

新竹市海岸溼地生物多樣性研討會

論 文 集

曾晴賢 編

主辦單位：國立清華大學生物資訊與結構生物研究所

指導單位：行政院農業委員會林務局 新竹市政府

95-務管-41-保-02(9)

日期：中華民國 95 年 9 月 18-19 日

研討會議程表

9/18 研討會 (地點：國立清華大學生命科學院二館 117 室) 人數限制 150 人		
時間	主題	主講(持)人
08:30-08:50	報到	
08:50-09:00	開幕式	曾晴賢
09:00-10:30	荒野、智慧與生物多樣性 新竹科學園區、客雅溪與牡蠣之重金屬分佈與關連 台灣沿海濕地保育與紅樹林管理策略 新竹水資源回收中心台灣招潮蟹分布與族群數量評估	陳章波教授 (中研院生物多樣性中心) 黃守忠博士 (中研院生物多樣性中心) 謝蕙蓮教授 (中研院生物多樣性中心) 汪淑慧教授 (育達商業技術學院休管系)
10:30-10:40	休息	
10:40-12:10	漁港週邊消波塊附著生物的生態研究 新竹市濱海野生動物保護區底棲生物相之近況 濱海野生動物保護區海岸變遷與珍稀資源 新竹市濱海野生動物保護區鳥類多樣性	朱達仁教授 (郭一羽校長、施君翰先生) (中華大學休管系) 楊樹森教授 (新竹教育大學應用科學系) 洪明仕園長 (新竹市立動物園) 黃麟一先生 (鳥類專家)
12:10-13:30	午餐	
13:30-15:00	香山溼地鳥類同功群介紹 東亞地區厚蟹屬與張口蟹屬之地理分布 新竹市濱海野生動物保護區蟹類大眼幼體之形態及洄游加入季節 雲林莞草物候及生態環境因子之探討	尤少彬教授 (中興大學動物學系) 施習德教授 (中興大學生命科學系) 黃淑珍小姐 (新竹教育大學應用科學系) 卓盟翔先生 (中興大學生命科學系)
15:00-15:10	休息	
15:10-16:20	高美濕地的變遷 蘭陽溪蟹類生物多樣性調查研究 社區林業於無尾港野生動物保護區的應用	林惠真教授 (東海大學生命科學系) 邱婉婷小姐 (劉烘昌博士、鄭明修博士) (宜蘭縣立蘭陽博物館) 王牧寧小姐 (盧道杰教授、黃書娟小姐) (台灣大學森林系)
9/19 新竹海岸溼地巡禮 (人數限制：150 人)		
時間	主題	領隊
09:10-09:30	國立清華大學校門口集合	
09:30-10:00	國立清華大學→新竹港南水門(自行前往者集合地點)	
10:00-12:00	新竹海岸溼地生態知性之旅	黃麟一、曾晴賢
12:00~	賦歸	
備註：請自行攜帶望遠鏡(7x~10x)、36K 筆記本(19cm×11cm)、2B 鉛筆、塑膠雨鞋、遮陽帽、飲用水、環保杯筷。		

論文集目次

1. 荒野、智慧與生物多樣性.....	3
2. 新竹科學園區、客雅溪與牡蠣之重金屬分佈與關連	9
3. 台灣沿海濕地保育與紅樹林管理策略.....	19
4. 新竹水資源回收中心台灣招潮蟹分布與族群數量評估	30
5. 漁港週邊消波塊附著生物的生態研究.....	43
6. 新竹市濱海野生動物保護區底棲生物相之近況	65
7. 濱海野生動物保護區海岸變遷與珍稀資源	102
8. 新竹市濱海野生動物保護區鳥類多樣性	107
9. 香山濕地鳥類同功群介紹.....	108
10. 東亞地區厚蟹屬與張口蟹屬之地理分布	124
11. 新竹市濱海野生動物保護區蟹類大眼幼體之形態及洄游加入季節 ...	133
12. 雲林莞草物候及生態環境因子之探討.....	174
13. 高美溼地的變遷.....	183
14. 蘭陽溪蟹類生物多樣性調查研究.....	186
15. 社區林業於無尾港野生動物保護區的應用	209

荒野、智慧與生物多樣性

陳章波、王惟芬

中央研究院生物多樣性研究中心

荒野是人跡不及的地方，卻是人以外的生物興旺的處所。其實在人類早期的演化過程中，處處都是荒野，人類為了生存，要學會認識荒野、閱讀荒野，以利用生物多樣性的資源，所以古代的生存者都可以說是生態學家。現在的我們都是古代生存者的後代，也應當繼承到他們的智慧來了解生物多樣性，了解荒野。但事實上，人類也演化出簡化事物的特色，反而讓我們的大腦不再去享受複雜性 (complex) 中的各類刺激，失去了解生物與環境之間的互動。

生態學就是在了解生物與非生物之間的互動，也就是閱讀荒野、閱讀大自然。現今人類居住的環境因為單純化，所以也就對大自然陌生，而在以便宜形式簡化處理自然時，人就失去了智慧的來源。現代人因為過度開發，破壞了荒野，生物多樣性明顯降低，因而有人提出了大地已不再適於生存的警訊。

生物多樣性是一種表徵，是大地的生態千百萬年來演化的結果。也就是說一塊土地上時空交互的結果。空間尺度可大可小，從無邊際的大海到肉眼不可見的微棲地。時間尺度也是可長可短，可以是一個物種一時之間的吃食或生殖，或者是一個生物的生命周期，可以是日升日落的短時間，也或者是以億、百萬年為單位的地質時間。在時間尺度上，我們談到可否永續，永續要界定多久呢？中國人習慣說「人無遠慮必有近憂」，就是告訴你一定要未雨綢繆，但也告訴你如果想的太遠了，那就變成杞人憂天，憂心哪一天整個宇宙崩解掉天塌下來，所以太長也不對太短也不行，到底多長才是適合呢？一種計算方法是以一個人的成熟做為指標，也就是大概 25 年。另外很多在我們計年的時候是以百年為單位，所以現代許多國家是以 2050 年作為檢視永續發展的一個指標單元。

時空本身的變化再加上環境中非生物因子與生物的時空變化，讓一切複雜了起來。而遠古的人類在這樣複雜的體制之下也就訓練出複雜結構的腦袋而得以與外界互動。這樣的複合體(complex)是複雜的，但不是繁瑣的，這個之間如果沒有完全弄懂，就會反其道而行，順天而做複雜相關互動是應該學會並加以接受的。

很多人認為人還沒有能耐真正地了解荒野，所以不能用科學方法去創造。這是在前

一個世紀或者是 20 年前,10 年前所說的話¹。可是現今我們眼見環境已經被人操作破壞了,難道任憑其自生自滅真的就可以自然回復嗎?是否應該思考怎麼利用現有發達的資訊強化我們科學的訓練,來增長智慧,來做一些復育的工作。在復育過程中,生物多樣性擔任的是最後一個指標,想法與理念來自生態學知識,而整個操作是一個社會學的課題。

這可以用三個 E 來表示:生態學(ecology)、經濟學(economy)、公益(equity),三 E 代表著永續的面像。所有的物種都是在生態的機制下,而人已經從以物易物的經濟走到貨幣經濟。不管怎樣從前的以物易物也是一種經濟學。為了讓每一個人的付出都有所得,所以社會要有公益,這個公益並不是等量的、齊頭的。個人的需求是不一樣的,個人的服務貢獻也是不一樣的,可是每個人都有他的尊嚴,跟他在社會的互動下所擔負的責任與地位。

在今天的活動裡頭,想跟各位強調的是,人是從荒野裡來的,所以是被大自然所教育出來的生態學者。生物多樣性只是荒野的一個表徵、一個警訊,生物多樣性的內涵是生態學,正是讓我們有智慧的一個科目。所以這並不是難以處理的,我們所要做的事情就是走入荒野。此外荒野提供了很多的美,讓人的生存更有了價值,秉著愛烏及烏的心態,將對個人生存的愛擴展到其他的生命,其他的大地,這樣人類與地球才可以永續。現今生活的形式已經有所不一樣,因為大地荒野在改變,很多人已經讀到這種訊息,看到生物多樣性的衰退,所以也已經開始有智慧的在改變生活的態度,提倡樂活,跟大地永續的生活快樂形式,你可以直接解成快樂的活著。但事實上這是健康的跟大地永續的生活態度,那在這裡頭包含幾個意涵:慢活,舒活。在這邊要特別要加上美學的活,美活。用這幾件事跟大家一起共勉之。

¹ Joseph W. Meeker, "Wisdom and Wilderness", *LANDSCAPE*, Vol. 25, No. 1, Jan 1981. 見附件一。

附件一

智慧與荒野

喬瑟夫·米克(Joseph W. Meeker), LANDSCAPE, Vol. 25, No. 1, Jan 1981.

王惟芬譯

智慧與荒野都是了不起的字眼。當我們想起對它們所知甚少時，夾雜著些許畏懼的崇敬之意以及驚嘆的感覺就油然而生。這跟談論上帝、喜樂或是愛一樣，多數人寧願不談。這就是工程師戲稱為「軟性」的話題，屬於無法方便測量或是立即應用在解決問題的主題。但智慧與荒野也是關乎人類生存與福祉不可獲缺的兩項基本資源。

也許實際的頭腦不願去思考智慧與荒野是因為這兩者都與人類管理無關。它們在我們所不瞭解的自然歷程中，由自身衍生出來。沒有一個教育系統知道如何創造智慧，也沒有一項科學能產生荒野。不過，我們倒是知道如何破壞與毀滅它們，幾世紀以來，我們已經付出相當的心力在這上頭。在我們討論智慧與荒野都將消失之前，應該思索一下它們是什麼、兩者之間有何關聯，以及少了它們的世界會是怎樣的景況。

智慧是人心一種深層理解和透視的狀態，多半帶有廣博的正式知識，但不一定總是如此。未受教的人可以獲得智慧，在木匠、漁夫或家庭主婦中也可找到智者。智慧存在時，會展現出萬物之間對應與關係的感知。這是一種對整體性的察覺，但依舊觀照到當中的獨特性與具體性，或盤根錯節的相互關係。這是在邏輯、詩意與感官聯盟下左腦與右腦共同運作的地方，是自我意識不再分歧，並注意到世界的他性(otherness)。智慧不能限定在任何專業領域中，也不是任何一個學術科目；它是一種對整體性(wholeness)與完整性(integrity)的意識，超越學術與專業。智慧是對複雜性的了解，對關係的接受。

荒野之於自然就如同智慧之於意識。荒野是自然關係的複合體(complex)，在那裡植物、動物與大地一同成就其環境，不受人類科技的干預。荒野是一系統性的複合體，非常錯綜複雜，因此在那些習慣農場或城市這類簡單背景的人眼裡，經常覺得它是一片渾沌。不論是一片黃松林，一片非洲大草原，一片極地荒原，或是西南美洲的沙漠，野地環境都是天然的群聚，蘊含著錯綜複雜的關係與微妙的相互依存性。不論有多少物種，不論有多大的力量，野地環境是一整合的所在，是多重性與複雜秩序的最佳證明。

我們有很好的理由相信智慧是從荒野中生長出來的。人類的大腦在獲得馴化自然系統的能力前，已演化了數百萬年。為了要在野地中生存，我們的大腦獲得基本的特性。較為簡單的農業生活環境只出現了幾千年，在那期間大腦與其功能還未改變幾百年來在

荒野中生活的模式。我們繼承自歷史的——一顆與我們身體功能與週遭自然環境相連的多層次大腦——是一件理解荒野複雜世界的好工具。我們能夠發覺多面向的世界，深刻領受它，還可以用許多方式來建立彼此以及其他物種的相互關連。我們也可以分析自身的經驗與思維，可以將意識中不可能的層面帶進想像中的新組合。顯然我們就是設計來感知整體性與承載智慧的，但那為何多數的我們都不明智？

聰明與智慧

一項原因可能是我們終其一生只想讓自己變得更聰明，而聰明與智慧並不見得相生相隨。將我們的知識分門別類易於掌控，這是聰明。在我們的工具與技術上，聰明也顯而易見。我們聰明地發展自我，大幅犧牲我們週遭的自然系統。我們當中的多數人努力地提升自己的身分，好留下我們曾經活過的紀念。我們很少花時間反省我們生活的脈落，更少去嘗試理解這世界是如何運作的。

另一項原因是我們創造了規劃好的都會環境，當中缺少物種多樣性與自然荒野中的多重關係，多數的人們只認識人工化的環境。我總是為那些一輩子從出生到入土只活在建築物裡，從未接觸過真正地球的紐約客感到惋惜。多數的我們也好不到哪裡去，雖然我們到過郊外，那裡的自然環境設計得符合人類利益；或是去過國家公園，在擁擠的露營區或是遊客中心裡體驗或觀賞自然。這些地方雖然讓人心曠神怡，但離充滿多種生命、錯綜複雜的相互依存關係、危險與基本上與人類利益無關的荒野還有一段距離。

智慧的一項重要組成是謙卑，這是來自於對世界他性超越人類的認知。幾世紀以來，聖人要追尋精神上的突破時，會離群索居，選擇荒野環境。對許多像是上帝或其他文化中類似的人來說，荒野是一種他性。荒野在那些自認為無宗教信仰的科學家身上有同樣的效果。也許在面對非人造的複雜性與巨大尺度時所產生的敬畏感，不論有無宗教信仰的人都能感受到。無論如何，這世界已累積了許多見證，說明長期的荒野經驗深化並擴展許多人的經驗。

繁雜(complication)與複雜(complexity)

許多世紀以來，人類將聰明才智運用在追求人類利益上，這讓我們的社會變得繁雜，但卻不是真正的複雜。了解繁雜與複雜的差別是了解智慧與荒野的關鍵。晚近這幾個世紀以來，文明簡化了自然系統，讓人類社會變得更加繁雜。為了要產生對人類最大的益處，喊出了「區分與征服」的口號，將自然歷程與要素予以隔離與操弄。這種想法讓古代農業擴展，在原本供養複雜植被的荒地上只種植一種農作物，或是篩選帶有少數性狀的動物，消除不想要的野生型。特化靠的是簡化，這兩項都證明對人類有益，但卻

耗損自然系統。

簡化自然所得的利益讓人類生活越來越繁複。每征服一塊新的自然環境，就為人類社會增添新的元素。鼓勵人類擴展慾望與需求的經濟理論支持技術大幅增加其產物。傳統社經思想的基本意識型態是持續成長的信念，但鮮少注意到成長的性質或方向。新元素以幾近隨機的方式加入，很少想到要怎樣與其他元素融合。就像愛莉絲口中的仙境，「事物只是變得越來越繁複。」

繁雜趨向於混亂，但複雜卻是高度組織化的。複雜是系統的特色，當中的許多元素融合成一整體。以生態系統或高等生物為例，這類系統的新部分，只有在合適的區位與資源存在時才會出現，所以它們的存在是有道理的，而且不會造成混亂。複雜的構造往往是脆弱的，好比是現代經濟的大起大落，或是當中一項成分，比方說石油的供給所造成的災難性衝擊。相較之下，複雜系統則比較有恢復力，也比較穩定。它們是建構而成的，所以它們經由系統性協調的單元保留住結構與行為的整體配置，在經過非毀滅性的干擾後往往會重建系統。換言之，自然系統可以在所有非毀滅性的災難後存活下來。

複雜同時是智慧與荒野的基本特徵。兩者都是成熟的狀態，只有在經過破碎化階段，進入整合的高階型式後才有辦法達到。它們是長時間累積自然歷程事件的產物。計畫與管理很少能刺激智慧或荒野的產生，因為它們多半的結構來自於對不預期改變的因應。錯誤與驚奇比邏輯推演或是達成目標更接近智慧與荒野。包容改變與多樣性比嚴峻的命令或遵守規定更符合它們的特性。智慧與荒野的恢復力大多來自它們安置新事物到本身結構的接受力。如同甘地的智慧讓一些必要形式的暴力有存在的空間，荒野生態系在基本的整體性受損之前，也可以忍受長期的科技干擾。

智慧凝視荒野

並不是每個人都可以得到智慧。世界總是善用不時出現的少數智者，也許這就是為何只需要少數的原因。那些達到這可貴境界的，超越了多數眼界狹窄的我們。也許這樣的經歷與所謂的中年危機有關。這樣的危機經常伴隨著個人認同感的願景，有效地結束之前個人對工作的幻覺，以及和人與其他萬物的關係。

中年意識的改變可以清理我們心靈的遮蔽物，將我們從追求小利益所需要的聰明中釋放出來。光是清理遮蔽物當然不夠，若我們希望成長，在我們生命的這個轉折點還需要一些刺激，朝向新穎、健康的願景前去。也許生命晚期是經驗自然荒野最重要的階段，因為在這樣的年紀通常才有理解複雜性的準備，這在年輕時是不會有的。

但丁(Dante Alighieri)在十四世紀寫《神曲》(Commedia)時可想而知他會以他從小到

大所見到的義大利農村風景中取材。但在《煉獄》(Purgatorio)結尾時，但丁需要描寫世俗的天堂，他認為那是一塊野外的自然場景，而不是花園或田間風光。世俗天堂被描述成「蔥鬱的神聖森林」。某樣東西促使但丁不採用標準基督教圖像中陽光普照、花木扶疏，象徵自然掌握在人類手中的伊甸園，而將其描寫為一複雜的景致，「接收並且散播各式各樣的美德與生長」。

多樣性是但丁世俗天堂中最明顯的特徵，感受到萬物從「充滿所有種子的」土地中出來，發展出錯綜複雜，展現出整部中世紀動物寓言集，有象徵性的的鷹頭獅身獸、狐狸、鷹、與龍，以及精雕細琢的教堂、地球上的邦國與代表耶穌與碧翠思天眼的精神高點。這座伊甸園並不是靜止的，而是一處繁忙交會的所在，在這裡大自然的歷程與人類的才智與精神結合。

但丁的整部《神曲》從荒野與了無生息的地獄，經過萬物滋長的煉獄，再到超越一切的天堂，彰顯了一基本的真理：人類居住的自然環境狀態反映出人類精神的狀態。我們都將發覺自己處於應得的環境裡，那裡反映出我們的價值觀與信念。如此我們會發現自己在地獄、煉獄與塵世的天堂中——前兩處可能是人類打造的。

在考慮保護自然場景與歷程的原因時，應當接受但丁故事的指引。我們為了人類利益而保育「資源」，為了滿足自己的感官而保存美景，但這些不是唯一的原因。我們的心智與靈魂根植於自然野性的歷程。保存荒野就是人類的自我保存。荒野是自然的明智之道，而智慧是心智的自然之道。

Copyright © 1981 by Joseph W. Meeker; used with permission

新竹科學園區、客雅溪與牡蠣之重金屬分佈與關連

黃守忠 1、徐崇斌 1、謝蕙蓮 1、陳章波 1、許世傑 2

1 中央研究院生物多樣性研究中心

2 中央研究院環境變遷研究中心

摘要

本研究調查客雅溪上游及下游的香山海岸。其中包含兩個水源，一為科學園區，園區的排放水包括園區廢水以及二期廠區的前處理廢水兩個樣站；另一為市政廢水，代表其他非工業園區的工廠和家庭廢水。結果顯示，水樣中的所有重金屬濃度都在數百 ppb（十億分之一）以下的水準，均低於排放水的管制標準。但是園區的廢水中大部分的重金屬濃度較其他測站來得高，其中銅的濃度在園區廢水的濃度高於其他測站數十倍，顯示科學園區是客雅溪下游銅的來源之一。新竹海岸兩個採樣地點（客雅溪口與美山）的牡蠣體內，約有 10 種重金屬含量比澎湖菜園的牡蠣來得高，包括鋅、銅、鉛、鐵、鋁、鋇、銀、鎳、鎢、鎘，顯示新竹海岸的牡蠣受到重金屬嚴重地污染。其中鋅和銅的含量比過去所調查的結果來的高，美山的牡蠣內臟團的銅與鋅的含量均達 2000 ppm 以上，顯示本地的重金屬污染情形不但沒有減緩，反而呈現更為嚴重的趨勢，因而美山的養殖綠牡蠣現象仍持續存在。至於造成綠牡蠣的銅金屬來源，可能與園區廢水重銅濃度偏高有關。因此即使園區的排放水經過處理，也符合廢水排放的標準，但是長年的排放對下游的環境可能產生危害。本研究並無法直接證實科學園區是新竹海岸濕地重金屬污染的主要來源，但是本研究的調查結果值得相關單位正視，以期積極對科學園區的排放水影響環境的程度做更深入的調查。

前言

由於重金屬在自然界無法被分解，進入水體之後，被水生生物或有機物所吸收，經由食物鏈的生物累積作用(bioaccumulation)，使得受污染的海洋生物組織內呈現非常高濃度的重金屬離子。特別是貝類具有特殊蛋白質，能夠減低高濃度的重金屬對其體內組織的破壞，因此常常可以在其體內偵測非常高濃度的重金屬。這類的海洋生物、如牡蠣或貽貝、便成為環境監測的重要指標性物種。台灣近幾十年來工業快速發展，水域環境受到重金屬污染的情形日趨嚴重，導致台灣沿岸的水生生物出現重金屬含量偏高的現象，早期由洪楚璋等所做的調查中，指出二仁溪的重金屬污染導致養殖牡蠣呈現深綠色(洪楚璋等、1982)。

新竹的香山海岸濕地是北台灣僅存少數的濕地環境之一，由於科學工業園區的設立，大量的高科技工廠無可避免帶來相當大的環境壓力。客雅溪主流流經新竹市區，是新竹市的重要河川之一，許多市區的家庭與工業廢水都是由客雅溪排出，再流至香山海岸的潮間帶。林曉武(1999)曾經調查香山養殖牡蠣的重金屬含量相當高，銅與鋅的含量都在一千 ppm 左右，綠牡蠣現象極為明顯(Lin and Hsieh, 1999)。本研究針對客雅溪，科學園區排放口以下至香山海岸的水質與沈積物所含的重金屬含量，做一空間分佈的調查研究。並採集客雅溪口的石牡蠣與美山的養殖牡蠣做重金屬含量測量。以瞭解新竹科學園區的排放水對客雅溪以及海岸的牡蠣是否具有影響。

採樣地點

採樣地點如圖 1 所示，從上游至下游分別為園區二期前處理、園區廢水、市政廢水、客雅溪橋、香雅橋、客雅溪口潮間帶六個樣站，底質沈積物則包括海岸站。牡蠣的樣品則來自客雅溪口潮間帶與美山站的養殖牡蠣，另外以澎湖菜園的養殖牡蠣作為對照組。採樣時間為 2006 年 4 月。

材料與方法

本研究一共分析 18 種重金屬：Zn 鋅、Cu 銅、Pb 鉛、Fe 鐵、Al 鋁、Mn 錳、Cd 鎘、Sr 銦、Cr 鉻、Ba 鋇、Ni 鎳、Ag 銀、Sn 錫、As 砷、V 釩、W 鎢、Ga 鎵、Mo 鉬。分析的樣品種類包括懸浮顆粒、溶解態的水樣、沈積物以及牡蠣。

一、水樣

(一) 懸浮顆粒 (濾紙上之顆粒)

濾紙用 PC-polycarbonate nuclear pore filter (pore size $0.45\ \mu\text{m}$, 47 mm diameter), 濾紙使用前烘乾(或置於電子防潮箱 2 天), 以小數點 5 位的天平秤重後, 置於濾紙夾內保存, 並在濾紙夾上編號記錄, 採樣時以原水沖洗採樣瓶三次後再取水樣, 現場過濾或冷藏帶回過濾至濾紙上。取水樣(淡水成分)後用真空抽氣 pump 過濾(約要有 0.02 g 重量 per replicate 才能測量出可靠數值; 或約有 500 ml/per replicate 或濾紙上有一層沈澱出現的水量), 並記錄每一濾紙上過濾過的水量。如果水樣為海水成分, 用 miniQ water 沖洗幾遍, 洗掉鹽分(或約用 100 ml miniQ water per replicate, 沖洗濾紙上的沈澱物), 用真空抽氣 pump 抽乾, 過濾出之洗鹽水丟棄。肉眼可見之顆粒、雜物、生物移除。以鐵氟龍或塑膠鑷子將濾紙取下, 以二次對折成四分之一, 保存於原濾紙夾中。每一樣本處理完後, 以 miniQ water 清洗過濾裝置後再行過濾另一樣本。冷凍乾燥、消化、燉取、再以中研院環境變遷中心的 ICP MASS 分析。

(二) 濾後水中溶解物

過濾後的水保存 50 ml ~ 1 L, 並以 ultra pure 等級之 HCl 加酸處理, 加入量為濾出水體積的 0.1%, 冷藏或冷凍帶回, 可分析半導體相關的溶解性重金屬(soluble heavy metals); 再由 ICP MASS 分析。

二、沈積物

取沈積物, 用雙層夾鏈袋或塑膠罐裝置, 冷藏取回。若為河口或外海的沈積物要洗掉鹽份。將含鹽的沈積物樣品取出放置於 300 ml 塑膠杯中, 加入 miniQ water 並均勻混和後, 覆上保鮮膜靜置, 每天抽換上層澄清液, 海岸及外海沈積物含鹽分較高, 需洗鹽三次; 淡水之沈積物則無需洗鹽。沈積物樣品以 miniQ water 溼篩, 將顆粒分為大於及小於 $62\ \mu\text{m}$ 兩部分, 分別置於 300 ml 之塑膠杯中。溼篩時儘量減少水之用量。將塑膠杯以保鮮膜覆蓋, 避免樣本之間互相污染, 保鮮膜上需有數個開孔, 置於 85°C 烘箱中, 使杯中的水分烘乾。泥樣品的重量約需 20ml 體積。冷凍乾燥, 以瑪瑙研鉢磨細, 進行微波萃取, 再上機 ICP MASS 分析。

三、牡蠣

將牡蠣樣品用不銹鋼解剖刀分成內臟團(肝胰、生殖腺)及肌肉(鰓、閉殼肌、斧足)。秤內臟團、肌肉之溼重、乾重, 記錄之。用 miniQ water 清洗數遍, 冷凍乾燥後磨碎, 進行微波萃取, 再上機 ICP MASS 分析。

結果與討論

一、水樣

十八種重金屬離子在溶解態水樣中的濃度如圖 2 所示。本研究的調查範圍包含兩個水源，一為科學園區，園區的排放水包括園區廢水以及二期廠區的前處理廢水兩個樣站；另一為市政廢水，代表其他非工業園區的工廠和家庭廢水。結果顯示，所有重金屬的含量都在 ppb（十億分之一）的水準，應該都低於排放水的管制標準。但是大部分的重金屬都呈現園區的廢水濃度較其他測站高的趨勢，包括鋅、銅、鐵、鋁、鋇、鎳、鎘、錫、鎢、鎳、鉍等，其中銅的濃度在園區廢水的濃度高於其他測站數十倍，顯示科學園區是客雅溪下游的銅來源之一。而市政廢水濃度較高的重金屬則包括鋇與鉍。錳與鈳這兩種金屬則呈現下游濃度較上游高的現象。

二、懸浮顆粒

水中懸浮顆粒的重金屬含量（圖 3），沿著客雅溪河道上游至下游，大致可以分為三種趨勢，一為上游濃度較高的重金屬，屬於陸源型，包括銅、銀、鎘、錫、鎢、鎳等，二為下游濃度較高的重金屬，屬於海源型。這類的重金屬包括鐵、鋁、錳、鋇、鈳等。第三種則無明顯空間變化趨勢，包括鋅、鋇、鎳、鉛、鉻、砷、鉍。值得注意的是，園區處理過的排放水的懸浮顆粒中，某些重金屬含量比處理前已降低許多，如鋅、銅、鐵、鉻、鎳、錫、鎢等，唯一增加的是銀。由此可以看出園區的廢水處理廠的確具有減少懸浮顆粒中重金屬的效果。

三、沈積物

沈積物的重金屬含量變化趨勢與懸浮顆粒類似（圖 4）。

四、牡蠣

牡蠣體內的重金屬含量變化如圖五所示。新竹海岸兩個採樣地點（客雅溪口與美山）的牡蠣體內，約有 10 種重金屬含量比澎湖菜園的牡蠣來得高。在客雅溪口或美山的牡蠣組織中較高的重金屬種類包括鋅、銅、鉛、鐵、鋁、鋇、鉍、鎳、鎢、鎳。顯見新竹海岸重金屬污染相當嚴重，也對香山濕地的海洋生物產生不利的影響。

多數的重金屬種類在牡蠣內臟團的含量比閉殼肌高，十八種重金屬中，以鋅、銅、鐵、鋁的含量最高，這四種重金屬在內臟團的含量可達數千 ppm。美山牡蠣內臟團的鋅平均含量為 2584ppm 銅為 2366ppm 鐵為 1348ppm 鋁 1883ppm。其中鋅和銅的含量比過去所調查的結果來的高（Han et al. 1999, Lin and Hsieh 1999），顯示本地的重金屬污染情形不但沒有減緩，反而呈現更為嚴重的趨勢。因為銅的含量達兩千 ppm 以上，遠超過 500 ppm 即出現牡蠣變綠的臨界值，因而導致美山的綠牡蠣現象仍持續存在，值得有

關單位注意。至於造成綠牡蠣的銅金屬來源，應該與園區廢水與沈積物中高濃度的銅有關。因此即使園區的排放水經過處理，也符合廢水排放的標準，但是長年的排放是有可能對下游的環境產生危害。

此外，除了銅以外，其他多種重金屬也出現排放水出現高濃度與牡蠣的重金屬含量偏高相符合的情形，包括鋅、鐵、鋁、鋇、鎳、鎢、鎘等，顯示園區的排放水與新竹海岸牡蠣的重金屬污染情形具有相關性。不過值得注意的是，本研究並無法直接證實科學園區是新竹海岸濕地重金屬污染的主要來源。本研究的結果值得有關單位正視，除了應設法改善香山濕地的重金屬污染情形，也應儘速積極對科學園區的排放水影響環境的程度做更深入的調查。

參考資料

- 林曉武(1999)重金屬影響水產生物之品質調查並評估台灣西部沿岸水域養殖環境，行政院農委會漁業署，漁業公害防治計畫
- 洪楚璋、郭崇義、羅美蓮與陳敏慧(1982)台灣西岸養殖貝類累積重金屬因子之研究《貝類學報》第九期 35~86 頁
- Han BC, Jeng, WL, Chen RY, Fan G.T, Hung TC, and Tseng RJ Estimation of target hazard quotients and potential health for risk metals by consumption of seafood in Taiwan. Arch. Environ. Contam. Toxic. 1998, 35, 711
- Lin S, Hsieh IJ (1999) Occurrences of Green Oyster and Heavy Metals Contaminant Levels in the Sien-San Area, Taiwan. Mar. Poll. Bull. 38:960-965

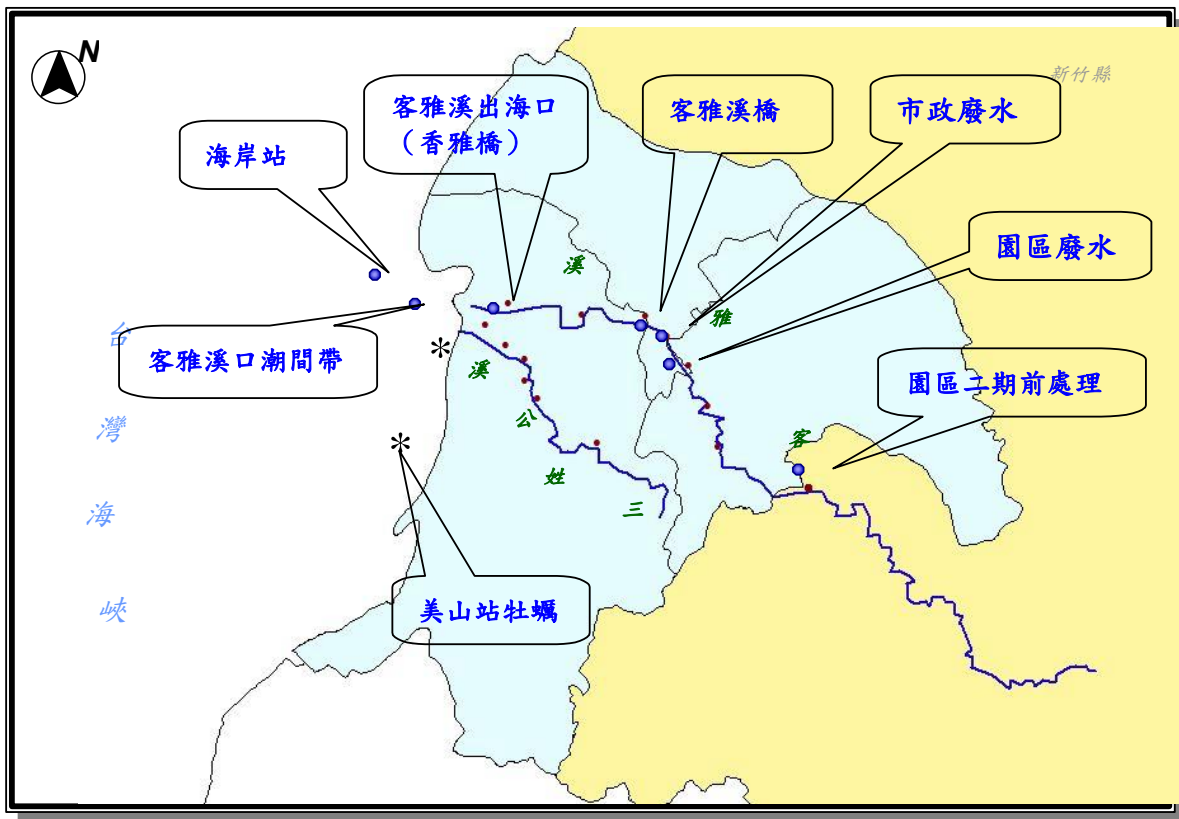


圖 1. 重金屬樣站圖。

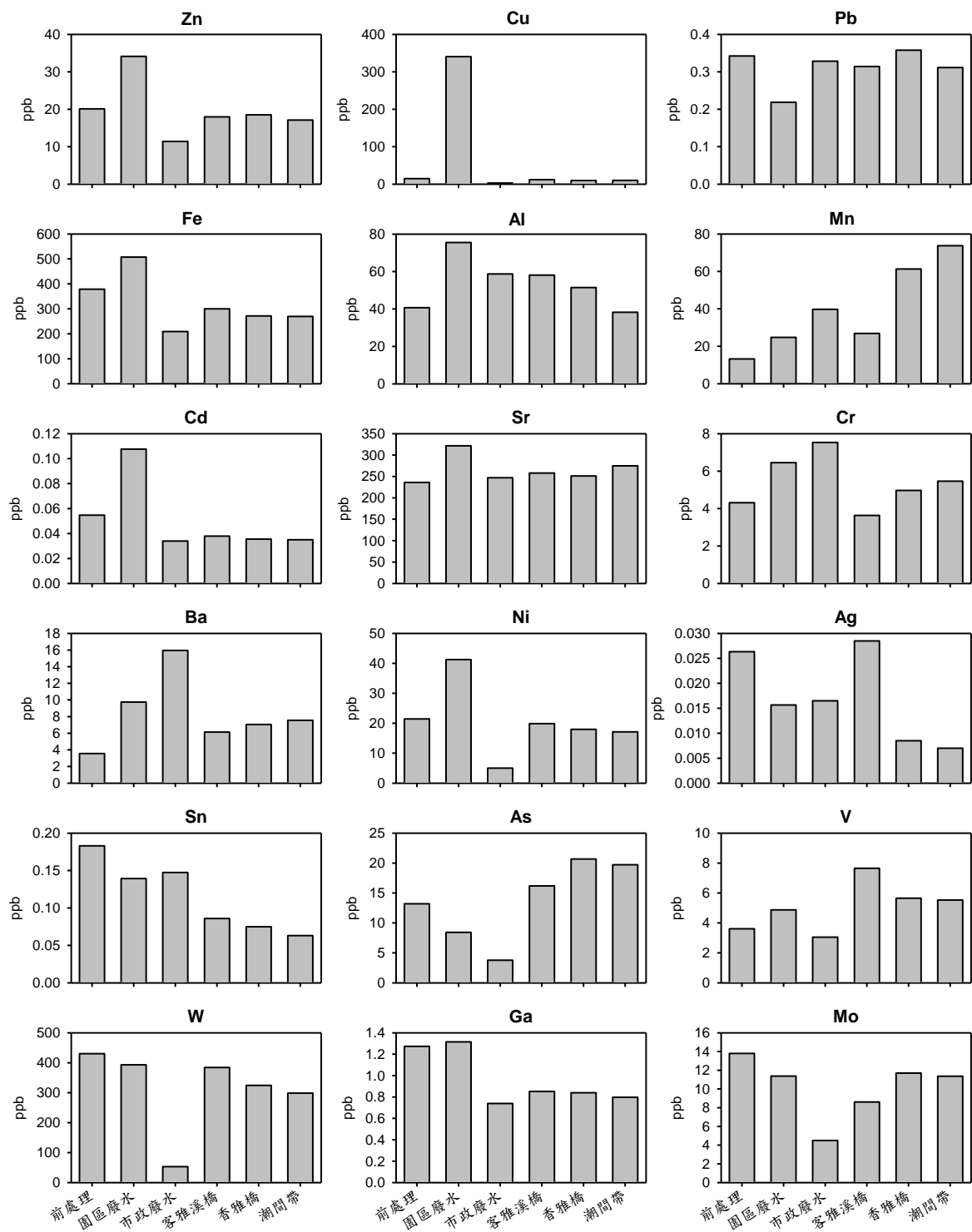


圖 2. 各採樣站的水樣中 18 種重金屬的濃度變化

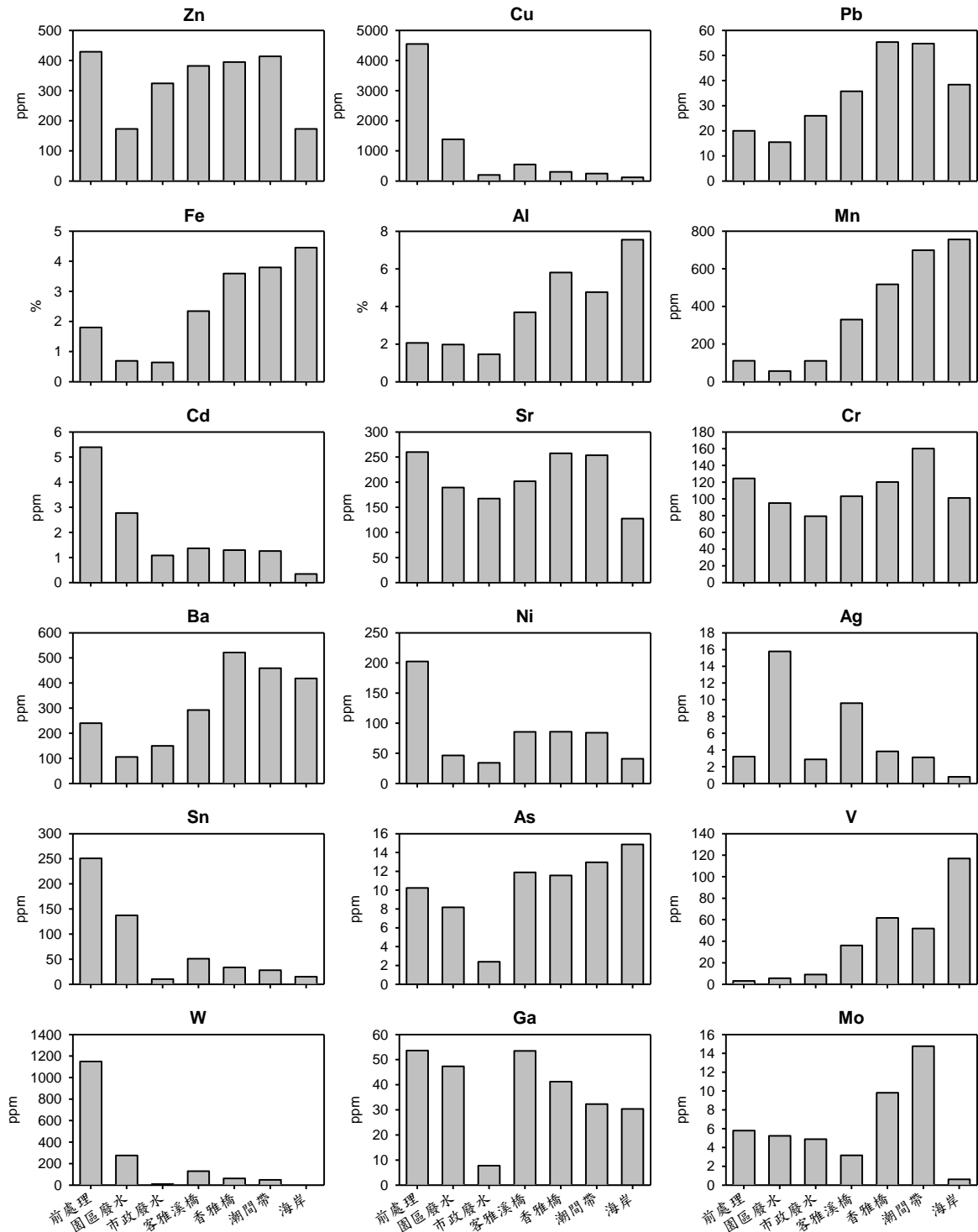


圖 3. 各採樣站的懸浮顆粒中 18 種重金屬含量變化

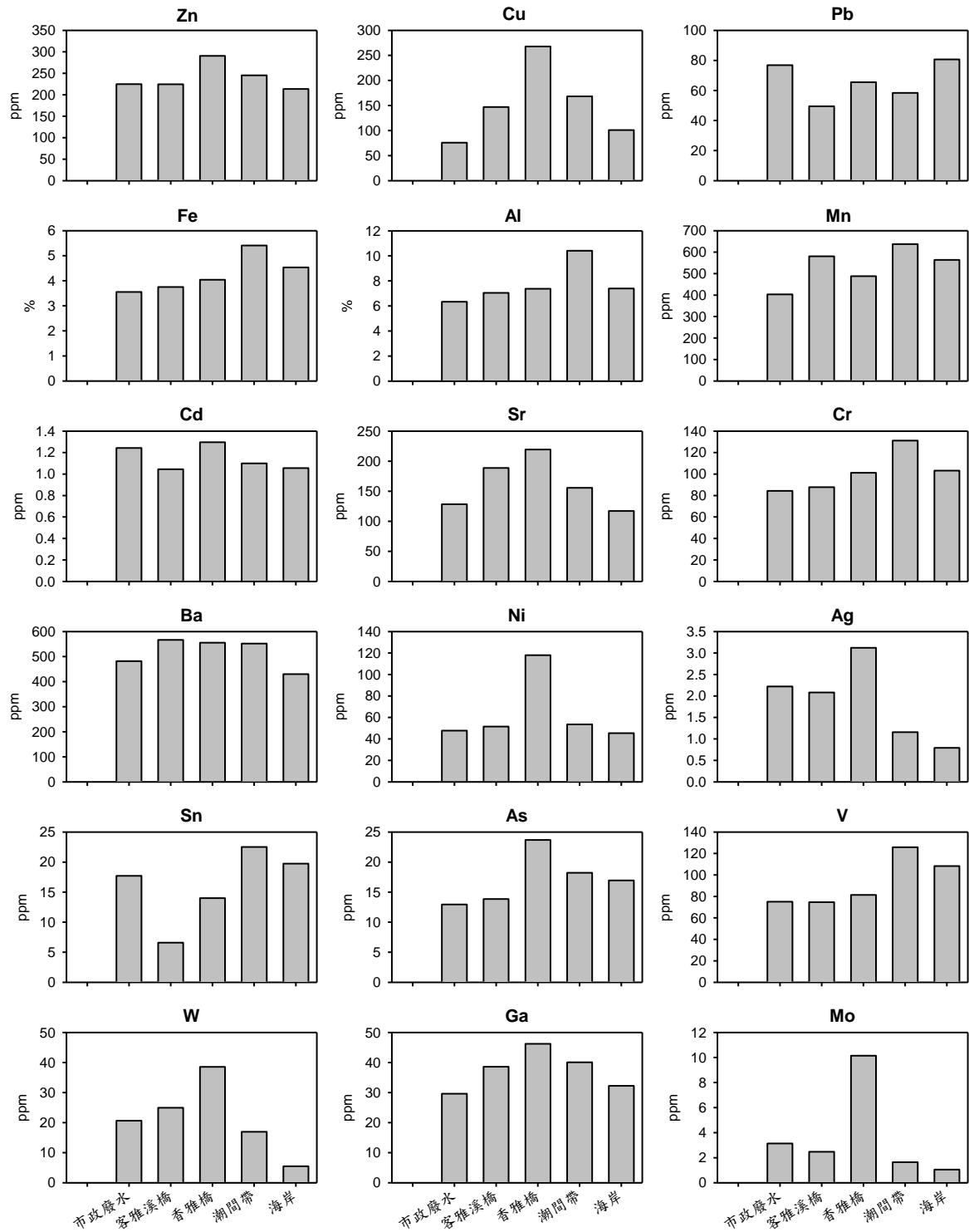


圖 4. 各採樣站的沈積物中 18 種重金屬含量變化

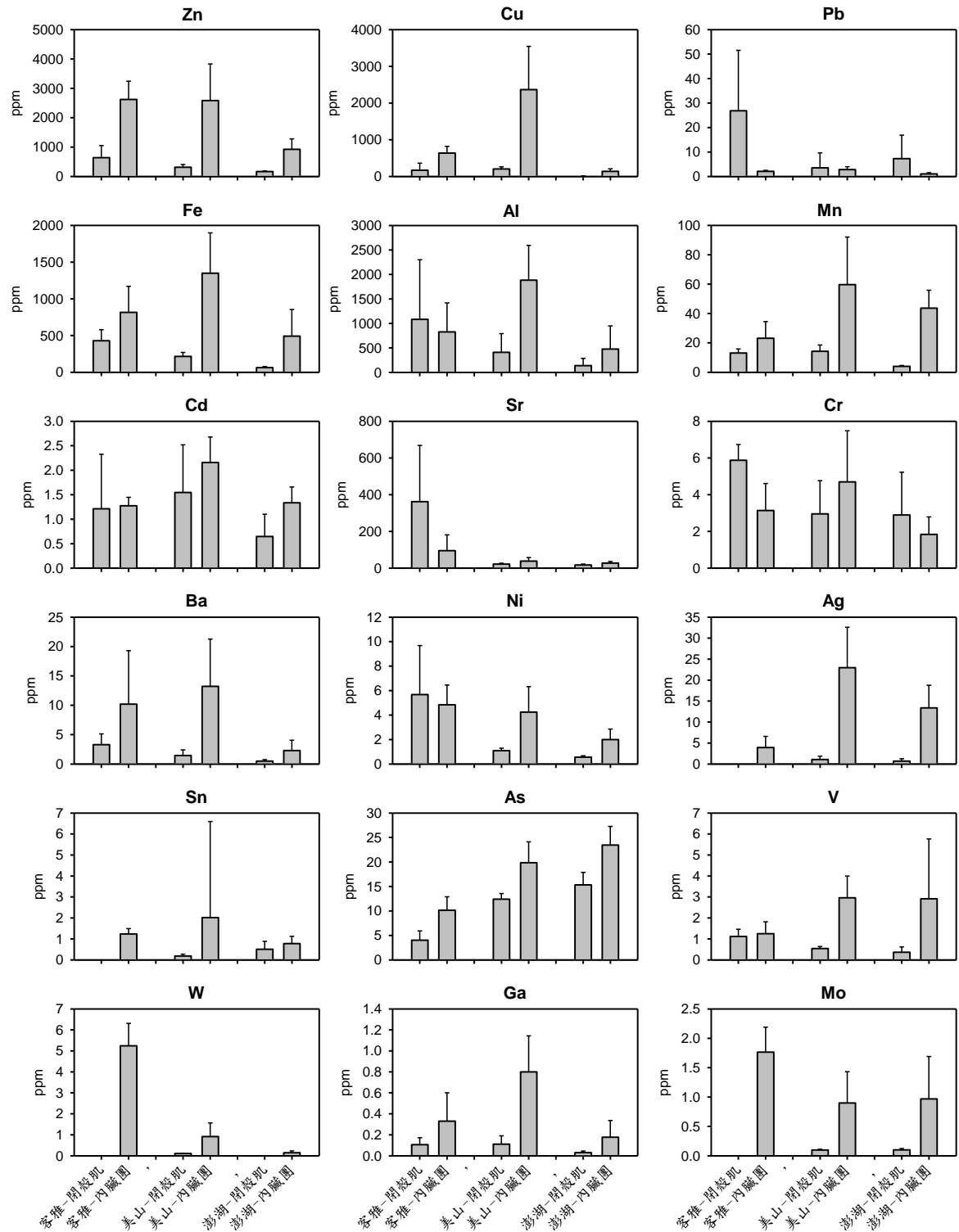


圖 5. 客雅溪口、美山與澎湖的牡蠣之閉殼肌與內臟團 18 種重金屬含量變化

台灣沿海濕地保育與紅樹林管理策略

謝蕙蓮

中央研究院生物多樣性研究中心

人工種植紅樹林政策的檢討

河口的紅樹林一方面是自然資源的生育地，需要我們加以保護，另一方面紅樹林具擴張性，有改變潮間帶灘地生態的能力，對沿岸濕地上需要開闊且無植被的棲息地之台灣招潮蟹、其它無脊椎動物與遷移型海岸水鳥物種而言卻是競爭者。

根據文獻回顧，紅樹林的擴張入侵到河口地區，確實會對生態環境造成負面影響。例如淡水河口關渡沼澤地區紅樹林，泥灘地面積彼長此消的結果影響到鳥類相(圖 1、2)。關渡沼澤位於淡水河與基隆河之交會處，兩河的匯流為關渡沼澤區帶來豐富的營養鹽，又因長久輸沙營力的作用，形成裸露泥灘地，成為北部地區重要的鸕鶿鳥類棲息地，但也因水筆仔日漸擴張，裸露泥灘地面積在 20 年(1984 年至 2004 年)之間，近乎直線遞減(由 1986 年的 18.1 公頃降低至 2002 年的 1.1 公頃)(圖 3、4)，此處的鸕鶿鳥類族群也就消失了，現在此處的鳥類是以棲息在樹林的鷺鷥為主(林明志，1994；施上粟，2005)。又就河溪防護而言，生長在河口地區或河岸兩旁的紅樹林會使河道縮減，水流流速減緩，一旦豪雨來襲，容易引起洪水溢堤(薛美莉，1995；陳章波等，2003)。以生物多樣性保育的角度來考量，棲地的多樣是維繫生物多樣的基礎，裸露的長灘、沙灘或泥灘潮間帶是無數蝦、蟹、貝等所依賴的棲息地，若以人為方式改造成紅樹林森林類型的棲地，棲地單一化了，台灣海岸的生物多樣性也就減少了。

