

精進復育海草床增匯技術

計畫編號: 113 前瞻-18.3.4-水-01

研究人員: 冼宜樂、許嘉閔、葉宇庭

中文摘要

1. 海草復育技術精進試驗

對照組移植 50 日後，植株脫落率 $73.3 \pm 12.2\%$ ，覆蓋率為 $5.5 \pm 2.3\%$ 。顯示移植初期常有植株大量流失的現象，造成人力與植株浪費。「遮蔽組」與「剪葉+遮蔽組」這 2 組可阻隔生物及海流的擾動，有效降低植株脫落率與增加覆蓋率；剪葉組未能有效的阻隔生物與海流的擾動，其植株脫落率與覆蓋率與對照組相似。

利用泰來草種子育苗，在 113 年 4 月初泰來草果實成熟期，單人 1 小時即可採收約 600 顆果實，採集 3 小時約可獲得 2,000 種子。培養介質利用海草現生地沙灘上的細沙作為對照組，另添加人工肥料作為實驗組，分別在室內人工光源及室外天然光源下培養，結果顯示無論室外或室內培養，施肥對葉及根長度皆有顯著差異。戶外施肥根長平均 = 19.91 ± 4.56 cm 大於戶外無施肥根長平均 = 8.33 ± 3.19 cm；戶外施肥葉長平均 = 7.16 ± 1.15 cm 大於戶外無施肥葉長平均 = 4.11 ± 0.86 cm；室內施肥根長平均 = 12.31 ± 3.15 cm 大於室內無施肥根長平均 = 7.73 ± 1.50 cm；室內施肥葉長平均 = 7.02 ± 1.86 cm 大於室內無施肥葉長平均 = 4.48 ± 1.26 cm (各組各取 10 株進行分析 $n=10$ ，two sample t-test, $p<0.001$)。戶外施肥培養組別，經 7 個月的培養，已可取得具有匍匐莖平均 3.75 ± 3.08 cm 和包含平均 3.2 ± 1.3 個地上部直立葉鞘的海草苗 ($n=10$)，相比其他組別均無匍匐莖發展，室外天然光源下搭配適量施肥，可取得最佳育苗效果。

2. 不同年份所形成的海草床碳匯效益之比較

通梁所復育的海草種類之組成比例與通梁海草復育區基線調查之結果相似，分別為單脈二藥草 63.2%，卵葉鹽草 27.3% 及甘草 9.5%；海草平均覆蓋率為 $44.1 \pm 14.4\%$ ，也與基線調查結果相似；兩種海草庇護高度分別為線葉形（包括單脈二藥草及甘草） 8.0 ± 0.3 cm 與卵葉形（卵葉鹽草） 2.3 ± 0.1 cm，易受生物擾動如魚類啃食頻率的高低而有季節性的差異；所復育的海草植株密度平均為 30.3 ± 18.3 株/ 100cm^2 ，單脈二藥草、卵葉鹽草及甘草 3 種海草的出現率分別為 94.4%、97.2% 及 36.1%，與基線所出現的比例為 60.0%、56.7% 及 26.7%，顯示所復育海草床之 3 種海草混生的比例，較天然海草床高，相對也提高所復育海草之韌性。

海草植物體碳匯調查於春末（4 月中旬）進行，36 個樣區之海草地上部總重 14.15g、地下部總重 48.97g 及根冠比（地下部/地上部之比值）3.461。單脈二藥草及卵葉鹽草之平均根冠比分別為 3.797 及 2.685。

海草床沉積物碳匯調查，經分析 2 個測站沉積物總碳，皆隨著深度有稍微增加趨勢；總無機碳與總有機碳結果也一致，隨深度逐漸增加且各深度之佔比極為相似，顯示復育海草床之沉積物性質主要是以碳酸鈣無機碳為主。

總有機碳兩者趨勢極為相近，皆為表層有機碳濃度較高而後隨深度遞減。相較與裸灘地區之總有機碳濃度，復育海草床測站約高出 1-2 倍左右，這顯示復育海草床具有一定程度的有機碳埋藏作用。

海草床海水碳化學監測，在海草復育區 4 月間水中二氧化碳濃度 ($p\text{CO}_2$) 在白天隨光合作用下降；夜間則因光合作用停止而增加。兩天日夜變化的 $p\text{CO}_2$ 平均值為 $404.8 \mu\text{atm}$ ，低於同期全球大氣二氧化碳濃度 ($416.2 \mu\text{atm}$)，顯示該區域在觀測期間為碳匯。9 月間二氧化碳濃度 ($p\text{CO}_2$) 變化趨勢與 4 月間相似，但兩天的平均值為 $533.1 \mu\text{atm}$ ，顯著高於全球平均 ($422 \mu\text{atm}$)，這表明探針布放區域在該時間內淨效應為碳源。

3. 海草復育

本計畫於 113 年 6 月至 8 月間於通梁海草復育區完成 100m^2 海草的移植。

4. 輔導企業參與海草復育

本計畫與民間企業「中國信託金融控股股份有限公司」與「合作金庫商業銀行」完成 2 件海草復育相關之 ESG 計畫簽署。共計辦理 10 場次活動，3,512 人次參與，移植海草植株計有 10,000 株，復育面積為 100m^2 ，放流 5 萬尾沙蟹苗及刺蛤蠟蝦海草床產業活動體驗等，相關活動也獲得各大媒體進行報導，同時也將低度利用漁港活化，以復育海草作為水產種苗增裕資源之 ESG 行動場域。

關鍵字：海草復育、增匯、「環境保護、社會責任與公司治理」

Improvement of seagrass restoration techniques for carbon sequestration

Abstract

1. Experiments on seagrass restoration techniques

After 50 days of transplantation, the control group exhibited a coverage of $5.5 \pm 2.3\%$ and a detachment rate of $73.3 \pm 12.2\%$, indicating considerable plant loss during the early stages of transplantation, which contributed to inefficiencies in both labor and plant utilization. The "shading group" and "pruning + shading group" effectively reduced disturbances from biological activity and hydrodynamic forces, resulting in significantly lower detachment rates and higher coverage. In contrast, the "pruning group" did not sufficiently mitigate these disturbances, with detachment and coverage rates similar to those observed in the control group.

Seedlings of *Thalassia hemprichii* were raised from seeds collected during the ripening stage of fruits in early April 2013. Totally about 600 fruits were collected within one hour by one person, and about 2,000 seeds can be harvested in three hours. The culture substrate was applied with fine sand collected from the beach near seagrass meadow as the control group, and the same sand added with artificial fertilizer as the experimental group. Seedlings were cultured in indoor tanks with artificial light and outdoor tanks with natural light respectively. The results showed that either leaf or root length with fertilization treatment are significant higher than those without fertilization regardless of outdoor or indoor cultivation. The average root and leaf length of *T. hemprichii* seedling are 19.91 ± 4.56 cm and 7.16 ± 1.15 cm in outdoor tank with fertilization treatment greater than those 8.33 ± 3.19 cm and 4.11 ± 0.86 cm without fertilization respectively; the root and leaf length of *T. hemprichii* are 12.31 ± 3.15 cm and 7.02 ± 1.86 cm in indoor tank with fertilization treatment greater than those 7.73 ± 1.50 cm and 4.48 ± 1.26 cm without fertilizer ($n=10$ from each group, two sample t-test, $p<0.001$). After 7 months of culture in the outdoor tank with fertilization, average rhizome length seagrass seedlings ($n=10$) is 3.75 ± 3.08 cm with average 3.2 ± 1.3 aboveground erect leaf shoots. The best seedling culture can be achieved by applying appropriate amounts of fertilizer outdoors under natural light.

2. Comparison of carbon sequestration potential in seagrass beds of varying ages

The composition of seagrass species restored in Tongliang is similar to the results of baseline survey in the Tongliang seagrass restoration area, comprising *Halodule uninervis* (63.2%), *Halophila ovalis* (27.3%), and *Nanozostera japonica* (9.5%). The average seagrass coverage rate was $44.1 \pm 14.4\%$, also comparable to the baseline survey findings. The canopy heights of the two seagrass morphotypes, linear-leaved species (*Halodule uninervis* and *Nanozostera japonica*) and oval-leaved species (*Halophila ovalis*), were 8.0 ± 0.3 cm and 2.3 ± 0.1 cm, respectively. These heights exhibited seasonal variation influenced by biological disturbances, such as fish grazing frequency. The mean density of restored seagrass plants was 30.3 ± 18.3 individuals per 100 cm^2 . In the restored area, the occurrence rates of *Halophila ovalis*, *Halodule uninervis*, and *Nanozostera japonica* were 94.4%, 97.2%, and 36.1%, respectively, compared to those in baseline of 60.0%, 56.7%, and 26.7%. These findings suggest a greater proportion of mixed seagrass species in the restored seagrass beds relative to natural seagrass beds, potentially enhancing the resilience and ecological stability of the restored seagrass ecosystem.

The seagrass carbon sequestration survey was conducted in late spring (mid-April).

Across 36 sampling plots, the total above-ground biomass of seagrass was measured at 14.15 g, while the total below-ground biomass was 48.97 g, resulting in an overall root-to-shoot ratio (below-ground/above-ground biomass) of 3.461. The mean root-to-shoot ratios for *Halodule uninervis* and *Halophila ovalis* were calculated as 3.797 and 2.685, respectively.

The carbon sequestration survey of seagrass bed sediments, based on analysis from two sampled stations, revealed a slight reducing trend in total organic carbon (TOC) content with depth. The results for total inorganic carbon (TIC) were opposite with TOC, showing a gradual increase with depth and highly similar composition at each depth. This indicates that the sediment composition in the restored seagrass beds is predominantly characterized by calcium carbonate-based inorganic carbon. The TOC profiles at both stations were notably similar, with higher organic carbon concentrations in the surface layers that declined with depth. Compared to bare sand areas, the TOC concentrations in the restored seagrass bed stations were approximately 1–2 times higher, suggesting that the restored seagrass beds to some extent contribute to organic carbon burial.

Monitoring of seawater carbon chemistry in the seagrass restoration area during April revealed a daytime decline in partial pressure of carbon dioxide ($p\text{CO}_2$) due to photosynthesis, followed by an increase at night when photosynthesis ceased. The two-day diurnal average $p\text{CO}_2$ was 404.8 μatm , lower than the global atmospheric CO_2 concentration during the same period (416.2 μatm), indicating that the area functioned as a carbon sink during the observation period. In September, the $p\text{CO}_2$ trends were similar to those observed in April. However, the two-day average $p\text{CO}_2$ in September was 533.1 μatm , significantly higher than the global atmospheric average of 422 μatm , suggesting that the monitored area acted as a net carbon source during this period.

3. Seagrass restoration

During the period from June to August 2024, a total area of 100 m² of seagrass was transplanted as part of this project in the Tongliang seagrass restoration area.

4. Encouraging enterprises to participate in seagrass restoration

This project collaborated with private enterprises, including CTBC Financial Holding Co., Ltd. and Taiwan Cooperative Bank, to sign two ESG agreements related to seagrass restoration. A total of 10 events were organized, which included the transplantation of 10,000 seagrass plants covering an area of 100 m², the release of 50,000 juvenile blue crabs (*Portunus pelagicus*) and experience activities of traditional fishing techniques for clams and shrimps, with 3,512 participants engaged. These efforts were widely covered by major media outlets. Furthermore, the project also contributed to the revitalization of underutilized fishing harbors by incorporating seagrass restoration areas as fields for ESG initiatives, thereby enhancing fishery resources and promoting sustainable fisheries.

Keywords: Seagrass restoration, carbon sequestration enhancement, “Environmental protection, Social responsibility, and corporate Governance (ESG)”

一、前言

海草 (Seagrass) 是海洋環境中沉水性開花植物的統稱，分布於熱帶及亞熱帶的沿岸有光層淺水域，具有直立的枝葉及匍匐的地下莖不斷擴展延伸，整體的生態系稱為海草床 (Seagrass meadow)，為沿岸藍碳的其中一種。海草床生態系是最具生產力的生態系之一 (Zieman and Wetzel, 1980)，綿密的海草床植被是許多海洋生物極佳的棲息環境，是一些大型的海洋動物如綠蠵龜 (*Chelonia mydas*) 與儒艮 (*Dugong dugon*) 賴以生活的重要棲地 (Short *et al.*, 2007)，也是魚類重要的育成場 (Cullen-Unsworth *et al.*, 2014 ; Duffy, 2006 ; Orth, *et al.*, 1984 ; Waycott, *et al.*, 2009)，更與當地的漁業資源動態有著密切的關係。一般來說，同為沙質地，在有海草分布的棲地，其海洋生物的種類與豐度通常都比沒有海草分布的來得高 (李，2009；邱，2009)。根據冼等 (2012) 澎湖大倉灣海草床魚類群聚初探結果指出，在通梁海草復育區連續經 15 個月以拖曳網採集，共紀錄 32 科 63 種 2792 尾的魚類，所採集的魚類其平均體長為 $6.6 \pm 4.8 \text{ cm}$ ，其中又以 0-4.9 及 5.0-9.9 cm 的稚魚群為主，佔採集的總尾數 83.8%。除此之外，大面積的海草床具有減緩波浪、保護海岸、行光合作用所釋放出的氧氣，更能提升海水及底土的溶氧量。而海水中的微量元素或養分也可經由海草進行循環，更有益於穩定海中沉積物並能淨化水質 (Cullen-Unsworth *et al.*, 2014；林及蕭，2010)。全球海草床生長分布的面積僅佔海洋的 0.3% (Moore, 2003)，從海水中固定二氧化碳轉為能量存於海草植株中，卻能固定約 10% 的海洋總固碳量，是全球碳循環中很重要的碳庫之一 (Duarte *et al.*, 2010；Fourqurean *et al.*, 2010)。

全球海草床受到人為活動、海岸開發、天然災害及全球氣候變化之影響，使面積逐年消失 (Japar and Zokaria, 2003)，除影響海洋生物多樣性，對 CO_2 吸收儲存影響甚鉅。國際間不僅成立國際海草協會並辦理多次相關會議，美國、澳大利亞及地中海沿岸國家也投入許多研究能量，以促進海草床生態環境的保護，另鄰近的日本及中國均對海草移植或是播種方法進行許多研究與討論，更對海草床之恢復作出許多努力 (李等，2010；張等，2013；上野等，2003)。而國內有關海草床的修復或復育，最早始於 2013 年，由本所澎湖漁業生物研究中心在澎湖通梁淺坪海域，進行比較根狀莖法 (Rhizome method) 及草塊法 (Plug method) 海草復育之優劣。結果顯示，根狀莖法對移植海草的擴散有正面效益；同時也探討原海草床被移除後的復原能力，經移除覆蓋率 50% 以上的海草後，經過 107 日再次調查，其海草覆蓋率從 0% 已恢復至 54.4%。2014 年試驗共種植了 60 m^2 的海草，初移植期間 (經移植 5 個月)，其拓張率增加了 0.7 倍 (冼等，2013 及 2014)。之後仍持續觀察，經 5 (2018) 年後，海草已拓生成 460 m^2 (增生 8 倍)；經 10 (2023) 年後，拓生成近 3000 m^2 (增生 50 倍)。以根狀莖法進行海草移植時，生物與海流的擾動是造成海草移植初期脫落的主因 (冼等，2023)。海草移植後，生物多樣性組成與豐度都有提高的現象。

