass Cirripedia)；棘皮動物門 (Phylum Echinodermata) 的蛇尾綱 (Class Ophiuroidea)、海膽綱 (Class Echinoidea)、海參綱 (Class Holothuroidea)；軟體動物門 (Phylum Mollusca) 的雙殼綱 (Class Bivalvia)、腹足綱 (Class Gastropoda)、多板綱 (Class Polyplacophora)、掘足綱 (Class Scaphopoda)；線蟲動物門 (Phylum Nematoda)；紐形動物門 (Phylum Nemertea)；扁形動物門 (Phylum Platyhelminthes)；外肛動物門 (Phylum Bryozoa)；脊索動物門 (Phylum Chordata) 的海鞘綱 (Class Ascidiacea)；以及螯肢亞門 (Subphylum Chelicerata) 的蜱蟎亞綱 (Subclass Acari) 與海蜘蛛綱 (Class)

Pycnogonida)。其中，因外肛動物為群體動物 (colonial organism)，我們將採集到的群體視為單一個體記錄；劍水蚤與哲水蚤皆有是底棲生物的可能，因此本分析未將其排除。

綜觀所有樣本中，生物密度占比最高的是 32.66% 的多毛綱；其次是 21.44% 的線蟲；第三與第四是端族目與猛水蚤，分別占了 11.33% 與 10.89%。生物量最高的同樣是多毛綱，佔了所有站位 47.92%；其次是佔了所有站位 14.19% 的二枚貝；第三與第四則是十足目與紐形蟲，分別占了 6.69% 與 6.18%。

所有區域的站位中，北澎湖以雞籠嶼及懷恩堂的生物密度最高，分別為每平方公尺 97,919 及 86,227 個個體；南澎湖則以南鐵砧、頭巾嶼及東嶼坪的生物密度最高，分別為每平方公尺 109,611、100,550 及 86,227 個個體；而北台灣以外木山、龍洞、協和、深澳及馬岡底泥生物最多，密度約為每平方公尺 48,229 至 61,967 個個體（圖 195）。若以總生物量來比較，北澎湖以四角嶼和青灣內灣的生物量最高，分別為每平方公尺 217 及 76.9 公克；南澎湖則以西吉嶼及頭巾嶼的生物量最高，分別為每平方公尺 61.5 及 25.4 公克；而北台灣以桂安漁港、和平島、鼻頭及卯澳的底泥生物量最高，約為每平方公尺 45.5 至 92.6 公克（圖 196）。桃園的兩個站點中，觀新的生物密度與生物量皆大於大潭，但密度與生物量仍在同一個數量級。大潭與觀新的生物密度分別為每平方公尺 2,046 與 9,353 個個體（圖 195）；大潭與觀新的生物量則是每平方公尺 1.5 與 1.6 公克（圖 196）。若把桃園與南北澎湖及北台灣相比，桃園的生物密度與生物量顯著低於南北澎湖與北台灣（圖 197）。比較圖 195 圖 196 發現生物密度高的站點總生物量未必較高（如北澎湖的雞籠嶼及懷恩堂，南澎湖的南鐵砧及東嶼坪及北台灣的外木山、龍洞、協和、深澳及馬岡），代表這些地點的底泥生物體型比較小，很可能跟食物供給、環境的擾動或物種的生活史有關。所有站位中最小與最大生物密度相差了超過一個數量級，生物密度最低的站位為 6723 平方公尺的青灣內灣，而生物密度最高的站位為 109611 平方公尺的南鐵砧，且兩個站位都位於澎湖（圖 195）。生物量的範圍則是超過了兩個數量級，生物量最低的站位只有 1.42 公克每平方公尺，位於北台灣的小香蘭；而生物量最高的站位則是高達 217 公克每平方公尺，位於澎湖的四角嶼（圖 196）。若分區比較，北澎湖、南澎湖、北台灣及桃園的平均生物密度分別為每平方公尺 34,345、46,897、27,348 及 5,700 個個體。另一方面，北澎湖、南澎湖、北台灣的平均生物量分別為每平方公尺 38.8、18.2、28.2 及 1.6 公克（圖 197）。

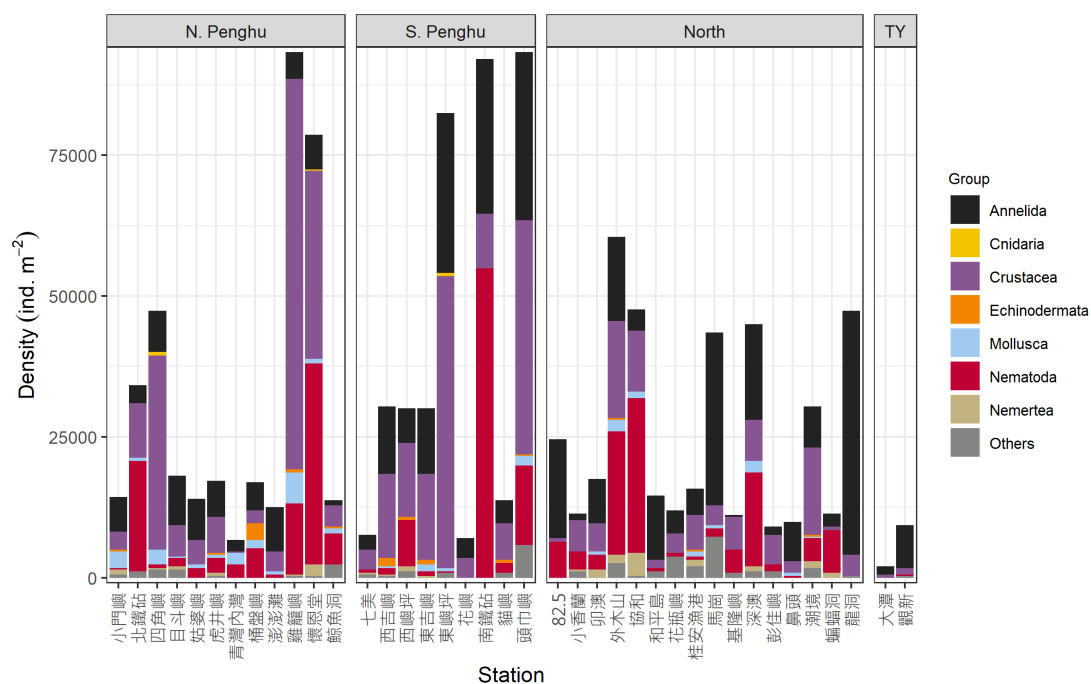


圖 195、北澎湖（左），南澎湖（中），與台灣東北角（右）的生物密度。

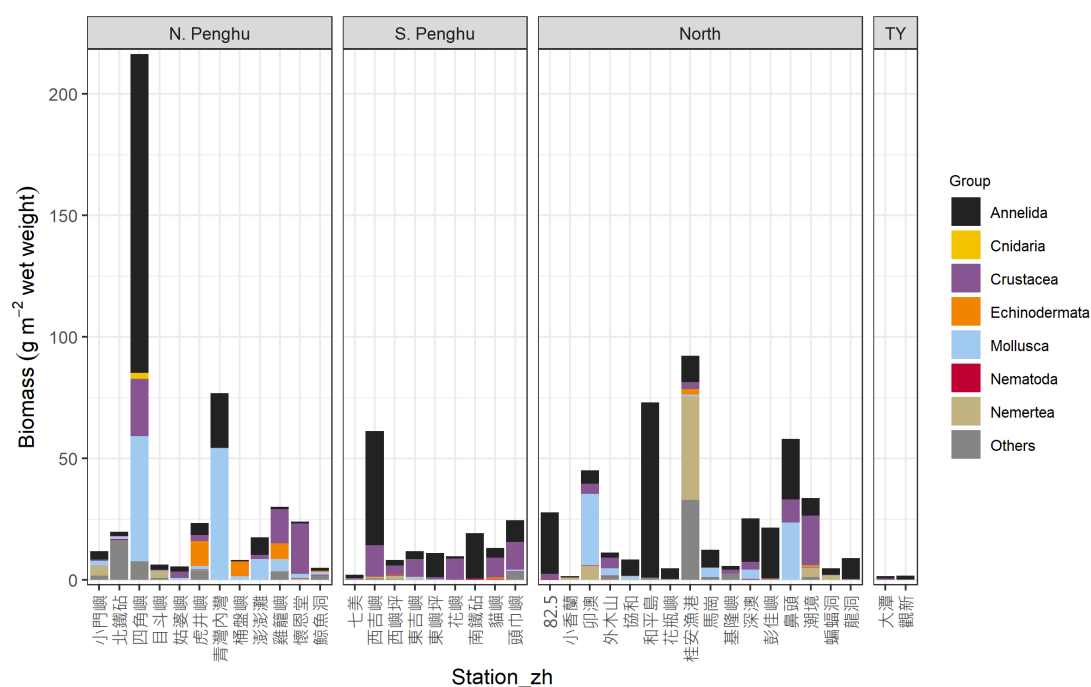


圖 196、北澎湖(左一)，南澎湖(左二)，台灣東北角(右二)，與桃園(右一)的生物量。

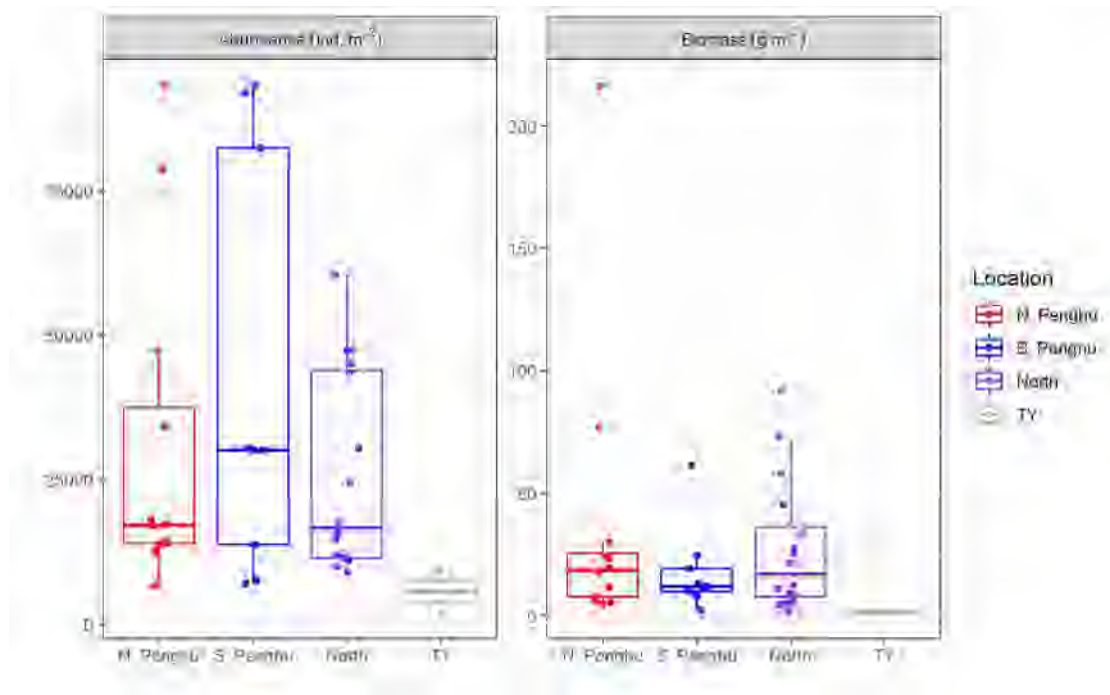


圖 197、北澎湖（左一）、南澎湖（左二）、北台灣（右二）、桃園（右一）的各站位生物密度與生物量。

綜觀所有樣本中，生物密度占比最高的是 28.28% 的多毛綱；其次是 22.87% 的線蟲；第三與第四是端族目與猛水蚤，分別占了 12.14% 與 11.75%（圖 198）。生物量最高的同樣是多毛綱，佔了所有站位 46.51%；其次是佔了所有站位 14.71% 的二枚貝；第三與第四則是十足目與紐形蟲，分別占了 6.97% 與 6.27%（圖 199）。

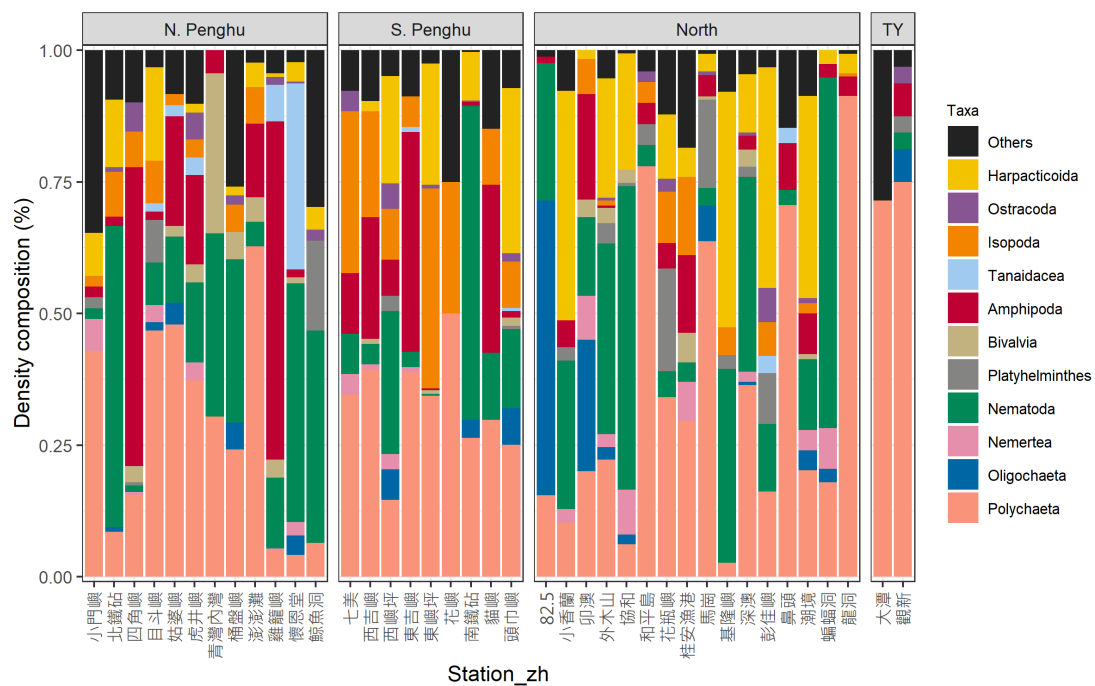


圖 198、北澎湖（左一）、南澎湖（左二）、北台灣（右二）、與桃園（右一）的各
 站位生物密度百分比。



圖 199、北澎湖（左一）、南澎湖（左二）、北台灣（右二）、與桃園（右一）的各
 站位生物量百分比。

根據生物密度資料，南北澎湖及北台灣三個海域的生物組成顯不同 (PERMANOVA, $p = 0.003$; PERMDISP, $p = 0.988$) (圖 198)。桃園因樣本數較少未放入統計檢定中、但從圖 5 可以看出大潭和觀新的生物組成相對單調，百分之 70 以上皆為多毛類；而一些常見的生物類群（如端足目、猛水蚤目和線蟲動物門）並未在大潭出現。多重比較顯示北台灣的生物組成與南北澎湖皆不相同 ($p < 0.05$)，而南北澎湖間的生物組成並無顯著差異 ($p = 0.318$)。雖然變異數分析顯示區域性的生物組成差異，但透過沃德法分群與非度量多維度分析卻看不出明確的分群（圖 200 -圖 201）。進一步探討南北澎湖之間的差異可以發現南北可大約分成兩群，不過南北的群聚有部分重疊（圖 202 a & c）；儘管在聚類分析法上有明確的分群，該分群在 nMDS 圖上並不明確（圖 202b）。而單獨分析北台灣的生物群集顯示各站點的分群與其地理位置並相關（圖 204）。

根據生物量資料，南北澎湖及北台灣三個海域的生物組成也有顯著的不同 (PERMANOVA, $p = 0.005$; PERMDISP, $p = 0.203$) (圖 199)。大潭和觀新的總生物量約百分之 70 至 80 為多毛類，根據生物量的生物組成也較為單調；大潭除了多毛類，只採集到十足目和漣蟲目，皆為在其他海域較少出現的生物類群。多重比較顯示北台灣的生物組成與北澎湖有顯著不同 ($p = 0.039$)，而北台灣與南澎湖、北澎湖與南澎湖之間的差異並不顯著 ($p > 0.05$)。三個區域透過沃德法分群與非度量多維度分析的結果與生物密度資料的分析相似，並沒有呈現明確的分群（圖 200 -圖 201）。澎湖的聚類分析與非度量多維度分析也呈現了南北大略分群（圖 203）。北台灣的结果則與其生物密度資料有同樣的現象，分群結果與各站點的地理位置間的關係也不明確（圖 205）。

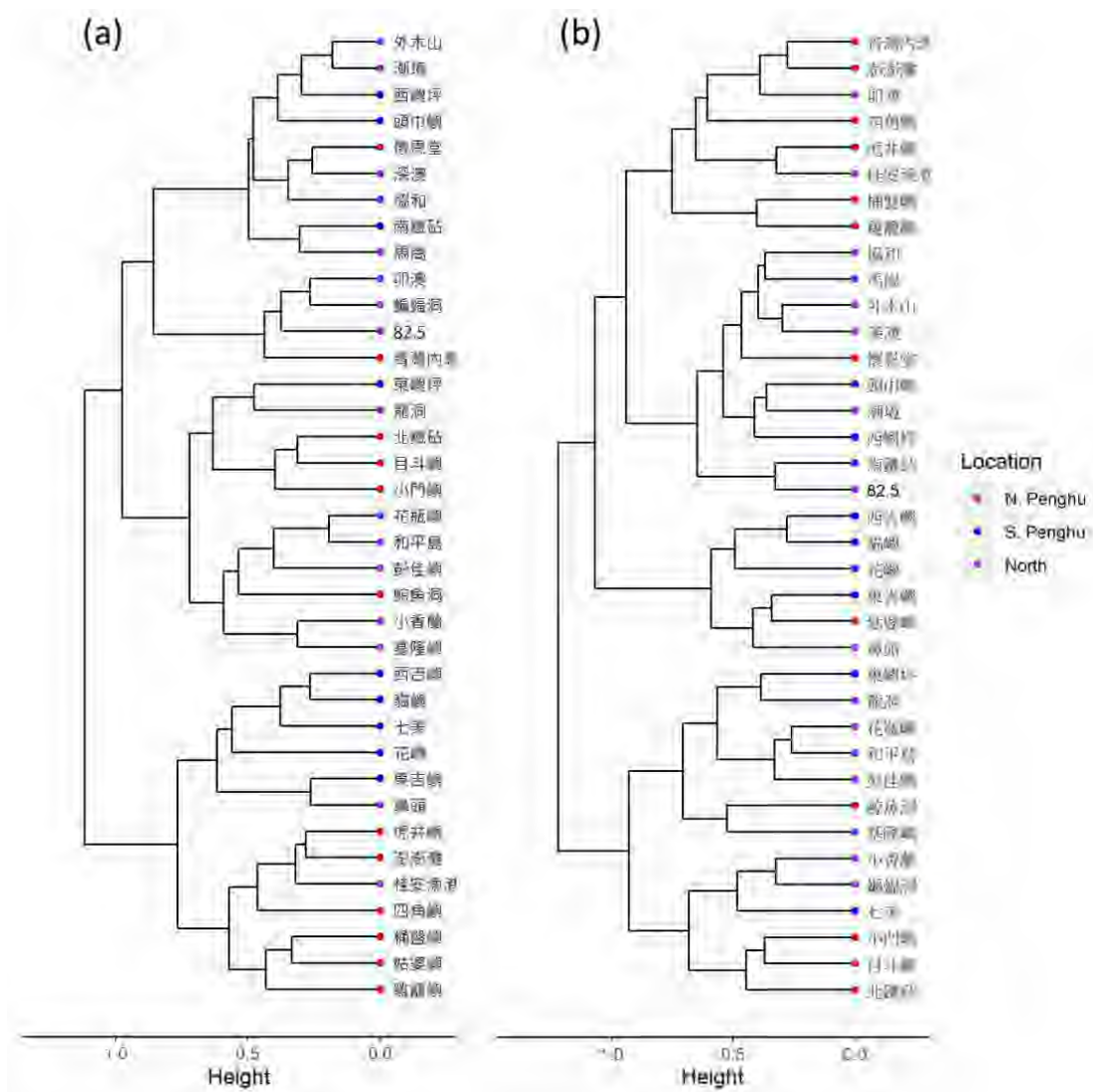


圖 200、(a)生物密度與(b)生物量的聚類分析圖。北澎湖、南澎湖、與台灣東北角分別以紅色、藍色、紫色表示。

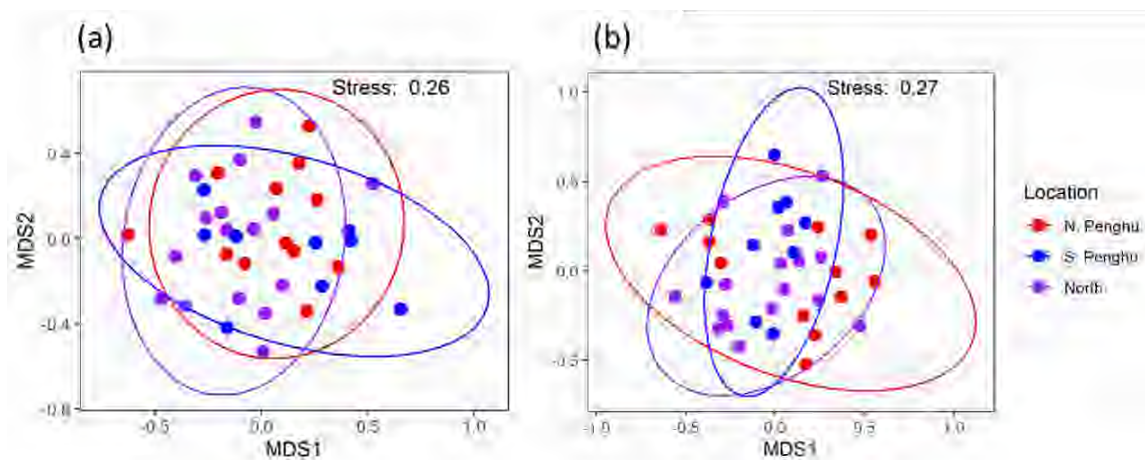


圖 201、(a)生物密度與(b)生物量的非度量多維度分析圖。北澎湖、南澎湖、與台灣東北角分別以紅色、藍色、紫色表示。

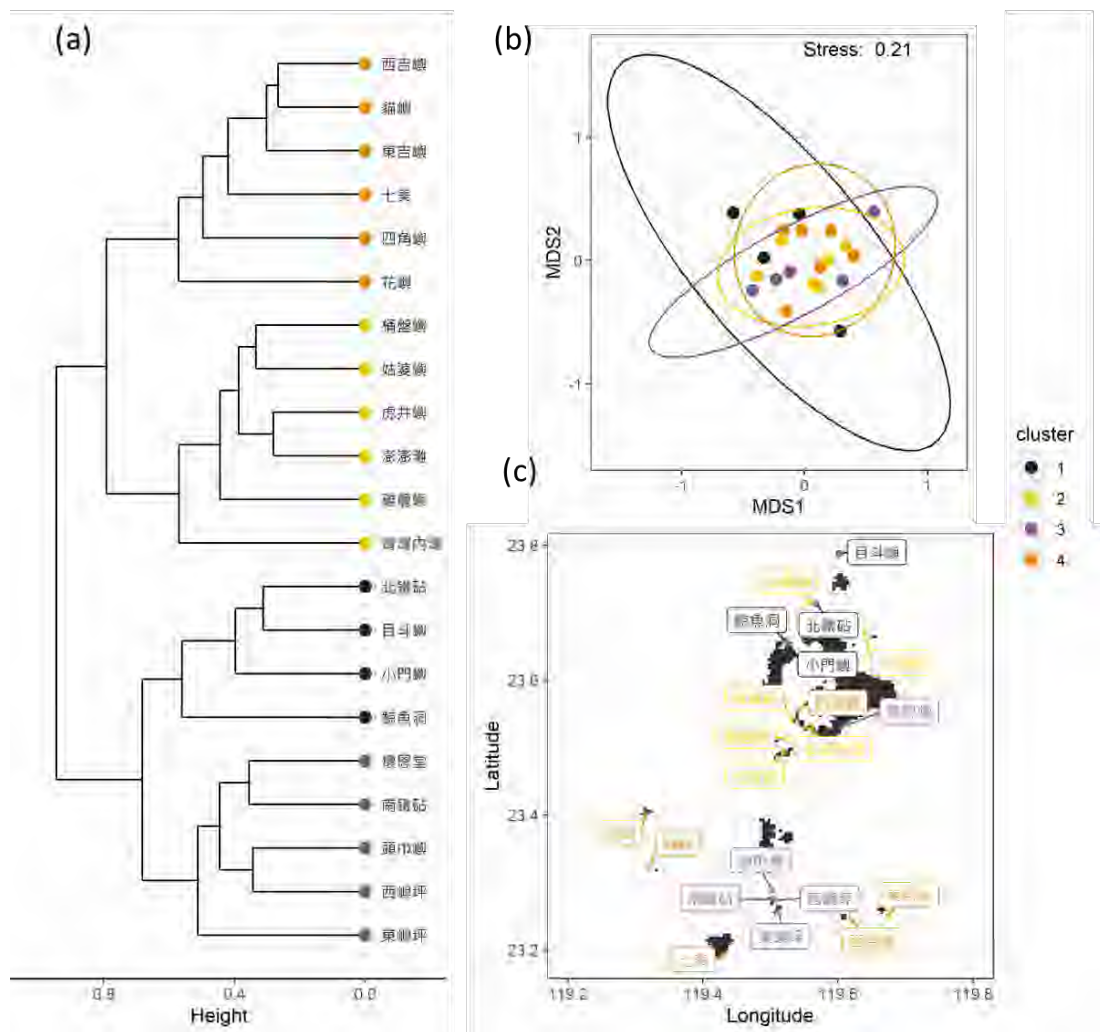


圖 202、澎湖生物密度的 (a) 聚類分析圖，(b) 非度量多維度分析圖，以及 (c) 聚類於地圖上的分布。雖然輪廓分析的顯示的最佳聚類數為 2 群，我們將該圖的聚類數增加到次佳聚類數，4 群。

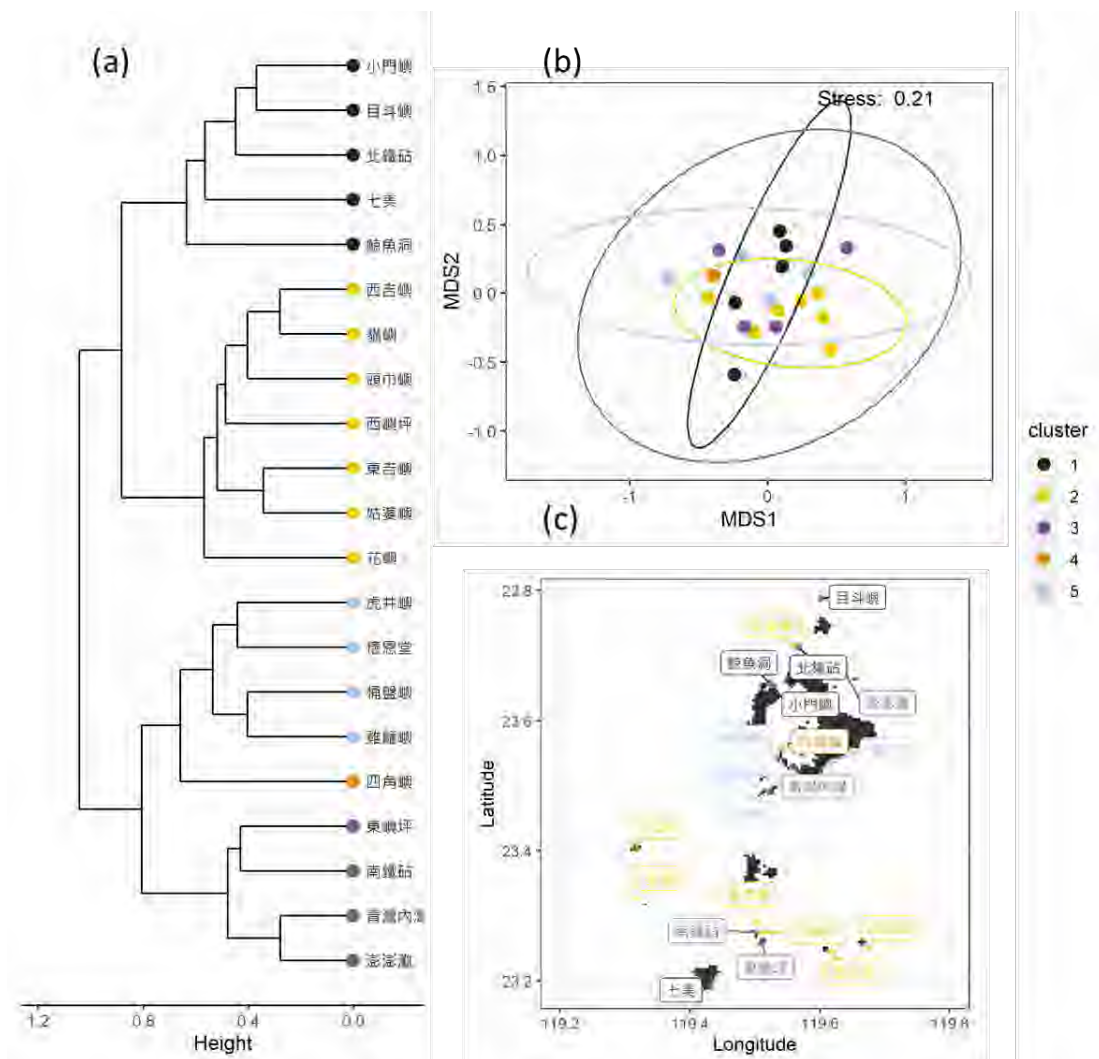


圖 203、澎湖生物量的 (a) 聚類分析圖, (b) 非度量多維度分析圖, 以及 (c) 聚類於地圖上的分布。

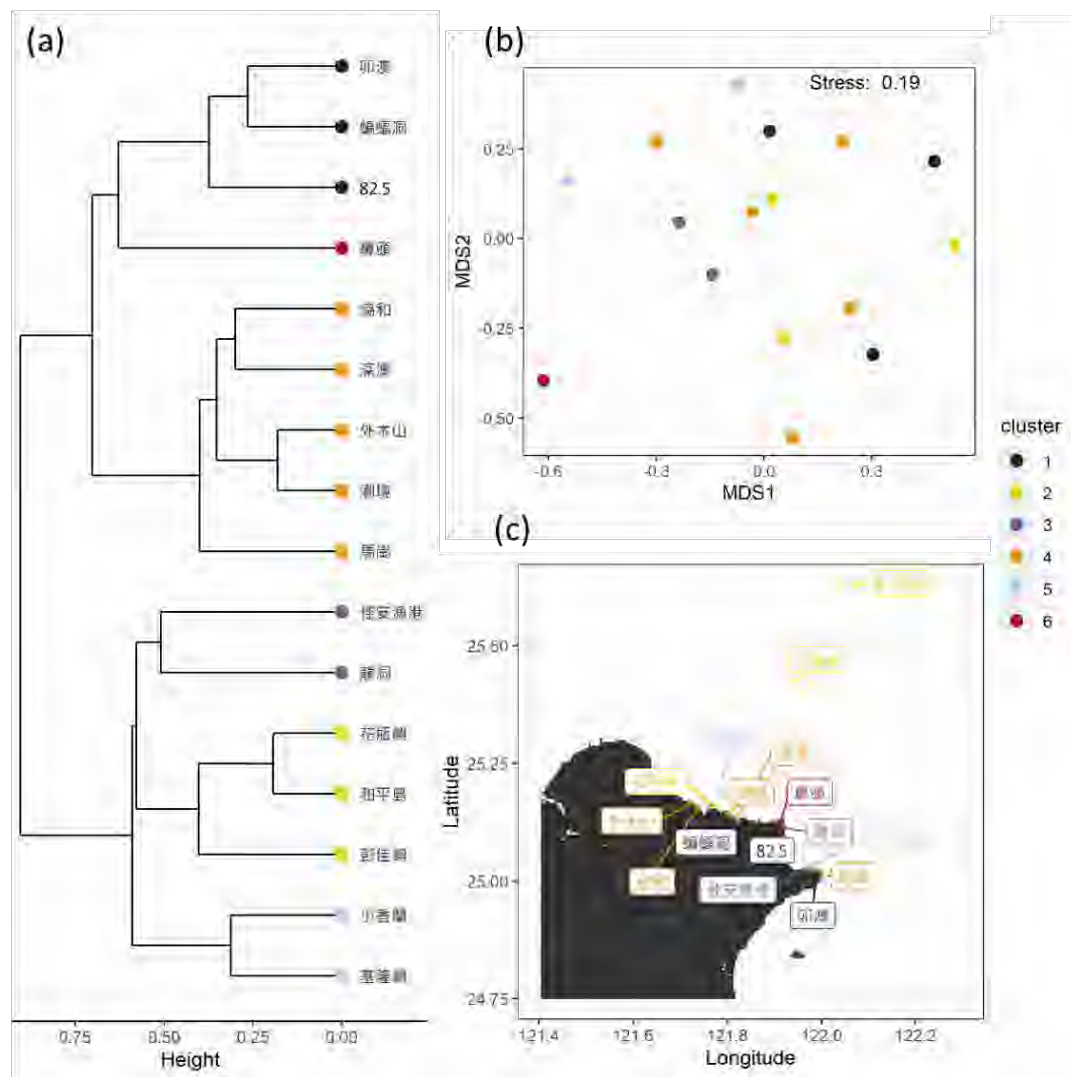


圖 204、台灣東北角生物密度的 (a) 聚類分析圖，(b) 非度量多維度分析圖，以及 (c) 聚類於地圖上的分布。

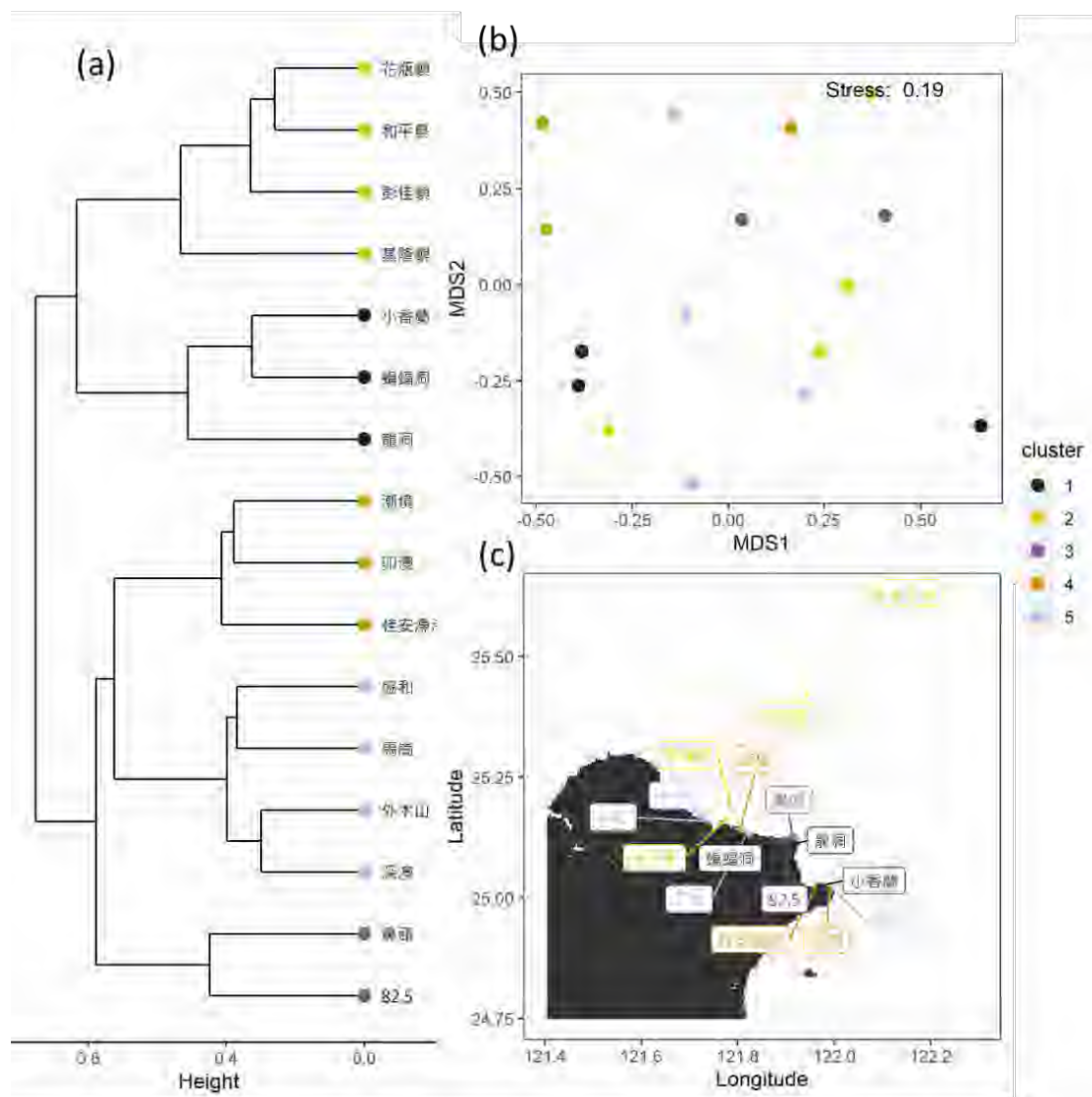


圖 205、台灣東北角生物量的 (a) 聚類分析圖，(b) 非度量多維度分析圖，以及 (c) 聚類於地圖上的分布。

4.2.3 加值調查分析-魚類環境 DNA 檢測

e-DNA 魚類多樣性分析部分，本計畫上半年以人員潛水方式完成 23 處澎湖樣區及 21 處北台灣樣區之水樣採集（圖 177）。每個樣點採集一次，水樣來自該樣點的底水，深度約 5 米。在後續分析實驗中，成功完成 44 個澎湖及北台灣樣區海水 e-DNA 萃取，以及三個對照組（實驗室蒸餾水）樣本的魚類 e-DNA（共 47 個樣本）。此 47 個 e-DNA 樣本皆在 PCR 中達到標準濃度，除位於七美的 TMR 51 站點之樣本外，全數成功完成次世代定序及 meta barcoding 分析。為補足該 TMR 51 站點之資料，我們加入團隊利用其它計畫經費完成的且同樣在七美採集的 e-DNA 資料，以供本次於澎湖樣區之樣本的

完整分析。該海水樣本 (Chimei 1) 採集於月鯉灣的岸邊低潮帶，其詳細座標為：23°11'22"N 119°25'53"E，採集日期為 2021 年 5 月 1 日。