沿岸濕地的保育策略必需同時考慮紅樹林生態系、潮間帶生態系及人類生存安全等三個面向。然而，在人類生存安全的保障上，種植紅樹林並非充分必要條件，因為離岸天然潛礁、廣闊的潮間帶灘地(長灘地形)以及石滬(祖先智慧遺產)、原生鹽草澤、天然沙丘也同樣具有消滅風浪侵襲的功能，位在這些層層保護後緣的紅樹林發揮的效益就顯得不是絕對必要了。而台灣海岸常見的突堤效應、沙源不足、輸沙失衡所導致的海岸侵蝕，也有養灘功能的人工岬灣、削減突堤、改善河溪上游各式攔砂壩、維護濱海的陸域上的防風林等多元解決替代方案，並非只有在海岸潮間帶上種植紅樹林一途。

海岸環境相當敏感，一旦種植具擴張性、繁殖能力強的植物，且又不是原來灘地上生長的物種，只會破壞生態平衡。長久以來許多縣市政府或保育單位積極地在台灣各地海岸隨意種植紅樹林，卻都未審慎評估其必要性及後果，這種在原本無植被的灘地上隨意種植紅樹林的作法，應廣泛徵詢生態、水力專家的意見並進行檢討與修正。

紅樹林對生態系的衝擊

陳章波等(2003)進行香山濱海野生動物保護區生態保育對策及紅樹林調查研究，謝蕙蓮及陳章波(2004)亦進行香山濱海野生動物保護區台灣招潮蟹研究，由此對台灣招潮蟹與紅樹林的棲地特徵有了初步的瞭解，亦對紅樹林在生態保育及社會經濟效應做了綜合整理分析(表1)。

有紅樹林的沼澤區的底泥物性、化性、生物群聚特性與裸露、無植被的灘地不同，紅樹林的出現，加速細泥淤積而使地形高程抬升(因紅樹林使水流流速減緩，泥沙被攔截而沈澱)，灘地逐漸陸域化。此外，細泥淤積使底泥含水量增高，含氧層變淺，有機質累積，而使底泥缺氧，這並不是台灣招潮蟹所喜愛的環境(表2)。

紅樹林成林後，植相單一化，並使裸露的潮間帶生態系變成海岸森林生態系，導致海岸水鳥失去覓食、繁殖之地，有礙海岸棲地多樣性以及生物多樣性的發展(表1)。而人為不適當的種植紅樹林，亦妨礙河口地區洪水的渲洩，使河口地區洪氾的威脅增加(圖5)。

推動沿海濕地復育工作之初步成果

為進行台灣沿海劣化濕地復育研究，本研究團隊陸續受農委會、新竹市政府委託於新竹香山濕地進行紅樹林移除試驗工作，並與新竹市當地政府、民間團體及當地中學、大專院校師生舉辦沿海濕地復育工作坊，該次會議結論值得做為台灣各沿海濕地，在處理紅樹林問題時之參考。該次會議結論摘要如下(詳細資料述於謝蕙蓮，2005)：

一、潮間帶生態系統之維護與復育

(一) 灣西海岸之經營管理，應以維護海岸棲地多樣性為目標。

(二) 灣西海岸原為多樣化的海岸地形，有些是長沙灘地形，有些是紅樹林，均

具有保護海岸的功能，應加以維護、保留及復育。

- (三) 生態復原的主張和做法，原為開闊之潮間帶應加以維護，而該有紅樹林的地方應考慮予以復原；且根據生態上的補償法則，此處遭破壞，開發單位需尋覓適合之地補償，以掌握整體的平衡。
- (四) 紅樹林對污染去除的效果是有的，但效率有限。畢竟與淡水水生植物去污的能力相差甚遠。需教育民眾海岸污染防治的正確觀念，污水淨化必須在陸地上完成（例如以污水處理廠配置人工濕地），水質淨化後，才能排入河流或海洋，不能靠種植紅樹林來淨化水質。
- (五) 西海岸開發造成的突堤效應，使堤的南岸侵蝕，對紅樹林（如好美寮棲地的破壞）棲地的復育工作，也需納入成為潮間帶生態復育的重點。
- (六) 建立多重沿岸防護方案，種植紅樹林並非唯一解決海岸侵蝕的方法。

二、紅樹林該不該移除？若移除紅樹林後，對生物多樣性及社會、經濟有益，如何移除？

- (一) 以往在不正確的或不瞭解生態的政策引導之下，於開闊的潮間帶上種植紅樹林，造成對原棲地生物多樣性的破壞，此一類的紅樹林必須疏伐或移除。
- (二) 紅樹林漸漸成林後，使水流流速緩慢，會蓄積泥沙，使地形抬高，縮減河口渲洩範圍，而在颱風季節容易造成河川下游、河口鄰近地區的淹水，此類紅樹林需做疏伐或移除。
- (三) 每個地區的狀況會有差異，該不該移除，如何移除，需先做研究及評估。
- (四) 以關渡紅樹林為例，在疏伐 20% 時，由西往東與由南往北做區塊式的移除，河口河道水位明顯下降，可達最佳防洪功能（施上粟，2005）。

三、如何推動沿海濕地在地化保育工作？

- (一) 台灣沿海濕地之經營管理原則包括兩大部分：
 1. 自然「單位」：棲地復育及維護必須擴展至「生態系」維護的概念，而不僅在「物種」層次，也就是潮間帶生態系或紅樹林生態系的層次。
 2. 管理人：人無法管理大自然，應是著重於管理「人」，必須以推動在地化的研究，以及在地化的實際保育參與行動，並以建立網絡、伙伴的合作關係來進行。例如：政府單位委託學者專家進行詳細研究調查後，學者專家必須把方法及經驗傳遞至地方民間團體或單位，使在地居民有能力執行海岸管理，以落實在地化的推動工作。

(二) 新竹海山厝潮間帶之經營管理可能的實際行動方案：

1. 以現有之當地民間保育團體（如荒野保護協會新竹分會）義工，來進行假日巡察紅樹林移除後之狀況，如胎生苗著苗分布範圍的監測及拔除工作等。
2. 聘用固定編制人員固定時間，並配合潮水來進行持續性的紅樹林小苗的移除。
3. 探討紅樹林移除後，監測項目包括台灣招潮蟹棲地是否有擴及原有紅樹林分布區域，並監測台灣招潮蟹的族群數量，以及可能的競爭者、伴生者或共生者等無脊椎動物之族群數量（如厚蟹、弧邊招潮蟹及清白招潮蟹等）。
4. 加強台灣招潮蟹幼生及稚蟹研究，以瞭解台灣招潮蟹幼生或稚蟹分布的棲地，並深入探討幼生及稚蟹與其他潮間帶螃蟹的競爭關係。
5. 應重視其他香山潮間帶海濱生物（如腕足動物的海豆芽、棘皮動物的海錢）的基礎研究，做為維護或復育的旗艦物種。
6. 持續紀錄在地居民參與保育、復育工作的過程，例如紅樹林移除時的過程，以及後續棲地復原狀況等。
7. 移除後的紅樹林植株可做為其他用途，例如成為打樁材料。

海岸濕地保育策略：原則及內容要點

基於本研究團隊多年來所做海岸濕地生態的研究結果，沿岸濕地的保育策略研擬如下，提供各相關主管單位作為台灣海岸生態保育對策之參考（謝蕙蓮，2005；謝蕙蓮及陳章波，2004；謝蕙蓮等，2004）。

一、沿岸濕地保育策略：原則

- (一) 對尚有完好功能的潮間帶類型的濕地應妥予維護；對受到干擾者應予以改善；對受到破壞者應予以復育；串連沿岸這三種濕地形成濕地保育軸；以達到棲地多樣性的保育（謝蕙蓮等，2001；謝蕙蓮及陳章波，2002）。
- (二) 推廣對沿岸濕地的明智使用方式。
- (三) 加速旗艦物種（如：台灣招潮蟹、蟹、東方環頸鴿等）受紅樹林競爭之本土物種生活史各期對棲地需求的研究工作。
- (四) 以棲地復育並以生態工程方法改善或增加台灣招潮蟹及其他物種的棲地。

(五) 河口地區在河川入海的渲洩範圍 (plume) 內及河口地區支流交匯地帶，應定期監測紅樹林對河口生態系的影響 (包括物理、化學、生態) 以為執行疏伐工作的管理依據。

二、保育策略之內容要點

(一) 河口地區應保持類似喇叭狀的渲洩開口，在此範圍內出現的紅樹林應移除；對於新著生的小苗應定期清除。未成林前的疏伐工作要比成林後的來得容易。

(二) 在沿岸現有台灣招潮蟹分布的地帶、鸕鶿類海岸水鳥覓食、棲息地帶，以及相鄰的潮間帶灘地，各相關單位應停止栽植紅樹林。

(三) 在沿岸已劃設的野生動物保護區或重要棲息地內，於有台灣招潮蟹棲息的灘地設立台灣招潮蟹保留區並於其外圍設緩衝帶；緩衝帶內出現的紅樹林小苗應予清除。緩衝帶周邊的紅樹林應定期評估並予以疏伐。此一要點對利用潮間帶灘地的海岸水鳥亦適用。

(四) 疏伐的工程應以人工為之；或以浮動平台操作重機械，避免灘地遭受機具壓實。

(五) 增加潮間帶類型的棲地：在貿易全球化的競爭壓力下，台灣西部濱海地區的廢棄休養魚塭會增加；推廣將這些廢棄魚塭轉型成濕地保育的利用型式，譬如於適當塭址營造成適合台灣招潮蟹或鸕鶿水鳥生存的棲地，使之成為鄉土教學的自然教室與自然體驗的場所，以建立國民對自然資源的明智使用方式。

參考文獻

- 李鴻源、施上粟，2002。關渡自然保留區環境監測與經營管理策略研究（一）- I。財團法人七星農田水利研究發展基金會，國立台灣大學水工試驗所。
- 林明志，1994。關渡地區鳥類群聚動態與景觀變遷之關係。私立輔仁大學生物學研究所碩士論文。
- 施上粟，2005。潮間帶濕地生態水理模式建置及量化之研究。國立台灣大學土木工程研究所博士論文。共240頁。
- 陳章波、謝蕙蓮及林柏芬，2003。91年度新竹市濱海野生動物保護區生態保育對策及紅樹林調查研究。中央研究院動物研究所執行，新竹市政府委託。
- 薛美莉，1995。消失中的濕地森林—記台灣的紅樹林。台灣省特有生物研究保育中心。
- 謝蕙蓮、陳章波、李英周等，2001。台灣西海岸濕地生態保育軸經營管理之規劃。執行單位:中央研究院動物研究所。委託機關: 行政院農業委員會。
- 謝蕙蓮、陳章波等，2002。台灣西海岸濕地生態保育軸經營管理之推動研究。執行單位:中央研究院動物研究所。委託機關: 行政院農業委員會。
- 謝蕙蓮及陳章波，2004。92年度新竹市濱海野生動物保護區台灣招潮蟹研究。中央研究院動物研究所執行，新竹市政府委託。
- 謝蕙蓮、林柏芬、吳松霖及葉欣宜，2004。蟹逅紅樹林。共64頁。新竹市政府委託。
- 謝蕙蓮，2005。沿海濕地復育研究-以新竹香山台灣招潮蟹棲地復育為例。中央研究院執行。委託機關：行政院農業委員會林務局。

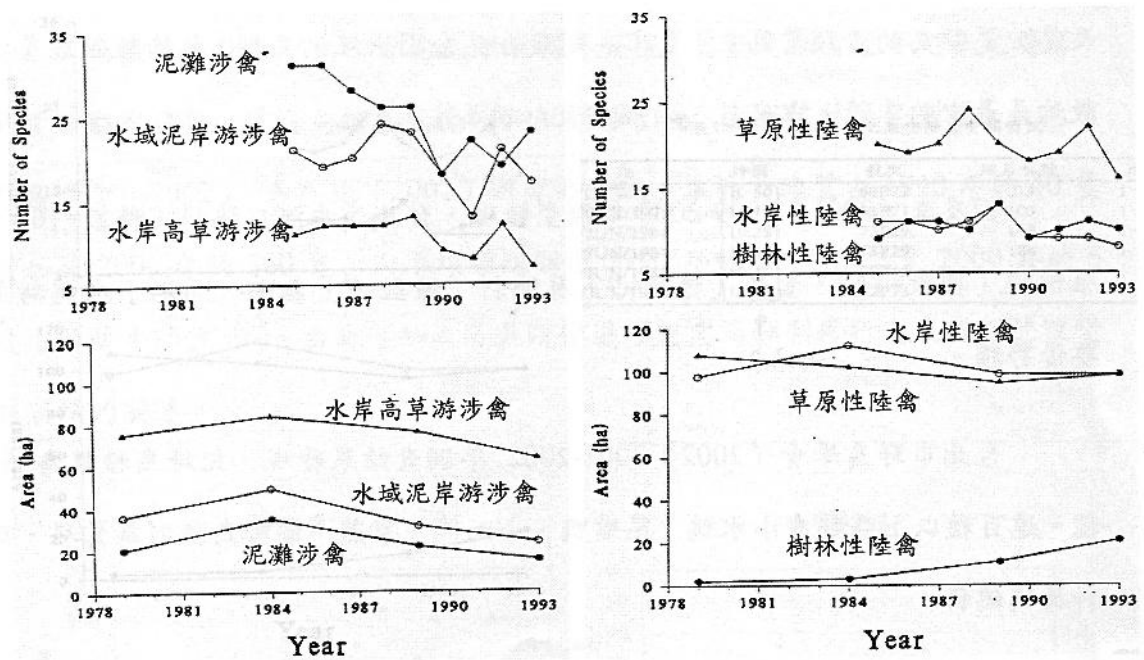


圖 1. 淡水河關渡紅樹林保留區，在水筆仔擴張後，降低了植群多樣性，也導致水鳥可利用的棲地多樣性降低。鶻、鴿科水鳥屬「泥灘涉禽」，主要利用泥灘地，本區泥灘地已由 1986 年的 18.1 公頃降低至 2002 年的 1.1 公頃，造成此區沼澤水鳥多樣性降低。資料來源：林明志，1994；施上粟，2005。

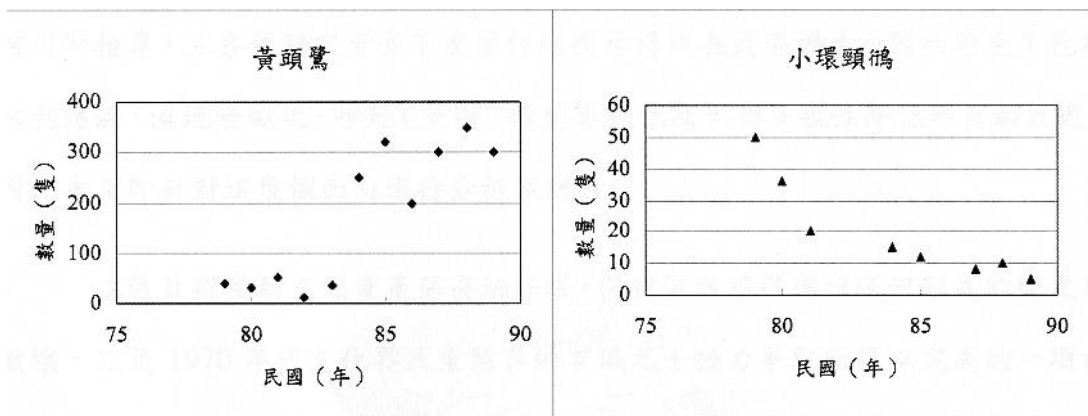


圖 2. 關渡地區黃頭鷺及小環頸雉歷年數量變化圖。資料來源：李鴻源、施上粟，2002。

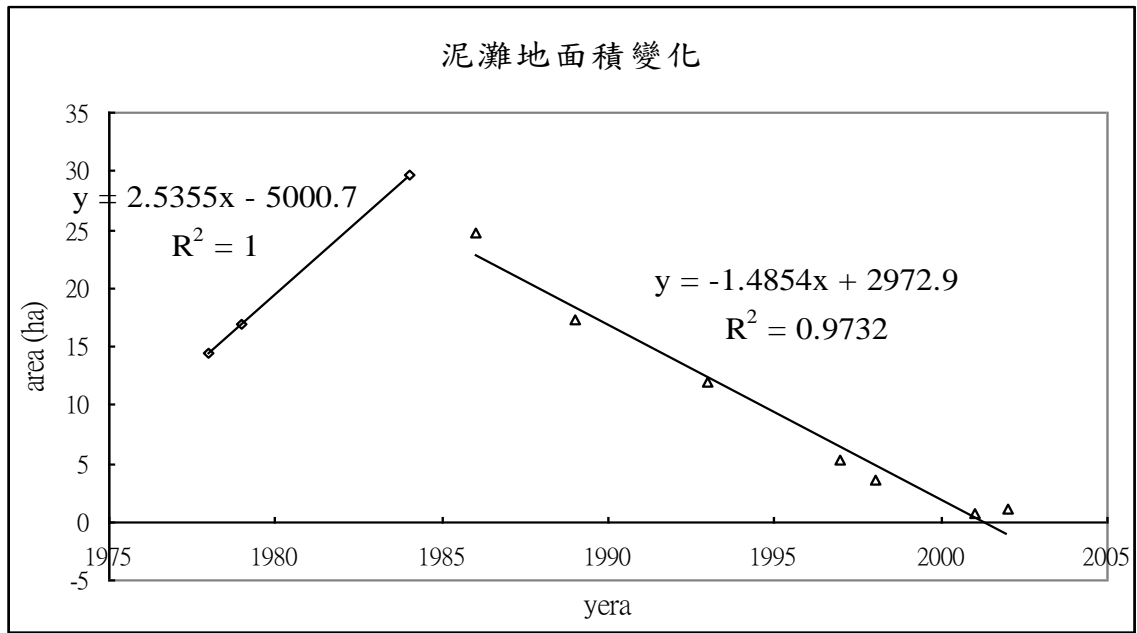


圖 3. 淡水河關渡紅樹林保留區之泥灘地在 1984 年以前 ($R^2 = 1$) 以接近線性遞增的方式漸增，表示此區之泥灘地逐漸增加，開始產生濕地雛形；1984 年至 2004 年，泥灘地呈線性遞減的方式降低 ($R^2 = 0.97$)，可能因為水筆仔逐漸擴增，並進入裸露泥灘地定植。資料來源：施上粟，2005。

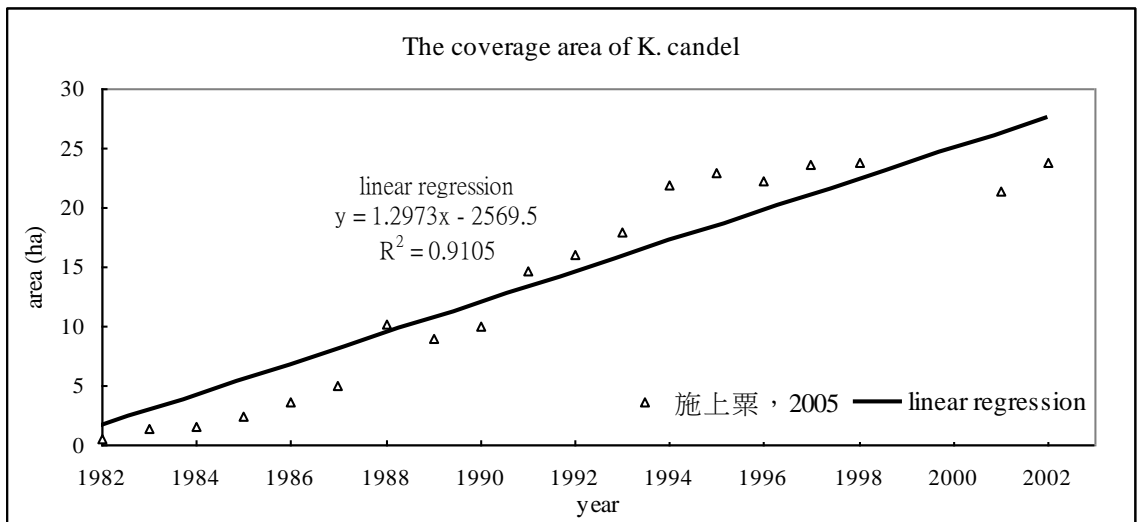


圖 4. 淡水河關渡紅樹林保留區之水筆仔紅樹林覆蓋面積幾乎呈線性成長 ($R^2 = 0.91$)，若水筆仔持續擴張而不加以限制 (疏伐等手段)，至 2005 年時將成長至 31.6 公頃、2010 年將成長至 38.1 公頃，且約至 2013 年後，水筆仔將覆蓋整個區域 (42.3 公頃)。資料來源：施上粟，2005。

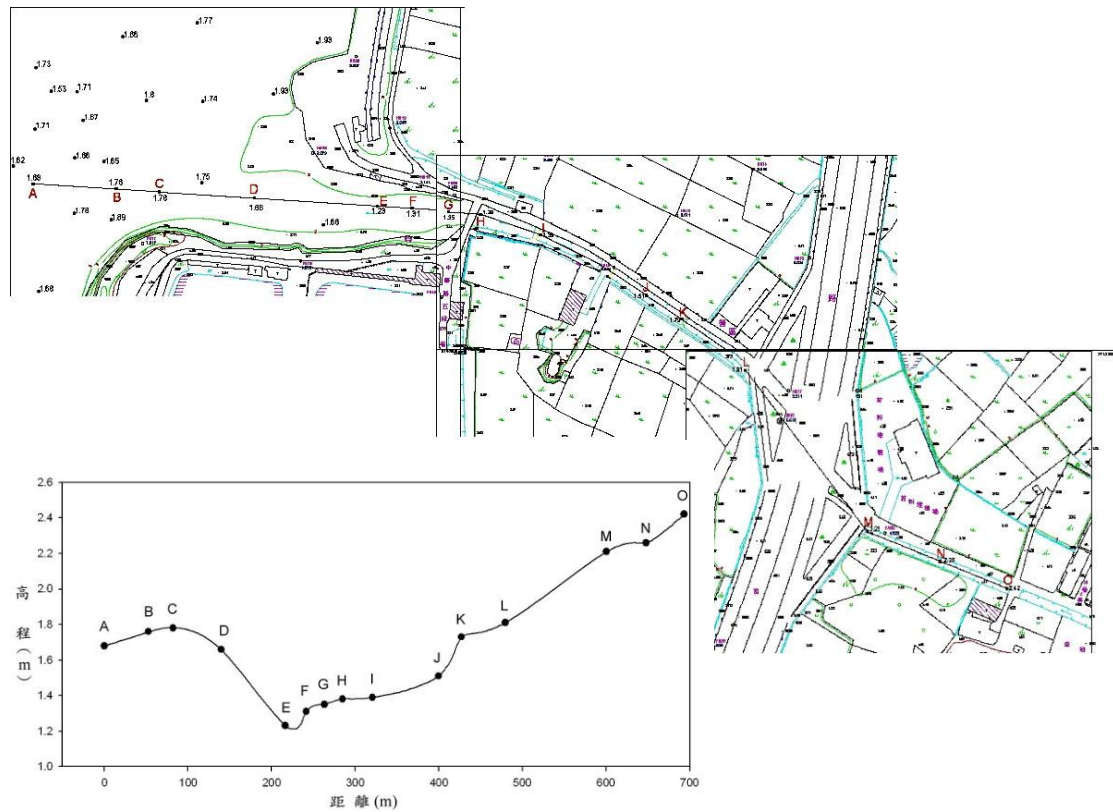


圖 5. 新竹市大庄溪河道高程變化。測量範圍由河口至上游內陸 700 公尺距離。河口 A、B、C、D 四測站周邊皆有人工種植的紅樹林，此區地形高程明顯抬升。資料來源：陳章波等，2003。

表 1. 紅樹林對生態保育與社會經濟的效應。

效應	紅樹林的角色	對棲地及生物多樣性的影響
生態保育	林下周邊細泥淤積成泥沼地，海岸森林生態系為優勢	開闊沙泥灘地型潮間帶生態系消失，海岸棲地多樣性降低
	樹幹、呼吸根、支持根減緩流速，水體懸浮顆粒沉降淤積	林下及周邊灘地的高程抬升，潮間灘地陸域化而縮小
	微棲地類型，如：地下根、呼吸根、地上樹幹、枝條及樹冠層等	植相單一化，鷺鷥鳥類成優勢，海岸候鳥（鷗、鴉、鷗）失去棲地
	遮蔭效應，棲地的微氣候產生變化，如：改變底泥的溫度；初級生產力產生變化	碎屑取代底棲微細藻類（矽藻）、海草、大型藻，灘地初級生產力多樣性降低
	落葉累積在底泥中，可支撐豐富的微生物相	落葉碎屑不能直接被動物利用（纖維素不易分解）；依賴微生物的分解
	落葉漸次分解為有機顆粒物質，利於與重金屬嵌合	碎屑細泥及有機質累積，底泥缺氧
社會經濟	消減風浪、減緩水流，達到海岸保護的目的	紅樹林區高程提高，阻礙河川排水，造成水患；取代開闊長灘吸納浪潮能量的功能
	魚、蝦、螺、貝（紅樹蜆、血蚶）等	魚、蝦、蟹、貝（文蛤、牡蠣）等組成變化
	染料利用、木材利用	減少海草、海藻之自然資源的利用

表 2. 台灣招潮蟹棲地與紅樹林棲地特徵 (謝蕙蓮及陳章波, 2004; 謝蕙蓮, 2005)。

測量項目	台灣招潮蟹棲地	紅樹林棲地
潮位位置	高潮線地帶	高、中潮線地帶
潮水淹沒時間	半月週期小潮期間, 9-10 天不被淹沒; 大潮前後 4-5 天被淹沒	視生長潮位而異, 有些區域每日皆可被潮水淹沒; 每日需 12 小時裸出
底質承重度	硬的粘土 (退潮後以 50 公斤重的人體為度量, 腳不會陷)	軟的粘土 (退潮後以 50 公斤重的人體為度量, 腳會陷入)
底質氧化還原層深度	氧化層深入底泥達 35~40 公分以上 (平均 36.6 公分, S.E.=1.8 公分, n=3)	氧化層深度在 0~8 公分之內 (平均 4.4 公分, S.E.=2.8 公分, n=2)
底質含水量	15~23% (平均 17.9%, S.E.=2.4%, n=3)	20~29% (平均 24.7%, S.E.=0.7%, n=2)
底質粉泥/粘土含量	11~43% (平均 31.2%, S.E.=10.2%, n=3)	32~80% (平均 53.1%, S.E.=13.9%, n=3)
底質有機碳含量	0.16~0.3% (平均 0.2%, S.E.=0.04%, n=3)	0.4~2.1% (平均 1.0%, S.E.=0.5%, n=3)
底質有機氮含量	0.02~0.04% (平均 0.02%, S.E.=0.008%, n=3)	0.03~0.15% (平均 0.1%, S.E.=0.04%, n=3)
pH 值	7.9~8.6 (平均 8.2, S.E.=0.2, n=3)	5.4~7.9 (平均 6.9, S.E.=0.8, n=3)
高程	1.71~2.09 公尺	1.65~1.93 公尺

新竹水資源回收中心台灣招潮蟹分布與族群數量評估

汪淑慧

育達商業技術學院休閒管理系

摘要

新竹水資源回收中心預定興建於新竹三姓公溪及大庄溪口之間的潮間帶灘地上，但此灘地卻有台灣特有且瀕臨滅絕危機的台灣招潮蟹(*Uca formosensis*)分佈，因此為了解該工程開發對台灣招潮蟹的衝擊影響，並提出相關保育措施，以拯救此珍貴的台灣特有種招潮蟹，新竹市政府擬分三年對新竹的台灣招潮蟹棲地型態、族群數量、復育等議題進行各項研究，本研究即為相關計畫之一，主要為瞭解新竹水資源回收中心台灣招潮蟹分布與族群數量評估。

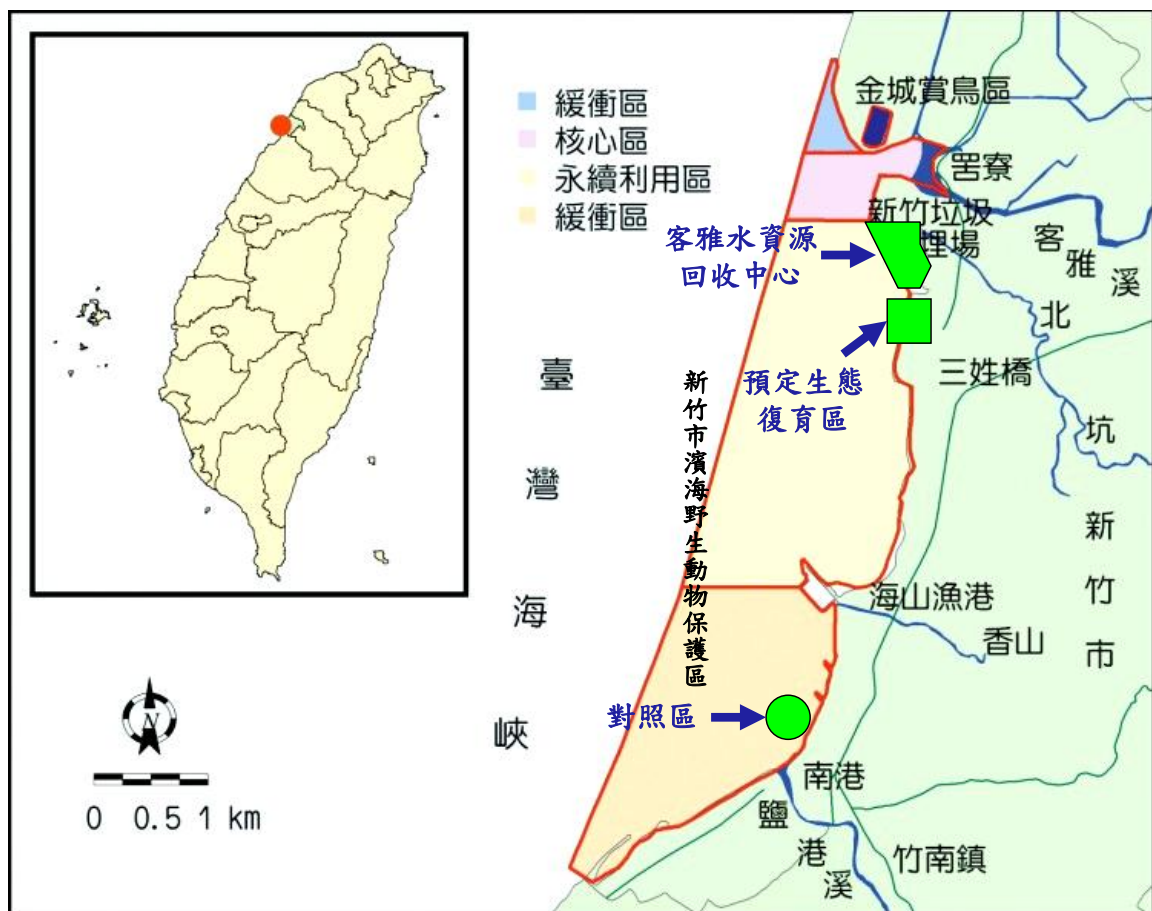
樣區依分布密度之不同區分為高低密度區，作分層取樣，再將高低密度區之平均分布密度乘上分布面積，得到高低密度區之個別族群量，再加總高低密度區之族群量，得到族群總量。台灣招潮蟹於台灣的分布地點主要集中於西部潮間帶，香山地區(海山畧)台灣招潮蟹的分佈依據劉烘昌、李家維(1994)的研究指出其分佈型式屬於不連續的塊狀分布。但本研究在新竹水資源回收中心預定地台灣招潮蟹之分布則為連續型塊狀分布，族群數量約一萬五千隻，可能為台灣單一棲地的最大族群，而此族群也隨工程之開發而消失，而此族群量預估約佔新竹地區總量的四分之三左右。因此，新竹地區之台灣招潮蟹族群量，欲恢復開發前之水準，亟待補償性棲地的重建。

前言

新竹市政府為提高市民居住生活品質，減少海洋環境污染，於民國八十九年十一月經行政院環保署的環境影響評估審查通過後，預定於新竹市三姓公溪及大庄溪口之間的海埔地設置「客雅水資源回收中心」，以改善客雅溪的水質。基於客雅水資源回收中心將使用十六公頃的潮間帶灘地。新竹市政府有鑑於此，期望減輕工程所導致的生態衝擊，因而提出各項生態復育計畫，以探討可能產生之棲地生態影響。

本分項計畫目標在於了解新竹市客雅水資源回收中心台灣招潮蟹之族群量，預期可以瞭解台灣招潮蟹族群數量與棲地環境關聯研究，以此作為復育計劃及復育區改善工程之參考。

三姓公溪與大庄溪口間之海灘開闢地，包括預定開發「客雅水資源回收中心」用地及其潮間帶，「客雅水資源回收中心」緊鄰「新竹市濱海野生動物保護區」，處於新竹市濱海野生動物保護區的核心區與永續利用區銜接處，如圖 1 所示。



方法

首先將研究樣地網格化成 $n \times m$ 之矩形矩陣，隨機選出 n 個樣區，實地調查各樣區內招潮蟹的棲地分佈類型及族群數量。經由統計參數的估算，以評估台灣招潮蟹棲地的分佈特徵。

生物之地理分佈類型豐富，各分佈型態隨著不同的限制因子而異，限制因子主要可依環境及生物因素來劃分，濕度、溫度、鹽度、光度、營養源等皆是關鍵的環境因素，種間與種內之互動如競爭、合作、捕食等構成了關鍵的生物因素，同樣台灣招潮蟹棲地的分佈亦受上述因子影響。以矩形法評估生物的點空間分佈型態，大致可分為三類：隨機型、聚集型、規則形(Dale, 1999)。客雅水資源回收中心台灣招潮蟹的分布近乎隨機型，唯分布密度又有高低之別，因此將分布區域分為高低密度兩區，作分層取樣，在高低密度區再拉一條穿越線定點取樣，並另擇一至二隨意樣區以資比對，每個小樣區取 2x2 公尺之方塊，計算其間的蟹類數量，分別求出高低密度區的平均分布密度。各別測量高低密度的分布面積，依各別分布密度乘上其分布面積，求得各別的族群估計量，高、低密度兩大類的族群估計量的加總，即為該區域之族群總估計量。

結果

一、族群密度推估

本調查預先設定以 2 公尺平方樣區內台灣招潮蟹之數量在 2 隻以上者，即密度在 0.5 隻/m² 以上者，設定為高密度區；反之，每 2 公尺平方樣區內台灣招潮蟹在 2 隻以下者，則定為低密度區，但實際調查之結果可能存在一定程度的變異。部份地帶雖有台灣招潮蟹出現，但分布密度極低，則僅在圖上標示出其分布區域，而未設樣區估計，因其出現頻度在每 2 公尺平方樣區內乃為偶遇型態。

調查樣區共分 5 區，第一、二區為低密度區，第三~五區為高密度區，分布圖如圖 2 所示，圖 2 為施工前之分布情況，圖 3 為施工中之分布情況。調查紀錄如表 1，族群數量推估如表 2，因工程持續施作之故，其密度及分布面積從 95 年 3 月之後已持續銳減中。95 年 3 月前，低密度區之密度在每平方公尺 0.5~0.63 隻之間，高密度區在每平方公尺 1.42~1.58 隻之間，合計族群量在 13583 隻~14467 隻之間；95 年 3 月之後，分布面積及密度逐月銳減（見表 2），低密度區之密度在每平方公尺 0.13~0.25 隻之間，高密度區在每平方公尺 0.25~0.75 隻之間，合計

族群估計量在 1125 隻~6900 隻之間。目前的族群量，因工程開發而完全滅絕。

二、空間分布概況

三姓公溪與大庄溪口間河口開闊地台灣招潮蟹的空間分布概況

三姓公溪與大庄溪口間河口開闊地分布情形如圖 2 所示，在預定地中心地帶有一塊狀分布區塊，約離岸 20 公尺至離岸 100 公尺有一高密度區，該區為新竹市內台灣招潮蟹族群數量最大的區塊，主要區塊為圖上之 F4、F5、G4、G5；岸邊至離岸 20 公尺則為低密度區，主要區域為 F3、G4。

在空間分布上，如圖 2 所示，各方格之概估量分述如下：F3 區約有 500 隻、F4 區約有 4500 隻、G4 區約有 4500 隻、F5 區約有 2200 隻、G5 區約有 2500、G7 區約有 30、F8 區約有 240 隻。

討論

台灣招潮蟹於台灣的分布地點主要集中於西部潮間帶，香山地區(海山罟)台灣招潮蟹的分佈依據劉烘昌、李家維(1994)的研究指出其分佈型式屬於不連續的塊狀分布。而客雅水資源回收中心台灣招潮蟹之分布則呈連續型的塊狀分布，主要原因有四：一、客雅水資源回收中心台灣招潮蟹的棲地為坡度極為平緩的灘地，一百公尺坡降僅 20 公分，而此範圍是台灣招潮蟹最適合的棲地，因此形成一個 100 公尺平方的連續塊狀棲地；二、其土質粒徑適合台灣招潮蟹；三、其海灣型的海岸型態，具避風港的效果，棲地的穩定性佳；四、台灣招潮蟹幼生可及此地。

彰化因築堤保護台灣招潮蟹，反而造成台灣招潮蟹浩劫，紅樹林底下總是台灣招潮蟹稀少，共同現象為灘地泥濘；東海大學林惠真教授研究指出，台灣招潮蟹的鰓部構造較接近陸蟹。過度泥濘不利台灣招潮蟹的現象，是否為台灣招潮蟹的耐水性不佳所造成？然而，在耐水性試驗結果，台灣招潮蟹卻可在沈浸海水、完全隔絕空氣的環境中，存活五天五夜以上，因此耐水性似乎不是問題。推估原因，可能為泥濘環境使得台灣招潮蟹的洞穴結構鬆軟、不穩固，造成其避敵或蛻殼的機制發生障礙。

客雅水資源回收中心開發之後，新竹市之台灣招潮蟹族群量已銳減 75% (15000 隻)，剩餘約 25%(5000 隻)的族群量，主要分布在海山罟，而海山罟僅

為岸邊狹窄的帶狀分布，適宜的分布面積狹窄，且棲地環境有不斷砂化之情況，棲地型態對台灣招潮蟹而言有逐漸劣化的現象，棲地的保護或補償性棲地的新生，已然成為延續新竹地區台灣招潮蟹重要、迫切之課題。

參考文獻

- 山口隆男, 1970。ハクセンシオマネキの生態 (I)。Calanus 2: 5-30。(日文)
- 山口隆男, 1972。ハクセンシオマキの生態, II. 配偶行動。Calanus 3: 38-53。(日文)
- 王嘉祥、劉烘昌, 1996a。台灣海岸溼地的螃蟹。高雄市野鳥學會, 高雄。
- 王嘉祥、劉烘昌, 1996b。台灣海邊常見的螃蟹。台灣省立博物館, 台北。
- 史金燾, 1990。台灣省淡水紅樹林沼澤區網紋招潮蟹 (*Uca arcuata* de Haan, 1835) 族群的調查。師大生物學報 25: 1-11。
- 史金燾, 1992。淡水紅樹林沼澤區清白招潮蟹族群的變化。台灣省立博物館年刊 35: 67-78。
- 史金燾、呂光洋、王嘉祥, 1991。淡水紅樹林沼澤區蟹類相及十種蟹類的活動週期。台灣省立博物館年刊 34: 121-140。
- 史金燾、黃慧如、卓逸民, 1989。網紋招潮蟹 (*Uca arcuata*, de Haan) 肝胰臟的離體培養及其耗氧量的測定。師大生物學報 24: 33-39。
- 史金燾、藍伯倫, 1993。弧邊招潮蟹食性的探討。台灣省立博物館年刊 36: 81-96。
- 何平合、洪明仕, 1997。新竹市海邊的螃蟹。新竹市政府, 新竹市, 台灣。
- 佐藤隼夫, 1936a。台灣沿岸動物採集記 [IV]。植物及動物 4: 1951-1957。(日文)
- 佐藤隼夫, 1936b。台灣と沿岸動物。科學の台灣 4: 137-144。(日文)
- 吳忠信, 1992。新竹市海山畧紅樹林生物相之調查研究。師範大學生物學報 27: 97-111。
- 李培芬, 1995。地理資訊系統和遙測在鳥類研究之應用: 以關渡和七股為例。第二屆海岸及溼地生態保育研討會論文集, pp. 129-140。中華民國野鳥學會, 台北。
- 李曉易, 1991。台灣招潮蟹的生態與行為研究。中山大學海洋生物研究所碩士論文, 高雄。
- 和田惠次, 1982。コメツキガニの性行動。南紀生物 24: 43-46。(日文)

- 武田正倫、山口隆男, 1973。ヒメシオマネキ巨大鉗脚の左右性と異常例について。動物分類學會誌 9: 13-20。(日文)
- 牧茂市郎、土屋寛, 1923。台灣産十脚類圖説。台灣總督府中央研究所農業部報告第三號。(日文)
- 施習德, 1988。大肚溪口潮間帶螃蟹採集之初步報告。東海大學生物學系畢業論文集。
- 施習德, 1994。招潮蟹。國立海洋生物博物館籌備處, 高雄。
- 施習德, 1997。屬於福爾摩莎的「台灣招潮」, 何去何從? — 記台灣特有種招潮蟹的現況。台灣博物 54: 68-80。
- 施習德, 1998。高美灘地的蟹類, 高美溼地生態之美 (黃朝洲編著), pp, 57-82。清水鎮牛罵頭文化協進會, 台中。
- 施習德, in press. 沿岸蟹類的幼體釋放時機。生物科學。
- 施習德, 1998。以形態、遺傳及生態研究台灣特有種台灣招潮蟹之分類系統。國立中山大學海洋生物研究所。博士論文。
- 高橋定衛, 1934a。淡水河口附近の地域と沿岸動物。台灣博物學會會報 24: 1-14。(日文)
- 高橋定衛, 1934b。淡水河下流の砂蟹科 Ocypodidae とその生態。動物學雜誌 46: 73-74。(日文)
- 高橋定衛, 1934c。基隆附近の海岸動物に就て。科學の台灣 2: 25-30。(日文)
- 張寶連, 1984。台灣産提琴手蟹在生化上的比較研究。台灣師範大學生物研究所碩士論文。
- 陳天任、游祥平和陳均輝。1999。太魯閣國家公園砂卡噹溪台灣絨鰲蟹之生物學研究。太魯閣國家公園。
- 陳明義、陳谷季、李遠慶, 1976。淡水河口紅樹林之生態研究。中華林學季刊 9: 43-50。
- 陳家全、李家維、楊瑞森, 1991。生物電子顯微鏡學。行政院國家科學委員會, 台北。
- 堀川安市, 1940。台灣産の蟹類について。科學の台灣 8: 21-31。(日文)
- 葉春良, 1996。弧邊招潮蟹的洞口構造功能與領域行為觀察。輔仁大學碩士論文。
- 詹森, 1995。台灣海峽流場季節變化之研究。台灣大學海洋研究所博士論文, 台

北。

劉烘昌、李家維, 1994。新竹香山潮間帶的螃蟹。海岸溼地生態及保育研討會論文集, pp. 103-113。中華民國野鳥學會, 台北。

劉崇瑞、賴明洲, 1982。淡水河口竹圍地區水筆仔紅樹林來源問題之探討。中華林學季刊 15: 85-86。

盧怡萍、吳盈螢、史金燾、黃生, 1997。台灣河口的北方呼喚招潮蟹之族群遺傳結構。師大生物學報 32: 25-32。

戴愛雲、楊思諒、宋玉枝、陳國孝, 1986。中國海洋蟹類。海洋出版社, 北京。

蘇宏仁、呂光洋, 1984。淡水紅樹林沼澤區螃蟹種類分佈之調查。師大生物學報 19: 61-70。

Balsiger, J. W. 1974. A computer simulation model for the eastern Bering Sea king crab population. Ph.D. diss., School of Fisheries, Univ. Washington, Seattle, WA, 197 p.

Begon, M., 1979, Investigating animal abundance: capture-recapture for biologists. Edward Arnold, London, 97p.

Brower, J.E., J.H. Zar and C.N. von Ende. 1997. Field and Laboratory Methods for General Ecology. Fourth Edition

Burnham, K.P., D.R. Anderson, G.C. White, C. Brownie, and P.H. Pollock. 1987. Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. American Fisheries Society Monograph No. 5. Bethesda, Maryland, USA. 437pp.

Chang, H. C. 2003. Statistical analysis of external morphological characters and biological parameters estimation of swimming crab, *Portunus sanguinolentus* in the waters off southeastern Taiwan. Ph.D. dissertation, University of Taiwan.

Chang, H. C. and C. C. Hsu. 2004. Statistical comparisons of some external morphometrical aspects of the swimming crab *Protunus sanguinolentus* (Herbst) between the Keelung Shelf and the Taiwan Bank. TAO, 15: 179-197.

Fitz, H.C. and R.G. Weigert. 1991. Local population dynamics of estuarine blue crabs : abundance, recruitment and loss. Mar. Ecol. Prog. Ser. 76:249-260.

Hines, A. H., R. N. Lipcius, and A. M. Haddon. 1987. Population dynamics and habitat partitioning by size, sex, and molt stage of blue crabs *Callinectes sapidus* in a subestuary of central Chesapeake Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 36:55-64.

- Hoopes, D. T., J. F. Karinen, and M. J. Pelto. 1970. King and tanner crab research. Annual report 1970. International North Pacific Fisheries Commission, Seattle
- Hsu, C. C. 1986. Spatial and temporal distribution of female red king crab in the southeastern Bering Sea, Ph.D. dissertation, University of Washington, Seattle, WA. 300pp.
- Jamison, G.S. 1986. Implication of fluctuations in recruitment in selected crab population, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 2085-2098.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper and Row, Publishers. New York. 654 pp.
- Lee H. H. and C. C. Hsu. 2003. Population biology of the swimming crab, *Portunus sanguinolentus* in the waters off north Taiwan. *J. Crust. Bio.* 23:691-699.
- Ludwig, J. A. and J. F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology*. John Wiley, New York.
- McGuinness, K.. 1999. Developing methods for quantifying the apparent abundance of fiddler crabs (*Ocypodidae: Uca*) in mangrove habitats. *Australian Journal of Ecology* 24: 43-49.
- Molles, M. C. 2001. *Ecology: Concepts and Applications*. McGraw-Hill College.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer* 39:175-192.
- Pauly, D. 1981. The relationship between gill surface area and growth performance in fish: a generalization of von Bertalanffy's theory of growth. *Meeresforsch./Rep. Mar. Res.* 28:251-282.
- Pauly, D., 1984, *Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculator*. ICLARM Studies and Reviews, Manila, Philippines, 8: 325pp.
- Robertson, W.D., Kruger, A., 1994. Size at maturity, mating and spawning in the portunid crab *Scylla serrata* Forskal. in Natal, South Africa. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 39:185-200.
- SAINTE-MARIE, B. and F. HAZEL, 1992. Moulting and mating of snow crab, *Chionoecetes opilio* (O. Fabricius), in shallow waters of the northwestern Gulf of Saint Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 1282-1293.
- SAINTE-MARIE, B., S. RAYMOND and J.-C. BRÊTHES, 1995. Growth and

- maturation of the benthic stages of male snow crab, *Chionoecetes opilio* (Brachyura : Majidae). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52: 903-924 .
- Seber, G. A. F. 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. 2nd edition. Edward Arnold: London.
- Seber, G. A. F. 1986. A view of estimating animal abundance. *Biometrics*. 42: 267-292.
- WOLFF, M. and M. SOTO. 1992. Population dynamics of *Cancer polyodon* in La Herradura. Bay, northern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 85:69-81.
- Wolfrath, B. 1993. Observations on the behaviour of the European fiddler crab *Uca tangeri*. *Mar Ecol Prog Ser* 100:111–118.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey. 718.



圖 2. 客雅水資源回收中心台灣招潮蟹分布圖(施工前)



圖 3. 客雅水資源回收中心台灣招潮蟹分布圖(施工中)

表 1. 客雅水資源回收中心台灣招潮蟹調查紀錄

項目		月別						
		94.12	95.01	95.02	95.03	95.04	95.05	95.06
預定地#1 (低密度區)	台灣招潮	1	2	3	2	1	1	0
	網紋招潮	2	4	4	3	1	0	0
	白扇招潮	43	37	29	55	21	0	0
	台灣厚蟹	2	1	2	1	2	1	0
	伍氏厚蟹	2	2	1	1	1	0	0
預定地#2 (低密度區)	台灣招潮	3	2	1	3	1	0	1
	網紋招潮	4	3	5	2	1	0	0
	白扇招潮	36	37	51	37	20	2	0
	台灣厚蟹	2	1	3	1	0	0	0
	伍氏厚蟹	2	1	1	2	1	0	0
預定地#3 (高密度區)	台灣招潮	7	3	9	5	3	2	1
	網紋招潮	4	2	2	4	1	0	1
	白扇招潮	41	32	25	37	11	0	1
	台灣厚蟹	2	3	1	1	0	1	0
	伍氏厚蟹	1	2	2	1	0	0	0
預定地#4 (高密度區)	台灣招潮	4	9	4	7	4	1	1
	網紋招潮	4	5	3	3	1	0	1
	白扇招潮	53	42	47	24	6	0	0
	台灣厚蟹	2	1	2	2	1	0	0
	伍氏厚蟹	1	1	2	0	1	0	0
預定地#5 (高密度區)	台灣招潮	8	6	6	5	2	1	1
	網紋招潮	4	4	3	4	1	1	0
	白扇招潮	57	45	33	44	21	0	0
	台灣厚蟹	2	1	2	2	0	0	0
	伍氏厚蟹	1	2	1	2	0	0	0

表 2、客雅水資源回收中心台灣招潮蟹族群數量推估表

項目 月別	低密度區 密度(隻/m ²)	低密度區 面積(m ²)	高密度區 密度(隻/m ²)	高密度區 面積(m ²)	族群數量 估計
94.12	0.50	3600	1.58	8000	14467
95.01	0.50	3600	1.50	8000	13800
95.02	0.50	3600	1.58	8000	14467
95.03	0.63	3600	1.42	8000	13583
95.04	0.25	3600	0.75	8000	6900
95.05	0.13	4000	0.33	5000	2167
95.06	0.13	4000	0.25	2500	1125

漁港週邊消波塊附著生物的生態研究

朱達仁 1、郭一羽 2、施君翰 3

1 中華大學休閒系暨營建管理所

2 交通大學土木工程學系

3 臺灣大學漁業科學所

摘要

台灣四面環海，擁有廣大的海陸交接地帶，具有許多不同特性的生態系統。多年來人們為了經濟發展，於海岸構築漁港發展漁業，但此類海岸工程長期以來從設計規劃至施工建造過程中，缺乏生態環境基礎資料，甚至往往忽略生態上影響的考量。

本文以新竹漁港、安平漁港、興達漁港及烏石漁港等四處漁港附近海域之消波塊附近的附著生物為研究的對象，於 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間進行附著生物生態的監測調查，包含水質、消波塊的位置、消波塊表面的生物組成，並利用相似度及各項歧異度指數分析，並以底棲生物整合指標法 (Benthic Index of Biotic Integrity, B-IBI) 評估其生態等級，藉以比較了解四處漁港中消波塊之生態特性，並試圖瞭解生物的生態演化情形與季節和地理位置間的關係，以此作為海岸生態工程施作影響及未來設計規劃之參考依據。

關鍵詞：生態工法，環境監測，附著生物

Abstract

Taiwan is an island surrounded by its vast marine province. The stretching coastline represents one of the most complex systems in nature. Ocean Engineering is devoid of bionomic data as heretofore.

