統一編號
2007900045

ISSN 1022-6184(平裝)

臺大漁推

FISHERIES EXTENSION NTU

第30期

國立臺灣大學漁業推廣委員會 中華民國 108 年 12 月

目　錄

目錄		i
以衛星遙測技術評估台灣主要河川日本鰻棲地品質現況	韓玉山、楊智超	1
寄生燈科魚之膚孢蟲屬原蟲簡介	曾柏諺、施秀惠	21
加勒比海島國聖露西亞所產馬尾藻(*Sargassum natans* 和 *S. fluitans*)之活性成分初探	傑拉尼 (Jelani Michael Tristan St. Clair)、李宗徽	33
宗教放生、增殖放流與資源復育之異同	張惟哲、李英周	44
蓋刺魚科之觀賞魚市場及繁殖現況	孫于琁、許鐘鋼	49

臺大漁推

第三十期

發行人：韓玉山
主任委員：韓玉山
推廣教授：韓玉山、施秀惠、李宗徽、李英周
總幹事：韓玉山
執行編輯：張芳齊
發行單位：國立臺灣大學漁業推廣委員會
地址：臺北市 羅斯福路四段一號
電話：（〇二）二三六四二九一〇
傳真：（〇二）三三六六九四四九
印刷：大進印刷有限公司
地址：臺北市 和平西路三段三一八號
電話：（〇二）二三〇八七六〇〇
傳真：（〇二）二三〇八五六七三

中華民國 一〇八 年 十二 月出版

版權所有 嚴禁翻印轉載

以衛星遙測技術評估台灣主要河川日本鰻棲地品質現況

韓玉山[1]、楊智超[2]

[1]國立臺灣大學 漁業科學研究所 教授兼所長

[1]台灣區鰻魚發展基金會 董事

[1]台灣水產學會 理事

[2]觀察家生態顧問有限公司

前言

1. 日本鰻生活史

日本鰻 (Anguilla japonica) 屬典型的降海產卵洄游物種 (Shinoda *et al*., 2011)，每年四月至十一月會在西馬里亞納海脊西側的位置產卵 (Tsukamoto, 1992, 2006)，剛孵化的仔魚，身體會向背面及腹部面擴張成長成柳葉狀，此時即為柳葉鰻 (leptocephalus) 時期，這種體型適合在洋流中進行長時間的漂流，所以日本鰻在這時就隨著北赤道洋流由東往西漂送，待其抵達菲律賓東側海域後即往北進入黑潮，透過黑潮的輸送逐漸往大陸棚沿岸海域靠近 (Kimura *et al*., 1994)，此時的柳葉鰻會變態成為透明細長的玻璃鰻 (glass eel)，玻璃鰻會在河川出海口附近感受環境中的鹽度、溫度、與一些環境因子之間的差異，隨後上溯至河川中找尋適合的棲息地成長 (Otake *et al*., 2006; Tukamoto, 1990)，在這個階段會從玻璃鰻變態為黃鰻 (yellow eel) (Han & Tzeng, 2007; Kaifu *et al*., 2010; Tzeng *et al*., 2002)，黃鰻在河川中生長約四至六年後，性腺會逐漸開始發育，腹部會轉變為銀灰色，眼睛也開始擴大，胸鰭變寬變黑，而且消化道逐漸退化不再進食，此時即為銀鰻 (silver eel) 時期 (Tsukamoto, 2009)，待秋冬季節的大雨過後，銀鰻就會降海洄游，抵達產卵場位置後進行生殖行為並死亡。

2. 資源量下降與可能原因

日本鰻在東亞地區屬於高經濟價值的水產品，日本也是對日本鰻需求量最高的國家，除了鰻魚一直是個傳統美食外，也因為在夏季的鰻魚節 (土用丑日)，

各地民眾會特別吃鰻魚來消除疲勞，而日本鰻的主要產地為台灣、日本、韓國與中國，在現階段養殖業者的鰻苗來源仍仰賴天然資源，雖然日本與韓國先後完成了日本鰻的完全養殖，但成本過高仍無法讓養殖業者所使用 (Okamura *et al*., 2014)。然而，從 1970 年代起，野外的日本鰻鰻苗資源量急遽下降，到目前的捕撈量已經不及 1970 年代的 10% (Dekker, 2004)，相關研究都指出，造成資源量急遽下降的原因有氣候變遷、過漁、棲地破碎造成洄游受阻，以及其他尚未發現的影響 (Kimura *et al*., 2001; Tatsukawa, 2003; Tzeng *et al*., 2012; Chen *et al*., 2014)，鑑於日本鰻天然資源銳減，日本環境省於 2013 年將其指定為瀕危物種。2014 年國際自然保護聯盟組織 (IUCN, International Union for Conservation of Nature) 也把日本鰻與美洲鰻 (*A. rostrata*) 列入紅皮書的瀕危物種，指在不久的將來，日本鰻的野生族群會滅絕的可能性很高。台灣林務局更在 2017 年把日本鰻列入台灣淡水魚紅皮書的極度瀕危物種。

3. 台灣河川類型與日本鰻分佈情形

台灣島為菲律賓海板塊與歐亞大陸板塊擠壓碰撞後，地殼隆起形成的南北狹長形海島，所以台灣主要的山脈也因為板塊碰撞方向的緣故，多以南北走向為主，而這些山脈多為河川的分水嶺，因此台灣的河川主要為往西與往東兩個類型。台灣河川的源頭多在三千公尺以上高山，因此坡度大、流速快，也是台灣河川明顯的特徵，而且受到氣候條件影響，台灣河川的流量變化很大，通常夏季為豐水期，冬季為枯水期，此現象越往南越明顯。在台灣各河川幾乎都有日本鰻生存，如果以沿岸日本鰻鰻苗捕撈量來看，以宜蘭縣為最大宗，大概佔了年產量的 40%，台中以北至淡水約 20%，花蓮台東地區則較少，而從 Chen (2017) 利用電魚法與環境 DNA (eDNA) 檢測法在鳳山溪的研究，與本實驗室過去透過電魚法在雙溪、高屏溪所做的生態調查，也能發現日本鰻通常會選擇在河川下游及河口棲息，所以我們合理推斷日本鰻主要分布於各河川的中下游。

4. 棲地環境與影響

日本鰻進入淡水河川後，有躲藏於石縫中、泥沙裡、沿岸水草縫隙中等等的習性，因此河岸水泥化有可能會直接或間接的影響日本鰻棲地面積 (Kimura *et*

al., 2012; Itakura *et al*., 2015)，像是在水利工程中因為儲水或防淤而興建的水壩與攔砂壩，很可能因為設計時沒加入魚梯的構造，以及壩頂與河面在高度上有些落差，而造成日本鰻族群失去了往上游的棲息地，進而影響了日本鰻資源量 (曾 2002)。促使資源量下降的另一個主因為河川汙染，雖然日本鰻是較能適應環境變化的魚種，但過多的民生廢水以及工廠廢水，不只會造成日本鰻主要餌料生物在數量上的減少，也有可能會直接累積毒素與重金屬在體內導致死亡 (Orrego *et al*., 2009)。有鑑於這些促使日本鰻族群資源量下降的問題，Chen 等人 (2014) 利用衛星遙測技術，分析過去四十年間的各期東亞衛星影像，探討日本鰻的棲地變遷問題，研究結果指出棲地面積的減少，以及棲地所遭受到的破壞對日本鰻族群資源量有嚴重影響，所以為了保護日本鰻的族群資源量與制訂相對應的保護措施，監測長期資源量變動與分析棲息地的破壞情形，即為首要的課題與關鍵。

5. 棲地調查方法

目前在生態研究上，對於河川棲地的調查方法仍以捉放法 (Catch and Release) 與電氣採捕法 (Electrofishing) 為主，捉放法又分釣捕採集法與籠具/網具採集法，前者為直接利用釣魚取得，整體而言捕獲到的魚種只可以代表該河段的優勢魚種組成，並不適合用來評估魚類的族群密度，而後者是利用蝦籠或定置網等陷阱或直接利用手抄網捕獲，捕獲的魚種雖然可以算出大概的族群密度，不過因為生物習性與攝食習慣，籠具/網具採集法也不易操作；而電氣採捕法為直接背負電魚器至調查的區域電魚調查，但受到水深限制，也無法非常全面的操作，所以不論是捉放法還是電氣採捕法都非常的耗費人力、時間與研究經費，因此 Shao 等人 (2015) 提出一個全新的指標名為棲地品質指數-HQI (Habitat Quality Index)，以衛星遙測技術圈繪出日本鰻潛在棲地範圍，再與依汙染程度進行加權過後的河川汙染指數 - RPI (River Pollution Index) 以及河岸水泥化程度做綜合評估，使用 HQI 評估日本鰻棲地品質，可以快速的對大尺度以及大範圍的河川做一個具科學性的數據，如果有足夠的河川棲地汙染資料以及歷史衛星影像，就更能利用 HQI 來看出棲地品質的長期變遷與趨勢。

6. 本實驗室過去研究

本實驗室利用 HQI (Habitat Quality Index) 評估法，先後完成了對宜蘭河、鳳山溪及高屏溪棲地品質的長期變遷評估 (Shao *et al*. 2015)，以及後續針對全台灣共 26 條主要河川，自 1970 年代至 2010 年代之間的變遷評估 (Hsu *et al*. 2016)。結果顯示，宜蘭河在 1970 至 2010 年代當中，HQI 由 2.3 下降至 0.2；鳳山溪在 1970 至 2010 年代當中，HQI 由 5.1 下降至 1.7；高屏溪在 1970 至 2010 年代當中，HQI 由 73.3 下降至 6.8。而後續研究中 26 條河川的 HQI 總和，在 1970 年代、1980 年代、1990 年代、2000 年代與 2010 年代中分別為 106.9、40.7、31.1、28.7 與 38.1，從 1970 年代到 2010 年代之間，棲地品質指數共下降了 64.3 個百分比，顯示台灣河川鰻魚棲地自 1970 年代開始即遭受嚴重破壞，一直到 2000 年代開始才有逐漸恢復的趨勢。

7. 研究目的

本研究利用 HQI 評估法，對 2014-2017 年間，全台各縣市共三十八條較具規模，且已知有日本鰻族群存在的河川進行評估，每條河川在每個季節都會有至少一筆的評估數據，希望能透過評估結果，算出這三十八條河川的 HQI 值，並且找出在四季間相對穩定且品質較佳的河川，最後將研究結果提供給當地縣市政府，作為實施封溪護漁或訂定鰻魚禁捕期的依據，以達到復育日本鰻族群資源量的目的。

材料與方法

1. 研究河川:

本研究針對全台灣共三十八條較具規模河川進行評估，分別為: Danshui River (淡水河)，Laojie River (老街溪)，Shezi River (社子溪)，Fengshan River (鳳山溪)，Touching River (頭前溪)，Keya River (客雅溪)，Chongkong River (中港溪)，Houlung River (後龍溪)，Daan River (大安溪)，Dajia River (大甲溪)，Wu River (烏溪)，Zhoushui River (濁水溪)，Beigang River (北港溪)，Puzih River (朴子溪)，Bajhang River (八掌溪)，Jishuei River (急水溪)，Zengwen River (曾文溪)，Yanshui River (鹽水溪)，Erren River (二仁溪)，Agondian River (阿公店溪)，Kaoping River

(高屏溪)，Dongang River (東港溪)，Linpian River (林邊溪)，Fanshan River(枋山溪)，Fenggang River (楓港溪)，Zhiben River (知本溪)，Beinan River (卑南溪)，Siouguluan River (秀姑巒溪)，Hualien River (花蓮溪)，Liwu River (立霧溪)，Hoping River (和平溪)，Nanao River (南澳溪)，Singcheng River (新城溪)，Lanyang River (蘭陽溪)，Yilan River (宜蘭河)，Deziko River (得子口溪)，Shuangxi River (雙溪)，Huang River (磺溪)，地理分布以 (圖一) 呈現。

2. 棲地品質指數:

評估生物棲息地的指數有很多種，不同的物種會因為生活習性與活動區域的不同，選擇不同的參數做為評估的依據，而本研究使用的棲地品質指數 (Habitat Quality Index，HQI) 和 Chen 等人(2014) 所採用的分析方法相同，主要使用的參數有:有效棲地面積、經加權的汙染指數 (RPI)、河岸水泥化程度，跟過去研究鰻魚棲地的方法相比，本研究所使用的方法可以評估大範圍的河川流域，並省下很多生態調查的時間與經費。

2.1 衛星影像的取得與處理:

衛星影像來自國立中央大學太空及遙測研究中心資源衛星接收站，該站為配合政府推動資料開放政策，採無償無限額開放衛星影像供學界下載使用，而本研究使用了 2014 年一月至 2017 年十月的衛星影像，都是由法國史波特衛星六號與七號 (SPOT6/SPOT7) 所拍攝，和過去的 SPOT5 相比，具有更高的解析度，而 SPOT 系列的衛星幅寬為 60 公里，可以用來監測大範圍土地利用與比較，所以也很適合用來對河川流域進行觀察與圈繪。為了要計算出流域面積，本研究使用了 ArcGIS 這套地理資訊系統軟體，首先在 ArcMap 上使用 CompositeBands 工具將衛星影像的原始資料進行波段合成，之後將波段進行調整讓水體與陸地的分界能更清楚 (圖二)，先看整個流域中是否有明顯阻擋河道之水泥構造物並記錄，再利用 ArcCatolog 創造一個 polygon 開始圈繪，原則上是取測站與測站間的河川長度中點作為分界，再以測站位置為中心點圈繪至該分界，使測站測得的污染資料更能代表該河段的實際狀況。

2.2 汙染指數的取得與加權處理:

本研究中所使用的河川汙染資料都是自行政院環境保護署的全國環境水質監測資訊網取得,對於河川汙染的評估是以河川污染指數 (River Pollution Index，RPI) 做為指標，主要是利用每個月一次的水質監測採樣，分析樣本中的溶氧量（DO）、生化需氧量（BOD5）、懸浮固體（SS）、與氨氮(NH3-N）等四項水質參數之濃度值，來計算所得之指數積分值 (S)，並判定河川水質污染程度。加權的部分則是因為環保署針對河川汙染指數積分值 (S) 做了四個等級: 未(稍)受污染(S≦2.0)、輕度污染(2.0＜S≦3.0)、中度污染(3.1≦S≦6.0)、嚴重污染(S＞6.0)，所以在輕度污染與中度汙染的區間內，選擇以下列公式進行加權: RPI Weighted = 1 - ((RPI - 2)/4))*100%)，而未(稍)受汙染的值定為 1，嚴重汙染的值定為 0，藉此將此參數控制在 0~1 之間進行後續計算。