海草生態系具有良好的固碳能力，但這些研究多聚焦於沉積物含碳量及有機碳的埋藏速度等課題。如 Mcleod *et al.*, (2011) 研究指出，藍碳植被擁有高生產

力，大量的枯枝落葉及根系會累積埋藏於土壤中。Serrano et al., (2019)探討澳洲沿海植被生態系統指出，海草之土壤碳埋藏率(carbon sequestration rates)為 2.5-3.5 Tg C yr⁻¹，比其他兩種藍碳生態系統(紅樹林：0.4 - 1.4 Tg C yr⁻¹；鹽沼：0.48 -0.54 Tg C yr⁻¹)高出許多。而海水中溶解態二氧化碳的濃度才是控制海洋能否吸收大氣二氧化碳的關鍵因子(Tokoro et al., 2014)。也就是說沉積物中碳的埋藏量並不等於大氣二氧化碳的吸收量，唯有對海草床海氣二氧化碳交換進行直接的觀察，才能確切得知海草生態系對大氣二氧化碳的吸收量。本計畫前期研究(洗等，2023)，以國際碳認證體系及國內「濕地碳匯功能調查標準作業程序」的基礎上，針對復育海草床區增匯之檢測進行實作與確認，並提出更具效率或提高準確度的調查作業，同時也建議針對在亞潮帶所復育的海草床，應增加復育海草床海域海水化學特性之監測，有助了解海草碳匯之路徑，進而提升碳匯之效益。

全球為因應「2050 淨零碳排」，各國政府與企業不僅投入碳交易市場外，也積極復育藍碳生態系統，如日本橫濱藍碳補償信用計畫，利用部分船舶入場費和公司捐贈作為環境保護和恢復活動的資助計畫(Kuwae et al., 2022)；西班牙電網公司(Red Eléctrica)資助的馬略卡島(Mallorca)波連卡灣(Pollença Bay)種植大洋海神草(*Posidonia oceanica*)的復育計畫(del Mar Otero, M., 2021)。臺灣近期也有企業如中國信託金融控股股份有限公司及合作金庫商業銀行等，關注海草復育與生物多樣性之議題，並與農業部水產試驗所合作參與澎湖海草復育計畫。從上述海草床的生態功能、效益，所面臨的威脅及碳匯能力等，均突顯海草床的復育迫切性。而國內有關海草床的修復或復育，最早始於2013年，由本所澎湖海洋生物研究中心在澎湖通梁淺坪海域(洗等，2013)。檢視國內有關海草以無性生殖復育的方法，主要以根狀莖法(Rhizome method)與塊狀法(Plug method)2種，洗等(2013)比較此2種復育方法指出，挖起相同面積的海草，以「塊狀法」的方式僅從甲處移至乙處，面積擴散效益小；而「根狀莖法」可使原面積增加至少4倍以上，其海草移植後的擴散效益遠高於「塊狀法」。同時也探討原海草床被移除後的復原能力，在覆蓋率50%以上的海草床進行移除後，經107日海草覆蓋率從0%已恢復至54.4%；2014年試驗共種植了60平方公尺的海草，初移植期間(經移植5個月)，其拓張率增加了0.7倍(洗等，2013及2014)。之後仍持續觀察，經5(2018)年後，海草已拓生成460平方公尺(增生8倍)；經9(2022)年後，拓生成2300平方公尺(增生38倍)。而有性生殖的方式，目前僅趙(2018)探討卵葉鹽草溫度與鹽度對種子發芽之影響研究，發現以低鹽度(10ppt)最適海草萌芽。海草復育技術包含無性生殖與有性生殖技術，無性生殖採集野生枝條後移植，所需軟硬體資源較少但仍會破壞原生海草床完整性，且受傷的組織易降低移植後死亡。採取海草種子進行海草育苗及復育漸受重視，因應各地環境差異，不同草種與復育方式因應而生。

本所澎湖漁業生物研究中心自2012至2014年間，即已完成澎湖海草床分布調查與建立海草復育技術(洗等，2011a；洗等，2011b)。並於2023年於通梁海草復育區建立包括海草植物體與土壤等碳匯計量之檢測(洗等，2023)，本計畫

將以此為基礎，持續於澎湖通梁淺坪海域，精進海草床修復技術，提升海草增匯效益；國內過去僅少數研究進行海草種子萌芽等觀察記錄報告，未曾以海草床復育之目的來進行育苗，本研究針對泰來草的花果期進行追蹤，接著採集種子的效率評估，育苗介質及栽培條件測試，已取得可供實際應用的關鍵技術。同時也將在已建立不同年份海草床上，探討其碳儲存量之差異；同時也增列海草床復育海域海水化學特性監測，將有助於了解海草碳匯的路徑，提升碳匯效益。

二、材料與方法

（一）研究海域概述

1. 海草復育技術精進試驗

「通梁海草床復育區」，距岸最近處約 1km，周長近 3km，長度近 1200m、寬度近 450m，從 google 衛星影像呈三角形，面積達 30 公頃（圖 1）。水位介於 0.6-3m 深的亞潮帶，底質以沙質地為主，為海草適合生長的海域。地理位置雖處於澎湖內海，但位處偏僻，人煙罕至，加上退潮最低水位約 0.6m，不僅不適合漁撈作業，也不利潮間帶產業活動，人為擾動低，相當有利作為海草復育區（圖 2）。

2. 不同年份所形成的海草床碳匯效益之比較

本中心於 103 年在「通梁海草床復育區」所種植的 60m² 海草，歷經 10 年後海草面積已擴展近 50 倍，面積近 3,000m²。移植的海草主要由北向東南方向擴展（圖 3），測站選在 103 年種植海草的位置作為中心點，分別在 0°、120°及 240°等角度各拉 50m 穿越線或到沒有海草處，其中 240°的穿越線在 35m 處之後就沒有海草生長。設置的 3 條穿越線依長度均分各設置 3 個測點，其中 120°線均分為 5 個測點（圖 4）。

（二）海草復育技術精進試驗

1. 海草復育根狀莖法技術精進試驗

海草床復育的方法大致可分為分株移植法（根狀莖法）、草塊移植法及種子法等 3 大類（李等，2010；張等，2013；上野等，2003；冼等，2014），本計畫所採用的方法即為根狀莖法（圖 5）。

①海草移植種類

澎湖最常見的海草種類主要以卵葉鹽草（*Halophila ovalis*）、單脈二藥草（*Halodule uninervis*）及甘草（*Zostera japonica*）等 3 種，也是海草復育最主要的種類，其中又以單脈二藥草的比例最高，故以單脈二藥草作為本試驗的種類（圖 6）。

②海草移植方法與組別

採集具有 5 植株的單脈二藥草，使用自製的 U 型金屬固定夾加以固定，並移植至通梁海草復育區，移植密度為 25 株/0.25m²。

本試驗共分成 4 組，分別為「剪葉組」、「遮蔽組」、「剪葉+遮蔽組」及「對照組」等（圖 7），「剪葉組」即海草植株固定後，使用剪刀將地上

部的葉片剪除；「遮蔽組」即海草固定後，使用 8#（網孔直徑 1cm）網片覆蓋並加以固定；「剪葉+遮蔽組」即海草植株固定後，使用剪刀將地上部的葉片剪除後，再加以網片覆蓋；「對照組」即僅將海草植株固定。每組共進行 3 重複，每組間距與每 1 重複之間距各為 1m。

③紀錄與量測

本試驗自 2024 年 8 月 7 日進行移植，每間隔 10 日進行量測植株脫落數量、覆蓋率等。

海草覆蓋度之量測，係參照 Saito & Atobe(1970)及 Short & Coles(2003)之方法，於所設定的海草床樣區有海草處進行調查，於穿越線上所有觀察點進行調查，即至少 5 重複。每個觀察點的兩側放置不鏽鋼網格樣框（50 cm×50cm；每小格為 10 cm x10 cm，共 25 小格，圖 8）。再根據基質與海草覆蓋的比例，以覆蓋度級數(0, 1, 2, 3, 4, 5)給予每小格評分，每個樣框共有 25 個評分，將評分記錄於紀錄板上（表 1）。

覆蓋度之平均數

$$= (75a + 37.5b + 18.75c + 9.38d + 4.69e + 0f) / 25$$

即為代表該樣框的覆蓋度。

2. 泰來草種子萌芽育苗試驗

① 泰來草花果期調查

依據 Tongkok et al. 2017 及柯志仁 2004 年之研究報告，泰來草在冬季夜間大退潮時開花，自 112 年 11 月底每逢大潮期間，即到屏東縣車城海口海草床進行調查記錄開花及果實發育。自 113 年 3 月底即有發現成熟之泰來草果實即將釋放種子，於是利用 50cm*50cm 樣框調查果實的出現率。後續進行採集效率評估，估算 1 個小時內可以人工採集到多少果實。

② 泰來草種子育苗

成熟的果實採集運送回臺東成功，很快就會釋放出種子，即可開始育苗測試。尚未成熟的果實，持續放在室外水池網籃中，培養至果實成熟釋放種子。

③ 泰來草育苗條件測試

培養介質取自屏東車城海草床現生地岸邊沙灘的細沙，利用農用育苗的塑膠盆，單純使用細沙作為對照組，有添加人工肥料作為實驗組，分別在室內人工光源及室外天然光源下培養，採用天然海水流水養殖，期間需要防治植食性生物例如扁跳蝦或移除附生藻，以維持海草生長狀況。另為開發未來移植復育海草的省工模組，採用鏈狀紙筒育苗盤進行育苗測試。

④ 統計分析

經過 7 個月的培養後，室內室外與施肥與否各組各取 10 株進行分析，經過數據分析均屬常態分佈且變方相同，利用 R 統計程式進行兩樣本 t-test 分析。

(三) 不同年份所形成的海草床碳匯效益之比較

海草床碳匯效益檢測區分成 2 大主軸，分別為海草碳儲量監測及海槽床海水碳化學監測，檢測內容如表 2 所列。

1. 海草碳儲量監測

海草碳儲量監測包括海草植物體碳匯調查及海草床土壤碳匯調查等 2 個項目，監測方法敘述如下：

(1) 海草植物體碳匯調查

本監測內容包括地上部生物量與地下部生物量，在所設置的測點使用鏟子採集 1 小格(100 cm²)的海草，共採至少 3 重複，將採集之海草以冷藏方式帶回實驗室，並儘速清洗。將地上部（葉片及葉鞘）與地下部（根及莖）分離秤重，將地下部及地上部生物量之比值（根冠比，root/shoot ratio, R/S ratio），評估海草生長的能量投資情形。

(2) 海草床土壤碳匯調查

依據實驗的前處理過程可將沉積物之碳含量分為總碳（total carbon）、有機碳（organic carbon）以及無機碳（total inorganic carbon）（公式一）。

使用 50cm 長 PVC 材質岩心管，藉由人力或是工具將岩心管插入沉積物採樣點，封蓋後將沉積物管取回至岸上待後續分樣。分樣前先量測整管岩心長度，依實驗設計劃分取樣長度，底部放置工具將沉積物頂出，待沉積物頂出欲採集之公分數，隨後用矽膠鏟切取該段沉積物，而後將樣品放置封口袋或是 50ml 離心管儲存（圖 9）。

沉積物含水率

沉積物樣品帶回實驗室後，先將樣品秤重取得含有水分的樣品重量，後放置冷凍乾燥機乾燥，去除沉積物裏頭的水分，再次秤重後即可取得沉積物乾重，藉此得知沉積物的含水率。

總碳

乾燥後先秤取約 10g 沉積物，利用鑷子挑除大型貝殼或是顆粒碎屑，移除後使用器具將沉積物敲碎取約 2g 樣品，進一步使用瑪瑙研鉢磨碎，將樣品磨製粉碎後放置於元素分析儀（Elemental Analyzer）測定碳元素即可得到總碳。

$$\text{Total carbon} = \text{inorganic carbon} + \text{organic carbon} \text{ (公式一)}$$

有機碳含量

測定沉積物樣品之有機碳方法與測定總有機碳相似，先取 3g 乾燥沉積物，並秤取儲存樣品之容器重量，將樣品敲碎研磨後加入足夠的 6N 鹽酸，使鹽酸完全覆蓋沉積物並有約 1cm 高的液面，將酸化之樣品放置通風櫥靜置隔夜，隔天將樣品添加 DI 水至 8 分滿，將樣品放置離心機用 2200RPM 離心約 10min，而後將上層液倒掉，重複此步驟至少 5 次，待洗滌 5 次之後使用 pH 試紙確認上層液，若 pH<5 則需要再次

水洗，pH>5 則可進行後續步驟。洗滌完成後將沉積物樣品再次冷凍乾燥，乾燥後即可將樣品放置於元素分析儀測量碳元素，即可得到有機碳含量。

無機碳含量

藉由總碳含量減掉有機碳含量。為得知每單位面積的沉積物有機碳儲存庫，則可以藉由沉積物有機碳含量乘上沉積物的密度與每段沉積物的厚度來計算，如公式二。

沉積物碳儲庫 = organic carbon (%) × bulk sediment density (g cm⁻³) × depth (cm) (公式二)

2. 海草床海水碳化學監測

監測項目與方法如下：

(1) 溶解態無機碳 (DIC) 測定

樣品的測定方法也是採用美國能源部訂定的海水二氧化碳系統參數分析手冊當中的庫倫電量法進行分析。

本研究 DIC 樣品分析方法有兩種；一種是藉由 DIC 樣品測定是使用 VINDTA 二氧化碳分析儀。其原理為「庫倫電量滴定法」(A. G. Dickson & Goyet, 1994)。首先樣本置於 25°C 恆溫槽內，待溫度穩定後，利用抽樣馬達將海水樣品推送至定量管內約為 17mL，並與先前配置好之 10%磷酸(約 2mL)於混合槽混合。當樣品被酸化後，海水中的碳酸根離子 (CO₃²⁻) 及碳酸氫根離子 (HCO₃⁻) 會全部轉換成 CO₂*，此時利用高純度氮氣通過混合槽底氣泡來攪動海水，以高純氮氣為載流氣體，將海水中的二氧化碳全數趕出。被趕出的二氧化碳氣體經過冷卻器將多餘的水份趕出後，進入庫倫計開始進行 DIC 含量的測定。庫倫計主體是以光電比色管作終點判定的電解槽，當二氧化碳氣體進入電解槽陰極後，會與陰極溶液 -乙醇胺 (ethanolamine) 反應生成弱酸 (hydroxyethylcarbamic acid)：



陰極溶液內的酸鹼指示劑 (thymolphthaleim) 會由深藍色 (不含二氧化碳的狀態)，逐漸轉為淡藍色或無色 (含有二氧化碳)。光電比色管會依據顏色變化由陽極 釋放出銀離子及電子：



同時陰電極 (鉑電極) 發生水電解反應：



[OH⁻] 可用來平衡陰極溶液在吸收二氧化碳之後所釋出的 H⁺，使陰極溶液回復至原來不含二氧化碳時之深藍色，即達到反應終點，最

後依法拉第電解定律，將達到反應終點所需的電流量換算成二氧化碳的莫耳數，再透過電量滴定法將二氧化碳分析儀所附的輸出串列電流量及時間等序號傳送至電腦，由軟體換算成所需的資料模式，以此電量滴定法測量海水中 DIC 的精確度在 0.1%之內。

