

110 年度海漂(底)垃圾分布及 微型塑膠採樣檢測調查計畫

受託單位：財團法人工業技術研究院

計畫執行期間：110 年 2 月 8 日至 110 年 12 月 31 日

成果報告書

海洋委員會海洋保育署編印

中華民國一一〇年十二月印製

110 年度海漂(底)垃圾分布及 微型塑膠採樣檢測調查計畫

成果報告書

海洋委員會海洋保育署編印

委託單位：海洋委員會海洋保育署

執行單位：財團法人工業技術研究院

計畫主持人/協同計畫主持人：方孟德

執行人員：陳偉豪、梁又仁、許芝祺、王永立、顏寧、王志仁、梁忠凱

執行時間：民國 110 年 2 月 8 日至 110 年 12 月 31 日

中華民國一一〇年十二月印製

中英文摘要(簡要版)

一、中文計畫名稱：

110 年度海漂底垃圾分布及微型塑膠採樣檢測調查計畫

二、英文計畫名稱：

Project of monitoring ocean drift (bottom) litter and investigating microplastics
sampling and identification practice 2021.

三、計畫編號：

110-E-16

四、執行單位：

財團法人工業技術研究院

五、計畫主持人(包括共同主持人)：

方孟德

六、執行開始時間：

110/02/08

七、執行結束時間：

110/12/31

八、報告完成日期：

110/11/15

九、報告總頁數：

報告本文 338 頁(不含附件)

十、使用語文：

中文

十一、報告電子檔名稱：

110 年度海漂底垃圾計畫期末正式報告

十二、報告電子檔格式：

ODT

十三、中文摘要關鍵詞：

海洋廢棄物、海漂(底)垃圾、微型塑膠、牡蠣、拉曼分析、傅利葉轉換紅外線分析

十四、英文摘要關鍵詞：

Marine plastic pollution; Marine drift(bottom) litter; Microplastics; Oyster; Raman; FTIR

十五、中文摘要（約三百至五百字）

海洋廢棄物問題被列為聯合國永續發展指標(SDGs, Sustainable Development Goals)的重要議題之一。本計畫為解決海洋廢棄物問題，研擬相關工作事項，透過調查臺灣本島周遭海域海底垃圾及微型塑膠分布情形，以利集中資源作有效清理，並作為執行海洋廢棄物政策擬定之依據。在海漂垃圾方面，從 2019, 2020, 2021 三年調查的分析結果顯示，台灣週邊海域海漂垃圾平均密度分別為 222.7 ± 63.5 、 69.63 ± 15.30 及 52.20 ± 7.68 item/km²，平均密度有逐年下降趨勢。北部海域有較高的海漂垃圾密度，尤其是在基隆市、新北市一帶。在垃圾的組成當中以塑膠類占最多數，其次則是保麗龍類型的垃圾。本年度共完成十五處海域的海底垃圾調查，以宜蘭龜山島調查結果(38,056 件/平方公里)較高，其次為澎湖小門(平均密度 31,944 件/平方公里)，本次調查海域的海底垃圾以漁網漁具為大宗。微型塑膠調查工作部份，共完成 40 個海水和 30 個生物樣品的採樣及分析工作，海水樣品分析結果顯示微型塑膠濃度介於 0.018~1.027 個/m³ 之間，調查結果顯示的微型塑膠全年以塑膠碎片為主(36%)、其次為發泡塑膠(26%)，至於今年微型塑膠材質調查結果以 PE 為主(34%)，其次為 PP(30%)和 PS(23%)。生物微型塑膠樣品分析結果顯示，微型塑膠濃度介於 0.126~0.738 個/克(濕重)之間，微型塑膠材質以 PP(47%)最高、其次 PS(21%)和 PE(19%)。

十六、英文摘要

Marine litter has been listed as one of the major global issues in the United Nation's Sustainable Development Goals (SDGs). In order to better tackle the marine litter problem, this project has surveyed the distribution of seafloor macroplastic and microplastics in the surrounding coastal waters of Taiwan, lending a basis for more efficient cleaning efforts and future policy development. In terms of marine drift litters, the results of the three-year survey in 2019, 2020, and 2021 show that the average density of marine debris in the waters surrounding Taiwan is 222.7 ± 63.5 , 69.63 ± 15.30 , and 52.20 ± 7.68 item/km², respectively. The average density is decreasing year by year. The northern waters have a high density of floating debris, especially in the areas of Keelung City and New Taipei City. Among the composition of debris, plastics account for the largest number, followed by styrofoam type debris. In this year, fifteen locations were investigated for their seafloor plastic debris, and the density was highest at Guishan Island in Yilan (38,056 items/km²), followed by Penghu Xiaomen (31,944 items/km²). The seefloor marine litter is mainly composed of fishing nets. In the part of the microplastic survey work, a total of 40 marine water and 30 biological samples were sampled and analyzed. The analysis results of marine water samples showed that the concentration of microplastics is between 0.018~1.027/m³. The kinds of microplastics is mainly plastic fragments (36%), followed by foam (26%). As for the microplastics composition analysis, PE is dominated (34%), followed by PP (30%) and PS (23%). The analysis results of the biological microplastic samples showed that the concentration of microplastics was between 0.126~0.738 items/g (wet weight). The microplastic composition was PP (47%) the highest, followed by PS (21%) and PE (19%).

計畫成果中英文摘要(詳細版)

計畫名稱：110 年度海漂底垃圾分布及微型塑膠採樣檢測調查計畫

計畫編號：110-E-16

計畫執行單位：財團法人工業技術研究院

計畫主持人(包括共同主持人)：方孟德

計畫期程：110 年 02 月 08 日起 110 年 12 月 31 日止

計畫經費：6,200,000 元

摘要

海洋廢棄物問題被列為聯合國永續發展指標(SDGs, Sustainable Development Goals)的重要議題之一。本計畫為解決海洋廢棄物問題，研擬相關工作事項，透過調查臺灣本島周遭海域海底垃圾及微型塑膠分布情形，以利集中資源作有效清理，並作為執行海洋廢棄物政策擬定之依據。在海漂垃圾方面，從 2019, 2020, 2021 三年調查的分析結果顯示，台灣週邊海域海漂垃圾平均密度分別為 222.7 ± 63.5 、 69.63 ± 15.30 及 52.20 ± 7.68 item/km²，平均密度有逐年下降趨勢。北部海域有較高的海漂垃圾密度，尤其是在基隆市、新北市一帶。在垃圾的組成當中以塑膠類占最多數，其次則是保麗龍類型的垃圾。本年度共完成十五處海域的海底垃圾調查，以宜蘭龜山島調查結果(38,056 件/平方公里)較高，其次為澎湖小門(平均密度 31,944 件/平方公里)，本次調查海域的海底垃圾以漁網漁具為大宗。微型塑膠調查工作部份，共完成 40 個海水和 30 個生物樣品的採樣及分析工作，海水樣品分析結果顯示微型塑膠濃度介於 0.018~1.027 個/m³ 之間，調查結果顯示的微型塑膠全年以塑膠碎片為主(36%)、其次為發泡塑膠(26%)，至於今年微型塑膠材質調查結果以 PE 為主(34%)，其次為 PP(30%)和 PS(23%)。生物微型塑膠樣品分析結果顯示，微型塑膠濃度介於 0.126~0.738 個/克(濕重)之間，微型塑膠材質以 PP(47%)最高、其次 PS(21%)和 PE(19%)。

關鍵詞：海洋廢棄物、微型塑膠、牡蠣、拉曼分析、傅利葉轉換紅外線分析

Marine litter has been listed as one of the major global issues in the United Nation's Sustainable Development Goals (SDGs). In order to better tackle the marine litter problem, this project has surveyed the distribution of seafloor macroplastic and microplastics in the surrounding coastal waters of Taiwan, lending a basis for more efficient cleaning efforts and future policy development. In terms of marine drift litters, the results of the three-year survey in 2019, 2020, and 2021 show that the average density of marine debris in the waters surrounding Taiwan is 222.7 ± 63.5 , 69.63 ± 15.30 , and 52.20 ± 7.68 item/km², respectively. The average density is decreasing year by year. The northern waters have a high density of floating debris, especially in the areas of Keelung City and New Taipei City. Among the composition of debris, plastics account for the largest number, followed by styrofoam type debris. In this year, fifteen locations were investigated for their seafloor plastic debris, and the density was highest at Guishan Island in Yilan (38,056 items/km²), followed by Penghu Xiaomen (31,944 items/km²). The seafloor marine litter is mainly composed of fishing nets. In the part of the microplastic survey work, a total of 40 marine water and 30 biological samples were sampled and analyzed. The analysis results of marine water samples showed that the concentration of microplastics is between 0.018~1.027/m³. The kinds of microplastics is mainly plastic fragments (36%), followed by foam (26%). As for the microplastics composition analysis, PE is dominated (34%), followed by PP (30%) and PS (23%). The analysis results of the biological microplastic samples showed that the concentration of microplastics was between 0.126~0.738 items/g (wet weight). The microplastic composition was PP (47%) the highest, followed by PS (21%) and PE (19%).

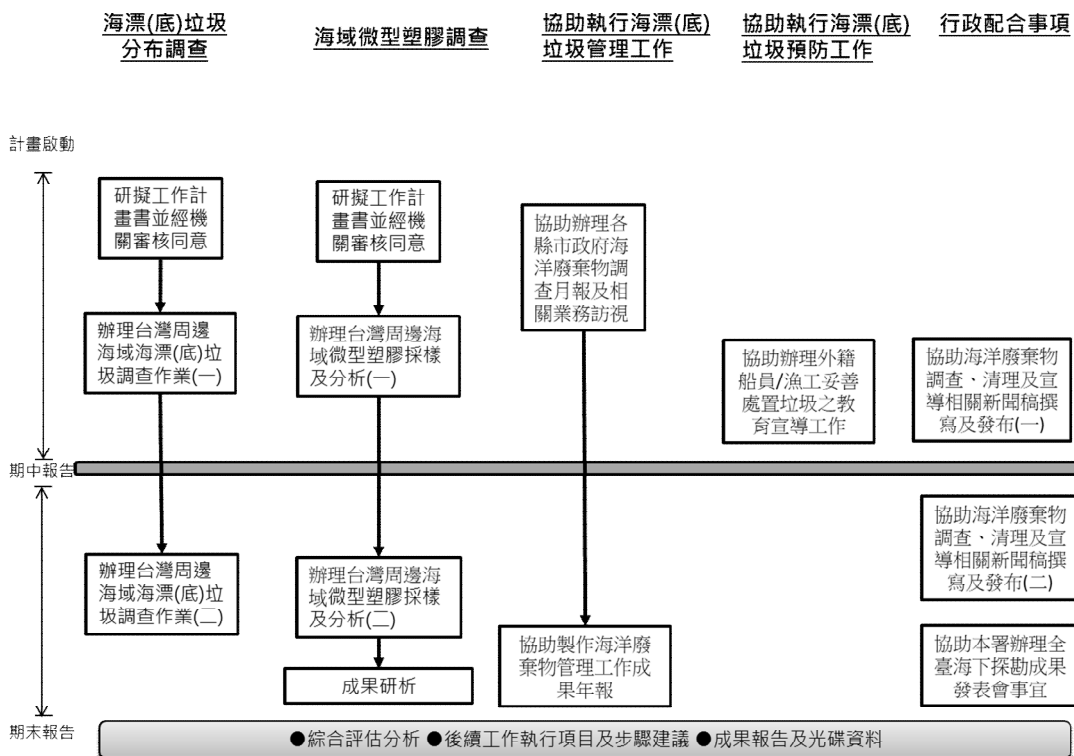
前言

海洋廢棄物問題被列為聯合國永續發展指標(SDGs, Sustainable Development Goals)的重要議題之一。由於國家發展需求及社會大眾保護海洋環境的意識，世界上相關組織已開始制定海洋垃圾和微塑膠的日常性監測方案，由於海洋廢棄物相關監測資料相對陸上環境較缺乏，而個別機構或研究單位分析調查方法具有差異，同時，聯合國環境組織(UNEA)在 2019 年為了讓會員國能取得可適當比較的監測資料以作為後續處理決策及指標設定的重要依據，因此整合國際間使用的調查、檢測方法，研擬了一些機制來選擇適當而可比較的海洋廢棄物的調查方法，特別是海洋海漂底垃圾及海中微型塑膠的調查方法等。

海洋廢棄物來源可概分為陸源及海源，超過八成以上之海洋廢棄物為陸地人為或其他活動所產生，其他來自海源之廢棄物由船舶、海洋休憩或漁業活動所產生。臺灣本土和離島受大陸沿岸流、黑潮和季風影響，成為東亞與南亞海漂物質的攔截區域，每年隨洋流漂至臺灣本島及 3 個離島縣市之垃圾量不計其數，影響海洋生態環境及各地水上遊憩活動品質。除推動國內海洋垃圾源頭減量措施外，隨洋流帶來之國外海漂物質集中區域，仍亟待提升清理效率以及民間團體協力參與清除工作。依據招標文件的要求，本計畫為解決海洋廢棄物問題，研擬相關工作事項，透過調查臺灣本島周遭海域海漂（底）垃圾分布情形，以利集中資源作有效清理，並透過蒐整國內外相關法規資料，訂定本國微型塑膠採樣檢測分析方法，針對海域環境及生物體進行微型塑膠採樣檢測分析，以期建立海洋垃圾資料庫，作為執行海洋廢棄物政策擬定之依據。

執行方法

針對本計畫之工作項目，工作流程如下圖，各項工作執行方法說明如下：



海漂(底)垃圾分布調查

為解決海洋廢棄物問題，本團隊將協助海洋保育署調查臺灣本島周遭海域海漂(底)垃圾分布情形，參考 109 年海漂底垃圾分布調查及微型塑膠採樣檢測機制建立計畫調查結果，以新北貢寮、新北瑞芳、基隆外木山、桃園觀新、新竹香山、苗栗外埔、彰化彰濱、台南台江、屏東海生館、宜蘭三仙礁、宜蘭龜山島、花蓮石梯坪、台東蘭嶼、台東綠島及澎湖小門等十五處海域，完成至少 15 趟次調查工作。海漂垃圾調查工作則針對前述調查區域，辦理海漂垃圾調查作業，記錄調查環境(船速、離海面高度、觀測海面寬度、風速、風向)、調查資訊(開始時間、開始經緯度、結束時間、結束經緯度)、垃圾項目及數量(包含塑膠類、漁業用具、保麗龍及其它類)等相關資訊，每次調查時間 15 至 30 分鐘以目視法觀測，至少完成 180 筆調查資料及彙整海保署公民科學家、巡查員等所回報成果並計算海漂垃圾密度。

海域微型塑膠採樣檢測

本團隊將參考 109 年度海漂底垃圾分布調查及微型塑膠採樣檢測機制建立計畫執行成果，研擬海域環境及生物體內微型塑膠採樣及檢測作業指引草案。本團隊將參考 109 年度海漂底垃圾分布調查及微型塑膠採樣檢測機制建立計畫調查結果，針對該年度北、中、南、東部平均濃度較高的主要河川分別納入考量，南部為高屏溪、阿公店溪，中部為烏溪，北部為淡水河，東部為和平溪等五條河川之河口海域作為調查標的，預估每個河口海域採樣 2-3 個樣品，並分乾季及雨季進行採樣，至少完成 20 個海水樣品。生物樣品亦納入前一年度調查地點包括淡水河口、台西、口湖、東石、布袋、北門、將軍、曾文溪口、七股、安平、東港溪口、四重溪口、石梯坪海域、王功、梧棲、大武、枋寮、基隆、八斗子、福隆近岸等 20 處採樣點，並依樣品取得的可行性，針對部份測站分為兩個季節進行採樣(分別為台西、口湖、東石、北門、七股、東港溪口、將軍、王功、梧棲、枋寮等 10 處)，以漁民垂釣或捕撈之經濟漁貨或開放水域中養殖牡蠣等生物體樣品，每個樣品採集至少 30 個生物體共同檢測以呈現該點次海域之代表性。

協助執行海漂(底)垃圾管理工作

本團隊將依海保署要求協助辦理各縣市政府海洋廢棄物調查內容彙整、月報及清理相關業務訪視工作，包含聯繫及安排訪視行程，並協助製作訪視記錄及相關檢查作業等(含彙整海洋廢棄物調查內容)。同時彙整各縣市環保局與海洋保育署所統計之潛海戰將與環保艦隊工作成果，以視覺化圖表或地圖之方式呈現垃圾分佈與塑膠微粒含量，編製成 80 頁全彩之成果年報。

協助執行海漂(底)垃圾預防工作

為協助執行海漂(底)垃圾預防工作，本團隊將針對境內僱用人數最多的印尼與越南漁工製作宣導文宣。我國僱用外籍船員/漁工有兩大管道，分別為依「境外僱

用非我國籍船員許可及管理辦法」的境外聘僱，與境內依就業服務法僱用，合計近三萬人。依勞動力發展署統計至 109 年底，境內僱用農林漁牧產業之移工共計 11677 人，其中以印尼人數 8451 人最多，占七成；越南 1655 人次之，菲律賓 1519 人，泰國僅 52 人。並依據先前溝通與宣導經驗，外籍漁工普遍對於宣傳單或海報接受度低，即便張貼在漁港周邊，效果仍不佳。本團隊建議可改為製作漁工在船上較常使用的日常用品，經考量常用生活用品且外籍漁工使用意願，並考量其實用性及文宣面積，本團隊經與海保署討論後建議製作魔術頭巾，印製 1000 份發放。

行政配合事項

本團隊將協助辦理本計畫成果彙整相關行政事宜，針對海底垃圾調查成果製作成照片及影片(需包含岸上整備、水下探勘等作業情形)，並拷貝 DVD 光碟提交。同時協助海保署辦理行政院「向海致敬」計畫管考、與會簡報製作、成果發表(併同下述成果發表會辦理)及其他相關事宜。協助海保署規劃辦理 1 場 (0.5 天) 次向海致敬海岸清潔維護成果發表會，依招標需知要求包含活動流程、開幕儀式、成果導覽等，並協助新聞稿撰寫及發布。

結果與討論

一、在海漂垃圾方面，本團隊從 2021 年 3-10 月共完成了 200 筆調查結果，符合合約要求期中報告至少須完成 180 筆海漂垃圾調查資料。除此之外，本計畫協助彙整海巡回報及工作站人員、巡查員或公民科學家回報資料，2019 年共取得有效資料為 225 筆，2020 年共取得有效資料則有 108 筆，2021 年加上前述本團隊調查結果共取得有效資料 279 筆。從 2019, 2020, 2021 三年調查的分析結果顯示，台灣週邊海域海漂垃圾平均密度分別為 222.7 ± 63.5 、 69.63 ± 15.30 及 $52.20 \pm 7.68 \text{ item/km}^2$ ，平均密度有逐年下降趨勢。北部海域有較高的海漂垃圾密度，尤其是在基隆市、新北市一帶，而在東部海域宜蘭縣附近也有相對較高的垃圾密度，但是從年度的比較上來看，北部海域的

垃圾密度有明顯下降的趨勢，東部海面也同樣有相同的趨勢。各季的整體密度和線性密度並無太顯著的差別，但還是以第三季和第四季較多，根據上述的分析，我們可以發現到北部海面、台灣海峽南部、東部海面顯然都會受到季節性的影響。在垃圾的組成當中以塑膠類占最多數，其次則是保麗龍類型的垃圾，根據這三年的統計發現，塑膠類的比例逐年下降，而保麗龍類型的垃圾比例逐年上升，尤其是保麗龍的垃圾數量也隨之上升，而保麗龍常被用來養蚵的浮具，要降低保麗龍造成的汙染，可能要想辦法使用其他材料代替保麗龍。

二、海底垃圾調查部份，本團隊今年度共完成新北貢寮、新北瑞芳、基隆外木山、桃園觀新、新竹香山、苗栗外埔、彰化彰濱、台南台江、屏東海生館、宜蘭三仙礁、宜蘭龜山島、花蓮石梯坪、台東蘭嶼、台東綠島及澎湖小門等 15 處地點，共 17 趟次調查，符合合約要求至少須完成 15 趟次。本次調查結果，以宜蘭龜山島發現的海底垃圾密度最大（平均密度 38,056 件/平方公里，調查面積 2,100 平方公尺發現 67 件），其次依序為澎湖小門（平均密度 31,944 件/平方公里，調查面積 2,100 平方公尺發現 60 件）。本計畫調查 15 處海域海底垃圾分類結果，調查海域的海底垃圾以漁網漁具及網繩(漁網或錨使用之繫繩)為大宗，約佔 65%，其它垃圾包括寶特瓶(5%)、輪胎、PVC 管、布袋、部份塑膠品等，研判其來源以附近的漁業作業活動為主。

三、微型塑膠調查工作部份，本團隊今年共完成 40 個海水和 30 個生物樣品的採樣及分析工作，符合合約要求至少須完成 20 個海水和 30 個生物樣品的採樣及分析工作。海水樣品分析結果顯示微型塑膠濃度介於 0.018~1.027 個/m³之間，濃度最高者為阿公店溪口在 5 m 等深線所採得樣品(1.027 個/m³)，其次則是在中洲汙水處理廠放流口所採的樣品(1.005 個/m³)，濃度最低的則是和平溪在 5 m 等深線所採得樣品(0.018 個/m³)，所有河口的平均微型塑膠

濃度為 0.291 個/m³。調查結果顯示的微型塑膠全年以塑膠碎片為主(36%)、其次為發泡塑膠(26%)，其他依序為塑膠薄膜(23%)、塑膠纖維(13%)、塑膠顆粒(2%)，至於全年微型塑膠材質調查結果以 PE 為主(34%)，其次為 PP(30%)，其他依序為 PS(23%)、Others(8%)、PA(2%)、PVC(2%)。

四、海洋微型塑膠調查方法在國際間推陳出新，如去年底 ASTM 亦公告了一份微型塑膠的分析方法，本團隊也針對此方法進行測試，發現操作難度較高、成本高且樣品回收率稍差，但是其消化效果較好，因此，可針對有機雜質含量較高的海域進行處理。

五、生物微型塑膠樣品分析結果顯示，微型塑膠濃度介於 0.126~0.738 個/克(濕重)之間，濃度最高者為在北門附近採集得的養殖牡蠣，每克大約有 0.738 個微型塑膠，包含 25% 較高比例為 PS 顆粒，或與養殖環境中保麗龍使用量有關係。本年度所測得生物微型塑膠濃度範圍與本計畫 109 年度調查結果相比，平均濃度較低，以 micro-FTIR 和 Raman 分析樣品中微型塑膠，分析結果以常見的塑膠材質而言，測得最高比例為 PP(47%)、其次 PS(21%)，依序為 PE(19%)、Others(4%)、PET(3%)、PVC(3%)及 PA(3%)。

六、海漂底垃圾管理工作部份，本團隊協助海保署掌握所編列經費交請漁業署統籌辦理「第一類及第二類漁港暫置區廢棄物處理補助計畫」之計畫進度與品質，協助海保署彙整受補助之地方政府提送 109 年及 110 年補助計畫之執行狀況，並安排受訪地點，19 縣市於 110 年 7 月 27 日至同年 9 月 17 日協助海保署訪視工作，並彙整資料提交成果報告。

七、海漂底垃圾預防工作部份，本計畫宣導對象主要為國內受聘僱外籍漁工，以目前統計受聘較多的印尼(印尼語)、菲律賓(英文)、越南(越南語)等國籍漁工，製作時同時再加上中文，本團隊已依合約要求，完成以四種不同語言製作之文宣，數量共計 1,000 份。依核之宣導計畫發放教育文宣，主要地點為

國內外籍漁工集中區域包括新北市、宜蘭縣、澎湖縣、屏東縣及高雄市等五大縣市，目前已發放完畢。

後續工作建議

- 一、部分目視海漂的調查資料因座標有誤、航速超過20節、航行距離超過20公里、觀察時間小於5分鐘，因此被判定為無效數據，從2019年至2021年總共調查870筆資料，其中有83筆無效數據約占總調查數據9.5%，建議後續可加強目視海漂調查人員訓練。
 - 二、三年的調查結果皆以北部海面密度最高，且以塑膠類垃圾占比最高(約60%以上)，建議後續通過近岸表面海流模式推測垃圾可能來源，並透過持續觀測累積資料，以了解台灣近岸海漂廢棄物的中長期變化。
 - 三、海底廢棄物調查部分，本計畫調查成果顯示，廢棄漁具的發現率較高，因此，高密度區且鄰近海洋保育區者應在排序篩選上增加權重，以此方式擬訂優先清除區域排序，並滾動式更新調整，作為清除排程規劃參考。同時，海底垃圾的調查結果以漁網漁具為大宗，研判其來源為附近的漁業活動有關。推動廢棄漁網的回收再利用，建立廢棄魚網的溯源與認證的制度，才可做到從源頭減少海底垃圾。
 - 四、本團隊整合國外操作方法如美國NOAA及日本環境省(Masura et al., 2015; Michida, Y., et al., 2020)，針對微型塑膠採樣及分析方法建議，應以方法能提供提供標準、有效和便宜的分析結果為原則，因此針對海水表面以拖網為較佳方法，樣品前處理先以5 mm過篩，去除枯枝、大型垃圾等，再以氧化法消化(生物體則以鹼消化法較佳)，之後密度分離則考量密度需求，NaCl較經濟但密度較低其它可使用ZnCl₂、NaI等。本計畫初步建立微型塑膠採樣與分析指引(初稿)，建議後續邀請專家共同研修。
 - 五、本次調查中4-7月南部的微型塑膠以發泡塑膠(保麗龍)為主，其中南部區域以鹽水溪和二仁溪的發泡塑膠佔比最多，與採樣點附近的蚵棚養殖活動相關，參考5月中自由時報新聞報導，在台江國家公園鹿耳門溪北岸到曾文溪口，延綿
-

長達約4公里的海岸線，就出現上千個大型保麗龍及碎屑，與本調查結果相符，未來推動加速保麗龍浮具的汰換，應可減少海域微型塑膠部份來源。

六、本計畫調查結果發現微型塑膠的材質主要以聚乙烯最多，聚丙烯次之。是國際間生產使用量最高的塑膠原料，在全球海洋塑膠調查中也最常見，常用於拋棄式塑膠容器和塑膠袋等等，應加強陸地上及海洋塑膠垃圾的清理回收，將有助於減少海域微型塑膠。

海洋委員會海洋保育署
110年度海漂(底)垃圾分布及微型塑膠採樣檢測調查計畫
期末報告(修正稿)

目錄

目錄	I
圖目錄	VII
表目錄	XIII
第一章 前言	1-1
1.1 計畫緣起	1-1
1.2 計畫目標	1-2
1.3 工作項目	1-3
1.4 執行成果摘要	1-5
第二章 海漂(底)垃圾分布調查結果研析	2-1
2.1 海洋廢棄物調查工作計畫書	2-1
2.2 海漂垃圾分布調查結果	2-1
2.2.1 海漂垃圾的時空分布	2-1
2.2.2 海漂垃圾的季節性分布	2-14
2.3 海漂垃圾統計分析	2-16
2.4 海漂垃圾組成	2-19
2.5 海漂垃圾漂流帶	2-26
2.6 海底垃圾調查成果	2-29
2.7 清除方案建議	2-53
第三章 海域微型塑膠採樣及檢測調查	3-1
3.1 國內專利評析	3-1

3.1.1 國內微型塑膠採樣檢測方法及相關法規.....	3-2
3.1.2 國外微型塑膠採樣檢測方法綜合性分析	3-4
3.1.3 各國微型塑膠相關管理法規.....	3-10
3.1.4 微型塑膠採樣及檢測方法的詳細比較與評估	3-12
1. 樣品前處理方法介紹	3-12
(1) 密度分離	3-13
(2) 泡沫浮懸法	3-13
(3) 磁萃取	3-15
(4) 酸消化法	3-17
(5) 鹼消化法	3-17
(6) 氧化法	3-21
(7) 酵素消化法	3-22
2. 濕式氧化法(WPO).....	3-22
3. ASTM 標準方法.....	3-27
4. 檢測方法介紹	3-33
(1) 目視鑑定	3-34
(2) 傅立葉轉換紅外線光譜儀(FTIR)	3-34
(3) 拉曼光譜(Raman)	3-37
(4) 螢光染色法	3-38
(5) 熱分析法	3-40
3.1.5 國內外海域環境及生物體內微型塑膠之採樣及檢測方法綜合評估	3-45
1. 微型塑膠採樣方法分析	3-45
2. 實驗室前處理法	3-47
3. 定性及定量分析方法	3-51

3.1.6 檢測方法選擇與討論	3-54
3.2 海域微型塑膠採樣檢測	3-55
3.2.1 採樣標的篩選方法	3-55
3.2.2 海水及生物體採樣結果	3-57
3.2.3 實驗方法驗證	3-73
1. WPO 方法測試.....	3-73
2. ASTM 方法測試.....	3-76
3. 生物樣品消化方法測試	3-78
4. 生物樣品檢測方法(螢光染色法)測試	3-80
3.2.4 本計畫實驗作業流程	3-82
1. 實驗室樣品前處理	3-82
2. 實驗室樣品定量分析	3-84
3. 拉曼光譜及 FTIR 定性分析.....	3-84
4. 拉曼分析步驟	3-85
5. FTIR 分析步驟.....	3-86
3.2.5 河口海域微型塑調查結果及分析	3-87
1. 國內河口海域微型塑膠濃度調查結果	3-87
2. 本計畫調查微型塑膠型態和材質比較	3-94
3. 本計畫調查數據統計分析	3-99
4. 本計畫年度間調查和國內外調查結果比較	3-101
3.2.6 生物體微型塑調查結果及分析	3-110
1. 本計畫生物體調查結果	3-110
2. 本計畫調查微型塑膠型態和材質比較	3-112
3.3 微型塑膠採樣與分析指引(初稿)	3-121
第四章 海漂(底)垃圾管理工作	4-1

4.1 計畫緣起.....	4-1
4.2 漁港暫置區簡介及運作現況.....	4-5
4.2.1 第一類漁港暫置區簡介及運作現況說明.....	4-5
1. 基隆市-八斗子漁港.....	4-5
2. 新竹市-新竹漁港.....	4-6
3. 臺中市-梧棲漁港.....	4-7
4. 臺南市-安平漁港.....	4-8
5. 高雄市-前鎮漁港.....	4-9
6. 屏東縣-東港鹽埔漁港.....	4-10
7. 宜蘭縣-烏石漁港.....	4-11
4.2.2 第二類漁港暫置區簡介及運作現況說明.....	4-12
1. 基隆市-長潭里漁港.....	4-12
2. 新北市-淡水第二漁港.....	4-13
3. 桃園市-竹圍漁港.....	4-14
4. 新竹縣-坡頭漁港.....	4-15
5. 新竹市-海山漁港.....	4-16
6. 苗栗縣-苑港漁港.....	4-17
7. 臺中市-松柏漁港.....	4-18
8. 彰化縣-王功漁港.....	4-19
9. 雲林縣-台西漁港.....	4-20
10. 嘉義縣-布袋漁港.....	4-21
11. 臺南市-將軍漁港.....	4-22
12. 高雄市-小港臨海新村漁港.....	4-23
13. 屏東縣-枋寮漁港.....	4-24
14. 宜蘭縣-梗枋漁港.....	4-25

15. 花蓮縣-花蓮漁港.....	4-26
16. 臺東縣-新港漁港.....	4-27
17. 澎湖縣-馬公漁港.....	4-28
18. 金門縣-新湖漁港.....	4-29
19. 連江縣-福澳漁港.....	4-30
4.3 漁港暫置區訪視成果分析	4-31
4.3.1 暫置區設置率	4-31
4.3.2 暫置區管理機制	4-31
4.3.3 暫置區開放時間	4-32
4.3.4 暫置區告示牌設置	4-32
4.3.5 二次污染防治設施設置	4-33
4.3.6 二次污染防治設施破損	4-33
4.3.7 暫置區廢棄物分類情形	4-34
4.3.8 暫置區廢棄物處理	4-35
4.3.9 環保艦隊戰將獎勵機制設置	4-36
4.3.10 建議及改善事項	4-36
4.3.11 總結	4-37
第五章 海漂(底)垃圾預防工作	5-1
5.1 前言	5-1
5.2 國內外籍漁工現況	5-1
5.3 教育文宣發放可能管道	5-4
5.4 教育文宣設計	5-6
5.5 教育文宣發放	5-8
第六章 行政配合事項	6-1
6.1 協助製作海洋廢棄物管理工作成果年報	6-1

6.2 辦理向海致敬海岸清潔維護成果發表會	6-8
第七章 結論與建議	7-1
7.1 結論	7-1
7.2 後續建議	7-4
參考文獻	R-1
附件一 海漂底垃圾分布調查及微型塑膠採樣工作計畫書	
附件二 海底垃圾調查記錄	
附件三 海漂垃圾調查記錄	

圖目錄

圖 1.1-1 常見海漂(底)垃圾及微型塑膠分布調查方式示意圖	1-1
圖 1.4-1 本計畫執行期程甘特圖	1-9
圖 2.2-1 台灣各區域海域範圍	2-6
圖 2.2-2 2021 年海漂垃圾調查空間分布圖	2-11
圖 2.2-3 各區域歷年調查資料總數分布	2-11
圖 2.3-1 不同地區及年份之密度	2-18
圖 2.3-2 不同季節之密度	2-18
圖 2.4-1 2019 年各海域範圍的海漂垃圾組成長條圖	2-20
圖 2.4-2 2020 年海域範圍的海漂垃圾組成長條圖	2-22
圖 2.4-3 2021 年海域範圍的海漂垃圾組成長條圖	2-24
圖 2.4-4 今年度本工作團隊進行海漂垃圾調查所拍攝照片。	2-25
圖 2.6-1 新北貢寮海底垃圾調查分布	2-33
圖 2.6-2 新北瑞芳海底垃圾調查分布	2-33
圖 2.6-3 基隆外木山海底垃圾調查分布	2-34
圖 2.6-4 桃園觀新海底垃圾調查分布	2-34
圖 2.6-5 新竹香山海底垃圾調查分布	2-35
圖 2.6-6 苗栗外埔海底垃圾調查分布	2-35
圖 2.6-7 彰化彰濱海底垃圾調查分布	2-36
圖 2.6-8 台南台江海底垃圾調查分布	2-36
圖 2.6-9 屏東海生館海底垃圾調查分布(1)	2-37
圖 2.6-10 屏東海生館海底垃圾調查分布(2)	2-37
圖 2.6-11 宜蘭三仙礁海底垃圾調查分布	2-38
圖 2.6-12 宜蘭龜山島海底垃圾調查分布	2-38

圖 2.6-13 花蓮石梯坪海底垃圾調查分布(1).....	2-39
圖 2.6-14 花蓮石梯坪海底垃圾調查分布(2).....	2-39
圖 2.6-15 台東蘭嶼海底垃圾調查分布.....	2-40
圖 2.6-16 台東綠島海底垃圾調查分布.....	2-40
圖 2.6-17 澎湖小門海底垃圾調查分布.....	2-41
圖 2.6-18 本計畫海底垃圾平均密度調查結果與 2020 年調查結果比較.....	2-44
圖 2.6-19 本計畫調查各類海底垃圾比例.....	2-45
圖 3.1-1 各種分離方法的占比示意圖(Nguyen et al., 2019).....	3-12
圖 3.1-2 密度分離法示意圖(Nguyen et al., 2019).....	3-13
圖 3.1-3 泡沫浮懸法工作原理示意圖(Nguyen et al., 2019).....	3-14
圖 3.1-4 磁性分離方法示意圖(Rochman et al., 2019).....	3-16
圖 3.1-5 上下圖分別為反應前後之塑膠粒子的顯微照片(Hurley et al.,2018)....	3-22
圖 3.1-6 海水樣品前處理操作流程圖.....	3-23
圖 3.1-7 過篩與沖洗樣品.....	3-25
圖 3.1-8 乾燥海水樣品.....	3-25
圖 3.1-9 濕式氧化法消化過程.....	3-26
圖 3.1-10 密度分離.....	3-27
圖 3.1-11 ASTM 方法的流程圖(ASTM D8333-20).....	3-28
圖 3.1-12 將樣品轉移至離心管中.....	3-29
圖 3.1-13 離心過程.....	3-30
圖 3.1-14 加入 Schweizer 試劑.....	3-30
圖 3.1-15 加入酵素反應.....	3-32
圖 3.1-16 各種塑膠微粒示意圖.....	3-34
圖 3.1-17 雷利散射與拉曼散射能階圖.....	3-38

圖 3.1-18 Shabaka 等人利用 DSC 對 Eastern Harbour 的塑膠量測之熱譜圖 (Shabaka et al., 2019)	3-41
圖 3.1-19 通過主動熱顯像法觀察不同種類的塑膠微粒(Kedzierski et al., 2021)	3-43
圖 3.1-20 不同聚合物和藻類的 FTIR 光譜圖(Kedzierski et al., 2021).....	3-44
圖 3.1-21 文獻中微型塑膠採樣設備及各式拖網的使用次數統計(Cutroneo et al., 2020).....	3-46
圖 3.2-1 曾文溪、鹽水溪及四重溪海域採樣作業.....	3-60
圖 3.2-2 高屏溪及東港溪出海口、大林蒲放流管口及中洲汙水處理廠放流口海域採樣作業	3-61
圖 3.2-3 阿公店溪口出海口、二仁溪口出海口、左營放流管口海域採樣作業.....	3-62
圖 3.2-4 烏溪口出海口海域採樣作業.....	3-63
圖 3.2-5 濁水溪口、北港溪口、八掌溪及急水溪口出海口海域採樣作業.....	3-64
圖 3.2-6 淡水河出海口和八里放流管排放口海域採樣作業.....	3-64
圖 3.2-7 和平溪口和秀姑巒溪口出海口海域採樣作業.....	3-65
圖 3.2-8 高屏溪及東港溪口出海口海域採樣作業.....	3-65
圖 3.2-9 阿公店溪口出海口海域採樣作業.....	3-66
圖 3.2-10 烏溪口出海口海域採樣作業.....	3-66
圖 3.2-11 淡水河口出海口海域採樣作業.....	3-67
圖 3.2-12 和平溪口出海口海域採樣作業.....	3-67
圖 3.2-13 PP, PS, PET 三種微型塑膠的標準樣品.....	3-73
圖 3.2-14 將樣品放入 90°C 的烘箱中.....	3-73
圖 3.2-15 加入 Fenton 試劑在 75°C 下反應.....	3-74
圖 3.2-16 左、右圖分別是呈現黃褐色和淡黃色的狀態.....	3-74
圖 3.2-17 密度分離靜置和萃取過程.....	3-75

圖 3.2-18 測試所用的 PP 微型塑膠顆粒樣品.....	3-76
圖 3.2-19 將樣品放入的烘箱中烘乾.....	3-76
圖 3.2-20 將 Schweizer 試劑加入離心管反應.....	3-77
圖 3.2-21 實驗所使用的牡蠣及恆溫震盪過程.....	3-78
圖 3.2-22 抽器過濾裝置及過濾後的樣品.....	3-79
圖 3.2-23 NR 染劑對樣品進行染色.....	3-80
圖 3.2-24 常見的塑膠在藍光激發下的放光行為。.....	3-81
圖 3.2-25 生物體中微型塑膠的放光行為。.....	3-81
圖 3.2-26 海水樣品前處理操作流程圖.....	3-83
圖 3.2-27 海水樣品前處理操作流程圖.....	3-83
圖 3.2-28 海水樣品定量與定性分析流程.....	3-84
圖 3.2-29 本團隊所使用 Thermo Fisher Scientific DXR2 拉曼顯微鏡(左圖)及 Bruker Lumos II 紅外顯微鏡(右圖).....	3-85
圖 3.2-30 依目視方式判斷不同微型塑膠形態分類流程.....	3-87
圖 3.2-31 本次實驗所拍攝的各種微型塑膠型態.....	3-88
圖 3.2-32 各河口(4-7 月採樣)平均濃度與各區域微型塑膠型態比例.....	3-95
圖 3.2-33 季節性調查微型塑膠濃度與型態.....	3-96
圖 3.2-34 等深線(a) 5 m (b) 15 m 各河口微型塑膠濃度。.....	3-96
圖 3.2-35 季節性調查各區域微型塑膠材質比例圖.....	3-97
圖 3.2-36 拉曼光譜驗證圖.....	3-98
圖 3.2-37 微型塑膠的平均濃度(標準偏差)在不同(a)區域和(b)水深等深線間。	3-100
圖 3.2-38 109 和 110 年度微型塑膠濃度長條圖.....	3-101
圖 3.2-39 109 和 110 年度微型塑膠濃度與型態比較.....	3-102
圖 3.2-40 本計畫微型塑膠形態分布與全球其他海域調查結果比較.....	3-109

圖 3.2-41 本計畫調查海域與全球其他海域的海洋微型塑膠材質比較.....	3-109
圖 3.2-42 各區域生物體微型塑膠材質比例圖.....	3-112
圖 3.2-43 中南部生物體微型塑膠濃度之季節性比較.....	3-113
圖 3.2-44 中南部生物體微型塑膠材質之季節性比較.....	3-113
圖 3.2-45 本次調查所拍攝的各種生物體微型塑膠型態.....	3-114
圖 3.2-46 上圖為測量樣品光譜(紅線)與下圖 PP 標準拉曼光譜(紫線).....	3-115
圖 3.2-47 上圖為測量樣品光譜(紅線)與下圖 PS 標準拉曼光譜(紫線).....	3-115
圖 3.2-48 藍線為標準 PE 的 IR 光譜與紅線的樣品.....	3-115
圖 3.2-49 微型塑膠的平均濃度(標準偏差)在不同(a)區域和(b)季節間。.....	3-117
圖 3.2-50 不同激發波長下未染色和尼羅紅染色的有機物放光情形(Para et al., 2019).....	3-118
圖 3.3-1 微型塑膠採樣與分析封面及目錄設計.....	3-121
圖 3.3-2 微型塑膠海域水體及生物體處理流程.....	3-122
圖 4.3-1 各類漁港暫置區設置率.....	4-31
圖 4.3-2 各類漁港設置專人管理情形.....	4-31
圖 4.3-3 各類漁港暫置區開放時間比較.....	4-32
圖 4.3-4 各類漁港暫置區告示牌設置情形.....	4-32
圖 4.3-5 各類漁港暫置區二次污染防制設施設置情形.....	4-33
圖 4.3-6 各類漁港暫置區二次污染防制設施破損情形.....	4-34
圖 4.3-7 各類漁港暫置區廢棄物收受情形.....	4-34
圖 4.3-8 各類漁港暫置區廢棄物處理情形.....	4-35
圖 4.3-9 各縣市環保艦隊攜回廢棄物獎勵兌換機制設置情形.....	4-36
圖 5.4-1 魔術頭中文宣設計版面.....	5-7
圖 5.4-2 魔術頭中文宣示意圖.....	5-7
圖 5.5-1 各單位教育文宣簽收單(1/2).....	5-9

圖 5.5-2 各單位教育文宣簽收單(2/2).....	5-10
圖 5.5-3 屏東縣政府協助垃圾不落海宣導及文宣發放.....	5-11
圖 5.5-4 澎湖縣政府協助垃圾不落海宣導及文宣發放.....	5-11
圖 5.5-5 宜蘭政府協助垃圾不落海宣導及文宣發放.....	5-12
圖 5.5-6 高雄漁民中心協助垃圾不落海宣導及文宣發放.....	5-13
圖 5.5-7 新北新事社會服務中心協助垃圾不落海宣導及文宣發放.....	5-13

表目錄

表 1.4-1 各項工作數量統計表.....	1-5
表 1.4-2 本計畫執行情形及實際進度說明(1/3).....	1-6
表 2.2-1 2019 年海漂垃圾調查資料來源.....	2-5
表 2.2-2 2020 年海漂垃圾調查資料來源.....	2-5
表 2.2-3 2021 年海漂垃圾調查來源.....	2-6
表 2.2-4 2019 年海漂垃圾調查結果.....	2-7
表 2.2-5 2020 年海漂垃圾調查結果.....	2-8
表 2.2-6 2021 年海漂垃圾調查結果.....	2-9
表 2.2-7 海漂垃圾年度調查結果.....	2-10
表 2.2-8 2021 年各區域平均密度、總人口數、漁業人口數.....	2-12
表 2.2-9 台灣周邊海域海漂垃圾調查結果.....	2-13
表 2.2-10 海漂垃圾季節性調查結果.....	2-15
表 2.4-1 2019 年海漂垃圾組成分類與占比.....	2-20
表 2.4-2 2020 年海漂垃圾組成分類與占比.....	2-22
表 2.4-3 2021 年海漂垃圾組成分類與占比.....	2-24
表 2.5-1 2021 年海巡回報海洋垃圾漂流帶、船舶絞網紀錄.....	2-27
表 2.5-2 公民科學家回報海洋垃圾漂流帶紀錄.....	2-28
表 2.6-1 海底垃圾調查時程.....	2-30
表 2.6-2 國際組織/研究專案關於海底垃圾的調查方式.....	2-42
表 2.6-3 本計畫海底垃圾調查成果彙整(1/6).....	2-46
表 2.6-4 國際間海底垃圾調查數據.....	2-52
表 2.7-1 本年度調查區域之建議清除排序.....	2-54
表 3.1-1 海水微型塑膠採樣方法.....	3-5

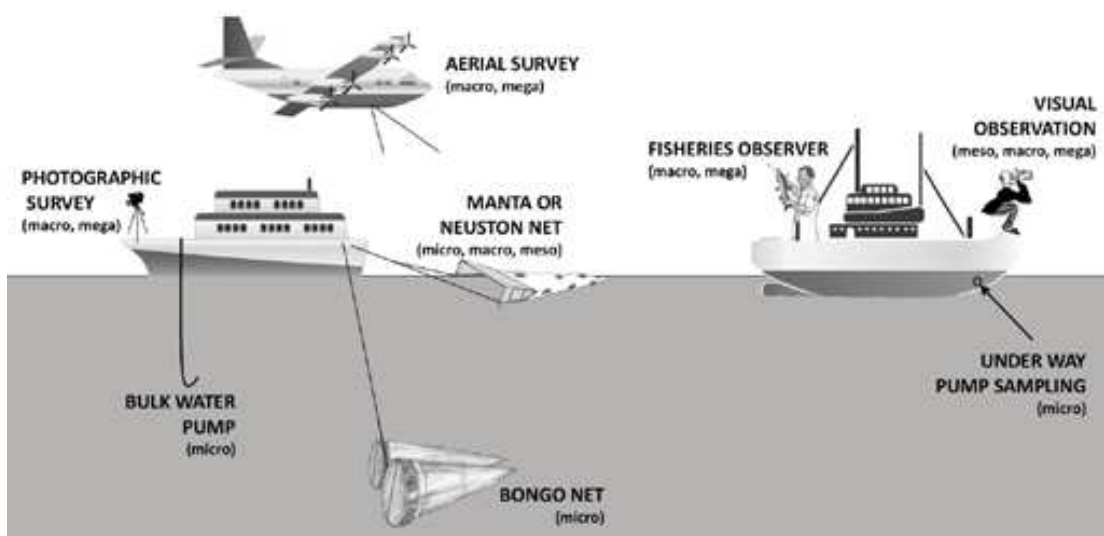
表 3.1-2 微型塑膠樣品消化方法.....	3-6
表 3.1-3 微型塑膠樣品檢測方法.....	3-7
表 3.1-4 各國微型塑膠法規.....	3-10
表 3.1-5 不同消化液在不同溫度下的消化效率(%) (Karami et al., 2017).....	3-19
表 3.1-6 統計文獻中針對牡蠣所用的消化液和塑膠濃度(Zhang et al., 2020)....	3-20
表 3.1-7 文獻中生物體消化方法及分析方法彙整.....	3-50
表 3.1-8 文獻中統計微型塑膠分析鑑識設備所應用之相關研究數量(Cutroneo et al. 2020).....	3-53
表 3.2-1 主要河川基本資料.....	3-56
表 3.2-2 4-7 月河口微型塑膠採樣紀錄.....	3-68
表 3.2-3 9-10 月河口微型塑膠採樣紀錄.....	3-70
表 3.2-4 4-7 月生物體微塑膠採樣紀錄.....	3-71
表 3.2-5 8-10 月生物體微塑膠採樣紀錄.....	3-72
表 3.2-6 WPO 實驗的回收率計算結果.....	3-75
表 3.2-7 ASTM 實驗的回收率計算結果.....	3-78
表 3.2-8 生物樣品實驗的回收率計算結果.....	3-79
表 3.2-9 本計畫 4-7 月調查各河口海域微型塑膠數量.....	3-89
表 3.2-10 本計畫 9-10 月調查各河口海域微型塑膠數量.....	3-91
表 3.2-11 本計畫調查各河口海域微採樣作業時間、臨近潮汐測站漲退潮時間及降雨量.....	3-92
表 3.2-12 本計畫調查結果與國內外其它海域調查結果比較.....	3-106
表 3.2-13 本計畫分析生物樣品微型塑膠濃度.....	3-110
表 3.2-14 本計畫分析生物樣品微型塑膠濃度結果與其他國家比較.....	3-120
表 4.1-1 已完成暫置區設置第一類漁港列表.....	4-2
表 4.1-2 109 年前第二類漁港已完成暫置區設置列表.....	4-2

表 4.1-3 110 年第二類漁港暫置區新增列表.....	4-3
表 4.3-1 各縣(市)漁港暫置區訪視評比.....	4-38
表 4.3-2 漁港暫置區清理成果(統計至 110 年 9 月 30 日).....	4-39
表 5.2-1 外籍漁工國籍分布情形.....	5-2
表 5.2-2 遠洋漁業漁戶數.....	5-2
表 5.2-3 各縣市外籍漁工人數.....	5-3
表 5.2-4 外籍漁工作業期間外居住區域.....	5-4
表 5.5-1 教育文宣發放單位、數量.....	5-8

第一章 前言

1.1 計畫緣起

海洋廢棄物問題被列為聯合國永續發展指標(SDGs, Sustainable Development Goals)的重要議題之一。由於國家發展需求及社會大眾保護海洋環境的意識，世界上相關組織已開始制定海洋垃圾和微塑膠的日常性監測方案，由於海洋廢棄物相關監測資料相對陸上環境較缺乏，而個別機構或研究單位分析調查方法具有差異，同時，聯合國環境組織(UNEA)在 2019 年為了讓會員國能取得可適當比較的監測資料以作為後續處理決策及指標設定的重要依據，因此整合國際間使用的調查、檢測方法，研擬了一些機制來選擇適當而可比較的海洋廢棄物的調查方法，特別是海洋漂底垃圾及海中微型塑膠的調查方法等(圖 1.1-1)。



(資料來源：GESAMP, 2019)

圖 1.1-1 常見海漂(底)垃圾及微型塑膠分布調查方式示意圖

海洋廢棄物來源可概分為陸源及海源，超過八成以上之海洋廢棄物為陸地人為或其他活動所產生，其他來自海源之廢棄物由船舶、海洋休憩或漁業活動所產生。臺灣本土和離島受大陸沿岸流、黑潮和季風影響，成為東亞與南亞海漂物質的攔截

區域，每年隨洋流漂至臺灣本島及 3 個離島縣市之垃圾量不計其數，影響海洋生態環境及各地水上遊憩活動品質。除推動國內海洋垃圾源頭減量措施外，隨洋流帶來之國外海漂物質集中區域，仍亟待提升清理效率以及民間團體協力參與清除工作。依據招標文件的要求，本計畫為解決海洋廢棄物問題，研擬相關工作事項，透過調查臺灣本島周遭海域海漂(底)垃圾分布情形，以及海水及生物體進行微型塑膠採樣檢測分析，以期建立海洋垃圾資料庫，作為執行海洋廢棄物政策擬定之依據。

1.2 計畫目標

依據本計畫評選須知內容，本計畫總目標如下：

- 一、調查臺灣本島周遭海域海漂(底)垃圾分布，以利集中資源有效清理
- 二、檢測分析國內海域環境及生物體中微型塑膠含量，以掌握分析狀況
- 三、彙整前述相關資料，以協助海保署管理及預防海洋廢棄物相關工作

1.3 工作項目

本計畫工作內容為：

<p>一、海漂(底)垃圾分布調查</p>	<p>(一) 調查範圍及次數</p> <p>針對臺灣本島北、中、南、東部及離島周邊海域(海洋保護區及野生動物重要棲息環境區域，以掌握當地海底覆網及垃圾熱區以及海域環境及深度可行調查為主)，辦理海底垃圾調查探勘作業至少選擇 5 個區域 15 趟次，探勘總長度需至少達到 12,000 公尺。</p> <p>針對前述調查區域，辦理海漂垃圾調查作業，記錄調查環境(船速、離海面高度、觀測海面寬度、風速、風向)、調查資訊(開始時間、開始經緯度、結束時間、結束經緯度)、垃圾項目及數量(包含塑膠類、漁業用具、保麗龍及其它類)等相關資訊，每次調查時間 15 至 30 分鐘以目視法觀測，至少完成 180 筆調查資料及彙整海保署公民科學家、巡查員等所回報成果並計算海漂垃圾密度。</p> <p>(二) 調查方法</p> <p>依海域環境及深度、法令及技術限制規劃個別適用之探勘調查方法及機具設備(如利用拖網調查、潛水人員、聲納、空照、水下攝影機、水下無人載具等)。</p> <p>(三) 調查頻率</p> <p>分別於臺灣本島北、中、南、東部及離島周邊海域各別進行 1 次(含)以上調查。</p> <p>(四) 分布調查結果研析</p> <p>建置臺灣本島北、中、南、東部及離島周邊海域海漂底垃圾種類(須合宜分類等)、分布位置(GPS 定位座標)、密度等基本調查資料，並分析海底垃圾組成之空間分布及季節性變化，及建立海漂垃圾相關基礎數據資料以掌握海漂廢棄物污染熱點。</p>
<p>二、海域微型塑膠採樣檢測</p>	<p>(一) 協助檢視本計畫109年度成果中，所研擬國內海域環境及生物體內微型塑膠之採樣及檢測方式的共通性原則建議，並結合該建議研擬作業規範或指引。</p> <p>(二) 選擇臺灣本島北、中、南、東部主要河川出海口周邊海域進行海水中及生物體(如牡蠣或其他物種)中微型塑膠樣品採樣及檢測，總計預估採樣分析20個海水樣品及30組海域生物體樣品(1組樣品請採集至少30個生物</p>

	<p>體共同檢測以呈現該點次海域之代表性)，採樣規劃配合工作項目一之鄰近區域，以初步了解其可能之相關性。</p> <p>(三) 前述樣品選擇具代表性，至少10個樣品以紅外光譜或拉曼光譜分析進行微型塑膠樣品定性分析。</p>
三、協助執行海漂(底)垃圾管理工作	<p>(一) 協助辦理各縣市政府海洋廢棄物調查內容彙整、月報及清理相關業務訪視工作，包含聯繫及安排訪視行程，並協助製作訪視記錄及相關檢查作業等(含彙整海洋廢棄物調查內容)。</p> <p>(二) 協助製作海洋廢棄物管理工作成果年報，內容需包含海底垃圾分佈、海漂垃圾分佈、海水及生物塑膠微粒含量、潛海戰將、環保艦隊等相關工作成果年度調查統計等。成果年報需為全彩，並至少以100磅畫刊紙印製至少80頁100份。</p>
四、協助執行海漂(底)垃圾預防工作	<p>(一) 協助辦理外籍船員/漁工妥善處置垃圾之教育宣導工作。針對印尼籍、菲律賓籍、越南籍等船員/漁工製作宣導文宣(須至少擇2種語言，其中一種為英文)，印製總數不得少於1,000份，並發放給相關外籍船員/漁工，以教育外籍船員/漁工垃圾分類收集及陸上處置觀念。</p>
五、行政配合事項	<p>(一) 海漂(底)垃圾調查成果應製作成照片及影片(需包含岸上整備、水下探勘等作業情形)，並拷貝DVD光碟提交。</p> <p>(二) 協助辦理行政院「向海致敬」計畫管考、與會簡報製作及其他相關事宜，並辦理成果發表會，邀請產官學界及各式媒體參與，辦理項目及活動節目包含活動流程、開幕儀式、成果導覽等，並協助新聞稿撰寫及發布。會場硬體須包含至少0.5天的投放螢幕、音響及麥克風租用，椅子動線及安排。並提供專業執行人力包含現場場控、主持人、接待及指引工作人員等，與安排專業攝錄影師。協助寄送活動邀請卡，並依活動需求製作相關識別證、現場動線指示牌及活動紀念照片沖洗等。</p> <p>(三) 協助海洋廢棄物調查、清理及宣導相關新聞稿撰寫及發布作業。</p> <p>(四) 採樣期間海保署得派員參與採樣行程。</p>

1.4 執行成果摘要

本計畫各項工作執行數量統計如表 1.4-1，執行情形及實際進度說明如表 1.4-2，執行期程甘特圖如圖 1.4-1。

表 1.4-1 各項工作數量統計表

項次	工作項目名稱	單位	契約數量	實際完成數量
一	海漂(底)垃圾分布調查			
1	辦理海底垃圾調查探勘作業至少選擇 5 個區域	區域	5	15
2	辦理海底垃圾調查探勘作業至少 15 趟次	趟次	15	17
3	探勘總長度需至少達到 12,000 公尺	公尺	12,000	14300
4	辦理海漂垃圾調查作業	筆	180	200
二	海域微型塑膠採樣檢測			
1	研擬作業規範或指引	式	1	1
2	採樣分析 20 個海水樣品	個	20	40
3	採樣分析 30 組海域生物體樣品	組	30	30
4	至少 10 個樣品以紅外光譜或拉曼光譜分析進行微型塑膠樣品定性分析	個	10	57
三	協助執行海漂(底)垃圾管理工作			
1	製作海洋廢棄物管理工作成果年報	份	100	100
四	協助執行海漂(底)垃圾預防工作			
1	印製印尼籍、菲律賓籍、越南籍等船員/漁工製作宣導文宣(須至少擇 2 種語言，其中一種為英文)，印製總數不得少於 1,000 份	份	1000	1000
五	行政配合事項			
1	海漂(底)垃圾調查成果 DVD 光碟	份	1	1
2	辦理成果發表會	次	1	1

表 1.4-2 本計畫執行情形及實際進度說明(1/3)

工作項目	執行情形	實際進度					
		差異分析			落後原因	困難檢討對策	預計改善完成日期
		符合	落後	超前			
一、海漂(底)垃圾分布調查	<p>在海漂垃圾方面，本團隊從2021年3-10月共完成了200筆調查結果。除此之外，本計畫協助彙整海巡回報及工作站人員、巡查員或公民科學家回報資料，2019年共取得有效資料為225筆，2020年共取得有效資料則有108筆，2021年加上前述本團隊調查結果共取得有效資料454筆。從2019, 2020, 2021三年調查的分析結果顯示，台灣週邊海域海漂垃圾平均密度分別為222.7 ± 63.5、69.63 ± 15.30及52.20 ± 7.68 item/km²，平均密度有逐年下降趨勢。北部海域有較高的海漂垃圾密度，尤其是在基隆市、新北市一帶，而在東部海域宜蘭縣附近也有相對較高的垃圾密度。各季的整體密度和線性密度以第三季和第四季較多。在垃圾的組成當中以塑膠類占最多數，其次則是保麗龍類型的垃圾，根據這三年的統計發現，塑膠類的比例逐年下降，而保麗龍類型的垃圾比例逐年上升。</p> <p>海底垃圾調查部份，本團隊共完成新北貢寮、新北瑞芳、基隆外木山、桃園觀新、新竹香山、苗栗外埔、彰化彰濱、台南台江、屏東海生館、宜蘭三仙礁、宜蘭龜山島、花蓮石梯坪、台東蘭嶼、台東綠島及澎湖小門、等十五處海域的海底垃圾調查，探勘作業共計 17 趟次，符合合約要求至少須完成 15 趟次。本次調查結果，以宜蘭龜山島發現的海底垃圾密度最大（平均密度 38,056 件/平方公里，調查面積 2,100 平方公尺發現 67 件），其次為澎湖小門（平均密度 31,944 件/平方公里，調查面積 2,100 平方公尺發現 60 件）。本計畫調查 15 處海域海底垃圾分類結果，調查海域的海底垃圾以漁網漁具及網繩(漁網或錨使用之繫繩)為大宗，約佔 65%，其它垃圾包括寶特瓶(5%)、輪胎、PVC 管、布袋、部份塑膠品等，研判其來源以附近的漁業作業活動為主。</p>	●	-	-	-	-	-

註：●表示完成全部工作； ○表示完成部份工作； - 表示尚未完成或無相關事項

表 1.4-2 本計畫執行情形及實際進度說明(2/3)

工作項目	執行情形	實際進度					
		差異分析			落後原因	困難檢討對策	預計改善完成日期
		符合	落後	超前			
二、海域微型塑膠採樣檢測	<p>微型塑膠調查工作部份，本團隊至 110 年 10 月 30 日止，共完成 40 個海水和 30 個生物樣品的採樣及分析工作，符合合約要求須完成 20 個海水樣品和 30 個生物樣品分析工作。海水樣品分析結果顯示微型塑膠濃度介於 0.018~1.027 個/m³ 之間，濃度最高者為阿公店溪口在 5m 等深線所採得樣品(1.027 個/m³)，其次則是在中洲汙水處理廠放流口所採的樣品(1.005 個/m³)，濃度最低的則是和平溪在 5m 等深線所採得樣品(0.018 個/m³)，所有河口的平均微型塑膠濃度為 0.291 個/m³。調查結果顯示的微型塑膠以塑膠碎片為主(36%)、其次為發泡塑膠(26%)，其他依序為塑膠薄膜(23%)、塑膠纖維(13%)、塑膠顆粒(2%)，至於微型塑膠材質調查結果以 PE 為主(34%)，其次為 PP(30%)，其他依序為 PS(23%)、Others(8%)、PA(2%)、PVC(2%)。</p> <p>生物微型塑膠樣品分析結果顯示，微型塑膠濃度介於 0.126~0.738 個/克(濕重)之間，濃度最高者為在北門附近採集得的養殖牡蠣，每克大約有 0.738 個微型塑膠，包含 25% 較高比例為 PS 顆粒，或與養殖環境中保麗龍使用量有關係。本年度所測得生物微型塑膠濃度範圍與本計畫 109 年度調查結果相比，平均濃度較低，以 micro-FTIR 和 Raman 分析樣品中微型塑膠，分析結果以常見的塑膠材質而言，測得最高比例為 PP(47%)、其次 PS(21%)，依序為 PE(19%)、Others(4%)、PET(3%)、PVC(3%)及 PA(3%)。</p>	●	-	-	-	-	-

註：●表示完成全部工作； ○表示完成部份工作； - 表示尚未完成或無相關事項

表 1.4-2 本計畫執行情形及實際進度說明(3/3)

工作項目	執行情形	實際進度					
		差異分析			落後 原因	困難檢 討對策	預計改善 完成日期
		符合	落後	超前			
三、協助執行海漂(底)垃圾管理工作	海漂底垃圾管理工作部份，本團隊協助海保署掌握所編列經費交請漁業署統籌辦理「第一類及第二類漁港暫置區廢棄物處理補助計畫」之計畫進度與品質，協助海保署彙整受補助之地方政府提送 109 年及 110 年補助計畫之執行狀況，並安排受訪地點，19 縣市於 110 年 7 月 27 日至同年 9 月 17 日協助海保署訪視工作，並彙整資料提交成果報告。 本團隊彙整各縣市環保局與海洋保育署所統計之潛海戰將與環保艦隊工作成果，以視覺化圖表或地圖之方式呈現垃圾分佈與塑膠微粒含量，編製成 80 頁全彩之成果年報，依署內意見修訂核可後完成 100 份全彩印刷冊。	●	-	-	-	-	-
四、協助執行海漂(底)垃圾預防工作	海漂底垃圾預防工作部份，本計畫宣導對象主要為國內受聘僱外籍漁工，以目前統計受聘較多的印尼(印尼語)、菲律賓(英文)、越南(越南語)等國籍漁工，製作時同時再加上中文，本團隊已依合約要求，完成以四種不同語言製作之文宣，數量共計 1,000 份。依核之宣導計畫發放教育文宣，主要地點為國內外籍漁工集中區域包括新北市、宜蘭縣、澎湖縣、屏東縣及高雄市等五大縣市，目前已發放完畢。	●	-	-	-	-	-
五、行政配合事項	本計畫工作團隊完成於 110 年 11 月 30 日辦理 1 場 (0.5 天) 次海洋保育署向海致敬海岸清潔維護計畫成果發表會，辦理地點為台北集思台大會議中心柏拉圖廳。	●	-	-	-	-	-

註：●表示完成全部工作； ○表示完成部份工作； - 表示尚未完成或無相關事項



圖 1.4-1 本計畫執行期程甘特圖

第二章 海漂(底)垃圾分布調查結果研析

2.1 海洋廢棄物調查工作計畫書

本計畫依招標需知規範於決標次日(110年2月9日)起30日內提出工作計畫書送請海保署審查(附件一)，內容包含調查整體作業規劃、標準作業流程、作業地點、作業次數評估、參與人員與數量、使用機具設備種類及型號，經海保署同意後展開調查工作(提送公文：3/8工研能字第1100003806號函；同意公文：3/26海保環字第1100002671號)。

2.2 海漂垃圾分布調查結果

2.2.1 海漂垃圾的時空分布

本次海漂調查主要是採用目視法進行海漂垃圾調查，近年海漂垃圾的調查資料來源如表 2.2-1~2.2-3 所示，其中 2019 年的海漂垃圾資料(表 2.2-1)調查主要來自於海巡回報和工作站人員、巡查員或公民科學家的回報，海巡回報的資料中調查海域包含：高雄、台東、新北、宜蘭、台中、澎湖，回報的資料數量有 38 筆，然而其中有 4 筆因為座標有誤、航速超過 20 節、航行距離超過 20 公里、觀察時間小於 5 分鐘，因此被判定為無效數據。而工作站人員或公民科學家回報的資料中調查的海域則包含：宜蘭、花蓮、台東、馬祖、高雄、台南、基隆、新北、金門、嘉義、澎湖、苗栗，所回報的資料總計有 204 筆，其中有 13 筆為無效數據，因為座標有誤、航行時間小於 5 分鐘、航行距離超過 20 公里、航速超過 20 節等相關原因，因此，總計 2019 年的有效資料為 225 筆。

將台灣附近的海域區分成八大海域範圍，分別是北部海面、台灣海峽北部、台灣海峽南部、東北部海面、東部海面、東南部海面、巴士海峽、東沙島海面，如圖 2.2-1 所示，我們將調查回報的資料區分成此八個海域進行分析，2019 年海漂垃圾調查的結果如表 2.2-4 所示，有效數據的資料中以東部海面的 101 筆資料

為最多，再來是台灣海峽北部和北部海面次之，而巴士海峽和東南部海面的資料則較少，僅有 5 筆數據，至於東北部海面和東沙島海面在 2019 年尚未有回報的資料可以進行分析。2019 年所回報的總調查時間約為 4631 分鐘，總調查距離則為 1074.23 公里，在這當中可以發現以北部海面目擊垃圾的機率最高(95.7%)，以台灣海峽南部(70%)為次之，而最低的則是東南部海面(20%)，至於整體的目擊機率則約為 61.3%，用密度或線性密度表示每個海域在每平方公里或每公里下有多少件垃圾。而垃圾的種類主要以塑膠為主，總體塑膠比例高達 78%，幾乎各大海域的塑膠比例都超過 50%，至於漁業廢棄物在台灣海峽北部和台灣海峽南部占有較多的比例，而保麗龍也是在北部海面和台灣海峽南部和北部有較多的占比，其他的廢棄物整體也有近 9%的比例，而在這 225 次的調查中總計發現了 1,333 件廢棄物。

而在 2020 年所回報的資料(表 2.2-2)中有 48 筆來自於海巡回報，調查地點包含：高雄、雲林、屏東、嘉義、台南、新北，其中兩筆因航速超過 20 節、航行距離大於 20 公里判定為無效數據，另外有 71 筆來自於工作站人員、巡查員或公民科學家回報，調查地點包含：宜蘭、花蓮、台東、馬祖、高雄、台南、基隆、新北、金門、嘉義、澎湖、苗栗，其中 9 筆因觀察時間小於 5 分鐘、觀察時間大於 90 分鐘，航行距離大於 20 公里，航速超過 20 節判定為無效數據，總計回報的資料有 119 筆，有效數據則有 108 筆資料。

2020 年海漂垃圾調查結果如表 2.2-5 所示，總計 108 筆有效數據中，總調查時間約為 2540 分鐘，總調查長度為 506.98 公里，所有海域當中以北部海面目擊垃圾的機率(82.1%)最高，而東部海面的 47.6%則為次之，整體目擊的垃圾的機率則約為 48.1%，相比去年有下降的趨勢，同時整體密度也由去年的 222.7 ± 63.5 item/km² 降至 69.63 ± 15.30 item/km²，線性密度從 3.87 ± 0.92 item/km 降至 1.30 ± 0.27 item/km，此外，垃圾的分布仍然是以塑膠居多，整體的塑膠比例仍高達

67%，但相較於 2019 年而言，保麗龍的比例有略為上升，尤其在台灣海峽北部保麗龍類型的垃圾占了大多數，而整體保麗龍的比例也從 2019 年的 9% 變成 19%，但多數保麗龍的來源還是與養殖漁業相關，尤其在台灣海峽北部範圍裡的區域範圍養殖漁業活動非常頻率，總計在 108 筆有效數據中，總共發現了 348 件垃圾，塑膠類型的垃圾有 235 件占大多數，其次則為保麗龍的 65 件，仍有少數的漁業垃圾和其他類型垃圾。

表 2.2-3 統計了 2021 年度(1~10 月)的調查資料來源，其中有 200 筆為本工作團隊所執行的調查結果，調查地點包含：雲林、新北、屏東、宜蘭、彰化、澎湖、台中、桃園、花蓮、高雄、台東、新竹。此外，另有 41 筆資料來自於海巡回報，調查地點包含：高雄、雲林、屏東、嘉義，但當中有 4 筆因距離小於 0.1 公里、航行距離大於 20 公里或航速超過 20 節而判定為無效數據，而工作站人員、巡查員或公民科學家的回報資料總計有 268 筆，調查地點包含：宜蘭、花蓮、台東、馬祖、高雄、台南、基隆、新北、金門、嘉義、澎湖、苗栗，其中有 51 筆因觀察時間小於 5 分鐘，航行距離超過 20 公里或航速超過 20 節判定為無效數據，2021 年度到目前為止總計有 509 筆資料，有效數據則有 454 筆。

2021 年海漂垃圾調查結果如表 2.2-6 所示，截至 10 月底為止有 454 筆有效數據，總調查時間約為 9,545 分鐘，總調查長度為 2,206.2 公里，其中以台灣海峽北部的 200 筆資料為最多，接著則是北部海面的 117 筆資料，至於巴士海峽和東沙島海面則只有少數幾筆調查結果，至於目前整體的目擊垃圾機率則為 49.6%，與 2020 年的結果相近，相比 2019 年則有明顯下降的情況，同樣以北部海面目擊到垃圾的機率最高(59.0%)，三年來調查的結果皆是以北部海面目擊到垃圾的機率最高，再來則是以台灣海峽北部的 54.5% 次之，而台灣海峽南部和東北部海面則僅有接近 10% 的垃圾目擊機率。至於本年度的密度和線性密度都有比 2020 年度調查的結果再略為下降分別是 52.2 ± 7.68 item/km² 和 1.17 ± 0.18 item/km，垃

圾密度和線性密度的值從 2019 年到 2021 年 10 月底有持續下降的趨勢，至於垃圾種類雖然仍以塑膠類為主，但是比例相較於前兩年有慢慢下降，而保麗龍的比例有在慢慢上升的趨勢，相比於 2020 年保麗龍占比最高的海域為台灣海峽北部，在 2021 年東部海面 and 東南部海面也有相對高的保麗龍占比，而台灣海峽北部的占比仍然在相對高的位置，在 200 筆數據中總計發現了 434 件垃圾，其中有 206 件屬於塑膠垃圾，132 件為保麗龍類型垃圾，由此處發現，相較於 2019 年而言，觀察到垃圾的總數明顯下降，尤其以塑膠類最為明顯，而保麗龍的垃圾數量卻是逐年提升。

將 2021 年所有數據的海漂垃圾密度以熱力圖方式表示如圖 2.2-2 所示，從調查結果中顯示北部海域，特別是新北、基隆海域有最高的海漂垃圾密度，再來是台灣海峽北部的垃圾密度也相對很高，密度相對高點的位置在台南和中部沿海附近，而台灣海峽南部則是以高屏溪附近海域有相對高的垃圾密度，至於東南部則是在台東外海上有相對較高的海漂垃圾密度，其餘離台灣較遠的東北部、東沙、巴士海峽，垃圾的密度相對於本島沿岸低很多。