同樣地，這些樣本自 Illumina 次世代定序儀回收得到的偵測的序列片段 (reads) 在經過品質檢定、合併、引子去除、長度篩選等步驟後，經 MitoFish 以及 NCBI 資料庫比對分析，再經人為判斷排除陸生四足動物，如牛、雞、野豬、犬、小家鼠以及人（判定為陸源污染物），淡水魚類（判定為人工養殖或是淡水魚類 e-DNA 延河流而下），少數可能的實驗室交叉污染（如深海魚序列片段），以及序列片段數過低（亦即佔該樣本總序列片段<0.01%），再扣除各樣本中偵測到與對照組樣本重複，且比對照組實驗中豐度比例低的物種後，共偵測到 **588** 個海洋魚類物種的序列，隸屬於 **111** 個科，其中軟骨魚類有 **3** 科 **4** 種，分別為黑邊鰭真鯊 (*Carcharhinus limbatus*)、爪哇真鯊 (*Carcharhinus tjutjot*)、東方新魷 (*Neotrygon orientalis*) 及納氏鰐鯢 (*Aetobatus narinari*)。在偵測到的海洋硬骨魚類中，以隆頭魚科 (Labridae) 魚類最多，有 52 種。若加上在親緣分類上需併入隆頭魚科的鸚哥魚 (Scaridae)，則加總有 72 種，約佔本次偵測到海洋魚類物種總數的 12%。另一個在珊瑚礁生態系中重要的魚類成員，雀鯛魚類 (Pomacentridae)，其被偵測到的物種數為 34，為科層級物種多樣性次高的類群。另外，我們亦從樣本中偵測到 **2** 科 **2** 種的海洋哺乳類動物的序列片段，為熱帶斑海豚 (*Stenella attenuata*) 及加州海獅 (*Zalophus californianus*)，後者非為本地物種但其 e-DNA 卻在 TRM5（野柳）的水樣中被偵測到，推測是由野柳海洋世界馴養的海獅之 DNA 外溢所造成。本年度兩個樣區 44 個採樣點海洋魚類及海洋哺乳類 e-DNA 物種分析結果依測站整理於附錄 8 和附錄 9。綜合紀錄之物種數統計見下面兩表（表 20、表 21）。

表 20、110 年度澎湖樣區 23 個樣點使用 eDNA 調查方式綜合紀錄之物種數統計表。

測站	七美 Chimei1	TRM 31	TRM 32	TRM 33	TRM 33bis	TRM 34	TRM 35	TRM 36	TRM 37	TRM 38	TRM 39	TRM 40
硬骨魚物種數	84	44	43	49	96	36	38	80	86	89	47	27
軟骨魚物種數	0	1	2	1	0	1	0	0	1	1	0	1
哺乳類物種數	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
合計物種數	84	45	45	50	96	37	38	80	87	90	47	28

測站	TRM 41	TRM 42	TRM 43	TRM 44	TRM 45	TRM 46	TRM 47	TRM 47bis	TRM 48	TRM 49	TRM 50
硬骨魚物種數	35	73	105	74	126	70	123	105	71	160	94
軟骨魚物種數	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
哺乳類物種數	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
合計物種數	35	73	105	74	126	71	123	105	73	160	94

表 21、110 年度北台灣樣區 21 個樣點使用 eDNA 調查方式綜合紀錄之物種數統計表。

	TRM 1	TRM 2	TRM 3	TRM 5	TRM 6	TRM 17	TRM 17bis	TRM 7	TRM 8	TRM 9	TRM 10	TRM 11
硬骨魚物種數	102	75	56	62	39	106	89	55	86	105	57	66
軟骨魚物種數	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
哺乳類物種數	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
合計物種數	103	75	56	63	39	106	89	55	86	105	57	66

	TRM 12	TRM 13	TRM 14	TRM 15	小香蘭 NESL	外木山 NEWMS	協和 NEXH	和平島 NEHPD	蝙蝠洞 NEBC
硬骨魚物種數	47	47	85	70	73	76	70	82	49
軟骨魚物種數	0	0	0	0	0	0	0	1	0
哺乳類物種數	0	0	0	0	0	0	0	0	0
合計物種數	47	47	85	70	73	76	70	83	49

從個別樣站的物種多樣性之呈現來看，23 個澎湖樣區樣站透過 e-DNA 物種多樣性分析偵測到的物種數在 28 到 160 之間（表 20），以位於南方四島國家公園內的東吉嶼之 TRM 49 為最高，有 160 種海洋魚類，遠高於各樣站平均值的 77。物種多樣性次高的樣站為位於望安的 TRM 45 樣站，有 126 種海洋魚類。再來為和 TRM 49 一樣座落於南方四島國家公園內的西嶼坪 TRM 47 樣站，有 123 種海洋魚類。其它物種多樣性相對高的，物種數落在 94 到 105 之間的樣站，共有 4 個，分別為 TRM 33bis（南鐵砧）、TRM 50（西吉嶼）、TRM 43（虎井嶼）及 TRM 47bis（頭巾嶼）。這些魚類物種多樣性高的樣站，除 TRM 43 之外，其它 5 個樣站皆位在南方四島國家公園海洋保護區或是望安島野生動物（綠蠵龜產卵棲地）保護區內。至於物種多樣性最低及次低的樣站分別為位於青灣的 TRM 40，只有 28 種以及位於青灣內灣的 TRM 41 只有 35 種。另外，值得一提的是位於受澎湖縣政府基於漁業法管理的兩個保護區，分別是 TRM 34 的澎澎灘及 TRM 35 的鯨魚洞，其物種多樣性的呈現也不佳，分別只有 37 及 38 個海洋魚類物種 e-DNA 被偵測到。

綜合而言，保護強度高的海洋國家公園樣站之底棲生態環境佳，珊瑚覆蓋率也通常較高（見 4.2.1 之結果及討論），也因此造就了該區海洋魚類物種的高度多樣性。不過，同樣是有擁有高的珊瑚覆蓋率位於懷恩堂生命紀念館（納骨塔）附近之站點 TRM 39，e-DNA 只偵測到小於各站平均值的海洋魚類物種數 (47)，其它因素如鄰近海域的人類/漁業活動，甚至是污染，極可能影響該地魚類物種多樣性之表現，待後續綜合分析以釐清。

至於 21 處北台灣樣區之 e-DNA 物種多樣性分析，其個別樣站偵測到的物種數在 39 到 106 之間（表 21）。整體來看，北台灣樣區之海洋魚類物種多樣性的呈現劣於澎湖樣區的樣站，各樣站平均值為 71，也小於澎湖的 77。多樣性最高的樣站為位於宜蘭外海龜山島南側的 TRM17，有 106 種海洋魚類；龜山島北側樣站 TRM17bis 其物種多樣性也不差，有 89 種海洋魚類的 e-DNA 序列被偵測到。然而同樣是位於臺灣近海離島的基隆嶼樣站 TRM6，其物種多樣性的呈現為北台灣樣區個樣站中最差的一個，只有 39 種海洋魚類的 e-DNA 序列被偵測到。另外，北台灣樣區，其海水樣本被偵測到海洋魚類物種數大於 100 的，還有兩個樣站，分別為位於北方三島的彭佳嶼 TRM1 及於東北角風景區的鼻頭 TRM9，記錄物種數分別為 103 及 105。彭佳嶼樣站，因離臺灣本島遠，受人為影響較低，擁有優良的海洋魚類多樣性及高的珊瑚覆蓋率（見 4.2.1 之結果及討論）並不意外，然而鼻頭樣站長期受人為活動（潛水及垂釣活動）的干擾但仍然可以維持海洋魚類高度的多樣性，其原因值得後續進一步探討。最後，如同澎湖樣區樣站 e-DNA 分析結果之觀查，北台灣樣區受新北市政府漁業法規範的兩處保護區樣站-美艷山 (TRM12) 及蝙蝠洞 (NEBC)，以及位在東北角暨宜蘭海岸國家風景區管的桂安漁港海域資源保護區樣站，其海水樣本被偵測到海洋魚類物種數都低於 50。

在物種分布方面，澎湖樣區魚類 e-DNA 調查分析，共有 20 科 36 個物種在一半以上的樣站皆被記錄過，出現頻率高的前 11 名物種分別為，雙帶鱗鰭烏尾鯃 (*Pterocaesio digramma*)、斑棘高身雀鯛/尖斑高身雀鯛 (*Stegastes obreptus*/*S. apicalis*; e-DNA 無法正確判斷這兩個物種)、日本鯷 (*Engraulis japonicus*)、五帶錦魚 (*Thalassoma quinquevittatum*)、藍點鸚哥魚 (*Scarus ghobban*)、青嘴龍占魚 (*Lethrinus nebulosus*)、霓虹雀鯛 (*Pomacentrus coelestis*)、六斑二齒魷 (*Diodon holocanthus*)、條紋/六線豆娘魚 (*Abudefduf vaigiensis*/*A. sexfasciatus*; e-DNA 無法正確判斷這兩個物種)、紫青擬雀鯛 (*Pseudochromis tapeinosoma*) 和扁鰻 (*Ablennes hians*)。北台灣樣區魚類 e-DNA 調查分析，則共有 19 科 30 個物種在一半以上的樣站皆被記錄過，出現頻率高的前 11 名物種分別為，鋸尾鯛 (*Prionurus scalprum*)、斷紋紫胸魚 (*Stethojulis terina*)、霓虹雀鯛 (*Pomacentrus coelestis*)、六斑二齒魷 (*Diodon holocanthus*)、褐臭肚魚 (*Siganus fuscescens*)、圓花鯷 (*Auxis rochei*)、雙帶鱗鰭烏尾鯃 (*Pterocaesio digramma*)、耳帶蝴蝶魚 (*Chaetodon auripes*)、新月錦魚 (*Thalassoma lunare*)、七星底燈魚 (*Benthosema pterotum*) 及條紋/六線豆娘魚 (*Abudefduf vaigiensis*/*A. sexfasciatus*)。這些“豐富度”高的魚類皆為台灣珊瑚礁生態系常見的魚類，在這兩個樣區有 15 個物種重覆。經濟魚類包括

巴鯉 (*Euthynnus affinis*)、橫紋九刺鮨 (*Cephalopholis boenak*)、玳瑁石斑魚 (*Epinephelus quoyanus*) 和密點少棘胡椒鯛 (*Diagramma pictum*)，其出現頻率也相對高。

另外，出現於澎湖樣區 14 個樣站以及北台灣樣區 14 個樣站的類雙線鰐 (*Enneapterygius similis*) 為 Fricke 於 1997 年描述的新種海洋魚類，分佈於中西太平洋，菲律賓、馬來西亞、印度尼西亞、萬納度、新喀裡多尼亞和澳大利亞海域，本次於澎湖海域偵測到的為台灣之新紀錄。另兩個本次發現的台灣新紀錄魚類且“豐富度”也相對高的有暗擬金眼鯛 (*Pempheris adusta*) (共被記錄到 16 次)，為廣泛分佈於印度-西太平洋熱帶海域的近岸魚種，但台灣尚未被記錄；橢圓馬鰮 (*Equulites oblongus*) (在澎湖樣區被記錄到 6 次)，亦為廣泛分佈於印度-西太平洋熱帶海域的近岸魚種，本次發現為其物種分佈之最北界。

在樣區及各個站點間的物種組成方面，我們在此採取非度量多維度分析 (NMDS)，以了解樣區珊瑚礁魚類多樣性在空間上的差異 (圖 206)。樣本分組比較分析結果顯示，物種多樣性組成在空間上有明顯差異，澎湖樣區大致上有南、北之分群，而北台灣樣區也獨立為另一群，基本上地理位置相近的樣點其多樣性組成也較相近。

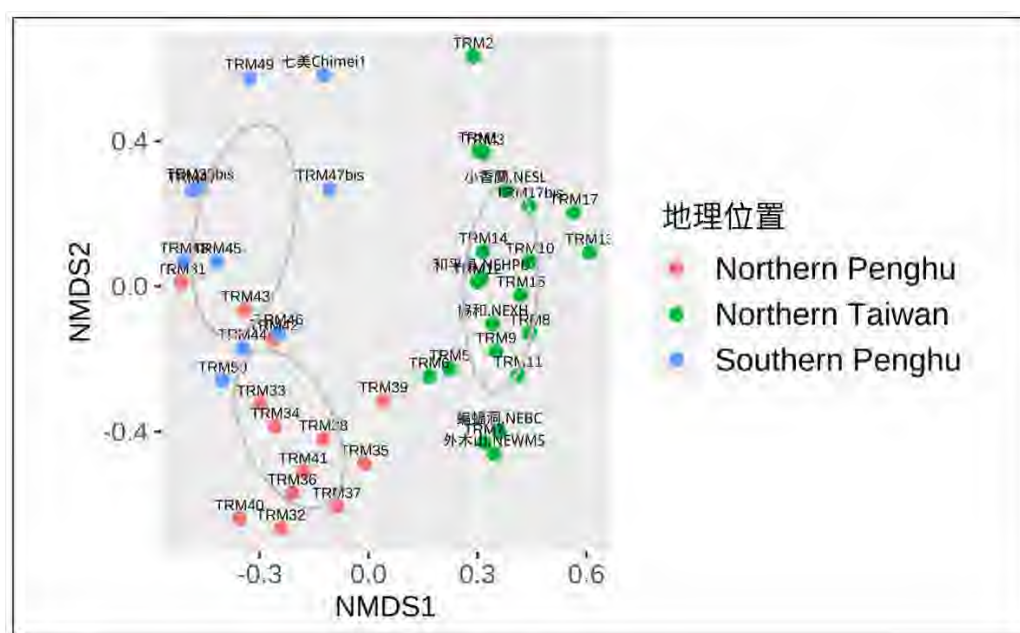


圖 206、本年度 44 個珊瑚礁區調查樣點海洋魚類多樣性在空間上差異之視覺化樣本分組比較分析結果。

4.3 自動監測系統調查

4.3.1 自動錄音監測工作

本年度成功在基隆潮境、桃園觀新兩處海域建立自動錄音監測站，資料蒐集結果簡述如下：

(一) 基隆潮境錄音資料收集概況

基隆潮境的自動錄音監測站位於望海巷潮境海灣資源保育區內，選定之監測地點為當地人為干擾較低且環境開闊的區域，水深約 10.7 米、離岸約 100 公尺處，屬於珊瑚群聚與礁岩生態系（圖 207）。本年度執行三次監測作業（表 22），共取得 56 天次、790.8 小時水下錄音資料。

表 22、基隆潮境錄音資料收集概況。

監測作業	開始錄音時間 時：分	結束錄音時間 時：分	總錄音長度 (小時)
第一次	5 月 19 日 00：00	6 月 6 日 11：00	265.8
第二次	7 月 1 日 00：00	7 月 19 日 00：00	259.3
第三次	8 月 23 日 00：00	9 月 10 日 10：35	265.7



圖 207、基隆潮境自動錄音監測站。左上圖為水下錄音監測站之架設樣態，左下圖為潛水人員透過岸潛方式佈放水下錄音系統，右圖為自動錄音監測站與陸地之相對位置。

(二) 桃園觀新錄音資料收集概況

桃園觀新的自動錄音監測站位於觀新藻礁生態系野生動物保護區之外側，選定之監測地點水深 10.3 米、距新屋溪口西南方約 1.8 公里處，屬於藻礁和河口生態系（圖 5）。本年度執行三次監測作業（表 23），共取得 49 天次、670.6 小時水下錄音資料。

表 23、桃園觀新錄音資料收集概況。

監測作業	開始錄音時間 時：分	結束錄音時間 時：分	總錄音長度 (小時)
第一次	7 月 5 日 18：00	7 月 19 日 17：05	201.1
第二次	8 月 20 日 07：03	9 月 5 日 16：18	236.0
第三次	9 月 8 日 00：00	9 月 24 日 05：04	233.5



圖 208、桃園觀新海域之自動錄音監測站。左上圖為潛水人員和船上工作人員正在準備固定自動錄音系統所需之底碇重物與船錨之現場作業狀況。左下圖為潛水人員透過船潛方式佈放水下錄音系統，由於當地能見度較差，因此無法拍攝水下錄音監測站之架設樣態。右圖為自動錄音監測站與陸地之相對位置。

4.3.2 監測海域之聲景特性

(一) 基隆潮境水下聲景特性

基隆潮境的長期時頻譜圖屬於典型的珊瑚礁水下聲景，在兩個頻率範圍內呈現日夜週期性變動趨勢（圖 209A – 15C）。第一個頻率範圍介於 0.3 – 1.5 kHz，主要與棲息於珊瑚礁魚類在日落過後進行群體合唱的行為有關（圖 209E）；第二個頻率範圍則是

介於 2–40 kHz 之間，與棲息於礁岩環境的甲殼類動物發聲有關。甲殼類動物發聲的日夜變化趨勢和魚類合唱不同，不分日夜都能偵測到大量的聲音，而且在每天晨昏時強度最高（圖 209D）。除了魚類合唱與甲殼類動物聲音之外，在基隆潮境海域也能偵測到許多船隻行駛產生的寬頻噪音，每次出現的時間長度大多短於 15 分鐘，而且出現時間較無規律性（圖 209F）。

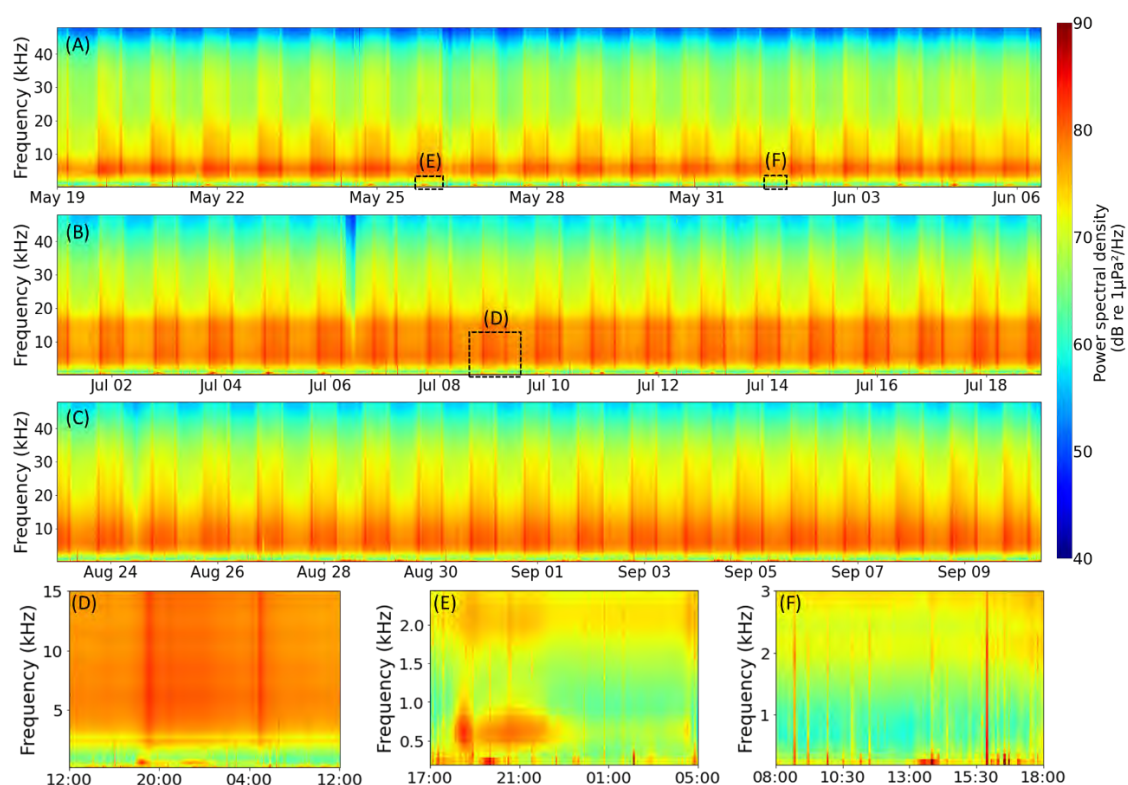


圖 209、以視覺化方法呈現基隆潮境的水下聲景。(A–C) 三次調查的長期時頻譜圖，挑選三個時段與頻率範圍放大呈現 (D) 甲殼類動物聲音、(E) 魚類合唱，以及 (F) 船隻行駛噪音。圖片橫軸代表錄音日期與時間，縱軸表示聲音頻率，顏色則代表功率頻譜密度。

(二) 桃園觀新水下聲景特性

桃園觀新和基隆潮境的礁岩水下聲景有所不同，屬於河口和礁岩兩者的混和。從長期時頻譜圖來看，在兩個頻率範圍內有明顯的日夜週期性變動趨勢（圖 210A–16C）第一個頻率範圍介於 0.2–8 kHz 之間，主要與棲息於河口海域的石首魚類夜間合唱行為有關（圖 210E）；第二個頻率範圍則是介於 2–40 kHz 之間，與甲殼類動物發出的寬頻脈衝聲波有關（圖 210D）。在桃園觀新也能偵測到許多船隻行駛產生的寬頻噪音，

而且在某些期間活動相當頻繁（圖 210F），每次出現的長度大多短於 15 分鐘，出現時間點也較動物合唱無明顯的日夜週期性。

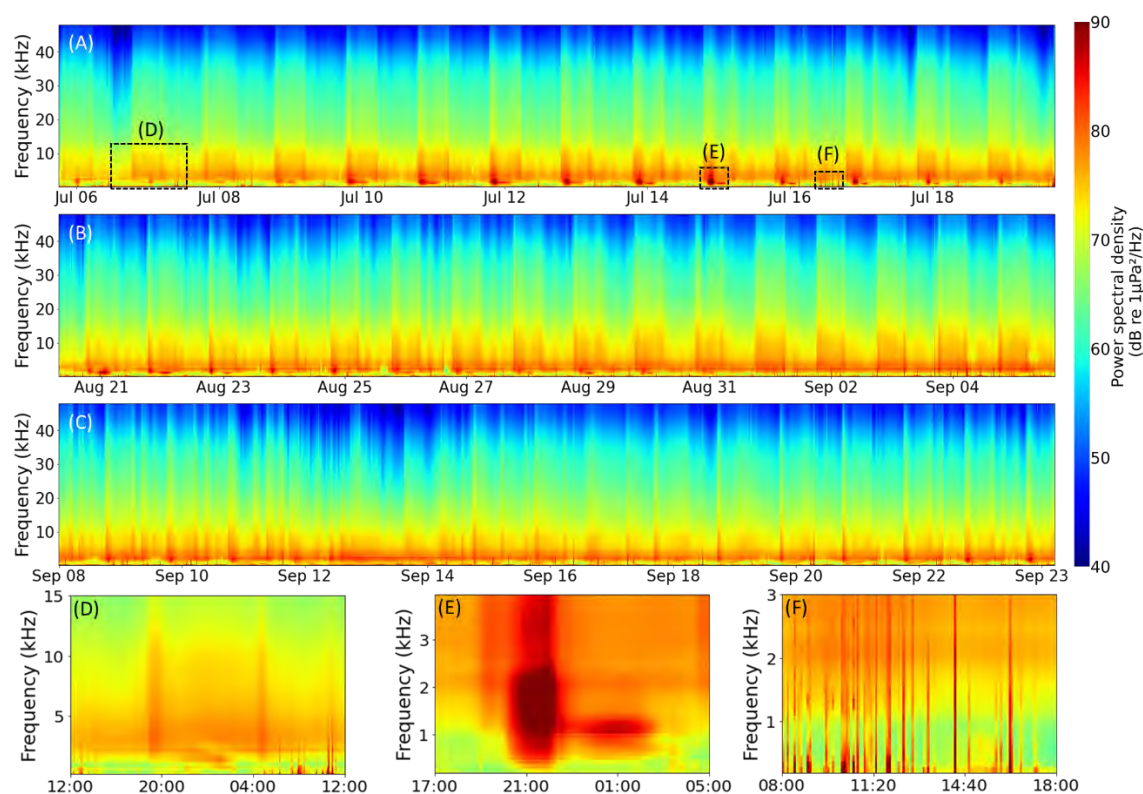


圖 210、以視覺化方法呈現桃園觀新的水下聲景。(A – C) 三次調查的長期時頻譜圖，挑選三個時段與頻率範圍放大呈現 (D) 甲殼類動物聲音、(E) 魚類合唱，以及 (F) 船隻行駛噪音。圖片橫軸代表錄音日期與時間，縱軸表示聲音頻率，顏色則代表功率頻譜密度。

4.3.3 動物與船隻聲音特徵

在此以人工監聽的方式挑選出數筆在基隆潮境及桃園觀新海域收錄到的珊瑚礁魚類聲音、石首魚聲音、甲殼類動物聲音與船隻噪音，以波形圖、時頻譜圖進行分析。

(一) 珊瑚礁魚類聲音

在基隆潮境的長期時頻譜圖上觀察到魚類合唱，通常為大量珊瑚礁魚類同時發聲所形成的合唱訊號。珊瑚礁魚類聲音通常由數個脈衝聲波構成，主要頻率介於 200 – 1500 Hz 之間，在時頻譜圖上會呈現出數道長條的聲音訊號（圖 211）。在珊瑚群聚常見的發聲魚類，包含金鱗魚、棘鱗魚、雀鯛，都可能會發出類似的低頻脈衝聲波。

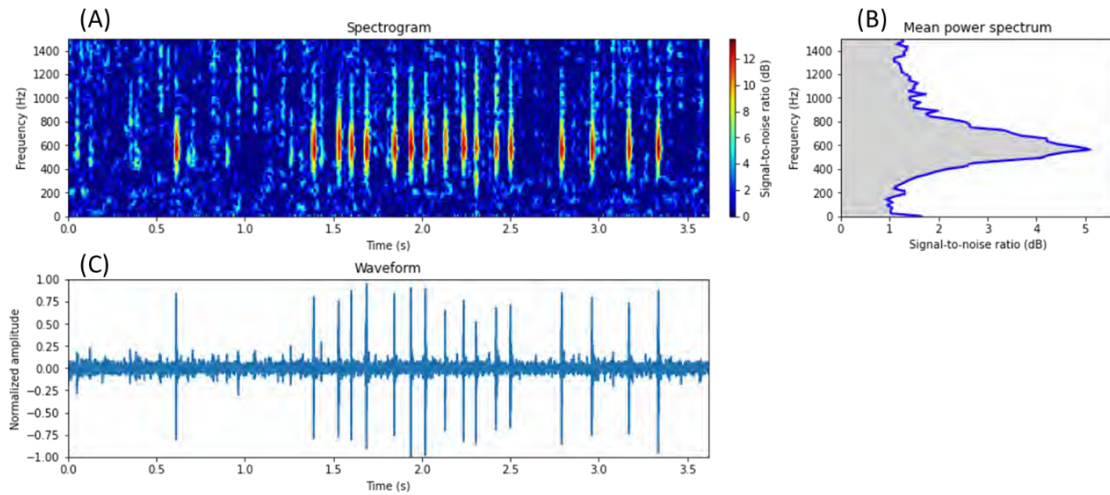


圖 211、珊瑚礁魚類聲音之聲學特徵。(A) 時頻譜圖，顯示聲音隨時間（橫軸）與頻率（縱軸）的變化特性，在本範例中魚類聲音的出現時間大約在 1.4 – 3.4 秒之間。(B) 功率譜密度之平均值，可呈現出魚類聲音的峰值能量約在 600 Hz，主要能量分佈在 300 – 900 Hz 之間。(C) 聲音波形圖，共有 17 個脈衝聲波。

(二) 石首魚聲音

在桃園觀新的長期時頻譜圖上觀察到魚類合唱，主要是大量石首魚同時發聲所形成的合唱訊號。石首魚聲音也是由低頻的脈衝聲波構成，但相較於珊瑚礁魚類聲音，脈衝波數量較多且密集，也有較穩定的脈衝聲波間距。此外，主要頻率範圍也較寬，介於 500 – 5000 Hz 之間，在時頻譜圖上會呈現高密度的脈衝波訊號（圖 212）。在台灣西岸河口常見的發聲魚類，大多以石首魚科為主，例如大黃魚、叫姑魚等。

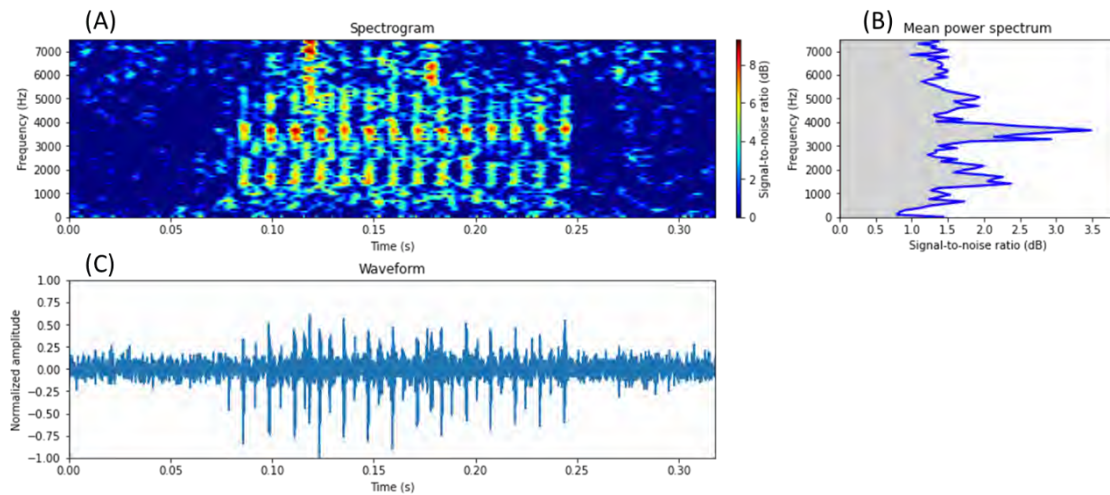


圖 212、石首魚聲音之聲學特徵。(A) 時頻譜圖，顯示聲音隨時間（橫軸）與頻率（縱軸）的變化特性，在本範例中魚類聲音的出現時間大約在 0.08 – 0.25 秒之間。(B) 功率譜密度之平均值，可呈現出魚類聲音的峰值頻率約在 3500 Hz，主要能量分佈在 1000 – 5000 Hz 之間。(C) 聲音波形圖，共有 14 個脈衝聲波。

(三) 甲殼類動物聲音

不管是基隆潮境或是桃園觀新的長期時頻譜圖，都能看到明顯的甲殼類動物聲音，且會隨著甲殼類動物發聲次數提高產生對應的強度變化。本計畫所收錄到甲殼類動物聲音，能量主要分布於 2 kHz 以上的頻率範圍，並由單一的脈衝波所構成。單一甲殼類動物通常不會發出一連串的脈衝聲波，但可能因為發聲動物的密度高，因而在水下錄音聽到大量、隨機性的寬頻脈衝聲波（圖 213）。不同於魚類的聲音，其脈衝聲波之間沒有穩定的間距。

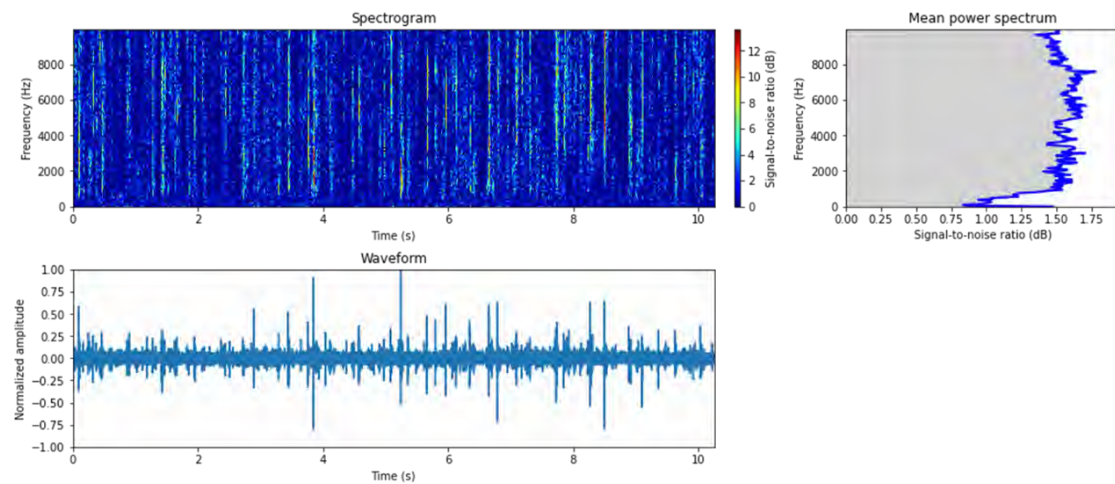


圖 213、甲殼類動物聲音之聲學特徵。(A) 時頻譜圖，呈現聲音隨時間（橫軸）與頻率（縱軸）的變化特性，每一次的脈衝聲波會以一條細長的寬頻訊號呈現。(B) 功率譜密度之平均值，可觀察和魚類聲音完全不同的寬頻聲音特性。(C) 聲音波形圖，在本範例中甲殼類動物聲音隨機出現於整段錄音中，脈衝聲波相當多且強度不一。

(四) 船隻噪音

在基隆潮境與桃園觀新的長期時頻譜圖上經常可以看到許多時間僅持續數分鐘至數十分鐘的寬頻噪音，這些噪音主要由漁船、快艇在航行過程中發出，噪音頻率可以從低頻延伸至超音波範圍，但主要能量大多分布在 10 kHz 以下。隨著船隻與水下錄音機之間距離由近至遠的變化，聲音強度會先提升再逐漸下降；且在高解析度的頻譜圖中會觀察到直接來自船隻的聲音和傳播至界面反射的聲音彼此相位干擾後所造成的 U 型圖樣（圖 214）。

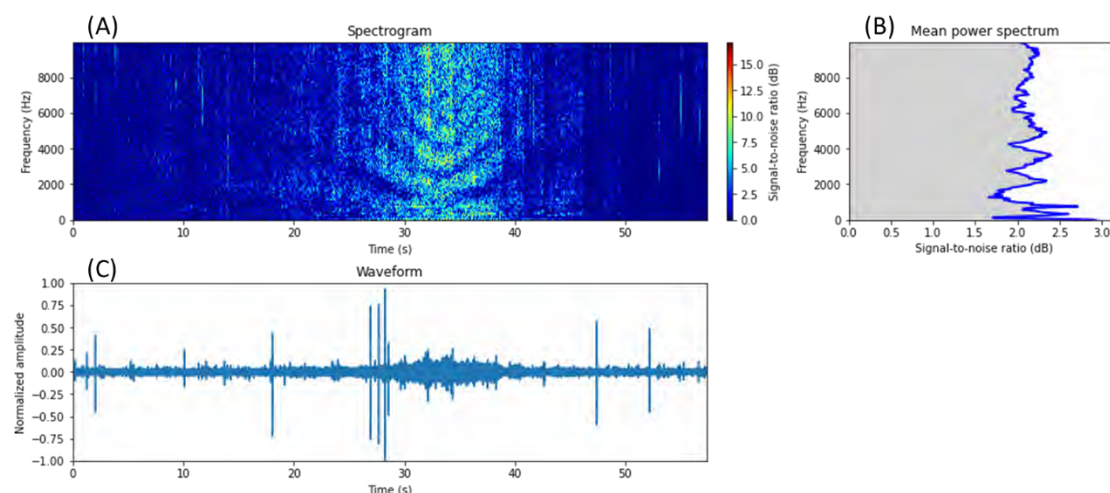


圖 214、船隻行駛噪音之聲學特徵。(A) 時頻譜圖，呈現聲音隨時間（橫軸）與頻率（縱軸）的變化特性，在本範例中船隻噪音的出現時間大約在 20–45 秒之間，頻譜圖上可清楚發現到 U 型的干涉圖樣。(B) 功率譜密度之平均值，可觀察到船隻噪音在頻率軸上呈現多個共振峰之特性。(C) 聲音波形圖，在本範例中隨著船隻接近，聲音強度在 30–35 秒達到最強。

4.3.4 水下聲景之動態變化

本計畫運用 PC-NMF 聲源分離模型，分析基隆潮境與桃園觀新海域的長期時頻譜圖。藉由觀察長期時頻譜圖可以發現，魚類合唱、甲殼類動物聲音與船隻行駛噪音三種聲音類型在日夜週期的出現模式有所不同，這使我們能夠在不需要任何人工標籤資料的情況下，讓模型成功學習到三個聲源的頻譜特徵，並以此重建個別聲源的長期時頻譜圖，大幅降低因為聲音同時間出現而造成的干擾（圖 215）。尤其在夜間，魚類合唱的主要頻率範圍經常與船隻行駛噪音的頻率範圍重疊，但本計畫應用之聲源分離模型仍然能夠把重疊的頻率範圍分解，提高分離結果的可解讀性。然而，聲源分離模型也有其極限，例如休閒潛水活動產生的低頻噪音在頻譜特徵上與魚類聲音相似，但聲源分離模型無法有效辨別兩者之間的差異，可能會導致聲音多樣性分析上的誤差。

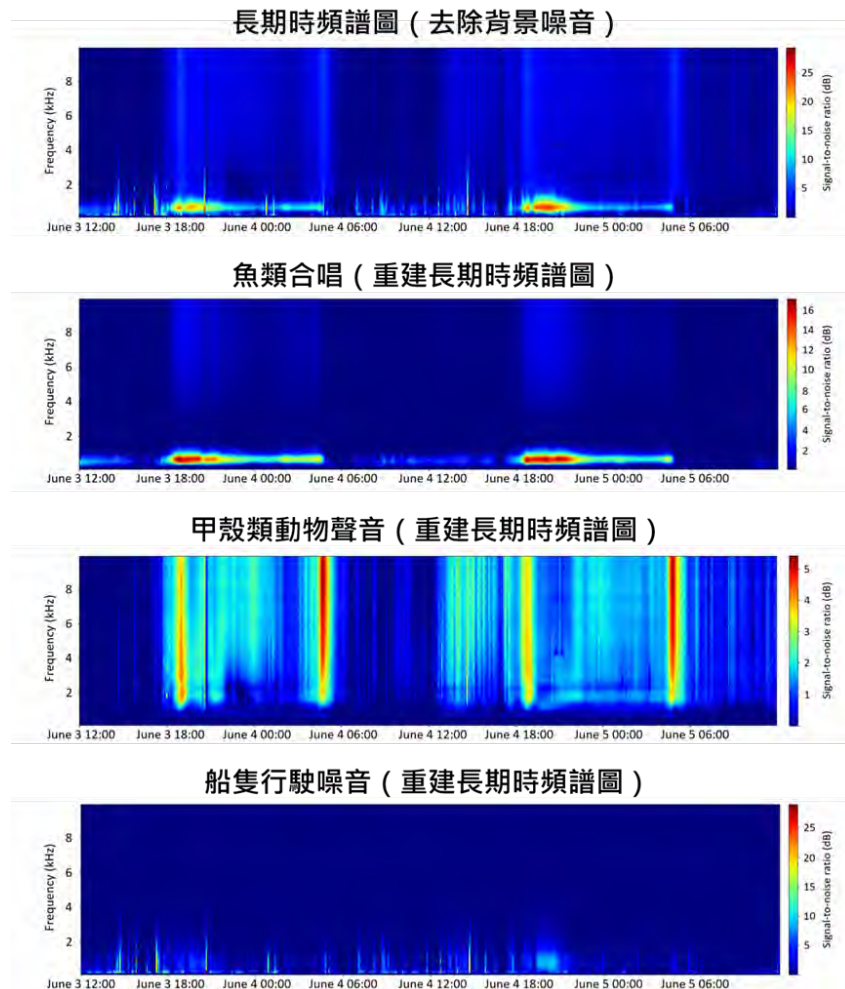


圖 215、運用聲源分離模型分析水下聲景的動態變化。從上數來第一張圖為去除掉背景噪音的長期時頻譜圖。第二張圖為透過聲源分離模型重建的魚類合唱長期時頻譜圖。第三張圖為重建的甲殼類動物聲音長期時頻譜圖。第四張圖為重建的船隻行駛噪音長期時頻譜圖。

本計畫運用聲源分離結果，分析魚類合唱、甲殼類動物聲音與人為噪音的日夜、季節變化趨勢。

(一) 基隆潮境聲景動態變化

- (1) 魚類合唱：每天傍晚 17:30 至隔日凌晨 5:00 最為活躍，而且可以分為三次聲音強度的高峰（圖 216B）。第一次高峰出現於 17:30 至 19:00 的黃昏時段，19:30 之後出現第二次高峰，每次出現大約持續 2－3 小時。第二次高峰的行為較為複雜，出現時間隨著每天的潮汐而變，主要在漲潮至滿潮前後較為活躍。最後，隔日 4:00 至 5:00 的清晨時段再出現第三次高峰，但其聲音強度相較於前兩次相對較弱。此外，魚類合唱在第二次調查（七月份）最活躍，第一次調查（五、六月份）次之，在

第三次調查（九月份）最弱。在第三次調查期間，聲源分離模型偵測到許多白天的魚類聲音。但根據我們人工檢查之後，這些聲音大多是在基隆潮境海域活動解封過後，由於大量休閒潛水活動湧入而產生的噪音。