另一種 DIC 樣品及所有孔隙水的 DIC 樣品，皆以無機碳分析儀 (AS-C3, Apollo Scitech Inc.)，其原理為將海水樣品加入磷酸後，使海水中不同組態的無機碳完全轉換成 CO_2^* ，後以氮氣將樣品中的二氧化碳全數趕出，送進非分散性紅外線光譜儀 LI-7000 $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ Analyzer (LICOR) 進行測定。二氧化碳可吸收特殊波長之紅外線，其吸收量與氣體濃度成正比，藉此量測海水中 DIC 的濃度，分析過程中以美國 Andrew Dickson 實驗室製備之標準海水建立碳含量與紅外光譜吸收峰面積之檢量線，測值與標準品真值相差在 $\pm 3 \mu\text{mol/kg}$ 以內才會開始分析樣品，檢量線的製作方式為，分別測定 0.3、0.6、1.0、1.2 ml 四種不同體積 DIC 濃度已知之標準品的吸收峰面積 (Peak Area)，然後將碳含量與所測得的吸收峰面積進行最小平方方法線性回歸，即可求得吸收峰面積與碳含量之關係式。將樣品 (1ml) 所測得之吸收峰面積代入上述之關係式可求得樣品之碳含量，再將其除以體積即可求出樣品 DIC 之體積莫耳濃度，最後在根據溫、鹽條件，將體積莫耳濃度換算為重量莫耳濃度。於本研究進行期間，為確保檢量線之正確性，會在每 20 個樣品中回測一次標準品，以確保分析間並無系統性偏差的存在。根據標準品量測結果計算得知，DIC 分析的精準度為 $\pm 0.15\%$ 。

(2) 總鹼度(TA)測定

本研究 TA 樣品及所有的孔隙水 TA 樣品是採用電位滴定法測定，其測定系統(AS-ALK2, Apollo Scitech Inc.)由酸鹼偵測儀(Orion 3-stsr)、玻璃電極(Orion Thermo 8102B)、恆溫水槽及滴定槽所組成。分析時將水樣放置於恆溫水槽並將溫度維持在 25°C ，接著抽取 25mL 水樣後以 0.1N HCl 滴定，到達滴定終點後再持續滴定，其 pH 值的下降會與所加入的 HCl 體積呈正相關。再透過 Gran function(Gran, 1952)轉換後，可建立 Gran function 與 HCl 消耗量的直線方程式，便可推知到達滴定終點所需消耗的 HCl 體積。

$$\text{GF} = \frac{(V+V_0)}{V_0}[\text{H}^+] = \frac{(V+V_0)}{V_0} \times 10^{-\text{pH}} \quad (2.4)$$

當 $\text{GF} = 0$ 時所對應的 HCl 體積即為抵達滴定終點而消耗的 HCl 體積(V_{eq})。將 V_{eq} 帶入以下公式(2.5)即可求得 TA:

$$\text{TA} = V_{\text{eq}} \times [\text{HCl}] / V_0 \quad (2.5)$$

V : HCl 消耗之體積

V_0 : 樣品測量之體積

$[\text{HCl}]$: 滴定鹽酸之濃度

測量樣品前以美國 Dickson 實驗室製備之標準海水做為標準品，測值與標準品真值相差在 $\pm 3\mu\text{mol/kg}$ 以內才會測樣，並且每測完 20 瓶樣品會回測一次標準品，確保實驗過程中無系統性的偏差。TA 分析的精確度為 $\pm 0.15\%$ 。

另一種方法是使用 VINDTA 鹼度分析儀，其分析原理為 Gran Titration。分析時將溫度維持在 25°C ，以濃度 0.1N 的鹽酸(HCl)滴定 104mL 的樣水，當 pH 低於滴定終點後再持續滴定，其 pH 值的下降會與 HCl 所加入的體積成相關線性，此線性關係為 Gran function (Gran 1952)，可利用滴定消耗 HCl 的體積與 Gran function 進行線性迴歸求出。

(3) 酸鹼值 (pH) 測定

本研究所採用之分光光度儀 AS-spec-pH1 為實驗過程為先將採集來之樣品與指示劑放置於恆溫水槽內恆溫至 25°C ，恆溫，暖機約 30 分鐘後開始進行實驗，本研究先配置 pH 為 7.9 ± 0.1 的指示劑(Dye)，分析樣品前會跑一般海水 10 次至機器穩定後，以 Dickson 教授實驗室所製造之無機碳標準海水先進行 pH 值測定，所得到的標準差皆不超過 0.001，確保儀器之穩定度，將恆溫後之樣品使用自動進樣幫浦，先抽取 20ml 水樣潤洗分光光度儀內部，沖洗掉殘留的水樣，以降低實驗誤差，潤洗後抽取 20 ml 樣品，加入 0.025 ml 指示劑，於幫浦中進行混合，混合後送入分光光度儀內進行吸光值測定。

分光光度儀測量 pH 值，利用不同波長的光來測量染劑(dye 品牌為 TCI)不同組態的吸光值，測量波長分別為 578 nm (A1 ， I^2 最大吸收波長)、434 nm (A2 ， HI^- 最大吸收波長)與不吸收波長 730 nm (用以修正機器本身基線漂移)，於這三個波長下分別測定樣品加入染劑前、後之吸光值。利用染劑加入前、後吸光值的差值求出 A1/A2 的比值，再代入 pH Equation(2.16)後即可得到樣品之 pH 值。利用分光光度法測量海水中酸鹼值的精確度約在 ± 0.005 之內。

(4) 海水二氧化碳分壓 ($p\text{CO}_2$) 計算

本研究中海水二氧化碳分壓(seawater $p\text{CO}_2$)是由二氧化碳系統計算方程式(CO_2SYS)計算而來(Lewis et al., 1998)，於此方程式內欲獲取 $p\text{CO}_2$ 的數值只需輸入碳化學參數(pH、DIC、TA)內任兩個已知參數即可計算。本研究使用實驗分析所得到之 TA、DIC、Si、P 以求得 $p\text{CO}_2$ ，以此兩參數輸入獲得的 $p\text{CO}_2$ 誤差範圍是 $\pm 18\mu\text{atm}$ ，輸入條件頁面選擇如下:碳酸氫根與碳酸根解離常數 K_1 、 K_2 - Mehrbach et al. (1973)提出並由 Dickson and Millero (1987)修訂； KHSO_4 - (A. G. Dickson, 1990)提出；pH scale – total scale；[B]T Value – Lee et al. (2010)提出。

(四) 海草復育

海草床復育的方法大致可分為分株移植法 (根狀莖法)、草塊移植法及種子

法等 3 大類（李等，2010；張等，2013；上野等，2003；冼等，2014），本計畫所採用的方法即為根狀莖法。

1. 移植海草來源與移植方法

本研究所使用之海草，均採集本中心於 103 年於大倉灣所種植覆蓋率在 50% 以上的海草床，所用的海草為卵葉鹽草（*Halophila ovalis*；H. o.）、單脈二藥草（*Halodule uninervis*；H. u.）及甘草（*Zostera japonica*；Z. j.）等種類，移植的方法係將所採集海草植株的根狀莖使用 U 型金屬固定夾固定於移植海域底質的「根狀莖法」（圖 5），移植密度為 100 株/m²，全程計畫預定種植 100m²。

2. 海草移植種類

（1）卵葉鹽草（圖 10）

本種普遍分布於印度-太平洋海域。生長快速，可在不穩定和沉積環境中迅速生長且生長良好，可經常曝露於潮間帶的空氣中，從潮間帶到水深 20m 處均有分布，生長環境也多樣化，從泥地、泥沙或珊瑚碎屑均可生長。為海草床發展的先驅物種之一，同時也是儒艮與海龜的食物來源之一。

（2）單脈二藥草（圖 6）

本種分布於印度-太平洋海域。從潮間帶到水深 20m 處均有分布，在 0-3m 潟湖亞潮帶和珊瑚礁周邊非常常見。在高密度生長區可形成大量的種子庫，生長與拓殖非常快，可以忍受中度干擾，為海草床發展的先驅物種之一，是最受儒艮與海龜歡迎的食物之一，經常被啃食嚴重。

（3）甘草（圖 11）

本種在東亞地區主要分布於臺灣、琉球群島及香港等。分布於潮間帶的族群，較少與其它種類混生，但在亞潮帶的海域常可見與單脈二藥草和卵葉鹽草混生。另甘草的繁殖芽長度變異很大，生長於潮間帶長約 2.5cm，而生長於靜止水域或亞潮帶可達 30cm（柯，2004）。同時也是綠蠵龜食物來源之一，2024 年在澎湖菜園所發現擱淺死亡的綠蠵龜之胃內容物便發現大量被啃食的甘草葉片。

（五）輔導企業參與海草復育

澎湖中心於 103 年即已建立海草床復育技術，近年更於澎湖數處海域進行復育，所種植的海草面積目前已擴生近 50 倍，並應用於海洋生物如蟹苗、貝類或魚苗的放流，對增裕沿近海漁業資源具有正面效益。而海草床的復育除了需要專業技術，亦需要提高大眾對於海草議題的重視與了解，海草復育才能有永續的資源與人力投入，本計畫預定輔導企業參與海草復育 1 案。

三、結果與討論

（一）海草復育技術精進試驗

1. 海草復育根狀莖法技術精進試驗

本試驗自 2024 年 8 月 7 日進行移植單脈二藥草植株，每間隔 10 日進行量測

植株脫落數量、覆蓋率等，全程共計 50 日。其結果如下：

①各組間植株脫落率變化

剪葉組初移植 0-20 日脫落率成指數型上升，達 $61.3 \pm 15.1\%$ ，隨後仍持續有脫落的現象，但呈現較平緩的狀態，經 50 日後脫落率為 $81.3 \pm 10.1\%$ ；遮蔽組移植後均未有植株脫落的現象，後因進行檢測過程中，在移動網片的過程中造成海草植株脫落，經 50 日後脫落率為 $2.7 \pm 4.6\%$ ；剪葉+遮蔽組的情形與遮蔽組相似，經 50 日後脫落率為 $5.3 \pm 2.3\%$ ；對照組則與剪葉組相似，初移植 0-20 日脫落率成指數型上升，達 $58.7 \pm 12.9\%$ ，隨後呈平緩狀態，經 50 日後脫落率為 $73.3 \pm 12.2\%$ （圖 12）。

許多研究指出，海草復育過程中，生物擾動是最棘手的問題之一，尤其是以分株移植法（根狀莖法）與種子所培育的種苗（Philippart, 1994；Molenaar 和 Meinesz, 1995；Davis 等, 1998；Townsend 和 Fonseca, 1998；Siebert 和 Branch, 2007），風浪與海流的擾動也是造成植株流失的主因之一（West et al. 1990; Paling 1995; Paling et al. 2001）。而生物與海流的擾動，也是造成海草移植初期向外擴展緩慢的主因（洗等, 2023）。從遮蔽組和遮蔽+剪葉組之結果，顯示有使用網片防護可有效防止生物與海流的擾動，使植株的脫落率能維持在低點。而未加網片防護的剪葉組與對照組，易受生物與海流擾動，在初移植階段脫落率相當高，但在 30 日後脫落率逐漸有趨緩之勢。

過去所指出的生物擾動主要是受草食性的臭都魚（*Siganus fuscescens*）群啃食而脫落（洗等, 2023），經連續 5 次的調查紀錄發現，除了受魚類啃食外，更易受潛沙性生物如飛白楓海星（*Archaster typicus*）、蠟燭框螺（*Oliva lignaria*）黑斑筍螺（*Terebra subulata*）等活動而使埋在沉積物中的 U 型固定夾被頂起來，再受海流擾動後而脫落（圖 13）。在有使用網片防護的遮蔽組和遮蔽+剪葉組，則可有效抑制潛沙生物的入侵，使植株的脫落率能維持在低點。

觀察單脈二藥草植株移植後根系之發展，在移植 7 日後，新增長植株之根部，其表面增長出許多細短鈎毛，可將根部旁的沉積物攀鈎吸附，使細細的根部膨脹成「根錨」，有助於新移植海草植株固著（圖 14）。這也是剪葉組及對照組在移植 30 日後脫落率趨緩的原因，所使用的 U 型固定夾主要做為初移植固定海草用的輔具，如同陸上植樹後需使用圍網以及固定樁將樹幹固定住的功能相同。在海草形成新的「根錨」後，就可移除。最快可在 1 星期就移除，但在野外環境，生物擾動加上海流的影響下，建議海草移植至少超過 1 個月後，增生更多的根錨，使植株更緊固於海床上，再進行移除。

②各組間覆蓋率變化

剪葉組在移植 20 日後，覆蓋率從 3.1% 增加至 $5.4 \pm 1.0\%$ 達顛峰，經 50 日後降至 $1.8 \pm 0.8\%$ ；遮蔽組從初移植至 50 日止，覆蓋率呈緩慢增加，從 9.4% 增加至 $12.1 \pm 3.2\%$ ；剪葉+遮蔽組初期從 3.1% 到第 10 日就呈現大幅增加，增加至 $8.1 \pm 1.3\%$ 隨後趨緩到第 30 日後又持續增加，至 50 日止增加到 $12.2 \pm 2.4\%$ ，為 4 組增加最多；對照組在移植初期至 20 日，呈現大幅下降之趨勢，並降到

最低，從 9.4% 下降至 $3.7 \pm 1.0\%$ ，30 日起才緩緩增加，至 50 日回升至 $5.5 \pm 2.3\%$ （圖 15）。

對照組在移植初期（20 日內）常呈大幅下降，主要是植株「根錨」尚未形成，植株脫落率高，經 20 日後，未流失的植株已逐漸穩固於沉積物內，覆蓋率才開始緩緩增加，這是一般海草移植覆蓋率變化之型態。剪葉組在移植初期葉片多已剪除，加上生物擾動之影響，覆蓋率擴散緩慢，加上植株持續流失，經 50 日後其覆蓋率為 4 組最低。遮蔽組在有網片防護之下，覆蓋率穩定擴散。剪葉+遮蔽組在初期葉片也是全剪除，在有網片的防護下，在第 10 日呈現大幅增加，第 20 日及 30 日卻呈現停滯成長，主要是被剪除的葉片才開始新增葉片，第 30 日後覆蓋率又持續增加，經 50 日達 4 組最高。

對照組移植 50 日後，植株脫落率 $73.3 \pm 12.2\%$ ，覆蓋率為 $5.5 \pm 2.3\%$ 。顯示移植初期常有植株大量流失的現象，造成人力與植株浪費。「遮蔽組」與「剪葉+遮蔽組」這 2 組可阻隔生物及海流的擾動，有效降低植株脫落率與增加覆蓋率；剪葉組未能有效的阻隔生物與海流的擾動，其植株脫落率與覆蓋率與對照組相似。海草復育可採用「遮蔽組」與「剪葉+遮蔽組」這 2 組的方式進行。相對剪葉組並未能有效的阻隔擾動，不建議採用此方式進行海草復育。

2. 泰來草種子萌芽育苗試驗

①泰來草花果期調查

自 112 年 11 月底逢大潮期間即發現開花，持續至隔年 4 月皆有開花，11 月底至 12 月為開花高峰。接著泰來草果實自 113 年 2 月底即可發現，直至 113 年 3 月底果實成熟，開始釋放種子。

②泰來草種子育苗

在 113 年 4 月初泰來草果實成熟期，利用 $50\text{cm} \times 50\text{cm}$ (0.25m^2) 樣框收集泰來草果實，每框可收穫果實數量介於 0~23 顆果實，推估每平方公尺約有 0~92 顆果實。因泰來草是雌雄異株，樣框如放置在雄株則無任何果實。選擇水深約 60 公分時，藉由浮潛採集成熟果實最有效率並可減少踩踏海草床。初次採集雙人 1 小時共採集 308 顆果實，第二次採集遇到果實密度高的母株，單人 1 小時即可採收約 600 顆果實，平均每分鐘可採集到 10 顆果實，每顆果實內含有 1~3 顆種子，採集 3 小時約可獲得 2,000 種子。