The paper investigates the marine communities around breakwaters at Hsin-Chu , An-Ping , Hsinta , Wushykeng fisheries harbor from Sep 2004 to July 2005 sampling of seawater and marine organisms on armored blocks. In order to find out the ecological property of the study region, we investigate the water quality and the biological performance and analyze the data of organisms using the similarity and the indices of diversity. The performance of the Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) will be used to evaluate the degree of ecological effects in whole studying area. Finally, we expect the achievements will provide a useful consultation for evaluating the ecological effects with blocks in the future.

Keywords: Ecotechnology , Environment Monitoring , marine organisms

前言

過去人們為了經濟發展，開發過程中往往忽略了對生態環境之影響，如今一些先進國家都非常注重生態保育觀念，甚至將生態保育的重要性置於經濟開發之上，近年來台灣的生態保育、環境的保護也受到高度重視。由於單純的經濟發展為主的開發行為，或單純的環境生態保育，兩者在技術上雖都有相當多成熟的經驗。但能夠兩者兼具在技術上困難度加大，因此必須在土木、環境、景觀、生態以及人文社經不同的專業領域加緊整合研發（郭等，2001）。

然而這些海岸防護工程大都以拋置消波塊或築堤等海岸結構物為主，但對於長年累月下海岸結構物上所附著的生物種類，數量及其與這些結構物間的關係，以及結構物設置的過程對海岸生物的影響，都並未有太多相關的研究，目前新竹海岸有底棲生物及附著生物研究（郭等，2002；葉，2003；張，2003；郭等，2003；張等，2004；郭及陳，2004），安平淺灘有施工前期之調查（郭等，2004；張等，2004；張等，2004），台灣西海岸漁港之附著生物（張等，2002），而這些研究雖有基本的種類組成及生態研究，但少有工程影響有關的綜合評估分析。

國內、外海岸環境評估的工作已發展了數十年以上，尤其在國外，過去多探討建構在多樣性、優勢種、敏感性污染種、耐受性污染種的出現（Van Dolah et al.，1999），而最近則發展了以底棲生物群聚為基礎的評估技術及應用指標（Engle et al.，1994；Engle and Summers，1999；Weisberg et al.，1997；Van Dolah et al.，1999）。其中以 Weisberg 等（1997）將 Karr（1981）所發展使用在溪流的棲地評估之分析矩陣，發展出海岸及河口可用之方法稱為「底棲生物整合指標法」（Benthic Index of Biotic Integrity，B-IBI）。

底棲生物整合指標法以指標生物的特性為基礎，發展出不同的海岸河口類型，其相關之生物特性及組成，並藉此作為環境等級評估使用，本法提供評估研究其所需之矩陣及生物特性表。由於本方法藉由調查生物群聚的現況來綜合給分，最後累加積分並分列等級來做生態品質評估（Weisberg et al.，1997）。在國外已經有一些被應用在港灣海域底棲生物棲地評估上的案例（如 Weisberg et al.，1997；Van Dolah et al.，1999；Llanso et al.，2002；Alden, et al.，2002；Christman, et al.，2003），國內近年來亦有嘗試使用之案例（郭及朱，2004；郭等，2004；張等，2004；張及朱，2004）。因此，本文希望應用此類評估法，藉以比較了解目前臺灣海岸四處漁港建置後，漁港中消波塊之生態特性及環境等級，並試圖瞭

解生物的生態演化情形與季節和地理位置間的關係，以此作為海岸生態工程施作之參考依據。

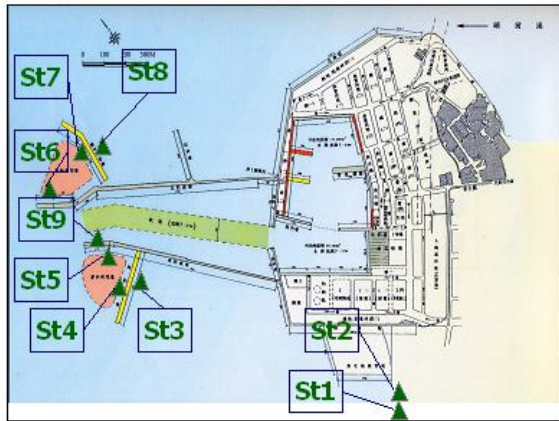
材料與方法

一、調查地點及調查期距

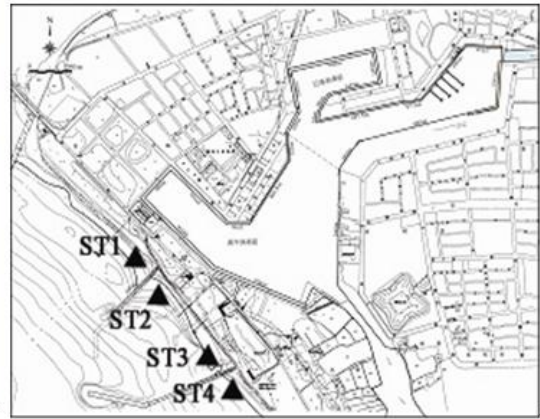
本研究為了解各漁港周邊環境生態特性，在興達、烏石漁港南北兩突堤內外兩側附近選擇四個區域進行生態的調查，ST1 為北堤（右側）外側、ST2 為北堤（右側）內側、ST3 為南堤（左側）內側、ST4 為南堤（左側）外側，而在新竹漁港則擇九個測點，如圖 1（a、b、c）所示。但本次於烏石漁港的 ST3，由於地形上的因素無法進行調查。由上述區域之採樣基礎資料分析各測站生物種類組成與分布、生物相似性分析及多樣性分析。



圖 1. 研究地點分布圖



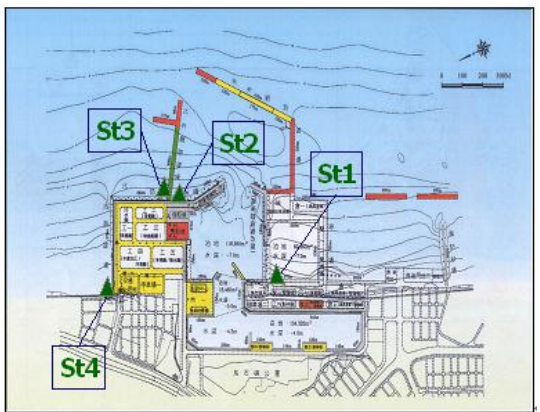
(a) 新竹漁港



(b) 安平漁港



(c) 興達漁港



(d) 烏石漁港

圖 2. 研究漁港採樣測點圖

二、環境因子調查

(一) 環境基礎資料分析

本研究針對研究漁港的環境基礎資料，進行彙整分析，調查項目包括漁港整備、工程設施等。

(二) 水質測量及分析

為了解各測站的水質環境特徵對生物的影響，水質環境調查有物理性項目，包含水深、水溫、氣溫、鹽度、溶氧、pH、電導度、濁度、懸浮固體 (SS) 等；及化學性項目包含：BOD₅、COD、氨氮、總磷、硝酸鹽、磷酸鹽等。檢測方式分為現場操作部分與採樣後將樣品固定於實驗室再行分析。現場監測使用電導度計、溫度計、pH 計、電極溶氧計等直接置入水中測定及紀錄資料，並利用環保署海域環境分類及海洋環境品質標準，評估四漁港水質等級 (如表 1)，俾以瞭解環境變數因子的相關性以及該區域在生物不同環境條件下附著生物相分佈的情形。

表 1. 海域環境分類及海洋環境品質標準（環保署）

監測項目	分類	甲類	乙類	丙類
pH		7.5-8.5	7.5-8.5	7.5-8.5
溶氧值(mg/L)		5.0 以上	5.0 以上	2.0 以上
BOD (mg/L)		2.0 以下	3.0 以下	6.0 以下
大腸桿菌群		1000 個以下	—	—
氨氮 (mg/L)		0.3	—	—
總磷 (mg/L)		0.05	—	—
氯化物		0.01	0.01	0.02
酚類		0.01	0.01	0.01
礦物性油脂		2	2	—

三、生物因子調查

（一）生物調查方法

本研究之生物調查自 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間前往新竹漁港、安平漁港、興達漁港及烏石漁港等四處漁港，勘查各測站消波塊上之附著生物分布情形，其中包含從上潮帶至低潮帶上的藻類、貝類及螺類等生物之種類調查，並估計各種類數量或覆蓋面積以推算其豐度。調查之進行，係參考潮汐表，選在大退潮時前往各測站，選定數個消波塊，觀察其結構物上之附著生物分布情形，觀測時由高潮位向低潮位方向，逐一記錄各生物種類的數量、出現位置及附著之基質，並於消波塊上中下各部位隨機選取 10cm×10cm 之方框大小採集數份樣本，經過刮取、裝袋及冷藏，將採樣之標本攜回實驗室鑑別其種類，鑑定時乃依據各類圖鑑及有關報告予以鑑定（邵等，1996；賴，1999；黃，2000；陳，2001）。另由現場拍照之記錄，輔以瞭解結構物附著生物之分佈及估算覆蓋面積。

（二）生物相似性及多樣性分析

為探討兩兩測站間生物群聚之相似度(Similarity)，以 Bray-Curtis Index (Bray & Curtis 1957) 相似度係數進行分析，本研究多樣性分析使用 Shannon 種歧異度指數(Shannon diversity, H')來進行分析 (Ludwing and Reynolds, 1988)。

四、底棲生物整合性指標法評估結果

本研究以底棲生物整合性指標法 (Benthic Index of Biotic Integrity, B-IBI) 來進行生態評估。由於本研究四個漁港附近海域屬於多鹽開放海域砂質底質環境系統，因此 B-IBI 評估表棲地分級 (Habitat Class) 選擇多鹽砂環境系統 (PO sand)，表 2 顯示多鹽砂評估項目矩陣及配分標準。應用矩陣前必須參考生物的特性資料表，如污染性指標種、污染性感度種等提供作為分類對照 (Llanso et al., 2002)。

依上述矩陣給分標準予以給分，當給分完成後進行 B-IBI 分數之累加求取平

均值，再由分數判斷環境狀況，環境狀況之分級列為四等，如表 3。

表 2. 多鹽砂環境評估項目及評分標準（修正自 Llanso et al., 2002）

項目	5	3	1
Shannon-Wiener種類多樣性指數 (H')	≥1.5	1-1.5	<1.0
單位面積之總種類豐富 (#/m ²)	≥10000or ≥6000	3000-10000or 3000-6000	<3000
單位面積之總種類生物量(g/m ²)	≥14	9-14	<9
單位面積之污染指標種類之生物量百分比(%)	≥100 or ≥67	67-100or 38-67	<67or <38
單位面積之污染敏感性種類 (易受影響的) 之豐富百分比(%)	≥150	120-150or 100-150	<120or <100
單位面積之深溝沈積物中消費者之豐富百分比(%)	≥230	150-230	<150
單位面積之藻類種類生物量(%)	≥23	1-23	<1

表 3. B-IBI 評估等級及分數範圍（修正自 Llanso et al., 2002）

B-IBI	Benthic Community Condition	Habitat Class
≥3.5	Meets restoration goals	A
2.8-3.4	Marginal	B
2.1-2.7	Degraded	C
≤2.0	Severely degraded	D

結果

一、環境因子調查結果

(一) 新竹港水質調查結果

本研究從 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間在新竹港週圍海域，臨岸九個測站進行水質調查之採樣，取漁港南北兩突堤內外側水深 1m 處之表水。

水質採樣結果中各測站氣溫平均在 18.5-31.1℃，而水溫在 23.5-32.5℃間平均值為 28.2℃。而海水之鹽度平均值為 33.34，此與一般海水表面的鹽度介於 33‰~37‰ (George 和 William, 1987)，平均值約為 35‰ (Garrison, 1993)，各區海水鹽度並無明顯差異。至於海水 pH 值在 7.13-7.70，其平均值為 7.73，一般海水的酸鹼度的範圍為 7.5~8.5 之間 (江、林, 1997)，平均值約為 7.8 (Garrison, 1993)。不過，在海水表層較溫暖的水域中，酸鹼度的數值會略微偏高，大約在 8.5 左右 (Garrison, 1993)。海水導電度在 48.2-54.3 間，數值的變化並不大。量測 COD 值在 52.1-110.2(mg/L)之間，堤岸位置測站與海域測站有明顯之差異。BOD 值在 1.5-3.1 (mg/L)間，平均值為 1.64。海水的溶氧值為 5.24-8.45 (mg/L)間，但愈接近水表面的溶氧值會愈高，其數值約為 7.5 mg/l (Garrison, 1993) 左右。由於本研究中所採集的水樣屬於海水表層的表面水，因此其溶氧數值會有偏高的

傾向。

岸際水體之總磷及部分地區之氮氮有較高情形，應是受到漁港港內及頭前溪陸域水體之排放，並受潮汐之影響，使陸源注入之水體於岸邊停留所致，此外 SS 並不是很高，僅 ST3 有較高之數值應是由於港內淤積混濁有關。而港內之測站其硝酸鹽、亞硝酸鹽及正磷酸鹽也有較高情形。此外由營養鹽分布情況可以了解，硝酸鹽、亞硝酸鹽及正磷酸鹽之分布大多以靠近頭前溪之測站為較高。由表一環保署海域環境分類及海洋環境品質標準可以得知，本海域之環境屬於甲類環境品質標準。

(二) 安平港水質調查結果

本研究從 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間在安平港週圍海域，四個測站進行水質調查之採樣，取漁港南北兩突堤內外側之水深 1m 處之表水。

水質採樣結果中各測站氣溫平均在 19.5-35.3°C，而水溫在 24.2-34.1°C 間。而海水之鹽度平均值為 33.51，各區海水鹽度並無明顯差異。至於海水 pH 值在 7.31-7.54。海水導電度在 47.2-52.1 間，數值的變化並不大。量測 COD 值在 77.1-914.2 (mg/L) 之間，堤岸位置測站與海域測站有明顯之差異。BOD 值在 1.2-9.42(mg/L) 間，堤岸位置測站與海域測站有明顯之差異。溶氧值在 5.21-8.41 (mg/L)。

漁港南北堤測站部分之水質，由樣品之鹽度可以發現，此處有大量淡水注入，因此受到陸源物質的影響。樣品所分析之 COD、BOD 數值相當高，因此可知已經受到污染，另外可以發現總磷之濃度相當高，顯然有許多陸源物質流滯於此，造成相當大的耗氧量。從葉綠素 A 及 pH 的濃度偏高可確知水體呈現優養化現象，此外氮氮濃度較低之原因應是受到植物吸收之結果，由溶氧皆過飽和狀態證明水體中光合作用旺盛，由上列各指數可以概括的認定此處擁有陸源注入之營養鹽，受到藻類的吸收而相當高的生產力。由資料可以得知，七月份夏季受到充足日照的影響，將陸源注入之營養鹽吸收後，產生相當大量的氧氣及較高的 pH 值，也因此改變部分穩定的海水組成，由於此處水體之循環及海氣交換充分，保有穩定的生長條件及生產力。尤其以溼地對此處海岸生態影響最大，由於採樣點接近陸地，因此陸源影響將顯著而密切，其生態受到港口及週遭注入之水體影響相當深遠，因此必須更持續且密集的進行分析，以了解港口對於此地之影響。由表一環保署海域環境分類及海洋環境品質標準可以得知，本海域之環境屬於乙至

丙級水體標準。

(三) 興達港水質調查結果

本研究從 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間在興達港週圍海域，四個測站進行水質調查之採樣，取漁港南北兩突堤內外側之水深 1m 處之表水。

水質採樣結果中各測站氣溫平均在 19.2-35.2°C，而水溫在 24.2-34.2°C 間，此處的高水溫為電廠的溫排水所致。而海水之鹽度平均值為 33.13，堤岸之右側鹽度較高。至於海水 pH 值在 7.16-8.44。海水導電度在 43.1-52.1 間，數值的變化並不大。量測 COD 值在 61.4-77.2 (mg/L) 之間，各測站無明顯之差異。BOD 值在 0.8-2.8 (mg/L) 間。海水的溶氧值介於 5.19~6.51 (mg/L) 皆呈飽和狀態。另外可以發現總磷之濃度相當高，顯然有許多陸源物質流滯於此。葉綠素 A 數值除部分測站較高外多數測站均相當低。此外氨氮濃度較其他漁港為高。

同其他漁港，八月份夏季受到充足日照的影響，浮游植物將營養鹽吸收後，產生相當大量的氧氣及較高的 pH 值，由於此處水體之循環及海氣交換充分，保有穩定的生長條件及生產力。由表一環保署海域環境分類及海洋環境品質標準可以得知，本海域之環境屬於甲類至乙類環境品質標準。

(四) 烏石港水質調查結果

本研究從 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間在烏石港週圍海域，四個測站進行水質調查之採樣，取漁港南北兩突堤內外側之水深 1m 處之表水。

水質採樣結果中各測站氣溫平均在 16.8-33.5°C，而水溫在 17.3-32.8°C 間。而海水之鹽度平均值為 33.8，各區海水鹽度並無明顯差異。至於海水 pH 值在 6.77-7.94。海水導電度在 47.1-51.8 間，數值的變化並不大。量測 COD 值在 78.1-100.2 (mg/L) 之間，堤岸位置測站與海域測站無明顯之差異。BOD 值在 1.2-2.5 (mg/L) 間。海水的溶氧值約為 7.18-8.92 (mg/L) 間。樣品所分析之 COD 數值稍高，另外可以發現總磷之濃度並不高，顯然有部分陸源物質流滯於此。從葉綠素 A 及 pH 的濃度不高的情形，可知水體保持正常。由表一環保署海域環境分類及海洋環境品質標準可以得知，本海域之環境屬於甲類環境品質標準。

二、生物因子調查結果

(一) 新竹漁港

葉 (2003) 在新竹漁港進行一年調查後，共紀錄到新竹漁港的附著生物總共可分為 6 門 37 種，其中附著動物有 4 門 14 科 27 種；附著植物有 2 門 2 科 10 種。

而本研究從 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間在新竹港週圍海域，調查結果顯示，附著動物共紀錄到 2 門 10 科 20 種；附著植物有 1 門 1 科 1 種，其中，附著植物受季節因素影響十分明顯，種類包括 (1) 軟體動物門的骨螺科 (Muricidae) 的 *Thais clavigera*；笠螺科 (Patellidae) 的 *Cellana toreuma*、*Cellana grata*；青螺科 (Acmaeidae) 的 *Notoacmea schrenckii*、*Patelloida straita*、*Patelloida pygmaea*、*Collisella heroldi*；玉黍螺科 (Littorinidae) 的 *Granulilittorina exigua*、*Granulilittorina millegrana*、*Littoraria undulata*、*Nodilittorina pyramidalis*、蟹螺科 (Neritidae) 的 *Nerita albicilla*、*Nerita undata*；殼菜蛤科 (Mytilidae) 的 *Mytilus edulis*；牡蠣科 (Ostreidae) 的 *Saccostrea mordax*、*Crassostrea gigas* 等 16 種，(2) 節肢動物門的小藤壺科 (Chthamalidae) 的 *Balanus amphitrite*、*Chthamalus pilsbryi*；笠藤壺科 (Tetraclitidae) 的 *Tetraclita squamosa*；海蟑螂科 (Ligiidae) 的 *Ligia exotica* 等 4 種。附著植物部分 (1) 綠藻植物門的滌苔 (*Enteromorpha prolifera*)。

(二) 安平漁港

本研究從 2003 年 7 月 15 日及 16 日在安平港週圍海域，調查結果顯示，附著動物共紀錄到 2 門 6 科 12 種；附著植物有 2 門 2 科 2 種，種類包括，(1) 軟體動物門的笠螺科 (Patellidae) 的 *Cellana toreuma*；蟹螺科 (Neritidae) 的 *Nerita chamaeleon*、*Nerita balteata*；玉黍螺科 (Littorinidae) 的 *Granulilittorina exigua*、*Littoraria scabra*、*Granulilittorina millegrana*、*Nodilittorina pyramidalis*、*Littoraria undulata*、*Tectarius coronatus*、*Echininus cumingii f. spinulosus*；骨螺科 (Muricidae) 的 *Thais clavigera*；牡蠣科 (Ostreidae) 的 *Crassostrea gigas*，(2) 節肢動物門的小藤壺科 (Chthamalidae) 的 *Balanus amphitrite*、*Chthamalus pilsbryi*。附著植物部分 (1) 綠藻植物門的腸滌苔 (*Eenteromorpha intestinales*)，(2) 紅藻植物門的縱胞藻 (*Centroceras clavulatum*)。

(三) 興達漁港

本研究從 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間在興達港週圍海域，調查結果顯示，附著動物共紀錄到 2 門 5 科 16 種；附著植物有 1 門 1 科 1 種，種類包括，(1) 軟體動物門的笠螺科 (Patellidae) 的 *Cellana toreuma*、*Nerita chamaeleon*、*Nerita balteata*；玉黍螺科 (Littorinidae) 的 *Granulilittorina exigua*、*Littoraria scabra*、*Granulilittorina millegrana*、*Nodilittorina pyramidalis*、*Littoraria undulata*、*Tectarius*

coronatus、*Echininus cumingii f. luchuana*、*Echininus cumingii f. spinulosus*；殼菜蛤科 (Mytilidae) 的 *Mytilus edulis*；牡蠣科 (Ostreidae) 的 *Crassostrea gigas*、*Saccostrea kegaki*，(2) 節肢動物門的小藤壺科 (Chthamalidae) *Balanus amphitrite*、*Chthamalus pilsbryi*。附著植物部分 (1) 綠藻植物門的腸澱苔 (*Eenteromorpha intestinales*)。

(四) 烏石漁港

本研究從 2004 年 9 月至 2005 年 7 月間在烏石港週圍海域，調查結果顯示，附著動物共紀錄到 2 門 9 科 21 種，種類包括，(1) 軟體動物門的青螺科 (Acmaeidae) 的 *Patelloida pygmaea*、*Patelloida straita*、*Notoacmea schrenckii*；笠螺科 (Patellidae) 的 *Cellana toreuma*；玉黍螺科 (Littorinidae) 的 *Granulilittorina exigua*、*Granulilittorina millegrana*、*Nodilittorina pyramidalis*、*Littoraria undulata*；殼菜蛤科 (Mytilidae) 的 *Mytilus edulis*；牡蠣科 (Ostreidae) 的 *Crassostrea gigas*、*Saccostrea mordax*，(2) 節肢動物門石鱉科 (Chitonidae) 的 *Rhysoplax komaiana*；海蟑螂科 (Ligiidae) 的 *Ligia exotica*；小藤壺科 (Chthamalidae) 的 *Balanus amphitrite*、*Chthamalus pilsbryi*、*Chthamalus challengerii*；笠藤壺科 (Tetraclitidae) 的 *Tetraclitela chinensis*、*Tetraclita formosana*、*Tetraclita squamosa*。

三、相似性分析與生物多樣性分析結果

為探討兩年間工程施做前後，各漁港各測站間附著生物種類空間分佈之相似性，以 Bray-Curtis Index 分析，結果如表 4~表 7 與圖 3~圖 6 所示。烏石漁港各測站間的相似度介於 12.4~70.7% 之間，興達漁港各測站間的相似度介於 16.4~70.7% 之間，安平漁港各測站間的相似度介於 0~86.8% 之間，新竹漁港各測站間的相似度介於 28.7~75.6% 之間，高於 70% 以上表示生物種類間個體數分佈的一致性。其中，安平漁港各測點相似性指數相較於其他漁港來的低，探討原因為本研究區域內新設置之消波塊，生物的種類數也較少，空間的相似性受到了工程施作的影響。

表 4. 烏石漁港各測站附著生物低、高潮位相似性

	ST1下	ST1中	ST1上	ST2下	ST2中	ST2上	ST3下	ST3中	ST3上	ST4下	ST4中	ST4上
ST1下	1											
ST1中	32.4	1										
ST1上	34.8	12.4	1									
ST2下	31.4	52.7	56.4	1								
ST2中	53.1	65.7	69.5	35.5	1							
ST2上	38.6	23.5	26.3	48.4	56.7	1						
ST3下	36.9	19.7	12.8	57.6	70.6	30.4	1					
ST3中	36.9	19.7	12.8	57.6	70.6	30.4	0.0	1				
ST3上	36.9	19.7	12.8	57.6	70.6	30.4	0.0	0.0	1			
ST4下	51.5	66.3	69.4	30.5	40.9	53.7	70.7	70.7	70.7	1		
ST4中	49.4	61.9	65.6	33.8	28.0	51.4	66.1	66.1	66.1	33.1	1	
ST4上	27.2	19.3	21.8	44.6	59.4	25.2	24.0	24.0	24.0	56.7	54.6	1

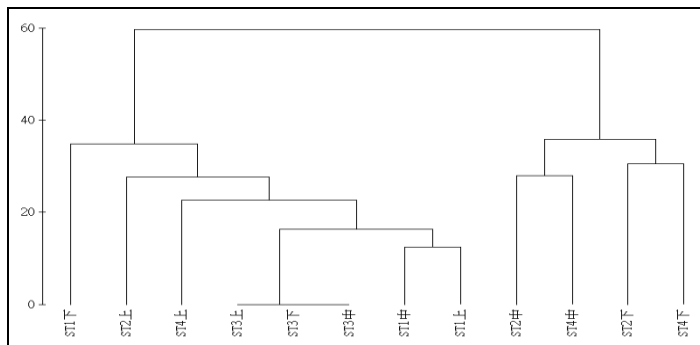


圖 3. 烏石漁港各測站附著生物低、高潮位相似性圖

表 5. 興達漁港各測站附著生物低、高潮位相似性

	ST1下	ST1中	ST1上	ST2下	ST2中	ST2上	ST3下	ST3中	ST3上	ST4下	ST4中	ST4上
ST1下	1											
ST1中	57.0	1										
ST1上	43.3	17.6	1									
ST2下	60.2	44.6	55.9	1								
ST2中	53.4	33.9	61.2	64.6	1							
ST2上	26.6	16.4	64.4	41.6	43.5	1						
ST3下	69.5	63.3	35.5	62.7	47.4	21.3	1					
ST3中	68.0	71.4	37.8	62.9	46.4	32.8	68.9	1				
ST3上	56.7	23.7	55.6	61.8	56.8	42.4	62.6	42.5	1			
ST4下	66.1	61.9	48.5	60.6	51.4	39.2	63.0	72.2	55.3	1		
ST4中	62.0	65.1	37.8	63.6	42.0	29.6	70.5	71.0	51.6	73.1	1	
ST4上	40.9	46.1	55.5	47.0	49.0	49.2	40.3	51.6	45.2	57.1	42.3	1



圖 4. 興達漁港各測站附著生物低、高潮位相似性圖

表 6. 安平漁港各測站附著生物低、高潮位相似性

	ST1下	ST1中	ST1上	ST2下	ST2中	ST2上	ST3下	ST3中	ST3上	ST4下	ST4中	ST4上
ST1下	1											
ST1中	11.5	1										
ST1上	14.8	55.2	1									
ST2下	86.8	0.0	0.0	1								
ST2中	17.8	17.2	44.8	0.0	1							
ST2上	17.7	34.2	65.3	0.0	68.1	1						
ST3下	0.0	0.0	0.0	5.5	0.0	12.6	1					
ST3中	18.6	18.4	35.0	8.4	53.7	56.4	11.1	1				
ST3上	17.3	30.9	65.8	0.0	56.4	59.2	0.0	44.9	1			
ST4下	17.5	59.7	62.2	0.0	34.0	42.0	0.0	27.6	42.4	1		
ST4中	35.1	33.8	48.0	24.9	27.2	46.6	11.7	53.2	37.4	41.2	1	
ST4上	16.0	44.4	60.3	0.0	65.3	82.2	13.2	50.1	51.3	49.6	49.1	1



圖 5. 安平漁港各測站附著生物低、高潮位相似性圖

表 7. 新竹漁港各測站附著生物低、高潮位相似性

	ST1下	ST1中	ST1上	ST2下	ST2中	ST2上	ST3下	ST3中	ST3上	ST4下	ST4中	ST4上	ST5下	ST5中	ST5上	ST6下	ST6中	ST6上	ST7下	ST7中	ST7上	ST8下	ST8中	ST8上	ST9下	ST9中	ST9上	
ST1下	1																											
ST1中	54.1	1																										
ST1上	44.6	78.3	1																									
ST2下	62.9	67.7	61.3	1																								
ST2中	43.1	63.3	65.9	59.2	1																							
ST2上	34.2	45.9	54.9	36.1	44.1	1																						
ST3下	59.2	43.2	39.3	59.4	44.0	39.0	1																					
ST3中	60.6	73.5	68.7	76.0	57.7	47.8	57.5	1																				
ST3上	56.8	60.6	64.8	62.8	48.5	48.6	36.5	70.8	1																			
ST4下	52.6	62.9	53.5	69.0	47.8	31.6	40.6	64.9	53.6	1																		
ST4中	55.8	77.1	65.4	71.4	63.7	38.5	46.0	61.6	53.3	67.6	1																	
ST4上	43.6	64.1	73.6	50.4	69.2	50.4	35.4	50.7	52.9	37.4	59.5	1																
ST5下	54.6	52.2	38.6	45.8	39.5	42.1	43.5	47.1	34.0	54.2	53.2	37.7	1															
ST5中	28.7	52.1	39.7	46.8	54.2	45.4	34.8	48.4	31.7	47.5	53.3	32.4	56.7	1														
ST5上	34.1	48.9	39.4	56.0	64.3	45.9	47.6	47.3	31.6	43.6	55.1	40.7	42.3	72.1	1													
ST6下	53.4	56.0	39.0	51.7	40.4	30.2	40.7	51.0	36.0	62.0	53.9	29.9	66.5	53.2	46.1	1												
ST6中	46.6	62.9	47.7	60.4	50.8	34.7	34.8	54.0	45.5	60.6	60.8	37.9	57.3	60.5	52.9	69.1	1											
ST6上	49.7	55.3	47.6	56.7	63.6	42.4	47.5	51.1	42.7	42.1	57.4	47.8	46.3	45.3	62.8	48.8	61.3	1										
ST7下	66.2	63.0	47.6	71.1	47.0	32.0	52.5	61.3	48.1	57.9	62.2	44.5	65.9	51.2	49.4	65.2	64.8	54.6	1									
ST7中	45.9	68.4	53.4	59.8	52.3	34.5	34.0	60.4	51.9	60.9	59.7	44.1	49.4	54.2	50.7	60.1	75.5	55.7	59.8	1								
ST7上	45.7	63.2	69.0	60.9	56.2	58.6	40.1	69.2	62.9	49.6	56.0	54.8	40.2	45.5	52.8	46.3	56.8	65.5	53.3	58.3	1							
ST8下	75.6	49.4	47.3	57.5	42.5	47.4	57.8	64.7	56.5	53.7	46.5	46.4	62.4	34.6	38.3	54.6	39.5	43.7	60.3	41.8	49.3	1						
ST8中	54.2	72.3	72.1	70.5	61.0	49.7	51.9	84.6	75.7	61.4	60.9	56.1	46.3	45.9	46.9	46.4	50.8	51.3	56.1	61.2	67.7	60.5	1					
ST8上	39.9	45.5	47.3	39.4	34.0	59.2	40.1	49.0	59.5	36.5	39.8	42.4	36.7	34.9	41.1	31.2	34.4	42.2	35.2	33.3	58.3	50.0	50.6	1				
ST9下	50.5	51.4	54.5	54.2	40.7	58.0	58.6	69.2	64.3	42.8	42.9	38.0	46.1	41.9	42.0	42.1	45.2	39.7	41.3	44.6	57.9	60.5	66.1	62.4	1			
ST9中	38.9	57.1	56.1	51.0	50.4	39.5	33.7	60.3	55.9	57.7	50.4	49.5	43.6	47.2	43.3	50.6	55.5	41.6	49.5	61.5	56.8	44.5	67.1	41.9	47.0	1		
ST9上	32.0	54.0	51.5	47.1	43.4	50.5	44.2	57.1	43.0	45.7	48.1	34.4	38.8	46.8	51.3	35.4	38.9	47.5	38.4	35.1	61.6	39.9	53.9	67.4	54.4	43.0	1	

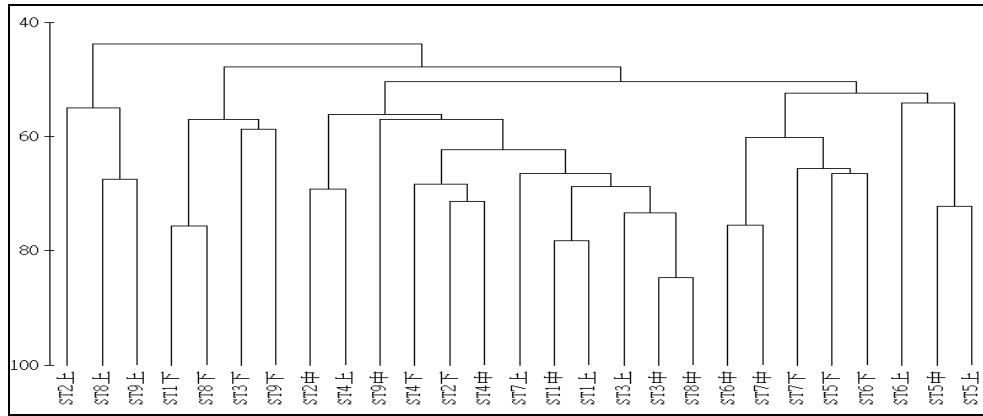


圖 6. 新竹漁港各測站附著生物低、高潮位相似性圖

四、生物多樣性分析結果

各測站間之多樣性指數變化詳如圖 7~圖 10 所示。種歧異度指數(Shannon diversity, H')之結果隨各測站亦有不同之差異，數值愈大顯示該測站有較豐富的種類出現，亦表示該測站具有多樣性，其中，烏石漁港其數值介於 0~2.3 間，較低值出現在測站三，乃受到無法取樣所致，其種類數也相對較少；興達漁港其數值介於 1.08~2.19 間；安平漁港其數值介於 0.76~1.78 間；新竹漁港其數值介於 0.33~2.61 間，由分析結果顯示，四個漁港以安平漁港、烏石漁港部份測點多樣性指數較低。

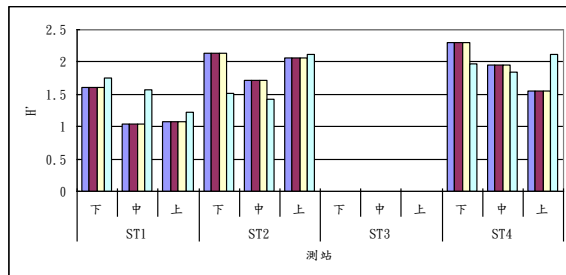


圖 7. 烏石漁港各測站附著生物多樣性指數圖

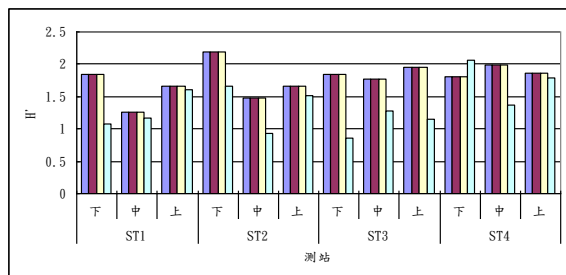


圖 8. 興達漁港各測站附著生物多樣性指數圖

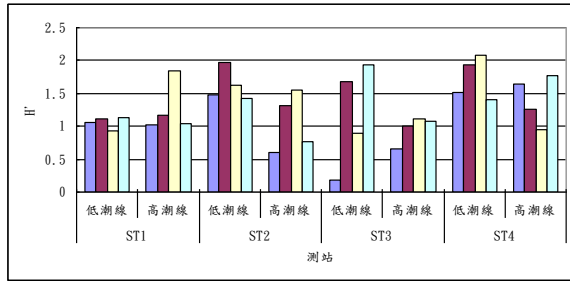


圖 9. 安平漁港各測站附著生物多樣性指數圖

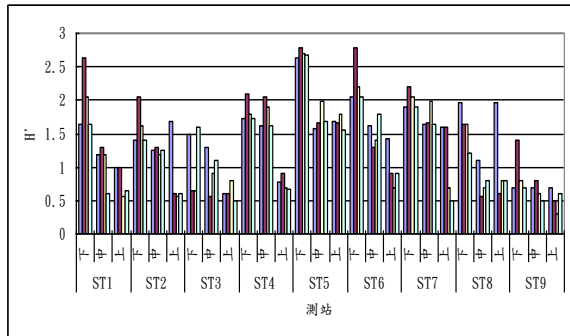
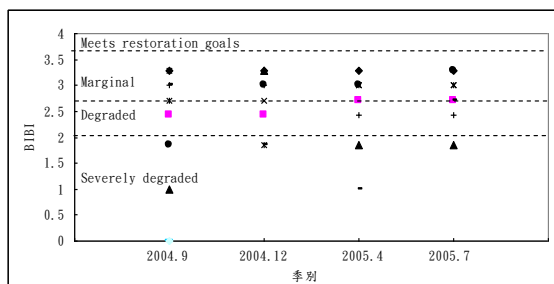


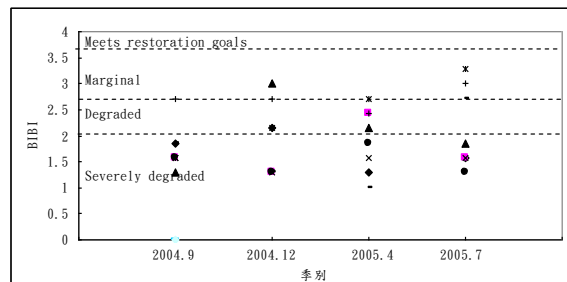
圖 10. 新竹漁港各測站附著生物多樣性指數圖

五、底棲生物整合性指標法評估結果

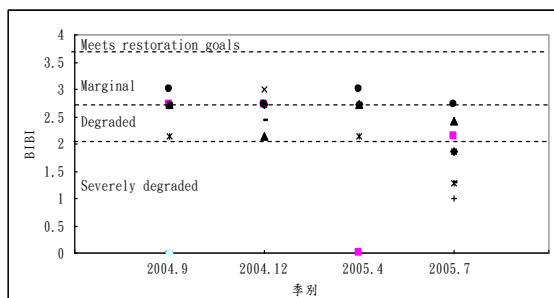
由底棲生物整合性指標模式評級之結果新竹、烏石、興達漁港大部分評價落在 Marginal~ Degraded 之間，屬於第二、三級之評級，僅需持續關切注意，而安平港則需進行一般性之保育計劃，如圖 11。由表 8 中種類數的比較，顯示安平港出現的種類數較多，興達較少。以歧異度指數、均勻度指數及豐富度指數比較，安平港及新竹港生態較佳，而興達港生態較差。由空間分佈相似性指數顯示，新竹漁港空間測站之相似性較高，同時以空間分佈均質性顯示，亦以新竹漁港空間測站之異質性較低，而以興達較高。



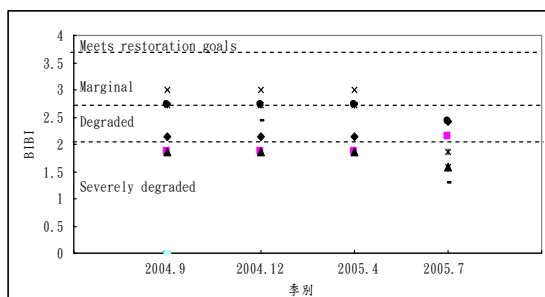
(a) 新竹漁港



(b) 安平漁港



(c) 興達漁港



(d) 烏石漁港

圖 11. BIBI 評價結果圖

表 8. 四個漁港綜合評析表

分析項目	新竹漁港	安平漁港	興達漁港	烏石漁港
水質評級分析	甲類	乙至丙類	甲至乙類	甲類
種類數	7~17	5~21	0~7	2~11
生物多樣性 歧異度指數	0.33~2.61	0.76~1.78	1.08~2.19	0~2.3
空間分佈相似性	相似性高	相似性低	相似性低	相似性低
空間分佈均質性	CV of CZ=0.78 CV of PS=0.86 異質性低	CV of CZ=0.56 CV of PS=0.75 異質性低	CV of CZ=1.59 CV of PS=1.68 異質性高	CV of CZ=1.16 CV of PS=1.32 異質性高
B-IBI環境評估	Marginal~ Severely degraded	Marginal~ Severely degraded	Marginal~ Severely degraded	Marginal~ Severely degraded

討論

過去台灣的海岸防護工程大都以拋置消波塊或築堤等海岸結構物為主，但對於長年累月下海岸結構物上所附著的生物種類，數量及其與這些結構物間的關係，以及結構物設置的過程對海岸生物的影響，都並未有太多相關的研究。郭(2001)指出一個環境的特質受其環境因子的長期影響而造成某一類生物族群結構上的消長，特別能代表當時的時空情境，這一類的生物族群便可作為這個環境或生態系的指標生物。附著生物 (sessile organisms) 通常是指一群經過在水中的漂浮時期後，會在堅硬的基質附著，同時改變外部型態，並固定於該處不再移動，直到死亡的生物。附著生物的種類繁多，扮演生產者角色的大型海藻是海岸重要的附著生物之一；而海洋的無脊椎動物中，從構造較簡單的海綿、水螅至構造複雜的藤壺、牡蠣、貽貝及海鞘等都是屬於常見的附著生物種類。附著生物在固著於基質後，由於長期固著於該環境而不再遷徙，因此附著生物生長的過程與族群的分佈等生物特性，將可以反應出當地海域環境的狀況，而做為海岸環境的生態指標。所以附著生物的種類與族群數量的分佈是環境改變評估的重要指標之一。

然而，國內對於附著生物的相關研究仍非常有限，大都針對附著生物的種類與分佈做為環境影響評估的資料。韓等人(1999)曾就台灣北部海域沿岸附著生物的種類進行調查，同時選定數種族群較優勢的物種作為指標生物，探討這些指標物種與海水中各重金屬含量間的關係。但對於沿岸附著生物與工程施作，或是與工程關連的相關分析，則未有相關的研究報導。相較於國外對於海岸結構物與附著生物間的關係的研究，也非常有限，但對於附著生物的附著機制與水流等環境間的關係，國外已有部分的相關研究。Abelson and Denny (1997)曾就海流對海洋生物的附著機制，提出三種可能的影響：1.海流的方向、流速等作用的改變，對附著性的海洋生物而言，將影響其從浮游期轉變成附著期的時間長短、個體型態的改變、以及遇到附著物的機會等；2.對於浮游期稍具游泳能力的附著生物，海流的變化可提供附著的訊息，而誘發其主動改變生活形態，由浮游期轉變成附著期；3. 海流的作用會改變海域環境的變化，而影響生物的附著，如海流中所帶來的化學物質組成，沈積物或懸浮顆粒的多寡，光線的強弱等等。為瞭解海流對附著生物的影響，定期監測附著基質上的生物種類與數量，將可反應出當地海流狀況與附著生物附著機制間的關係(Eckman 1983, Mullineaux 1988, Mullineaux and Butman 1990)；此外，可附著基質的特性，也將影響附著生物的種類與數量(Eckman 1990)，或是將海流狀況轉變成數值模式，藉以探討附著生物的散佈與附著(Gross et al. 1992)。

Larry (1998) 曾指出環境影響評估的方法有相當多。過去國外海岸環境評估的工作已發展了數十年以上，尤其國外多探討建構在目標生物 (target species)、多樣性 (species diversity)、優勢種 (species dominance)、敏感性污染種 (pollution-sensitive species)、耐受性污染種 (pollution-tolerant species) 的出現 (Van Dolah et al., 1999)。在生物指標的評價方法上，目前在國外已經有幾個發展中之評估指標，可區分為定性模式分析及定量模式分析，其中定性的部分主要是考量生物特性及生態習性分析；而定量部分則有棲地適合度評價法 (Habitat Evaluation Procedur, HEP)，此模式將生物特性當作主變數，棲息條件作依變數，模式利用環境因子 (如水質、水溫等) 及所調查之生物種數算出棲地適合地指數 H S I (Habitat Suitability Index) (郭及陳，2004)。

另外定量方法中，最近則發展了以底棲生物群聚為基礎的評估技術及應用指標 (Engle et al., 1994; Engle and Summers, 1999; Weisberg et al., 1997; Van Dolah

et al., 1999)。其中以 Weisberg 等(1997)所發展之底棲生物整合指標法，Benthic Index of Biotic Integrity, B-IBI)，相當地完整，並提供研究出不同的海岸河口類型，其所需之矩陣及生物特性表。同時已經有一些被應用在港灣海域底棲生物棲地評估上成功的案例(如 Weisberg et al., 1997; Van Dolah et al., 1999; Llanso et al., 2002)，國內亦有嚐試使用之案例(郭及朱，2004；郭等，2004；張等，2004；張及朱，2004)。

由本研究結果顯示，砂質的海域環境，因港阜設施如突堤、防波堤、附近環境變化等(例如：新拋消波塊)均會影響及改變環境特性而影響生物群聚結構，因此，干擾(disturbance)或稱擾動是自然界普遍的現象，它能破壞群聚的平衡狀態，特別是人為的干擾，如漁業、污染、築堤、建港等等。干擾的結果會使連續的群聚產生空隙(gaps)，而提供後繼者一個入侵的機會。如後繼者並非原來的物種，而是競爭力更強的其他物種，則可能會使整個群聚的結果為之改變(邵，1998)。而本研究針對新竹、烏石、興達、安平漁港利用底棲生物整合指標法(B-IBI)評價的結果顯示，各測點在每季的棲地等級都落在 A 至 D 級的評估等級之間，生態效益由於環境的改變而產生劇烈改變，因此，在未來可將(B-IBI)運用於海岸工程施工前、中、後的環境監測上。

謝誌

本研究承蒙國科會專題研究計畫 NSC-95-2221-E-009-358 及農業委員會漁業署提供研究經費，使得研究順利完成，在此致謝。

參考文獻

- 邵廣昭，「海洋生態學」，明文書局股份有限公司（1998）。
- 邵廣昭等，「台灣常見魚介貝類圖說(上)-海藻與無脊椎動物」，台灣省漁業局（1996）。
- 洪明仕，「竹塹海濱生物」，新竹市立文化中心（1997）。
- 海岸生態復育之結構物的研發及應用研究—以新竹港南海岸為例，經濟部水資源局（2002）。
- 張秀娟，「消波塊附著生物之時空分佈與水質關係之研究. —以新竹漁港為例」，國立交通大學土木工程研究所碩士論文（2003）。
- 張瑞欣、林東廷、林琇美，「西南海岸結構物之海藻著生初步調查」，港灣報導季刊，第 62 期，第 38-56 頁（2002）。
- 張睿昇、朱達仁，「海岸淺灘之生態工法研究-子計畫二-附著生物在海岸淺灘的生態效果分析研究（NSC92-2211-E412-001）」，行政院國家科學委員會（2004）。
- 張睿昇、郭一羽、朱達仁、施君翰（2004）附著生物在海岸淺灘的生態效果分析研究-以安平漁港為例，第二十六屆海洋工程研討會論文集。
- 張憲國、郭一羽、朱達仁、張秀娟，「消波塊附著生物之時空分佈研究—以新竹漁港為例」，海洋工程學刊，第 4 卷，第 1 期，第 45-69 頁（2004）。
- 郭一羽（2001），「海岸保育」，中國土木水利工程學會九十年年會論文集。
- 郭一羽，「海岸生態工法之基本研究（NSC 90-2611-E216-001）」，行政院國家科學委員會（2002）。
- 郭一羽、朱達仁，「漁港生態工法應用類別之探討」，第一屆營建管理研討會論文集，第 3 卷，第 155-164 頁（2004）。
- 郭一羽、朱達仁、張憲國，「應用底棲生物整合指標法評估海岸淺灘的生態效果之研究」，2004 第二十六屆海洋工程研討會論文集，第 543-550 頁（2004）。
- 郭一羽、朱達仁、葉明典，「新竹海岸消波塊之生態調查研究」，中華民國第二十四屆海洋工程研討會論文集，第 477-484 頁（2002）。
- 郭一羽、李麗雲，「海岸景觀與生態設計」，田園城市文化事業，第 214-250 頁（2005）。
- 郭一羽、陳盈曲，「海岸結構物附著生物 HEP 棲地模式研究」，第一屆生態工程

- 學術研討會論文集，第 271-288 頁（2004）。
- 郭一羽等，「水域生態工程」，中華大學水域生態環境研究中心（2001）。
- 陳育賢，「東北角海濱生物」，交通部觀光局東北角海岸風景特定區管理處（1992）。
- 陳育賢，「海岸生物(一)-台灣潮間帶生物 700 種(一)」，渡假出版社有限公司（2001）。
- 陳育賢，「海岸生物(二)-台灣潮間帶生物 700 種(二)」，渡假出版社有限公司（2001）。
- 陳秉弘，「箱網上附著生物之研究」，國立中山大學海洋資源研究所碩士論文（1999）。
- 陳俊杰，「海岸結構物附著生物 HEP 棲地模式研究-以安平漁港為例」，國立交通大學土木工程研究所碩士論文，第 16-22 頁（2005）。
- 陳盈曲，「海岸結構物附著生物 HEP 棲地模式研究-以新竹漁港為例」，中華大學土木工程研究所碩士論文，第 20-28 頁（2005）。
- 黃淑芳，「臺灣東北角海藻圖錄」，國立臺灣博物館，233 頁（2000）。
- 黃瑞傑，布袋灣附著性無脊椎動物之附著研究，國立中山大學海洋生物研（4）究所碩士論文（1983）。
- 葉明典，「新竹海岸消波塊之生態特性研究」，中華大學土木工程研究所碩士論文（2003）。
- 詹榮桂等，「台灣海岸生態與生產力及評價」，工程環境會刊 第十三期（1993）。
- 橋中秀典、井上雅夫、島田広昭、田中賢治、西澤博志，「豊かな付着動物相の形成を目指した人工磯の適地選定手法」，海岸工程論文集，第 50 卷，第 1216-1220 頁（2003）。
- 賴景陽，「貝類（一）」，渡假出版社有限公司，200 頁（1999）。
- 32.U.S Fish and Wildlife Service. 「Habitat evaluation procedures (HEP)」.Washington, D.C: Division of Ecological Service ESM 101-103(1980) · Alden, R.W. III, D.M. Dauer, J.A. Ranasinghe, L.C. Scott, and R.J. Llansó.(2002). Statistical verification of the Chesapeake Bay Benthic Index of Biotic Integrity.Environmentics 13:473-498
- Christman, C.S. and D. M. Dauer,. An Approach for Identifying the Causes of Benthic Degradation in Chesapeake Bay, Environmental Monitoring and Assessment,

- 81:187-197(2003).
- Engle VD, Summers JK, Gaston GR., “A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico”, *Estuaries* 17(2):372–384 (1994) .
- Engle VD, Summers JK. 1999. Refinement, validation, and application of a benthic condition index for Northern Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries* 22(3A): 624–635.
- Hunsaker, C. T., and Carpenter, D. E., “Environmental Monitoring and Assessment Program Ecological Indicators,” EPA 600/3-90-060, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., Sept (1990) .
- Llanos, R. J., L. C. Scott, and F. S. Kelley., “Chesapeake Bay Water Quality Monitoring Program: Long-Term Benthic Monitoring and Assessment Component, Level 1 Comprehensive Report ” , July 1984 – December 2001 (Volume 1), Technical report prepared by Versar, Inc. for the Maryland Department of Natural Resources, Annapolis, MD, 101 pp (2002) .
- Ludwig, J. A. and J. F. Reynolds , “Statistical ecology” , New York: J. Wiley(1988).
- Magurran, A. E. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton (1988) .
- Margalef, R., “Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton”, In B. Traverso (ed.). *Perspectives in marine biology*. Berkeley, University of California Press. pp. 323-347 (1958) .
- Shannon, C. and Weaver, W. 「 *The Mathematical Theory of Communication* 」 . University of Illinois Press, Urbana. pp.117 (1949).
- Van Dolah, R.F., J.L. Hyland, A.F. Holland, J.S. Rosen, and T.R. Snoots., “A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA”, *Mar. Environm. Res.* 48: 269-283 (1999) .
- Weisberg, S. B., J. A. Ranasinghe, D. M. Dauer, L. C. Schaffner, R. J. Diaz, and J. B. Frithsen., “An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay”, *Estuaries* 20:149-158, (1997) .