- (2) 甲殼類動物聲音：整體來說在白天、夜晚都能偵測到，但聲音強度在夜晚較白天高，並可以分為兩次聲音強度的高峰（圖 216C）。第一次高峰在 17:30 至 20:00 的黃昏時段，而且會隨著日落時間的季節變化而移動。第二次高峰在隔日 4:00 至 6:00 的清晨時段，也會隨著日出時間的季節變化移動。此外，這兩次活動高峰，聲音強度在第一、二次調查期間稍弱，在第三次調查期間最強，呈現明顯的季節變化模式。相較於魚類合唱，甲殼類動物的發聲活動並沒有明顯的潮汐變化趨勢。
- (3) 人為噪音：大部分的人為噪音每次出現的持續時間都在十五分鐘以內，應與望海巷周遭海域的船隻行駛活動有關。從時間序列來看，並沒有固定的活動模式，但整體來看，在白天偵測到船隻行駛噪音的機率仍較夜晚高（圖 216D）。

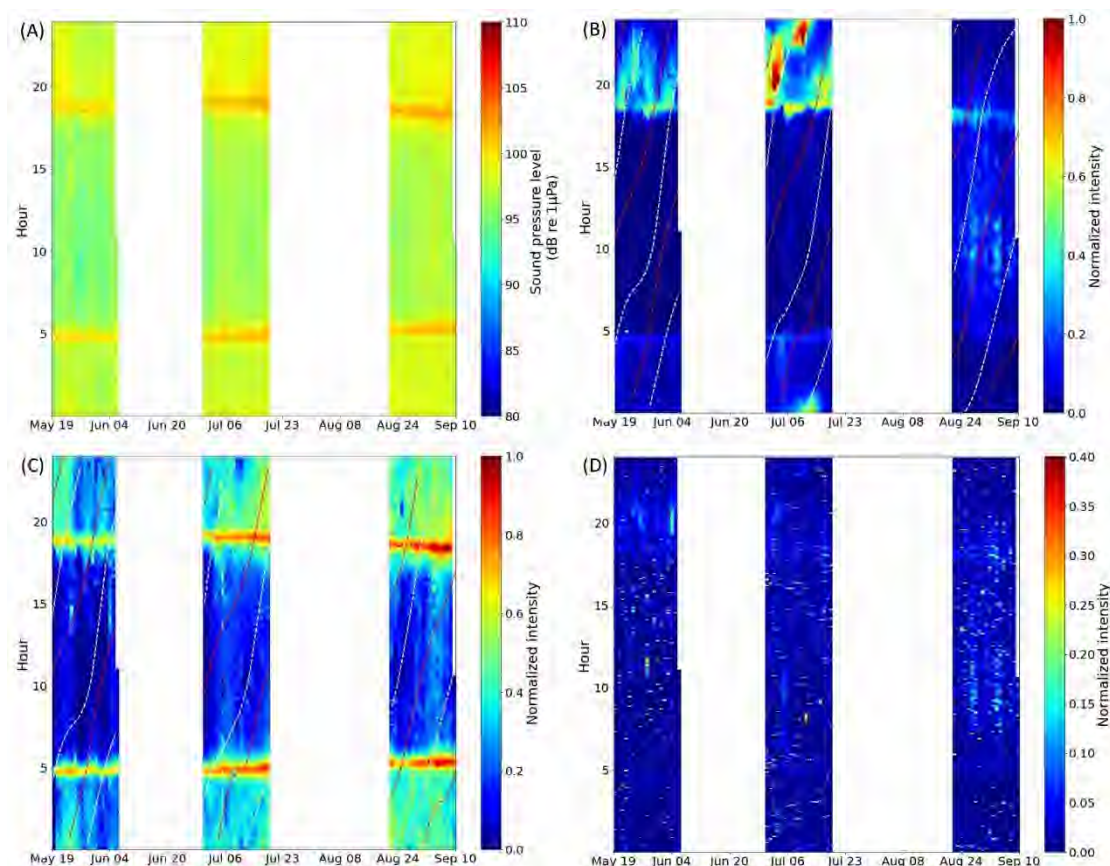


圖 216、基隆潮境聲景之日夜與季節變化。(A)每五分鐘聲壓值中位數之變化趨勢。(B)魚類合唱相對強度變化。(C)甲殼類動物聲音相對強度變化。(D)人為噪音相對強度變化。橫軸與縱軸分別代表錄音日期與 24 小時，顏色則代表聲音強度，依據整個調查時期的最小值與最大值正規化到 0 與 1 之間的範圍，空白部分代表沒有進行錄音調查之時段。(B)、(C)圖中白虛線代表滿潮時間，紅色虛線代表乾潮時間。

(二) 桃園觀新聲景動態變化

- (1) 魚類合唱：每天傍晚 18:30 至隔日凌晨 4:00 最為活躍，而且可以分為兩次聲音強度的高峰（圖 217B）。第一次高峰出現於 20:00 前後，持續時間約 1-2 個小時，且會隨著每天的潮汐時間而變，但大致上在退潮接近乾潮時較活躍。第二次高峰主要在凌晨 1:00 前後，在第一、二次調查時（七、八月份）較活躍，第三次調查（九月份）的強度非常微弱。此外，魚類合唱在大潮期間，例如：7 月 10 日新月之後、8 月 22 日滿月前後、9 月 7 日新月之後、9 月 21 日滿月之後較其餘調查期間活躍。
- (2) 甲殼類動物聲音：在白天和夜晚都能偵測到，但每天傍晚 18:00 至隔日清晨 6:00 之間最為活躍，並分為兩次聲音強度的高峰（圖 217C）。第一次高峰在 18:00 至 20:00 之間，第二次高峰則在 4:00 至 6:00 之間，兩次高峰都會隨著日出、日落的季節變化而移動。在這兩次高峰之外的時間，甲殼類動物聲音也明顯受到潮汐影響，

在乾潮前後，尤其是退潮時較其他潮汐時段活躍。此外，甲殼類動物聲音在第三次調查期間的聲音強度較前兩次微弱，尤其是在 9 月 10 日至 9 月 13 日璨樹颱風海上警報期間，原本穩定的日夜週期性被大幅改變。

- (3) 人為噪音：大部分的人為噪音每次出現的持續時間都在十五分鐘以內，應與出入永安漁港的船隻活動有關。從時間序列來看，並沒有固定的活動模式，但整體來看，在每天 05:00 至 17:00 之間偵測到船隻行駛噪音的機率仍較其他時段高。此外，第二次調查後半段與第三次調查期間在夜間偵測到船隻活動的機率也較第一次調查期間高（圖 217D）。

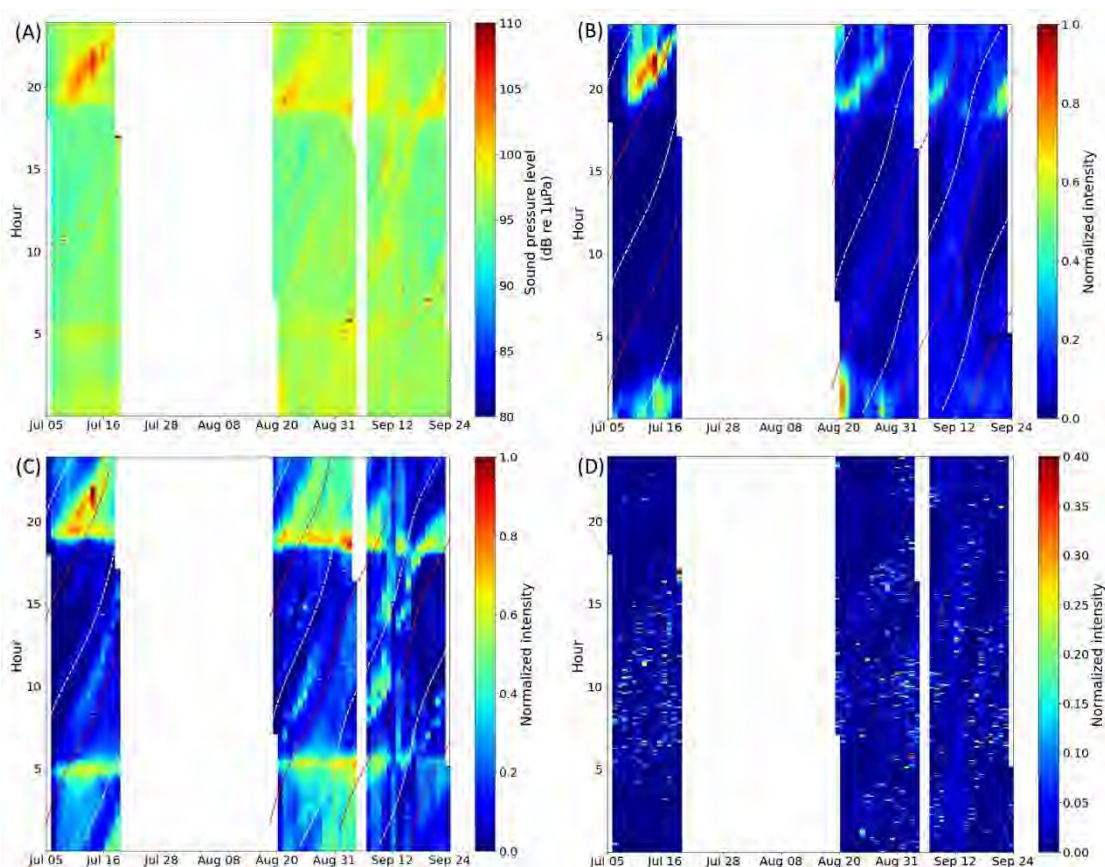


圖 217、桃園觀新聲景之日夜與季節變化。(A)每五分鐘聲壓值中位數之變化趨勢。(B)魚類合唱相對強度變化。(C)甲殼類動物聲音相對強度變化。(D)人為噪音相對強度變化。橫軸與縱軸分別代表錄音日期與 24 小時，顏色則代表聲音強度，依據整個調查時期的最小值與最大值正規化到 0 與 1 之間的範圍，空白部分代表沒有進行錄音調查之時段。(B)、(C)圖中白虛線代表滿潮時間，紅色虛線代表乾潮時間。

4.3.5 動物聲音多樣性

本計畫使用 NMF 模型所學習到的動物聲音頻譜特徵，再運用 *k*-means 聚類演算法辨識出各種具有不同頻譜特性的聲音類別，以減少分析大量資料所需的人力與時間。然而，聚類演算法並無法直接估測每一批資料中有多少類群，因此本計畫在進行過一系列的測試之後，輔以人工判讀各調查海域之最適當的類別數量，以確保動物聲音多樣性分析結果之可信度。

(一) 基隆潮境聲音多樣性

基隆潮境的動物聲音可分為 10 個類別，共解釋 85% 的資料變異程度。將每個聲音類別以不同顏色標註，並分析其出現的時間與日期之後，可以發現聚類結果有效地辨識出動物聲音在白天與夜晚之間的變化，且也能有效反映魚類合唱的多樣性（圖 218）。

在這 10 個聲音類別中，與魚類合唱有關的一共有六個類別（編號 1、4、5、6、8、9），其中又以編號第 4、8 類的低頻聲音強度特別高（圖 219），分別反映了魚類合唱第二次高峰在第一次調查和第二次調查之間的變化。此外，與甲殼類動物聲音有關的一共有五個類別（編號 1、3、4、8、9），其中編號第 1、9 類的聲音類別同時混和了魚類合唱與甲殼類動物聲音（圖 219），主要出現在日出與日落等微光時期。編號 2、7、10 等三個類別的頻譜能量相當微弱（圖 219），大多分布在日間時段，主要是由較安靜的背景噪音所貢獻。

聲音多樣性的分析結果顯示，基隆潮境的動物聲音在第三次調查期間有明顯的結構性差異。由於第三次調查期間適逢新冠肺炎疫情趨緩，國立海洋科技博物館解除潮境海域活動限制後，大量休閒潛水活動湧入調查地點周遭海域。本計畫在第三次調查的假日也在白天觀察到許多與魚類合唱頻率重疊的低頻噪音（圖 220），因此本計畫僅選擇每天 17:30 之後到隔天 6:00 之間的夜間錄音資料進行動物聲音多樣性之量化分析，以確保分析結果不受到人為噪音的影響。

圖 221 顯示多樣性指數之分析結果，基隆潮境第一次調查的多樣性指數平均值為 0.63 ± 0.07 （平均值 $\pm$ 標準差），第二次調查為 0.76 ± 0.05 ，第三次調查為 0.30 ± 0.06 ，多樣性指數在三次調查之間呈現明顯差異（Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$ ），顯示動物聲音多樣性可能同時受到季節變化與海域活動解封後的人為活動影響。

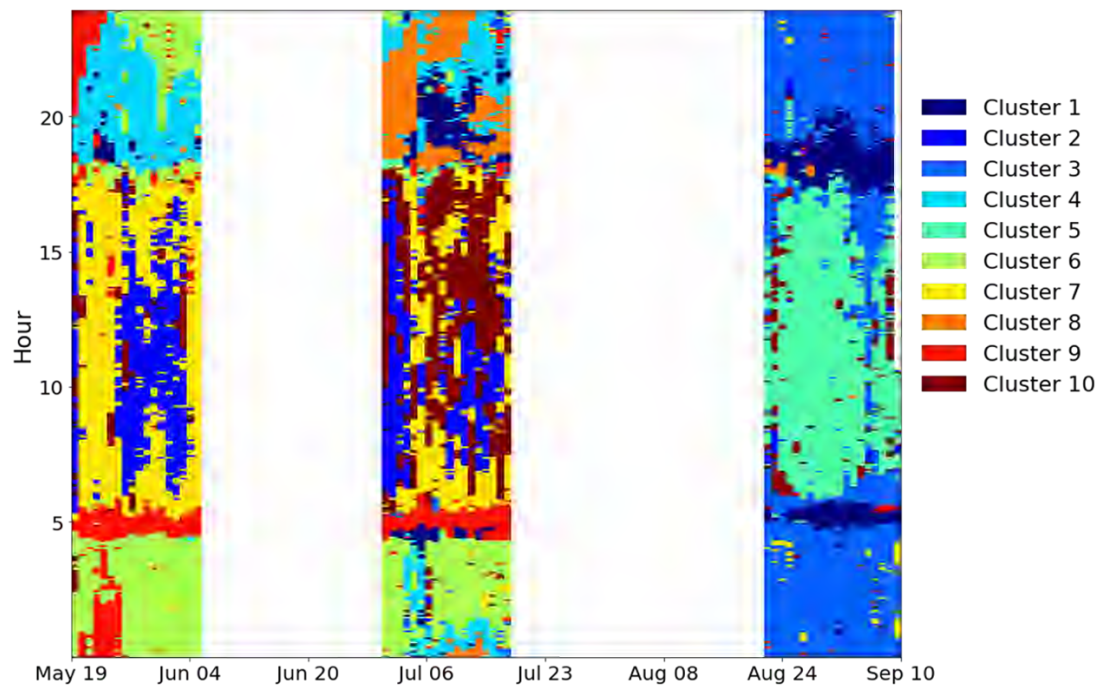


圖 218、基隆潮境動物聲音聚類結果。橫軸與縱軸分別代表錄音日期與 24 小時，顏色則代表聲音類別之編號。

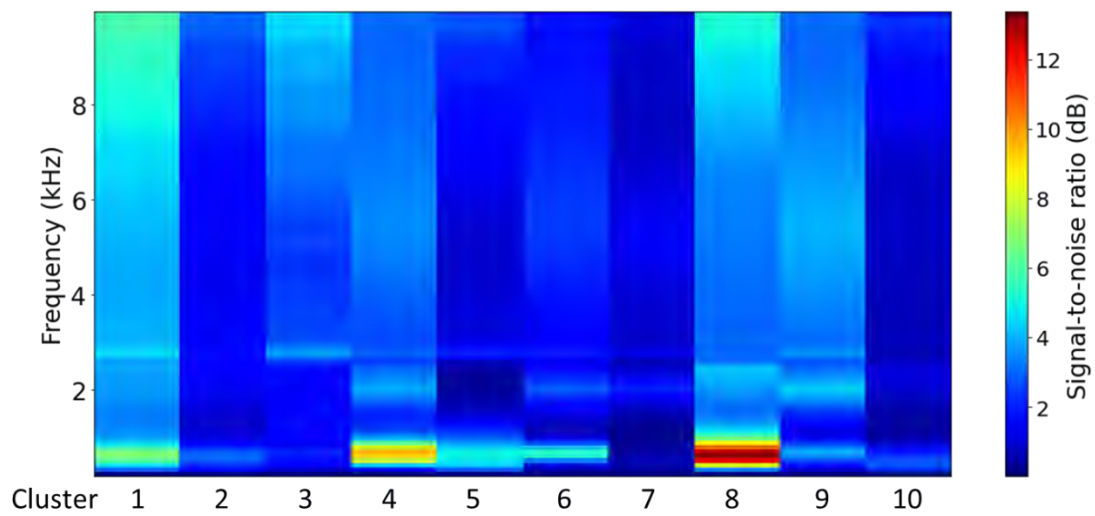


圖 219、基隆潮境 10 類動物聲音之頻譜特性。橫軸為聲音類別之編號，縱軸代表頻率，顏色代表訊雜比。

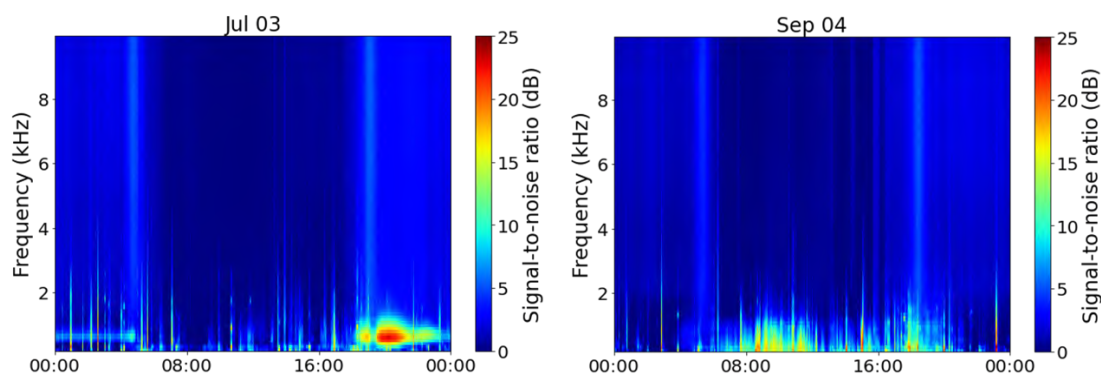


圖 220、基隆潮境 7 月 3 日（左圖）與 9 月 4 日（右圖）之長期時頻譜圖，兩天均為假日，可以觀察到在海域活動解封之後，大量人為活動產生的低頻噪音在白天長時間持續出現。

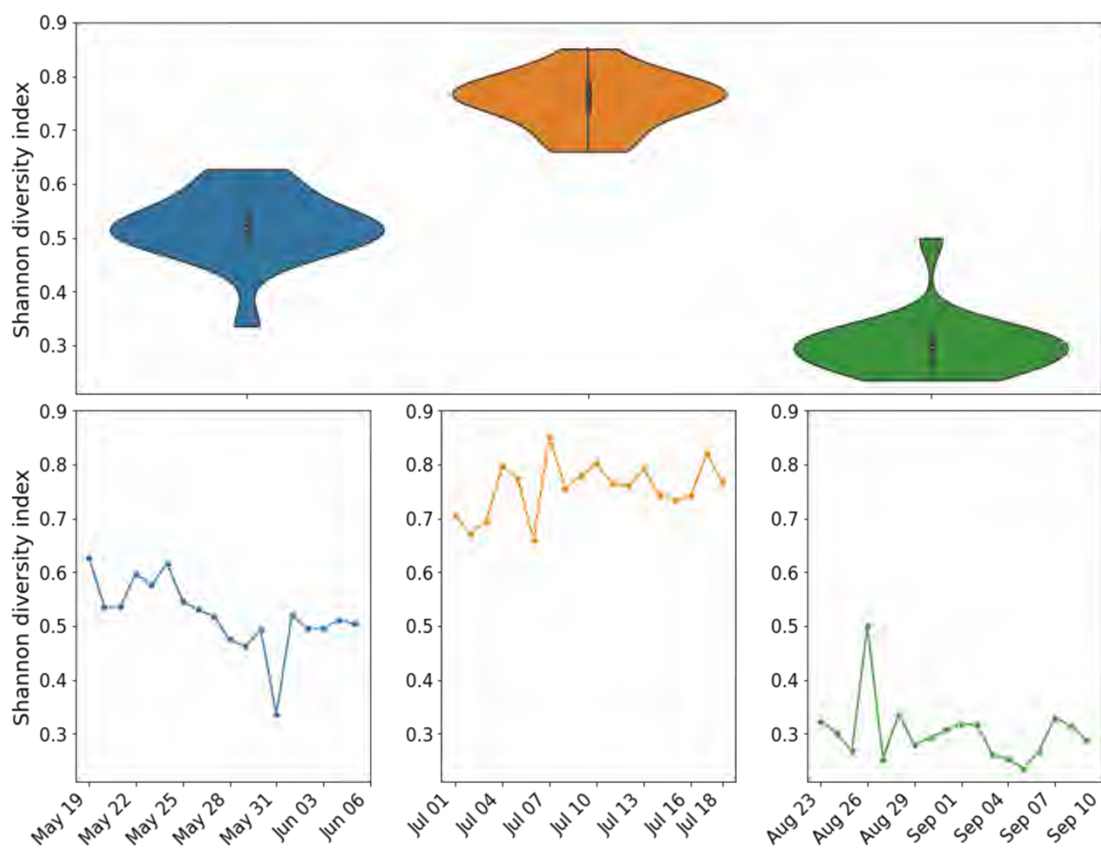


圖 221、基隆潮境動物聲音多樣性於三次調查之統計變化。上方的小提琴圖呈現資料的分佈狀態以及估測之資料分佈機率，在每一組資料中若是寬度越寬則代表資料分布機率越高，小提琴圖中的箱型圖白色圓點代表資料分佈之中位數，黑色粗線表示四分位數範圍，黑色細線代表經過去除離群值之後的資料範圍，而超過黑色細線的資料為離群值，離群值以四分位距之 1.5 倍進行判斷。下方為多樣性指數在三次調查期間內的變化趨勢。

(二) 桃園觀新聲音多樣性

桃園觀新的動物聲音分為 10 個類別，共解釋 99% 的資料變異程度。將每個聲音類別以不同顏色標註，分析其出現的時間與日期之後，可以發現聚類結果有效地辨識出動物聲音在白天與夜晚之間的變化，且也能反映魚類合唱和甲殼類動物聲音受到潮汐影響而產生的多樣性（圖 222）。

在這 10 個聲音類別中，與魚類合唱有關的一共有七個類別（編號 1、3、5、6、7、8、9），其中又以編號第 6、8 類的低頻聲音強度特別高（圖 223），分別反映了魚類合唱的兩次高峰。編號 3、5、7、9 的聲音類別則顯示，雖然有些時間的魚類合唱並不如兩次高峰依樣強，但仍在頻率特性、出現時間上呈現豐富的多樣性。此外，與甲殼類動物聲音有關的共有三個類別（編號 2、6、7），其中編號第 6、7 類的聲音類別同時混和了魚類合唱與甲殼類動物聲音（圖 223），編號第 6 類則是主要出現退潮的時間區段。編號 4、10 等兩個類別的頻譜能量相當微弱（圖 223），大多分布在日間時段，主要是由較安靜的背景噪音所貢獻。

圖 224 顯示多樣性指數之分析結果，桃園觀新第一次調查的多樣性指數平均值為 0.72 ± 0.14 ，第二次調查為 0.78 ± 0.12 ，第三次調查為 0.68 ± 0.10 ，多樣性指數僅在第二次與第三次調查之間呈現明顯差異（Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$ ）。此外，從聲音多樣性的逐日變化也可以觀察到，桃園觀新的動物聲音多樣性在同一季的錄音資料中有相當大的變動範圍，例如第一季 7 月 10 日以前、第二季 8 月 30 日以後，以及第三季 9 月 11-13 日。其中，第三季的大幅下降與璨樹颱風海上警報期間重疊。

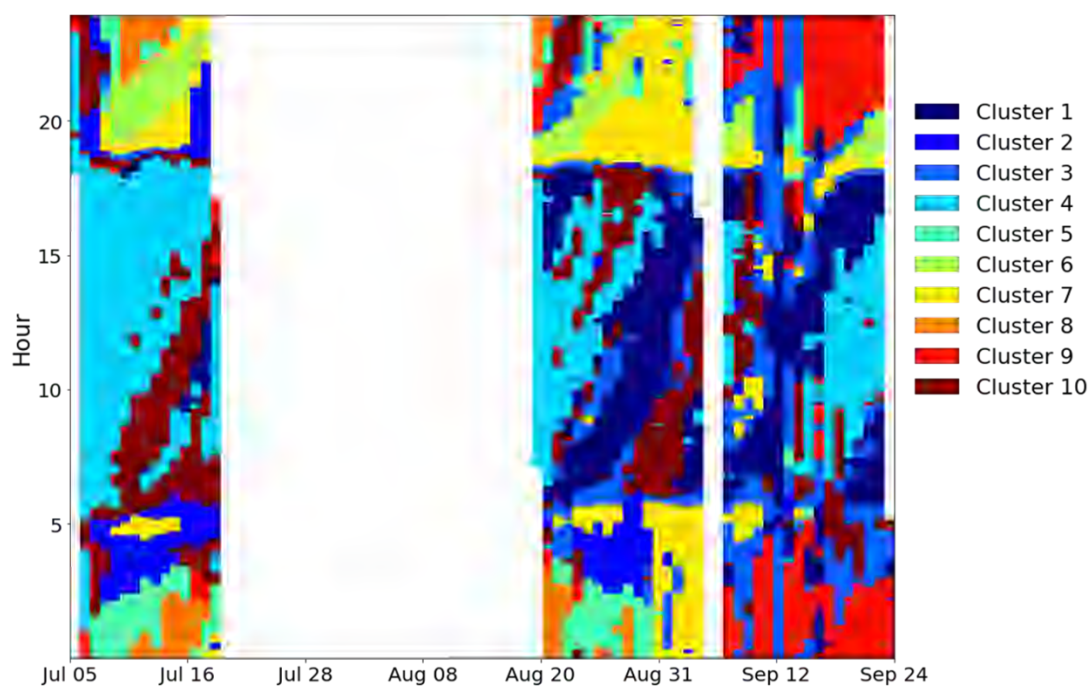


圖 222、桃園觀新動物聲音聚類結果。橫軸與縱軸分別代表錄音日期與 24 小時，顏色則代表聲音類別之編號。

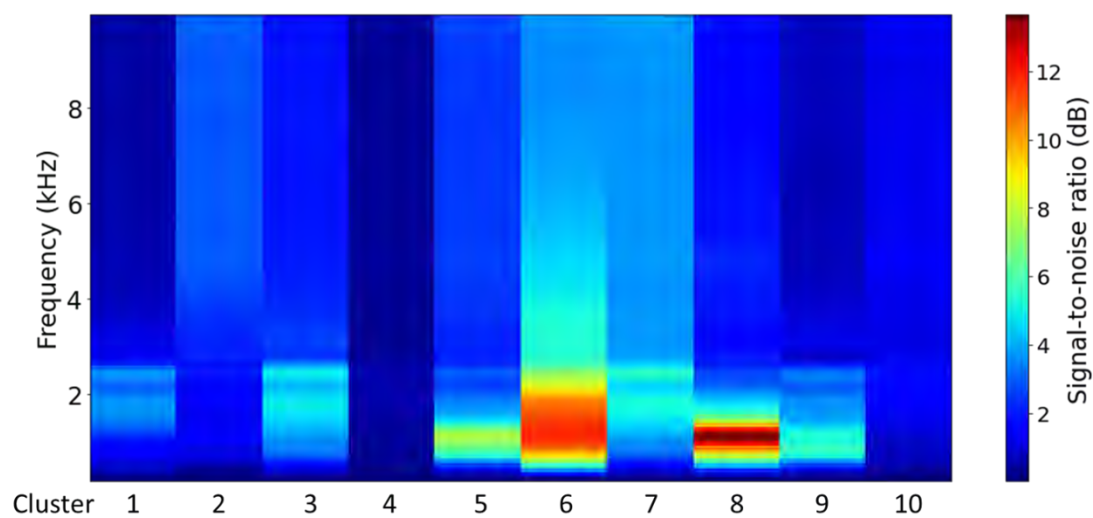


圖 223、桃園觀新 10 類動物聲音之頻譜特性。橫軸為聲音類別之編號，縱軸代表頻率，顏色代表訊雜比。

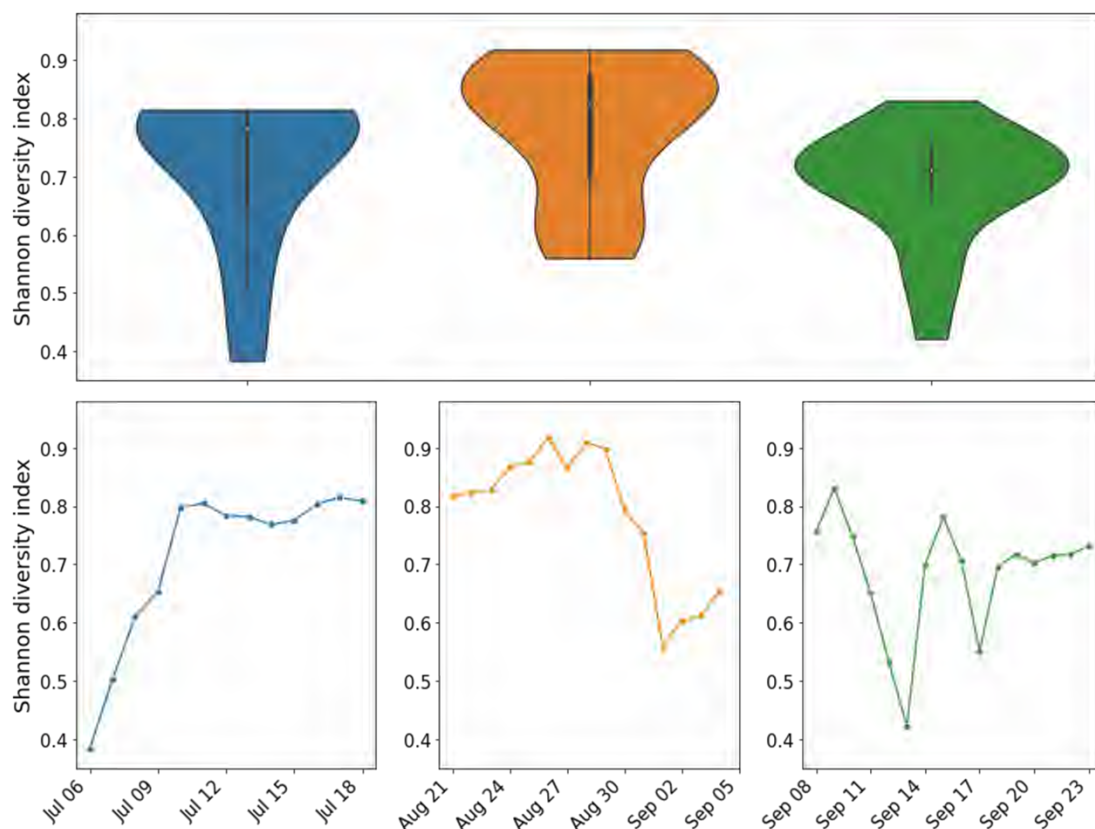


圖 224、桃園觀新動物聲音多樣性於三次調查之統計變化。上方的小提琴圖呈現資料的分佈狀態以及估測之資料分佈機率，符號說明見圖 20。下方為多樣性指數在三次調查期間內的變化趨勢。

4.3.6 討論

海洋聲音已被全球海洋觀測系統指定為基本海洋變量之一，聲景在近年也被廣泛應用於海洋生態遙測，除了透過聆聽聲音評估動物群聚的棲地利用與行為活動模式，也能藉由水下噪音評估人為活動對海洋生態造成的潛在干擾 (Mooney et al. 2020)。本年度在基隆潮境以及桃園觀新海域各架設一組自動錄音系統，共蒐集了 105 天次、1461.4 小時的錄音資料，完成當地水下聲景基線資料之建置。本計畫運用長期時頻譜圖與機器學習模型自動化分析長時間水下錄音，呈現珊瑚礁、藻礁與河口生態系的聲音多樣性，並以此了解海洋發聲動物群聚與人為活動的時空變化。

由此兩處海域之錄音資料分析結果顯示，聲景特性和動物聲音組成在兩種海洋生態系之間明顯不同。在基隆潮境，聲景主要受到甲殼類動物發出的寬頻聲音影響，魚類合唱的貢獻較低，與日本沖繩的研究結果相似 (Lin et al. 2021a)。但在桃園觀新海域，本計畫觀察到的聲景特性與 Heard et al. (2021)在藻礁潮間帶觀察到的聲景不同，也和 Guan et al. (2015)在雲林新虎尾溪口觀察到的河口聲景有所差異。推測目前在桃園觀新

設置的錄音測站可能受到藻礁與河口生態系影響，因此聲景特性同時兼容了與礁岩相關的甲殼類動物聲音，以及與河口相關的石首魚合唱。此結果顯示動物聲音類別組成能夠協助我們區分各種不同的海洋生態系，並以此評估海洋生態系的變遷。

所調查的兩處海域在夜間都可以觀察到活躍的動物發聲行為，此結果和過去在河口、珊瑚礁、大陸棚海域進行的聲學調查結果一致，顯示夜間是許多海洋發聲動物的主要活動時段 (Lin et al. 2018, 2021a, 2021b)。本計畫結果也顯示發聲魚類和甲殼類動物的行為會隨著潮汐而變，這可能與海洋動物利用潮汐流在潮下帶與潮間帶之間移動以提升覓食效率有關 (Tankersley and Forward 2001; Gibson 2003)。然而，伴隨潮汐的水深變化也會影響聲音在淺水域的傳播距離 (Forrest et al., 1993)。基隆潮境海域最大潮差約 1 公尺，應不致對收音造成明顯影響，但桃園觀新海域最大潮差可達 3.5 公尺，同一類型的動物聲音可能會在不同水深產生些微的頻譜差異，而影響聲音多樣性之分析結果。此外，桃園觀新海域也可能受到鄰近的新屋溪口影響，在漲潮、退潮時因為淡鹹水之間的擾動，而影響位於淺水域的藻礁生態群聚和外海之間的連通性，進而提升當地動物群聚的行為複雜度。

生物多樣性隨日夜、潮汐與季節的周期性變動趨勢，是了解生態系是否維持穩定，以及遭遇環境、人為干擾之後是否恢復的關鍵。本年度在桃園觀新進行第三次監測時，由於璨樹颱風的外圍環流干擾，桃園雨量站在 9 月 12-15 日期間共累積 72.5 mm 雨量。在颱風影響期間，不管是魚類合唱、甲殼類動物聲音的強度或是動物聲音多樣性都明顯較低，且原有的日夜、潮汐週期性活動模式也有所改變，直到颱風遠離台灣之後才逐漸恢復。過去在雲林新虎尾溪口進行的長期聲學研究也顯示，白海豚在豪雨過後會減少在河口海域的活動頻度，可能與淡水注入大量增加導致河口環境改變有關 (Lin et al. 2015)。此調查經驗顯示，長期監測水下聲景中的動物聲音可以產出高時間解析度的生態資訊，協助評估海洋生物多樣性面臨各種環境變化的強韌性與恢復力 (Locascio and Mann 2005; Simmons et al. 2021)。

本年度調查期間適逢新冠肺炎疫情發生，5 月 19 日至 7 月 27 日期間全台進入三級警戒，海域休閒、遊憩活動皆被禁止。儘管如此，由於並未禁止漁船、貨輪出入港口，因此三級警戒期間仍然可以在基隆潮境與桃園觀新海域偵測到許多船隻行駛噪音。值得注意的是，中央疫情指揮中心在 8 月 24 日開放浮潛與游泳等水域活動之後，基隆潮境的低頻噪音在假日期間就明顯增加。這些低頻噪音是因為休閒潛水活動的那些行為而產生，仍需進一步調查以分析成因。然而，從基隆潮境的聲音分析結果可以觀察到

魚類合唱在水域活動解封之後明顯趨微，且聲音多樣性也顯著降低，顯示當地的魚類群聚有可能受到大量湧入的潛水活動影響。儘管如此，魚類群聚也有可能隨著季節轉換而改變，仍需要累積長期監測資料，並與其他生物調查、環境因子監測結果整合，以進一步判斷人為活動對海域生態造成的潛在干擾。

4.4 臺灣海域重要海洋生態系及海洋保護區進階資料分析

4.4.1 各類海洋相關地理資訊圖資收集彙整

基於科技部海洋學門賦予的任務，ODB 與本計畫密切合作，計畫執行至今已收集彙整本計畫採樣區域內各類海洋相關地理資訊圖資，包含公開資訊及 ODB 內部資料，例如：海洋自然保護區，海洋國家公園，海域資源保護區／海岸風景區，經濟部能源局風場位置、海域法規界線、科技部海洋學門生物資料庫等 24 個圖層共 139,372 筆相關地理資訊圖資（表 24）。這些圖資皆以標準的資料格式提供，可在通用的地理資訊系統軟體如 Google Earth、ArcGIS 及科技部海洋學門 HidyViewer 上使用（圖 225）。

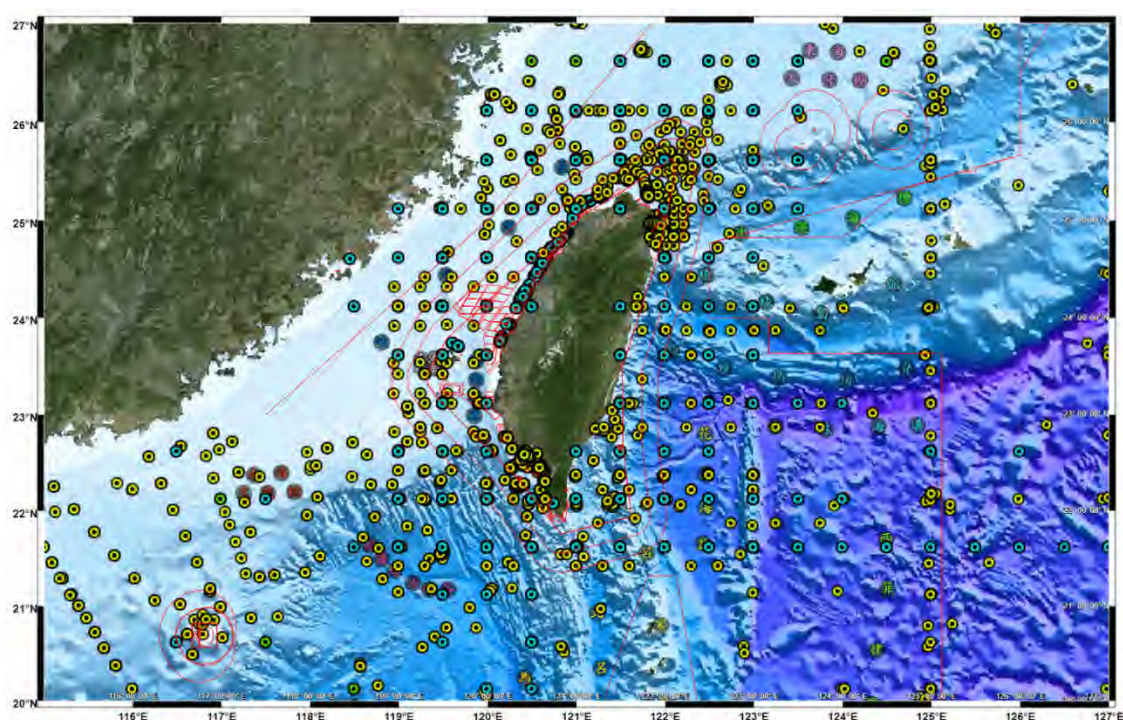


圖 225、本計畫執行至今所收集與彙整之各類海洋相關地理資訊圖資空間分布。臺灣周遭海域海底地形圖使用科技部自然司海洋學門資料庫 200 公尺網格間距地形模型 (<https://odbgo.oc.ntu.edu.tw/odbargo/>)。