③泰來草育苗條件測試

培養介質利用海草現生地沙灘上的細沙作為對照組，另添加人工肥料作為實驗組，分別在室內人工光源及室外天然光源下培養，結果顯示無論室外或室內培養，施肥對葉及根長度皆有顯著差異。戶外施肥根長平均 = 19.91 ± 4.56 cm 大於戶外無施肥根長平均 = 8.33 ± 3.19 cm；戶外施肥葉長平均 = 7.16 ± 1.15 cm 大於戶外無施肥葉長平均 = 4.11 ± 0.86 cm；室內施肥根長平均 = 12.31 ± 3.15 cm 大於室內無施肥根長平均 = 7.73 ± 1.50 cm；室內施肥葉長平均 = 7.02 ± 1.86 cm 大於室內無施肥葉長平均 = 4.48 ± 1.26 cm（各組各取 10 株進行分析 $n=10$ ，two sample t-test， $p<0.001$ ）如圖 16。戶外施肥

培養組別，經 7 個月的培養，已可取得具有匍匐莖平均 3.75 ± 3.08 cm 和包含平均 3.2 ± 1.3 個地上部直立葉鞘的海草苗 ($n=10$)，相比其他組別均無匍匐莖發展，室外天然光源下適量施肥可取得最佳育苗效果。

至於利用鏈狀紙筒育苗之海草，因為期生長介質較少，不適合長期育苗，育苗後期的成長狀況停滯，亦有可能是沒有施肥所致，未來可以再調整育苗介質。

(二) 不同年份所形成的海草床碳匯效益之比較

1. 海草碳儲量監測

(1) 海草植物體碳匯調查

① 海草種類組成

在通梁復育的海草床所設置的 9 個測站，海草組成計有單脈二藥草、卵葉鹽草及甘草等 3 種。3 種海草的比例以單脈二藥草 63.2% 最高，其次依序為卵葉鹽草 27.3% 及甘草 9.5% (圖 17)。因所移植的海草之來源同樣採集於通梁海草復育區天然海草床，其組成與冼等 (2023) 相同海域基線調查之組成相似，其組成比例依序分別為 62.7%、28.9% 及 8.4%。

② 海草覆蓋率

調查海域整體平均覆蓋率為 $44.1 \pm 14.4\%$ 。進一步分析 3 條測線之平均覆蓋率，以 240° 測線 $61.6 \pm 6.4\%$ 最高，其次依序為 0° 測線 $44.5 \pm 10.0\%$ 及 120° 測線 $37.9 \pm 11.4\%$ 。此與冼等 (2023) 相同海域基線調查平均覆蓋率為 $49.3 \pm 10.5\%$ 相似。

③ 海草庇護高度

海草庇護高度作為評估以海草床為居所或庇護所動物之效能，庇護高度愈高，可供生物躲棲的空間愈高 (Short and Coles 2003)。藍碳生態系統中的碳分為內源碳和外源碳，而海草床的土壤中大約有 50% 的碳屬外源碳 (Kennedy et al., 2003)，主要是海草床的冠層 (庇護高度) 和根系可以有效捕獲流經海草床的沉積物，使之沉積到海草床的碳庫中。

海草庇護高度依海草型態可區分成線葉形 (包括單脈二藥草及甘草) 與卵葉形 (卵葉鹽草) 兩種，調查海域 2 種類型之整體平均庇護高度分別為 8.0 ± 0.3 cm 與 2.3 ± 0.1 cm。進一步分析 3 條測線之平均庇護高度，線葉形以 240° 測線 9.3 ± 0.9 cm 最高，其次依序為 0° 測線 8.8 ± 1.3 cm 及 120° 測線 7.5 ± 1.8 cm；卵葉形以 0° 測線 2.4 ± 0.1 cm 最高，其次依序為 120° 測線 2.3 ± 0.2 cm 及 240° 測線 2.2 cm；海草的庇護高度之變化，易受草食性魚類啃食頻度的高低而有季節性的差異，如冼等 (2023) 在同一海域，於 7 月間大量臭都魚苗聚集海草床啃食海草床期間，所調查之平均高度僅為 4.0 ± 3.4 cm。

④ 植株密度

所採集的 36 個樣區，主要優勢的單脈二藥草，有 34 個樣框記錄到，出現率為 94.4%，植株密度介於 2-157 株/100cm²，平均為 30.3 ± 18.3 株

/100cm²；卵葉鹽草有 35 個樣框記錄到，出現率為 97.2%，植株密度介於 1-55 株/100cm²，平均為 25.0±4.0 株/100cm²；甘草僅有 13 個樣框記錄到，出現率為 36.1%，植株密度介於 1-21 株/100cm²，平均為 3.0±2.3 株/100cm²。

全球已記錄有 72 種海草，涵蓋從溫帶到熱帶的氣候，其中許多種類同時存在 (Orth et al., 2006)。過去的調查結果認為，不同物種的共存會產生競爭性交互作用 (McGilchrist, 1965；Hassell and Comins, 1976)。然而，一些研究表明，海草物種的共存是有益的，特別是在經常受到干擾的地區，物種間多樣性可增加了生態系統的恢復力 (Williams, 1990)。海草物種豐富度的增加也提高了移植的成功率 (Williams et al. 2017)。不同的族群也會分散因單一壓力源而完全崩潰的風險 (van Katwijk et al., 2009)。簡言之，增加海草種類有助於海草恢復之效能。調查結果顯示，通梁復育的海草床單脈二藥草、卵葉鹽草及甘草 3 種海草的出現率分別為 94.4%、97.2%及 36.1%；與洗等 (2023) 相同海域基線調查海草種類的出現率為 60.0%、56.7%及 26.7%之相較，所復育海草床之 3 種海草混生的比例，較天然海草床來的高，顯示所復育的海草床之韌性較天然海草床高。

⑤ 海草植物體碳匯調查

調查海域 36 個樣區之海草地上部總重 14.15g、地下部總重 48.97g 及根冠比 (地下部/地上部之比值) 3.461。所採集的 9 個測站，單脈二藥草地上部平均重量 8.32g，地下部平均重量 31.59g，根冠比 3.797；卵葉鹽草地上部平均重量 4.67g，地下部平均重量 12.54g，根冠比 2.685；甘草地上部平均重量 1.16g，地下部平均重量 4.84g，根冠比 4.172 (圖 18)。3 種海草之地上部、地下部及根冠比分述如下：

單脈二藥草

地上部重量介於 0.21-1.61 g/100cm² 之間，平均為 0.92±0.49 g/100cm²；地下部重量介於 0.28-7.11 g/100cm² 之間，平均為 3.51±2.12 g/100cm²。根冠比 (地下部/地上部之比值) 介於 1.333-5.878 之間，平均為 3.797±3.768。進一步分析 3 條測線之平均根冠比，以 120°測線 3.485±2.055 最高，其次依序為 0°測線 3.413±1.857 及 240°測線 2.994±1.484。

卵葉鹽草

地上部重量介於 0.18-1.09 g/100cm² 之間，平均為 0.52±0.32 g/100cm²；地下部重量介於 0.54-3.36 g/100cm² 之間，平均為 1.39±0.97 g/100cm²。根冠比介於 1.896-3.696 之間，平均為 2.685±0.629。進一步分析 3 條測線之平均根冠比，以 0°測線 2.828±0.671 最高，其次依序為 240°測線 2.797±0.828 及 120°測線 2.353±0.506。

甘草

9 個測站僅測站 1、3、4、5 及 9 有紀錄，5 個測站地上部重量介於 0.01-0.50 g/100cm² 之間，平均為 0.23±0.25 g/100cm²；地下部重量介於 0.10-2.56 g/100cm² 之間，平均為 0.93±1.10 g/100cm²。根冠比 (地下部/地

上部之比值) 介於 2.333-10.000 之間, 平均為 4.009 ± 3.155 。進一步分析 3 條測線之平均根冠比, 以 240° 測線 4.160 ± 1.358 最高, 其次依序為 120° 測線 3.107 ± 4.106 及 0° 測線 1.993 ± 1.739 。

邱廣龍等 (2013) 針對廣西珍珠灣的貝克喜鹽草之種群動態與土壤種子庫調查時指出, 分析全球 30 種海草之根冠比平均為 1.11 ± 0.08 , 其比值隨著緯度而增加。並指出可藉由根冠比之季節性變化推測海草的發育階段, 如 Parthasarathy 等 (1988) 在調查泰國安達曼海的貝克喜鹽草族群已呈衰老階段時, 其根冠比僅為 0.667; 於印度調查生長發育階段的貝克喜鹽草之根冠比介於 1.30-3.54 之間。冼等 (2024) 調查重光單脈二藥草及卵葉鹽草等 2 種海草之根冠比之消長均具有季節性變化之規律, 2 種海草均在夏季達顛峰 (二種海草之根冠比分別為 9.077 及 10.001) 後逐季緩降, 並在春季降到最低 (2.923 及 3.919), 並指出重光海草復育區的卵葉鹽草與單脈二藥草, 春季為衰老階段而夏季則為發育階段。本調查於春末 (4 月中旬) 進行, 所檢測的單脈二藥草及卵葉鹽草之平均根冠比分別為 3.797 及 2.685, 其比值較重光偏高。

(2) 海草床沉積物碳匯調查

本調查以最初種植的位置測站 3 及海草向外擴展距 50m 的測站 1 進行採樣分析, 每 1 測站採 2 隻 core, 並於鄰近沒有海草的裸灘設置 1 對照組, 進行沉積物採樣與總碳 (TC%)、總無機碳 (TIC%) 及總有機碳 (TOC%) 分析比較。

測站 3 的兩根岩心 (分別為 3-1 和 3-2) 分別長約 52cm 和 53cm (圖 19)。這些岩心的表層顏色為淺棕色至黃色, 顯示出明顯的氧化層, 其中 3-1 的氧化層深度約為 8cm, 3-2 的氧化層深度約為 7cm。中層和底層則顏色逐漸變深, 從深棕色到黑色, 這些部分顯示出受到硫酸鹽還原作用影響的跡象, 暗示這些層次處於低氧環境中。特別是, 本測站的兩根岩心中可以觀察到兩個黑色的層位, 中間夾帶有黃色的層位, 進一步顯示了氧化和還原環境的交替變化。測站 1 的兩根岩心 (分別為 1-1 和 1-2) 均長約 30cm (圖 19)。1-1 的氧化層深度約為 5cm。這些岩心主要以淺棕色至黃色的沉積物為主, 在 8 至 11cm 處, 岩心呈現部分黑色斑塊, 13cm 以下呈現黑色與黃色 (或淺棕色) 相互鑲嵌的情形。1-2 的 5-13cm 處有著類似黑黃鑲嵌的情況, 其餘沉積物均以淺棕色至黃色的沉積物為主。這些現象顯示出受到硫酸鹽還原作用影響的跡象, 表明這些層位曾處於低氧環境中。

圖 20 與圖 21 沉積物總有機碳結果顯示, 兩採樣地區並無顯著差異皆隨著深度有稍微減少趨勢。總無機碳與總有機碳結果一致, 同樣隨深度逐漸增加且各深度之佔比極為相似, 這顯示復育海草床之沉積物性質主要是以碳酸鈣無機碳為主。總有機碳在 3-2 與 1-2 兩者趨勢極為相近, 皆為表層有機碳濃度較高而後隨深度遞減。相較與裸灘地區之總有機碳濃度, 復育海草床測站約高出 1-2 倍左右, 這顯示復育海草床具有一定程度的有機碳

埋藏作用。

1. 海草床海水碳化學監測

為了解海草床區的環境，分別再 4 月及 9 月間，於測站 3 布放 Ocean Seven 316Plus 和 Pro-Oceanus Mini CO₂ 探針來收集其水文資料（圖 22）。

4 月調查時間為 4/14 到 4/15，於兩天的時間同時進行了每 3 小時的採集海水並對其進行碳化學實驗分析。結果顯示，所測時間區域為半日潮，溶氧濃度在大多數時間超過 100%，白天因光合作用影響，溶氧濃度上升；夜間則因光合作用停止而下降。鹽度變化相對穩定，波動不大。pH 值則透過電極測量，並與 CO₂sys 計算結果進行比對，顯示數值雖與 CTD 測量有一定偏差，但趨勢一致，亦呈現白天因光合作用影響上升，夜間下降的規律（圖 23）。

從美國國家海洋暨大氣總署（National Oceanic and Atmospheric Administration NOAA）資料 2024 年 4 月的大氣平均二氧化碳濃度為 416.2 μatm 。探針布放區域的監測顯示，水中二氧化碳濃度（pCO₂）在白天隨光合作用下降；夜間則因光合作用停止而增加。兩天日夜變化的 pCO₂ 平均值為 404.8 μatm ，低於同期全球大氣二氧化碳濃度，顯示該區域在觀測期間為碳匯。

4 月的觀測中，海草床碳化學參數呈現明顯的日夜變化（圖 24）。白天，溶解無機碳（DIC）及二氧化碳分壓（pCO₂）顯著降低；夜間則相反。總鹼度（TA）趨勢與之相似。這可能與生物鈣化作用有關，推測當地的牡蠣養殖活動可能對此產生了影響。

9 月調查時間為 9/7 到 9/9，調查方法與 4 月相同，並增加牡蠣養殖區的監測。海草床區的數據顯示，探針布放時為半日潮，水溫介於 28.1-30.1°C，呈現相對炎熱的環境；鹽度則相對穩定，變化幅度小。溶氧濃度普遍維持在 100% 以上，最高達到 184.7%，同時，當天的光照強度也高於第一天的水平。pH 數據則顯示出電極測量與探針的數值有些微偏差，但趨勢一致，均表現出白天受光合作用影響，pH 和溶氧濃度上升；夜晚光照消失，則隨之下降（圖 25）。

根據美國國家海洋暨大氣總署的資料，2024 年 9 月全球大氣中的平均二氧化碳濃度為 422 μatm ，數據顯示，測量期間的 pCO₂ 在白天明顯下降，而夜晚則上升，兩天的平均值為 533.1 μatm ，顯著高於全球平均，這表明探針布放區域在該時間內淨效應為碳源。

在海草復育區二氧化碳濃度（pCO₂）之季節性變化的差異，分別出現碳匯與碳源 2 種不同的效應，2 者之間的差異是受甚麼因子之影響，值得後續探討與研究。

在牡蠣養殖區的監測結果顯示，水溫穩定於 28.8-29.4°C 之間，變化幅度較小，相較於海草床區呈現更為平穩的溫度環境。溶氧濃度顯示水體未達飽和，且光照強度非常低（圖 26）。水中二氧化碳濃度數據平穩，無明顯日夜變化，平均值為 477.4 μatm ，低於全球大氣平均濃度，顯示該區域在測量期間為碳匯。雖然未記錄探針布放的確切深度，但根據水下觀測，推測位置約在 8-10 米，比海草床的布放位置更深。數據顯示，此深度位置可能導致海水交換不顯著。