將各縣市調查密度、總人口數、漁業人口數彙整如表 2.2-8 所示，由表中發現新北市密度較高，同時其漁業人口數也較多，但並非密度高的地區，總人口數或漁業人口數也相對高，因此，難以從兩者之間與平均密度發現密切的關聯。

表 2.2-1 2019 年海漂垃圾調查資料來源

資料來源	調查海域	資料數量	備註
海巡回報	高雄、台東、新北、宜蘭、台中、澎湖、	38	(4 筆無效) 座標有誤 航速超過 20 節 航行距離>20km 觀察時間<5min
工作站人員、 巡查員或公民 科學家回報	宜蘭、花蓮、台東、馬祖、高雄、台南、基隆、新北、金門、嘉義、澎湖、苗栗	204	(13 筆無效) 座標有誤 觀察時間<5min 航行距離>20km 航速超過 20 節
	合計	總資料數 242 有效資料 225	

表 2.2-2 2020 年海漂垃圾調查資料來源

資料來源	調查海域	資料數量	備註
海巡回報	高雄、雲林、屏東、嘉義、台南、新北	48	(2 筆無效) 航速超過 20 節 航行距離>20km
工作站人員、 巡查員或公民 科學家回報	宜蘭、花蓮、台東、馬祖、高雄、台南、基隆、新北、金門、嘉義、澎湖、苗栗	71	(9 筆無效) 觀察時間>9min 觀察時間<5min 航行距離>20km 航速超過 20 節
	合計	總資料數 119 有效資料 108	

表 2.2-3 2021 年海漂垃圾調查來源

資料來源	調查海域	資料數量	備註
本計畫執行成果	雲林、新北、屏東、宜蘭、彰化、澎湖、台中、桃園、花蓮、高雄、台東、新竹	200 (~2021/10/20)	
海巡回報	高雄、雲林、屏東、嘉義	41 (~2021/10/2)	(4 筆無效) 距離<0.1km 航行距離>20km 航速超過 20 節
工作站人員、巡查員或公民科學家回報	宜蘭、花蓮、台東、馬祖、高雄、台南、基隆、新北、金門、嘉義、澎湖、苗栗	268 (~2021/9/16)	(51 筆無效) 觀察時間<5min 航行距離>20km 航速超過 20 節
	合計	總資料數 509 有效資料 454	

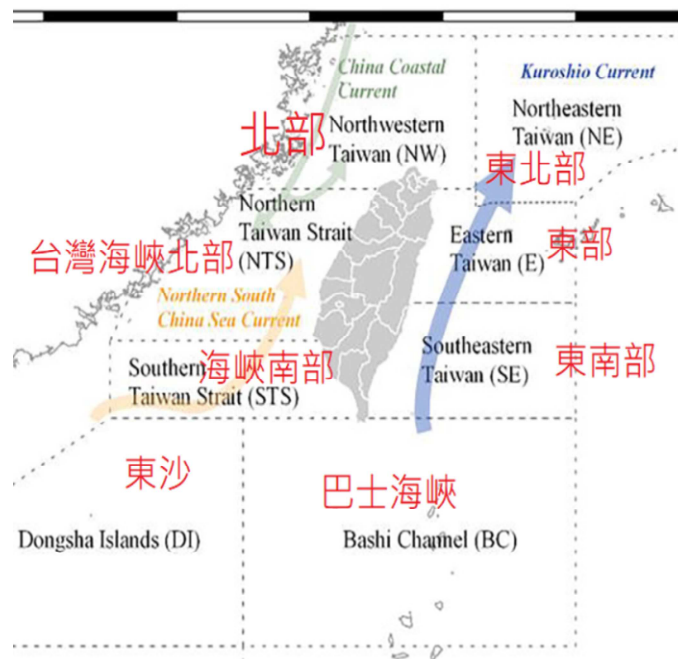


圖 2.2-1 台灣各區域海域範圍

表 2.2-4 2019 年海漂垃圾調查結果

海域範圍	總調查次數 (有效數據)	總調查時間(min)	總調查長度(km)	目擊垃圾機率	平均密度 (item/km ²)	平均線性密度 (item/km)	垃圾種類數量與百分比				總計
							塑膠類	漁業	保麗龍	其他	
北部海面	46	946.0	184.92	95.7	449.1 ± 140.8	9.01 ± 2.81	510 86%	18 3%	39 7%	26 4%	593
台灣海峽北部	48	848.0	244.81	56.3	48.85 ± 16.49	1.06 ± 0.29	114 63%	10 6%	35 19%	21 12%	180
台灣海峽南部	20	453.0	114.33	70.0	60.9 ± 28.53	1.07 ± 0.54	34 51%	6 9%	15 22%	12 18%	67
東北部海面	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
東部海面	101	2170.0	489.30	49.5	252.3 ± 125.6	3.73 ± 1.57	381 79%	19 4%	26 6%	55 11%	481
東南部海面	5	81.0	16.91	20.0	21.49 ± 21.49	0.43 ± 0.43	0 0%	2 100%	0 0%	0 0%	2
巴士海峽	5	133.0	23.96	40.0	57.52 ± 36.51	1.15 ± 0.73	6 60%	0 0%	2 20%	2 20%	10
東沙島海面	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
總計	225	4631	1074.23	61.3	222.7 ± 63.5	3.87 ± 0.92	1045 78%	55 4%	117 9%	116 9%	1333

表 2.2-5 2020 年海漂垃圾調查結果

海域範圍	總調查次數 (有效數據)	總調查時間(min)	總調查長度(km)	目擊垃圾機率	平均密度 (item/km ²)	平均線性密度 (item/km)	垃圾種類數量與百分比				總計
							塑膠類	漁業	保麗龍	其他	
北部海面	28	411.0	96.938	82.1	204.3 ± 45.1	3.61 ± 0.79	137 67%	23 11%	37 18%	7 4%	204
台灣海峽北部	15	355.0	53.193	26.7	47.70 ± 30.13	0.95 ± 0.60	9 26%	6 18%	15 44%	4 12%	34
台灣海峽南部	38	1066.0	196.414	36.8	9.34 ± 3.28	0.22 ± 0.08	18 82%	0 0%	1 5%	3 13%	22
東北部海面	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
東部海面	21	506.0	111.872	47.6	33.60 ± 24.79	0.75 ± 0.50	71 81%	1 1%	11 13%	4 5%	87
東南部海面	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
巴士海峽	3	72.0	10.948	33.3	8.23 ± 8.23	0.16 ± 0.17	0 0%	0 0%	1 100%	0 0%	1
東沙島海面	3	130.0	37.615	0.0	0	0	0	0	0	0	0
總計	108	2540	506.98	48.1	69.63 ± 15.30	1.30 ± 0.27	235 67%	30 9%	65 19%	18 5%	348

表 2.2-6 2021 年海漂垃圾調查結果

海域範圍	總調查次數 (有效數據)	總調查時間(min)	總調查長度(km)	目擊垃圾機率	平均密度 (item/km ²)	平均線性密度 (item/km)	垃圾種類數量與百分比				總計
							塑膠類	漁業	保麗龍	其他	
北部海面	117	2128	537.5	59.0	100.5 ± 24.3	2.34 ± 0.55	310 61.6%	45 8.9%	118 23.5%	30 6.0%	503
台灣海峽北部	200	4280	982.6	54.5	39.4 ± 6.52	0.81 ± 0.16	206 48%	35 8%	132 30%	61 14%	434
台灣海峽南部	33	844	162.2	12.1	9.89 ± 6.58	0.30 ± 0.20	9 90.0%	0 0%	1 10%	0 0%	10
東北部海面	11	377	89.5	9.1	0.61 ± 0.61	0.02 ± 0.02	3 100%	0 0%	0 0%	0 0%	3
東部海面	69	1356	294.3	42.0	31.1 ± 11.3	0.55 ± 0.19	75 64.7%	8 6.9%	18 15.5%	15 12.9%	116
東南部海面	22	512	138.8	59.1	70.3 ± 53.6	2.07 ± 1.61	23 67.7%	4 11.8%	6 17.6%	1 2.9%	34
巴士海峽	2	48	1.4	0.0	0	0	0	0	0	0	0
東沙島海面	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
總計	454	9545	2206.2	49.6	52.2 ± 7.68	1.17 ± 0.18	626 56.9%	92 8.4%	275 25%	107 9.7%	1100

表 2.2-7 海漂垃圾年度調查結果

海域範圍	總調查次數 (有效數據)			目擊垃圾機率 (%)			平均密度 (item/km ²)			平均線性密度 (item/km)		
	2019	2020	2021	2019	2020	2021	2019	2020	2021	2019	2020	2021
北部海面	46	28	117	95.7	82.1	59.0	449.1 ± 140.8	204.3 ± 45.1	100.5 ± 24.3	9.01 ± 2.81	3.61 ± 0.79	2.34 ± 0.55
台灣海峽北部	48	15	200	56.3	26.7	54.5	48.85 ± 16.49	47.70 ± 30.13	39.4 ± 6.52	1.06 ± 0.29	0.95 ± 0.60	0.81 ± 0.16
台灣海峽南部	20	38	33	70.0	36.8	12.1	60.9 ± 28.53	9.34 ± 3.28	9.89 ± 6.58	1.07 ± 0.54	0.22 ± 0.08	0.30 ± 0.20
東北部海面	0	0	11	-	-	9.1	-	-	0.61 ± 0.61	-	-	0.02 ± 0.02
東部海面	101	21	69	49.5	47.6	42.0	252.3 ± 125.6	33.60 ± 24.79	31.1 ± 11.3	3.73 ± 1.57	0.75 ± 0.50	0.55 ± 0.19
東南部海面	5	0	22	20.0	-	59.1	21.49 ± 21.49	-	70.3 ± 53.6	0.43 ± 0.43	-	2.07 ± 1.61
巴士海峽	5	3	2	40.0	33.3	0.0	57.52 ± 36.51	8.23 ± 8.23	0	1.15 ± 0.73	0.16 ± 0.17	0
東沙島海面	0	3	0	-	0.0	-	-	0	-	-	0	-
總和	225	108	454	61.3	48.1	49.6	222.7 ± 63.5	69.63 ± 15.30	52.2 ± 7.68	3.87 ± 0.92	1.30 ± 0.27	1.17 ± 0.18



圖 2.2-2 2021 年海漂垃圾調查空間分布圖

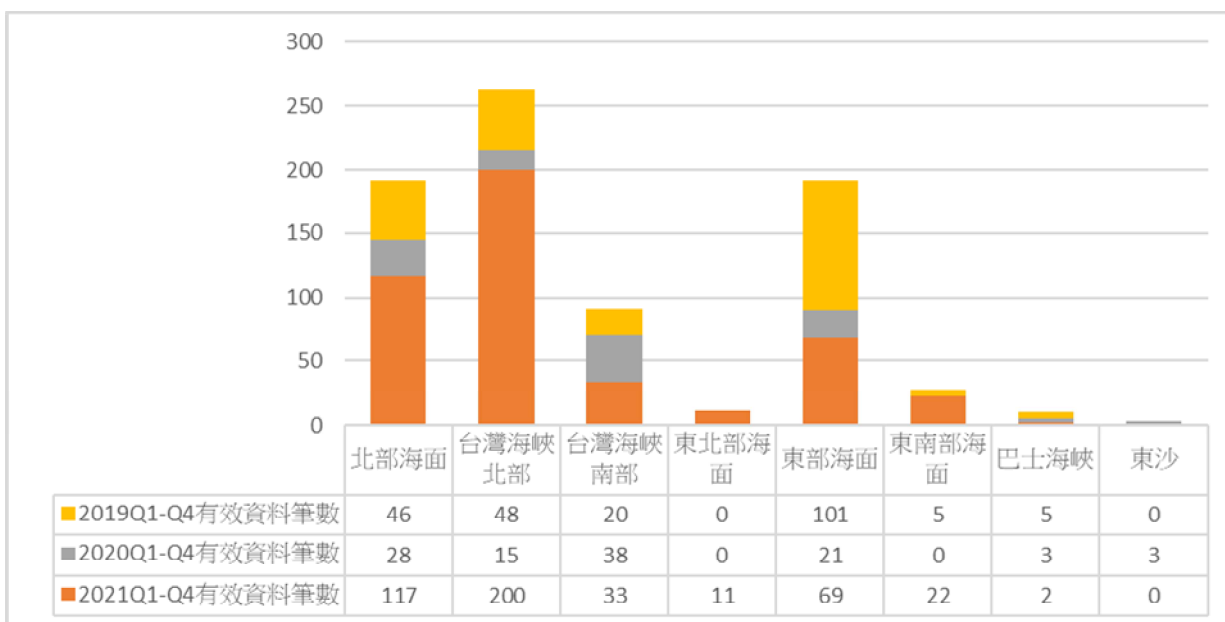


圖 2.2-3 各區域歷年調查資料總數分布

表 2.2-8 2021 年各區域平均密度、總人口數、漁業人口數

位置	平均密度(item/km ²)	總人口數(人)	漁業人口數(人)
新北市	114.3	4,011,586	38,884
基隆市	212.739	364,350	4,043
桃園市	15.622	2,272,452	6,369
新竹市	56.72	452,665	9,864
新竹縣	-	575,131	5,014
宜蘭縣	3.86	450,944	26,414
苗栗縣	2.264	538,568	7,855
台中市	85.149	2,814,422	3,148
彰化縣	7.37	1,256,062	13,187
雲林縣	15.89	670,664	29,717
嘉義縣	86.94	493,855	15,269
台南市	1.291	1,863,435	33,314
高雄市	13.807	2,746,939	70,871
屏東縣	8.813	805,177	25,690
花蓮縣	61.545	321,697	1,934
台東縣	70.287	213,534	12,327
澎湖縣	31.57	106,310	23,363
金門縣	95.356	213,534	12,059
連江縣	32.085	13,577	326

註：本年度各類調查回報數據未有鄰近新竹縣附近海域

漁業人口數資料來源：漁業署網站

將本調查中，2021 年台灣周邊海域的漂浮海洋垃圾平均密度為 52.2 件/km²，高於鄰近海域，如日本海（0.37 件/km²）（Shiomoto et al., 2005）和中國海（4.947 件/km²）（Zhou et al., 2011），但低於 2017-2018 邱等人的調查數據（90.10 件/km²）。本調查中最高密度發生在基隆市（2144.97 件/km²），接近麻六甲海峽的最高密度（4385 件/km²），從表中發現麻六甲海峽海漂垃圾密度相對較高（Ryan et al., 2013）（表 2.2-9）。

表 2.2-9 台灣周邊海域海漂垃圾調查結果

地區	年分	船舶類型	船速(節)	平均密度(item/km ²)	參考文獻
台灣	2021	—	1-20	52.2 (0-2144)	本計畫調查成果
台灣	2017-2018	—	1-20	90.10 (0-4895)	Chiu et al., 2020
日本海	2000	研究船	10	0.37(0-3.31)	Shiomoto et al., 2005
南中國海	2009-2010	—	—	4.947 (0.282-16.891)	Zhou et al., 2011
孟加拉灣	2012	研究船	—	8.7 (40)	Ryan et al., 2013
麻六甲海峽	2012	研究船	—	578 (4385)	Ryan et al, 2013

2.2.2 海漂垃圾的季節性分布

將 2019 年至 2021 年期中的資料依季節性劃分進行分析，如表 2.2-10 所示，將所有資料依第一季(12~2 月)、第二季(3~5 月)、第三季(6~9 月)、第四季(9~11 月)，所有有效數據中以第二季的 347 筆調查資料最多，其次是第三季的 250 筆資料，而所有的資料總計有 787 筆調查資料，首先在北部海面依季節性劃分觀察到第一、二季的平均密度相近，而在第三、四季則有明顯的升高，表示在夏、秋兩個季節海漂垃圾的數量提升，在台灣海峽北部的調查結果則是第一季最高，第二、三、四季的海漂垃圾密度相近，至於台灣海峽南部則是以第三季最高，而第四季最低。

東北部海面雖然調查數據不多，但是大多數的觀測都是沒有發現到海漂垃圾，相對於其他海域明顯較為乾淨，因此，在僅有數據的第二季的密度都是非常低的，東部海面則顯示出不同的趨勢，調查結果顯示第二季和第三季的海漂垃圾密度相對較高，而第一季和第四季則相對低很多，此海域受到季節性的變化也相當明顯，至於東南部海面和巴士海峽從季節來看有明顯的不同，但兩者的數據量目前不夠多，因此很難明確的判斷與季節性的關係，而東沙島海面因為調查的資料僅有三筆，因此不討論是否與季節性變化有關。

總體來看，以第三季較多，根據上述的分析，我們可以發現到北部海面、台灣海峽南部、東部海面顯然都會受到季節性的影響，使得垃圾的分布狀態發生改變。

表 2.2-10 海漂垃圾季節性調查結果

海域範圍	第一季(12~2月)			第二季(3~5月)			第三季(6~9月)			第四季(9~11月)		
	有效數據	密度 (item/km ²)	線性密度 (item/km)	有效數據	密度 (item/km ²)	線性密度 (item/km)	有效數據	密度 (item/km ²)	線性密度 (item/km)	有效數據	密度 (item/km ²)	線性密度 (item/km)
北部海面	34	160 ± 37.6	2.91 ± 0.72	76	141 ± 44	3.12 ± 0.92	63	250 ± 86	5.26 ± 1.73	18	346 ± 200	6.83 ± 4.02
台灣海峽北部	16	66.4 ± 19.9	1.05 ± 0.31	159	37.7 ± 7.57	0.85 ± 0.19	60	49.9 ± 14.3	0.91 ± 0.25	28	31.1 ± 17.7	0.78 ± 0.41
台灣海峽南部	21	13.1 ± 8.42	0.46 ± 0.27	21	12.6 ± 6.70	0.32 ± 0.20	24	52.3 ± 24.0	1.08 ± 0.46	25	4.36 ± 4.36	0.05 ± 0.05
東北部海面	0	—	—	11	0.61 ± 0.61	0.02 ± 0.02	0	—	—	0	—	—
東部海面	24	8.94 ± 4.45	0.26 ± 0.13	67	95.0 ± 64.4	1.94 ± 1.29	86	247 ± 138	3.32 ± 1.55	14	13.9 ± 5.57	0.38 ± 0.16
東南部海面	0	—	—	10	130 ± 118	3.89 ± 3.55	9	28.0 ± 11.8	0.72 ± 0.26	8	12.7 ± 6.51	0.29 ± 0.15
巴士海峽	2	0 ± 0	0 ± 0	3	8.23 ± 8.23	0.16 ± 0.16	5	57.5 ± 36.5	1.15 ± 0.73	0	—	—
東沙	0	—	—	0	—	—	3	0 ± 0	0 ± 0	0	—	—
總和	97	72 ± 15.2	1.36 ± 0.29	347	71.1 ± 16.6	1.58 ± 0.35	250	167 ± 52.5	2.82 ± 0.70	93	80.7 ± 40.6	1.65 ± 0.81

2.3 海漂垃圾統計分析

海漂垃圾的密度以每立平方公里的件數表示，本調查利用統計方法來分析不同區域和季節之間海漂垃圾的密度和標準差。由於分布可能為非常態分布，因此使用非參數檢驗的方法，Kruskal-Wallis H 檢驗用於比較調查區域和季節之間海漂垃圾的密度是否存在顯著差異，其中顯著水準 α 設為 0.05。

Kruskal Wallis 檢驗是單向方差分析的非參數替代方法。非參數意味著測試不假設數據有特定分佈。當不滿足方差分析的假設(如常態性假設)時使用 H 檢驗。有時被稱為 rank 的單向方差分析，因為在測試中使用的是數據值的等級而不是實際數據點，該檢驗確定兩個或多個組的中位數是否不同。與大多數統計檢驗一樣，計算檢驗統計量並將其與分佈截止點進行比較。此檢驗中使用的檢驗統計量稱為 H 統計量，Kruskal Wallis 檢驗會呈現各組之間是否存在顯著差異。

首先比較三個不同年份之間的差異性，如圖 2.3-1 所示，在 2019 年調查數據中，以北部海面的密度最高(449.1 ± 140.8 件/ km^2)，以東南部海面的密度最低(21.49 ± 21.49 件/ km^2)，由於東南部海面和巴士海峽的調查數據較少，因此並未納入統計分析，比較 2019 年區域性差異($H = 41.54, p < 0.001$)，區域之間有顯著的差異。

在 2020 年調查數據中，以北部海面的密度最高(204.3 ± 45.1 件/ km^2)，以巴士海峽的密度最低(8.23 ± 8.23 件/ km^2)，由於東沙島海面和巴士海峽的調查數據較少，因此並未納入統計分析，比較 2020 年區域性差異($H = 26.97, p < 0.001$)，區域之間有顯著的差異。

在 2021 年調查數據中，以北部海面的密度最高(100.5 ± 24.3 件/ km^2)，以東北部海面的密度最低(0.61 ± 0.61 件/ km^2)，由於巴士海峽的調查數據較少，因此並未納入統計分析，比較 2021 年區域性差異($H = 30.53, p < 0.001$)，區域之間有顯著的差異。

接著比較各區域不同年份之間是否存在差異性，考慮到三個年份都需要有足夠的調查數據比較，因此，只比較了北部海面、台灣海峽北部、台灣海峽南部、東部海面此四個區域，其中北部海面在不同年份之間差異性以 Kruskal-Wallis H 檢驗計算($H = 31.93, p < 0.01$)，顯示彼此年份間有顯著差異，台灣海峽北部在不同年份之間的差異($H = 2.16, p = 0.34$)，顯示彼此年份間無顯著差異，台灣海峽南部在不同年份之間的差異($H = 13.31, p < 0.002$)，顯示彼此年份間有顯著差異，至於東部海面在不同年份之間的差異($H = 2.46, p = 0.29$)，顯示彼此年份間無顯著差異，雖然 2019 年的東部海面密度偏高，但整體與 2020 年和 2021 年之間差異性不大，因此，統計分析結果顯示無差異。

至於在季節性的變化方面，如圖 2.3-2 所示，以第三季的濃度最高(167.0 ± 52.5 件/ km^2)，以第二季的濃度最低(71.1 ± 16.6 件/ km^2)，以 Kruskal-Wallis H 檢驗不同季節之間的差異($H = 8.16, p < 0.05$)，顯示不同季節間具有顯著差異。

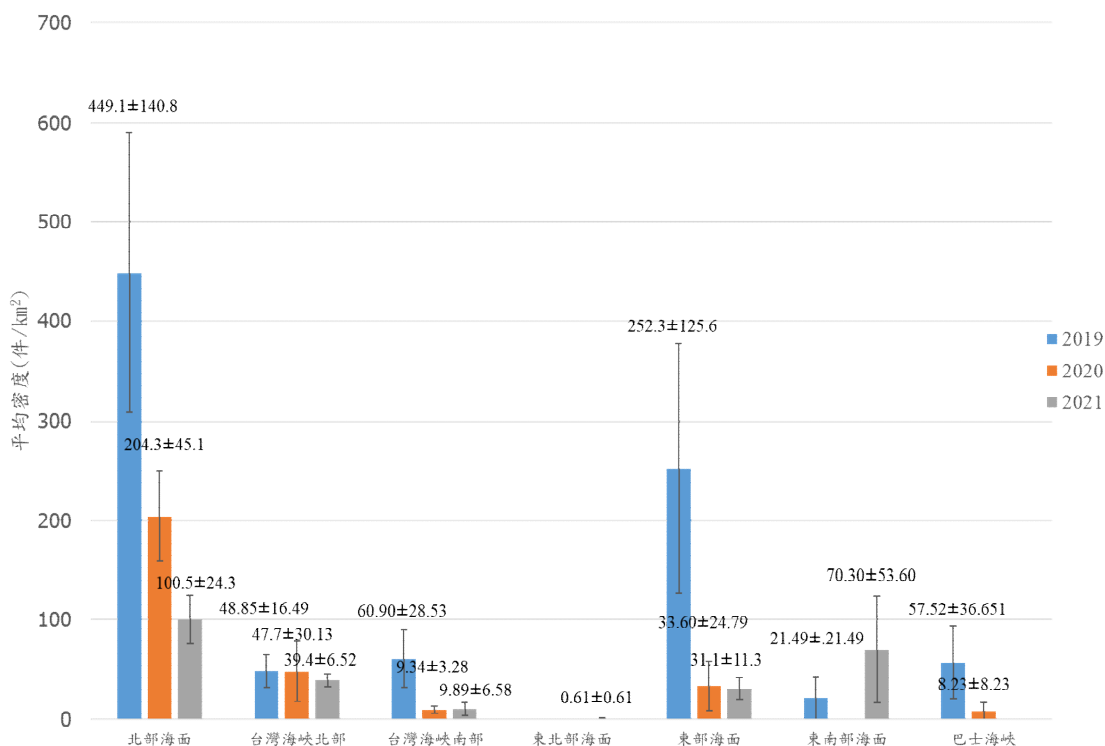


圖 2.3-1 不同地區及年份之密度

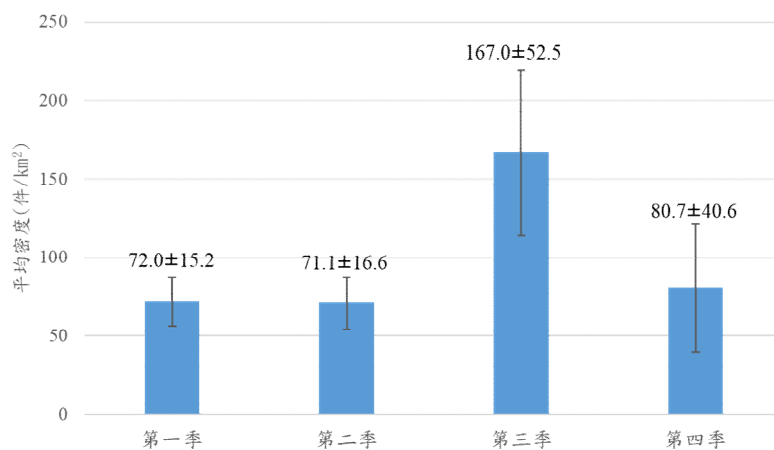


圖 2.3-2 不同季節之密度

2.4 海漂垃圾組成

此處依各年度區分海漂垃圾的組成與比重，2019 年的海漂垃圾組成分類與占比如表 2.4-1 所示，其中以塑膠類的數量最多為 1045 件，占了整體的 78.39%，而在塑膠類的垃圾中以塑膠袋和塑膠包裝的數量最多為 476 件，分類占比為 45.55%，其次則是寶特瓶為 167 件(15.98%)和食物容器和餐具為 105 件(10.05%)，而其他無法分類的塑膠則有 245 件占了約 23.44%，由此看見塑膠類型的垃圾以塑膠袋和塑膠包裝為主。

漁業用具廢棄物的比例占了整體的 4.13%，常見的廢棄物如漁網、魚線、網繩等，或一些廢棄浮筒和浮球，還有一些其他漁業用具廢棄物，在 2019 年的調查中總共發現了 55 件。至於保麗龍則觀察到了 99 件，占了保麗龍類型的垃圾 84.62%，其餘的像是保麗龍碎片或其他類型的保麗龍廢棄物，總計在 2019 年調查中發現了 117 件保麗龍垃圾，占了整體的 8.78%。最後則是其他類型的垃圾，以紙、紙板、紙箱為最多，有 40 件的數量占其他類型約 34.48%，其次則是 30 件的利樂包和紙容器，占了約 25.86%，此外也有不少的玻璃罐、鐵鋁罐、衣服、布等等廢棄物，總計在 2019 年調查中發現了 116 件其他類型垃圾，占了整體的 8.70%。而各海域的海漂垃圾組成如圖 2.4-1 所示，各海域主要皆以塑膠類型垃圾為主，其次則是保麗龍類型垃圾，東南部海面調查數據較少。

表 2.4-1 2019 年海漂垃圾組成分類與占比

分類	項目	數量	分類占比	占比
塑膠類	寶特瓶	167	15.98%	
	食物容器/餐具	105	10.05%	
	塑膠袋/塑膠包裝	476	45.55%	
	塑膠桶/塑膠瓶罐	44	4.21%	
	巧拼/發泡軟墊	5	0.48%	
	塑膠碎片(群)	3	0.29%	
	其他塑膠	245	23.44%	
	塑膠類總計	1045		78.39%
漁業用具	漁網/魚線/魚繩	15	27.27%	
	廢棄浮筒/浮球	25	45.45%	
	其他漁業用具	15	27.27%	
	漁業總計	55		4.13%
保麗龍	保麗龍	99	84.62%	
	保麗龍碎片(群)	11	9.40%	
	其他保麗龍	7	5.98%	
	保麗龍總計	117		8.78%
其他	利樂包/紙容器	30	25.86%	
	鐵鋁罐	12	10.34%	
	玻璃瓶(罐)	20	17.24%	
	衣服/布/鞋子	14	12.07%	
	紙/紙板/紙箱	40	34.48%	
	其他總計	116		8.70%

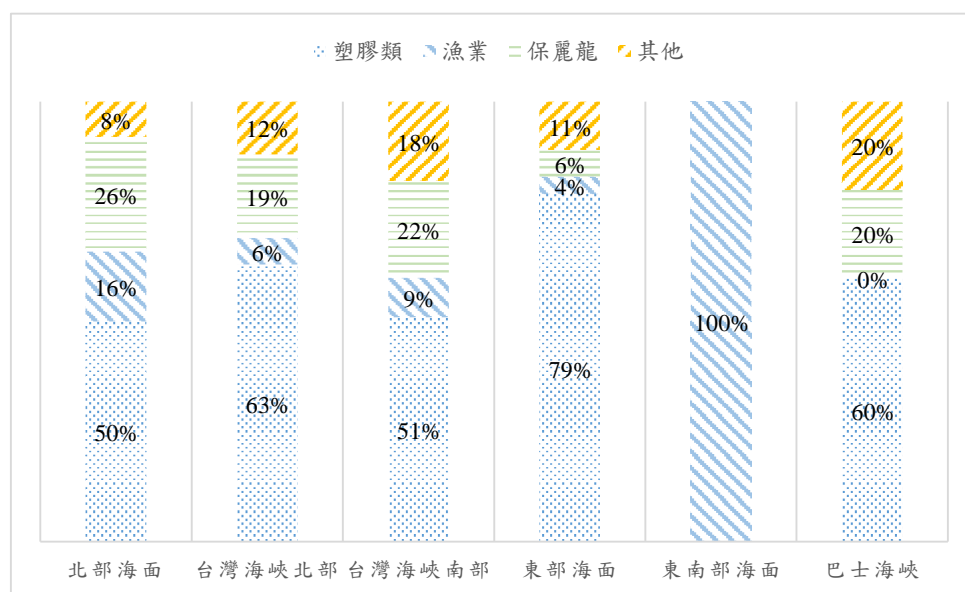


圖 2.4-1 2019 年各海域範圍的海漂垃圾組成長條圖

2020 年的海漂垃圾組成分類與占比如表 2.4-2 所示，調查結果中顯示塑膠袋和塑膠包裝仍然是在塑膠類型垃圾中主要的貢獻，此年度發現了 89 件塑膠袋和塑膠包裝，占了約 37.87%，其次則是寶特瓶的 68 件，占了 28.94%，而寶特瓶垃圾的比例相較於 2019 年有明顯上升的現象，而其餘的塑膠垃圾發現了 35 件，占了 14.89%，相較於 2019 年則是有下降的趨勢，總計 2020 年調查中發現了 235 件塑膠類型垃圾，占了整體約 67.53%，相較於 2019 年的占比有明顯的下降。

漁業用具廢棄物的比例占了整體的 8.62%，常見的廢棄物如漁網、魚線、魚繩等，或一些廢棄浮筒和浮球，還有一些其他漁業用具廢棄物，在 2020 年的調查中總共發現了 30 件，相較於 2019 年的差別不大。至於保麗龍則觀察到了 47 件，占了保麗龍類型的垃圾 72.31%，其他類型的保麗龍廢棄物則有 18 件，占了約 27.69%，總計在 2020 年調查中發現了 65 件保麗龍垃圾，占了整體的 18.68%，保麗龍類型的垃圾相比於 2019 年有明顯上升的趨勢。最後則是其他類型的垃圾，以為玻璃瓶罐為最多，有 9 件的數量占其他類型約 50%，其次則是 4 件的利樂包和紙容器，占了約 22.22%，此外也有一些紙、紙板、紙箱、鐵鋁罐、衣服、布等等廢棄物，總計在 2019 年調查中發現了 18 件其他類型垃圾，占了整體的 5.17%。

2020 年各海域的海漂垃圾組成如圖 2.4-2 所示，北部海面、台灣海峽南部、東部海面都是塑膠類垃圾最多，其次是保麗龍垃圾，而台灣海峽北部則是以保麗龍垃圾為最多的比例，與 2019 年調查相比有明顯的變化，而巴士海峽因為調查數據較少，使得趨勢較不明顯。

表 2.4-2 2020 年海漂垃圾組成分類與占比

分類	項目	數量	分類占比	占比
塑膠類	寶特瓶	68	28.94%	
	食物容器/餐具	23	9.79%	
	塑膠袋/塑膠包裝	89	37.87%	
	塑膠桶/塑膠瓶罐	16	6.81%	
	巧拼/發泡軟墊	4	1.70%	
	塑膠碎片(群)	0	0.00%	
	其他塑膠	35	14.89%	
	塑膠類總計	235		67.53%
漁業用具	漁網/魚線/魚繩	11	36.67%	
	廢棄浮筒/浮球	13	43.33%	
	其他漁業用具	6	20.00%	
	漁業總計	30		8.62%
保麗龍	保麗龍	47	72.31%	
	保麗龍碎片(群)	0	0.00%	
	其他保麗龍	18	27.69%	
	保麗龍總計	65		18.68%
其他	利樂包/紙容器	4	22.22%	
	鐵鋁罐	1	5.56%	
	玻璃瓶(罐)	9	50.00%	
	衣服/布/鞋子	2	11.11%	
	紙/紙板/紙箱	2	11.11%	
	其他總計	18		5.17%

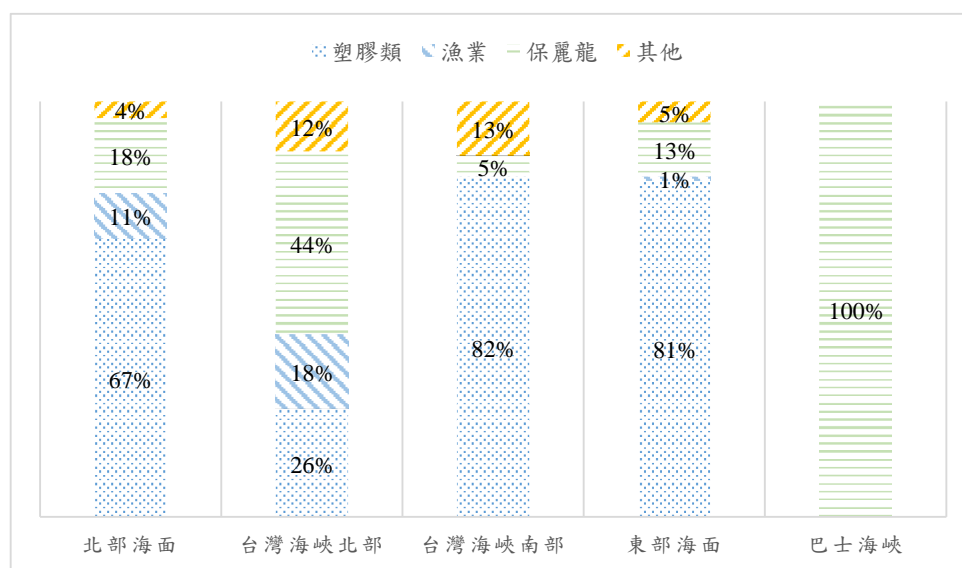


圖 2.4-2 2020 年海域範圍的海漂垃圾組成長條圖

2021 年的海漂垃圾組成分類與占比如表 2.4-3 所示，調查結果中顯示寶特瓶是塑膠類型垃圾中占比最高的，此年度發現了 249 件寶特瓶，占了約 39.78%，其次則是塑膠袋和塑膠包裝的 204 件，占了約 32.59%，從三年的調查結果來看，寶特瓶垃圾的比例逐年上升的趨勢，且在今年度的調查中成為塑膠類型垃圾最主要的來源，而其他的塑膠垃圾發現了 52 件，占了 8.31%，相較於 2020 年則是有下降的趨勢，同時也有逐年下降的趨勢，總計 2021 年調查中發現了 626 件塑膠類型垃圾，占了整體約 56.91%，相較於 2020 年的占比有明顯的下降，從調查資料中可以發現每年的塑膠類型垃圾逐漸減少，從 2019 年 225 筆調查的 1045 件下降到今年 279 筆調查的 301 件，同時占比也是逐年下降。

漁業用具廢棄物最主要的來源像是廢棄浮筒和浮球，總共發現了 72 件，占了漁業廢棄物約 78.26%，或一些漁網、魚線、魚繩等，還有一些其他漁業用具廢棄物，在 2021 年的調查中總共發現了 92 件，占了整體約 8.36%，比較這三年並無明顯的趨勢。

至於保麗龍則觀察到了 232 件，占了保麗龍類型的垃圾 84.36%，其他類型的保麗龍廢棄物則有 34 件，占了約 12.36%，總計在 2021 年調查中發現了 275 件保麗龍垃圾，占了整體的 25.00%，保麗龍類型的垃圾相比於 2020 年有明顯上升的現象，且比例逐年增加，同時觀察到的垃圾數量也是歷年來最高。

最後則是其他類型的垃圾，以紙、紙板、紙箱為最多，有 52 件的數量占其他類型 48.6%，其次則是 23 件的玻璃瓶罐，占了 21.50%，此外也有不少的利樂包、紙容器、鐵鋁罐、衣服、布等等廢棄物，總計在 2021 年調查中發現了 107 件其他類型垃圾，占了整體的 9.73%，整體趨勢與 2019 相似。

2021 年各海域的海漂垃圾組成如圖 2.4-3 所示，大多數海域的保麗龍垃圾的占比都有明顯上升，但多數海域仍以塑膠類型垃圾為主，除了一些數據較少的海域呈現較為極端的分布。

表 2.4-3 2021 年海漂垃圾組成分類與占比

分類	項目	數量	分類占比	占比
塑膠類	寶特瓶	249	39.78%	
	食物容器/餐具	68	10.86%	
	塑膠袋/塑膠包裝	204	32.59%	
	塑膠桶/塑膠瓶罐	34	5.43%	
	巧拼/發泡軟墊	15	2.40%	
	塑膠碎片(群)	4	0.64%	
	其他塑膠	52	8.31%	
	塑膠類總計	626		56.91%
漁業用具	漁網/魚線/魚繩	6	6.52%	
	廢棄浮筒/浮球	72	78.26%	
	其他漁業用具	14	15.22%	
	漁業總計	92		8.36%
保麗龍	保麗龍	232	84.36%	
	保麗龍碎片(群)	9	3.27%	
	其他保麗龍	34	12.36%	
	保麗龍總計	275		25.00%
其他	利樂包/紙容器	21	19.63%	
	鐵鋁罐	8	7.48%	
	玻璃瓶(罐)	23	21.50%	
	衣服/布/鞋子	3	2.80%	
	紙/紙板/紙箱	52	48.60%	
	其他總計	107		9.73%

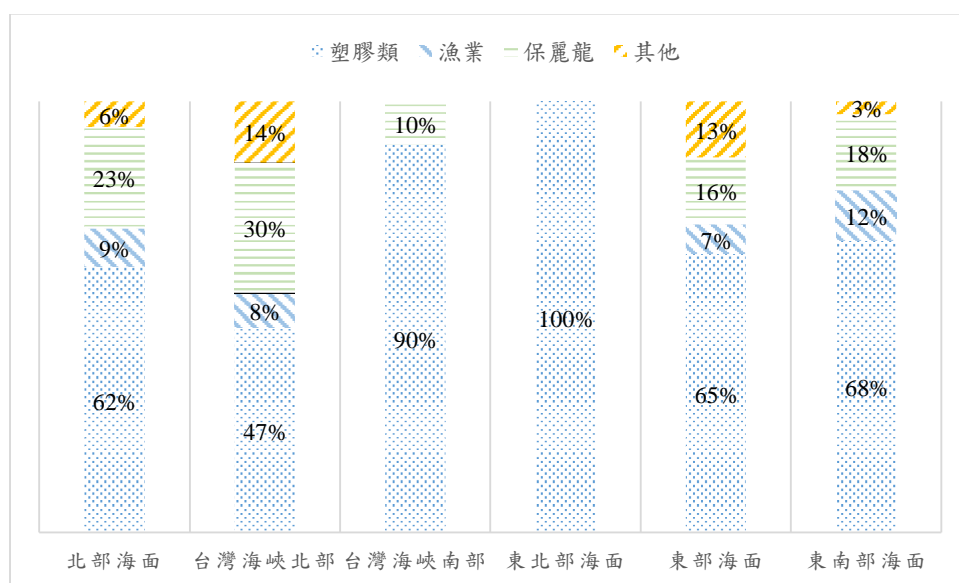


圖 2.4-3 2021 年海域範圍的海漂垃圾組成長條圖



圖 2.4-4 今年度本工作團隊進行海漂垃圾調查所拍攝照片。

2.5 海漂垃圾漂流帶

表 2.5-1 為 2021 年海巡回報的海洋垃圾漂流帶、船舶絞網紀錄，2021 年目前為止有兩筆調查資料回報，第一筆於 4 月 21 日經 UAV 影像於 110.2.20 下午 16:18 左右顯示在風箏公園 1100220 附近海域目視發現長條交會處潮沫。該影像為於高空 50 公尺處所拍攝，與船舶船調查目視海漂垃圾肉眼最遠距離 30 公尺可視相較，難以判斷是垃圾。

第二筆於 5 月 10 日經 UAV 影像 4 月 6 日上午 7:57 左右顯示在龜吼平台附近海域(121°42'31.53"E, 25°10'39.09"N)目視發現 3 塊疑似銅藻。該影像為於高空 60 公尺處所拍攝，與船舶船調查目視海漂垃圾肉眼最遠距離 30 公尺可視相較，難以判斷是垃圾，如影像為銅藻，其為天然物，尚非屬海洋廢棄物。

表 2.5-2 為 2019 年公民科學家回報海洋垃圾漂流帶紀錄，發現地點包含：基隆、新北、新北深澳、宜蘭，垃圾種類多為塑膠袋、寶特瓶、保麗龍，自然漂流物則主要是布袋蓮、海藻、竹子。

表 2.5-1 2021 年海巡回報海洋垃圾漂流帶、船舶絞網紀錄

海巡隊 (艦船艇 別)	日期	時間	發現地點		海洋垃圾漂流帶			船舶絞網		備註
			經度	緯度	漂流型態	分布範圍	垃圾種類	船舶類型	網具種類	
					1.長條型 2.聚集型 3.分散型	1.小於船身 2.大於船身 3.看不到盡頭	1.自然漂流物 2.漁業廢棄物 3.塑膠垃圾 4 無法分辨	1.海巡艇 2.漁船 3.商船 4 其他	1. 流刺網 2.拖網 3. 無法分辨	
	110.2.20	16:18	121°32' 34.66"E	25°18' 51.14"N	長條型		無法分辨			1. 為 4 月 21 日經 UAV 影像於 110.2.20 下午 16:18 左右顯示在風箏公園 1100220 附近海域目視發現長條交會處潮沫。 2. 該影像為於高空 50 公尺處所拍攝，與船舶船調查目視海漂垃圾肉眼最遠距離 30 公尺可視相較，難以判斷是垃圾。
	110.4.6	7:57	121°42' 31.53"E	25°10' 39.09"N	聚集型		自然漂流物			1. 為 5 月 10 日經 UAV 影像於 110.4.6 上午 7:57 左右顯示在龜吼平台附近海域(121°42'31.53"E, 25°10'39.09"N) 目視發現 3 塊疑似銅藻。 2. 該影像為於高空 60 公尺處所拍攝，與船舶船調查目視海漂垃圾肉眼最遠距離 30 公尺可視相較，難以判斷是垃圾，如影像為銅藻，其為天然物，尚非屬海洋廢棄物。 3.查 108 年 4 月 26 日北海岸海面層出現的大量銅藻並流入金山區水尾漁港，將列入參考。

表 2.5-2 公民科學家回報海洋垃圾漂流帶紀錄

發現日期	發現地點(填寫接近縣市)	垃圾種類	垃圾種類主要為	自然漂流物	備註
2019/10/3	基隆	1. 多樣混雜		布袋蓮、海藻、竹子	
2019/10/3	新北	1. 多樣混雜	3. 塑膠袋 / 塑膠包裝		
2019/10/3	新北	1. 多樣混雜			
2019/10/3	新北	1. 多樣混雜	1. 寶特瓶	布袋蓮、海藻、竹子	
2019/10/3	新北	1. 多樣混雜		布袋蓮、海藻、竹子	
2019/10/3	新北深澳	1. 多樣混雜	1. 寶特瓶, 11. 保麗龍	布袋蓮、海藻、竹子	有比較大塊的保麗龍。寶特瓶，保麗龍偏多，但仍有各式各樣海廢。
2019/3/26	新北	1. 多樣混雜			
2019/8/21	宜蘭	1. 多樣混雜	3. 塑膠袋 / 塑膠包裝, 6. 塑膠碎片(群), 11. 保麗龍	布袋蓮、海藻、竹子	
2021/6/21	金門	1. 多樣混雜		漂流木	
2021/8/9	金門	1. 多樣混雜	1. 寶特瓶, 4. 塑膠桶 5. 巧拼 11. 保麗龍	漂流木	
2021/8/25	花蓮	2. 較為單一	3. 塑膠袋 / 塑膠包裝, 10. 其他漁業用具, 11. 保麗龍	漂流木	
2021/8/25	花蓮	2. 較為單一	4. 塑膠桶 / 塑膠瓶罐, 6. 塑膠碎片(群)	漂流木	

2.6 海底垃圾調查成果

如表 2.6-1 的調查時程表所示，本團隊共完成新北貢寮、新北瑞芳、基隆外木山、桃園觀新、新竹香山、苗栗外埔、彰化彰濱、台南台江、屏東海生館、宜蘭三仙礁、宜蘭龜山島、花蓮石梯坪、台東蘭嶼、台東綠島及澎湖小門等十五處海域的海底垃圾調查（海域分布參見圖 2.6-1~圖 2.6-17），探勘作業共計 17 趟次，總長度達 14,300 公尺，分別為新北貢寮 1 趟次，動線長度 900 公尺；新北瑞芳 1 趟次，動線長度 900 公尺；基隆外木山 1 趟次，動線長度 800 公尺；桃園觀新 1 趟次，動線長度 1100 公尺；新竹香山 1 趟次，動線長度 900 公尺；苗栗外埔 1 趟次，動線長度 800 公尺；彰化彰濱 1 趟次，動線長度 900 公尺；台南台江 1 趟次，動線長度 600 公尺；屏東海生館 2 趟次，動線長度 1600 公尺；宜蘭三仙礁 1 趟次，動線長度 900 公尺；宜蘭龜山島 1 趟次，動線長度 700 公尺；花蓮石梯坪 2 趟次，動線長度 1800 公尺；台東蘭嶼 1 趟次，動線長度 900 公尺；台東綠島 1 趟次，動線長度 800 公尺；澎湖小門 1 趟次，動線長度 700 公尺，調查紀錄彙整參見表 2.6-3，詳細資訊參見附件二各海域的海底調查成果整理。

關於垃圾分類，國際間對於海底垃圾的調查，依調查目的、調查方法以及調查區域的差異，而有不同的垃圾分類及數據呈現方式，本團隊彙整國際間進行海底垃圾調查的國際組織/研究計畫（見表 2.6-2），其依循文件及調查方式亦詳列於表中，其中 NOWPAP 將海底垃圾分為塑膠、橡膠、金屬、發泡膠、紙類、木頭、衣服/紡織品、玻璃/陶瓷、其它等類別；UNEP 將海底垃圾分為容器、漁船漁具、食物飲料廢棄物、包裝材料、衛生用品、菸蒂菸具、其它等類別；EU-MSFD 將海底垃圾分為人造聚合材料、橡膠、衣服/紡織品、紙類/紙板、木製品、金屬、玻璃/陶瓷、其它等類別；DeFishGear 將海底垃圾分為人造聚合材料、橡膠、衣服/紡織品、紙類/紙板、木製品、金屬、玻璃/陶瓷、其它等類別。

國內關於海洋廢棄物的分類，荒野保護協會參考 ICC (International Coastal Cleanup) 國際淨灘行動將 45 類海洋廢棄物精簡為 19 項，包含：寶特瓶、玻璃瓶、塑膠瓶蓋、牙刷、其他飲料瓶與食物容器、針筒/針頭、非食物的瓶罐與容器、菸蒂、吸管、打火機、外帶飲料杯、釣魚漁具、免洗餐具、漁業浮球/浮筒/漁船防碰墊、塑膠提袋、漁網、食品包裝袋、鐵鋁罐、鋁箔包/利樂包以及關心的廢棄物等，清除數量以個數計算；海委會海洋保育網的海洋公民科學家回報平台，則是將廢棄物（包括海底廢棄物、海漂廢棄物、岸際廢棄物）分為一般垃圾（不可回收）（項目包括竹木、廢漁網漁具以及其它）及資源垃圾（可回收）（項目包括鐵罐、鋁罐、寶特瓶、玻璃瓶、廢紙以及其它）。本團隊建議將海底垃圾的調查，參考海洋公民科學家回報平台的分類方式，將海底垃圾分為一般垃圾及資源垃圾，在完成調查結果的研析後（包括空間分布及季節變化等），根據污染熱區的分佈，選擇合適的方式分階段清除。

表 2.6-1 海底垃圾調查時程

分區	調查區域	調查日期	測線	動線總長(m)
北	新北貢寮	4/29/2021	A	300
	新北貢寮	4/29/2021	B	300
	新北貢寮	4/29/2021	C	300
北	新北瑞芳	6/3/2021	A	300
	新北瑞芳	6/3/2021	B	300
	新北瑞芳	6/3/2021	C	300
北	基隆外木山	6/11/2021	A	400
	基隆外木山	6/11/2021	B	200
	基隆外木山	6/11/2021	C	200

分區	調查區域	調查日期	測線	動線總長(m)
北	桃園觀新	8/26/2021	A	400
	桃園觀新	8/26/2021	B	400
	桃園觀新	8/26/2021	E	300
北	新竹香山	6/1/2021	A	300
	新竹香山	6/1/2021	B	300
	新竹香山	6/1/2021	C	300
中	苗栗外埔	9/3/2021	A	300
	苗栗外埔	9/3/2021	B	400
	苗栗外埔	9/3/2021	C	100
中	彰化彰濱	9/4/2021	A	300
	彰化彰濱	9/4/2021	B	300
	彰化彰濱	9/4/2021	D	300
南	台南台江	9/28/2021	A	300
	台南台江	9/28/2021	B	200
	台南台江	9/28/2021	C	100
南	屏東海生館	4/15/2021	A	300
	屏東海生館	4/15/2021	B	300
	屏東海生館	4/15/2021	C	300
	屏東海生館	8/24/2021	D	300
	屏東海生館	8/24/2021	E	300
	屏東海生館	8/24/2021	F	100
東	宜蘭三仙礁	6/2/2021	A	300
	宜蘭三仙礁	6/2/2021	B	300

分區	調查區域	調查日期	測線	動線總長(m)
	宜蘭三仙礁	6/2/2021	C	300
東	宜蘭龜山島	9/15/2021	A	200
	宜蘭龜山島	9/15/2021	B	400
	宜蘭龜山島	9/15/2021	C	100
東	花蓮石梯坪	7/16/2021	A	400
	花蓮石梯坪	7/16/2021	B	400
	花蓮石梯坪	7/16/2021	C	200
	花蓮石梯坪	5/12/2021	D	400
	花蓮石梯坪	5/12/2021	E	400
離島	台東蘭嶼	9/29/2021	A	300
	台東蘭嶼	9/29/2021	B	300
	台東蘭嶼	9/29/2021	C	300
離島	台東綠島	5/11/2021	A	400
	台東綠島	5/11/2021	B	400
離島	澎湖小門	4/27/2021	A	300
	澎湖小門	4/27/2021	B	400

註：調查深度在 30 公尺以內。



圖 2.6-1 新北貢寮海底垃圾調查分布

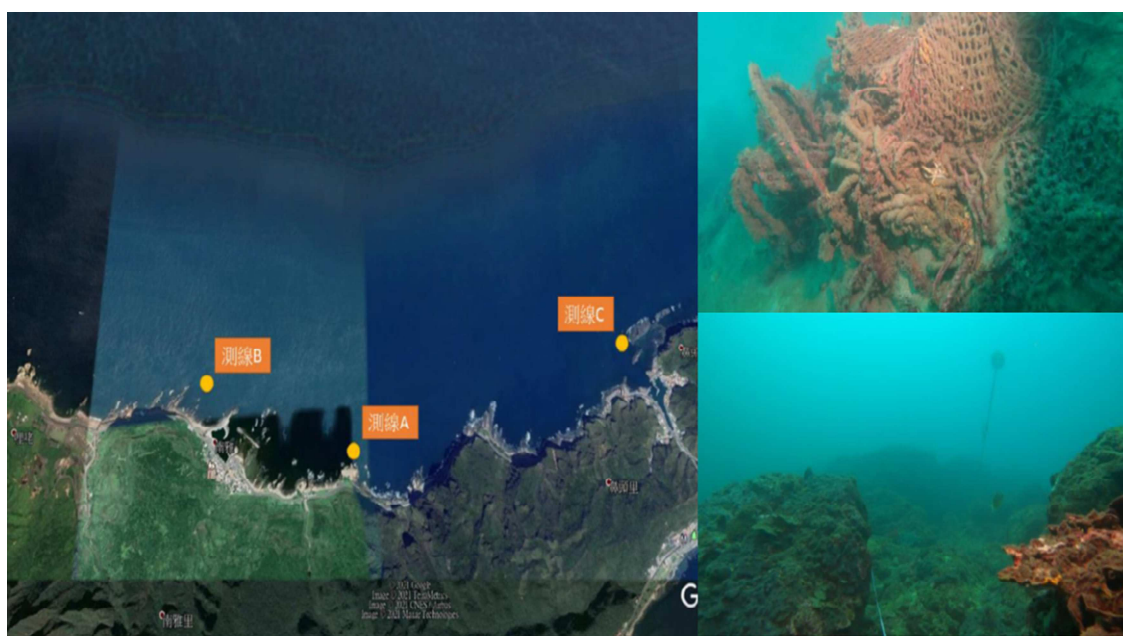


圖 2.6-2 新北瑞芳海底垃圾調查分布

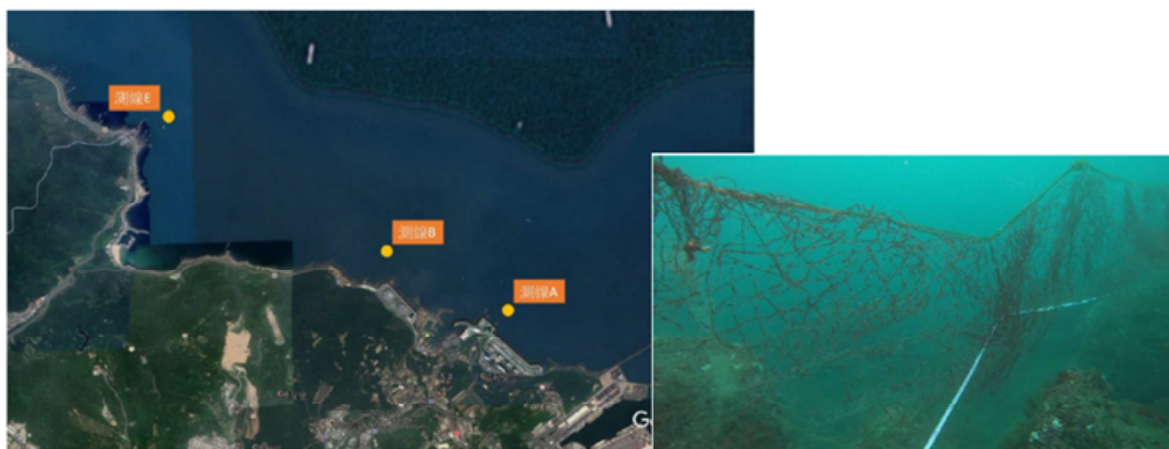


圖 2.6-3 基隆外木山海底垃圾調查分布



圖 2.6-4 桃園觀新海底垃圾調查分布



圖 2.6-5 新竹香山海底垃圾調查分布

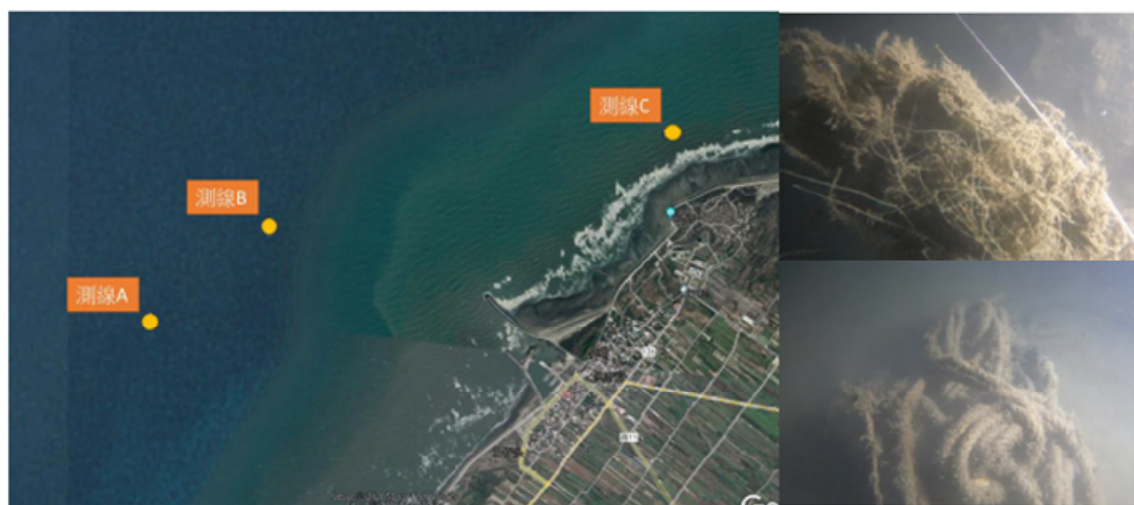


圖 2.6-6 苗栗外埔海底垃圾調查分布

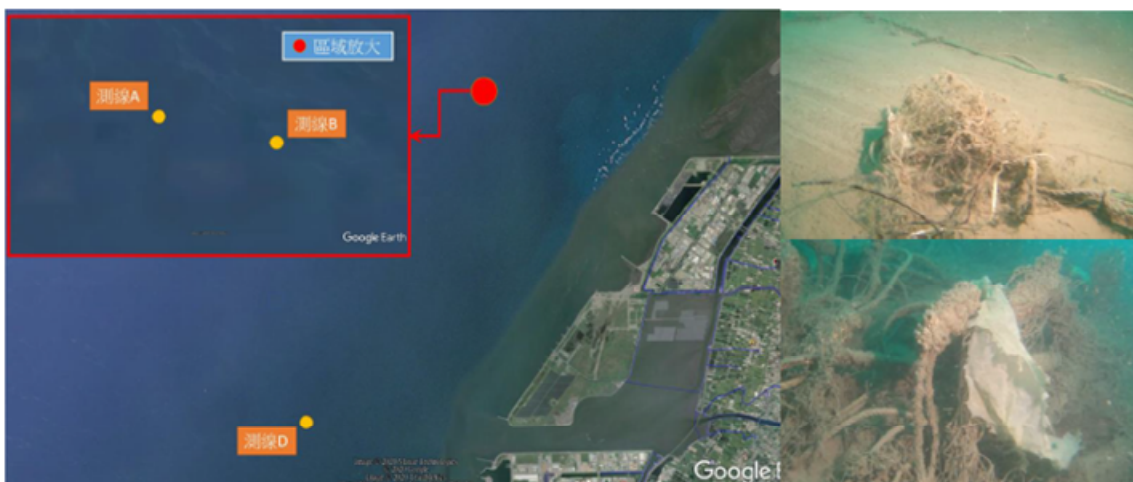


圖 2.6-7 彰化彰濱海底垃圾調查分布

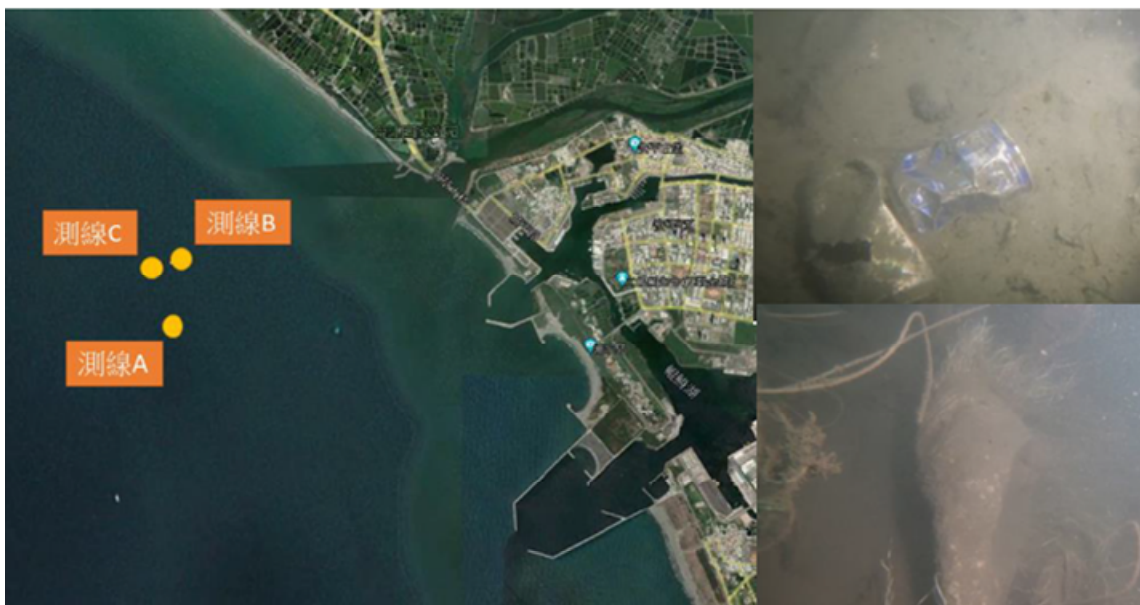


圖 2.6-8 台南台江海底垃圾調查分布



圖 2.6-9 屏東海生館海底垃圾調查分布(1)

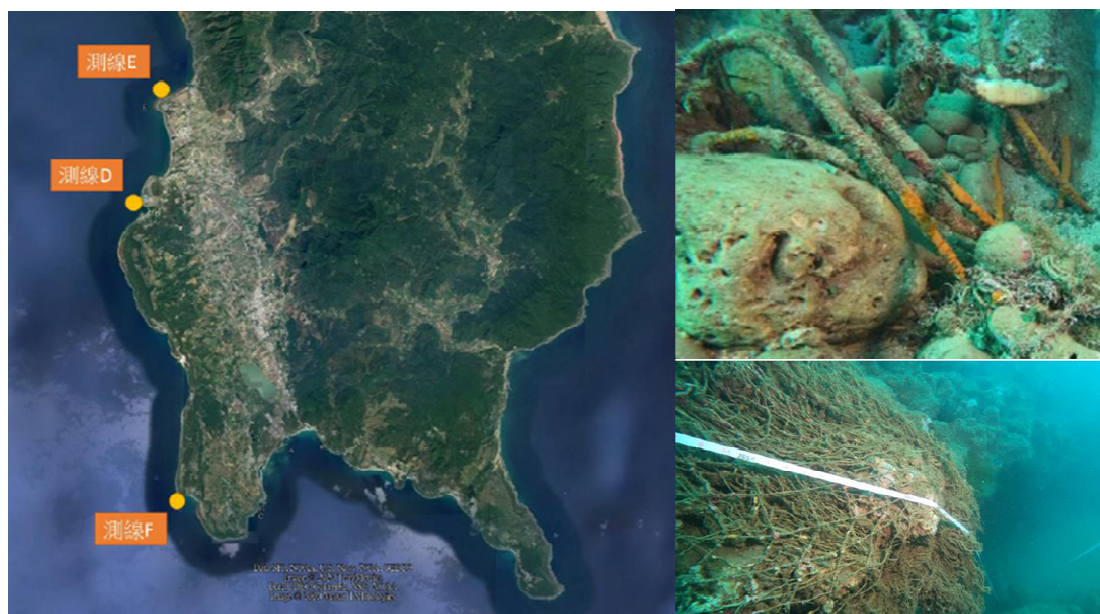


圖 2.6-10 屏東海生館海底垃圾調查分布(2)

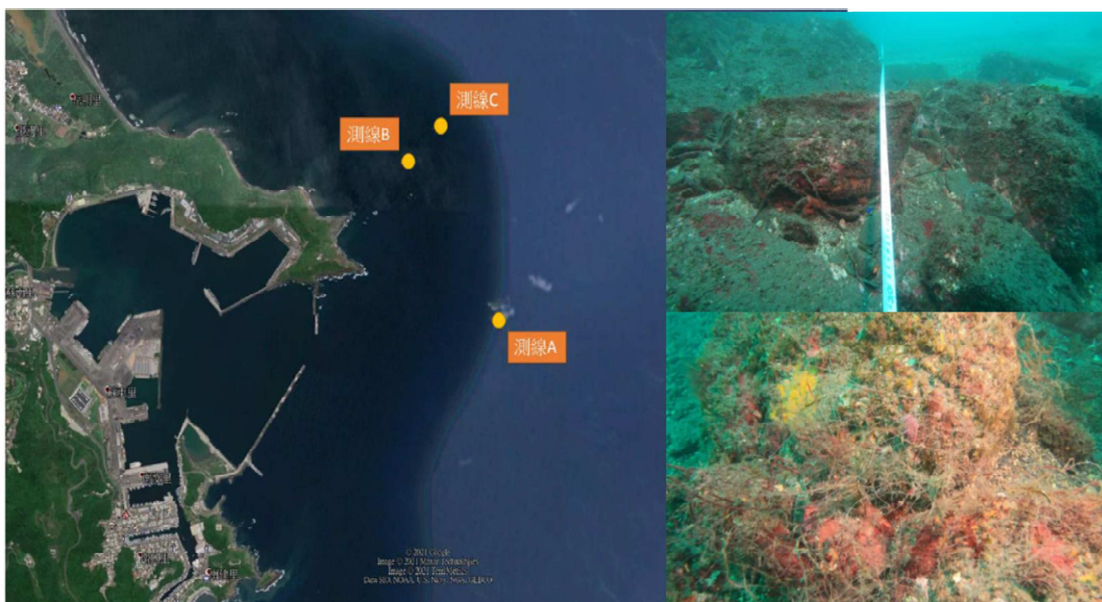


圖 2.6-11 宜蘭三仙礁海底垃圾調查分布



圖 2.6-12 宜蘭龜山島海底垃圾調查分布



圖 2.6-13 花蓮石梯坪海底垃圾調查分布(1)

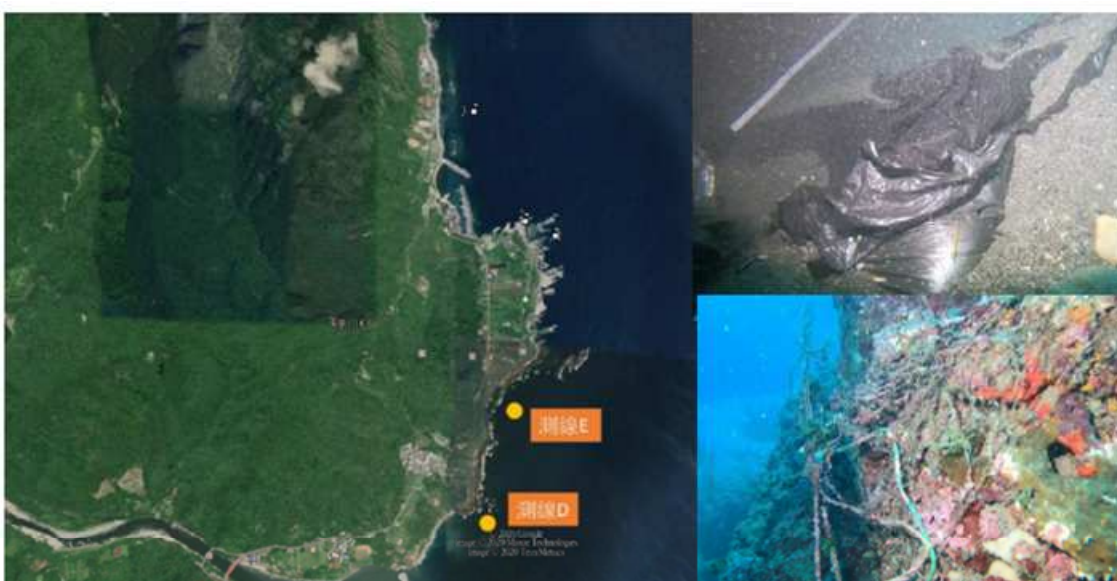


圖 2.6-14 花蓮石梯坪海底垃圾調查分布(2)

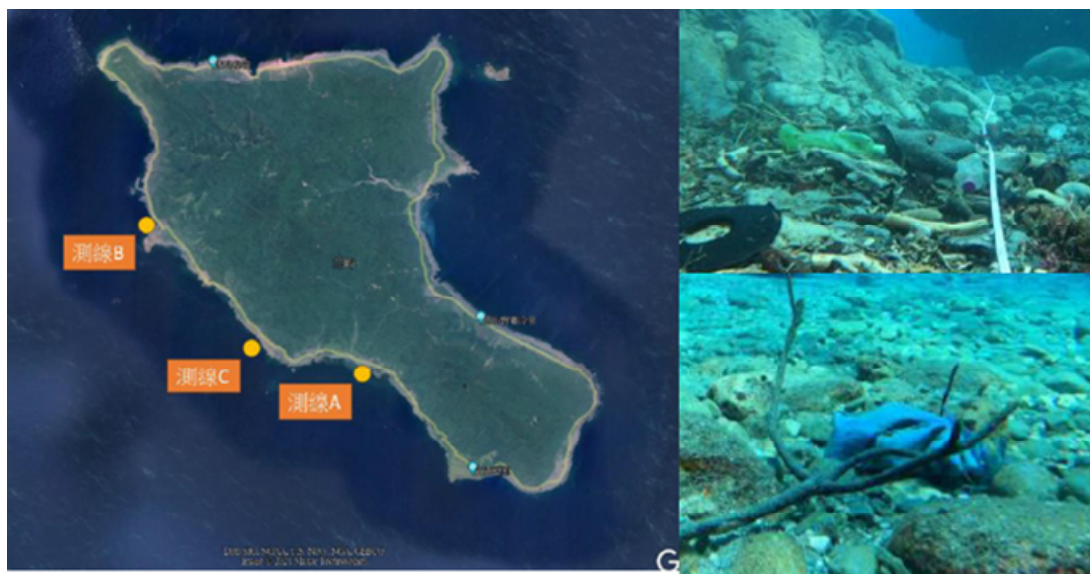


圖 2.6-15 台東蘭嶼海底垃圾調查分布



圖 2.6-16 台東綠島海底垃圾調查分布

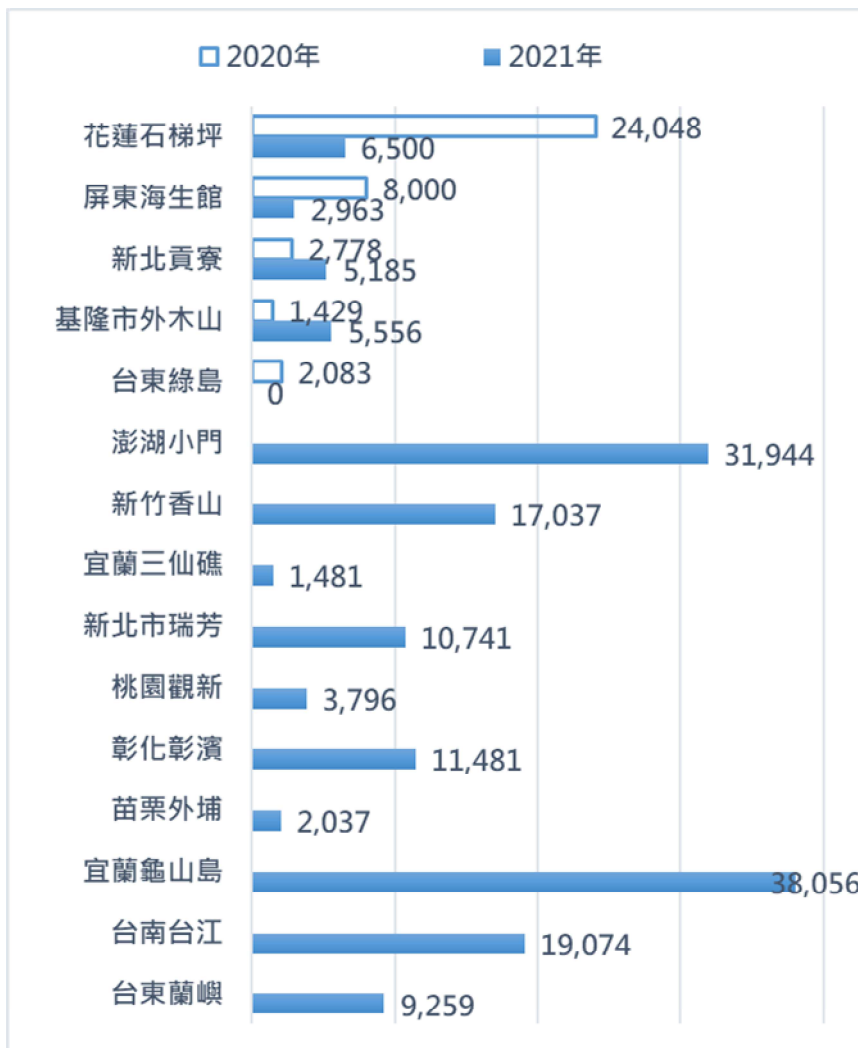


圖 2.6-17 澎湖小門海底垃圾調查分布

表 2.6-2 國際組織/研究專案關於海底垃圾的調查方式

國際組織/研究專案	文件	調查方式	備註
NOWPAP MERRAC (Northwest Pacific Action Plan Marine Environmental Emergency Preparedness and Response Regional Activity Centre)	Guidelines for Monitoring Marine Litter on the Seabed in the Northwest Pacific Region (2007)	潛水或底拖網	
UNEP/IOC (United Nations Environment Programme / Intergovernmental Oceanographic Commission)	UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter (2009)	潛水或底拖網	
EU-MSFD (European Union- Marine Strategy Framework Directive)	Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas (2013)	參考UNEP方法	
DeFishGear (The Project Derelict Fishing Gear in the Adriatic Sea)	Methodology for Monitoring Marine Litter on the Seafloor (continental shelf) -Bottom trawl surveys (2016)	底拖網	