新竹市濱海野生動物保護區底棲生物相之近況

楊樹森 許仁利

國立新竹教育大學應用科學系

摘要

2002 及 2005 年新竹市濱海野生動物保護區-香山溼地底棲無脊椎動物的優勢物種為公代、蹄蛤、短指和尚蟹、萬歲大眼蟹、小頭蟲及裸羸蜚蟲。香山溼地底棲生物之豐富度、生物量、出現種類數及多樣性等均有明顯之季節變化，且隨區域的不同而有差異。優勢生物群聚在各類型底質區域中呈現極為吻合的聚集效應，顯示各類優勢族群在底質環境變動的特性一致性頗高，大多數優勢物種聚集主要的環境誘因為底質有機質含量、粉沙及黏土含量、氧化層深三大項。河海環境的嚴重破壞及污染，近 20 年已經使香山溼地整體生物群聚的密度及種類數均嚴重的減少。

前言

沿海地區潮間帶溼地是許多動植物的重要棲地，因為受到潮汐影響，每天兩次的潮汐漲退對在此生存的生物而言是極為嚴苛的生存環境。一般在潮間帶平緩海灘可累積許多有機物質，而有機碎屑是碎屑食物網中基礎的能量來源（程和張, 1994; Vymazal, 2003），故在海岸溼地常孕育大量的底棲動物（Barens and Hanghes, 1999; Coleman and Hendrix, 2000; Gopal *et al.*, 2001），因此溼地不僅是許多魚蝦蟹類幼苗成長的場所，也吸引了大量的水鳥來此覓食棲息（陳, 1994；池, 2000），形成一個極為完備的溼地生態系統。

底棲無脊椎動物在溼地的食物鏈中為主要的消費者，在生態系的能量流動中佔有非常重要的地位（Prater, 1981; Gopal *et al.*, 2001），除了在食物鏈上扮演重要的角色之外，其活動也對溼地的物理變化產生快速而顯著的影響（Wilson, 1991），例如許多無脊椎動物會挖洞，增加水流或空氣與底泥的接觸面積，使底泥含氧量增加，因而改變了底質環境，也對當地其他無脊椎動物及鳥類造成間接的影響，因此底棲生物在溼地碎屑食物網中也擔當了維繫棲地生態物質循環的重要功能（巖, 1990）。另一方面由於底棲生物移動性較弱，無法快速的隨著環境改變而移棲，此種特性最能反映該地區環境的變動，使此類無脊椎動物成為重要的環境指標（bioindicator）（Parker, 1975；日本海洋協會, 1986；陳等, 1991）。

香山溼地位於新竹海岸潮間帶，為台灣西部大肚溪以北最大的溼地（溼地保護工作委員會, 1994），1996 年於澳洲布里斯班舉行的國際拉姆薩公約組織會議中，更將新竹香山溼地列入東亞水鳥保護網的一環（洪和何, 1999），行政院農委會亦於 2001 年 6 月公告此溼地為野生動物重要的棲息環境（不包含現有海山漁港，浸水垃圾掩埋場及客雅污水處理廠預定地, 行政院農委會, 2001）。國內過去針對香山潮間帶溼地的研究，在族群動態與群聚生態方面如龐元勳於 1981 年研究「香山潮間帶底棲生物與環境之關係」，調查範圍從客雅溪口以南至新竹香山沿岸，調查紀錄中物種共計 106 種大型底棲生物，其中甲殼類（Crustacea）28 種、軟體動物（Mollusca）31 種，多毛類（Polychaeta）30 種，其他包括貧毛類（Oligochaeta）、星口類（Sipunculide）、棘皮動物（Echinodermate）及腕足類（Branchiopoda）共 17 種；在環境方面溼地底質中細顆粒淤泥含量與有機物含量間有正比關係，其中又以調查區北岸客雅溪口處有機性污染最高；另生物密度、重量及歧異度均以溪口附近較高，前兩項隨細顆粒淤泥及有機物增加，而歧異度

則和微細沙、泥及有機物呈正相關，群聚均勻度與歧異度變化頗一致，潮綫高低亦影響生物之分布，密度與種數均以近岸較低，最後並強調生物歧異度在 9-12 月份較高而 3-4 月份較低（龐，1981）。

1981 年之後陸續有人關注香山溼地的生態，「新竹市濱海地區生態現況調查」記載了貝類 118 種、蟹類 21 種（吳，1991），其中貝類涵括陸生、淡水生、河口域、潮間帶及海洋種類，而蟹類則以潮間帶為主。劉烘昌於 1994 年以香山螃蟹為題發表論文，共紀錄 6 科 23 屬 33 種的十足目蟹類，包括玉蟹科 1 種、饅頭蟹科 1 種、梭子蟹科 4 種、和尚蟹科 1 種、沙蟹科 10 種、方蟹科 16 種，其中和尚蟹的數量最多，棲息地則超過 100 公頃（劉和李，1994）。1997「竹塹海濱生物」一書中記載了腔腸動物 2 種、紐型動物 1 種、星蟲動物 1 種、環節動物 2 種、軟體動物 27 種、甲殼類 49 種、棘皮動物 1 種，其中大部分為香山潮間帶物種（洪，1997）。1997 年「新竹市海邊的螃蟹」一書將香山溼地的螃蟹種類提升至 10 科 43 種，其中繆式哲蟹（*Menippe rumphi*）及波檸豆蟹（*Pinnotheres boniensis*）為新記錄種（何和洪，1997）。除了十足目之外，多毛類環節動物海稚蟲科（*Spionidae*）的偽才女蟲（*Pseudopolydora diopatra*）及螿龍介科（*Terebellidae*）的葉螿蟲（*Amphitrite lobocephala*），兩種新種的模式標本產地選定皆是香山潮間帶上的沙地（Hsieh, 1992；1994）。文獻顯示扁平蛛網海膽（*Arachnoides placenta*）與馬式海膽（*Sinaechinocyamus mai*）過去在香山潮間帶曾記載發現，兩者在早年是台灣常見的海膽，為環境變化的重要指標（李和陳，1994）。

研究方法

一、底棲生物調查

考量地形與採樣可行性，於區內選取五條測線，其中三條採樣線離岸每 500 公尺、1000 公尺各設一站，客雅溪旁之取樣帶因地形關係，只能於離岸 250 公尺及 600 公尺各設一站，船澳南方取樣帶因縱深不足且底值均化，故僅於離岸 500 公尺設一站，共計九個取樣站按月進行採集。各採樣站確定之後以 GPS 定位記錄並以標定桿定入中心點以利往後的採集作業，為避免採樣點標定物遺失或損毀，採樣點同時以長 270 公分的銅條及三角角鐵進行標定，樣點位置如圖 1。

每次採集工作於滿潮後 2-3 小時潮水漸退期間進行，為避免重複取樣造成誤差，遂以採樣站為圓心，分別劃定半徑四公尺、七公尺、十公尺三個圓，由小圓

到大圓，每次於圓的八個方位，選定兩個對角點進行採樣，挖取直徑 26 公分高 25 公分的圓柱體樣品各一個，九個採樣站共 18 樣品，採集後，在附近之水窪中，以 0.5 mm 的篩網篩選大型底棲生物 (macrobenthos; Barnes and Hughes, 1999)，收集殘留物帶回實驗室以 95% 的酒精保存，低溫冷藏。而後於實驗室內解剖顯微鏡下進行挑揀、分類、鑑定、計數、計量。每個測站生物種類數量以兩個對角樣品之平均密度表示。

環境因子分析：

根據 (龐, 1981) 研究發現，最高潮前後 2-3 小時海水的物理性質較穩定，故其 pH 值及鹽度皆在最高潮內 1-2 小時內完成。研究期間隨著底棲採樣量測三條測線堤防水深約 50 公分處之物理性質，水溫與鹽度，用 YSI 攜帶式鹽度計測定，水中的溶氧使用 YSI 溶氧儀以膜電位法測量，pH 值則用攜帶式酸鹼儀測定。

二、底質粒度分析採樣

每個採樣點四周 4-10 公尺範圍內，採集三個內徑 2.6cm 深度為 15cm 之泥沙，各層泥沙經充分混合後，做為該樣點之底質質粒樣品，帶回實驗室，低溫冷藏。底質成分依其粒度 (Grain size) 由小而大可分為：黏土 (Clay) 粒徑小於 0.004mm、粉砂 (Silt) 粒徑大小 0.004mm-0.063mm、極細沙 (very-fine sand) 粒徑大小 0.063mm-0.125mm、細沙 (Fine sand) 粒徑大小 0.125mm-0.25mm、中沙粒 (medium sand) 粒徑大小 0.25mm-0.50mm、粗沙 (coarse sand) 粒徑大小 0.5mm-1mm、極粗沙 (very-coarse sand) 粒徑大小 1mm-2mm、細礫石 (Gravel) 粒徑大小 2mm 以上。

選擇各站適量土樣，以清水清洗數次後，去除土中的鹽類與其他懸浮物，烘乾粉化之後以網目 2mm、1mm、0.5mm、0.25mm、0.125mm、0.063mm 堆疊的篩網中，以電動震篩機搖動分級過篩後，粒徑小於 0.063mm 之粉沙及黏土之含量，採定量吸管法 (pipette math) 分析，各網目中的底土，測其各級之乾重，可得到八組粒徑的重量百分比組成及各粒度之累積百分比 (Cumulative percentage)，進而可得各站之粒徑中值與淘選係數 (Folk, 1968)，及各站底質粒徑之垂直分佈狀況。

三、土壤有機物含量檢測

於採集粒徑樣品時，於同樣範圍內，採取三個內徑 2.6cm，深 15cm 之圓柱

狀底質，充分混合後，攜回實驗室低溫保存。各測站之樣品約 50 公克冷凍乾燥，若沉積物中有碎屑，例如：樹葉、樹枝等，或是大型底棲動物，如：環節動物、節肢動物、螺類等，於樣品乾燥後經 0.5mm 篩網去除。土壤有機氮的含量測定先將土壤中的有機氮消化溶解於水溶液，再依照環保署所公佈之凱氏氮檢測方法測定之。土壤中的有機碳含量測定參考環保署化學需氧量檢測—重鉻酸鉀迴流法進行之。

四、氧化還原層深度

以內徑 3.5 公分、長 120 公分之透明壓克力管，垂直插入底土中，再以橡皮塞子塞住上方管口，取出塑膠管，透明管中呈灰黑色的泥層為還原層，呈黃褐色的泥層為氧化層，測量表面置還原層的長度，可得氧化還原層的深度（陳, 2003）。

結果

2002年1-12月共有12次完整取樣，共有196個生物樣本，環境分析僅執行一次9個底土樣。2005年底棲生物採樣自2005年2月份開始進行，截至11月共完成10次完整採樣，共有180個底棲生物樣本，80個底土樣本。2002年土樣分別分析篩選各粒徑範圍所佔之百分率、粒徑中值，並分析土樣中的總有機碳、總有機氮、pH值及鹽度，其中粒徑中值的度量與各粒徑範圍所佔百分率相關性極高，而pH值度量範圍變化甚小，由於2005年土樣數量龐大，分析過程中僅就重要性較高的粒徑範圍所佔之百分率、土樣中的總有機碳、總有機氮及鹽度進行分析。

環境因子特性分析

2002年及9個採樣站及2005年80個底質顆粒分析呈現二個群集，即A1、E、B1、C2、A2及D2等六測站是一個群集屬於偏向沙質底質；B2、D1及C1等三測站則為另一個群集為偏向泥質底質。根據測站的位置及其鄰近底質表面結構推估，客雅溪口連接至大庄溪口的高潮帶、牡蠣養殖棚架下方及其週邊、海山厝接近陸地高潮帶均屬於泥質底質，沙質底質除了在低潮線與海山漁港南邊有帶狀分布延伸至南港海邊之外，其餘均位於美山風情海岸與牡蠣養殖區之間。

底質全有機氮(TN)含量介於0.02%~0.11%之間(每100g土壤含有機氮

0.09-0.11g)；全有機碳(TOC)含量則介於0.07%~1.00%之間(每100g土壤含有機碳0.07-1g)；氧化還原層深度介於7.5~114.0cm之間；鹽度度介於(19.3-33.5⁰/₀₀)。綜合物化特性顯示底質的粒徑愈大，粉沙及黏土的成份愈少，全有機氮、全有機碳含量也愈低，而氧化還原層則反之愈深，反之粒徑小，粉沙及黏土成份多的底質，全有機氮、全有機碳含量也隨之增加，而氧化還原層則反之愈淺。

以TOC對底泥粒徑組成百分率進行複回歸分析，分析結果可以得到相當良好的預測模式： $TOC = 0.01138 S + 0.000406 FS + 0.004342 MS + 0.02502 C - 0.05257 VC - 0.249 G + 0.134$ ； $R^2 = 0.892$ ； $F = 47.256$ ， $p < 0.000$ 。相同的方式亦可取得TN的預測模式： $TN = 0.00006539 S + 0.0006828 FS + 0.0002293 MS + 0.002608 C - 0.02544 VC + 0.003673 G + 0.07335$ ； $R^2 = 0.579$ ； $F = 6.142$ ， $p < 0.000$ 。上述式中：G為細礫石含量%；VC為極粗砂含量%；C為粗砂含量%；MS為中粒砂含量%；FS為細砂含量%；VFS為極細砂含量%；S為粉砂及黏土含量%。

根據上述之粒徑分部及其他物化環境資料經主成分分析方法，顯示可以將九個測站明顯分為三個群集(圖2)，與原始資料比對後，各群集之分群及相關特性如下所述：

深氧化還原層沙質底質群集：粒徑較大、氧還層較深、低粉沙及黏土及有機質含量最低等特性，主要分布在美山高潮帶(B1)、靠近海山漁港的沙灘區域(A1及A2)及大庄溪出海口低潮帶區域(D2)，海山漁港南方潮間帶(E)。

有機泥質底質群集：具有最高粉沙及黏土含量，最高極細沙含量、最高有機質含量、最小粒徑及氧化還原層最淺等特性，主要分布在美山低潮帶(B2)、大庄溪及客雅溪出海口高潮區及低潮區(C1及C2)等區域。本群集C1及B2極為接近，而C2獨立成立一個亞群集，底質相對於全泥質特性，其有較多的沙及相對較少的有機質含量。

沙泥中間形群集：一般物化特性介於上述兩群之間，受季節影響特性變異較大，主要分布為客雅溪出海口(D1)，D1原先應當歸集在粉及泥含量較高的區域，由於連續兩年風災作用造成近河口域底質砂化而較少泥，顯示分析的歸集相當準確。

自然的力量如風災及人為的因素交互作用在溼地上，自2002至2005的數

年之間，香山溼地的底質環境在局部地區已經產生改變，比較明顯的作用首推颱風及水災，以2005年為例數個強烈颱風引起的波浪全面影響表面的堆積，客雅溪口的粗顆粒淤沙在一次風災之後可以將D1點完全掩蓋，在下一輪颱風過後又產生另一層的堆積，兩次的淤積成分可能完全不同，短時間之內及產生巨烈的環境變動，其中以近行水區的D2點變動最為巨烈，兩次風災之間表面的積沙損失近30公分，。

香山溼地底棲無脊椎動物相

本研究定性調查及整理香山地區近年的研究報導，香山溼地體型大於0.5mm的無脊椎動物將近有200種，以甲殼類的種類最豐富，其次是軟體動物及環節動物，其中與鱗蟲共棲的貝拉多爪瓷蟹 (*Polyonyx bella*)、中華豆蟹 (*Pinnotheres sinensis*)、與公代共棲的海陽豆蟹 (*Pinnotheres haiyangensis*) 大指泥蝦 (*Laomedia astacina*) 等均為此區的新紀錄種。隨著研究投入愈多將有更多的報導出現。

2002年十二次定量採樣，經鑑定共計採獲甲殼動物37種，多毛動物25種、軟體動物28種、星口動物2種、紐型動物3種、貧毛類1種、棘皮動物1種、腕足動物1種、魚類2種、有孔蟲 (*Operculina*) 1種、昆蟲幼生 (*Insect larve*) 及未知種各1種等共計103種大型底棲無脊椎動物 (表1)。2005年十次定量採樣，經鑑定共計採獲甲殼動物38種，多毛動物24種、軟體動物34種、星口動物1種、紐型動物2種、貧毛類1種、棘皮動物1種、魚類2種、昆蟲幼生 (*Insect larve*) 及刺細胞動物1種等共計105種大型底棲無脊椎動物 (表2)。

2002年個體數超過總個體數1% 的底棲物種計有15種，以軟體動物的公代 (*Laternula anatina*) 最多、蹄蛤 (*Felaniella sowerbyi*) 次之，15種優勢種個體數，共佔全部個體數的85.12%。2005年取前15個個體數優勢種以多毛類的小頭蟲數量最豐，公代次之，蹄蛤退居第八，組成有相當明顯的年間變化。

2002年1-12月各測站所採集之平均個體密度則以客雅溪出海口高潮帶 (D1) 最高，年總合38869隻(圖3)，其次為大庄溪出海口低潮帶區域 (C2) 達21574隻，個體密度最少為大庄溪出海口高潮帶 (C1) 每平方公尺僅4533隻，主要為多毛動物。生物種類數部分，以美山牡蠣養殖區域 (B2) 出現物種最多達54種，大庄溪出海口高潮帶區域最少僅30種3。2005年2-11月各測站所採集之平均個體密度則以客雅溪出海口高潮帶 (D1) 最高(圖4)，年總合

11113隻，其次為A2海山漁港北側低潮線附近達4915隻，個體密度最少為客雅溪出海口低潮帶（D2）每平方公尺僅972隻。生物種類數部分，以美山牡蠣養殖區域（B2）出現物種最多達48種，客雅溪出海口低潮帶（D2）區域最少僅17種。綜合上述，客雅溪高潮帶區域（D1）之底棲生物群聚個體密度最高者，大庄溪高潮帶區域（C1）則是個體密度相對較低，客雅溪出海口低潮帶（D2）易受河道沖蝕堆積影響則呈現劇烈變動。種類豐富度及多樣性受底質影響差異極大，就種類數而言較高的區域則為美山牡蠣養殖區域（B2）。

2002年個體數大於總個體數1%的優勢物種以公代、蹄蛤及短指和尚蟹最為重要，公代以客雅溪出海口高潮區（D1）分布最多，全年每平方公尺共計採獲16494隻，另外亦廣泛分布在美山（B採樣區）及客雅溪出海口低潮帶等區域；蹄蛤以海山漁港北側分布最多（A採樣區），而在美山高潮帶區域（B1）及大庄溪出海口低潮帶區域（C2）也有相當的數量；而短指和尚蟹則廣泛的分布在各區域中，但沙質區域有較高的密度。2005年前15種優勢物種以小頭蟲、公代、中阿曼脊蟲及短指和尚蟹最為重要，小頭蟲以客雅溪出海口高潮區（D1）及大庄測線分部最多，全年每平方公尺共計採獲9839隻；公代以客雅溪出海口高潮區（D1）分佈最多，全年每平方公尺共計採獲4358隻，另外亦廣泛分布在美山（B採樣區）及客雅溪出海口低潮帶等區域；中阿曼脊蟲以海山漁港北側分布最多（A採樣區），而在美山高潮帶區域（B1）及E點低潮帶區域也有相當的數量；短指和尚蟹除C1及B2的泥底之外廣泛的分布在各區域中，但沙質區域如A2有較高的密度。

豐富度及生物量的時間差異

2002年1月至12月，香山溼地大型底棲動物月別平均密度變化最高出現於5月（圖5），與裸羸蜚蟲在此時期大量出現有關，該月底棲動物密度每平方公尺達2459隻，甲殼動物佔了50.51%；次高密度出現在3月，平均密度為2148 ind./m²。軟體動物佔了48.85%，主要優勢物種為公代及蹄蛤；最低出現在12月，單位面積數量僅571 ind./m²以甲殼類佔了48.26%為主，其中以短指和尚蟹為最多；次低為11月單位面積個體數為598 ind./m²，以多毛類佔了52.01%為主。整個樣區平均密度為1365 ind./m²，其中甲殼類佔了35%、軟體動物佔了34%，而多毛類則佔了30%，三大類群動物合計佔了99%，而優勢種中短指和尚蟹佔了12.90%，公代及蹄蛤分別佔了14.65%和13.27%，多毛類的小頭蟲

則佔了9.56%，四者合計共佔了全年總個體數的50.94%，而個體數在各月別之分布呈現雙峰之現象，整體而言個體密度由一月開始上升至五月到達高峰，七月急速下降後於八月緩步回升至九月之後再緩步下降，呈現出春夏多，秋冬少之分布情形。2005年2月至11月，香山溼地大型底棲動物月別平均密度變化最高出現於2月(圖6)，與公代及櫻蛤在此時期大量出現有關，該月底棲動物密度每平方公尺達779隻，軟體動物佔了47%；次高密度出現在3月，平均密度為709 ind./m²。軟體動物佔了37%，主要優勢物種為公代及搖尾鉤蝦；最低出現在6月，單位面積數量僅190 ind./m²以甲殼類佔了45%為主要組成，其中以短指和尚蟹為主要物種；次低為9月單位面積個體數為292 ind./m²，以多毛類佔了52.3%為主。整個樣區平均密度為4230 ind./m²，其中甲殼類佔了33%、軟體動物佔了25.4%，而多毛類則佔了41%，三大類群動物合計佔了99%，多毛類的小頭蟲則佔了23.26%，公代則佔了10.30%，中阿曼脊蟲則佔了7.4%，短指和尚蟹佔了7.0%，四者合計共佔了全年總個體數的47.96%，而個體數在各月別之分布受到數個颱風影響相當明顯，春季之後逐漸下降波動至晚秋才回昇。

優勢物種群聚分群

以主成份分析法來探討各優勢物種空間分佈之差異，經主成份分析轉換成各自獨立的主要成份因子後，2002年前三項主成分共可解釋所有變數中85.21%的效應，2005年前三項主成分共可解釋所有變數中54.1%的效應，顯示2005年的群聚變異較大，此一結果符合2005年延續2004年的劇烈天氣變動如颱風較為頻繁造成環境變動相對頻繁，針對2002年之分析顯示可將九個測站明顯分為四群：

沙質棲居群聚(A2、E)：以多毛類鱗蟲及挖掘鉤蝦的密度最高，分布在海山漁港南

北兩岸之低潮帶(A2,E)，歸為以挖掘鉤蝦為主的群聚(*Eohaustorius* community)。

泥沙居群聚(A1、B1、C2)：以蹄蛤、中阿曼脊蟲及錐頭蟲群聚密度最高，其

中以蹄蛤個體為主，主要分布在美山-海山漁港之間的潮間帶高潮帶區域(A1,B1測站)及大庄溪出海口外低潮帶區域(C2)，歸為以蹄蛤為主的群聚(*Felaniella* community)。

沙泥質棲居群聚(D1、D2)：平均密度最高，以公代、裸蠃蜚蟲及偽才女蟲為

主要優勢種，萬歲大眼蟹密度相對較多，主要分布在客雅溪低潮帶(D1)及

三姓公溪匯流後之出海口(D2)，歸為以公代為主的群聚(*Laternula* community)。

泥質棲居群聚(B2、C1)：個體密度最少，以小頭蟲的密度最高，主要分布在美山潮間帶低潮線(B2)及大庄溪出海口高潮線(C1)，歸為以小頭蟲為主的群聚(*Capitella* community)。

2005年底棲生物群聚主成分分析顯示可將九個測站明顯分為兩群(圖、7)：

沙質棲居群聚(A1、A2、B1、D2、E)：以短指和尚蟹、中阿曼脊蟲、多毛類鱗蟲、挖掘鉤蝦及雙扇股窗蟹為主的群聚。此一群集為2002年沙質棲居群聚與泥沙質棲居群聚的綜合。

沙泥—泥質棲居群聚(B2、C1、C2、D2)：此群集相關性呈線形擴散，屬於公代、萬歲大眼蟹及小頭蟲群聚。此一線形擴散實際上為2002年沙泥質棲居群聚與泥質棲居群聚的綜合。

此兩個群聚各自依照環境因素隨不同的方向擴散，其中一部分的測點(E及D)會形成交會區，現實空間上此兩點相距最遠，顯示此兩點的環境變動有相同的趨勢，實際觀察發現E點因漁港疏濬而泥化，D點則因河溝沖蝕帶走粉沙及黏土留下粗沙，造成相同的生物變動趨勢，生物種類減少密度降低，與2002年至2005年的環境變動趨勢大致吻合。

動物群聚分群與環境因子分群結果之比較

2002年環境因子雖然只有一次資料，由於當年度環境相對穩定，僅有一次颱風造成較大的震盪，環境的特徵集群與生物群聚特性集群結果中，整體上相符的程度頗高，以生物群聚分群為基準時，蹄蛤群聚與淺氧化還原層完全吻合；挖掘鉤蝦群聚則同時出現在深氧化還原層區與淺氧化還原沙質區；公代群聚同時出現在低鹽度沙質區與一般有機泥質底質區，小頭蟲群聚則與一般有機泥質完全吻合。若以環境因子分群為基準時，淺氧化還原層中同時出現蹄蛤群聚與挖掘鉤蝦群聚；深氧化還原層區與挖掘鉤蝦群聚完全吻合；低鹽度沙質區與公代群聚完全吻合；一般有機泥質底質區中同時出現公代群聚與小頭蟲群聚。

2005年5月開始至10止香山溼地底質環境頻繁受到水患及颱風的震盪，環境因子的離散程度遠高於2002年，環境因子形成的特徵性分群仍能吻合於生物群聚形成的特徵性分群。環境因子歸集為低有機質的沙質群集、高有機質的

泥質群集及介於上述極端之間的中間形群集。生物的分部也大致呈現相同的趨勢，沙泥—泥質棲居群聚為B2、C1、C2、D2，此群集相關性呈線形擴散，屬於公代、萬歲大眼蟹及小頭蟲群聚屬於高有機質的泥質生態群聚。沙質棲居群聚為A1、A2、B1、D2、E，以短指和尚蟹、中阿曼脊蟲、多毛類鱗蟲、挖掘鉤蝦及雙扇股窗蟹為主的群聚屬於低有機質的沙質生態群集。

討論

香山溼地是一個典型的淺形海灣，地勢平坦廣闊，雖然如此但仍有地勢微高的灘地及微低的潮池在此交錯出現，加上又有多條潮溝貫穿其中，使得整個溼地質地呈現出多樣化的風貌，各式各樣的微棲地交錯分布於其中。

Gray(1981)指出底質組成的粒徑大小可反應一地的沉積環境，當沉積物組成的粒徑大小大致相似，代表粒徑組成的同質性高，屬波浪、水流作用較強的地方；組成的粒徑大小不一，代表粒徑組成的異質性很高，屬波浪和水流作用較弱地區，本研究中同屬沙質底質的六個區域，底質粒徑大、組成的粒徑大小大致相似；另外屬泥質底質的三個區域，底質粒徑小、組成的粒徑變化較大，與Gray所述結果相符，對照各區域實際地理環境後，可知底質屬沙質的區域中除客雅溪出海口低潮帶區域同時受波浪和水流作用外，其餘區域因距河口較遠，故以潮汐的波浪為主要作用力；而泥質區域中，美山蚵田養殖區（B2）因周遭蚵架密布造成波浪和水流作用較弱，加上牡蠣的生物效應所影響。近河口的兩區域則主要因近河口水流減緩，加上地勢較高波浪作用較弱所導致，整體分布呈現了近河口底質較細，泥含量較多，遠離溪口泥含量較低，底質顆粒較粗之現象。

若細究各區域環境因子之組成可發現底質之粒徑與總有機碳、總有機氮，均呈顯著負相關關係，顯示顆粒較大的沉積物，其粉沙及黏土含量、全有機碳、全氮含量均較顆粒小的低，除了與近河口遠近有關外，可能也因等體積的沉積物，粒徑大的總表面積小於粒徑小的總表面積，而底質顆粒的總表面積愈大，能附著的有機質就愈多，故在沉積環境中，底質的粉沙及黏土含量愈多，有機質含量就愈高(Parker, 1982; Witt and Zijlstra, 1984; Lohes *et al.*, 1995)。根據此一通則，本研究並對香山溼地底泥中有機質含量與顆粒結構進行交互預測提出經驗公式： $TOC = 0.01138 S + 0.000406 FS + 0.004342 MS +$

$0.02502 C - 0.05257 VC - 0.249 G + 0.134$; $TN = 0.00006539 S + 0.0006828 FS + 0.0002293 MS + 0.002608 C - 0.02544 VC + 0.003673 G + 0.07335$ ，土樣經過篩選之後，計算其百分率代入式中即可預估其有機質含量。

有機質的含量與粒徑之關聯，可能是有機質本身會將顆粒中的縫隙填滿造成底質篩選分離程度度變差，顆粒微細的泥質更容易積存在底質內，故究竟是單純的粒徑分布影響有機質含量、或是有機質含量影響粒徑分布，或是兩者間存在緊密的交互作用，則有待進一步釐清。

研究結果中軟體動物、多毛類動物以及甲殼動物無疑的是組成此區域灘地最重要的三大族群。整體而言二枚貝與腹足類等軟體動物，其物種數在底質屬沙質的區域(A1、A2、B1、C2及E)分布較多，顯示其有偏向棲息於顆粒粒徑較大、粉沙及黏土含量及有機質較少且篩選度較佳的沙質海床。個體密度方面除了客雅溪出海口高潮帶區域(D1)外，其他區域也以沙質底質(A1、A2、B1及C2、)有較多個體分布，此結果與金門慈湖(劉等，1998)的底棲生物分布相似，主要原因應與顆粒較小的泥質海床富含有機質，使得顆粒間的空隙較緊密，缺乏水流循環，易造成缺氧，生物較不易居住(Rhoads, 1970)。多毛類動物群聚的方面，物種的分布則與整體動物群聚分布趨勢相同有愈近河口區域(C1及D1)愈多沉降食性之種類(小頭蟲)，愈遠離河口則是愈多濾食性之種類。季節性的變化方面各有消長，若排除環境變動大的2005年、甲殼類於夏季(5月至7月)達到數量高峰，軟體動物則於春季達到高峰，而多毛類則於冬末春初(1月~3月)達高峰。其中多毛類動物的季節消長情形與北部淡水河、中部大肚溪口兩區域多毛類群聚研究結果一致(王，1995; Hsieh, 1995; 1995a)。

甲殼類個別優勢種以十足目短尾類的萬歲大眼蟹、短指和尚蟹以及端足目的裸蠃蜚蟲、搖尾鉤蝦最為重要。短指和尚蟹是香山溼地數量最多的蟹類，棲息範圍超過100公頃，族群估計超過1億隻(劉及李，1994)，主要分布在粒徑較大的沙質底質，其中又以低潮帶附近區域有較多的密度，此結果與劉及李(1994)的研究相同，另外在客雅溪口高潮帶的泥質灘地中(D1)，於2002年5月亦有大量幼蟹出現，可見其棲地亦不排除近潮池的泥灘地。

關於萬歲大眼蟹的分布，有研究指出其出現大都與基質的泥含量有關(Frith and Bruntnmeister, 1980)，而在本研究中以一般有機泥質區域中密度較

高，分布密度與有機碳極有機氮含量呈現顯著正相關，顯示其以有機質含量較多的灘地為其主要棲息地。

相關研究指出端足類甲殼動物常可形成高產量的底棲生物族群 (Highsmith and Coyle, 1990; Moller and Rosenberg, 1982)，且豐富度有地理上和季節上的變化 (Moore, 1981; Morrissey *et al.*, 1992; Procaccini and Scipione, 1992)，而本研究中裸羸蜚蟲及搖尾鉤蝦即呈現上述之特性。裸羸蜚蟲以一般有機泥質底質及低鹽度區域分布最多，極大部份是出現在近客雅溪出海口高潮帶區域，數量的季節性變動相當大。搖尾鉤蝦之分布則與粒徑呈顯著正相關，與泥含量、及有機質含量成顯著負相關，顯示主要生活在一般沙質底質區域，而生活方式則營底棲生活以底表30公分內為主，其體色與底質有關，大都呈灰白色，分布的區域與裸羸蜚蟲有明顯區隔，在區域內的沙質底質中均可見其蹤影，季節性分部以春季密度較高，其它月份相對較少。

本區多毛動物優勢種類甚多，以錐頭蟲、小頭蟲、中阿曼脊蟲、淺古銅吻沙蠶、日本角吻沙蠶及鱗蟲最為重要。就分布來看錐頭蟲、中阿曼脊蟲、淺古銅吻沙蠶、日本角吻沙蠶以及鱗蟲等較偏沙質，小頭蟲較偏泥質。

小頭蟲體型一般呈紅色線狀，具有圓錐形頭區，潛居底泥中，分布與有機氮呈顯著正相關，常見生活於污水出口處或底質具惡臭硫化氫的污泥中，蟲體耐受低氧，為重要的環境污染指標生物，本研究中主要分布在一般有機泥質底質，是近河口區域較常出現的多毛類物種，數量最豐的區域為大庄溪 (C1) 及客雅溪出海口 (D1) 泥灘地，表示此兩區水域已受到相當程度的污染。就季節性來看，數量增加的月份通常為氣溫較高的季節，高溫會導致底質更加缺氧，此結果顯示其在極為嚴苛的環境限制下，族群數量亦會受到壓抑，檢視各區域內其他類群生物密度的變化亦有類似情況發生。中阿曼脊蟲與淺古銅吻沙蠶，分布則與有機質含量高低有關，主要於淺氧還層沙質底質區域中，是沙灘中有機物循環中重要的物種，覓食方式以吞食底質顆粒粒徑較小的細沙或泥為主，以春夏兩季個體較多。鱗蟲為管棲動物，本次調查中從其棲管中採集到共棲的瓷蟹 (*Polyonyx bella*)，鱗蟲自水層中將海水導入棲管中，濾食有機顆粒，分布在深氧還層底質區域及淺氧化還原層沙質底質中含水量較高的區域，主要原因應與其棲管的構築較深及本身營濾食須有較多的水流有關。

在軟體動物部分，主要以雙殼類為主，靠著發達的進出入水管可濾食水中的浮游生物及有機顆粒，優勢物種為公代與蹄蛤，公代主要分佈於沙泥質的底質中，而蹄蛤則分佈於沙質底質中。公代為本區個體數量最多的軟體動物，主要棲息於一般有機泥質較高區域，棲息深度約2至5公分，幼生出現於冬末春初，5-6月份達到族群數量高峰，幾乎全區均可見其蹤跡，個體在八、九兩月成熟，9、10及11月是漁民採捕的旺季，也是個體生殖的季節，個體通常入冬逐漸死亡。蹄蛤為一小型貝類廣泛分布在此區的淺氧化還原層沙質地中，數量僅次於公代，分布主要與有機質及泥含量及粒徑大小有關，季節性的變化以春、夏兩季個體數最多，秋季數量銳減而於冬末再度採獲其幼生。

本次研究中環境特徵集群與生物群聚特徵集群之結果，整體上相符的程度頗高，說明了動物的群聚主要隨著底質狀況分布。

1. 泥質與沙質底質的探討

一般而言底棲無脊椎動物的分布受到底質沉積物之物理、化學特性影響(謝, 1990)，其中尤以顆粒粒徑大小最重要(謝等, 1993; Wisner, 1959)。本區域中沙質底質粒徑大，泥的成分少，保水性差，水分涵養不易，底質易移動，有機物含量也少，食物來源也變得較不穩定，另外由於在空曠的沙灘上極易被其他大型的動物，如水鳥等掠食者捕食。所以居住在沙質為生存基質的底棲動物必須具有耐旱、快速移動、潛沙等能力，方能在此環境下生存，而覓食方式則大多以濾食水中有機顆粒及浮游生物為主，故生物種類多為濾食性之種類，例如端腳類的搖尾鈎蝦、十足目的雙扇股窗蟹、軟體動物的蹄蛤、西施舌等，但是也有部份動物，如沙蟹是以主動捕食其他動物為其營養來源。泥質含量較多的棲地，保水性佳，底質不易流動，有機質含量較高，棲息在此的物種以直接攝取底質獲得食物是較有利的營生方式，故生物多半是沉降食性之種類(Cammen, 1982; Levinton *et al.*, 1984; Bowen, 1984; Lopez and Levinton, 1978)，另外Miron and Desrosiers (1990)指出，具鑽掘能力的底棲生物在較緻密的底質，移動能力較佳，例如泥質地常見的小頭蟲、萬歲大眼蟹等。

2. 一般有機泥質群集的差異

同屬一般有機泥質群集三個區域(B2、C1及D1)，其優勢物種並不完全相同，此結果顯示生物群聚尚受到其他環境因子的影響，諸如溪流流量的多

寡、覆水時間的長短等。有研究指出，當泥質含量超過30%以上時，對於河口域的動物而言是最有利的情況(Anderson, 1972)。

一般而言生物群聚，主要受到物理、化學及生物三項因子所影響，當環境中物理及化學控制因子變嚴酷時，能夠適應此種環境的生物才能生存下來，此時物種豐富度會減少，優勢種個體數則大量增加 (Sanders, 1969)。本區域中兩個近河川出海口的區域，同樣是高有機質的泥灘地，同樣受到工業及家庭廢水的輸入(王，2001; 黃等，2001)，但兩者不管是生物量或是個體密度都截然不同，究其原因，大庄溪出海口區域雖位處出海口，但溪流流量少，出海口處受到南北兩側紅樹林分布影響，使得河道變窄且高程逐漸增加(陳等，2003)；出海口受到北側垃圾掩埋場污染廢水滲出的污染(陳，1999)，而近岸處又受到非法棄置的廢棄物及垃圾的影響，除增加污染源外亦影響了河川的流速，造成污染物大量沉積，嚴重的污染會造成水中溶氧量偏低，使得環境更為嚴酷，不利生物生存，再加上採樣站位處高潮區，暴露在空氣中的時間較長，底質含水量及溫度受影響較大(Pollock and Hummon, 1971; Koh and Shin, 1988)，對此區底棲生物而言又是另一大環境限制，故僅有少數對環境忍受力較高的生物如：萬歲大眼蟹及族群數量較大的小頭蟲在此區有出現，而小頭蟲是環境明顯受到污染的指標性物種(謝等，1998)。

客雅溪與三姓公溪匯流處之泥灘地，灘地覆水時間較長，加上溪流的流量大流速快，雖有高污染源(丘，1986; 王，2001; 黃，2001; 新竹市政府，2002)，卻也易於排出，故擁有高密度的群聚，值得注意的是河口的潮汐及水流兩作用雖然減低了污染的效應，但是並不表示河口的環境未受污染，此區域雖然總個體密度高，但種類數較少。至於蚵田間裸露泥灘地(B2)，其環境特性及生物相與大庄溪出海口極為相似，但細究其成因卻有所不同，此區域位於蚵棚與蚵棚間的裸露泥灘地中，蚵棚的存在會減緩水流的速度，水中的泥質易於沉降，使得此區域泥含量甚高，再加上由於牡蠣排遺的糞便(Faeces)，以及由入水管進入體內，但未經消化道就直接被排出體外的擬糞(Pseudofaeces)均含有高量的有機質，可影響到沉積物的環境(Kusuki, 1977)。此區底質環境有機質雖高，但是泥地中含氧量甚低不適底棲生物生存，易造成少數能容忍低氧狀態的多毛類動物繁生(Dahlback and Gunnarsson, 1981)。但是有一個有趣的現象，此區累積出現的物種數卻是全部測站中最多的區

域。許多種類全年中僅出現一次或是僅有一個個體，究其原因可能是此區位於朝山—美山—海山漁港等區域中間的低潮區，有部分隨機種會伺機移入，也有部分物種可能受潮水攜帶，因水流減緩沉降在此。

3. 淺氧化還原層群集、低鹽度群集及深氧還層群集間的探討

同屬沙質地的六個區域，雖然粒徑百分比組成相似，但因地理位置不同，導致環境因子有所差異，連帶的使得組成的動物相亦有些許的差異，此六個區域可就其位置分為三群，其中客雅溪低潮帶區域(D2)；海山漁港北側區域(A1、A2)、美山高潮帶區域(B1)及大庄溪出海口低潮帶區域(C2)屬較淺氧層沙質群集；船澳南方區域(E)屬深氧化層群集，2005年因為環境變動使得D2及E點特性往A1、A2及B1偏移。生物群聚尚受到其他環境因子外的因素所影響，如潮溝、覆水時間長度、海流輸送的位置等因素，微棲息地的多樣性顯然有所差異。

整體而言香山溼地底棲生物月份間種數的差異不甚明顯，以穩定的2002年資料顯示(圖29、31)，除了7月與11月物種數明顯下降外，其餘月份間的差異甚小，測站間及採樣線間，相關分析均顯示個體密度有明顯的月別變化，本研究採樣月份間的總個體數高峰是落在5月，7月至12月個體數則急速減少，對照龐(1981)之研究，亦顯現相似的結果。

Brown and McLachlan(1990)探討南非海灘灘地粒徑與底棲生物多樣性、豐富度之關係指出，在細沙質的底棲環境中生物多樣性高、豐富度最高，並隨粒徑的變粗而降低，其結果與本研究部分吻合，美山蚶田間泥灘地區(B2)種類多樣較高，但豐富度卻呈現相同結果；客雅溪出海口高潮區(D1)雖擁有高豐富度，但多樣性卻不高；而大庄溪出海口高潮區(C1)不但沒有高多樣性，甚至豐富度還是最低者，探究其原因，Coull and Well (1981)指出一個高污染的地區，污染會導致生物種類減少，生物族群的密度降低，只剩下優勢種易生存，群聚的多樣性也會因而降低。另外從龐(1981)研究中發現此區接近溪口處族群量數量大，多樣性高，而本研究大庄溪河口高潮帶區域呈現出極低族群量和多樣性；D2區域呈現極低多樣性，此區域可能已受到某種程度的污染，導致了整體多樣性的降低。

以2002完整資料比對龐(1981)對此區群聚空間分布之研究結果，其研究僅於1981年1月進行一次採集，而且其研究所指之D測線，現已成為垃圾掩埋場

而無法進行採集，加上底棲生物季節性的變化又大，若以本研究全年之平均密度進行比對並無法呈現真實之面貌，故僅以本研究之1月的採集結果作為對照，而容雅溪、三姓公溪出海口則取該研究兩測線之平均值作對比，在篩網孔徑的選擇亦有差異1981年為0.94mm，而本研究則為0.5mm，也就是說前人之研究能採獲之生物的為大於0.94mm之個體，本研究則為大於0.5mm，一般而言篩網愈小，能篩出的生物個體數則愈多。

在以此篩網孔徑為基準下，比較結果顯示如表3，豐富度方面各區域(海山與大庄低潮帶區域除外)的數量皆明顯減少了許多，平均約在1.5倍至20倍，至於海山與大庄低潮帶區域兩區域，兩研究所採獲之個體數相差甚小，而整個區域中整體個體數密度的平均值相差約四倍，但需說明的是此為0.94mm/0.5mm不同篩網之結果，而本研究過程中個體小於0.94mm之個體偏多，故若以同孔徑篩網採集，結果將會呈現更大的差異；在群聚物種數上的變化，結果顯示物種數亦明顯減少，平均約在1.5~3倍之多。無庸置疑的整體環境的變動，已使香山溼地整體生物群聚的數量及物種數量上均嚴重的減少(表3)。

在月別變化方面，由於龐(1981)之研究僅針對其中兩測站進行全年八個月共八次的採樣，而本研究中顯示不同的測站其月份的變化並不相同，故若以整個區域的平均密度做為月份對比，亦無法顯示其真實之變化，故僅以本研究之相同或相似區域個體密度的月變化作對比，在不同篩網為基準下，結果顯示亦與空間分布的變化雷同，豐富度銳減約在0~18倍之間，種數減少約在1~3倍之間(表4)，另外前人之研究為以0.94mm篩網對全區進行一次的採集加上兩測站八個月的採集總計29次採集，得到106種生物，對照本研究以0.5mm篩網進行全年108次的採樣得到103種生物，已有部分物種因環境的變動而消失在此溼地上。

由於1).龐(1981)之研究並無將所有採集到的樣本名目列出，無法確認物種是消失亦或為稀少種；2).篩網孔徑選擇的不同，使得優勢族群亦有不同的變化；3).樣本鑑定上多數的物種並無法鑑定到種，而龐(1981)研究之樣本又因計算生物量而焚毀而無法取得，故究竟是否為同一種生物，不得而知；4).稀有的狹棲性(stenoecious)物種並不容易在定量研究中採獲，使得本研究並無法明確的指出究竟是何物種在此區域內消失，僅能就個體大於0.94mm之優勢

物種進行探討。前人研究中分布在沙質區域數量最多的滿月蛤(*Pillucina sp.*)於本研究沙質底質中並無採集到，研判其可能已消失；1981年廣泛分布於此區的雙線血蚶(*Soletellina diphos*)—西施舌，於本研究中僅採集到少數幾個個體，經詢問當地漁民表示：數量已大不如前，只有在大庄溪口低潮線有較多的數量；海錢(*Laganum sp.*)雖然無法確定其為何種海錢，但由整體採集到的海錢數量並不多且大多為小個體，研判其數量亦銳減了許多；僅有端足目的裸羸蜚蟲，數量在兩研究中均為優勢物種。

香山溼地全區河海環境二十年來變動頗大，處處均可見到人為因子所造成環境的改變，先就地形地物的改變來看，北方新竹漁港的築堤，使得頭前溪的漂沙不易進入此區；浸水垃圾掩埋場於1990年緊鄰客雅溪及海岸線的興建，使位處廠址南方的區域因遮蔽而減少了漂沙的進入，而浸水垃圾掩埋場無法有效隔絕垃圾滲水向海岸的流動及垃圾的隨風飛出，導致沿岸普遍受到污染(張等，1998, 陳，1999)；朝山-美山-海山海岸堤防的興建及水泥化使得陸域有機質無法注入，除此之外蚵殼的倒棄、採蚵車輛的進入及遊客肆意將車輛駛入，造成此區底質有趨硬之現象，其中尤以採蚵車輛行經路線最為明顯；另外蚵田的養殖使位處低潮帶蚵田養殖區，底質呈現高有機質、低溶氧態的泥質環境；海山漁港的興建與築堤，遮蔽效應使北方區域沙質堆積，諸多人為因子影響，使此區的底質環境產生了一定的改變(表5)，使生物多樣性受損相當嚴重。

各注入河川普遍受到污染，客雅溪下游、三姓公溪下游區域，及鹽港溪中游區域，均出現異常偏高的重金屬含量，此種污染源直接注入地即為本區域(王，2001)，將直接或間接影響潮間帶生物的生存，另外漁業署委託高雄海洋技術學院針對香山海岸的生物體與水質以及底泥做檢驗，結果發現在客雅溪出海口與附近海域生物體重金屬，不論魚類、貝類或螃蟹之銅含量均超過 30mg/kg的建議標準，其中以牡蠣最為嚴重，報告亦在結論中強調，客雅溪水質污染嚴重，有機污染物和無機污染物含量較高，其中家庭生活污水和工業廢水為重要污染源(黃等2001)，水質或土壤中污染物含量過高將會使以底質為棲地的無脊椎動物死亡(Kuivila and Foe, 1995)，而污染物或重金屬元素在生物體內的蓄積亦會使得生物體的繁殖能力降低(Beltran *et al.* , 1997)，以上這些都是使生物多樣性受損的元兇禍首。