從海草床和牡蠣養殖區進行表水採集和分析的結果顯示，澎湖九月的觀測數據中，海草床區的溶解態無機碳(DIC)有明顯的日夜變化，白天下降，夜晚上升。而牡蠣養殖區的 DIC 在白天也有下降的表現。此外，兩個區域的總鹼度 (TA) 在白天有下降趨勢，夜晚上升，趨勢相近，可能生物鈣化作用會有消耗鹼度的影響 (圖 27)。

(三) 海草復育

使用「根狀莖法」於澎湖通梁海域進行海草床復育，於 6 月至 8 月的 3 個月間，分別移植 10 m²、30 m²、30 m² 及 30 m²，共完成海草床復育 100m² (圖 28 及表 3)，移植密度為 100 株/m²，共移植 10,000 株。所移植的海草種類有單脈二藥草、卵葉鹽草及甘草進行混植，其混植比例分別為 60%、30%及 10%。

海草床恢復的主要目的，(1)提高海草的覆蓋度；(2)補償喪失的海草覆蓋度；(3)增加海草床面積；(4)彌補減少海草床面積；(5)恢復海草床動物的豐度(Fonseca, 1992)。防止海草床生態系統的流失與退化，並促使恢復，對改善沿岸海域生態壓力和恢復受損生態環境作用明顯。不僅可提高沿岸海域生產力，養護生物多樣，增裕漁業等，還可保護海岸免受侵蝕和極端氣候事件影響，其對區域經濟發展非常重要(劉，2015)。藍碳活動的範圍包括保護(避免向大氣釋放溫室氣體)和恢復/創造(建立從大氣吸收 CO₂ 和/或減少 CH₄ 排放)。而海草床的復育可以保護生態系統免於退化，或經由生長植被的形式增強土壤和沉積物中碳的儲存(創造碳匯來封存碳)。

(四) 輔導企業參與海草復育

與民間企業完成 2 件海草復育相關之 ESG 計畫簽署。分別於 3 月 28 日與中國信託金融控股股份有限公司簽訂合約，辦理「澎湖港子海草床復育」ESG 專案；7 月 3 日與合作金庫商業銀行簽訂合約，辦理「澎湖虎井海草床復育」ESG 專案。

1. 「澎湖港子海草床復育」ESG 專案

「鎮海灣海草床」為臺灣潮間帶區域範圍最大的海草床(林，2019)，近年受氣候變遷及人類活動影響，使原有 113 公頃的海草床面積萎縮或流失高達 66.8%，2020 年調查海草面積僅剩 37.5 公頃，亟待進行海草復育(冼等，2020)。而本計畫所復育區域-港子潮間帶海草床，為鎮海灣所涵蓋 4 個村落中其中之一(圖 29)。

邀請海草復育關係人，包括社區居民、學校師生、公部門、一般民眾與親子甚至與中信金控子公司(中信證券及中信投信)及合作的供應商(188 家)等辦理海草復育區之棲地改善、海草移植、蟹苗放流、海草復育宣講、工作坊、座談會及海草產業體驗活動等，共計辦理 10 場次活動，達 3,512 人次參與，移植海草植株計有 10,000 株，復育面積為 100m²，放流 5 萬尾沙蟹苗及刺蛤躑蝦海草床產業活動體驗等，相關活動也獲得各大媒體進行報導，公共電視「我們的島」電視節目製作「澎湖海草復育-留給海洋生物一個家」

近 20 分鐘的專題，並於 9 月 30 日首播。對海草復育推廣、劣化棲地環境改善、生物多樣性之提升、增裕漁業資源、社區創生、食農推廣以及生態旅遊等之發展與議題種下希望之種子（圖 30）。

2. 「澎湖虎井海草床復育」ESG 專案

專案目標除將低度利用漁港活化，以復育海草作為水產種苗增裕資源之 ESG 行動場域。工作重點主要是在已復育虎井海草床（目前已卵葉鹽草種類為主），進行補植線葉型之海草，增加所復育海草種類多樣性，提升所復育海草的活性、健康與韌性。已於 6 月下旬-8 月中旬間，完成 2,500 株海草移植。種類包括單脈二藥草及甘草 2 種，提高所復育海草床海草種類的多樣性。

四、結論與建議

（一）結論

1. 海草復育技術精進試驗

對照組移植 50 日後，植株脫落率 $73.3 \pm 12.2\%$ ，覆蓋率為 $5.5 \pm 2.3\%$ 。顯示移植初期常有植株大量流失的現象，造成人力與植株浪費。「遮蔽組」與「剪葉+遮蔽組」這 2 組可阻隔生物及海流的擾動，有效降低植株脫落率與增加覆蓋率；剪葉組未能有效的阻隔生物與海流的擾動，其植株脫落率與覆蓋率與對照組相似。

針對泰來草的花果期進行追蹤，接著採集種子進行育苗介質及栽培條件測試，已取得可供實際應用的海草育苗關鍵技術。7 個月的泰來草育苗期，已可取得具有匍匐莖和包含平均 3.2 個地上部直立葉鞘的海草苗，未來可以作為單一的移植單位進行海草復育用，或是在組合拼成草塊，待所有根莖盤在一起後，以草塊的方式進行移植，提高復育成效。

2. 不同年份所形成的海草床碳匯效益之比較

通梁所復育的海草種類之組成比例與通梁海草復育區基線調查之結果相似，分別為單脈二藥草 63.2%，卵葉鹽草 27.3% 及甘草 9.5%；海草平均覆蓋率為 $44.1 \pm 14.4\%$ ，也與基線調查結果相似；兩種海草庇護高度分別為線葉形（包括單脈二藥草及甘草） $8.0 \pm 0.3\text{cm}$ 與卵葉形（卵葉鹽草） $2.3 \pm 0.1\text{cm}$ ，易受生物擾動如魚類啃食頻率的高低而有季節性的差異；所復育的海草植株密度平均為 30.3 ± 18.3 株/ 100cm^2 ，單脈二藥草、卵葉鹽草及甘草 3 種海草的出現率分別為 94.4%、97.2% 及 36.1%，與基線所出現的比例為 60.0%、56.7% 及 26.7%，顯示所復育海草床之 3 種海草混生的比例，較天然海草床高，相對也提高所復育海草之韌性。

海草植物體碳匯調查於春末（4 月中旬）進行，36 個樣區之海草地上部總重 14.15g、地下部總重 48.97g 及根冠比（地下部/地上部之比值）3.461。單脈二藥草及卵葉鹽草之平均根冠比分別為 3.797 及 2.685。

海草床沉積物碳匯調查，經分析 2 個測站沉積物總有機碳，皆隨著深度有稍微減少趨勢；總無機碳與總有機碳結果也一致，隨深度逐漸增加且各深度之佔比極為相似，顯示復育海草床之沉積物性質主要是以碳酸鈣無機碳為

主。總有機碳兩者趨勢極為相近，皆為表層有機碳濃度較高而後隨深度遞減。相較與裸灘地區之總有機碳濃度，復育海草床測站約高出 1-2 倍左右，這顯示復育海草床具有一定程度的有機碳埋藏作用。

海草床海水碳化學監測，在海草復育區 4 月間水中二氧化碳濃度 ($p\text{CO}_2$) 在白天隨光合作用下降；夜間則因光合作用停止而增加。兩天日夜變化的 $p\text{CO}_2$ 平均值為 $404.8 \mu\text{atm}$ ，低於同期全球大氣二氧化碳濃度 ($416.2 \mu\text{atm}$)，顯示該區域在觀測期間為碳匯。9 月間二氧化碳濃度 ($p\text{CO}_2$) 變化趨勢與 4 月間相似，但兩天的平均值為 $533.1 \mu\text{atm}$ ，顯著高於全球平均 ($422 \mu\text{atm}$)，這表明探針布放區域在該時間內淨效應為碳源。

3. 海草復育

本計畫於 113 年 6 月至 8 月間於通梁海草復育區完成 100m^2 海草的移植。

4. 輔導企業參與海草復育

本計畫與民間企業「中國信託金融控股股份有限公司」與「合作金庫商業銀行」完成 2 件海草復育相關之 ESG 計畫簽署。共計辦理 10 場次活動，3,512 人次參與，移植海草植株計有 10,000 株，復育面積為 100m^2 ，放流 5 萬尾沙蟹苗及刺蛤蠟蝦海草床產業活動體驗等，相關活動也獲得各大媒體進行報導，同時也將低度利用漁港活化，以復育海草作為水產種苗增裕資源之 ESG 行動場域。

(二) 建議

1. 海草復育可採用改良的海草復育方式，使用「遮蔽組」與「剪葉+遮蔽組」這 2 組這 2 組的方式進行。相對剪葉組並未能有效的阻隔擾動，不建議採用此方式進行海草復育。
2. 為提升所復育海草的活性、健康與韌性，建議所移植海草的種類應採多種混植的方式進行。
3. 未來將持續開發潮間帶或鹽田以及潮下帶水中省工移植模組，搭配有性生殖的種子苗或是無性繁殖的枝條，期待可以加速海草修復的速度，減緩海草床消逝的情形。
4. 在海草復育區二氧化碳濃度 ($p\text{CO}_2$) 之季節性變化的差異，分別出現碳匯與碳源 2 種不同的效應，2 者之間的差異是受甚麼因子之影響，值得後續探討與研究。
5. 海草復育與海草碳匯完全屬於不同之領域，未來執行相關計畫時，建議應採合作與分工的模式進行，更有助於海草復育與海洋藍碳的深入研究與應用。
6. 企業參與海草復育 ESG 專案，建議應先與社區取得共識，了解社區之需求，並融合社區資源，專案的推動才易有立竿見影之效。

五、參考文獻

- 李承錄 (2009) 墾丁大光泰來草與單脈二藥草海草床之魚類群聚變化與胃內含物研究。中興大學碩士論文。
- 李森、范航清、邱龐龍、石雅君 (2010) 海草床恢復研究進展。生態學報, 30(9): 2443-2453。
- 邱士涵 (2009) 墾丁大光潮間帶泰來草床之無脊椎動物群集及碳收支模式。中興大學碩士論文。
- 邱廣龍、范航清、李宗善、劉國華、石雅君、李 森 (2013) 瀕危海草貝克喜鹽草的種群動態及土壤種子庫-以廣西珍珠灣為例。生態學報, 33(19): 6163-6172。
- 冼宜樂、鐘金水、林綉美、涂詩韻、鄭靜怡、歐麗榛、黃文卿、蔡萬生 (2011^a) 澎湖海草床基礎生態調查之研究。澎湖縣政府農漁局委託計畫結案報告, 67 頁。
- 冼宜樂、鐘金水、林綉美、涂詩韻、鄭靜怡、歐麗榛、黃文卿、蔡萬生 (2011^b) 澎湖海草的分類與分布。水試專訊, 34: 27-31。
- 冼宜樂、鐘金水、林綉美、黃文卿、鄭靜怡、歐麗榛、蔡萬生 (2012) 澎湖大倉灣海草床魚類群聚初探。水試專訊 39: 5-9。
- 冼宜樂、鐘金水、林金榮 (2013) 澎湖海域海草(床)生態調查及與漁業資源保育相關性研究—海草移植技術研究。水產試驗所 2013 年報。
- 冼宜樂、鐘金水、林金榮 (2014) 澎湖海域海草(床)生態調查及與漁業資源保育相關性研究 (IV) -海草移植技術研究-2。行政院農業委員會水產試驗所科技計畫成果報告, 16 頁。
- 冼宜樂、陳俊廷、楊子泰、蔡忠和、陳岳川、歐啟明、方鵬和、劉再豐、謝恆毅 (2020) 潛在保育區熱點劃設季保護區巡守隊強化計畫。澎湖縣政府農漁局委託計畫, 324 頁。
- 冼宜樂、許嘉閔、葉宇庭 (2023) 建立復育海草床增匯方法學及增匯誘因機制之研究。農業部水產試驗所研究報告, 32 頁。
- 冼宜樂、陳俊廷、楊子泰、許思捷、鐘冠翔、蔡莉莖、游庭于、謝恆毅 (2024) 澎湖海草復育示範區推動計畫期末報告。海洋委員會海洋保育署委託計畫, 167 頁。
- 林幸助、蕭淑娟 (2010) 東沙海域大型藻類生物量與海草物候、生產力調查。海洋國家公園管理處委託辦理研究報告, 135 頁。
- 柯智仁 (2004) 臺灣海草分類與分布之研究。國立中山大學生物科學系碩士論文, 99 頁。
- 張沛東、曾星、孫燕、張秀梅 (2013) 海草植株移植方法的研究進展。海洋科學, 37(5): 100-107。
- 趙元寧 (2018) 澎湖卵葉鹽草生物量季節性變化及溫度與鹽度對種子發芽影響之研究。國立澎湖科技大學水產資源與養殖碩士學位論文, 103 頁。
- 劉燕山 (2015) 大葉草四種播種增殖技術的效果評估與適宜性分析。中國海洋大學水產學院漁業資源碩士學位論文, 95 頁。
- 上野成三、高山百合子、前川行幸、原条誠也 (2003) 播種植株が不要なアマモ移植方法の現地実験。海岸工學論文集, 50: 1261-1265。
- Cullen-Unsworth, L. C., Nordlund, L. M., Paddock, J., Baker, S., McKenzie, L. J., & Unsworth, R. J. (2014). Seagrass meadows globally as a coupled social-ecological system: Implications for human wellbeing. *Marine Pollution Bulletin*, 83(2), 387-397.