表 2.6-3 為本計畫調查成果的彙整，截至 110 年 10 月底，本計畫共進行包括新北貢寮、新北瑞芳、基隆外木山、桃園觀新、新竹香山、苗栗外埔、彰化彰濱、台南台江、屏東海生館、宜蘭三仙礁、宜蘭龜山島、花蓮石梯坪、台東蘭嶼、台東綠島及澎湖小門等 15 處海域海底垃圾調查。其中以宜蘭龜山島發現的海底垃圾密度最大（平均密度 38,056 件/平方公里，調查面積 2,100 平方公尺發現 67 件），其次依序為澎湖小門（平均密度 31,944 件/平方公里，調查面積 2,100 平方公尺發現 60 件）、台南台江（平均密度 19,074 件/平方公里，調查面積 1,800 平方公尺發現 30 件）、新竹香山（平均密度 17,037 件/平方公里，調查面積 2,700 平方公尺發現 46 件）、彰化彰濱（平均密度 11,481 件/平方公里，調查面積 2,700 平方公尺發現 31 件）、新北瑞芳（平均密度 10,741 件/平方公里，調查面積 2,700 平方公尺發現 29 件）、台東蘭嶼（平均密度 9,259 件/平方公里，調查面積 2,700 平方公尺發現 25 件）、花蓮石梯坪（平均密度 6,500 件/平方公里，調查面積 5,400 平方公尺發現 34 件）、基隆外木山（平均密度 5,556 件/平方公里，調查面積 2,400 平方公尺發現 13 件）、新北貢寮（平均密度 5,185 件/平方公里，調查面積 2,700 平方公尺發現 14 件）、桃園觀新（平均密度 3,796 件/平方公里，調查面積 3,300 平方公尺發現 11 件）、屏東海生館（平均密度 2,963 件/平方公里，調查面積 4,800 平方公尺發現 16 件）、苗栗外埔（平均密度 2,037 件/平方公里，調查面積 2,400 平方公尺發現 7 件）、宜蘭三仙礁（平均密度 1,481 件/平方公里，調查面積 2,700 平方公尺發現 4 件）、台東綠島（平均密度 0 件/平方公里，調查面積 2,400 平方公尺發現 0 件）。圖 2.6-18 為本計畫海底垃圾平均密度調查結果與 2020 年調查結果比較，由圖中可見海底垃圾平均密度，除新北貢寮、基隆外木山海域外，均較去年低，由於本計畫在執行時均會將調查結果通報後由海保署委辦公司儘速清除，因此，由兩年度調查結果比較可以顯示清除後的成果。而新北貢寮在本年度的調查仍發現有一些漁網，後續應針對本區域清理出來的漁網漁具類別分析，以進一步研議可能的管理管制方案。



(單位: 件/平方公里)

圖 2.6-18 本計畫海底垃圾平均密度調查結果與 2020 年調查結果比較

表 2.6-3 為本計畫調查 15 處海域海底垃圾分類結果，調查海域的海底垃圾以漁網漁具及網繩(漁網或錨使用之繫繩)為大宗，約佔 65%，其它垃圾包括寶特瓶(5%)、輪胎、PVC 管、布袋、部份塑膠品等(圖 2.6-19)。

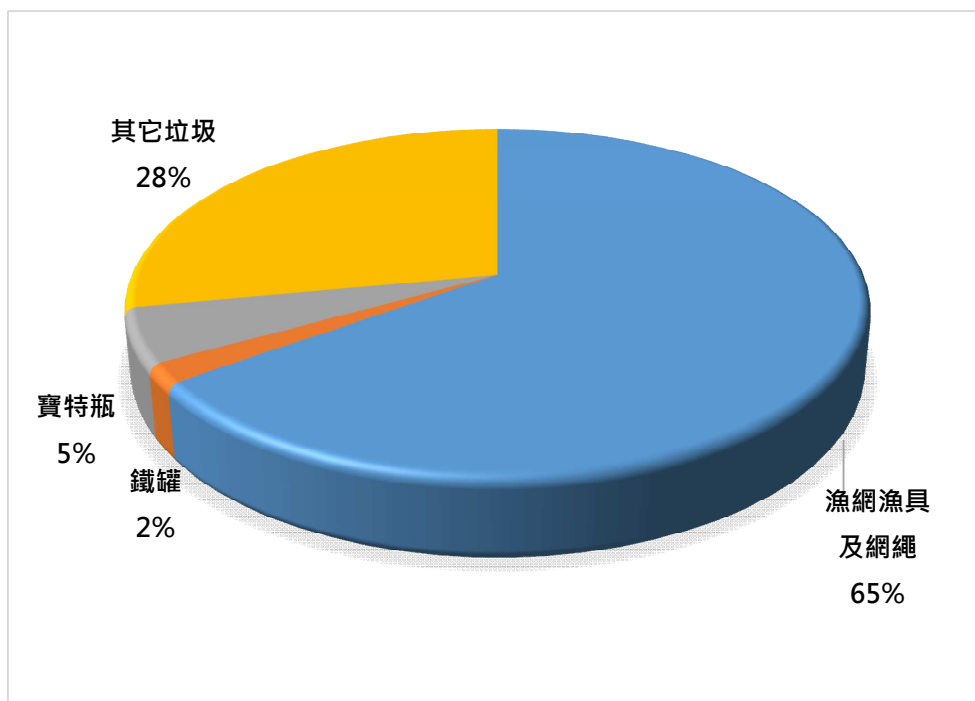


圖 2.6-19 本計畫調查各類海底垃圾比例

表 2.6-4 為國際間其它地區的調查結果，國際間調查最高測值為弗拉姆海峽測得 3,635-7,710 件/平方公里(Bergmann et al., 2015)，使用攝像機進行調查。為與國際調查比較，可將本計畫的調查面積單位轉換為平方公里再進行計算，但本計畫調查為小範圍且鎖定可能熱區，因此可能會有放大的效應，惟仍可作為國內海底垃圾密度與國外基線的參考。

表 2.6-3 本計畫海底垃圾調查成果彙整(1/6)

	調查 件數	平方 公尺	密度 (件/平 方公里)	資源垃圾						一般垃圾								
				鐵罐	寶特 瓶	鋁罐	玻璃 瓶	廢紙	其它 垃圾	竹木	漁網 漁具	其它 垃圾	(其它垃圾)說明					
新北貢寮																		
測線 A	6	900	6,667	0	0	0	0	0	0	0	6	0						
測線 B	5	900	5,556	0	0	0	0	0	0	0	5	0						
測線 C	3	900	3,333	0	0	0	0	0	0	0	1	2	布袋 (2)					
新北瑞芳																		
測線 A	3	900	3,333	0	1	0	0	0	0	0	0	2	網繩					
測線 B	9	900	10,000	0	0	0	0	0	1	0	1	7	塑膠 盒	網繩 (3)	輪胎	PVC 管	布袋	垃圾 袋
測線 C	17	900	18,889	2	0	0	0	0	0	0	3	12	網繩 (5)	PVC 管(5)	輪胎	布袋		
基隆外木山																		
測線 A	6	1200	5,000	0	0	0	0	0	0	0	4	2	鋼瓶	鋼索				
測線 B	4	600	6,667	0	0	0	0	0	0	0	3	1	呼拉 圈					
測線 C	3	600	5,000	0	0	0	0	0	0	0	3	0						

註：調查面積以調查動線長度×3 公尺（能見度）計算、單位採小面積調查轉換為平方公里

表 2.6-3 本計畫海底垃圾調查成果彙整(2/6)

	調查 件數	平方 公尺	密度 (件/平 方公里)	資源垃圾						一般垃圾								
				鐵罐	寶特 瓶	鋁罐	玻璃 瓶	廢紙	其它 垃圾	竹木	漁網 漁具	其它 垃圾	(其它垃圾)說明					
桃園觀新																		
測線 A	1	1200	833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	網繩				
測線 B	2	1200	1,667	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	網繩				
測線 E	8	900	8,889	0	0	0	0	0	0	0	2	6	網繩 (5)	塑膠 袋				
新竹香山																		
測線 A	4	900	4,444	0	0	0	0	0	0	0	1	3	網繩 (1)	布袋 (2)				
測線 B	27	900	30,000	0	0	0	0	0	0	0	12	15	網繩 (15)					
測線 C	15	900	16,667	0	0	0	0	0	0	0	14	1	網繩 (1)					
苗栗外埔																		
測線 A	1	900	1,111	0	0	0	0	0	0	0	1	0						
測線 B	6	1200	5,000	0	0	0	0	0	0	0	3	3	網繩 (3)					
測線 C	0	300	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0						

註：調查面積以調查動線長度×3公尺（能見度）計算、單位採小面積調查轉換為平方公里

表 2.6-3 本計畫海底垃圾調查成果彙整(3/6)

	調查 件數	平方 公尺	密度 (件/平 方公里)	資源垃圾						一般垃圾							
				鐵罐	寶特 瓶	鋁罐	玻璃 瓶	廢紙	其它 垃圾	竹木	漁網 漁具	其它 垃圾	(其它垃圾)說明				
彰化彰濱																	
測線 A	8	900	8,889	0	0	0	0	0	0	0	6	2	網繩 (2)				
測線 B	12	900	13,333	0	0	0	0	0	1	0	6	5	塑膠 瓶	網繩 (3)	垃圾 袋(2)		
測線 D	11	900	12,222	0	0	0	0	0	0	0	9	2	網繩 (2)				
台南台江																	
測線 A	8	900	8,889	0	0	0	0	0	1	0	3	4	塑膠 籃	網繩 (4)			
測線 B	15	600	25,000	2	0	0	0	0	0	0	2	11	鐵罐 (7)	PVC 管(2)	布袋 (2)		
測線 C	7	300	23,333	0	0	0	0	0	0	0	0	7	網繩 (7)				
屏東海生館																	
測線 A	0	900	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
測線 B	0	900	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
測線 C	2	900	2,222	0	0	0	0	0	0	0	0	2	網繩 (2)				

註：調查面積以調查動線長度×3公尺（能見度）計算、單位採小面積調查轉換為平方公里

表 2.6-3 本計畫海底垃圾調查成果彙整(4/6)

	調查 件數	平方 公尺	密度 (件/平 方公里)	資源垃圾						一般垃圾							
				鐵罐	寶特 瓶	鋁罐	玻璃 瓶	廢紙	其它 垃圾	竹木	漁網 漁具	其它 垃圾	(其它垃圾)說明				
屏東海生館																	
測線 D	4	900	4,444	0	0	0	0	1	1	0	1	1	塑膠 瓶	網繩			
測線 E	10	900	11,111	3	0	0	0	0	1	0	1	5	塑膠 瓶	網繩 (2)	PVC 管	便當 盒	垃圾 袋
測線 F	0	300	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
宜蘭三仙礁																	
測線 A	2	900	2,222	0	0	0	0	0	0	0	0	2	網繩 (2)				
測線 B	1	900	1,111	0	0	0	0	0	0	0	0	1	網繩				
測線 C	1	900	1,111	0	0	0	0	0	0	0	1	0					
宜蘭龜山島																	
測線 A	22	600	36,667	0	0	0	0	0	0	0	18	4	網繩 (4)				
測線 B	29	1200	24,167	0	0	0	0	0	0	0	29	0					
測線 C	16	300	53,333	0	0	0	0	0	0	0	15	1	網繩 (1)				

註：調查面積以調查動線長度×3公尺（能見度）計算、單位採小面積調查轉換為平方公里

表 2.6-3 本計畫海底垃圾調查成果彙整(5/6)

	調查 件數	平方 公尺	密度 (件/平 方公里)	資源垃圾						一般垃圾							
				鐵罐	寶特 瓶	鋁罐	玻璃 瓶	廢紙	其它 垃圾	竹木	漁網 漁具	其它 垃圾	(其它垃圾)說明				
花蓮石梯坪																	
測線 A	2	1200	1,667	0	0	0	0	0	1	0	0	1	PVC 管				
測線 B	20	1200	16,667	6	0	0	1	0	5	0	0	8	網繩 (4)	包裝 袋(2)	烤肉 網	PVC 管	
測線 C	5	600	8,333	0	0	0	0	0	0	0	1	4	網繩 (4)				
測線 D	2	1200	1,667	0	0	0	0	0	0	0	0	2	塑膠 袋(2)				
測線 E	5	1200	4,167	0	0	0	0	0	0	0	4	1	網繩				
台東蘭嶼																	
測線 A	17	900	18,889	0	0	0	0	0	8	0	2	7	廢布 (3)	PVC 管(2)	垃圾 袋(2)		
測線 B	8	900	8,889	0	0	0	0	0	4	0	0	4	廢布 (2)	PVC 管(2)			
測線 C	0	900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					

註：調查面積以調查動線長度×3公尺（能見度）計算、單位採小面積調查轉換為平方公里

表 2.6-3 本計畫海底垃圾調查成果彙整(6/6)

	調查 件數	平方 公尺	密度 (件/平 方公里)	資源垃圾						一般垃圾								
				鐵罐	寶特 瓶	鋁罐	玻璃 瓶	廢紙	其它 垃圾	竹木	漁網 漁具	其它 垃圾	(其它垃圾)說明					
台東綠島																		
測線 A	0	1200	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
測線 B	0	1200	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
澎湖小門																		
測線 A	50	900	55,556	2	16	0	0	0	0	0	0	32	網繩 (23)	輪胎 (6)	PVC 管	布袋	便當 盒	
測線 B	10	1200	8,333	0	0	0	0	0	0	0	1	9	網繩 (4)	PVC 管(4)	廢布			

註：調查面積以調查動線長度×3公尺（能見度）計算、單位採小面積調查轉換為平方公里

表 2.6-4 國際間海底垃圾調查數據

地點	日期	調查方式	深度 (公尺)	密度 (件/平方公里)	資料來源
中國南海	2009-2010	底拖網 / 潛水調查	0-10	693	Bergmann et al., 2015
地中海 (法國)	2009	水下無人載具	80-700	3.01	Bergmann et al., 2015
第勒尼安海 (義大利)	2009	底拖網	40-80	5960±3023	Bergmann et al., 2015
地中海 (西班牙)	2009	底拖網	40-80	4424±3743	Bergmann et al., 2015
馬爾地 (南歐)	2005	底拖網	50-700	102	Bergmann et al., 2015
亞述群島 (葡萄牙)	2010-2011	潛水調查	--	1439	Bergmann et al., 2015
美國西海岸	2007-2008	底拖網	55-183	30	Bergmann et al., 2015
美國西海岸	2007-2008	底拖網	183-550	59	Bergmann et al., 2015
美國西海岸	2007-2008	底拖網	550-1280	129	Bergmann et al., 2015
地中海 (法國)	1994-2009	底拖網	0-800	0-2540	Bergmann et al., 2015
弗拉姆海峽	2002-2011	攝影機	2500	3635-7710	Bergmann et al., 2015
蒙特雷峽谷 (美國加州)	1989-2011	水下無人載具	25-3971	632	Bergmann et al., 2015
ABC群島 (荷蘭加勒比地區)	2000	潛水器	80-900	0-4590	Bergmann et al., 2015
日高町灣 (日本)	2017-2018	底拖網	--	2926	Kuroda et al., 2020

2.7 清除方案建議

由於垃圾涉及水下清除作業，其工作內容相當危險、困難而且昂貴，同時易受海象影響，因此在實務上應先調查後掌握分佈狀況，再依高密度熱區、海洋生態危害性、民眾觀感等因素分類分區考量急迫性後，投入有限資源分區清除，例如以寶特瓶、廢棄漁網具可能是海洋廢棄物主要來源，其中廢棄漁網易危害海洋生態，同時在本計畫調查成果顯示，廢棄漁網的發現率較高，因此，高密度區且鄰近海洋保育區者應在排序篩選上增加權重，以此方式擬訂優先清除區域排序，並滾動式更新調整，作為清除排程規劃參考。本年度共調查 15 處海洋保護區（或其鄰近海域），依海底垃圾的發現件數進行排序，依序為宜蘭龜山島、澎湖小門、台南台江、新竹香山、彰化彰濱、新北瑞芳、台東蘭嶼、花蓮石梯坪、基隆外木山、新北貢寮、桃園觀新、屏東海生館、苗栗外埔、宜蘭三仙礁、台東綠島(本年度未發現海底垃圾，無需清除)等。依此排序規劃清除排程（見表 2.7-1）。透過上述分佈資料及清除排序列表，針對分佈數量較少或較複雜需長時間作業者，可以補助地方政府或由號召民間潛海戰將，進行定時清除，海保署則每月檢視回報資料，管理掌握進度，必要時補充或更新調查資料。而針對範圍或量體較大或涉及跨部會管理權責時，可由海保署規劃投注資源辦理委託清除工作，以達到即時清除的效率，另外，可編列緊急應變開口合約，針對有特殊案件發生而可能影響海上航道安全時，可以進行緊急清理。

表 2.7-1 本年度調查區域之建議清除排序

建議清除排序	調查區域	調查面積 (m ²)	垃圾件數	漁網漁具件數
1	宜蘭龜山島	2100	67	62
2	澎湖小門	2100	60	1
3	台南台江	1800	30	5
4	新竹香山	2700	46	27
5	彰化彰濱	2700	31	21
6	新北瑞芳	2700	29	4
7	台東蘭嶼	2700	25	2
8	花蓮石梯坪	5400	34	5
9	基隆外木山	2400	13	10
10	新北貢寮	2700	14	12
11	桃園觀新	3300	11	3
12	屏東海生館	4800	16	2
13	苗栗外埔	2400	7	4
14	宜蘭三仙礁	2700	4	1

第三章 海域微型塑膠採樣及檢測調查

3.1 國內專利評析

全球的塑膠產量從 1950 年的 1.5 百萬噸增加到 2019 年的 3.68 億噸 (PlasticsEurope, 2020)，在使用過後，塑膠產品通常變成塑膠垃圾藉由環境的各種途徑，最終通過河流到達海洋(Koelmans et al., 2014)，在海洋中受到紫外線輻射、機械磨損、生物降解、分解作用在塑膠垃圾上(Barnes et al., 2009; Browne et al., 2011)，並產生微小的塑膠碎片，微型塑膠污染已成為近年來最重要的環境議題之一，國際研究顯示海洋、淡水與陸地都已經發現微型塑膠存在，在 2008 年美國海洋暨大氣總署(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)將尺寸小於 5 mm 以下的塑膠粒子定義為微型塑膠(microplastics, MPs)，也稱為塑膠微粒，由於在此尺寸以下更易被生物所攝取和吸收，因此傷害性比大型的塑膠碎片來的高。

微型塑膠的型態包含碎片、顆粒、纖維等，常見塑膠種類有聚丙烯、聚乙烯、具對苯二甲酸乙二醇酯、聚苯乙烯、聚氯乙烯、聚醯胺纖維。海洋塑膠微粒的主要來源有兩類，其一來自海洋廢棄物，人類使用後處理不當的較大塑膠廢棄物，經過自然過程逐漸降解成為微型碎片，循河川系統最終累積於海洋。另一來源則為塑膠微珠，此類微型人造塑膠顆粒常添加於個人清潔用品，使用後不易以汙水處理設備去除，因此經過河川放流進入海洋。

研究統計上發現最常見的塑膠微粒形狀為碎片、顆粒、纖維、薄膜，相較於其他的形狀，纖維和薄膜上容易有生物附著，也比較快開始下沉(Chubarenko et al., 2016)，微型塑膠分布在世界各地的海洋當中，不僅僅是海岸線、海灘、海底沉積物，甚至是人煙罕見的極地都能發現其存在(Barnes et al., 2010)，影響其分布的原因可能是洋流系統，也可能因為塑膠的形狀、大小、密度影響其分布範圍。

聯合國糧食及農業組織 (Food and Agriculture Organization of the United

Nations, FAO) 2017年的報告指出，塑膠微粒中平均可含4%的添加劑，依原產品的性能需求而添加，例如塑化劑。並且微型塑膠之材質亦易於吸附並釋放其他汙染物如持久性有機汙染物、多氯聯苯、戴奧辛、等環境賀爾蒙與毒化物。微型塑膠或懸浮於海水中或沉積於海底，可被水生生物食入，再透過生物累積與生物放大轉移至食物鏈上層生物。目前世界各國尚未建立微型塑膠的健康風險評估與安全容許標準，但微型塑膠難以藉由一般過濾器材除去，很可能最終經由生態食物鏈及飲水被人體攝入，也因此微型塑膠的調查為各國政府與研究單位努力之方向。

3.1.1 國內微型塑膠採樣檢測方法及相關法規

由於近年國際上對微型塑膠所造成之環境危害高度關注，因此環保署於 106 年進行國內 89 處自來水淨水場、7 處養殖區及 2 處海水浴場之自來水、海水、沙灘及貝類中微型塑膠調查計畫，由環保署環境檢驗所負責執行採樣及檢測。此調查使用較國際研究更嚴謹的方法檢測每一根微型塑膠的材質，包含熱觸法、螢光染色法及顯微光譜法 3 種檢測方法，前兩種是常用的微型塑膠定量法，但無法測出塑膠的材質，而顯微光譜分析技術可有效定性及定量微型塑膠。調查結果大部分樣品均檢出微型塑膠，自來水中檢出皆為纖維狀，數量為 0 至 6 根/L，海水微型塑膠數量為 1,000 至 18,500 個/1000L，沙灘為 26 至 2,400 個/kg，貝類為 0.2 至 5.2 個/g，共檢出 12 種常見之塑膠材質(行政院環境保護署環境檢驗所，2018a, b)。

環保署表示調查之目的在健全國內環境基礎資料、朝長期污染監測努力，而微型塑膠污染的解決方案應採取源頭管制。由於化妝品及個人清潔用品所含塑膠微粒屬於產品額外添加之成分，環保署於 106 年 8 月 3 日公告訂定「限制含塑膠微粒之化妝品與個人清潔用品製造、輸入及販賣」，自 107 年 1 月 1 日起國內不得製造及輸入、107 年 7 月 1 日起不得販賣含塑膠微粒之洗髮用化妝品類、洗臉卸妝用化妝品類、沐浴用化妝品類、香皂類、磨砂膏、牙膏等 6 大類產品。環

保署環境檢驗所則分別於 106 年與 109 年公告兩則微型塑膠標準檢測方法，NIEA M907.00B「化粧品及個人清潔用品中含塑膠微粒材質之定性檢測方法」及 NIEA M909.00C「水中微型塑膠檢測方法-熱觸法」。

「化粧品及個人清潔用品中含塑膠微粒材質之定性檢測方法」適用於「限制含塑膠微粒之化妝品與個人清潔用品製造、輸入及販賣」中所公告之化粧品及個人清潔用品含塑膠微粒材質之定性檢測分析。針對粒徑介於 5 mm 與 0.05 mm 間之塑膠微粒，樣品通過 5 mm 之篩網與 0.05 mm 濾片過濾，將殘留固體烘乾後，以傅立葉轉換紅外線光譜儀 (Fourier transform infrared spectrometer, FTIR) 或拉曼光譜儀 (Raman spectrometer) 進行樣品定性分析。傅立葉轉換紅外線光譜儀及拉曼光譜儀測出相似度同時等於或大於 80% 以上才判定為塑膠微粒材質。該方法目前正在進行 NIEA M907.01B 更新，增加以玻璃纖維濾紙過濾更小粒徑之固體顆粒、合成蠟之熔點判斷如示差掃描熱分析，同時傅立葉轉換紅外線光譜儀或拉曼光譜儀擇一測出相似度等於或大於 80% 以上，且確認該檢出材質之波數與峰形存在即可判定為塑膠材質。「水中微型塑膠檢測方法-熱觸法」適用於飲用水中 5 mm 以下微型塑膠之定量檢測。參照環保署飲用水水質採樣方法 (NIEA W101) 進行採樣，使用直徑 47 mm、孔徑 1.0 μm 之親水性鐵氟龍濾膜過濾後，以熱針觸碰濾膜上 5 mm 以下之微型塑膠，由捲曲或熔化等現象判斷是否為塑膠材質，以計數微型塑膠數(行政院環境保護署，2020)。

國內尚無海域環境及生物體內微型塑膠之標準採樣及檢測方法或相關法規，而從學術界近期發表文獻中，海域微型塑膠調查大多參考國外近十年相關採樣與檢測方法，如美國 NOAA 所建議，使用 330 μm 網目之拖網採樣 15 分鐘、氯化鈉溶液做密度分離、過氧化氫進行樣品消化、再以 40X 顯微鏡檢視定量，以及歐盟海洋策略框架管理處(European Union Marine Strategy Framework Directive, MSFD) 所建議將部分樣品以傅立葉轉換紅外光譜做定性材質檢測(EU-MSFD,

2013; Masura et al, 2015)。國外 NOAA、MSFD 海域微型塑膠調查檢測方法建議以及國內相關上游源頭產品中微型塑膠檢測方法以及水中微型塑膠檢測方法等，可供建立海域環境及生物體內微型塑膠之標準採樣及檢測方法參考。

3.1.2 國外微型塑膠採樣檢測方法綜合性分析

聯合國 Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) 於 2019 年整理出「Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean」報告，建議關於海洋垃圾的調查方法，包含海岸、海面、海水、海底、生物體中的巨型與微型塑膠垃圾採樣方法與檢測方法。

針對海水採樣，GESAMP 建議採樣三重複以確認數據，可考慮將一次採樣分為三小段執行，可獲得平均值與偏差值。採樣時機應考慮漲退潮、短期氣象狀況、洋流週期等，並避免夜間微生物 zooplankton 數量增加干擾。建議採樣挑選浪高小於 0.5 m、Beaufort Sea State 3 的平靜海面。海水的採樣方式包含海面拖網、水樣、浮游生物連續採集器等，各式採樣方法缺、優點比較如表 3.1-1。

GESAMP 的準則中針對生物體採樣方法建議物種挑選條件應符合：具有區域代表性、非保育類、於調查海域中數量高、具有生態或經濟重要性、國際上有類似物種調查可做比較等。採樣方式包含由海灘上收集擱淺海洋生物活體、屍體，或由市場收集商業物種，例如牡蠣、海膽等物種經常為人類所飲食，且連同腸道完整食入，具有經濟與健康重要性。不同物種可提供之環境資訊不同，例如固著的生物可提供固定位置之平均環境汙染，移動性較高的物種則可依其所生活的水層而有不同代表性。常見範例物種如鳥類、蚌殼類、魚類。鳥類可從一些被捕食或意外死亡的個體中採樣，或從特定物種反芻或排泄物中取樣。蚌殼類相當普遍，可從海岸或魚貨商取樣，其中牡蠣更是長期被用於重金屬汙染追蹤，且養殖普遍，

利於做全球微型塑膠污染分布的調查。魚類可由漁貨商取樣，是對於人類健康風險之評估相當有成本效益的方法，但由於魚類的活動範圍難定位，對於海域環境影響較難評估。

表 3.1-1 海水微型塑膠採樣方法

採樣方法	說明	優點	缺點
海面拖網	<ul style="list-style-type: none"> • Manta trawl, neuston net • 常用網目約200-330 μm • 以 2 knots 速度拖行 15-30分鐘 	<ul style="list-style-type: none"> • 可用小型船隻採樣 • 以流速計估計水量 	<ul style="list-style-type: none"> • 受天候影響 • 拖曳時間與速度需掌握 • 無法收集小於網目之顆粒
水樣	<ul style="list-style-type: none"> • 以容器採取大量海水 • 可搭配潛水泵使用 	<ul style="list-style-type: none"> • 已知水樣體積 • 適用於分析小於一般330 μm 網目之顆粒 	<ul style="list-style-type: none"> • 採樣水量受限 • 船上減少樣品體積，處理過程易污染
Underway pumps	<ul style="list-style-type: none"> • 船隻冷卻引擎所抽用的海水分流一部分到250 μm 篩網 	<ul style="list-style-type: none"> • 收集航行期間海面下之微型塑膠 • 控制採樣船上作業污染 	<ul style="list-style-type: none"> • 採樣量小 • 採樣深度受海面情況影響
浮游生物連續採集器	<ul style="list-style-type: none"> • 水面下連續拖網 	<ul style="list-style-type: none"> • 海面下長距離採樣 	<ul style="list-style-type: none"> • 一般深度約水下10 m，離水面遠 • 僅採集微小顆粒

(資料來源：GESAMP, 2019)

樣品處理須注重品質管控，避免樣品汙染，應保持實驗環境潔淨，盡可能於層流淨化罩操作，玻璃器皿使用前應清洗、烘乾、蓋上，濾篩濾網使用前先以顯微鏡確認無殘留雜質，且操作人員應穿著天然棉製衣物、無粉手套。應做採樣空白與方法空白，確認採樣設備、儲存容器、所用化學品是否產生背景汙染。

GESAMP 樣品前處理建議先以密度分離將塑膠顆粒與無機雜質分開，將樣品與高密度溶液混合攪拌，再等其 0.5-24 小時後沉澱分層，收集上層懸浮顆粒與上清液，進行濾紙過濾。高密度溶液可用氯化鈉、碘化鈉、氯化鋅等，若一次密度分離效果不足可重複。樣品中生物有機雜質可透過生物或化學消化去除，包含酵素消化、氧化消化、酸消化、鹼消化，說明如下表 3.1-2。

表 3.1-2 微型塑膠樣品消化方法

消化方法	說明	優點	缺點
氧化	<ul style="list-style-type: none"> 使用 20 ml 二價鐵 Fe(II) 與 20 ml 30% 過氧化氫 H₂O₂ 	<ul style="list-style-type: none"> 有效去除 低成本 	<ul style="list-style-type: none"> 可能需多次重複
酸	<ul style="list-style-type: none"> 硫酸、硝酸等強酸 	<ul style="list-style-type: none"> 快速 	<ul style="list-style-type: none"> 破壞塑膠微粒樣品
鹼	<ul style="list-style-type: none"> 每 0.2 g 樣品中添加 40 ml 10 M KOH 	<ul style="list-style-type: none"> 分解生物質更有效 	<ul style="list-style-type: none"> 少數塑膠材質種類產生破壞
酵素	<ul style="list-style-type: none"> protease、cellulase、chitinase 消化 	<ul style="list-style-type: none"> 生物體樣品效果好 塑膠樣品傷害小 	<ul style="list-style-type: none"> 耗時

GESAMP 將微型塑膠樣品之分析分成兩部分：顯微鏡下物理特性分辨與分子振動光譜化學成分定性。物理特性分析時操作者於顯微鏡下觀察記錄樣品顆粒之數目、形狀、尺寸、顏色，判斷是否為塑膠微粒的基本條件為不含細胞特徵、

纖維粗細度均勻一致、單一顏色。此方法對於微小尺寸、透明顆粒、纖維的分辨不易，其中一個解決方式是以尼羅紅螢光劑輔助。尼羅紅可選擇性染於疏水性塑膠，再以螢光顯微鏡挑選顆粒，進一步進行傅立葉轉換紅外光譜確認。此方法的缺點在於尼羅紅亦會染到一些天然纖維與酯類，且產生的螢光會干擾拉曼光譜定性。電子顯微鏡亦可輔助塑膠微粒的物理特性判斷，但此方法過於耗時，不適用於大量分析。微型塑膠化學成分定性有利於分辨塑膠材質與追蹤來源，最常用方法為傅立葉轉換紅外光譜或拉曼光譜，其他技術比較其他技術比較如下表 3.1-3:

表 3.1-3 微型塑膠樣品檢測方法

化學定性方法	說明	優點	缺點
顯微鏡目測	<ul style="list-style-type: none"> 以40倍解剖顯微鏡觀察物理特性 	<ul style="list-style-type: none"> 簡易、快速 低成本 	<ul style="list-style-type: none"> 無法分辨化學材質 透明顆粒誤判率高
紅外光譜	<ul style="list-style-type: none"> 提供化學鍵與官能基的資訊 分為穿透、反射、ATR三種模式，接觸式的ATR較適用 	<ul style="list-style-type: none"> 分辨塑膠材質 偵測極限約20 μm 	<ul style="list-style-type: none"> 儀器高價
拉曼光譜	<ul style="list-style-type: none"> 提供化學鍵與化學成分的資訊 	<ul style="list-style-type: none"> 分辨塑膠材質 偵測極限約 1 μm 非接觸、非破壞 	<ul style="list-style-type: none"> 儀器高價 受螢光干擾
SEM-EDS	<ul style="list-style-type: none"> 電子顯微鏡下可分辨樣品的元素成分 	<ul style="list-style-type: none"> 利於分辨 PVC 與 PTFE 等含異元素的塑膠 	<ul style="list-style-type: none"> 儀器高價 樣品處理複雜耗時
DSC/TGA, 熱裂解氣相層析質譜儀	<ul style="list-style-type: none"> DSC/TGA 透過高分子的溶解特性 裂解氣相層析質譜儀將樣品溶解後產生的氣體做質譜分析 	<ul style="list-style-type: none"> 辨別塑膠與其材質種類 	<ul style="list-style-type: none"> 對樣品具破壞性

歐盟早在 2013 年就投入微型塑膠相關議題，MSFD 海洋垃圾技術小組 (Technical Subgroup on Marine Litter) 的「Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas」報告中提出應標準化海水、潮間帶、海底、生物體內微型塑膠的採樣檢測方法(EU-MSFD, 2013)。此報告中建議以海面拖網收集海水，再過篩、萃取出非天然微粒，顆粒可透過視覺分辨輔以傅立葉轉換紅外線光譜定性。建議的量化範圍 20 μm - 5 mm 的微型塑膠，並以 100 μm 的區段將大小分類：大小介於 20 - 100 μm 的微粒應做定性分析；大小介於 0.1 - 5 mm 之微粒應每個大小區間選取部分(5-10%)進行定性分析（每年或每樣品分析總量不超過 50 顆粒）。

MSFD 針對海水中微型塑膠採樣方法，建議統一使用 333 μm mesh、6m 長度之海面拖網，應詳細記錄所使用網子種類、網目大小、孔徑，採樣時間建議 30 分鐘，並記錄估計水量。收回後，將網子由外側沖洗，洗下之樣品收集於容器中。海水樣品應過 500 μm 篩，將顆粒大小以 100 μm 的範圍分類並放上個別培養皿，烘乾後秤重。海洋生物普遍有微型塑膠汙染，目前無建議特定物種做生物體中微型塑膠分析代表。建議分析時應於解剖顯微鏡下將腸道劃開，若體積過大可截片段進行分析，於顯微鏡下將異樣的碎片以鑷子取出，收於鋪上濾紙的培養皿中，以待檢測。

另外美國海洋暨大氣總署 NOAA 2015 年發表一份「Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments」技術報告，對於海洋塑膠微粒分析方法進行建議，其中包含海水、海灘、海底樣品之分析(Masura et al., 2015)。報告針對以 0.335 mm 網目拖行 15 分鐘取得之海水樣品中 0.3 - 5 mm 微型塑膠的含量，先以 5.6 mm 與 0.3 mm 不銹鋼網篩過濾，將 0.3 mm 篩到之樣品收集於燒杯烘乾，並秤重讀取總固體重量。接著以氧化消化去除生物有機雜質，加入

0.05 M Fe(II)、30% 雙氧水，攪拌加熱，並重複直到生物有機雜質完全消化。而後進行密度分離去除無機雜質，添加氯化鈉到 5 M 濃度，讓其在密度分離漏斗中分層，以 0.3 mm 篩網收集最上層漂浮塑膠微粒。篩網經過隔夜乾燥後，以 40X 顯微鏡目測挑選微型塑膠，收於樣品瓶，並秤重取得微型塑膠總重量。疑似顆粒於顯微鏡下若以鑷子刮過而不破碎，則可判斷為塑膠顆粒。報告書中另建議過程中應留意使用塑膠器具產生之樣品汙染，並避免穿著人工纖維製之衣物。

日本環境省因應 2015 年 G7 高峰會的「G7 Action Plan to Combat Marine Litter」海洋垃圾處理行動方針，2019 年擬定一份標準化海洋微型塑膠採樣檢測方法的建議書「Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods」。該建議書內容專門探討海水採樣分析方法，主要建議使用常用的 Manta net 或 Neuston net，挑選海面平靜時採樣，Neuston net 可適用於風浪較大情況但不易估計水量，Manta net 則可較準確估計水量但僅適用於海面平靜時 (Michida et al., 2019)。調查顯示 Manta net 採得之微型塑膠量稍高於 Neuston net。兩種網子建議使用常見之 0.3 mm 網目，最適用於分析 1-5 mm 之塑膠微粒，小於 1 mm 可能有低估數量之情形，須改用較小網目另外採樣。建議拖行時間不少於 20 分鐘、涵蓋 1000 m² 海面、過濾 200-500 m³ 之海水，以獲得較具平均代表性的樣品。船行速度建議約 1-3 knots，速度過高易造成網口形成亂流。網口應安裝流速計，以準確評估採樣流量與後續微型塑膠密度。採樣應紀錄風向、浪高、日期時間、天氣因素、鹽度、船型、路徑等。網子每次採樣前應充分清洗，並選擇至少一次進行空白測試，將清洗過的網子依照拖網採樣後的沖洗過篩步驟分析。如果長時間保存未用的網子，應清洗避免保存方式造成的塑膠汙染。

日本環境省建議樣品處理包含前處理、過篩、微型塑膠篩分、計量、成分定性分析。前處理包含以密度分離移除無機顆粒以及消化分解生物有機物質。消化前處理可選用氧化消化、酸消化、鹼消化、或酵素消化，有助於減少分析 < 1 mm

微型塑膠時低估塑膠含量的情形。密度分離可視樣品中無機砂石含量決定是否須執行。微型塑膠一般用顯微鏡下目測挑選，建議將大小 > 1 mm 與 < 1 mm 的微型塑膠分開計算分析，後者容易於處理、挑選、分析時低估或流失。進行塑膠目測挑選前可先以過篩與過濾方式將樣品依大小分批。塑膠顆粒之大小建議以最長尺寸紀錄，同時應紀錄其他特徵，如形狀、顏色等。成分定性分析建議使用傅立葉轉換紅外光譜或拉曼光譜，尤其對於 < 1 mm 顆粒，可減少誤判。分析過程的品質管理應注意空氣或水質中的塑膠汙染，並適當進行空白樣品分析。

3.1.3 各國微型塑膠相關管理法規

法規方面目前各國對於海域環境及生物體內微型塑膠之法規管制主要採納源頭管制，近年陸續對產品中刻意添加之微型塑膠訂定法規之國家包含以下：

表 3.1-4 各國微型塑膠法規

國家	法規	內容	生效時間
台灣	限制含塑膠微粒之化妝品與個人清潔用品製造、輸入及販賣	不得製造、輸入或販賣含塑膠微粒之洗髮用化妝品類、洗臉卸妝用化妝品類、沐浴用化妝品類、香皂類、磨砂膏、牙膏等 6 大類產品 (行政院環境保護署, 2017)	2018
英國	Environmental Protection (Microbeads) (England) Regulations 2017	禁止進口、生產或販售含塑膠微粒之使用完畢即沖洗之化妝品或個人清潔用品	2018
法國	Décret no 2017-291 du 6 mars 2017	禁止販售含塑膠微粒之使用完畢立即沖洗之化妝品	2018
瑞典	Ordinance (1998: 944) on prohibitions etc. in certain cases in connection with handling, importation and export of chemical	禁止進口、生產或販售含非天然塑膠微粒之使用完畢即沖洗之個人清潔品或化妝品	2018

	products: Regulation (2018: 55)		
美國	Microbead-Free Waters Act of 2015	逐步禁止進口、生產或販售含塑膠微粒之使用完畢立即沖洗之化妝品或非處方用藥	2017、2018、2019
加拿大	Microbeads in toiletries: method 445.0	2016 年將塑膠微粒列入加拿大環境保護法的毒化物清單，2018 年起禁止進口、生產或販售含塑膠微粒之個人清潔用品	2018
韓國	Regulations on safety standards for cosmetics [Annex 1] No. 2017-114, Notice, Article 3, Dec. 29, 2017	禁止生產或販售含塑膠微粒之使用完畢即沖洗之化妝品	2018
紐西蘭	Waste Minimisation (Microbeads) Regulations 2017	禁止生產或販售含塑膠微粒之使用完畢即沖洗之個人清潔用品或其他用途清潔產品等（醫療器具與藥品不受此限）	2018
歐盟	European Chemicals Agency 提出禁止產品中微型塑膠的法規草案	限制微型塑膠及含微型塑膠且使用後將汙染環境之產品進入市場；若產品非正確使用或丟棄將產生微型塑膠汙染，須於產品上標示；相關行業須回報微型塑膠使用與排放情形	2021

3.1.4 微型塑膠採樣及檢測方法的詳細比較與評估

1. 樣品前處理方法介紹

對於分析塑膠微粒而言，通常需要去除大部分樣品的基質，基質的來源可能是土壤、沉積物、淡水、廢水、海水、生物體等等，並且從基質和黏附的物質當中萃取出塑膠粒子，在此過程中，某些步驟相當依賴前者的適用性，根據樣品的種類、尺寸、特性，選擇最適當的處理方式，已實現較高的萃取效率以及塑膠的回收效率，像是一些方法可能仰賴於機械過程，例如篩分和混合，這過程能有效地將塑膠微粒從樣品中分離出來，但是如果塑膠顆粒易碎的話，則會影響塑膠的定量，對於某些基質，已經有傾向於一種通用的方式，但對於另一種基質而言，仍有許多新興的方法正透過各種數據來進行詳細研究。

目前常見的方法可以分成手動(manual)、物理(physical)、化學(chemical)三種類型(圖 3.1-1)，其中物理的方式包含重力分離(gravity separation)、泡沫浮懸法(froth filtration)、密度分離(density separation)，化學的方法則有酸消化法(HNO_3 , HCl , HClO_4)、鹼消化法(KOH , NaOH)、酵素消化法(Proteinase-K)、氧化法(Fenton's reagent)等等，近年來也有新興的方法像是靜電分離(electrostatic separation)和磁萃取(magnetic extraction)等方式也被應用在樣品分離上。

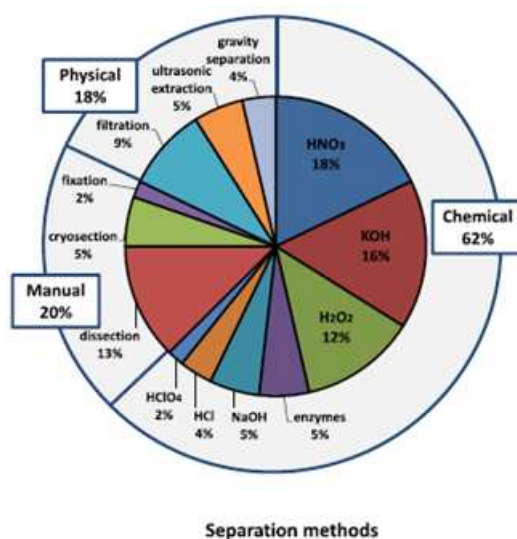


圖 3.1-1 各種分離方法的占比示意圖(Nguyen et al., 2019)

(1) 密度分離

密度分離(density separation)的方法是最普遍使用在微型塑膠的萃取上，藉由使用高密度的鹽類溶液來當作萃取的介質，在早期的研究中，飽和的氯化鈉(NaCl)溶液被用來將微型塑膠從沙子中分離(Thompson et al., 2004)，如圖 3.1-2 所示，並在攪拌和沉澱後，將含有塑膠的上層液吸入到另一個錐形瓶中，並從該錐形瓶中轉移到過濾系統，分離過程中可能會導致樣品的損失，除此之外，飽和氯化鈉溶液最高只能分離到密度 1.2 g cm^{-3} 的塑膠，像是 PET 和 PVC 有更高密度的塑膠就無法使用飽和氯化鈉溶液，因此，可取代的鹽類像是 NaI ($\rho = 1.8 \text{ g cm}^{-3}$), $\text{Na}_6[\text{H}_2\text{W}_{12}\text{O}_6]$ ($\rho = 1.4 \text{ g cm}^{-3}$), Zn_2Cl ($\rho = 1.6\text{-}1.7 \text{ g cm}^{-3}$), NaBr ($\rho = 1.55 \text{ g cm}^{-3}$) (Filella et al., 2015)，但由於花費和危險性，這些溶液比較偏向第二選擇，或者，可以將乙醇用來將塑膠從低密度的生物中分離出來，但是此類溶劑像是乙醇可能溶解或損害某些種類的塑膠，特別是在微小的塑膠粒子。

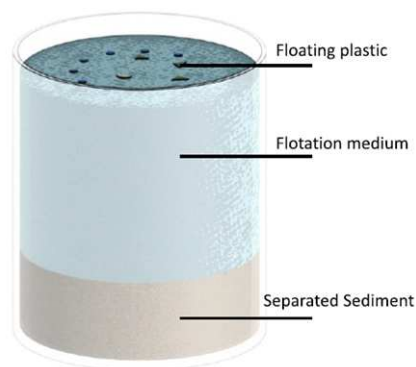


圖 3.1-2 密度分離法示意圖(Nguyen et al., 2019)

(2) 泡沫浮懸法

泡沫浮懸法(Froth Flotation)為另一種分離方法，不只依賴密度也與表面的疏水性(hydrophobicity)有關，也方法常被用在回收工廠中(Alter, 2005)，泡

沫浮懸法是利用疏水性的交互作用力來分離塑膠和礦物質，疏水性的顆粒會吸附在氣泡表面，隨後氣泡攜帶微粒到氣液界面，如圖 3.1-3 所示，因此，可將塑膠微粒從低疏水性的雜質當中分離出來，但是目前此方法並未能很好的將塑膠回收，根據 Imhof 等人的實驗結果，此方法的回收率僅有 55% 左右 (Imhof et al., 2012)，然而，Crichton 等人利用親油作用力使用油來抓取塑膠微粒，在~1 mm 尺寸的塑膠微粒有很高的回收率，但是必須利用乙醇來清除殘油，這可能會有潛在風險導致塑膠損壞。在其他領域上，基於疏水性的分離已經成功應用在分子上，像是疏水作用層析法被用來分離生物分子 (Gustavasson et al., 1999)，最近，通過將鐵奈米粒子疏水化處理，能夠實現將 15 μm 的塑膠微粒分離 (Grbic et al., 2019)，此方法將在下一小節介紹。

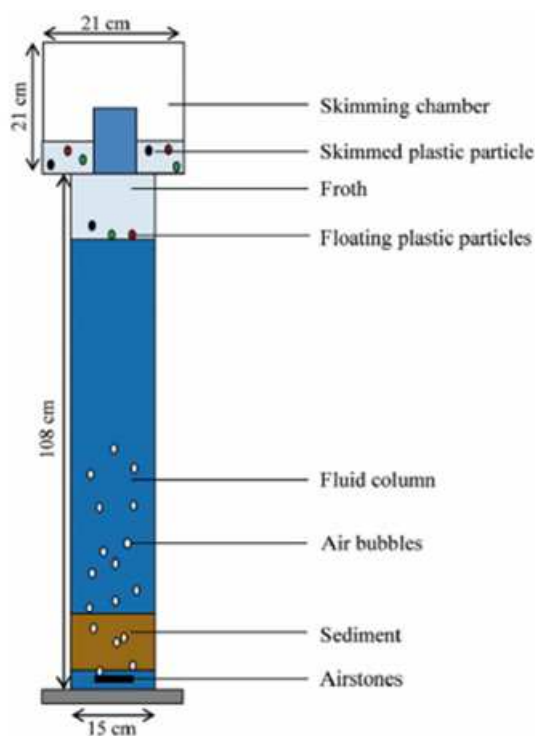


圖 3.1-3 泡沫浮懸法工作原理示意圖 (Nguyen et al., 2019)

(3) 磁萃取

Grbic 等人提出了另一種基於疏水性的分離方法(Grbic et al., 2019)，由於鐵奈米粒子的高比表面積、低價格、鐵磁性(ferromagnetic properties)的特徵，被選擇來當作此種分離方法的材料，首先，利用十六烷基三甲基硅烷將鐵奈米粒子疏水化，將 0.2 ml hexadecyltrimethoxysilane (HDTMS; technical grade, >85%, Sigma-Aldrich, catalog no.52360)加入 20 ml 的甲醇和大約 40 mg 25 nm 的鐵奈米粒子(99.5% trace metals, Sigma-Aldrich, catalog no.746835)，鐵奈米粒子上存在天然氧化層(Reinhard et al., 1987)，當中的羧基會與甲氧基矽烷(-Si-OCH₃)反應並生成矽氧烷(siloxane, -Si-O-Si)(Liu et al., 2013)，如圖 3.1-4 所示，(a)使用 HDTMS 修飾鐵奈米粒子使其呈現疏水性並藉由疏水交互作用力吸附在塑膠表面，(b)修飾的鐵奈米粒子可以利用磁性對塑膠進行回收，(c)HDTMS 與 Fe 的天然氧化層上的 OH 基鍵結的示意圖，因此，HDTMS 的長碳鏈顯現在鐵奈米粒子的表面，使其呈現疏水性，此外，Si-O 鍵(鍵能 452 kJ/mol)的強度大於 C-C 鍵(鍵能 345.6 kJ/mol)，使其在環境中不易被破壞，將混合液放進漩渦混合器(vortex mixer, Talboys 9356TAMPUSS)，使其在室溫下反應一整晚，將溶液倒出並用去離子水代替，同時用磁鐵將鐵奈米粒子固定在容器中，使鐵奈米粒子從溶液中分離出來並儲存在去離子水中，最後將樣品與溶液混合，疏水性的鐵奈米粒子會因為疏水作用力吸附在微型塑膠表面，並使用磁鐵將其萃取出來。

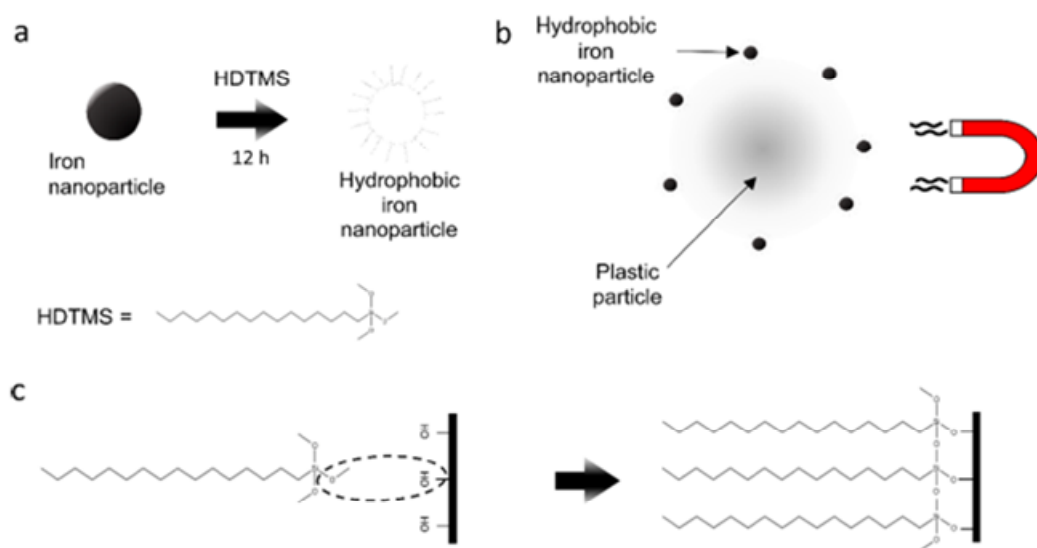


圖 3.1-4 磁性分離方法示意圖(Rochman et al., 2019)

除了水樣品之外，此方法也試驗篩分過(篩孔尺寸為 45 μm)的海底沉積物，其中也添加了幾種微型塑膠(200 μm ~ 1 mm; PP, PVC, PU, PS, and PE)，回收率從 49%(PP)到 90%(PE)，儘管試驗中的標準差仍然偏高，這種方法也驗證了其可行性。不過仍然有一些缺點：親脂性物質可能存在於土壤有機物質中並導致非特異性結合，造成該方法的效率下降，Grbic 等人認為使用該方法於測量沉積物樣品前應該先進行密度分離和消化反應，但是在密度分離和消化反應後也許就沒有額外萃取方法的必要了，此外，脆型的微型塑膠顆粒可能會在此過程中碎裂，環境中老化的微型塑膠可能比原始的塑膠更容易碎裂，這可能會強烈影響結果的可靠性，Grbic 等人提出減少磁鐵和微型塑膠的接觸可以減少碎裂的發生，但是，鐵奈米粒子後續的處理仍然沒有得到進一步的驗證，儘管 Grbic 等人發現在界面活性劑(Pluronic F217)或酸溶液中(草酸)對磁體進行超聲波處理可以將鐵奈米粒子從微型塑膠表面移除，但是此方法可能造成塑膠微粒進一步的碎裂，因此，如何處理殘留的鐵奈米粒子仍然是一大問題。

(4) 酸消化法

酸消化法(Acidic digestion)是一種普遍用來去除樣品中有機雜質的一種方法，因為土壤中富含有機物或是海水表層富含一些浮游生物和藻類等等，因此，消化步驟對於精確的分析是至關重要的，Claessens 等人提出使用 22.5 M 的硝酸進行消化是比較有效的方法(Claessens et al., 2013)，此外，國際海洋探索理事會(international council for the exploration of the sea, ICES)推薦使用混酸 HNO₃:HClO₄ (4:1)去除海洋動物組織(ICES, 2015)，但是好幾個研究顯示強酸可能會破壞特定的聚合物像是聚苯乙烯(PS)和聚醯胺(PA)等等(Rocha-Santos et al., 2015; Nuelle et al., 2014)，為了解決這個問題，Cole 等人使用較低濃度非氧化性的無機酸 HCl，但發現其在去除天然有機雜質的效率不高(Cole et al., 2014)，因此，其他研究專注於開發新方法或優化其他化學消化方法，GESAMP 認為酸消化不適合用在微型塑膠的分離上。

(5) 鹼消化法

除了酸消化法之外，鹼消化法(alkaline digestion)也是常見的一種化學消化方式，然而，使用 NaOH 溶液被發現會破壞聚醯胺(PA)和聚乙烯(PE)纖維，也可能導致其他聚合物溶化或變色(Cole et al., 2014)，此外，研究發現利用強鹼進行鹼水解比使用強酸(使蛋白質變性並水解化學鍵)的效率更高，通常不會破壞固有的聚合物，尤其是在魚類和無脊椎動物(Claessens et al., 2013)，Foekema 等人使用 10% KOH 溶液在室溫下消化魚腸(Foekema et al., 2013)，耗費了 2-3 周的時間，儘管該方法成功且不破壞聚合物，但是過程非常耗時，且可能不適合於植物材料或穩定的土壤有機質，總結來說，使用強酸或強鹼溶液可能會導致樣品成分上的偏差。

Dehaut 等人測試了六種常見用於生物體(此次實驗所用的生物種類為魚、蟹、貝類)的消化方法(Dehaut et al., 2016): 方法(1)使用 10% (w/w) KOH 溶液在室溫下反應 3 周(Foekema et al., 2013)，方法(2)根據 Karl 等人的研究，利用 0.063M 的鹽酸和 2000 FIP-U/g 胃蛋白酶(Panreac, Lyon, France)配置成 0.5% (w/v)的胃蛋白酶溶液，在 35°C 下反應 2 小時(Karl et al., 2014)，方法(3)利用 69% 硝酸(HNO₃)在 60°C 下反應 2 小時，接著用 80°C 的去離子水稀釋，然後在室溫下放置一整晚(Van Cauwenberghe et al., 2015; Van Cauwenberghe and Janssen, 2014)，方法(4) De Witte 等人建議使用 65% 硝酸(HNO₃)和 65% 過氯酸(HClO₃)的混合溶液 4:1(v/v)進行消化，先煮沸十分鐘接著用 80°C 的去離子水稀釋，並在室溫下放置一整晚，方法(5)則是由 Cole 等人建議的方法，使用 10M 氫氧化鈉溶液在 60°C 下反應 24 小時(Cole et al., 2014)，方法(6)則是使用氧化溶液由 0.27M 過硫酸鉀(K₂S₂O₈)和 0.24M 氫氧化鈉溶液混合而成，在 65°C 下反應 24 小時(Maher et al., 2002)，實驗的結果必須使塑膠沒有發生降解同時能有最低的成本和最高的效率，Dehaut 等人發現只有方法(5)和(6)符合，此外將方法(1)三周的反應時間修改成 24 小時並在 60°C 下反應成為方法(1b)也符合高效率同時不讓塑膠發生降解，而三個方法對於醋酸酐纖維(CA)皆會造成破壞，至於其他大部分的塑膠則是未觀察到降解的情形，此外，另一個重點則是對於生物體的消化效率是否良好，根據 Dehaut 等人的實驗結果，發現只有方法(1b)在對於魚類、蟹類和貝類都有良好的消化效率，消化完成後肉眼幾乎看不到未消化掉的有機粒子，至於方法(5)和(6)的消化效率就比較差一點，仍然有許多殘留的雜質碎片存在消化液當中，因此，Dehaut 等人建議使用 10% KOH 溶液在 60°C 下反應 24 小時的方法來進行生物體的消化實驗。

Karami 等人也討論過各種消化液對於生物體的消化效率(Karami et al., 2017)，如表 3.1-5 所示，由表中可以明顯觀察到 KOH 溶液在各個溫度底下

都有相當不錯的消化效率，而高濃度的鹽酸的消化效率也相當高，但是如同上一小節提到的，對於多數的塑膠會有降解的情況發生，所以並不適合用在消化生物體的反應上，於其餘的鹼像是氫氧化鈉就是效率太低，儘管當溫度升高到 60°C 時有 91% 的消化效率，但是在此類型的反應中消化效率未達 95% 基本上不會列入考慮，而在雙氧水的部分，在低溫的時候消化效率不是太好，然而將溫度升高到 50°C 以上的時候則會有令人滿意的消化效果，但它會產生泡沫和白色狀的氧化顆粒進而導致 NY6 和 NY66 降解，並造成 PET 有變色的情況發生(Nuelle et al., 2014)，從結果上來看也顯示 KOH 較適合當作生物體反應的消化液使用。

表 3.1-5 不同消化液在不同溫度下的消化效率(%) (Karami et al., 2017)

消化液	溫度(°C)			
	25(RT)	40	50	60
KOH	97.1	98.6	98.9	97.61
NaClO	82	77.7	80.7	67.92
H ₂ O ₂	87.4	93.5	98.3	100
HCl (37%)	100	98.8	100	99.8
HCl (5%)	53.3	78.8	78.3	88.9
HNO ₃ (69%)	99.9	93.8	91.4	94.4
HNO ₃ (5%)	52.5	78.4	82.2	91.8
NaOH	28.8	49.4	82.7	91

Zhang 等人也提出了優化的方法(Zhang et al., 2020)，作者認為 10% 濃度的 KOH 對於塑膠的影響最小，同時可以有較高的消化效率，此外透過實驗的優化得到了最好的操作條件是 1:5 (M:V) 10% KOH 溶液，在 60°C 和 30 rpm

下震盪 12 小時即可反應完成，此外，作者也統計了文獻中對於消化牡蠣所採用的消化液種類和牡蠣中含有的微型塑膠濃度，如下表 3.1-16 所示，根據統計大部分都是選用 10% KOH 當作消化液。

表 3.1-6 統計文獻中針對牡蠣所用的消化液和塑膠濃度(Zhang et al., 2020)

牡蠣種類	國家	濃度(n/g 濕重)	消化液	參考文獻
Crassostrea gigas	南韓	0.07 ± 0.06	10% KOH	Cho et al. (2019)
Crassostrea gigas	美國	0.35 ± 0.04	10% KOH	Baechler et al. (2020)
Crassostrea gigas	義大利	0.11	30% H ₂ O ₂	Bonello et al. (2018)
Crassostrea gigas	德國	0.47 ± 0.16	69% HNO ₃	Van Cauwenberghe and Janssen (2014)
Saccostrea glomerata	澳洲	0.15-0.83	10% KOH	Jahan et al. (2019)
Saccostrea cucullata	中國	1.5-7.2	10% KOH	Li et al. (2018a)
Crassostrea hongkongensis	中國	0.8 ± 0.2	10% KOH	Zhu et al. (2019)

(6) 氧化法

在土壤分析中通常使用沸騰的過氧化氫(30% H_2O_2)進行氧化處理以去除土壤有機物，它也能在低溫下從富含有機物的沉積物基質中進行塑膠微粒的分離並破壞有機物質，Nuelle 等人將樣品至於 30% H_2O_2 中並放置 7 天，大約 50% 的生物雜質完全溶解(Nuelle et al., 2014)，但聚醯胺(PA)和聚碳酸脂(PC)和聚丙烯(PP)的顆粒有明顯降解趨勢，像是變色或尺寸縮小，Liebezeit and Dubaish (2014)聲稱反應隔夜的 30% H_2O_2 並不影響塑膠微粒，但他們並未說明所選用的塑膠材料是原始的還是風化過的，這會影響結果的準確性，在一項有關海洋雪中微型塑膠的研究發現，對富含有機物的樣品進行 30% H_2O_2 處理通常會形成緻密的泡沫，從而使大部分的樣品懸浮在試劑上方，因此，Zhao 等人建議在 75°C 下使用 15% H_2O_2 持續 24hr，據稱與 30% H_2O_2 一樣有效(Zhao et al., 2017)，然而，在這種高溫下可能會改變對溫度敏感的聚合物。

Fenton 試劑使用亞鐵離子催化 H_2O_2 氧化有機成分，它已成功用於分離廢水中的微型塑膠顆粒，並且未發現 PE、PP、PVC 的表面發生變化(Tagge et al., 2017)，Hurley 等人對於從富含有機雜質的樣品除去有機物質進行一連串測試，使用 30% H_2O_2 在 60°C 和 70°C，或者是在室溫下使用 Fenton 試劑，在 60°C 下使用 1M 和 10M NaOH 溶液和 10% KOH 溶液(Hurley et al., 2018)，結果發現在土壤和污水樣品中 Fenton 試劑的去除效率是最高的，同時不影響所量測的塑膠樣品，如圖 3.1-5 所示，Hurley 等人也將消化方法和密度分離結合使用，發現與單獨使用消化法的回收率沒有太大的差別，Fenton 試劑反應時會產生放熱反應，因此，不建議溫度超過 60°C 而造成塑膠熱降解，然而，Hurley 等人建議溫度不要超過 40°C，但不應該低於 15 °C，可能會導致黃色的沉澱物生成(Simon et al., 2018)。

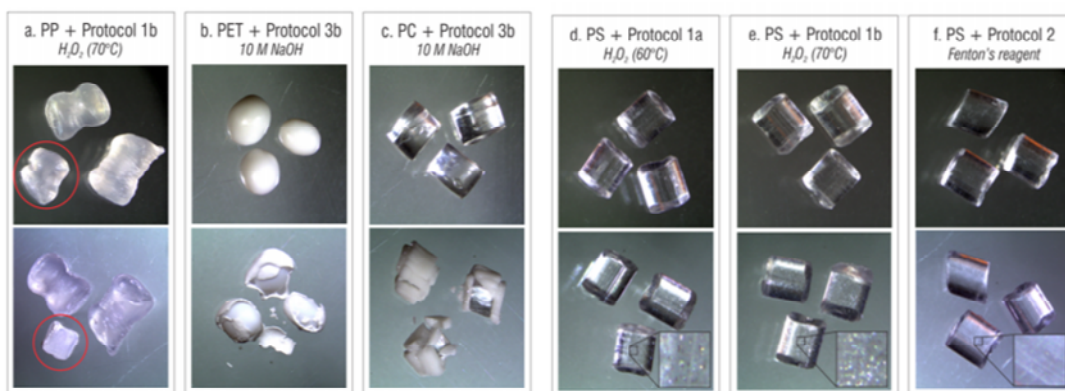


圖 3.1-5 上下圖分別為反應前後之塑膠粒子的顯微照片(Hurley et al.,2018)

(7) 酵素消化法

現今，用於分解脂質、蛋白質、纖維素、幾丁質等等的專用酵素，也普遍被用於生物體的處理上，對生物組成的評估對於確定酵素的處理順序是相當重要的，因此，一個合適的酵素消化法可能是有益的，Cole 等人(2015)使用 Proteinase-K 來針對富含浮游生物的樣品進行酵素消化方法，發現消化的效率高達 97%，此方法也與 HCl 和 NaOH 等方法比較，不僅有最高的效率也不會造成微型塑膠的降解，其他研究團隊也發展了貽貝組織的酵素消化方法 (Catarino et al., 2017)，具有好的基質移除率和高回收效率，並不對塑膠微粒造成破壞，但是上述的酵素消化方法主要是在去除動物的軟組織，並且僅使用蛋白酶水解，這無法將土壤中所含的穩定植物的有機物去除，因此，Löder 等人提出了適合用於複雜的水生樣品的方法，針對不同的有機雜質使用不同的酵素消化，並搭配 H_2O_2 使用，比起僅使用 H_2O_2 進行消化有更好的效率 (Löder et al., 2017)。

2. 濕式氧化法(WPO)

此方法可用於分析藉由拖網所收集的水樣中的微型塑膠，當中的塑膠包含硬塑膠、軟塑膠(發泡塑膠)、塑膠薄膜、纖維和片材。此方法通過 5.6 mm 和 0.3

mm 過濾由 0.335 的拖網所獲得的固體，以分離出適當尺寸的固體材料。將過濾的材料乾燥以確定樣品中的固體質量，固體樣品在 Fe(II)的催化下進行濕式氧化法(WPO)消化不穩定的有機物，同時保持微型塑膠的完整性，接著 WPO 混合物在 NaCl_(aq)中進行密度分離，以通過浮懸分離微型塑膠，使用密度分離器將漂浮的固體與密度較大為消化的礦物成分分離，使用訂製的 0.3 mm 過濾器將漂浮的微型塑膠收集起來並風乾，接著秤重以確定微型塑膠濃度，簡易的操作流程圖如圖 3.1-6 所示。

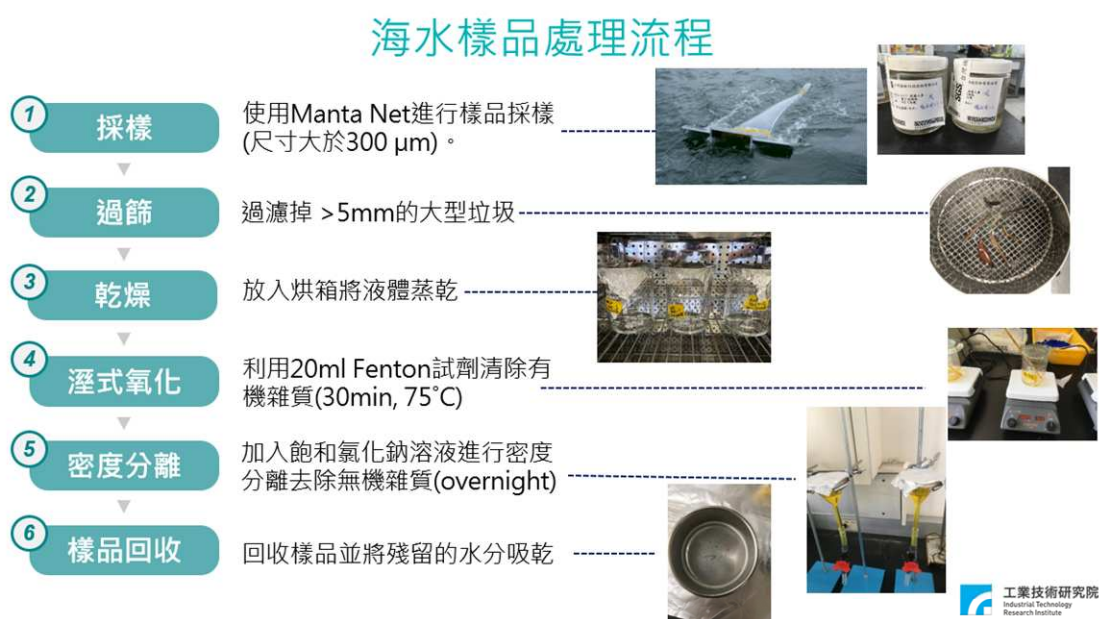


圖 3.1-6 海水樣品前處理操作流程圖

該方法適用於聚乙烯(0.91-0.97 g/ml)、聚丙烯(0.94 g/ml)、聚氯乙烯(1.4 g/ml)、聚苯乙烯等多種常見塑膠的測定(1.05 g/ml)。通過這種方法分析的塑膠微粒被認為是微型塑膠，尺寸範圍從 5 mm 到 0.3 mm，微型塑膠通過濕式氧化法後再通過顯微鏡正面目視檢查，並依據塑膠外觀進行分類。

以下為樣品處理時所需要的設備或材料與試劑：

- (1). 量筒：100 mL 至 1000 mL 之硼矽玻璃量筒。
- (2). 樣品瓶：棕色附鐵氟龍內墊瓶蓋玻璃瓶，約 1 公升或其他適當體積。

- (3). 玻璃培養皿：硼矽玻璃製品之培養皿，大小為 60 mm × 15 mm 或其他適當大小。
- (4). 燒杯：硼矽玻璃製品之燒杯，大小為 600mL 或其他適當大小。
- (5). 烘箱 (90°C)
- (6). 不銹鋼篩網：使用直徑 20 cm、孔徑 5mm 及 0.297 mm 之不銹鋼篩網。
- (7). 鑷子：前端平滑、內側無波紋之金屬製鑷子。
- (8). 解剖顯微鏡：可放大 40 倍以上之解剖顯微鏡。
- (9). 熱源：加熱攪拌裝置。
- (10). 洗滌瓶：全鐵氟龍洗瓶。
- (11). 流量計：如德製水生物流量計(Hydro-Bios)，為量測浮游生物網濾水流量的裝置，使用時安裝於網口半徑的中點，通過水流驅動其葉輪轉動，記錄器記錄轉數，轉數經換算，可得出其拖行距離，再乘以網口面積，即可計算出流經網具之實際流量。流量計應採用數字直讀式種類。
- (12). Manta net: 一般網目為 330 μm ，網身長 180 cm，網口徑為 45 cm，並於網口綁附流量計以測定過濾之水量。
- (13). 試劑水：比電阻值須大於 10 $\text{M}\Omega\text{-cm}$ 。
- (14). 亞鐵溶液，0.05M：溶解 7.5 克 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (= 278.02 g/mol)於 500mL 試劑水中，並加入 3 mL 濃硫酸。
- (15). 雙氧水，30%：可自行配製或使用市售溶液。