結論

- 一、 香山溼地底棲生物之豐富度、生物量、出現種類數及多樣性等均有明顯之季節變化，且隨區域的不同而有差異。
- 二、 2002-2005 年香山溼地底棲無脊椎動物的優勢物種為公代、蹄蛤、短指和尚蟹、萬歲大眼蟹、小頭蟲及裸羸蜚蟲。
- 三、 優勢生物群聚在各類型底質區域中呈現極為吻合的聚集效應，顯示各類優勢族群在底質環境變動的特性一致性頗高，大多數優勢物種聚集主要的環境誘因為底質有機質含量、粉沙及黏土含量、氧化層深三大項。
- 四、 河海環境的嚴重破壞及污染，近 20 年已經使香山溼地整體生物群聚的密度及種類數均嚴重的減少。

保育上的建議

- 一、 大庄溪出海口紅樹林擴張速度太快，水流受阻灘地泥化缺氧的面積逐年增加，建議適度的移除紅樹林以維持灘地的正常代謝。
- 二、 海山漁港以南的沙灘受潮汐影響較強，沙灘比較容易因泥質沉積而徹底改變其特性，生態敏感度高，當地的鱗蟲及其共棲的貝拉瓷蟹、半索類的玉柱蟲及沙棲的刺細胞動物均相當稀有，應當定期監測其族群動態及棲地。
- 三、 不同區分的管制區應當設立特定的隔離管制標誌，由於假日人潮眾多，遊人踐踏及當地住民的經濟採集造成的環境擾動相當明顯，硬化的棲地及鏟挖蹂躪的近岸高潮線區已經只有少數物種能在此生存。
- 四、 河川是孕育溼地的源頭，此區雖已劃定為野生動物保護區，阻止了硬體工程對此區的破壞，然圈護式的保護方式對此區底棲動物而言，只是治標而已，河川及相關污染源的有效管理才是保護此區野生動植物之治本之策。
- 五、 從浸水垃圾掩埋場興建後南邊區域二十年來生物密度劇減看來，緊鄰海岸線甚至在溼地上大興土木對溼地的影響甚劇，回想每次採集在大庄溪出海口，看著台灣招潮蟹擺動大螯對研究者的呼喚，常常因此忘了採集的辛勞，但此景未來將因浸水污水處理廠的興建而消失，二十年來浸水垃圾掩埋場週遭及其南側大庄溪出海口是底棲生物群聚變動

最大的區域，這塊溼地的未來端看人類的態度是否積極。

- 六、 垃圾場滲水的情形必須設法解決，前往D點採集所經過的路線與垃圾場平行，發現旁邊的潮溝深棕色廢水流經之處蝦蟹屍體橫陳。溯其源頭均與垃圾場相連，水流經過之處又常見附近居民在此採集環文蛤及公代等底棲動物，宜仔細評估其可能健康危害程度，進一步有效管理。

致謝

本研究之經費由新竹市政府支持，新竹教育大學應用科學系生物多樣性研究室全員合作努力，特此感謝。

參考文獻

- 日本海洋學會。1986。沿岸環境調查マニュアル。恆星社後生閣， XI+266PP。
- 江建嵩。1986。台灣西南部永安海域大型底棲動物相之研究。私立中國文化大學海洋研究所資源組碩士論文。pp106。
- 池文傑。2000。客雅溪口鳥類群聚的時空變異。國立臺灣大學動物學研究所碩士論文。pp88。
- 行政院農委會。野生動物保護法第八條第四項（2001）。
- 何平合、洪明仕。1997。新竹市海邊的螃蟹。新竹市政府，新竹市，pp122。
- 吳忠信。1991。新竹市濱海地區生態現況調查研究專輯。教育部中小學科學教育專案研究計劃，富里國中，新竹市，129頁。
- 巫文隆、廖國焱。2000。淡水河沼澤生態系底棲無脊椎動物之研究。溼地生物多樣性研討會論文集。
- 李坤瑄、陳章波，1994。台灣常見的棘皮動物。國立海洋生物博物館籌備處，高雄市，pp94。
- 李展榮、方力行，1995。溼地的界定及其功能。第二屆海岸溼地生態及保育研討會論文集。中華民國野鳥協會。
- 李展榮。1985。崎頂、後安、台西潮間帶與亞潮帶底棲動物之生態與分佈。私立中國文化大學海洋研究所資源組碩士論文。
- 林裕彬、吳振發、戴采芬。2001。淡水河口溼地景觀資源評估-以挖子尾自然保留區為例。台灣水利第49卷第2期，63-78頁。
- 邵廣昭。2000。關渡自然保留區及關渡自然公園生物環境監測與研究期末報告。台北市建設局。pp343。
- 施學銘。1994。台灣西部海岸地形與海岸溼地的消長。第一屆海岸溼地生態及保育研討會論文集。中華民國野鳥協會。
- 洪明仕、何平合。1999。新竹市香山溼地生態觀察手冊。新竹市政府。pp120。
- 洪明仕。1997。竹塹海濱生物。新竹市立文化中心。pp160。
- 唐存勇、深乃匡、歐陽餘慶、林斐然、林曉武。1992。新竹南寮附近海岸侵蝕與堆積問題初步研究。國立台灣大學海洋研究所。

- 連永順、高源國、陳武千。1992。新竹海岸地區空間資源利用調查。工業技術研究院資源研究所。
- 郭立信。1984。興達潮間帶底棲動物與環境的關係，國立台灣大學海洋研究所碩士論文。53pp.
- 陳仁祥。1999。以多變量統計區分香山、七股、圳頭溼地水質土壤電異性。台灣大學農業工程學所碩士論文。pp81。
- 陳勇輝、陳一鳴、陳章波。1991。沿岸海洋生態環境保護—沙岸底棲生物環境因子測定。農委會漁業特刊第二十三號。135-146 頁。
- 陳恩理、陳章波。1994。底棲無脊椎動物群聚研究於海岸溼地鳥類保護區規劃的角色。第一屆海岸溼地生態及保育研討會論文集。中華民國野鳥協會。144-154 頁。
- 陳章波、陳一鳴、李坤瑄。1994。通霄附近海域潮間帶底棲生態調查。海洋科技會刊。
- 陳章波。1998。潮間帶無脊椎動物在環境評估上的應用-以沙岸底棲動物為例。環境保護與生態保育研討會論文集。539-550
- 程一駿、張品青。1994。竹圍紅樹林區潮間泥帶之沉積物底泥的營養價值的探討。海岸溼地生態及保育研討會論文集。
- 黃品薰。2001。香山地區牡蠣群體、沉機物及懸浮顆粒重金屬含量之季節與區域性變化。國立台灣大學海洋學研究所碩士論文。pp115。
- 新竹市政府。2000。客雅溪污水處理廠用地填築海埔地開發計劃工程，環境影響說明書。5:1-10
- 溼地保護工作委員會。1994。八十三年度台灣海岸地區環境敏感地帶保護區示範規劃---鳥類、紅樹林、溼地調查計畫。高雄市野鳥協會。
- 劉炯錫、林曜松。1995。淡水河河口潮間帶之底棲動物相。第二屆海岸溼地生態及保育研討會論文集。中華民國野鳥協會
- 劉烘昌、李家維。1994。新竹香山潮間帶之螃蟹。海岸溼地生態及保育研討會論文集。103-113。
- 劉弼仁、謝蕙蓮、林志國、陳朝金、陳章波。1998。金門慈湖的底棲環境與大型底棲動物分佈。國家公園學報。8 (1): 12-25。
- 劉靜榆、曾彥學、吳萃慧、李訓煌。1999。台灣西南沿海生物資源調查。特有

- 生物保育研討會論文集。台灣特有生物研究保育中心出版。16-47 頁。
- 劉靜榆。1994。曾文溪口生物資源調查。生物資源調查研討會論文集。台灣特有生物研究保育中心出版。355 頁-402 頁。
- 劉靜榆。2002。大肚溪口潮間帶地區大型底棲動物群聚現象與相關重金屬含量分析。特有生物研究 4 (2): 9-29 頁。
- 劉靜靜、邱文彥。1995。由國際溼地公約之架構檢視台灣溼地保護。第二屆海岸溼地生態及保育研討會論文集。中華民國野鳥協會，9-24 頁。
- 蔡嘉揚、陳炳煌。1994。以覆網實驗研究濱鷸之覓食生態。第一屆海岸溼地生態及保育研討會論文集。中華民國野鳥協會，46-67 頁。
- 鄭啟仲、王亞男。1998。溼地生態系及其養分循環。台大實驗林研究報告。129-137。
- 薛攀文。1994。台灣大甲溪河口海岸溼地形態與相關底棲無脊椎動物相。第一屆海岸溼地生態及保育研討會論文集。
- 謝蕙蓮、陳瑞賓。1995。台灣河口底棲生態的特徵和研究方法。第二屆海岸溼地生態及保育研討會論文集。中華民國野鳥協會，175-182 頁
- 謝蕙蓮、黃守忠、李坤瑄、陳章波。1993。潮間帶底棲生物調查法。生物科學第三十六卷第二期，71-80 頁。
- 謝蕙蓮、蔡佩玲、陳瑞賓。1998。底棲無脊椎動物。「淡水河系污染整對生物相群聚動態影響」計劃 (EPA-87-G106-03-05) 期末報告書 6-1-6-51 頁。行政院環境保護署。
- 謝蕙蓮。1997。底棲生物。「淡水河下游生物群聚之動態調查」、「淡水河污染整治對生態影響之研究」及「基隆河污染源與底棲生物採樣分析調查」計劃期末報告 6-1-6-58 頁。行政院環境保護署。(EPA-86-G106-09-14)。
- 謝蕙蓮。1998。曾文溪口沿岸底棲群聚之角色一次級生產量與碎屑傳送。「曾文溪口沿岸地區陸海交互作用之研究」研究成果論文集(三)。子計劃十一。國科會。
- 龐元勳。1981。香山潮間帶底棲生物與環境之關係。國立台灣大學海洋研究所碩士論文。pp61。
- 巖登生。1990。新竹香山溼地永續利用的管理策略。國立中興大學資源管理研究所碩士論文。

- Anderson, S.S., 1972. The ecology of Merecambe Bay (II).intertidal invertebrates and factors affecting their distribution. J. Appl. Ecol., 9:161-178.
- Barnes, R.S.K. and R.N. Hanghes, 1999. An introduction to marine ecology. 286pp. BSLEO press, Edinburgh.
- Beltran, E.D., D.M. Malvitz, and S.A. Eklund, 1997. Validity of two methods for assessing oral health status of populations. J. Pub. Heal. Dent., 57:206-14.
- Bowen, S.H., 1984. Evidence of a detritus food china based on consumption of organic precipitates. Bull. Mar. Sci., 35:440-448.
- Brown, A.C. and A.Mclachlan, 1990. Ecology of Sandy Shores. 328 pp, Elsevier, Amsterdam.
- Cammen, L.M., 1982. Effect of particle size on organic content and microbial abundance within four marine sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser., 9:273-280.
- Coull, B.C. and J.B.J.Wells., 1981. Density of mud-dwelling meiobenthos from three sites in the Wellington Region. N. Z. J. Mar. Fresh. Rer Res., 15:411-415.
- Dahlback, B. and L.A.H.Gunnarsson, 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. Mar. Biol., 63:269-275.
- Folk, R.L., 1968. Petrology of sedimentary rocks, 170pp, Hemphill's,Deawer M. University Statiob, Austin, Texas.
- Frith, D.W. and S. Brunenmeister, 1980. Ecological and population studies of fiddler crabs(Ocypodidae,genus *Uca*)on a mangrove shore at Phuket Island,western Peninsular Thailand. Crustaceana. 39:157-183.
- Gopal, W.J., W.J. Junk, and J.A. Davis(eds), 2001. Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. 300pp., Backhyus press, Leiden.
- Gray, J.S. 1981. The Ecology of Marine Sediments. pp.11-19, Cambridge University Press. New York.
- Highsmith, R.C. and K.O.Coyle, 1990. High productivity of northern Bering Sea benthic amphipods. Nature. 344:862-863.
- Hsieh, H.L. 1995. Spatial and temporal patterns of polychaete communities in a subtropical mangrove swamp: influence of sediment and microhabitat. Mar. Ecol. Prog. Ser., 127:157-167.
- Hsieh, H.L., 1992. *Pseudopolydora diopatira*, A New Species (Polychaeta:Spionidae) From Taiwan. Proc. Biol. Soc. Wash. 105:630-635
- Hsieh, H.L., 1994. *Amphitrite lobocephala*, A New Species (Polychaeta:

- Terebellidae) From Taiwan. Proc. Biol. Soc. Wash.105:517-523.
- Johnson, R.A. and D.W. Wichern, 1982. Applied multivariate statistical analysis. 594pp, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
- Koh, C.H. and H.C. Shin, 1988. Environmental characteristics and distribution of macrobenthos in a mudflat of the west coast of Korea (Yellow sea). Neth. J. Sea Res., 22(3):279-290.
- Kuivila, K.M. and C.G. Foe, 1995. Concentrations, transport and biological effects of dormant spray pesticides in the San Francisco Estuary, California. Environ. Toxicol. Chem., 14:1141-1150.
- Kusuki, Y., 1977. Fundamental studies on the deterioration of oyster grounds. II Organic content of faecal materials. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 43:167-171.
- Levinton, J.S., T.S. Bianchi, and S. Stewart, 1984. What is the role of particulate organic matter in benthic invertebrate nutrition? Bull. Mar. Sci., 35:270-282
- Lopez, G.R. and J.S. Levinton, 1978. The availability of microorganisms attached to sediment particles as food for *Hydrobia ventrosa*. Oecologia 32:263-275
- Miron, G. and G. Desrosiers, 1990. Distribution and population structures of two estuarine polychaetes in the lower St. Lawrence Estuary, with special reference to environmental factors. Mar. Biol., 105: 297–306.
- Moller, P. and R. Rosenberg, 1982. Production and abundance of the amphipod *Corophium volutator* on the west coast of Sweden. Neth. J. Sea Res., 16:127-140.
- Moore, P.G., 1981. The life history of the amphipods *Lembos websteri* Bate and *Corophium bonellii* Milne-Edwards in kelp holdfasts. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 49:1-50.
- Morrisey, D.J., L. Howitt, A.J. Underwood and J.S. Stark, 1992. Spatial variation in 7 - softsediment benthos. Mar. Ecol. Prog. Ser., 81:197-204.
- Parker, J.G., 1982. Structure and chemistry of sediments in Belfast Lough, a semi-enclosed marine. Bay. Estuar. Coast. Shelf. Sci., 15:373-384.
- Parker, R.H., 1975. The Study of Benthic Communities, 279pp., Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam-Oxford-New York.
- Peter, S., 2002. Ecology theories and application. 403pp, Prentice-Hall press. New York.
- Pielou, E.C., 1975. Ecological Diversity, 165pp, John Wiley & Sons. Inc. , New York.

- Pollock, L.W. and W.D. Hummon, 1971. Cyclic changes in interstitial water content, atmospheric exposure and temperature in marine beach. *Limnol. Oceanogr.*, 16:522-535.
- Prater, A.J., 1981. *Estuary birds of Britain and Ireland*. 440pp, J & AD Poyster Ltd. Stafford shire, England..
- Procaccini, G. and M.B. Scipione, 1992. Observation on the spatio temporal distribution of Crustacean Amphipods in the Fusaro Coastal Lagoon (Central Tyrrhenian Sea, Italy) and some notes on their presence in Mediterranean Lagoons. *Mar. Ecol.*, 13:203-224.
- Rhoads, D.C., 1970. Mass properties, stability, and ecology of marine muds related to burrowing activity. *J. Geol. Spec. Iss.*, 3:391-406.
- Sanders, H.L., 1969. Benthic marine diversity and stability-time hypothesis. *Brookhaven Symp. Biol.*, 22:71-81.
- Sneath, P.H.A., and K.R. Sokal, 1973. *Principles of Numerical Taxonomy*. 573 pp, Freeman, San Franciacs.
- Vymazal, J. (ed.) 2003. *Wetlands: Nutrients, metal and mass cycling*. 374pp, Backhyus press, Leiden .
- Wilson, W.H., 1991. Competition and predation in marine soft-sedimented community. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 21:221-241.
- Wiser, W., 1959. The effect of grain size on the distribution of small invertebrates inhabiting the beaches of Puget Sound. *Limn. Ocean.*, 4:181-194.
- Witt, J.J. and J.J. Zijlstra, 1984. The meiofauna of a tidal flat in the western part of the Wadden Sea and its role in the benthic ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 14:129-138.

表 1. 2002 年度香山溼地各測站底棲無脊椎動物之密度分佈總合(ind/m³)。

		各測站一年出現總個數 (每 m ³ 個體數)									
綱目	species	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2	E	TOTAL
端腳目	Amphipoda										
	鈎蝦		38			75		123			236
	畸鈎蝦				38						38
	裸蕨蜚蟲		19			85		11960	386	9	12460
	參祥蟲	9									9
	粗角鈎蝦-2				66		141	66	358		631
	挖掘鈎蝦		264	9						952	1225
	粗角鈎蝦-1	66	9	584	349	85	170	330	9	19	1621
	凸頭鈎蝦					9	132	707			848
	合眼鈎蝦科	254	123	66	9		66		9	179	707
	搖尾鈎蝦	5297	1791	189	19		207	19	226	19	7766
蟷蟲目	Cumacea										
	蟷蟲	160	9	57				217			443
劍水蚤目	Cyclopoida										
	劍水蚤			9	38						47
十足目	Decapoda										
	活額寄居蟹		38							556	594
	長腕寄居蟹		9								9
	瓷蟹									217	217
短尾類	Brachyura										
	泥蟹				141				9		151
	短身大眼蟹	19		19			19				57
	萬歲大眼蟹	9		19	75	914	311	594	170		2092
	紅點黎明蟹	38	28	19			9	38		57	189
	短指和尚蟹	547	4552	971	38		1989	3610	7172	141	19020
	戈氏小相手蟹		57		9					47	113
	雙扇股窗蟹	226	9		9		28	179	47		500
	角眼拜佛蟹							330	9		339
	伍氏厚蟹	47	19		19			198	9		292
	豆蟹科							264			264
	豆蟹							19			19
	遠洋梭子蟹		9					9		9	28
	北方呼喚昭潮蟹				170	28	28	9	9		245
	清白招潮蟹				198			236			434
	豆形拳蟹		9								9
	大眼幼蟹	28	38	47	179		28	151	160	113	745
長尾類	Penaidea										
	鼓蝦				94	19					113
	奧托蝦				9			19			28
	對蝦	19	38	38	94	9	57		9	9	273
	伍氏螻蛄蝦							9			9
等足目	Isopoda										0
	鋸齒巨顎水虱				47		9				57
圓胸目	Thoracica										
	泥藤壺								9		9
腹足綱	Gastropoda										
	苗條黃螺			9							9
	粗紋玉黍螺			75		75	773	254	9	19	1206
	波紋玉黍螺	19	9	28	9	28	66	38			198
	珂岩螺				9						9
	小灰玉螺	19	28	19			151			9	226
	大玉螺	9	9		9	9	9		9		57
	粗肋織紋螺	9		28	9	9	28				85
	筒形粗米螺									19	19
	彩虹昌螺			19						141	160
雙殼綱	Bivalvia										
	雙紋鬚魁蛤									9	9
	公代	9		1244	1188	85	660	16494	1904	9	21593
	馬珂蛤	85	28	170	19	9	179	19	217	9	735
	似雲雀殼菜蛤	19	57	9						19	104

續表 1 2002 香山溼地全年各測站底棲無脊椎動物相、總密度及採樣種數

	Species	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2	E	TOTAL
牡蠣	<i>Crassostrea gigas</i>		19		57						75
紫雲蛤	<i>Hiattella rugosa</i>				113	57	302	47	28		547
雙線血蚶	<i>Sanguinolaria diphos</i>	9	9								19
白櫻蛤亞屬	<i>Subgenus macoma s.s</i>				66						66
櫻蛤	<i>Tellinidae sp.</i>	330	1188	735	28	132	349	9	123	405	3299
蹄蛤	<i>Felaniella sowerbyi</i>	9246	2356	3120	19	9	4496	38	85	339	19708
台灣歪簾蛤	<i>Anomalocardia producta</i>	9					9				19
環文蛤	<i>Cyclina sinensis</i>		9		123	245	85	47	9		528
花蛤	<i>Gomphina aequilatera</i>	104	9	19			19				151
麗文蛤	<i>Meretrix meretrix</i>	38	28	123	9		9		19	9	236
橫簾蛤	<i>Paphia sp.</i>	481	113							94	688
日本鏡文蛤	<i>Posinia japonica</i>			9						38	47
海瓜子蛤	<i>Ruditapes philippinarum</i>				9						9
櫻蛤 1	<i>Macoma sp.</i>			28							28
雙殼類	<i>Bivalvia sp.</i>		9								9
多毛綱	Polychaeta										
錐頭蟲	<i>Orbiniinae sp.</i>	434	339	735	28		3101		38	160	4835
小頭蟲	<i>Capitella sp.</i>	471	189	57	4383	2309	5306	811	368	198	14090
中阿曼脊蟲	<i>Armandia intermedia</i>	2356	924	1706	47	9	1140	19	104	1065	7370
雙齒圓沙蠶	<i>Perinereis aihuihensis</i>	66	38	9	179	38	57	292	273	57	1008
偽才女蟲	<i>Pseudopolydora czerniavsky</i>							1348	123		1470
米列蟲	<i>Melinna sp.</i>				528						528
海稚蟲 1	<i>Spionidae sp.</i>		19								19
淺古銅吻沙蠶	<i>Glycera subaenea</i>	245	170	273	113	9	94		28	716	1649
角吻沙蠶	<i>Goniada emerita</i>				518	123	443	47	38	9	1178
長手沙蠶	<i>Magelonidae sp.</i>			9							9
翼足索沙蠶	<i>Lumbrineris heteropoda</i>	66			198		226	66	405	38	999
稚蟲屬	<i>Prionospio sp.</i>	9		28			368			47	452
巢沙蠶	<i>Diopatra sp.</i>		38		104	9	38		66	38	292
白線纓鬚蟲	<i>Laonome albicingillum</i>					9		19			28
鱗蟲	<i>Chaetopterus variopedatus</i>									151	151
鱗蟲 1	<i>Chaetopterus sp.</i>		38							8445	8483
真裂蟲	<i>Eusyllis sp.</i>				28	19	9				57
絲鬚蟲	<i>Cirratulus cirratus</i>									9	9
齒吻沙蠶	<i>Nephtyidae grube</i>									57	57
齒吻沙蠶 1	<i>Nephtyidae sp1</i>		19		57					226	302
擬突齒沙蠶	<i>Paraleonates uscharovi</i>							9			9
翼毛蟲	<i>Paraonidae cerruti</i>						75	28			104
稚蟲屬 1	<i>Prionospio sp.</i>		47		123					85	254
海稚蟲 1	<i>Spionidae sp.1</i>			9	9						19
多毛類	<i>Polychaeta(unknow)</i>									75	75
貧毛類	Oligochaeta										
貧毛類	<i>Oligochaeta sp.</i>			19	19	57	170	141	75		481
棘皮動物	Echinodermata										
馬氏海錢	<i>Sinaechinocyamus mai</i>	75								386	462
星口動物	Sipuncula										
星口動物	<i>Phascolion strombi</i>				85						85
方格星蟲	<i>Sipunculus nudus.</i>	38	9	292			19				358
紐型動物	Nemertinea										
紐型動物	<i>Nemertinea sp.</i>	66			28					123	217
紐形動物	<i>Nemertinea sp.1</i>		19		75	9	179			85	368
腦紐蟲	<i>Cerebratulina sp.</i>				9						9
腕足類	Brachiopoda										
海豆芽	<i>Lingual nuguis</i>			9							9
其他	<i>Other</i>										
昆蟲	<i>insect larva</i>	9			47	19	19	57			151
彈塗魚	<i>Periophthalmus modestus</i>				19	38					57
蝦虎	<i>Gobiidae sp.</i>		9		19						28
有孔蟲	<i>Operculina ammonoides</i>			9						9	19
未知	<i>unknow</i>		19								19
	總計	20943	12809	10829	9887	4533	21574	38869	12564	15382	147389
	物種數	38	46	40	54	30	43	40	35	45	103

表 2. 2005 年度香山溼地各測站底棲無脊椎動物之密度分佈總合(ind/m³)。

		各測站一年出現總個數 (每 m ³ 個體數)									
	species	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2	E	TOTAL
端腳目 Amphipoda											
	鈎蝦				9	245	123	9			387
	畸鈎蝦			9		66	19				94
	裸羸蜚蟲					453	274	9			736
	裸羸蜚蟲		9	28	38	160	38	19	19		311
	粗角鈎蝦-2			9	9		19	19			57
	挖掘鈎蝦	406	519	66					47	396	1434
	粗角鈎蝦-1	38		28		66	9	66		19	226
	凸頭鈎蝦					19	38	104		38	198
	合眼鈎蝦科	170	38	19					19	123	368
	搖尾鈎蝦	340	123	1179		47	9	28	66	311	2104
絨蟲目 Cumacea											
	絨蟲	9		38							47
劍水蚤目 Cyclopoida											
	劍水蚤			9							9
十足目 Decapoda											
	活顎寄居蟹	19								28	47
	長腕寄居蟹			19							19
	瓷蟹									962	962
短尾類 Brachyura											
	短身大眼蟹			38							38
	萬歲大眼蟹	47	9	75	123	425	575	377			1632
	紅點黎明蟹		9	9						9	28
	短指和尚蟹	47	2028	311			28	283	170	104	2972
	雙扇股窗蟹	170	75				28	170	104	19	566
	長趾股窗蟹							28	19		47
	伍氏厚蟹				19	9	9				38
	淡水泥蟹		9	94							104
	豆蟹科			9							9
	遠洋梭子蟹	9									9
	北方呼喚昭潮蟹		9	9			9	28			57
	清白招潮蟹		28		85			387	9		509
	秀麗長方蟹				57						57
	豆形拳蟹			9							9
	斯氏沙蟹				9						9
	絨毛近方蟹	9									9
	台灣厚蟹		9								9
	大眼幼蟹	28	94	28					66	160	377
長尾類 Penaeidea											
	貪食鼓蝦				113	38	104	9			264
	長臂蝦		9	9	47	19	9			9	104
	伍氏螻蛄蝦				9						9
等足目 Isopoda											
	圓柱水虱									9	9
腹足綱 Gastropoda											
	車輪螺									9	9
	珊瑚蟹守螺			9							9
	粗紋玉黍螺			19	9	19	57				104
	波紋玉黍螺			9	9		19	9			47
	蚶岩螺					28					28
	筆形麥螺									19	19
	小灰玉螺				47						47
	大玉螺		9	9							19
	織紋螺	57	9	75	9					19	170
	粗肋織紋螺				9					9	9
	顆粒織紋螺		9	9		9					28
	織紋螺				38						38
	彩虹昌螺									19	19
	燒酒海卷			19							19
	塔螺					19					19
	齒輪螺				19		9				28
雙殼綱 Bivalvia											
	公代	28		75	613		396	3123	113	9	4358
	馬珂蛤			132	38	9					179
	似雲雀殼菜蛤		38								38
	牡蠣		38		19						57
	雙線血蚶	19		19	9						47
	白櫻蛤亞屬			19							19
	櫻蛤	925	57	858	811	9	66	57		9	2792

		各測站一年出現總個數 (每 m ² 個體數)									
				75	66	19	9				170
粉紅櫻花蛤	<i>Tellina rutila</i>	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2	E	TOTAL
	<i>species</i>										
蹄蛤	<i>Felaniella sowerbyi</i>	255	1009	226			113	9	9		1623
台灣歪簾蛤	<i>Anomalocardia producta</i>		19								19
環文蛤	<i>Cyclina sinensis</i>				160	85	85	179	28		538
花蛤	<i>Gomphina aequilatera</i>	19	9								28
中華墨蛤	<i>Glaucomomya chinensis</i>				28		9	9			47
麗文蛤	<i>Meretrix meretrix</i>	19		9			19				47
文蛤	<i>Meretrix lusoria</i>	57	47	9							113
日本鏡文蛤	<i>Posinia japonica</i>	19									19
大毛蛤	<i>Scapharca satowi</i>				19	9					28
環節動物	Amilida										
多毛綱	Polychaeta										
錐頭蟲	<i>Orbiniinae sp.</i>	75	75	57	19	9	28	19			283
小頭蟲	<i>Capitella sp.</i>			38	9		9				57
小頭蟲 a	<i>Heteromastus sp.</i>	9		47	245	1566	2491	5425	57		9840
中阿曼脊蟲	<i>Armandia intermedia</i>	1009	481	679	94	28			179	660	3132
雙齒圓沙蠶	<i>Perinereis aiubuhitensis</i>				9	66	170	377	38		660
偽才女蟲	<i>Pseudopolydora czerniavsky</i>										
日本沙蠶	<i>Nereis japonica</i>		9		9	9	47	94	19	9	198
海稚蟲 1	<i>Spionidae sp.</i>				9						9
淺古銅吻沙蠶	<i>Glycera subaenea</i>	113	47	132	19		19	19		19	368
角吻沙蠶	<i>Goniada emerita</i>	38		9	217	9	19			9	302
日本角吻沙蠶	<i>Goniada japonica</i>		28	19	877	75	113	57		19	1189
翼足索沙蠶	<i>Lumbrineris heteropoda</i>	47	19				28			38	132
腺帶刺沙蠶	<i>Neanthes glandicincta</i>					9					9
巢沙蠶	<i>Diopatra sp.</i>		38	28	19					47	132
白線纓鰓蟲	<i>Laonome albicingillum</i>				28			19			47
鱗蟲	<i>Chaetopterus variopedatus</i>									575	575
鱗蟲 1	<i>Chaetopterus sp.</i>	9									9
真裂蟲	<i>Eusyllis sp.</i>	19								9	28
齒吻沙蠶	<i>Nephtyidae grube</i>									28	28
擬突齒沙蠶	<i>Paraleonates uscharovi</i>							19			19
翼毛蟲	<i>Paraonidae cerruti</i>						9				9
稚蟲屬 1	<i>Prionospio sp.</i>						9				9
海稚蟲科 1	<i>Spionidae sp.1</i>									9	9
磯蟻	<i>Eumicidae sp.</i>	9	9							38	57
貧毛類	Oligochaeta							142			142
貧毛類	<i>Oligochaeta sp.</i>						113				113
棘皮動物	Echinodermata										
扁平蛛網海錢	<i>Archnoides placenta</i>		9								9
星口動物	Sipuncula										
方格星蟲	<i>Sipunculus nudus.</i>	9		85							94
紐型動物	Nemertinea										
紐型動物	<i>Nemertinea sp.</i>	9	9		38						57
腦紐蟲	<i>Cerebratulina sp.</i>	9								9	19
其他	Other										
昆蟲	<i>insect larva</i>										
搖蚊幼蟲	<i>Telmatogetoninae</i>					28					28
大彈塗魚	<i>Boleophthalmus pectinirostri</i>				28		9				38
彈塗魚	<i>Periophthalmus modestus</i>				9		9	9			28
蝦虎	<i>Gobiidae sp.</i>	9				28	9		9		57
有孔蟲	<i>Operculina ammonoides</i>										
海蛭類刺細胞動物	<i>Pennatulacea</i>										
海筆	<i>Virgulidae sp.</i>	9									9
	總計	4066	4915	4566	4226	3538	5151	11113	972	3755	42302
	物種數	35	31	43	48	28	39	31	17	33	105

表 3. 香山溼地底棲無脊椎動物 1981 年 1 月 及 2002 年 1 月各區域豐富度、種數、歧異度(H')及均勻度(J')之比較

	海山區域		美山區域		大庄溪出海口		客雅溪出海口		船澳南方	total	average
	高潮帶	低潮帶	高潮帶	低潮帶	高潮帶	低潮帶	高潮帶	低潮帶	低潮帶		
1981-1 abundance	3100	1500	1200	6400	4000	3100	8300	10000	NT	37600	4700
2002-1 abundance	1178	1847	829	1159	226	3214	622	500	1235	10811	1201
1981-1 物種數	22	16	30	28	36	32	31	32	NT	106	
2002-1 物種數	13	11	15	16	5	17	14	12	21	53	
1981-1 H'	1.2	1.2	2.0	1.0	1.7	2.1	2.1	2.0	NT		
2002-1 H'	1.7	1.6	2.1	2.0	1.2	1.7	2.0	2.1	2.3		
1981-1 J'	0.5	0.5	0.8	0.4	0.6	0.7	0.7	0.7	NT		
2002-1 J'	0.7	0.7	0.8	0.7	0.8	0.6	0.8	0.9	0.8		

★網目大小 1981 年--0.94mm 2002 年--0.5mm。

表 4. 測站海山區域高潮帶 (A1) 及客雅溪出海口高潮帶 (D1) 1981 年及 2002 年豐富度、種數、歧異度(H')及均勻度(J')之比較

		JAN	FEB	MAR	APR	MAY	JUN	JUL	AUG	SEP	OCT	NOV	DEC
海山高潮帶區域	1981 abundance	3100		6500	4200			900		800	800	600	500
	2002 abundance	1178	3704	4694	3638	2799	1838	1084	434	311	330	198	735
客雅溪出海口潮 朝帶區域	1981 abundance	11200		7500	7800			1100		2600	5200	1900	6400
	2002 abundance	622	3120	3478	4543	11715	6880	1989	2347	2309	452	481	933
海山高潮帶區域	1981 物種數	21		20	19			18		15	14	15	15
	2002 物種數	13	13	12	17	13	14	8	11	10	11	8	8
客雅溪出海口潮 朝帶區域	1981 物種數	32		26	24			20		30	26	21	31
	2002 物種數	14	17	16	12	12	15	10	11	12	11	12	11
海山高潮帶區域	1981 H'	1.2		0.6	0.8			1.0		1.8	1.9	1.7	1.9
	2002 H'	1.73	1.57	1.18	1.51	1.37	1.86	1.07	1.96	1.79	2.12	1.72	1.48
客雅溪出海口潮 朝帶區域	1981 H'	1.8		1.5	1.7			1.8		2.1	1.8	2.1	1.9
	2002 H'	2.0	1.9	1.2	1.1	1.3	1.2	1.0	1.2	1.1	1.7	2.3	1.7
海山高潮帶區域	1981 J'	0.3		0.1	0.2			0.3		0.7	0.8	0.8	0.8
	2002 J'	0.68	0.61	0.47	0.53	0.53	0.71	0.52	0.82	0.78	0.88	0.83	0.71
客雅溪出海口潮 朝帶區域	1981 J'	0.5		0.4	0.5			0.7		0.7	0.5	0.9	0.5
	2002 J'	0.8	0.7	0.4	0.4	0.5	0.4	0.4	0.5	0.4	0.7	0.9	0.7

★網目大小 1981 年--0.94mm 2002 年--0.5mm。

表 5. 香山溼地 1981 年---2002 年各區域底質狀況對照表

	年別	潮位	底質屬性	粉泥量(%)	全有機碳	pH 值	鹽度
海山 區域	1981	高潮帶	沙質	5	0.13	7.6	32.5
	2002	高潮帶	沙質	1	0.08	7.7	31.2
	1981	低潮帶	沙質	5	0.13	7.7	32.5
	2002	低潮帶	沙質	2	0.13	7.8	31.6
美山 區域	1981	高潮帶	沙質	3	0.14	7.5	31.6
	2002	高潮帶	沙質	10	0.12	7.7	33.1
	1981	低潮帶	沙質	3	0.14	7.5	32.8
	2002	低潮帶	泥質	44	0.7	7.6	33.5
大庄 溪出 海口	1981	高潮帶	沙質	18	0.37	7.7	33.3
	2002	高潮帶	泥質	30	0.75	7.4	31.6
	1981	低潮帶	泥質	14	0.28	7.6	32.0
	2002	低潮帶	沙質	7	0.49	7.5	30.2
客雅 溪出 海口	1981	高潮帶	泥質	50	0.67	7.6	29.2
	2002	高潮帶	泥質	30	1	7.3	28.5
	1981	低潮帶	泥質	43	0.66	7.7	20.5
	2002	低潮帶	沙質	2	0.1	7.4	19.3

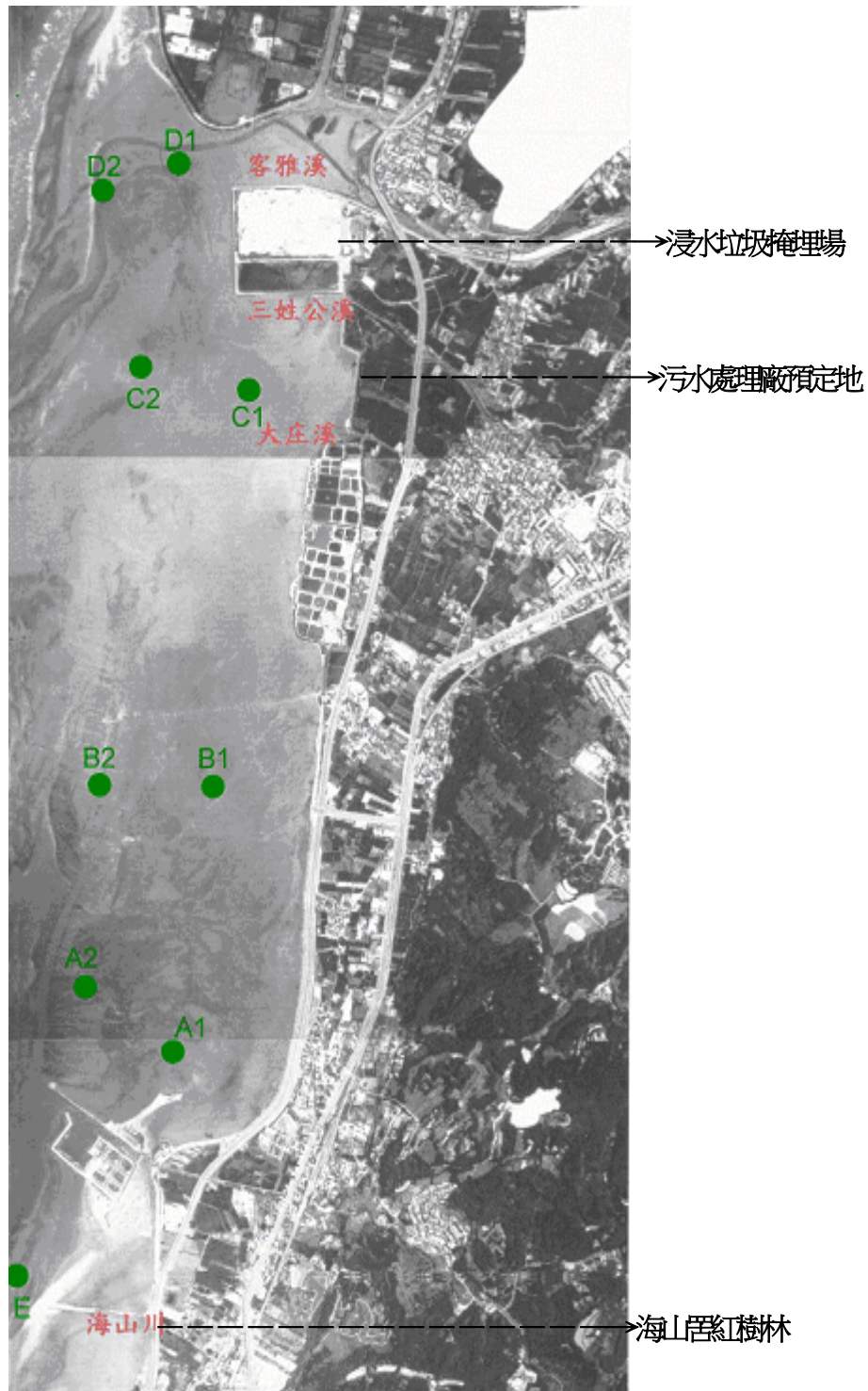


圖 1. 香山溼地研究區及各採樣站分佈圖（航照圖組合自農林航空測量所 2001 年拍攝）各測站座標如下：

A1(120.907,24.7685); A2(120.903,24.7716); B1(120.909,24.7796);
 B2(120.904,24.7788); C1(120.911,24.7970); C2(120.906,24.7984);
 D1(120.908,24.8074); D2(120.905,24.8070); E(120.8984,24.7589)

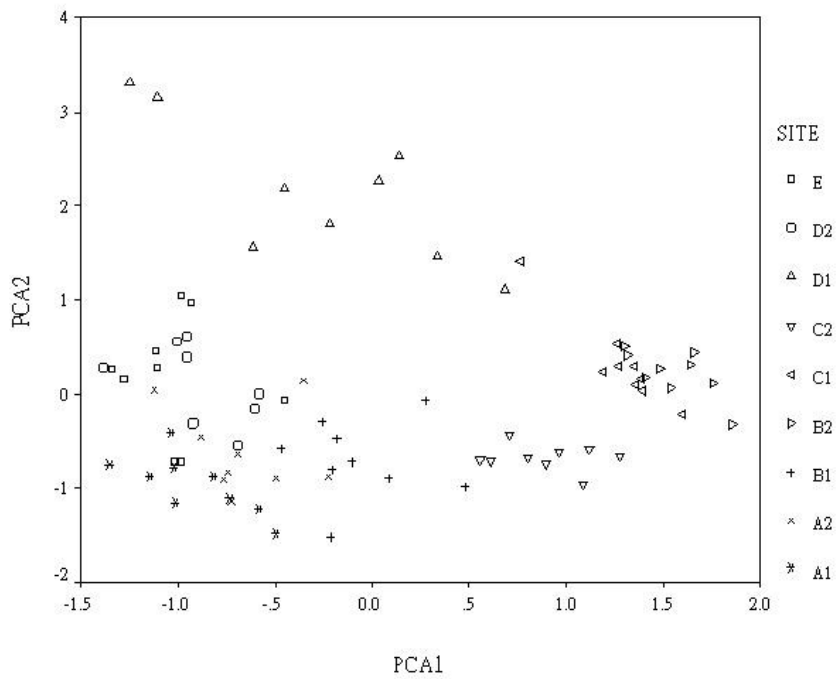


圖 2. 香山溼地環境因子在主成分分析下之第一、第二主成分之分布特，英文字母表示各測站之代號。

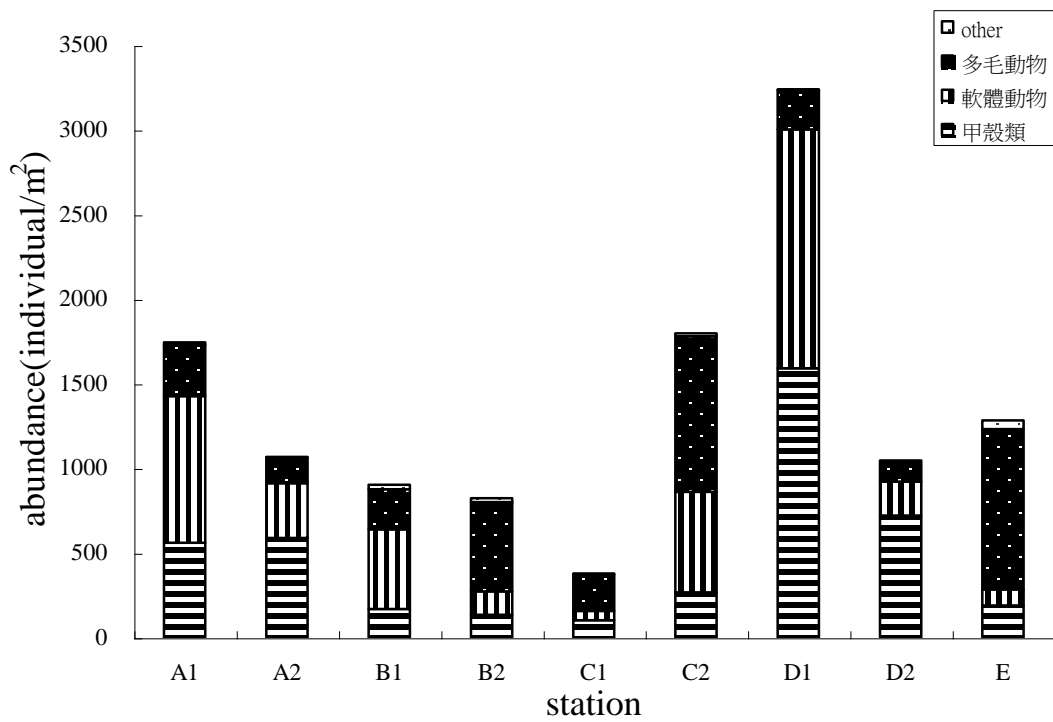


圖 3. 2002 年香山溼地 1-12 月各測站平均個體密度及四類別生物平均個體密度分布圖。

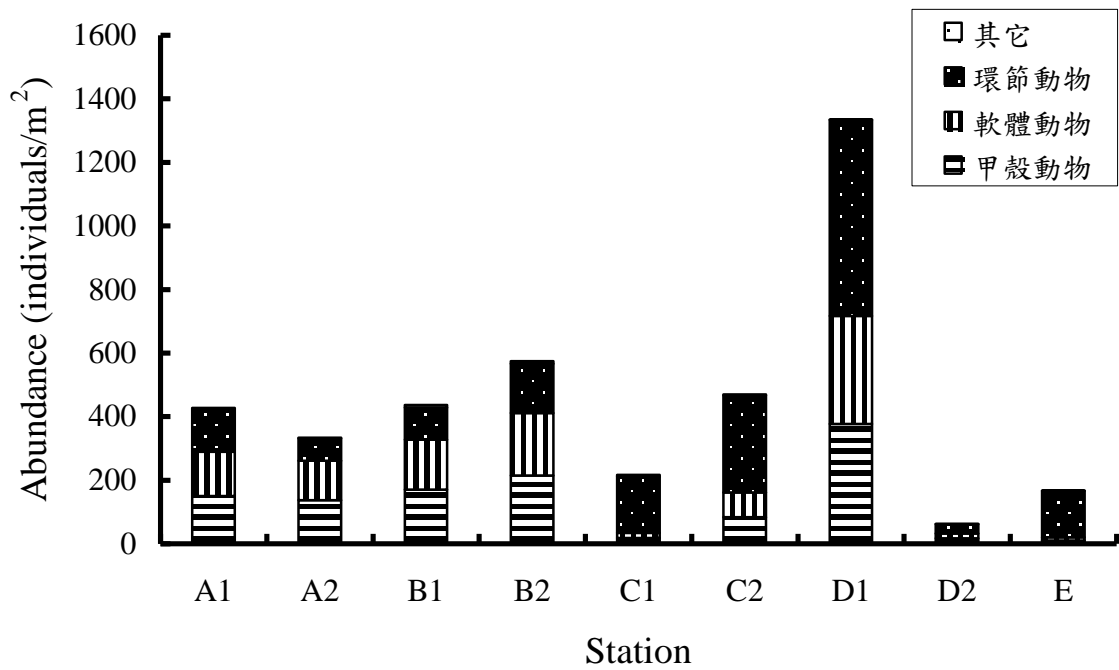


圖 4. 2005 年香山溼地 2-11 月各測站平均個體密度及四類別生物平均個體密度分布圖。

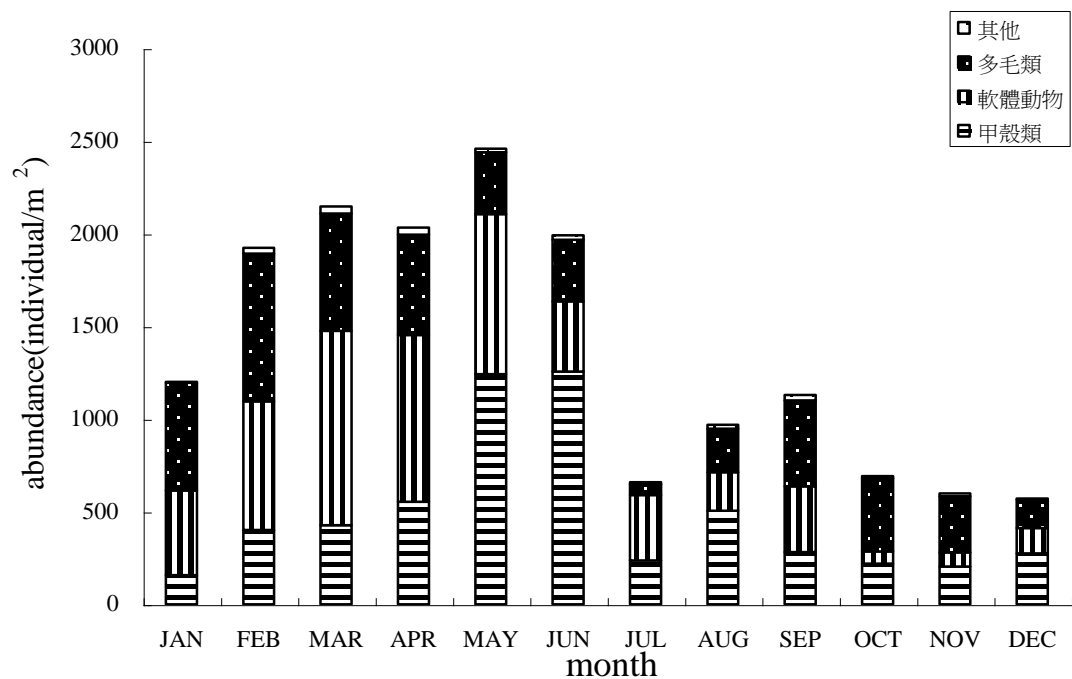


圖 5. 2002 年香山溼地全區 1-12 月九個測站平均個體密度及四大類別生物平均個體密度變化情形。

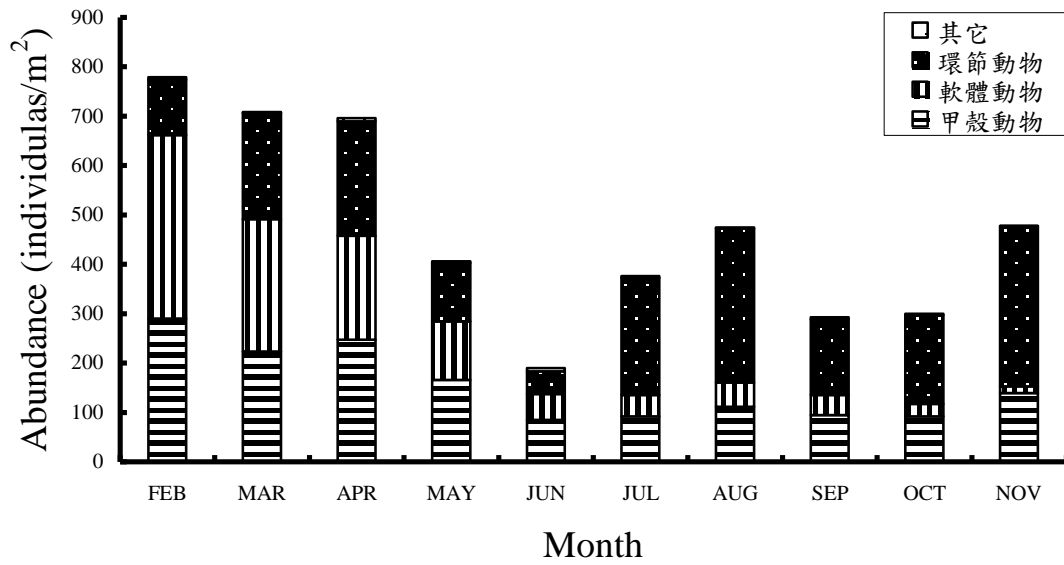


圖 6. 2005 年香山溼地全區 2-11 月九個測站平均個體密度及四大類別生物平均個體密度變化情形。

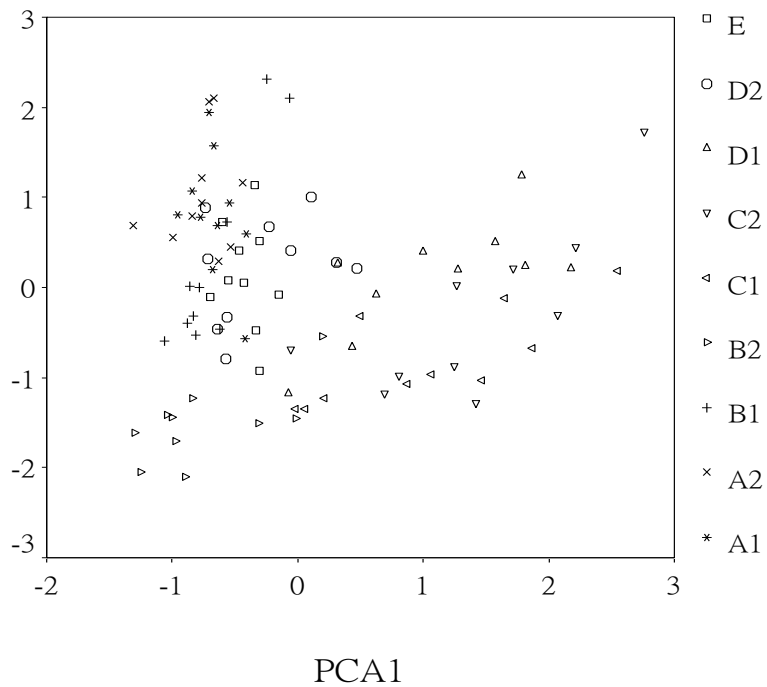


圖 7. 2005 香山溼地優勢生物因子在主成分分析下之第一、第二主成分之分布特性。

濱海野生動物保護區海岸變遷與珍稀資源

洪明仕

新竹市立動物園園長

前言

新竹市濱海野生動物保護區，自客雅溪口附近延伸到竹苗交界處，就地理現況而言，屬於一個平緩的海灣型潮間帶，其中來自頭前溪、客雅溪及鹽港溪注入來自淡水系統內的有機物能量，並藉由海流及潮汐的作用，讓這塊海岸濕地有了多樣性的棲地環境。