2.3 衛星影像判釋:

判釋衛星影像主要分成兩個部分，第一個是決定日本鰻棲息地的終點，第二個是判斷河道兩岸是天然河岸還是水泥河岸，而根據在鳳山溪、宜蘭河、高屏溪與雙溪的生態調查經驗，以及過去針對水壩影響生物量的相關研究，發現日本鰻的生活範圍大約是出海口至山腳下，或是其他有明顯高度落差的攔沙壩或水壩，所以本研究依據上述兩點來判定日本鰻棲息地終點。在河道兩岸類型的判釋則依據遙測影像判釋原理 (潘等 2014)，透過陰影、直線線條與構造物規模來判定是否為人造水泥河岸，如果是天然河岸，在 HQI 計算上將水泥化程度的值定為 1，如果是人造水泥河岸，則根據前人研究所述:人造水泥河岸會使水生生物減少許多躲藏空間，進而導致該河段的資源量下降約 25% (Kimura *et al*., 2012; Itakura *et al*., 2015)，而將水泥化程度的值定為 0.75。

2.4 計算流程:

以鳳山溪 2016 年春季 (圖三) 為例:將四個採用測站在 2016 年春季的汙染指數 (經加權),與相匹配各測站的河段面積以及各河段的河道水泥化程度相乘，

會得到 4 個值，將各河段所得的值相加之後就是鳳山溪在 2016 年春季的 HQI 值 (表 1)。

結果

1. 全台灣共 38 條河川的評估結果:

本研究對全台灣各縣市共 38 條河川完成了初步的評估 (表 2)，將各河川四季的 HQI 值平均後再相加，可以得到 2014-2017 年台灣的整體 HQI 值為 44.97。

2. 整體季節性變化

將這 38 條河川依照台灣氣候條件的差異區分為:北部 (基隆市至苗栗縣)、西南部 (台中市以南至屏東縣)、東部 (宜蘭縣花蓮縣與台東縣)，再進行 HQI 季節性變化的觀察，可以發現北部與東部河川的棲地品質指數在季節變化上較穩定，西南部河川在冬季與春季河川的棲地品質指數則有明顯下降 (圖四)。

討論

1. 棲地品質指數的長期變遷

將各河川四季計算出的 HQI 值平均後再相加，可以得到 2014-2017 年全台灣共 38 條河川的整體 HQI 值為:44.97，扣除本次實驗新增的 12 條規模較小之河川，再與 (Hsu *et al*., 2016) 針對全台灣共 26 條主要河川的研究相比 (圖五)，可以發現自 2010 年代以來，台灣的河川棲地品質有些微上升的趨勢 (38.14 上升至 41.46)。

2. 棲地品質指數上升原因

為了探討是什麼參數使棲地品質上升，在後續分析中我們將過去研究的 26 條河川也依照本次研究的氣候分區分為三區，透過棲地面積數據與河川汙染數

據，將本次研究與 2010 年代的研究進行比對，結果發現北部河川的棲地面積與 2010 年代相比高了 3.8%，河川汙染指數加權分數則成長了 7.3%，西南部河川的棲地面積與 2010 年代相比高了 2.9%，河川汙染指數成長了 2.1%，東部河川的棲地面積與 2010 年代相比高了 2.4%，河川汙染指數成長了 0.9%。

從河川棲地面積的增加來探討，本次研究與過去研究相比只有衛星影像的來源有差異，過去研究是利用美國地質調查中心提供的 Landsat 衛星影像 (解析度 15 公尺)，本次研究是利用國立中央大學太空及遙測研究中心資源衛星接收站所提供的 SPOT 衛星影像 (解析度 10 公尺)，而圈繪方法與圈繪原則都相同，比較有可能的解釋為精度較高的衛星影像數據，能使衛星影像上河川沿岸的模糊地帶更少，進而減少判斷上的誤差，將兩側的河道範圍圈繪的更精細。

在本研究中，評估河川汙染程度的數據來自環保署水質監測資訊網，環保署針對台灣河川進行每個月一次的水樣調查，所以本篇研究發現經加權的河川汙染指數，與 2010 年代的數據相比有些微成長，即代表著本篇研究的 38 條目標河川，在環保署所調查的河川汙染指數有稍微下降的趨勢，這可能與近年來環保意識抬頭，河川汙染問題逐漸受到重視有關。

3. 水泥橫向構造物對日本鰻及其他生物造成的影響

在本篇研究的 38 條目標河川中，都發現河川棲地範圍內有水泥構造物，除了兩側堤防佔大多數外，在河道中也建有不少橫向構造物，相關研究指出河川棲地的生物多樣性下降速度，比起海洋生態系與陸域生態系都還來的快，原因就在於河川內的攔沙壩、水壩等等水泥構造物對生態系的影響 (Vörösmarty *et al*., 2010)，其中受影響程度最大的就是洄游生物，橫向水泥構造物造成河道產生高度上的落差，使得洄游生物無法順利通過，雖然鰻魚是具備攀爬能力的魚種，但是在過去針對歐洲鰻的研究中，也指出即使河川中的橫向水泥構造物有加裝魚梯等等的友善設施，對於幼鰻的上溯遷移仍舊會產生負面影響 (Podgorniak *et al*., 2015)，而在本實驗室進行河川生態調查的過程中，也常發現這些構造物無法完全被水體覆蓋，形成相對狹窄的河川流域，水體覆蓋面積的限制更加深了鰻魚上溯的困難度；另外在調查工作中也常發現到河川會以構造物為分界，產生兩種河川棲地環境，以雙溪的公館大橋河段為例，此處橫向水泥構造物往上游方向的河

段，因為被構造物改變了流速及流量，所以形成了寬廣且深的水域，往下游方向因為河川流量被構造物限制住，而形成了礫石裸露且深度較淺的河段，對此，有相關研究指出構造物會使原先天然河道中的多樣棲地類型變為單調，而單調的棲地環境會讓棲地中生物多樣性降低，漸漸的使棲地內的生物組成產生同質化(Homogenization) 的現象 (Poff *et al*., 2007； Liermann *et al*., 2012)。

4. 以各河川全年最低的 HQI 作為評估標準

在完成了這 38 條河川四季的 HQI 評估後，必須要設立一個判斷河川棲地品質優劣的準則，對此，考量到在日本鰻生活史中，棲息於河川棲地的黃鰻階段約佔四至六年 (Tsukamoto, 2009)，在這四至六年的成長過程中，若某一季節的河川棲地品質驟降，那麼必然會對棲息於此的日本鰻族群產生影響，因此我們以四個季節的評估結果中，HQI 值最低的季節做為判斷河川棲地品質優劣的準則，可以看出在各河川 HQI 值最低的季節中，仍保持較佳棲地品質的河川分別為：北部河川中的淡水河與後龍溪、西南部河川中的曾文溪與高屏溪、東部河川中的花蓮溪與蘭陽溪，如需實施增殖放流作業或訂定鰻魚保護河川，可以這些河川為首選。

5. 河川棲地生態調查與 HQI 評估法的比較

對河川棲地做生態調查的方法有很多種，要選擇哪種方法則取決於研究區域的範圍與研究者所需要的資料類型，針對單一河川的調查工作，除了最初的文獻回顧外，都需要實際的野外工作來蒐集數據，而野外作業的過程中，可能會利用電魚法或籠具捕捉法來探討當地生物組成，或是直接利用浮潛法觀察溪流內的生物與環境，在河川棲地水質的部份更能直接量測並取得多筆原始資料，因此針對單一河川做研究的優點，就在於研究取得數據的完整性與精確度，但為了取得這些資料，研究者會需要多次且長時間的野外工作，除了會提高研究經費，也會耗費許多人力資源與調查時間。而本篇研究利用衛星遙測影像，與環保署的水質監測資料做棲地品質的分析，雖然在資料的完整性與精確度上不及上述針對單一河川的生態調查，但是透過這種技術，我們可以省下許多研究經費與時間，並且大範圍的對河川棲地做出一個初步的評估，因此，未來如果能有更多研究經

費與研究資源的注入，或許可以將這兩種研究方法結合運用，先透過衛星遙測技術取得初步的河川棲地資訊，並利用衛星影像挑選出適當的野外調查工作河段與需要的工作內容，再將研究人力與資源準確的運用在野外作業，在理想狀態下，這樣的研究方式與流程應該能提高調查工作的效率，並取得具代表性的調查數據，但實際操作的內容仍須更進一步的討論與分析。

6. 日本鰻上溯終點的判定

本研究在判定日本鰻上溯終點與圈繪日本鰻棲地範圍的原則，與本實驗室過去研究相同，只要在衛星影像上發現有明顯阻擋河道之構造物，以及在某期衛星影像上發現河川有斷流現象產生，或是河川汙染指數等級屬嚴重汙染的河段，我們就將這個位置視為日本鰻上溯終點，依照這些判定原則我們可以避免掉優化日本鰻棲地範圍的風險，從而判定出最保守的日本鰻上溯終點，但透過台灣歷年日本鰻與鱸鰻被捕獲的位置紀錄 (圖六)，可以發現雖然日本鰻被捕獲的位置大致上都分布於河口至河川中游，不過有少數幾尾的日本鰻是早年在上游河段被捕獲到的，而這些河段在本次研究並無圈繪進日本鰻棲地範圍，因此在往後的相關研究中可以試著分析並探討這些河段目前是否有日本鰻棲息的可能，圈繪出最符合目前棲地情況的日本鰻棲地範圍。

結論

綜合本篇研究結果，可以看出近年來台灣主要河川的棲地品質與 2010 研究相比有小幅上升的趨勢，可能的原因為環保意識抬頭，河川汙染問題越來越受到大家重視，進而導致河川汙染程度降低，以及本篇研究使用了更高解析度的衛星影像做分析，使河川棲地面積在計算上更準確。而各河川因為地理分布關係與氣候條件不同，會有河川棲地品質的季節性變化發生，因此在選擇增殖放流與封溪護漁的目標河川時，應該要優先選擇棲地品質指數較高且較穩定的河川，例如北部河川中的淡水河與後龍溪、西南部河川中的曾文溪與高屏溪、東部河川中的花蓮溪與蘭陽溪，以利於日本鰻生存與保育。

文獻

曾萬年, 韓玉山, 塚本勝巳, 黑木真理. (2013) 鰻魚傳奇. 蘭陽博物館出版.

曾晴賢. (2002) 台灣河川洄游生物的習性. 科學發展, 352 期.

潘國樑, 張國楨. (2014) 遙測影像判釋原理。五南出版社。

Chen, J.-Z., Huang, S.-L., & Han, Y.-S. (2014) Impact of long-term habitat loss on the Japanese eel *Anguilla japonica*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 151: 361-369.

Chen, S.-W., Lee, H.-Y., & Han, Y.-S. (2017) Relationship between *Anguilla* eels coloration and their habitat usage : The case of *A. japonica* and *A. marmorata. master's dissertation.* National Taiwan University.

Dekker, W. 2004. Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel. Faculteit der Natuurwetenschappen, Wiskunde en Informatica. Amsterdam, Universiteit van Amsterdam. Ph. D. : 186 pp.

Han, Y. S., & Tzeng, W. N. 2007. Sex-dependent habitat use by the Japanese eel Anguilla japonica in Taiwan. Marine Ecology Progress Series, 338: 193-198.

Hsu, N.-C., Han, Y.-S. 2016. Assessing Japanese eel (*Anguilla japonica*) resource in Taiwan by using Habitat Quality Index (HQI). National Taiwan University.

Itakura, H., Kaino, T., Miyake, Y., Kitagawa, T., & Kimura, S. 2015a. Feeding, condition, and abundance of Japanese eels from natural and revetment habitats in the Tone River, Japan. Environmental Biology of Fishes, 98(8): 1871-1888.

Kaifu, K., Tamura, M., Aoyama, J., and Tsukamoto, K. 2010. Dispersal of yellow phase Japanese eels Anguilla japonica after recruitment in the Kojima Bay-Asahi River system, Japan. Environmental Biology of Fishes, 88(3): 273-282.

Kimura, S., Tsukamoto, K., & Sugimoto, T. 1994. A model for the larval migration of the Japanese eel: roles of the trade winds and salinity front. Marine Biology, 119(2): 185-190.

Kimura, S., Inoue, T., & Sugimoto, T. 2001. Fluctuation in the distribution of low-salinity water in the North Equatorial Current and its effect on the larval transport of the Japanese eel. Fisheries Oceanography, 10(1): 51-60.

Kimura, S., Itakura, H., Miyazaki, S., & Zenimoto, K. 2012. Environmental characteristics of the Japanese eel migration from spawning grounds to nursery grounds. The 15 Annual Meeting of East Asia Eel Resource Consortium, Taipei, Taiwan (2012) 29.

Liermann, C. R., Nilsson, C., Robertson, J., Ng, R. Y. 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. BioScience 62, 539–548.

Okamura, A., Horie, N., Mikawa, N., Yamada, Y., & Tsukamoto, K. 2014. Recent advances in artificial production of glass eels for conservation of anguillid eel populations. Ecology of Freshwater Fish, 23(1): 95-110.

Orrego, R., Adams, S. M., Barra, R., Chiang, G., & Gavilan, J. F. 2009. Patterns of fish community composition along a river affected by agricultural and urban disturbance in south-central Chile. Hydrobiologia, 620(1): 35-46.

Otake, T., Miller, M. J., Inagaki, T., Minagawa, G., Shinoda, A., Kimura, Y., Sasai, S., Oya, M., Tasumi, S., & Suzuki, Y. 2006. Evidence for migration of metamorphosing larvae of *Anguilla japonica* in the Kuroshio. Coastal Marine Science, 30(2): 453-458.

Podgorniak, T., Angelini, A., Blanchet, S., de Oliveira, E., Pierron, F., Daverat, F. 2015. Climbing experience in glass eels: a cognitive task or a matter of physical capacities? Physiology & Behavior. 151: 448-455.

Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., Pepin, D. M. 2007.Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 104(14): 5732–5737.
Shao, C.-T., Han, Y.-S. 2015. Long term changes of habitat quality and its relation to Japanese eel *Anguilla japonica* of population decline in Yilan, Fengshan and Kaoping Rivers. National Taiwan University.

Shinoda, A., Aoyama, J., Miller, M. J., Otake, T., Mochioka, N., Watanabe, S., Minegishi, Y., Kuroki, M., Yoshinaga, T., Yokouchi, K., Fukuda, N., Sudo, R., Hagihara, S., Zenimoto, K., Suzuki, Y., Oya, M., Inagaki, T., Kimura, S., Fukui, A., Lee, T. W., & Tsukamoto, K. 2011. Evaluation of the larval distribution and migration of the Japanese eel in the western North Pacific. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 21(3): 591-611.