表 24、本計畫執行至今所收集與彙整各類海洋相關地理資訊圖資列表。

分類	圖層名	格式	授權狀況	資料筆數數	圖資來源	大小 (Bytes)
自然保護區 (海洋)	中華白海豚野生動物重要棲息環境	shp, kml	open	6	海保署 iOcean	97K
	野生動物重要棲息環境	shp, kml	open	20	海保署 iOcean (原始資料：農委會)	60K
	野生動物保護區	shp, kml	open	23	海保署 iOcean (原始資料：農委會)	124K

分類	圖層名	格式	授權狀況	資料筆數數	圖資來源	大小 (Bytes)
	自然保留區	shp, kml	open	38	海保署 iOcean (原始資料：農委會)	60K
國家公園 (海洋)	東沙環礁國家公園	shp, kml	open	4	海保署 iOcean	33K
	澎湖南方四島國家公園	shp, kml	open	10	海保署 iOcean	118K
	墾丁國家公園	shp, kml	open	13	海保署 iOcean	143K
	台江國家公園	shp, kml	open	2	海保署 iOcean	19K
海域資源保護區／海岸風景區	東北角暨宜蘭海岸國家風景區	shp, kml	open	5	海保署 iOcean	65K
	東部海岸國家風景區	shp, kml	open	5	海保署 iOcean	12K
	漁業資源保育區	shp, kml	open	35	海保署 iOcean	170K
經濟／社會	陸域風力發電廠	shp, kml	經濟部能源局風力單一服務窗口平台	329	經濟部能源局風力單一服務窗口平台	192K
	離岸風機潛力場址	shp, kml	open	36	海保署 iOcean (原始資料：經濟部能源局)	17K
	離岸風力發電開發計畫位置	shp, kml	open	18	海保署 iOcean	9K
海域法規	領海基線	kml, shp	open	10	內政部	35K
	12 哩領海外界線	kml, shp	open	5	內政部	68K
	24 哩領海外界線	kml, shp	open	4	內政部	316K
	暫定執法線	kml, shp	open	1	科技部海洋學門 (轉傳)	35K
	護漁範圍	kml, shp	open	1	科技部海洋學門 (轉傳)	1K
生物多樣性	浮游生物 (點位) ／仔稚魚分布 (點位)	shp, kml	科技部海洋學門	137819 (137K)	科技部海洋學門	395K
	仔稚魚豐度分布 (點位、屬性)	kml, shp	科技部海洋學門	350	科技部海洋學門	111K
	仔稚魚物種歧異度分布 (點位、屬性)	kml, shp	科技部海洋學門	350	科技部海洋學門	111K
	浮游生物豐度分布 (點位、屬性)	kml, shp	科技部海洋學門	144	科技部海洋學門	46K
	浮游生物物種歧異度分布 (點位、屬性)	kml, shp	科技部海洋學門	144	科技部海洋學門	46K

4.4.2 熱點分析

綜合仔稚魚、浮游生物以及底拖魚類，將物種指標（豐度、密度以及物種數）前 25% 的樣站視為熱點 (hotspots)。由於樣站的差異，分為 (1) 仔稚魚及浮游動物熱點（生物熱區分數 0~4），與 (2) 底拖魚類熱點（生物熱區分數 0~2）。

以量豐度來看，春季仔稚魚及浮游生物熱點為 FR 55 與 Chen 38，夏季熱點則為 FR 42（圖 226）；以種豐度來看，春季仔稚魚及浮游生物熱點為 FR 32，夏季為 FR 32 及 FR 42（圖 227）。以年度來看，以量豐度為基礎之生物多樣性熱點主要為 FR 42 及 FR 55，以種豐度為基礎之生物多樣性熱點則為 FR 32（圖 228）。

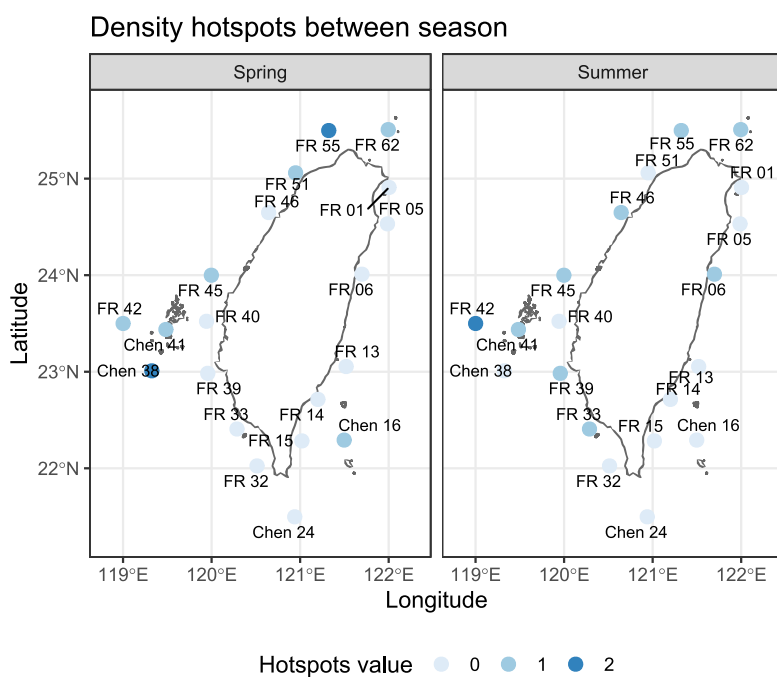


圖 226、110 年度分季節仔稚魚及浮游生物量豐度熱點。

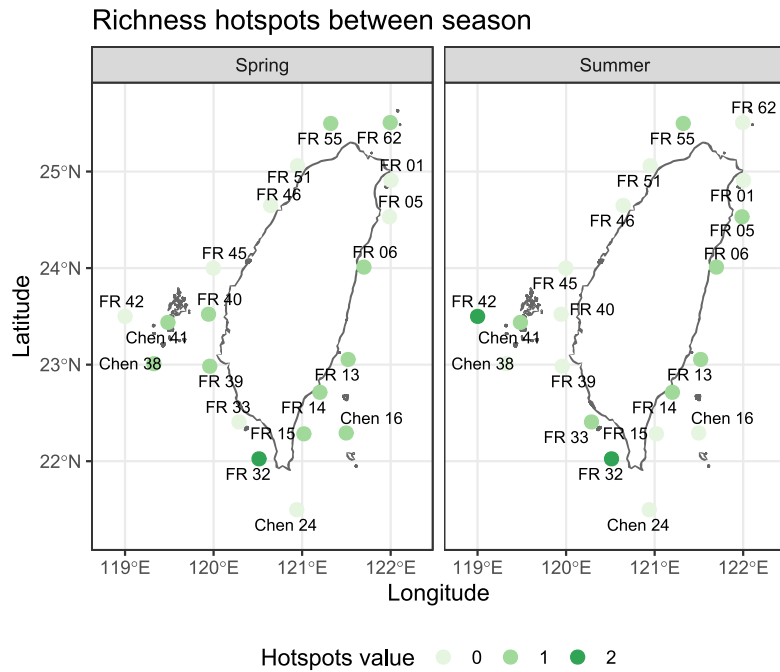


圖 227、110 年度分季節仔稚魚及浮游生物種豐度熱點。

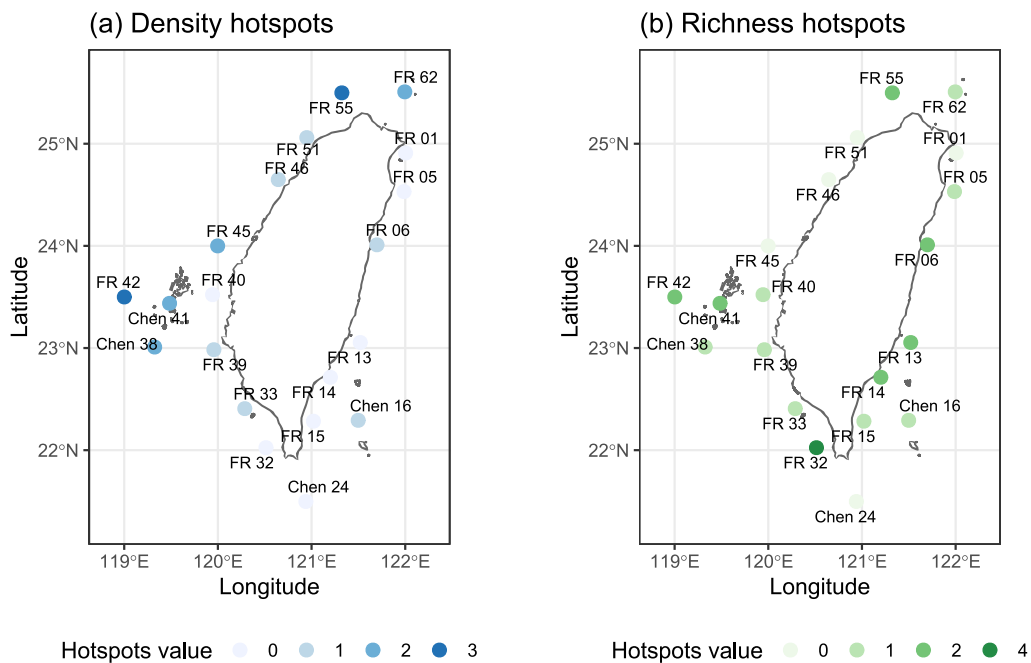


圖 228、110 年度年度仔稚魚及浮游生物熱點。

以底拖魚量豐度來看，春季底拖魚類熱點為 OT 9、H2 與 T1，夏季為 OT5、OT8 與 OT 9 (圖 229)；以底拖魚種豐度來看，春季底拖魚類熱點為 OT5、OT8、OT 9、H2 與 T1，夏季為 OT5、OT8 與 H2 (圖 230)。豐度上整年中兩季合併觀察時 (即圖

229 左右兩圖相加之值)，底拖魚類兩季均為前 25%的樣站(2 分的生物熱區)為 OT9 (圖 231 左)。以年度來看，底拖魚類主要熱點為 OT5、OT8 與 H2 (圖 231)。

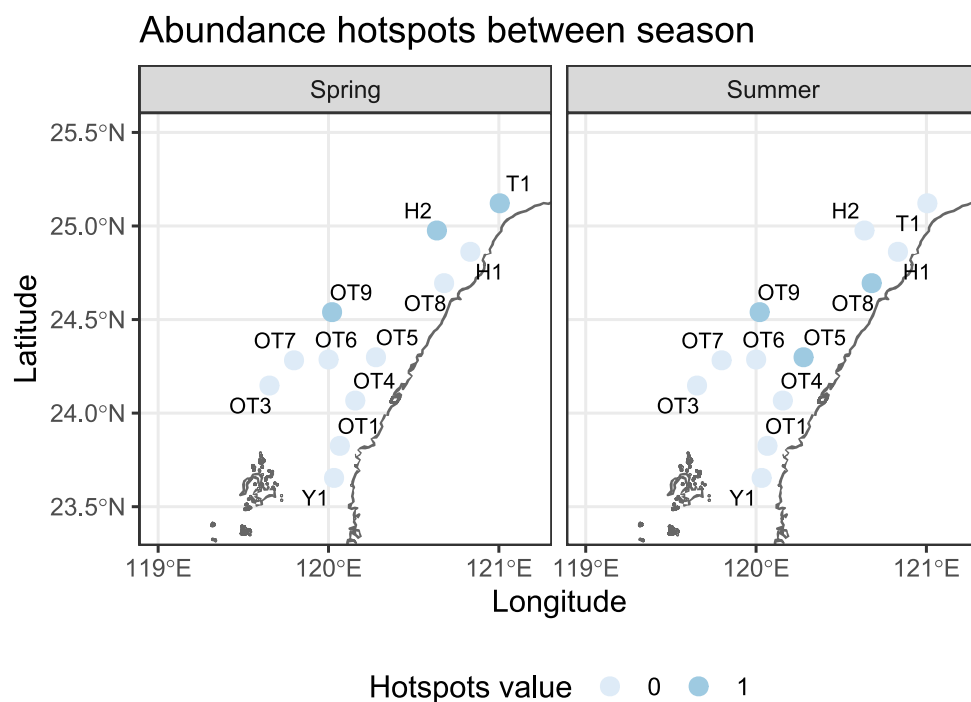


圖 229、110 年度分季節底拖魚類量豐度熱點。

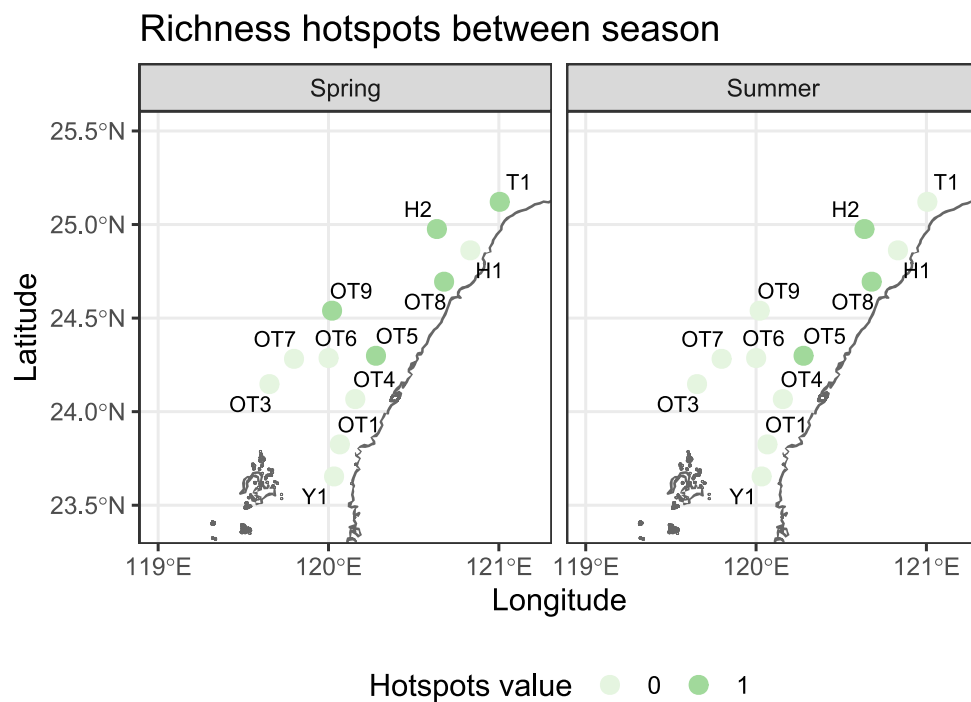


圖 230、110 年度分季節底拖魚類種豐度熱點。

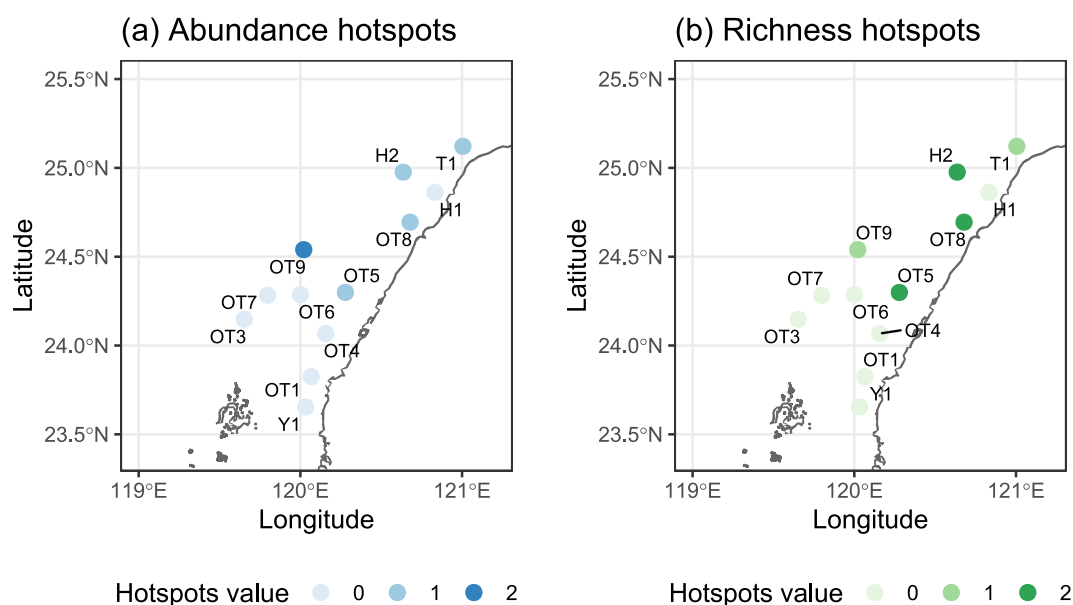


圖 231、110 年度年度分季節底拖魚類熱點。

4.4.3 海洋保護區歷年研究報告

我國海洋保護區共計 45 個，分別由不同法規依據所管理，包括野生動物保育法 (WCA)、國家公園法 (NPA)、漁業法 (FA)、發展觀光條例 (TDA)、文化資產保存法 (CHPA)、都市計畫法 (UPL)。本計畫彙整由海洋保育署提供之海洋保護區歷年報告共計 84 篇，排除陸域調查報告，與海域相關之報告為 77 篇，內容包括：海洋物種調查（包括物種調查與關注物種研究，如繫放追蹤、族群分布、產卵調查等，共 73 篇）、水文調查（9 篇）、地質調查（5 篇）、經營管理評估（4 篇）以及棲地壓力（3 篇）（附錄 10、附錄 11）。經營管理係指與權益關係人訪談、社區訪查以及海洋保護區管理設施踏查（如保護區之公告立牌、環境設備等檢視）後，提出經營管理建議；棲地壓力與威脅則是透過上述經營管理分析進一步指出棲地現存威脅，或是該保護區曾遭到較嚴重之人為破壞，進一步對於該棲地變化之追蹤。

本計畫以歷年報告資訊彙整保護區底質覆蓋率、海洋物種調查年份與歷年海洋生物物種數（分成魚類、棘皮動物、軟體動物、甲殼動物、珊瑚、海藻、鯨豚、海鳥、海草）與保護區水文概況。若同一個保護區內有多個測站之調查，則取各測站之底質覆蓋率之平均數呈現，物種數亦以保護區為單位計算（同一物種同時出現在不同測站，不重複計算）。其中，鳥類的部分，本研究僅針對海鳥物種進行資料綜整，海鳥物種的篩選方式為比對海洋保育署今年度所公告之海鳥名錄（海洋保育署，2021）。

本計畫彙整結果如下列：

- (一)海洋保護區海洋生態歷年調查概況；
- (二)海洋保護區最近年度的底質覆蓋率及多樣性；
- (三)海洋保護區各類海洋生物歷年單一年度調查最大物種數；
- (四)海洋保護區各類海洋生物歷年總物種數（魚類、鯨豚與海鳥）；
- (五)海洋保護區各類海洋生物之物種數年間變動趨勢；
- (六)海洋保護區最近年度水文分布呈現。

各項結果分述如下：

(一) 海洋保護區海洋生態歷年調查概況

經檢視海洋保育署所提供之 77 篇與海洋生態系相關之研究報告，僅墾丁國家公園、東沙環礁國家公園、棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區、馬祖列島燕鷗保護區與部分的漁業資源保護區有持續性研究調查，其餘地區資料量少或無取得相關報告（附錄 10）。

將所有保護區以法源依據區分，以國家公園法所設立之 4 個海洋保護區中，墾丁國家公園與東沙環礁國家公園歷年調查報告較為完整，持續性調查以硬骨魚類、棘皮動物、軟體動物、節肢動物、珊瑚、底質調查為主（圖 232）。此外，墾丁國家公園在部分年度也曾調查過鯨豚、鳥類與浮游生物。台江國家公園與澎湖南方四島國家公園與海域相關的研究報告各僅有 1 篇（附錄 10）。



圖 232、國家公園海洋物種調查年度。

以野生動物保育法所設立之 6 個海洋保護區中，棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區與馬祖列島燕鷗保護區兩者皆有例行性年度鳥類調查，兩者在歷年也曾進行過一次海洋生物調查（圖 233）。澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區與中華白海豚野生動物重要棲息環境僅分別取得 2 篇與 1 篇研究報告，除了著重於關注物種之海龜產卵監測或白海豚族群分布，澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區曾進行過一次棲地其他物種調查（包括棘皮動物、軟體動物與甲殼動物）（附錄 10、圖 234）。桃園觀新藻礁生態系野生動物保護區與澎湖縣貓嶼海鳥保護區則未收到相關研究報告（附錄 10）。

以漁業法設立之 29 個漁業資源保育區，歷年共有 7 篇報告，每篇報告同時進行多個海洋保護區調查（附錄 10）。除了野柳水產動植物繁殖保育區、王功蜆蛤蝦繁殖保育區、伸港（二）蜆蛤蝦繁殖保育區、富山漁業資源保育區未有調查資料外（附錄 10），其餘保育區歷年約有 1 至 2 次生態調查，以硬骨魚類、棘皮動物、軟體動物、節肢動物、珊瑚與底質調查為主（圖 234）。此外，東部（小馬、小港、宜灣、綠島、鹽

寮、水璉、高山、小湖、豐濱、石梯坪）、西部（灣瓦、伸港）、澎湖（小門、七美）與金門的最近調查年度為 99 至 100 年，距今已 10 年左右未有海洋生態調查（圖 234）。

以文化資產保存法設立之 4 個海洋保護區，包含屬地質景觀以及發展觀光條例及都市計畫法所成立之 2 個國家風景區，目前無收到相關研究報告（附錄 10）。

綜合以上整理，臺灣不同法源設立之海洋保護區的歷年研究頻率、尺度與強度不一，僅墾丁國家公園、東沙環礁國家公園、棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區、馬祖列島燕鷗保護區等共 4 個海洋保護區具有較持續性調查，部分漁業資源保護區（25 個）曾經有完整調查，但卻缺乏近年資料，應再進一步確認歷年是否有相關研究。

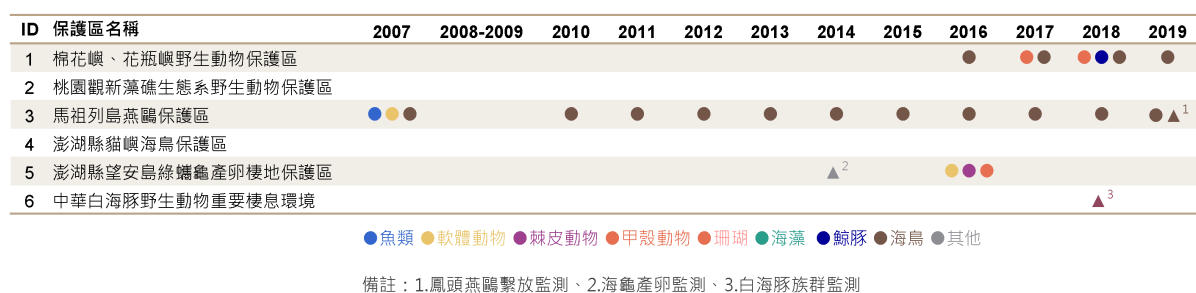


圖 233、以野生動物保育法劃設之海洋保護區海洋物種調查年度。

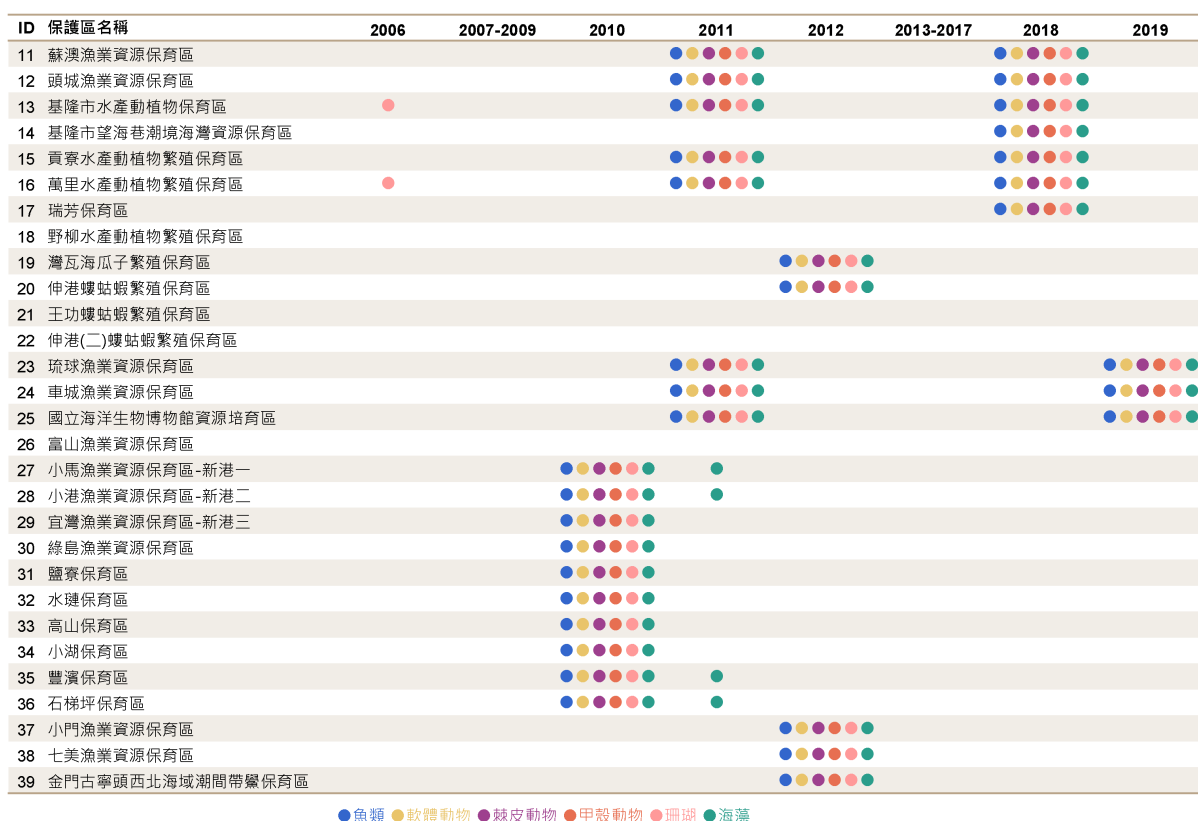


圖 234、漁業資源保護區海洋物種調查年度。

(二) 海洋保護區最近年度的底質覆蓋率及多樣性

本計畫依據珊瑚礁總體檢 (Reef Check Foundation) 之標準，將活珊瑚 (硬珊瑚+軟珊瑚) 覆蓋率分類為四個等級，25%以下為「劣化」、「不佳」等級、25%~50%為「一般」、「尚可」等級、50%~75%為「優良」等級、75%以上為「極優」等級 (台灣環境資訊協會，2021)。

海洋保護區最近年度底質覆蓋率顯示，活珊瑚 (硬珊瑚+軟珊瑚) 覆蓋率以離島最高，分別為七美漁業資源保護區 (56.35%，國際標準之「優良」等級)、綠島漁業資源保護區 (47.7%，國際標準之「一般」等級) 以及東沙環礁國家公園 (35.46%，國際標準之「一般等級」)。位於北臺灣的海洋保護區之底質則以藻類較高，如瑞芳保護區 (75%)、頭城漁業資源保護區 (74%)、貢寮水產繁殖保護區 (69%)、蘇澳漁業資源保護區 (64.4%)。空基質 (包含岩石、礫石/碎石、沙) 比例最高者為國立海洋生物博物館資源培育區 (83.9%) (圖 235、表 25)。以下依法源依據劃設之保護區分別探討：

(1) 國家公園

國家公園中僅有墾丁國家公園與東沙環礁國家公園曾進行過底質覆蓋率的調查，兩者最主要覆蓋率分別為藻類（墾丁 50.59%）與岩石（東沙 31.17%），此外東沙的空基質比例高達 57.65%。珊瑚覆蓋率的部分，此二國家公園的硬珊瑚覆蓋率相近（分別為 25.64%、26.57%），但東沙環礁國家公園的軟珊瑚覆蓋率較高（9.82%）（陳，2018；鄭等，2019）。

(2) 漁業資源保護區

A. 北部漁業資源保護區

北部漁業資源保護區包含蘇澳、頭城、基隆、基隆潮境、貢寮、瑞芳，此區的底質最主要為藻類（44%-75%），其次為硬珊瑚（基隆與萬里 32.6%、基隆潮境 31%），但位於宜蘭的蘇澳與頭城的硬珊瑚覆蓋率較低（1.2%、8%）。在北部漁業資源保護區之軟珊瑚比例僅有 0%-1.8%（邵等，2018）。

B. 東部漁業資源保護區

東部的漁業資源保護區包含小港、宜灣、綠島、豐濱、石梯坪，底質每區皆不盡相同。在活珊瑚的部分，綠島的珊瑚比例最高（硬珊瑚 31%、軟珊瑚 16.23%），其次為石梯坪的硬珊瑚（18.15%）與宜灣的軟珊瑚（14.8%）。藻類則以石梯坪的覆蓋率最高（57.15%），小港則是空基質比率較高（62.7%）（邵等，2010）。

C. 南部漁業資源保護區

南部的漁業資源保護區包括琉球、車城與海生館，此三區的空基質比例較高（58.8%-83.9%），其次為硬珊瑚。琉球與車城之硬珊瑚覆蓋率分別為 20.66%及 24%，海生館之珊瑚覆蓋率僅 9.3%（邵等，2019）。

D. 西部離島漁業資源保護區

西部離島漁業資源保護區包括小門與七美，七美之底質覆蓋率以活珊瑚為主（軟珊瑚 35.4%、硬珊瑚 20.95%），小門底質覆蓋率以空基質為主，高達 66.7%（邵等，2012）。

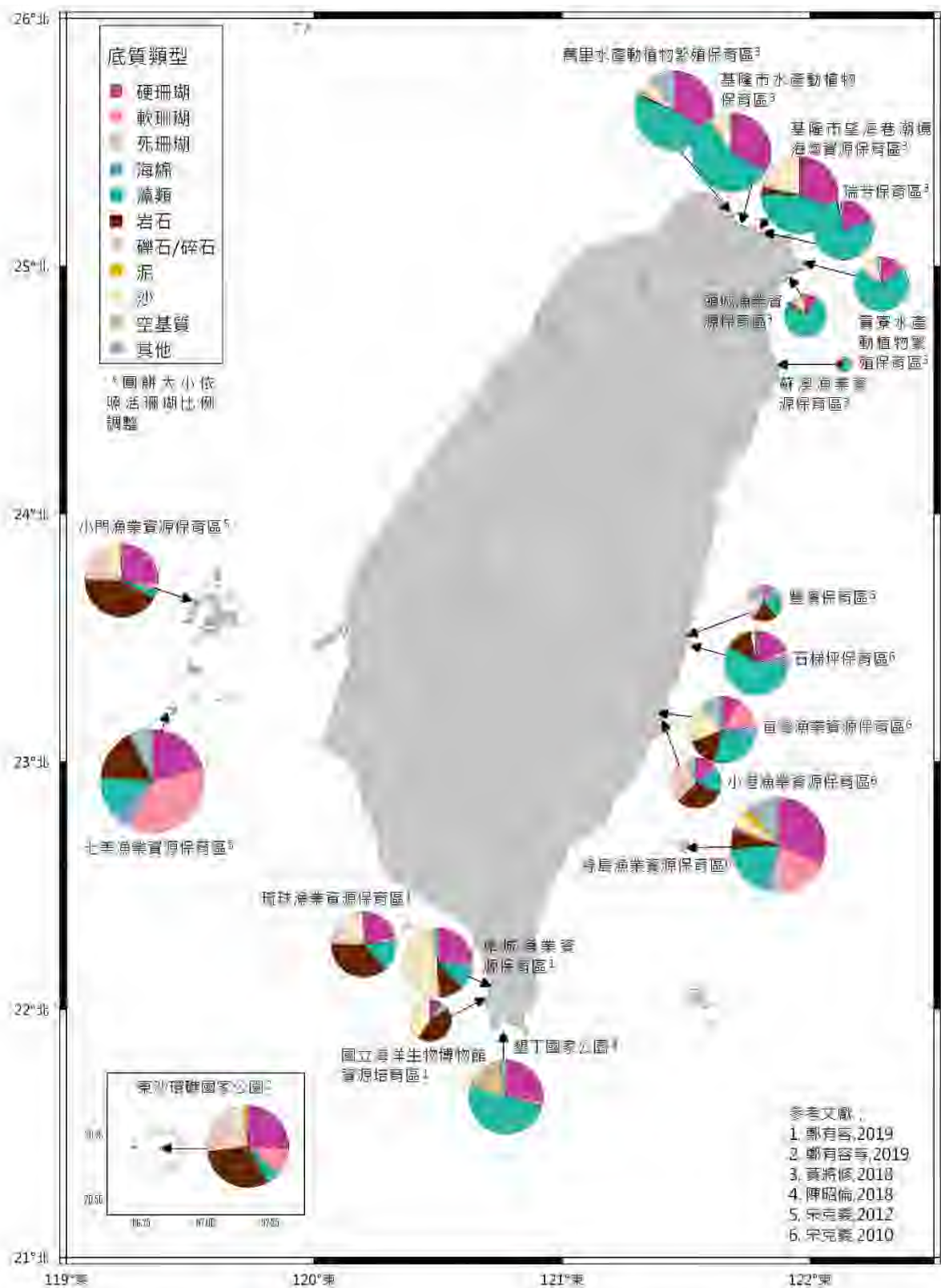


圖 235、海洋保護區之底質型態及覆蓋率。

表 25、海洋保護區之底質型態及覆蓋率 (MEAN±SD)。

ID	名稱	引用	測站	硬珊瑚	軟珊瑚	死珊瑚	海綿	藻類	岩石	礫石/碎石	沙	泥	其他
7	墾丁國家公園	陳,2018	12	26.57±13	2.3±2.41	-	列在其他	50.59±9.08	17.48±7.41	空基質 17.48%			3.07±2.13
8	東沙環礁國家公園	鄭,2019	14	25.64±15.15	9.82±23.22	1.28±3.44	0.29±0.51	4.93±7.62	31.17±22.4	18.68±22.26	6.76±7.87	1.04±3.88	0.39±0.63
11	蘇澳漁業資源保育區	邵,2018	2	1.2±0	0	0	0	64.4±0	20.8±0	6±0	6.8±0	0.8±0	0
12	頭城漁業資源保育區	邵,2018	2	8±5.66	1.4±1.98	0	1.2±1.7	74±10.18	2.6±2.55	3.6±2.83	7.4±4.81	1±0.28	0.8±1.13
13	基隆市水產動植物保育區	邵,2018	2	32.6±0.85	0.2±0.28	0	2.6±1.98	54.4±5.66	0	0.2±0.28	9±4.81	0	1±0.28
14	基隆市望海巷潮境海灣資源保育區	邵,2018	2	31±14.42	0.2±0.28	0	0	44.2±13.86	2.8±3.96	1.6±2.26	20±22.63	0	0.2±0.28
15	貢寮水產動植物繁殖保育區	邵,2018	2	13.6±5.09	1.8±1.98	0	0.2±0.28	69±0.85	0	0.2±0.28	12±1.13	0	3.2±1.13
16	萬里水產動植物繁殖保育區	邵,2018	2	32.6±9.9	0.6±0.85	0	1.6±1.7	46.2±14.42	1±0.85	1.4±1.41	6.2±6.51	0	10.4±14.14
17	瑞芳保育區	邵,2018	2	18.8±3.96	0	0	2.2±1.98	75±3.11	0.6±0.28	0.2±0.28	1.4±0.85	0.2±0.28	1.6±1.7
24	車城漁業資源保育區	邵,2019	2	24±9.62	1.6±0.57	0	2.8±0.57	9.4±5.37	11.2±3.96	0.8±1.13	46.8±15.27	0	3.4±4.24
25	國立海洋生物博物館資源培育區	邵,2019	2	9.3±8.06	0	5±7.07	0	1.8±2.55	43.5±54.45	0	40.4±41.86	0	0
28	小港漁業資源保育區	邵,2010	2	11.9±11.74	1.75±2.47	0	3.4±3.11	13.75±7	31.75±40.52	25.2±24.89	5.75±3.18	0	6.5±0.71
29	宜灣漁業資源保育區	邵,2010	2	8.6±6.08	14.8±10.47	0.8±0.57	4.1±2.9	25.8±18.24	14.8±10.47	0	19.3±13.65	0	11.9±8.41
30	綠島漁業資源保育區	邵,2010	6	31.52±16.96	16.23±14.4	5.13±4.68	2.27±4.45	18.68±13.26	6.45±16.73	1.33±12.29	4.67±9.35	2.58±3.52	11.12±9.14
35	豐濱保育區	邵,2010	2	3.75±4.17	3.35±1.34	0	13.1±0.42	17.6±12.3	22.75±13.93	0.4±0.57	19.75±19.16	0	19.35±18.03
36	石梯坪保育區	邵,2010	2	18.15±11.81	3.6±3.11	0.2±0.28	4.75±3.61	57.15±12.37	12.85±5.87	0.2±0.28	2.35±0.78	0	0.75±1.06
37	小門漁業資源保育區	邵,2012	2	26.15±4.74	2.35±0.49	1±1.41	0	3.8±5.37	41.95±5.16	14.35±5.16	10.05±8.56	0.35±0.49	0
38	七美漁業資源保育區	邵,2012	2	20.95±7.57	35.4±2.97	2.55±1.34	4.8±4.24	12.3±2.55	16.7±3.68	0	0	0	7.35±2.9

(三) 海洋保護區各類海洋生物歷年單一年度調查最大物種數

各海洋保護區之歷年單一年度最大物種數比較，分別以魚類、軟體動物、棘皮動物、甲殼動物、珊瑚、鯨豚、鳥類、海藻、海草等物種說明：

(1) 魚類

臺灣海洋保護區中，曾經調查過魚類相的保護區共有 29 區，墾丁國家公園調查過最多次，共達 6 次，橫跨 26 年度（1985 年-2010 年）（包括全面性的普查或是特定地區、種類之調查）。墾丁與東沙環礁國家公園兩者的魚類物種數最多，歷年調查最大魚類物種數為 280-500 種。其餘地區僅有 1-2 次之魚類調查，物種數在 250 種以內。臺灣海洋保護區歷年最大的魚類物種數彙整詳見圖 236，以下依法源並分區各別描述：

A. 國家公園

國家公園單一年度調查之最大魚類物種數分別為墾丁國家公園 1985 年調查之 489 種（張與詹，1985）、東沙環礁國家公園 2008 年之 288 種（鄭等，2008）、台江國家公園 2018 年之 83 種。前兩者皆為潛水調查，台江國家公園當年則是以底拖網進行底棲物種調查（陳等，2018）。

B. 北部漁業資源保護區

北部漁業資源保護區包括蘇澳、頭城、基隆、基隆潮境、貢寮、萬里、瑞芳七區曾調查過魚類相，單一年度最大物種數以基隆潮境 2018 年之 150 種最多，其次為貢寮（114 種，2018 年），蘇澳之魚類相最稀少（29 種，2018 年）（邵等，2018）。

C. 東部漁業資源保護區

東部漁業資源保護區包括小馬、小港、宜灣、綠島、鹽寮、水璉、高山、小湖、豐濱、石梯坪共十區曾經做過魚類相調查。單一年度最大物種數以綠島（118 種，2010 年）最多，其次是豐濱（107 種，2010 年）。宜灣、鹽寮、水璉、高山保育區魚類物種數特別少，僅不到 10 種（邵等，2010）。

D. 南部漁業資源保護區

南部漁業資源保護區包括小琉球、車城、海生館保育區三區皆做過魚類相調查，單一年度最大物種數以小琉球 227 種（2019 年）最為豐富（邵等，2019），車城與海生館在 2011 年度調查介於 90-100 種之間（邵等，2011）。