這些多樣的棲地環境，或稱微棲環境，包括沙地、泥灘地、礫石地、草澤地、紅樹林區、海溝、潮池、沙丘、牡蠣養殖區等，對於保護區內的物種而言，無疑提供了多樣的生存空間，增加生物多樣性的可能。另一方面，海岸濕地自然條件的不穩定（例如颱風、降雨、強風），加上人為需求的設施興建，讓許多微棲環境的變遷速度加快且劇，也讓棲息於各微棲地的物種的面臨生存上的巨大挑戰。

許多海濱生物靠著超強的生殖能力，一旦適應下來，便快速成長，充分利用食物及空間資源，並快速繁衍，讓我們贊嘆牠們生生不息的能力。然而，有些較難發現的珍稀物種命運並非如此，在環境快速變遷的影響下，有些物種在族群數量方面面臨空前的考驗，甚至有些物種快速消失。此外，人為的干擾與捕捉，則讓這些珍稀物種的命運學上加霜。

本文主要的目的，主要要探討在海岸環境的劇烈變遷，以及人為因素的衝擊之下，許多珍稀物種的處境，以及未來可能的命運，以提供為保護區內復育及保全生物多樣性的參考。

沙與泥的作戰

保護區內的泥灘地，是最重要的物種棲息地。由於泥灘地提供了有機碎屑來源，讓許多海濱動物分解者的角色可以成功扮演。此外，泥地夾雜著的機碎屑，也成為許多浮游性藻類及浮游性動物重要的食物來源，讓許多濾食性的物種可以得到維持生命的能量，進而促動食物鏈中消費者的存在。所以，可以大膽地說，沒有泥灘地的海岸溼地，就沒有保護區內繽紛的生命。

泥的粒子比沙來得更細更輕，所以海流及潮汐的帶動更為容易。由於保護區

內海灣地形的平坦，加上潮差所造成的大水量體，讓來自頭前溪、客雅溪及鹽港溪所帶來的陸上泥粒，可以廣布並堆積在溼地內地形相對穩定的環境中，例如河口出海處（客雅溪、三姓溪、鹽港溪口）、海山漁港北側以、海山罟附近、以及人為的牡蠣養殖區等。另一方面，相較於泥粒，潮水及海流帶動沙粒的能力較低，所以沙地的主要分布在於潮間的上緣，河口的北側（例如客雅溪）、漲退海水較難到達的沙洲附近（例如南港沙地、金城湖沙洲）以及能量輸運情形明顯的區域（例如朝山頂寮附近）。

根據觀察經驗，海岸沙地及泥地的消長情形相當熱絡。許多原本沙地的地區變成泥灘地，許多原本泥灘地的地區變成沙地，造成微棲環境的快速遷變，許多物種族群量驟減，或終究消失。例如海岸沙丘在物在環境不穩定的情況下，在強風、大雨、強浪以及人為工程施設等因素，讓風與水的作用能力加強，於是沙地快速流失，也讓許多的泥灘地的上層開始蒙上一層沙質堆積物，影響了物種的覓食與分布；另一方面，沙地變成泥灘地的例子也所在多有，例如紅樹林在保護區內的滋長，眾多的根系強化了泥粒堆積的本錢，讓許多有著紅樹林擴張的地區一下子泥化了不少，尤其以大庄、海山罟及朝山潮間帶上緣地區等。

保護區內複雜的沙泥區消長，造就了更多的沙泥混合區。這個現象或許對於環境適應力強的物種不會構成任何威脅，例如和尚蟹就是明顯的粒子。但由於開闢的沙地或開闢的泥地正逐漸消失，將會威脅到只喜歡沙質或喜歡泥質物種的生存，例如只喜好沙地的某些沙蠶、海錢、花蛤、西施舌、甘藻等，以及只喜好泥質的螞蛄蝦、星蟲、公代及種類眾多的招潮蟹。此外，沙地及泥地的變動，也影響近似種在種間的環境利用，以及之間的分布與競爭，例如同屬與大眼蟹的短身大眼蟹與萬歲大眼蟹，前者喜歡沙，後者喜歡泥，所以沙與泥的消長分布也決定了兩者之間的數量與分布。

重要的珍貴資源

保護區的劃設目標，原本就在保護物種及其生態系的平衡與穩定。對於珍貴的自然資源與人文資源，都應視為重要。因為我們不難理解，對自然環境而言，是站在時間的觀點來看待空間，希望能了解空間如何隨著時間的腳步作改變，且這些改變是一種能夠達到動態平衡的穩定改變；人文環境則是站在空間的觀點來看待時間，希望能從中了解時間如何隨著空間物換星移，進而了解人類社

會的諸多改變。所以，保護的珍貴資源，應包括自然資源與人文資源的面向，探究珍貴物種及其棲息地保存的同時，也應研究人文面向對珍貴物種的衝擊與環境的對待。

一、重要的物種資源

- (一) 台灣招潮蟹：保護區內重要的物種，也是北台灣族群量最大的特有種螃蟹。過去以大庄海口潮間帶上緣、鹽港溪北側以及海山罟紅樹林區北側有較明顯的分布，目前發現的棲息的有明顯的變化，例如大庄海口的一群即將消失，金城湖及海山漁港北側則有發現。關於保護區內的台灣招潮蟹相當得天獨厚，政府單位及學術研究單位投入最都的經費與時間進行研究，無疑是台灣研究單一種螃蟹的空前紀錄。
- (二) 斯氏沙蟹：保護區內最具代表性的物種。難得一見的斯氏沙蟹紅色軍團全台絕無僅有，世界上也難得一見。斯氏沙蟹過去曾有 10 萬隻的調查紀錄（劉、李，1994），更早之前在南寮頭前溪口一帶，當地居民指出紅色螃蟹（推測為斯氏蝦蟹）數量為數不少，故舊地名有「蟹仔埔」之稱。斯氏沙蟹為保護區內的重要資源，過去於大庄海口外灘、海山漁港北側海溝附近、海山罟西北側以及港南沙地等有重要的分布數量，目前各區域的數量居均急速驟降，甚至只剩零星分布，推測數量的暴跌與環境的變遷有關，亟待研究瞭解並復育改善。
- (三) 伍氏奧螻蛄蝦：過去常被報導為伍氏奧螻蛄蝦 (*Upogebia wuhsienweni*)，經分類學者正明應為伍氏奧螻蛄蝦 (*Austinogebia wuhsienweni*)。本種分類地為獨特，有些學者認為偏向蝦的長尾類，也有認為偏向寄居蟹的異尾類。伍氏奧螻蛄蝦以分布於台灣西北部的泥灘地為主，有別於台灣中部泥灘地的「鹿港蝦猴」美食奧螻蛄蝦。依過去的調查經驗，保護區內的伍氏奧螻蛄蝦過去有全台最大的族群數量，並與金氏鱗眼蝦 (*Lepidophthalmus kempfi*) 及大指泥蝦 (*Laomedea astacina*) 等兩種極罕見的甲殼動物混居。分布地以海山漁港北側的泥灘地為主，可成明顯的雙洞口型式判斷出來。然而近來由於環境的遽變及人為的捕捉（充當釣餌利用），數量已岌岌可危。俗稱「蝦猴」的本物種，在生態上為俗稱「土龍」的裙蛇鰻 (*Ophichthus urolophus*) 及頂蛇鰻 (*Ophichthus apicalis*) 的重要食物來源，這兩種過去漁民所樂於捕捉的高價物種，

也已跡近消失。

- (四) 裸體方格星蟲：俗稱「沙成」裸體方格星蟲 (*Sipunculus nudus*) 為泥灘地的重要成員。外表看似大型蚯蚓一般的環節動物，事實上是分類上獨特的星蟲動物。裸體方格星蟲喜好地底為泥灘地的環境。根據調查經驗，保護區內擁有全台族群數量多的裸體方格星蟲，當地民眾也有捕捉食用或當作釣餌的經驗，但依目前觀察似乎捕捉的壓力有減少的趨勢，然而數量是否隨之而增，或是隨著環境的變遷而下降，仍有待詳細調查。
- (五) 扁平蛛網海錢：以廣闊的沙地表層為棲息場域，過去調查的紀錄中已屬難得，如今調查可能只發現零星的小個體，或個體死亡所留下來的骨骼。扁平蛛網海錢為環境汙染的重要指標物種，對於惡劣環境的忍受能力較差，過去分布於頂寮一帶的沙地，是否已經從當地消失或是瀕臨消失，值得關心與注意，也可當作將來保護區復育工作的重點物種。
- (六) 亞氏海豆芽：亞氏海豆芽 (*Lingula adams*) 本種的分類地位特殊，屬於腕足動物，為寒武紀出現至今仍未滅絕的物種。保護區內於海山漁港北側的沙泥灘混合區有較多的發現紀錄，但數量並不普遍。本種具有特殊的研究及保育價值，將來應可投入更的調查、研究與了解。

二、重要的人文資源

保護區內重要人文資源，應屬牡蠣養殖區，應為香山濕地保護區內的牡蠣養殖區，正式北台灣面積最大而僅存的養殖牡蠣經營區。1894 年迄今的牡蠣養殖史，至今仍影響著保護區內的生物棲息、地景空間及海洋的經營，有效開放生態旅遊，長久以來也一直被思索考慮著，但仍未付諸實行。由於牡蠣的汙染問題一直是最讓人憂心的議題，也將考驗著人們對於養殖經營的轉型看法。如不應坐視不管，人們是否應該立即棄養牡蠣，將牡蠣養殖區撤底清除，還是讓時間慢慢地讓其損毀流逝，都再次對於環境變遷與生物的生存，造成或多或少的影響。

參考文獻

- 王鈺煌等，2004，香山溼地觀察手冊。新竹市政府。
- 何平合、洪明仕，1997，新竹市海邊的螃蟹。新竹市政府。
- 洪明仕，1997，竹塹海濱生物。新竹市立文化中心。
- 洪明仕、何平合，1999，新竹市香山溼地生態觀察手冊。新竹市政府。
- 劉烘昌、李家維，新竹香山潮間的螃蟹。海岸濕地生態及保育研討會論文集。中華民國野鳥學會。

新竹市濱海野生動物保護區鳥類多樣性

黃麟一

一.吸引溼地鳥類的地理條件為何？

二.何謂溼地鳥?以及多樣性的鳥類?

三.季節變化與種類、數量及鳥齡的關係

四.溼地鳥類如何影響在地環境?在地人類有得到好處嗎?

香山濕地鳥類同功群介紹

尤少彬 林康捷 李建正 李紫燕 李建昌

國立中興大學生命科學系

前言

臺灣地處亞熱帶地區，雨量充沛，山勢陡峻，河流湍急，因而造就了西部沿海大片的泥質灘地和河口溼地。上游森林生態系中之營養源長期地堆積至河口濕地，因此，蘊育著豐富而且生物歧異度(biodiversity)高的生態資源。據中華民國野鳥協會(1993)之調查，全國 16 個主要濕地，共涵蓋面積 11,896 公頃。而鳥類資源由 71 種到 266 種。其中位於新竹市香山區的香山濕地，以客雅溪口以南的泥質潮間帶濕地，總面積廣達 1,600 公頃。蘊藏大量的魚蝦螺貝，提供食物給大群過境臺灣的水鳥。為典型春、秋兩季過境鳥類營養補給的中繼站。為何地景上單調的泥灘地能提供如此高歧異度的鳥類群聚，一直是生態學者和野生動物保育工作者熱衷探討的課題，本文的目的由香山濕地鳥類群聚結構和生態功能來介紹香山濕地鳥類同功群，讓大家對香山濕地在生態功能和野生動物保育之重要性有更深入瞭解。

生態功能與同功群概念發展

生物群聚歧異度(Biological Community Diversity)之造成原因與機制，一直是生物學者所熱衷研究之課題。MacArthur (1972)以各鳥種之生態職位空間(Niche space) 觀念，說明森林生態系內鳥類群聚歧異度之結構，係鳥類經過長期的生理與形態的適應演化，以及各鳥種對資源使用效率的不同所造成。

每一種生物有其獨特的生態職位 (ecological niche)，例如鳥類生態職位包括其覓食行為，空間使用，適應環境之生活史等等，可定義為一多維之生存空間(Pianka, 1988)。在一個穩定的棲地內，由於資源有限，各物種必需發展出一套高效率的資源使用技巧，以滿足其能量的需求，另一方面，減低與其他物種間之相互競爭，而能和平共存。因此鳥類群聚中物種數目與生態職位空間大小和物種生態職位重疊(ecological niche overlap)有密切關係(Cody and Diamond, 1975)。

由鳥類生態職位之監測與分析來探討鳥類群聚之結構與功能，為生態學者所熱衷研究的對象，MacArthur (1958)分析五種不同鶯類(warblers)，使用針葉樹不

同部位之資源的情形，探討森林生態系中不同的鳥種使用同一或類似的資源，構成群聚，避開強烈的資源競爭，而能共存的現象。此類具特殊結構和功能之群聚，Root (1967)稱它為同功群(Guild)。而每一同功群往往由各鳥種在多項生態特徵如覓食高度、覓食技巧、覓食時間、覓食部位〔枝幹，或葉子〕等等之相似度，經由多變項統計分析之歸群分析(Cluster Analysis)，或主成分分析(Principal Components Analysis)來界定之(Pianka, 1988，Ludwig and Reynolds, 1988)。對同功群的研究與認識可以有效地經營管理各類生態體系，以達到野生動物保育的目的。

鳥類同功群研究需借重多變項統計分析法，Wagner (1981)和 Cale (1994)使用多變項統計分析法，分析鳥類同功群結構隨著季節的變化。Suhonen, et. al. (1993)也用了多變項統計分析法，分析森林生態系內掠食現象(Predation)對同功群結構的影響。Poysa (1983)以多變項統計分析法研究濕地生態系內雁鴨同功群之結構與資源使用之關係。Gullet 和 Crowe (1985) 也用多變項統計分析技術對非洲濕地生態系內水鳥同功群之多樣性、結構與分布作詳細分析。

脊椎動物在濕地生態體系中擔任消費者者的角色，促進生態系中能量與養分的循環，擔負維持濕地生態系中消費者與分解者間平衡關係之重要角色(Ricklefs and Schluter, 1993)。而脊椎動物群聚組成之變動，往往反應出生態體系受破壞之程度 (Furness and Greenwood, 1993, Szaro and Johnston, 1996)。因此研究脊椎動物中特定同功群對濕地資源利用乃是探討濕地生物多樣性永續經營及生態體系復育所不可或缺的一環。

在國際社會強烈要求維護生物多樣性之訴求下，各國紛紛提出以生態體系復育計畫相回應，生態體系復育遠較環境工程上之污染清除及場址復育複雜，因其必需有整體性之生態工程或生態科技參與(Odum, 1994)，Henry and Amoros (1995)以目前歐洲和美國正在進行之生態體系復育計畫為例，提出生態體系復育應有的科學根據與觀念，他們強調原始基礎生態資料之重要性，而復育前對生態體系之了解與復育進行中和進行後之監測、比較、工程修定等為決定生態體系復育之成敗關鍵。台灣處於亞熱帶區，具高生物多樣性指標，物種種類繁多，不易由單一物種族群之研究達到生態體系復育之目標，因此同功群之概念之利用，可使野生動物保育工作具科學依據，政策推廣更具效率。

香山濕地鳥類同功群

一、基本分析工具

濕地生態體系內鳥類同功群之分析必需結合群聚多樣性和棲地環境分析，主要項目如下：

(一) 水鳥種類歧異度

通常使用Shannon diversity index (H):

$H = -\sum(n_i/n)\ln(n_i/n)$, n_i 為 i 種鳥之個體數目，而 n 為單次調查統計之總個體數。

(二) 主成分分析(Principal Components Analysis, PCA)

通常用來判斷造成月份間，棲地間鳥類群聚結構改變等因素。主成分分析轉換多項原始變數使其成為一些互相獨立的線性組合變數，如此可簡化多變量資料的維度，並解決迴歸分析時之共線性問題。

(三) 同功群分析:

為瞭解人為活動對鳥類群聚指標之影響，往往利用水鳥使用資源之情形，由其覓食行為與對棲地之使用狀況，將其分成7個同功群(Ntiamoa-Baidú et.al, 1998) (圖 1)，且藉著合併成7個同功群，將繁雜的資料簡化，以方便比較、評估分析：

Type 1 同功群以雁鴨類為主，如赤頸鴨和花嘴鴨。

Type 2 同功群包括濱鵲、東方環頸鴿等憑視覺跑步覓食之小型鵲科鳥類。

Type 3 同功群以姥鵲、田鵲等憑觸覺走步覓食之較大型鵲科鳥類為代表。

Type 4 同功群以青足鵲、赤足鵲等在深水涉水覓食之長腳鵲科鳥為主。

Type 5 同功群以小白鷺、大白鷺等高視闊步涉水覓食之鷺科鳥類為代表。

Type 6 同功群以大型潛水捕魚鳥類如鸕鷀鳥類為代表。

Type 7 同功群以小燕鷗等伏衝水中捕魚之鷗科鳥類為代表。

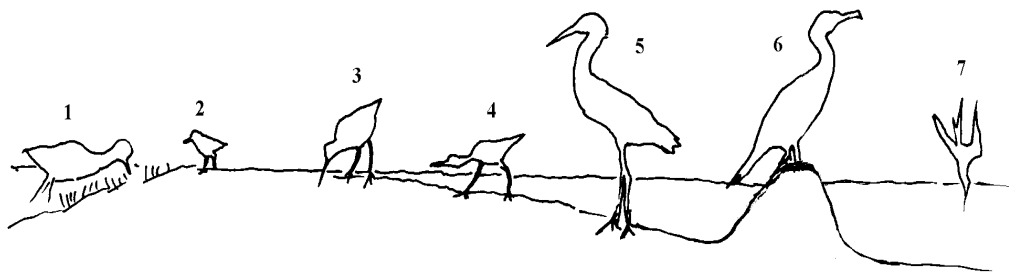


圖 1. 水鳥同功群分類示意圖

鳥類同功群為良好的生態指標，可進一步用於評估生態棲地復育之工具。由同功群當指標，反應各敏感地區之特色，以供棲地復育之參考並評估復育之效果(尤，2000)。

香山溼地水鳥調查結果與分析:

一、鳥種群聚結構:

以香山濕地內之客雅水資源回收中心樣區調查為例，從 2004 年 10 月至 2005 年 9 月共紀錄水鳥 4 目 9 科 33 種與 4762 隻次，各鳥種相對組成以圖 2 表之。

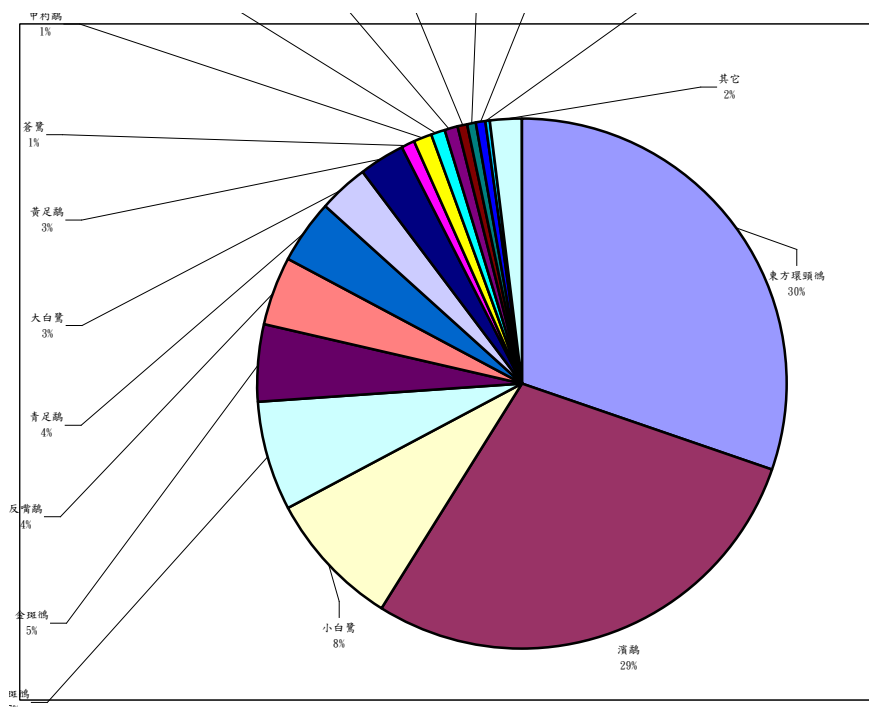


圖 2. 客雅水資源回收中心樣區的各鳥種佔總數量之相對百分比

優勢種:

東方環頸鵒為最優勢物種，因其為普遍留鳥，且在香山溼地有一定的族群量，故能在每個月份都不少隻數的紀錄，且在冬季時有數量龐大的東方環頸鵒候鳥出現。第二優勢種為冬候鳥濱鵒，因此只在冬季大量出現。第三優勢種常見的留鳥小白鷺，因此也是每個月份有一定的紀錄數量。而第四與第五優勢的灰斑鵒與金斑鵒是冬季普遍的候鳥，主要出現在冬季與初春時。第六優勢的反嘴鵒雖為冬候鳥，但主要出現在春季，類似的情形也出現在冬候鳥黃足鵒上。而大白鷺、青足鵒在一年4季都有紀錄。

海山罟樣區

從2004年10月至2005年9月的12筆紀錄資料，共紀錄水鳥3目4科15種與1848隻次(圖3)。

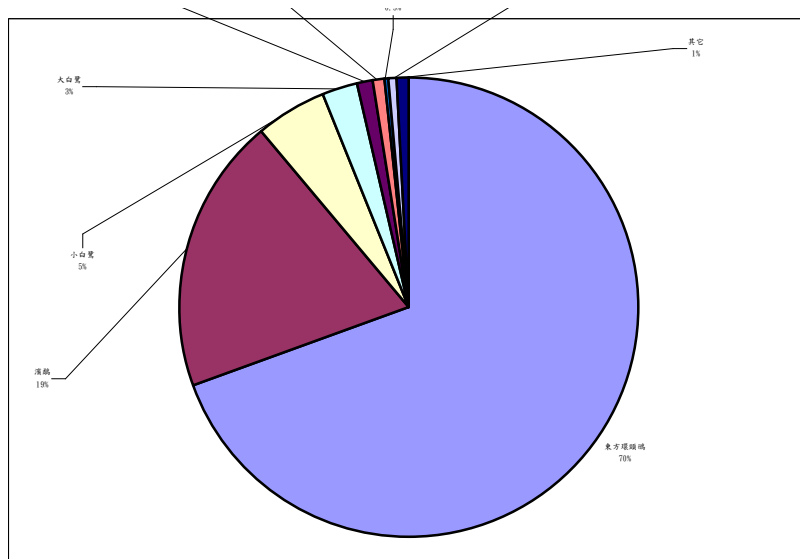


圖3. 海山罟樣區的各鳥種佔總數量之相對百分比

東方環頸鵒為優勢種，且數量超過種數的一半以上，不只是因為海山罟當地有東方環頸鵒族群棲息，也跟棲地類型有關，以沙質為主的灘地，且不像客雅水資源回收中心樣區有較大型的溪流提供較多的營養鹽及較廣闊的濕灘地，故較難提供其他水鳥攝食利用。次優勢的濱鵒如同客雅水資源回收中心樣區一般只集中在冬季出現。小白鷺與大白鷺一年4季皆可見其蹤跡。

以客雅水資源回收中心樣區與海山罟樣區為例比較鳥類群聚月份間的變化:

由圖4與圖5得知客雅水資源回收中心樣區除2004年11月鳥種數較海山罟樣區少外，全年幾乎都有較海山罟樣區多的鳥種與數量，但兩樣區的鳥種與數量

月份間的變化相當一致，冬季因為候鳥的出現有最多的物種與數量，夏季則因候鳥離去而降低。兩樣區的多樣性指數易受到優勢種數量的影響，如冬季數量暴增的濱鵲與東方環頸鴿，使得多樣性指數沒有像物種數與數量在冬季較高而夏季較低的月間變化，但兩樣區多樣性指數仍有相似的變化(圖 6)。從物種數、數量與多樣性指數都表現相當一致的月間變化，因此海山罟樣區內鳥類同功群之結構，可以做為客雅水資源回收中心樣區施工以後棲地改變，鳥類同功群改變的對照組。

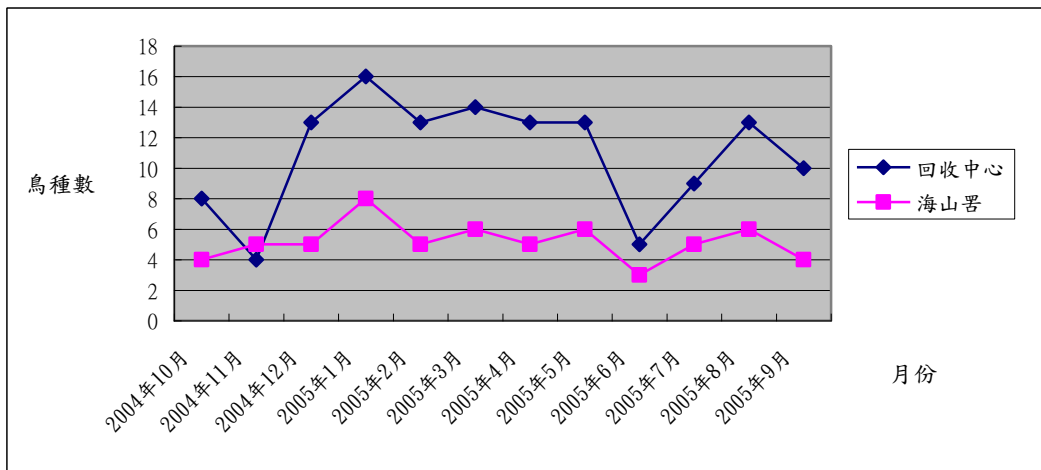


圖 4. 兩樣區水鳥種數月份間的變動

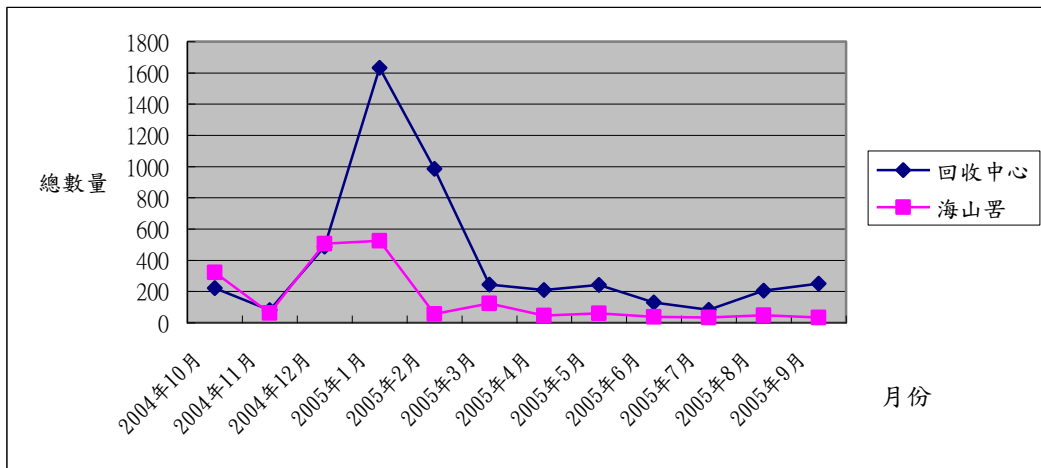


圖 5. 兩樣區水鳥數量月份間的變動

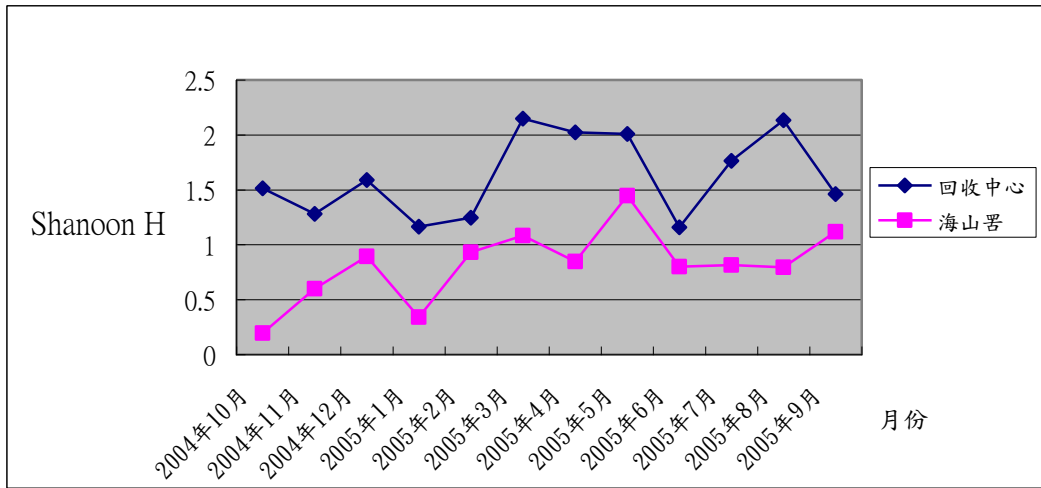


圖 6. 兩樣區水鳥多樣性指數 Shannon diversity index(H)月份間的變動

二、主成分分析:

(一) 客雅水資源回收中心樣區

進一步從主成分分析(圖 7)找出造成各月份間水鳥群聚組成差異的主要類別因子，從表 1 得知第一主成分有 67.6%的解釋度，並且從圖 8 可看出濱鵲與東方環頸鵲的負荷值最大，是造成月份間群聚結構改變的主因，因為這兩種鳥在冬季有數量龐大的候鳥出現所致。灰斑鵲的負荷值較小，但相對於其他水鳥，也是造成群聚結構改變的次要因子，灰斑鵲是第四優勢種且集中在春冬兩季，第三優勢的小白鷺雖然數量多，但由於為普遍留鳥，全年的變化不大，不是改變群聚結構的主要因子。表 1 的第二主成分有 9%的解釋度，再從圖 9 得知無非常顯著的重要因子，但仍可看出一些次要影響群聚的鳥種因子，黃足鵲與反嘴鵲在第二主成分中是較重要的影響因子，這兩種鳥主要集中在春季出現，且有一定的數量。

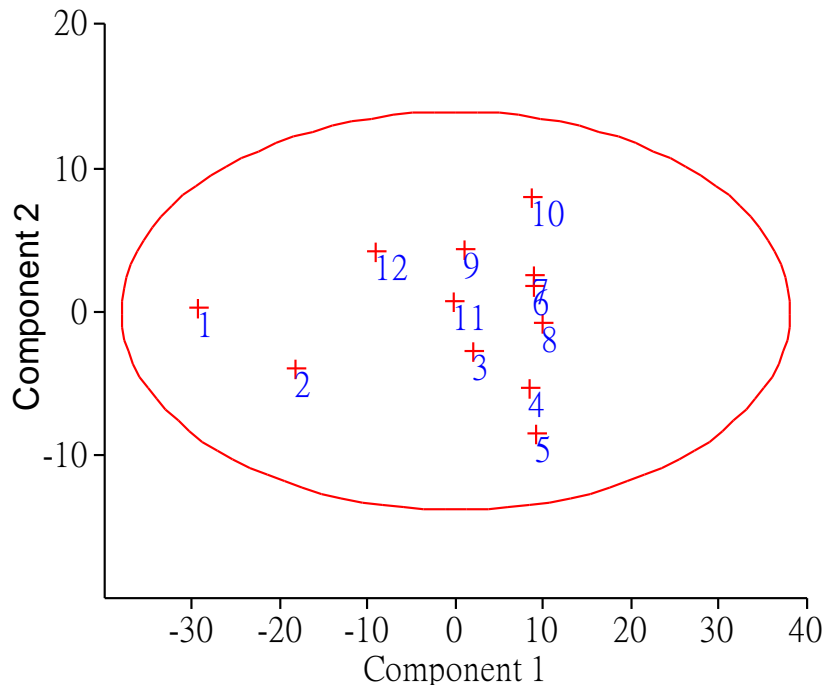


圖 7. 客雅水資源回收中心樣區月份間鳥種組成主成分分析之二元排序圖

表 1. 客雅水資源回收中心樣區主成分分析法分析月份間鳥種組成構成因子的負荷值

變因	PC1	PC2	變因	PC1	PC2	變因	PC1	PC2
三趾鷓	0.0032	-0.0586	灰斑鶺	0.2582	0.2214	蒙古鶺	-0.0039	-0.0450
大白鷺	-0.0282	0.0733	赤足鶺	-0.0321	-0.1849	蒼鷺	0.0019	0.0681
大杓鶺	0.0851	0.0541	東方環頸鶺	0.6313	0.1497	游鶺	0.0187	-0.0277
小水鴨	0.0340	-0.0109	金斑鶺	0.0832	-0.2290	濱鶺	0.6997	-0.2474
小白鷺	-0.0945	0.2631	青足鶺	-0.0667	0.3241	磯鶺	0.0374	0.0283
小青足鶺	0.0252	-0.0044	埃及聖鶺	-0.0160	0.0045	翻石鶺	0.0240	-0.1673
小燕鶺	-0.0088	0.0202	高蹺鶺	0.0203	0.0087	鐵嘴鶺	-0.0019	-0.0097
小環頸鶺	-0.0070	0.0272	彩鶺	0.0051	0.0128	鷗嘴燕鶺	0.0252	0.0452
中杓鶺	-0.0304	-0.0196	琵嘴鴨	0.0205	0.0347	稗鶺	0.0217	-0.0717
反嘴鶺	-0.0823	-0.4307	黃足鶺	-0.0167	-0.4995	Eigenvalue	164.05	21.91
白腰草鶺	0.0051	0.0128	漂鶺	-0.0097	-0.1102	解釋變量百分比	67.61%	9.00%
尖尾鶺	-0.0342	-0.3170	翠鳥	-0.0054	0.0198			

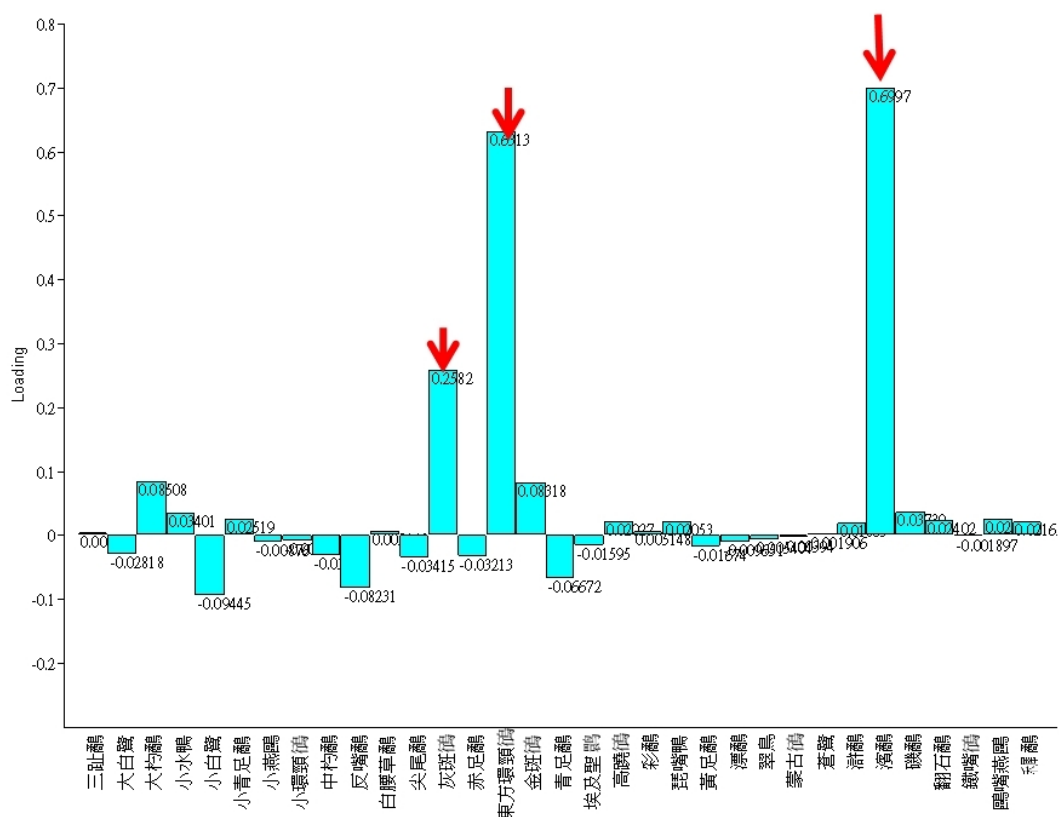


圖 8. 主成分分析軸一(PC1)之客雅水資源回收中心樣區水鳥群聚構成因子的負荷值長條圖，紅色箭頭代表對群落結構有明顯影響的鳥種因子

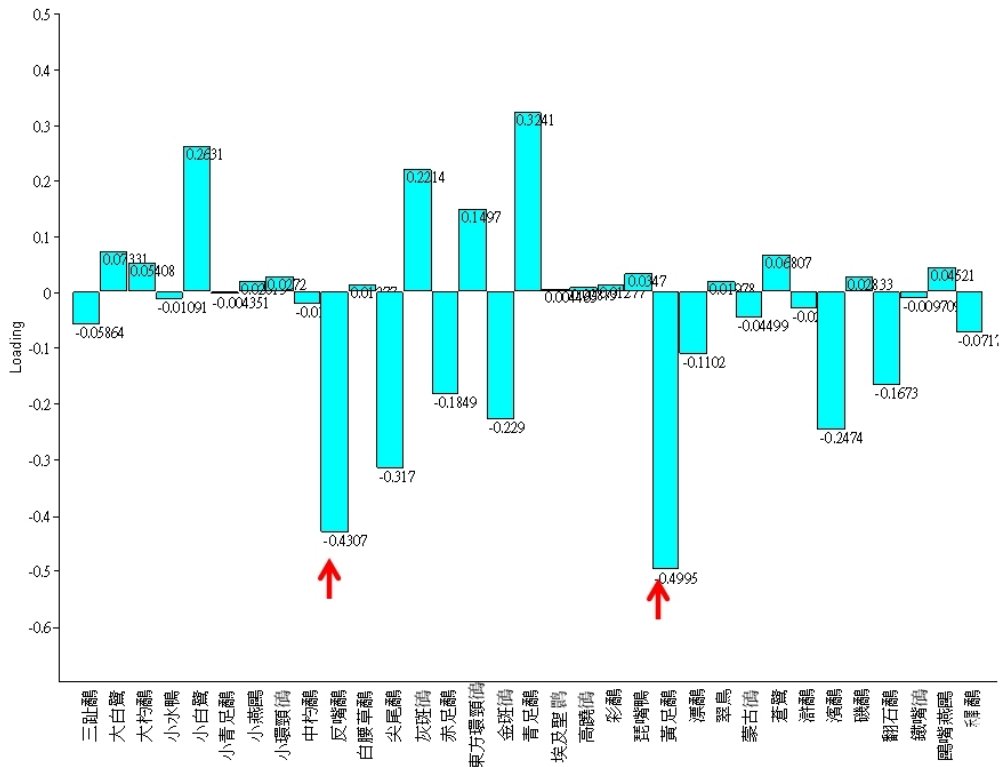


圖 9. 主成分分析軸二(PC2)之客雅水資源回收中心樣區水鳥群聚構成因子的負荷值長條圖，紅色箭頭代表對群落結構有明顯影響的鳥種因子

(二) 海山罟樣區

從主成分分析(圖 10)找出造成海山罟樣區各月份間水鳥群聚組成差異的主要類別因子，從表 2 的第一主成分與圖 11 可看出東方環頸鵝的負荷值最大，是造成月份間群聚結構改變的主因，東方環頸鵝的數量佔了所有鳥種數量的 6 成左右，且有明顯的季節變化。表 2 的第二主成分與圖 12 顯示濱鵝是顯著的重要因子，因為濱鵝數量在冬季有明顯的增加。

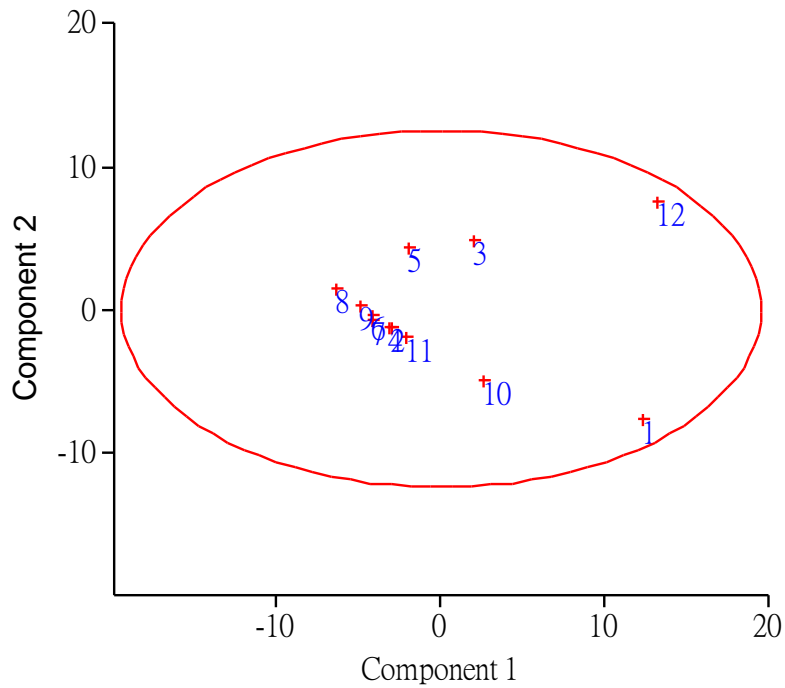


圖 10. 海山罟樣區月份間鳥種組成主成分分析之二元排序圖

表 2. 海山罟樣區主成分分析法分析月份間鳥種組成構成因子的負荷值

變因	PC1	PC2	變因	PC1	PC2
大白鷺	0.0578	0.1039	翠鳥	0.0256	-0.0271
小白鷺	-0.0424	0.1213	蒼鷺	0.0124	-0.0410
小青足鵲	-0.0088	-0.0049	許鵲	-0.0137	0.0038
中杓鵲	-0.0088	-0.0049	濱鵲	0.4638	0.8698
尖尾鵲	-0.0124	0.0432	磯鵲	0.0244	-0.0502
灰斑鵲	0.0712	-0.0942	鐵嘴鵲	0.0256	-0.0271
東方環頸鵲	0.8780	-0.4479	Eigenvalue	45.5896	19.6229
青足鵲	-0.0175	-0.0073	% variation	64.0920	27.5870
黃足鵲	-0.0308	0.0277			

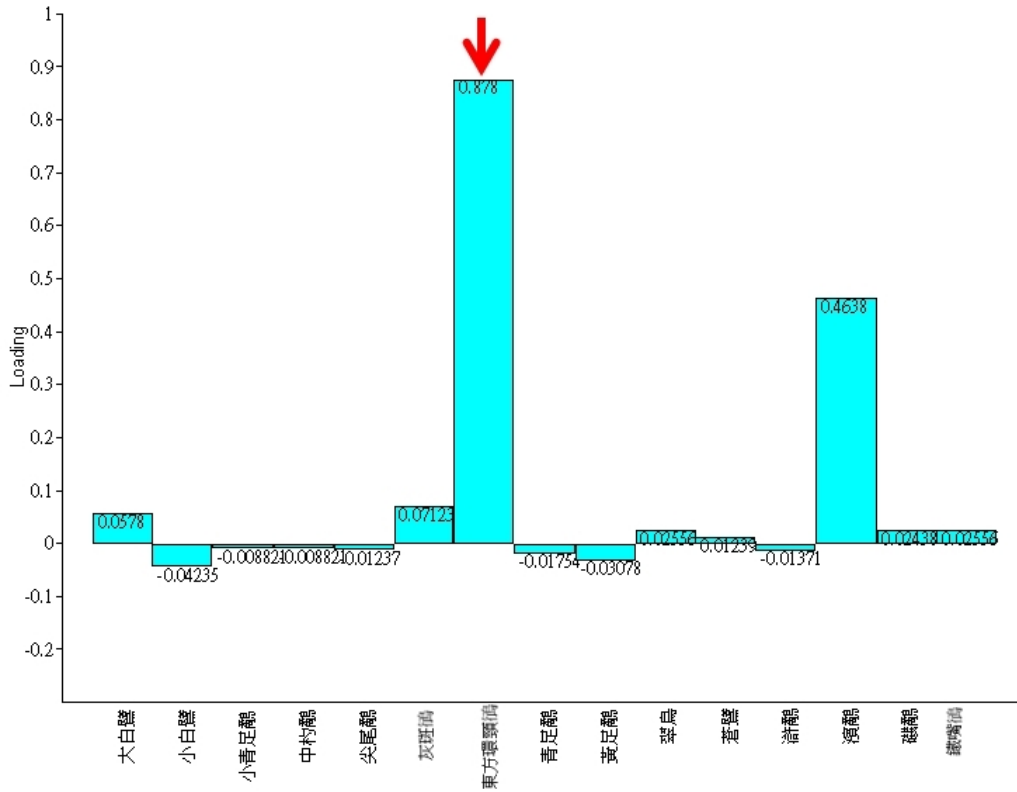


圖 11. 主成分軸一(PC1)之海山罟樣區水鳥群聚構成因子的負荷值長條圖，紅色箭頭代表對群落結構有明顯影響的鳥種因子

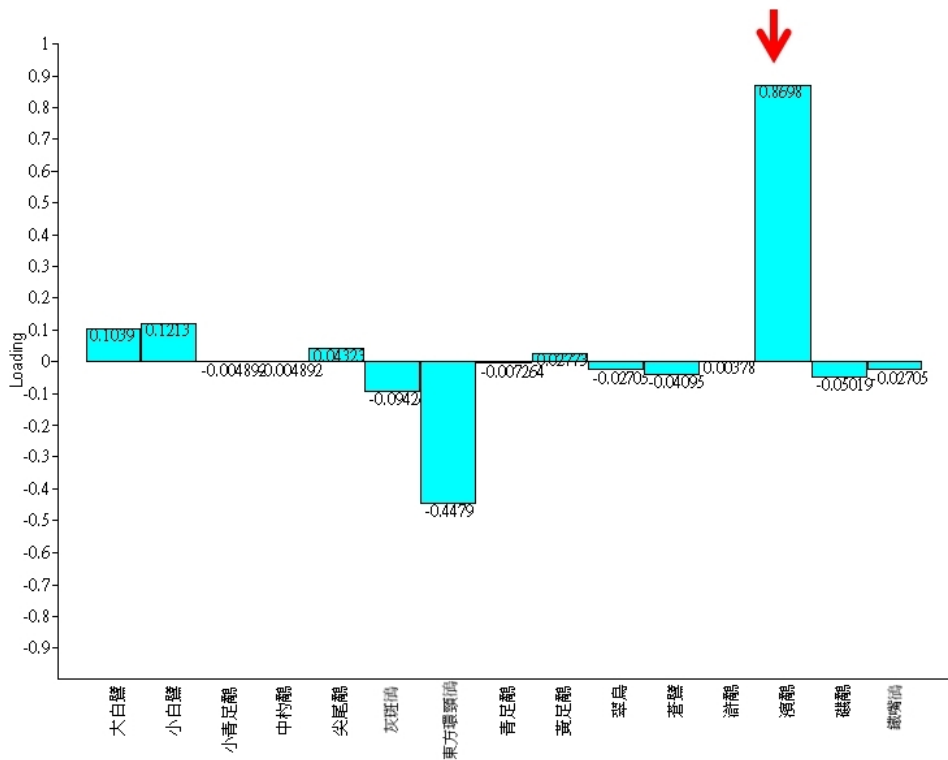


圖 12. 主成分軸二(PC2)之海山罟樣區水鳥群聚構成因子的負荷值長條圖，紅色箭頭代表對群落結構有明顯影響的鳥種因子

三、水鳥同功群組成分析

客雅水資源回收中心樣區水鳥同功群雖以 Type 2 為最多(表 3)，但 Type 4 與 Type 5 每季都有一定的數量，且 Type 3 全年的數量也足夠，值得作為未來施工後鳥類同功群變化的比較。