Tatsukawa, K. 2003. Eel resources in east Asia. Eel Biology, Springer 293-298.

Tukamoto, K. 1990. Recruitment mechanism of the eel, *Anguilla japonica*, to the Japanese coast. Journal of Fish Biology, 36(5): 659-671.

Tsukamoto, K. 1992. Discovery of the spawning area for Japanese eel. Nature, 356(6372): 789-791.

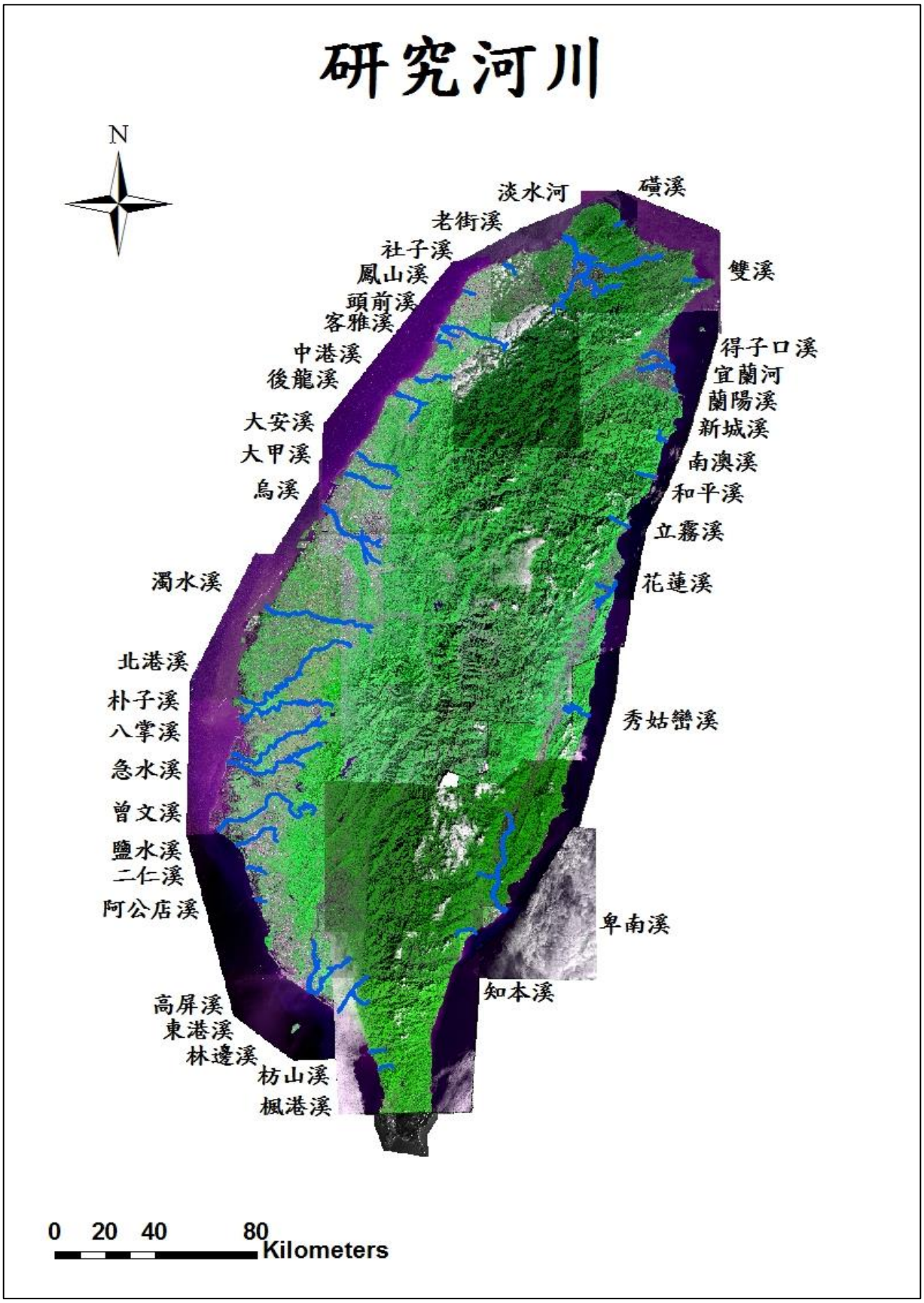
Tsukamoto, K. 2006. Oceanic biology: Spawning of eels near a seamount. Nature, 439(7079): 929-929.

Tsukamoto, K. 2009. Oceanic migration and spawning of anguillid eels. Journal of Fish Biology, 74(9), 1833-1852. doi: 10.1111/j.1095-8649.2009.02242.x

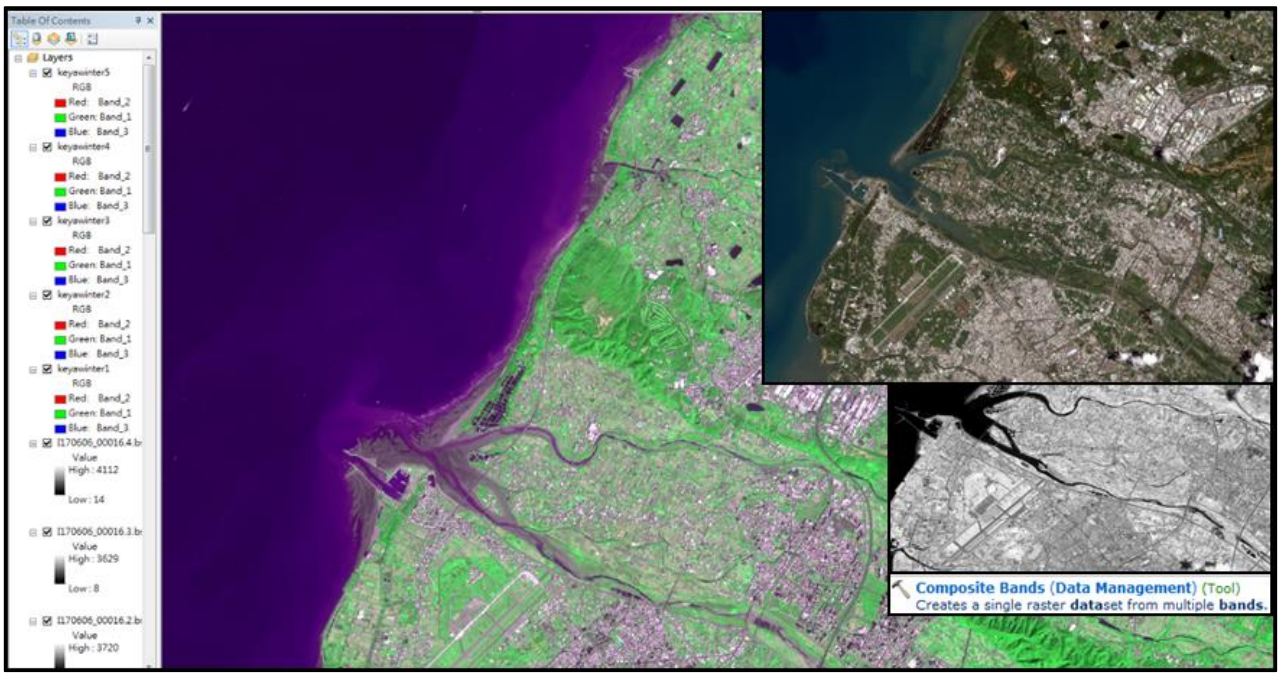
Tzeng, W.-N., Tseng, Y.-H., Han, Y.-S., Hsu, C.-C., Chang, C.-W., Di Lorenzo, E., & Hsieh, C.-h. 2012. Evaluation of multi-scale climate effects on annual recruitment levels of the Japanese eel, Anguilla japonica, to Taiwan. Plos One, 7(2): e30805.

Tzeng, W.-N., Shiao, J.-C., Iizuka, Y. 2002. Use of otolith Sr: Ca ratios to study the riverine migratory behaviors of Japanese eel *Anguilla japonica*. Marine Ecology Progress Series, (245): 213-221.

Vörösmarty, C. J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. Reidy Liermann and P. M. Davies. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. Nature, 467(7315): 555-561.

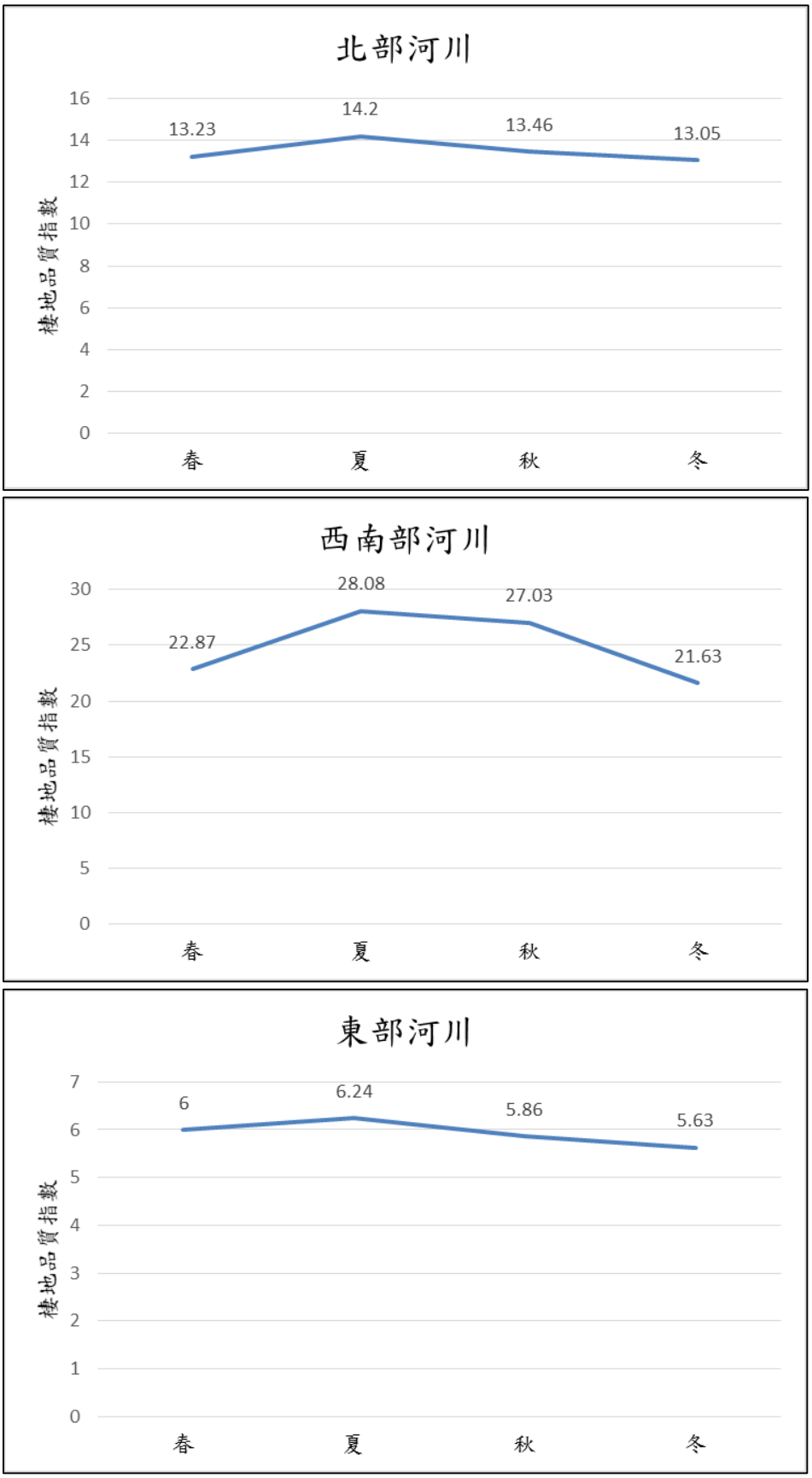


圖一、全台研究河川共三十八條。

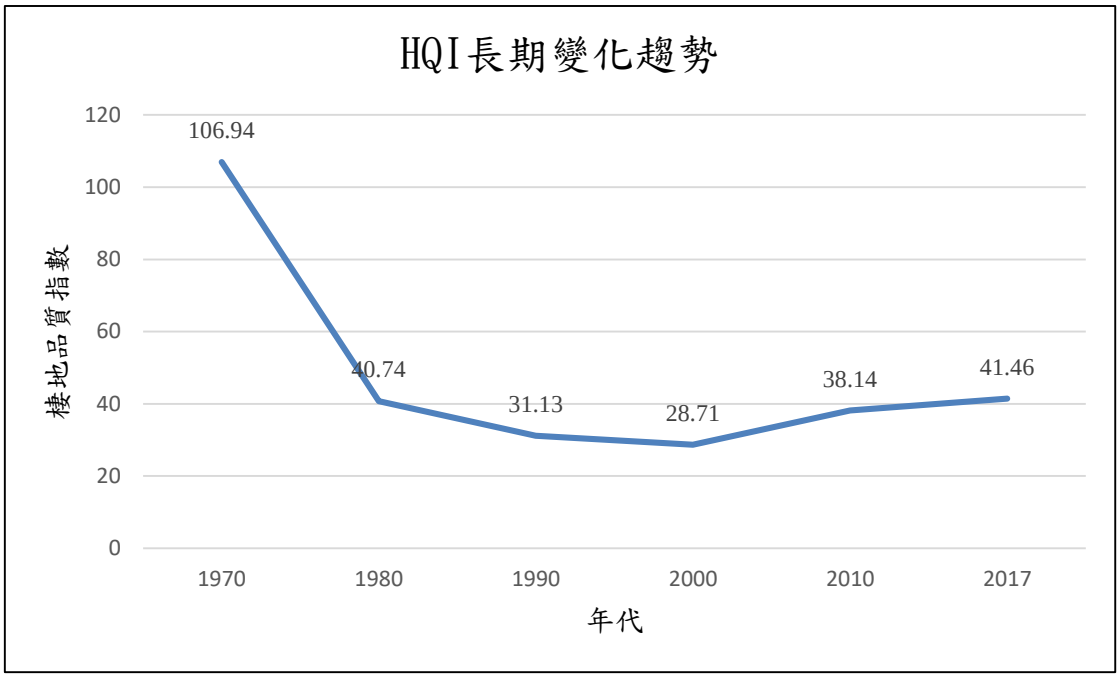


圖二、波段調整示意圖。

圖三、鳳山溪 2016 年春季



圖四、北部、西南部、東部河川的 HQI 值與季節的對照



圖五、HQI 長期變化趨勢

圖六、全台日本鰻與鱸鰻捕獲位置分佈圖

表 1、鳳山溪春季的 HQI 值計算表

Station	Area (Km^2)	RPI weighted	Revetment	HQI
台十五線鳳山溪橋	0.55	0.65	0.75	0.27
台一線鳳山溪橋	0.17	1	0.75	0.13
新埔大橋	0.31	1	0.75	0.23
三聖橋	(eDNA 監測結果顯示無日本鰻棲息，不列入計算)			
渡船大橋	0.21	1	0.75	0.16
				總和=0.63