E. 西部漁業資源保護區與馬祖列島燕鷗保護區

西部漁業資源保護區包括灣瓦、伸港、小門、七美、金門鸞保護區與馬祖列島燕鷗保護區，魚類相單一年度最大物種數以馬祖列島燕鷗保護區 46 種最多（程等，2007），伸港最少（7 種，2012 年）（邵等，2012）。此外，邵廣昭等（2012）於七美進行調查時，經由當地居民之經驗與建議至七美月鯉灣進行調查，此處石珊瑚茂盛，雀鯛、隆頭魚、蝴蝶魚與鸚哥魚種類及數量均不少，具有典型之珊瑚礁魚類相，共記錄到 82 種魚類。當年度報告曾建議七美保育區修訂範圍至月鯉灣且設為禁漁區，此處有浮潛業者自主管理維護，且少有漁船作業，對漁民影響較小（邵等，2012），然目前此處仍未併入保育區範圍。

(2) 軟體動物

臺灣海洋保護區中，曾進行軟體動物調查的保護區共有 30 區，墾丁國家公園調查過最多次，共達 7 次，橫跨 33 年度（1985 年-2017 年），同時也為軟體動物種類最多的地方，其餘保護區僅調查過 1-2 次。整體而言，以國家公園、北部漁業資源保護區、南部漁業資源保護區以及澎湖離島之海洋保護區之軟體動物種類較多，東部漁業資源保護區除了綠島與石梯坪的物種較多，其餘普遍較少。臺灣海洋保護區單一年度軟體動物最大物種數彙整詳見圖 237，以下分區各別描述：

A. 國家公園

國家公園軟體動物種類分別為 1989 年墾丁國家公園 333 種（張，1989）、東沙環礁國家公園 2008 年 112 種（鄭等，2008）、台江國家公園 2018 年 42 種。前兩者為潛水調查，台江國家公園則以底拖網進行採集（陳等，2018）。

B. 北部漁業資源保護區

北部漁業資源保護區包括蘇澳、頭城、基隆、基隆潮境、貢寮、萬里、瑞芳七區曾調查過軟體動物。北部漁業資源保護區的軟體動物種類多樣，除了蘇澳單一年度最大僅調查到 22 種（2011 年）外，其餘地區物種數量都超過 111 種，又以貢寮最多（230 種，2011 年）（邵等，2011、2018）。

C. 東部漁業資源保護區

東部漁業資源保護區包括小馬、小港、宜灣、綠島、鹽寮、水璉、高山、小湖、豐濱、石梯坪共十區曾經做過軟體動物調查。單一年度最大軟體動物物種數以綠島（183 種，2010 年）最多，其次是石梯（139 種，2010 年）較為豐富（邵等，2010），

整體而言，東部漁業資源保護區的軟體動物種類偏少（>30 種，2010 年）（邵等，2010）。

D. 南部漁業資源保護區

南部漁業資源保護區包括小琉球、車城、海生館保育區三區均做過軟體動物調查。整體而言，南部漁業資源保護區之軟體動物物種豐富，除了海生館之軟體動物種類偏少外（137 種，2019 年），琉球跟車城單一年度調查之最大軟體動物物種數分別為 246 種（2019 年）與 211 種（2019 年）（邵等，2019）。

E. 西部漁業資源保護區、馬祖列島燕鷗保護區與澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區

此區包括臺灣本島西岸之灣瓦與伸港漁業資源保護區，澎湖小門、七美漁業資源保護區與望安海龜產卵棲地保護區，金門鸞保育區與馬祖列島燕鷗保護區共七區曾做過軟體動物之調查，物種數成兩極化。澎湖的三個保護區單一年度調查之最大物種數皆超過 100 種，又以望安海龜產卵棲地保護區最多（244 種，2016 年），灣瓦、伸港、金門鸞保護區與馬祖燕鷗保護區之軟體動物種類皆在 50 種以內（2012 年）（邵等，2012；羅，2016）。

(3) 棘皮動物

臺灣海洋保護區中，曾進行棘皮動物調查的保護區共有 28 處，墾丁國家公園調查過最多次，共達 4 次，橫跨 26 年度（1985 年-2010 年），其餘保護區僅調查過 1-2 次。單一年度調查之最大棘皮動物物種數以墾丁國家公園最多，其次是離島之海洋保護區，如東沙環礁國家公園、澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區、綠島漁業資源保育區（22-30 種），此外，有七個保護區曾進行調查但未發現棘皮動物，其中五個在東部漁業資源保護區，另外兩個則分別在西海岸的伸港與金門鸞保護區。臺灣海洋保護區單一年度調查之最大的棘皮動物物種數彙整詳見圖 238，以下分區各別描述：

A. 國家公園

僅墾丁國家公園與東沙環礁國家公園曾進行棘皮動物調查，墾丁的單一年度調查之棘皮動物最大物種數是東沙環礁國家公園之兩倍，分別為 74 種（1986 年）與 30 種（2008 年）（張，1986；鄭等，2008）。

B. 北部漁業資源保護區

北部漁業資源保護區的單一年度調查之棘皮動物最大物種數約為 5-11 種（邵等，2011、2018），整體而言北部漁業資源保護區的棘皮動物種類不多。

C. 東部漁業資源保護區

東部漁業資源保護區之棘皮動物種類數差異較大，綠島、小港與豐濱的單一年度調查之最大物種數約為 17-22 種，宜灣與石梯坪分別為 5 與 7 種，小馬、鹽寮、水璉、高山、小湖漁業資源保護區則沒有調查到棘皮動物（邵等，2010）。

D. 南部漁業資源保護區

南部漁業資源保護區之棘皮動物種類較北部略微豐富，小琉球的單一年度調查之最大棘皮動物物種數最多（19 種，2011 年）、車城與海生館各 10 種（2011 年）（邵等，2011）。

E. 西部漁業資源保護區與澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區

西部漁業資源保護區以澎湖離島保護區的棘皮動物較豐富，望安有單一年度調查之最大物種數為 24 種（2016 年）（羅，2016）、七美有 15 種（2012 年），其餘地區較少，灣瓦與小門分別僅有 2 種（2012 年）與 3 種（2012 年），伸港螻蛄蝦繁殖保育區與金門鸞保護區則沒有調查到棘皮動物（邵等，2012）。

(4) 甲殼動物

臺灣海洋保護區中，曾進行甲殼動物調查的保護區共有 30 區，墾丁國家公園調查過最多次，共達 5 次，橫跨 13 年度（1985 年-1997 年），其餘保護區則僅進行 1-2 次調查。甲殼動物仍以墾丁國家公園之物種最為豐富（單一年度調查之最大物種數近 300 種），其次是台江國家公園，超過 100 種。整體來說，除了國家公園物種豐富度高，而東部部分幾個漁業資源保護區之物種數較少外（<10 種），其餘地區之甲殼動物種類皆在 10-66 種之間。臺灣海洋保護區單一年度調查之最大的甲殼動物物種數彙整詳見圖 239，以下分區各別描述：

A. 國家公園

墾丁國家公園的甲殼動物種類是台江國家公園近三倍，分別為 295 種（1997 年）與 106 種（2018 年）（鄭，1997；陳等，2018），東沙環礁國家公園之甲殼動物種類最少，單年度調查之最大物種數僅 47 種（2008 年）（劉與林，2018）。

B. 北部漁業資源保護區

北部漁業資源保護區之甲殼動物種類相近，單年度調查之最大物種數約為 13-37 種，以基隆潮境最多，蘇澳漁業資源保護區最少（邵等，2018）。

C. 東部漁業資源保護區

東部漁業資源保護區之甲殼動物種類差異較大，以綠島、豐濱與石梯坪較多，單年度調查之最大物種數為 20-30 種，小馬與小港分別為 16 與 18 種，宜灣、鹽寮、水璉與高山皆為 10 種以下，小湖則沒有記錄到任何甲殼動物（邵等，2010）。

D. 南部漁業資源保護區

南部漁業資源保護區以小琉球調查的單年度之最大甲殼動物物種數最多（66 種，2011 年），車城與海生館分別僅有 20 與 14 種（2019 年）（邵等，2011、2019）。

E. 西部漁業資源保護區、棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區與澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區

此區的甲殼動物以望安的種類最豐富，單一年度調查之最大物種數達 50 種（2016 年）（羅，2016），其次是金門與棉花嶼（花瓶嶼無調查），分別為 31（2012 年）與 21 種（2017 年），灣瓦、伸港、小門與七美之甲殼動物種類約為 10-18 種之間（沈等，2017；邵等，2012）。

(5) 珊瑚

臺灣海洋保護區中，共有 27 處曾經進行過珊瑚物種之調查，墾丁國家公園達 10 次為最多，共達 10 次，橫跨 34 年度（1985 年-2018 年），其他保護區調查次數約為 1-3 次，其中又以漁業法劃設之漁業資源保護區調查多只分類到屬，僅有基隆、萬里、琉球、車城與海生館保育區之珊瑚有到種類調查。單一年度調查之最大珊瑚物種數以國家公園最多，約為 250-300 種，上述漁業資源保護區之珊瑚物種數約 50-100 種，其他地區之珊瑚物種約為 30 屬以內，除了綠島多達 41 屬。臺灣海洋保護區單一年度調查之最大珊瑚物種數彙整詳見圖 240，以下分區各別描述：

A. 國家公園

國家公園中以東沙環礁國家公園之單一年度調查之最大珊瑚物種數為最多，達 281 種（2008 年）（鄭等，2008），其次則是墾丁國家公園，共 260 種（1986 年）（戴，1986）。

B. 北部漁業資源保護區

此區包括蘇澳、頭城、基隆潮境、貢寮與瑞芳曾做過珊瑚調查並分類到屬，以基隆潮境之單一年度調查之最大珊瑚屬數較少（17 屬，2018 年），其他地區則介於 22-26 屬（2011、2018 年）（邵等，2011、2018）。基隆、萬里有分類到種，分別為 43 和 70 種（陳等，2006；邵等，2006）。

C. 東部漁業資源保護區

此區的漁業資源保護區皆僅調查到屬，以綠島漁業資源保護區之單一年度調查最大屬數最多（41 屬，2010 年），小港、宜灣、豐濱與石梯坪之種類約為 17-27 屬，小港、鹽寮、水璉與高山並未調查到珊瑚物種（邵等，2010）。

D. 西部漁業資源保護區

西部漁業資源保護區以澎湖之單一年度調查最大屬數最多，小門與七美分別為 26 與 28 屬（2012 年），臺灣本島之灣瓦海瓜子繁殖保育區有記錄到穗軟珊瑚屬（海雞頭）與柳珊瑚目（海扇）但並無進一步鑑定物種，伸港與金門則未調查到珊瑚物種（邵等，2012）。

E. 南部漁業資源保護區

南部漁業資源保護區以琉球之單一年度調查最大物種數最多（87 種，2019 年）、車城與海生館各為 58 種（邵等，2019）。

(6) 鯨豚

以現有資料來看，僅墾丁國家公園與棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區曾調查過鯨豚物種，墾丁國家公園鄰近海域歷年曾調查過 3 次，分別於 2000 年、2003 年 2010 年，又以 2000 年調查到最多種鯨豚，共 12 種與喙鯨屬（*Mesoplodon* sp.）1 種，當年度調查最常見的是花紋海豚（*Grampus griseus*），數量最多的為弗氏海豚（*Lagenodelphis hosei*）（王，2000）。棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區則是在臺灣本島與花瓶嶼及棉花嶼之間航行做海鳥調查時一併做鯨豚調查，並無規劃系統性之鯨豚調查，當年度（即 2019 年）自 8 月至 11 月的三分之二的航次皆有記錄到疑似瓶鼻海豚（*Tursiops truncatus*），但無法確認是否為同一個群體（左，2019）。

(7) 海鳥

海洋保護區以棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區與馬祖列島燕鷗保護區分別自 2016 年與 2010 年起有例行性的鳥類調查。棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區單一年度觀察到最多種海鳥為 7 種（沈，2018），馬祖列島燕鷗保護區最多則是 10 種（社團法人台北市野鳥學會，2011），澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區與墾丁國家公園則僅各調查過一次，海鳥物種數分別為 7 與 26 種（羅，2016；王，2000）。

(8) 海藻

海藻調查主要以漁業資源保護區為主，歷年約有 1-2 次，調查年份為 2010-2019 年間，其他保護區僅有東沙環礁國家公園有調查過一次，於 2008 年進行。琉球漁業資源

保護區單一年度曾調查到最多藻類（99 種，2019 年），但整體而言，北部漁業資源保護區的海藻物種數較其他地區豐富，大多超過 50 種，其餘地區多在 50 種以內。臺灣海洋保護區歷年最大的海藻物種數彙整詳見圖 241，以下分區各別描述：

A. 國家公園

國家公園僅有東沙環礁公園於 2008 年進行海藻調查，物種數為 33 種，包括綠藻 7 種、褐藻 9 種、紅藻 18 種與藍綠藻 1 種，海藻平均覆蓋率為 8.3%-37.2%（鄭等，2008）。

B. 北部漁業資源保護區

此區的海藻種類較其他地區豐富，除了蘇澳種類較少（12 種，2018 年），萬里海藻種類與其他地區相近（32 種，2018 年），其餘包括頭城、基隆、基隆潮境、貢寮、萬里的海藻種類介於 53-75 種之間（邵等，2011、2018）。

C. 東部漁業資源保護區

東部漁業資源保護區之海藻種類較少，小馬、小港、綠島、鹽寮、豐濱與石梯坪之海藻種類約在 15-30 種之間，宜灣、水璉、高山與小湖則無發現藻類（邵等，2010）。

D. 南部漁業資源保護區

此區以小琉球之海藻種類達 99 種，不僅為南部地區最多，也為全臺海藻種類最多的地方，車埕與海生館的海藻種類僅有琉球之一半，為 45 種，但仍較其他地區種類豐富（邵等，2019）。

E. 西部漁業資源保護區

西部漁業資源保護區以澎湖之小門與七美海藻物種數較多，分別為 28 種與 16 種，金門鸞保護區僅有 4 種，臺灣本島之灣瓦與伸港則無調查到海藻（邵等，2012）。

(9) 海草

所有報告中目前僅東沙環礁國家公園曾進行過 2 次海草調查，分別於 2008 年與 2018 年進行，最多曾記錄到 10 種，優勢物種主要為圓葉水絲草（*Cymodocea rotundata*）、鋸齒葉水絲草（*Cymodocea serrulata*）、單脈二藥草（*Halodule uninervis*）、泰來草（*Thalassia hemprichii*）（劉等，2018）。此外，邵廣昭等（2019）於車城、海生館進行調查時，曾於保育區周邊發現大片的海草床，包括車城保護區南邊的海口港（並無調查其生物相），以及四重溪與保力溪口以北 2 公里處之礁岩潮間帶兩處。後者有發現線葉二藥草（*Halodule pinifolia*）、泰來草（*Thalassia hemprichii*）

與卵葉鹽草 (*Halophila ovalis*) 混生的海草床，其生物資源較車城與海生館豐富。有待進一步釐清實際位置以確認是否位於保育區內，或是未來可考慮擴增保育區範圍。

綜合上述資料，墾丁國家公園之海洋保護區具有較佳之生物多樣性，其次為東沙環礁國家公園以及琉球漁業資源保護區之海洋保護區，本島西部以及東部多數漁業資源保護區（小馬、小港、宜灣、鹽寮、水璉、高山及小湖）之海洋保護區生物多樣性較差。

墾丁國家公園之活珊瑚覆蓋率雖然僅列於國際標準之「一般」等級，但墾丁國家公園的魚類、軟體動物、棘皮動物、甲殼動物、珊瑚物種數仍最為豐富。東沙環礁國家公園的活珊瑚覆蓋率也列於「一般」等級，珊瑚物種數與墾丁國家公園相近，軟體動物、棘皮動物物種數雖未及墾丁國家公園，仍較其他海洋保護區豐富，但甲殼動物少於台江國家公園。以台江國家公園最近年度調查的資料來看，甲殼動物物種數較大多保護區來得豐富。

北部漁業資源保護區中，以基隆、基隆潮境與萬里之活珊瑚覆蓋率較佳，與東沙環礁國家公園相當。以整體來看，北部之軟體動物、珊瑚與藻類之物種數較其他漁業資源保護區豐富，棘皮動物物種數則偏少。東部漁業資源保護區中，綠島之活珊瑚覆蓋率接近「良好」等級，而綠島、豐濱及石梯坪之海洋生物相較為豐富，其餘地區之生物相皆較稀少。南部漁業資源保護區中，小琉球與車城之珊瑚覆蓋率則僅接近「普通」等級，但小琉球之生物相卻是所有漁業資源保護區中最豐富的，而車城的軟體動物物種數也特別多樣。西部漁業資源保護區中，澎湖七美之活珊瑚覆蓋率是所有保護區中最高的地區，達「良好」等級，軟體動物物種數也較為豐富，但其他物種數較少；臺灣本島西海岸的保護區與金門鰲保護區之生物相較為稀少。



圖 236、海洋保護區歷年單一年度調查最大之魚類物種數。



圖 237、海洋保護區歷年單一年度調查最大之軟體動物物種數。



圖 238、海洋保護區歷年單一年度調查最大之棘皮動物物種數。



圖 239、海洋保護區歷年單一年度調查最大之甲殼動物物種數。



圖 240、海洋保護區歷年單一年度調查最大之珊瑚物種數。



圖 241、海洋保護區歷年單一年度調查最大之海藻物種數。

(四) 海洋保護區各類海洋生物歷年總物種數

本計畫完成各保護區魚類、鯨豚、海鳥歷年總物種數之比較，並於附錄 12, 13, 14 呈現物種名錄。物種名錄已比對臺灣物種名錄及 WoRMS (World Register of Marine Species)，若原始資料物種名有誤植或為同種異名，已進行更新並確保資料一致性；然若原始資料未分類到種，則未列入本計畫之物種名錄中。此外，有發現部分魚類物種未被列入臺灣物種名錄以及臺灣魚類資料庫 (26 筆) 或是臺灣物種名錄之中的海洋物種名錄 (118 筆)，建議回報予 TaiBNET 確認並更新。另外，本計畫發現臺灣物種名錄的魚類物種分類 (目) 有超過 700 筆與 WoRMS 不一致，亦將回報予 TaiBNET 討論後更新。

(1) 魚類

臺灣海洋保護區中，曾經調查過魚類相的保護區共有 29 區，其中墾丁國家公園與台江國家公園現有報告中有涵蓋歷年曾調查到的物種。

臺灣海洋保護區合計 169 科 1,656 種魚類，包括條條鰭魚綱 152 科 1,618 種與軟骨魚綱 17 科 38 種。國家公園魚類物種數最多，又以墾丁國家公園 (130 科 1,149 種) 魚類生物相最為豐富。非國家公園的海洋保護區以琉球漁業資源保護區 (46 科 274 種) 的魚類生物相較為豐富，而西部的伸港漁業資源保護區與東部的宜灣、鹽寮、水璉之魚類物種數僅個位數，其餘海洋保護區魚類物種數為 10-159 種。臺灣海洋保護區歷年魚類物種總數詳見圖 242，以下依法源並分區各別描述：

A. 國家公園

國家公園歷年魚類物種總數分別為墾丁國家公園之魚類物種數最多 (130 科 1,149 種)，其次是台江國家公園 (130 科 660 種)、東沙環礁國家公園 (69 科 577 種)，澎湖南方四島國家公園目前未有資料。

B. 北部漁業資源保護區

北部漁業資源保護區的魚類生物相以基隆潮境 (44 科 159 種) 最多，其次是貢寮 (36 科 143 種) 與頭城 (34 科 129 種)。基隆、萬里與瑞芳介於 72-109 種，蘇澳魚類物種數最少 (22 科 49 種)。

C. 東部漁業資源保護區

東部漁業資源保護區以綠島 (27 科 114 種)、豐濱 (24 科 101 種) 的魚類物種數較多，其次是石梯坪 (22 科 78 種)，小馬、小港、小湖的魚類物種數介於 25-33 種，宜灣、鹽寮、水璉與高山僅有 10 種以下的魚類物種。

D. 南部漁業資源保護區

南部漁業資源保護區以琉球（46 科 274 種）最多，海生館（35 科 143 種）次之，車城（31 科 95 種）最少。

E. 西部漁業資源保護區與馬祖列島燕鷗保護區

除了伸港漁業資源保護區的魚類物種數僅 7 種外，灣瓦、小門、七美、金門的漁業資源保護區與馬祖列島燕鷗保護區的魚類物種數介於 24-46 種之間。

(2) 鯨豚

現有由我國相關主管機關提供的報告中，僅墾丁國家公園與棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區曾有鯨豚調查，墾丁國家公園於 2000 年、2003、2010 年的鯨豚調查共記錄到 12 種鯨豚物種，3 年調查皆有記錄到印太平鼻海豚 (*Tursiops aduncus*)。棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區於 2019 年記錄到疑似瓶鼻海豚 (*Tursiops truncatus*)，歷年資料曾有虎鯨 (*Orcinus orca*) 之目擊記錄。此外，中華白海豚野生動物重要棲息環境於 2018 年曾進行中華白海豚 (*Sousa chinensis*) 族群監測，多年白海豚個體數約 60-68 隻，但 2017-2018 年僅發現 51 隻，有加速下降之趨勢（周等，2018）。

(3) 海鳥

海洋保護區中以棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區、馬祖列島燕鷗保護區、澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區、墾丁國家公園曾有鳥類調查，前兩者有例行性鳥類調查，後兩者僅調查一次。我國有 84 種海鳥（海洋保育署，2021），其中海洋保護區共有 9 科 33 種海鳥，鷗科 (*Laridae*) 佔多數，共 14 種燕鷗。此外，我國海鳥物種中黑嘴端鳳頭燕鷗 (*Thalasseus bernsteini*) 為稀有鳥類，IUCN 瀕危等級列為極危 (CR)，僅馬祖列島燕鷗保護區有記錄且有繁殖棲地。物種數以墾丁國家公園的海鳥物種最多（7 科 26 種），馬祖列島燕鷗保護區（3 科 12 種）與棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區（6 科 11 種）次之，澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區（1 科 7 種）海鳥物種最少。



圖 242、海洋保護區歷年調查之魚類物種總數。

(五) 海洋保護區各類海洋生物之物種數年間變動趨勢

本計畫以現有研究報告進行歷年物種數比較，為了在相近的研究尺度下進行分析，故僅以各保護區內通盤性（非針對特定種群或區域的研究）之物種調查來進行保護區之間的比較。雖然國家公園歷年研究次數多，但除了早年有通盤性調查完整之物種名錄，近年多為特定地區或特定類型之調查，如後壁湖、垂釣魚類或是有毒魚類等，因為調查空間範圍差異，因此無法進行歷年趨勢分析。此外，國家公園中部分報告僅有歷年加上當年之整體物種數，並無法確認當年所調查之物種數，因此造成比較上之限制。因此本計畫主要著重在 (1) 漁業資源保護區（蘇澳、頭城、基隆、貢寮、萬里、小琉球、車城與海生館八處曾經有兩次以上之調查）之各物種的物種數變化趨勢比較，以及 (2) 珊瑚、(3) 鯨豚、(4) 海鳥物種之特定地區之物種數變化趨勢。其中，漁業資源保護區的調查在 2011 年及 2018/2019 年為同一計畫統籌主持人主導之研究團隊，故調查方法有一定程度之一致性。

整體而言，本計畫發現魚類物種數在各漁業資源保護區的增減狀況不一。然而，軟體動物、甲殼動物、藻類的物種數皆於北部漁業資源保護區中有減少或持平的現象，卻在南部漁業資源保護區中觀察到增加的趨勢。棘皮動物物種數的變動趨勢則是相反，北部漁業資源保護區有增加，但南部漁業資源保護區則減少。除了頭城漁業資源保育區外，珊瑚之物種數在各保護區皆有下降的趨勢。鯨豚及海鳥僅有少數保護區有二年以上的調查，鯨豚於墾丁國家公園所調查到的物種數較第一年調查時低，而海鳥的物種數和關注物種的豐度年間變異皆大。

(1) 漁業資源保護區之物種數變化趨勢

A. 歷年魚類物種數

多數漁業資源保護區調查到的物種數較往年減少，尤其是蘇澳漁業資源保護區在 2018 年僅調查到 14 種魚類，較前一次調查（2011 年）減少約五成，頭城、基隆、車城與海生館減少幅度約在 23%-37%。小琉球與貢寮之魚類物種數較前一次（2011 年）大幅增加，分別增加了 104 種（85%）與 43 種（61%）（邵等，2011、2018、2019）（圖 243）。

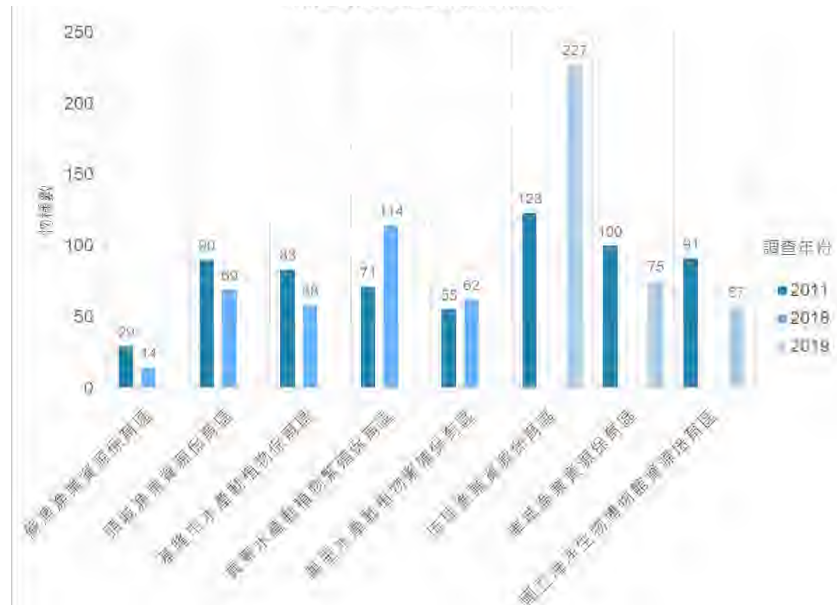


圖 243、漁業資源保護區歷年魚類物種數。

B. 歷年軟體動物物種數

北部漁業資源保護區之軟體動物皆較前次調查減少，以基隆減少最多，在 2018 年調查僅剩 34 種軟體動物，較 2011 年減少 78%，而貢寮 2018 年的物種較 2011 年少了近一半，少 124 種軟體動物。南部之漁業資源保護區 2019 年調查到的軟體動物物種數皆較 2011 年增加，以車城漁業資源保護區增加最多種軟體動物，共增加 91 種（76%），海生館增加幅度最大（83%），小琉球雖僅增加了 37%，但軟體動物物種數為所有漁業資源保護區中最高（246 種）（邵等，2011、2018、2019）（圖 244）。

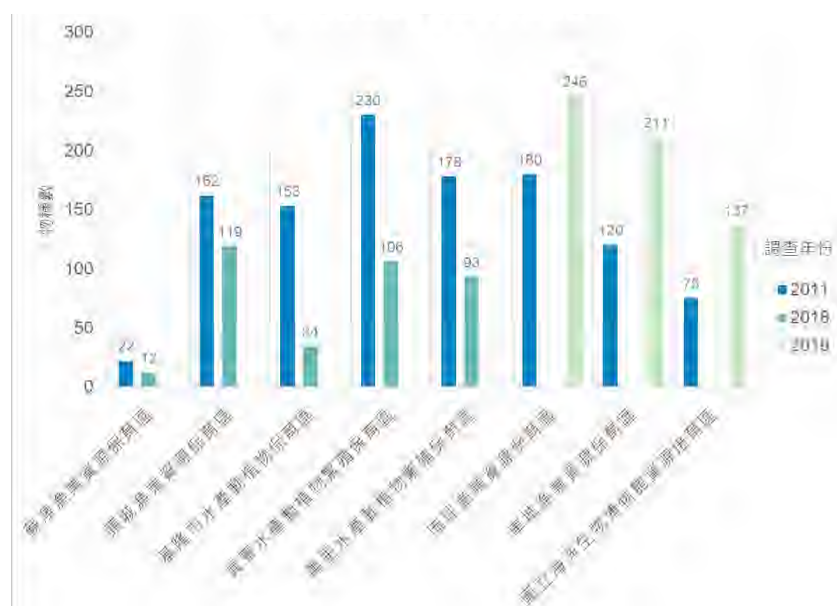


圖 244、漁業資源保護區歷年軟體動物物種數。

C. 歷年棘皮動物物種數

北部之漁業資源保護區除了基隆的棘皮動物較前一次調查減少外（少 3 種），蘇澳、頭城、貢寮與萬里之漁業資源保護區的棘皮動物物種數皆有上升，增加 5-7 種。南部漁業資源保護區的棘皮動物物種則較前一次調查下降，減少 2-7 種，又以車城之物種數最少，僅剩 3 種（邵等，2011、2018、2019）（圖 245）。

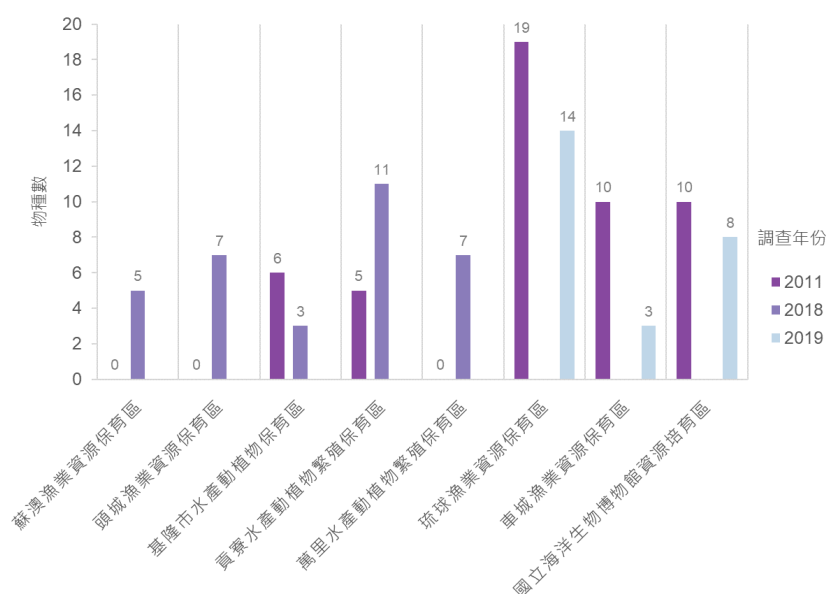


圖 245、漁業資源保護區歷年棘皮動物物種數。

D. 歷年甲殼動物物種數

北部之海洋保護區僅貢寮與萬里之甲殼動物種類減少，分別較前一次調查減少 2 種與 9 種，其他地區皆有增加或持平，又以蘇澳之甲殼動物增加最多（7 種，增加 117%）。南部漁業資源保護區之車城與海生館 2019 年之甲殼動物物種數較 2011 年增加約四成，小琉球卻減少 24%，但仍為所有漁業資源保護區甲殼動物種類最多的地方，多達 66 種（邵等，2011、2018、2019）（圖 246）。

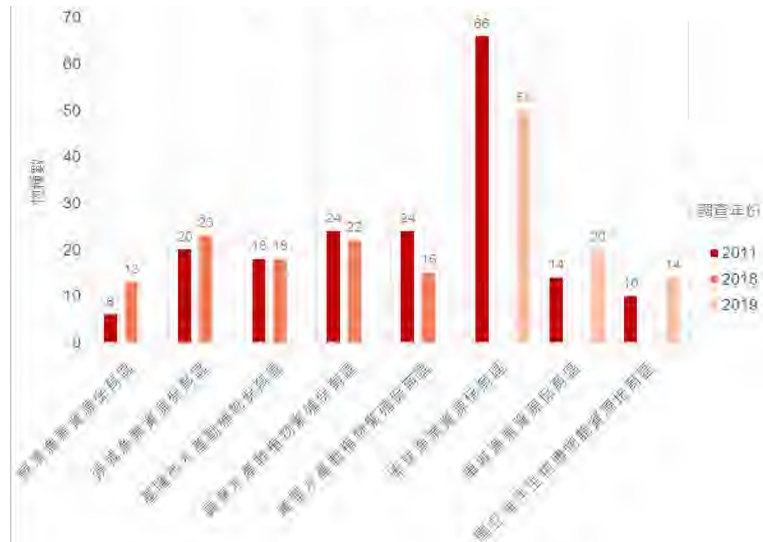


圖 246、漁業資源保護區歷年甲殼動物物種數。

E、歷年藻類物種數

除了前述八個漁業資源保護區外，東部還有四區也曾有兩年度進行海藻物種調查。北部漁業資源保護區包括蘇澳、頭城與萬里 2018/2019 年的海藻物種較 2011 年增加，而基隆、貢寮則分別減少 6 種與 2 種。除了蘇澳外，其他地區之海藻物種數變動不大。南部之漁業資源保護區 2019 年的海藻皆較 2011 年增加，又以小琉球的海藻種類增加的種類最多，多了 21 種海藻，車城與海生館則分別增加 12 種與 6 種。東部漁業資源保護區四個地區之海藻種類均較上一個年度減少，約減少 5-11 種，又以小港與石梯坪減少幅度最大，將近五成（邵等，2010、2011、2018、2019）（圖 247）。

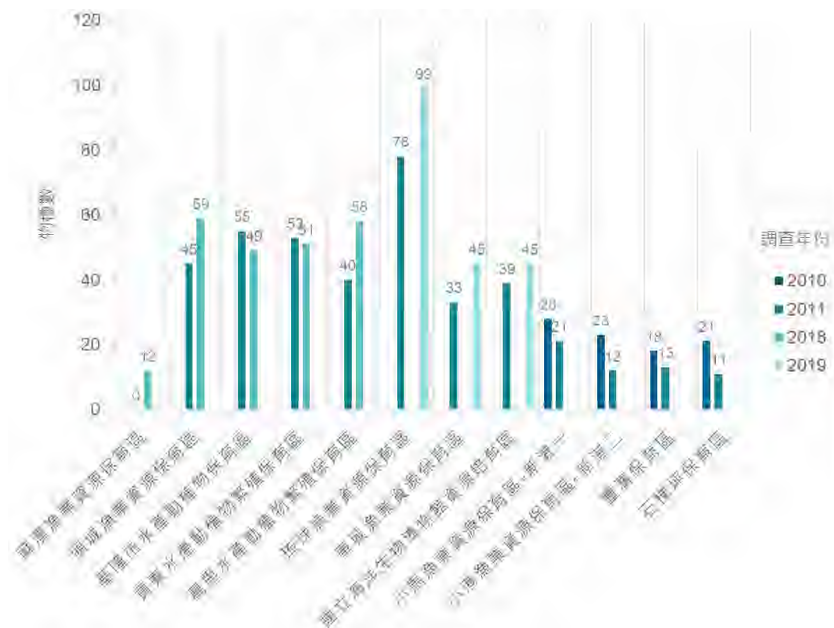


圖 247、漁業資源保護區歷年海藻物種數。

(2) 海洋保護區珊瑚物種數變化趨勢

墾丁國家公園的物種數雖然有減少趨勢（戴，1986、1998、1999）（圖 248），但早年（1986 年）調查的範圍實際涵蓋 1998 年至 1999 年兩年度的調查範圍，故物種數的年間差別也可能是因調查範圍而影響。然而，根據戴（1999）指出，墾丁國家公園中的萬里桐、紅柴、下水堀及跳石海域之珊瑚群聚有發生明顯的變遷，底質從珊瑚群聚轉變成藻類或礁石、泥沙，認為是海洋環境惡化所致，包括海岸開發所帶來的沉積物以及間接影響藻類增生。東沙國家公園的珊瑚物種歷年物種數約為 236-281 種之間（鄭，2008；戴，2012；鄭，2019），但也有歷年減少之趨勢（圖 248）。鄭等（2019）認為是 2015 年海水溫度上升而產生珊瑚白化現象，而後幾年仍持續有海水溫度提升或是颱風侵襲，導致珊瑚沒有足夠時間復原。

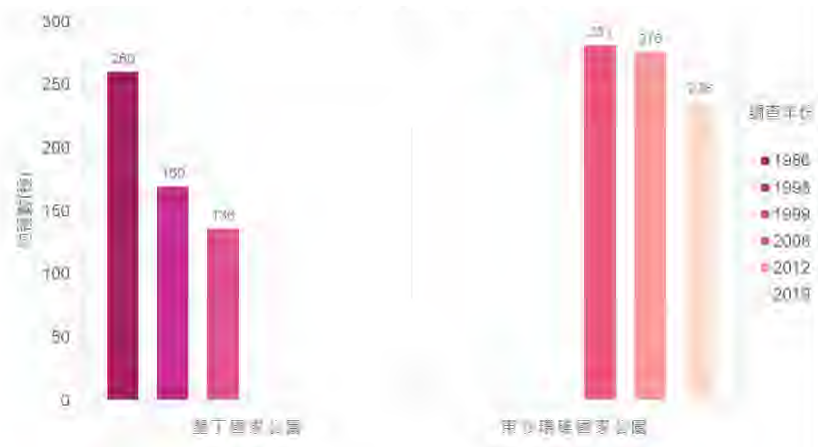


圖 248、國家公園歷年珊瑚物種數。

漁業資源保護區的珊瑚屬數，除了頭城的珊瑚屬數較前一次調查大幅增加（267%），其餘地區的珊瑚屬數皆減少，又以蘇澳下降幅度最大，2018 年較 2011 年減少 17 屬（少 74%），僅調查到 6 屬（邵等，2011、2018）（圖 249）。

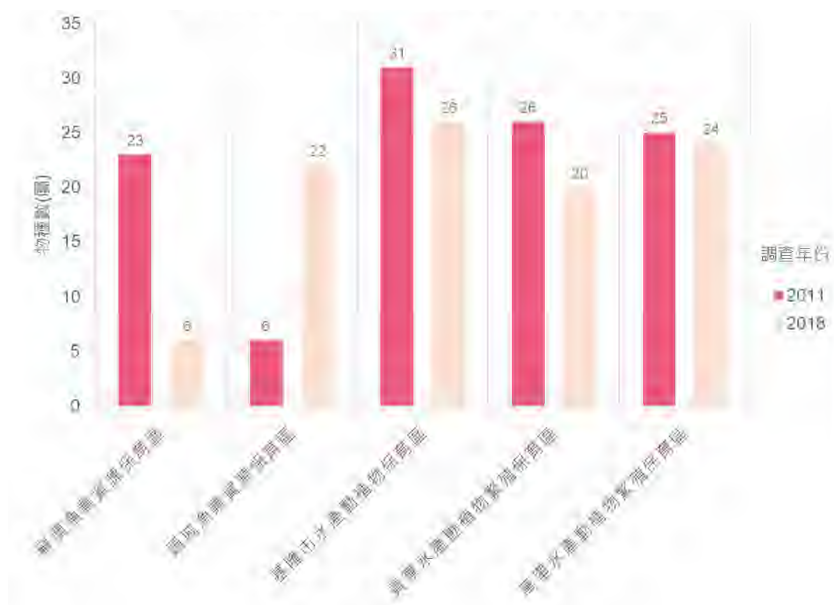


圖 249、漁業資源保護區歷年珊瑚物種屬數。

(3) 鯨豚物種數

本計畫收到之各保護區報告中，僅有墾丁國家公園有二次以上的鯨豚調查報告。墾丁國家公園鄰近海域歷年曾進行過三次鯨豚物種調查，以 2000 年調查到的物種數最多，而後在 2003 年與 2010 年僅分別調查到 3 種與 4 種，僅印太瓶鼻海豚（*Tursiops aduncus*）為三年皆有記錄到的物種（王，2000、2003、2010）。根據王（2000）指出，臺灣南灣海域的鯨豚種數較花蓮海域高（每小時發現種數：0.06 vs 0.03），但發現率