- Davis, R.C., Short, F.T., Burdick, D.M., 1998. Quantifying the effects of bioturbation by green crabs (*Carcinus maenas*) on eelgrass (*Zostera marina*) transplants using mesocosm experiments. *Restor. Ecol.* 6, 297–302.
- Del Mar Otero, M. (2021). Manual for the creation of blue carbon projects in Europe and the Mediterranean.
- Duarte, C. M., Marba, N., Gacia, E., Fourqurean, J. W., Beggins, J., Barron, C., & Apostolaki, E. T. (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 24 (GB4032).
- Duffy, J. E. (2006). Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 311, 233-250.
- Fonseca, M. S. (1992). Restoring seagrass systems in the United States. Thayer G W, ed. Restoring the Nation's Marine Environment. College Park: Maryland Sea Grant College, 79-110.
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marba, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J. (2010). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature geoscience*, 5(7), 505-509.
- Hassell, M. P., and Comins, H. N. (1976). Discrete time models for two species competition. *Theor. Popul. Biol.* 9, 202–221. doi: 10.1016/0040-5809(76) 90045-9.
- Japar, Sidik. B., and Zakaria, M. H. (2003). Seagrasses in Malaysia. *Seagrass Ecosystem: Resource Status*: 22-37.
- Kennedy H, Beggins L, Duarte C. M. (2003). Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles*, 24.
- Kuwa, T., Watanabe, A., Yoshihara, S., Suehiro, F., & Sugimura, Y. (2022). Implementation of blue carbon offset crediting for seagrass meadows, macroalgal beds, and macroalgae farming in Japan. *Marine Policy*, 138, 104996.
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., et al. (2011) A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), 552-560.
- Moore, R. M. (2003). Marine sources of volatile organohalogens. *Natural Production of Organohalogen Compounds*, 85-101.
- McGilchrist, C. A. (1965). Analysis of competition experiments. *Biometrics* 21, 975–985. doi: 10.2307/2528258.
- Molenaar, H., Meinesz, A., 1995. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*: survival and development of transplanted cuttings according to different spacings, arrangements and substrates. *Bot. Mar.* 38, 313–322.
- Orth, R. J., Heck, K. L., & van Montfrans, J. (1984). Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries*, 7, 339-350.
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., et al. (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56, 987–996. doi: 10.1641/0006-3568200656.
- Paling E. I. (1995) Seagrass meadow regrowth, transplantation and recovery after disturbance in Western Australia in Western Australia: a review. *Marine and*

- Freshwater Research Laboratory. Murdoch University, Perth.
- Paling E. I., van Keulen M., Wheeler K., Phillips J. and Dyhrberg R. (2001) Mechanical seagrass transplantation in Western Australia. *Ecological Engineering* 16, 331–339.
- Parthasarathy N, Ravikumar K, Ramamurthy K. Floral biology and ecology of *Halophila beccarii* Aschers (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*, 1988, 31(1/2): 141-151.
- Philippart, C.J.M., 1994. Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 111, 251–257.
- Serrano, O., Lovelock, C.E., Atwood, T.B., Macreadie, P.I., Canto, R., Phinn, S., Arias-Ortiz, A., Bai, L., Baldock, J., Bedulli, C., and Carnell, P. (2019) Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature communications*, 10(1), 1-10.
- Siebert, T., Branch, G.M., 2007. Influences of biological interactions on community structure within seagrass beds and sandprawn-dominated sandflats. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 340, 11–24.
- Tokoro, T., Hosokawa, S., Miyoshi, E., Tada, K., Watanabe, K., Montani, S., Kayanne, H., Kuwae, T. (2014) Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation. *Global change biology*, 20(6), 1873-1884.
- Tongkok, P., Kaewsuralikhit, C., Kermanee, P. (2017) Reproductive organ characteristics and phenology of a seagrass *Thalassia hemprichii* (Ehrenberg) Ascherson in the Andaman Sea, Thailand. *Taiwania* 62(2): 168–174, 2017.
- Townsend, E.C., Fonseca, M.S., 1998. Bioturbation as a potential mechanism influencing spatial heterogeneity of North Carolina seagrass beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 169, 123–132.
- Waycott, M., Duarte, C. M., Carruthers, T. J. B., Orth, R. J., Dennison, W. C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J. W., Heck, K. L., Hughes A. R., Kendrick G. A., Kenworthy W. J., Short F. T., and Williams, S. L. (2009) .Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 106(30),12377-123281.
- West R. J., Jacobs N. E. and Roberts D. E. (1990) Experimental transplanting of seagrasses in Botany Bay, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 21, 197–203.
- Williams, S. L. (1990). Experimental studies of caribbean seagrass bed development. *Ecol. Monogr.* 60, 449–469. doi: 10.2307/1943015.
- Williams, S. L., Ambo-Rappe, R., Sur, C., Abbott, J. M., and Limbong, S. R. (2017). Species richness accelerates marine ecosystem restoration in the coral triangle. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 114, 11986–11991. doi: 10.1073/pnas.170796 2114.
- van Katwijk, M. M., Bos, A. R., de Jonge, V. N., Hanssen, L. S. A. M., Hermus, D. C. R., and de Jong, D. J. (2009). Guidelines for seagrass restoration: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 179–188. doi: 10.1016/j.marpolbul.2008.09.028.

六、圖

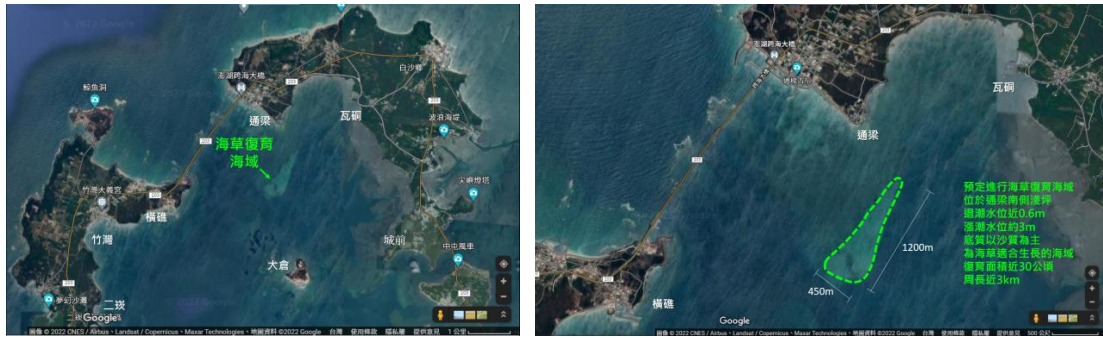


圖 1. 通梁海草復育區地理位置（圖左）與範圍（圖右）



圖 2. 通梁海草復育區位處亞潮帶，光照充足，適合海草生長。



圖 3. 通梁海草復育區海草移植位置與 10 年間海草擴展變化圖

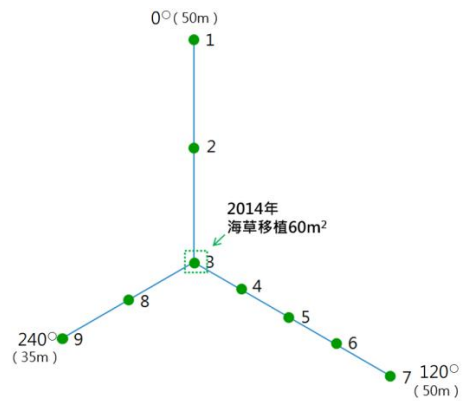


圖 4. 通梁海草復區海草碳匯測站位置



圖 5. 海草移植根狀莖法之模擬圖

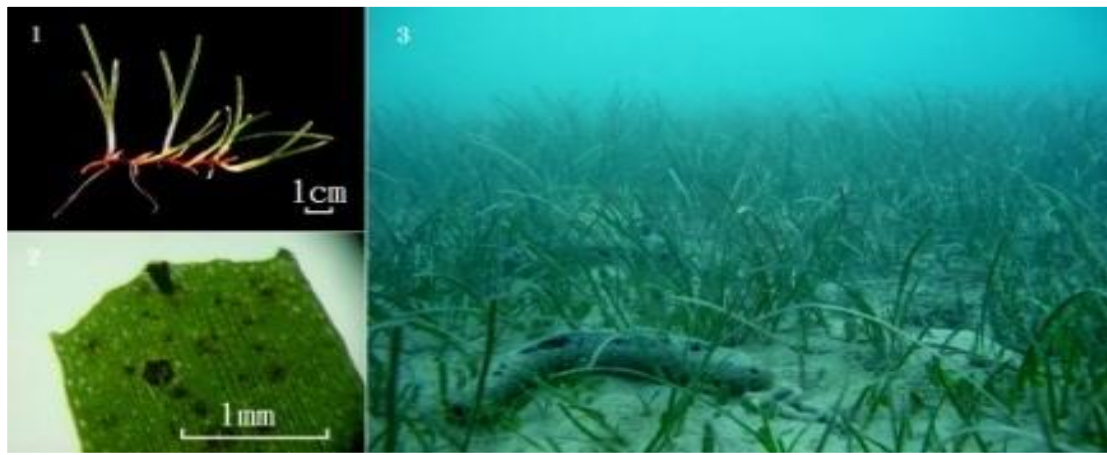


圖 6. 單脈二藥草。

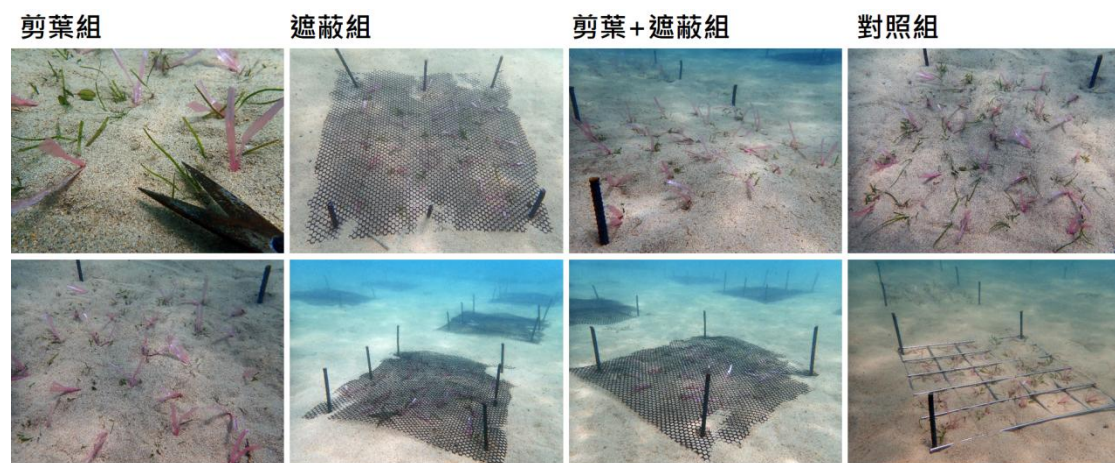


圖 7. 海草復育技術精進試驗各組之樣態 (剪葉組:海草植株固定後，使用剪刀將地上部的葉片剪除；遮蔽組:海草固定後，使用 8# (網孔直徑 1cm) 網片覆蓋並加以固定；剪葉+遮蔽組:即海草植株固定後，使用剪刀將地上部的葉片剪除後，再加以網片覆蓋；對照組:即僅將海草植株固定。)