表 2、全台灣各縣市共 38 條河川的評估結果 (面積為河川內各分段面積所相加，汙染為各測站經加權過後的 RPI 值平均所得，HQI 為四季計算結果的平均值)

河川名稱	面積(km^2)	汙染(經加權)	水泥化	HQI
淡水河	25.73	0.59	0.75	8.19
老街溪	0.34	0.42	0.75	0.11
社子溪	0.34	0.3	0.75	0.08
鳳山溪	1.41	0.96	0.75	1.01
頭前溪	1.54	1	0.75	1.16
客雅溪	0.52	0.35	0.75	0.14
中港溪	2.04	0.6	0.75	0.48
後龍溪	2.53	0.99	0.75	1.83
大安溪	1.14	1	0.75	0.85
大甲溪	1.14	0.98	0.75	0.83
烏溪	6.72	0.8	0.75	3.97
濁水溪	6.78	0.77	0.75	4.01
北港溪	3.89	0.22	0.75	0.51
朴子溪	4.02	0.26	0.75	0.91
八掌溪	3.1	0.53	0.75	1.2
急水溪	2.63	0.28	0.75	0.56
曾文溪	7.43	0.92	0.75	5.12
鹽水溪	1.39	0	0.75	0
二仁溪	1.54	0.16	0.75	0.21
阿公店溪	0.46	0	0.75	0
高屏溪	13.05	0.63	0.75	5.54
東港溪	2.47	0.43	0.75	0.63
林邊溪	0.45	0.75	0.75	0.25
枋山溪	0.24	0.9	0.75	0.76
楓港溪	0.19	1	0.75	0.14
知本溪	0.47	0.78	0.75	0.28
卑南溪	0.3	0.87	0.75	0.2
秀姑巒溪	1.4	0.93	0.75	0.98
花蓮溪	1.68	0.94	0.75	1.17
和平溪	0.34	0.71	0.75	0.18
立霧溪	0.24	0.75	0.75	0.13
南澳溪	0.47	0.97	0.75	0.34
新城溪	0.1	1	0.75	0.08

蘭陽溪	2.44	0.87	0.75	1.59
宜蘭河	0.42	0.8	0.75	0.25
得子口溪	1.45	0.71	0.75	0.78
雙溪	0.56	1	0.75	0.42
磺溪	0.1	0.99	0.75	0.08
38 條河川 HQI 總和				44.97
26 條主要河川 HQI 總和				41.46

寄生燈科魚之膚孢蟲屬原蟲簡介

曾柏諺[1]、施秀惠[1,2,*]
[1] 國立臺灣大學生命科學系
[2] 國立臺灣大學漁業推廣委員會
*通訊作者：(02) 33662504/shihhh@ntu.edu.tw

一、綠蓮燈出現白色線狀囊體無法可救

我們研究寄生性原蟲膚孢蟲的動機，實發端於探索真相的好奇心。現為本系碩士班研究生的第一作者，入學前曾在水族景觀設計公司工作年餘，發現進口之野生綠蓮燈(學名: *Paracheirodon simulans*，類霓虹脂鯉)體表出現囊泡般的線狀寄生物體(圖一)。

囊泡呈半透明狀，直徑約 3 微米，囊泡內則有半徑約 1 微米的白色線狀體；此線狀體穩定存在囊泡中，並無任何蠕動或扭動等活動跡象。囊泡好發於魚體之鰭條基部、鰭條末端、軀幹表面、眼眶和吻部等部位。發病魚隻之活動力起初並無異狀，唯後期囊泡愈益增大，影響魚隻游泳與進食，導致其疑似營養不良而死亡。

在飼養魚隻過程中發現，該寄生物在水族箱內有傳染跡象，其他原本健康之魚隻陸續出現新生之半透明囊泡，囊泡中亦有逐漸增長的白色線狀體。然而，此病症似僅限於綠蓮燈之間相互傳染且於春秋兩季復發，卻不會傳染給同一水族缸中的其他魚種。

由於在魚隻感染後，體表出現如水泡般的囊泡，觀賞價值全失，公司必須不斷以新進魚隻更換客戶水族箱中的發病個體，遂與同仁以「泡泡蟲」暱稱之。奇特的是，在公司畜養健康無礙的野生綠蓮燈，換至客戶水族箱後，不出數週便出現囊泡症狀，著實不堪其擾。

當時與公司同仁嘗試以粗鹽、Octozin (英國 Waterlife Research Ind. Ltd 的商品)、珊瑚骨、剋原蟲(宗洋水族有限公司的商品)等觀賞魚用藥，加以治療。投藥數個月，並未產生任何成效。即便體外的白色線狀體偶然消失，也難以確定究竟是用藥生效? 抑或是該寄生物重啟生活史新循環而導致體外寄生物短暫消失? 疑問猶未獲解。

事件過程中，公司庫存和客戶水族箱，共計折損近百條綠蓮燈。當時公司內部即討論懷疑，藥劑未見效的原因是否由於誤判病原體？研究生遂動念以光學顯微鏡觀察並鑑定該白色線狀物，尋求對症下藥之道。去年 5 月首次解剖死亡魚隻，將其體表囊泡中的白色線狀體挑出，以複式顯微鏡檢查，發現其並非肉眼認定、俗稱線蟲之圓蟲動物門(Nematoda)物種，亦非預期中的單一個體。顯微構造顯示：白色線狀體實為一囊體狀結構，囊中充滿著無數個圓形顆粒，弄破囊體後，圓形顆粒釋出(圖二)。

二、師法經濟魚類病害研究先例

白色線狀囊體的身分直至去年 7 月，研究生偶然在從事定置網漁業友人的藏書中，發現在針孢子蟲目(單孢子目，Haplosporidia)的條目下，鱸魚膚孢蟲(*Dermocystidium percae*)的囊孢結構與鏡檢觀察所得非常相似，至此確立了檢索資料的目標與方向(李，1989)。

檢索膚孢蟲屬(*Dermocystidium*)資訊時發現:在臺灣的觀賞魚相關平台上，早在 2009 年即有相關病症描述並佐以照片(NorthernStar，2009)。而在臉書社團、論壇、部落格與 PTT 上，更有多起相關討論(王, 2014；Vladimir, 2014；Hite, 2017；Wei Wei, 2017；2019; Bassleer, 2018)，方知近十年來，此寄生蟲病在觀賞魚社群已造成極大困擾(圖三)。

雖然在國內外觀賞魚平台之資訊較為簡陋，但若將搜尋範圍擴及養殖漁業，則可發現膚孢蟲屬原蟲寄生於歐洲鰻(*Anguilla Anguilla*)、大口鯰(*Silurus meridionalis*)、尼羅吳郭魚(*Oreochromis niloticus*)、帝王鮭(*Oncorhynchus tshawytscha*)、錦鯉(*Cyprinus carpio*)等諸多經濟性魚類，導致危害之紀錄(表一)(畑井，1986；Zhang & Wang, 2005; Fujimoto et al., 2018；Mahboub & Shaheen, 2019)。

我們認為對臺灣的水產領域而言，感染尼羅吳郭魚以及錦鯉的紀錄尤其重要。因為尼羅吳郭魚是我國重要養殖魚類「福壽魚」(*Oreochromis mossambica*♀ × *O. niloticus*♂)與「單性吳郭魚」(*O. niloticus*♀ × *O. aurea*♂)之親本魚種，根據親緣關係可推測膚孢蟲極有可能成為其寄生物種。然而膚孢蟲對上述雜交魚種可能之感染性、危害性以及病理情況等，臺灣目前尚未有相關研究。

埃及養殖之尼羅吳郭魚曾遭未確定種類之膚孢蟲感染，調查發現感染盛行

率高達 31.2%。病魚行動相當遲緩，皮膚更有多處脫鱗、發黑及潰爛情況；解剖死魚時發現其肝臟、脾臟、腎臟、胃與消化道等處，次第有好發頻率不等的結節(nodules)產生，肝臟上結節的出現率更高達 58.6%。此外，在污染度較高、溫度較低、鹽度較高、酸鹼值較低且含有較多有機物的水質中，有促進此種膚孢蟲症爆發的趨勢(Mahboub & Shaheen, 2019)。臺灣的養殖環境是否具有相近之感染條件，仍有待進一步觀察。

吳郭魚是臺灣相當重要的經濟魚種，在 2013 年至 2017 年的年平均產量達 67,810 公噸，產值為 31 億 6 千 174 萬新臺幣。若單以 2017 年的產量 63,329 公噸計算，則有 28 億 3 千餘萬之產值，約占臺灣養殖漁業總產值的 8%(詹，2018)。

然而，行政院農業委員會於 106 年 6 月 22 日農防字第 1061481695 號公告修正的《活魚與其配子及受精卵之輸入檢疫條件》所示，在臺灣進口的三種吳郭魚中，指定檢疫疾病為「病毒性腦病及視網膜病」(Viral encephalopathy and retinopathy, VER)和「吳郭魚湖泊病毒」(Tilapia Lake Virus, TiLV)兩種病毒，並未納入膚孢蟲之檢疫。顯示國內對膚孢蟲症之感染風險，仍尚未警覺。

三、綜述治療方法

文獻對魚類罹患膚孢蟲症之治療方法有限，列舉如下。歐洲鰻感染鰻魚膚孢蟲(*D. anguillae*)後，在鰓部形成腎形與梨形之囊體，若將水溫提升至 30℃，可使囊體外圍模糊，最終崩解消失(畑井等，1989)。至於日本鰻身上所見者是否為相同寄生物種，尚不得而知。然而，當實施上述提高水溫之治療法，囊體脫落後曝露之傷口將潰傷，後續之治療則相當關鍵，需搭配抗細菌和真菌之藥物輔助，以預防續發性感染，避免併發症伺機發生(畑井等，2007)。

針對感染錦鯉膚孢蟲(*D. koi*)的錦鯉，曾以下述綜合療法予以治療:首先清除魚體未成熟(破裂)之囊體，加入氯化鈉將水體鹽分調至 0.2%，同時餵食含 0.125% 歐索林酸(Oxolinic acid)的食錠 20 日，再添加孔雀綠抑制感染擴散等。結果發現，以手術移除未成熟囊體似能有效防範疾病復發，但對於體表囊體已破裂且釋放孢子的感染魚隻而言，卻未能在次年有效防止疾病復發；至於氯化鈉、歐索林酸與孔雀綠，亦僅能達到預防其他病原體伺機侵入之效用，而無法抑制膚孢蟲傳播(Wildgoose, 1995)。

截至目前，魚類感染膚孢蟲之大多數病理紀錄，多侷限於肉眼或光學顯微鏡之觀察描述。在國內外觀賞魚論壇上，亦有魚友嘗試改變水質酸鹼度、軟硬度、投入抗生素和甲基藍等不同療法，卻未獲得有重現性或機制明確之有效療法。歸納國內外論壇與文獻，建議之策略亦僅限於:以支持療法協助病魚、消毒飼育環境並注意觀賞魚購買來源等(李，1989)。由此可知，魚類膚孢蟲症之治療與預防仍屬未知領域，有待深入研究。

四、膚孢蟲之分類及囊體時期生活史

膚孢蟲屬(*Dermocystidium*)原蟲之分類地位隸屬後鞭毛生物(Opisthokonta)、動物總界（Holozoa）、中黏菌門(Mesomycetozoea)、膚孢蟲目(Dermocystida)。膚孢蟲屬最早在法國的斑點蠑螈(*Triturus marmoratus*)）上發現皮膚病症(Pérez, 1907)，Pérez 將該物種命名為 *Dermocystis pusula*。不過 Pérez 後來發現，此屬名已先被用於魚類吸蟲(trematodes)之命名(Stafford, 1905)，故於 1908 年更名為 *Dermocystidium* (Borteiro et al., 2018)。

檢索文獻發現，膚孢蟲目原蟲的寄主類群相當廣泛，包含淡水魚、海水魚、兩棲類、鳥類以及家畜，絕大部分都發生於水域或水生環境(Borteiro et al., 2018)，導致寄主皮膚與黏膜病變。線上資料庫 Index Fungorum 記錄顯示，膚孢蟲屬共計有 14 種物種，而在文獻中則提及有 20 種物種(Lom & Dykova, 1992; Fujimoto et al., 2018)。

根據檢索資料以及我們的觀察顯示，膚孢蟲屬原蟲似有相當程度的寄主專一性，因此推測:感染綠蓮燈體之膚孢蟲可能為新物種。同時膚孢蟲之囊體好發於溫差大的春、秋兩季，發育似與環境溫度有關，據此擬訂之研究目標如下:鑑定物種、解析膚孢蟲生活史、嘗試發展出有效的治療方法。

關於寄生於魚類體表之膚孢蟲的發育情況，描述最為完善者為發生在芬蘭與愛沙尼亞、感染歐洲河鱸(*Perca fluviatilis*)與梅花鱸(*Gymnocephalus cernuus*)的鱸魚膚孢蟲(*D. percae*)。本文以此為例，概要說明其生活史(Pekkarinen & Lotman, 2003)。

歐洲河鱸感染鱸魚膚孢蟲的文獻記載始於 1950 年，由 Reichenbach-Klinke 察覺其皮下組織有長橢圓的囊體。隨後 Pronin 也於 1976 年發現貝加爾湖的歐洲

河鱸普遍感染了鱸魚膚孢蟲，同時描述其囊體大小與型態如下: 三種不同形狀(長棒狀、圓球狀、雞蛋狀)的小囊體，以及兩種大囊體(圓球狀、梨狀)；然而認為應屬於同一物種，囊體大小與形狀僅為不同之發育成熟度而已。

Pekkarinen 等人於 1988 年開始研究鱸魚膚孢蟲的生命週期以及在芬蘭的盛行率，發現在歐洲河鱸身上可同時出現長棒狀和圓形趨於啞鈴形的兩種囊體，且發育程度相當，並無形態上的過渡期，故認為這兩種不同外形的囊體應屬於兩種物種。鱸魚膚孢蟲的長形囊體分布於腹鰭、尾鰭、臀鰭的鰭條上，背鰭最為罕見；少見於鰓蓋、眼眶、喉部、肛門外圍。囊體全年皆出現，在冬季發育能力較差，疑似以囊體狀態越冬。