與數量都較花蓮海域低（每小時發現次數：0.19 vs 0.43；每小時發現個體數 9 vs 20.4）（圖 250）。

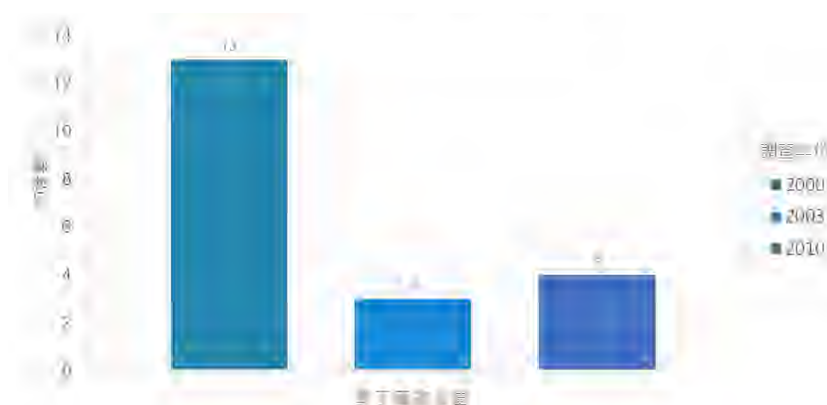


圖 250、墾丁國家公園歷年鯨豚物種數。

(4) 歷年海鳥物種數

棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區與馬祖列島燕鷗保護區皆有例行性的鳥類調查，而馬祖列島燕鷗保護區有關注物種，包括黑嘴端鳳頭燕鷗 (*Thalasseus bernsteini*) 與鳳頭燕鷗 (*Thalasseus bergii*)，故有超過 10 年之例行性調查（2007 年～2019 年）。馬祖列島燕鷗保護區在 2007 年至 2011 年海鳥物種較多，歷年最高達 10 種，近年來有逐年減少之趨勢（圖 251）。島上兩種首要關注物種歷年最大量呈現波動，但兩者的變動一致（社團法人台北市野鳥學會，2007、2010-2019）（圖 252）。棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區近年的海鳥物種數則介於 3-7 種之間（沈，2016、2017、2018；左，2019）（圖 251）。

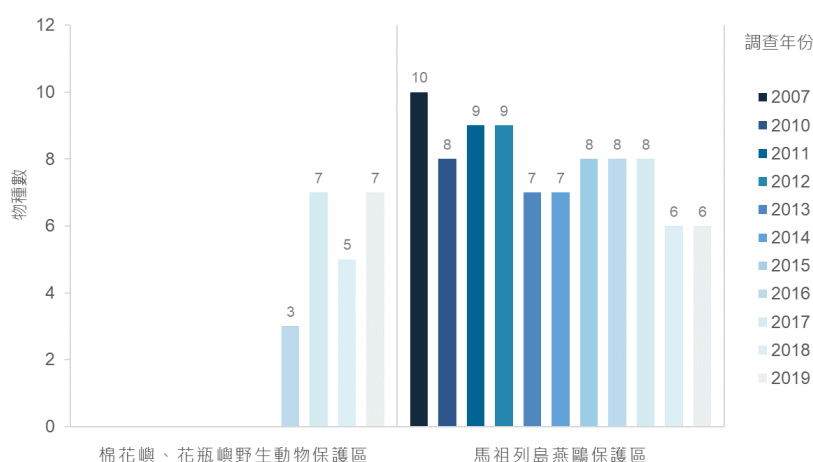


圖 251、棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區與馬祖列島燕鷗保護區歷年海鳥物種數。



圖 252、馬祖列島燕鷗保護區鳳頭燕鷗與黑嘴端鳳頭燕鷗之歷年最大量。

(六) 海洋保護區最近年度水文分布呈現

歷年報告中曾進行水文調查的海洋保護區包括中華白海豚野生動物重要棲息環境、墾丁國家公園、東沙環礁國家公園與台江國家公園。現有資料中僅東沙環礁國家公園與台江國家公園有提供之測站經緯度，墾丁國家公園之水文調查僅有調查測站示意圖且年份較早（1985、1987 年），而東沙環礁國家公園歷年水文調查項目不一致（表 26），故本計畫僅呈現東沙環礁國家公園與台江國家公園最近年度之水文分布。

水文則以表水層（< 10 米）所測得之水文平均值，使用反距離加權法 (Inverse distance weighting, IDW) 進行空間插值以呈現保護區內整體之水文分布。此外，台江國家公園之黑水溝航道海底深度變化大（採樣深度：15-164 米）（圖 256），以 R 軟體 (version 3.5.3) 的 mba.surf function 計算空間插值以繪製黑水溝航道之水文剖面圖。

表 26、海洋保護區歷年水文調查總表。

保護區名稱	調查年度	測站數	測站經緯度	月份	水深 (m)	水文資料
中華白海豚野生動物重要棲息環境	2018	43	無	5-12 月間	4.18-7.34 (報告內僅顯示 5 個調查樣區內之平均值)	海上調查白海豚目擊位置之表水溫、鹽度、酸鹼值 (報告內僅顯示 5 個調查樣區內之平均值)
墾丁國家公園	1984-1985	19	無	1-10 各月份	1, 5, 10, 15, 20, 25, 30	水溫、鹽度、溶氧飽和度、亞硝酸鹽、硝酸鹽、氨氮、磷酸鹽、矽酸鹽、化學性氧氣消費量
墾丁國家公園	1987	4-6	無	1、4、7	0, 15	水溫、葉綠素 a 濃度
東沙環礁國家公園	17	2008	有	6-10 月間	不明	水溫、鹽度、酸鹼值、溶氧、濁度、氨氮、硝酸鹽、亞硝酸鹽、磷酸鹽、矽酸鹽 (報告內僅呈現統計圖表並無原始值)

東沙環礁國家公園	2009	10	有	4、6、8	0 或 0.2	表水溫、鹽度、酸鹼值、生化需氧量、葉綠素 a 濃度、硝酸鹽+亞硝酸鹽、矽酸鹽、磷酸鹽、懸浮固體物
東沙環礁國家公園	2010-2011	26	有	5、7、9、2	<1, 2, 5, 10, 15	表水溫、溶氧值、鹽度、葉綠素 a 濃度、硝酸鹽+亞硝酸鹽、矽酸鹽、磷酸鹽、群聚呼吸率範圍、溶解態有機碳、細菌生產力、細菌生物量、初級生產力（報告內僅各測站之平均值）
東沙環礁國家公園	2011	12	有	4、7、10	0, <10, <20	水溫、溶氧值、鹽度、酸鹼值、生化需氧量、總懸浮物質、葉綠素 a 濃度、硝酸鹽+亞硝酸鹽、矽酸鹽、磷酸鹽、顆粒態有機碳、顆粒態無機碳、顆粒態氮、溶解態有機碳
東沙環礁國家公園	2018	15	有	4、8 or 10	0.4-7.7（各測站及月份測深不一且僅一個水深之採樣）	水溫、溶氧百分比、溶氧值、鹽度、酸鹼值、正磷酸鹽、硝酸鹽、亞硝酸鹽、銨鹽
台江國家公園	2017-2018	8	有	12、4、7、9	2, 3, 5, 10, 15, 20, 25, 50, 75, 100, 125, 150, 154（各測站測深依深度有所不同）	水溫、鹽度、密度、葉綠素 a 濃度、溶氧值、硝酸鹽、亞硝酸鹽、磷酸鹽、矽酸鹽、氨氮、懸浮固體

(1) 東沙環礁國家公園之水文分布

劉等 (2018) 於 2018 年 4 月、8-10 月間進行東沙環礁國家公園水文調查，分別位於東沙島周邊 7 個測站以及環礁區 8 個測站進行採樣 (圖 253)，水深為 8 米以內。2018 年東沙環礁國家公園之水文於酸鹼值水質大致參數符合臺灣甲類水域水質標準，除了東沙島周邊略超過標準值 (標準值 7.5-8.5，東沙島 7.58-8.55)。4 月溶氧皆符合臺灣甲類水域水質標準 (標準值： >5 mg/L)，8-10 月間東沙島與東沙環礁東北側之溶氧部分低於標準 (東沙島 3.55-6.36 mg/L，東沙環礁東北側 4.95 mg/L)。4 月於東沙島東邊與東沙環礁北邊之部分正磷酸鹽超過臺灣甲類水域水質標準 (總磷標準值： <0.05 mg/L，東沙島 0.017-0.087 mg/L，東沙環礁北邊 0.031-0.08 mg/L)，8-10 月皆符合標準值。

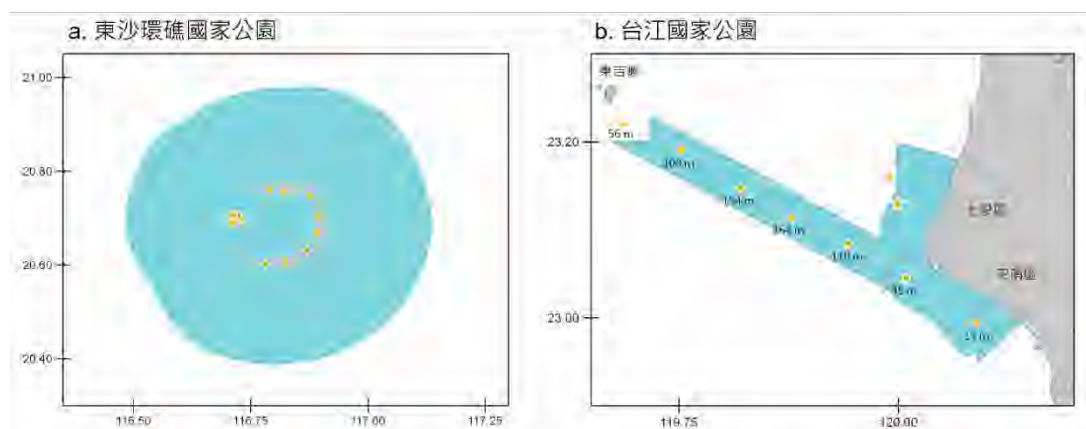


圖 253、2018 年東沙環礁國家公園與台江國家公園之水質調查測站及台江國家公園黑水溝之各測站年度採樣最大深度。

東沙環礁國家公園之水溫介於 $23.9-31.5^{\circ}\text{C}$ ($\text{Mean} \pm \text{SD } 28.04 \pm 1.79$)，鹽度 $32.99-38.94$ (34.89 ± 0.96)，溶氧百分比 $58.5\%-130.4\%$ ($95.73\% \pm 14.27\%$)，溶氧 $3.55-9.71$ mg/L (6.26 ± 1.22)，酸鹼值 $7.58-8.55$ (8.12 ± 0.21)，正磷酸鹽 $0.01-0.087$ mg/L (0.03 ± 0.02)，硝酸鹽 $0.002-0.0072$ mg/L (0.02 ± 0.02)，亞硝酸鹽 $0.001-0.008$ mg/L (0 ± 0)，氨鹽 $0.015-0.05$ mg/L (0.03 ± 0.01)。4 月於東沙島東側及東沙環礁北側之正磷酸鹽較高，東沙環礁東南側之硝酸鹽較高；8-10 月東沙島周邊的鹽度、溶氧較低，東沙環礁東側之銨鹽較高 (圖 254)。

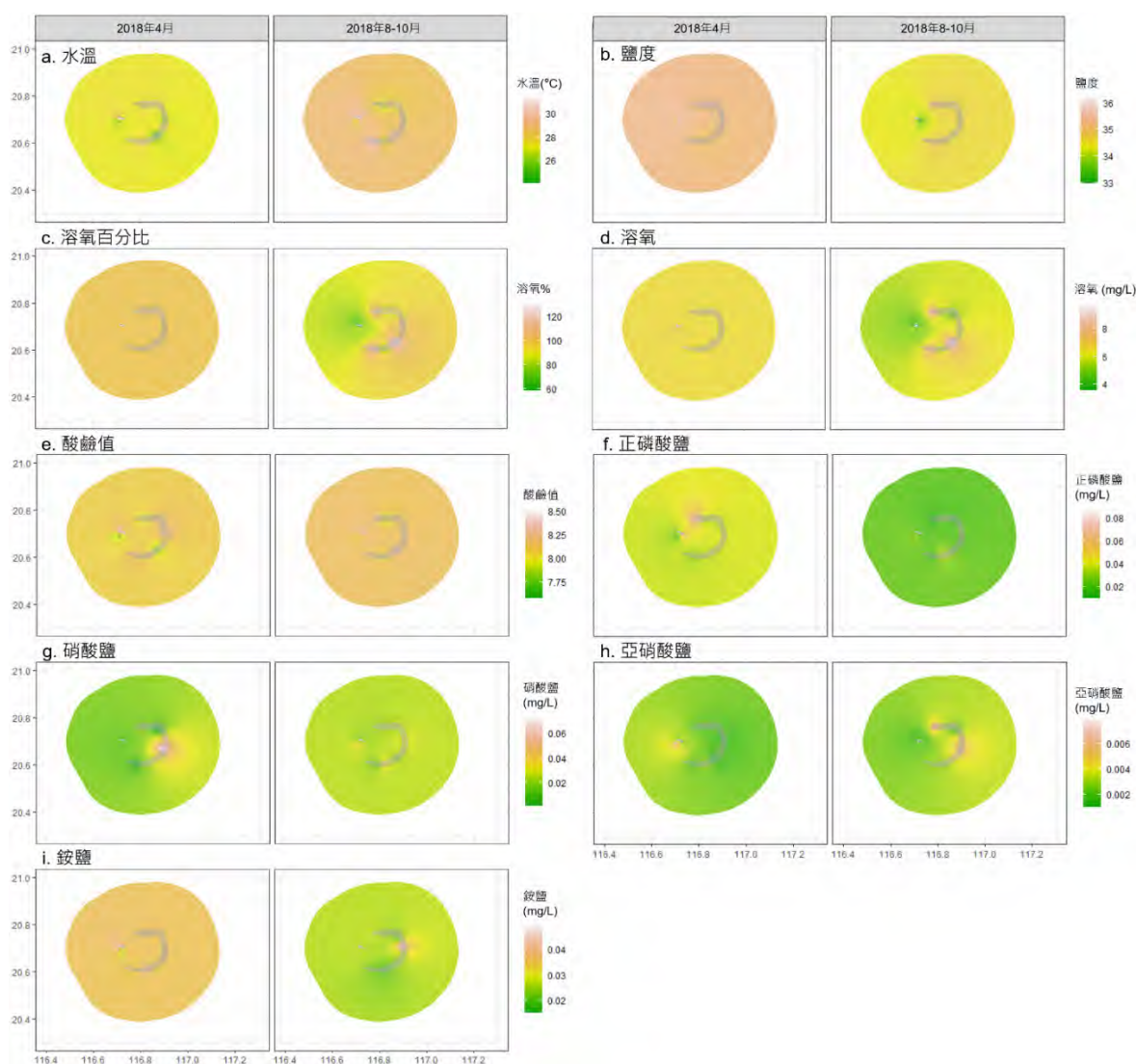


圖 254、2018 年東沙環礁國家公園之推估表層水文分布圖。

(2) 台江國家公園之水文分布

陳等 (2018) 於 2017 年 12 月 (冬季)、2018 年 4 月 (春季)、7 月 (夏季) 及 9 月 (秋季) 進行台江國家公園水文調查，分別位於黑水溝航道 7 個測站以及七股沿海 2 個測站進行各深度之採樣 (圖 253)，水深介於 2-164 米之間。台江國家公園之酸鹼值與氨氮濃度水質參數符合臺灣甲類水域水質標準，近沿近海之表水層部分溶氧低於標準值，其餘大致符合臺灣甲類水域水質標準。

A. 表水層水文分布

2018 年台江國家公園四季之水文於酸鹼值、氨氮與總磷濃度水質參數符合臺灣甲類水域水質標準，4 月、7 月與 9 月近沿海部分區域之溶氧低於臺灣甲類水域水質標準。表水層 (0-10 米) 水溫介於 21-29.7°C (Mean±SD 26.97±2.14)，鹽度 30.6-34.4

(33.46 ± 0.75)，密度 1,019-1,023.4 kg/m³ (1021.58 ± 1.09)，葉綠素螢光值 0.03-1.32 mg/m³ (0.30 ± 0.32)，溶氧 4.20-10.20 mg/L (6.23 ± 0.83)，酸鹼值 8.01-8.40 (8.14 ± 0.06)，硝酸鹽 0-0.09 mg/L (0.02 ± 0.02)，亞硝酸鹽偵測下限-0.01 mg/L (0 ± 0)，磷酸鹽偵測下限-0.01 mg/L (0 ± 0.01)，矽酸鹽 0.04-0.29 mg/L (0.09 ± 0.06)，氨氮 0.01-0.04 mg/L (0.02 ± 0.01)，懸浮固體 0.83-67.9 mg/L (7.74 ± 10.79)。各季節的水質有所不同，鹽度在夏季之沿海地區較低，葉綠素螢光值在春夏兩季沿海地區較高，密度則是春夏兩季較低，溶氧在秋冬兩季的黑水溝航道較高，酸鹼值則在夏季較高，懸浮固體則是沿海地區較黑水溝航道高，硝酸鹽在春季北緯 23.1°以北較低，亞硝酸鹽在秋冬兩季北緯 23.05°以北以及春季北緯 23°較高，氨氮則是秋冬兩季較低(圖 255)。

B. 黑水溝航道水文剖面圖

2018 年台江國家公園黑水溝航道四季之水文於酸鹼值、氨氮與總磷濃度水質參數符合臺灣甲類水域水質標準，近沿近海之表水層部分溶氧低於標準值，其餘大致符合臺灣甲類水域水質標準。水溫介於 17.9-29.7°C (Mean $\pm$ SD 25.61 ± 2.92)，鹽度 30.6-34.8 (33.87 ± 0.64)，密度 1,019-1,025.7 kg/m³ (1022.42 ± 1.43)，葉綠素螢光值 0.03-1.32 mg/m³ (0.20 ± 0.20)，溶氧 4.70-10.20 mg/L (6.03 ± 0.64)，酸鹼值 7.97-8.25 (8.11 ± 0.06)，硝酸鹽 0-0.10 mg/L (0.02 ± 0.02)，亞硝酸鹽偵測下限-0.01 mg/L (0 ± 0)，磷酸鹽偵測下限-0.01 mg/L (0 ± 0)，矽酸鹽 0.04-0.36 mg/L (0.11 ± 0.07)，氨氮 0-0.06 mg/L (0.02 ± 0.01)，懸浮固體 0.42-19.1 mg/L (5.02 ± 2.71)。黑水溝航道夏季與秋季的水溫與溶氧在深度變化較冬季與春季大，水深 80 米以內水溫約>24°C，40 米以內的密度約<1022 kg/m³。夏季與秋季近臺灣陸地之葉綠素螢光質較高，同時表層鹽度於較低，顯示表層水受沿岸淡水流入影響(陳等，2018)。夏季水深 40 米以內之酸鹼值偏高，且近臺灣陸地之水深 80 米以下的懸浮固體也偏高。硝酸鹽與矽酸鹽則是水深 80 米以下的濃度偏高，亞硝酸鹽則在春季 40 米以內較高(圖 256)。

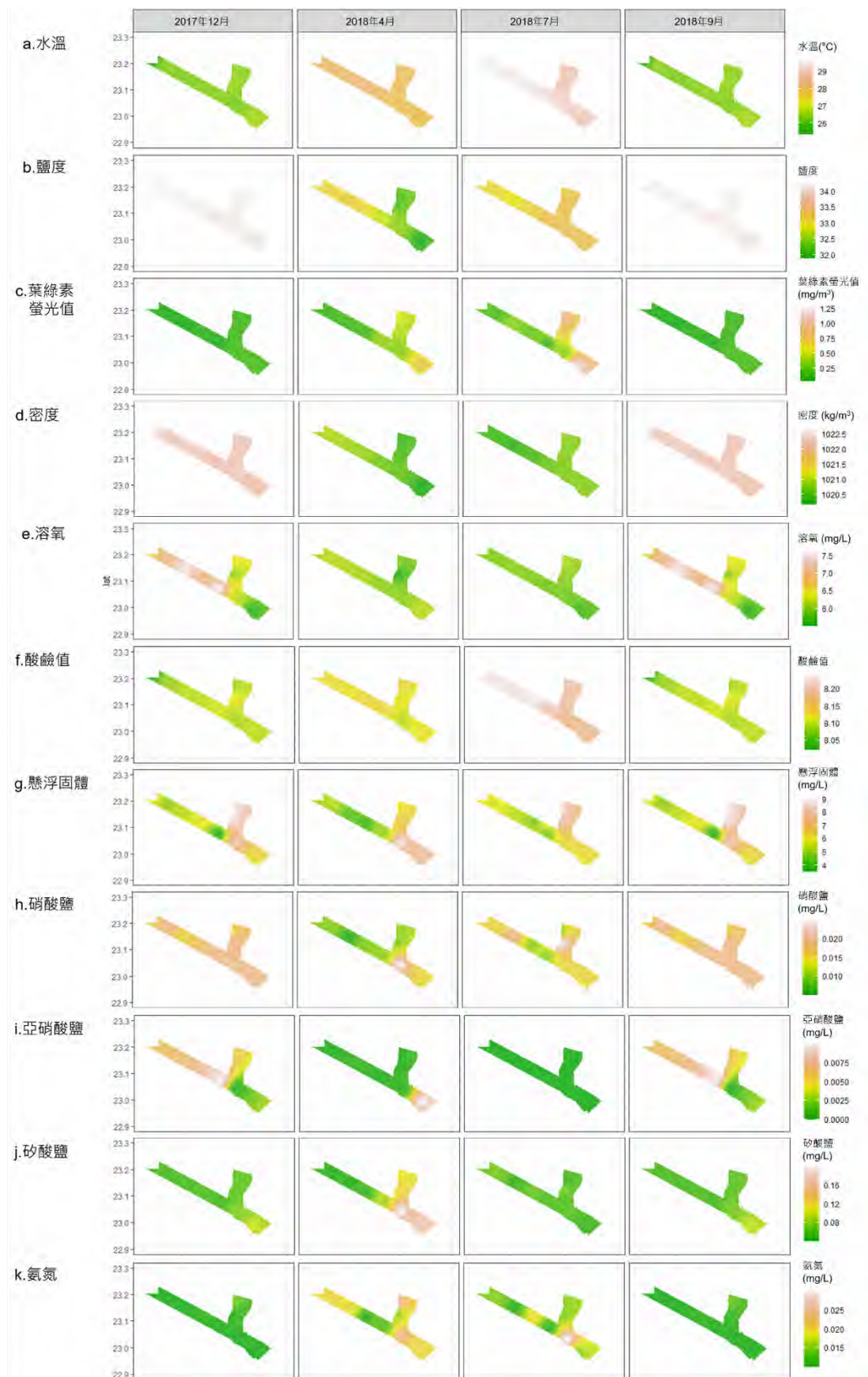


圖 255、2018 年台江國家公園之推估表層水文分布圖。

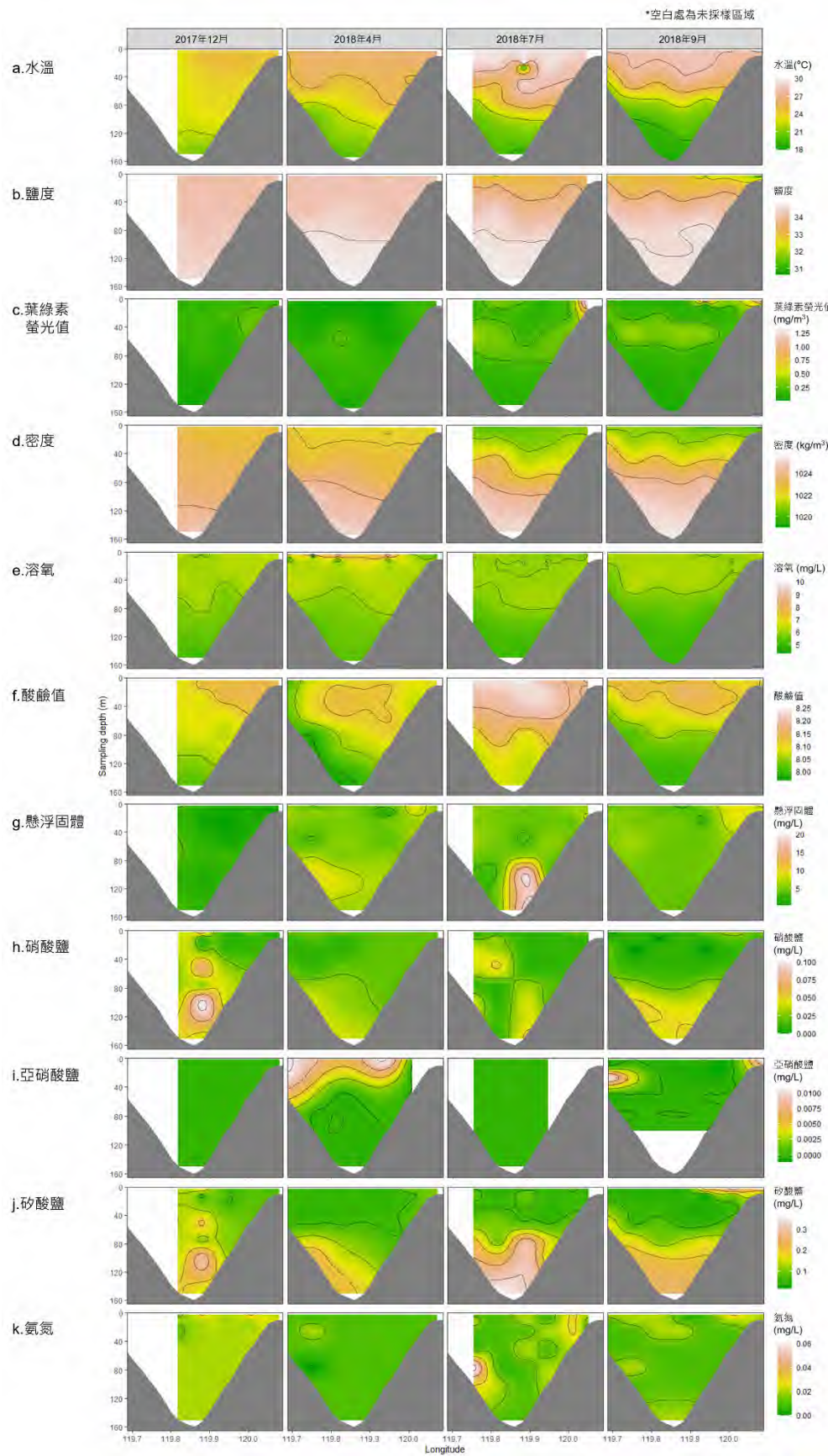


圖 256、2018 年台江國家公園黑水溝航道水文剖面圖。

4.4.4 生態系統服務評估及價值衡量

本計畫團隊以完全禁漁區之基隆市望海巷潮境海灣資源保育區作為案例，進行生態系統服務價值評估，旨在提供一基準點及示範區域進行系統性的生態系統服務價值估計，以供管理機關後續追蹤我國海洋生態系統功能變化之用。本計畫評估之生態系統服務價值內容主要為自然休閒及旅遊價值，內容包含使用條件評估法，調查遊客對於當前生態系之願付價格，再乘上年遊客人數，估計該生態系可能創造之旅遊價值。並另外採用史丹佛大學開發的 InVEST 程式進行評估 (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)，InVEST 以多種地理資訊圖層為基底，可模擬推算出生態系中的各種功能的量化資料，包含過去、現在的環境資訊，並可推估未來環境的變化。而量化資料再配合市場價格變動，可推算出生態系統服務的價值。此舉能幫助政府或是企業等決策者在判斷與評估時，透過清楚的數值來分析生態系統中各種功能，以進行更加清晰的討論與判斷。

自然休閒及旅遊價值方面，如上述分成兩部分：模型(InVEST)評估與條件評估。

(一) 自然休閒及旅遊價值之模型評估

模型 (InVEST) 評估採用 Scenic quality 與 Recreation 兩種模型評估。Scenic quality 模型用於計算視野價值，而 Recreation 模型則為估計該地可創造之旅遊休閒價值。然而，由於 InVEST 中 Recreation 模型採用 Flickr 相簿網站之該地發布之照片作為旅遊人次之指標（詳下述），而該網站在台灣之普及率並不高（較為專業攝影人士使用），故本研究團隊亦進行條件評估法來估計潮境之旅遊休閒價值，並與 InVEST 模型之結果進行比較並提出建議。

(1) 在 Scenic quality 模型計算視野價值方面，該模型使用數值地形模型 (Digital Terrain Model) 與景觀座標來評估視野價值。景觀座標為需評估的因子，可分為正向與負向景觀：正向因子例如自然景點或觀光地標，負向因子則如突兀的人造物或垃圾汙染。利用數值地形模型計算每格像素能否看見景觀座標，更進一步，以像素與座標之間的距離，選用對數關係評估距離對座標視野影響力的變化，並推算出視野價值。

Scenic quality 模型分析中，在基隆望海巷潮境海灣挑選正、負向景觀點，正向景觀包含自然景觀（海灣海景、潮間帶、酋長岩與休憩沙灘）、人造物景觀（潮境公園內的裝置藝術）及地標景觀（望海巷橋、民宅、漁港、潮境海洋中心及海洋科

技博物館)，這些景觀在當地的自然環境與人文社會上有一定程度的觀光價值。負向景觀包含非景點人造物（消波塊及停車場）及人為汙染點（漁港、民宅、風景區販賣部及露營區），以上景觀可能造成視野干擾及環境汙染。並分別模擬正、負向的視野價值後，再比較兩者間之差值，並假設景觀影響範圍為 500 公尺。以目前環境來說，正向視野價值以整個潮境保育區至望海巷之間為最高值（圖 257），代表此地區視野可不受阻擋的看到較近距離且較多正向景觀，而負向視野部分則以長灘里漁港週遭與望海巷漁港之間為最高值（圖 258），同樣的代表此地區的視野會看到較近且較多負向景觀。後續比較正負景觀之間差值中，能表示同一地點同時受到正負景觀影響下，還有多高的視野價值。視野價值最高處則為潮境保育區北側的公園地區，價值最低處則為長潭里漁港周遭地區（圖 259）。潮境保育區北側因有裝置藝術及潮間帶等自然景觀加上較少的負向景觀而有較高的視野價值，長灘里漁港周遭則因消波塊、停車場與房屋等聚集因此有較低視野價值。因模型上的限制，景觀點之間的不同影響力（即比重）可能尚未反應出來，未來將可能採用增設重複點位之方式，設定不同影響力等級之景觀點。

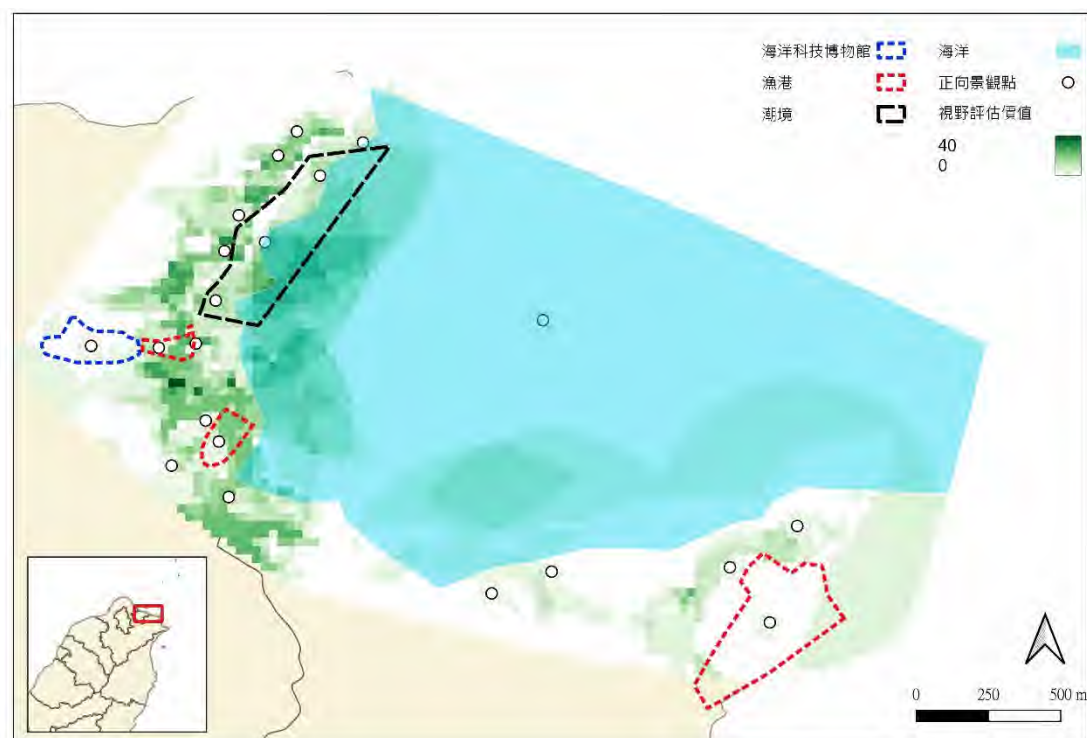


圖 257、正向景觀點之視野評估價值。

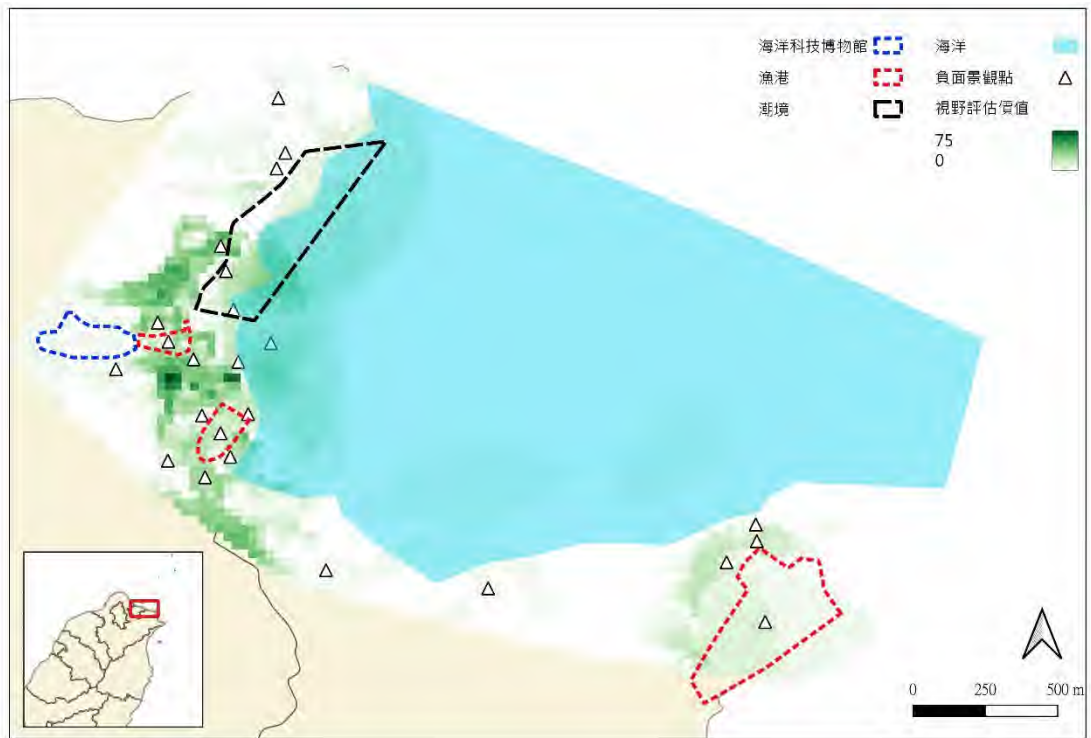


圖 258、負向景觀點之視野評估價值。

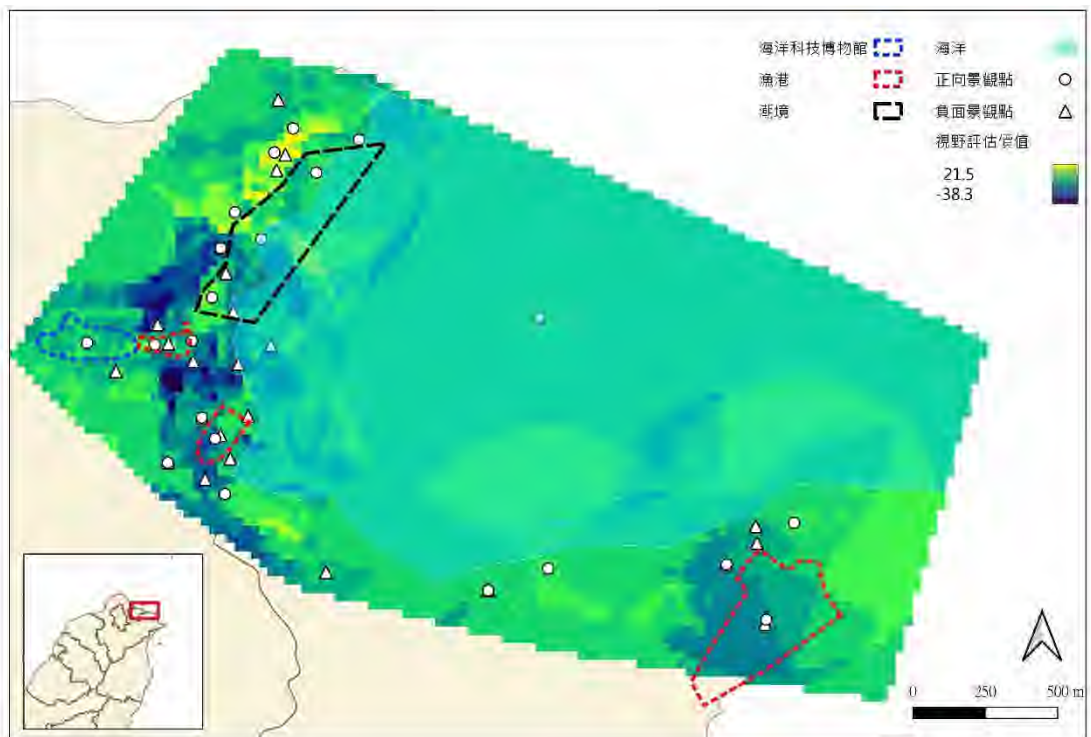


圖 259、正負相疊之視野評估價值。

- (2) Recreation 模型用於計算觀光人次分布，結合社交網站 Flickr 資料，計算每個月
中，遊客分享照片的數量與座標，並整理成指定面積的網格資料已便分析。本計

畫使用的 Recreation 的模型中，擷取 Flickr 2014-2017 年間於潮境周遭所拍攝相片的資料，並將照相觀光人次分布在 100 公尺*100 公尺的網格中，結果圖中顯示，雖然資料較稀少，但最高值出現在海洋科技博物館與深澳酋長岩兩地區（圖 260）。然而結果中，最高人次的海洋科技博物館只有每年平均 13.3 人次，相比觀光局的統計資料中，每年平均能達 190 萬多人次（圖 261）少上非常多。這可能是因為 Flickr 社群在台灣不是主流平台，故此模型預設於此網站上擷取資料並沒有非常適合台灣。然而，較主流平台 Facebook 與 Instagram 有權限上的限制，若要改為由此類社群媒體擷取資料，後續可能需要從其他管道申請權限或參用其他方法進行旅遊熱點與人次的評估。