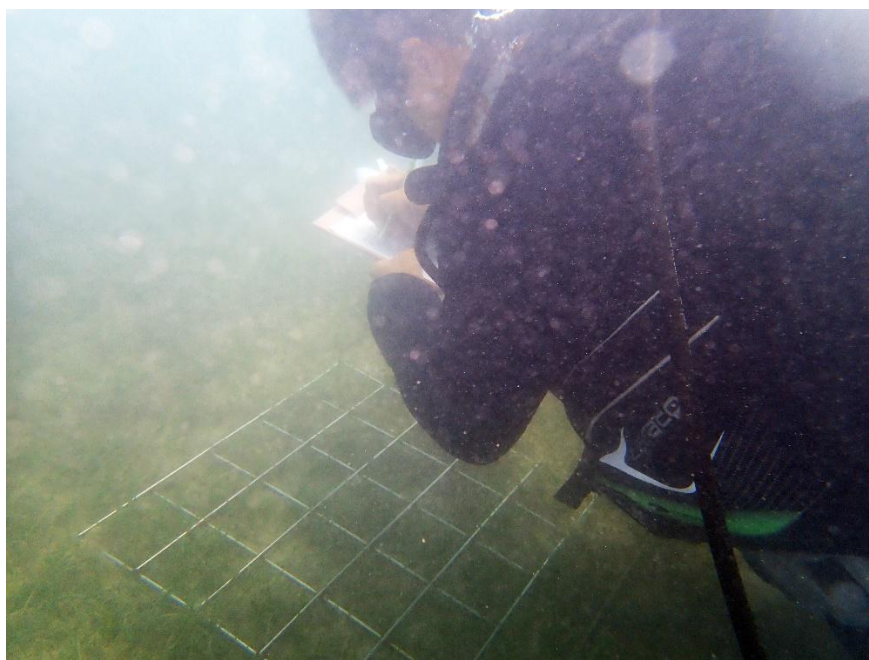


圖 8. 海草覆蓋度調查



圖 9. 沉積物採樣與分樣過程

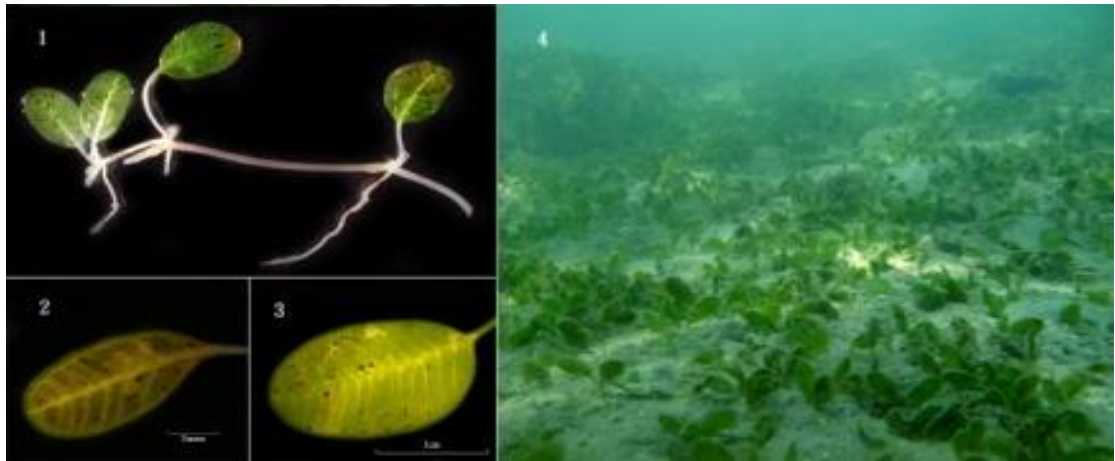


圖 10. 卵葉鹽草



圖 11. 甘草

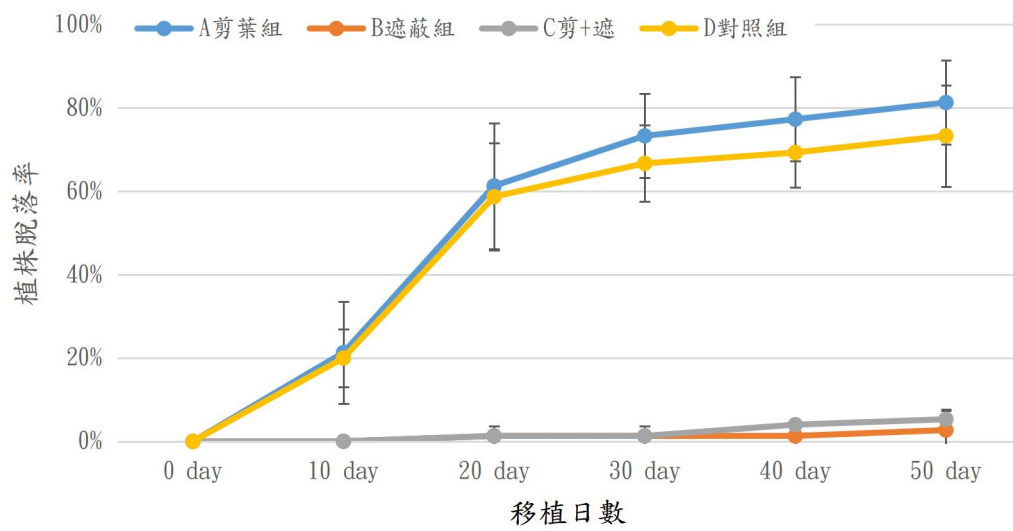


圖 12. 海草移植 50 日各組間植株脫落率變化



飛白楓海星



蠟燭榧螺



黑斑筍螺



受生物擾動的海草固定夾

圖 13. 受潛沙生物擾動後海草固定夾被頂起來



圖 14. 單脈二藥草經移植 1 星期後，根部之短鉤毛不僅發展還將沙粒緊緊抓住形成根錨固定所移植的海草。

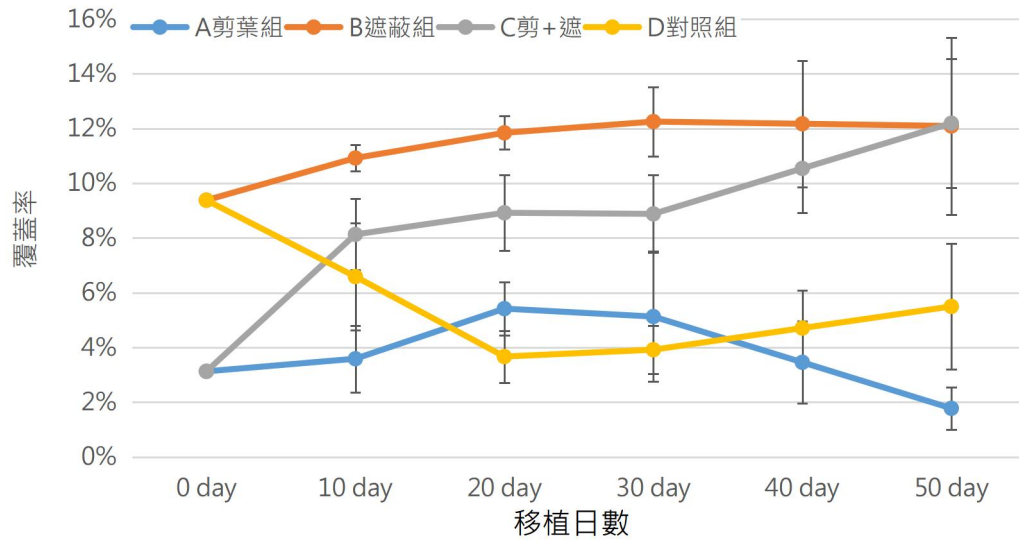


圖 15. 海草移植 50 日各組間覆蓋率變化

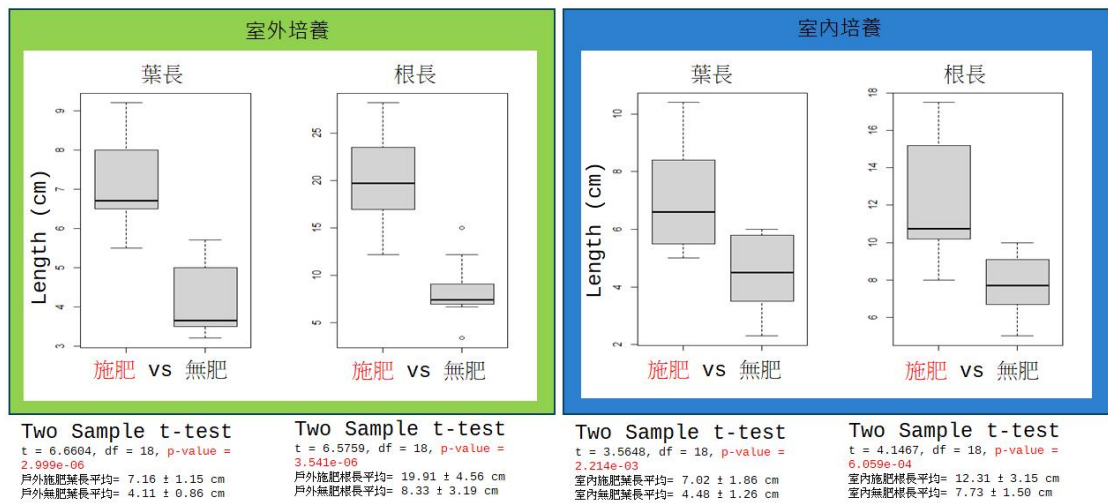


圖 16. 泰來草室外或室內培養下，施肥與否對地上部葉長及地下部根長有顯著差異。

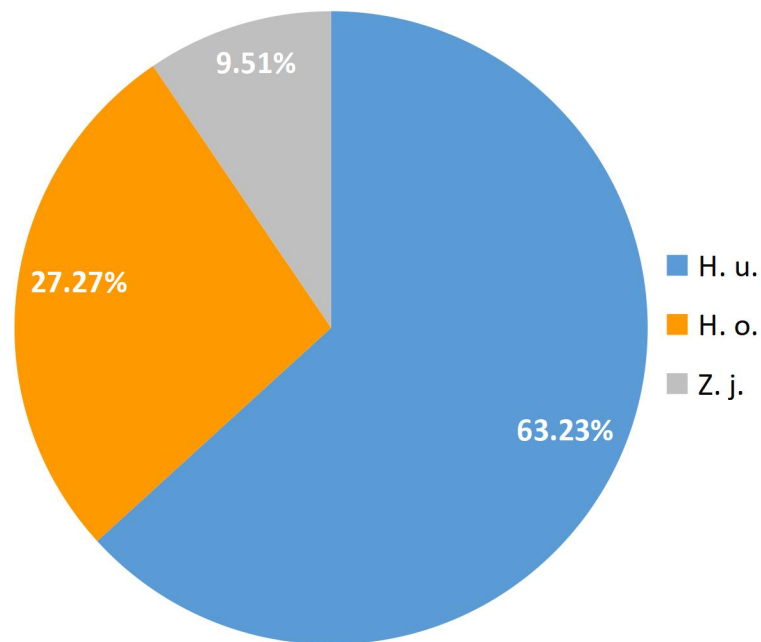


圖 17. 通梁海草復育區調查測站海草種類組成與比例

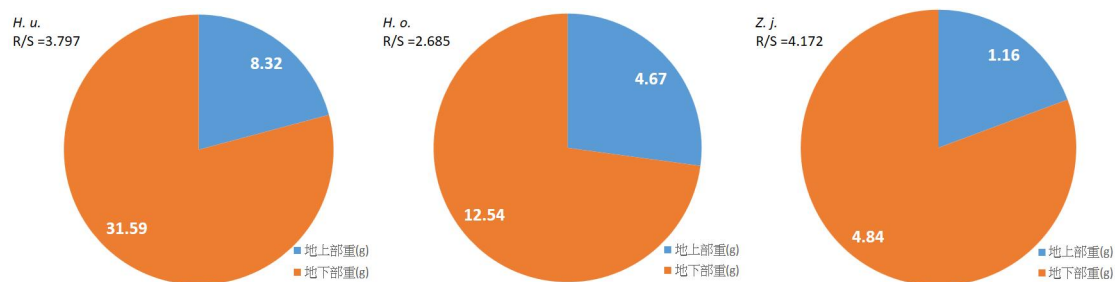


圖 18. 通梁海草復育區 3 種海草之地上部地下部及根冠比

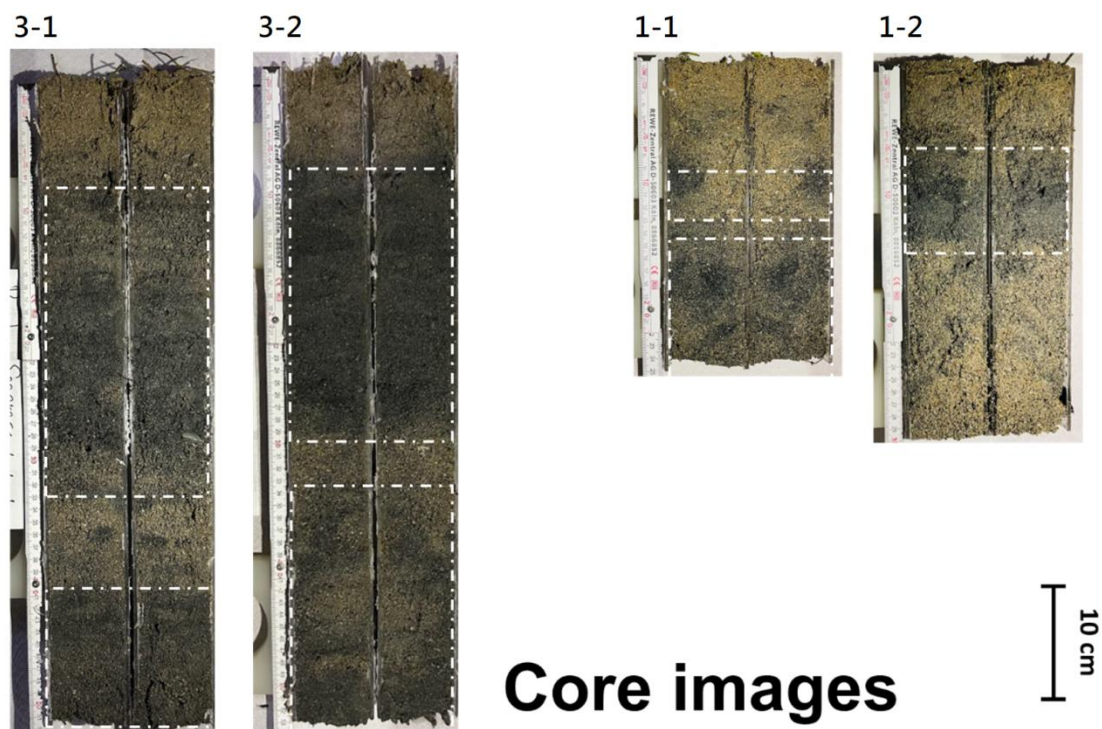


圖 19. 復育海草床測站 3 與測站 1 之沉積物岩心剖半後之圖像。3 測站為最初種植海草床地區，1 測站為目前海草床生長最外圍區域。

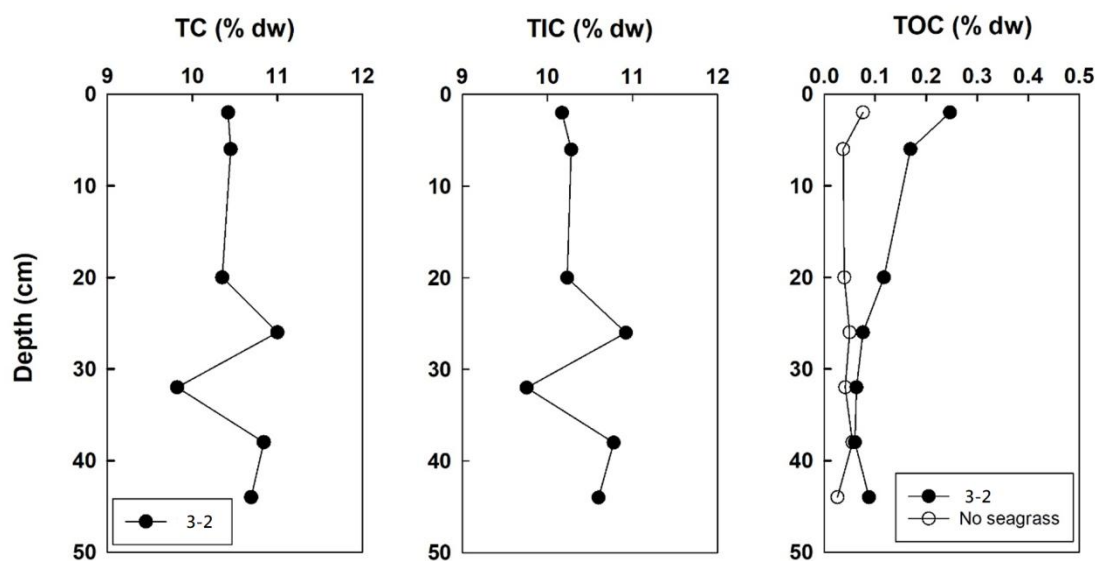


圖 20. 復育海草床測站 3-2 與裸灘 之沉積物總碳(TC %)、總無機碳(TIC %)與總有機碳(TOC %)垂直分布。

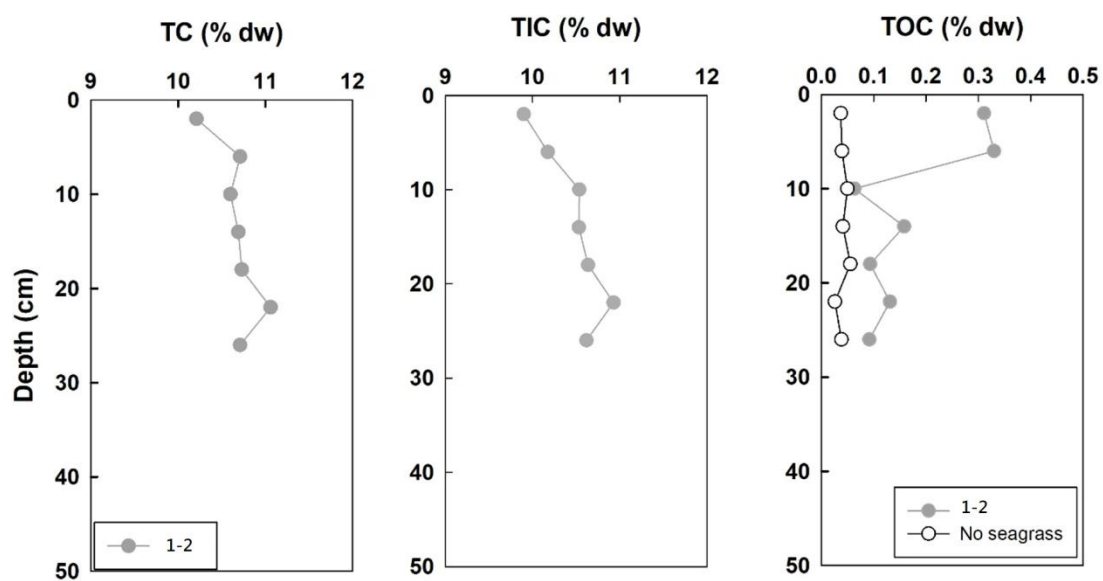


圖 21. 復育海草床測站 1-2 與裸灘 之沉積物總碳(TC %)、總無機碳(TIC %)與總有機碳(TOC %) 垂直分布。

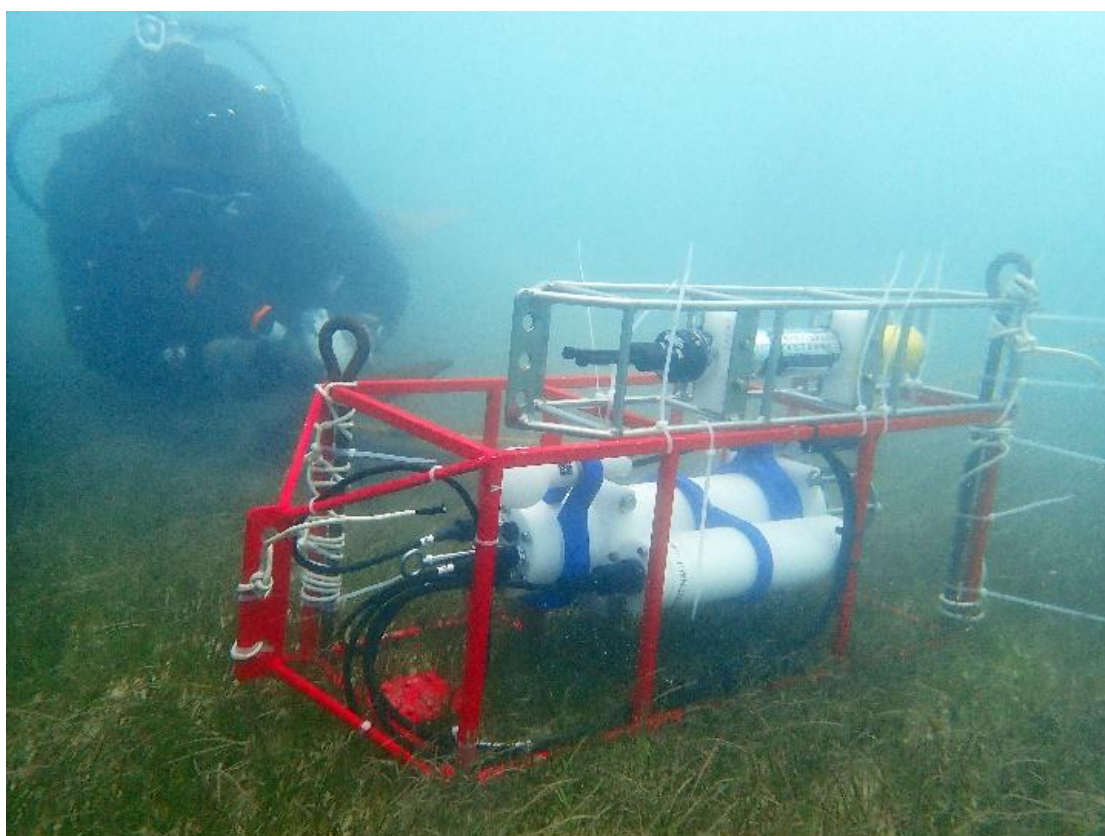


圖 22. 布放 Ocean Seven 316Plus(下)和 Pro-Oceanus Mini CO₂探針(上)來收集其水文資料

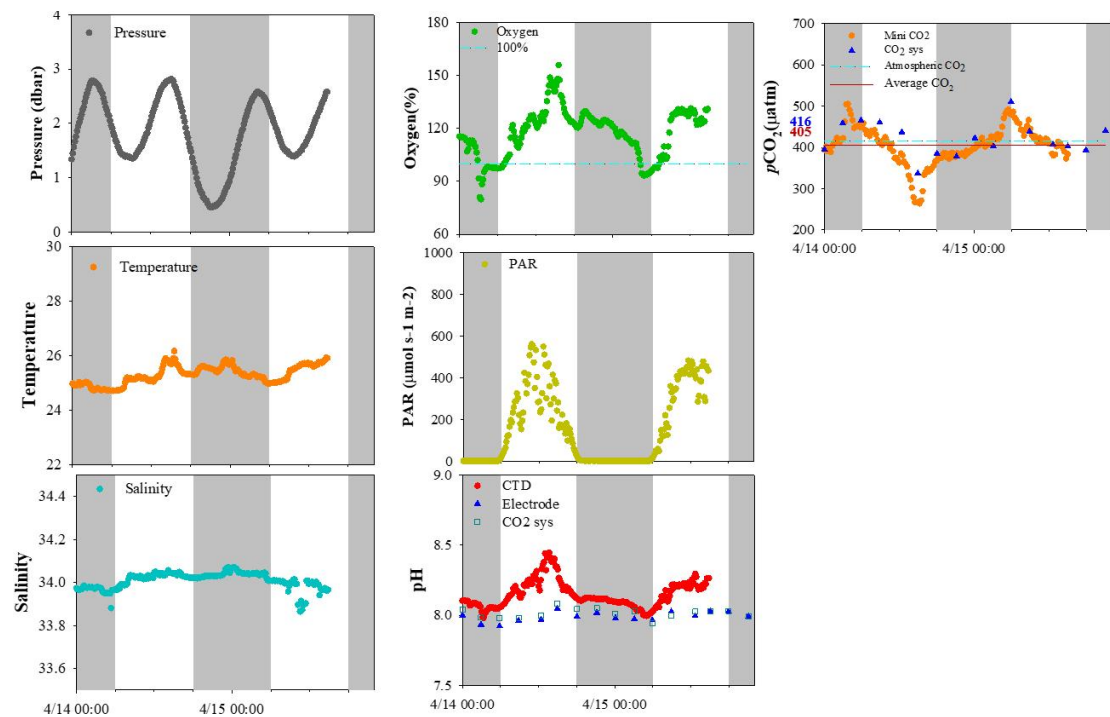