囊體的最外圍有一層體壁，較年輕囊體的體壁較薄(小於 1 微米)，成熟的囊體的則較厚(可大於 2 微米)。囊體中含有原生質，是為原形母細胞(plasmodium mother cell)，並具有可見的細胞核、星狀的核仁等結構，屬於最早期的多核原生質團(plasmodia)。儘管年幼的囊體多為圓球形，然而隨著囊體日益成熟，會出現異速生長(allometry)的趨勢，隨著物種不同而發育成不同形狀，如鱸魚膚孢蟲多發育為短棒狀，且在囊體壁外側出現絨毛(villi)等異於其他膚孢蟲物種的結構。此時囊體內的多核原生質團亦有變化，其中的細胞核會開始降解，出現核凝縮現象(pyknosis)，該細胞核分裂為許多凝縮團塊(pyknotic clump)。

在更成熟的囊體中，所含的多核原生質團會浮現許多染色質小點，作者推測應為後續多核原生質團的前身；隨後多核原生質體會繼續分裂，形成體積更小的原生質團，再接著分裂出具有多個細胞核的孢子母細胞(sporont)(圖四)。孢子母細胞會再分裂成數個孢子原細胞(sporoblast)，其中含有脂肪顆粒以及非脂肪顆粒的包涵體(inclusion)，以至於孢子原細胞外觀呈現相當不規則狀，而後隨著發育成熟，孢子原細胞漸趨於圓形。

孢子原細胞隨後發育為成熟孢子(spore)，內部之包涵體為稍微偏離中心的圓形，在顯微鏡下相當明顯；此時孢子周圍與孢子壁上有黏液產生，推測當孢子從囊體釋出後，應可協助其黏附到其他物體上。孢子發育期間，包涵體的體積逐漸變小，脂肪顆粒的數量也逐漸減少，同時孢子本身體積逐漸增加。在不同水溫下，孢子的發育速度不同，於 25℃時僅需要兩天即可進入下一發育階段，而在 15℃時則需要 6 天，10℃時更需要 12 至 14 天時間。

孢子壁內之孢子繼續分裂，形成一含有許多動孢子(zoospore)的套膜(envelope)。在此套膜中可見許多折射體(refractile body)，即為分裂發育出的動孢子。動孢子發育成熟後長出鞭毛(flagella)，可鑽破套膜與囊體，進入水體(圖五)。然而之後動孢子的去向卻不得而知，可能侵入下一個寄主、開始下一輪生命週期；唯在水體中另有變形蟲狀生物體(amoebae-like organism)出現，不確知是否為脫去鞭毛的動孢子發育而成(Pekkarinen & Lotman, 2003)。

五、結語及展望

關於膚孢蟲的生活史與發育週期，尚有許多疑問有待釐清，譬如:動孢子與變形蟲狀生物體是否為相同物種的不同階段? 動孢子如何進入寄主體內? 如何發育成肉眼可見的囊體? 至今文獻闕如。研究僅侷限於對新鮮及染色囊體之顯微構造觀察描述，以及魚類寄主的病理情況。

雖有學者建議以高溫療法輔助，不過在初步了解膚孢蟲生活史後可知，高溫雖有助於加速其生活史進行，且此法亦常用於如白點病等諸多觀賞魚寄生蟲治療，但仍需搭配相關藥物，以殺死游離於水體中的蟲體，否則亦可能二度感染，無法根治膚孢蟲之傳播與感染。

膚孢蟲對養殖漁業造成之隱憂，已如上述；此外，經濟價值益趨重要的觀賞魚產業亦深受威脅。據漁業署〈歷年漁業生產量值〉所載，2018 年臺灣觀賞魚之產值已高達新臺幣 10.48 億元，而今年 10 月舉辦之「臺灣觀賞魚博覽會」活動則已為第十屆，顯見國內觀賞魚產業之蓬勃發展。然而對台灣存在之膚孢蟲屬原蟲及其相近分類群的分類鑑定、盛行率乃至治療方法等學術研究仍未起步，隨著國內觀賞魚養殖、水族景觀設計等產業之日益發展，此類疾病導致之風險管理更不可不慎。

展望未來研究工作，由於膚孢蟲為微小之單細胞物種，除型態特徵外，必須開發出更可信的鑑定方法，我們預備分析其核酸組成，建立分子鑑定程序與標準，據以鑑定市面上觀賞魚所感染之膚孢蟲的確切種類。繼而建構其完整生活史，查明動孢子之傳播與入侵寄主途徑，是否如鮭魚膚孢蟲(*D. salmonis*)般可直接穿透寄主表皮、進而化為囊體發育(Olson et al., 1991)? 感染之標的器官除真皮層與表皮層間之外，是否可能在魚體肝臟和消化道等處產生病灶? 上述關鍵議題皆有待釐清。

此外，我們亦擬依循柯霍氏法則(Koch's postulates)，完成物種內及物種間的再感染實驗:以獨立來源且超過一年以上未發生膚孢蟲感染的魚體，經人工感染此病原體；俟魚隻發病後，確認其病徵並分離出病原，基於型態構造與分子序列等特徵，鑑定是否為同種膚孢蟲。同時擬測試溫度、酸鹼值和硬度等水文條件，對膚孢蟲動孢子傳播之效應，嘗試經由環境管理策略，達成防治膚孢蟲之目標。

六、參考文獻

王北辰 (2014)。線蟲?錨蟲?勾蟲?長在紅蓮燈身上的白色有泡寄生蟲 *Philometra* sp. Blogger 北辰的水族與旅遊紀錄。Retrieved October 13, 2019, from http://northernstar-aquarium.blogspot.com/2014/12/philometra.html

李定安 (1989)。魚病與防治/李定安編譯(增訂版)，170-172 頁。農學有限公司(農學社)。

畑井喜司雄 (1986)。魚の真菌症 マイコトキシン, 1986 (24), 5-8。

畑井喜司雄，小川和夫 & 廣瀨一美 (1989)。魚病圖鑑=Atlas of fish diseases ，127 頁。畑井喜司雄，小川和夫，廣瀨一美編。東京:綠書房。

畑井喜司雄，任曉明&小川和夫 (2007)。新鱼病图谱=新魚病図鑑 =New atlas of fish diseases。畑井喜司雄, 小川和夫编著; 任曉明主譯(第 1 版 ed.)。北京: 國農業大學出版社。

詹滿色(2018)。吳郭魚全球與國內供需市場分析。海大漁推, 48, 49-65.

Bassler, G. (2018). Retrieved October 13, 2019, from https://www.facebook.com/gmobassleer/posts/2264467923570234

Borteiro, C., Baldo, D., Maronna, M. M., Baeta, D., Sabbag, A. F., Kolenc, F., ... & Ubilla, M. (2018). Amphibian parasites of the Order Dermocystida (Ichthyosporea): current knowledge, taxonomic review and new records from Brazil. Zootaxa, 4461(4), 499-518.

Bruno, D. W., Nowak, B. & Elliott, D. G. (2006). Guide to the identification of fish protozoan and metazoan parasites in stained tissue sections. Diseases of Aquatic Organisms, 70(1-2), 1-36.

Dykova, I. & Lom, J. (1992). New evidence of fungal nature of *Dermocystidium koi* Hoshina and Sahara, 1950. Journal of applied ichthyology, 8(1-4), 180-185.

Fujimoto, R. Y., Couto, M. V., Sousa, N. C., Diniz, D. G., Diniz, J. A. P., Madi, R. R., ... & Eiras, J. C. (2018). *Dermocystidium* sp. infection in farmed hybrid fish *Colossoma macropomum*× *Piaractus brachypomus* in Brazil.

Hite. (2017). *Dermocystidium*. Blogger Hite's fish world. Retrieved October 13, 2019, from http://hitefishworld.blogspot.com/2017/09/dermocystidium.html

Hoshina, T. & Sahara, Y. (1950). A new species of the genus *Dermocystidium*, *D. koi* sp. nov., parasitic in *Cyprinus carpio* L. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries 15, 825-829.

Langenmayer, M. C., Lewisch, E., Gotesman, M., Hoedt, W., Schneider, M., El-Matbouli, M. & Hermanns, W. (2015). Cutaneous infection with *Dermocystidium salmonis* in cardinal tetra, *Paracheirodon axelrodi* (Schultz, 1956). Journal of Fish Diseases, 38(5), 503-506.

Lom, J. & Dykova, I. (1992). Protozoan Parasites of Fishes (Developments in Aquaculture and Fisheries Science). Elsevier, Amsterdam, 26, 1-315.

Mahboub, H. H. & Shaheen, A. A. (2019). Prevalence, diagnosis and experimental challenge of *Dermocystidium* sp. infection in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Egypt. Aquaculture, 734556.

NorthernStar. August 7, 2009. [閒聊] ＊你＊的錨蟲. PTT Aquarium. Retrieved October 13, 2019, from http://www.ptt.cc/bbs/Aquarium/M.1249620030.A.89B.html

Olson, R. E., Dungan, C. F., & Holt, R. A. (1991). Water-borne transmission of *Dermocystidium salmonis* in the laboratory. Diseases of Aquatic Organisms, 12(1), 41-48.

Pekkarinen, M. & Lotman, K. (2003). Occurrence and life cycles of *Dermocystidium* species (Mesomycetozoa) in the perch (*Perca fluviatilis*) and ruff (*Gymnocephalus cernuus*)(Pisces: Perciformes) in Finland and Estonia. Journal of Natural History, 37(10), 1155-1172.

Pérez, C. (1907). *Dermocystis pusula*, organisme nouveau parasite de la peau des tritons. Comptes Rendus des Seances de Societe de Biologie (Paris) 63, 445– 447.

Stafford, M.A. (1905). Trematodes from Canadian vertebrates. Zoologischer Anzeiger, 28, 681-694.

Steckert, L. D., Cardoso, L., Tancredo, K. R., Martins, M. L. & Jeronimo, G. T. (2019). *Dermocystidium* sp. in the gills of farmed *Oreochromis niloticus* in Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 91(3).e20180959. Epub September 23, 2019. https://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201920180959

Vladimir Kovalyov. December 9, 2014 (update on January 14, 2016). Дермоцистидиум и дермоцистидиоз у аквариумных и прудовых рыб. aquariumOK.ru. Retrieved September 29, 2019, from https://aquariumok.ru/content/dermotsistidium_i_dermotsistioz_u_akvariumnyh_i_prudovyh_ryb

Wei Wei(煒煒). March 15, 2019. Facebook Group 燈魚俱樂部. Retrieved September 29, 2019, from

https://www.facebook.com/groups/966068433409099/permalink/2685076831508242/

Wei Wei（煒煒）. December 15, 2017. Facebook Group 燈魚俱樂部. Retrieved September 29, 2019, from

https://www.facebook.com/groups/966068433409099/permalink/2032371383445460/

Wildgoose, W. H. (1995). *Dermocystidium koi* found in skin lesions in koi carp (*Cyprinus carpio*). The Veterinary record, 137(13), 317.

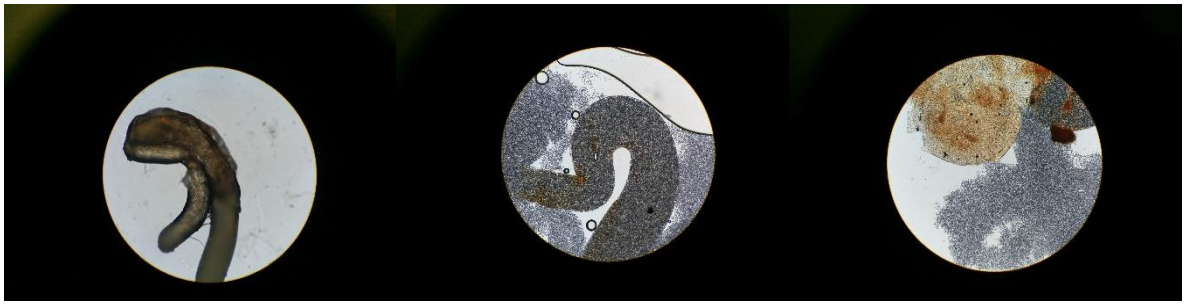
Zhang, Q. & Wang, Z. (2005). *Dermocystidium* sp. infection in cultured juvenile southern catfish *Silurus meridionalis* in China. Diseases of aquatic organisms, 65(3), 245-250.

表一、日本地區魚類罹患膚孢蟲症之寄主與膚孢蟲屬原蟲記錄

寄主魚種	膚孢蟲屬原蟲
歐洲鰻（*Anguilla anguilla*）	*D. anguillae*
烏鱧（*Channa argus*）	*D. kwantungenesis*
鯉魚（*Cyprinus carpio*）	*D. cyprini, D. erschovi, D. kamilova, D. kobiacovae, D. koi*
白斑狗魚（*Esox lucius*）	*D. vejdovskyi*
三刺魚（*Gasterosteus aculeatus*）	*D. gasterostei*
日本真鱸（*Lateolabrax japonicus*）	*D. percae*
虹鱒（*Oncorhynchus mykiss*）	*D. branchialis, D. pusua*
帝王鮭（*Oncorhynchus tshawytscha*）	*D. salmonis*
多刺魚（*Pungitius* sp.）	*D. cuticulare*