以下為樣品處理流程：

(一) 水樣過篩

- (1). 檢測過程若需移動於不同工作區時，盡可能不要移動太遠，並減少實驗室或工作空間的人員進出。
- (2). 水樣在進行過濾前必須劇烈搖晃 25 次以上，以使樣品混合均勻。

- (3). 將水樣倒入 5mm 及 0.297mm 堆疊不銹鋼篩網，以內裝試劑水之洗滌瓶沖洗樣品瓶並倒入篩網數次，此動作可以去除樣品中鹽份，瀝乾後移除大於 5mm 之顆粒(圖 3.1-7)。



圖 3.1-7 過篩與沖洗樣品

- (4). 使用以試劑水沖洗刮勺，收集 0.297mm 篩網顆粒至 600mL 燒杯，以內裝試劑水之洗滌瓶沖洗篩網數次併入燒杯確試所有樣品均放進燒杯中，將燒杯蓋鋁箔後置於烘箱於 90°C 下約 24 小時待其完全乾燥(圖 3.1-8)。



圖 3.1-8 乾燥海水樣品

(二) 濕式氧化

- (1). 將含有 0.297mm 以上樣品之燒杯，加入 0.05M 二價鐵離子 20 mL 和 30% 過氧化氫 20 mL 進行氧化。添加後待其反應完畢看是否有有機雜質

殘留，重複添加到無殘留，以完全去除塑膠表面的有機物質(需注意溫度高於 75°C 時，添加 30% 過氧化氫會劇烈反應)。

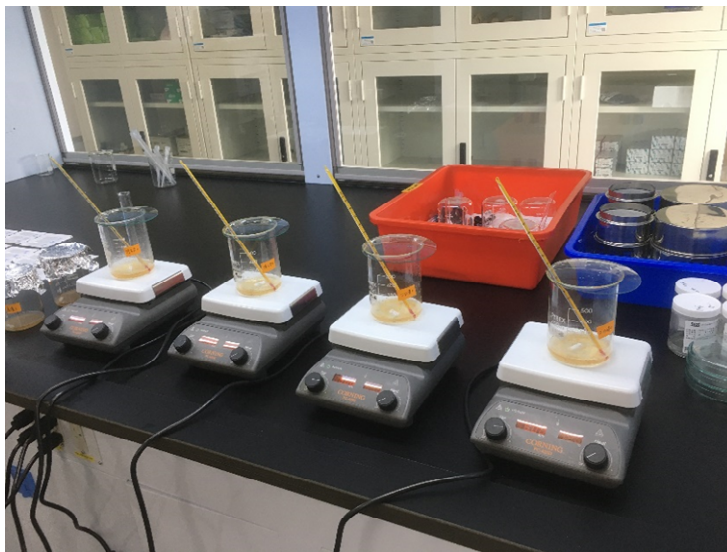


圖 3.1-9 濕式氧化法消化過程

- (2). 將前述混合液靜置於室溫 5 分鐘後，放入轉子覆蓋表玻璃於加熱攪拌裝置上加熱至 75°C。一旦發現汽泡時，儘速將燒杯移離加熱攪拌裝置至排煙櫃待溫度下降，若發生沸騰反應，可加入試劑水降溫。
- (3). 再加熱至 75°C 30 分鐘。
- (4). 若仍可見有機物質，再加 30% 過氧化氫 20 mL，重複直到不再看到有機物質。

(三) 密度分離

- (1). 依每 20mL 樣品添加大約 6 克氯化鈉的比例，增加密度到約 5 M 濃度，加熱混合液至 75°C 直到氯化鈉溶解。
- (2). 將前述溶液放置密度分離漏斗中並覆蓋等待隔夜以分層。觀察漏斗是否有沈降顆粒，若有則將該顆粒引流移棄，收集上層漂浮顆粒至 0.297 mm 篩網，清洗密度分離漏斗並陰乾 24 小時(圖 3.1-10)。

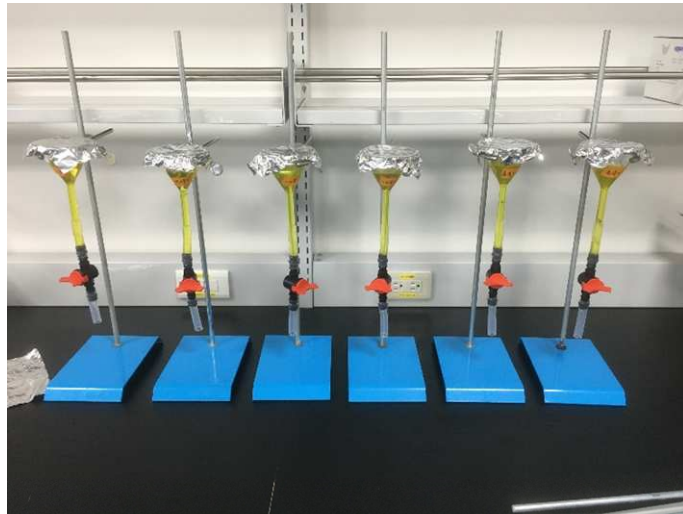


圖 3.1-10 密度分離

(四) 顯微鏡觀測

- (1). 篩網經過隔夜乾燥後，以解剖顯微鏡目測挑選微型塑膠，挑選原則依照不含細胞特徵、纖維粗細度均勻一致、單一顏色、以鑷子刮過而不破碎。微型塑膠之判斷可參考常見塑膠材質的微粒物理特性。
- (2). 判斷為塑膠顆粒則紀錄尺寸、顏色、形狀、數量，依大小範圍分別收於樣品瓶，秤重取得微型塑膠總重量。

3. ASTM 標準方法

ASTM 於 2020 年發表針對水樣品中塑膠微粒處理方法(ASTM D8333-20)，此方法適用於低到高濃度的固態懸浮物樣品進行處理，此方法需要對大量水進行篩分以準確定量微型塑膠，具有高至中等懸浮固體含量的水會導致過量的無機和有機背景物質，這會干擾進行可靠分析的能力。這種背景材料的存在通常會阻礙準確分辨、區分和識別溶液中微型顆粒數量的能力。此方法所描述的消化方式可顯著地減少干擾物質和污染物，使樣品適合使用拉曼光譜和紅外線光譜分析或通過熱裂解 GC-MS 進行鑑定。對於具有中等至低懸浮固體的水樣品，

必要的氧化和消化步驟將取決於干擾物質和污染物的類型和性質，並且可以通過簡單的試驗工作來確定。

根據 2020 年 ASTM 所發表的標準方法進行處理(ASTM D8333-20)，首先利用 30% 雙氧水進行氧化處理，將大部分的有機樣品去除，接著再使用 Schweizer 試劑(由氫氧化銅與氨水所形成的錯合物)，藉由與羧基錯合減少分子間氫鍵的數量並降低分子間作用力，使纖維素變得可溶於水並將其去除，接著加入緩衝溶液 Tris-HCl 提供 PH = 8 的鹼性環境以利於後續酵素消化反應，之後再加入蛋白酶和脂肪酶除去樣品中的浮游生物或富含脂肪的藻類等等，最後再用甲醇及水進行清洗，簡易流程如下圖 3.1-11 所示。

樣品處理流程

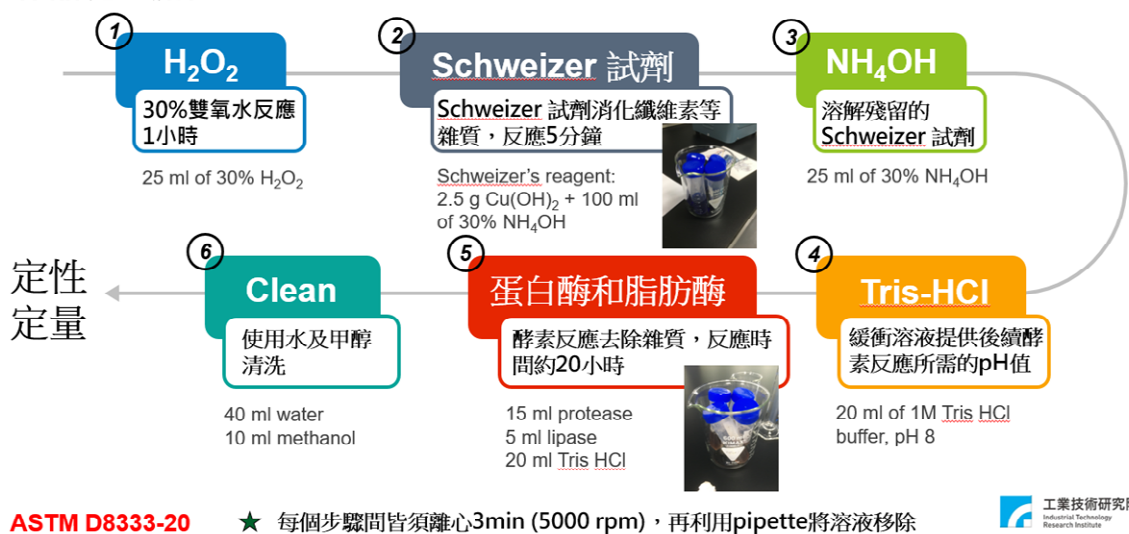


圖 3.1-11 ASTM 方法的流程圖(ASTM D8333-20)

以下為樣品處理時所需要的設備或材料與試劑:

- (1). 水的純度應為 D1193 規範中 Type IV 的試劑水。
- (2). 有蓋子的 50 ml 錐形離心管(conical centrifuge tubes)
- (3). 溫控軌道試管震盪器或類似的試管震盪器
- (4). 實驗室離心機和轉子，適合放 50 ml 錐形離心管
- (5). 分析天平(精密度到 0.1 mg)

- (6). 蛋白酶試劑- Protease from *Bacillus licheniformis* - ≥ 2.4 unit/g 存放溫度 2-8°C
- (7). 脂肪酶試劑- Lipase from *Aspergillus oryzae* - ≥ 100000 unit/g 存放溫度 2-8°C
- (8). 雙氧水(30%)
- (9). 1M Tris HCl 緩衝溶液(pH = 8)
- (10). 甲醇(methanol)
- (11). 25 ml 玻璃量筒
- (12). 顆粒狀的氫氧化銅(Copper (II) hydroxide)
- (13). 30 % 氫氧化銨(ammonium hydroxide)

以下為樣品處理流程:

(一). 樣品含高至中濃度懸浮固體

- (1). 轉移篩網收集到的樣品到 50 ml 離心管中，使用 25 ml 濃度 30% 的 H_2O_2 ，蓋上離心管並將其放在試管震盪器在 20 rpm 下反應 60 min。

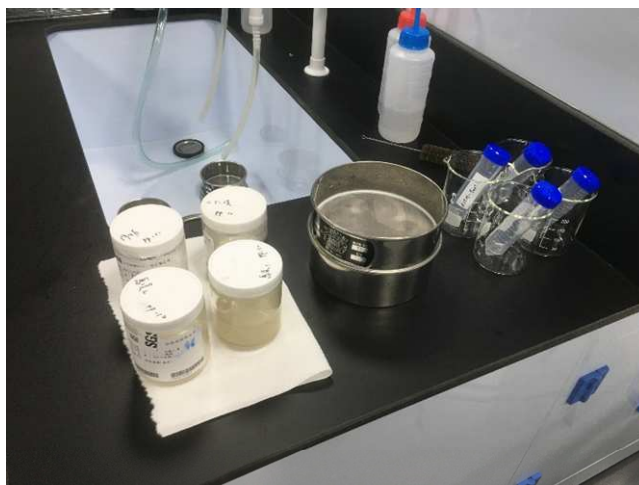


圖 3.1-12 將樣品轉移至離心管中

- (2). 將樣品以 5000 rpm 轉速離心 3 min 使管內產生沉積物沉澱。

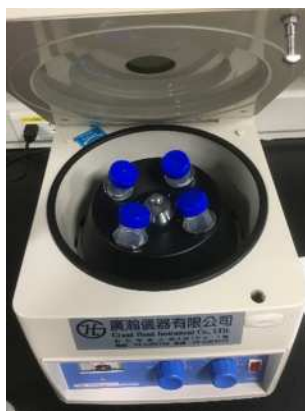


圖 3.1-13 離心過程

- (3). 使用一次性玻璃移液器，在不影響到沉積物的情況下，盡可量取出剩餘的過氧化氫溶液。
- (4). 準備改良的 Schweizer 試劑，其組成如下：將 2.5g 氫氧化銅(II)添加到 100 ml 30% 氫氧化銨中，攪拌 10 min 使其溶解，但因為氫氧化銅(II)過量應該無法完全溶解。
- (5). 加入 40 ml 改良的 Schweizer 試劑到裝有樣品的離心管中進行初步的纖維素消化，務必避免將未溶解的氫氧化銅(II)加入其中。



圖 3.1-14 加入 Schweizer 試劑

- (6). 將離心管蓋上蓋子並放入試管震盪器中以 20 rpm 反應 5 min。
- (7). 將離心管從震盪器取下並以 5000 rpm 轉速離心 3 min 使管內產生沉積物沉澱。

- (8). 使用一次性玻璃移液器，在不影響到沉積物的情況下，盡可量移除改良的 Schweizer 試劑。
- (9). 將 25 ml 30 % 氫氧化銨溶液添加到裝有樣品的離心管，以溶解所有殘留的 Schweizer 試劑。
- (10). 將離心管蓋上蓋子並放入試管震盪器中以 20 rpm 反應 5 min。
- (11). 將離心管從震盪器取下並以 5000 rpm 轉速離心 3 min 使管內產生沉積物沉澱。
- (12). 使用新的一次性玻璃移液器，在不影響到沉積物的情況下，盡可量移除 30 % 氫氧化銨溶液。
- (13). 準備適當的 pH 值溶液來進行酵素消化，添加 20 ml 1M 的 Tris HCl 緩衝溶液(pH = 8)到裝有樣品的離心管中，並使其溶解殘留的氫氧化銨。
- (14). 將離心管蓋上蓋子並放入試管震盪器中以 20 rpm 反應 5 min。
- (15). 將離心管從震盪器取下並以 5000 rpm 轉速離心 3 min 使管內產生沉積物沉澱。
- (16). 使用新的一次性玻璃移液器，在不影響到沉積物的情況下，盡可量移除 Tris HCl 緩衝溶液。
- (17). 加入 15 ml 蛋白酶溶液至裝有樣品的離心管中。
- (18). 加入 20 ml Tris HCl 緩衝溶液(pH = 8)至裝有樣品的離心管中。
- (19). 加入 5 ml 脂肪酶溶液至裝有樣品的離心管中。



圖 3.1-15 加入酵素反應

- (20). 將離心管蓋上蓋子並放入試管震盪器中以 20 rpm 溫度 45°C 下反應 20 hrs。
 - (21). 將離心管從震盪器取下並以 5000 rpm 轉速離心 3 min 使管內產生沉積物沉澱。
 - (22). 使用新的一次性玻璃移液器，在不影響到沉積物的情況下，盡可量移除酵素/Tris HCl 緩衝溶液。
 - (23). 加入 40 ml 的試劑水至裝有樣品的離心管中，用來清洗殘留的酵素/Tris HCl 緩衝溶液。
 - (24). 將離心管蓋上蓋子並放入試管震盪器中以 20 rpm 反應 5 min。
 - (25). 將離心管從震盪器取下並以 5000 rpm 轉速離心 3 min 使管內產生沉積物沉澱。
 - (26). 使用新的一次性玻璃移液器，在不影響到沉積物的情況下，盡可量移除試劑水。
 - (27). 從離心管壁加入 10 ml 的甲醇來清洗樣品。
 - (28). 將樣品以 5000 rpm 轉速離心 3 min。
- (二). 樣品含低至非常低濃度懸浮固體
- (1). 轉移篩網收集到的樣品(從 0.25 L 玻璃收集罐，使用 D8332 中 3-7 的方法)到 50 ml 離心管中，從離心管壁加入 10 ml 的甲醇來清洗樣品。
 - (2). 將樣品以 5000 rpm 轉速離心 3 min。

完成上述之樣品處理流程後，將樣品放置玻璃顯微鏡載玻片或合適的濾紙上，接著使用 micro-Raman 或 micro-IR 分析，或者使用 py-GC-MS 進行鑑定。除了上述的處理流程之外，也必須做到品質管制：

- (1). 為了保證微型塑膠的回收並在處理過程不被損壞，至少準備一種參考的球形樹脂，尺寸介於 150-250 μm ，而顏色最好是亮色像是紅色、綠色或黃色，在樣品放進離心管之後，加入 5-10 個參考物至離心管中，接著開始濕式氧化步驟，參考物必須執行所有的操作步驟。
- (2). 直到樣品處理完成之後，每個樣品包含參考物放在顯微鏡載玻片或合適的濾紙上進行適當的分析流程。
- (3). 使用顯微鏡觀察參考物的數量和結構完整性的狀態。
- (4). 分析人員應該至少要能夠辨識 80% 的參考物，若識別出大於 120% 的參考物的粒子或碎片，則表示處理方法太過強烈導致粒子碎片化，此時應該減少震盪和離心速率直到碎片不再產生。
- (5). 陰性控制(空白)藉由已經經過完整處理流程(處理、氧化、消化、離心、移除、載玻片放置和後續分析)的培養皿、離心管、移液器、載波片所決定，在每次處理時都減去樣品材料。

4. 檢測方法介紹

環境中的樣品進行定性和定量，可以幫助我們了解環境污染情況，和推測污染的來源，進而找到解決的方法，因此，目前有許多方法可以來對微型塑膠進行偵測，一般來說，分析方法可以分為兩種，一種為物理方式利用顯微鏡觀察，最簡單的方法就是利用目視搭配顯微鏡去分辨塑膠種類，利用染料染色進行鑑定的螢光法，另一種則為化學方式，使用非破壞性的振動光譜包含紅外線吸收光譜(IR)和拉曼光譜(Raman)，也可以使用熱重分析法(TGA)和熱裂解氣相質譜(pyr-GC/MS)，或是利用熱顯像儀來進行初步量測。

(1) 目視鑑定

視覺鑑定相對方便且便宜，在 79% 的研究中表示，視覺鑑定被用作篩選環境樣品中微型塑膠的第一步，該技術包括辨別塑膠微粒的物理性質(形狀、顏色、尺寸)，對於大於 500 μm 的顆粒，利用肉眼或光學顯微鏡即可辨識，塑膠微粒大致可分為幾種類型，包含塑膠纖維(fiber)、塑膠薄膜(film)、發泡塑膠(foam)、塑膠碎片(fragment)、塑膠顆粒(pellet)，各種類型的塑膠圖片如圖 3.1-16 所示，藉由鑷子或針輕壓樣品可以區分為硬固體和彈性固體，在觀察其形狀可以大致上區分出這幾種類型。



圖 3.1-16 各種塑膠微粒示意圖

(2) 傅立葉轉換紅外線光譜儀(FTIR)

分子吸收紅外光得進行轉動與振動態的躍遷，近紅外光(near infrared, NIR)的能量在 14000 cm^{-1} 至 4000 cm^{-1} ，主要涉及分子振動的泛頻(overtone)與組頻(combination band)。中紅外光(middle infrared, MIR)能量在 4000 cm^{-1} 至 400 cm^{-1} ，主要涉及分子振動的基頻(fundamental)。而遠紅外光(far infrared, FIR)的能量在 400 cm^{-1} 至 10 cm^{-1} ，主要涉及分子轉動及骨架集體振動或是分

子間的振動。由於各種官能基具有不同的力常數(force constant)及原子種類，固具有特徵紅外吸收，可用作分子結構的指派(Yu, Y.J., 2017)。

紅外線輻射的能量不像紫外光或可見光能夠引起電子躍遷，此微小能差只能存在於不同的振動及轉動能階之間，為了吸收紅外線輻射，分子於振動或轉動時必須改變其淨偶極矩，在此情況下可改變與分子交互作用之輻射波電場，並造成震幅的改變。如果輻射線的頻率與分子自然振動的頻率相同，就會發生能量淨轉移並造成分子振動振幅改變，也就是輻射吸收的結果。相同的，非對稱分子對質量中心的轉動，造成週期性的極性變動，也能和輻射能交互作用。

至於傅立葉轉換紅外光譜最重要的部分就是麥克森干涉儀，主要是利用分光將一平行光束分成兩道強度幾乎相等的光束，其中一光束穿透分光鏡到達固定鏡，另一光束則經由分光鏡反射至與光軸方向平行且等速移動的移動鏡，此二光束經由不同路徑後在於分光片上混合並一起通過待測物，最後在經由光學鏡片聚焦到偵測器上，當此二道光束之光程差隨移動鏡位置的等速移動，混合光束之強度會有週期性的建設性與破壞性干涉變化，可得到其光強度隨時間變化之干涉圖，此時的訊號為時域(time domain)函數，需藉由傅立葉轉換成頻域(frequency domain)函數，才能轉換成吸收與波數相關的光譜圖。

FTIR 光譜提供有關分子化學鍵的特性、官能基、甚至是分子的立體結構，不同的組成的有機物或無機粒子產生不同的吸收光譜，因此，有機聚合物可以輕易地藉由此方法辨識出來，而完善的塑膠光譜資料庫還可以比對出此塑膠的種類，小型塑膠微粒需要使用 micro-FTIR (μ -FTIR)，搭配顯微鏡使用可以量測到小尺寸的塑膠微粒，然而穿透式(transmission)、反射式(reflectance)、衰減全反式(attenuated total reflectance, ATR)的 FTIR 皆可以用在量測塑膠微粒上，但不同於穿透式，反射式和 ATR 不要需複雜的樣品前處理過程，能夠

對固體和液體樣品直接分析，同時 ATR 能從不規則的樣品表面量測到穩定的紅外線光譜圖，目前， μ -ATR-FTIR 是一種有效的方式從環境樣品中識別塑膠粒子，通過顯微鏡檢查類似塑膠的粒子，隨後利用光譜進行驗證，但尺寸小於 50 μm 需要進行多次的測量，否則無法得到清晰的光譜，ATR-FTIR 是一種表面接觸分析，ATR 的探針可能會損壞高度風化的塑膠樣品，然而探針也可能在分析時被堅硬的無機粒子破壞。

使用 IR 光譜避免非塑膠粒子被定量並減少塑膠微粒被遺失的可能性，FTIR 可以揭示聚合物的組成，可以提供來源的線索，IR 光譜中羰基的組成比例也能提供塑膠粒子的風化程度(Turner et al., 2020)，但是 FTIR 的儀器相當昂貴，使用 ATR 量測也相當費時(Song et al., 2015)，同時有需要有經驗的操作人員來獲得清晰的光譜並給出合理的解釋。

近年來，預先編程的半自動方法無須在微觀上先選擇需要分析的顆粒，可以減少 FTIR 挑選測量樣品的時間，由於使用單個 FTIR 進行繪圖需要更長的操作時間，並且僅針對特定聚合物類型的特定波數下，因此，很少能適用在複雜樣品的常規分析中，然而，這些缺點可以通過焦平面陣列(focal plane array, FPA)基於反射的成像方法來加以改善，該方法可以識別較大表面積上塑膠微粒的訊息，且速度更快，且和單光束成像相比也不影響其中間解析度，儘管半自動檢測技術顯著減少 FTIR 的操作時間，但它至少需要 9 個小時才能掃描一張濾紙(每天最多兩個樣品，包括需要更換樣品)，還有其他問題需要解決，例如聚集而成的塑膠顆粒可能只會被計數一次，或是形狀不規則的顆粒在反射模式下可能會產生折射誤差，因此，分析完之後都要檢查光譜，而且對小於 100 μm 的粒子需要更多的時間通過 ATR-FTIR 和顯微鏡進行鑑定。

(3) 拉曼光譜(Raman)

拉曼(Raman)光譜最早應用於分子結構的研究，但是訊號比起其他的光譜方法非常微弱，應用較少，直到 1960 年代雷射的發明後，光源強度增大，使得偵測變得較為容易，然而，1986 年之前，大多為物理領域及研究機構之研究團隊探討拉曼散射，而較少應用於其他分析領域，此可能是因為拉曼散射強度低，常有螢光雜訊干擾，並且沒有有效偵測此微弱訊號，一直到 1986 年後，進紅外光波段雷射(NIR-laser)，電荷耦合裝置(charge couple device, CCD)的發明，加上電腦運算技術的增進，可以避開螢光之干擾，並做有效之偵測再加上拉曼散射之技術是一種不具破壞樣品之光譜方法，使得運用於化學分析領域更具潛力。

拉曼散射分為史托克線(Stokes lines)與反史托克線(anti-Stokes lines)，當散射光子的頻率較入射光子的頻率低時為史托克線，當散射光子的頻率較入射光子的頻率高時則為反史托克線。入射光以及散射光的能量差則對應分子的振動或轉動能量，因此，拉曼散射式光子與分子交換內部能量的非彈性碰撞，此散射過程以分子振動能接來加以解釋，如圖 3.1-17 所示，當分子受到入射光(能量為 $h\nu_0$)，電子從振動基態 $v=0$ 躍遷至虛態，虛態是指當分子與光交互作用時，暫時躍遷至較高而不穩定的能量狀態，停留在虛態的時間約為 $10^{-15}\sim 10^{-16}$ 秒之間。當電子從虛態回到振動激發態 $v=1$ ，其從光子得到了 $h\Delta v$ ，所以散射光的頻率為 $\nu_0 - \Delta v$ ，此為史托克線。另一種情況為分子原本處在較高的振動激發態 $v=1$ ，受到入射光(能量為 $h\nu_0$)照射後，電子從振動激發態 $v=1$ 躍遷至虛態，再從虛態回到振動基態 $v=0$ ，此時的振動能階較高能階降低了 $h\Delta v$ 的能量，其散射光頻率為 $\nu_0 + \Delta v$ ，此為反史托克線。入射光與散射光的頻率差叫做拉曼位移(Raman shift)，一般習慣以波數表示，又因史托

克線和反史托克線都具有相同的振動能量差，因此兩者的拉曼位移會以雷利散射的譜線為中心呈現對稱的情形。

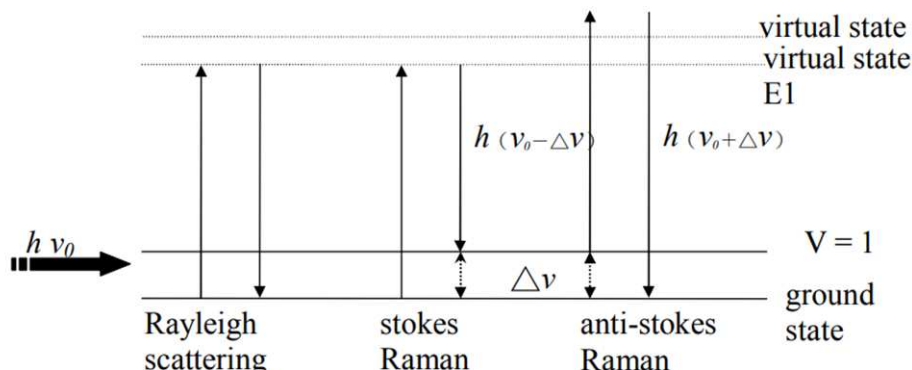


圖 3.1-17 雷利散射與拉曼散射能階圖

拉曼光譜也已經使用於鑑定微型塑膠上(Cauwenberghe et al., 2013)，背向散射光的頻率取決於分子結構和組成，因此，每個聚合物都有一個獨特的光譜，拉曼分析不僅可以識別不同塑膠粒子，也能提供每個樣品的聚合物組成成分，將其與顯微鏡結合使用為 micro-Raman (μ -Raman)，與 μ -FTIR 一樣為非破壞性的光學分析方法，同時兩者的振動光譜是互補的，但兩者的儀器都相當昂貴。

與 FTIR 相比，拉曼光譜的非接觸式分析的好處是能夠保持樣品的完整，以利於對樣品進一步的分析，共軛焦顯微鏡和拉曼光譜可用於鑑定浮游動物樣品中的塑膠微粒，但是拉曼光譜對塑膠粒子中的添加劑和顏料化學物質敏感，這會干擾聚合物類型的識別。

(4) 螢光染色法

染色染料像是尼羅紅(Nile Red)或是玫瑰紅(Rose Bengal)已經被應用在塑膠微粒的辨識上(Erni-Cassola et al., 2017)，通過賦予顏色或螢光，可以輕鬆地將塑膠微粒與樣品中的礦物和有機物質區分開，但是，大部分對微型塑膠染

色的方法並沒有提及風化的聚合物染色能力，也沒有對天然有機物親和力的澄清，此外，此方法可以透過計數軟體拍照並自動定量，從而提高了分析速度並去除不同操作員的主觀判斷。Prata 等人針對多種染料分子進行研究，並選擇最適當的激發波長，並開發自動計數腳本，該腳本可限制量化的主觀性，從而產生一種新的定量方法。

根據 Prata 等人的研究(Prata et al., 2019), 使用了不同的染料包括 Nile red, Crystal Violet, Lactophenol Blue, Neutral Blue 24, Trypan Blue, Acridine Orange, Safranin-T, 在波長 254 nm 和 365 nm 下觀測不同塑膠樣品的放光，結果顯示 Nile red 對大部分的塑膠皆有染色的效果，接著在不同波長底下觀察不同樣品被尼羅紅染色的情況，其中對於聚合物放光較為明顯的波長為 254 nm、470 nm、495 nm，而其中 470 nm 的放光強度比 495 nm 更強，因此，只討論 254 nm 和 470 nm 這兩個波長，在 254 nm 下，大部分的聚合物皆有放光除了 PS, PVC, virgin HDPE, weathered PE 不太放光，然而 polyester, nylon, rayon, linen, polyamide 自身也會放出螢光，有機物則沒有太明顯的螢光訊號除了 shrimp 和 fish muscle，但是大部分的濾紙皆有放光，除了 PCTE 和 glass fiber 較不明顯，至於在 470 nm 下，幾乎所有聚合物皆放出強的螢光(除了 nylon)，只有 virgin HDPE, PVC, weathered PE fibers 不放出螢光，但是此波長下，大部分的有機物放出較強的螢光，因此，樣品的前處理變得相當重要。

總體而言，254 和 470 nm 是相對較好的波長去識別這些合成材料，這應該會是通過尼羅紅染色後的微型塑膠最可能使用的兩個波長，470 nm 波長的優勢在於 PS, weathered PE 和所有的紡織品都放螢光，而 254 nm 在暗的背景下有較高的對比度，並且沒有有機物質的螢光，但呈現的螢光僅適用於有限數量的合成材料上，此外，樣品在拍照前應該保持乾燥，因為與 75°C 下乾燥一小時的樣品相比，濕樣品通常在此情況下呈現較低的螢光強度，此外，免費的軟體 image J 已經被用於計數螢光塑膠微粒(Davidson et al., 2012; Isobe et

al., 2017), 但並沒有完全自動化, Erni-Cassola 等人已編寫了用於檢測的腳本, 半沒有針對特定情況的評估和設置, 需要每個用戶進行主觀修改, 然而 Prata 等人則提供自動化的軟體 MP-VAT (Microplastics Visual Analysis Tool) 針對尼羅紅染色的塑膠微粒進行分析。

(5) 熱分析法

熱分析技術用於測量聚合物因其熱變化產生的物理和化學性質的改變, 近年已經被使用在微型塑膠的辨識上 (Rowshyra et al., 2014), 差式掃描量熱法 (Differential scanning calorimetry, DSC) 為研究聚合物熱性質的有用方法, DSC 可分為熱流式 (Heat flux) 及補償式 (Power compensation), 以熱流式為例, 將待測樣品和空白樣品至於同一個加熱爐中, 以定溫速率模式測量, 並通以穩定流速氣體 (N₂) 使爐體內的氣體環境恆定, 以附加在加熱爐四周的一組加熱器控制加熱爐內之溫度, 因為單一爐體所以共用同一組加熱絲, 兩個樣品容納器下各有一個獨立的感溫器 (Thermocouple) 用以偵測空白樣品和待測樣品之間的溫度差 ΔT , 當樣品升溫到轉折點像是晶型轉變、熔點、沸點或者產生熱分解反應時, 加熱器所供應的能量 (mW) 為樣品所吸收, 或者樣品放出能量將使其與空白樣品之間溫度不再維持平衡, 而有熱流產生, 此差異對溫度的關係圖, 即為該樣品的熱譜圖 (Chen, Y.C., 2015), Shabaka 等人也使用 DSC 對埃及的 Eastern Harbour 進行微型塑膠的定量定性分析, 圖 3.1-18 為其中兩個樣品的 DSC 熱譜圖 (Shabaka et al., 2019)。

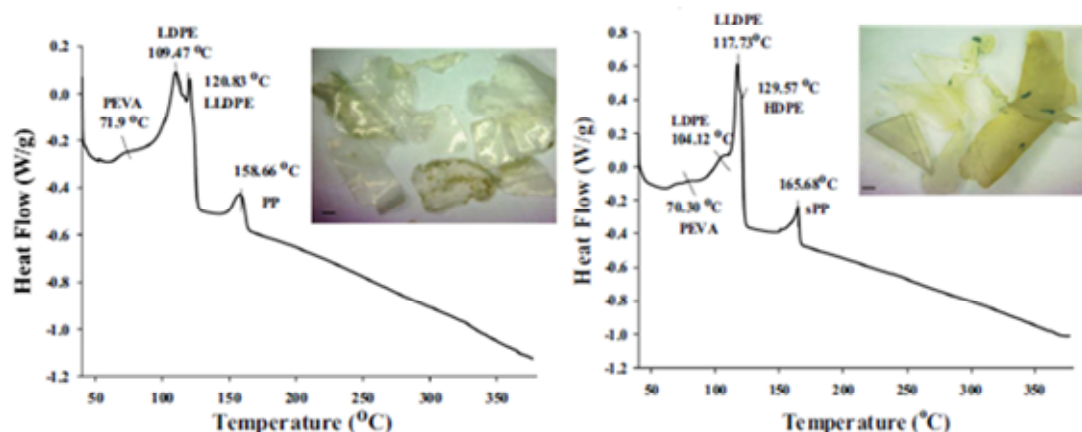


圖 3.1-18 Shabaka 等人利用 DSC 對 Eastern Harbour 的塑膠量測之熱譜圖 (Shabaka et al., 2019)

熱裂解氣相層析質譜儀(Pyrolysis Gas chromatography mass spectrometry, Py-GC-MS)是另一種可以分析塑膠微粒的熱分析法，Py-GC-MS 已經被廣泛地應用在高分子的分析中，Py-GC-MS 的基本原理為於氣相層析儀注射孔部位裝置熱裂解儀，再將樣品置於熱裂解儀內，於一定高溫下加熱(350~1000°C)，使之迅速裂解成可揮發的小分子，並直接用氣相層析分離和質譜鑑定這些熱裂解碎片，再從熱裂解圖譜的特徵判斷樣品的組成、結構和性質，也就是說此儀器之功能為可將無揮發性化合物在無氧之狀態下利用熱裂解，轉換成具揮發性的化合物，其可應用於氣相層析法(GC)不能分析的高分子物質，如聚合物材料(塑膠、橡膠、合成纖維、塗料、膠黏劑等)、石油、食品、菸草、礦物中的非揮發性有機物質，其最主要的特點為：(1).樣品置備簡單，只需經乾燥及磨粉之程序，(2).分析時間只需要數分鐘至 1hr，可節省很多時間，(3).微量的樣品即可測量(Chien, T.Z., 2014)。例如將少量的塑膠微粒樣品(0.35-7 mg)再 700 °C 下熱解，然後使用 GC-MS 進行分離和分析，Py-GC-MS 分析鑑定出沉積物樣品中潛在的塑膠顆粒，如 PE, PP, PVC, PS, PA, PET 和其他聚合物。

熱分析法為某些聚合物類型的化學鑑定提供了除了光譜之外的另一種方法，但是，熱分析法是一種破壞性的方法，無法隨後對微型塑膠進行額外的分析。DSC 分析相對簡單且快速，但在從環境中的各種聚合物的鑑定中存在侷限性，所得到的資訊並未包含微型塑膠濃度、尺寸、形狀，與 FTIR 和 Raman 相比，需要有經驗豐富的操作員，並且需要花更多時間和精力進行儀器的運行和數據處理，使用此方法對環境樣品中的微型塑膠進行常規分析似乎為時過早，但是對於篩查大量的樣品或是通過光譜鑑定完之後的進一步分析式有所幫助的。

Kedzierski 等人研究主動式熱顯像法(active thermography)來做為微型塑膠的預檢測(Kedzierski et al., 2021)，與一般的熱分析法不同，此方法並不會接觸或造成樣品損壞，此方法通常用來檢測複合材料中的缺陷。熱顯像儀能將人類無法分別的輻射訊號轉變成電訊號，讓整個溫度的分布可以用不同的顏色來顯示，因為大於絕對零度的物體都會具有內能(internal energy)，並且放出輻射能，而此輻射能會與溫度和物體的放射率相關，而在常見的溫度區間，輻射出的波長大多在紅外線範圍，因此，使用紅外線熱像儀有較好的靈敏度，隨後通過圖像可以檢測整個溫度面，可以快速地分辨出高低溫點，進行定性與定量的分析工作。

Kedzierski 等人將樣品與 filter 一同加熱一小段時間後，在其冷卻時間發現微型塑膠的溫度與 filter 溫度差 ΔT 落在 $0.1-3^{\circ}\text{C}$ 之間，在 $0.2-1^{\circ}\text{C}$ 之間可能是 PP、PS、PMMA，而溫度在 $1-2^{\circ}\text{C}$ 之間才可能是 PE、PA、EPR，至於大於 2°C 則可能是 PA，至於 ΔT 落在 $0.1-0.2^{\circ}\text{C}$ 之間，可能是藻類、外殼碎片、PS 等等，如圖 3.1-19 所示，(a)在可見光範圍內觀察樣品 PE, PP, PS, PVC, PA, PET, quartz(Qz), shale(Sh), calcite(Ca), and algae 等樣品被放置於 filter 上，(b)在冷卻階段($T = 110\text{ s}$)進行紅外線照相，(c)經過電腦處理後的紅外線相片，(d)粒子和 filter 之間的溫差隨時間變化關係圖。藉由溫度的變化大略

區分微型塑膠和其他雜質，但仍然無法做到明確的定性分析，後續仍然需要透過振動光譜分析。

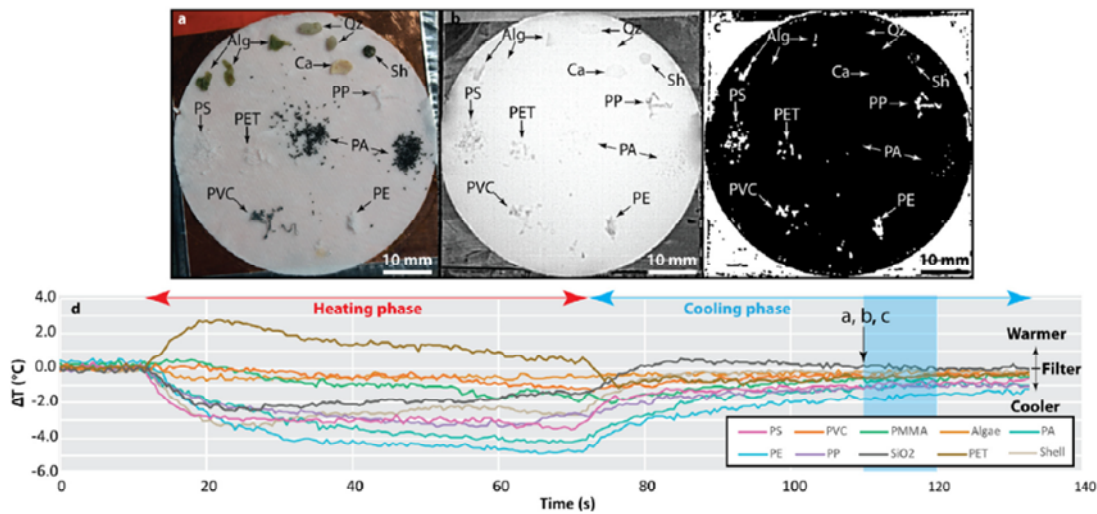


圖 3.1-19 通過主動熱顯像法觀察不同種類的塑膠微粒(Kedzierski et al., 2021)

使用熱顯像法的優點是快速且不破壞測量的樣品，但是仍然有許多的限制，根據 Kedzierski 等人研究，此方法目前只能量測到大約 300 μm 的塑膠微粒，對於更小的尺寸無法偵測出來，此外，再加熱階段須提供穩定的熱源，材料的熱容量、熱導率可能都會影響溫度是否均勻化，此外，藻類和有機物的大量存在可能會增加誤差的機率，由於藻類在 3000 多有明顯的吸收，如圖 3.1-20 所示，導致強烈的熱對比對，但由於 Kedzierski 等人研究所使用的藻類厚度比較小($\sim 20 \mu\text{m}$)，才會造成藻類的熱對比度不明顯，但是 Kedzierski 等人所使用的塑膠微粒並非是海洋中老化的微粒，而且比較接近類纖維素的化學特徵，熱對比度通常較小，在海洋環境中收集的微型塑膠樣品老化過程中產生 OH 鍵結，所以比起未老化的微型塑膠而言有更大的熱對比度，因此，Kedzierski 等人推測在一般情況下，應該能分辨環境中的塑膠微粒和藻類等有機物質。

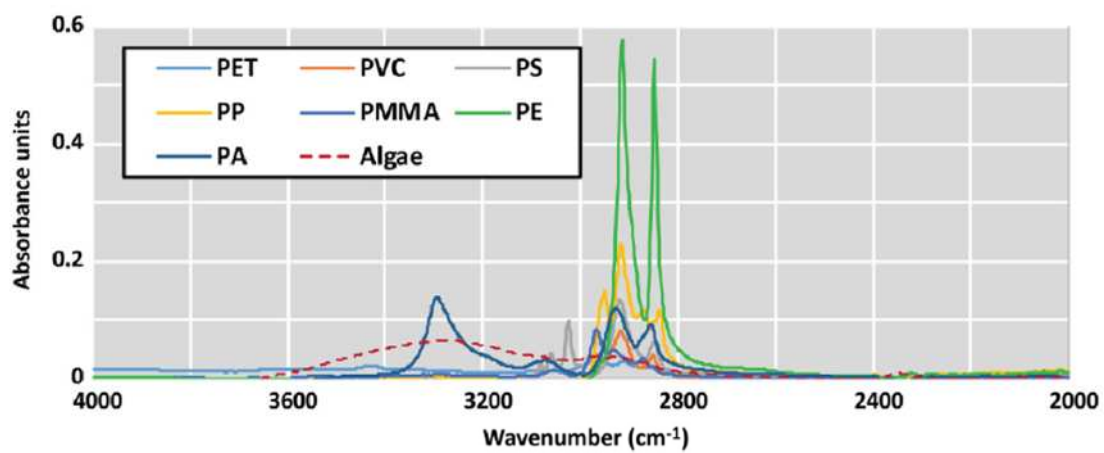


圖 3.1-20 不同聚合物和藻類的 FTIR 光譜圖(Kedzierski et al., 2021)

3.1.5 國內外海域環境及生物體內微型塑膠之採樣及檢測方法綜合評估

1. 微型塑膠採樣方法分析

微型塑膠採樣方法如 3.3.1 節相關資料所示，依採樣的策略可以分為批次大量採樣(bulk samplings)及減容採樣法(volume-reduced samplings)(Hidalgo-Ruz et al., 2012)。前者是利用批次採水器取得海水樣品，再在船上或送回實驗室過濾，取得最後的樣品。至於減容採樣法則是在採樣過程中減少樣品的體積只保留部份的樣品，減容的方法主要是利用拖網或抽水過濾把微型塑膠樣品從海水中過濾出來。採樣設備則可以分為非批次式採樣設備如拖網及抽水設備，批次式採樣設備則有 Niskin 瓶、rosette、水桶、水瓶及不銹鋼採水器等，另外針對海水微表層(microlayer)的微型塑膠採樣則可以使用旋轉鼓式採樣器(rotating drum sampling)。Cutroneo et al.(2020)等人針對近年 74 篇相關調查文獻進行統計分析，其中有近 56 篇採用拖網設備進行採樣，而所有使用拖網設備的調查文獻中，又以 manta net 使用比率最高(圖 3.1-21)。除了採樣設備的差異外，相關調查文獻依其研究目的所選擇篩網網目大小進行統計，而由統計結果顯示接近 50%使用 300-350 μm 的網目採樣。文獻中亦強烈建議使用拖網進行塑膠微粒(Microplastics, MP)採樣，尤其是從大海灣或大水道的表面海水中採樣(Cutroneo et al., 2020)。最常使用的網目尺寸為 200、330 和 333 μm ，但是如果僅使用該尺寸，則會缺乏對小於網目尺寸的塑膠微粒評估。儘管如此，由於以下特徵，拖網仍然是非常常用的設備：可以從大範圍及大量水樣中快速收集塑膠微粒、較經濟、不需要電力、不需要高度的專業知識。但是，由於拖網的長度以及拖網必須離船稍遠，而且在碼頭區或有海上交通存在時(通常受港口內障礙物影響如：船舶、錨、繫泊設備和繩索)，在有限的空間中，很難在海港內灣使用拖網進行塑膠微粒的採樣。因此，拖網僅適用於港口中存在的長水道。同

樣，因為港口內水深較淺的特徵以及碼頭附近水柱中存在障礙物（大型垃圾、繫泊設備等），使用多水層結構的垂直拖網使用可能會因而受到阻礙。

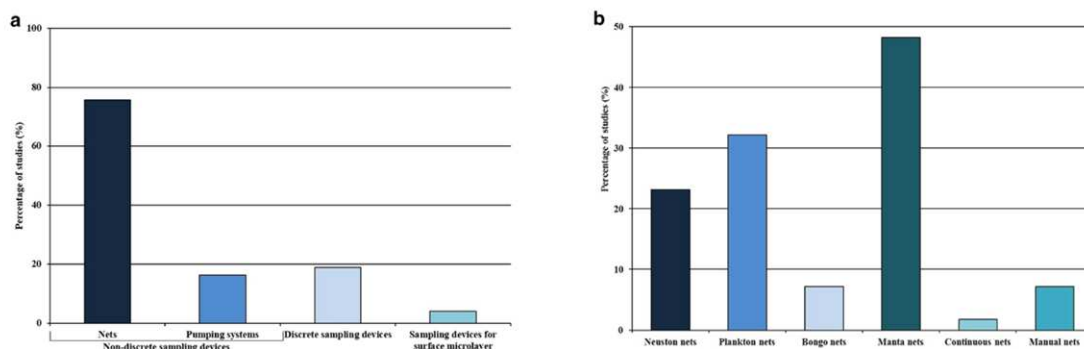


圖 3.1-21 文獻中微型塑膠採樣設備及各式拖網的使用次數統計(Cutroneo et al., 2020)

抽水系統是比拖網相對較少使用的採樣設備，這些系統可以由不同種類的泵組成，並能夠對大量的海水進行採樣。使用絞盤向側面或朝船尾將泵從船上放下。當連續進行採樣時，船速必須保持在 1 至 12 節(Enders et al. 2015; Setälä et al. 2016)。和拖網比較不同的是採樣的塑膠微粒尺寸取決於泵送系統的過濾器/篩網，可以選擇所需尺寸的材料。首先，一般有一個 5 mesh 大小的過濾器用於去除較大的塑膠顆粒，然後是第二個濾網或一系列具有不同網目尺寸的篩網，將塑膠微粒區分為各尺寸類別。在採樣結束時，可以在濾網上直接分析塑膠微粒。批次式採樣設備用於對特定深度的水進行採樣。批次式採樣設備有 Niskin 瓶、rosette、水桶、水瓶及不銹鋼採水器。手動或使用絞鍊將這些設備從船上放低到採樣深度。在使用分離設備進行採樣結束時，將樣品轉移到廣口瓶中，並用去離子水沖洗設備內部，以收集附著的塑膠微粒顆粒。樣品被保存直到實驗室分析。另外，批次式的樣品可以直接在船上過濾或過篩。

由於海面的微型塑膠量大於海面下，應於海面進行採樣，且應盡可能在可估計水量前提下收集較多體積，增加樣品代表性。因此將採用 Manta net，可搭配流速計較準確估計水量，且調查顯示 Manta net 採得之微型塑膠量稍高於

neuston net (Michida et al. 2019)。因日本環境省提出 Manta net 拖行時間小於 20 分鐘容易產生局部偏差，採樣方法放置 330 μm 網目 Manta net 採樣器於船側並以船速 2 節以下速度拖行 20 分鐘，確保採樣範圍足夠具代表性。收回後，將網子由外側沖洗，洗下之樣品收集於容器中，並參考 MSFD 建議將樣品篩分粒徑範圍，以利後續個別分析(EUJRC, 2013)。

生物採樣則依照 GESAMP 之建議，應挑選非保育類、於調查海域中數量高、具有生態或經濟重要性、國際上有類似物種調查可做比較之生物。牡蠣及貽貝（淡菜）為國際上 Mussel Watch 多國長期追蹤物種之一，在台灣海域也普遍，經常為國人所食入，且連同腸道完整食入，具有經濟與健康重要性。因此可以以此為代表物種，由海岸採樣或漁貨商購置。

2. 實驗室前處理法

塑膠微粒樣品必須經過一個或多個分離過程才能將塑膠微粒與海水分離。只有樣品較單純且在採樣後能將其收集在濾網上時，才可以直接對塑膠微粒進行識別和分類，而無需分離過程。分離方法可分為以下幾種：密度分離、過濾和過篩。可以在過濾或過篩之前對樣品進行目視分類，以去除肉眼可見的大於 5mm 的塑膠微粒 (Maes et al. 2017)。或者也可以在過篩後，去除殘留在篩網上的塑膠微粒 (Viršek et al. 2016)。此外，可以進行不同類型的樣品消化（酸性、酶促、鹼性和氧化性）以將塑膠微粒與其它生物物質分離。

密度分離可以從樣品的其餘部分中分離出塑膠微粒，利用塑膠微粒在不同溶液中的漂浮特性，此溶液需要比塑膠微粒更稠密。使用最多的是氯化鈉(NaCl) 溶液 (Galgani et al. 2013)。可以使用其他密度分離方法來獲得更稠密的溶液並使最稠密的 MP 漂浮，包含使用氯化鋅(ZnCl_2)(Syakti et al. 2018)、碘化鈉(NaI) 溶液(Saliu et al. 2018)或表面活性劑如月桂基硫酸鈉 (SLS) (Lenz et al. 2015)。

另外也可以進行重力過濾或真空過濾，可以使用不同類型的濾紙從海水中分離塑膠微粒，包括聚碳酸酯 polycarbonate、聚酰胺 polyamide、尼龍 nylon、玻璃纖維 glass fiber、醋酸纖維素 cellulose acetate、混合纖維素酯 mixed cellulose ester、硝酸纖維素 cellulose nitrate 和 Anopore 無機膜（Anodisc）濾紙。最常使用的濾紙直徑為 45 mm 和 47 mm。用於塑膠微粒樣品的濾紙的孔徑範圍為 0.2 μm 至 300 μm 。

過篩法可以使用一個或多個金屬篩網從採集的樣品中分離出塑膠微粒。可以僅用一個篩網或用一系列篩網進行。所用篩網的數量及其網目大小取決於過篩的目標，例如選擇特定的塑膠微粒尺寸範圍，去除特定比例的塑膠微粒（例如，粒徑大於 5 mm 的塑料顆粒）或區分塑膠微粒的尺寸。過篩可以攜出直接在船上或實驗室中進行，一旦塑膠微粒樣品通過不同方法（如目測分選、密度分離或消化方法）從海水中分離出來，就可以在塑膠微粒樣品上進行過篩。

消化法是將塑膠微粒與有機物分離的技術。實際上，消化方法用於剝蝕樣品中的有機部分，而塑膠微粒並未被去除。有不同類型的消化，包括酸性(Zobkov et al. 2019)、酶促(Saliu et al. 2018)、鹼性(Zhu et al. 2019)和氧化性(Pan et al. 2019)，它們也可以結合使用(Tamminga et al. 2018)。使用不同的消化方法可剝蝕更廣泛的化合物。消化過程是在從海水中分離出塑膠微粒後進行，通常與密度分離結合在一起。消化過程中常用的物質是過氧化氫 (H_2O_2)，具有不同的濃度（最常用的濃度為 30%；Dai et al. 2018）， H_2O_2 與催化劑混合使用如硫酸亞鐵 (FeSO_4)，鹽酸 (HCl)，氫氟酸 (HF)，氫氧化鈉 (NaOH) 和/或氫氧化鉀 (KOH)，次氯酸鈉 (NaClO) 以及和不同的酶混合，最常見的是蛋白酶 K。可以組合使用用於消化有機物的物質，例如 30% 的 H_2O_2 ，然後用 40% 的 HF 處理樣品(Dubaish and Liebezeit 2013)。為了去除有機物，也可以使用濕式過氧化物氧化(wet peroxide oxidation, WPO) (Sutton et al. 2016)。樣品消化後，塑膠微粒樣品可以進行其他分離過程（例如過濾），或者可以對其進行識別和分類。

使用強酸（例如 HCl 或 HF）進行酸消化會損害塑膠微粒的結構完整性，因此不建議使用。

至於生物體的前處理方法與水樣考量稍有不同，如何有效去除生物體組織及油脂同時不會破壞塑膠樣品將是關鍵。目前文獻中有許多方法可以從沉積物和生物組織中萃取微塑膠，它們可以分為酸性、鹼性、氧化法和酵素法，但是，這些方法中大多數並不適合應用於大規模監測用，主要是因為方法太過耗時，或者過於昂貴，無法大規模實施。因此，目前尚沒有一個方法真正能滿足一些國際相關單位的要求，即提供標準、有效和便宜的分析方法，均僅建議多種不同的可行方法來進行。根據「奧斯陸與巴黎公約」委員會(OSPAR)的建議，事實上，許多文獻中分析的生物發現在其組織內發現微型塑膠的比例相對較低，顯然需要更多的生物進行例行性的微型塑膠監測(Dehaut et al., 2016)。此外，參考目前文獻中的分析方法可以發現消化生物組織的效率往往不足，以及消化和萃取過程後在塑膠中會產生缺損。例如，多數發表論文以及 OSPAR 的建議方法都使用部份硝酸來消化生物組織，這樣會造成某些聚醯胺類微型塑膠嚴重降解，導致低估微型塑膠濃度，並錯估海洋生物體內的實際污染程度，同時也會造成微型塑膠表層變成黃色，影響分析資料的準確性。由於聚醯胺（PA）是全世界生產量前十大塑膠原料之一，因此這種聚合物在環境中很常被發現，故比較不適合使用硝酸來作為消化溶液。

除了酸消化外，部份文獻會使用酵素消化，而從表 3.1-7 可以看出不同文獻使用的酵素常不同，對於不同基質的消化效果缺乏比較的基礎，同時部份酵素對一般分析實驗室而言在取得及保存上較困難，因此較不推薦使用。除此之外，氧化消化溶液的使用取得容易，消化時間快，而且對塑膠幾乎沒有缺損，但 Dehaut et al. (2016)提到，使用部份氧化消化液，應用於海產品時會導致貝類組織不完全消化。因此我們參考文獻中應用及環檢所應用方法，以鹼消化法作為本研究的生物體（牡蠣）消化液，使用 50°C 的 KOH 水浴並消化 72 小時，

並經測試後取得良好效果（使用添加 PP 微型塑膠回收率可達 100%）。另外，鹼消化法不能使用 NaOH，因為會對三種塑膠（CA、PC 和 PET）的完整性造成破壞影響，因此不建議使用。

表 3.1-7 文獻中生物體消化方法及分析方法彙整

生物種類	消化方法	分析方法	參考文獻
	鹼消化法		
貽貝 海鮮	10% KOH	micro-FTIR	Dehaut et al., 2016; Phuong et al., 2018a, b; Lusher et al., 2017b; Bråte et al., 2018b 環境檢驗所, 2019
	氧化法		
貽貝	30% H ₂ O ₂	目視法判別 micro-FTIR FTIR SEM/EDX	Mathalon and Hill, 2014; Bonello et al., 2018; Renzi et al., 2018; Li et al., 2015; 2016; 2018; Kolandhasamy et al., 2018; Qu et al., 2018; Digka et al., 2018a, b; Khoironi and Anggoro, 2018
	酸消化法		
貽貝	69% HNO ₃	顯微拉曼法 FTIR 目視法判別	Van Cauwenberghe and Janssen, 2014; Van Cauwenberghe et al., 2015; Murphy, 2018; Vandermeersch et al., 2015b
貽貝	HNO ₃ :HClO ₄	目視法判別	De Witte et al., 2014; Vandermeersch et al., 2015b
貽貝	22.5 M(~94%) HNO ₃	目視法判別	Santana et al., 2016
	酵素消化法		

生物種類	消化方法	分析方法	參考文獻
貽貝	胰蛋白酶 (trypsin)	FTIR	Courtene-Jones et al., 2017
貽貝	商業酵素 Corolase 7089	Nile Red staining / FTIR	Catarino et al., 2017; Catarino et al., 2018
貽貝	去蛋白質酵素 (proteinase K) and 30% H ₂ O ₂	拉曼法	Karlsson et al., 2017
貽貝	Sodium Dodecyl Sulphate (SDS) 及界 面活性劑酵素	FTIR	Railo et al., 2018

3. 定性及定量分析方法

塑膠微粒識別技術可以分為視覺(visual)計數和分析技術(analytical techniques)。視覺計數可以肉眼或顯微鏡對塑膠微粒進行分類和識別。分析技術(光譜學 spectroscopy, 氣相色譜法 gas-chromatography 等)需要使用分析化學物質的設備以鑑定塑膠微粒聚合物。另外, 針對水樣及生物體內的微型塑膠樣品而言, 使用的計數及分析鑑識方法並沒有不同, 因此, 在後續使用計數及分析鑑識方法就不分開討論不同基質樣品的方法應用。

當開始對塑膠微粒進行研究時, 視覺計數技術主要用於對塑膠微粒 MP 進行識別和分類。它們包括用肉眼或顯微鏡觀察保存在濾紙上或培養皿或廣口瓶中的塑膠微粒。也可以使用掃描式電子顯微鏡 (SEM)。由於它的高解析度, 即使無法區分顏色, 也可以做最精確的塑膠微粒識別。顯微鏡可以配備相機, 如此, 塑膠微粒也可以拍照並隨後進行分析。為了視覺分析容易進行, 尤其是在顯微鏡下, 通常可將經過過濾的樣品放在網格濾紙上。

此外, 可以進行熔化測試和熱針測試以評估觀察到的顆粒是否由塑料製成 (Enders et al. 2015; Tunçer et al. 2018; 行政院環境保護署 NIEA M909.00C)。這

些測試包含燃燒顆粒，如果燃燒的顆粒融化或起皺，則將其視為為塑料。另外部份研究為便於塑膠微粒識別，可以使用染色辨識，尼羅紅是最常用的螢光色，但經過染色後微型塑膠無法再進行其它光學分析技術。

分析技術一般是在視覺計數之後進行的，它需要不同的儀器來確定顆粒是否由塑料製成以及用於塑膠微粒聚合物鑑定。最常使用的儀器是傅立葉轉換紅外 (FTIR) 光譜儀。所有分析技術都會產生與每個被分析粒子相關的光譜。為了確定顆粒是由哪種聚合物製成的，將每個光譜與標準圖譜進行比較。因此，這些技術可以明確確定顆粒是否由塑料製成。分析技術非常耗時，因為塑膠微粒會被逐一分析，而且費用昂貴(Frère et al. 2016)。由於這些原因，在分析的 17 項研究中，僅對樣品中塑膠微粒選取部份代表樣品進行分析，所選擇的代表樣品透過再回推到原整體樣本的結果。

關於分析鑑定，建議不要單獨執行視覺計畫，因為它取決於進行分析操作員的主觀判別，並且由於肉眼難以觀察最小的 (<1 mm) 微粒以及用顯微鏡難以觀察到微小尺寸的塑膠微粒，而可能導致塑膠微粒的低估 (Hidalgo-Ruz et al. 2012)。為了降低被低估的風險，必須由經訓練的操作員對樣品進行視覺計畫 (Gajšt et al. 2016)。使用分析鑑識技術是唯一可以評估顆粒是否由塑料製成，部份研究也證明在目視上被定義為塑料者，有部分顆粒實際上是由其他材料 (例如有機物，棉纖維和玻璃) 組成(Frère et al. 2016)。但是，分析技術既昂貴又費時；因此，在大多數情況下，並非對所有採樣的塑膠微粒顆粒都進行這些操作。至少必須對一部分樣本進行分析，以驗證通過目視分析獲得的結果，並且由於塑膠微粒很小，建議使用顯微-拉曼(micro-raman)或顯微-FTIR(micro-FTIR)等儀器結合使用以進行高品質的分析。表 3.1-8 為文獻中統計微型塑膠分析鑑識設備所應用之相關研究數量，顯示 FTIR 及拉曼設備是近年最常使用的微型塑膠分析鑑識設備。

表 3.1-8 文獻中統計微型塑膠分析鑑識設備所應用之相關研究數量(Cutroneo et al. 2020)

微型塑膠分析鑑識設備	使用該設備之研究數量	備註
Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR)	12	
Micro-Fourier transform infrared spectroscopy(Micro-FTIR)	15	
Attenuated total reflection Fourier transform infrared spectroscopy (ATR-FTIR)	15	
Micro-attenuated total reflection Fourier transform infrared spectroscopy(Micro ATR-FTIR)	4	
Fourier Transform Near-Infrared spectroscopy(FT-NIR)	1	
Raman spectroscopy	2	
Micro-Raman spectroscopy	6	
Semi-automated micro-Raman spectroscopy	1	
Near Infrared Spectroscopy(NIR)	1	
Differential scanning calorimetry (DSC)	1	

塑膠顆粒之判別先採用解剖顯微鏡目測觀察，記錄樣品顆粒之數目、形狀、尺寸、顏色，判斷是否為塑膠微粒的條件參考 GESAMP 與 NOAA，若不含細胞特徵、纖維粗細度均勻一致、單一顏色、以鑷子刮過而不破碎，則可判斷為塑膠顆粒(GESAMP, 2019; Chen et al., 2020)。定量則參考 NOAA 與 MSFD 建議，除顆粒數/m³ 海水或顆粒數/g 組織，亦秤重計算微型塑膠重量/m³ 海水或重量/g 組織(EUJRC, 2013; Masura et al., 2015)。化學定性則參考國內 NIEA M907.01B 建議的定性方法，以傅立葉轉換紅外顯微鏡或拉曼顯微鏡測量疑似顆粒之光譜，若與資料庫中標準塑膠圖譜比對相似度高於 80% 且重要譜峰皆在，則確認樣品為塑膠微粒(行政院環境保護署, 2017)。

3.1.6 檢測方法選擇與討論

本次操作方法考量方法的可比較性與適用性進行選擇，針對海域表層海水的微型塑膠調查，本團隊採用拖網(manta net)的方式來進行採樣，建議船速應低於 2 節，並在網口綁附流量計，拖曳約 20 分鐘的時間，採樣完成後應避光保存，由於拖網網目尺寸約在數百微米，因此，可蒐集的微型塑膠介於 5 mm 至數百微米間，接著進行水樣過篩，移除大於 5 mm 之顆粒，再將樣品置於烘箱中於 90°C 下約 24 小時待其完全乾燥，消化方法則是採用濕式氧化法進行消化，使用 Fenton 試劑進行氧化反應去除有機雜質，等待反應完成後再利用飽和 NaCl 溶液進行密度分離以去除無機雜質，最後將樣品回收，後續再利用顯微鏡分辨微型塑膠的外觀與顏色，接著使用拉曼或傅立葉轉換紅外線光譜辨識微型塑膠的材質。

針對生物體的微型塑膠調查，本團隊主要調查牡蠣，以野生牡蠣和養殖牡蠣為主要調查對象，將採集的牡蠣去殼並以試劑水沖洗，盡可能去除殼或一些雜質，接著使用 10% KOH 進行消化反應，於 50°C、80 rpm 下震盪反應 72 hr，待組織消化完成後加入飽和 NaI 溶液(依研究目的可改用 NaCl、ZnCl₂ 等)混合分層，靜置隔夜，取出上層液再加入飽和 NaI 溶液進行萃取，將萃取的溶液於金屬濾紙(25 μm)上進行抽氣過濾，過濾完的濾紙經乾燥後回收樣品，並於後續使用顯微鏡、拉曼光譜、傅立葉轉換紅外線光譜進行定性與定量分析。

本團隊所採用的方法多為國際間和文獻調查常使用的方法，使彼此調查數據間具有可比較性，以利於了解海洋中微型塑膠的流動與分布情況，並能整合相關資訊，從更多方面深入探討來源並研擬策略來解決問題。

3.2 海域微型塑膠採樣檢測

3.2.1 採樣標的篩選方法

本計畫選擇臺灣本島北、中、南、東部主要河川出海口周邊海域進行海水中及生物體(如牡蠣或其他物種)中微型塑膠樣品採樣及檢測,總計採樣分析 20 個海水樣品及 30 個海域生物體樣品(1 樣品採集至少 30 個生物體共同檢測以呈現該點次海域之代表性)。

依據經濟部「河川管理辦法」規定,河川係指依中央主管機關認定其屬於水資源開發或國土保育或區域發展關係重大之水系,並經公告之水道,其依管理權責可區分為中央管河川(主要河川)、直轄市管河川及縣(市)管河川(次要河川)等三類,我國目前中央管河川共有 26 水系(表 3.2-1)。

本團隊針對各主要河川河口海域,將參考 109 年度海漂底垃圾分布調查及微型塑膠採樣檢測機制建立計畫調查結果,以 109 年度調查 13 處河口並增加中洲、八里、左營及大林蒲海放管海域,於 4-7 月間進行一次採樣調查,同時,另於 9-10 月間對 109 年度所測得平均濃度較高的高屏溪、阿公店溪、烏溪、淡水河及和平溪等五條河川之河口海域進行一次採樣調查,以取得不同季節及不同年度間的數據比較。每個河口或放流管海域採樣 1~2 個樣品,至少完成 40 個海水樣品(原訂 20 個)。

生物樣品亦納入前一年度調查地點包括淡水河口、台西、口湖、東石、布袋、北門、將軍、曾文溪口、七股、安平、東港溪口、四重溪口、石梯坪海域、王功、梧棲、大武、枋寮、基隆、八斗子、福隆近岸等 20 處採樣點,並依樣品取得的可行性,針對部份測站分為兩個季節進行採樣(分別為台西、口湖、東石、北門、七股、東港溪口、將軍、王功、梧棲、枋寮等 10 處),以漁民垂釣或捕撈之經濟

漁貨或開放水域中養殖牡蠣等生物體樣品，每個樣品採集至少 30 個生物體共同檢測以呈現該點次海域之代表性。

表 3.2-1 主要河川基本資料

河川分類	編號	河川名稱	幹流長度	流域面積
			km	km ²
中央管河川	1	蘭陽溪	73.0	978
	2	鳳山溪	45.4	250
	3	頭前溪	63.0	566
	4	中港溪	54.0	446
	5	後龍溪	58.3	537
	6	大安溪	95.8	758
	7	大甲溪	124.2	1,236
	8	烏溪	119.1	2,026
	9	濁水溪	186.6	3,157
	10	北港溪	82.0	645
	11	朴子溪	75.9	427
	12	八掌溪	80.9	475
	13	急水溪	65.0	379
	14	曾文溪	138.5	1,177
	15	鹽水溪	41.3	343
	16	二仁溪	63.2	350
	17	阿公店溪	38.0	137
	18	高屏溪	171.0	3,257
	19	東港溪	44.0	472
	20	四重溪	31.9	125
	21	卑南溪	84.4	1,603
	22	秀姑巒溪	81.2	1,790
	23	花蓮溪	57.3	1,507
	24	和平溪	50.7	561
	25	淡水河	158.7	2,726
	26	磺溪	13.5	49

資料來源：1. 經濟部水利署中央管及跨省市河川基本資料。

2. 經水字第 88261425 號、經水字第 10204607390 號。

3.2.2 海水及生物體採樣結果

本計畫依合約要求需完成 20 個海水樣品和 30 個生物樣品採樣及分析工作。本團隊共完成四重溪（2 個樣品；分為不同水深等深線作為採樣測線，以下同）、鹽水溪（2 個樣品）、曾文溪（2 個樣品）、二仁溪（2 個樣品）、濁水溪（2 個樣品）、北港溪（2 個樣品）、八掌溪及急水溪（2 個樣品）、秀姑巒溪（2 個樣品）、大林蒲放流管口（1 個樣品）、中洲放流管海域（1 個樣品）、左營放流管（1 個樣品）、八里汙水廠放流區域（1 個樣品）、高屏溪及東港溪（4 個樣品；分為不同水深等深線作為採樣測線以及不同季節採樣，以下同）、阿公店溪（4 個樣品）、烏溪（4 個樣品）、淡水河（4 個樣品）、和平溪（4 個樣品），共 30 個樣品於 4-7 月完成採樣，10 個樣品於 9-10 月完成採樣，共計完成 40 個樣品採樣工作。

生物體樣品則於前述適當海水採樣區域，視其生物樣品可取得性，採集或購入養殖牡蠣或石蚶等生物體樣品，在 4-7 月時，於高屏東港溪口、台西、口湖、四重溪、枋寮、安平、東石、布袋、大武、淡水、基隆、石梯坪採取牡蠣樣品，北門、七股、將軍、王功、梧棲取得養殖牡蠣樣品，共取得 17 個生物體樣品，在 8-10 月時，於八斗子採集紅頭螺樣品，於福隆、高屏東港、枋寮採集野生牡蠣樣品，曾文溪、台西、東石、口湖、將軍、北門、七股、梧棲、王功取得養殖牡蠣樣品，共取得 13 個生物體樣品，總計完成 30 個樣品採樣工作。

採樣詳細工作時間如下所示：

- 一、110 年 4 月 30 日曾文溪、鹽水溪及四重溪海域採樣，每個地點進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-1。並於四重溪、台西、口湖、安平採集牡蠣樣品。
- 二、110 年 5 月 5 日於七股、將軍、北門取得養殖牡蠣樣品。

- 三、 110 年 5 月 10 日進行高屏溪及東港溪口海域進行兩個不同水深等深線測點採樣，以及大林蒲和中洲汙水處理廠放流管海域各採樣一個測點，各點作業照片如圖 3.2-2。並於高屏東港和枋寮進行牡蠣採集。
- 四、 110 年 5 月 24 日進行阿公店溪口和二仁溪口採樣，於各出海口不同水深等深線進行兩個測點採樣，以及左營放流管口海域進行一個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-3。
- 五、 110 年 5 月 30 日進行烏溪口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-4，並於王功、梧棲取得養殖牡蠣樣品。
- 六、 110 年 6 月 4 日於東石、布袋進行牡蠣採集。
- 七、 110 年 6 月 11 日進行濁水溪口、北港溪口、八掌溪及急水溪口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-5。
- 八、 110 年 6 月 21 日和 6 月 24 日分別到大武及淡水進行牡蠣採集。
- 九、 110 年 7 月 14 日進行淡水河口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，以及八里放流管排放口進行一個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-6 所示，並於基隆進行牡蠣採集。
- 十、 110 年 7 月 29 日和 7 月 30 日分別大進行和平溪口和秀姑巒溪口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-7，並於石梯坪進行牡蠣採集。
- 十一、 110 年 8 月 3 日到曾文溪取得養殖牡蠣。
- 十二、 110 年 9 月 1 日進行高屏溪及東港溪口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-8 所示，並於福隆和八斗子分別採集牡蠣和紅頭螺。

十三、 110 年 9 月 2 日進行阿公店溪口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-9 所示，並於東石、台西、口湖取得養殖牡蠣。

十四、 110 年 9 月 9 日於北門、七股、將軍取得養殖牡蠣。

十五、 110 年 9 月 17 日進行烏溪口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-10，並於梧棲取得養殖牡蠣。

十六、 110 年 9 月 27 日於高屏東港和枋寮進行牡蠣採集。

十七、 110 年 9 月 29 日進行淡水河口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-11。