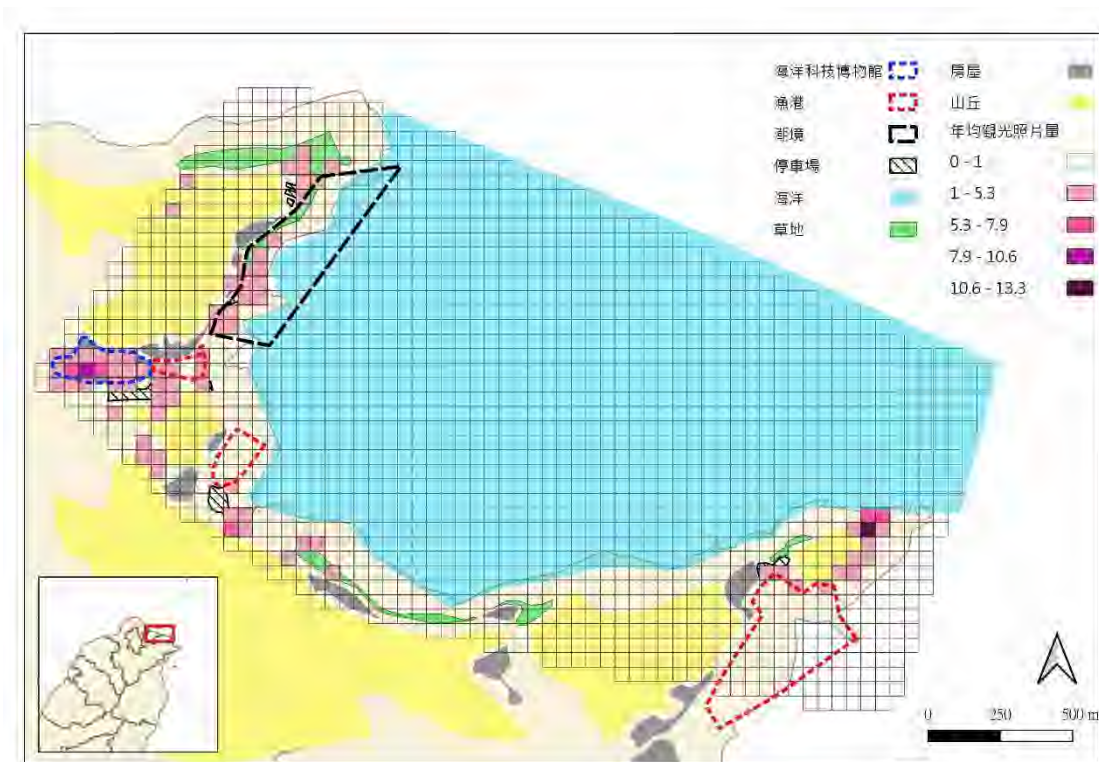


圖 260、年均觀光人次照片量之分布圖（每格 100*100m）。



圖 261、海洋科技博物館每月觀光人次（2018-2021 年；資料來源基隆市觀光局：
<https://accounting.klcc.gov.tw/tw/Subject/ThemesService?TSerNo=0600018A>）。

生態系統服務評估需要有相關地區資料使能進行，可發現目前臺灣各海洋保護區於相關資料缺之甚多，未來建議逐步建立各保護區基本資料，如地形、水深、波浪、觀光利用人次、景觀建物、地景、生物分布與多樣性等多元空間圖資，且需建立歷年資料庫，方能提供不同生態系統服務模式運算之基礎所需，也才能進行生態系統服務評估，有機會達到以生態系統為基礎之保育策略。

(二) 自然休閒及旅遊價值之條件評估

本計畫亦使用條件評估法估計潮境保護區之休閒價值。條件評估法以問卷調查蒐集遊客到訪保護區之願付價格做為評估之基礎。本計畫原訂於觀光旺季（六月至九月）至基隆市望海巷潮境海灣資源保育區進行問卷訪談，估計旅行成本及願付價格。然而受新冠肺炎 COVID-19 影響，自 5/19 全國進入第三級警戒，故改為發放電子問卷，僅保留願付價格（條件評估法）部分。至十月三級警戒解除後，始進行實體問卷調查。本計畫自 5/28 起進行問卷前期測試，截至 6/9 止共收集 47 份問卷，收集受測者回饋意見修改問卷後，於 6/16 起發放正式發放網路問卷，並於 10 月初前往潮境保育區進行現場問卷訪談，正式網路與實體問卷共取得 298 份有效問卷（問卷內容詳附錄 15）。有效問卷中填答者男女比例接近各半，年齡主要在 20-29 及 30-39 歲之間，身份以學生、

公教、服務業與商業居多，居住地以北北基為主。月平均收入主要落在 3-4 萬元之間，月平均支出則在 3 萬元以內（圖 262）。六成以上的填答者沒有任何水域遊憩專長，僅兩成的人曾加入保育志工（包括淨灘、淨海之一次性活動）或擔任組織成員，但約有六成的人曾經捐款給環保團體而近九成的人有在關注環保議題（圖 263）。本計畫中，關於整體入園費及潮間帶願付價格變化的分析採用全體有效問卷（n=298），而亞潮帶生態系之願付價格變化的分析僅採用擁有水域專長之遊客的問卷結果（n=106）。

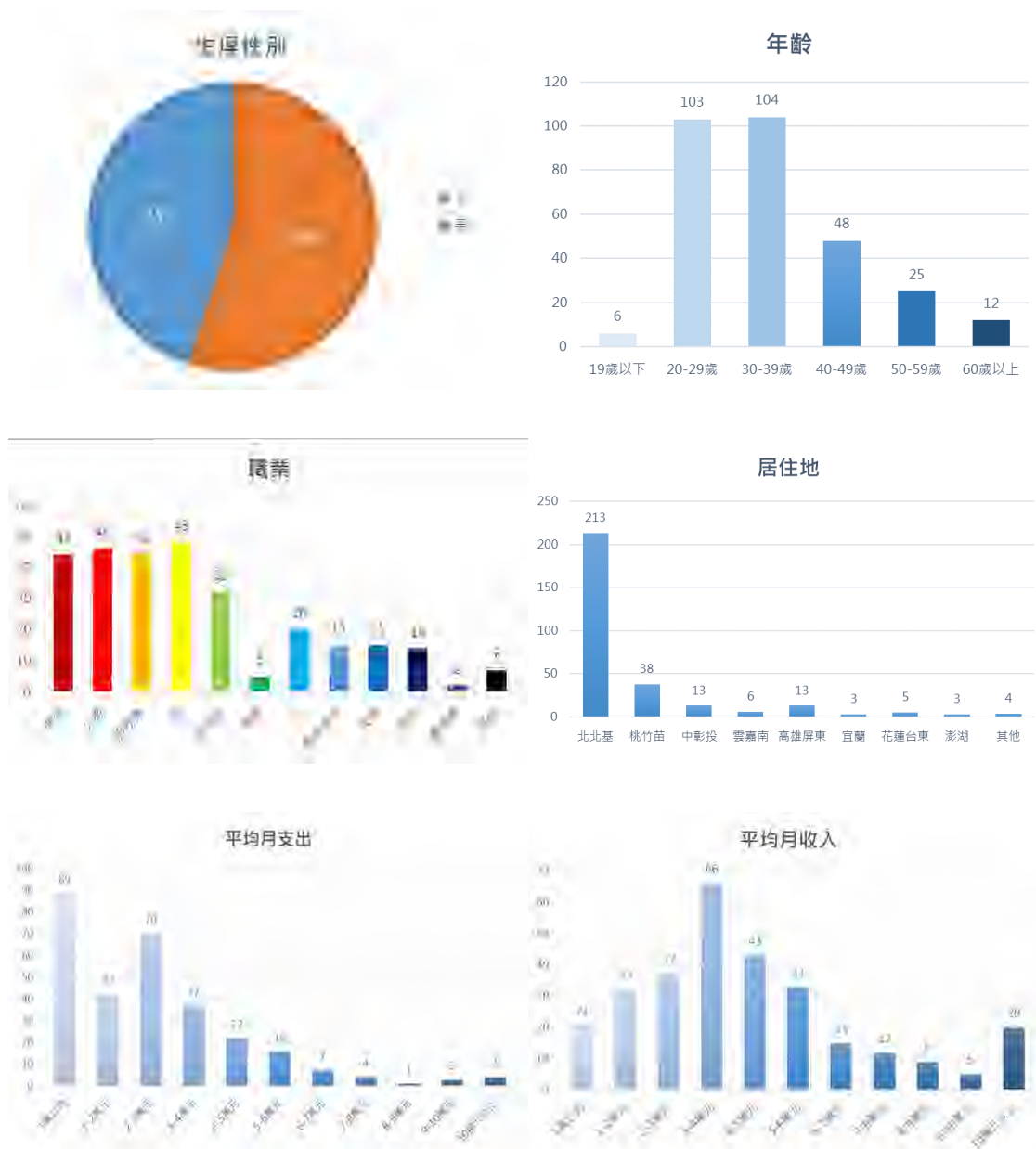


圖 262、基隆望海巷潮境海灣保育區願付價格問卷填答者之基本資料。



圖 263、基隆望海巷潮境海灣保育區願付價格問卷填答者之環境背景。

在基隆望海巷潮境海灣資源保育區當前的生態情境下，受訪者中有 91.9% (n=274) 有意願支付入園費。最主要的原因為「海洋資源需要更多經費來維護」(n=121)。所願意支付保育金主要範圍在 50-100 元之間，平均願付價格為 81.1 ± 45.68 元 (圖 264)。不願支付保育金者僅有 24 人，主要原因包含「我不認為保育金會被妥善利用在海洋資源的維護」(n=12)、「海洋資源的維護費應由政府全部支出」(n=3) 以及「比起金錢，我更願意其他方式支持海洋保育，如淨灘、淨海」(n=5)。依據基隆市觀光局海洋科技博物館觀光總人數之資料，自 107 至 109 年，平均每年約有 190 萬人次入園，將此人數乘以平均願付入園價格，可推估每年潮境保育區之自然休閒及旅遊價值約為一億五千萬新台幣。



圖 264、基隆望海巷潮境海灣保育區願付價格問卷填答者之願付意願及價格。

本計畫亦調查遊客之願付價格是否可能受保育區之生態系變化而改變，針對現況和生態系狀況優化的潮間帶及亞潮帶，以 Mann-Whitney U test 比較願付價格是否有顯著變化。總體而言，當生態系狀況優於現況時，願付價格會提升，又以亞潮帶提升的幅度較潮間帶多。以潮間帶而言，物種數增加、稀有鳥類可見頻度增加與乾淨無垃圾時，願付價格皆會顯著提升(依序為 $p<0.001$, $p=0.034$, $p<0.001$ ，表 27)。其中又以有無垃圾的影響最劇，若潮間帶變得完全沒有垃圾，平均願付價格較現況漲幅最高（ 103.09 ± 65.53 vs. 81.1 ± 45.68 ，圖 265）。當亞潮帶生態系狀況變好時，無論是珊瑚覆蓋率提升、可見魚牆頻度增加、可見稀有物種頻度增加或海洋垃圾量減少，平均願付價格皆顯著增加（ $p<0.001$ ，表 31），其中以珊瑚覆蓋率提升至「極優」等級時之平均願付價格上升幅度最高（ 133.96 ± 85.51 vs. 81.1 ± 45.68 ，圖 266、圖 267）。

表 27、潮間帶各種生態情境下 Mann-Whitney U test 檢定結果。

環境因子	Average	Median	W value	p
物種數增加	97.72	100	36234	<0.001
稀有鳥類頻度增加	90.23	100	40172	0.03399
乾淨無垃圾	103.09	100	35643	<0.001



圖 265、潮間帶各種生態情境下之願付價格。

表 28、亞間帶各種生態情境下 Mann-Whitney U test 檢定結果。

環境因子	Average	Median	W value	p
珊瑚礁覆蓋率增加	116.75	100	7677.5	<0.001
物種數增加	116.51	100	3523	<0.001
魚牆頻度增加	123.11	100	3683.5	<0.001
稀有物種頻度增加	129.72	100	3356	<0.001
乾淨無垃圾	118.87	100	3368.5	<0.001

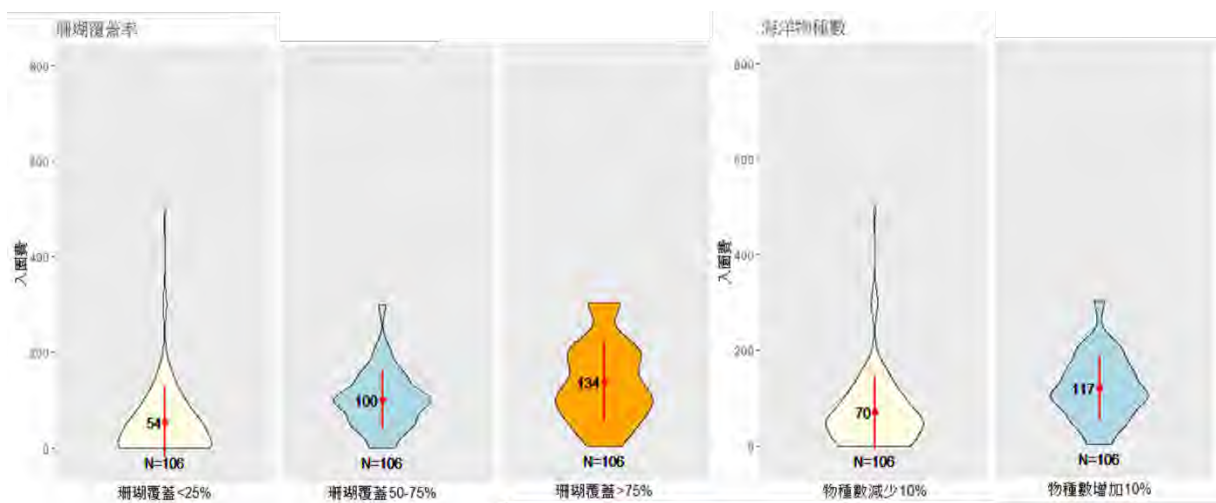


圖 266、亞潮帶珊瑚覆蓋率與物種數情境下之願付價格。

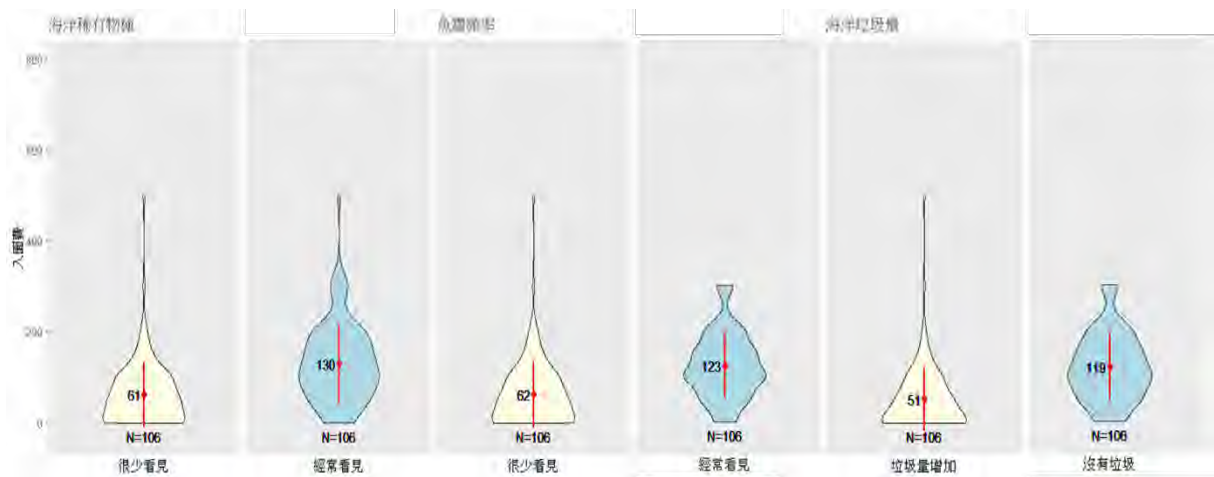


圖 267、潮間帶稀有物種、魚牆及垃圾量情境下之願付價格。

本計畫亦採用問卷當中所收集的各項基本資料來評估不同族群之間的願付價格是否有特殊性，各種族群包含生理性別、年齡、教育程度、職業、月收入、月支出、水域專長、環境資訊、環境組織的參與及捐款意願，並與潮境保育區當前生態情境的願付價格進行 ANOVA 檢定。結果顯示填答者的屬性皆未造成願付價格之顯著差異，表示願付價格主要受環境狀況影響，而非不受到抽樣族群屬性。

第五章 結論與建議

5.1 本年度工作項目總覽

下表列出 110 年度預定之工作項目與實際執行進度。

表 29、110 年度工作項目與執行進度表。

預定工作項目	單位	預定數量	實際執行數量	完成進度	執行說明
一、臺灣周邊海域生態系－船舶調查					
溫鹽深儀(CTD)水樣採集分析	處	40	41	V	配合水產試驗所之研究船水試一號的例行性計畫航次，於4月完成第一次20個站點之環島採樣調查；第二次探勘於7月進行，因受COVID-19疫情的影響，改由水試二號執行，且僅限水試所人員才能登船作業，故委請水試所僅協助環境參數與動浮網的採樣，而其他項目（包括魚類環境DNA與海洋微塑膠）的採樣工作，改由配合新海研一號研究船於八月及九月各執行一次，完成全年41處採樣調查。 配合水試二號5月與9月航次，每次採集12處，共計24處。
環境參數檢測分析	處	40	41	V	
海洋微塑膠檢測分析	處	40	41	V	
魚類環境-DNA 檢測分析	處	40	41	V	
動浮網採集分析	處	40	40	V	
加值調查-底棲生態調查分析	處	20	24	V	
加值調查-人為衝擊等調查分析	處	20	24	V	
二、臺灣海域重要海洋生態系及海洋保護區－人員潛水調查					
群聚生態調查	處	50	53	V	全年完成北台灣21處、東台灣9處及澎湖23處站點，再加上2處額外增加的澎湖站點，共53處採樣調查工作。
加值調查分析-魚類環境DNA檢測	處	25	44	V	
加值調查分析-底棲生態調查	處	25	37	V	
三、自動監測系統調查					
聲學自動監測系統調查：架設、監測及資料產出	天	90	105	V	基隆潮境的自動錄音監測站位於望海巷潮境海灣資源保育區內，屬於珊瑚群聚與礁岩生態系；本年度執行三次監測作業，共取得56天次、790.8小時水下錄音資料。 桃園觀新的自動錄音監測站位於觀新藻礁生態系野生動物保護區之外側，屬於藻礁和河口生態系；本年度執行三次監測作業，共取得49天次、670.6小時水下錄音資料。
四、臺灣海域重要海洋生態系及海洋保護區進階資料分析					
建立浮游生物、魚類（成魚、仔稚魚）、底棲(泥)生物(珊瑚礁)等各大類生物資料集	式	1	1	V	第一年生物資料已完成收集並完成初步分析（結果見前三部分之章節）；預計於計畫執行之後期陸續完成資料庫之建立及整合式分析
各類海洋相關地理資訊圖資蒐集（至少300項地理資訊）	式	1	1	V	本年度已收集彙整本計畫採樣區域內各類海洋相關地理資訊圖資，包含公開資訊及ODB內部資料24個圖層共139,372筆相關地理資訊圖資
熱點分析含生態熱點（如高豐度、多	式	1	1	V	結果見前三部分之章節

樣性及重要棲地) 及保育熱點(受人類活動衝擊最大)					
臺灣重要海洋生態系暨海洋保護區生態系統服務評估及價值衡量，擇至少 1 處重要生態系或海洋保護區	式	1	1	V	本年度以完全禁漁區之基隆市望海巷潮境海灣資源保育區作為案例進行評估，亦使用條件評估法估計潮境保護區之休閒價值。

5.2 結論與建議

5.2.1 臺灣周邊海域生態系－船舶調查

今年度我們完成了上半年（春季）20 個測站、下半年（夏至秋季）21 個測站的臺灣周邊海域船舶調查，並在西部海域進行了 12 處的加值調查。

- (1) 水文調查資料顯示，臺灣周邊海域大致可依海水特性分為三個區域，北部海域水溫較低、海水密度較高、溶氧值也較高；東部海域水溫較高，海水密度和溶氧都較低；西部海域則不論是水溫、密度或溶氧都介於北部和東部海域之間。多數的水文特徵，包含溫度與營養鹽，夏季時於臺灣周圍海域差異較小。
- (2) 浮游生物調查資料顯示，密度在春季時各站差異較大，以澎湖周圍海域最高，夏季時則以東北部海域最高，種豐度在季節與各區域樣站間則相近；仔稚魚之調查資料顯示，數量分布以離島海域相對較高，春季尤其明顯，種豐度則僅西北海域在春季時較低，其餘海域種豐度較為相近；不論是浮游生物或仔稚魚，臺灣周圍海域季節與海域地區皆會影響其群聚，進一步的環境因子影響則待未來後續分析。
- (3) 整年度所有以魚類 e-DNA 方式進行調查之測站樣本共偵測到 **570** 個海洋魚類物種的序列，隸屬於 **141** 個科，其中包含軟骨魚魚類有 **16** 科 **27** 種。魚類多樣性分析結果則顯示多樣性之呈現存在有空間上（臺灣海峽樣站 v.s. 其它）與時間上（冬／春 v.s. 夏／秋）的差異，而物種多樣性的熱點大致位在澎湖海域，以及花蓮至宜蘭蘇澳外海，推測可能與其優良的地理位置及生態環境有關。此外，我們亦從樣本中偵測到 **3** 科 **12** 種海洋哺乳類動物的序列，且東部海域偵測到的頻率與物種數比起西部海域明顯較多。另綜合其他如加值調查的底棲魚類結果來看，魚類物種數以雲林／彰化地區較低，而多樣性熱點的分佈隨不同採樣時間變動。
- (4) 海洋>308μm 微塑膠／人造物合併水層來看，春季時以西部海域數量最多，其次為北部海域，東部海域最少；夏季時在西北與東北海域數量較高，和浮游生物與仔

稚魚趨勢相同，顯示臺灣周圍海域季節與海域地區皆會影響其累積情形，而微塑膠／人造物的型態則幾乎皆是纖維狀。

- (5) 從調查西部測站得到之海底垃圾結果分析，水試二號 5 月底拖採樣平均每平方公里收集 240 個海底廢棄物（最大值 1354/平方公里），9 月平均每平方公里收集 186 個海底廢棄物（最大值 646/平方公里）。海廢的總密度與總生物量或多樣性並無顯著關係。兩航次採集的海底垃圾總數量雖無明顯差距，但廢棄物分布熱點並不相同，顯示台灣海峽海底廢棄物熱點的分布可能受到季節及洋流影響而呈現時空上的變化。若以廢棄物的組成來比較，塑膠類約佔總數量的百分之九十九，其中，塑膠碎片與塑膠袋為大宗廢棄物來源，其次則是塑膠繩、食物包裝等，凸顯海底塑膠垃圾問題已經十分嚴重。有關海洋廢棄物包括微塑膠對生態環境的相關衝擊，後續仍值得持續追蹤與探討。

5.2.2 臺灣海域重要海洋生態系及海洋保護區－人員潛水調查

今年度已完成臺灣三大珊瑚礁區（澎湖、北臺灣及東臺灣）共 53 處站點的調查。在 23 個澎湖調查站點中，有 10 處位於政府劃設之“海洋保護區”內，6 處位於澎湖南方四島國家公園內；在 21 處東北角站點中，有 8 處位於漁業資源保育區內，2 處位於野生動物保護區內，其他則位於漁具禁令規定之範圍內；在東台灣海域的 9 處站點，有 2 處位於漁業資源保育區，另外 4 處位在漁具禁令規定之範圍內。

- (1) 在底棲群聚生態分析結果指出，在澎湖國家公園保護區內的珊瑚礁大多完整且健康，最常見的石珊瑚型態為桌狀的軸孔珊瑚 (*Acropora* spp.) 以及片狀的表孔珊瑚 (*Montipora* spp.)。澎湖本島周圍站點之珊瑚覆蓋率差別甚大，在懷恩堂生命紀念館附近之站點意外發現非常高的珊瑚覆蓋率 (62%)，可為未來設置保護區的參考地點。
- (2) 位於台灣本島北端的彭佳嶼及棉花嶼，珊瑚群聚較東北角其他站點繁盛。
- (3) 東台灣地區地形陡峭，沿岸深度變化大，且底質多為陸域產生之巨石，大多不適合進行潛水調查；石梯坪位於漁業資源保護區內，研究結果發現其珊瑚覆蓋率在東台灣並不算高 (18%)。
- (4) 團隊在調查過程中亦發現花瓶嶼周遭有許多沉船殘骸散落未被清除，多處位北台灣和東海岸之漁業資源保育區或是漁具禁令規定範圍內的樣站，仍發現大量漁具廢棄物、塑膠垃圾與漁網；還有在野柳站點發現了人工孵育出來的雜交種－龍虎斑入侵的蹤跡，這些問題都需要有關單位進一步處理。

- (5) 加值調查部分，從目前已完成的珊瑚礁區底泥生物多樣性及群聚結構分析，北澎湖、南澎湖及北台灣的珊瑚礁底泥之平均生物密度及生物量分別為：每平方公尺 34,345、46,897 及 27,348 個個體及每平方公尺 38.8、18.2 及 28.2 克濕重；此三個區域不論是生物密度或生物量皆明顯高於額外增加調查的桃園非珊瑚礁底泥樣站，顯示珊瑚礁的存在可能有促進底泥生物生長的效應。然而北澎湖、南澎湖、北台灣三個區域中，生物密度高的站點未必總生物量也較高，代表這些地點的底泥生物體型比較小，推測跟食物供給、環境的擾動或物種的生活史有關。北台灣珊瑚礁區的底泥生物組成也與澎湖區域顯著不同，可能反映兩者的海洋環境在水溫、生產力及珊瑚群聚組成上的差異。
- (6) 在珊瑚礁區魚類 e-DNA 檢測分析上，目前已完成澎湖及北台灣區域 44 處樣站之樣本分析，共偵測到 **588** 個海洋魚類物種的序列，隸屬於 **111** 個科，其中軟骨魚類有 **3** 科 **4** 種，以及 **2** 科 **2** 種的海洋哺乳類動物的序列；其個別站點的物種多樣性和珊瑚礁生態調查結果一致，大致上生態環境佳且位在保護強度高，如南方四島海洋國家公園，或是顯少受人為干擾的北方三島之一彭佳嶼站點的魚類物種數較高，然而鄰近市區（如馬公）的青灣樣站最低，兩者差異可達到 5.5 倍之多。整體來看，北台灣樣區的海洋魚類物種數（平均值為 71）稍劣於澎湖樣區（平均值為 77）；而物種多樣性組成方面，根據樣本分組比較分析結果顯示，物種組成在空間上有明顯差異，可分為南澎湖、北澎湖以及北台灣三群。

5.2.3 新興海洋生態觀測／分析技術與工具

- (1) 本研究的亮點在於使用並發展新興海洋生態觀測／分析技術或工具；本年度不論是以船舶調查或是人員潛水所採集的水樣，利用 e-DNA 分析技術，我們除偵測到海洋魚類物種外，亦從樣本中成功偵測到海洋哺乳類動物，包括可能從野柳海洋世界馴養的外來物種加州海獅外溢的 DNA 序列片段，顯現出該新興技術及整合式研究方法對新一代海洋生態調查的效率與效力，若能將不同調查方法的結果交叉比對，更能完整地呈現當地魚類多樣性及其於時間及空間上變化的趨勢。在此，我們把各式魚類調查法之優缺點比較整理於下表（表 30）。

表 30、各式魚類調查法之優缺點比較表。

調查方法	優點	缺點
潛水調查（拍照、捕捉）	可確實掌握樣本出現的位置，取得樣本照片可依型態辨識，或訓練 AI 人工智慧辨識；若可以順道取得樣本，該樣本除依型態辨識外，還可利用 DNA barcoding 確認。	僅適合水域清澈的珊瑚礁區，混濁、危險水域均不適合。物種鑑定不確定性高。
一支釣、延繩釣	可確實掌握樣本出現的位置，樣本除依型態辨識外，還可利用 DNA barcoding 確認。	取得樣本之種類可能因誘餌（食性）、棲息深度有所偏差。可能誤捕其他海洋生物。
流刺網、底刺網	可確實掌握樣本出現的位置，樣本除依型態辨識外，還可利用 DNA barcoding 確認。	取得樣本之種類可能因網目大小、棲息深度有所偏差。可能誤捕其他海洋生物。另外，若刺網在作業過程損壞落海但未被清除，危害海洋生態系甚大。
底拖網	可確實掌握樣本出現的位置，樣本除依型態辨識外，還可利用 DNA barcoding 確認。	取得樣本之種類可能因網目大小有所偏差。混獲量大，並且破壞調查區域內的魚卵及小於的棲息環境，故在保護區內無法使用。另外，若刺網在作業過程損壞落海但未被清除，危害海洋生態系甚大。
環境 DNA (eDNA) 分析	eDNA 分析方法敏感，即使魚類只有微量的 DNA 殘留，亦即是只有小魚、魚卵 DNA 殘留，都能有效偵測到，常被應用在罕見物種偵測、外來及保育類物種監測等。調查結果，比起其它方法，其多樣性的程現較為完整及全面，且若比對資料庫完整，物種鑑定精準度高。不傷害水中生物。	eDNA 在一般環境中容易遭到破壞，影響物種被偵測到的機率，因此可能會低估 α 多樣性。 eDNA 可能隨水漂流，偵測到的物種棲地可能有所偏差，因此可能會高估 α 多樣性。 e-DNA 實驗對於微量 DNA 非常敏感，結果容易受到魚類 DNA 污染的影響

- (2) 使用台灣周邊海域珊瑚礁區底棲生物組成訓練出來的 AI (CoralNET) 人工智慧來分析底棲生物圖片的技術，目前對屬加型態的準確率達 67.7%，對底棲生物大類的準確率則高達 87.1%。此外，我們在該項調查工作中亦嘗試開發 App，讓所有調查數據都可在互動式地圖中呈現，目的在使未來的分析和交流，包括與公民科學家間的，更加有效便利。我們也計畫於明年完成更多站點之後，將這些數據用於模擬底棲生物群聚結構的生物地理變化，以做為評估當前保護區內保護狀態與效率之基礎。
- (3) 本團隊在基隆潮境、桃園觀新兩處海域，水深約 10 公尺之海床上架設自動錄音監測系統，以視覺化呈現長時間水下錄音以評估兩處海域之聲景特性，運用聲源分離技術調查動物聲音與人為噪音的變化趨勢，並藉由分群模型分析動物聲音多樣性變化。本年度分析結果顯示，兩處測站夜間皆能夠偵測到多樣化的魚類合唱與甲殼類動物聲音，魚類合唱的聲學特徵在兩處海域明顯不同，主要是與當地的魚類群聚結構有關。本計畫首度運用動物聲音多樣性做為評估生態系健康之指標，發現基隆潮境的聲音多樣性變化可能同時受到季節轉換與新冠肺炎疫情趨緩後開放水域活動影響，桃園觀新的聲音多樣性則是受到璨樹颱風影響而呈現短暫的變動。
- (4) 自動監測方法或 e-DNA 技術所提供之調查資料可以補足傳統採集方式（如拖網）及傳統目視調查在夜間、惡劣海況無法有效採樣／觀察之不足，也能夠揭露許多面向的海域生態資料，包含動物發聲行為、聲音多樣性與人為噪音影響。透過長期監測、解析時空變化趨勢，將能提供保育主管機關與權益關係人一個生態遙測及監測的工具，並進一步評估保育工作之成效，或是在自然災害（如：颱風、豪雨、寒害）與人為干擾（油污洩漏、工程開發、違法採集）發生之後，評估海洋生物多樣性受到損害之程度。然而截至目前為止，台灣並沒有累積足夠的海洋魚類及哺乳類動物的 e-DNA 與聲音資料，為了能夠做出上述的評估，大家仍需繼續努力。
- (5) 如同珊瑚礁區底棲生態之調查工作，未來水下聲景的調查亦建議與公民科學家合作，整合水下攝影與錄音系統，嘗試建立各種海洋生態系的影像及聲音資料庫。然而這些監測的最大優勢，在於數位化的資料可以長期保存，待資料庫與辨識模型建立之後，可以重新挖掘已存檔的影像／聲音資料中隱藏的各種生態訊息。這些工作需與各海洋保護區之主管機關、有能力執行工作的研究單位（如臺灣大學及中

研院)合作，嘗試建構一個以台灣為尺度的長期生態監測網，透過這些新興海洋生態觀測／分析技術或工具以評估海洋生態系的健康與生物多樣性之變化趨勢。

5.2.4 臺灣海域重要海洋生態系及海洋保護區進階資料分析

在歷年資料生態調查之彙整方面，本計畫迄今彙整海洋保護區歷年報告共計 77 篇，墾丁國家公園、東沙環礁國家公園、棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區、馬祖列島燕鷗保護區與部分的漁業資源保護區有持續性研究調查，其餘地區資料量少或無取得相關報告。

- (1) 活珊瑚覆蓋率以七美漁業資源保護區最高 (56%，為國際標準之「優良」等級)，其次是綠島漁業資源保護區 (48%，為國際標準之「一般」等級)。墾丁國家公園之活珊瑚覆蓋率雖未達30% (為國際標準之「一般」等級)，但卻具有最高的生物多樣性。生物多樣性次之為東沙環礁國家公園與琉球漁業資源保護區，本島西部以及東部多數漁業資源保護區之海洋保護區生物多樣性較差。然而，這些生態及生物多樣性調查資料缺乏一致的調查標準，其結果的詮釋需非常小心。另外，以活珊瑚覆蓋率當其生態系健康的評估之也需謹慎，因在自然條件下，活珊瑚覆蓋率就有因其地理位置上的差異，不能只按照所謂的“國際標準”做出評等。
- (2) 本年度生態系統服務評估以完全禁漁區之基隆市望海巷潮境海灣資源保育區作為範例，受限於資料，先就自然休閒及旅遊價值方面進行評估，以視野價值來看，潮境保育區及北側公園有最高視野價值，長灘里漁港週遭與望海巷漁港之間則最低；觀光價值評估最高值則出現在海洋科技博物館與深澳酋長岩兩地區，但可能受社群打卡使用頻率有關。整體而言，針對生態系統服務評估所需要的海洋保護區相關空間資料仍不足，期待未來逐步強化基礎資料方可更幫助生態系統服務評估的建立。
- (3) 當進行願付價格網路問卷調查以作為評估之參考時，以當前環境狀態而言，超過九成的受訪者願意因為「海洋資源需要更多經費來維護」支付入園費/保育金，願付價格在 50-100 元之間，平均願付價格為 81.1 ± 45.68 元。當環境改變優於現況時願付價格會提升，且亞潮帶提升幅度較潮間帶多。綜合比較各項因素也說明，願付價格主要受環境狀況影響，而非抽樣族群屬性。

機關特別交辦事項：觀新藻礁保護區及大潭藻礁初步探勘

(一) 背景

本計畫第一次工作會議於 110 年 3 月 19 日在臺大海洋研究所召開，除計畫團隊成員外亦邀請黃向文署長參加，討論內容包括：

- (1) 確定工作項目、內容及各項目之經費分配（內部討論）
- (2) 桃園藻礁潮間帶外海域生態調查之可行性（黃署長提案）

會議中達成以下決議：

- (1) 於 3 月 26 日完成工作計畫書並於 3 月 30 日前送交海保署
- (2) 在不影響本計畫執行之原則下進行藻礁生態調查的可行性評估，包括技術層面執行及科學議題等。
- (3) 台大團隊協同海保署署長與海生組同仁於 3 月 29 日前往觀新藻礁保護區及大潭藻礁進行初步探勘，包括採集當地環境耐受性較強之石珊瑚代表性物種 (e.g., *Cyphastrea* sp., *Dipsastraea* sp., *Leptastraea transversa*, and *Polycyathus chaishanensis*) 之樣本以及環境樣本（海水）以利後續之多樣性、分類及分子親緣關係之分析

(二) 工作概況

觀新藻礁生態調查的內容，經團隊評估決定加強藻礁生態區的調查量能，包括在本計畫之自動監測系統調查工作部分，將其中的一個調查站設置於觀新藻礁保護區（見報告書內容），並在佈放水下聲景調查系統的同時，採集當地底泥樣本，做後續之底泥動物群聚生態分析（分析結果見報告書內容）。此外，臺大團隊也於 3 月 29 日協同海保署署長等人完成本年度第一次勘查及採集工作，之後於 8 月 10 日完成第二次的勘查及採集工作。二次的工作都安排在當月的大潮/乾潮的時間，分別落在大潮當日的清晨及傍晚。其樣本採集明細（包括石珊瑚物種徵鑑定結果）與詳細座標位置整理如表 31。

在 e-DNA 魚類多樣性調查部分，團隊利用其他計畫調查之便，於上下半年在藻礁區新增兩個樣站進行海水樣本採集，進行魚類 e-DNA 分析。這兩個海水樣本（TY6 和 TY7）是以船舶方式前往離岸約 0.2 海浬的水域，水深約 9 米的地點採集（圖 268），採集日期為 2021 年 3 月 28 日以及 8 月 16 日。其詳細座標及水深見表 31。



圖 268、本計畫規劃之以桃園藻礁樣區調查站點。淺藍色標記為 e-DNA 水樣採集位置；黃色標記為底泥樣本採集位置；紅色網狀方格區為觀新藻礁生態系野生動物保護區。

表 31、桃園藻礁生態調查樣本採集明細。

樣本/站編號	採集日期	樣本種類	位置	物種	緯度	經度	水深
1	2021/3/29	酒精保存樣本	觀新藻礁區	<i>Polycyathus chaishanensis</i>	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
2	2021/3/29	酒精保存樣本	觀新藻礁區	<i>Polycyathus chaishanensis</i>	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
3	2021/3/29	酒精保存樣本	觀新藻礁區	<i>Polycyathus chaishanensis</i>	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
4	2021/3/29	酒精保存樣本	觀新藻礁區	<i>Cyathelia</i> cf. <i>axillaris</i>	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
5	2021/3/29	乾式標本	觀新藻礁區	<i>Cyathelia</i> cf. <i>axillaris</i>	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
6	2021/8/10	酒精福馬林保存樣本	大潭 (G2)	<i>Polycyathus chaishanensis</i>	25°02.3058'N	121°02.9700'E	0m
7	2021/8/10	酒精福馬林保存樣本	大潭 (G2)	<i>Polycyathus chaishanensis</i>	25°02.3058'N	121°02.9700'E	0m
8	2021/8/10	酒精福馬林保存樣本	大潭 (G2)	<i>Polycyathus chaishanensis</i>	25°02.3058'N	121°02.9700'E	0m
9	2021/8/10	酒精福馬林保存樣本	大潭 (G2)	<i>Polycyathus chaishanensis</i>	25°02.3058'N	121°02.9700'E	0m
10	2021/8/10	酒精福馬林保存樣本	觀新藻礁區	<i>Oulophyllia crispata</i> .	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
11	2021/8/10	酒精福馬林保存樣本	觀新藻礁區	<i>Bernardpora stutchburyi</i>	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
TY6	2021/3/28	海水 (10 公升)	觀新外側海域	fish e-DNA	25° 1'41.22"N	121° 1'47.34"E	8.6m
	2021/8/16	海水 (10 公升)	觀新外側海域	fish e-DNA	25°01.700' N	121°01.700' E	8.9m
TY7	2021/3/28	海水 (10 公升)	大潭外側海域	fish e-DNA	25° 2'45.30"N	121° 3'2.94"E	8.7m
	2021/8/16	海水 (10 公升)	大潭外側海域	fish e-DNA	25°02.900' N	121°03.000' E	8.8m
TY8	2021/3/29	海水 (5 公升)	觀新藻礁區	fish e-DNA	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
	2021/8/10	海水 (5 公升)	觀新藻礁區	fish e-DNA	25°01.2612'N	121°01.8078'E	0m
TY9	2021/3/29	海水 (5 公升)	大潭 (G2)	fish e-DNA	25°02.3058'N	121°02.9700'E	0m
	2021/8/10	海水 (5 公升)	大潭 (G2)	fish e-DNA	25°02.3058'N	121°02.9700'E	0m
TY10	2021/7/5	底泥	觀新外側海域	底泥生物	25° 01.625'N	121° 01.547'E	8.4m
TY11	2021/7/5	底泥	觀新外側海域	底泥生物	25° 00.370'N	121° 00.670'E	9m