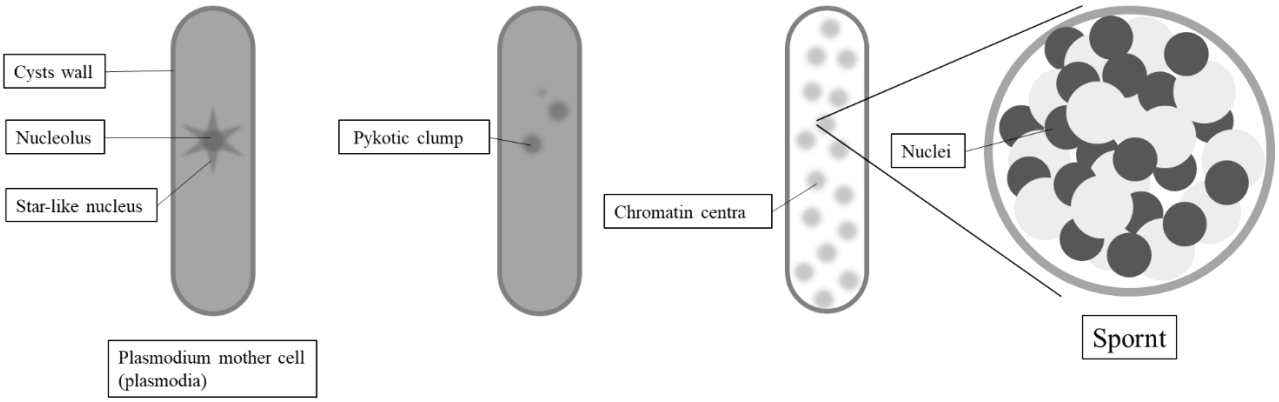
資料來源: 畑井，1986。

圖一、出現半透明囊泡的綠蓮燈。水族箱中的綠蓮燈，在軀幹、喉部、魨鰭及尾鰭等處出現半透明囊泡，其中含有白色線狀體（攝於 2018 年 11 月 19 日）

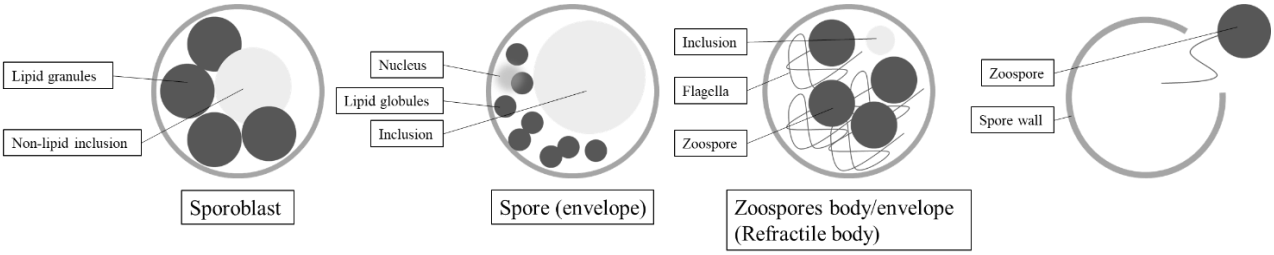


圖二、白色線狀體之顯微構造圖。白色線狀體實為含有無數顆粒的囊體，囊體破裂後，釋出內部的圓形顆粒，留下空囊。

圖三、不同科之觀賞魚感染膚孢蟲的發病情況。白色線狀體出現之部位相當多元，包括頭部、尾柄、脂鰭和軀幹等處，半透明囊體內存有白色線狀體(Wei Wei, 2017; 2019)。



圖四、鱸魚膚孢蟲囊體時期的生活史，發育期依序由左至右。



圖五、鱸魚膚孢蟲孢子時期的生活史，發育期依序由左至右。

加勒比海島國聖露西亞所產馬尾藻 (*Sargassum natans* 和 *S. fluitans*) 之活性成分初探

傑拉尼(Jelani Michael Tristan St. Clair) [1]、**李宗徽** [1,2,3,*]

[1] 國立臺灣大學生命科學院漁業科學研究所
[2] 國立臺灣大學生命科學院生命科學系
[3] 國立臺灣大學漁業推廣委員會
*通訊作者：(02) 33661828/thlee1@ntu.edu.tw

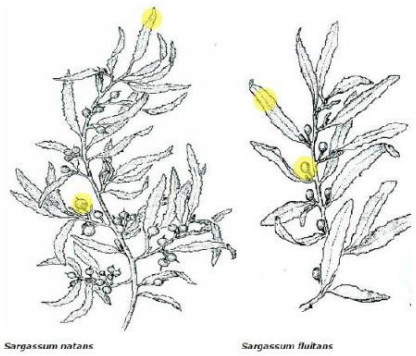
一、前言：

近來由於溫室效應使得全球溫度普遍上升，加上氣候變遷與環境污染劇增的情形下，許多過去不曾發生紅潮的海域，正面臨紅潮所衍生的種種問題所肆虐，其中加勒比海 (Caribbean) 靠近巴西的海域，自 2011 年以來持續發生馬尾藻 (*Sargassum* spp.) 的生長大爆發 (bloom)，造成當地海岸線和漁港堆滿藻體的景象，推測肇因除了前述因素外，來自亞馬遜河 (Amazon River) 口的持續排放豐富營養鹽應是主因之一，預測在未來，這現象恐會持續常在性的發生，刻對於當地環境生態已造成莫大的衝擊，諸如：魚類的大量死亡 (Rodríguez-Martínez *et al*., 2019) 和海龜卵孵化死亡率的明顯提高 (Mauer *et al*., 2015) 等，此外，藻體常卡住漁船的螺旋槳，造成漁民生計上的莫大損失，而藻體腐敗後所形成的惡臭和對於環境衛生的衝擊 (Resiere *et al*., 2019)，也使得當地旅遊業一落千丈，許多飯店因此歇業，整體而言，已對於該區域經濟構成負面的影響。在東方的中草藥方劑中，馬尾藻很早就被使用來入藥，主要的功效為清燥熱、利尿和預防大脖子病等，但對於加勒比海當地人而言，馬尾藻並未用於食用，且由於藻體強的吸收和累積重金屬的特性，用於食材恐有傷人體的疑慮，因此目前在當地僅用於製作農業肥料，經濟效益並不高。鑑於此，本研究希望藉由取得當地的馬尾藻作為材料，分析、分離其中所含的天然活性化合物，並進行簡易的活性分析，期能初步提供基礎研究結果，作為未來藻體可利用性的參考，特別是在保健品或藥妝相關領域等。

二、材料與方法：

2.1 研究之材料

聖露西亞 (Saint Lucia) 為位於東加勒比海鄰近大西洋的島國，是台灣的邦交國之一。本實驗所使用之馬尾藻採自聖露西亞海岸 (14°05′24″N, 60°55′44″W)，採集的時間為 2019 年 1 月。採得之藻體經參考 Schneider 和 Searles (1991) 的文獻，依其外部形態特徵加以鑑種，其中 *S. natans* 有光滑的莖部、直線型的葉部和具末端葉部的氣囊，而 *S. fluitans* 的莖部具少許小刺 (spinolose)，葉部為茅形 (lanceolate)，氣囊的末端則不具有葉的構造 (圖一)，初步鑑定為 *Sargassum natans* 和 *S. fluitans* 兩種藻的混合體。兩種藻體預先在聖露西亞分離、洗淨、風乾和秤重後攜回台灣，另保存少許完整乾燥標本 (No. NTU-BA-007) 於國立台灣大學漁業科學研究所本研究室內，以供後續之比對和確認用。



圖一、*Sargassum natans* (圖左) 和 *S. fluitans* (圖右) 的外部形態 (Schneider and Searles, 1991)。

2.2 藻體的萃取

秤取兩種藻體各 700.0 g，經磨粉機磨成粉狀後，以萃取級甲醇 (Merck, Germany) 進行萃取三次後，所得萃取液加以合併濃縮後秤重，其中 *S. natans* 的萃出物乾種為 82.0 g，*S. fluitans* 的萃出物乾重為 56.4 g。

2.3 萃出物之分離與純化

2.3.1 粗萃物之分配萃取

兩種藻種之萃出物以含水之甲醇溶解 (或懸浮) 後，依序以正己烷 (*n*-hexane)、乙酸乙酯 (ethyl acetate) 和正丁醇 (*n*-butanol) 進行分配萃取 (partition)，最後兩種藻各獲得正己烷、乙酸乙酯、正丁醇和水層等 4 層萃出物。

2.3.2 開放管柱分離

正己烷層採用開放矽膠管柱層析分離法，其中樣品預先以矽膠 (70-230 mesh, Merck, Germany) 加以吸附 (pre-absorbed) 後，載入充填、預洗好之矽膠管柱頂端，接著以正己烷/乙酸乙酯/甲醇之混合溶劑，漸次拉高極性，以梯度的方式進行沖提，最後所得各個分液 (fractions) 再以薄層層析進行分析，具類似成分的分液再進行併管。乙酸乙酯層則以 Sephadex LH-20 (GE healthcare, Sweden) 進行分離，萃出液溶於甲醇，過濾殘渣後，載入 Sephadex LH-20 開放管柱，流動相為甲醇，所收集之各分液再以薄層層析進行分析，具類似成分的分液再進行併管。

2.3.3 高效液相層析純化

高效液相層析系統採用 Hitachi L-7000 (Japan) 幫浦，搭配紫外光偵檢儀 (Hitachi L-7400, Japan) 或折射率偵檢儀 (Bischoff, Germany)，所使用之管柱包括：Phenomenex Luna PFP (5 μm particle, 10 × 250 mm, USA) 和 Thermo Hypersil-Keystone (8 μm particle, 10 × 250 mm, USA)。

2.3.4 薄層層析分析

薄層層析片 (Silica gel 60 F_{254}, 0.2 mm, Merck, Germany) 搭配二氯甲烷/甲醇為展開液之分析系統，用於管柱分離後各分液之分析，展開後之層析片除了照射 254 nm 波長之紫外光進行觀察外，也以硫酸/甲醇 (1:4, v/v) 進行加熱染色，以觀察不具紫外光吸收的化合物

2.4 化合物純質之構造鑑定

所得化合物純質溶於適當的氘代溶煤中，確定化合物能完全溶解，初期先以 ^{1}H NMR 與 ^{13}C NMR 檢視化合物的純度與含量，並作初步的解析，必要時再測定二維核磁共振譜，包括: COSY、HMQC、HMBC (H2BC) 和 NOESY (ROESY)

等，以進行完整之解析，其他的光譜數據如：質譜 (LR/HR)、紅外光譜、紫外光譜和旋光度等在輔助結構的解析上仍不可或缺。

2.5 生物活性測試

2.5.1 抑菌試驗

經分配萃取後所得的正己烷、乙酸乙酯、正丁純和水層進行抑菌試驗，所使用的致病菌包括：金黃色葡萄球菌 (*Staphylococcus aureus*)、大腸桿菌(*Escherichia coli*) 及多種水產致病菌 *Edwardsiella tarda*、*Vibrio alginolyticus*、*V. parahaemolyticus*、*V. haeveyi*、*S. agalactiae*、*S. iniae*、*Lactococcus garvieae* 和 *Aeromonas hydrophila* 等，各層萃出液配成 10,000 ppm 之濃度，取 50 μL 置於紙碇上，待有機溶劑揮發乾後，紙碇再置於接種了各種致病菌之瓊脂上，實驗在 37 °C 下進行，於 24 小時後觀察、紀錄抑菌圈的大小。

2.5.2 埃及斑蚊幼蟲之毒殺活性

本實驗之埃及斑蚊幼蟲 (*Aedes aegypti* larvae) 由台大昆蟲系黃榮南教授提供，方法則參照 Choi (2007) 的作法，亦即使用 24 孔盤，每一孔中加入 100 μL 之 10,000 ppm 前述各層萃出液，待有機溶劑揮發乾後，各孔始加入 2.5 mL 去離子水和 5 隻幼蟲，每個樣品做 4 重複，於 24 小時後觀察、紀錄毒殺效果。

2.5.3 東方果實蠅之毒殺活性

本實驗之東方果實蠅 (*Bactrocera dorsalis*) 由台大昆蟲系許如君教授提供，方法則參照 Hsu 和 Feng (2000) 的作法，實驗進行時將各層萃出物溶於丙酮，調整至最後濃度為 10 mg/mL，接著取 2 μL 置於以二氧化碳麻醉之果實蠅的胸部 (throax)，最後將果實蠅置於 250 mL 的塑膠容器中，每個樣品做 3 重複，於室溫下 24 小時後觀察、紀錄毒殺效果。

2.5.4 DPPH 自由基之清除活性

本實驗之 2,2-diphenyl-1-picrylhydrazyl (DPPH) 由北醫李慶國教授提供，方法則參照 Hung 等人 (2006) 的作法並加以修飾，本實驗於 96 孔盤中進行，上述各分層樣品配成 1000 和 500 ppm 兩個濃度，接著各取 50 μL 置於 96 孔盤中，

於各孔中再加入 100 μL 甲醇和 50 μL 濃度為 0.6 μM 之 DPPH，最後 96 孔盤放於微盤分光光度儀上檢測，檢測之波長設於 517 nm。樣品自由基清除率的計算公式如下：

$(\Delta_{A517blank-A517sample})/\Delta_{A517blank} \times 100\%$

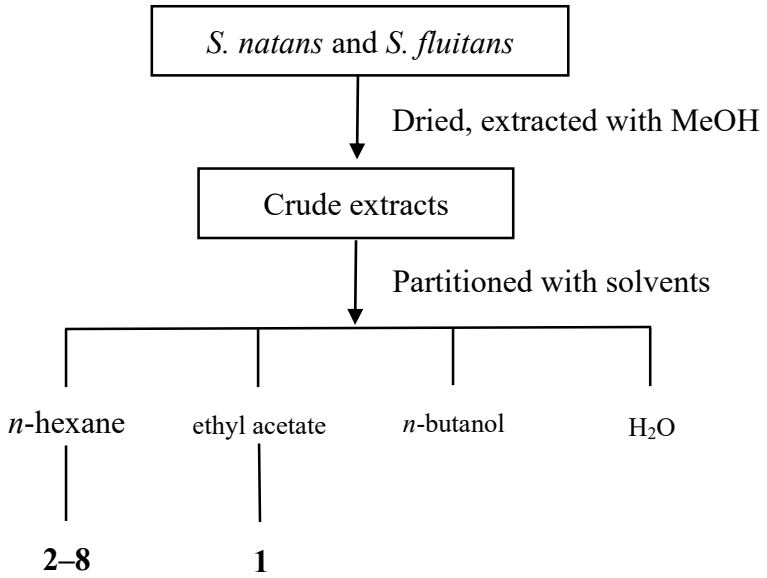
三、結果與討論：

1. 粗萃物之生物活性

二種藻之各 4 個分層的萃出物在 10,000 ppm 下，對於所致病株皆無明顯抑菌效果；在同樣濃度下，對於埃及斑蚊幼蟲的活存率介於 80.0 ± 23.1%至 100.0 ±0.0%，與控制組間並無明顯差異。在相同濃度下，對於東方果實蠅的存活率介於 96.7±5.7%至 100.0±0.0%，與控制組同樣無明顯差異。對於 DPPH 的清除活性上，在 1000 ppm 下，各層萃出物之清除率為 7.8±1.7%至 49.2±1.3%；在 500 ppm 下，各層萃出物之清除率為 5.7±2.3%至 29.1±1.5%，其中以兩種藻的乙酸乙酯層皆為最好。總結在所測的三種活性中，以 DPPH 清除的活性最好，但並非十分顯著。