十八、 110 年 10 月 4 日於王功取得養殖牡蠣。

十九、 110 年 10 月 8 日進行和平溪口採樣，於出海口不同水深等深進行兩個測點採樣，各點作業照片如圖 3.2-12。

各個採樣點位的經緯度皆整理在表 3.2-2 和表 3.2-3 中。

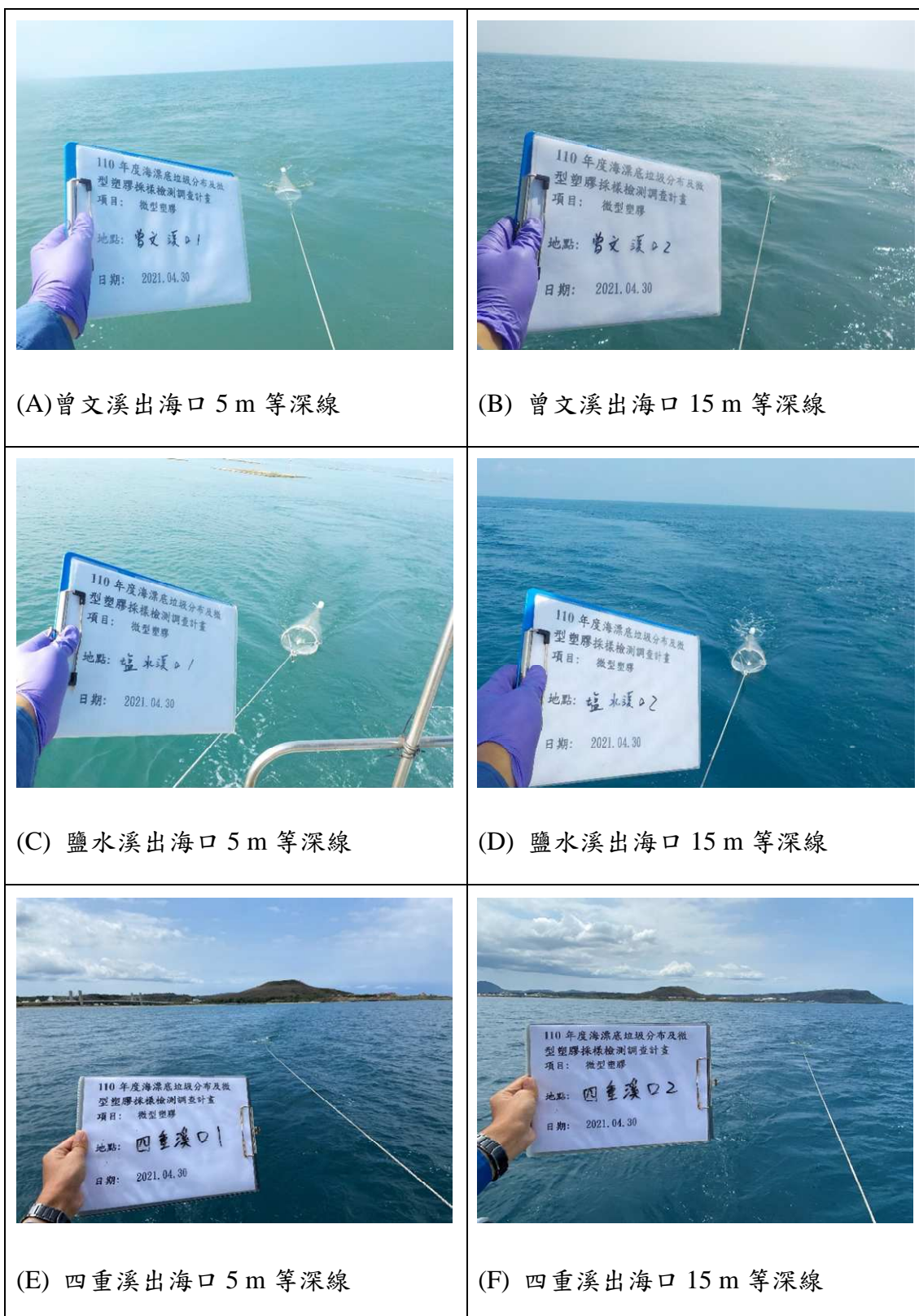


圖 3.2-1 曾文溪、鹽水溪及四重溪海域採樣作業

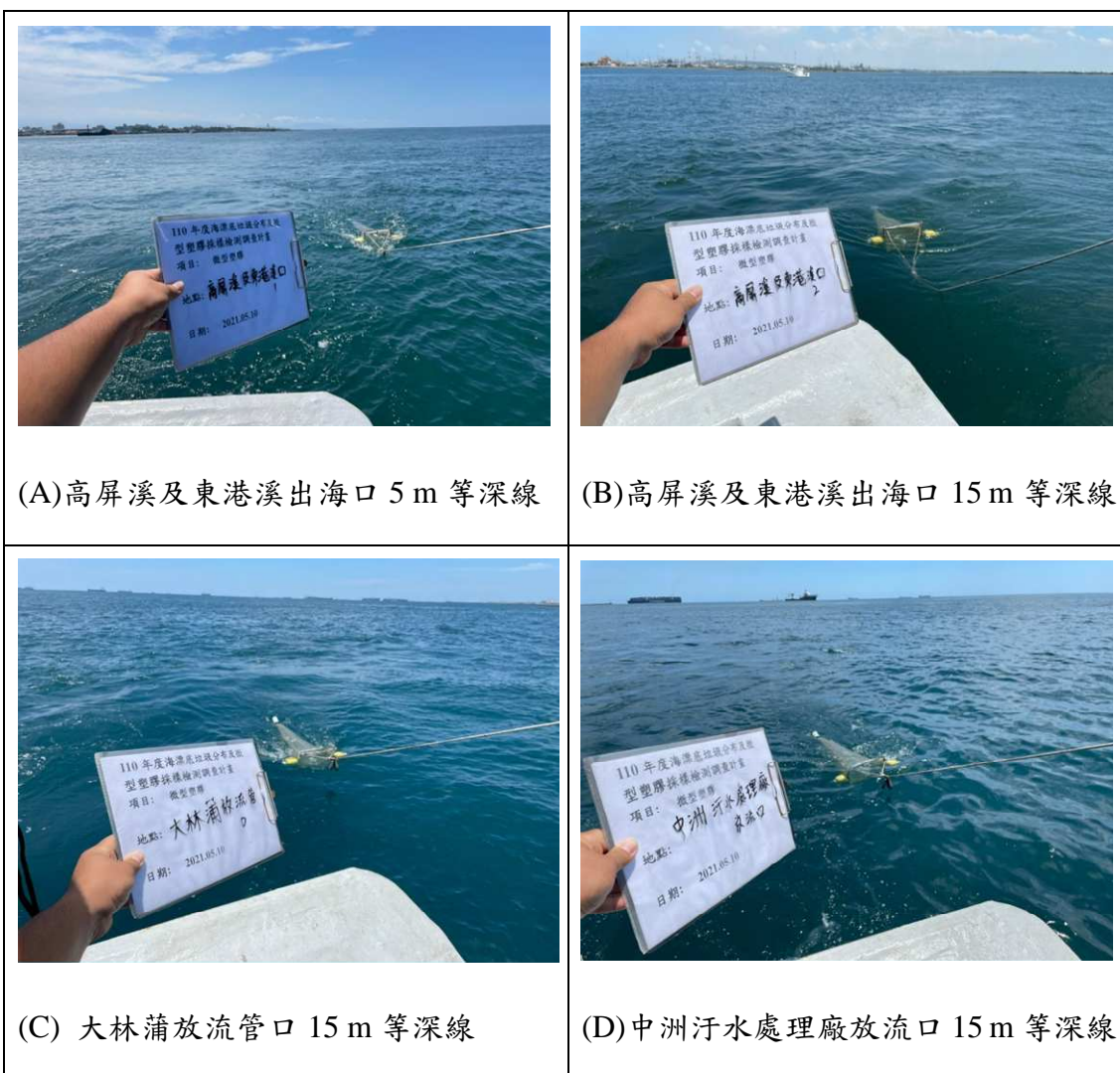


圖 3.2-2 高屏溪及東港溪出海口、大林蒲放流管口及中洲汙水處理廠放流口海域採樣作業



圖 3.2-3 阿公店溪口出海口、二仁溪口出海口、左營放流管口海域採樣作業

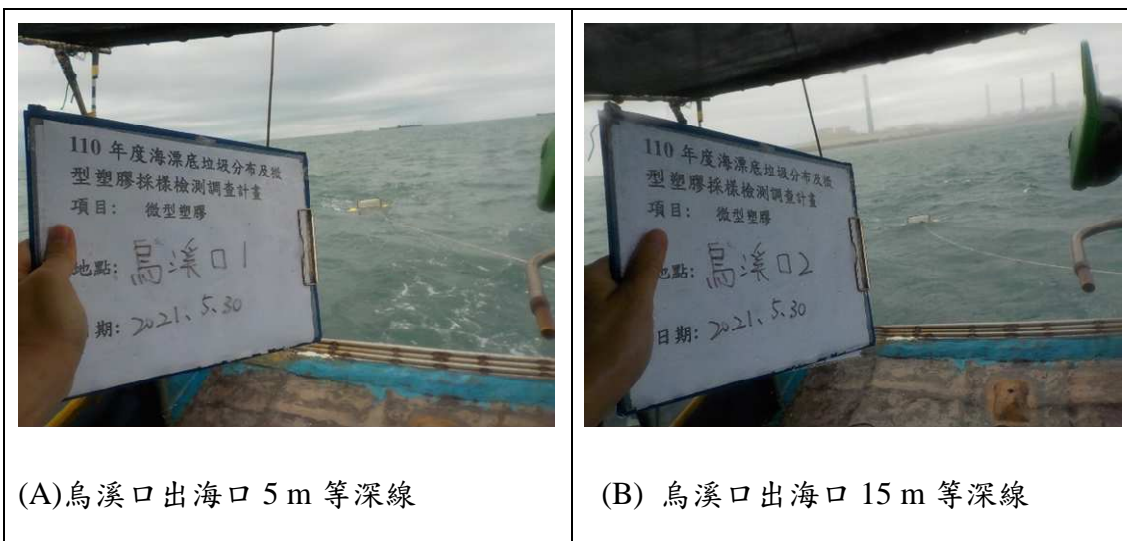
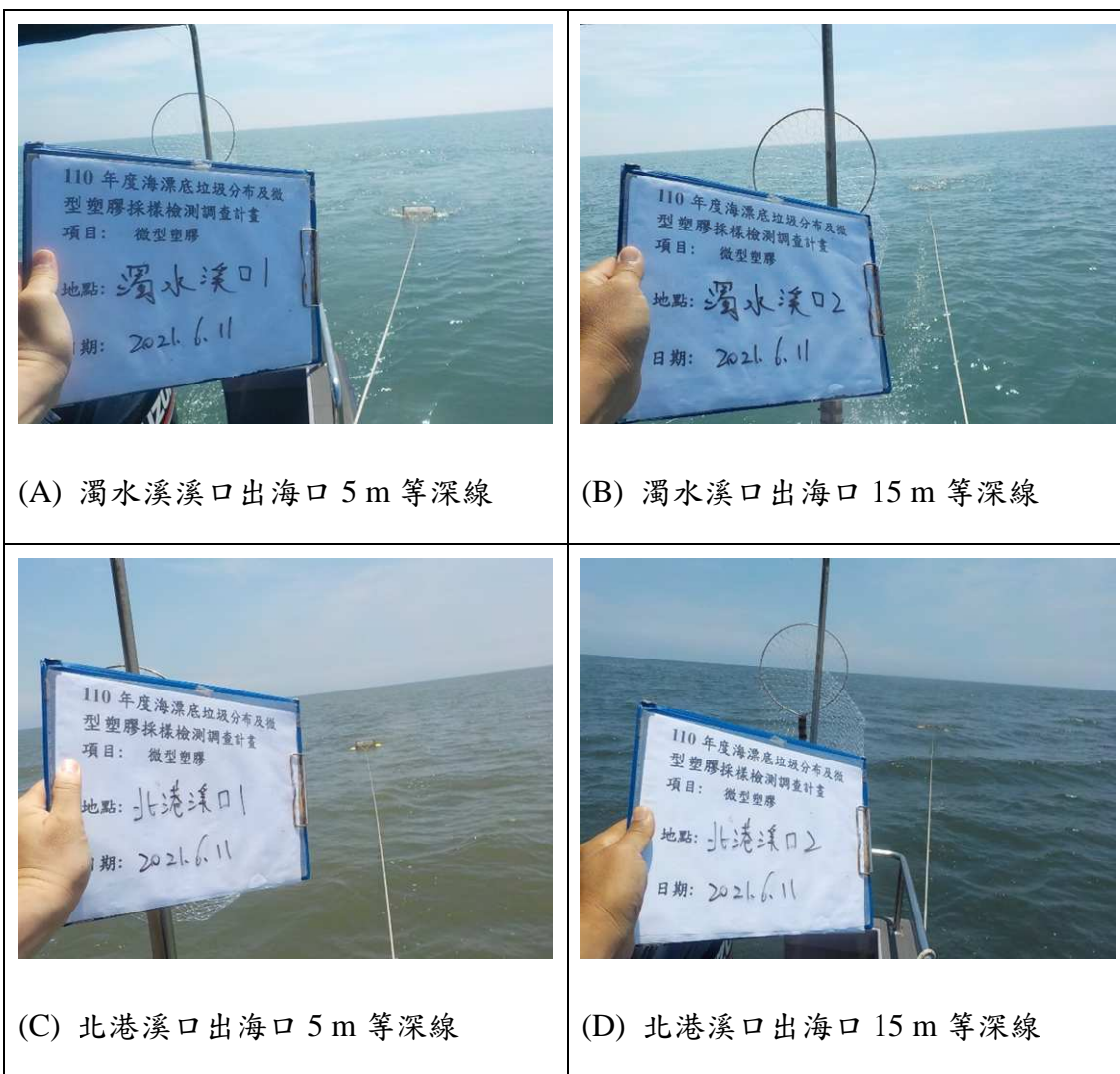
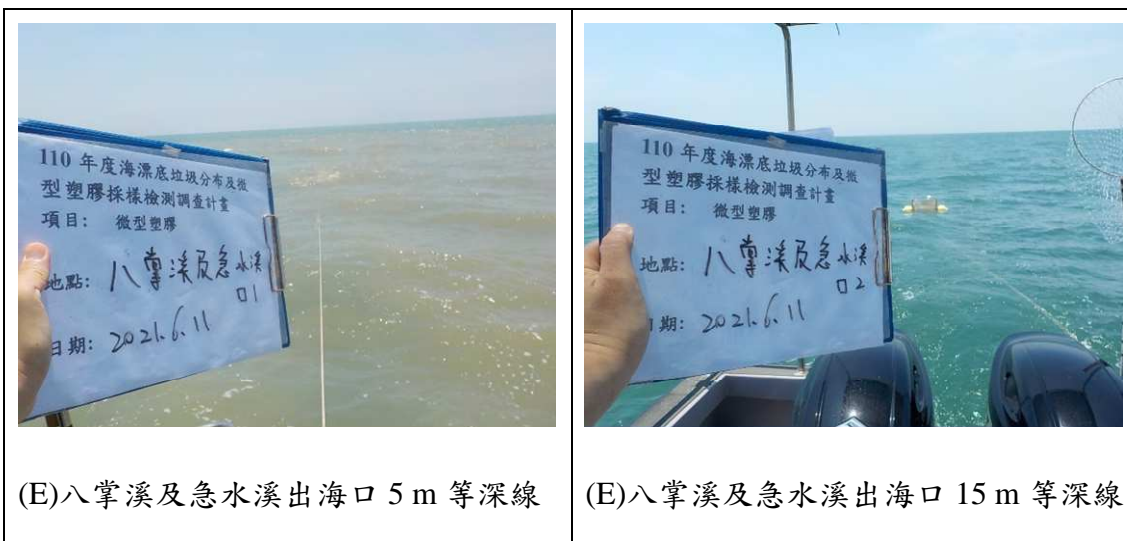


圖 3.2-4 烏溪口出海口海域採樣作業





(E)八掌溪及急水溪出海口 5 m 等深線

(E)八掌溪及急水溪出海口 15 m 等深線

圖 3.2-5 濁水溪口、北港溪口、八掌溪及急水溪口出海口海域採樣作業



(A) 淡水河口出海口 5 m 等深線

(B) 淡水河口出海口 15 m 等深線

(C) 八里放流管排放口 15 m 等深線

圖 3.2-6 淡水河出海口和八里放流管排放口海域採樣作業

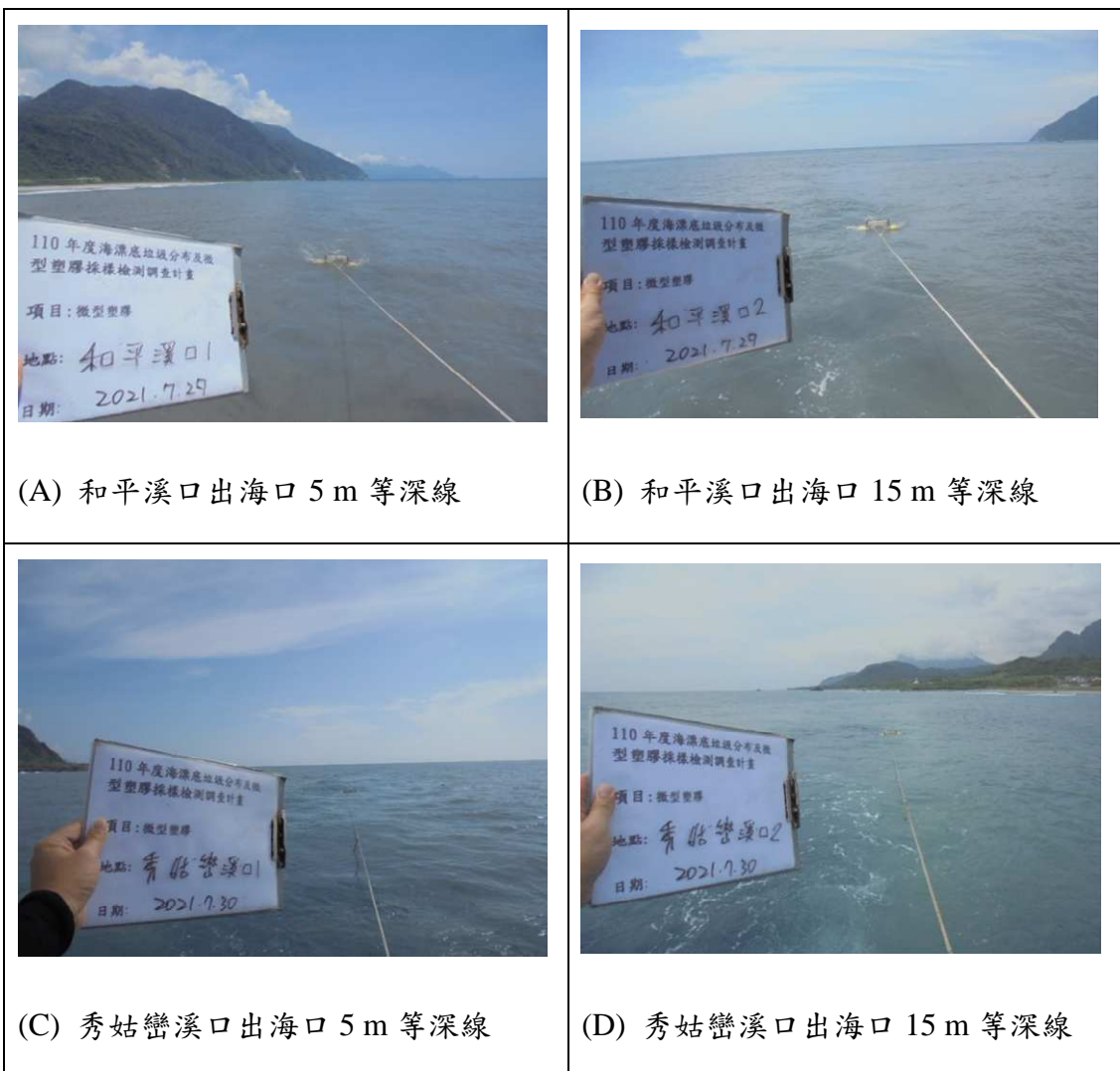


圖 3.2-7 和平溪口和秀姑巒溪口出海口海域採樣作業

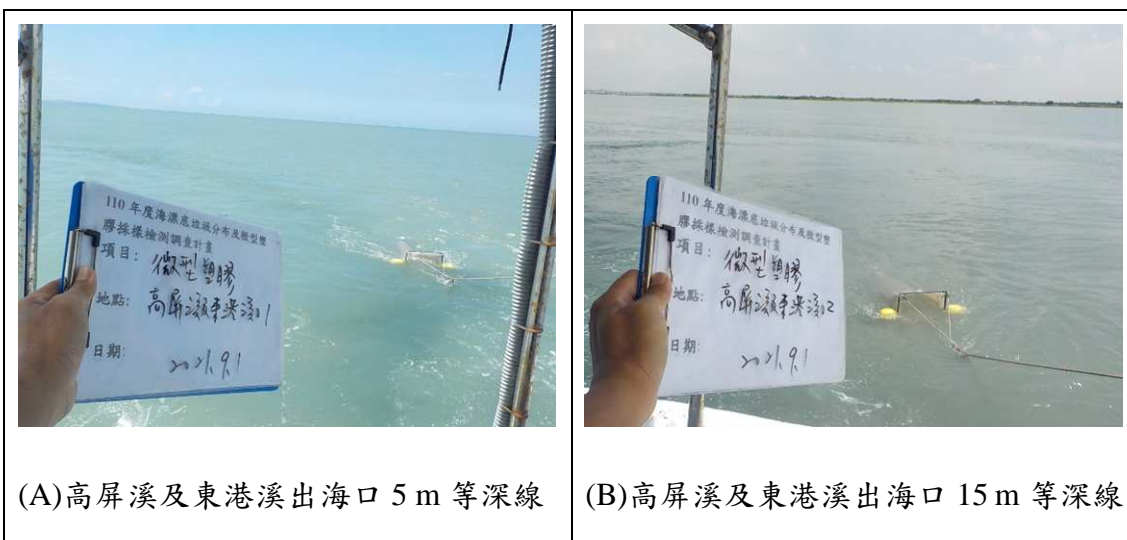


圖 3.2-8 高屏溪及東港溪口出海口海域採樣作業



圖 3.2-9 阿公店溪口出海口海域採樣作業

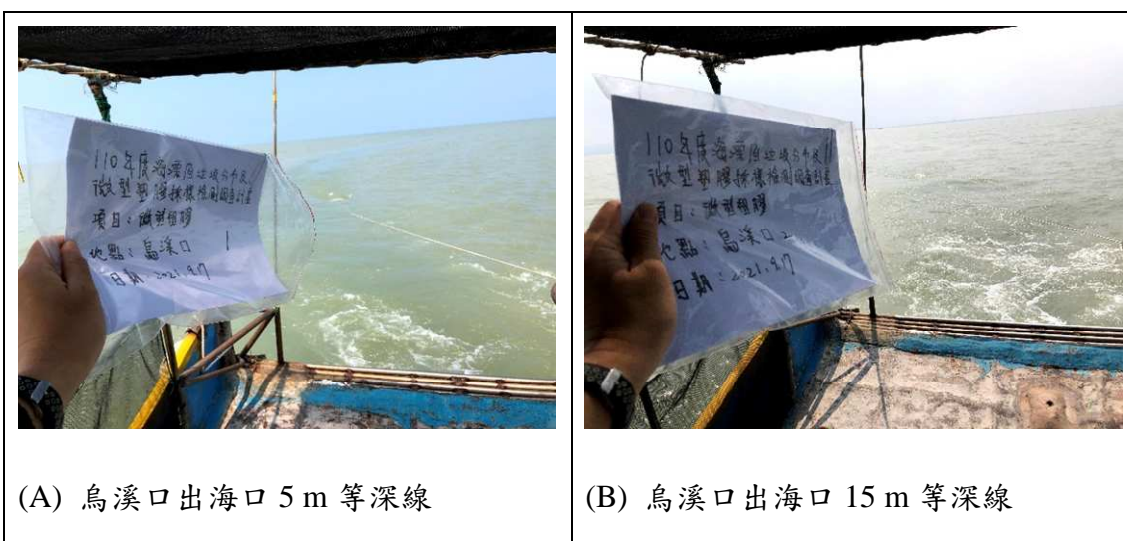


圖 3.2-10 烏溪口出海口海域採樣作業



圖 3.2-11 淡水河口出海口海域採樣作業

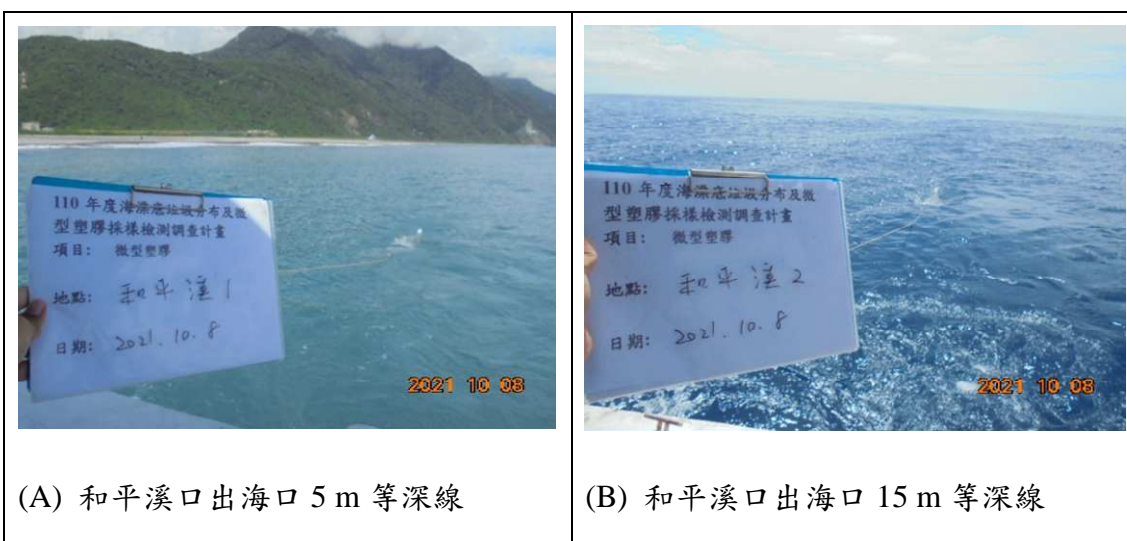


圖 3.2-12 和平溪口出海口海域採樣作業

表 3.2-2 4-7 月河口微型塑膠採樣紀錄

採樣位置		深度	下網經度	下網緯度	起網經度	起網緯度
日期	河口位置					
4/30	四重溪口	5 m 等深線	120.70417	22.06069	120.70354	22.06761
		15 m 等深線	120.69564	22.06449	120.69181	22.07167
4/30	鹽水溪口	5 m 等深線	120.13163	22.99017	120.13059	22.98978
		15 m 等深線	120.06162	22.98835	120.05523	22.99117
4/30	曾文溪口	5 m 等深線	120.03950	23.03622	120.04357	23.03797
		15 m 等深線	120.02383	23.03303	120.02062	23.03478
5/10	高屏溪、 東港溪	5 m 等深線	120.42964	22.46875	120.42793	22.47045
		15 m 等深線	120.42406	22.47296	120.42405	22.46876
5/10	大林蒲放流管口		120.31193	22.50673	120.31799	22.50086
5/10	中洲汙水處理廠放流口		120.27346	22.57876	120.27339	22.58249
5/24	左營放流管		120.21165	22.70473	120.20762	22.71313
5/24	阿公店溪 口	5 m 等深線	120.19038	22.80810	120.18755	22.80807
		15 m 等深線	120.17218	22.90377	120.16937	22.90827
5/24	二仁溪口	5 m 等深線	120.17218	22.90377	120.16937	22.90827
		15 m 等深線	120.15350	22.91172	120.15432	22.90287
5/30	烏溪口	5 m 等深線	120.46097	24.21593	120.45702	24.21330
		15 m 等深線	120.45378	24.21390	120.45264	24.21150

採樣位置		深度	下網經度	下網緯度	起網經度	起網緯度
日期	河口位置					
6/11	濁水溪	5 m 等深線	120.19073	23.84680	120.19203	23.84892
		15 m 等深線	120.19116	23.86631	120.19470	23.86730
6/11	北港溪	5 m 等深線	120.11416	23.56800	120.11498	23.56012
		15 m 等深線	120.10023	23.55468	120.10118	23.54900
6/11	八掌溪、 急水溪	5 m 等深線	120.02620	23.32955	120.02980	23.32437
		15 m 等深線	120.10008	23.31282	120.10150	23.30573
7/14	淡水河	5 m 等深線	121.39640	25.17728	121.39210	25.17533
		15 m 等深線	121.38843	25.18480	121.38640	25.18128
7/14	八里汙水廠		121.37610	25.19683	121.36320	25.19465
7/29	和平溪	5 m 等深線	121.77806	24.30666	121.77938	24.31381
		15 m 等深線	121.77428	24.31475	121.77341	24.30756
7/30	秀姑巒溪	5 m 等深線	121.50713	23.46750	121.50410	23.46173
		15 m 等深線	121.50368	23.46146	121.50590	23.46443

表 3.2-3 9-10 月河口微型塑膠採樣紀錄

採樣位置		深度	下網經度	下網緯度	起網經度	起網緯度
日期	河口位置					
9/1	高屏溪、 東港溪	5 m 等深線	120.42411	22.47330	120.42400	22.46878
		15 m 等深線	120.42981	22.46858	120.42796	22.47041
9/2	阿公店溪 口	5 m 等深線	120.20651	22.80341	120.20668	22.79951
		15 m 等深線	120.19020	22.80821	120.18738	22.80831
9/17	烏溪口	5 m 等深線	120.45904	24.21280	120.45497	24.20800
		15 m 等深線	120.61336	24.20909	120.44605	24.21889
9/29	淡水河	5 m 等深線	121.39845	25.17740	121.39360	25.17548
		15 m 等深線	121.38425	25.18228	121.38703	25.18463
10/8	和平溪	5 m 等深線	121.78011	24.31605	121.77376	24.30981
		15 m 等深線	121.77738	24.30691	121.78011	24.31750

表 3.2-4 4-7 月生物體微塑膠採樣紀錄

採樣日期	採樣位置	採樣經度	採樣緯度
4/30	四重溪	120.708674	22.065052
4/30	台西	120.16896	23.704351
4/30	口湖	120.138782	23.558962
4/30	安平	120.142829	22.987852
5/5	將軍	120.088036	23.210603
5/5	北門	120.104359	23.251371
5/5	七股	120.062605	23.139051
5/10	高屏東港溪口	120.455333	22.448851
5/10	枋寮	120.593805	22.363944
5/30	王功	120.32335	23.97171
5/30	梧棲	120.518916	24.288403
6/4	東石	120.141613	23.446615
6/4	布袋	120.140257	23.374874
6/21	大武	120.894671	22.339701
6/24	淡水	121.436985	25.1717
7/14	基隆	121.768286	25.154124
7/30	石梯坪	121.506529	23.494637

表 3.2-5 8-10 月生物體微塑膠採樣紀錄

採樣日期	採樣位置	採樣經度	採樣緯度
8/3	曾文溪	120.080454	23.061828
9/1	福隆	121.951219	25.021414
9/1	八斗子	121.802512	25.139866
9/2	台西	120.170848	23.705079
9/2	東石	120.14306	23.46032
9/2	口湖	120.139329	23.556231
9/9	將軍	120.088036	23.210603
9/9	北門	120.104359	23.251371
9/9	七股	120.062605	23.139051
9/17	梧棲	120.518916	24.288403
9/27	高屏東港溪口	120.455333	22.448851
9/27	枋寮	120.59355	22.364086
10/4	王功	120.32335	23.97171

3.2.3 實驗方法驗證

1. WPO 方法測試

本次驗證實驗使用標準樣品 PP、PET、PS，如圖 3.2-13 所示，藉由添加不同數量的微型塑膠顆粒，執行 WPO 的實驗步驟，最後得到塑膠樣品的回收率，並同時觀察微型塑膠樣品是否在實驗過程中會損壞會破碎的情形發生。



圖 3.2-13 PP, PS, PET 三種微型塑膠的標準樣品

首先將此塑膠樣品過濾，取得符合微型塑膠尺寸(< 5 mm)的樣品，接著用少量的去離子水將樣品轉移到燒杯中，接著將樣品置於 90°C 的烘箱中(圖 3.2-14)，直至將樣品中的液體完全蒸發。



圖 3.2-14 將樣品放入 90°C 的烘箱中

接著進行氧化步驟，先加入 20 ml 已配置的 0.05 M Fe(II)溶液，接著加入 20 ml 30% 雙氧水進行反應，反應初期會有些許泡沫生成，因為此反應為放熱反

應，因此初期先不要加熱，避免一開始溫度太高導致塑膠樣品受損，等反應較為溫和之後，開始加熱至 75°C ，如圖 3.2-15，接著持續反應 30 min，若此時溶液的顏色仍呈現黃褐色，則需要再加入 20 ml 30% 雙氧水進行反應，此時要先停止加熱，避免剛加入新的雙氧水的時候產生大量的泡沫，等反應較為溫和之後，開始加熱至 75°C ，再持續反應 30 min，此時若溶液的顏色仍呈現淡黃色，表示消化反應完成，原因是因為一開始的黃褐色是由於 Fe(II) 被氧化成 Fe(III) 所產生的顏色，而此時雙氧水產生的 OH 自由基會與有機物進行反應，將有機物溶解置水中，若反應完成時，多餘的 OH 自由基會再反應並將 Fe(III) 還原成 Fe(II)，這之間會達成動態平衡，所以會導致 Fe(III) 濃度下降，使得顏色變成較淡的黃色，但若反應未完成，就不會有多餘的雙氧水可以將 Fe(III) 還原，因此溶液仍然會呈現黃褐色，溶液顏色的轉變如圖 3.2-16 所示。



圖 3.2-15 加入 Fenton 試劑在 75°C 下反應



圖 3.2-16 左、右圖分別是呈現黃褐色和淡黃色的狀態

待氧化反應完成後，接著加入 NaCl 形成飽和的食鹽水溶液，持續攪拌至食鹽完全溶解後，將溶液樣品轉移至漏斗中，並放置一整個晚上，如圖 3.2-17 所示，等待雜質與微型塑膠樣品完全分離，最後將樣品從溶液中分離出來，並放進樣品瓶中秤量重量，得到微型塑膠的樣品重，接著再進行後續的分析工作。



圖 3.2-17 密度分離靜置和萃取過程

等待樣品乾燥後，計算回收的微型塑膠樣品數量，並計算回收率的值，如表 3.2-6 所示，本次執行了三組重複實驗，從結果來看，使用本實驗方法的回收率是相當理想的，而且塑膠樣品從外觀上來看也沒有明顯的受損情形發生，可以說明目前的實驗條件，對於應用在海水樣品中是相當可靠的。

表 3.2-6 WPO 實驗的回收率計算結果

Replicate	Test-1			Test-2			Test-3		
	PET	PP	PS	PET	PP	PS	PET	PP	PS
MPs added (no.)	6	5	9	7	5	9	8	6	11
MPs recovered (no.)	6	5	9	7	5	9	8	6	11
Recovery (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100

2. ASTM 方法測試

本次驗證實驗是利用 0.3 mm 篩網先篩出小顆粒的 PP 樣品，如圖 3.2-18 所示，每組實驗各添加 10 顆 PP 微粒，總共重複四組樣品。



圖 3.2-18 測試所用的 PP 微型塑膠顆粒樣品

第一步是先將樣品利用去離子水從篩網轉移到離心管中，接著放入烘箱中，直到離心管內的液體完全蒸發，如圖 3.2-19 所示，接著加入 30% 的雙氧水到離心管中反應 1 小時，反應完成之後將離心管放入離心機中，以轉速 5000 rpm 離心三分鐘，接著使用移液器將溶液移除，此步驟必須盡量避免吸到沉澱物或塑膠樣品，因此不能使用吸取量太大的移液器，且移除完一個樣品需要重複確認是否有將塑膠樣品移除，才能夠盡量的減少樣品損失的情形發生。



圖 3.2-19 將樣品放入的烘箱中烘乾

等待樣品移除完成後，緊接著加入 40ml Schweizer 試劑進行反應，如圖 3.2-20 所示，主要可以針對一些纖維素進行錯合反應，接著將其溶解分離出來，然而在此步驟中氫氧化銅是過量的，所以在配置溶液的時候要盡量地將氫氧化銅溶解，同時避免沉澱的氫氧化銅加入到離心管中，這樣會導致過量的氫氧化銅

被離心到管壁上，接著要使用大量的氨水將其溶解，需要重複執行移除溶液的動作，而造成塑膠樣品的損失，因此，在配置溶液時建議配置過量的溶液，才能避免將沉澱倒入，同時因為此試劑為深藍色，因此，在判斷是否在移除溶液過程中有吸取到塑膠時，有相對的難度，同時因為濃氨水的氣味非常嗆鼻，須全程在通風櫃中執行實驗。



圖 3.2-20 將 Schweizer 試劑加入離心管反應

將 Schweizer 試劑移除後，加入 20 ml 配製好的緩衝溶液，pH 值為 8 且濃度為 1M 的 Tris-HCl，需用 pH meter 確定 pH 值是否有誤，才能提供後續最佳的酵素消化環境，緊接著加入 15 ml 蛋白酶和 5 ml 脂肪酶進行消化反應，在溫度 40°C 中反應 20 小時，等待反應完成後再進行離心，並將溶液移除，同樣需要盡可能減少樣品的損失。

最後使用甲醇和去離子水進行清洗，等待離心完之後，將溶液移除，緊接著將離心管內的塑膠樣品轉移置篩網中，並用去離子水清洗，接著使用拭淨紙將殘留的水分吸乾，接著再放置通風櫃中將水份完全風乾。

等待樣品風乾後，即可計算其回收率，由表 3.2-7 的結果得到此實驗的回收率約為 90% ± 14%，而其中 Test-4 的回收率最低，主要原因是因為未溶解的氫氧化銅沉澱到入離心管中，造成必須額外加入過量的氨水將其溶解，同時需要多執行移除溶液的動作，使得樣品損失率上升，但若是扣除 Test-4 的實驗結果，則本次實驗方法的回收率可達 96% ± 5.8%，雖然整體的回收率還蠻理想，

但是其操度相對於 WPO 而言更加複雜，若是海水樣品中的塑膠含量稍高，移除溶液時就更難避免去吸取到樣品，所以此實驗的操作難度是相對較高的。

表 3.2-7 ASTM 實驗的回收率計算結果

Replicate	Test-1	Test-2	Test-3	Test-4
PP added (no.)	10	10	10	10
PP recovered (no.)	9	10	10	7
Recovery (%)	90%	100%	100%	70%

3. 生物樣品消化方法測試

本次實驗是選用養殖的牡蠣進行生物體驗證實驗，樣品中加入約 3 mm PS 和小於 1 mm PP 進行回收率的測試，首先將購買的牡蠣去殼，並利用去離子水將牡蠣清洗乾淨，如圖 3.2-21，要確保殘留的碎殼有清洗乾淨，避免影響後續實驗，待清洗完成後，將牡蠣放置錐形瓶中並秤量其濕重。



圖 3.2-21 實驗所使用的牡蠣及恆溫震盪過程

接著加入 10% KOH 溶液進行消化反應，在 50°C 和 80 rpm 的條件下反應 3 天的時間，如圖 3.2-21，需要添加的 KOH 量則是使用 Zhang 等人所建議 1:5 (M:V)，即 1g 濕重的牡蠣需要 5 ml KOH 溶液進行消化反應。

等待反應完成之後，接著進行抽氣過濾，此時若反應的樣品幾乎沒有肉眼可見的雜質則可以直接進行過濾，若仍有一些明顯的雜質，則需要使用 NaI 進行密度分離的步驟，再將無機雜質與塑膠樣品分離開來，接著再進行抽氣過濾，此步驟是選用 25 μm 的金屬濾紙進行過濾，如圖 3.2-22。



圖 3.2-22 抽器過濾裝置及過濾後的樣品

過濾完成後，即可計算本次實驗的塑膠樣品回收率，如表 3.2-8 所示，表中顯示非常理想的結果，所有的塑膠樣品皆全數回收，在此處須注意碎殼無法被消化，因此清洗時要盡量將其移除，否則反應完之後容易碎成更小的碎塊，對後續的觀察和判斷造成影響。

表 3.2-8 生物樣品實驗的回收率計算結果

Replicate	Test-1		Test-2		Test-3	
	PP	PS	PP	PS	PP	PS
Wet weight (g)	22.2215		18.5716		13.1105	
Kinds	PP	PS	PP	PS	PP	PS
MPs added (no)	7	5	6	6	5	7
MPs recovered (no)	7	5	6	6	5	7
Recovery (%)	100	100	100	100	100	100

4. 生物樣品檢測方法(螢光染色法)測試

螢光染料像是尼羅紅(Nile Red)或是玫瑰紅(Rose Bengal)已經被應用在微型塑膠的辨識上，藉由賦予顏色或螢光，可以輕鬆地辨識出樣品中的微型塑膠，本測試方法的螢光染劑選用尼羅紅，首先，配置濃度為 0.01 mg/ml 且溶在乙醇中，接至滴入 NR 染劑至樣品的濾紙上進行染色，如圖，並將其至於暗室中反應約 30 分鐘，反應完之後以試劑水沖洗，並至於烘箱中以 75°C 反應一小時，將其烘乾。



圖 3.2-23 NR 染劑對樣品進行染色

將染色完的濾紙置於藍光波長(450-495 nm)下的螢光顯微鏡觀察，常見的幾種塑膠都呈現強放光的情況，通過此方法來判定是否為塑膠顆粒，常見塑膠 PE, PP, PS, PET, PVC, nylon 的放光情形(圖 3.2-24)，PP 主要呈現綠色，而 PE 則呈現黃色，PS 呈現橘黃色，PET 則呈現橘紅色，而 nylon 在藍光波長下並無明顯的放光，與 Prata 等人觀察的結果相近(Prata et al., 2019)，生物體中塑膠粒子的放光情形如圖 3.2-25 所示，將強放光和明顯的光漂白現象發生的粒子判定為微型塑膠。

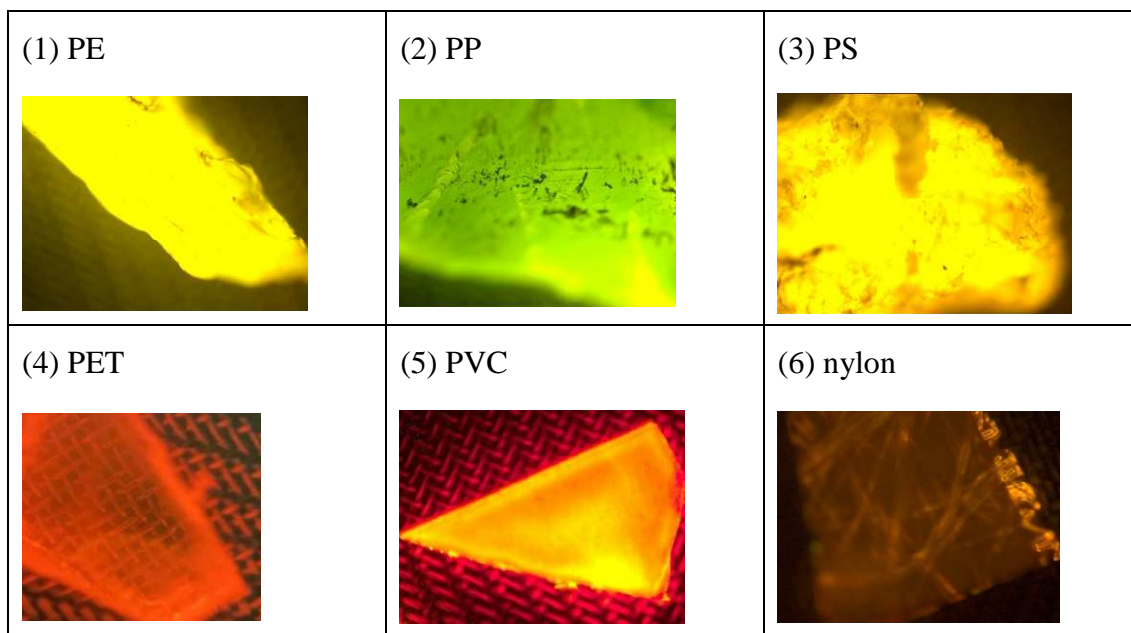


圖 3.2-24 常見的塑膠在藍光激發下的放光行為。

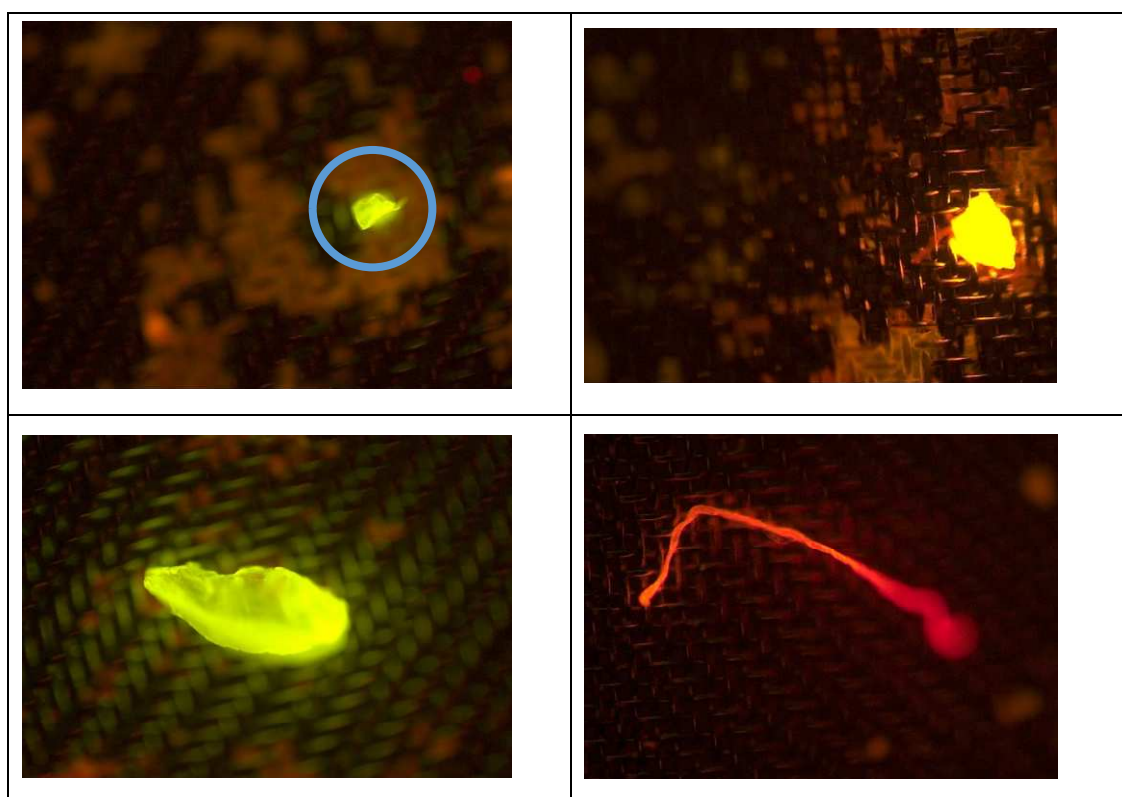


圖 3.2-25 生物體中微型塑膠的放光行為。

3.2.4 本計畫實驗作業流程

海水採樣以 330 μm 網目 Manta net 事先使用去離子水清洗，並確認無殘留雜質，Manta net 上安裝流速計掛於船側，並以船速 2 節以下速度拖行 20 分鐘，收回 Manta net 樣品。採樣時紀錄相關內容包括：日期時間、GPS 定位、季節、拖網類型、網目大小、拖網長度、拖曳時間、船行速度、拖曳距離等。針對生物體將記錄採集時間、地點、個體體長、體重等相關資訊，並以低溫保存後儘速送至實驗室-20 度冷凍保存，之後儘快進行實驗室樣品前處理。

1. 實驗室樣品前處理

本團隊於分析作業中除樣品以外包含一空白樣品以作為品管要求。所使用之容器器皿使用前以去離子水清洗過。針對海水樣品前處理時，由於海洋塑膠表面的附著生物易造成鑑定時的干擾，利用 0.05M 二價鐵離子 20 mL 和 30% 過氧化氫 20 mL 進行氧化。添加後待其反應完畢看是否有有機雜質殘留，同時觀測溶液顏色是否變為淡黃色，以完全去除樣品中的其它物質。樣品以濾紙過濾後添加氯化鈉到飽和濃度，讓其在密度分離漏斗中分層，去除無機雜質，以 0.297 mm 篩網收集最上層漂浮塑膠微粒後以去離子水沖洗，隔夜自然乾燥，海水樣品的操作流程圖如圖 3.2-26 所示。

本計畫所採取生物體採樣後，整體封存保存於-20 $^{\circ}\text{C}$ 直到分析。分析時將牡蠣取出退冰後，儘速去殼後量測記錄體長及濕重，每個樣品取至少 30 個生物個體進行消化。消化方法與海水樣品不同，考量組織消化完整性，參考文獻及環檢所消化方法，以鹼消化法進行消化，前述生物體置於錐形瓶中，添加 10% 氫氧化鉀溶液，放入恆溫震盪器，以 80rpm、50 $^{\circ}\text{C}$ 消化 72 小時，組織消化完成後加入飽和 NaI 攪拌分層及上層液以金屬濾紙(25 μm)過濾，經自然乾燥後進行微型塑膠鑑識，生物樣品的操作流程圖如圖 3.2-27 所示。

海水樣品處理流程

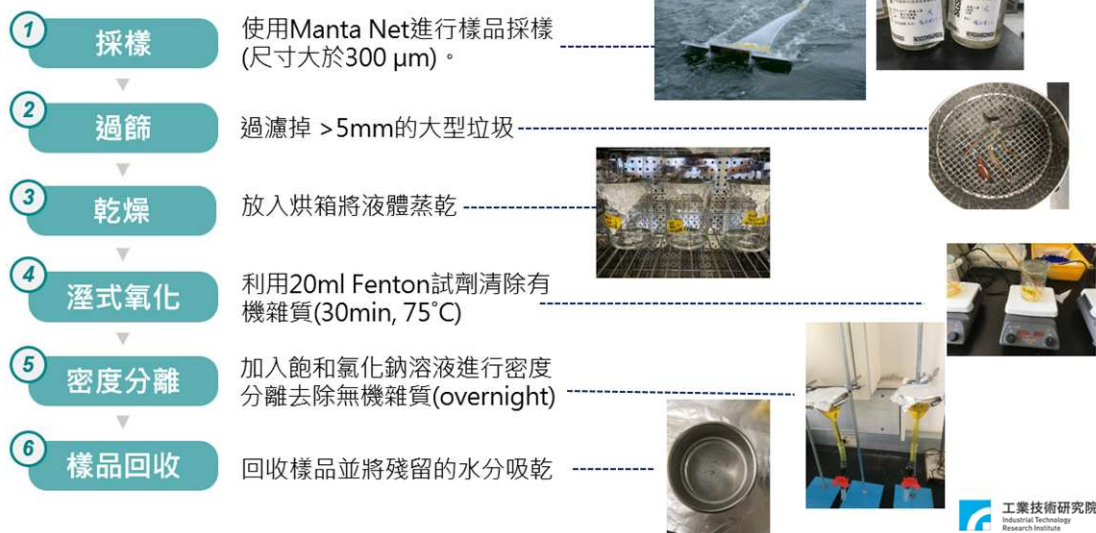


圖 3.2-26 海水樣品前處理操作流程圖

生物樣品處理流程



圖 3.2-27 海水樣品前處理操作流程圖

2. 實驗室樣品定量分析

實驗室對處理完成之樣品進行定量分析(海水樣品)，過程中留意使用塑膠器具產生之樣品汙染，並避免穿著人工纖維製之衣物。步驟如下:篩網經過隔夜乾燥後，以解剖顯微鏡目測挑選微型塑膠。挑選原則依照不含細胞特徵、纖維粗細度均勻一致、單一顏色、以鑷子刮過而不破碎。判斷為塑膠顆粒則紀錄尺寸、顏色、形狀、數量。依大小範圍分別收於樣品瓶。秤重取得微型塑膠總重量，生物樣品微型塑膠則因過於微小怕破壞樣品未從濾網取出秤重，操作流程如圖 3.2-28 所示。



圖 3.2-28 海水樣品定量與定性分析流程

3. 拉曼光譜及 FTIR 定性分析

前述海域微型塑膠樣品將挑選塑膠微粒含量最高的三個樣品進行拉曼光譜微型塑膠定性分析。拉曼光譜可透過分子化學鍵分辨其材質，非接觸性且非破壞性的檢測利於樣品保存與後續其他分析，且拉曼顯微鏡的空間解析度可達 $1\ \mu\text{m}$ ，可分析粒徑較小之微型塑膠顆粒。分析設備為 Thermo Fisher Scientific

DXR2 拉曼顯微鏡 (圖 3.2-29)，含兩種雷射光源，光譜範圍涵蓋 500 至 3200 cm^{-1} ，解析度可達 1 μm ，圖譜資料庫包含所有常見塑膠材質之拉曼光譜。



圖 3.2-29 本團隊所使用 Thermo Fisher Scientific DXR2 拉曼顯微鏡(左圖)及 Bruker Lumos II 紅外顯微鏡(右圖)

生物微型塑膠樣品則以紅外顯微鏡進行微型塑膠分析。紅外顯微鏡透過分子官能基的振動光譜辨識其材質成分，可檢測到 $<100 \mu\text{m}$ 的顆粒大小，並且為非破壞性的分析。同時紅外光譜的資料庫豐富，利於進行光譜的材質比對。分析設備為 Bruker Lumos II 紅外顯微鏡 (圖 3.2-29)，具備穿透、反射、ATR 量測模式，光譜範圍涵蓋 700 至 5500 cm^{-1} ，光譜解析度可達 2 cm^{-1} ，圖譜資料庫包含常見塑膠材質之紅外光譜。

4. 拉曼分析步驟

- (1) 樣品依顆粒尺寸分類後，放於玻片上，使用拉曼顯微鏡 532 nm 光源進行光譜分析。
- (2) 分析前應先確認儀器狀態正常，進行暖機，並使用晶向平面為 $<100>$ 之單晶矽進行拉曼光譜測試。矽晶片最明顯的拉曼波峰訊號出現在 520 cm^{-1} ，若偏差大於 1 cm^{-1} 以上須校正光路。
- (3) 532 nm 光源一般訊號較強，但若遇螢光樣品，則換 785 nm 光源可減少干擾。

- (4) 光強度之增加可提升訊雜比，但強度過高易造成樣品破壞，建議使用 1-5 mW，可視情況調整積分時間。
- (5) 每個疑似顆粒將進行光譜採集，並與資料庫中的標準塑膠光譜進行比對，若比對相似度高於或等於 80%，且主要譜峰有比對到，則判斷為塑膠。
- (6) 紀錄顆粒之光譜、顯微鏡影像、與化學材質判斷。

5. FTIR 分析步驟

- (1) 樣品分析方式首先將整張直徑 2 英吋之不銹鋼濾紙先以 10 倍光學顯微鏡觀測，判斷疑似顆粒位置，再移到紅外顯微鏡樣品台進行分析。
- (2) 分析前應先確認儀器狀態正常，進行暖機，並使用 NIST 標準之 polystyrene 片進行紅外光譜測試。
- (3) Bruker Lumos II 紅外顯微鏡之偵測器配備 TE-cooled MCT 與 LN-MCT，建議可用 LN-MCT 減低雜訊強度。使用 LN-MCT 需先添加液態氮，並待其降溫。
- (4) 由於樣品基底為不銹鋼濾網，建議避免使用 ATR，一方面不易於施壓，另一方面可能損壞 Ge 探針。可使用穿透式量測模式，視情況調整積分次數。
- (5) 每個疑似顆粒將進行光譜採集，並與資料庫中的標準塑膠光譜進行比對，若主要譜峰有比對到，則判斷為塑膠。
- (5) 紀錄顆粒之光譜、顯微鏡影像、與化學材質判斷。

3.2.5 河口海域微型塑調查結果及分析

1. 國內河口海域微型塑膠濃度調查結果

本計畫於4-7月對高屏溪及東港溪、阿公店溪、四重溪、鹽水溪、曾文溪、二仁溪、濁水溪、烏溪、北港溪、八掌溪及急水溪、淡水河、和平溪、秀姑巒溪等河口區域以及大林蒲放流管口、中洲汙水處理廠放流口、左營放流管、八里汙水廠放流區域進行採樣調查，於9-10月對高屏溪及東港溪、阿公店溪、烏溪、淡水河、和平溪5個河口區域進行調查，若兩河口相鄰距離較近，則因拖網作業距離長，故僅採一組樣品，如高屏溪及東港溪口。針對微型塑膠調查結果的表示方式，本計畫初步依據GESAMP及其它國家所訂，依視覺方式(光學顯微鏡)判斷分類為塑膠碎片、塑膠顆粒、塑膠薄膜、塑膠纖維及發泡塑膠等五大類(圖3.2-30)，顯微鏡外觀圖片如圖3.2-31所示，個別統計其數量。至於單位體積內微型塑膠含量的表示方式，比較常見表示方式為單位體積海水內所含個數如個/立方公尺(Cutroneo et al, 2020)，部份研究則會秤乾重後以毫克/立方公尺表示。本計畫主要以個數如個/立方公尺表示，較能與國際間相關數據比較。

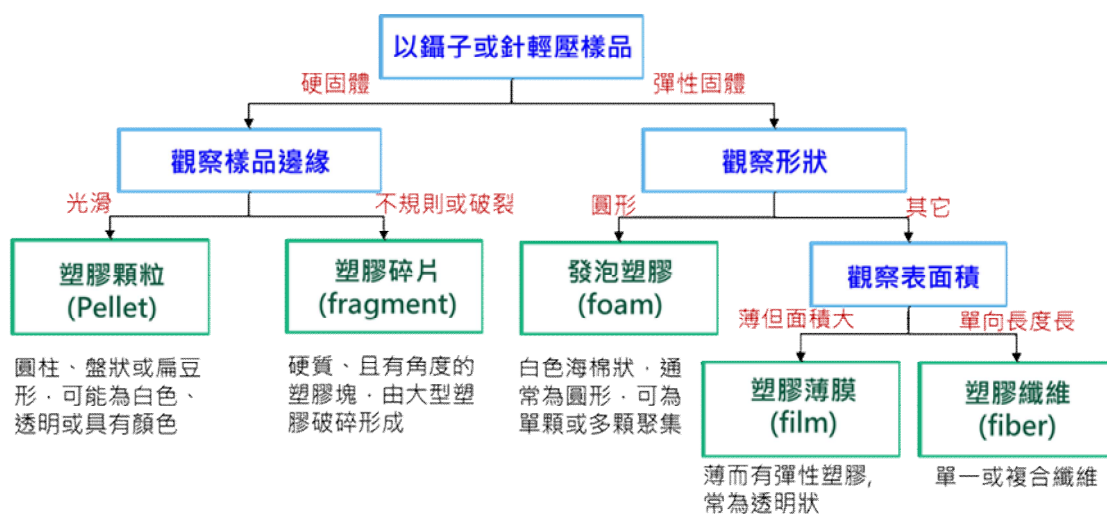


圖 3.2-30 依目視方式判斷不同微型塑膠形態分類流程

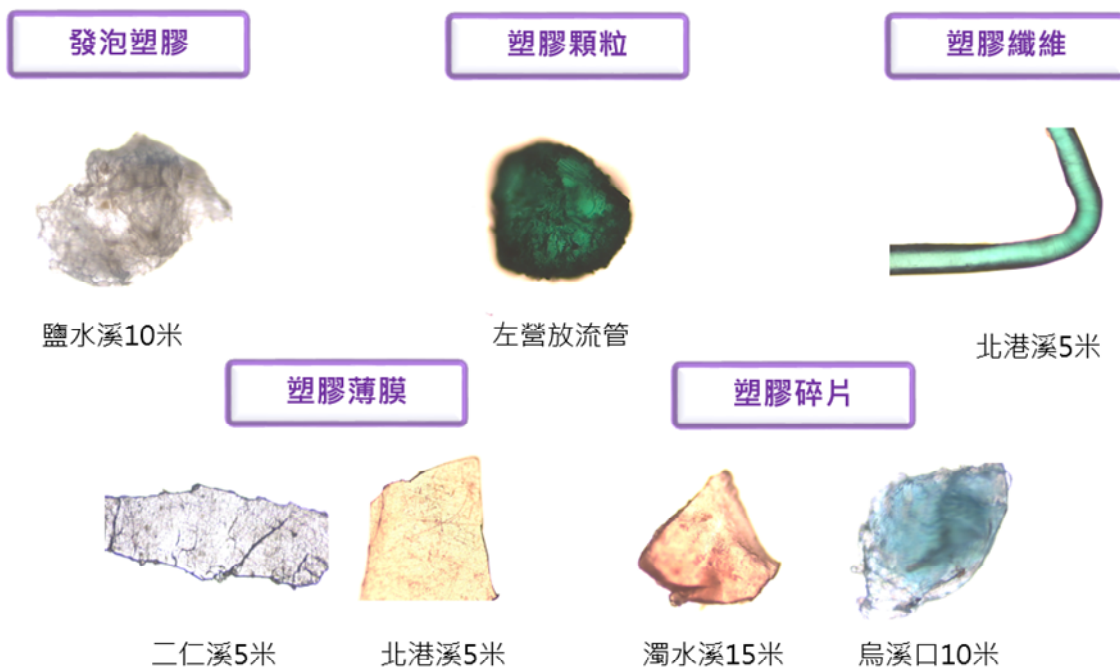


圖 3.2-31 本次實驗所拍攝的各種微型塑膠型態

本計畫期中共進行 40 個海水樣品分析，其中 30 個於 4-7 月採樣分析，分析結果顯示微型塑膠濃度介於 0.018~1.027 個/m³ 之間，如表 3.2-9 所示，濃度最高者為阿公店溪口在 5 m 等深線所採的樣品(1.027 個/ m³)，其次則是在中洲汙水處理廠放流口所採的樣品(1.005 個/ m³)，濃度最低的則是和平溪在 5 m 等深線所採的樣品(0.018 個/ m³)，所有河口的平均微型塑膠濃度為 0.330 ± 0.288 個/ m³。

剩餘 10 個樣品於 9-10 月採樣分析，分析結果顯示微型塑膠濃度介於 0.040~0.581 個/m³ 之間，如表 3.2-10 所示，濃度最高者為淡水河口在 5 m 等深線所採的樣品(0.581 個/m³)，其次為烏溪口在 5 m 等深線採的樣品(0.312 個/m³)，濃度最低者為和平溪在 15 m 等深線所採的樣品(0.040 個/m³)，所有河口的平均微型塑膠濃度為 0.176 ± 0.171 個/ m³，110 全年度調查的平均微型塑膠濃度則為 0.291 ± 0.271 個/ m³。

表 3.2-9 本計畫 4-7 月調查各河口海域微型塑膠數量

採樣位置		塑膠 碎片	塑膠 顆粒	塑膠 薄膜	塑膠 纖維	發泡 塑膠	總數	重量	濃度
河口位置	深度	個	(個)	(個)	(個)	(個)	(個)	(mg)	(個/m ³)
大林蒲放流管口		6	1	2	0	2	11	11.7	0.207
中洲汙水處理廠放流口		10	0	10	1	0	21	30.1	1.005
曾文溪口	5 m等深線	11	2	3	0	0	16	1	0.116
	15 m等深線	18	1	10	3	1	33	3.6	0.223
鹽水溪口	5 m等深線	11	1	7	3	75	97	21.1	0.684
	15 m等深線	11	1	9	2	14	37	4.5	0.306
四重溪口	5 m等深線	2	0	2	26	0	30	0.1	0.321
	15 m等深線	4	0	4	14	0	22	1.3	0.253
高屏溪、東港溪	5 m等深線	5	0	0	2	2	9	4.9	0.361
	15 m等深線	5	0	7	2	2	16	3.6	0.283
阿公店溪口	5 m等深線	20	1	15	2	10	48	4.4	1.027
	15 m等深線	6	0	3	4	5	18	1.8	0.469
二仁溪口	5 m等深線	13	3	10	1	47	74	15.4	0.658
	15 m等深線	6	1	7	2	9	25	7.7	0.350
烏溪口	5 m等深線	7	0	4	1	20	32	6.1	0.543
	10 m等深線	24	0	6	0	5	35	5.3	0.346
濁水溪	5 m等深線	23	0	19	0	3	45	23.2	0.986
	15 m等深線	18	0	4	1	0	23	6	0.363
北港溪	5 m等深線	10	1	6	21	0	38	11.3	0.255
	15 m等深線	14	0	9	7	0	30	6.2	0.278

採樣位置		塑膠 碎片	塑膠 顆粒	塑膠 薄膜	塑膠 纖維	發泡 塑膠	總數	重量	濃度
河口位置	深度	個	(個)	(個)	(個)	(個)	(個)	(mg)	(個/m ³)
八里汙水廠		4	0	2	1	0	7	0.9	0.029
左營放流管		12	1	3	0	2	18	3.8	0.104
八掌溪、 急水溪	5 m等深線	13	1	10	1	0	25	8.7	0.185
	15 m等深線	4	0	6	0	0	10	0.1	0.087
淡水河	5 m等深線	17	0	12	4	2	35	3.2	0.275
	15 m等深線	4	0	2	3	1	10	0.8	0.059
和平溪	5 m等深線	2	0	1	0	0	3	1	0.018
	15 m等深線	2	0	1	0	0	3	0.9	0.026
秀姑巒溪	5 m等深線	0	0	3	0	0	3	0.4	0.039
	15 m等深線	1	0	2	0	0	3	0.8	0.041

表 3.2-10 本計畫 9-10 月調查各河口海域微型塑膠數量

採樣位置		塑膠 碎片	塑膠 顆粒	塑膠 薄膜	塑膠 纖維	發泡 塑膠	總數	重量	濃度
河口位置	深度	個	(個)	(個)	(個)	(個)	(個)	(mg)	(個/m ³)
高屏溪、 東港溪	5 m等深線	5	0	1	0	0	6	8.6	0.046
	15 m等深線	4	0	2	0	0	6	1.8	0.045
阿公店溪 口	5 m等深線	5	0	4	2	1	12	0.3	0.114
	15 m等深線	6	0	4	0	0	10	0.4	0.134
烏溪口	5 m等深線	33	0	16	1	0	50	23.4	0.312
	15 m等深線	6	0	7	0	0	13	1.4	0.165
淡水河	5 m等深線	17	0	15	1	0	33	8.5	0.581
	15 m等深線	14	0	12	0	0	26	2	0.261
和平溪	5 m等深線	6	0	0	0	0	6	1.4	0.062
	15 m等深線	3	0	0	0	0	3	1	0.040

各河口海域微採樣作業時間、臨近潮汐測站漲退潮時間及降雨量詳如表 3.2-11，今年度各點位採樣前兩天皆比較少下雨，因此無法觀察微型塑膠濃度與江與降雨量之間的趨勢，相對於去年採樣前有高降雨的點位(阿公店溪、高屏及東港溪)，今年這幾個採樣位置的濃度都相對降低。

表 3.2-11 本計畫調查各河口海域微採樣作業時間、臨近潮汐測站漲退潮時間及降雨量

採樣區域	採樣日期	採樣時間	漲退潮時間	潮汐 測站	採樣當日及前二日降雨量				備註
					前 2 日	前 1 日	當日	雨量測站	
大林蒲放流管口	110.05.10	11:55-12:06	06:43(滿潮) 13:20(乾潮)	高雄	—	—	—	高雄	
中洲汙水處理廠 放流口	110.05.10	13:07-13:17	06:43(滿潮) 13:20(乾潮)	高雄	—	—	—	高雄	
曾文溪河口	110.04.30	09:42-10:19	06:04(乾潮) 12:31(滿潮)	將軍	—	16.0	—	台南	
鹽水溪河口	110.04.30	08:22-09:13	04:16(乾潮) 10:14(滿潮)	安平	—	16.0	—	台南	
四重溪河口	110.04.30	10:22-10:51	08:20(滿潮) 16:27(乾潮)	蟬廣嘴	1.0	8.0	—	屏東	
高屏溪及東港溪 河口	110.05.10	10:22-10:47	06:52(滿潮) 13:29(乾潮)	東港	—	—	—	高雄	
阿公店溪河口	110.05.24	11:01-11:31	06:06(滿潮) 12:50(乾潮)	永安	—	—	—	高雄	
二仁溪河口	110.05.24	13:10-13:44	13:14(乾潮) 19:51(滿潮)	安平	—	—	—	台南	
左營放流管口	110.05.24	09:54-10:05	05:45(滿潮) 12:21(乾潮)	高雄	—	—	—	高雄	
烏溪河口	110.05.30	10:45-11:08	07:43(乾潮) 13:35(滿潮)	台中港	—	< 0.1	171.5	台中	
濁水溪河口	110.06.11	09:48-10:17	05:41(乾潮) 11:31(滿潮)	麥寮	1.5	3.5	—	雲林	
北港溪河口	110.06.11	11:16-11:45	11:00(滿潮) 17:46(乾潮)	塭港	1.5	3.5	—	雲林	
八掌溪及急水溪 河口	110.06.11	12:33-13:09	10:47(滿潮) 17:48(乾潮)	將軍	17.0	1.0	< 0.1	台南	

採樣區域	採樣日期	採樣時間	漲退潮時間	潮汐 測站	採樣當日及前二日降雨量				備註
					前 2 日	前 1 日	當日	雨量測站	
淡水河口	110.7.14	09:24-10:16	08:00(乾潮) 13:40(滿潮)	淡水	—	< 0.1	—	淡水	
八里放流管排放口	110.7.14	10:32-10:42	07:54(乾潮) 13:30(滿潮)	臺北港	3.5	7.0	—	台北	
和平溪口	110.7.29	10:42-11:06	09:13(滿潮) 15:41(乾潮)	和平港	—	—	—	花蓮	
秀姑巒溪	110.7.30	08:51-09:15	03:45(乾潮) 09:51(滿潮)	石梯	—	< 0.1	1.0	成功	
高屏溪及東港溪河口	110.9.01	10:15-10:53	03:14(滿潮) 11:31(乾潮)	東港	4.5	2.0	21.5	屏東	
阿公店溪河口	110.9.02	10:02-10:39	04:18(滿潮) 12:13(乾潮)	永安	< 0.1	8.0	—	高雄	
烏溪河口	110.9.17	10:29-10:55	07:33(滿潮) 14:09(乾潮)	台中港	—	1.5	—	台中	
淡水河口	110.9.29	09:28-09:51	03:21(滿潮) 10:13(乾潮)	淡水	—	—	—	淡水	
和平溪口	110.10.08	10:44-11:11	07:05(滿潮) 13:01(乾潮)	和平港	1.5	0.5	—	花蓮	

註：雨量單位為毫米，"-"表示雨量為 0。

資料來源：1. <https://www.cwb.gov.tw/V8/C/D/DailyPrecipitation.html>

2. https://www.cwb.gov.tw/Data/service/notice/download/publish_20200825095226.pdf

2. 本計畫調查微型塑膠型態和材質比較

4-7 月採樣的各河口微型塑膠平均濃度如圖 3.2-32 所示，各測點若有不只一組數據的話將取平均表示，圖中顯示中洲有最高的濃度(1.005 個/m³)，其次是阿公店溪濃度為 0.748 個/m³，濃度較高的區域主要集中在中南部，而東部和北部的濃度相對較低，範圍落在 0.022-0.167 個/m³ 之間。

本次調查中微型塑膠樣品皆經過人工辨識，以光學顯微鏡將疑似塑膠顆粒進行形狀分類，類別為塑膠碎片(具有規則性邊緣與厚度)、塑膠顆粒(圓球形)、塑膠薄膜(薄片狀、不規則邊緣)、塑膠纖維(細條狀)、發泡塑膠(可見孔洞結構)。

圖 3.2-32 顯示今年度南部微型塑膠類型主要以發泡塑膠為主約佔 36%，其次是塑膠碎片的 29%，發泡塑膠主要以保麗龍為主，參考今年 5 月中自由時報的新聞報導(<https://news.ltn.com.tw/news/life/breakingnews/3538235>)，在台江國家公園鹿耳門溪北岸到曾文溪口，延綿長達 4 公里的海岸線，就出現上千個大型保麗龍及碎屑，而本調查在西南沿海一帶的發泡塑膠含量最高，且微型塑膠濃度也較其他區域高，相較於去年南部調查的發泡塑膠比例 22% 來得高，應該是受到漁業所使用保麗龍及發泡塑膠汙染所致。