圖 23. 海草床區四月監測之水文資料

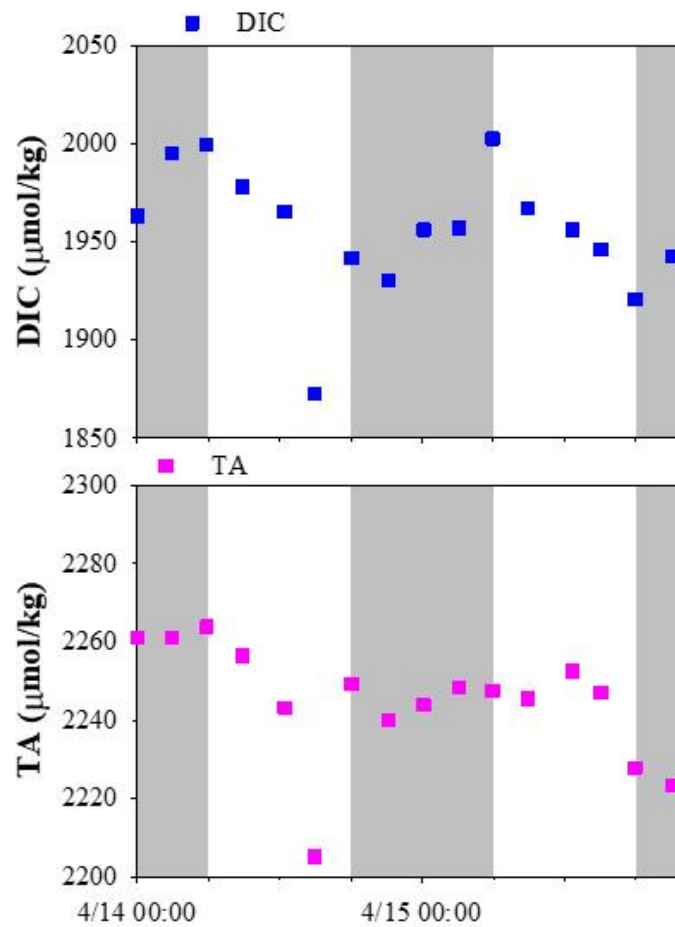


圖 24. 海草床區四月碳化學分析結果

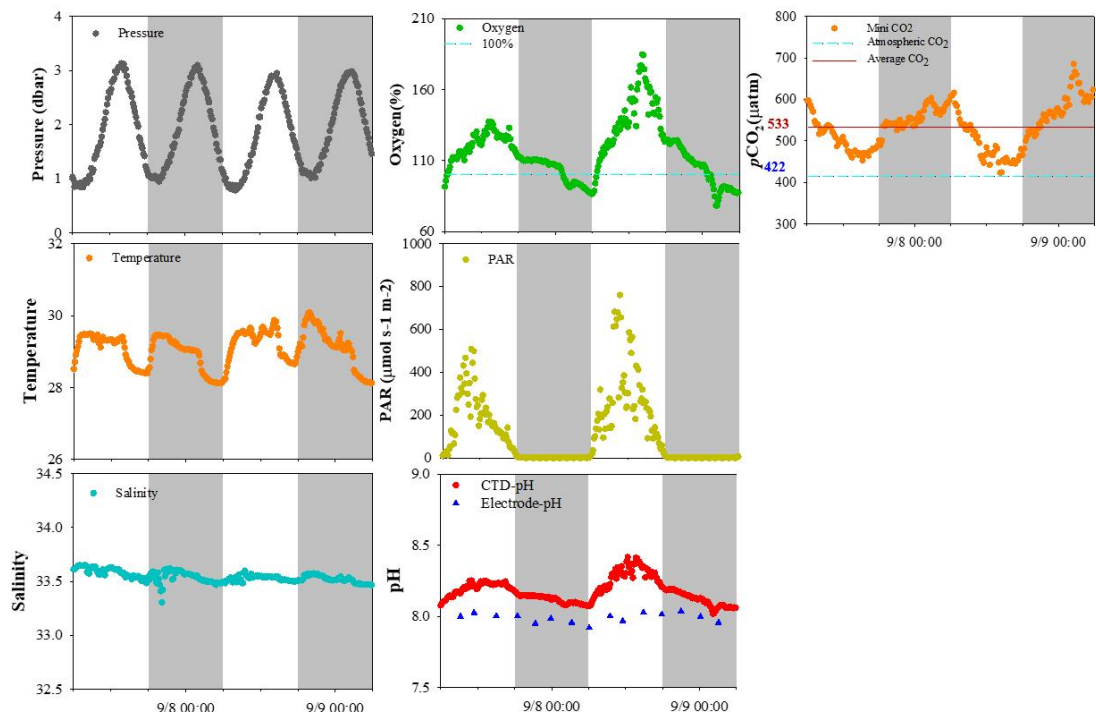


圖 25. 海草床區九月監測之水文資料

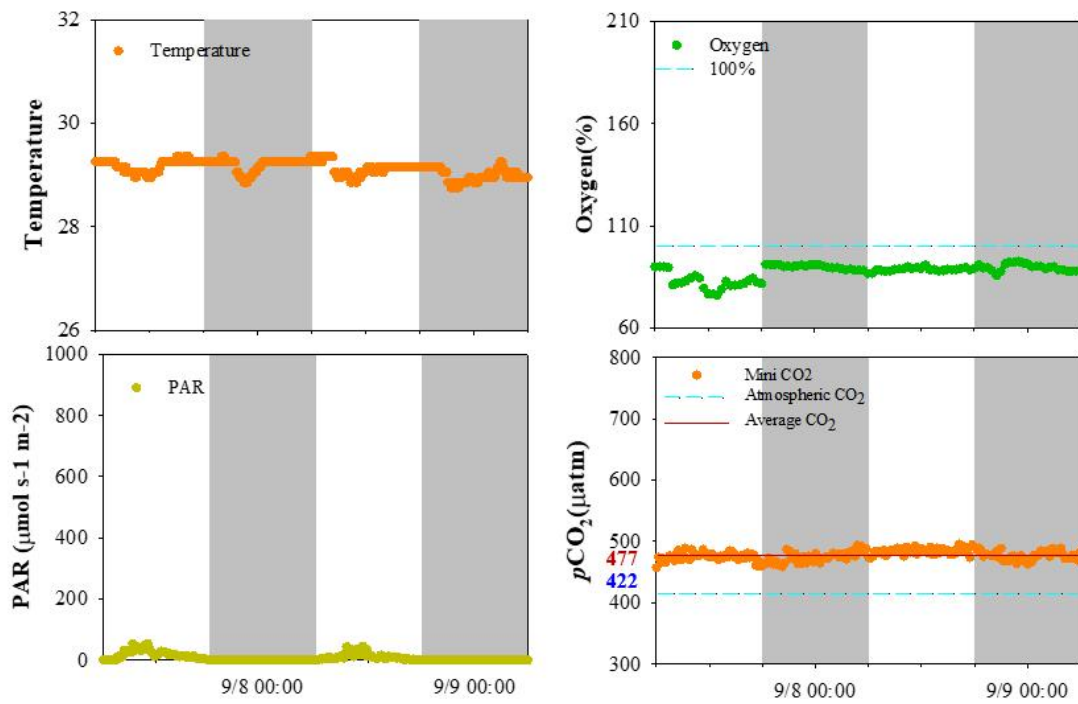


圖 26. 牡蠣養殖區監測水文資料

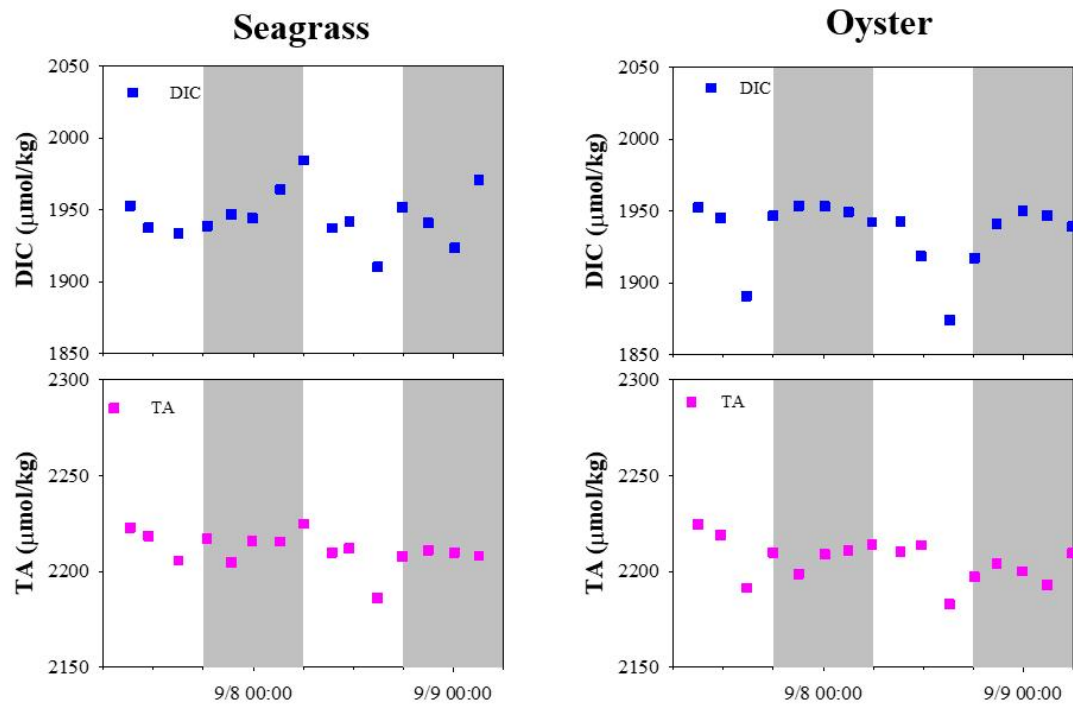


圖 27. 海草床區與牡蠣養殖區碳化學分析結果



圖 28. 通梁海草復育區海草移植作業



圖 29. 港子海草復育區地理位置圖



農業部永續司莊老達司長（右）與「中信金控」獨董（左）一起帶領參與民眾種植海草。



親子種海草活動合影



「中信金控」高麗雪總經理（右2）頒贈紀念品給港子社區發展協會理事長（左2）鎮海國中校長（右1）



「中信金控」高麗雪總經理帶領鎮海國中師生種植海草（前排左3）



雙向座談時民眾發言相當踴躍



論壇活動吸引近 200 人參與



海草復育搭配傳統產業之體驗深深吸引民眾之目光



中信證券及中信投信團隊跨海至澎湖相挺海草復育

圖 30. 「澎湖港子海草床復育」ESG 專案活動花絮

七、表

表 1 海草覆蓋度評分級數與覆蓋度算法

評分級數	覆蓋百分比(中位點)	小格數	覆蓋度
5	50-100%(75.00%)	a	75.00 a
4	25-50%(37.50%)	b	37.50 b
3	12.5-25%(18.75%)	c	18.75 c
2	6.25-12.5%(9.38%)	d	9.38 d
1	<6.25%(3.13%)	e	3.13 e
0	0%(0%)	f	0 f

表 2 海草床碳匯效益檢測項目一覽表

調查監測項目		主要工作內容	
海草 碳 儲 量 監 測	(1) 海草植物體碳匯調查	地上部生物量	
		地下部生物量	
	(2) 海草床土壤碳匯調查	總碳	 沉積物碳儲庫
		有機碳	
		無機碳	
海草床海水碳化學監測		溶解態無機碳	 亞潮帶海草床碳匯路徑  碳匯效益
		總鹼度	
		酸鹼值	
		海水CO ₂ 分壓	

表 3 通梁海草復育區 2024 年海草移植一覽表

日期	海草移植數量(株)	海草移植面積(m ²)
6/20	1,000	10
6/28	3,000	30
7/29	3,000	30
8/ 7	3,000	30
合計	10,000	100