2. 化合物的分離、純化與構造鑑定

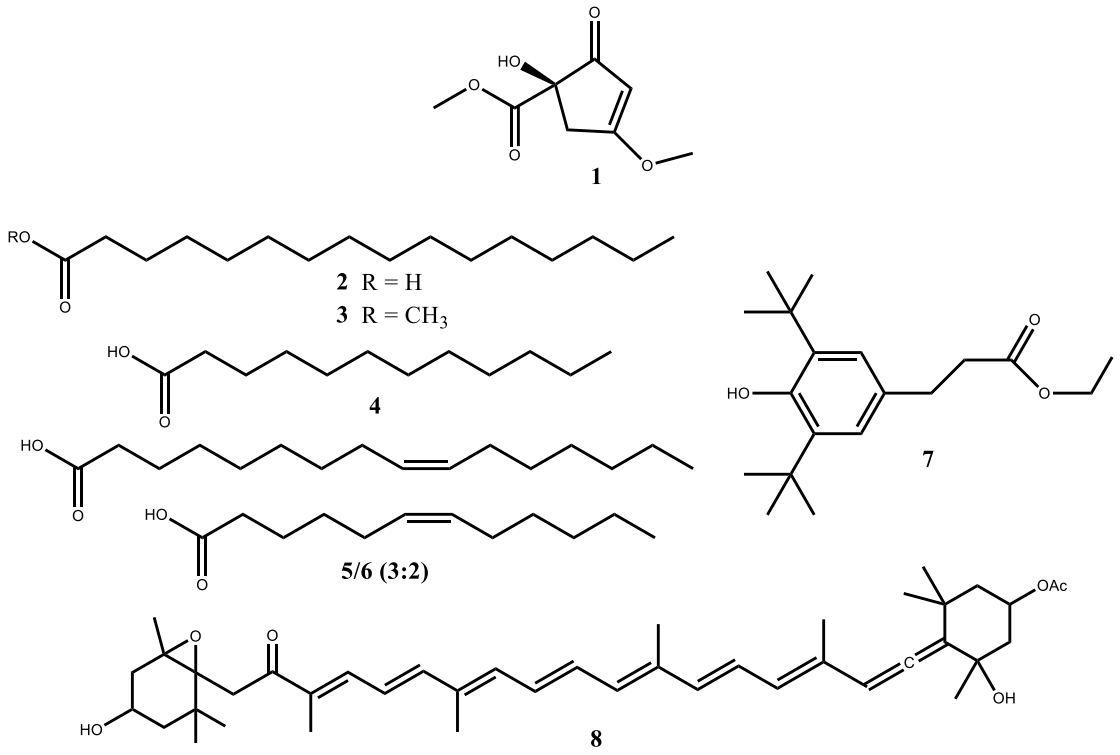
本研究中利用開放管柱分離和高效液相層析的純化，計分離出 8 個主要化合物，其流程如圖二所示，並分敘如後。



化合物	分層	動相	管柱	偵檢儀
1	Ethyl acetate	20% methanol	Phenomenex, Luna 5μ PFP (2) 100 Å, 250 × 10 mm	Refractive index
2–6	*n*-hexane	90% methanol	Thermo Hypersil-Keystone, Hyprep C18, 8 μ, 250 × 10 mm	Refractive index
7	*n*-hexane	95% methanol	Thermo Hypersil-Keystone, Hyprep C18, 8 μ, 250 × 10 mm	Refractive index
8	*n*-hexane	90% methanol	Phenomenex, Luna 5μ PFP (2) 100 Å, 250 × 10 mm	UV 450 nm

圖二、化合物 **1–8** 的萃取、分離、純化之流程與高效液相層析系統。

化合物 **1–8** 經核磁共振譜的解析，得以確認其構造如圖三所示，各化合物的相關文獻則分敘如後。



圖三、化合物 **1–8** 之化學結構。

化合物 **1** 的光譜資料與 Nakayama 等人 (1980) 所發表之文獻一致，命名為 kjellmanianone，據報導對於大腸桿菌 (*E. coli*) 與枯草桿菌 (*B. subtilis*) 具中等的抑制活性，然而，與本研究中呈現對於大腸桿菌無抑制活性的結果不同，推測

為採用不同菌株對於藥物的耐受不同所造成，此外，Numata 等人 (1992) 的結果顯示化合物 **1** 對於淋巴癌細胞不具任何細胞毒性。化合物 **2** 的核磁共振譜數據與 Bulama 等人 (2014) 發表的數據符合，確認為 palmitic acid，該化合物可藉由結合 phospholipase A2 (PLA2) 的受體抑制其酵素活性，因而可能具有抗發炎的活性 (Bulama *et al.*, 2014)，其他文獻則指出 palmitic acid 可能具有抗 HIV (Lin *et al.*, 2011) 和抗癌 (Nagata *et al.*, 2015) 的活性。化合物 **3** 的核磁共振譜與化合物 **2** 非常一致，除了有多一組甲基訊號外，經與 Ajuko 等人 (2015) 的數據比對後，確認結構為 methyl palmitate，已知可抑制 Kupffer 細胞的吞噬作用 (phagocytosis) (Sarkar *et al.*, 2006)，以及具抗發炎的活性 (Saeed *et al.*, 2012)。化合物 **4** 的核磁共振譜與文獻數據 (Rani *et al.*, 2010) 符合，確認為 dodecanoic acid (≡ lauric acid)，已知具有抗菌 (Nakatsuji *et al.*, 2009)、抗真菌 (Bergsson *et al.*, 2001) 和抗病毒 (Bartolotta *et al.*, 2001; Hornung *et al.*, 1994)。化合物 **5** 和 **6** 為一混合物，根據核磁共振譜的積分比例可知混合物中 **5** 和 **6** 之含量莫爾數比為 3:2，經與文獻值對照後，確認結構分別為 palmitoleic acid 和 lauroleic acid，此兩個化合物在褐藻中總脂肪酸的含量僅介於 0.63 – 7% (Eko *et al.*, 2016)，屬於較微量的成分，因此文獻中的活性較少著墨。化合物 **7** 的結構經光譜資料的解析後確認為 ethyl 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyphenyl)propanoate，在活性上，被認為具有保護紫外光傷害的功能，具有開發為化妝品原料的潛力 (Muller *et al.*, 2012; Rudolph and Bucholz, 2012)。化合物 **8** 經使用 HPLC 與標準品 (周宏農教授提供) 的滯留時間比對，確認結構為藻褐素 fucoxanthin，為褐藻中所含的特徵性胡蘿蔔素類 (carotenoids) 化合物，已知具有抗發炎 (Shiratori *et al.*, 2005)、抗糖尿病 (Maeda *et al.*, 2007)、抗肥胖 (Maeda *et al.*, 2007)、抗癌 (Hosokawa *et al.*, 2004)、光保護 (Kim *et al.*, 2012) 和抗氧化 (Sachindra *et al.*, 2007) 等多種活性。

四、結語：

本研究中由於所採得的藻體並不多，僅進行小分子的初步分離、純化與解構，其中藻褐素 (fucoxanthin) 已知具多種顯著的生理活性，加上在褐藻中為主要化合物之一，可望開發為保健食品或化妝品等，此外，近年頗受重視的大分子多醣體–褐藻醣膠 (fucoidan)，在本研究中並未探究，但已知具有相當廣效的活性，如：抗癌 (Narayani *et al.*, 2019)、抗菌 (Palanisamy *et al.*, 2019)、免疫調節

(Borazjani *et al.*, 2017) 和改善心臟功能 (Chang *et al.*, 2019) 等，在馬尾藻中也是主要成分之一，同樣值得加以開發。至於針對近來廣受討論的生質能源相關議題，牽涉到開發規模和成本效益等問題，目前仍未能真正加以利用，在未來若酵素水解多醣的效能大為提升，使得用於生產生質酒精的成本大大降低，或可進一步加以開發。

五、參考文獻

Ajoku, G. A., S. K. Okwute, J. Okogun, 2015, Isolation of hexadecenoic acid methyl ester and 1,1,2-ethanetricarboxylic acid-1-hydroxy-1,1-dimethyl ester from the calyx of green *Hibiscus sabdariffa* (Linn.) *Natural Products Chemistry & Research* 3: 1 – 5.

Bartolotta, S., C. C. Candurra, N. A. Candurra, E. B. Damonte, 2001, Effect of fatty acids on arenavirus replication: inhibition of virus production by lauric acid. *Archives of Virology* 146: 777 – 790.

Bergsson, G., J. Arnfinnsson, O. Steingrisson, H. Thormar, 2001, In vitro killing of *Candida albicans* by fatty acids and monoglycerides. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy* 45: 3209 – 3212.

Borazjani, N. J., M. Tabarsa, S. You, M. Rezaei, 2017, Improved immunomodulatory and antioxidant properties of unrefined fucoidans from *Sargassum angustifolium* by hydrolysis, Journal of Food Science and Technology 54: 4016 – 4025.

Bulama, J. S., S. M. Dangoggo, M. E. Halilu, A. I. Tsafe, S. W. Hassan, 2014, Isolation and characterization of palmitic acid from ethyl acetate extract of root bark of *Terminalia glaucescens*. *Chemistry and Materials Research* 6: 140 – 144.

Chang, P. M., K. L. Li, Y. C. Lin, 2019, Fucoidan-fucoxanthin ameliorated cardiac function via IRS1/GRB2/SOS1, GSK3b/CREB pathways and metabolic pathways in senescent mice. *Marine Drugs* 17: E69.

Choi, E. H., 2007, A quick insecticide bioassay with mosquitoes. Formosan Entomology. 27: 261–266.

Eko, S., A. S. Fahmi, A. Masayuki, M. Hosokawa, M. Miyashita, 2016, Lipids, fatty acids, and fucoxanthin content from temperate and tropical brown seaweeds. *Aquatic Procedia* 7: 66 – 75.

Hornung, B., E. Amtmann, G. Sauer, 1994, Lauric acid inhibits the maturation of vesicular stomatitis virus. *Journal of General Virology* 75: 353 – 361.

Hosokawam M., M. Kudo, H. Maeda, H. Kohno, T. Tanaka, K. Miyashita, 2004, Fucoxanthin induces apotosis and enhances the antiproliferative effect of the PPARgamma ligand, troglitazone, on colon cancer cells. *Biochimica et Biophysica Acta* 1675: 113 – 119.

Hung, T. M., M. K. Na, P. T. Thuong, N. D. Su, D. Sok, K. S. Song, Y. H. Seong, K. H. Bae, 2006, Antioxidant activity of caeffeoyl quinic acid derivatives from the roots *Dipsacus asper* Wall. *Journal of Ethnopharmacology* 108: 188–192.

Lin X., E. E. Paskaleva, W. Chang, A. Shekhtman, M. Canki, 2011, Inhibition of HIV-1 infection *in ex vivo* cervical tissue model of human vagina by palmitic acid; implications for a microbicide development. *PLoS ONE* 6: 1 – 5.

Maeda, H., M. Hosokawa, T. Sashima, K. Miyashita, 2007, Dietary combination of fucoxanthin and fish oil attenuates the weight gain of white adipose tissue and decrease blood glucose in obese/diabetic KK-Ay mice. J*ournal of Agricultural and Food Chemistry* 55: 7701 – 7706.

Mauer, A. S., E. De Neef, S. Stapleton, 2015, Sargassum accumulation may spell trouble for nesting sea turtles. *Natural History Notes* 13: 394–395.

Muller, S., B. Herzog, K. Quass, 2012, United States of American Patent No. US8119107.

Nagata, Y., I. Ishizaki, M. Waki, Y. Ide, M. A. Hossen, K. Ohnishi, T. Miyayama, M. Setou, 2015, Palmitic acid, verified by lipid profiling using secondary ion mass spectrometry, demonstrates anti-multiple myeloma activity. *Leukemia Research* 39: 638 – 645.

Nakatsuji, T., M. C. Kao, J. Y. Fang, C. C. Zouboulis, L. Zhang, R. L. Gallo, C. M. Huang, 2009, Antimicrobial property of lauric acid against *Propionibacterium acnes*: its therapeutic potential for inflammatory acne vulgaris. *Journal of Investigative Dermatology*. 129: 2480 – 2488.

Nakayama, M., Y. Fukuoka, H. Nozaki, A. Matsuo, S. Hayashi, 1980, Structure of kjellmanianone, a highly oxygenated cyclopentenone from the marine alga, *Sargassum kjellmanianum*. *Chemistry Letters* 9: 1243 – 1246.

Narayani, S. S., S. Saravanan, J. Ravindran, M. S. Ramasamy, J. Chitra, 2019, In vitro anticancer activity of fucoidan extracted from *Sargassum cinereum* against Caco-2 cells. *International Journal of Biological Macromolecules* 138: 618 – 628.

Numata, A., S. Kanbara, C. Takahashi, R. Fujiki, M. Yoneda, Y. Usami, E. Fujita, 1992, A cytotoxic principle of the brown alga *Sargassum tortile* and structures of chromenes. *Phytochemistry* 31: 1209 – 1213.

Palanisamy, S., M. Vinosha, P. Rajasekar, R. Anjali, G. Sathiyaraj, T. Marudhupandi, S. Selvam, N. M. Prabhu, S. You, 2019, Antibacterial efficacy of a fucoidan fraction (Fu-F2) extracted from *Sargassum polycystum*. *International Journal of Biological Macromolecules* 125: 485 – 495.

Rani, S., S. A. Khan, M. Ali, Phytochemical investigation of the seeds of *Althea officinalis*. *Natural Product Research* 24: 1358 – 1364.

Resiere, G., R. Valentino, R. Nevière, R. Banydeen, P. Gueye, J. Florentin, A. Cabié, T. Lebrun, B. Mégarbane, G. Guerrier, H. Mehdaoui, 2019, *Sargassum* seaweed on Caribbean islands: an international public health concern. *Lancet* 392: 2691.

Rodríguez-Martínez, R. E., A. E. Medina-Valmaseda, P. Blanchon, L.V. Monroy-Velázquez, A. Almazán-Becerril, B. Delgado-Pech, L. Vásquez-Yeomans, V. Francisco, M.C. García-Rivas, 2019, Faunal mortality associated with massive breaching and decomposition of pelagic *Sargassum*. *Marine Pollution Bulletin* 146: 201–205.

Rudolph, T. and H. Buchholz, 2012, United States of American Patent No. US8268293.

Sachindra, N. M., E. Sato, H. Maeda, M. Hosokawa, Y. Niwano, M. Kohno, K. Miyashita, 2007, Radical scavenging and singlet oxygen quenching activity of marine carotenoid fucoxanthin and its metabolites. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 55: 8516 – 8522.

Saeed, N. M., E. El-Demerdash, H. M. Abdel-Rahman, M. M. Algandaby, F. A. Al-Abbasi, A. B. Abdel-Naim, 2012, Anti-inflammatory activity of methyl

palmitate and ethyl palmitate in different experiment rat models. *Toxicology and Applied Pharmacology* 264: 84－93.