中部河口的塑膠種類主要以塑膠碎片 47% 占比最高，其次則是塑膠薄膜的 27%，發泡塑膠相對於南部減少了許多，只佔了約 12%，其中以烏溪含有較多的發泡塑膠，且其微型塑膠種類以塑膠碎片和發泡塑膠為主，而此區域濃度最高的濁水溪則是以塑膠碎片和塑膠薄膜為主。

北部河口與中部相似，主要是以塑膠碎片為主(48%)，其次是塑膠薄膜(31%)，而發泡塑膠的比例則明顯下降，東部地區的微型塑膠含量相對低很多，而種類則是只有發現塑膠碎片和塑膠薄膜。

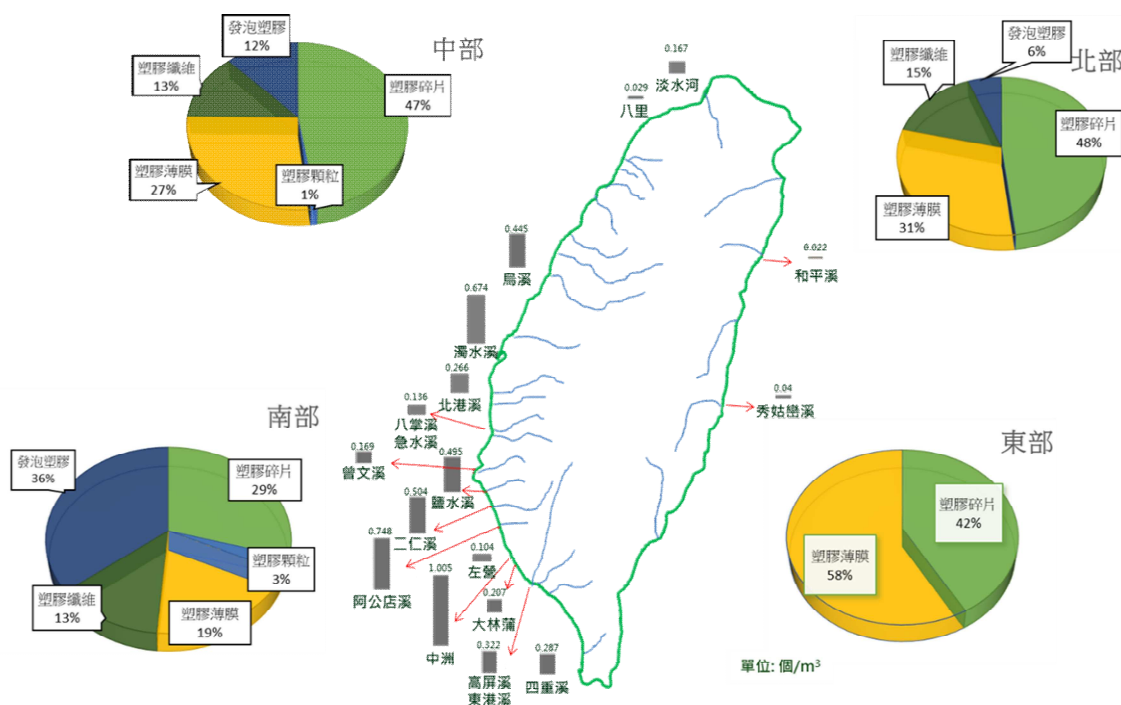


圖 3.2-32 各河口(4-7月採樣)平均濃度與各區域微型塑膠型態比例

本計畫 110 年度也調查了季節性的變化，調查區域包含高屏及東港溪、阿公店溪、烏溪、淡水河、和平溪，台灣各區域都至少有一個測點，調結結果如圖 3.3-33 所示，採樣時間分別是 4-7 月和 9-10 月兩個部分，從結果來看中南部微型塑膠的濃度在夏季時是比較高的，到秋季時則明顯下降，尤其以阿公店溪和高屏及東港溪最為明顯，然而東北部的結果則是相反，到了秋季時反而濃度上升，有可能是因為受到季風影響所致。

而微型塑膠型態分布也有產生季節性的改變，如圖 3.3-33 所示，夏季調查的型態以塑膠碎片為主(44.0%)，其次是塑膠薄膜(24.4%)和發泡塑膠(22.5%)，而秋季調查顯示發泡塑膠的比例降至 0.6%，可能跟養殖漁業的淡旺季有關，所以秋季時南部河口的發泡塑膠數量減少許多，且整體微型塑膠濃度也下降許多，秋季時塑膠碎片的比例上升至 60.0%，塑膠薄膜的比例也上升至 37.0%，主要型態以這兩種為主。

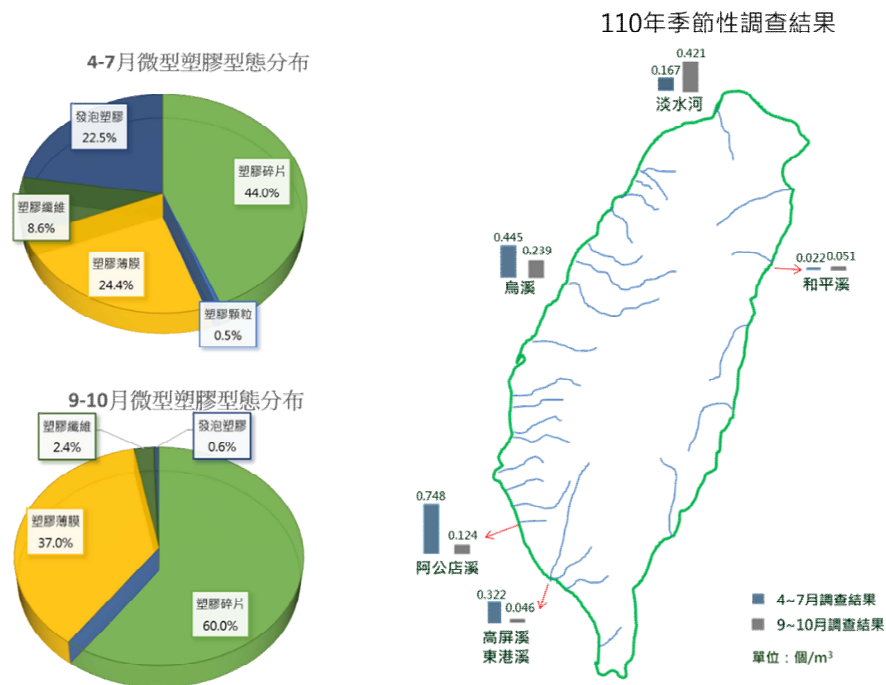


圖 3.2-33 季節性調查微型塑膠濃度與型態

本次調查採樣除了大林蒲放流管口、中洲汙水處理廠放流口、左營放流管口、八里放流管排放口之外，其餘的測點分為 5 m 和 15 m 等深線進行採樣，根據等深線區分調查微型塑膠濃度，如圖 3.2-34 所示，可以發現說水深等深線越大所採集到的微型塑膠濃度普遍下降，換句話說，離出海口越遠微型塑膠的濃度越低。

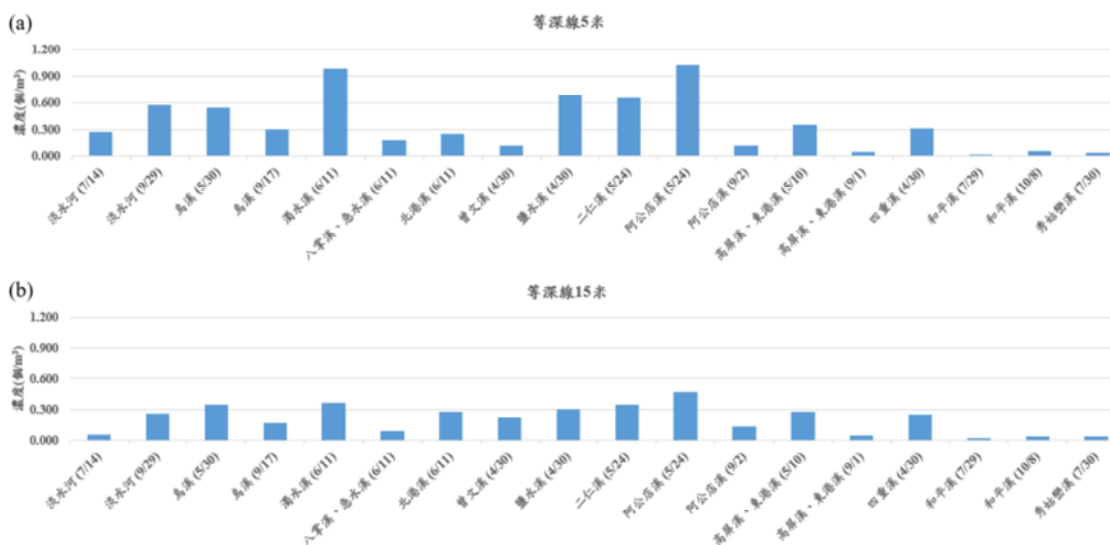


圖 3.2-34 等深線(a) 5 m (b) 15 m 各河口微型塑膠濃度。

本計畫要求使用光譜驗證 10 個樣品的材質組成，而本次海水樣品光譜驗證總共執行了 32 組調查，在各區域以圓餅圖來表示各種塑膠材質的比例關係，而採樣測點若不只有一組數據，會將微型塑膠的數量相加，接著將微型塑膠濃度取平均表示，圓餅圖的大小與其微型塑膠濃度高低呈正相關，如圖 3.2-35 所示。

圖中 4-7 月的調查顯示南部地區以鹽水溪、曾文溪、烏溪有較高比例的 PS，如同前述所說，5 月時在曾文溪附近海域有發現大量的保麗龍垃圾，這可能是造成此次調查中此區域聚苯乙烯(PS)比例最高的原因，此外，雖然我們此次並沒有驗證二仁溪口的微型塑膠材質，但是其塑膠型態主要以發泡塑膠為主，成分應該是屬於 PS，而二仁溪口也在此次汙染的區域附近，才會導致相同的結果，其餘微型塑膠濃度高的地區像是濁水溪、阿公店、中洲，主要都是以聚丙烯(PP)或聚乙烯(PE)為主，和少許的聚醯胺(PA)或聚氯乙烯(PVC)，而其他種類的塑膠則包含聚甲基丙烯酸甲酯(PMMA)、聚苯硫醚(PSS)、聚苯醚(PPS)、聚乙醇(PVA)等等。

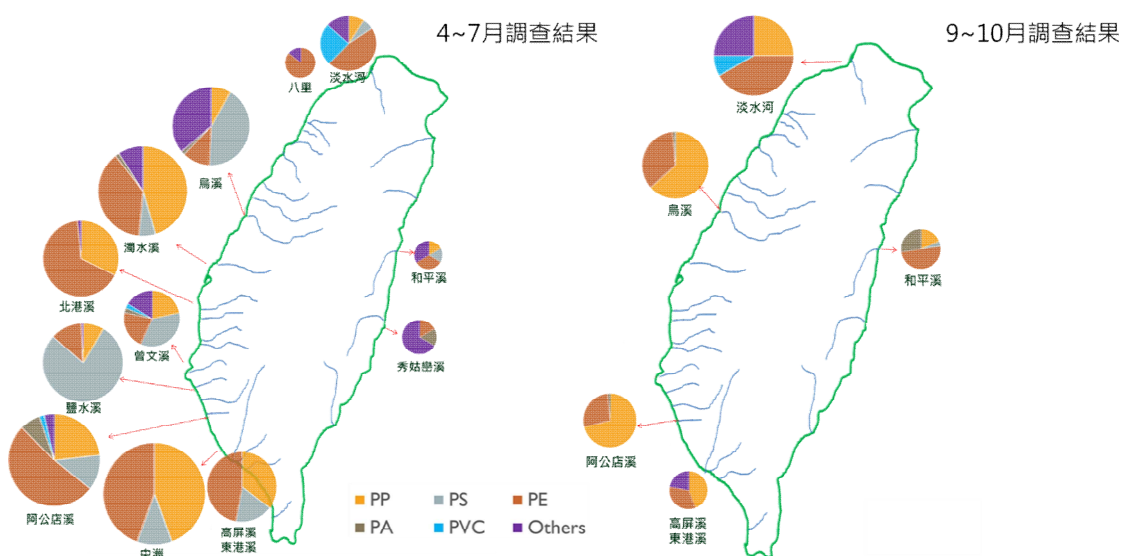


圖 3.2-35 季節性調查各區域微型塑膠材質比例圖

依不同季節進行調查，如圖 3.2-25 所示，發現 9-10 月中南部地區 PS 的比例急遽下降，甚至在這幾個測點中皆未發現 PS 存在，且主要的塑膠以 PP 和 PE 為主，至於北部仍是以 PE 為主要的材質。

根據本次研究統計，總共使用拉曼光譜檢測 737 個微型塑膠顆粒，檢測結果有 89% 是屬於聚合物，有 6% 是屬於有機物，5% 無法辨識(螢光干擾嚴重或是測不到訊號)，如圖 3.2-36 所示，表示單純使用解剖或光學顯微鏡成功辨識微型塑膠的比例大約是 90%，以圖中兩個光學顯微鏡拍攝的影像圖，初步判定兩者皆為發泡塑膠，因其外觀與圖 3.2-31 的發泡塑膠樣子相近，但以拉曼光譜分析，下圖確實屬於發泡的 PS，而上圖的光譜顯示為碳譜，表示其組成為有機物質，因此，在只有透過顯微鏡進行分析可能會有部分誤判的情況發生，此時就必須使用光譜來進行驗證。

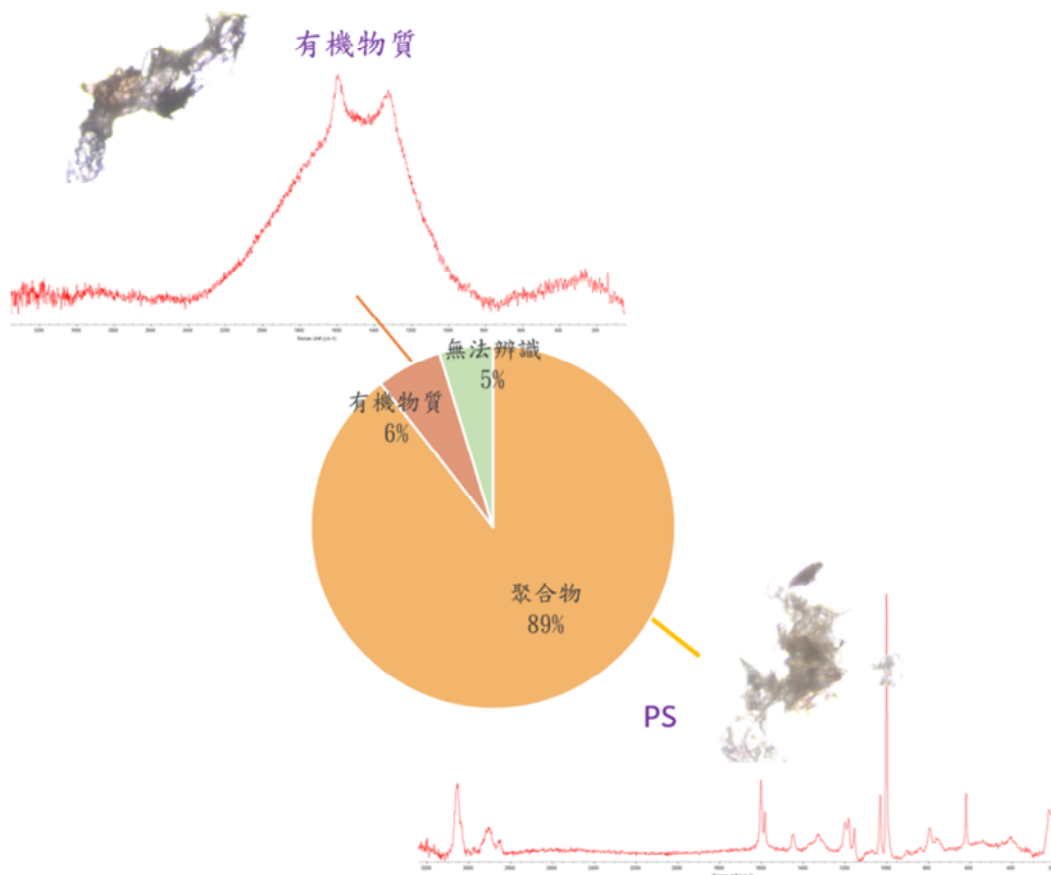


圖 3.2-36 拉曼光譜驗證圖

3. 本計畫調查數據統計分析

海域水體中微型塑膠的濃度以每立方公尺過濾水量的微型塑膠個數表示，本調查利用統計方法來分析不同區域和不同水深等深線之間微型塑膠的濃度和標準差。由於樣本數較少且可能為非常態分布，因此使用非參數檢驗的方法，Kruskal-Wallis H 檢驗用於比較採樣區域之間微型塑膠濃度，如果差異顯著，則利用 Mann-Whitney U 檢驗以進行成對比較，使用 U 檢驗比較兩區域之間的差異性，其中顯著水準 α 設為 0.05。

Kruskal Wallis 檢驗是單向方差分析的非參數替代方法。非參數意味著測試不假設數據有特定分佈。當不滿足方差分析的假設（如常態性假設）時使用 H 檢驗。有時被稱為 rank 的單向方差分析，因為在測試中使用的是數據值的等級而不是實際數據點，該檢驗確定兩個或多個組的中位數是否不同。與大多數統計檢驗一樣，計算檢驗統計量並將其與分佈截止點進行比較。此檢驗中使用的檢驗統計量稱為 H 統計量，Kruskal Wallis 檢驗會呈現各組之間是否存在顯著差異。

Mann-Whitney U test 此法亦稱為 Wilcoxon test 或 Wilcoxon two-sample test。做此無參數測定之目的，也是比較兩個隨機樣本之差異，然後推論到兩個母群間的差異。推論之依據，也是以所有可能樣本特性所組成之抽樣分配為基礎。不一樣的地方是，此方法不是計算平均數的差異，而是根據樣本中變項分數之等級，計算出檢定統計值--U。計算U值的方法頗簡單，我們先將兩樣本合併，然後依變項分數給予等級，分數高者的等級分數也較高，然後以高低加以排列（從高到低）。再分別將每一個樣本中分數所分到之等級加起來。最後，比較兩樣本間等級總和的差異。設計這種檢定法的觀念是，如果兩樣本之分數分配情況無差異，則兩樣本在混合後排列所得之等級總和應該相當的接近。

在不同區域中平均濃度最高者為南部區域(0.353 ± 0.295 個/ m^3)，最低則是在東部區域(0.038 ± 0.015 個/ m^3)，如圖 3.2-37(a)，以 Kruskal-Wallis 對不同區域的微型塑膠濃度進行檢驗($H = 14.041$, $p < 0.005$)，顯示不同區域之間存在顯著差異，而南部與中部之間則差異不顯著(Mann-Whitney U-test, $p = 0.783$)，南部與北部之間的差異也不顯著(Mann-Whitney U-test, $p = 0.374$)，至於南部與東部之間則存在顯著的差異(Mann-Whitney U-test, $p < 0.001$)。

5 m 水深等深線的微型塑膠濃度為 0.385 ± 0.316 個/ m^3 ，而 15 m 水深等深線的微型塑膠濃度則為 0.207 ± 0.137 個/ m^3 ，如圖 3.2-37(b)，以 Kruskal-Wallis H-test 進行檢驗發現兩者間差異不顯著($H = 1.683$, $p = 0.195$)。

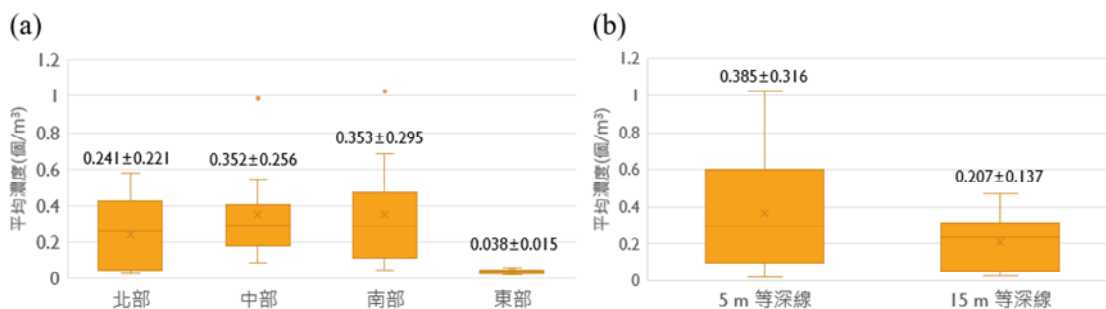


圖 3.2-37 微型塑膠的平均濃度(標準偏差)在不同(a)區域和(b)水深等深線間。

4. 本計畫年度間調查和國內外調查結果比較

將今年度的調查結果與去年度做比較，如圖 3.2-38 和 3.2-39 所示，其中以濁水溪和高屏及東港溪兩年度間的微型塑膠濃度差異較大，其中高屏及東港溪在採樣前有強降雨發生，使得濃度偏高，而今年採樣時並沒有下雨，濃度較去年而言低了许多，至於濁水溪則是今年的濃度上升許多，且主要塑膠型態以塑膠碎片和塑膠薄膜為主。

此外比較兩個年度間微型塑膠型態的比例，發現到北部和中部在今年塑膠薄膜的比例有明顯上升，去年度北部和中部塑膠薄膜的比例為 7% 和 14%，今年則上升至 31% 和 27%。至於南部則是發泡塑膠的比例明顯上升，主要是發泡塑膠的數量上升，比例從去年度的 22% 上升至 36%，至於東部則因為今年收集的微型塑膠數量較少，且只有觀察到塑膠碎片和塑膠薄膜，較無法與去年的結果進行比較。

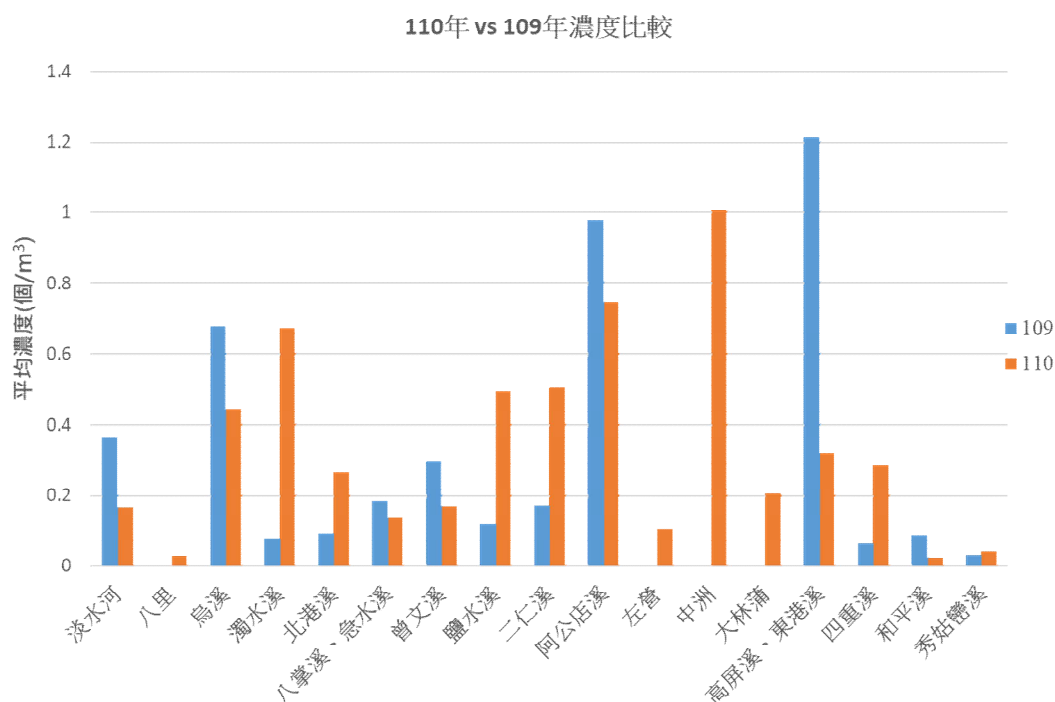


圖 3.2-38 109 和 110 年度微型塑膠濃度長條圖

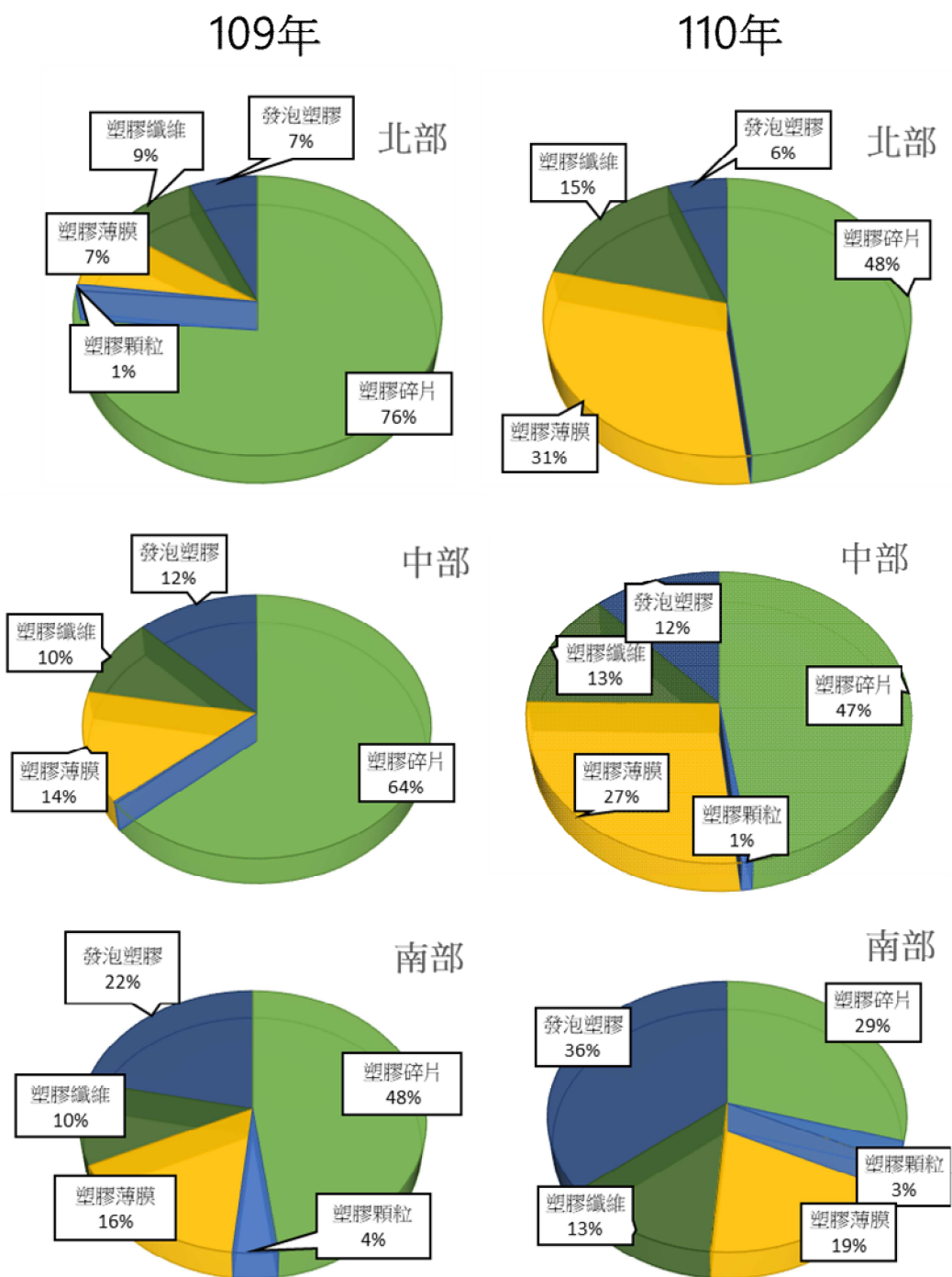


圖 3.2-39 109 和 110 年度微型塑膠濃度與型態比較

國立臺灣海洋大學的許老師團隊於今年發表海水微型塑膠調查結果(Shiu et al., 2021)，採樣分析方法使用 NOAA 所規範的方法，與本調查研究相同，他們主要調查東部洋流黑潮所流經的海域，總共調查了 18 個測點，調查的濃度範圍從 N.D.到 0.15 個/m³，平均濃度為 0.05 ± 0.03 個/m³，調查的塑膠材質主要以 PP、PE、PS 為主，此外他們也討論黑潮對於台灣東岸微型塑膠流動性的影響，而採樣時間是落在秋季的時候，與本年度調查在秋季東部河口和平溪(0.051 個/m³)的數據相似。

另一學術單位高雄科技大學陳老師團隊也調查了西南海岸的河口、港口入口區域的海水表層微型塑膠濃度(Chen et al., 2020)，採樣分析方法與本團隊方法相同，除了過篩是使用 1 mm 篩網，而本計畫則是使用 5 mm 篩網，該調查地點從南部二仁溪到高屏溪之間的沿岸，採樣點包含二仁溪口、阿公店溪口、愛河口、旗津港口、高雄港口、高屏溪口等，其平均微型塑膠濃度為 0.36 ± 0.21 個/m³，濃度範圍從 0.10-0.86 個/m³，調查的塑膠型態以塑膠碎片(66.1 ± 10.6%)為主，而塑膠型態則以 PE(52.6 ± 7.6%)和 PP(38.7 ± 9.4%)為主，而本年度因為發泡塑膠數量提升使得南部區域主要以發泡塑膠為主，至於 PE 和 PP 也占了很大的一個比例，與此調查的結果相似。

本團隊此次調查平均濃度與全球部份海域調查數值相近，近期他國海洋微型塑膠濃度調查整理如表 3.2-12 (Chen et al., 2020; Isobe et al., 2015; Isobe et al., 2014; Kang et al., 2015; Cheung et al., 2018; Mauro et al., 2017; Frere et al., 2017; Enders et al., 2015; Maes et al., 2017; Reisser et al., 2015; de Lucia et al., 2014; Lusher et al., 2015; Isobe et al., 2017)。在東亞一帶本調查濃度值低於日本周遭東亞海域、南韓東南沿海、及香港珠江口(Isobe et al., 2015; Kang et al., 2015; Cheung et al., 2018)。日本周遭東亞海域調查中分析該海域微型塑膠平均量高出北太平洋與世界海洋平均一個數量等級，是微型塑膠海洋熱點。該團隊另一調查中報告日本瀨戶內海的微型塑膠濃度則與本團隊調查結果相近，足見局部區域性差

異。微型塑膠在海洋中分布受人類活動、水流特性、地理地形、溫度風速、洋流方向、離河川口距離等影響，造成區域性差異。同時，調查數據也受季節天候影響，香港珠江口調查顯示雨季的微型塑膠濃度與乾季有顯著差異，估計東亞區域河川上游的微型塑膠污染有 74%在五到十月雨季時排放入海水(Cheung et al., 2018)，南韓東南沿海微型塑膠數量的最高值也出現在雨季過後河川口(Kang et al., 2015)。

其他海域如大西洋歐洲沿岸、地中海、北極海微型塑膠濃度皆與本調查數量相似。美國墨西哥灣因處於半封閉式海灣，累積密西西比河上游排放之塑膠污染，濃度高於其他開放海域。北大西洋亞熱帶渦旋周圍則因水流特性聚集大量塑膠污染，微型塑膠濃度高於平均(Reisser et al., 2015)。由丹麥沿岸橫跨到北大西洋亞熱帶渦旋的調查顯示微型塑膠濃度於沿岸區最高，開放海面上降低一個數量級，而接近亞熱帶渦旋時再度上升，可見離岸距離之影響(Enders et al., 2015)。南極海由於人類活動較少，調查濃度比全球其他海域少一個數量級(Isobe et al., 2017)。

國際間大多海洋微型塑膠調查採用 GESAMP、NOAA 等所建議之 $\sim 330\ \mu\text{m}$ Manta 海面拖網，此類拖網可過濾調查區中大量海水，因此所得數據對於區域性濃度調查與比較研究具有高參考價值。由於受限於網目大小，此調查方式中容易低估小於 $330\ \mu\text{m}$ 的微型塑膠數量。如需調查小於 $330\ \mu\text{m}$ 的微型塑膠數量，可採用 hand-net、Niskin bottle、underway pump 等方式。研究顯示在相同採樣點 hand-net 與 Niskin bottle 所採集到的微型塑膠濃度比海面拖網所採集高至少一個數量等級，然而 hand-net 與 Niskin bottle 方法可採集之海水體積與調查面積遠小於海面拖網，較難建立區域代表性，且樣品採集所需花費的處理時間與微小顆粒拉曼顯微鏡分析上的成本也高出許多(Mauro et al., 2017)。Underway pump 所採集的距離往往比海面拖網高一個數量級，在長距離航行中均勻的少量採樣，一次採樣距離可到 200 公里，整體過濾體積卻僅海面拖網的

45 分之 1，因此對於局部小區域濃度變化無法分辨(Enders et al., 2015; Lush et al., 2015)。研究顯示使用 hand-net 調查的顆粒密度將比海面拖網高兩個數量級以上，但其數據所分析得的微型塑膠分布情形以及材質種類與海面拖網所調查並無顯著差異，因此應謹慎評估是否確須調查小於 330 μm 的微型塑膠(Kang et al., 2015)。

以~330 μm Manta 海面拖網所進行的調查中往往發現粒徑小於 1 mm 的微型塑膠顆粒數目下降，除了與網目大小有關，無法採集小於 330 μm 的微型塑膠，研究調查中也指出可能與粒徑較小的微型塑膠在海水中的深度分布有關(Isobe et al., 2015)。一些調查中顯示粒徑小於 1 mm 的微型塑膠顆粒數目雖呈現下降，但粒徑小於 1 mm 的非塑膠生物質顆粒數目卻未見相同下降，而使用多層拖網調查海面到水深 5m 時亦無小粒徑微型塑膠顆粒數目下降趨勢(Reisser et al., 2015)。此現象或許與小粒徑顆粒的表面積體積比所造成深度分布有關，在海水中小粒徑塑膠顆粒的上升速率較小(Reisser et al., 2015)。模擬估計 1000 μm 以上大粒徑微型塑膠不受擾動混合影響，96.5% 分布在海水表面 1m 內，100 μm 與 10 μm 雖同樣最高濃度在接近海水表面處，但在海水深度 250m 的模擬中僅佔總量的 4.6% 與 1.5%。100 μm 粒徑微型塑膠需積分到海面下 24m 深度才能取得總量一半，而海面下 56 m 才能將大部分收集到，若是 10 μm 粒徑則需到 33m 深度與 80m (Enders et al., 2015)。另一項研究使用多層拖網調查海面到水深 5m 之間每 0.5m 的微型塑膠分布變化，該研究指出海面 0-0.5m 深度的微型塑膠濃度比 0.5 - 1.0 m 處高出 6.5 倍，雖然小粒徑微型塑膠有部分分布於較深水層，絕大多數微型塑膠在離海面 0.5m 內(Reisser et al., 2015)。因此也可證明海面拖網在一般調查海洋微型塑膠分布與建立區域基準線的普遍性與適用性。

表 3.2-12 本計畫調查結果與國內外其它海域調查結果比較

海域	採樣方法	濃度 (個數/m ³)	資料來源
主要河川出海口，台灣	330 µm Manta 拖網	0.291 ± 0.271	110 年調查結果
主要河川出海口，台灣	330 µm Manta 拖網	0.341 ± 0.466	109 年調查結果
台灣東部海域	330 µm Manta 拖網	0.05 ± 0.03	Shiu et al.,2021
南部河川出海口，台灣	330 µm Manta 拖網	0.36 ± 0.21	C.-F. Chen et al./ Chemosphere 254 (2020) 126818
東亞海洋，日本	350 µm Neuston 拖網	3.7	A. Isobe et al./ Marine Pollution Bulletin 101 (2015) 618-623
瀨戶內海，日本	350 µm Neuston 拖網	0.39	A. Isobe et al./ Marine Pollution Bulletin 89 (2014) 324-330
東南沿海，南韓	330 µm Manta 拖網	0.62 - 840	J.-H. Kang et al./ Mar. Pollut. Bull. 96 (2015) 304-312
珠江口，香港	333 µm Manta 拖網	3.973 ± 1.177	P.K. Cheung et al./ Science of the Total Environment 628-629 (2018) 731-739
墨西哥灣，美國	335 µm Neuston 拖網	5.0 -18.4	R.D. Mauro et al./ Environmental Pollution 230 (2017) 798-809
布雷斯特海灣， 法國	335 µm Manta 拖網	0.24 ± 0.35	L. Frere et al./ Environmental Pollution 225 (2017) 211-222
北大西洋，丹麥	Underway seawater intake	13 - 501	K. Enders et al./ Mar. Pollut. Bull. 100 (2015) 70-81
東北大西洋，英 國	333 µm Manta 拖網	0.14	T. Maes et al./ Frontiers in Marine Science 4 (2017) 135
地中海，義大利	500 µm Manta 拖網	0.15	G.A. de Lucia et al./ Mar. Environ. Res. 100 (2014) 10-16
北極海，挪威	Manta 拖網	0.34	A.L. Lusher et al./ Sci. Rep. 5 (2015) 14947
南極海，南極洲	350 µm Neuston 拖網	0.046	A. Isobe et al./ Marine Pollution Bulletin 114 (2017) 623-626

與全球其他海域調查結果比較，可見大多調查中仍以塑膠碎片最為普遍，如圖 3.2-40 (Chen et al., 2020; Cheung et al., 2018; Pan et al., 2019; Kang et al., 2015; di Mauro et al., 2017; Frere et al., 2017; Maes et al., 2017; Reisser et al., 2015; Lusher et al., 2015)。關於纖維的分布，研究顯示此類微型塑膠可能來自日常洗衣或漁業活動，塑膠纖維在海面上由沿岸到開放海域長距離中的濃度變化不如塑膠碎片大，顯示塑膠纖維容易擴散長遠距離(Enders et al., 2015)，並且容易聚集於海冰中(Lusher et al., 2015)。此類微型塑膠容易被海洋生物誤食，因此其分布值得注意。另外近年各國紛紛禁止清潔與化妝用品等添加塑膠微粒，而全球調查中塑膠顆粒的佔比普遍並不高，顯示除了管制 primary microplastics，由大型塑膠垃圾分解而成的 secondary microplastics 的問題也急需正視與解決。

本團隊今年及去年針對微型塑膠材質的調查結果顯示主要的材質以 PP、PE、PS 為主，如圖 3.2-41 所示，大約佔了整體 80~90%，此外，包括少量的 PA、PVC 和其他種類的塑膠材質，而高雄科技大學陳老師團隊針對南部二仁溪到高屏溪的調查主要也是以 PP 和 PE 為主，兩者各佔約 48.0 - 56.9% 以及 36.4 - 46.1%，而聚苯乙烯主要分布在河口區域，該調查認為來自於一次性餐具以及漁業及養殖漁業所使用之發泡保麗龍，同時測到的聚醯胺應該也來自漁網、釣魚線等繩索(Chen et al., 2020)。

國立臺灣海洋大學的許老師團隊針對東部海域進行的調查結果中發現主要成分也是以 PP、PE、PS、PET 為主，且是海洋中最常見的微型塑膠，主要是這些聚合物具有許多商業價值，包含水產養殖業、其他漁業活動和其他的商業產品(Hidalgo-Ruz et al., 2012; Schwarz et al., 2019)，主要塑膠材質與全球塑膠產量和其他研究結果相似，一些研究還發現，PE、PP、PS 和 nylon 也存在於西太平洋地區的表層海水中(Li et al., 2020; Liu et al., 2021)。此外，由於 PP 和 PE 的低密度使它們普遍存在於表層海水中，而在表層海水中發現高密度的 PET 和 PVC 的原因可能是其他因素影響，包括顆粒大小和形狀、海洋環流和沉積物的

再懸浮造成(Bergmann et al., 2017; Li et al., 2020)。化學風化、物理破碎、生物降解和海流也可能改變微型塑膠的傳送，使得更高密度的 MP 可以在水面上漂浮更長時間(Kooi et al., 2016; Kooi and Koelmans, 2019)。

圖 3.2-41 中整理出全球其他海域近期的海洋微型塑膠材質調查(Chen et al., 2020; Pan et al., 2019; Cheung et al., 2018; Enders et al., 2015; Frere et al., 2017; Isobe et al., 2017; Lusher et al., 2015; Reisser et al., 2015)，可見全球各海域中微型塑膠成分仍以 PE 與 PP 為主，其中南極海調查中並未獨立區分 PP 與 PE 比例(共同佔比 65.9%)(Isobe et al., 2017)，唯獨北極海材質比例差異較多。另一項北大西洋調查中其他材質比例較高是由於該調查將測出含有人工色素但塑膠光譜強度不足以作明確判斷者歸類為其他塑膠類，這些疑似顆粒材質事實上也可能是常見 PP 或 PE。該調查由丹麥沿海橫跨到大西洋亞熱帶渦漩，報告中顯示 PE + PP 佔據 48% 的微型塑膠，而離陸地越遠時，此類低密度塑膠所佔比例也隨之增加，在大西洋亞熱帶渦漩中心處佔比高達 88%(Enders et al., 2015)，北極圈微型塑膠材質調查結果與其他區域差異較大，主要為人造絲(Rayon, 30%)、聚酯纖維(polyester, 15%)、聚醯胺(polyamide, 15%)，此類屬於高密度纖維塑膠，雖在海面調查較少見，但容易在海冰中大量聚集，不可排除北極海冰對於微型塑膠調查的影響(Lusher et al., 2015)。

塑膠的來源很難完全確定，但可以通過特定類型的人造塑膠來推測其可能來源，例如，更多的 PP 和 PE 分布在河口和漁場地區，這些 MP 主要來自漁業和漁業活動中使用的漁具，如漁網、釣魚線、食品包裝和家庭用品，像是南部河口具有較高的 PS 比例，主要來自於水產養殖工作或其他漁業產品的 PS，數據表示微型塑膠的可能來源，可以加強對這些來源進行管理，例如，對廢棄的家庭用品、漁具、發泡聚苯乙烯等進行控管與回收。

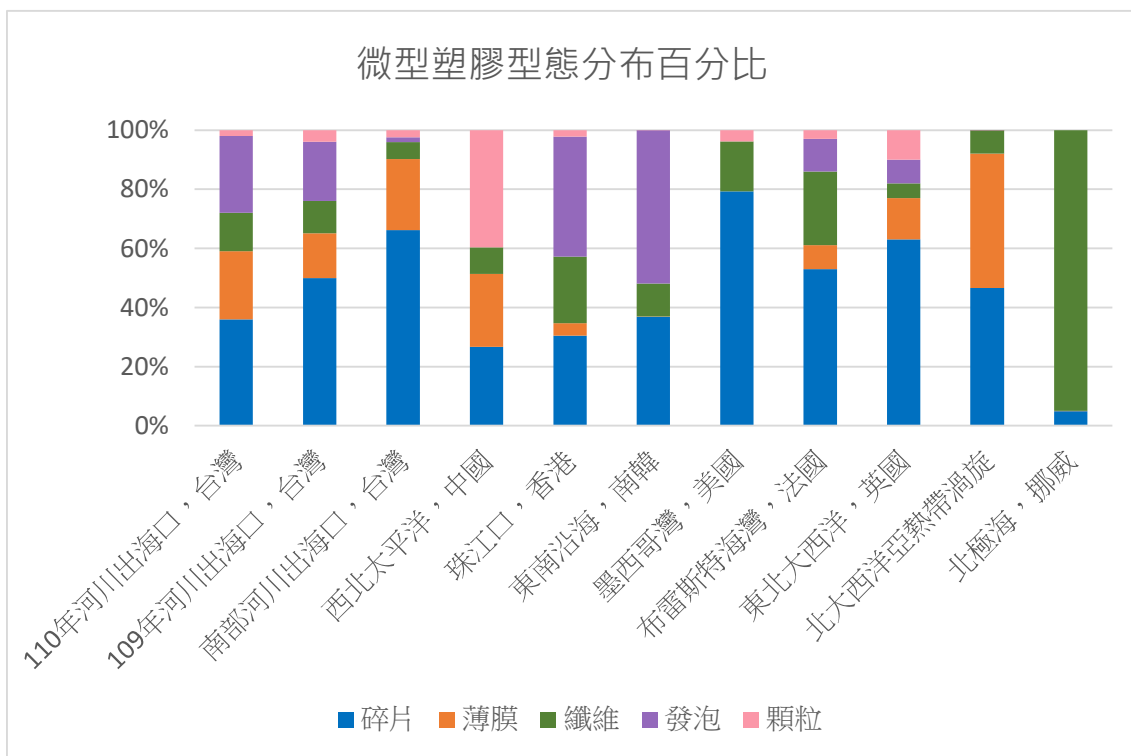


圖 3.2-40 本計畫微型塑膠形態分布與全球其他海域調查結果比較

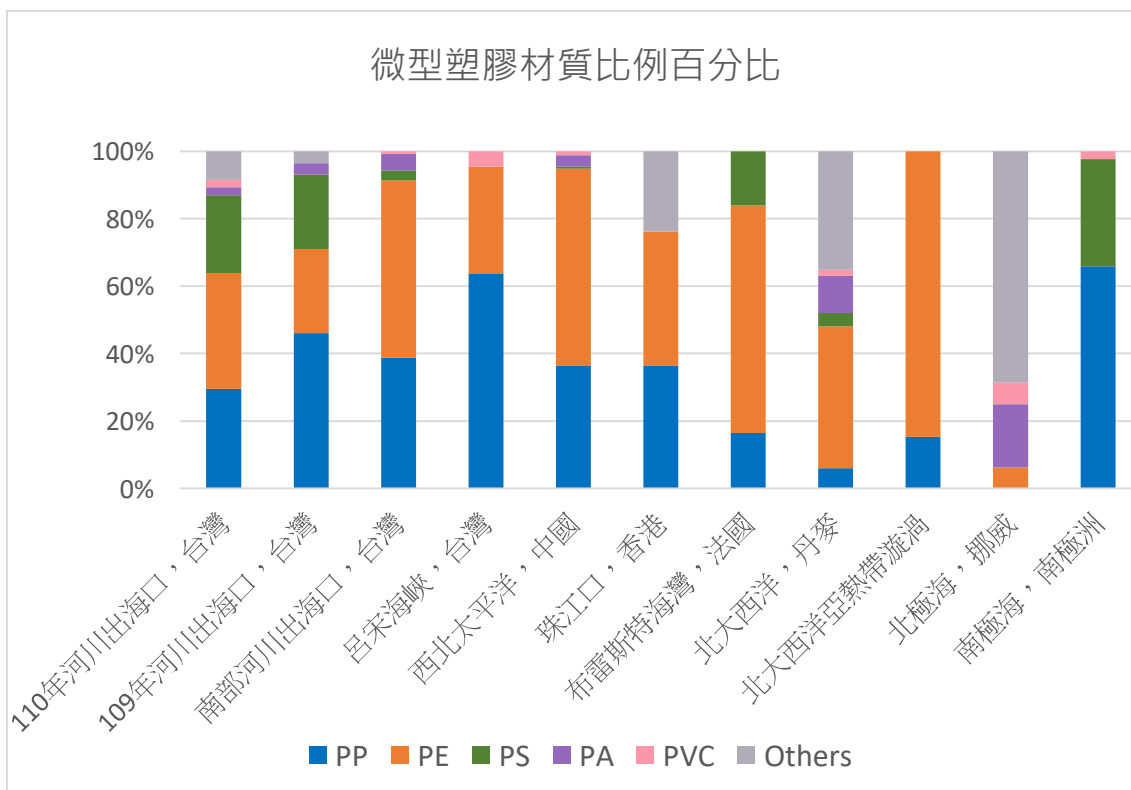


圖 3.2-41 本計畫調查海域與全球其他海域的海洋微型塑膠材質比較

3.2.6 生物體微型塑調查結果及分析

1. 本計畫生物體調查結果

本計畫在 4-7 月期間針對四重溪、台西、口湖、安平、將軍、北門、七股、高屏及東港溪口、枋寮、王功、梧棲、東石、布袋、大武、淡水、基隆、石梯坪共 17 處進行採樣工作，在 8-10 月針對曾文溪、福隆、八斗子、台西、東石、口湖、將軍、北門、七股、梧棲、高屏及東港溪口、枋寮、王功共 13 處進行採樣工作，總計在 110 年度共完成 30 組生物體樣品的採樣分析工作。

本次調查每組樣品會處理至少 30 個生物體個體，生物體除了八斗子的樣品是螺類之外，其餘的皆是以牡蠣當作樣品，分析結果顯示微型塑膠濃度介於 0.126-0.738 個/克（濕重）之間，如表 3.2-13 所示，所採集的牡蠣平均濕重介於 4.1770-8.4042 克/個之間，濃度最高者為 5/5 在北門所採集的養殖牡蠣，平均濃度為 0.738 個/克，而濃度最小的則是 6/21 在大武所採集的養殖牡蠣，平均濃度為 0.126 個/克，此外，八斗子所採集的螺類平均濕重為 1.0660 克/個，在 30 個個體中測得 12 個微型塑膠，平均濃度為 0.375 個/克，本次研究所測得的平均濃度為 0.380 ± 0.166 個/克。

表 3.2-13 本計畫分析生物樣品微型塑膠濃度

採樣點	採樣日期	生物種類	平均樣品濕重 (克/個)	平均濃度(個/克 (濕重))
四重溪	4/30	野生牡蠣	6.0151	0.632
台西	4/30	野生牡蠣	7.7104	0.162
口湖	4/30	野生牡蠣	5.8303	0.583
安平	4/30	野生牡蠣	5.3406	0.187
將軍	5/5	養殖牡蠣	7.7677	0.290
北門	5/5	養殖牡蠣	6.5002	0.738
七股	5/5	養殖牡蠣	8.3458	0.270

高屏東港溪口	5/10	野生牡蠣	5.0957	0.523
枋寮	5/10	野生牡蠣	6.3952	0.407
王功	5/30	養殖牡蠣	6.0807	0.230
梧棲	5/30	養殖牡蠣	6.4388	0.248
東石	6/4	野生牡蠣	7.5343	0.431
布袋	6/4	野生牡蠣	5.1754	0.322
大武	6/21	野生牡蠣	6.3453	0.126
淡水	6/24	野生牡蠣	5.3583	0.156
基隆	7/14	野生牡蠣	5.3680	0.186
石梯坪	7/30	野生牡蠣	5.8992	0.367
曾文溪	8/3	養殖牡蠣	6.3290	0.316
福隆	9/1	野生牡蠣	4.1770	0.399
八斗子	9/1	紅頭螺	1.0660	0.375
台西	9/2	養殖牡蠣	5.3605	0.342
東石	9/2	養殖牡蠣	8.2079	0.609
口湖	9/2	養殖牡蠣	5.3664	0.335
將軍	9/9	養殖牡蠣	5.4075	0.592
北門	9/9	養殖牡蠣	6.3804	0.502
七股	9/9	養殖牡蠣	4.6635	0.536
梧棲	9/17	養殖牡蠣	7.6428	0.131
高屏東港溪口	9/27	野生牡蠣	8.4042	0.446
枋寮	9/27	野生牡蠣	5.8764	0.408
王功	10/4	養殖牡蠣	8.1613	0.551

2. 本計畫調查微型塑膠型態和材質比較

圖 3.2-42 展示了各區域生物體微型塑膠材質比例圖，圖中的數據採樣時間為 6-10 月之間，包括淡水、八斗子、福隆、基隆、梧棲、王功、台西、口湖、東石、布袋、北門、將軍、七股、曾文溪、東港、枋寮、大武、石梯坪共 18 處的微型塑膠材質調查，圖中可以發現大部分的區域皆以聚丙烯(PP)比例較高，除了石梯坪、東港、東石有較高的聚苯乙烯(PS)比例，此外，在 4-5 月北門所採集的牡蠣也有較高的 PS 比例約占 25%，PS 主要集中在中南部區域，而北部區域則是以 PP 和 PE 為主，且整體的濃度也略小於南部區域。

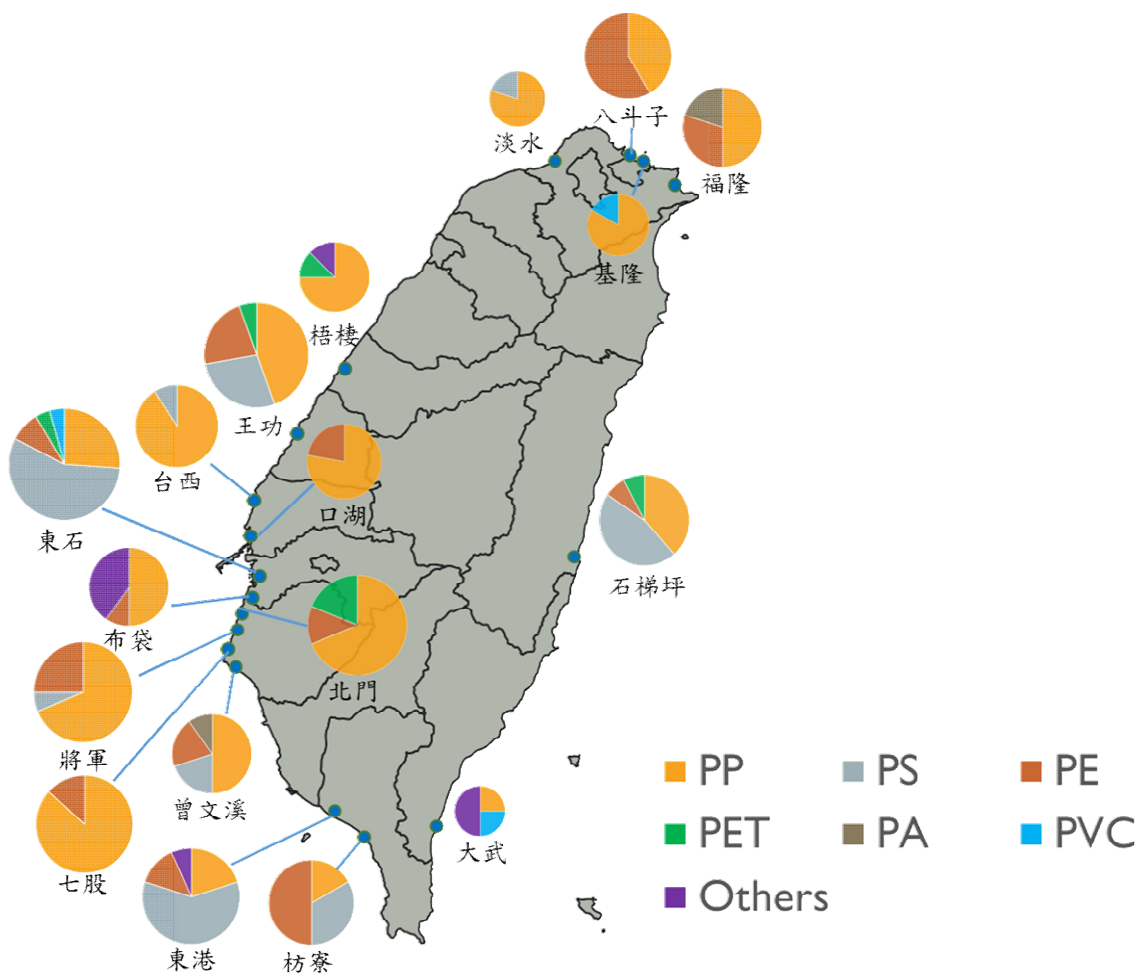


圖 3.2-42 各區域生物體微型塑膠材質比例圖

圖 3.2-43 為中南部生物體微型塑膠濃度之季節性比較，其中王功、將軍、七股在 8-10 月平均濃度皆明顯上升，而口湖和北門則是下降，區域性來看則是南部的濃度普遍高於中部的濃度，圖 3.2-44 則是中南部生物體微型塑膠材質之季節性比較，可以發現中部和南部 8-10 月的聚丙烯(PP)比例明顯上升，而 PET、PVC 和其他種類的聚合物比例則下降許多。

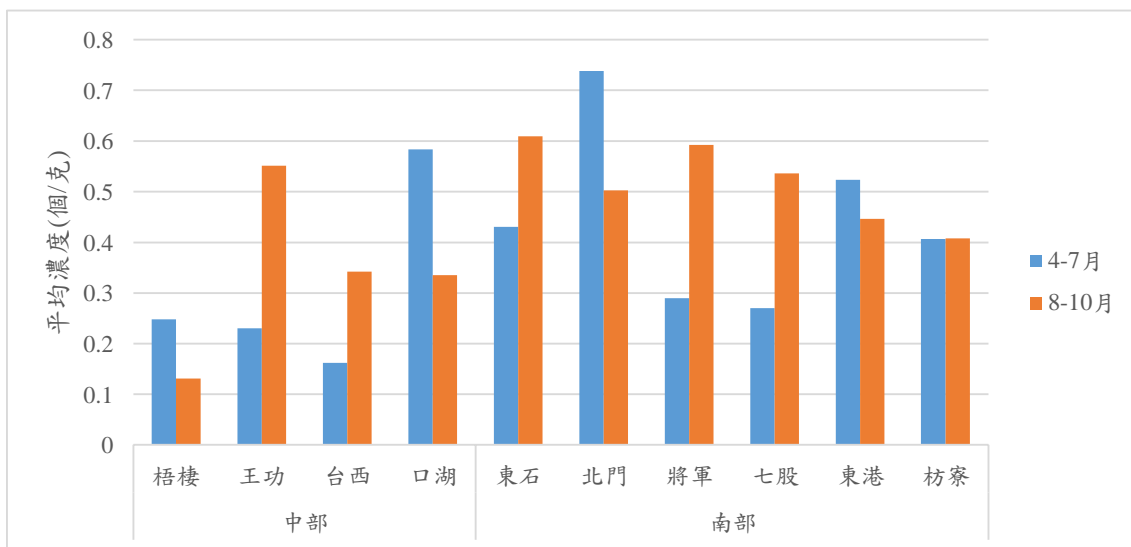


圖 3.2-43 中南部生物體微型塑膠濃度之季節性比較

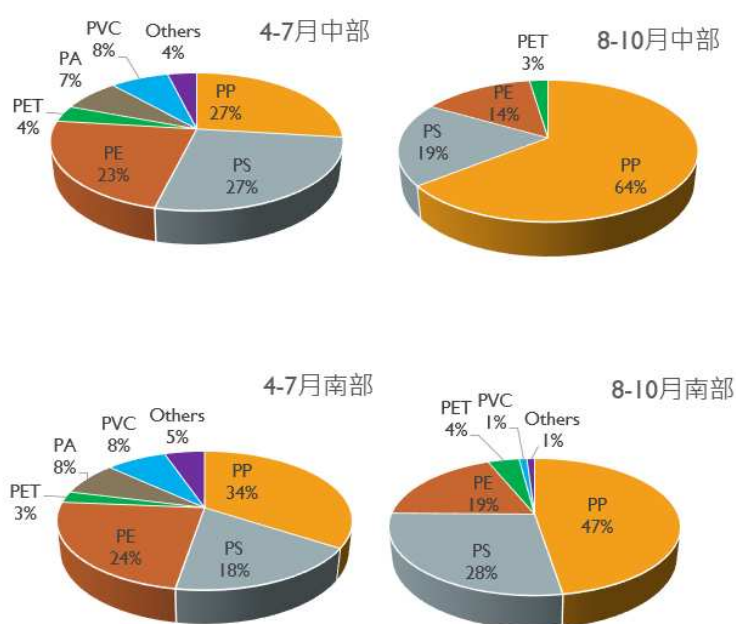
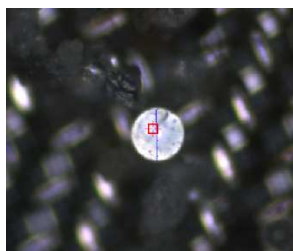


圖 3.2-44 中南部生物體微型塑膠材質之季節性比較

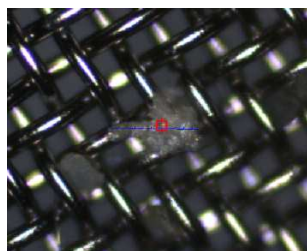
本次調查結果發現聚苯乙烯(PS)在生物體中主要是塑膠顆粒或微珠(microbeads)的形態，少數以發泡塑膠的形態存在，尺寸範圍從 28-66 μm 之間，與 108 年「臺灣地區沿海牡蠣及潮間帶指標生物之微塑膠生物累積調查研究」成果相似，在東石的 PS 皆為此形態。

聚丙烯(PP)則主要為塑膠碎片型態，並有少數的 PP 具有顏色(藍色或綠色)，聚對苯二甲酸乙二酯(PET)主要為塑膠纖維型態，實驗中也發現有不少纖維狀類似 PET 的塑膠，但光譜分析發現許多都是纖維素或其衍生物，若單純使用顯微鏡觀察可能會有誤判的情況發生，PE 和 PA 主要也為塑膠碎片型態，少數為塑膠薄膜型態，圖 3.2-45 展示了各種材質的塑膠型態圖。

(1) PS 塑膠顆粒



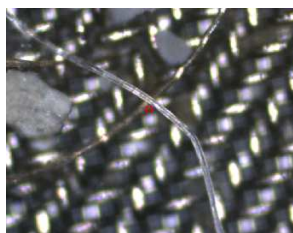
(2) PS 發泡塑膠



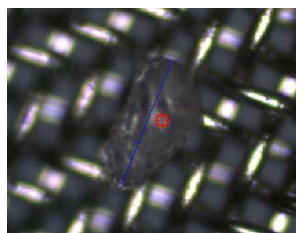
(3) PP 塑膠碎片



(4) PET 塑膠纖維



(5) PE 塑膠碎片



(6) PA 塑膠碎片

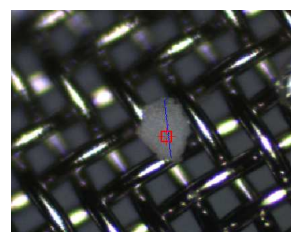


圖 3.2-45 本次調查所拍攝的各種生物體微型塑膠型態

圖 3.2-46 和圖 3.2-47 分別為樣品與標準 PP 和標準 PS 拉曼光譜比對圖，基本上樣品與標準光譜的比對程度在 80% 以上即可判定為此類型聚合物，低於 80% 有可能受到填充劑或是染料訊號影響，則是要比對特徵譜峰是否有相似，以 PP 和 PE 而言，特徵譜峰在 2800~3000 cm^{-1} ，主要為 sp^3 的 C-H 伸縮振動，

PP 因為有較多的 C-H 鍵結，因此譜峰分裂較多，PS 則是在 1000 cm^{-1} 附近有強的環振動訊號，圖 3.2-48 則是 FTIR 所測得的 PE 光譜，不管使用 FTIR 或拉曼光譜皆能有效地測得微型塑膠材質。

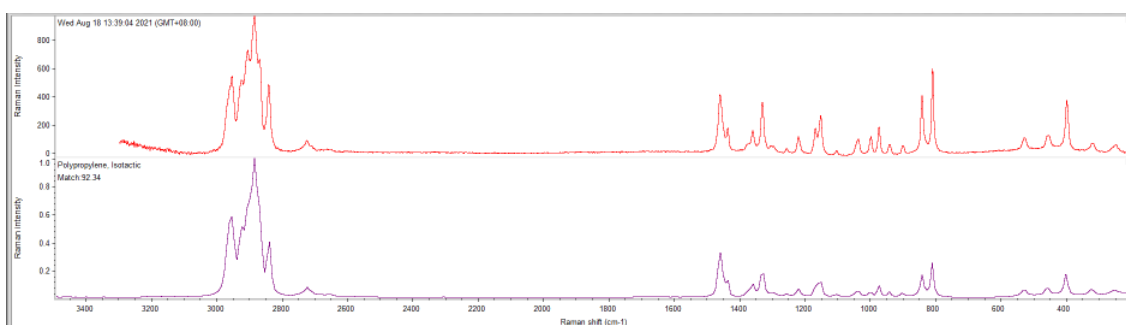


圖 3.2-46 上圖為測量樣品光譜(紅線)與下圖 PP 標準拉曼光譜(紫線)

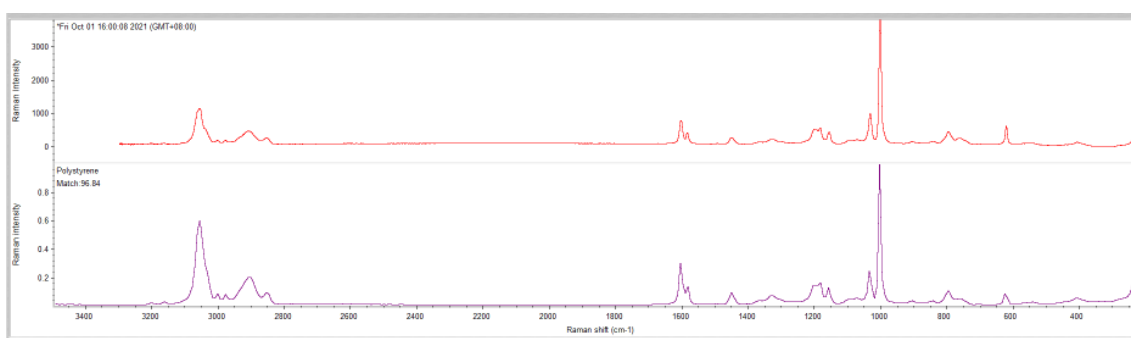


圖 3.2-47 上圖為測量樣品光譜(紅線)與下圖 PS 標準拉曼光譜(紫線)

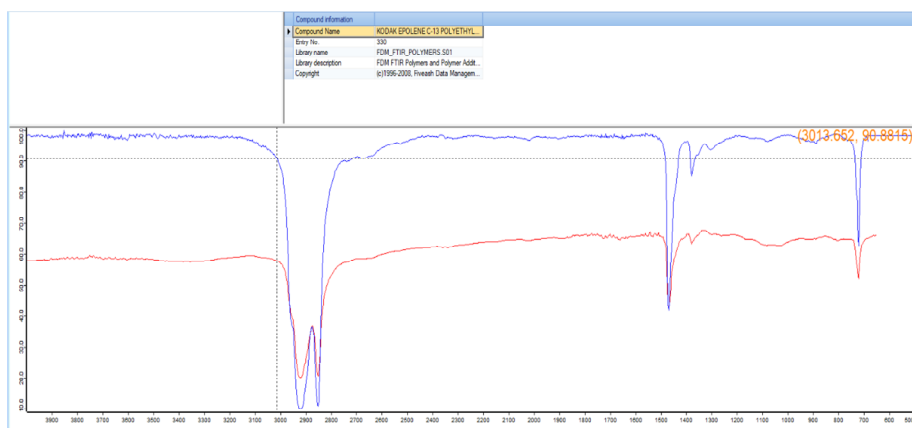


圖 3.2-48 藍線為標準 PE 的 IR 光譜與紅線的樣品

3. 本計畫調查數據統計分析

生體中微型塑膠的濃度以每克濕重的微型塑膠個數表示，本調查利用統計方法來分析不同區域和不同季節之間微型塑膠的濃度和標準差。由於樣本數較少且可能為非常態分布，因此使用非參數檢驗的方法，Kruskal-Wallis H檢驗用於比較採樣區域之間微型塑膠濃度，如果差異顯著，則利用Mann-Whitney U檢驗以進行成對比較，使用U檢驗比較兩區域之間的差異性，其中顯著水準 α 設為0.05。

Kruskal Wallis 檢驗是單向方差分析的非參數替代方法。非參數意味著測試不假設數據有特定分佈。當不滿足方差分析的假設（如常態性假設）時使用 H 檢驗。有時被稱為rank的單向方差分析，因為在測試中使用的是數據值的等級而不是實際數據點，該檢驗確定兩個或多個組的中位數是否不同。與大多數統計檢驗一樣，計算檢驗統計量並將其與分佈截止點進行比較。此檢驗中使用的檢驗統計量稱為H 統計量，Kruskal Wallis 檢驗會呈現各組之間是否存在顯著差異。

Mann-Whitney U test此法亦稱為 Wilcoxon test 或 Wilcoxon two-sample test。做此無參數測定之目的，也是比較兩個隨機樣本之差異，然後推論到兩個母群間的差異。推論之依據，也是以所有可能樣本特性所組成之抽樣分配為基礎。不一樣的地方是，此方法不是計算平均數的差異，而是根據樣本中變項分數之等級，計算出檢定統計值--U。計算U值的方法頗簡單，我們先將兩樣本合併，然後依變項分數給予等級，分數高者的等級分數也較高，然後以高低加以排列（從高到低）。再分別將每一個樣本中分數所分到之等級加起來。最後，比較兩樣本間等級總和的差異。設計這種檢定法的觀念是，如果兩樣本之分數分配情況無差異，則兩樣本在混合後排列所得之等級總和應該相當的接近。

在不同區域中平均濃度最高者為南部區域(0.451 ± 0.151 個/g)，最低則是在東部區域(0.247 ± 0.170 個/g)，如圖3.2-49(a)，以Kruskal-Wallis對不同區域的微型塑膠濃度進行檢驗($H = 6.883, p = 0.076$)，顯示不同區域之間無顯著差異。

若以季節性中南部來區區分，如圖3.2-49(b)，在4-7月中部和南部的平均微型塑膠濃度分別為 0.306 ± 0.186 個/g 和 0.443 ± 0.172 個/g，使用Mann-

Whithney U-test檢驗4-7月中部和南部的差異($p = 0.136$)，顯示兩者間無顯著差異，在8-10月中部和南部的平均微型塑膠濃度分別為 0.340 ± 0.171 個/g 和 0.516 ± 0.079 個/g (Mann-Whithney U-test, $p = 0.088$)，顯示兩者間無顯著差異。接著比較相同地區不同季節是否有差異，使用Mann-Whithney U-test檢驗中部4-7月和8-10月的差異($p = 0.773$)，顯示兩者間無顯著差異，而南部4-7月和8-10月的差異($p = 0.200$)，顯示兩者間無顯著差異。

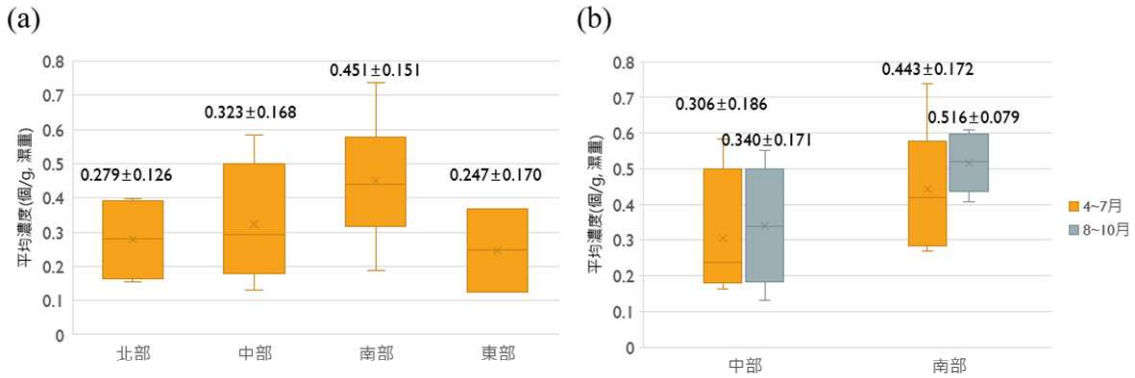


圖 3.2-49 微型塑膠的平均濃度(標準偏差)在不同(a)區域和(b)季節間。

4. 本計畫與國內外調查結果比較

在 108 年所執行的微型塑膠調查計畫「臺灣地區沿海牡蠣及潮間帶指標生物之微塑膠生物累積調查研究」，於新竹香山、彰化王功、雲林台西、嘉義東石、台南七股、花蓮石梯、台東新蘭、台東蘭嶼進行野生和養殖牡蠣採集，平均濃度在 0.42-15.40 個/g 之間，若排除標準誤差較大的花蓮，則平均濃度在 0.42-3.58 個/g 之間，多數的點位測得數據比本團隊調查結果來得高，最主要的原因為測量的方法不同，此調查使用尼羅紅染色的方法進行量測，此方式雖然無法對某一些塑膠進行染色，對整體塑膠含量可能會低估，但此方法可能會對某些有機物染色，而產生螢光訊號，可能會造成誤判(Para et al., 2019)，如圖 3.2-50，在 470 或 495 nm 激發波長下，魚蝦類組織可被尼羅紅染色並放出黃色或綠色的螢光，根據表 3.1-5 的數據，使用 KOH 進行反應的消化效率最高達 99%，因此，仍會殘留一些未消化完的組織或其餘有機物，可能被尼羅紅染色而放光，造成誤判的情形，可能需要後續的光譜驗證，來說明此方法的準確度如何。