(三) 魚類 e-DNA 分析結果

同期中報告內文之描述，這 8 個（上下半年各 4）e-DNA 樣本自 Illumina 次世代定序儀回收得到的偵測的序列片段在經過品質檢定、合併、引子去除、長度篩選等步驟後，經 MitoFish 以及 NCBI 資料庫比對分析，再經人為判斷排除陸生四足動物，如牛、雞、野豬、犬、小家鼠以及人（判定為陸源污染物），淡水魚類（判定為人工養殖或是淡水魚類 e-DNA 延河流而下），以及序列片段數過低（亦即佔該樣本總序列片段 <0.01%），再扣除各樣本中偵測到與對照組樣本重複，且比對照組實驗中豐度比例低的物種後，共偵測到 159 個海洋魚類物種的序列，隸屬於 60 個科（名錄詳見附錄 16），其中軟骨魚魚類有 2 科 2 種，分別為寬吻斜齒鯊 (*Scoliodon macrorhynchus*) 和黃魷 (*Hemirhamphys bennettii*)，兩者皆分別在上下半年的水樣但從不同測站偵測到，顯示出其可能為當地常年出現的物種。另外，我們亦從樣本中偵測到 2 科 3 種的海洋哺乳類動物的序列片段，分別為熱帶斑海豚 (*Stenella attenuata*)（只從下半年的樣本中偵測到）、印太瓶鼻海豚 (*Tursiops aduncus*)（只從上半年的樣本中偵測到）及江豚（或稱露脊鼠海豚）(*Neophocaena phocaenoides*)（只從上半年的樣本中偵測到）。

物種多樣性最高的當地海洋魚類科別為鰕虎魚科 (Gobiidae)，4 個樣站 8 個樣本的 e-DNA 共偵測到 11 個物種，其中以萊氏深鰕虎 (*Bathygobius laddi*) 出現頻率最高，共 6 次；其次為椰子深鰕虎 (*Bathygobius cocosensis*)，共出現 5 次。該兩種鰕虎如同本年度其它一同被 e-DNA 分析所偵測到的大部分鰕虎魚序列，其出現大致上集中於 TY8 和 TY9 的樣本，也就是說從藻礁區潮間（低潮）帶取得的樣本。其它較集中出現於藻礁區內且被 e-DNA 分析所偵測到的魚類科別有鰐科 (Blennidae) 及隆頭魚科 (Labridae) 魚類，也都是臺灣礁區常見的魚類類群，這個結果顯示出利用 e-DNA 方式的魚類多樣性調查工作，可有效用於小尺度的調查分析工作。另外，椰子深鰕虎在臺灣魚類資料庫的分布記錄為東部、南部、蘭嶼及綠島，該物種的 e-DNA 在桃園藻礁區域被偵測到為該地及臺灣北部之新記錄魚種。其它在科的層級當地物種多樣性高的科別還有石首魚科 (Sciaenidae) 及鮨科 (Serranidae)，4 個樣站 8 個樣本的 e-DNA 分別共偵測到 9 及 8 個物種，每個物種被記錄的頻率介於 1 到 6 之間，兩者皆為近岸海洋魚類也是當地重要經濟魚種。

若從個別樣站來看，4 個樣站 8 個樣本透過 e-DNA 物種多樣性分析偵測到的物種數介於 33 到 68 之間，平均值為 42，小於本年度的珊瑚礁區調查所有樣本（站）的平

均(74)，也略小於船舶調查所有樣本(站)的平均(48)。物種多樣性最高及最低的分別是上半年的TY8及TY9。整年度個樣站之物種多樣性次高的為下半年的TY8，有48個物種被偵測到；再其次為下半年的TY6，有46個物種被偵測到。TY8為位於觀新藻礁生態系野生動物保護區內的樣站，TY6則是鄰接保護區外側的樣站(圖268)。在今年的調查結果顯示出，位在保護區內的或是附近的樣站，其物種多樣性有高於其它的樣站的趨勢，但這樣的結果還需長期監測以評估之。

(四) 珊瑚樣本收集及物種鑑定

採集日期分別為本年3月29日及8月10日，各採集到5(樣本號1~5)及6株珊瑚樣本(樣本號6~11，圖269)，2021年3月29日收集到樣本只固定於酒精，2021年8月10日珊瑚分塊分別固定於酒精及福馬林。珊瑚初步形質鑑定為柴山多杯孔珊瑚(*Polycyathus chaishanensis*，樣本號1~3及6~9，圖269A)，腋生叢杯珊瑚(*Cyathelia* cf. *axillaris*，樣本號4及5，圖269B)，卷黑星珊瑚(*Oulastrea crispata*，樣本號10)以及微孔珊瑚科珊瑚(Poritidae，樣本號11，圖269C)，後者有一分塊置於海洋大學張清風教授實驗室養殖缸中培養，目前已培養約3個月，其復育的狀況見圖269D。



圖 269、今年度收集到的桃園藻礁石珊瑚。(A) 3/29 於觀新藻礁生態系野生動物保護區潮間帶觀察到的柴山多杯孔珊瑚 (*Polycyathus chaishanensis*); (B) 3/29 於觀新藻礁生態系野生動物保護區潮間帶觀察到的疑似腋生叢杯珊瑚 (*Cyathelia* cf. *axillaris*); (C) 8/10 於觀新藻礁生態系野生動物保護區潮間帶觀察到的微孔珊瑚科 (Poritidae) 的珊瑚群體; (D) 於觀新藻礁生態系野生動物保護區潮間帶採集到的微孔科珊瑚株在實驗室養殖缸培養復育的狀況 (11/01 拍攝)。

採集到的石珊瑚在此利用分子親緣關係方法分析以釐清物種分類。11 個採集樣本經 DNA 萃取、粒線體細胞色素 c 氧化酶 I (cytochrome oxidase subunit I, *COI*) 基因片段增幅 (PCR) 及定序確認最終 PCR 產物品質，再經人為判斷排除共生藻序列、定序序列比對、排列及親緣關係分析。目前成功得到 9 條 *COI* 序列 (樣本號 1, 2, 3, 4, 7, 8, 10, 11)。根據 *COI* 親緣關係樹之結果 (圖 270)，樣本編號 1~3 和 7~8 之 DNA 序列與基因資料庫取得的且先前在高雄柴山 (也就是序列物種的模式產地) (JF825140; Lin et al., 2012) 及印度尼西亞產 (MN533979; Hoeksema and Arrigoni, 2020) 的 *Polycyathus chaishanensis* *COI* 基因序列相近，証實樣本來自柴山多杯孔珊瑚，該珊瑚為目前臺灣的法定瀕臨絕種野生動物，其保育評估的準則主要為族群數量少且分布範圍狹小，目前也被認為是台灣特有種。但從我們的結果顯示出，該物種分布範圍不是只侷限於臺灣而是到東南亞的印尼。樣本編號 4 和 5 在形態上初步鑑定為叢杯珊瑚屬 (*Cyathelia*) 的物種，可能為 *C. axillaris* 腋生叢杯珊瑚。然而，腋生叢杯珊瑚大都生活在水深較深的水

域，如團隊成員幾年前在東北角的龍洞水深 15 米的珊瑚礁區。另外，在藻礁發現的群體 (colonies)，在形態上有別於一般的 *C. axillaris*，只擁有單一的珊瑚蟲體 (polyps)。但 *COI* 親緣關係分析結果顯示，樣本編號 4 的 *COI* 基因序列與在基因資料庫取得的且在日本產的 *C. axillaris* (HM018622, Kitahara et al. 2010) 之同源基因序列在親緣關係上相差甚遠，但反而比較接近柴山多杯孔珊瑚的同源基因序列 (圖 270)。其結果是否為實驗室交差污染或基因資料庫之 *C. axillaris* 樣本鑑定錯誤所造成，待進一步的研究以釐清之。樣本編號 10 的樣本經進一步資料比對確認為卷黑星珊瑚 (*Oulastrea crispata*)，屬於黑星珊瑚科，全世界只有一科一屬一種，在 *COI* 親緣關係樹上顯示其為獨立的一個類群 (圖 270)。該種珊瑚為印度-西太平洋珊瑚礁區潮間帶至亞潮帶淺水區廣泛分布的物種，對環境 (如溫度、海水混濁度、陽光曝曬及泥沙覆蓋等) 的耐受性強，在台灣亦有分布，但在桃園藻礁區則第一次被發現。樣本編號 11 的 *COI* 基因序列在親緣關係分析上和微孔珊瑚科的物種之同源基因序列同分為一個類群，其序列與基因資料庫取得的且在日本及馬來西亞產的史氏伯納孔珊瑚 (或稱平滑管孔珊瑚) (*Bernardpora stutchburyi*) (Kitano et al. 2014) 一致。該珊瑚出現在台灣本島及各離島岩礁之區，通常生長在隱蔽型淺海岩礁區中，也是對環耐受性強的石珊瑚物種之一，本次在桃園藻礁區的發現，為當地之新記錄。

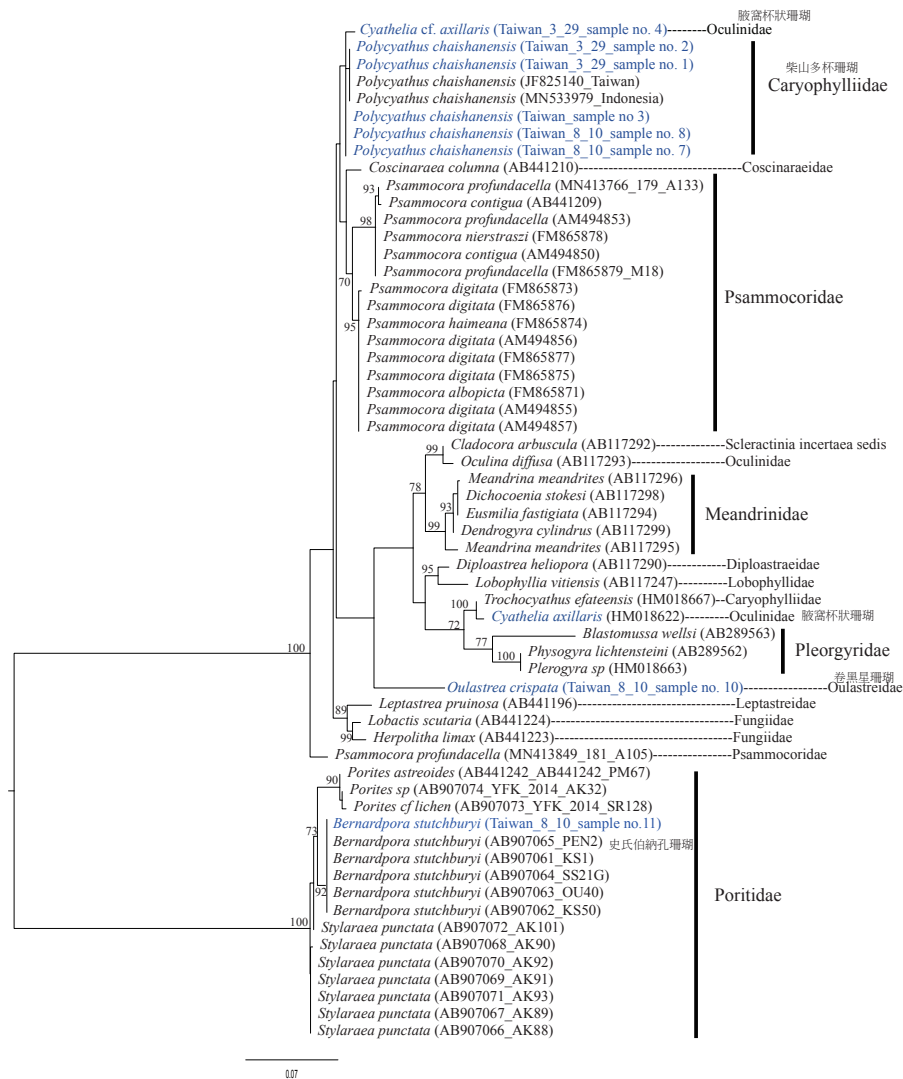


圖 270、本年度採集的石珊瑚樣本之 *COI*，以及由基因資料庫 (NCBI Genbank) 取得的石珊瑚樣本之同源基因序列，經 maximum likelihood 親緣關係分析方法推行之物種親緣關係樹。

(五) 石珊瑚樣本生殖腺發育研究

本團隊利用多年來在珊瑚有性生殖研究的經驗 (Chen et al., 2020, Chen et al., 2021)，針對今年於 8/10 採集到的三個石珊瑚物種（柴山多杯孔珊瑚、史氏伯納孔珊瑚及卷黑星珊瑚）樣本（樣本編號 6~11）進行組織切片、分析並紀錄其生殖腺發育狀況。在國際上，該三種珊瑚目前只有卷黑星珊瑚的有性生殖研究有文獻記載 (Lam 2000; Zayasu et al. 2015)，柴山多杯孔珊瑚及史氏伯納孔珊瑚則無。本年度的研究在六株珊瑚樣本中成功觀察到其中三株珊瑚包含柴山多杯孔珊瑚（樣本編號 7、8）以及卷黑星珊瑚兩個物種（樣本編號 10）的組織中具有快成熟、數量多且趨近於產卵時期的卵細胞（圖

271A、B 和 E)；其它樣本則沒有觀察到明顯發育中的生殖腺(圖 271C、D 和 E)。至於精細胞發育過程(spermatogenesis)則在所有樣本中未觀察到。就目前資料推測，精細胞及大部分的卵細胞可能已發育完成，也已釋放出，而本次的採集於 8 月份，其時間已錯過了當地珊瑚主要的繁殖季，但這個推論在未來需進一步做更密集的採樣及研究以釐清之。

就本次觀察結果與過去在台灣石珊瑚的有性生殖研究做比較發現，本計畫所研究的石珊瑚地處於桃園，北台灣，為亞熱帶區域，其繁殖週期(若上述推論正確)和同處亞熱帶區域但在台灣東北角的石珊瑚(其繁殖週期為 7 月至 9 月)(夏至秋; Chen et al. 2021)相近，但較南部的石珊瑚晚約一個月(Dai et al., 1992; Chen et al., 2021)，顯示出在該藻礁區所找到的石珊瑚之有性生殖時間可能和地理位置的因素有關。

另外在珊瑚的有性生殖特徵當中，同科內物種有其生殖特徵的多樣性，例如：微孔珊瑚科的珊瑚大部份物種為雌雄異體(e.g. *Porites lichen*, Chen et al. 2020)，但也有少量的物種為雌雄同體(e.g. *Porites asteroid*, Chornesky and Peter 1987)。此外同一種珊瑚其有性生殖特徵常因地理分布有所不同，例如，雌雄同體的 *Pocillopora damicornis* 在澳洲東部為孵育型(Stephenson 1931)卻在西部則為排放配子型(Ward 1992)。本次研究的卷黑星珊瑚根據文獻指出在日本是雌雄同體排放配子型而在香港是雌雄同體孵育型。然而本次從三種採集到的石珊瑚物種之觀察結果並未發現有精細胞的發育，亦無受精卵的發育及幼生的出現，因此我們對當地個別珊瑚物種的性別型式(雌雄同體或雌雄異體)及生殖模式(孵育型 [brooder] 或排放型 [brooder])，因資料缺乏，目前則無法判斷。本年度的工作只是對藻礁區生長的石珊瑚，如採集到的柴山多杯孔珊瑚、史氏伯納孔珊瑚及卷黑星珊瑚等研究之初探，對當地石珊瑚物種的多樣性、環耐受性、繁殖週期、生殖策略等，值得在未來做進一步的調查及研究，以了解當地石珊瑚生物多樣性的呈現以及其有性生殖的特徵是否與繁衍較能適應當地較嚴峻環境之後代有關。

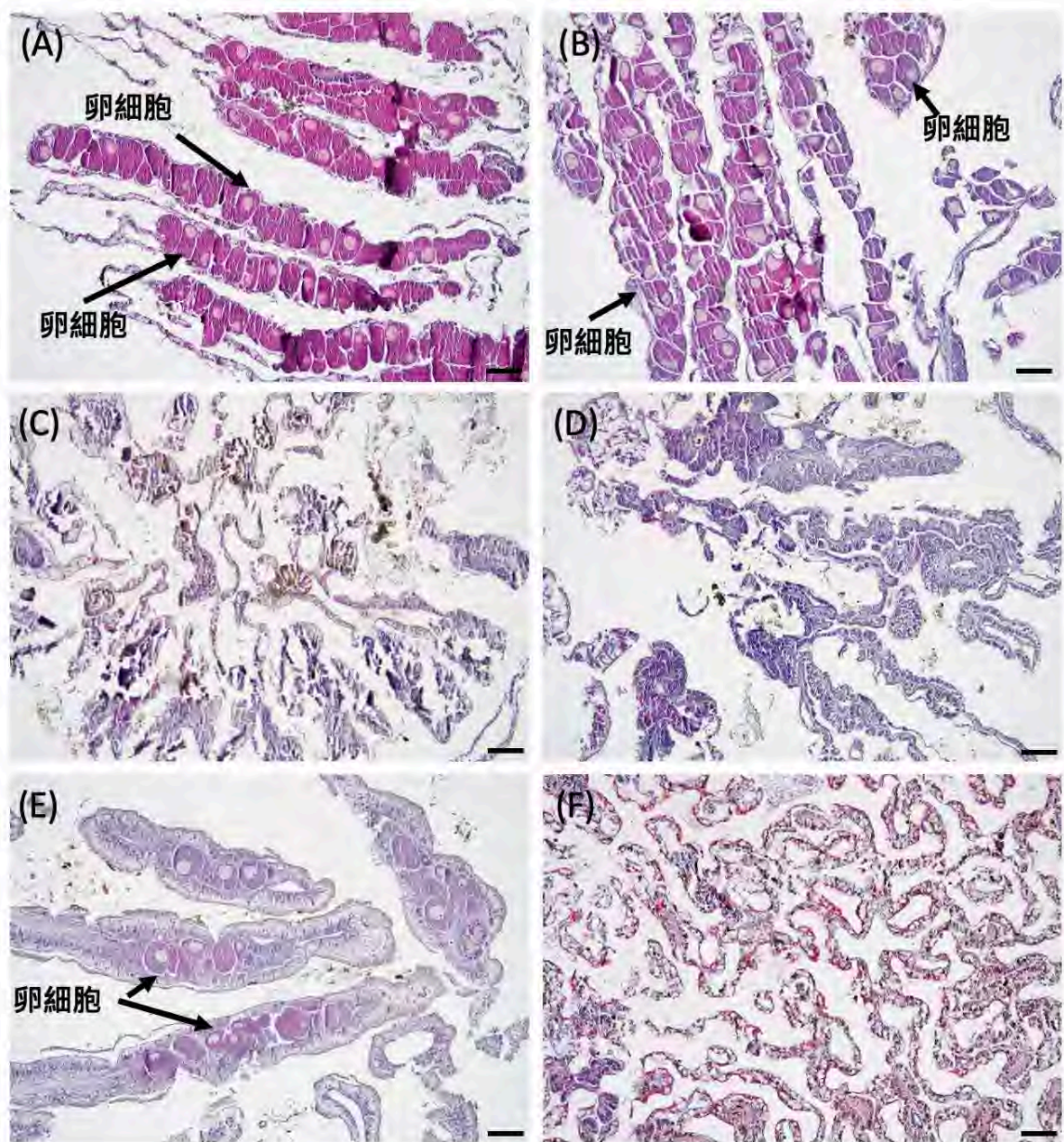


圖 271、今年 8/10 採集的藻礁石珊瑚物種生殖腺發育狀況。(A) 具有卵細胞的柴山多杯孔珊瑚樣本編號 7 組織切片圖；(B) 具有卵細胞的柴山多杯孔珊瑚樣本編號 8 組織切片圖；(C) 無觀察到明顯正在發育的生殖細胞之柴山多杯孔珊瑚樣本編號 6 組織切片圖；(D) 無觀察到明顯正在發育的生殖細胞之柴山多杯孔珊瑚樣本編號 9 組織切片圖；(E) 具有快成熟卵細胞之卷黑星珊瑚樣本編號 10 組織切片圖；(F) 無觀察到正在發育段的生殖細胞之史氏伯納孔珊瑚樣本編號 11 組織切片圖。Scale: 100 μ m

參考文獻

- Arkema K.K., Verutes G., Bernhardt J.R., Clarke C., Rosado S., Canto M., Wood S.A., Ruckelshaus M., Rosenthal A., McField M. and De Zegher J. 2014. Assessing habitat risk from human activities to inform coastal and marine spatial planning: a demonstration in Belize. *Environmental Reserach Letters* 9, 114016.
- Barbier E.B., Hacker S.D., Kennedy C., Koch E.W., Stier A.C. and Silliman B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. John Wiley & Sons, Ltd.
- Boland G.S. and Rowe G.T. 1991. Deep-sea benthic sampling with the GOMEX box corer. *Limnology and Oceanography* 36, 1015-1020.
- Brown C., Reyers B., Ingwall-King L., Mapendembe A., Nel J., O'farrell P., Dixon M. and Bowles-Newark N.J. 2014. Measuring ecosystem services: Guidance on developing ecosystem service indicators. In UNEP-WCMC.
- Brown G. and Mendelsohn R. 1984. The hedonic travel cost method. *Review of Economics and Statistics* 66, 427.
- Campanyà-Llovet N., Snelgrove P.V.R. and Parrish C.C. 2017. Rethinking the importance of food quality in marine benthic food webs. *Progress in Oceanography*.156, 240-251.
- Chao A., Chiu C.-H. and Jost L. 2014. Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity and related similarity/differentiation measures through hill numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45, 297-324.
- Chen J.L., Chuang C.T., Jan R.Q., Liu L.C. and Jan M.S. 2013. Recreational benefits of ecosystem services on and around artificial reefs: a case study in Penghu, Taiwan. *Ocean Coastal Management* 85, 58-64.
- Chen J.L., Lin Y.S. and Chuang C.T. 2018. Improving the management of Taiwanese fishery resource conservation zones based on public perceptions and willingness to pay for ecosystem services. *Journal of Coastal Conservation* 22, 385-398.
- Chornesky E.A. and Peter E.C. 1987. Sexual Reproduction and colony growth in the scleractinian coral *Porites astreoides*. *Biol. Bull.* 172:161-177

- Dai, C.-F. and Horng S. 2009. Scleractinia fauna of Taiwan. I. The Complex group. National Taiwan University, Taipei, Taiwan.
- Danovaro R. 2010. Methods for the study of deep-sea sediments, their functioning and biodiversity. CRC Press, Boca Raton.
- Denis V., Chen J.-W., Chen Q., Hsieh Y.E., Lin Y.V., Wang C.-W., Wang H.-Y. and Sturaro N. 2019. Biogeography of functional trait diversity in the Taiwanese reef fish fauna. *Ecology and Evolution* 9, 522-532.
- Forrest T.G., Miller G.L. and Zagar J.R. 1993. Sound propagation in shallow water: Implications for acoustic communication by aquatic animals. *Bioacoustics* 4, 259–270.
- Forward R. and Tankersley R. 2001. Selective tidal-stream transport of marine animals. *Oceanography and Marine Biology* 39, 305–353.
- Gibson R.N. 2003. Migrations and dispersal of marine organisms. *Hydrobiologia* 503, 153–161.
- Giere O. 2009. Meiobenthology: the microscopic motile fauna of aquatic sediments, 2nd ed. Springer, Berlin.
- Gray J.S. and Elliott M.M. 2009. Ecology of marine sediments: from science to management, 2nd ed. ed. Oxford University Press, Oxford; Toronto.
- Guan S., Lin T.H., Chou L.S., Vignola J., Judge J. and Turo D. 2015. Dynamics of soundscape in a shallow water marine environment: A study of the habitat of the Indo-Pacific humpback dolphin. *The Journal of the Acoustical Society of America* 137, 2939–2949.
- Guerrey A.D., Ruckelshaus M.H., Arkema K.K., Bernhardt J.R., Guannel G., Kim C.-K., Marsik M., Papenfus M., Toft J.E., Verutes G., Wood S.A., Beck M., Chan F., Chan K.M.A., Gelfenbaum G., Gold B.D., Halpern B.S., Labiosa W.B., Lester S.E., Levin P.S., McField M., Pinsky M.L., Plummer M., Polasky S., Ruggiero P., Sutherland D.A., Tallis H., Day A. and Spencer J. 2012. Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 8, 107-121.

- Heard J., Tung W.-C., Pei Y.-D., Lin T.-H., Lin C.-H., Akamatsu T. and Wen C.K.C. 2020. Coastal development threatens area supporting greatest fish diversity at Taoyuan Algal Reef, NW Taiwan. *Aquatic Conservation* Early view.
- Heard J., Tung W.C., Pei Y.D, Lin T.H., Lin C.H., Akamatsu T. and Wen C.K.C. 2021. Coastal development threatens Datan area supporting greatest fish diversity at Taoyuan algal reef, northwestern Taiwan. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 31, 590–604.
- Hoeksema B.W. & Arrigoni R. 2020. DNA barcoding of a stowaway reef coral in the international aquarium trade results in a new distribution record. *Mar. Biodivers.* 50:41
- Hoeksema, B.W., Arrigoni, R. DNA barcoding of a stowaway reef coral in the international aquarium trade results in a new distribution record. *Mar. Biodivers.* 50, 41 (2020).
<https://doi.org/10.1007/s12526-020-01075-7>
- Hofmann G.E. and Gaines S.D. 2008. New tools to meet new challenges: emerging technologies for managing marine ecosystems for resilience. *BioScience* 58, 43-52.
- Houghton R.A. 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850-2000. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 55, 378-390.
- Hsieh T. C., Ma K.H. and Chao A. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7, 1451-1456.
- Kimrue, T. et al. Status of coral reefs in East and North Asia: China, Hong Kong, Taiwan, Korea and Japan. in *Status of coral reefs of the world: 2004. Volume 1.* (ed. Wilkinson, C.) 277-301.
- Kitahara M.V. et al. 2010. A comprehensive phylogenetic analysis of the Scleractinia (Cnidaria, Anthozoa) based on mitochondrial CO1 sequence data. *PLoS One* 5: e11490.
- Kitano Y.F. et al. 2014. A phylogeny of the family Poritidae (Cnidaria, Scleractinia) based on molecular and morphological analyses. *PLoS One* 9:e98406.

- Kuo P.-H. and Wang H.-W. 2018. Water Management to Enhance Ecosystem Services in a Coastal Wetland in Taiwan. *Irrigation and Drainage* 67, 130-139.
- Lam K.K.Y. 2000. Sexual reproduction of a low-temperature tolerant coral *Oulastrea crispata* (Scleractinia, Faviidae) in Hongkong, China. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 205:101-111.
- Legendre P. and Legendre L. 2012. Numerical ecology. 3rd edition. Elsevier, Amsterdam.
- Lester S.E., Costello C., Halpern B.S., Gaines S.D., White C. and Barth J.A. 2013. Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning. *Marine Policy* 38, 80-89.
- Liao J.-X., Chen G.-M., Chiou M.-D., Jan S. and Wei C.-L. 2017. Internal tides affect benthic community structure in an energetic submarine canyon off SW Taiwan. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 125, 147-160.
- Lin M.F. et al. 2012. A new shallow-water species, *Polycyathus chaishanensis* sp. Nov. (Scleractinia: Caryophylliidae), from Chaishan, Kaohsiung, Taiwan. *Zool. Stud.* 51:213-221.
- Lin T.-H. 2018. Demonstration of soundscape separation by using the Soundscape_Viewer [Source Code]. <https://codeocean.com/capsule/7292152/tree>.
- Lin T.-H., Akamatsu T., Sinniger S. and Harii S. 2021. Exploring coral reef biodiversity via underwater soundscapes. *Biological Conservation* 253, 108901.
- Lin T.-H., Fang S.-H. and Tsao, Y., (2017b). Improving biodiversity assessment via unsupervised separation of biological sounds from long-duration recordings. *Scientific Reports* 7, 4547.
- Lin T.-H., Tsao Y., Wang Y.-H., Yen H.-W. and Lu S.-S. 2017. Computing biodiversity change via a soundscape monitoring network. 2017 Pacific Neighborhood Consortium Annual Conference and Joint Meetings (PNC), IEEE, pp. 128-133.
- Lin T.-H. and Tsao Y. 2020. Source separation in ecoacoustics: a roadmap towards versatile soundscape information retrieval. *Remote Sensing of Environment* 6, 236-247.

- Lin T.H., Akamatsu T. and Chou L.S. (2015). Seasonal distribution of Indo-Pacific humpback dolphins at an estuarine habitat: Influences of upstream rainfall. *Estuaries and Coasts* 38, 1376–1384.
- Lin T.H., Akamatsu T. and Tsao Y. 2021. Sensing ecosystem dynamics via audio source separation: A case study of marine soundscapes off northeastern Taiwan. *PLoS Computational Biology* 17, 1–23.
- Lin T.H., Akamatsu T., Sinniger F. and Harii S. 2021. Exploring coral reef biodiversity via underwater soundscapes. *Biological Conservation* 253, 108901.
- Lin T.H., Fang S.H. and Tsao Y. 2017. Improving biodiversity assessment via unsupervised separation of biological sounds from long-duration recordings. *Scientific Reports* 7, 1–10.
- Lin T.H., Yang H.T., Huang J.M., Yao C.J., Lien Y.S., Wang P.J. and Hu F.Y. 2019. Evaluating changes in the marine soundscape of an offshore wind farm via the machine learning-based source separation. In 2019 IEEE International Underwater Technology Symposium, UT 2019 - Proceedings.
- Liquete C., Piroddi C., Drakou E.G., Gurney L., Katsanevakis S., Charef A. and Egoh B. 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PLoS One* 8, e67737.
- Locascio J.V. and Mann D.A. 2005. Effects of hurricane charley on fish chorusing. *Biology Letters* 1, 362–365.
- Merchant N.D., Fristrup K.M., Johnson M.P., Tyack P.L., Witt M.J., Blondel P., and Parks S.E. 2015. Measuring acoustic habitats. *Methods in Ecology and Evolution* 6, 257–265.
- Meyers P.A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology* 114, 289-302.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC.

- Miya M., Minamoto T., Yamanaka H., Oka S., Sato K., Yamamoto S., Sado T. and Doi H. 2016. Use of a filter cartridge for filtration of water samples and extraction of environmental DNA. *Journal of Visualized Experiments* 117, e54741.
- Miya M., Sato Y., Fukunaga T., Sado T., Poulsen J.Y., Sato K., Minamoto T., Yamamoto S., Ymanaka H., Araki H., Kondoh M. and Iwasaki, W. 2015. MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. *Royal Society Open Science* 2, 150088.
- Montagna P.A., Baguley J.G., Hsiang C.-Y. and Reuscher M.G. 2017. Comparison of sampling methods for deep-sea infauna. *Limnology and Oceanography: Methods* 15, 166-183.
- Mooney T.A., DiIorio L., Lammers M., Lin T.H., Nedelec S.L., Parsons M., Radford C., Urban E. and Stanley J. 2020. Listening forward: Approaching marine biodiversity assessments using acoustic methods: Acoustic diversity and biodiversity. *Royal Society Open Science* 7, 201287.
- Moral C., Andr  fou  t S., Costello M.J., Kranenburg C., Rollo A., Veron J., Gaston K.J. and Myers R.A. 2006. Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science* 312, 1750-1751.
- Rowe G.T. 1983. Biomass and production of deep-sea macrobenthos., in: Rowe, G.T. (Ed.), *Deep-Sea Biology, The Sea, Ideas and Observations on the Progress in the Study of the Seas*. Wiley-interscience, New York, pp. 97-121.
- Ruckelshaus M., Klinger T., Knowlton N. and DeMaster D.P. 2008. Marine ecosystem-based management in practice: Scientific and Governance Challenges *BioScience* 58, 53-63.
- Sato Y., Miya M., Fukunaga T., Sado T. and Iwasaki W. 2018. MitoFish and MiFish pipeline: a mitochondrial genome database of fish with an analysis pipeline for environmental DNA metabarcoding. *Molecular Biology and Evolution* 35, 1553-1555.
- Simmons K.R., Eggleston D.B. and Bohnenstiehl D.R. 2021. Hurricane impacts on a coral reef soundscape. *PLOS ONE* 16, e0244599.

- Sládeček H. 1973. System of water quality from the biological point of view. Archiv für Hydrobiologie 7, 1-218.
- Smith W. and McIntyre A.D. 1954. A spring-loaded bottom-sampler. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 33, 257-264.
- Spalding M., Burke L., Wood S.A., Ashpole J., Hutchison J. and zu Ermgassen P. 2017 Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. Marine Policy 82, 104-113.
- Stephenson T.A. 1931. Development and the formation of colonies in Pocillopora and Porites. Part I. Sci. Rep. Great Barrier Reef Exped. 3:113-134.
- Ward S. 1992. Evidence for broadcast spawning as well as brooding in the scleractinian coral Pocillopora damicornis. Mar. Biol. 112:641-646.
- Warwick R.M. and Gee J.M. 1984. Community structure of estuarine meiobenthos. Marine Ecology Progress Series 18, 97-111.
- Yamamoto S., Masuda R., Sato Y., Sado T., Araki H., Kondoh M., Minamoto T. and Miya M. 2017. Environmental DNA metabarcoding reveals local fish communities in a species-rich coastal sea. Scientific Reports 7, 40368.
- Yamanaka H., Minamoto T., Matsuura J., Sakurai S., Tsuji S., Motozawa H., Hongo M., Sogo Y., Kakimi N., Teramura I., Sugita M., Baba M. and Kondo A. 2017. A simple method for preserving environmental DNA in water samples at ambient temperature by addition of cationic surfactant. Limnology 18, 233-241.
- Zayasu Y., Miyazaki K., Lien Y.-T., Okubo N. 2015. Direct evidence of sexual reproduction in the zebra coral, *Oulastrea crispata* (Anthozoa, Scleractinia), in Japan. Invertebr. Reprod. Dev. 59:61-65.
- 王怡平，邱祈榮。2017。臺灣森林生態系服務價值估算初探。臺灣林業。
- 王愈超(2000)。墾丁國家公園鄰近海域鯨豚類生物調查研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

王愈超(2003)。墾丁南灣及其附近海域印太洋瓶鼻海豚 (Tursiops aduncus) 分佈、移動及豐度之保育研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

王愈超(2010)。墾丁國家公園海域哺乳類動物相調查。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

台灣環境資訊協會(2021)。歷年台灣珊瑚礁體檢成果報告。檢自：

https://teia.tw/ocean_lastestpost/歷年台灣珊瑚礁體檢成果報告/

左承偉(2019)。108 年度棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區巡護暨動植物生態調查委託案。基隆市動物保護防疫所委託研究報告。

呂明倫，黃靜宜，鍾玉龍。2012。恆春半島生態系服務價值之評估。中華林學季刊。

沈振中、沈錦豐、李佳陵(2016)。105 年棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區陸域生態調查委託案。基隆市動物保護防疫所委託研究報告。

沈振中、沈錦豐、李佳陵(2017)。106 年棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區陸域生態調查委託案。基隆市動物保護防疫所委託研究報告。

沈錦豐(2018)。107 年棉花嶼、花瓶嶼野生動物保護區生態調查計畫。行政院農業委員會林務局基隆市政府補助研究報告。

周蓮香、丁建均、林幸助、孫建帋(2018)。中華白海豚族群生態與河口棲地監測(II)。行政院農業委員會林務局補助研究計畫。

林育香。2013。宜蘭漁業資源保育區生態系統服務之經濟效益評估。國立臺灣海洋大學。

社團法人台北市野鳥學會(2007)。馬祖列島燕鷗保護區海鳥資訊監測衛星追蹤計畫。連江縣政府委託調查報告。社團法人台北市野鳥學會(2010)。馬祖鳥類資源成果報告書。連江縣政府委託調查報告。

社團法人台北市野鳥學會(2011)。馬祖列島燕鷗保護區鳳頭燕鷗誘鳥計畫。連江縣政府委託調查報告。

社團法人台北市野鳥學會(2012)。馬祖列島燕鷗保護區鳳頭燕鷗誘鳥計畫。連江縣政府委託研究報告。

社團法人台北市野鳥學會(2013)。馬祖列島燕鷗保護區鳳頭燕鷗誘鳥計畫。連江縣政府委託研究報告。

社團法人台北市野鳥學會(2014)。馬祖列島燕鷗保護區鳳頭燕鷗誘鳥計畫結案報告。連江縣政府委託研究報告。

社團法人台北市野鳥學會(2015)。馬祖列島燕鷗保護區及自然地景經營管理計畫。連江縣政府委託研究報告。

社團法人台北市野鳥學會(2016)。馬祖列島燕鷗保護區及自然地景經營管理計畫。連江縣政府委託調查報告。

社團法人台北市野鳥學會(2017)。馬祖列島燕鷗保護區及自然地景經營管理計畫。連江縣政府委託調查報告。

社團法人台北市野鳥學會(2018)。馬祖列島燕鷗保護區及自然地景經營管理計畫。連江縣政府委託調查報告。

社團法人台北市野鳥學會(2019)。馬祖列島燕鷗保護區及自然地景經營管理計畫。連江縣政府委託調查報告。

邵廣昭、呂學榮、黃將修、陳天任、林綉美、吳書忞(2018)。臺灣東北部海域人工魚礁區、水產動植物繁殖保育區生態調查。行政院農業委員會委託研究報告。

邵廣昭、呂學榮、鄭有容、陳天任、林綉美、吳書平、林嘉瑋(2019)。臺灣南部海域人工魚礁區、水產動植物繁殖保育區生態調查。行政院農業委員會委託研究報告。

邵廣昭、宋克義、林嘉瑋、吳書平、陳天任、張睿昇(2010)。漁業資源保育區及稀有物種之調查及規劃(第1年，全程3年)。行政院農業委員會委託研究報告。

邵廣昭、宋克義、林嘉瑋、吳書平、陳天任、張睿昇(2011)。漁業資源保育區及稀有物種之調查及規劃(第2年/全程3年)。行政院農業委員會委託研究報告。

邵廣昭、宋克義、林嘉瑋、吳書平、陳天任、張睿昇、程一駿(2012)。漁業資源保育區及稀有物種之調查及規劃(第3年/全程3年)。行政院農業委員會委託研究報告。

海洋保育署(2021)。我國海鳥名錄。檢自：

<https://www.oca.gov.tw/filedownload?file=sustainable/202107221242230.pdf&filedisplay=我國海鳥名錄.pdf&flag=doc>

張崑雄(1986)。墾丁國家公園海域珊瑚礁及海洋生物生態研究－海域之底棲脊椎動物之調查研究(續)。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

張崑雄(1989)。墾丁國家公園海域軟體動物之生態研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

張崑雄、詹榮桂、邵廣昭、陳一鳴、李玉玲(1985)。墾丁國家公園海域珊瑚礁及海洋生物生態研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

陳孟仙、孟培傑、洪慶章、翁韶蓮、陳志遠、陳義雄、廖德裕(2018)。台江國家公園海域生態系生物資源調查與多樣性保育研究。台江國家公園管理處委託研究報告。

陳昭倫(2018)。墾丁國家公園珊瑚礁生態多樣性監測調查計畫。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

程建中、邱郁文、張學偉(2007)。馬祖列島燕鷗保護區棲地海域生物調查分析。連江縣政府建設局委託研究報告。

楊滢珊。2015。生態系統服務功能補償應用於臺灣西部離岸風力發電開發。國立成功大學。

劉弼仁、林幸助、楊明德(2018)。東沙環礁海草生態相調查。內政部營建署海洋國家公園管理處委託研究報告。

鄭有容、張懿、李孟珊(2019)。東沙環礁國家公園海域資源評析。內政部營建署海洋國家公園管理處委託研究報告。

鄭明修(1997)。墾丁國家公園海域及陸域甲殼十足類生物相調查(第二年)海域甲殼十足類群聚調查研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

鄭明修、戴昌鳳、陳正平、王瑋龍、孟培傑(2008)。東沙海域珊瑚礁生態資源調查與監測(二)。內政部營建署海洋國家公園管理處委託研究報告。

戴昌鳳(1986)。墾丁國家公園海域珊瑚礁類分類學暨生態學之研究。內政部營建署墾丁國家公園管理處委託研究報告。

戴昌鳳(2012)。東沙環礁國家公園自然資源與經營管理策略評析。內政部營建署海洋國家公園管理處委託研究報告。

戴昌鳳，陳韋仁。2018。第十章海洋生物多樣性、演化和保育。臺灣區域海洋學(第二版)，國立臺灣大學出版社。

羅柳墀(2016)。澎湖縣望安島綠蠵龜產卵棲地保護區經營管理效能評估及野生動物重要棲息環境調查。澎湖縣政府農漁局委託研究報告。