Sarkar, S., M. F. Khan, B. S. Kaphalia, G. A. S. Ansari, 2006, Methyl palmitate inhibits lipopolysaccharide-stimulated phagocytic activity of rat peritoneal macrophages. *Journal of Biochemical and Molecular Toxicology* 20: 302－308.

Schneider, C. W., R. B. Searles, 1991, Seaweeds of the southeastern United States: Cape Hatteras to Cape Canaveral. Durham: Duke University Press, 553 p.

Shiratori, K., K. Ohgami, I. Ilieva, X. H. Jin, Y. Koyama, K. Miyashita, K. Yoshida, S. Kase, S. Ohno, 2005, Effects of fucoxanthin on lipopolysaccharide-induced inflammation *in vitro* and *in vivo*. *Experimental Eye Research* 81: 422－428.

宗教放生、增殖放流與資源復育之異同

張惟哲 [1]、**李英周** [1,2,*]

[1.]國立臺灣大學漁業科學研究所
[2.]國立臺灣大學漁業推廣委員會
*通訊作者：(02) 33662882 / i812@ntu.edu.tw

一、 前言

多年來，台灣地區許多單位與團體為了各種目的將水產動物放流到天然水域中使得水域中充滿了許多放流魚，包括漁政單位為了增裕資源量而放流，學術單位進行科學試驗研究，漁民與釣魚團體增加捕撈量，以及宗教團體為了信仰祈福而放生水生動物。這些單位與團體經常性的舉辦各式各樣的放流與放生活動，其行為外觀均有類似的放流動作，但是其意義與內涵卻不盡相同，以下本文將就宗教放生、增值放流與資源復育三類別建表分析比較 (表1)，以釐清其異同，分述如下。

二、不同目的放流類型

「宗教放生」主要目的係宗教團體或信眾企盼透過放生動物的救生行為祈求得到功德與福報(Severinghaus and Chi, 1999)，一般來說宗教團體或個別信徒都有可能進行放生動作，放生前先進行祈福儀軌，以個別信眾隨機自願性的放流數量來說，大多介於個位數到數十尾較多，而宗教團體則普遍從民間商業養殖場購得水產動物，每次放流數量可達數萬尾，其放流尺寸大小不拘，然而大部分放生工作沒有進行成效評估(李英周等，2016)，又宗教放生行為有可能引進外來的經濟魚種，例如紅鼓魚入侵，或是境內原本生長於南部水域的魚種，例如沙格，被放生到北部水域的隱憂。

第二類型為「增殖放流」，是政府、漁會或釣魚團體想要藉由放流大量的經濟性物種以增裕漁業資源，放流的物種通常選擇在短期間內能夠提供龐大動物數量的民間商業養殖場所生產的經濟物種為主 (Chang, et al., 2008)。政府委託

單位與漁民組織主要放流漁撈物種，而釣魚團體則多以遊憩垂釣物種為放流對象，放流的數量通常在數千到數萬尾之間，而且通常放流小尺寸魚，只有少部份放流會進行成效評估，以及配合漁業管理措施，例如限制捕抓尺寸、數量、時間或區域。少數活動也會配合漁場造成，投放人工魚礁等措施。然而在同一水域經常性放流漁業物種或遊憩垂釣偏好物種，可能會造成經濟性物種的優勢化，而降低該水域的生物多樣性 (Chang, et al., 2011)。

第三類型為「資源復育」放流，其目的是政府或學術單位希望藉由積極的物種放流，以達到強化或是恢復水域生態的效果，這通常是政府漁政部門或學術研究單位針對野外資源量下降、瀕危或是已消失的原生物種所進行的放流措施或研究 (Chang *et al*., 2011)。放流動物可能來自政府研究單位的種苗繁殖場或是學術機構所附設的養殖中心，其放流數量通常會依目的從數百、數千到數萬尾，而且也是以小型尺寸為主，大部分放流工作均會配合成效評估工作與研究，如標誌再捕試驗、棲地再造與保護等相關措施。然而仍然存有潛在影響，如放流或試驗處理的程序不當，例如標誌方法不適當、缺乏中間育成等，將導致生物在放流前發生死亡或放流後短期內即死亡的情形 (Chang *et al*., 2008)。

三、放流活動管理

上述的三類水域生物放流活動均須遵守行政院農委會漁業署依據漁業法第四十四條第八款及第九款，在中華民國一百年一月十七日行政院農業委員會農漁字第 0991328441 號公告訂定頒布的「水產動物增殖放流限制及應遵行事項」內的相關規定。雖然該公告已施行多年，但是仍有許多民眾尚不知道或不太了解，而且其規範事項中對違反申請者並沒有明確的罰則，相對的，在陸域的野放或放生動物目前有動物保護法的管理與處罰條例，並且在查驗、舉證方面相較水域物種來說容易，而水域放流物種通常數量龐大但單價不高，且釋放後在水下的查驗與追蹤不易，導致民眾逐漸偏好水域物種的放生與放流活動，因此仍然有許多未申請的放生或流活動在進行，但卻無法獲得明確的相關數據，尤其是放流數量眾多的宗教放生的研究與資料更是稀少，因此能夠提出放流成效以及對環境影響的具體證據確實不易。

四、缺乏放生與放流資料

一直以來，宗教放生的相關研究資料是非常缺乏的，主要是因為研究人員不易參與宗教放生活動，宗教放生活動一般也跟政府或學術界少有互動，也因此包括政府、宗教界、漁民以及學術界等社會大眾對於放生行為對環境的影響是好或是壞，可能產生不同的想法與爭議，更遑論去了解放生效果以及水產動物放生後的存活與成長情形。另一方面，宗教界除了極少數案例以外，一般來說放生活動過程通常是低調進行，雖然現在有些宗教團體已經採取護生的行為來代替放生，如設立保育園區進行動物照護與安養(Anonymous, 2018)，但是台灣的佛、道與民間信仰數量龐大，大部分仍然常常會有放生的儀式進行，例如民俗月期間放生與放流的數量相當龐大，而大部分是未受到規範與管理的，這對於台灣的生態保育來說是一大隱憂。

台灣近幾十年的水產養殖業蓬勃發展，隨著育種技術與養殖方法進步，可放流的種類與數量逐年增加，且每年放流的龐大數量中來自政府、學術單位、漁民組織與釣魚團體等僅佔其中一小部份數量，其他包括宗教團體所放流的未記錄數量推測遠遠大於前者。又即使上述有登記與有紀錄的放流活動，也只是極少數有進行相關研究工作(李英周等，2016；2018)，如此經年累月的放生與放流活動將導致海中充斥著非常大量的人工孵化魚類，這對現有原生動物的食物與生存空間造成極大的競爭，甚至於可能產生養殖魚與野生魚雜交的基因遺傳影響，這方面的研究在台灣迄今很少被研究與發表。

五、結語

就生態保育的觀點來說,放生與放流活動不應只停留在消極要求報備即可，而應該要有更積極的檢驗、驗證、與研究機制存在，才能夠真正了解放生與放流活動對於天然資源與環境生態可能產生的影響，也才能真正復育資源並且避免不當行為造成傷害。

參考文獻

Anonymous。2018。宗教護生發表會，行政院農業委員會林務局主辦，財團法人

福智佛教基金會承辦。台南市。

Chang, W. C., Y. C. Lee and C. H. Shih. 2008. The determination of mass marking methods with high marks retention rate for hatchery-reared fry. *J. Fish. Soc. Taiwan* **35**(2) : 185-194.

Chang, W. C., Y. C. Lee, C. H. Shih, T. J. Chu and P. H. Chang. 2011. Population size and stocking contribution rates for marked and recaptured black porgy *Acanthopagrus schlegelli*, in Northwestern Taiwan, 2005-2008. *Fisheries Research* **109**:252-256.

Severinghaus, L. L. and L. Chi. 1999. Prayer animal release in Taiwan. *Biological Conservation* **89**: 301-304.

李英周、曾宗德、張惟哲、林秋秀。2016。放流科研- 黑鯛標識放流與效益評估。2016 護生與環境永續論壇，行政院農業委員會林務局主辦- 財團法人福智佛教基金會承辦- 財團法人僧伽醫護基金會協辦。民國 105 年 12 月 2 日。台北市林務局。

李英周、曾宗德、張惟哲。2018。魚苗復育科研報告。2018 宗教護生發表會，行政院農業委員會林務局主辦，財團法人福智佛教基金會承辦，pp.39-47。台南市。

表 1、宗教放生、增殖放流與資源復育之異同比較表。

項目	宗教放生	增殖放流	資源復育
執行目的	祈求福報	增裕資源、漁場造成	恢復水域生態
執行單位	宗教團體或信徒	政府、漁會或釣魚團體	政府或學術單位
放流物種	養殖物種	養殖、漁撈或遊釣物種	當地資源量下降、瀕危或已消失物種
物種來源	民間商業養殖場	民間商業養殖場	政府或學術種苗繁殖場
放流數量	數十至數萬尾	數千至數萬尾	數百、數千至數萬尾
放流尺寸	大小不拘	小	小
成效評估	無或極少	少	有
相關儀式	放生祈福儀軌	無	無
管理措施	無	限制尺寸、數量、時間與區域	棲地保護與再造
負面疑慮	外來種入侵	經濟性物種優勢化	程序不當導致生物死亡
主管機關	中央漁業署、地方縣市政府	中央漁業署、地方縣市政府	中央漁業署、地方縣市政府
法令規章	漁業法「水產動物增殖放流限制及應遵行事項」[1]	漁業法「水產動物增殖放流限制及應遵行事項」[1]	漁業法「水產動物增殖放流限制及應遵行事項」[1]

1：中華民國一百年一月十七日行政院農業委員會農漁字第 0991328441 號公告訂定。

蓋刺魚科之觀賞魚市場及繁殖現況

孫于琁[1]、許鐘鋼[2]

[1]財團法人農業科技研究院水產科技研究所

[2]澎湖海洋生物研究中心

海水觀賞生物至今多數仍由海洋捕撈提供市場所需，但在全球環境不斷遭受破壞的情況下，此種模式恐怕不利產業的需求及發展。由於過度捕撈造成海洋資源的枯竭，已經嚴重影響捕撈漁業的產量及產值，而人工水產養殖也被認為是未來補足海洋性食物來源的補救方法。同樣的問題也出現在海水觀賞生物產業，持續的捕撈提供市場所需的觀賞生物，不久一定會出現供應量不足及價格飆漲的問題。因此積極投入發展海水觀賞生物之人工量產技術研發，佈局海水觀賞魚種原庫並建立其量產平台，不論對於海洋環境保護或水族產業之發展，都是產官學必須共同努力的重要課題。

蓋刺科 Pomacanthidae 魚類是珊瑚礁魚類中顏色及花紋最鮮豔多變的種類，在海水觀賞魚界中稱之為海水神仙魚。全世界有 8 屬 91 種，在台灣則有 7 屬 29 種，是水族箱中最閃亮的明星，市場上最重要的暢銷物種。但由於這些生物都來自天然海域所捕撈，再經由漁場暫置及長時間運輸，最後才來到消費者的水族箱中，常常因為運輸過程的緊迫及對環境的不適應，導致高死亡率的產生。

就全球的現況相比，近年來國內各單位接連投入進行蓋刺科魚類的繁養殖技術研發，算是有相當不錯的成果。從早期國內民間成功繁殖的阿拉伯刺蓋魚 *Pomacanthus asfur*（阿拉伯神仙）、斑紋刺蓋魚 *Pomacanthus maculosus*（半月神仙），屬於中大型神仙。近幾年的半環刺蓋魚 *Pomacanthus semicirculatus*（疊波蓋刺魚、藍紋神仙）、藍帶荷包魚 *Chaetodontoplus septentrionalis*（金蝴蝶）、中白荷包魚 *Chaetodontoplus mesoleucus*（黃尾仙）及各種小型神仙，都是領先全球的技術成果。

其中中白荷包魚為目前最新發表之物種，因此也較為陌生，在水族館通常被稱作黃尾仙，是屬中小型的荷包屬魚種，在臺灣每尾售價約 250-300 元(6-8cm)，國際市場價格約 40-60 美元不等。由於價格親民，外型討喜，在商用水族館也算是熱銷的種類之一。中白荷包魚的野生來源主要產區是東南亞，但因捕撈及運輸

等因素所造成的魚隻緊迫，最終能開口攝食並活存的比例相當低，造成玩家飼養的困難度很高。相較於人工繁殖的中白荷包魚，由於長期適應人工飼養環境，並且在稚魚期過後便開始進行人工飼料的馴餌，對於市售人工飼料的適應沒有問題。因此人工繁殖來源的中白荷包魚更適合一般水族玩家來飼養，能避免因為野生來源魚隻適應不良及疾病感染的問題，降低購入新魚的風險及困擾。因此，不論對於水族業者及玩家，都能帶來正面的印象及發展，也更彰顯人工繁殖來源的商品價值及技術研發的必要性。

蓋刺魚科的刺尻魚屬 *Centropyge* 均為小型魚，共有 34 種，在海水觀賞魚市場中需求量很大，主要也是因為其艷麗的體色，總能成為水族箱的焦點；而嬌小的體型，不需要大水族箱就能輕鬆的飼養。根據統計，2011 年美國對於蓋刺科魚類之進口總數中，刺尻魚屬便佔了 78%，由此可見其市場地位及發展潛力，而其中鸚鵡刺尻魚 *Centropyge loriculus*（火焰神仙）佔 29%、雙棘刺尻魚 *Centropyge bispinosa*（藍閃電）佔 20%及二色刺尻魚 *Centropyge bicolor*（石美人）佔 9%的進口量。

蓋刺魚科需求量龐大但幾乎均以野生魚提供市場銷售，未來將面臨資源枯竭而供不應求的情況。目前已有許多產學研單位著手進行蓋刺魚科之繁養殖技術研發，希望未來能以人工繁養殖的蓋刺魚科魚源來代替野生個體。販售給玩家更容易飼養的高品質蓋刺魚科商品，提升其消費意願；提供產量穩定及魚體健康的蓋刺魚科商品行銷全球水族市場，將能帶動整體產業動能，亦能達到環境保護的目標。

而對於剛剛投入蓋刺魚科繁養殖技術研發的各研發團隊來說，取得優質及足量的種魚及合適的餌料序列，正是研發是否開花結果的兩大關鍵。而優質及足量的種魚更需要花費成本建構穩定的養殖系統，才能探討種魚產卵應該給予的理想餌或飼料及較適的繁殖水質及環境條件。尋求合適的餌料序列必須考量其適口性及取得之便利性，因此餌料生物的培養、製作及滋養，都是必須花費人力、空間及成本的。目前各研究團隊都尚在逐步的落實每個研究環節，目的在建立一個穩定可行的量產平台技術，蓋刺魚科的繁養殖技術成功指日可待。