λ (nm)	Natural Organic Matter	
	Unstained	Nile Red
Vis		
254		
365		
395		
470		
495		
530		
625		

圖 3.2-50 不同激發波長下未染色和尼羅紅染色的有機物放光情形(Para et al., 2019)

廖等人在 2021 年發表台灣沿岸牡蠣微型塑膠調查結果(Liao et al, 2021)，總計調查了 22 個地點(涵蓋了台灣全島)，平均濃度範圍從 0.63 ± 0.52 個/g 到 37.94 ± 19.22 個/g，且有超過一半的微型塑膠小於 $100 \mu\text{m}$ ，最常見的形狀是碎片(67%)，其次是纖維(29%)。主要顏色是透明 (49.76%)，其次是黑色 (25.66%)。使用顯微鏡拉曼鑑定聚合物類型，主要成分為聚對苯二甲酸乙二酯(PET) (69.54%)，野生牡蠣的微塑料污染總體上高於養殖牡蠣。此外，東北海域牡蠣的微塑料含量明顯高於其他地區，這與本次調查的結果不大一致，可能的原因有採樣時間，廖等人是在 2017 年 10 月到 2018 年 5 月採樣，而本團隊則是在 2021 年 4 月到 2021 年 10 月採樣，因此，採樣季節完全不同，再來則是消化方法，廖等人使用 30% 雙氧水進行消化反應，接著使用孔徑 $5 \mu\text{m}$ 的濾紙過濾，本團隊則是使用 10% KOH 進行消化，並使用 $25 \mu\text{m}$ 金屬濾紙過濾，因此，能收集的微型塑膠大小不同，使得濃度也會有相當的差距，最後則是定量方式，廖等人主要是由顯微鏡判定，在藉由光譜進行驗證，驗證結果大概是有 62% 確定為聚合物，而本團隊主要則是由 FTIR 或拉曼光譜量測定量。

此外，環檢所於 108 年調查台灣近岸生物體(牡蠣、石蚶、淡菜、花蛤等)，採用與本計畫相同的消化方式處理，定量的部分則是使用螢光染色法計數，而此調查結果低濃度與本計畫相似，但高濃度則有些微差距，主要是環檢所調查的高濃度幾乎都來自石蚶和其他生物體，可能是因為石蚶個體較小，此外，不同生物體生長環境和飲食習性不同，微型塑膠濃度也有差異，而本計畫主要則是以養殖牡蠣調查為主，因此，高濃度的部分有些微差距。

若與國外相關調查結果比較，則台灣近岸牡蠣或石蚶中微型塑膠含量與多數國家紫殼菜蛤濃度相近，但較加拿大、中國大陸明顯較低(表 3.2-14)。

表 3.2-14 本計畫分析生物樣品微型塑膠濃度結果與其他國家比較

生物種類及地點	平均濃度 (個/克.濕重)	微型塑膠顆 粒大小(μm)	參考文獻
台灣近岸(牡蠣、螺)	0.126-0.738	>25	本計畫 110 年成果
台灣近岸(牡蠣、石 蚶、青鬍魁蛤)	0.128 - 1.163	>25	本計畫 109 年成果
台灣近岸(牡蠣)	0.63 ± 0.52~ 37.94 ± 19.22	>5	Liao et al, 2021
台灣近岸(牡蠣)	0.42-15.40	>20	臺灣地區沿海牡蠣及潮間帶指 標生物之微塑膠生物累積調查 研究
台灣近岸(牡蠣、石 蚶、淡菜、花蛤等)	0.16 - 6.96	>20	環檢所, 2019
加拿大(紫殼菜蛤)	2.79-7.42	no data	Mathalon and Hill, 2014
德國(紫殼菜蛤)	0.36 ± 0.07	no data	Van Cauwenberghe and Janssen, 2014
比利時(紫殼菜蛤)	0.26-0.51	200-1500	De Witte et al., 2014
法國、比利時及荷 蘭(紫殼菜蛤)	0.2 ± 0.3	20-90	Van Cauwenberghe et al., 2015
英國(紫殼菜蛤)	1.05-4.44	200-10670	Courtene-Jones et al., 2017
	2.5	no data	Catarino et al., 2017
	0.7-2.9	8-4700	Li et al., 2018
法國(紫殼菜蛤)	0.23 ± 0.20	20-400	Phuong et al., 2018a
	0.23 ± 0.09	30-200	Phuong et al., 2018b
中國大陸(紫殼菜 蛤)	2.2	5-5000	Li et al., 2016
	9.2	50-5000	Kolandhasamy et al., 2018
	1.52-5.36	5-4000	Qu et al., 2018

3.3 微型塑膠採樣與分析指引(初稿)

本計畫之微型塑膠處理方法參考美國 NOAA 和日本環境署所公告的方法進行處理，在海域水體的部分以 330 μm 網目之拖網(manta net)進行採樣，接著以濕式氧化法(WPO)進行樣品消化，再以飽和 NaCl 溶液進行密度分離，最後則以光學顯微鏡和拉曼光譜儀進行檢測分析。

生物體的部分則是利用 10% KOH 進行消化，在 50°C、80 rpm 下震盪反應 72 hr，再以飽和 NaI 溶液進行密度分離，最後則以顯微鏡、FTIR 光譜、螢光染色等方式進行檢測分析。

指引初稿的封面設計和目錄標題如圖 3.3-1 所示，海域水體及生物體處理過程如圖 3.3-2 所示。



圖 3.3-1 微型塑膠採樣與分析封面及目錄設計

海域水體前處理

(一) 採樣與保存

以網口網附流量計之採樣器具，於測站進行水平拖曳採樣，流速應低於 2 節，採樣時控制網具拖曳速度，或加掛重錘，以確保採樣過程中，網口能沒入水中。各測站水平拖曳時間應當一致，拖曳 20 分鐘，採樣完成後樣品於室溫或冰箱(4°C)避光保存，保存期限 90 天。

(二) 水樣過濾

將水樣倒入 5mm 及 0.297mm 堆疊不銹鋼篩網，以內置試劑水之洗滌瓶沖洗樣品瓶並倒入篩網數次，此動作可以去除樣品中鹽份。應乾燥後移除大於 5mm 之顆粒。

(三) 乾燥

將燒杯蓋鋁箔後置於烘箱於 90°C 下約 24 小時待其完全乾燥。

(四) 濕式氧化

將含有 0.297mm 以上樣品之燒杯，加入 0.05M 二價鐵離子 20 mL 和 30%過氧化氫 20 mL 進行氧化。添加後待其反應完畢看是否有有機物質殘留，重複添加到無殘留，以完全去除塑膠表面的有機物質，需注意溫度高於 75°C 時，添加 30%過氧化氫會劇烈反應。

(五) 密度分離

依每 20mL 樣品添加大約 6 克氯化鈉的比例，增加密度到約 5 M 濃度，加熱混合液至 75°C 直到氯化鈉溶解。

(六) 樣品回收

觀察漏斗是否有沈澱顆粒，若有則將該顆粒引流去除，收集上層漂浮顆粒至 0.297mm 篩網，以試劑水清洗篩網上的顆粒，並使用試劑瓶將殘留水分吸乾及放置室溫陰乾。



圖 5 採樣與保存



圖 6 過濾與沖洗樣品



圖 7 濕式氧化法

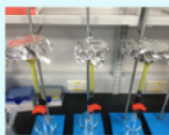


圖 8 密度分離

生物體採樣分析

生物體前處理

(一) 採樣

至預定採集地點進行採樣採集，採集到的牡蠣保存於-20°C 直到分析。

(二) 樣品處理

將牡蠣去殼並保持牡蠣的完整性(圖12)，用試劑水沖洗牡蠣，盡可能將無機雜質去除，紀錄牡蠣的體長及濕重。

(三) 消化震盪

配置 10% KOH 溶液，使用 M:V(1:5)的 KOH 溶液進行消化反應，在 50°C、80 rpm 下震盪反應 72hr(圖13)，並使用封口龍膜將瓶口封住以免液體流出。

等待組織消化完成之後加入飽和 NaI 溶液混合分層隔夜，取出上層液再加入飽和 NaI 溶液進行萃取(圖 14)。

(五) 抽氣過濾

將分離完的液體以金屬濾紙(25 μm)進行過濾(圖15)，過濾時再用試劑水進行沖洗去除殘留的鹼，過濾完的濾紙即可進行後續的分析工作。



圖 12 牡蠣樣品去殼



圖 13 消化震盪



圖 14 NaI 密度分離



圖 15 抽氣過濾

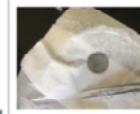


圖 16 樣品回收

圖 3.3-2 微型塑膠海域水體及生物體處理流程

第四章 海漂(底)垃圾管理工作

4.1 計畫緣起

臺灣四面環海，擁有豐富海洋資源、多樣的地形與生態環境。依據內政部 104 年 8 月 4 日公告之國內海岸線總計長達 1,988 公里，海岸地區範圍，包含臺灣本島及離島地區，共涉及 20 個直轄市、縣(市)、131 個鄉(鎮、市、區)，其中 106 個為直接臨海、25 個非直接臨海。然而，海岸受到人為活動、地形及潮汐影響，易堆積漂流木、廢棄漁網漁具以及垃圾，破壞環境景觀。行政院向海致敬-海岸清潔維護計畫成立後，使各部會明確權責分工，並訂定 109 年至 112 年之計畫期程，在海漂(底)廢棄物之處置由海洋委員會海洋保育署(下稱海保署)透過環保艦隊將海漂(底)垃圾送至暫置區後，由海保署編列預算，交由行政院農業委員會漁業署(下稱漁業署)協調漁港主管機關辦理暫置區之設置、維護管理及廢棄物去化進行分工作業。

早期環保署為減少海洋垃圾之生成，自 104 年起分別擬定「海洋垃圾處理方案」、成立「海廢治理平台」並提出「臺灣海洋廢棄物治理行動方案(第一版)」，以進行海洋垃圾之源頭管理。104 年已擬具漁業廢棄物收集、回收處理管道及建立漁港資源回收設施設置示範區之策略執行多年，廢棄漁具或漁船所生廢棄物之管理，環保署於 107 年 1 月 12 日、3 月 31 日及 5 月 30 日與漁業署討論廢漁網處理問題，同年 5 月 30 日由漁業署及環保署邀地方政府召開「研商建立漁港廢棄漁網具暫置示範點事宜」，會議結論略以：1.請地方政府及漁會宣導鼓勵漁民海上作業時，隨手攜回海上漂流物品。2.漁船帶進漁港之海上廢棄物及漁網具，請各漁港主管機關安排妥適地點集中，可回收部分洽回收廠商進行回收，無法回收的部分，再由當地環保單位協助處理。綜上，相關政策的漁港海洋廢棄物暫置區的設置已逐步成形。

目前國內各縣(市)漁港暫置區的設置現況，第一類漁港共 9 處已全數完成暫置區設置如表 4.1-1，第二類漁港共 216 處於 109 年前已完成 60 處設置如表 4.1-2，於 110 年新增 17 處暫置區設置如表 4.1-3。

表 4.1-1 已完成暫置區設置第一類漁港列表

縣市別	漁港名稱
宜蘭縣	烏石、南方澳
基隆市	八斗子、正濱
新竹市	新竹
臺中市	梧棲
台南市	安平
高雄市	前鎮
屏東縣	東港鹽埔

表 4.1-2 109 年前第二類漁港已完成暫置區設置列表

縣市別	漁港名稱
宜蘭縣	大溪、梗枋、石城
基隆市	大武崙、外木山、長潭里、望海巷
新北市	淡二、龍洞、富基、磺港、龜吼、深澳、澳底、下罟子、後厝、萬里、馬崗
桃園市	竹圍、永安
新竹縣	坡頭
新竹市	海山
苗栗縣	龍鳳、外埔、通霄、苑港、苑裡
臺中市	松柏、五甲、塭寮、麗水
彰化縣	崙尾灣、王功
雲林縣	台西、箔子寮
嘉義縣	布袋、東石、網寮
臺南市	將軍
高雄市	蚵子寮、中芸、興達、旗津、小港臨海新村漁港、永新、鳳鼻頭漁港
屏東縣	水利村、枋寮
花蓮縣	花蓮、石梯
臺東縣	富崗
澎湖縣	馬公
金門縣	新湖、羅厝、復國墩
連江縣	福澳、白沙、青蕃、猛澳、中柱

表 4.1-3 110 年第二類漁港暫置區新增列表

縣市別	漁港名稱
新北市	野柳
苗栗縣	公司寮、白沙屯、福寧
雲林縣	金湖、三條崙
臺南市	青山、蚵寮、北門
高雄市	彌陀、白砂崙
屏東縣	琉球、恆春
臺東縣	新港
澎湖縣	預計 3 處

為掌握所編列經費交請漁業署統籌辦理「第一類漁港暫置區廢棄物處理委辦計畫」及「第二類漁港暫置區廢棄物處理補助計畫」之計畫進度與品質。並了解地方政府處理海洋垃圾清除去化現況，海保署規劃與漁業署共同辦理現地訪視以檢視執行成效，並作為海保署各項海洋政策擬定及列為次一年度補助經費之參考。訪視期間於 110 年 7 月至 9 月間實施。各縣(市)訪視漁港暫置區挑選，由該縣(市)自行安排 1 處港口，以實地走訪方式了解海洋垃圾處理現況，如轄內同時有第一類及第二類漁港者，須分別安排 1 處進行訪視。訪視內容包含「廢棄物暫置區管理」、「海洋廢棄物處理及去化」、「環保艦隊及潛海戰將運作現況」等三大面向。

1.廢棄物暫置區管理：

是否設置專人管理、開放時間、有無防止二次污染之妥適措施及設置位置合適性。

2.海洋廢棄物處理情形(含回收、去化等)：

廢棄物暫置種類、有無收受淨海聯盟攜回廢棄物、執行分類狀況、廢棄物去化回收情形及妥善處理海洋廢棄物相關證明文件(如委託清除契約、廢棄物收受聯單)。

3.聯盟運作現況：

環保艦隊及潛海戰將攜回的海漂底廢棄物暫置區設有標示、共同合作辦理艦隊情形、潛將攜回廢棄物計量或兌換處，另外管理單位是否具其他可供訪視之具體執行方式。

4.2 漁港暫置區簡介及運作現況

4.2.1 第一類漁港暫置區簡介及運作現況說明

1. 基隆市-八斗子漁港

八斗子漁港屬第一類漁港位於基隆中正區八斗子半島西南側，漁港為北部地區最大之漁港，不僅為漁業生產基地，為因應休閒遊憩之需要，規劃碧砂港區、興達鮮魚市場、海鮮熟食區、遊艇碼頭、公園景觀綠帶，已成為大台北地區假日熱門的休閒據點。



八斗子暫置區於 108 年 6 月設立於漁港西空地，目前由基隆市政府委託基隆區漁會協助進行管理，開放時間為全日開放。暫置區在污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。目前暫置區圍籬因長期受大型廢棄物擠壓，造成圍籬變形破損，已重新規劃選址在漁港另一處設立新暫置區供漁民使用。暫置區主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及各類海洋廢棄物為主，具回收價值之廢棄物漁民會自行攜回處理，其餘廢棄物進入暫置區後由契約廠商協助分類整理後送入焚化廠進行處理。



2. 新竹市-新竹漁港

新竹漁港屬第一類漁港位於新竹市北區頭前溪下游出海口，由於頭前溪攜砂量豐富，港口及航道受漂砂回淤造成深度不足，每年雖經浚卻未能根治。漁港之發展方向定位於觀光、休閒兩大部份，並在保有當地傳統漁業特色與維護生態資源永續利用之前題下，積極建設並美化港區環境，導入「觀光休閒漁業」之概念，發展成觀光、遊憩、休閒、娛樂、教育、文化等多功能用途的漁港。



新竹漁港暫置區於 107 年設立於漁港北側及南側各一處，目前由新竹市產業發展處進行管理，開放時間為早上 8 點至下午 5 點。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用水泥圍牆及圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具為主，廢棄物處理處置契約廠商協助分類，具回收價值之廢棄物由環保局清潔隊協助處理，無法分類處理之廢棄物交由契約廠商送進焚化爐處理。



3. 臺中市-梧棲漁港

梧棲漁港屬第一類漁港位於臺中市清水區，民國 60 年政府推動十大建設之一興建臺中港，同時為兼顧漁業發展需求，在規劃臺中港漁業碼頭區同時，也徵收梧棲附近海埔地，形成現在商港中的梧棲漁港。為了兼顧漁業的發展與契合社會的需求，將漁港朝生產、休閒、觀光方向發展。梧棲觀光漁港區域規畫分為：銷售區、直銷區、餐飲區、娛樂漁船、休憩公園及漁港周邊好遊等區。



梧棲漁港暫置區於 109 年 12 月設立於漁港南側空地，目前由台中市政府委託契約廠商協助管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用水圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及各類海洋廢棄物為主。海洋廢棄物攜入港區後，廢棄漁網部分已委託處理商專責進行漁網回收、分類及去化等工作，其他廢棄物則委由清潔維護廠商專責收集、分類及去化。



4. 臺南市-安平漁港

安平漁港屬第一類漁港位於臺南市安平區鹽水溪南岸沿海地區，北距曾文溪口 10.6 公里、南距二仁溪口 8.8 公里，漁港位於安平商港內側，可分為遠洋與近海兩泊區，近海漁港區泊地面積 17.6 公頃，遠洋漁港區開發面積約 78.6 公頃。由於臺南市北部先天缺乏優良海灣作為建港基地，漁業發展受到限制，僅能從事近沿海漁業及養殖漁業。



安平漁港暫置區於 109 年設立於漁港東北側空地，目前由臺南市漁港及近海管理所進行管理，開放時間為每月單數週星期三下午 3 點至 5 點(國定例假日不開放)。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用圍籬及鐵皮屋頂來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌，主要收受廢棄物以廢棄漁網及漁具為主。廢棄物處理委由契約廠商協助整理分類後，具回收價值之廢棄物提供給塑膠工業技術發展中心、學校及團體使用。



5. 高雄市-前鎮漁港

前鎮漁港屬第一類漁港位於高雄市前鎮區，係高雄港內港，其東、南、北側分別與港埠用地（即高雄港第二、三貨櫃中心）、工業區、學校、住宅區等相鄰，西側則瀕臨高雄港主航道。前鎮漁港目前為臺灣停泊漁船噸級最大，漁獲量最多之遠洋漁港，計有泊地 27.07 公頃，碼頭 3,189 公尺，居臺灣漁業龍頭地位。港內設施有魚市場及加水、加冰、加油及漁業相關工廠等公民營設施。



前鎮漁港屬第一類漁港位於高雄市前鎮區，係高雄港內港，其東、南、北側分別與港埠用地（即高雄港第二、三貨櫃中心）、工業區、學校、住宅區等相鄰，西側則瀕臨高雄港主航道。前鎮漁港目前為臺灣停泊漁船噸級最大，漁獲量最多之遠洋漁港，計有泊地 27.07 公頃，碼頭 3,189 公尺，居臺灣漁業龍頭地位。港內設施有魚市場及加水、加冰、加油及漁業相關工廠等公民營設施。



6. 屏東縣-東港鹽埔漁港

東港鹽埔漁港屬第一類漁港位於屏東縣東港鎮，漁港泊區包含東港及鹽埔兩處，由於地理位置靠近巴士海峽，同時也是東港溪及高屏溪的出海口，海域漁產豐富，為臺灣漁業資源豐富及漁產物種最多樣之漁港。



東港鹽埔漁港暫置區於 109 年 12 月設立於漁港西北側(鹽埔泊區)空地，目前由屏東縣海洋及漁業事務管理所進行管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主，廢棄物處理由契約廠商協助分類，具回收價值廢棄物進行回收再利用，其餘廢棄物則送進焚化爐進行處置。



7. 宜蘭縣-烏石漁港

烏石漁港屬第一類漁港位於宜蘭縣頭城鎮，烏石漁港早期除了具有漁業功能外，也曾是宜蘭最重要的對外貿易商港「烏石商港」，後因洪水帶來大量泥沙堆積，讓烏石商港失去功用而逐漸沒落，民國 80 年之後，重新整建成兼具觀光事業的漁港，現在已是假日賞鯨、龜山島往來的交通要津。



烏石漁港暫置區於 109 年 6 月設立於漁港東南側空地，目前由宜蘭縣海洋及漁業發展所進行管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受的廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。暫置區內廢棄物由契約廠商進行分類處理，可回收廢棄物提供漁民撿拾攜回處理，其餘廢棄物則送進焚化爐進行處置。



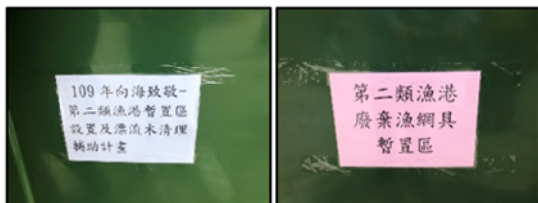
4.2.2 第二類漁港暫置區簡介及運作現況說明

1. 基隆市-長潭里漁港

長潭里漁港屬第二類漁港位在基隆市中正區八斗子東南方，舊名長潭尾。「長潭」係因海溝受南北丘陵夾擠而形成一狹長帶狀水域而得名，長潭的尾端東側是臺灣不多見的海蝕平台。早期為一深袋型小漁港設施簡陋，沒有碼頭、護堤，山坡地直洩水邊，漁民靠竹筏出入，現今港內可停泊 50 餘艘 50 噸級以下的漁船。



長潭里漁港暫置區於 109 年 12 月設立於漁港北側長潭里安檢前方空地，目前由基隆市政府進行管理，開放時間為全日開放。暫置區因漁港腹地限制關係，以 2 台子母車作為廢棄物存放使用。暫置區主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及各類海洋廢棄物為主，具回收再利用價值之廢棄物漁民在丟棄時候會自行攜回處理，其餘廢棄物進入暫置區後由契約廠商協助分類整理後送進焚化廠進行處置。



2. 新北市-淡水第二漁港

淡水第二漁港又稱漁人碼頭屬第二類漁港位於新北市淡水區西端淡水河出海口東岸，為具有觀光景點的漁港。淡水第二漁港是北部早期重要的漁業港口，鄰近沙崙海水浴場，目前除了觀光休閒設施之外，仍然保有其漁業港口的功能。



淡水第二漁港暫置區於 110 年 1 月設立於漁港北側空地，目前由新北市政府委託淡水區漁會協助管理。暫置區污染防治設施上以水泥為底部鋪面，並利用水泥圍牆及鐵皮屋頂防廢棄物因大雨或大風溢散出去，開放時間為全日開放。暫置區內設有廢棄物分類指示牌，不同類型廢棄物分類存放，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及各類海洋廢棄物為主。暫置區內廢棄物如具再利用之廢棄網具優先以回收再利用處置，其餘廢棄物或需大量人力整理之廢棄網具放置於暫置區後，由清運承包廠商送入焚化爐進行處理。



3. 桃園市-竹圍漁港

竹圍漁港屬第二類漁港位於桃園市大園區，近年已成為兼具休閒功能的觀光漁港。漁港內設有魚貨直銷中心，與基隆市的碧砂漁港及新北市石門區的富基漁港並稱為北臺灣三大漁獲供銷重地。



竹圍漁港暫置區於 109 年設立於漁港東南側空地，目前由桃園市政府委託竹圍漁港管理人員協助管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用鐵皮牆來來防止廢棄物因大雨或大風溢散出去。暫置區主要收受廢棄物以廢棄漁網為主，所以暫置區內未設廢棄物分類指示牌。廢棄漁網處理委由契約廠商進行回收再利用處置。



4. 新竹縣-坡頭漁港

坡頭漁港屬第二類漁港位於新竹縣新豐鄉，漁港面積約 29 公頃。坡頭漁港設有直銷中心，漁港設施為簡易防砂突堤二支，北堤近岸部份為 100 公尺長之方塊堤，前端則由蛇籠所構成長約 30 公尺，南堤則由岸邊廢棄堡前拋放混凝土塊所構成。



坡頭漁港暫置區於 109 年設立於漁港東側空地，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面(因泥沙淤積問題尚未完成施工)，並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌進行分類放置，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及各類海洋廢棄物為主。廢棄物處理上廢棄網具處理是委由契約廠商將廢棄網具裁切成小塊之後運往新竹市焚化爐進行處理。



5. 新竹市-海山漁港

海山漁港屬第二類漁港位於新竹市香山區西濱公路旁，海山漁港北面與香山濕地連結南面與南港賞鳥區銜接，是為新竹市重要漁貨集散中心、生態觀察及環境教育解說場域。目前海山漁港泊地面積約 4 公頃，可供 350 艘以上的漁筏停泊，為僅次於新竹漁港之新竹市沿海第二個專業漁港。



海山漁港暫置區於 109 年設立於漁港南側空地，目前由新竹市產業發展處進行管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及各類海洋廢棄物為主。廢棄物處理先委由契約廠商進行分類，分類後如部分廢棄物由清潔隊載運處理；另一部分無法分類廢棄物則由廠商裁切成小塊之後運往新竹市焚化爐進行處理。



6. 苗栗縣-苑港漁港

苑港漁港屬第二類漁港位於苗栗縣苑裡鎮，漁港舊名苑裡港，因位於苑裡溪出海口而得名。蔡振豐《苑裏志》記載苑裡港稍寬且深無窒礙，故停泊商船多，桅檣林立，舟人蟻附，苑港停舟列入蓬山八景之一，日治以後禁與中國通航，因而沒落。民國 80 年左右建設為觀光漁港，提供遊客海鮮小吃、海釣、牽罟等休閒活動。



苑港漁港暫置區於 109 年設立於漁港東側空地，目前由苗栗縣政府委託通苑區漁會協助管理，開放時間為早上 8 點至下午 5 點(例假日不開放)。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用水泥圍牆及圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及各類海洋廢棄物為主。廢棄物處理委由契約廠商進行回收再利用處理。



7. 臺中市-松柏漁港

松柏漁港屬第二類漁港位於臺中市大甲區，港口鄰近大安溪出口北岸的，地方又稱「船頭埔」。松柏港位處臺灣中部海岸，海床坡度平緩且潮差大，當地漁筏一般均在沿岸、近海從事流刺網漁業為主。



松柏漁港暫置區於 109 年 12 月設立於漁港北堤空地，目前由臺中市政府委託契約廠商進行管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用水圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌進行分類處理，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及各類海洋廢棄物為主。海洋廢棄物攜入港區後，廢棄漁網委託處理商專責漁網回收、分類及去化工作。其他廢棄物則委由清潔維護廠商專責收集、分類及去化。



8. 彰化縣-王功漁港

王功漁港屬第二類漁港位於彰化縣芳苑鄉王功西濱沿海。漁港在清朝時期就已經是臺灣重要及繁榮的港口之一，因此當時有「一府、二鹿、三艋舺、四寶斗、五番挖」之說，其中「府」為臺灣府（今臺南市安平港），「艋舺」是指台北萬華，「鹿」是指彰化鹿港，「寶斗」是北斗鎮的舊稱，而「番挖」則是今日芳苑鄉「芳苑」的古名。



王功漁港暫置區於 109 年 12 月設立於漁港東北側空地，目前由彰化縣政府委託王功旅客服務中心協助管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用水圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受的廢棄物以廢棄漁網、漁具，因廢棄物量體較小，廢棄物處理上暫以暫置作為規劃。



9. 雲林縣-台西漁港

台西漁港屬第二類漁港位於雲林縣臺西鄉海埔地海堤外側，目前屬於專業養蚵港，由於臺西漁港築造於砂洲內淺灘上，漁船均沿潮溝水路進出，當海水滿潮時，蚵農無法出海作業，退潮時則呈現大片濕地之淤積現象，蚵農僅能在漲潮與退潮時段之間，將膠筏開往蚵田作業，港外則為一望無際的蚵田。



台西漁港暫置區於 109 年底設立於漁港北側空地，目前雲林縣政府進行管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去，目前圍籬因受先前颱風影響造成破損，目前已規劃重新建置。暫置區內設有廢棄物分類指示牌進行分類處理，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理上由契約廠商分類整理後，具回收價值之廢棄物以回收再利用進行處理，其餘廢棄物則送入焚化廠進行處置。



10. 嘉義縣-布袋漁港

布袋漁港屬第二類漁港舊稱布袋嘴位於嘉義縣布袋鎮，因地形酷似一只布袋而得名，漁獲資源相當豐盛，早期便轉型發展成觀光漁市，至今成為嘉義縣規模最大、人氣最旺的觀光景點之一。



布袋漁港暫置區於 109 年 12 月設立於布袋第三漁港東側空地，目前嘉義縣農業處進行管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用水圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌進行分類，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理委由契約廠商協助分類，可回收廢棄物進行回收再利用，不可回收廢棄物採送進焚化爐進行處置。暫置區除放置海洋廢棄物外，為了提高多元利用，提供養殖廢棄物及浮具暫放。



11. 臺南市-將軍漁港

將軍漁港屬第二類漁港位於臺南市將軍區，漁港多以漁業維生，目前將軍漁港為一處現代化的漁市漁貨拍賣，是臺南市西部濱海最大的漁港及現代化魚市場、魚貨直銷中心。



將軍漁港暫置區於 109 年設立於漁港東南側空地，目前由臺南市漁港及近海管理所將軍漁港管理中心進行管理，開放時間每月單數週週三下午 3 點至 5 點(國定例假日不開放)。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用水圍籬及鐵皮屋頂來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌進行分類，主要收受廢棄物以廢棄漁網及漁具為主。廢棄物處理由契約廠商協助分類，具回收價值之廢棄進行回收再利用，其餘廢棄物則送進焚化爐進行處置。



12. 高雄市-小港臨海新村漁港

小港臨海新村漁港屬第二類漁港位於高雄市小港區，港口位置為高雄港第五貨櫃中心計畫區內，依據紅毛港遷村計畫，於民國 89 年辦理漁港興建。港口南側水域與臺灣國際造船公司（前中船公司）相鄰，西側緊臨高雄港主航道，東側位於小港區台機路與光和路口處。



小港臨海新村漁港暫置區於 109 年 12 月設立於漁港西北側空地，目前高雄市海洋局小港漁港辦公室進行管理，開放全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用鐵皮圍牆來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受的廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理委由契約廠商協助分類，不具回收價值廢棄物則送進焚化爐進行處置。



13. 屏東縣-枋寮漁港

枋寮漁港為屬二類漁港位於屏東縣枋寮鄉枋寮溪下游出海口處，漁港，早期因沿海漁業興起，機動漁船因河口淤積無法停泊錨定於海上靠竹筏接駁漁貨，供竹筏停泊處。漁港為枋寮海域漁業重要作業基地，為解決港內淤積問題，並考量漁船停泊席位不足及漁業轉型休閒觀光等需求，開始進行港區擴建方案、航道淤砂問題評估改善。



枋寮漁港暫置區於 109 年 12 月設立於漁港東南側空地，目前由屏東縣海洋及漁業事務管理所進行管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理處置由契約廠商協助分類，具回收價值廢棄物進行回收再利用，其餘廢棄物則送進焚化爐進行處置。



14. 宜蘭縣-梗枋漁港

梗枋漁港屬第二類漁港位於宜蘭縣頭城鎮濱海公路（台2線）旁，漁港龜山島的正對面因為海岸周邊多係硬梆梆之岩石，因此台語即稱漁港這裡為硬梆（梗枋），漁港主要漁貨來源以定置漁網作業捕撈為大宗。



梗枋漁港暫置區於109年6月設立於漁港西南側空地，目前由宜蘭縣政府委託頭城區漁會協助進行管理，開放時間為全日開放。暫置區在污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌進行分類，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理委由契約廠商進行分類處理，無法回收之廢棄物則送進焚化爐進行處置。



15. 花蓮縣-花蓮漁港

花蓮漁港位屬第二類漁港於花蓮縣花蓮市，民國 52 年花蓮商港升格為國際商港時，花蓮漁港即被正式劃進於花蓮商港之港域範圍內，目前漁港觀光休旅事業在漁港周邊區域投資建設，提昇兼具觀光休旅和文化教育之多重功能。



花蓮漁港暫置區於 109 年 11 月設立於漁港東南側空地，目前由花蓮縣政府進行管理，開放時間為全日開放。暫置區在污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受的廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理處置契約廠商協助分類，其餘廢棄物則送進焚化爐進行處置。



16. 臺東縣-新港漁港

新港漁港屬第二類漁港又稱成功漁港，位於臺東縣成功鎮，與富岡漁港同為臺灣東部海岸近海漁業之重要基地。成功鎮舊名「麻荖漏」(阿美族語)，由於背山面海且擁有天然海灣地形，漁港漁 1908 年日本總督府在考察臺灣東部後，提出在麻荖漏建港之想法並於 1929 年正式動工、1932 年完工。



新港漁港暫置區於 110 年 8 月設立於漁港南側空地，目前由臺東縣政府委託新港區漁會推廣部進行管理，開放時間為平日開放(使用前須聯絡管理單位)。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌進行分類，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具為主，可回收廢棄物由漁民自己攜回處理，其餘廢棄物則送進焚化爐進行處置。



17. 澎湖縣-馬公漁港

馬公漁港屬第二類漁港位於澎湖縣馬公市，早期馬公漁港僅有第一及第二漁港，後來隨著船舶需求增加，遂於民國 70 年開始興建第三漁港。馬公漁港因近海漁業資源銳減及澎湖大力推廣觀光產業之影響，第一及第二漁港已從傳統漁業港轉型為朝向休閒遊憩機能發展，而第三漁港部分漁船停泊區亦被交通船、休閒遊艇所停靠，傳統漁業及相關支援性產業空間亦隨漁港機能逐漸改變。



馬公漁港暫置區於 109 年 8 月設立於澎湖縣農漁局漁具倉庫，目前由澎湖縣農漁局進行管理，開放時間為平日早上 8 點至下午 5 點。暫置區污染防治設施上水泥為底部鋪面，並利用水泥圍牆來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受的廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理上漂流木進澎湖縣巨型廢棄物掩埋場、廢棄保麗龍交由環保局協處理，廢棄網具請契約廠商統一運至臺灣處理。



18. 金門縣-新湖漁港

新湖漁港屬第二類漁港位金門縣金湖鎮，漁港為金門縣近期才開發的漁港，除了傳統漁業外，亦規劃有碉堡休息節點、黃金沙灘地區、慈鑾宮等，為兼具信仰與遊憩的濱海公園。



新湖漁港暫置區於 108 年 11 月設立於漁港東南側新湖安檢所停車棚附近，目前由金門縣政府委託金門區漁會及新湖安檢所協助管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施以水泥為底部鋪面，並利用鐵皮圍牆及屋頂來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區主要收受的廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理上，可回收之廢棄物併入環保局資源回收處理，一般廢棄物則併入地區生活垃圾運回臺灣進行焚化處置。



19. 連江縣-福澳漁港

福澳漁港為又稱福沃港屬第二類漁港位於連江縣南竿鄉福澳村。福澳港是馬祖四鄉五島中規模及腹地最大的港口，故成為馬祖之航運中心，與四大離島（北竿、東莒、西莒、東引）設有交通航線。



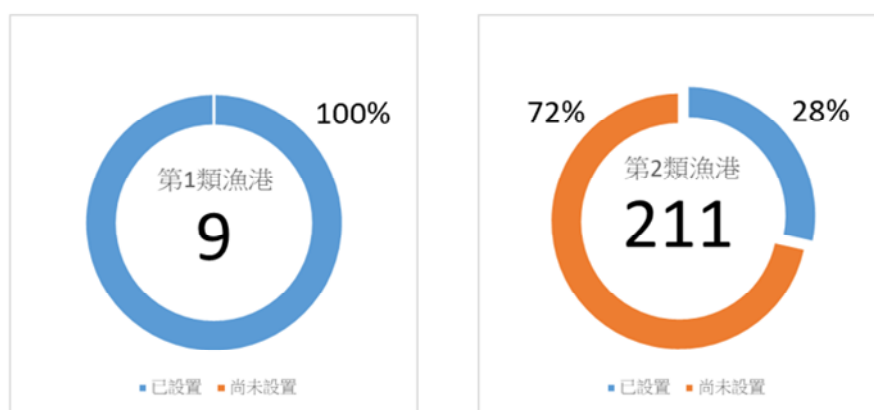
福澳漁港暫置區於 109 年 11 月設立於漁港東側福澳安檢所二樓，目前由連江縣政府委由馬祖區漁會進行管理，開放時間為全日開放。暫置區污染防治設施上有設置圍籬來防止廢棄物因大雨、大風溢散出去。暫置區內設有廢棄物分類指示牌進行分類處理，主要收受廢棄物以廢棄漁網、漁具及海洋廢棄物為主。廢棄物處理由契約廠商協助分類，可回收廢棄物進入資源回收廠，無法回收之廢棄物則運回臺灣進行焚化處理。



4.3 漁港暫置區訪視成果分析

4.3.1 暫置區設置率

國內第一、二類漁港共 220 處，第一類漁港 9 處均已完成暫置區設置，設置率達 100%；第二類漁港 211 處，已完成暫置區共 60 處設置率達 28%，110 年預計新設置 17 處，設置率則可提升至 36%，惟經漁業署實地走訪，現行仍有許多漁港因腹地過小無法設置暫置區。



備註：資料截至 109 年 12 月 31 日

圖 4.3-1 各類漁港暫置區設置率

4.3.2 暫置區管理機制

本次訪視 19 個縣(市)中，第一類漁港 7 處皆設有專人管理的機制進行暫置區的管理。第二類漁港 19 處，除坡頭漁港採預約制，有丟棄廢棄物需求之漁民可先申請鑰匙自行進入外，其餘 18 個漁港皆設有專人進行管理。

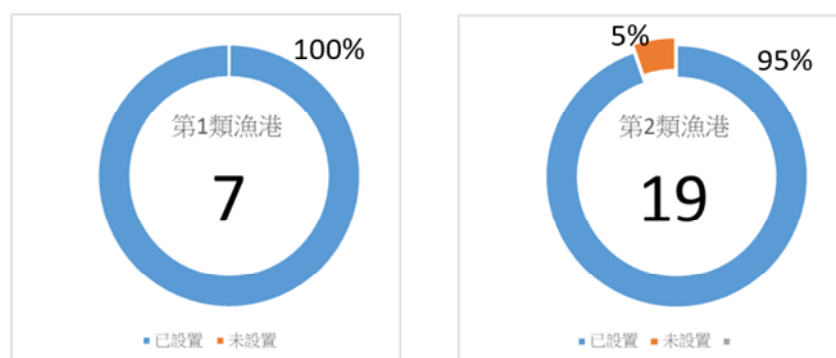


圖 4.3-2 各類漁港設置專人管理情形

4.3.3 暫置區開放時間

本次訪視 19 個縣(市)中，第一類漁港 7 處除新竹漁港採上班日時段進行開放及安平漁港採每月單數週週三進行開放外，其餘 5 個漁港皆為全日開放。第二類漁港 19 處中，新港漁港採聯絡預約制，苑港漁港及馬公漁港為上班日時段進行開放，布袋漁港為每週五上午進行開放，將軍漁港採每月單數週週三進行開放，其餘 14 個漁港皆為全日開放。

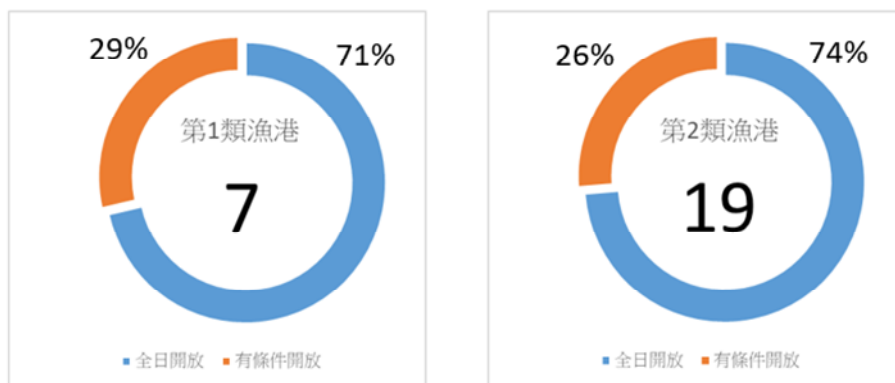


圖 4.3-3 各類漁港暫置區開放時間比較

4.3.4 暫置區告示牌設置

本次訪視 19 個縣(市)中，第一類漁港 7 處除東港鹽埔漁港尚未設置暫置區告示牌外，其餘 6 漁港皆有設置暫置區告示牌提醒漁民及民眾。第二類漁港 19 處，除王功、馬公、新湖、長潭里及枋寮等 5 處漁港尚未設置區告示牌外，其餘 14 漁港皆有設置暫置區告示牌提醒漁民及民眾。

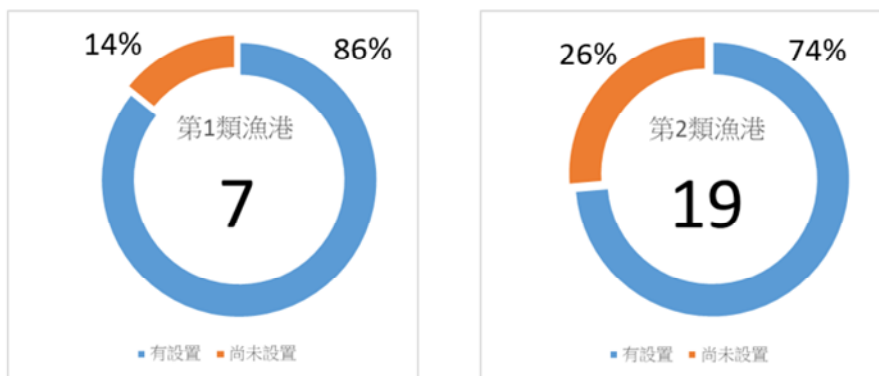


圖 4.3-4 各類漁港暫置區告示牌設置情形

4.3.5 二次污染防治設施設置

本次訪視 19 個縣(市)中，第一類漁港 7 處在暫置區二次污染防治設施上皆有使用水泥作為底部鋪面，另加設圍籬、鐵皮圍牆或屋頂等設施來防止存放在暫置區的廢棄物因大風或大雨導致廢棄物溢散至港區周遭。第二類漁港 19 處，除長潭里漁港因港區腹地較小，使用兩台垃圾車子母車作為廢棄物存放外，其餘 18 個漁港皆有使用水泥作為底部鋪面，另加設圍籬、鐵皮圍牆或屋頂等設施來防止存放在暫置區的廢棄物因大風或大雨導致廢棄物溢散至港區周遭。

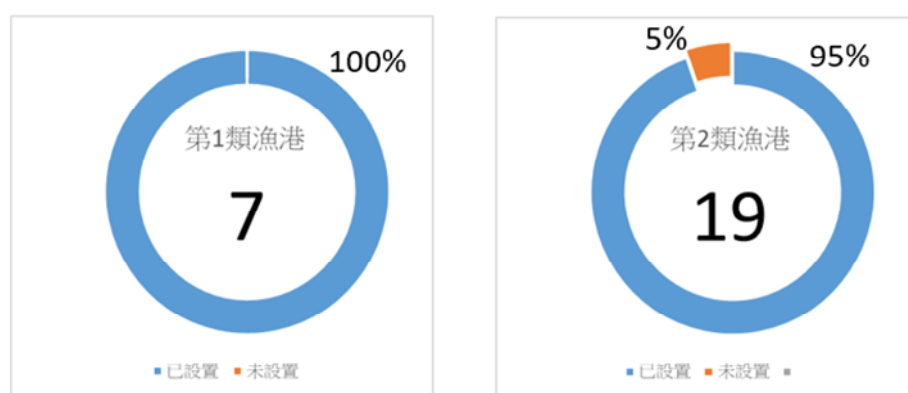


圖 4.3-5 各類漁港暫置區二次污染防制設施設置情形

4.3.6 二次污染防治設施破損

本次訪視 19 個縣(市)中，第一類漁港 7 處除八斗子漁港暫置區圍籬因長期受重物擠壓導致圍籬變形外，其餘 6 處漁港暫置區二次污染防制設施皆無破損，目前基隆市政府已重新規劃新的暫置區進行建置。第二類漁港 19 處，除台西漁港暫置區圍籬因先前颱風影響造成破損外，其餘 18 個漁港二次污染防制設施皆無破損，目前雲林縣政府已重新規劃建置新的圍籬。

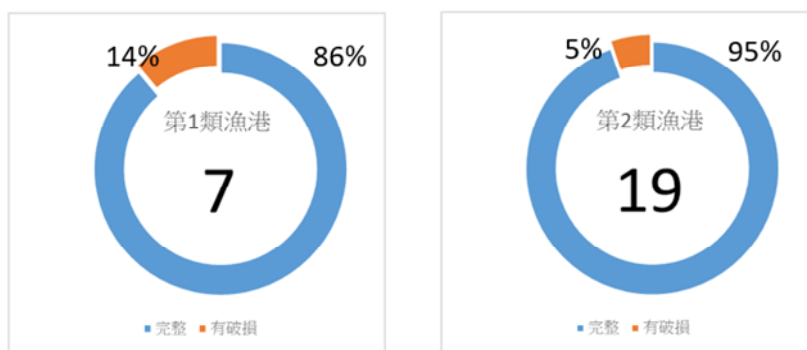


圖 4.3-6 各類漁港暫置區二次污染防治設施破損情形

4.3.7 暫置區廢棄物分類情形

本次訪視 19 個縣(市)中，第一類漁港 7 處除前鎮漁港暫置區未收受廢棄漁網及廢棄漁具外，其餘 6 處漁港暫置區皆有收受廢棄漁網及廢棄漁具。海洋廢棄物的部分，新竹漁港及安平未收受外，其餘 5 處漁港皆有收受。第二類漁港 19 處，廢棄漁網 19 處漁港暫置區皆有收受，廢棄漁具除竹圍漁港暫置區未收受外，其餘 18 處漁港暫置區皆有收受，海洋廢棄物除王功漁港、新港漁港及於圍漁港暫置區未收受外，其餘 16 處暫置區皆有收受。

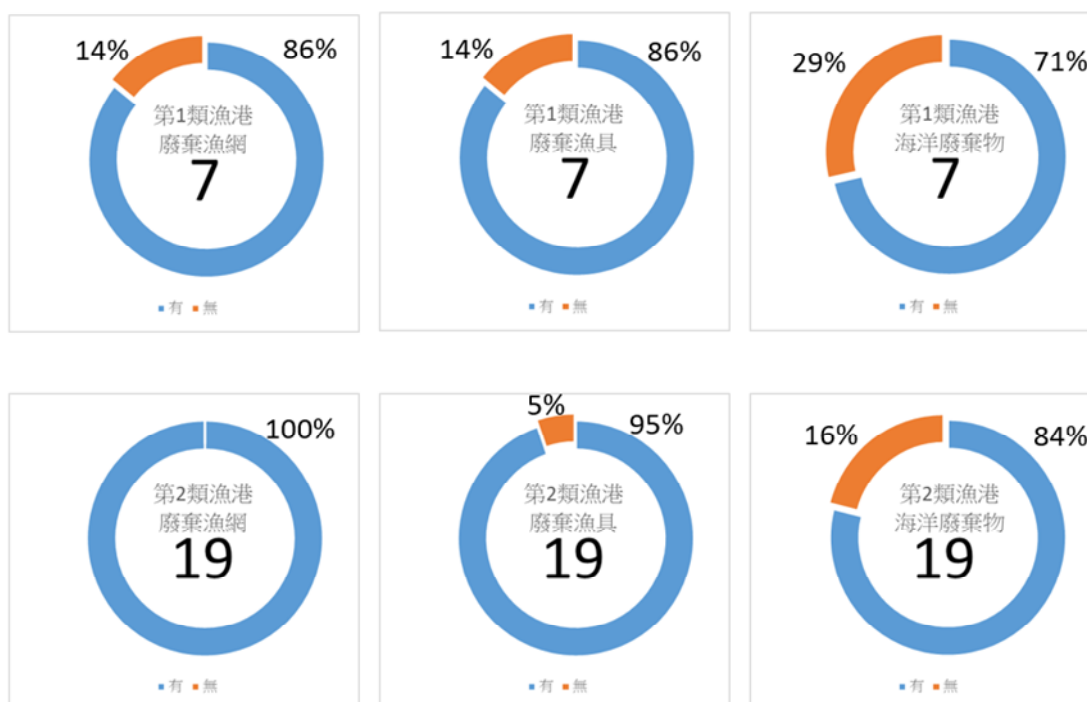


圖 4.3-7 各類漁港暫置區廢棄物收受情形

4.3.8 暫置區廢棄物處理

本次訪視 19 個縣(市)中，第一類漁港暫置區廢棄物處理分為三種方式，分別為焚化處理、再利用、焚化與再利用併行等處理面向，其中焚化、焚化與再利用併行分別佔 43%，僅採行再利用則僅有 14%。

各地方採取方式分述如下，新竹漁港、烏石漁港及八斗子漁港暫置區廢棄物處理採焚化處置，安平漁港暫置區廢棄物採回收再利用處置，梧棲漁港、前鎮漁港及東港鹽埔漁港暫置區廢棄物採回收再利用及焚化併行的方式處置。

第二類漁港暫置區廢棄物處理則分為四種方式，分別為焚化處理、再利用、焚化與再利用併行、暫存或其他等處理面向，其中以焚化及再利用併行佔 53% 為大宗，其次為焚化佔 21%，採行再利用則佔 16%，另外 2 處暫置區因廢棄物量體較少，目前採暫置方式進行處置約為 10%。

各地方採取方式分述如下，坡頭漁港、梗枋漁港、小港臨港新村漁港及長潭里漁港暫置區廢棄物採焚化處置，苑港漁港、竹圍漁港及馬公漁港暫置區廢棄物採回收再利用處置，淡水二漁港、布袋漁港、新港漁港、松柏漁港、新湖漁港、台西漁港、花蓮漁港、枋寮漁港、將軍漁港及福澳漁港暫置區廢棄物採回收再利用及焚化併行的方式處置。海山漁港及王功漁港暫置區廢棄物採暫存或其他方式處置。

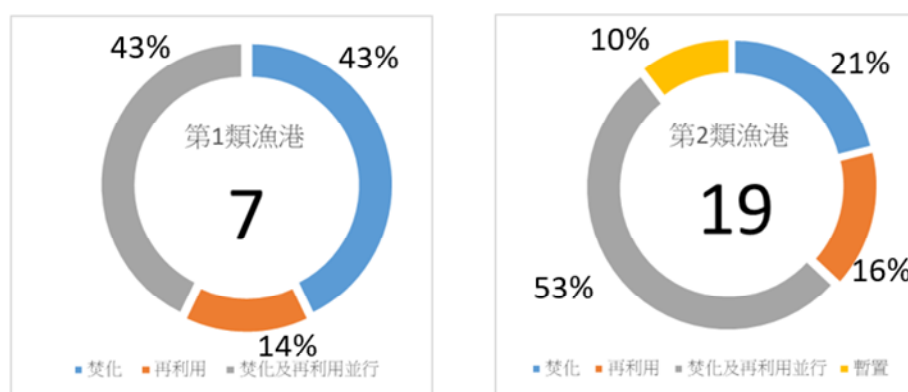


圖 4.3-8 各類漁港暫置區廢棄物處理情形

4.3.9 環保艦隊戰將獎勵機制設置

本次訪視 19 個縣(市)中，19 個縣(市)皆有設立環保艦隊攜回廢棄物獎勵兌換機制並開始執行。



圖 4.3-9 各縣市環保艦隊攜回廢棄物獎勵兌換機制設置情形

4.3.10 建議及改善事項

將本次訪視第一類漁港、第二類漁港暫置區運作情形(包含暫置區現況、管理、廢棄物處理處置)及補助經費執行率進行評比如表 4.3-1，第一類漁港 7 處，評比為「優」分別為新竹漁港-北側、梧棲漁港及安平漁港，評比為「良」分別為前鎮漁港、東港鹽埔漁港及烏石漁港，評比為「可」分別為八斗子漁港及新竹漁港-南側。第二類漁港 19 處評比為「優」分別為海山漁港、布袋漁港、梗枋漁港、松柏漁港及將軍漁港，評比為「良」分別為坡頭漁港、王功漁港、新港漁港、苑港漁港、竹圍漁港、淡水第二漁港、小港臨港新村漁港、新湖漁港、花蓮漁港、長潭里漁港、枋寮漁港及福澳漁港，評比為「可」分別為臺西漁港及馬公漁港。

建議經本年度評比為「可」之第一、二類漁港暫置區，分別為八斗子漁港、新竹漁港(南)、馬公漁港、臺西漁港等 4 處，主要需改善情形為圍籬或告示牌傾倒、暫置區無明顯分類、環境未妥善管理或未於明顯處設立「海洋廢棄物暫置區」

告示牌等因素，前開待改善情形可於明年度再次訪視，持續追蹤改善進程，以確實掌握補助經費執行狀況之進度及品質。

另目前漁港暫置區未有詳細統計廢棄漁網具、漁民攜回船舶垃圾及淨海清除廢棄物量，建議應追蹤流向及分析處理量並區分焚化、掩埋、回收再利用，以利掌握補助經費執行成效。

4.3.11 總結

依據向海致敬-海岸清潔維護計畫預期效果及影響，漁業署藉由推動漁港暫置區設置，提供漁船出海作業時攜回船上自行產出之廢棄物及廢棄漁網具，並配合海保署推行環保艦隊自海上帶回海洋廢棄物，可避免無處置放造成漁港髒亂，並可進一步於暫置區進行分類處理。

經本年度訪視結果，後續可強化暫置區全面設置告示牌、二次污染防治設施破損修復，並請地方政府協助宣導加入本署建置「海洋廢棄物回收再利用資訊交流平台」，提供賣方利用平台登載廢漁網相關資訊(如種類、數量、照片)，買方可透過平台進一步洽詢廢漁網，俾利提供海廢再生聯盟及回收再利用業者廢漁網穩定料源，以推動海廢回收再利用及擴增再利用管道。

向海致敬-海岸清潔計畫自 109 年執行，已進入第二年，各縣(市)政府在面對漁港暫置區設立、管理及廢棄物處置，都是首次遭遇問題。海保署及漁業署藉由本次訪視到各縣(市)與漁港管理單位做面對面的溝通，了解地方政府在漁港暫置區的設立、運作及處理海洋垃圾清除去化現況。在本次訪視交流中了解各地方政府為因應當地(漁港)環境及人文風情不同，在管理方式及力度上有不同的差異。後續海保署會將本次訪視成果作為日後各項海洋政策擬定之酌參依據。

表 4.3-1 各縣(市)漁港暫置區訪視評比

漁港類型	暫置區運作評比		
	優	良	可
第一類漁港	新竹漁港-(北) 梧棲漁港 安平漁港	烏石漁港 前鎮漁港 東港鹽埔漁港	八斗子漁港 新竹漁港-(南)
第二類漁港	海山漁港 布袋漁港 梗枋漁港 松柏漁港 將軍漁港	坡頭漁港 王功漁港 新港漁港 苑港漁港 竹圍漁港 淡水第二漁港 小港臨港新村漁港 新湖漁港 花蓮漁港 長潭里漁港 枋寮漁港 福澳漁港	馬公漁港 台西漁港

附錄

表 4.3-2 漁港暫置區清理成果(統計至 110 年 9 月 30 日)

漁港類別	漁港名稱	資源回收重量(公噸)	非資源回收重量(公噸)	清理垃圾總重(公噸)
第一類漁港	前鎮漁港	109.28	1,034.92	1,144.20
	八斗子漁港	21.15	149.28	170.43
	正濱漁港	4.94	76.66	81.60
	安平漁港	32.98	11.10	44.07
	東港鹽埔漁港	62.99	206.13	269.12
	南方澳漁港	0.88	114.75	115.63
	烏石漁港	0.55	348.60	349.15
	梧棲漁港	15.20	72.00	89.00
	新竹漁港	-	53.69	53.69
第一類漁港合計		247.96	2,067.13	2,316.88
第二類漁港	大溪漁港	6.55	156.58	163.14
	南澳漁港	0.12	0.57	0.69
	石梯漁港	0.05	0.07	0.12
	花蓮漁港	0.38	0.55	0.93
	鹽寮漁港	0.02	0.02	0.04
	新湖等三漁港	-	6.27	6.27
	小琉球漁港	0.04	0.15	0.19
	水利村漁港	0.05	0.15	0.19
	枋寮漁港	0.07	0.21	0.28
	後壁湖漁港	0.07	0.15	0.22
	公司寮漁港	-	-	-
	外埔漁港	0.48	0.68	1.16
	白沙屯漁港	-	5.95	5.95
	南港漁港	-	-	-
	苑港漁港	0.00	0.19	0.20
	苑裡漁港	0.09	0.20	0.29
	通霄漁港	-	-	-
	塭仔頭漁港	-	0.21	0.21
	新埔漁港	-	-	-
	福寧漁港	-	-	-
龍鳳漁港	18.19	26.30	44.48	

漁港類別	漁港名稱	資源回收重量(公噸)	非資源回收重量(公噸)	清理垃圾總重(公噸)
	永安漁港	125.86	218.08	345.67
	竹圍漁港	59.24	173.37	232.61
	上竹里漁港	4.74	30.82	35.56
	小港臨海新村漁港	6.80	38.71	45.51
	中芸漁港	1.55	33.36	34.91
	中洲漁港	2.95	53.60	56.55
	永新漁港	0.40	4.81	5.21
	白砂崙漁港	0.32	8.24	8.56
	汕尾漁港	1.20	39.64	40.84
	蚵子寮漁港	0.62	25.97	26.59
	港埔漁港	0.10	2.77	2.87
	鼓山漁港	1.70	43.38	45.08
	旗后漁港	6.45	44.01	50.46
	旗津漁港	8.25	94.57	102.82
	鳳鼻頭漁港	0.70	29.49	30.19
	興達漁港	0.85	70.28	71.14
	彌陀漁港	0.63	17.03	17.66
	外木山漁港	-	35.75	35.75
	中柱漁港	5.10	2.20	8.70
	白沙漁港	0.20	0.10	0.65
	福澳漁港	0.81	0.74	1.92
	三條崙漁港	3.50	6.10	9.60
	台西漁港	5.30	8.80	14.10
	金湖漁港	14.01	35.21	49.22
	淡水第二漁港	6.14	75.40	81.54
	深澳漁港	4.39	145.96	150.35
	野柳漁港	71.93	228.93	300.86
	富基漁港	5.00	32.70	37.70
	澳底漁港	0.98	69.17	70.15
	磺港漁港	4.70	35.20	39.90
	海山漁港	-	14.56	14.56
	坡頭漁港	1.50	4.09	5.59
	布袋漁港	6.52	13.90	20.42
	東石漁港	4.52	9.92	14.44

漁港類別	漁港名稱	資源回收重量(公噸)	非資源回收重量(公噸)	清理垃圾總重(公噸)
	塭港漁港	4.43	8.55	12.98
	王功漁港	0.02	0.02	0.04
	外木山漁港	-	25.29	25.29
	海山漁港	-	7.11	7.11
	五甲漁港	0.24	1.45	3.71
	北汕漁港	-	-	-
	松柏漁港	1.48	5.17	10.71
	塭寮漁港	0.17	1.27	1.51
	麗水漁港	1.48	5.14	41.65
	伽藍漁港	-	1.59	1.59
	新港漁港	0.14	0.76	0.90
	綠島南寮漁港	3.90	5.40	11.30
	綠島漁港	1.20	0.80	2.50
	將軍漁港	4.46	45.39	49.85
	七美漁港	0.11	0.11	0.22
	中西漁港	0.08	0.05	0.13
	外垵漁港	3.51	5.18	8.69
	合界漁港	0.80	0.50	1.60
	吉貝漁港	1.80	2.75	4.55
	西衛漁港	0.03	0.02	0.05
	沙港中漁港	0.80	1.00	2.30
	赤崁漁港	1.99	3.55	5.53
	虎井漁港	0.09	0.05	0.14
	南北寮漁港	2.66	7.85	12.51
	紅羅漁港	0.70	1.00	1.70
	馬公漁港	5.21	9.53	14.74
	將軍南漁港	0.81	1.23	2.04
	潭門漁港	0.11	0.13	0.25
	龍門漁港	0.77	1.29	2.06
	鎖港漁港	3.51	5.52	9.03
第二類漁港合計		423.57	1,992.81	2,466.71

第五章 海漂(底)垃圾預防工作

5.1 前言

行政院規劃向海致敬政策，目的為打造我國成為一個生態、安全、繁榮的優質海洋國家，其中極為重要一環即為海洋垃圾溯源減量。海洋廢棄物的源頭可簡易分為陸源及海源，而海源廢棄物多由船隻隨行之垃圾隨意棄置而生，包括交通旅遊船載之乘客所攜垃圾、漁業活動產生之日常垃圾與廢棄漁網具等，因此加強垃圾不落海宣導作業並推動垃圾隨船攜回為當務之急。目前已有「減少海源廢棄物之漁港宣導計畫」進行推動，國內漁工約 7 萬人其中 3 萬餘人為外籍漁工，由於外籍漁工中文程度相對不佳，需額外以當地語言如印尼文、越南文或英文等語言進行宣導及溝通。本計畫依招標需知要求，擬定減少海源廢棄物之外籍漁工宣導計畫。

5.2 國內外籍漁工現況

臺灣漁業基層漁工由於勞動條件、工作環境不佳、意外風險性高以及薪資偏低之結構性問題，使得本國籍漁工逐漸轉往陸上求職；因國內漁業勞動人力已無法滿足漁撈業者需求，需要聘雇外籍漁工來協助。外籍漁工僱用方式可區分為二類，一為國內作業漁船依勞動部「就業服務法」規定僱用（簡稱境內僱用），另一為遠洋作業漁船依行政院農業委員會「境外僱用非我國籍船員許可及管理辦法」規定僱用（簡稱境外僱用）。

我國經許可赴遠洋作業之漁船約 1,127 艘(資料統計至 109 年 9 月)；遠洋漁船境外僱用外籍漁工約 21,749 人，以國籍分分別為印尼 13,789 人 (63.4%) 居首，菲律賓籍 6,321 人 (29.1%) 次之，越南籍 1,139 人 (5.2%) 第三，其餘國家 500 人 (2.3%) 如表 5.2-1。境外僱用的外籍漁工在縣各分布因資料取得不易，考量外籍漁工會隨遠洋漁船進入國內，加上漁工進入境內(港口)後如非經申報只能在船隻上進行活動，所以遠洋船隻或是遠洋漁戶(漁業經營者或被僱從事漁業者)所在地可

能為外籍漁工的聚集縣市來進行推估。依遠洋漁業漁戶統計資料(如表 5.2-2)，遠洋漁業漁戶主要集中在高雄市、屏東縣及基隆市等三縣市為大宗。

表 5.2-1 外籍漁工國籍分布情形

國籍	境外僱用		境內僱用	
	印尼	13,789	63.4 %	8,853
菲律賓	6,321	29.1 %	1,478	13.2 %
越南	1,139	5.2 %	1,606	14.4 %
其他國家	500	2.3 %	29	0.3 %
總人數	21,749		11,166	

資料來源：1.農政與農情，第341期，培育本國保障外籍漁業勞力船員權益，109年7月。

2.勞動統計查詢網，資料月份110年3月。

表 5.2-2 遠洋漁業漁戶數

排序	縣市	漁戶數
1	高雄市	4,438
2	屏東縣	769
3	基隆市	520
4	金門縣	44
5	台東縣	13
6	澎湖縣	6
7	宜蘭縣	5
8	台南市	4
總計		5,793

資料來源：漁業署，108 年漁業統計年報

經許可之沿近海漁船約 20,689 艘；境內僱用外籍漁工約 11,166 人以國籍分，印尼 8,853 人 (79.3%) 居首，菲律賓籍 1,478 人 (13.2%) 次之，越南籍 1,606 人 (14.4%) 第三，其餘國家 29 人 (0.3%)，如表 5.2-1。在各縣市分布比例上，依勞動部的統計資料顯示如表 5.2-2，前五名分別為新北市約 2,375 人 (21%)、宜蘭縣 2,211 人 (20%)、澎湖縣 1,955 人 (18%)、屏東縣 1,143 人 (10%) 及高雄市 914 人 (8%) 如表 5.2-3。

表 5.2-3 各縣市外籍漁工人數

排序	縣市	外籍漁工人數	漁港數量
1	新北市	2,375	30
2	宜蘭縣	2,211	11
3	澎湖縣	1,955	67
4	屏東縣	1,143	22
5	高雄市	914	16
6	基隆市	765	6
7	臺東縣	262	14
8	桃園市	216	2
9	臺中市	196	6
10	花蓮縣	166	3
11	臺南市	154	7
12	雲林縣	142	6
14	新竹市	120	2
15	嘉義縣	92	9
16	新竹縣	80	1
17	彰化縣	67	2
18	苗栗縣	66	12
19	金門縣	55	3
20	連江縣	50	5

資料來源：勞動統計查詢網,110 年 3 月。

我國境內聘僱的漁工在境內可自由活動，法律並未對其入境後的行動自由加以限制；而境外聘僱的漁工在入境等候期間，如要上岸活動，雇主需事前檢附安置計畫書送交地方主管機關備查。我國現行未強制規定(境內聘僱)外籍漁工於漁船停靠時需居住船上，住宿地點係由勞雇雙方自行約定。於監察院調查報告中勞動部曾於 108 年 1 月至 8 月進行外籍漁工生活照顧服務檢查，檢查數中顯示居住於船上有 2,549 人，居住陸上(民房)有 295 人(表 5.2-4)。宜蘭縣政府針對南方澳地區外籍漁工調查(截至 108 年 7 月底止)，總計約 1,269 人皆通報為船上居住(表 5.2-4)。經上述資料顯示外籍漁工們可能因經濟及語言因素考量，大部分選擇住宿漁船上。

表 5.2-4 外籍漁工作業期間外居住區域

調查單位	船上	陸上	資料統計時間
勞動部	2,549	295	108 年 1 月-8 月
宜蘭縣	1,269	0	至 108 年 7 月

資料來源：監察院，108 年，調查報告(字號 108 財調 0028)

5.3 教育文宣發放可能管道

外籍漁工人數約 3 萬餘人，來台主要為進行漁業相關工作，可能與外籍漁工接觸之管道可分為政府單位、人力仲介公司、民間團體及船東、船主等單位。

一、政府單位：

(一) 移民署

移民署為管制非本國籍人民進出國內相關業務，在外籍移工關懷上，會搭配其他政府單位或民間組織於國內重大節慶及歲末年終時在各縣市不定期辦理關懷活動。

(二) 漁業署及各縣市漁政單位

外籍漁工來台主要為協助進行漁業相關活動，漁業署及各縣市漁政單位因執行政令宣導(如防疫、毒品交易、人口販賣)會不定時辦理活動進行宣導。另外也會專門人員至各港口進行漁工關懷訪視活動以了解於外籍漁工們的生活情形。

(三) 漁港安檢所

安檢所為漁民進出必經之路線，漁船進出港口時由安檢人員進行人員及船隻檢查。

二、人力仲介公司

國內外籍漁工之聘雇方式多以委託人力仲介公司協助進行，人力仲介公司對新聘外籍漁工會進行基本教育訓練，以了解國內的相關法令及要求。大型漁船進出漁港之際因語言溝通關係，人力仲介公司會因與船東/船主的協議合約中派員來協助與安檢人員溝通及安檢相關事宜。另外，國內正值防疫期間，外籍漁工進入我國境內可能需進行隔離檢疫，人力公司亦會派員協助處理隔離檢疫相關事宜。

三、民間團體

外籍漁工隻身來台工作，因語言及經濟等因素為相對弱勢族群。因此國內有非政府組織(NGO)或是宗教團體長期對外籍漁工進行關懷。另外在國外重大節慶如伊斯蘭教的齋戒月或耶誕節等節日期間會辦理大型聚會活動讓外籍漁工同歡。

四、船東或船公司

船東及船主為外籍漁工海上業期間最常接觸的對象，主要為指導/指示進行相關工作。

5.4 教育文宣設計

- 一、對象及製作數量：宣導對象主要為國內受聘僱外籍漁工，以目前統計受聘較多的印尼(印尼語)、菲律賓(英文)、越南(越南語)等國籍漁工，製作時同時再加上中文，同時以四種不同語言方式製作，數量共計 1,000 份。
- 二、設計重點：外籍漁工普遍對於宣傳單或海報接受度低，即便張貼在漁港周邊，效果仍不佳。本團隊建議可改為製作漁工在船上較常使用的日常用品，經考量常用生活用品且外籍漁工使用意願，並考量其實用性及文宣面積，本團隊經與海保署討論後建議製作魔術頭巾。相關設計內容如圖 5.4-1、圖 5.4-2。
- 三、文宣內容：
 - (一) 中文部份選擇海保署近期簡單明瞭宣導口號：「垃圾不落海，大魚跟著來」。
 - (二) 在印尼語的部份，先經以印尼語為母語的人幫忙翻譯"垃圾不落海、大魚跟著來"這句話，如下：**Lautan bersih, tangkapan ikan semakin banyak. Kebersihan itu sebagian dari iman**。但以印尼人的文化不容易理解這個意思，建議使用 **Kebersihan itu sebagian dari iman**，意思是提醒漁工"環境衛生"在伊斯蘭信仰中的重要性，因此，印尼文將使用：**Kebersihan itu sebagian dari iman**
 - (三) 越南文部份則與越南人討論建議為 **Không xả rác xuống biển** (意思是 No throw garbage into the sea)
 - (四) 英文(菲律賓)建議用當地 NGO 的標語：Think before you throw



圖 5.4-1 魔術頭巾中文宣設計版面



圖 5.4-2 魔術頭巾中文宣示意圖

5.5 教育文宣發放

外籍漁工主要分布在漁業相對發達的城市，且漁工居住環境及社交範圍主要以漁港及漁港周遭環境為主。由表 5.2-2 及表 5.2-3 統計顯示有八成以上的外籍漁工集中在新北市、宜蘭縣、澎湖縣、屏東縣及高雄市等五大縣市，工作團隊於原於今年五月初與相關單位接洽後，規劃教育文宣發放建議，因應 5 月下旬新冠肺炎疫情警戒提升為三級警戒，為配合國內政策減少人員群聚，教育文宣發放方式除保留 100 份做為海洋保育署未來活動辦理時發放，其餘 900 份已於 110 年 7 月 8 日發文至屏東縣海洋及漁業事務管理所、澎湖縣政府農漁局、宜蘭縣政府勞工處、財團法人天主教耶穌會台北新事社會服務中心及社團法人台灣國際海員漁民權益保護協會等 5 處單位協助推廣垃圾不落海宣導及文宣發放(表 5.5-1、圖 5.5-1)，已完成 900 份教育文宣發放。

表 5.5-1 教育文宣發放單位、數量

發放單位	單位文宣 簽收日期	數量 (份)	已發放數量 (份)
屏東縣海洋及漁業事務管理所	110.07.13	180	180
澎湖縣政府農漁局	110.07.14	180	180
宜蘭縣政府勞工處	110.07.09.	180	180
社團法人台灣國際海員漁民權益保護協會	110.07.13	180	180
財團法人天主教耶穌會台北新事社會服務中心	110.07.09.	180	180
海洋保育署	—	100	—

第六章 行政配合事項

6.1 協助製作海洋廢棄物管理工作成果年報

本團隊彙整各縣市環保局與海洋保育署所統計之潛海戰將與環保艦隊工作成果，以視覺化圖表或地圖之方式呈現垃圾分佈與塑膠微粒含量，編製成 80 頁全彩之成果年報初稿並交付海保署審核，待依署內意見修訂核可後完成 100 份全彩印刷冊。內容包括：

1. 海廢調查：包括海漂垃圾、海底垃圾、海水及生物塑膠微粒及科技工具監控。
2. 海廢清除：公部門海廢清除、環保艦隊、潛海戰將
3. 海廢回收去化：錯置資源、上下游整合、海廢變黃金
4. 教育宣導
5. 跨域合作

各章節例頁如下：

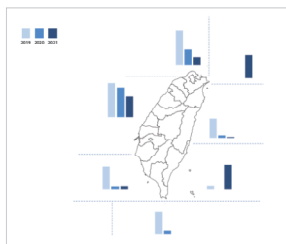
● 海漂垃圾

(七) 數據分析

2021 年的海漂垃圾密度為 53.4%，與 2020 年相比，較 2019 年 41.1% 減少，上半年以北部海域的垃圾量率 47.7% 最高，台灣海峽北部的 59.3% 次之，台灣海峽南部和東北部海區的垃圾量率則不到 10%。

三年來的海漂垃圾密度持續下降，從 2019 年的 22.7 件/km² 減少到 2021 年的 10.79 件/km²，但塑膠微粒數量，從 2019 年的 117 件(9%)，上升到 2021 年的 179 件(29%)，成為次於塑膠瓶的主要垃圾。

2019-2021 三年垃圾平均密度變化直條圖

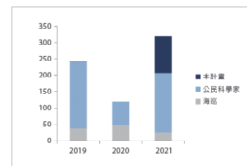


近 3 年分析

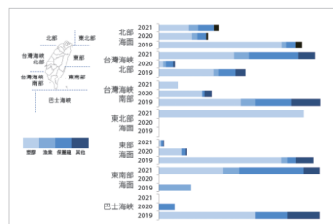
比較自 2019 年中，三年來海巡人員回報數量沒有太大變化，公民科學家回報數量 2020 年遠超 2019 年一半，而今年又回復 2019 年水準，今年由於本計畫也增加自願海漂項目，所以總回報數量近 350 量，為三年來最高。

由於海漂垃圾組成，可發現的以塑膠瓶最多，而今年海漂垃圾數量的台灣海峽與東部海域，除了塑膠瓶外，保麗龍為第二大類的垃圾項目，未來可再持續紀錄追蹤，累積長時間觀察資料再做進一步分析。

2019-2021 三年回報量數長條圖



各海域垃圾組成比例三年變化橫條圖

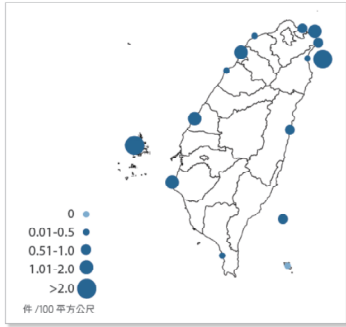


● 海底垃圾

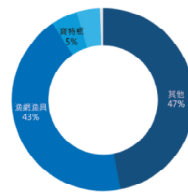
3. 海底垃圾調查結果

今年調查 15 處臺灣海域海底垃圾，按平均垃圾密度(件數/每 100 平方公尺)來看，台東綠島(0 件/100m²)為最乾淨，宜蘭三仙橋(0.15 件/100m²)與屏東外埔(0.2 件/100m²)次之。而垃圾密度最高則是在宜蘭龜山島(3.81 件/100m²)與澎湖小門(3.91 件/100m²)，其餘地點均介於 0.3 件~2 件/100m² 之間。

調查海域的海底垃圾類型，以漁網漁具及網繩(漁網或綁定使用之繫繩)為大宗，約佔 67.3%，其它垃圾包括寶特瓶(19%)、輪胎、PVC 管、布袋、部份塑膠品等，研判其來源以附近的漁業作業活動為主。

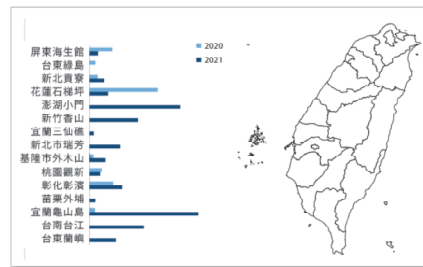


2021 四季垃圾類型



與 109 年調查結果相較，109 年調查 8 處海域，今(110)年調查 15 處，與去年地點重疊者，花蓮石碇坪、屏東海生館與台東綠島的垃圾密度均有下降，又以花蓮石碇坪減少幅度最大，而新北貢寮、基隆外木山、彰化彰濱與宜蘭龜山島增加。從兩年數據來看，可能由於受疫情影響人力，難以在短期時間內掌握海底垃圾分佈的概況，即使用一區域(如宜蘭龜山島)亦有可能差異甚大。由於本計畫在執行時均會將調查結果通報後由海保署委託公司儘速清除，因此，由兩年度調查結果比較，可顯示清除後的成果。

2020&2021 全台 15 處平均密度比較



● 海水及生物塑膠微粒

(三) 微型塑膠的類型

根據國際對於微型塑膠的研究，一般將其依照外形分為以下五類：塑膠纖維(fiber)、塑膠薄膜(film)、發泡塑膠(foam)、塑膠碎片(fragment)及塑膠顆粒(pellet)。

可能來自於塑膠袋、飲料杯封膜、食品包裝袋



塑膠薄膜

線長絲狀，可能來自於人造纖維的衣物、網料袋或繩粉袋、漁網與繩索等



塑膠纖維

像單胞或泡棉等發泡塑膠碎後的微小碎片，輕輕攪壓有彈性



發泡塑膠



塑膠碎片



塑膠顆粒

通常呈白色或透明，亦有黃色藍色黑色等，是塑膠原料。塑膠顆粒中間有納維切記，大小與啤酒蓋類似。被淨海人暱稱為「美人魚的便溺」。

(四) 微型塑膠檢測方法

國內微型塑膠檢測方法

因微型塑膠造成的環境影響日益受到重視，國內標準為 106 年由環保署委託財團法人海研所及檢測出水學與海洋方法學所採辦，使用孔径 1.0 μm 之濾水性質氣體濾過後，以熱針或濾膜法 5 mm 以下之微型塑膠，由機械或化學等多元判斷應否為塑膠材質，以針數法或濾膜法行政院環保署(2020)。

「水中微型塑膠檢測方法-熱觸法」適用於飲用水中 5 mm 以下微型塑膠之定量的檢測。參與者保留飲用水樣與熱觸法進行採辦，使用孔径 1.0 μm 之濾水性質氣體濾過後，以熱針或濾膜法 5 mm 以下之微型塑膠，由機械或化學等多元判斷應否為塑膠材質，以針數法或濾膜法行政院環保署(2020)。

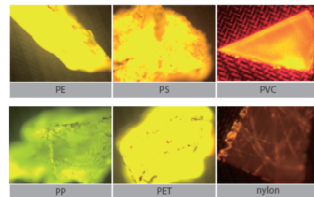
螢光染色法，是將尼龍紅或玫瑰紅的染料，藉由電子顯色成螢光，來區分塑膠粒與樣品中的礦物和有機物質，以此辨識塑膠粒。

顯光法，有 μ-FTIR 搭配顯微鏡，可藉由對比塑膠光譜資料找出塑膠的種類，以及與顯微鏡結合的拉曼光譜，也可以區別不同塑膠粒子，其提供每個樣品的聚合物組成成分，兩者皆為非破壞性的光學分析方法，但儀器都相當昂貴。

顯光法利用光染色最常用於的微型塑膠測量法，但無法測出塑膠的材質，而顯光分析技術有有效性及定量微型塑膠。

環保署先於 106 年進行國內 99 處自來水淨水場、7 處農福區及 2 處海水浴場之自來水、海水、沙灘及貝類中微型塑膠調查。

調查結果大部分樣品均檢出微型塑膠。自來水中檢出皆為纖維狀，數量為 0 至 6 根/L；海水中微型塑膠數量為 1,000 至 18,500 個/100L；沙灘為 26 至 2,400 個/kg；貝類為 0.2 至 5.2 個/g，共檢出 12 種常見之塑膠材質(行政院環保署環境檢驗所，2018a, b)。



常見的塑膠在藍光激發下的放光行為

● 科技工具監控

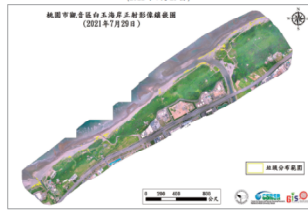
四、科技工具監控海岸廢棄物

(一) 海岸廢棄物監測結果

今年度完成 6 次海岸地區海洋廢棄物監測，桃園航警 3 次、苗栗航警 1 次、澎湖白沙 2 次監測。
另外，為了取得更多的垃圾影像樣本，今年度人類海洋垃圾取樣完成了 7 處，詳細資訊如下表。

序次	執行日期	監測縣市岸線區域	監測位置	海洋垃圾取樣
1	3 月 12 日	桃園縣觀音區	白玉海濱 (大鵬溪出海口)	1 處
2	4 月 13 日	澎湖縣白沙鄉	後寮沙灘	1 處
3	5 月 18 日	桃園縣觀音區	白玉海濱 (大鵬溪出海口)	0 處
4	5 月 25 日	苗栗縣後寮鎮	後寮海岸 (三叉河出海口)	2 處
5	7 月 29 日	桃園縣觀音區	白玉海濱 (大鵬溪出海口)	2 處
6	8 月 20 日	澎湖縣白沙鄉	後寮沙灘	1 處

桃園市觀音區白玉海濱正射影像圖
(2021 年 7 月 29 日)



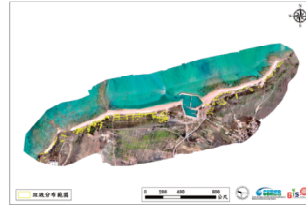
無人機拍攝的工作內容分成 3 個階段

- 第一階段：進行拍攝**
 - 大範圍拍攝：拍攝範圍為 100 公頃影像，地面解析度僅約 (百 100 公分)。
 - 海洋廢棄物影像訓練標本蒐集：每處海岸拍攝 100 平方公尺影像樣本採樣。大部分拍攝範圍超過 500 平方公尺，標本影像地面解析度僅約 5 公分。
 - 高解析度影像拍攝 (DJI-A)：利用高解析度，製作正射影像圖與航測底圖與地形圖，以利後續人工智慧分析。
- 第二階段：海洋垃圾位置標圖估計**

拍攝完後大範圍的海岸，會判釋海洋垃圾污染區域的範圍，並與之前拍攝的影像資料作分析。
- 第三階段：優化 2020 年人工智慧標本**

使用海洋廢棄物影像資料，作為人工智慧訓練標本。

澎湖縣白沙鄉後寮村海岸正射影像圖
(2021 年 4 月 13 日)



● 公部門海廢清除

一、公部門海廢清除案例 - 永力

(一) 清除概況

110 年於宜蘭蘇澳、桃園觀新、新北貢寮之處，彰化彰濱、觀新、澎湖小門與屏東共 8 處清除海漂(國)廢棄物，清除總量 42 噸。另外，於烟花颱風過後，於新北坑岸海濱清理海漂廢棄物。
清除之海漂(國)廢棄物以總量占 99%。量 41.5 噸較多，其餘還有 2.4 噸的垃圾、1.24 噸的罐。剩下還包含鐵線罐、寶特瓶、紙罐、玻璃瓶、廢棄輪胎、保麗龍、繩索與網寮，以不可回收占 98%，能回收的此比例相當低。



永力海工-110 年度台灣海域之海漂(國)廢棄物清除計畫統計表

施工地點	宜蘭蘇澳		桃園觀新		新北貢寮		彰化彰濱		烟花颱風		觀新小門		屏東小門		屏東海查	合計
	件	件	件	件	件	件	件	件	件	件	件	件	件			
總量 (噸)	0	0.057	0	0.015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.072
繩	0	0.035	0.005	0.105	0.35	0	0	0	0	0.605	0	0	0	0	0	1.26
寶特瓶	0	0	0.0003	0	0	0.007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0073
紙罐	0	0	0.0005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0005
海漂廢物	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05
廢棄輪胎	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
保麗龍	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
漁網	6.257	2.327	8.361	10.516	8.839	0	0	4.997	0.2	41.497	0	0	0	0	0	67.514
繩索	0	0	0.054	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.054
網寮	0	0.036	0.035	0	0.08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.151
垃圾	0	0.050	0.027	0.002	0.14	3.335	0.164	0.014	0	3.74	0	0	0	0	0	6.328
可回收數量	0	0.057	0.0058	0.2	0.35	0	0	0	0	0.605	0	0	0	0	0	1.517
不可回收數量	6.257	2.456	8.477	10.718	9.059	3.392	0.164	5.991	0.2	46.714	0	0	0	0	0	66.000
預估重量 (公斤)	6.257	2.513	8.5028	10.718	9.409	3.392	0.164	5.991	0.2	47.2068	0	0	0	0	0	74.5376
備註																

(二) 烟花颱風

因烟花颱風帶來大量海漂廢棄物，所以根據氣象報告，於 10 月 7 日 25 日午夜海象劇烈出現，連續清運六次，於海濱海濱沙灘出清出清的海域，於深澳、龍崎港、水沙洲與龍崎島角海濱清除海漂廢棄物。船上計量員主持人、工程師與 3 位清理人員共 5 位，執行海濱垃圾清除與拉運。
海濱垃圾包含寶特瓶、玻璃瓶、保麗龍(網寮塊)等、木頭、竹枝、塑膠食品、水果茶包、麻布袋、米袋、塑膠水壺、繩索、網寮、廢棄漁網、木桶、拖鞋、塑膠食品與網寮廢棄物，總清除重量約 820 公斤。



● 環保艦隊

二、環保艦隊

(一) 環保艦隊緣起

106 起，行政院環保署推動地方海洋巡邏隊巡邏、巡檢、實地巡、交通船等船舶，成立環保艦隊，宣導防範海上垃圾隨風流漂上岸，且協助打撈清理海洋垃圾。除了持續輔導地方政府與地方漁業或船務管理單位合作，環保署並研訂定環保艦隊海上作業回收廢棄物及資源回收物之兌換獎勵機制，提升環保艦隊參與踴躍，經統計至 110 年 10 月底，環保艦隊已增加至 4,639 艘。

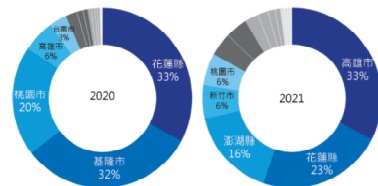
目前各縣市府訂有環保艦隊獎勵機制，各縣市政府均積極招募人員，編列不尋之經費以鼓勵漁民參與巡邏方式巡邏，宣導海漂垃圾清理與巡邏，協助打撈廢棄物一併運回岸上交資處理。



(二) 環保艦隊數據分析

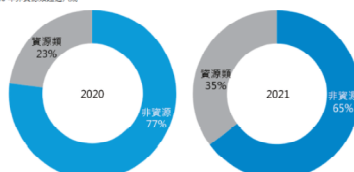
概況

環保艦隊 109 年共清理 312,149 公噸，其中第一名為花蓮縣(33%)，第二名為基隆市(32%)，第三名桃園市(20%)，110 年環保艦隊共清理 62,190 公噸，其中第一名為基隆市(33%)，第二名為花蓮縣(23.2%)，第三名澎湖縣(10%)。



資源與非資源

分析垃圾是否可以回收，觀察兩年數據，非資源垃圾有遠多於資源類垃圾，109 年非資源垃圾超過四分之三，110 年非資源類超過七成。



● 潛海戰將

三、潛海戰將

(一) 緣起

為有效清除海底廢棄物及垃圾，海保署自 109 年底起擴大地方政府暨公益志工成立「潛海戰將」，截至目前已有 2994 位成員(截至 110 年 10 月 31 日)，補助地方政府清除海洋廢棄物 1,654 公噸，舉辦淨海活動暨教育宣傳活動 3,675 場次。自海洋保育網(OCEANO)平台上線至今，由潛海戰將自主回報清除成果，淨海人數已超過 279 人(均結成員數之 15%)，清除海漂廢棄物共重 3,689 公斤，清除點集中於東北角(龍潭公園、松竹島公園、龍龜洲、龍興廟等處)、東部(石碇坪、龍崎、新社小漁港等處)、南部(墾丁龍潭湖區)、離島海域(小琉球南邊及南方四島聚寶廟等處)。



(二) 潛海戰將數據分析

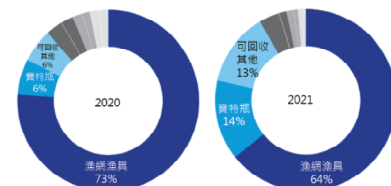
概況

潛海戰將 2020 年共清理 17,163 噸，其中第一名為澎湖縣(23%)，第二名基隆市(16%)及可回收其他(6%)。2021 年清理 4,990 公噸，其中第一名為澎湖縣(64%)，第二名寶特瓶(14%)，第三名為可回收其他(13%)。



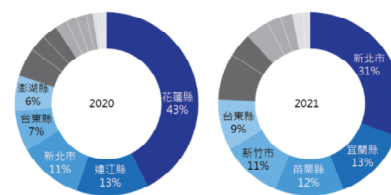
垃圾類型

觀察兩年的垃圾類型，皆為漁網漁具占比最高，109 年為 73%、110 年為 64%，而寶特瓶為第二多的種類，109 年為 6%、110 年為 14%，排名第三的為可回收的其他類型垃圾，109 年為 6%、110 年為 13%。



縣市比例

109 年清理成果第一名為花蓮縣(7,307 噸)，第二名基隆市(1,952 噸)，第三新北市(2,816 噸)，110 年清理成果第一名為新北市(1,539 噸)，第二名基隆(660 噸)，第三名基隆(605 噸)。



● 錯置資源

一、錯置資源

(一) 廢漁網暫置與再利用

隨著化工材料技術的進步與為了追求更高的經濟效益與提升耐用程度，現今漁業捕撈所使用的漁網多為經編且耐用的尼龍 (PA) 或聚乙烯 (PE) 等塑膠材質編成，業經漁網的淨度多係配合聚乙烯 (EPS) 製成，然這些主材在回收處理時，因不易降解進入海洋環境，不僅造成海洋生態危機，也間接影響人類經濟活動。其實以現在回收時做好質材分類，廢漁具也成為有價值的資源，尤其是分類為單一材質後，會有更好的後續收購價格。今年(10)年度海保署透過行政委託由九大縣市設置廢棄漁網具暫置區與執行再利用示範，針對廢漁網、保羅龍等廢棄漁具進行回收清潔與再利用處理，以單點再利用的成果示範，期待未來可擴散至全國各地。



廢漁網具暫置區，基隆九斗子



廢漁網具暫置區，澎湖海安



廢漁網具暫置區，高雄橋港

(二) 廢漁網回收處理

廢漁網的處理一般區分為網羅、網片與配件等部份，其中最有回收再利用價值者非網片莫屬。因為大面積的單一塑膠材質，適合用來處理造粒，重新加工成塑膠再生原料。一旦這些廢棄漁網有機會成為再生原料的話，其後續的應用大致上不會有太大的問題。



竹圍竹圍港海保署回收處理區



造粒過程



清潔淨



清潔淨待裝箱

● 上下游整合

(三) 保羅龍回收

一般常見的保羅龍為發泡的聚乙烯 (EPS) 材質，近年來亦有改良式的EPP或EPC等材質流通，然而，不管前述保羅龍材質為何，其均為常見的3D用塑膠，具備耐用性的再利用特性，舉凡經過物理加熱後即可重新成型，其再利用技術均已成熟，而改良後的再生保羅龍聚乙烯 (rPPS) 的電子產業中亦非常普遍的材質。前回收的保羅龍區分為較乾淨的A級或較髒的B級保羅龍且以牙程度高的C級海廢保羅龍，由照片中保羅龍熟塊塊的顏色即可

明確分辨AB與C級的差別，前者(AB級)尚有穩定的回收處理量，亦屬有價廢棄物，後者(C級)則經過海水浸泡與大量雜質，再利用後材料品質明顯不佳或成廢渣設備損耗過多，一般回收廠難以接受。現有海廢再生聯盟的廠商透過清潔保羅龍淨化廠為淨化廠，經過實質清潔淨化後為原料，取得較好的材料品質。金門海保署有鑒於此特於除C級海廢保羅龍的裝運前，以最小限度保羅龍淨化再用的部份，其餘再投入AB級的回收方式。



A級海廢保羅龍熟塊塊



C級海廢保羅龍熟塊塊



金門海保署保羅龍回收處理



澎湖海保署保羅龍熟塊塊處理



澎湖海保署保羅龍熟塊塊處理

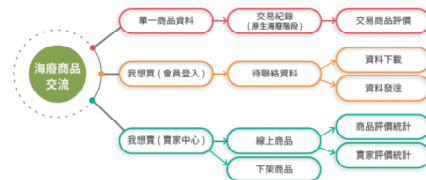


金門海保署保羅龍回收處理展示

二、上下游整合：產源及回收、再利用製造

(一) 海廢回收再利用資訊交流平台

臺灣石化產業的技術發展與產業量能在全球工業發展佔有一席之地，就回收再製也有其獨到的技術，然而海廢回收有別於一般廢棄物製的公營回收廠，目前的回收系統尚不完善，造成產業界有回收技術但無足夠產量的海廢資源能投入生產，「海廢回收再利用資訊交流平台」就是為了讓前回收有去處，以及後端再利用有來源而設，希望透過與網的結合提高海廢資源回收再利用的機會。



● 海廢變黃金

三、海廢變黃金

如果資源回收系統健全且再利用技術到位，那麼不出現在自然環境中的垃圾，其實也只是被歸置位置的材質資源。海廢再生是廢棄物之一的重要科技。自 2020 年起陸續在基隆、金門等離島建置海廢保潔桶收容機構，並透過協力廠商與法人技術單位的合作，將這些海漂塑膠廢料的聚苯乙烯 (PS) 材質廢棄物回收，先透過減容減少約 90% 的體積，再運送回本島工廠進行改良或再生成聚苯乙烯 (HIPS) 塑膠原料，最後作為原料添加製造成漢堡、餅乾等 3C 週邊產品。除了回收與生產複雜的食料技產品外，透過資源管理且以單一材質分解後的聚乙炔 (PE) 製成海漂網片，也能透過簡單的物理過程造粒，編織再製成塑膠再生原料，廣泛地用於後續的加工成型，例如 100% 廢漁網再生清潔劑容器或 3D 列印塑膠等再生物質。



尼龍製漁網再生扣具



海廢淨標食品



海廢漁網藝術品



海廢淨標食品

海廢漁網藝術品



廢漁網再生洗潔



3D 列印漁網品

● 教育宣導

④ 教育宣導

本署持續減少來源廢棄物之清運宣傳計畫，透過多元化方式，例如電台、海報及宣導品等，加強對漁船船長、船員、外籍漁工及業者之海漂資源管理，及減廢觀念，並將作業時產生的廢棄物帶回岸上妥善處理。例如強化公司行號宣傳，多元化媒體傳播管道，統計及表揚垃圾回收之船隻，展期校園宣傳及結合民間力量等方式強化宣傳量能，共同維護海洋環境。

- (1) 漁業廣播電台合作，宣導環保除廢及垃圾不落海
- 110 年 6 月 2 日「海洋家鄉，咱來守護」：這海很有「禮」
 - 110 年 6 月 19 日「釣漁第一條未來」

- (2) 宣導漁網回收
- 110 年 6 月 3 日「海洋家鄉，咱來守護」：這海很有「禮」
 - 110 年 6 月 19 日「釣漁第一條未來」

- (3) 宣導漁船撿回垃圾與垃圾不落海
- 完成製作「模範討海人」海報 2 款海報 1000 份，並於 110 年 8 月 24 日發送予各縣中傳訊組、漁政單位、區漁會、漁業管理科等各主管、守備所、巡邏艇及本署海漂淨標淨標單位，以加強宣導漁船垃圾撿回及垃圾不落海觀念。



26



27

● 跨域合作

台灣農民組合協會

以「保護海洋」為主題，除了推廣海洋知識，更會教大家如何利用海產製成生活中的實用小物，把廢棄物回收再利用。

像是將海產加工成「可食紙筒夾」和「浮球瓶」，既具巧思又有教育意義。



台東縣成功鎮比西里岸文化教育促進會

「這裡會有一些人說網，網子勾到珊瑚半條都不動，就是害怕海裡成為『無菌海』。」台東縣成功鎮比西里岸文化教育促進會理事長黃美玲說。

黃美玲的擔憂並非危言聳聽。比西里岸文化教育促進會，開始就召集當地關心海洋生態的青年，自發性地舉辦淨灘活動，展開一場一場的淨灘活動，將河口的廢棄物帶回陸地。

畢業淨灘小組已經有 20 餘人參與，在八月就累積淨灘了 10 公斤的垃圾。除了淨灘工作之外，這些青年也積極參與區域的各項公益活動，今年更參加臺灣復興救國會的環境博覽會活動，目標成為環境博覽會特展，透過現場的資源調查，他們就能提供更多生態調查數據，作為守護這片海的基石。



台灣澎湖南方四島保育協會

地方四島協會在 4 到 9 月，進行每個月二次的定期調查之外，還有水下攝影訓練活動；努力的執行海洋保育各地守護計畫中的「綠地復育行動」。四月中旬，協會與志工們共同淨化了 700 公斤的廢漁網。而澎湖協會對海洋生態——量產魚類（由於魚類食性與人糧之高度重疊），及漁網對海洋生態紀錄物，這些漁網不但對許多列為海洋保育對象動物，更是海洋界的人可憐。



彰化縣王功鄉藝文協會

從藝文協會在民國 86 年開辦王功藝術節，他們創作出了許多以在地海洋文化和社區為主題的作品，開始獲得社區的認同。近年她更積極投入了環境教育活動，推廣地的主題及各式體驗活動，並藉此了解海洋與社區文化。除了讓社區的遊客可以了解王功各地的海洋文化之外，也利用多元的方式來讓在地能永續的經營下去。



基隆體育休閒發展協會

基隆市體育休閒發展協會不是一個單純愛好跑步的年輕人組織，他們積極參與公益活動，並努力推廣基隆的體育運動。該協會與海洋大學體育專業任教師曹教授說：「我替他們這個目標感到非常好，這是一份來自海洋的禮物。」

曹老師強調「海洋與運動保存與教育密切的結合」，因為海洋水運動與海洋的結合，基本本就不只是單純運動，更是海洋與生命。如今海洋就充滿了，那麼淨灘也是我們保護海洋的一環。



新北市貢寮區龍門社區發展協會

在龍門社區的「龍門沙灘」，近年來發現有類型的海洋生物，在沙灘已有將近 10 年的時間沒有觀察紀錄。除了海中之外，這的還有許多珍貴少見的物種，這些生物都是以前在沙灘生態環境中的一部分。

「這年頭淨灘的人多，以前很少淨灘，現在人很多，但現在淨灘的人多，所以淨灘了。」新北市貢寮區龍門社區發展協會幹事黃智強說。

龍門社區發展協會申請今年的在地守護計畫，規劃淨灘活動，同時還要透過環境教育課程，讓大家了解怎麼跟海洋共存。淨灘不單只是淨灘，更是藉此機會的實踐手段。在淨灘過程中，大家一起聊天、分享生活點、彼此交流情感，這比淨灘教育的意義更為重要。最後他計畫讓淨灘的任務之一，唯有大家能夠把家、對環境有感情，也才會更有守護環境的責任感。

6.2 辦理向海致敬海岸清潔維護成果發表會

本計畫工作團隊協助海洋委員會海洋保育署規劃辦理 1 場 (0.5 天) 次海洋保育署向海致敬海岸清潔維護計畫成果發表會，相關工作說明如下：

辦理目的：宣傳行政院向海致敬計畫執行成效，發表周遭海域海底垃圾調查及清除成果，讓大眾了解政府執行成效，並了解我國海漂底垃圾及微型塑膠的問題與瓶頸。

對象及人數：產官學研社、民眾及媒體，50 人

時間地點：2021 年 11 月 30 日(星期二)，台北集思台大會議中心 柏拉圖廳

重點內容：

- 主題演講：海廢治理年度成果分享
- 周邊展示：影片輪播
- 會議議程

時間	流程	內容	報告人
9:50-10:00	報到		
10:00-10:10	開幕儀式		司儀
10:10-12:00	海廢治理年度 成果分享	主題一．遙測科技於海洋廢棄物之監測	中央大學 陳繼藩教授
		主題二．台灣近岸海域海洋廢棄物調查及海底清理成果	工研院 / 永力 方孟德博士
		主題三．海廢暫置區成果分享	漁業署
		主題四．海廢再生聯盟與海廢資源再利用現況	塑膠中心 蔡政修組長
		主題五．海洋廢棄物高質化循環利用：海廢循環產品製作及驗證機制建立	毅泰公司 王家祥總經理
12:00~	會議結束		

I **主視覺呈現**：以重複使用、再利用、或可拆解道具呈現主視覺背景，例如：

- 投影或電視牆播放主視覺背景，作為拍照背景；

I **活動道具**：使用再生材料/庫存布料製成作為活動布條/拍照道具，內容以「向海致敬」為主，即可重複使用於相關計畫

I **周邊展示**：於會場設計多台電子看板，休息時間重複輪播相關影片

- 潛海戰將、環保艦隊、海廢、塑膠微粒等主題



電子看板（示意）

活動資料：行前通知、大會螢幕、報到處提供 QR code 讓來賓現場掃描下載：

- 簡報資料、交通指引、防疫指引

媒體宣傳：

- 會前：海委會海保署的臉書宣傳、新聞稿廣宣
- 會中：海委會海保署的臉書全程直播，含媒體聯訪協助
- 會後：海委會海保署的臉書宣傳、新聞稿廣宣

臉書宣傳、新聞稿廣宣文稿

2021向海致敬海岸清潔維護成果發表會報名正式開始囉~

你知道台灣周遭海域的垃圾有多少嗎？
你知道各河口微型塑膠含量有多少嗎？
你好奇這些垃圾的種類與來源嗎？
不妨一起來參加「向海致敬海岸清潔維護成果發表會」

海保署本年度辦理行政院向海致敬計畫，成果發表會將分享海洋廢棄物調查、清理及再利用工作成果，並特別邀請夥伴機關漁業署及環保署說明海廢暫置區運作及海寶衣計畫執行成果，精彩可期，歡迎對海洋環境保護有興趣之民眾報名共襄盛舉。

活動時間：110/11/30(二)09:00~12:00
活動地點：台北集思台大會議中心柏拉圖廳
活動報名：請掃描QR CODE進入報名網頁，自即日起至11月25日止，本活動名額有限，額滿為止

*注意事項：請配合各項防疫措施，全程配戴口罩，入口處將提供酒精供與會人員手部消毒，體溫超過37.5度者，不得入場。

時間	流程
09:50-10:00	報到
10:00-10:10	開幕儀式
10:10-12:00	海廢治理年度成果分享 主軸一：海廢科技與海洋廢棄物之監測 主軸二：海廢暫置區與海寶衣計畫 主軸三：海廢清理與資源分佈 主軸四：海廢與生態環境與海洋資源管理與教育 主軸五：海洋環境清理與監測科技、海廢清理與資源分佈與海廢清理計畫
12:00	會議結束

● 主視覺、媒體聯訪背板設計



● 會議海報及議程展架設計

時間	流程
09:00-09:25	報到
09:25-09:30	開幕儀式
09:30-09:50	長官及貴賓致詞
09:50-09:55	大合照
09:55-10:10	媒體聯訪
10:10-12:00	海廢治理年度成果分享
12:00	會議結束

時間	流程
09:00 - 09:25	報到
09:25 - 09:30	開幕儀式 介紹與會貴賓
09:30 - 09:50	長官及貴賓致詞 海洋委員會海洋保育署 及與會貴賓致詞
09:50 - 09:55	大合照
09:55 - 10:10	媒體聯訪
10:10 - 12:00	海廢治理年度成果分享 主題一：遙測科技於海洋廢棄物之監測 主題二：台灣近岸海域海洋廢棄物調查及海廢清理成果 主題三：海廢暫置區區庫分享 主題四：海廢再生製成與海廢資源再利用現況 主題五：海洋廢棄物高質化循環利用：海廢循環產品製作及廢物標制建立
12:00	會議結束

● 會議出席名單

長官簽到

單位	姓名	職稱	簽名
桃園市政府海岸管理工程處	蕭瓊茹	工程師	蕭瓊茹
桃園市政府 新竹縣政府	鍾一豪		鍾一豪
新竹縣政府農業處漁業科	范劍榮	技士	范劍榮
新竹縣政府環境保護局-委辦公司	廖淑蓉	工程師	廖淑蓉
苗栗縣環保局	劉正祥	技士	劉正祥
雲林縣政府農業處漁業科	賴炳明		賴炳明
雲林縣政府農業處漁業科	張愛蓮		張愛蓮
臺南市政府環境保護局	廖偉業	技師	廖偉業
臺南市政府環保局清管科	史正都		史正都
臺南市漁港及近海管理所	傅立恆	組長	傅立恆
宜蘭縣政府	莊凱元	技師	莊凱元
金門縣環保局	李佳璇		李佳璇
財團法人塑膠工業技術發展中心	蔡政修	組長	蔡政修
財團法人塑膠工業技術發展中心	關佩云		關佩云
財團法人塑膠工業技術發展中心	許祥瑞		許祥瑞
毅泰管理顧問股份有限公司	王家祥	總經理	王家祥
永力海洋工程有限公司	羅璇	總經理	羅璇
永力海洋工程有限公司	孫忠耀	副總經理	孫忠耀
國立中央大學太空及遙測研究中心	陳繼藩	教授	陳繼藩
社團法人中華民國荒野保護協會	劉月梅		劉月梅

長官簽到

單位	姓名	職稱	簽名
社團法人台灣環境資訊協會	陳姿蓉	組長	陳姿蓉
社團法人台灣環境資訊協會	曾子郡		曾子郡
社團法人野薑花公民協會	陳曹梨	理事長	陳曹梨
國立中央大學太空及遙測研究中心	陳繼藩	教授	陳繼藩
國立中央大學太空及遙測研究中心	曾國欣	副教授	曾國欣
國立中央大學太空及遙測研究中心	劉育甫	專任助理	劉育甫
國立中央大學太空及遙測研究中心	莊舒萍	專任助理	莊舒萍
國立臺灣海洋大學	陳銘仁	教授	陳銘仁
輔仁大學	丁維欣		丁維欣
	譚智方		譚智方
桃園市政府海岸管理工程處	廖苑珊	工程師	廖苑珊
澄洋環境顧問公司			澄洋環境顧問公司
中華海洋學會	林聖廷		林聖廷

● 會議現場



第七章 結論與建議

7.1 結論

一、在海漂垃圾方面，本團隊從 2021 年 3-10 月共完成了 200 筆調查結果，符合合約要求期中報告至少須完成 180 筆海漂垃圾調查資料。除此之外，本計畫協助彙整海巡回報及工作站人員、巡查員或公民科學家回報資料，2019 年共取得有效資料為 225 筆，2020 年共取得有效資料則有 108 筆，2021 年加上前述本團隊調查結果共取得有效資料 279 筆。從 2019, 2020, 2021 三年調查的分析結果顯示，台灣週邊海域海漂垃圾平均密度分別為 222.7 ± 63.5 、 69.63 ± 15.30 及 52.20 ± 7.68 item/km²，平均密度有逐年下降趨勢。北部海域有較高的海漂垃圾密度，尤其是在基隆市、新北市一帶，而在東部海域宜蘭縣附近也有相對較高的垃圾密度，但是從年度的比較上來看，北部海域的垃圾密度有明顯下降的趨勢，東部海面也同樣有相同的趨勢。各季的整體密度和線性密度並無太顯著的差別，但還是以第三季和第四季較多，根據上述的分析，我們可以發現到北部海面、台灣海峽南部、東部海面顯然都會受到季節性的影響。在垃圾的組成當中以塑膠類占最多數，其次則是保麗龍類型的垃圾，根據這三年的統計發現，塑膠類的比例逐年下降，而保麗龍類型的垃圾比例逐年上升，尤其是保麗龍的垃圾數量也隨之上升，而保麗龍常被用來養蚵的浮具，要降低保麗龍造成的汙染，可能要想辦法使用其他材料代替保麗龍。

二、海底垃圾調查部份，本團隊今年度共完成新北貢寮、新北瑞芳、基隆外木山、桃園觀新、新竹香山、苗栗外埔、彰化彰濱、台南台江、屏東海生館、宜蘭三仙礁、宜蘭龜山島、花蓮石梯坪、台東蘭嶼、台東綠島及澎湖小門等 15 處地點，共 17 趟次調查，符合合約要求至少須完成 15 趟次。本次調查

結果，以宜蘭龜山島發現的海底垃圾密度最大（平均密度 38,056 件/平方公里，調查面積 2,100 平方公尺發現 67 件），其次依序為澎湖小門（平均密度 31,944 件/平方公里，調查面積 2,100 平方公尺發現 60 件）。本計畫調查 15 處海域海底垃圾分類結果，調查海域的海底垃圾以漁網漁具及網繩(漁網或錨使用之繫繩)為大宗，約佔 65%，其它垃圾包括寶特瓶(5%)、輪胎、PVC 管、布袋、部份塑膠品等，研判其來源以附近的漁業作業活動為主。

三、微型塑膠調查工作部份，本團隊今年共完成 40 個海水和 30 個生物樣品的採樣及分析工作，符合合約要求至少須完成 20 個海水和 30 個生物樣品的採樣及分析工作。海水樣品分析結果顯示微型塑膠濃度介於 0.018~1.027 個/m³之間，濃度最高者為阿公店溪口在 5 m 等深線所採得樣品(1.027 個/m³)，其次則是在中洲汙水處理廠放流口所採的樣品(1.005 個/m³)，濃度最低的則是和平溪在 5 m 等深線所採得樣品(0.018 個/m³)，所有河口的平均微型塑膠濃度為 0.291 個/m³。調查結果顯示的微型塑膠全年以塑膠碎片為主(36%)、其次為發泡塑膠(26%)，其他依序為塑膠薄膜(23%)、塑膠纖維(13%)、塑膠顆粒(2%)，至於全年微型塑膠材質調查結果以 PE 為主(34%)，其次為 PP(30%)，其他依序為 PS(23%)、Others(8%)、PA(2%)、PVC(2%)。

四、海洋微型塑膠調查方法在國際間推陳出新，如去年底 ASTM 亦公告了一份微型塑膠的分析方法，本團隊也針對此方法進行測試，發現操作難度較高、成本高且樣品回收率稍差，但是其消化效果較好，因此，可針對有機雜質含量較高的海域進行處理。

五、生物微型塑膠樣品分析結果顯示，微型塑膠濃度介於 0.126~0.738 個/克(濕重)之間，濃度最高者為在北門附近採集得的養殖牡蠣，每克大約有 0.738 個微型塑膠，包含 25% 較高比例為 PS 顆粒，或與養殖環境中保麗龍使用量有關係。本年度所測得生物微型塑膠濃度範圍與本計畫 109 年度調查結果

相比，平均濃度較低，以 micro-FTIR 和 Raman 分析樣品中微型塑膠，分析結果以常見的塑膠材質而言，測得最高比例為 PP(47%)、其次 PS(21%)，依序為 PE(19%)、Others(4%)、PET(3%)、PVC(3%)及 PA(3%)。

六、海漂底垃圾管理工作部份，本團隊協助海保署掌握所編列經費交請漁業署統籌辦理「第一類及第二類漁港暫置區廢棄物處理補助計畫」之計畫進度與品質，協助海保署彙整受補助之地方政府提送 109 年及 110 年補助計畫之執行狀況，並安排受訪地點，19 縣市於 110 年 7 月 27 日至同年 9 月 17 日協助海保署訪視工作，並彙整資料提交成果報告。

七、海漂底垃圾預防工作部份，本計畫宣導對象主要為國內受聘僱外籍漁工，以目前統計受聘較多的印尼(印尼語)、菲律賓(英文)、越南(越南語)等國籍漁工，製作時同時再加上中文，本團隊已依合約要求，完成以四種不同語言製作之文宣，數量共計 1,000 份。依核之宣導計畫發放教育文宣，主要地點為國內外籍漁工集中區域包括新北市、宜蘭縣、澎湖縣、屏東縣及高雄市等五大縣市，目前已發放完畢。

7.2 後續建議

- 一、部分目視海漂的調查資料因座標有誤、航速超過20節、航行距離超過20公里、觀察時間小於5分鐘，因此被判定為無效數據，從2019年至2021年總共調查870筆資料，其中有83筆無效數據約占總調查數據9.5%，建議後續可加強目視海漂調查人員訓練。
- 二、三年的調查結果皆以北部海面密度最高，且以塑膠類垃圾占比最高(約60%以上)，建議後續通過近岸表面海流模式推測垃圾可能來源，並透過持續觀測累積資料，以了解台灣近岸海漂廢棄物的中長期變化。
- 三、海底廢棄物調查部分，本計畫調查成果顯示，廢棄漁具的發現率較高，因此，高密度區且鄰近海洋保育區者應在排序篩選上增加權重，以此方式擬訂優先清除區域排序，並滾動式更新調整，作為清除排程規劃參考。同時，海底垃圾的調查結果以漁網漁具為大宗，研判其來源為附近的漁業活動有關。推動廢棄漁網的回收再利用，建立廢棄魚網的溯源與認證的制度，才可做到從源頭減少海底垃圾。
- 四、本團隊整合國外操作方法如美國NOAA及日本環境省(Masura et al., 2015; Michida, Y., et al., 2020)，針對微型塑膠採樣及分析方法建議，應以方法能提供標準、有效和便宜的分析結果為原則，因此針對海水表面以拖網為較佳方法，樣品前處理先以5 mm過篩，去除枯枝、大型垃圾等，再以氧化法消化(生物體則以鹼消化法較佳)，之後密度分離則考量密度需求，NaCl較經濟但密度較低其它可使用ZnCl₂、NaI等。本計畫初步建立微型塑膠採樣與分析指引(初稿)，建議後續邀請專家共同研修。
- 五、本次調查中4-7月南部的微型塑膠以發泡塑膠(保麗龍)為主，其中南部區域以鹽水溪和二仁溪的發泡塑膠佔比最多，與採樣點附近的蚵棚養殖活動相關，參考5月中自由時報新聞報導，在台江國家公園鹿耳門溪北岸到曾文溪口，延綿長達約4公里的海岸線，就出現上千個大型保麗龍及碎屑，與本調查結果相符，未來推動加速保麗龍浮具的汰換，應可減少海域微型塑膠部份來源。

六、本計畫調查結果發現微型塑膠的材質主要以聚乙烯最多，聚丙烯次之。是國際間生產使用量最高的塑膠原料，在全球海洋塑膠調查中也最常見，常用於拋棄式塑膠容器和塑膠袋等等，應加強陸地上及海洋塑膠垃圾的清理回收，將有助於減少海域微型塑膠。

參考文獻

- Xu, G.; Cheng, H.; Jones, R.; Feng, Y.; Gong, K.; Li, K. Fang, X.; Tahir, M.A.; Valev, V.K.; Zhang L. (2020). Surface-Enhanced Raman Spectroscopy Facilitates the Detection of Microplastics <1 μm in the Environment. *Environ. Sci. Technol.*, 54, pp. 15594-15603.
- Alter, H. (2005). The Recovery of Plastics from Waste with Reference to Froth Flotation. *Resour. Conserv. Recycl.*, 43, pp. 119-132.
- Arthur, C.; Baker, J.; Bamford, H. (2008). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Micro-Plastic Marine Debris. *NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30; NOAA: Silver Spring, MD, USA*, p. 49.
- Baechler, B.R., Granek, E.F., Hunter, M.V., Conn, K.E. (2020). Microplastic concentrations in two Oregon bivalve species: spatial, temporal, and species variability. *Limnol. Oceanogr. Lett.*, 5, pp. 54–65.
- Bagaev, A.; Mizyuk, A.; Khatmullina, L.; Isachenko, I.; Chubarenko, I. (2017). Anthropogenic fibres in the Baltic Sea water column: Field data, laboratory and numerical testing of their motion. *Sci. Total Environ.*, pp. 599-600, 560-571.
- Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Trans. R. Soc. Biol. Sci.*, 364, pp. 1985-1998.
- Barnes, D.K.A., Walters, A., Goncalves, L. (2010). Macroplastics at sea around Antarctica. *Marine Environmental Research*, 70, pp. 250-252.
- Basset, A.; Sangiorgio, F.; Sabetta, L. (2009). ISPRA-Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale: Roma, Italy. *Metodologie per la Determinazione Della Struttura Dimensionale di Fitoplanctone Macroinvertebrati Bentonici*.

- Bergmann, M., Wirzberger, V., Krumpfen, T., Lorenz, C., Primpke, S., Tekman, M.B., Gerdt, G. (2017). High quantities of microplastic in Arctic deep-sea sediments from the HAUSGARTEN observatory. *Environ. Sci. Technol.*, 51, pp. 11000-11010.
- Bergmann, M., Gutow L., Klages, M. (2015). *Marine Anthropogenic Litter*. Springer.
- Bonello, G., Varrella, P., Pane, L. (2018). First evaluation of microplastic content in benthic filter-feeders of the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea). *J. Aquat. Food Prod. Technol.*, 27, pp. 284–291.
- Bowley, H., Gerrard, D., Biggin, I. (1988). The use of laser Raman spectroscopy to study the degradation of poly(vinyl chloride). *Polym. Degrad. Stab.*, 20, pp. 257-268.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.*, 45, pp. 9175-9179.
- Campanale, C.; Stock, F.; Massarelli, C.; Kochleus, C.; Bagnuolo, G.; Reifferscheid, G.; Uricchio, V.F. (2020). Microplastics and their possible sources: The example of Ofanto river in southeast Italy. *Environ. Pollut.*, 258, p. 113284.
- Catarino, A. I.; Thompson, R.; Sanderson, W.; Henry, T. B. (2017). Development and Optimization of a Standard Method for Extraction of Microplastics in Mussels by Enzyme Digestion of Soft Tissues. *Environ. Toxicol. Chem.*, 36, pp. 947-951.
- Cauwenberghe, V. L. Vanreusel A., Mees J. and Janssen C. R. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environ. Pollut.*, 182, pp. 495-499.
- Chen, C.F., Ju, Y.-R., Lim, Y. C., Hsu, N.-H., Lu, K.-T., Hsieh, S.-L., Dong, C.-D. and Chen, C.-W. (2020). Microplastics and their affiliated PAHs in the sea surface connected to the southwest coast of Taiwan. *Chemosphere*, 254, p. 126818.

-
- Chen, M.C. and Chen, T.-H. (2020). Spatial and seasonal distribution of microplastics on sandy beaches along the coast of the Hengchun Peninsula, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 151, p. 110861.
- Chen, X., Xu, M., Yuan, L.-M., Huang, G., Chen, X., Shi, W. (2021). Degradation degree analysis of environmental microplastics by micromicroplastics by micro-FT-IR imaging technology. *Chemosphere*, 274, p. 129779.
- Chen, Y.C. (2015). Thermal runaway hazard studies for ABVN and AIBME mixed with incompatibility by DSC, TAM III, VSP2, and TG-GC/MS. *NDLTD*.
- Cheung, P. K., Fok, L., Hung, P. L. and Cheung, L. T. (2018). Spatio-temporal comparison of neustonic microplastic density in Hong Kong waters under the influence of the Pearl River Estuary. *Science of the Total Environment*, 628-629, pp. 731-739.
- Chien, T.C. (2014). Identification of the Essential Oils and Fragrant Components from Heartwoods of Five Precious Conifers of Tawian. *NDLTD*.
- Chiua, C.C., Liaob, C.P., Kuo, T.C. Huangc, H.W., 2020. Using citizen science to investigate the spatial-temporal distribution of floating marine litter in the waters around Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.* 157, 111301
- Cho, Y., Shim, W.J., Jang, M., Han, G.M., Hong, S.H. (2019). Abundance and characteristics of microplastics in market bivalves from South Korea. *Environ. Pollut.*, 245, pp. 1107–1116.
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 108, pp. 105-112.
- Chubarenko, I.; Bagaev, A.; Zobkov, M.; Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Mar. Pollut. Bull.*, 108, pp. 105–112.

- Claessens, M.; Van Cauwenberghe, L.; Vandegehuchte, M. B.; Janssen, C. R. (2013). New Techniques for the Detection of Microplastics in Sediments and Field Collected Organisms. *Mar. Pollut. Bull.*, 70, pp. 227-233.
- Cole, M.; Webb, H.; Lindeque, P. K.; Fileman, E. S.; Halsband, C.; Galloway, T. S. (2014). Isolation of Microplastics in Biota-Rich Seawater Samples and Marine Organisms. *Sci. Rep.*, 4, pp. 1-8.
- Cole, M.; Webb, H.; Lindeque, P. K.; Fileman, E. S.; Halsband, C.; Galloway, T. S. (2015). Isolation of Microplastics in Biota-Rich Seawater Samples and Marine Organisms. *Sci. Rep.*, 4, pp. 1-8.
- Crawford, C.B.; Quinn, B. (2017). Microplastic identification techniques. *In Microplastic Pollutants, 1st ed.; Crawford, C.B., Quinn, B., Eds.; Elsevier Science: Oxford, UK*, pp. 219–267.
- Cutroneo, L.; Reboa, A.; Besio, G.; Borgogno, F.; Canesi, L.; Canuto, S.; Dara, D.; Enrile, F.; Forioso, I.; Greco, G. (2020). Microplastics in seawater: Sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environment. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 27, pp. 8938-8952.
- Dai, Z., Zhang, H., Zhou, Q., Tian, Y., Chen, T., Tu, C., Fu, C. and Luo, Y. (2018). Occurrence of microplastics in the water column and sediment in an inland sea affected by intensive anthropogenic activities. *Environ Pollut*, 242, pp. 1557–1565.
- Davidson T.M. (2012). Boring crustaceans damage polystyrene floats under docks polluting marine waters with microplastic. *Mar. Pollut. Bull.*, 62, pp. 1821–1828.
- de Lucia, G. A., Caliani, I., Marra, S., Camedda, A., Coppa, S., Alcaro, L., Campani, T., Giannetti, M., Coppola, D., Cicero, A. M., Panti, C., Bainsi, M., Guerranti, C., Marsili, L., Massaro, G., Fossi, M. C. and Matiddi, M. (2014). Amount and distribution of neustonic

-
- micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research*, 100, pp. 10-16.
- Dehaut, A., Cassone, A.L., Frere, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Riviere, G., Lambert, C., Soudant, P. Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, pp. 223-233.
- Derraik, J. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*. pp. 842-852.
- Domenico, P.A., Schwartz, F.W. (1990). Physical and Chemical Hydrogeology. *John Wiley & Sons, New York*, p. 824.
- Dris, R.; Gasperi, J.; Tassin, B. (2018). Sources and fate of microplastics in urban areas: A focus on Paris megacity. *In Freshwater Microplastics. The Handbook of Environmental Chemistry; Wagner, M., Lambert, S., Eds.; Springer: Cham, Switzerland*, 58.
- Dubaish, F. and Liebezeit, G. (2013). Suspended microplastics and black carbon particles in the jade system, southern North Sea. *Water Air Soil Pollut*, 224, pp. 1-8.
- Enders, K., Lenz, R., Stedmon, C.A., Nielsen, T.G. (2015). Abundance, Size and Polymer Composition of Marine Microplastics Larger 10 Micrometre In The Atlantic Ocean And Their Modelled Vertical Distribution. *Mar. Pollut. Bull.*, 100, pp. 70-81.
- Erni-Cassola, G., Gibson, M.I., Thompson, R.C., Christie-Oleza, J. (2017). Lost, but found with Nile red; a novel method to detect and quantify small microplastics (20 um-1mm) in environmental samples. *Environ. Sci. Technol.*, 51, pp. 13641-13648.
- Europe, P. (2016). Plasticsdthe Facts 2016 an Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. *Association of Plastic Manufacturers, Brussels*.

- Felsing, S., Kochleus, C., Buchinger, S., Brennholt, N., Stock, F., Reifferscheid, G. (2018). A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior. *Envir. Pollut.*, 234, pp. 20-28.
- Filella, M. (2015). Questions of Size and Numbers in Environmental Research on Microplastics: Methodological and Conceptual Aspects. *Environ. Chem.*, 12, pp. 527-538.
- Flachberger, H., Köhnelechner, R. (2009). Unter Hochspannung sauber trennen. *Müllmagazin*, 1, pp. 36-41.
- Foekema, E. M.; De Gruijter, C.; Mergia, M. T.; Van Franeker, J. A.; Murk, A. J.; Koelmans, A. A. (2013). Plastic in North Sea Fish. *Environ. Sci. Technol.*, 47, pp. 8818-8824.
- Frere, L., Paul-Pont, I., Rinnert, E., Petton, S., Jaffre, J., Bihannic, I., Soudant, P., Lambert, C. and Huvet, A. (2017). Influence of environmental and anthropogenic factors on the composition, concentration and spatial distribution of microplastics: A case study of the Bay of Brest (Brittany, France). *Environmental Pollution*, 225, pp. 211-222.
- Gago, J.; Filgueiras, A.; Pedrotti, M.L.; Caetano, M.; Frias, J. (2018). Standardised Protocol for Monitoring Microplastics in Seawater. *JPI-Oceans BASEMAN Project; JPI-Oceans: Brussels, Belgium*, p. 33.
- Gajšt, T., Bizjak, T., Palatinus, A., Liubartseva, S. P. and Kržan, A. (2016). Sea surface microplastics in Slovenian part of the northern Adriatic. *Mar Pollut Bull*, 113, pp. 392–399.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R., Palatinus, A., Van Franeker, J. A., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J. M., Matiddi, M., Alcaro, L., Maes, T., Korpinen, S., Budziak, A., Leslie, H., (2013). Guidance on monitoring of marine litter in European Seas. *Report EUR 26113 EN – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability*, p. 128.

-
- GESAMP. (2015). Microplastics in the Ocean,. Available: http://www.gesamp.org/data/gesamp/files/media/Publications/WG_40_Brochure_Microplastic_in_the_ocean/gallery_2191/object_2404_large.pdf .
- Grbic, J.; Nguyen, B.; Guo, E.; You, J. B.; Sinton, D.; Rochman, C. M. (2019). Magnetic Extraction of Microplastics from Environmental Samples. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 6, pp. 68-72.
- Gustavsson, P. E.; Axelsson, A.; Larsson, P. O. (1999). Superporous Agarose Beads as a Hydrophobic Interaction Chromatography. *Support. J. Chromatogr. A*, 830, pp. 275-284.
- Hanvey, J.S., Lewis, P.J., Lavers, J.L., Crosbie, N.D., Pozo, K., Clarke, B.O. (2017). A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Anal. Methods*, 9, pp. 1369-1383.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.*, pp. 3060-3075.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ. Sci. Technol.*, 46, pp. 3060-3075.
- Horton, A.;Walton, A.; Spurgeon, D.; Lahive, E.; Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Sci. Total Environ.*, p. 586.
- Hurley, R. R.; Lusher, A. L.; Olsen, M.; Nizzetto, L. (2018). Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environ. Sci. Technol.*, 52, pp. 7409-7417.

- Imhof, H. K.; Schmid, J.; Niessner, R.; Ivleva, N. P.; Laforsch, C. A. (2012). Novel, Highly Efficient Method for the Separation and Quantification of Plastic Particles in Sediments of Aquatic Environments. *Limnol. Oceanogr.: Methods*, 10, pp. 524-537.
- Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N.P., Laforsch, C. (2012). . A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnol. Oceanogr. Methods*, 10, pp. 524-537.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES). (2015). OSPAR request on development of a common monitoring protocol for plastic particles in fish stomachs and selected shellfish on the basis of existing fish disease surveys. https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2015/Special_Requests/OSPAR_PLAST_advice.pdf.
- Isobe, A., Kubo, K., Tamura, Y., Kako, S., Nakashima, E. and Fujii, N. (2014). Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 89, pp. 324-330.
- Isobe, A., Uchida, K., Tokai, T. and Iwasaki, S. (2015). East Asian seas: A hot spot of pelagic microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 101, pp. 618-623.
- Isobe, A., Uchiyama-Matsumoto, K., Uchida, K., Tokai, T. (2017). Microplastics in the Southern. *Mar. Pollut. Bull.*, 114, pp. 623–626.
- Jahan, S., Strezov, V., Weldekidan, H., Kumar, R., Kan, T., Sarkodie, S.A., He, J., Dastjerdi, B., Wilson, S.P., (2019). Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in a seaport environment of the eastern coast of Australia. *Sci. Total Environ.*, 695, pp. 133924.
- Köhnlechner, R., Sander, S. (2009). Praktischer Einsatz elektrostatischer Separatoren in der Sekundärrohstoffindustrie. *BergHüttenmännische Monatsh.*, 154, pp. 136-137.

-
- Kang, J.-H., Kwon O. Y., Lee, K.-W., Song, Y. K. and Shim, W. J. (2015). Marine neustonic microplastics around the southeastern coast of Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 96, pp. 304-312.
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Romanoc, N., Hoa, Y-B., Salamatinia, B. (2017). A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*, 578, pp. 485-494.
- Karl, H., Ostermeyer, U., Bauer, H., Miller, A., Mohn, K., Müller-Hohe, E., Neuhaus, H., (2014). Collaborative study for quantification of Anisakis larvae in spiked salmon fillets (*Salmo salar*) by a modified Codex digestion method. *J. Für Verbraucherschutz Leb.*, 9, pp. 359-365.
- Kedzierski, M. Geslain, E. Pedrotti, M.L. Ghiglione, J-F. Bruzard, S. (2021). Pre-detection of microplastics using active thermography. *Chemosphere*, 262, p. 127648.
- Kershaw P.J., Turra A. and Galgani F. editors. (2019). Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean. *Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine E," Rep. Stud. GESAMP*, 99, p. 130.
- Koelmans, A.A., Gouin, T., Thompson, R., Wallace, N., Arthur, C. (2014). Plastics in the marine environment. *Environ. Toxicol. Chem.*, 33, pp. 5-10.
- Kooi, M., Koelmans, A.A. (2019). Simplifying microplastic via continuous probability distributions for size, shape, and density. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 6, pp. 551-557.
- Kooi, M., Reisser, J., Slat, B., Ferrari, F.F., Schmid, M.S., Cunsolo, S. (2016). The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Sci. Rep.*, 6, pp. 1-10.
- Kukulka, T.; Proskurowski, G.; Morét-Ferguson, S.; Meyer, D.W.; Lawet, K.L. (2012). The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris. *Geophys. Res. Lett.*, p. 39.

- Kunz, A., Walther, B.A., Löwemark, L., Lee, Y.C. (2016). Distribution and quantity of microplastic on sandy beaches along the northern coast of Taiwan. *Mar. Pollut. Bull.*, 111, pp. 126-135.
- Lenaker, P.L.; Baldwin, A.K.; Corsi, S.R.; Mason, S.A.; Reneau, P.C.; Scott, J.W. (2019). Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.*, 53, pp. 12227-12237.
- Lenz, R., Enders, K., Stedmon, C.A., Mackenzie, D.M.A., Nielsen, T.G. (2015). A critical assessment of visual identification of marine microplastic using Raman spectroscopy for analysis improvement. *Mar. Pollut. Bull.*, 100, pp. 82-91.
- Lenz, R.; Labrenz, M. (2018). Small microplastic sampling in water: Development of an encapsulated filtration. *Water*, 10, p. 1055.
- Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., Rotchell, J.M. (2018b.). Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom. *Environ. Pollut.*, 241, pp. 35-44.
- Li, Y., Lu, Z., Zheng, H., Wang, J., Chen, C. (2020). Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze estuary. *China. Environ. Sci. Eur.*, 32, pp. 1-12.
- Liao, C.P.; Chiu, C.C.; Huang, H.W. (2021). Assessment of microplastics in oysters in coastal areas of Taiwan. *Environmental Pollution*, 286, p. 117437.
- Liebezeit, G.; Dubaish, F. (2012). Microplastics in Beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 89, pp. 213-217.
- Liedermann, M.; Gmeiner, P.; Pessenlehner, S.; Haimann, M.; Hohenblum, P.; Habersack, H. (2018). A methodology for measuring microplastic transport in large or medium rivers. *Water*, 10, p. 414.

-
- Liu, M., Ding, Y., Huang, P., Zheng, H., Wang, W., Ke, H. (2021). Microplastics in the western Pacific and South China Sea: spatial variations reveal the impact of kuroshio intrusion. *Environ. Pollut.*, 288, p. 117745.
- Liu, X.; Yue, Z.; Romeo, T.; Weber, J.; Scheuermann, T.; Moulton, S.; Wallace, G. (2013). Biofunctionalized anti-corrosive silane coatings for magnesium alloys. *Acta Biomater.*, 9, pp. 8671-8677.
- Löder, M. G. J.; Imhof, H. K.; Ladehoff, M.; Löschel, L. A.; Lorenz, C.; Mintenig, S.; Piehl, S.; Primpke, S.; Schrank, I.; Laforsch, C.; Gerdt, G. (2017). Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. *Environ. Sci. Technol.*, 51, pp. 14283-14292.
- Lusher, A., Bråte, I. L. N., Hurley, R., Iversen, K. B. and Olsen, M. . (2017). Testing of Methodology for Measuring Microplastics in Blue Mussels (*Mytilus* spp) and Sediments, and Recommendations for Future Monitoring of Microplastics (R & D-project) Norsk institutt for vannforskning.
- Lusher, A., Bråte, I. L. N., Hurley, R., Iversen, K. B. and Olsen, M. (2017). . Testing of Methodology for Measuring Microplastics in Blue Mussels (*Mytilus* spp) and Sediments, and Recommendations for Future Monitoring of Microplastics (R & D-project) Norsk institutt for vannforskning.
- Lusher, A., Tirelli, L. V., O'Connor, I. and Officer, R. (2015). Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific Reports*(5), p. 14947.
- Lv, L.; Jiang, S.; Chen, J.; Zhou, C.; Qu, J., Lu, Y., Hong, P., Sun, S., Li, C. (2020). In situ surface-enhanced Raman spectroscopy for detecting microplastics and nanoplastics in aquatic environments. *Sci. Total Environ.*, 728, p. 138449.
- Maes, T., Van der Meulen, M. D., Devriese, L. I., Leslie, H. A., Huvet, A., Frere, L., Robbens, J. and Vethaak, A. D. (2017). Microplastics Baseline Surveys at the Water

- Surface and in Sediments of the North-East Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 4, p. 135.
- Maher, W., Krikowa, F., Wruck, D., Louie, H., Nguyen, T., Huang, W. (2002). Determination of total phosphorus and nitrogen in turbid waters by oxidation with alkaline potassium peroxodisulfate and low pressure microwave digestion, autoclave heating or the use of closed vessels in a hot water bath. *Anal. Chim. Acta*, 463, pp. 283-293.
- Masura, J., Baker, J., Foster, G., Arthur, C. and Herring, C. (2015). Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48.
- Mauro, D. R., Kupchik, M. J. and Benfield, M. C. (2017). Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico. *Environmental Pollution*, 230, pp. 798-809.
- Michida, Y., et al. (2020). Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods. Ministry of the Environment Japan, 71 pp.
- Moore, C.J.; Lattin, G.L.; Zellers, A.F. (2011). Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of Southern California. *Revista da Gestão Costeira Integrada. J. Integr. Coast. Zone Manag.*, 11, pp. 65-73.
- Nguyen, S., Claveau-Mallet, D., Hernandez, L.M., Xu, E. G., Farner J.M. and Tufenkji, N. (2019). Separation and Analysis of Microplastics and Nanoplastics in Complex Environmental Samples. *Accounts*, 52, pp. 858-866.
- Nuelle, M. T.; Dekiff, J. H.; Remy, D.; Fries, E. (2014). A New Analytical Approach for Monitoring Microplastics in Marine Sediments. *Environ. Pollut.*, p. 161–169.

-
- Pan, Z., Guo, H., Chen, H., Wang, S., Sun, X., Zou, Q., Zhang, Y., Lin, H., Cai, S. and Huang, J. (2019). Microplastics in the Northwestern Pacific: Abundance, distribution, and characteristics. *Science of the Total Environment*, 650, pp. 1913-1922.
- Phuong, N. N., Poirier, L., Pham, Q. T., Lagarde, F. and Zalouk-Vergnoux, A. (2018a). Factors influencing the microplastic contamination of bivalves from the French Atlantic coast: location, season and/or mode of life ? *Mar. Pollut. Bull.*, 129, pp. 664-674.
- Phuong, N. N., ZaloukVergnoux, A., Kamari, A., Mouneyrac, C., Amiard, F., Poirier, L. and Lagarde, F. (2018). Quantification and characterization of microplastics in blue mussels (*Mytilus edulis*): protocol setup and preliminary data on the contamination of the French Atlantic coast. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25, pp. 6135-6144.
- Prata, J. C. Reis, V. Matos, J.T.V. Costa, P. da Duarte, A. C. Rocha-Santos, T. (2019). A new approach for routine quantification of microplastics using Nile Red. *Science of the Total Environment*, 690, pp. 1277-1283.
- Reichert, J., Schellenberg, J., Schubert, P., Wilke, T. (2018). Responses of reef building corals to microplastic exposure. *environmental pollution*, 237, pp. 955-960.
- Reinhard, G. (1987). Surface characterization of iron and steel prior to coating. *Prog. Org. Coat.*, 15, pp. 125-148.
- Reisser, J., Slat, B., Noble, K., du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M., de Sonnevile, J., Becker, T. and Pattiaratchi, C. (2015). . The vertical distribution of buoyant plastics at sea: An observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences*, 12, pp. 1249-1256.
- Richards, Z.T. Beger, M. (2011). A quantification of the standing stock of macro-debris in Majuro lagoon and its effect on hard coral communities. *Marine Pollution Bulletin*, 62, pp. 1693-1701.

- Rocha-Santos, T.; Duarte, A. C. (2015). A Critical Overview of the Analytical Approaches to the Occurrence, the Fate and the Behavior of Microplastics in the Environment. *TrAC, Trends Anal. Chem.*, 65, pp. 47-53.
- Rodríguez-Seijo, A., Pereira, R. (2017). Chapter 3 - Morphological and Physical Characterization of Microplastics. *Comprehensive Analytical Chemistry*, 75, pp. 49-66.
- Rowshyra A. Castañeda, Suncica Avlijas, M. Anouk Simard, and Anthony Ricciardi. (2014). Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 71, pp. 1767-1771.
- Ryan, P.G., 2013. A simple technique for counting marine debris at sea reveals steep litter gradients between the straits of Malacca and the bay of Bengal. *Mar. Pollut. Bull.* 69 (1–2), 128–136.
- Saliu, F., Montano, S., Garavaglia, M. G., Lasagni, M., Seveso, D. and Galli, P. (2018). Microplastic and charred microplastic in the Faafu Atoll, Maldives. *Mar Pollut Bull*, 136, pp. 464–471.
- Schwarz, A.E., Ligthart, T.N., Boukris, E., Van Harmelen, T. (2019). Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: a review study. *Mar. Pollut. Bull.*, 143, pp. 92-100.
- Setälä, O., Magnusson, K., Lehtiniemi, M. and Norén, F. (2016). Distribution and abundance of surface water microlitter in the Baltic Sea: a comparison of two sampling methods. *Mar Pollut Bull*, 110(1), pp. 177–183.
- Shabaka, H.S. Ghobashy, M. Mareya, R.S. (2019). Identification of marine microplastics in Eastern Harbor, Mediterranean Coast of Egypt, using differential scanning calorimetry. *Marine Pollution Bulletin*, 142, pp. 494-503.
- Shiomoto, A., Kameda, T., 2005. Distribution of manufactured floating marine debris in near-shore areas around Japan. *Mar. Pollut. Bull.* 50 (11), 1430–1432.

-
- Shiu R-F., Gong G-C., Fang M-D., Chow C-H., Chin W-C. (2021) Marine microplastics in the surface waters of pristine Kuroshio. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112808.
- Simon, M., N. van Alst and J. (2018). Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FTIR) imaging. *Water Research*, 142, pp. 1-9.
- Song, Y. K. Hong, S. H. Jang, M. Han, G. M. Rani, M. Lee, J. . (2015). A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Mar. Pollut. Bull.*, 93, pp. 202-209.
- Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Han, G.M., Rani, M., Lee, J., Shim, W.J.,. (2015). comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Mar. Pollut. Bull.*, pp. 1-8.
- Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F. and Box, C. (2016). Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Mar Pollut Bull*, 109, pp. 230–235.
- Syakti, A. D., Hidayati, N. V., Jaya, Y. V., Siregar, S. H., Yude, R., Suhendy Asia, L., Wong-Wah-Chung, P. and Doumenq, P. (2018). Simultaneous grading of microplastic size sampling in the Small Island of Bintan water, Indonesia. *Mar Pollut Bull*, 137, pp. 593 – 600.
- Tagg, A. S.; Harrison, J. P.; Ju-Nam, Y.; Sapp, M.; Bradley, E. L.; Sinclair, C. J.; Ojeda, J. J. (2017). Fenton’s Reagent for the Rapid and Efficient Isolation of Microplastics from Wastewater. *Chem. Commun.*, 53, pp. 372-375.
- Tamminga, M., Hengstmann, E. and Fischer, E. K. (2018). Microplastic analysis in the south Funen archipelago, Baltic Sea, implementing manta trawling and bulk sampling. . *Mar Pollut Bull* , 128, pp. 601–608.

- Thompson, R. C.; Olsen, Y.; Mitchell, R. P.; Davis, A.; Rowland, S. J.; John, A. W. G.; McGonigle, D.; Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304, p. 838.
- Tunçer, S, Artüz, O.B., Demirkol, M. and Artüz, M. L. (2018). First report of occurrence, distribution, and composition of microplastics in surface waters of the Sea of Marmara, Turkey. *Mar Pollut Bull*, 135, pp. 283–289.
- Turner, A., Arnold, R., Williams, T. (2020). Weathering and persistence of plastic in the marine environment: Lessons from LEGO. *Environ. pollut.*, 262, p. 11429.
- Underwood, A.J., Chapman, M.G., Browne, M.A. (2017). Some problems and practicalities in design and interpretation of samples of microplastic waste. *Anal. Methods*, 9, pp. 1332-1345.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R. (2015). Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. *Environ. Pollut.*, 199, pp. 10-17.
- Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.*, 193, pp. 65-70.
- Viršek, M. K., Palatinus, A, Koren S, Peterlin M., Horvat, P. and Kržan, A. (2016). Protocol for microplastics sampling on the sea surface and sample analysis. *JOVE J Vis Exp*, 118, p. 55161.
- Wong, G., L'owemark, L., Kunz, A. (2020). Microplastic pollution of the Tamsui River and its tributaries in northern Taiwan: spatial heterogeneity and correlation with precipitation. *Environ. Pollut.*, 260, p. 113935.
- Yu, Y.J. (2017). Photolyses of Roussin's red benzyl ester in different solvents monitored with step-scan time -resolved Fourier-transform infrared spectroscopy. *NDLTD*.

- Zhang, H. (2017). Transport of MPs in coastal seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 199, pp. 74–86.
- Zhang, L.; Liu, J.; Xie, Y.; Zhong, S.; Yang, B.; Lu, D.; Zhong, Q. (2020). Distribution of microplastics in surface water and sediments of Qin river in Beibu Gulf, China. *Sci. Total Environ.*, 708, p. 135176.
- Zhang, X., Yan, B., Wang, X. (2020). Selection and optimization of a protocol for extraction of microplastics from *Macra veneriformis*. *Science of the Total Environment*, 746, p. 141250.
- Zhao, S.; Danley, M.; Ward, J. E.; Li, D.; Mincer, T. J. (2017). An Approach for Extraction, Characterization and Quantitation of Microplastic in Natural Marine Snow Using Raman Microscopy. *Anal. Methods*, 9, pp. 1470-1478.
- Zhou, P., Huang, C., Fang, H., Cai, W., Li, D., C., Yu H., 2011. The abundance, composition and sources of marine debris in coastal seawaters or beaches around the northern South China Sea (China). *Mar. Pollut. Bull.* 62 (9), 1998–2007.
- Zhu, J.M., Zhang, Q., Li, Y.P., Tan, S.D., Kang, Z.J., Yu, X.Y., Lan, W.L., Cai, L., Wang, J.Z., Shi, H.H., (2019). Microplastic pollution in the Maowei Sea, a typical mariculture bay of China. *Sci. Total Environ*, 658, pp. 62–68.
- Zobkov, M. B., Esiukova, E. E., Zyubin, A. Y. and Samusev, I. G. (2019). Microplastic content variation in water column: the observations employing a novel sampling tool in stratified Baltic Sea. *Mar Pollut Bull*, 138, pp. 193–205.
- 行政院環境保護署. (2017). 限制含塑膠微粒之化粧品與個人清潔用品製造、輸入及販賣.
- 行政院環境保護署. (2020). 水中微型塑膠檢測方法-熱觸法 (NIEA M909.00C).
- 行政院環境保護署. (民國 106). 化粧品及個人清潔用品中含塑膠微粒材質之定性檢測方法(NIEA M907.00B).

行政院環境保護署環境檢驗所. (2018a). 自來水中微型塑膠纖維檢測技術建立及國內自來水供水水質現況調查計畫專案結果報告.

行政院環境保護署環境檢驗所. (2018b). 台灣沿海、澎湖及馬祖海域海水、沙灘砂礫及生物之塑膠微粒調查計畫.