表 3. 客雅水資源回收中心樣區各同功群四季的數量

功能群	春	夏	秋	冬	全年
第一類	17	0	9	3	29
第二類	1137	81	294	1962	3474
第三類	3	9	2	35	49
第四類	286	126	130	50	592
第五類	110	112	239	143	604
第七類	3	4	2	5	14
總計	1556	332	676	2198	4762

海山罟樣區鳥類同功群(表 4)一樣是以 Type 2 為最多，但只剩下 Type 5 的數量較足夠，而其餘同功群的數量最多不超過 20 隻，因此本樣區以 Type 2 與 Type 5 為主，當作客雅水資源回收中心施工前後的對照組。

表 4. 海山罟樣區各同功群四季的數量

功能群	春	夏	秋	冬	全年
第二類	187	97	331	1050	1665
第三類	0	10	1	0	11
第四類	2	1	0	7	10
第五類	36	21	70	34	161
第七類	0	0	0	1	1
總計	225	129	402	1092	1848

水鳥棲息主要沿著潮水邊緣移動，而客雅水資源回收中心樣區廣大且平坦的灘地，整區的水平高度差異小於 1 公尺，而只要稍微改變 20 公分，就會使淹水區域波動 100 公尺左右，可以預期鳥類同功群之出現將有劇烈波動。因此未來施工需特別注意灘地的高度變化，並密切注意指標鳥類同功群的改變。而如圖 13

所示廢水處理廠興建後會使得水鳥在潮高超過 1.6 公尺時的棲地嚴重被壓縮，因此可能需要營造新的棲地或修整現有的棲地，這些還需要詳細的評估與計畫。

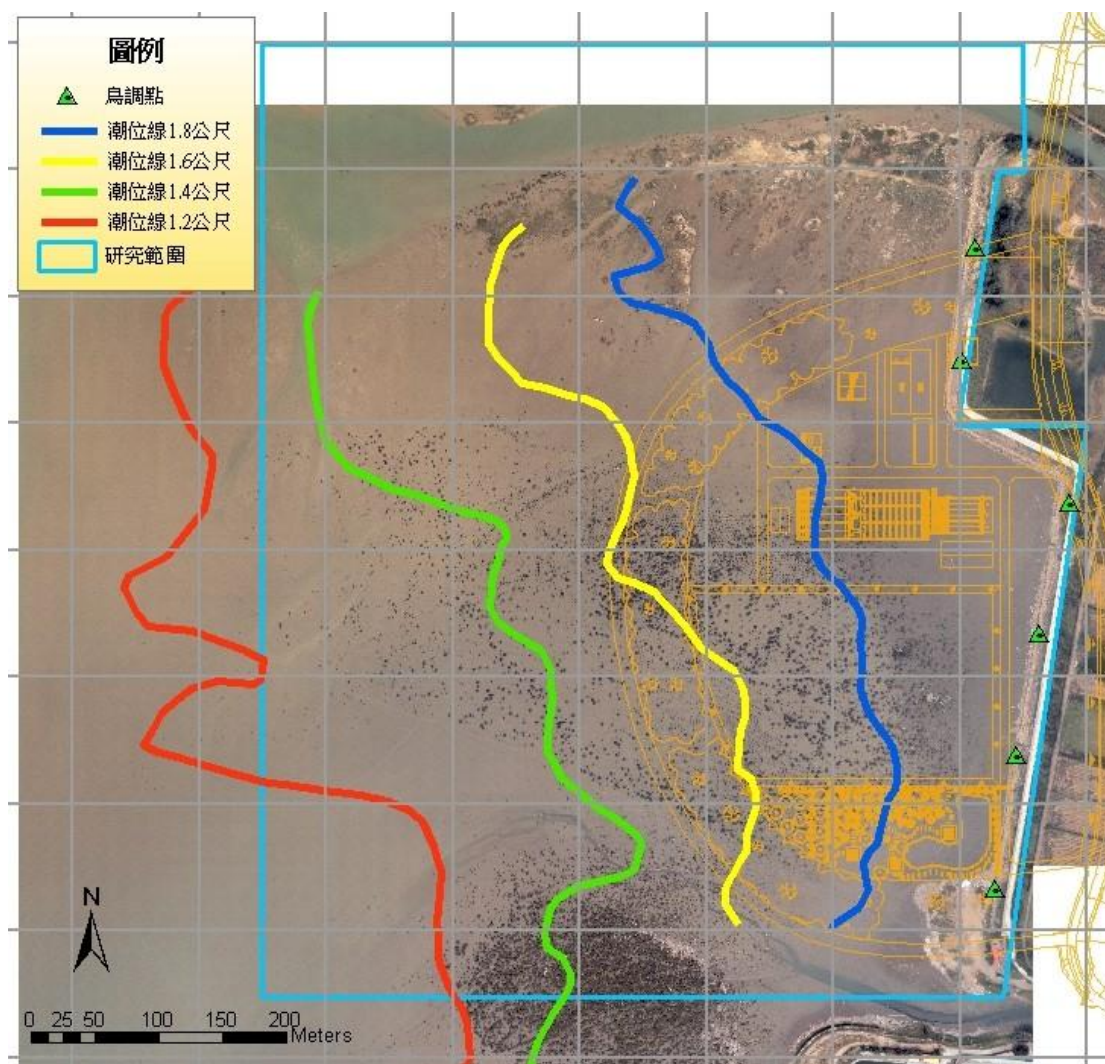


圖 13. 客雅水資源回收中心樣區各種高度高潮線示意圖

結論

本文透過香山濕地內主要棲地鳥類同功群的結構分析，使我們更能掌握鳥類群聚因環境變遷造成之改變，妥善利用鳥類同功群的監測與分析，可以隨時提供施工單位有關野生動物保育之策略，將人為改變環境對濕地生態環境之衝擊降到最低的程度，使野生動物保育和環境建設有雙贏的機會。

參考文獻

- 中華民國野鳥學會。1993。台灣沿海濕地資源。行政院農委會。
- 尤少彬。2000。台灣中西部河海敏感地區棲地及生態系復復原之研究-河川緩衝及沿海地帶脊椎動物棲地使用(II)。行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告。
- Cale, P. 1994. Temporal changes in the foraging behavior of insectivorous birds in a sclerophyll forest in Tasmania. *EMU* 94: 116-126.
- Cody, M. L. and J. M. Diamond Eds. 1975. *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, Mass. Harvard University Press.
- Furness, R. W. and Greenwood, J.J.D. 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall. London. 356pp.
- Guillet, A. and Crowe, T. M. 1985. Patterns of distribution, species richness, endemism and guild composition of water-birds in Africa. *Afr. J. Ecol.* 23: 89-120.
- Henry, C. P. and Amoros, C. 1995. Restoration ecology of riverine wetlands: I A scientific base. *Environmental Management* Vol 19(6): 891-902.
- Ludwig, J. A. and Reynold, J. F. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley & Sons. 337pp.
- MacArthur, R.H. 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecology* 39: 599-619.
- MacArthur, R.H. 1972. *Geographical Ecology*. New York: Harper & Row.
- Ntiamoa-Baidú, Y., Piersma, T., Wiersma, P., Poot, M., Battley, P., Gordon, C. 1998. Water depth selection, daily feeding routines and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. *Ibis* 140: 89-103.
- Odum, H. T. 1994. Ecological engineering: The necessary use of ecological self-design. *Ecological Engineering* 3: 115-118.
- Pianka, E. R. 1988. *Evolutionary Ecology*. Harper & Row Publication. 488pp.
- Poysa, H. 1983. Resource utilization pattern and guild structure in a waterfowl community. *OIKOS* 40: 295-307.
- Ricklefs, R.E. and Schluter, D. 1993. *Species diversity in ecological communities*. The University of Chicago Press. 416pp.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blur-gray gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* 37: 317-350.
- Suhonan, J., Halonen, M. and Mappes, T. 1993. Predation risk and the organization

of the *Parus* guild. OIKOS 66: 94-100.

Szaro, R. C. and Johnston, D. W. 1996. Biodiversity in managed landscapes. Oxford University Press. New York 778pp.

Wagner, J. L. 1981. Seasonal change in guild structure: Oak Woodland Insectivorous Birds. Ecology 62(4): 973-981.

東亞地區厚蟹屬與張口蟹屬之地理分布

Biogeographic distribution of the genera *Helice* and *Chasmagnathus* from East Asia

施習德 (Hsi-Te Shih)

國立中興大學生命科學系

(Department of Life Science, National Chung Hsing University, Taichung, Taiwan)

摘要

厚蟹 (*Helice*) 與張口蟹 (*Chasmagnathus*) 兩屬為泥灘地潮間帶常見的方蟹類，多半挖洞棲息。此兩屬蟹類形態類似，分布於印度西太平洋、南美、紐西蘭一帶。東亞地區 (日本、韓國、台灣、中國) 記錄有隆背張口蟹 (*Chasmagnathus convexus*)、三齒厚蟹 (*Helice tridens*)、天津厚蟹 (*H. tientsinensis*)、側足厚蟹 (*H. latimera*)、台灣厚蟹 (*H. formosensis*)、日本厚蟹 (*H. japonica*)、伍氏厚蟹 (*H. wuana*)、厚蟹未定種 (*H. sp.*)、似方厚蟹 (*H. subquadrata*)，共 9 種。由形態可區分為四大群，第一群為隆背張口蟹；第二群為三齒厚蟹、天津厚蟹、側足厚蟹、台灣厚蟹；第三群為日本厚蟹、伍氏厚蟹、厚蟹未定種；第四群為似方厚蟹。其中除了似方厚蟹為印度西太平洋廣布種之外，其餘種類均侷限於東亞地區，且以海南、台灣為分布之南限，屬於生物地理上的環北物種 (circumboreal species)。本文將探討這些物種之地理分布，以及其可能之影響因子。

前言

厚蟹 (*Helice*) 與張口蟹 (*Chasmagnathus*) 兩屬為泥灘地潮間帶常見的方蟹類，目前歸類於弓蟹科 (Family Varunidae)，多半挖洞棲息。在許多地區均曾拿來食用，例如中國與韓國 (上田常一, 1941; 戴愛雲等, 1984; 魏崇德、陳永壽, 1991)。中國曾報導隆背張口蟹 *Chasmagnathus convexus* 與天津厚蟹 *Helice tientsinensis* 均有肺吸蟲的感染例子 (戴愛雲等, 1984; 魏崇德、陳永壽, 1991)。台灣的張口蟹屬與厚蟹屬雖然尚未發現有肺吸蟲感染 (Chiu, 1964)，但仍有潛在感染的可能性。

此兩屬的形態類似，分布於印度西太平洋、南美、澳洲一帶。此類群最多樣的地區為東亞一帶，包括日本、韓國、台灣、中國，目前共記錄有 9 種，其中 *H. subquadrata* 為較廣泛分布的種類，在印度西太平洋均有產；東亞以外的產地為南美洲與紐西蘭，屬於不連續的地理分布，均只產一種，分別是 *Chasmagnathus granulata* Dana, 1851 與 *Helice crassa* Dana, 1851。

東亞厚蟹屬的分類長期以來一直都十分吝亂，主要原因在於各地所產的個體形態變異很大，甚至雌雄特徵也不一致。Sakai & Yatsuzuki (1980) 在 *Helice* 屬中，成立一新亞屬 *Helicana*，將 *H. wuana* 與一併發表的新種 *H. japonica* 包含進去，其餘形態類似的 *H. tridens*, *H. tientsinensis*, *H. formosensis*, *H. latimera* 則屬於 *Helice* 亞屬。長期使用的種名 *H. leachi* 則認為是另一個更早描述種類的同物異名，因此應該更改為 *H. subquadrata* (Ng et al., 2001)。隆背蟹張口蟹 *C. convexus* 則較為穩定。

本研究目的在於將東亞地區所產的厚蟹與張口蟹兩屬的成員進行形態歸類，並劃分其地理分布區域，參考相關的生態與生理的研究報告，嘗試解釋其分布的成因。

地理分布與分群

根據背甲隆起的程度、雄性眼下的顆粒大小、數目以及癒合的程度、雄性第一腹肢的形狀，可將東亞此群蟹類分為四大群，各群的地理分布如圖 1 至圖 3。

1. 第一群僅有 1 種:

隆背張口蟹 *Chasmagnathus convexus* (de Haan, 1833)，分布於日本 (相模灣至琉球群島) (Sakai, 1976)、朝鮮半島 (上田常一, 1941)、中國 (浙江至海南島)

(Dai & Yang, 1991)、香港 (Kwok & Tang, 2005)、台灣 (Ng et al., 2001) (圖 1)。

2. 第二群包含 4 種，其地理分布見圖 2。

三齒厚蟹 *Helice tridens* de Haan, 1835，產於日本 (Sakai, 1976)、韓國 (上田常一, 1941)。

天津厚蟹 *H. tientsinensis* Rathbun, 1931，產於中國 (遼寧至福建) (Dai & Yang, 1991)、韓國 (上田常一, 1941)。

側足厚蟹 *H. latimera* Parisi, 1918，產於中國 (浙江至海南) (Dai & Yang, 1991)、香港 (Kwok & Tang, 2005)、金門 (李榮祥, 2001)、越南 (海防) (Kosuge et al., 1997)。

台灣厚蟹 *H. formosensis* Rathbun, 1931，產於台灣 (Ng et al., 2001)、琉球。

3. 第三群為包含 3 種，其地理分布見圖 2。

日本厚蟹 *H. japonica* Sakai & Yatsuzuka, 1980，產於日本 (四國、九州)、中國 (山東) (Dai & Yang, 1991)，南韓。

伍氏厚蟹 *H. wuana* Rathbun, 1931 (= *H. tridens sheni* Sakai, 1939)、產於中國 (浙江至遼寧) (Dai & Yang, 1991)，朝鮮半島 (上田常一, 1941)。

厚蟹未定種 *H. sp.* = (*H. wuana* Rathbun, 1931, part)，產於中國 (浙江至廣西) (Dai & Yang, 1991)、金門 (王嘉祥、劉烘昌, 1996)、台灣 (Ng et al., 2001)。

4. 第四群僅有 1 種:

似方厚蟹 *H. subquadrata* Dana, 1851，為廣泛分布的種類，印度西太平洋均有產，中國產於海南島 (Dai & Yang, 1991)、日本產於九州與琉球群島 (Sakai, 1976)、台灣 (Ng et al., 2001) (圖 1)。

討論

由圖 1 至圖 3 的地理分布可看出，*H. subquadrata* 為印度西太平洋的廣布種，其分布可向南、向西達其他印度西太平洋地區；其餘種類均侷限於東亞地區，且以海南、台灣為分布之南限，屬於生物地理上的環北物種 (circumboreal species)。此四類群在中國大陸、朝鮮半島、日本、琉球、台灣五個地理區均有分布，唯獨海南島目前未有第三類群 (*H. wuana*, *H. japonica* 與 *H. sp.*) 的記錄，可能是肇因於未有詳細的採集；但也可能由於海南島的氣候過於炎熱，體型較小且背甲較扁平的此類群較難適應熱帶地區的白天潮間帶環境。*H. tridens* 和

H. japonica 在日間均活躍 (Henmi & Murai, 1999)，且 *H. tridens* 日間與夜間的活動程度均一樣 (Kuroda et al., 2005)，然而 *H. japonica* 對鹽度與乾燥程度的忍耐能力均低於 *H. tridens* (Omori et al., 1998)，顯見第三類群的適應能力比第二類群要來得低，可能與體型大小與背甲隆起程度有關。台灣的 *H. formosensis* 與 *H. wuana* 亦可在日間活動，至於夜間是否活動並未有記錄 (個人觀察)，然而兩者均會在傍晚光線昏暗的時候，趁機捕食其他蟹類 (施習德, 1997; Shih et al., 2005)。至於體型也較小且背甲亦扁平的 *H. subquadrata* 在白天並未發現出洞活動 (個人觀察)，但有報導會在夜晚出洞覓食落葉 (Mia et al., 2001)，原因可能是為了避開日間的高溫與乾燥。*Chasmagnathus convexus* 的體型最大，甲寬可達 45-50 mm (Yamaguchi, 2002)，棲息於高潮線上靠近潮溪的泥灘地、草澤邊、河岸、水田田埂、紅樹林沼澤岸邊，偶有沿河上溯至鹹淡水區域生活 (施習德, 1998)，雖可在日間出現，但在夜晚則較為活躍 (Nakasone et al., 1983; Yamaguchi, 2002)。整體來說，少數此類群的成員雖然可在白天活動，但大部分成員較活躍的時間多半集中於傍晚至夜晚的時間，推測與其對於環境溫度與乾燥的生理忍受程度有關，因此在地理分布上侷限於溫帶 (temperate zone) 的中國東北、韓國、日本一帶；亞熱帶 (subtropical zone) 的琉球、台灣中北部、中國華東一帶；以及熱帶 (tropical zone) 的台灣南部、中國華南一帶，至於物種多樣性較高的赤道帶 (equatorial zone) 並沒有此類群的分布。

第二類群雖然包含有四種 (*H. tridens*、*H. tientsinensis*、*H. latimera*、*H. formosensis*)，四種的主要區別為眼下稜脊 (suborbital ridge) 顆粒的個數與大小 (Sakai, 1976; Sakai & Yatsuzuka, 1980; Dai & Yang, 1991)，然而此形態特徵並不穩定，雌雄兩性也有很大的差異。曾經報導過的 *H. tridens pingi* Rathbun, 1931 與 *H. tridens sheni* Sakai, 1939 都被認為是無效名稱，甚至 *H. formosensis* 也曾被認為是 *H. latimera* 的同物異名 (Sakai, 1976)，顯見其形態差異並不完全可靠。經由初步分子特徵的探討 (Shih, unpublished)，除了 *H. tridens* 之外，其餘三種在 16S rRNA 與 COI 上，並無差異，因此其形態上的差異，可能僅能視為種內的變異，而根據優先權的定律，只有 *H. latimera* Parisi, 1918 為正確種名，而 *H. tientsinensis* 與 *H. formosensis* 則為同物異名。然而，此項結論仍有賴更進一步的形態比對與遺傳特徵探討才能釐清。

參考文獻

- 上田常一, 1941。朝鮮產甲殼十腳類の研究。第一報 蟹類。朝鮮水產會。
- 王嘉祥、劉烘昌, 1996。金門浯江口紅樹林區蟹類相初探。紅樹林生態系研討會論文集, 台灣省特有生物研究保育中心, 南投。223-229 頁。
- 李榮祥, 2001。台灣賞蟹情報。大樹文化事業公司, 台北。
- 施習德, 1997。屬於福爾摩莎的「台灣招潮」, 何去何從? — 記台灣特有種招潮蟹的現況。台灣博物 54: 68-80。
- 施習德, 1998。高美灘地的蟹類。黃朝洲編著, 高美溼地生態之美。清水鎮牛罵頭文化協進會, 台中。57-82 頁。
- 戴愛雲、馮鍾琪、陳國孝、宋玉枝, 1984。中國醫學甲殼動物。科學出版社, 北京。
- 魏崇德、陳永壽 (編), 1991。浙江動物誌 (甲殼類)。浙江科學技術出版社, 杭州。
- Chiu, J. K., 1964. Prevalence of *Paragonimus* infection in crab hosts in Taiwan. *Bull. Inst. Zool., Acad. Sinica* 3: 63-73.
- Dai, A. Y. & S. L. Yang, 1991. Crabs of the China Seas. China Ocean Press, Beijing, China.
- Henmi, Y. & M. Murai, 1999. Decalcification of vulvar operculum and mating in the ocypodid crab *Ilyoplax pussila*. *J. Zool., Lond.* 247: 133-137.
- Kosuge, T., K. Wada & P. D. Trong, 1997. Crab distribution in the Cam River estuary, Haiphong, northern Vietnam. In: Anh, P.N., J.T. Brands & P.N. Hong (eds.), National Workshop on the Relationship between Mangrove Rehabilitation and Coastal Aquaculture in Vietnam., pp. 178-184. CRES & ACTMANG, Hanoi.
- Kuroda, M., K. Wada & M. Kamada, 2005. Factors influencing coexistence of two brachyuran crabs, *Helice tridens* and *Parasessarma plicatum*, in an estuarine salt marsh, Japan. *J. Crust. Biol.* 25: 146-153.
- Kwok, W. P. W. & W. S. Tang, 2005. An introduction to common sesarminid crabs of Hong Kong. *Hong Kong Biodivers.* 9: 1-6.
- Mia, M. Y., S. Shokita & S. Watanabe, 2001. Stomach contents of two grapsid crabs, *Helice formosensis* and *Helice leachi*. *Fish. Sci.* 67: 173-175.
- Nakasone, Y., Y. Ono & S. Goshima, 1983. Daily activity and food consumption of the sesarminid crab *Chasmagnathus convexus* (Decapoda, Brachyura). *Bull. Coll. Educ. Univ. Ryukyus* 26(2): 37- 53.
- Ng, P. K. L., C. H. Wang, P. H. Ho & H. T. Shih, 2001. An annotated checklist of

- brachyuran crabs from Taiwan (Crustacea: Decapoda). Nat. Taiwan Mus. Spec. Publ. Ser. 11: 1-86.
- Omori, K., B. Irawan & Y. Kikutani, 1998. Studies on the salinity and desiccation tolerances of *Helice tridens* and *Helice japonica* (Decapoda: Grapsidae). *Hydrobiologia* 386: 27-36.
- Rathbun, M. J., 1931 (1929). New and rare Chinese crabs. *Lingnan Sci. J.* 8: 75-125.
- Sakai, K. & K. Yatsuzuka, 1980. Notes on some Japanese and Chinese *Helice* with *Helice* (*Helicana*) n. subgen., including *Helice* (*Helicana*) *japonica* n. sp. (Crustacea: Decapoda). *Senck. biol.* 60: 393-411.
- Sakai, T., 1976. Crabs of Japan and the Adjacent Seas. Kodansha Ltd., Tokyo.
- Shih, H.-T., H.-K. Mok & H.-W. Chang, 2005. Chimney building by male *Uca formosensis* Rathbun, 1921 (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) after pairing: a new hypothesis for chimney function. *Zool. Stud.* 44: 242-251.
- Yamaguchi, T., 2002. Survival rate and age estimation of the fiddler crab, *Uca lactea* (de Haan, 1835) (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae). *Crustaceana* 75: 993-1014.

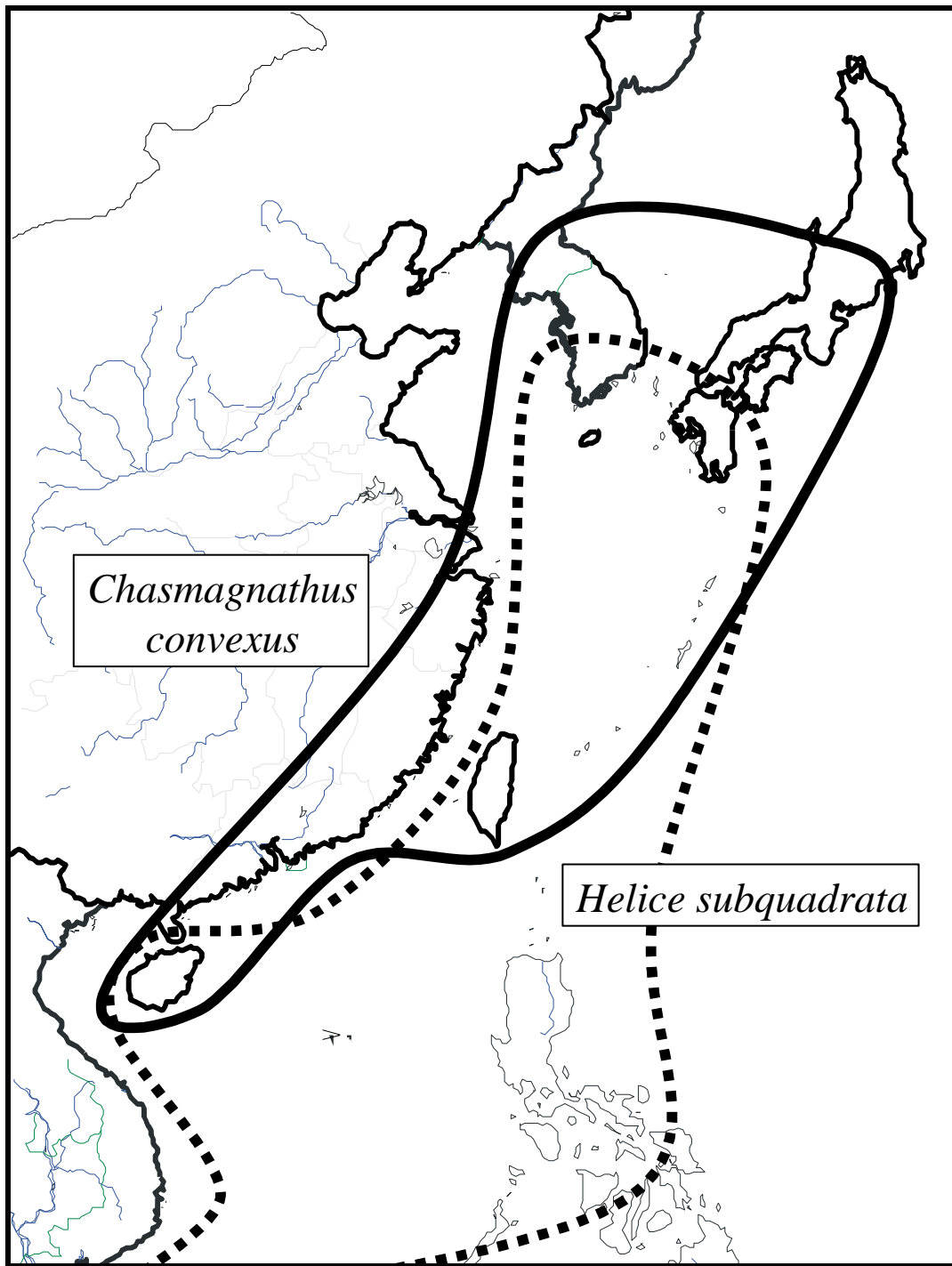


圖1. 東亞產隆背張口蟹 (*Chasmagnathus convexus*) 與似方厚蟹 (*Helice subquadrata*) 的地理分布。

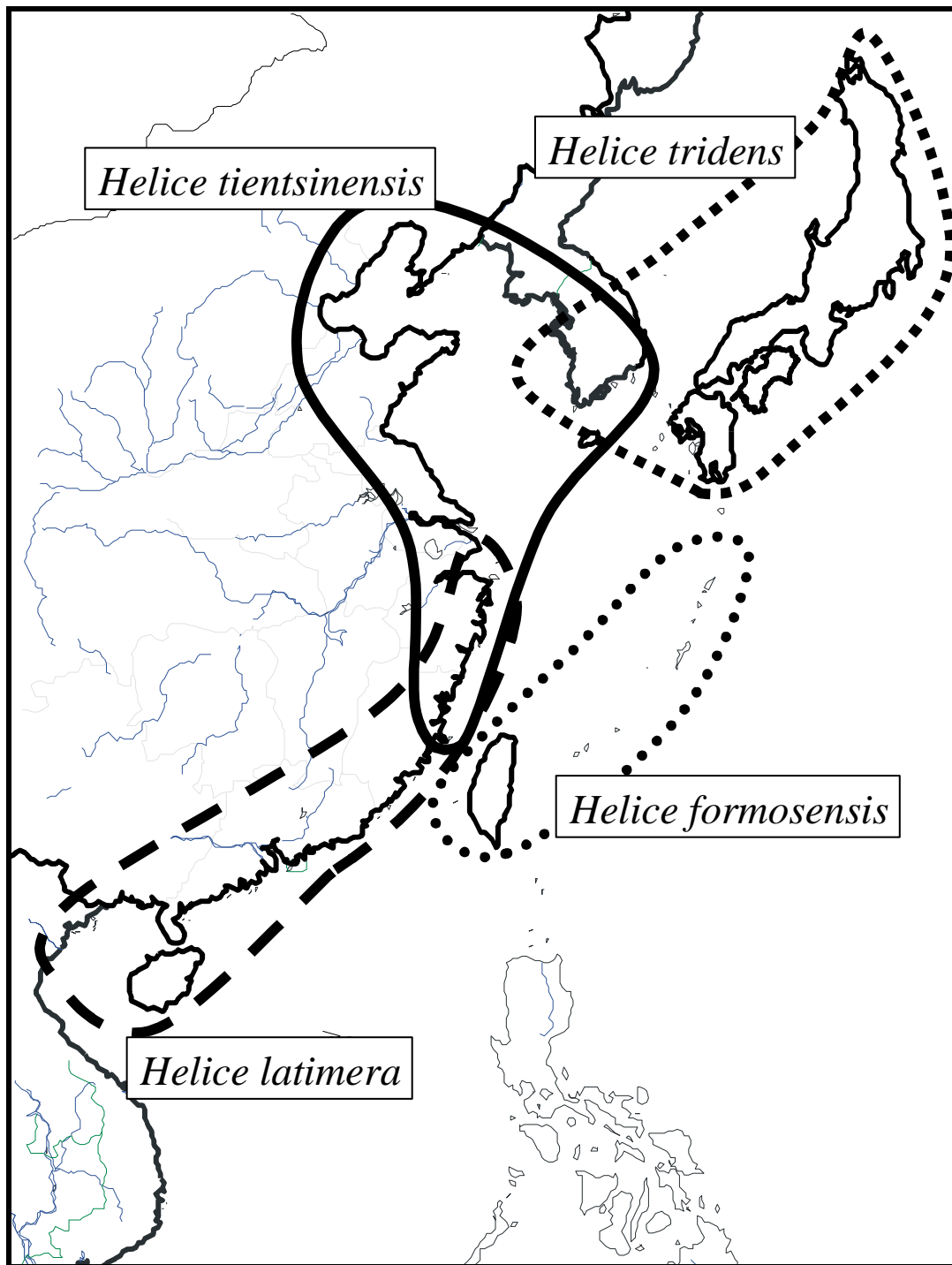


圖2. 東亞產三齒厚蟹 (*Helice tridens*)、天津厚蟹 (*H. tientsinensis*)、側足厚蟹 (*H. latimera*)、台灣厚蟹 (*H. formosensis*) 的地理分布。

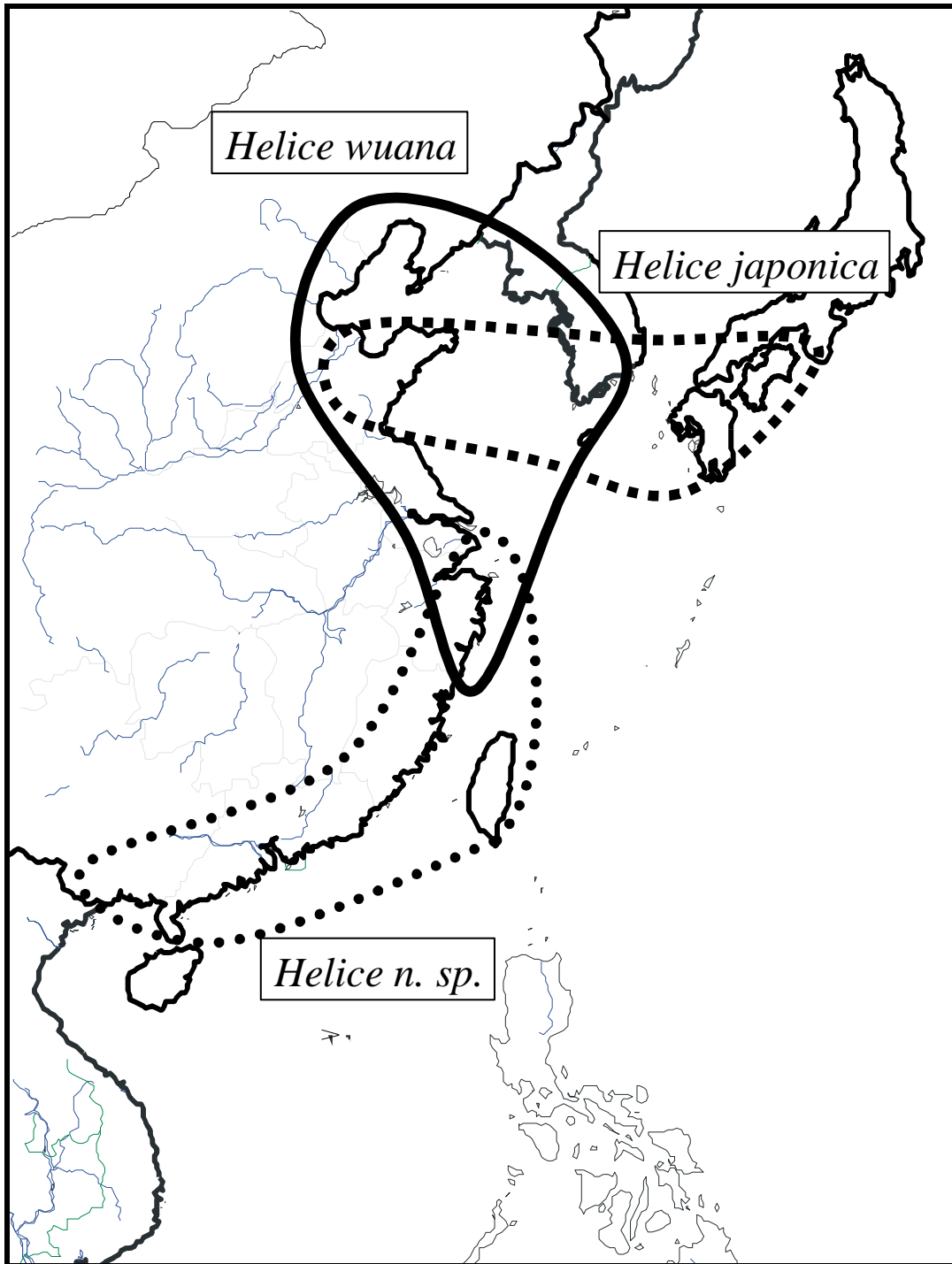


圖3. 東亞產日本厚蟹 (*Helice japonica*)、伍氏厚蟹 (*H. wuana*)、厚蟹未定種 (*H. sp.*) 的地理分布。

新竹市濱海野生動物保護區蟹類大眼幼體之形態及洄游加入季節

黃淑珍¹ 楊樹森² 李文虎²

¹ 新竹市香山區大庄國民小學

² 國立新竹教育大學應用科學系

摘要

本研究自 2004 年 3 月至 2006 年 6 月，在香山溼地採集成蟹及大眼幼體，並以粒線體 DNA (mtDNA) 的 COI 核酸序列當作分子遺傳標記，分別對成蟹及大眼幼體進行定序。經比對成蟹及大眼幼體定序結果，總共鑑定出 6 科 22 種的大眼幼體，其分別為 1) 梭子蟹科 (Portunidae)：遠海梭子蟹(*Portunus pelagicus*)、環紋蟬(*Charybdis annulata*)、刺手短槳蟹(*Thalamita spinimana*)；2) 扇蟹科 (Xanthidae)：肉球皺蟹(*Leptodius sanguineus*)；3) 和尚蟹科 (Mictyridae)：短指和尚蟹(*Mictyris brevidactylus*)；4) 沙蟹科 (Ocypodidae)：斯氏沙蟹(*Ocypode stimpsoni*)、弧邊招潮(*Uca arcuata*)、北方呼喚招潮(*Uca vocans borealis*)、清白招潮(*Uca lactea lactea*)、長趾股窗蟹(*Scopimera longidactyla*)、雙扇股窗蟹(*Scopimera bitympana*)、萬歲大眼蟹(*Macrophthalmus banzai*)；5) 方蟹科 (Grapsidae)：方形大額蟹(*Metopograpsus thukuhar*)、平背蜞(*Gaetice depressus*)、台灣厚蟹(*Helice formosensis*)、似方厚蟹(*Helice subquadrata*)、秀麗長方蟹(*Metaplex elegans*)、褶痕擬相手蟹(*Parasesarma plicatum*)、斑點擬相手蟹(*Parasesarma pictum*)、雙齒近相手蟹(*Perisesarma bidens*)、紅螯螳臂蟹(*Chiromantes haematocheir*)；6) 地蟹科 (Gecarcinidae)：毛足圓盤蟹(*Discoplax hirtipes*)。文中除了對這 22 種大眼幼體之外部形態特徵加以描述並描繪外，並建立了各科、屬之重要特徵及檢索表。

此外，經本研究的採集，總計目前香山地區的蟹類紀錄已經達到 54 種，新增了皺紋團扇蟹 (*Ozius rugulosus*)、司氏酋婦蟹 (*Eriphia sebana*)、中華豆蟹 (*Pinnotheres sinensis*)、海陽豆蟹 (*Pinnotheres haiyangensis*)、和似方厚蟹 (*Helice subquadrata*) 5 種。已建立 COI 核酸序列的成蟹有 10 科 41 種。大眼幼體除了鑑定出的 22 種以外，還有 16 種已定序完成的未知種，顯示香山蟹類幼苗的多樣性，日後如能再定序出更多的成蟹，應可比對出更多種類的大眼幼體。

大眼幼體洄游加入的月份以五月為高峰，七月則是種類豐富度最高的月份。

前言

香山溼地已發現的蟹類多達四十餘種（表 1），其中短指和尚蟹（*Mictyris brevidactylus*）、斯氏沙蟹（*Ocyropode stimpsoni*）、雙扇股窗蟹（*Scopimera bitympana*）、萬歲大眼蟹（*Macrophthalmus banzai*）、短身大眼蟹（*Macrophthalmus abbreviatus*）、北方呼喚招潮（*Uca vocans borealis*）、弧邊招潮（*Uca arcuata*）、清白招潮（*Uca lactea lactea*）以及秀麗長方蟹（*Metaplax elegans*）為此溼地的優勢種（何、洪, 1998）。此外還有台灣招潮（*Uca formosensis*）為台灣特有種蟹類。但這些蟹類因不具經濟價值，所以他們完整的生活史或大眼幼體（megololae）的形態鮮少被研究。

以往研究蟹類生活史或大眼幼體形態的方法，以在實驗室飼養幼體為主（陳, 1995）。本研究則應用分子生物技術，利用粒線體 DNA（mitochondrial DNA；mt DNA）的 COI（cytochrome oxidase subunit I）核酸序列當作分子遺傳標記來鑑定香山溼地野外大眼幼體的種類。

材料與方法

成蟹以徒手在香山沿岸採集。大眼幼體以浮游生物網（網目 300 μ m）於每個月兩次大潮時，各選一天，在晚間於海山漁港和新竹魚港採集。每個地點所採得的標本，隨即帶回實驗室，以 95% 的酒精浸泡之，並放入 -20°C 之冷凍庫保存。成蟹以 DNA 純化套件萃取 DNA。大眼幼體以鉗合樹脂（Chelex）萃取其 DNA。所得粗 DNA 直接進行 PCR 聚合酶連鎖反應（Polymerase Chain Reaction，以下簡稱 PCR，粗萃的 DNA 以 PCR 來進行增幅，以供定序。PCR 反應所需的引子為 COI-L（LCO-1490）及 COI-H（HCO-2198）（Folmer *et al.*, 1994），引子的序列如下：

COI-L（LCO-1490）：5'-GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG-3'

COI-H（HCO-2198）：5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA-3'

將成功增幅之 DNA 以 ABI 373 自動定序儀代為定序，定序所用的引子為 COI-L（LCO-1490）。

定序完成之基因序列，以 BioEdit version 5.0.9 軟體，進行 DNA 序列的

比較排列，並進一步檢查、校正，確認序列正確無誤後，再比對成蟹和大眼幼體的序列，查看是否吻合，找出同種的大眼幼體。確定大眼幼體的種類後，以解剖顯微鏡和光學顯微鏡檢視標本、照相，並透過反光描繪器繪製大眼幼體的頭胸甲的背視圖、胸部腹甲、第二觸角、第一胸足（螯足）、第二胸足與第五胸足等外部型態。

結果

本研究共採集到成蟹 47 種（表 1），完成 DNA 定序的成蟹共 10 科 41 種。大眼幼體完成 DNA 定序的共有 38 種。大眼幼體的序列和成蟹序列相符的共有 6 科 22 種。未和成蟹序列比對出相符的大眼幼體有 16 種。確定種類的大眼幼體形態描述及各科、屬、種的檢索表如下：

大眼幼體形態檢索

科檢索表

- 1a. 具有尖銳且長的中央額棘及大型腹棘----- Portunidae 梭子蟹科
- 1b. 不具尖銳的中央額棘及大型腹棘-----2
- 2a. 螯足底節有大型鈎棘，額板兩側前端具牛角狀彎棘----- Xanthidae 扇蟹科
- 2b. 螯足底節不具大型鈎棘，額板中央平滑或微凹-----3
- 3a. 胸足細長，第二觸角 7 節，第 6 節具有一圈十支以上的長剛毛
----- Mictyridae 和尚蟹科
- 3b. 第二觸角長剛毛總數等於或少於十支-----4
- 4a. 頭胸甲長方形，長寬比大於 1.6；第二觸角 10 節，第二觸角沒有長剛毛
-----Gecarcinidae 地蟹科
- 4b. 頭胸甲長寬比小於 1.6，第二觸角 7-11 節-----5
- 5a. 體型圓厚；第二觸角 7 節者第四胸足無座節棘；第二觸角 10 節者第四胸足有座節棘，若無座節棘則頭胸甲大於 5mm----- Ocypodidae 沙蟹科
- 5b. 體型扁平者，頭胸甲長小於 1.5mm，第二觸角 9 節者第四胸足有或無座節棘；體型圓厚者，第二觸角 10 節或 11 節且第四胸足無座節棘---Grapsidae 方蟹科

Family Portunidae 梭子蟹科

【科特徵】具有長而尖銳的中央額棘水平向前；腹部第五節下緣通常延伸成一稍

微彎曲的鈎狀棘；胸足腕節、座節、或底節常有大型鈎狀棘；第五胸足的指節槳形，內緣具有長鈎毛。

本研究紀錄到三屬三種梭子蟹科的大眼幼蟹，檢索表如下：

1a. 螯足腕節和座節具有大鈎棘，第 5 胸足指節有 5 支鈎狀剛毛

----- *Portunus pelagicus* 遠海梭子蟹

1b. 螯足腕節不具有大鈎棘-----2

2a. 螯足座節具有大鈎棘，第 5 胸足指節有 6 支鈎狀剛毛

-----*Charybdis annulata* 環紋蟬

2b. 螯足腕節和座節不具有鈎棘，第 5 胸足指節有 4 支鈎狀剛毛

-----*Thalamita spinimana* 刺手短槳蟹

種特徵如下：

Subfamily Portuninae 梭子蟹亞科

**Portunus pelagicus* 遠海梭子蟹 (圖 1)：體型大型 (>2mm)。額棘長且向前水平伸展，約佔頭胸甲長的五分之一。螯足內側均勻分布一排黑色大色素斑點，腕節和座節各具一大鈎棘。腹棘長，由背面觀察清楚可見。

Subfamily Thalamitinae 短槳蟹亞科

**Charybdis annulata* 環紋蟬 (圖 2)：體型大型 (>2.5mm)。額棘長且向前水平伸展，約佔頭胸甲長的五分之一。螯足的座節具一鈎棘。第五胸足指節有 6 支末端彎曲具有櫛刺的鈎狀剛毛。

**Thalamita spinimana* 刺手短槳蟹 (圖 3)：體型中大型 (約 2mm)。額棘長且向前水平伸展，約佔頭胸甲長的五分之一。頭胸甲乾淨不具色素斑點或僅具 1~2 斑點。腹棘長，背觀清楚可見。

Family Xanthidae 扇蟹科

【科特徵】螯足底節有大型鈎棘，額板兩側前端具牛角狀彎棘。

本科只紀錄了一種，特徵如下。

**Leptodius sanguineus* 肉球扇蟹 (圖 4)：體型中小型 (1mm~1.5mm 之間)。額板兩側前端具牛角狀彎棘。頭胸甲具五枚黑色色素斑點。

Family Mictyridae 和尚蟹科

【科特徵】胸足細長；第二觸角短，僅具有 7 節，第 6 節具有一圈比觸角長的羽狀剛毛。

本科只紀錄了一種，特徵如下。

**Mictyris brevidactylus* 短指和尚蟹 (圖 5): 體型中型 (約 1.5mm)。第二觸角短，第 6 節具有一圈比觸角長的羽狀剛毛。第一至第四胸足細長。第五胸足指節有 4 支鉤毛。

Family Ocypodidae 沙蟹科

【科特徵】軀體圓球形，不同種類之間體型大小差異很大。前額圓滑或中央凹陷，額棘向前傾斜或垂直向下。

本研究共紀錄到三亞科四屬七種的大眼幼蟹，檢索表如下：

1a. 頭胸甲長寬比接近 1，體型如梨。第二觸角 7 節，第五胸足無鉤狀剛毛

----- *Scopimera* 股窗蟹屬

1b. 第二觸角 10 節-----2

2a. 體型大於 5mm，頭胸甲堅硬光滑，常具有斑點；第五胸足指節無鉤狀剛毛

----- *Ocypode* 沙蟹屬

2b. 頭胸甲呈長方形，長寬比 1.4 以上，第五胸足指節有 3 支鉤狀剛毛-----3

3a. 額板兩側前端具牛角狀彎棘，第四胸足有座節棘--*Macrophthalmus* 大眼蟹屬

3b. 額板兩側側緣平滑，額板寬度向前漸縮；第二觸角第 8 節具 2 支長剛毛

----- *Uca* 招潮屬

種特徵如下：

Subfamily Ocypodinae 沙蟹亞科

**Ocypode stimpsoni* 斯氏沙蟹 (圖 6): 體型巨大 (>5mm)。頭胸甲及胸足均密佈黑色素斑。甲殼堅硬光滑。

**Uca arcuata* 弧邊招潮 (圖 7): 體型中小型 (1mm~1.5mm 之間)。頭胸甲額區和胃區以及後緣上方有黑色素斑。第二觸角 10 節，第 8 節具 2 支長單毛。腹面觀第二、三、四胸足均具座節棘。

**Uca vocans borealis* 北方呼喚招潮 (圖 8): 體型中小型 (1mm~1.5mm 之間)。第二觸角 10 節，第 8 節具 2 支長單毛。頭胸甲額區和胃區有黑斑。腹面觀僅第四胸足具座節棘。

**Uca lactea lactea* 清白招潮 (圖 9): 體型中小型 (1mm~1.5mm 之間)。頭胸甲額區有放射狀斑, 背甲後緣上方有絲狀斑。第二觸角 10 節, 第 8 節具 2 支長剛毛。腹面觀第二、三、四胸足均具座節棘。

Subfamily Dotillinae 毛帶蟹亞科

**Scopimera longidactyla* 長趾股窗蟹 (圖 10): 體型中小型 (1mm~1.5mm 之間)。頭胸甲及胸足均密佈黑色素斑, 體型圓胖, 下半部較寬, 如梨型。第二觸角 7 節。

**Scopimera bitympana* 雙扇股窗蟹 (圖 11): 體型大型 (>2mm)。頭胸甲及胸足均密佈黑色素斑, 體型圓胖, 下半部較寬, 如梨型。第二觸角 7 節。

Subfamily Macrophthalminae 大眼蟹亞科

**Macrophthalmus banzai* 萬歲大眼蟹 (圖 12): 體型中型 (約 1.5mm)。額板兩側前端具牛角狀彎棘。第四胸足座節棘發達, 背觀可見。

Family Grapsidae 方蟹科

【科特徵】體型扁平者, 頭胸甲長小於 1.5mm, 第二觸角 9 節; 體型圓厚者體型較大, 但頭胸甲長不超過 2.2mm, 第二觸角 10 節或 11 節。

本研究共紀錄到三亞科七屬九種方蟹科的大眼幼蟹, 檢索表如下:

- 1a. 第五胸足指節有 4 支長鈎狀剛毛; 第二觸角 10 節, 具有近十支具櫛刺的長剛毛-----*Gaetice* 螞屬
 - 1b. 第五胸足指節有 3 支長鈎狀剛毛-----2
 - 2a. 體型圓厚, 第二觸角 11 節, 頭胸甲長大於 2mm-----*Metopograpsus* 大額蟹屬
 - 2b. 第二觸角 9 或 10 節-----3
 - 3a. 第二觸角 9 節, 體型扁平-----4
 - 3b. 第二觸角 10 節, 體型圓厚-----5
 - 4a. 頭胸甲長小於 1.1mm, 第四胸足部分具座節棘-----*Sesarma* 相手蟹屬
 - 4b. 頭胸甲長大於 1.1mm, 第四胸足具座節棘-----*Chiromantes* 螳臂蟹屬
 - 5a. 頭胸甲長寬比小於 1.2, 趨於正方形; 頭胸腹甲第五節具有一短腹棘
-----*Metaplax* 長方蟹屬
 - 5b. 頭胸甲長寬比大於 1.3, 螯足掌節寬厚粗壯-----*Helice* 厚蟹屬
- 種特徵如下:

Subfamily Grapsinae 方蟹亞科

**Metopograpsus thukuhar* 方形大額蟹 (圖 13): 體型大型 (>2mm)。頭胸甲有八枚明顯的大型黑色素斑。第二、三、四胸足指節形狀特殊，內緣具一大一小的突棘。

Subfamily Varuninae 弓蟹亞科

**Gaetice depressus* 平背蜞 (圖 14): 體型大型 (約 2mm)。第二觸角有 10 支長剛毛，第五胸足指節有 4 支末端彎曲具有櫛刺的鈎狀剛毛。

**Helice formosensis* 台灣厚蟹 (圖 15): 體型中型 (約 1.5mm)。體型圓厚，頭胸甲呈長方形，後緣具一色素斑。第二觸角有 4 支長剛毛。螯足掌節粗壯。頭胸腹甲第 4 節具有突棘。

**Helice subquadrata* 似方厚蟹 (圖 16): 體型大型 (約 2mm)。體型圓厚，頭胸甲呈長方形，兩側後側緣具大型黑色素斑。第二觸角第 8 節具 2 支長剛毛。螯足掌節寬厚粗壯。

**Metaplex elegans* 秀麗長方蟹 (圖 17): 體型中大型 (接近 2mm)。體型圓厚，頭胸甲接近方形。第二、三、四胸足背面觀底節有一塊黑斑。第二觸角共有 7 支長剛毛。

Subfamily Sesarminae 相手蟹亞科

**Parasesarma plicatum* 褶痕擬相手蟹 (圖 18): 體型扁平、小型 (<1mm)。第二觸角 9 節，第 7 節具 2 支長剛毛。第五胸足指節有 3 支末端彎曲具有櫛刺的鈎狀剛毛。

**Parasesarma pictum* 斑點擬相手蟹 (圖 19): 體型小型 (約 1mm)、扁平。第二觸角第 7 節具 2 支長剛毛，長度超過末節的剛毛的長度。頭胸腹甲第一節的兩側有明顯的大型黑色素斑。

**Perisesarma bidens* 雙齒近相手蟹 (圖 20): 體型小型 (<1mm)。體型扁平，頭胸甲呈長方形，兩側的後側緣各有一枚黑色素斑。第二觸角第 7 節具 2 支長剛毛，長度超過末節的毛的長度。

**Chiromantes haematocheir* 紅螯螳臂蟹 (圖 21): 體型小型 (約 1mm)。體型扁平，頭胸甲呈長方形，兩側的後側緣各有一枚黑色素斑。第二觸角第 7 節具 2 支長單毛。

Family Gecarcinidae 地蟹科

【科特徵】頭胸甲長方形，長寬比大於 1.6；第二觸角 10 節，第二觸角沒有長剛毛。

本科只紀錄了一種，特徵如下：

**Discoplax hirtipes* 毛足圓盤蟹 (圖 22)：體型中型 (約 1.5mm)。體型圓厚，頭胸甲長方形。第二觸角沒有長剛毛。

大眼幼體洄游季節研究目前仍在執行當中，初步結果顯示主要洄游期集中在夏初。2005 年五月至 2006 年六月，每個月採集到的大眼幼體數量以 2005 年 5 月 5 日採獲的 55760 隻最多，隔年 5 月 25 日採獲 9967 隻次之，2006 年 1 月和 2 月初則無採獲，顯示大眼幼體洄游加入的季節以 5 月為單一尖峰時期 (圖 23)，1 月份則無大眼幼體加入。單一類型的數量方面，目前已統計出的有萬歲大眼蟹和短指和尚蟹兩種。萬歲大眼蟹的數量以 95 年 5 月 5 日採獲的 8688 隻最多，隔年的 4 月 25 日 1061 隻次之，其它月份除了 2006 年 1 月和 2 月初無採獲以外，其餘每次都能檢視到萬歲大眼蟹的蹤跡 (表 3、圖 25)，顯示其生殖季相當長。短指和尚蟹的數量以 95 年 5 月 5 日採獲的 2640 隻最多，隔年的 4 月 11 日 158 隻次之，其大眼幼體洄游加入的季節為三到五月，其它月份則不見其蹤影，此一結果與史等 (1991) 的研究結果，和尚蟹的抱卵期為 1 到 4 月相符合。梭子蟹科則在 7、8 月採得最多種，包含未鑑定出的種類共有 11 種。而 7 月則是大眼幼體種類最多樣的時期。

討論

本研究共採集到成蟹 47 種，比香山沿岸地區原有的蟹種紀錄 (49 種) 多了皺紋團扇蟹 (*Ozius rugulosus*)、司氏酋婦蟹 (*Eriphia sebana*)、中華豆蟹 (*Pinnotheres sinensis*)、海陽豆蟹 (*Pinnotheres haiyangensis*)、和似方厚蟹 (*Helice subquadrata*) 5 種，但是東方蟬 (*Charybdis orientalis*)、鈍齒短槳蟹 (*Thalamita crenata*)、倫氏哲蟹 (= 廖氏哲蟹) (*Menippe rumphii*)、粗腿綠眼招潮 (*Uca chlorophthalmus crassipes*)、圓球股窗蟹 (*Scopimera globosa*)、無齒螳臂蟹 (*Chiromantes dehaani*) 和瘤突斜紋蟹 (*Plagusia tuberculata*) 7 種並未在這一次的研究中採獲，總計目前香山地區的蟹類紀錄已經達到 54 種 (表 1)。本研究採

集到的中華豆蟹與波檸豆蟹 (*Pinnotheres boninensis*) 都與牡蠣共生，戴等 (1986) 亦研究發現這兩種豆蟹都會與牡蠣共生。

大眼幼體的 DNA 定序結果，總共定出 38 種，其中的 22 種與成蟹序列相符合，可以確定這 22 種的種類名稱，另外有 16 種大眼幼體的序列未比對出相符的成蟹序列，其中有 8 種是梭子蟹科的大眼幼體，佔了未知種數量的一半，這應是因為梭子蟹成蟹生活在較遠海的地區，沿岸採集不易，故沒有成蟹個體可以抽取 DNA 供定序，若能再增加遠海地區的梭子蟹採集，應可鑑定出更多的種類。其他未知種則屬於沙蟹科和方蟹科的種類。

本研究結果與陳 (1995) 於「東港沿岸蟹類大眼幼體之分類研究」論文裡所描繪的大眼幼體只有 4 種是相同種類，分別是遠海梭子蟹、斯氏沙蟹、平背蜞與方形大額蟹，重複性甚低，只有 10% (兩個研究的蟹種加起來共 40 種)，顯示東港地區和香山地區蟹類幼苗種類相差異極大，原因可能是因為兩地的潮間帶相差異極大：香山地區潮間帶寬達 1.8 公里，潮水位差近 4 公尺，而且是典型的半日潮，生活在此棲地的蟹類以方蟹科和沙蟹科居多；東港地區潮間帶不如香山溼地大，潮水位差不到 1 公尺，且陳 (1995) 的採集方法有利用漁民採集蟬苗的制式定置網，所以採集到梭子蟹科的蟹苗多達九種，但其他沙蟹科和方蟹科的種類則較少。

在各科、屬的檢索表中，陳 (1995) 所建立的檢索表與本研究所建立的檢索表比較發現：梭子蟹科的大眼幼體的第五胸足指節的長鉤毛數，蟬屬都是 6 支，這是相符的；但是梭子蟹屬和短槳蟹屬則有所出入：本研究所檢視的遠海梭子蟹標本第五胸足指節有 5 支長鉤毛，刺手短槳蟹僅具 4 支長鉤毛 (表 2)，而陳 (1995) 所建立的檢索表中，梭子蟹屬第五胸足具 8 支以上的長鉤毛，短槳蟹屬有 5 支長鉤毛。在沙蟹科方面，陳 (1995) 所飼養鑑定的為斯氏沙蟹一種，特徵與本研究採集的個體相符，但在其論文討論中提到由文獻比較出沙蟹科三個亞科 (沙蟹亞科、大眼蟹亞科和股窗蟹亞科 (=毛帶蟹亞科)) 的特徵，認為沙蟹亞科的斯氏沙蟹和同亞科的招潮屬兩者在第二觸角的節數有明顯的不同，前者為 10 節，後者為 7 節，所以認為招潮屬的分類應和股窗蟹亞科 (第二觸角 7 節) 較接近。但本研究所鑑定出的招潮屬的三種招潮蟹第二觸角均為 10 節，與其敘述有別，其所引用的文獻為 Rabalais *et al.* (1983) 所研究的 *Uca subcylindrica* 此種招潮蟹在 zoea 期和 megalopa 期的天數均較短，牠的第二觸角只有 7 節，但應

該不足以代表招潮屬第二觸角都是 7 節。在本研究中，沙蟹科的三個亞科中，毛帶蟹亞科股窗蟹屬和沙蟹亞科沙蟹屬的第五胸足指節均無鈎狀毛，體型都屬於圓胖型，背甲密佈黑色素斑，所以沙蟹屬大眼幼體的特徵和股窗蟹屬大眼幼體的特徵反而較相似。

本研究共紀錄了方蟹科三個亞科：方蟹亞科、弓蟹亞科和相手蟹亞科的大眼幼體。依 Ng *et al.* (2001) 的分類系統，褶痕擬相手蟹、斑點擬相手蟹、雙齒近相手蟹和紅螯螳臂蟹屬於相手蟹亞科，這四種蟹類的大眼幼體第二觸角均 9 節，在體型上同屬扁平，特徵非常相似；屬於弓蟹亞科的蜞屬、厚蟹屬和長方蟹屬，第二觸角同為 10 節；方蟹亞科的方形大額蟹第二觸角 11 節，體型是方蟹科中最大的。若依戴等 (1986) 的分類系統，厚蟹屬和長方蟹屬是屬於相手蟹亞科，但其大眼幼體第二觸角的節數 (10 節) 顯然不同於前述的四種相手蟹亞科的大眼幼體第二觸角的節數 (9 節)。所以若依大眼幼體的特徵來看，厚蟹屬和長方蟹屬應該與蜞屬同為弓蟹亞科較恰當。

股窗蟹屬在香山溼地有三種紀錄，分別是雙扇股窗蟹、長指股窗蟹和圓球股窗蟹，在本研究中未採集到圓球股窗蟹的成體。採集過程中發現雙扇股窗蟹的分佈區域遠大於長趾股窗蟹，而長趾股窗蟹大眼幼體被捕獲的數量卻遠多於雙扇股窗蟹，且雙扇股窗蟹的體型幾乎是長趾股窗蟹的兩倍大，這其中的原因，不知是否長趾股窗蟹，正在擴散其族群，所以蟹苗體型小但數量多，有待我們做進一步的調查與研究。而與股窗蟹屬相似的大眼幼體定序的結果，並沒有發現未知的種類，顯示沒有其他種的股窗蟹屬的大眼幼體，因此推測圓球股窗蟹在香山地區是否族群已過小，慢慢消失了。

而招潮屬的大眼幼體只鑑定出弧邊招潮、北方呼喚招潮和清白招潮三種，台灣招潮的大眼幼體則未被發現，原因可能是其大眼幼體數量較少未被捕獲，或者已被捕獲但未被定序出來，所以仍有待進一步的研究。

致謝

本研究之經費由新竹市政府支持，新竹教育大學應用科學系生物多樣性研究室全員合作努力，特此感謝。

參考文獻

- 史金燾、呂光洋、王嘉祥，1991，淡水紅樹林沼澤區蟹類相及十種蟹類的活動週期。台灣省立博物館年刊，34：121-139。
- 何平合、洪明仕，1998，新竹市海邊的螃蟹。新竹市政府，122 頁。
- 陳溫柔，1995，東港沿岸蟹類大眼幼體之研究。國立中山大學海洋生物研究所碩士論文，140 頁。
- 戴愛云、楊思諒、宋玉枝、陳國孝，1986，中國海洋蟹類。海洋出版社，pp642。
- Folmer, O., M. Black, W. Hoeh, R. Lutz, and R. Vrijenhoek, 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 3:294-299.
- Ng, P. K. L., C.-H. Wang, P.-H. Ho and H.-T. Shih, 2001. An annotated checklist of brachyuran crabs from Taiwan (Crustacea: Decapoda). *National Taiwan Museum Special Publication Series*, 11: 1-86.
- Rabalais, N. N. and J. N. Cameron, 1983. Abbreviated development of *Uca subcylindrica* (Stimpson, 1859)(Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) reared in the laboratory. *Journal of Crustacean Biology*, 3(4): 519-541.

表 1. 香山溼地的蟹類名錄及定序結果(原有紀錄依據何等,1998 及新竹市野鳥學會,2003。成蟹標本為本研究所採得的標本。)

編號	學名 中文名稱	原有紀錄	成蟹標本	成蟹定序	大眼幼體定序
	Family Leucosiidae 玉蟹科				
	Subfamily Philyrinae 拳蟹亞科				
1	<i>Philyra pisum</i> 豆形拳蟹	○	○	○	
	Family Matutidae 黎明蟹科				
2	<i>Matuta victor</i> 頑強黎明蟹	○	○	○	
	Family Portunidae 梭子蟹科				
	Subfamily Portuninae 梭子蟹亞科				
3	<i>Scylla serrata</i> 鋸緣青蟳	○	○		
4	<i>Portunus pelagicus</i> 遠海梭子蟹	○	○	○	○
5	<i>Portunus sanguinolentus</i> 紅星梭子蟹	○	○	○	
	Subfamily Thalamitinae 短槳蟹亞科				
6	<i>Charybdis japonica</i> 日本蟳	○	○	○	
7	<i>Charybdis annulata</i> 環紋蟳	○	○	○	○
8	<i>Charybdis orientalis</i> 東方蟳	○			
9	<i>Charybdis feriatus</i> 鑄斑蟳	○	○	○	
10	<i>Thalamita spinimana</i> 刺手短槳蟹	○	○	○	○
11	<i>Thalamita crenata</i> 鈍齒短槳蟹	○			
	Family Xanthidae 扇蟹科				
	Subfamily Xanthinae 扇蟹亞科				
12	<i>Leptodius sanguineus</i> 肉球皺蟹	○	○	○	○
	Family Eriphiidae 酋婦蟹科				
	Subfamily Eriphiinae 酋婦蟹亞科				
13	<i>Eriphia sebana</i> 司氏酋婦蟹		○		
	Subfamily Menippinae 哲蟹亞科				
14	<i>Menippe rumphii</i> 倫(謬)氏哲蟹	○			
	Subfamily Oziinae 團扇蟹亞科				
15	<i>Ozius rugulosus</i> 皺紋團扇蟹		○	○	
	Family Pinnotheridae 豆蟹科				
	Subfamily Pinnotherinae 豆蟹亞科				
16	<i>Pinnotheres boninensis</i> 波禱豆蟹	○	○	○	
17	<i>Pinnotheres sinensis</i> 中華豆蟹		○	○	
18	<i>Pinnotheres haiyangensis</i> 海陽豆蟹		○		
	Family Mictyridae 和尚蟹科				
19	<i>Mictyris brevidactylus</i> 短指和尚蟹	○	○	○	○
	Family Ocypodidae 沙蟹科				

	Subfamily Ocypodinae 沙蟹亞科				
20	<i>Ocypode stimpsoni</i> 斯氏沙蟹	○	○	○	○
21	<i>Ocypode ceratophthalmus</i> 角眼沙蟹	○	○	○	
22	<i>Ocypode sinensis</i> 中華沙蟹	○	○	○	
23	<i>Uca arcuata</i> 弧邊招潮	○	○	○	○
24	<i>Uca formosensis</i> 台灣招潮	○	○	○	
25	<i>Uca vocans borealis</i> 北方呼喚招潮	○	○	○	○
26	<i>Uca lactea lactea</i> 清白招潮	○	○	○	○
27	<i>Uca chlorophthalmus crassipes</i> 粗腿綠眼招潮	○			
	Subfamily Dotillinae 毛帶蟹亞科				
28	<i>Scopimera globosa</i> 圓球股窗蟹	○			
29	<i>Scopimera longidactyla</i> 長趾股窗蟹	○	○	○	○
30	<i>Scopimera bitympana</i> 雙扇股窗蟹	○	○	○	○
31	<i>Ilyoplax tansuiensis</i> 淡水泥蟹	○	○	○	
32	<i>Tmethypocoelis ceratophora</i> 角眼拜佛蟹	○	○	○	
	Subfamily Macrophthalminae 大眼蟹亞科				
33	<i>Macrophthalmus abbreviatus</i> 短身大眼蟹	○	○	○	
34	<i>Macrophthalmus banzai</i> 萬歲大眼蟹	○	○	○	○
	Family Grapsidae 方蟹科				
	Subfamily Grapsinae 方蟹亞科				
35	<i>Grapsus albolineatus</i> 白紋方蟹	○	○	○	
36	<i>Metopograpsus thukuhar</i> 方形大額蟹	○	○	○	○
	Subfamily Varuninae 弓蟹亞科				
37	<i>Varuna litterata</i> 字紋弓蟹	○	○	○	
38	<i>Eriocheir japonica</i> 日本絨螯蟹	○	○	○	
39	<i>Hemigrapsus sanguineus</i> 肉球近方蟹	○	○		
40	<i>Hemigrapsus penicillatus</i> 絨毛近方蟹	○	○	○	
41	<i>Gaetice depressus</i> 平背蜞	○	○	○	○
42	<i>Chasmagnathus convexus</i> 隆背張口蟹	○	○		
43	<i>Helice formosensis</i> 台灣厚蟹	○	○	○	○
44	<i>Helice wuana</i> 伍氏厚蟹	○	○	○	
45	<i>Helice subquadrata</i> 似方厚蟹		○	○	○
46	<i>Metaplax elegans</i> 秀麗長方蟹	○	○	○	○
	Subfamily Sesarminae 相手蟹亞科				
47	<i>Parasesarma plicatum</i> 褶痕擬相手蟹	○	○	○	○
48	<i>Parasesarma pictum</i> 斑點擬相手蟹	○	○	○	○
49	<i>Perisesarma bidens</i> 雙齒近相手蟹	○	○	○	○
50	<i>Chiromantes dehaani</i> 無齒螳臂蟹	○			

51	<i>Chiromantes haematocheir</i> 紅螯螳臂蟹	○	○	○	○
	Family Plagusiidae 斜紋蟹科				
52	<i>Plagusia tuberculata</i> 瘤突斜紋蟹	○			
	Family Gecarcinidae 地蟹科				
53	<i>Cardisoma carnifex</i> 兇狠圓軸蟹	○	○		
54	<i>Discoplax hirtipes</i> 毛足圓盤蟹	○	○	○	○
種類合計 (種) 54		49	47	41	22

註：“○”表示有紀錄或定序結果

表 2. 本研究所鑑定出 22 種大眼幼體各部位特徵表

科	亞科	種	頭胸甲長 (mm)	頭胸甲寬 (mm)	頭胸甲長寬比	額棘長 (mm)	腹棘長 (mm)
梭子蟹科	梭子蟹亞科	遠海梭子蟹	2.27	1.16	1.96	0.47	0.50
		短槳蟹亞科	環紋蟬	2.58	1.30	1.98	0.51
			刺手短槳蟹	1.91	1.01	1.89	0.35
扇蟹科	扇蟹亞科	肉球皺蟹	1.30	0.98	1.32	-	-
和尚蟹科		短指和尚蟹	1.45	1.00	1.45	-	-
沙蟹科	沙蟹亞科	斯氏沙蟹	5.40	4.40	1.23	-	-
		弧邊招潮	1.28	0.83	1.54	-	-
		北方呼喚招潮	1.28	0.80	1.59	-	-
		清白招潮	1.23	0.88	1.40	-	-
	毛帶蟹亞科	長趾股窗蟹	1.35	1.23	1.10	-	-
		雙扇股窗蟹	2.15	2.05	1.05	-	-
	大眼蟹亞科	萬歲大眼蟹	1.41	0.90	1.57	-	-
	方蟹科	方蟹亞科	方形大額蟹	2.16	1.55	1.39	-
弓蟹亞科			平背蜆	2.00	1.50	1.33	-
		台灣厚蟹	1.59	1.16	1.37	-	-
		似方厚蟹	2.09	1.49	1.40	-	-
		秀麗長方蟹	1.81	1.54	1.17	-	0.07
相手蟹亞科		褶痕擬相手蟹	0.88	0.65	1.35	-	-
		斑點擬相手蟹	1.06	0.70	1.51	-	-
		雙齒近相手蟹	0.94	0.70	1.34	-	-
		紅螯螳臂蟹	1.21	0.83	1.46	-	-
地蟹科	圓盤蟹屬	毛足圓盤蟹	1.59	0.98	1.62	-	-

科	亞科	種	第二觸角節數	螯足座節棘	螯足腕節棘	胸足座節棘			5 th 胸足指節鈎狀剛毛數
						2 nd	3 rd	4 th	
梭子蟹科	梭子蟹亞科	遠海梭子蟹	11	+	+	+	-	-	5
		短槳蟹亞科	環紋蟬	11	+	-	+	-	-
			刺手短槳蟹	11	-	-	-	-	4
扇蟹科	扇蟹亞科	肉球皺蟹	11	+	-	+	-	-	3
和尚蟹科		短指和尚蟹	7	-	-	-	-	-	4
沙蟹科	沙蟹亞科	斯氏沙蟹	10	-	-	-	-	-	0
		弧邊招潮	10	-	-	+	+	+	3
		北方呼喚招潮	10	-	-	-	-	+	3
		清白招潮	10	-	-	+	+	+	3
	毛帶蟹亞科	長趾股窗蟹	7	-	-	-	-	-	0
		雙扇股窗蟹	7	-	-	-	-	-	0
大眼蟹亞科	萬歲大眼蟹	10	-	-	-	-	+	3	
方蟹科	方蟹亞科	方形大額蟹	11	-	-	-	-	-	3
		弓蟹亞科	平背蜆	10	-	-	-	-	4
		台灣厚蟹	10	-	-	-	-	3	
		似方厚蟹	10	-	-	-	-	3	
		秀麗長方蟹	10	-	-	-	-	3	
	相手蟹亞科	褶痕擬相手蟹	9	-	-	-	-	+	3
斑點擬相手蟹		9	-	-	-	-	-	3	

		雙齒近相手蟹	9	-	-	-	-	+	3
		紅螯螳臂蟹	9	-	-	-	-	+	3
地蟹科	圓盤蟹屬	毛足圓盤蟹	10	-	-	-	-	-	3

註：“+”表示“有”；“-”表示“無”。

表 3. 本研究所採集到已知種類大眼幼體出現的月份

NO.	中文名	一月	二月	三月	四月	五月	六月	七月	八月	九月	十月	十一	十二	梭子蟹科
1	遠海梭子蟹							+						*
2	環紋蟳							+						*
3	刺手短槳蟹							+	+					*
4	肉球皺蟹									+	+			
5	短指和尚蟹			+	+	+								
6	斯氏沙蟹							+	+	+				
7	弧邊招潮					+	+	+	+	+	+	+		
8	北方呼喚招潮					+	+	+	+	+				
9	清白招潮					+	+	+	+					
10	長趾股窗蟹				+	+	+	+		+	+	+		
11	雙扇股窗蟹					+	+							
12	萬歲大眼蟹		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
13	方形大額蟹						+		+			+		
14	平背蜆								+					
15	台灣厚蟹		+	+	+	+	+							
16	似方厚蟹		+			+		+			+			
17	秀麗長方蟹					+		+						
18	褶痕擬相手蟹					+	+	+			+			
19	斑點擬相手蟹			+	+	+	+	+		+	+	+		
20	雙齒近相手蟹				+	+	+	+	+	+	+	+		
21	紅螯螳臂蟹										+			
22	毛足圓盤蟹									+				

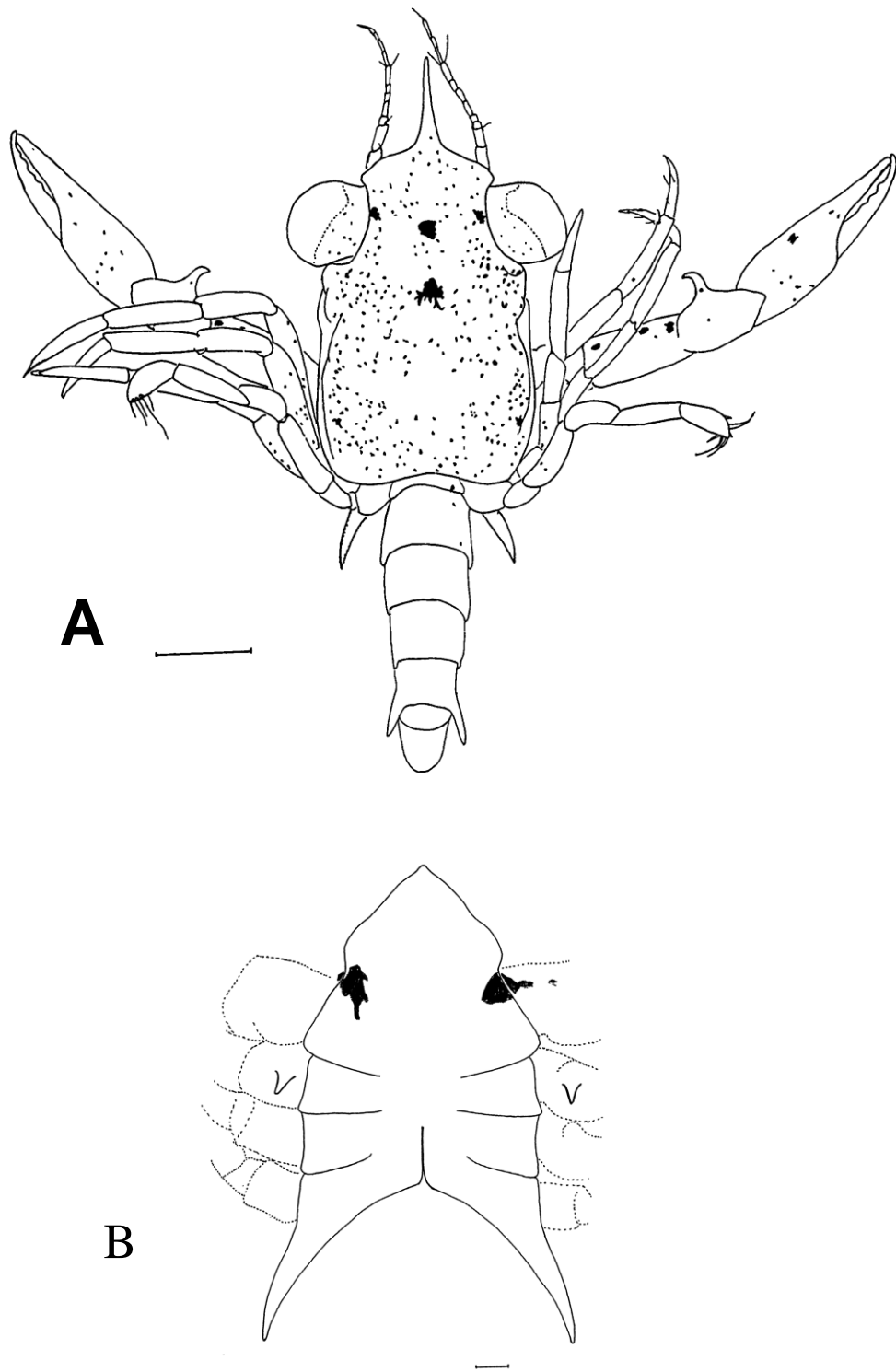


圖 1. 遠海梭子蟹 *Portunus pelagicus* 大眼幼體外部形態特徵

A.背視圖 B.胸部腹甲

比例尺：A=0.5mm B=0.1mm

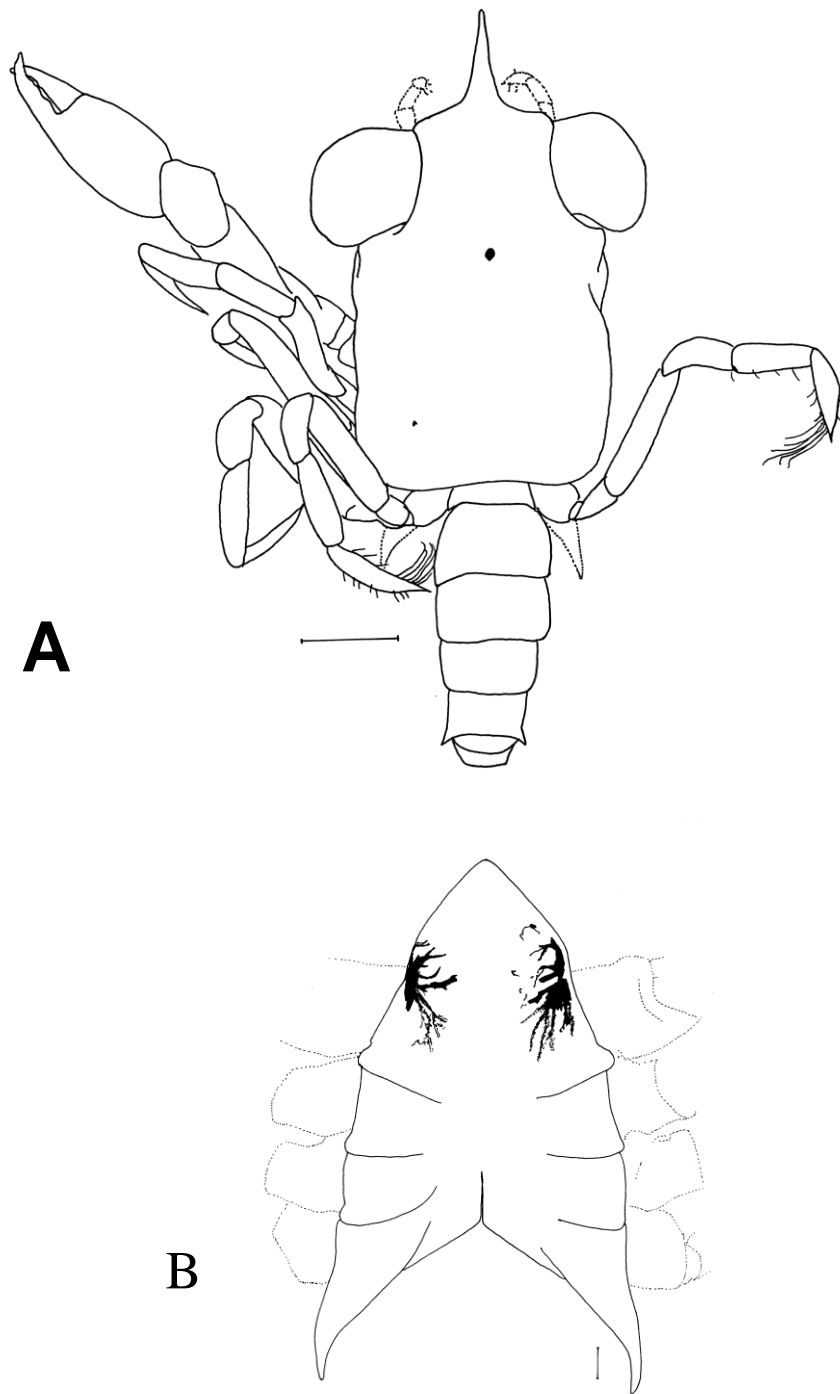
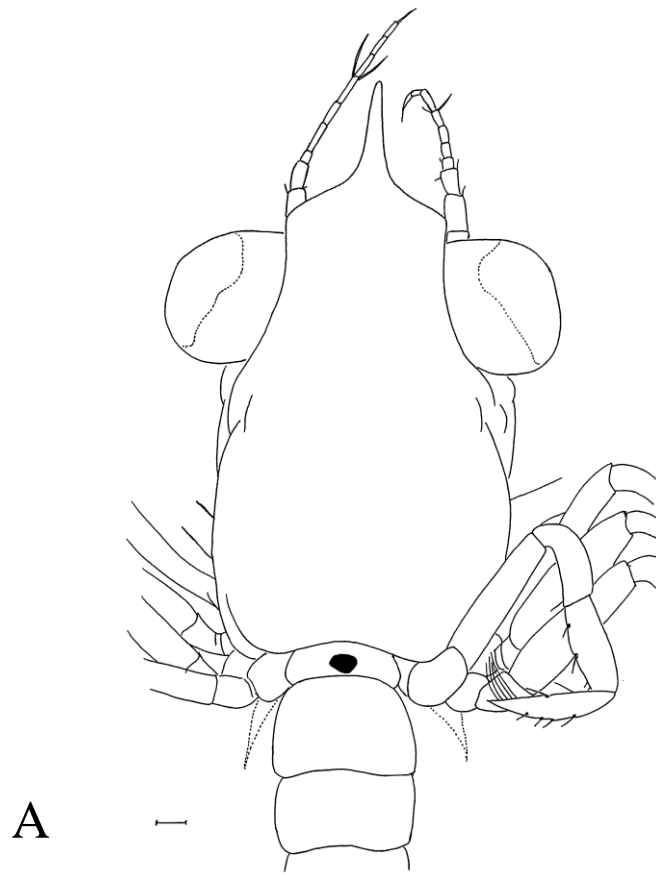


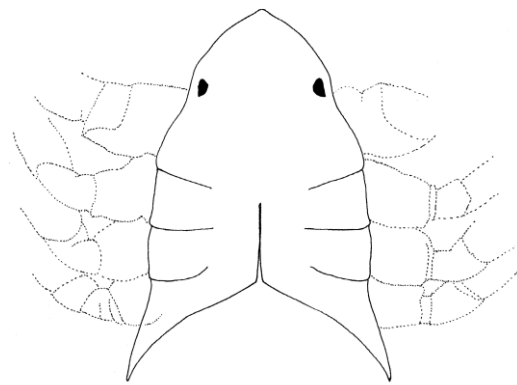
圖 2. 環紋蟚 *Charybdis annulata* 大眼幼體外部形態特徵

A.背視圖 B.胸部腹甲

比例尺：A=0.5mm B=0.1mm



A

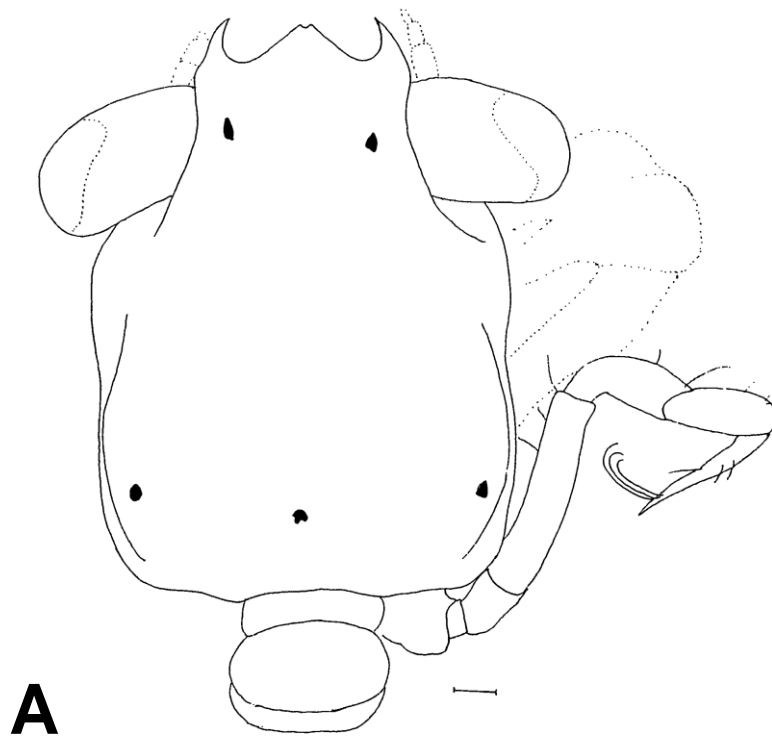


B

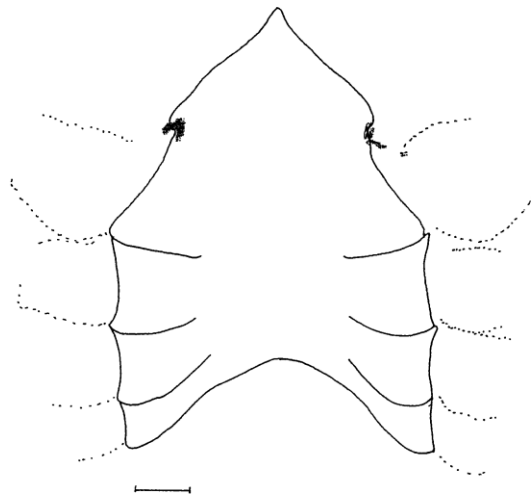
圖 3. 刺手短獎蟹 *Thalamita spinimana* 大眼幼體外部形態特徵

A. 背視圖 B. 胸部腹甲

A. 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm



A



B

圖 4 肉球皺蟹 *Leptodius sanguineus* 大眼幼體外部形態特徵

A.背視圖 B.胸部腹甲

比例尺：A=0.1mm B=0.1mm

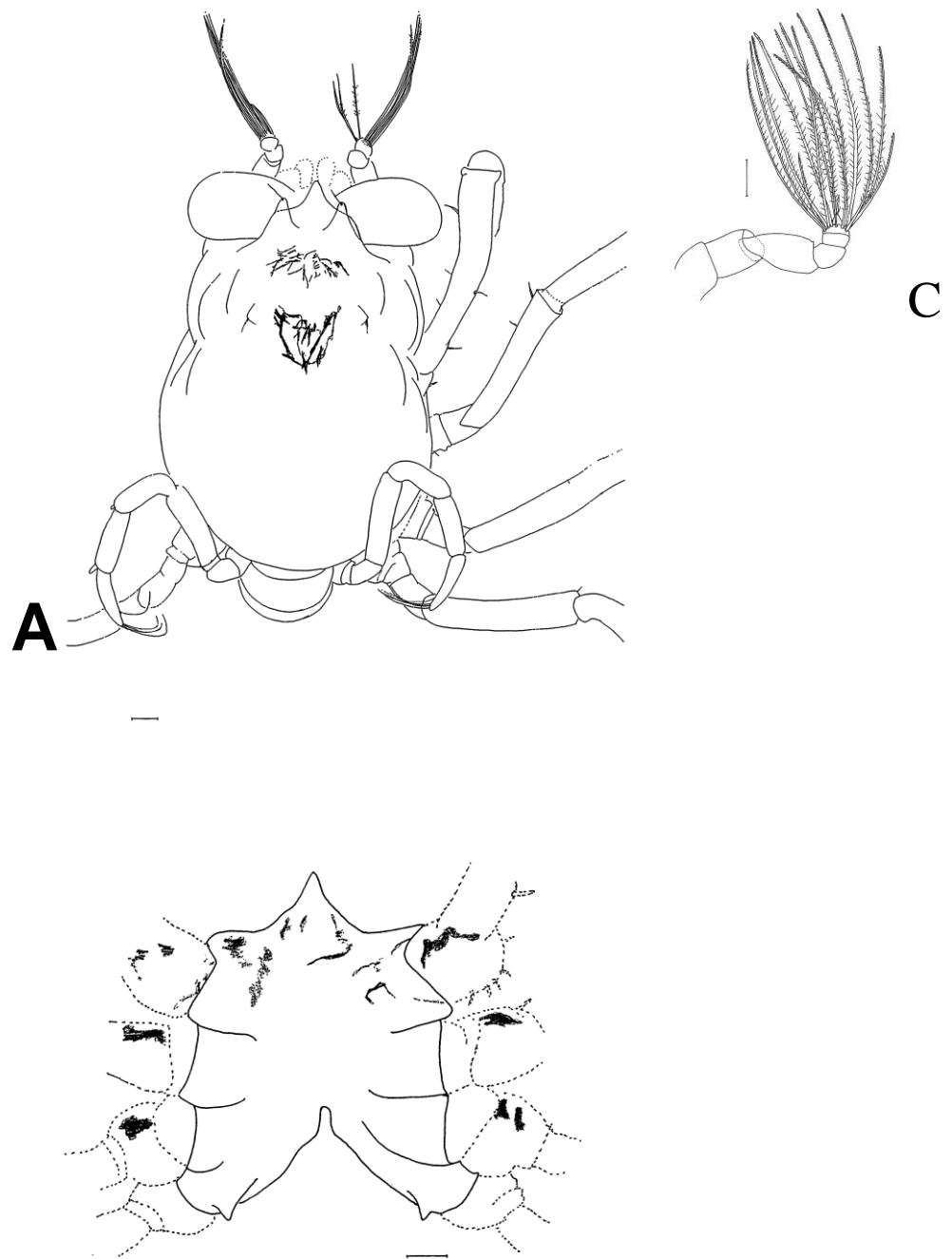
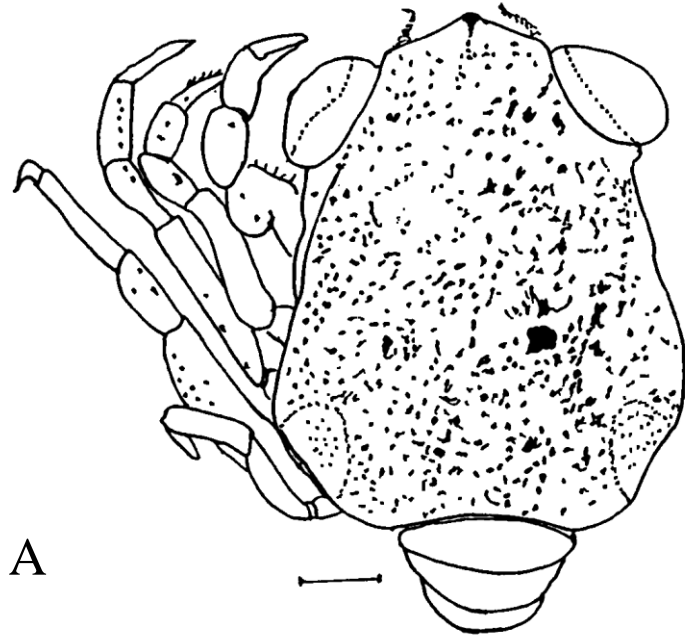
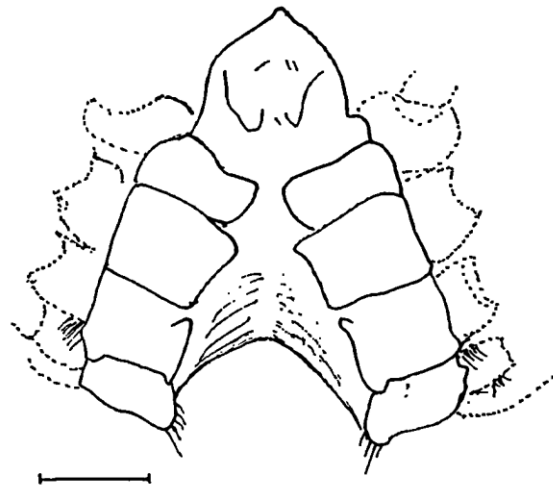


圖 5. 短指和尚蟹 *Mictyris brevidactylus* 大眼幼體外部形態特徵
 A. 背視圖 B. 胸部腹甲 C. 第二觸角
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm



A



B

圖 6. 斯氏沙蟹 *Ocypode stimpsoni* 大眼幼體外部形態特徵

A. 背視圖 B. 胸部腹甲

比例尺：A=1mm B=1mm

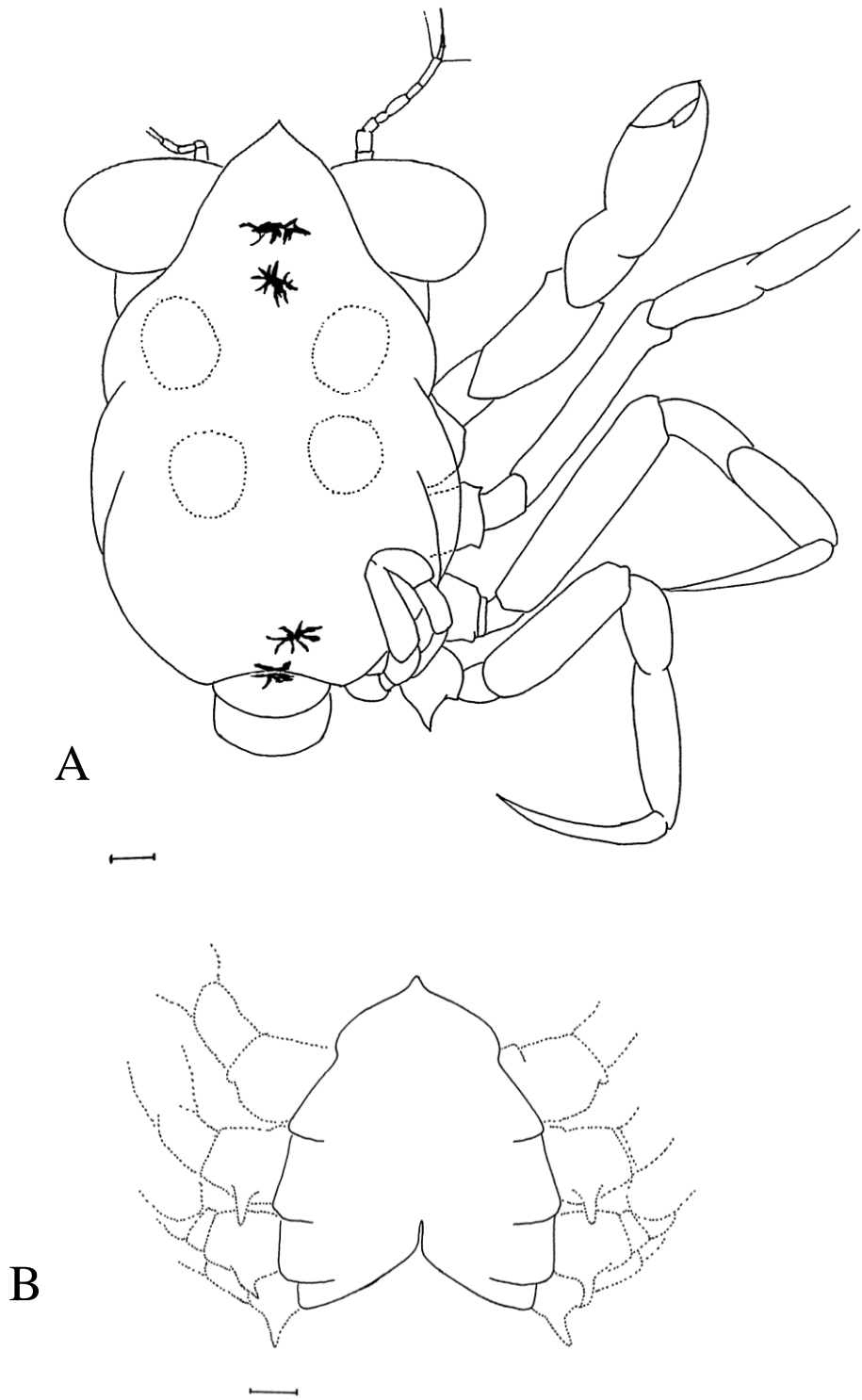
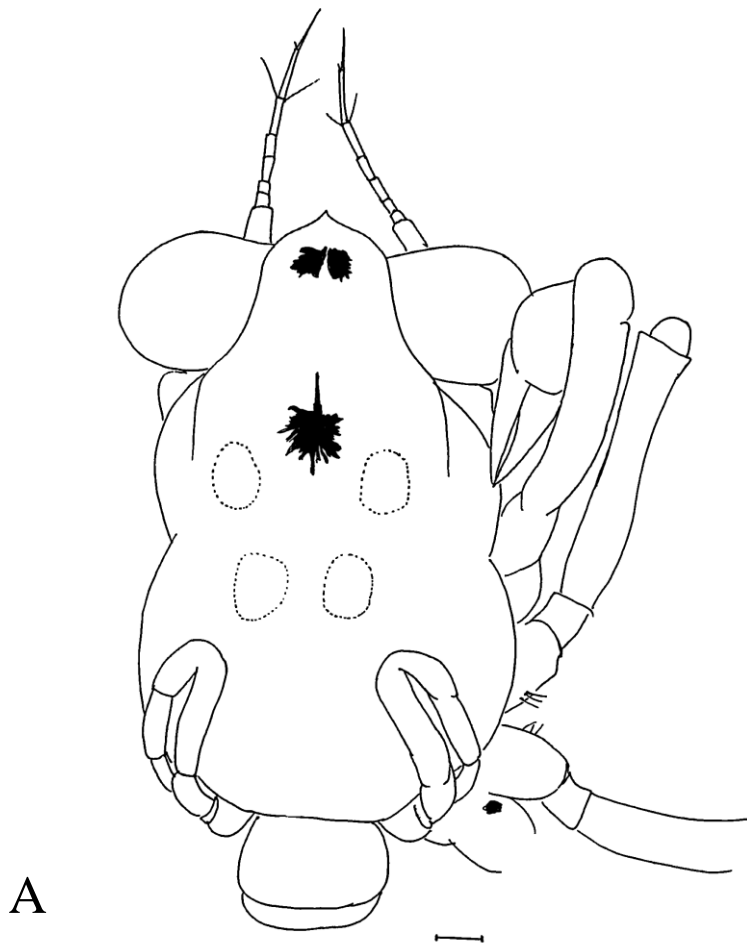


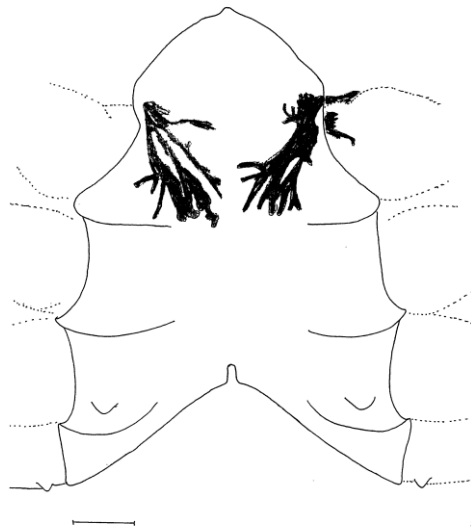
圖 7. 弧邊招潮 *Uca arcuata* 大眼幼體外部形態特徵

A.背視圖 B.胸部腹甲

比例尺：A=0.1mm B=0.1mm



A



B

圖 8.. 北方呼喚招潮 *Uca vocans borealis* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm 157

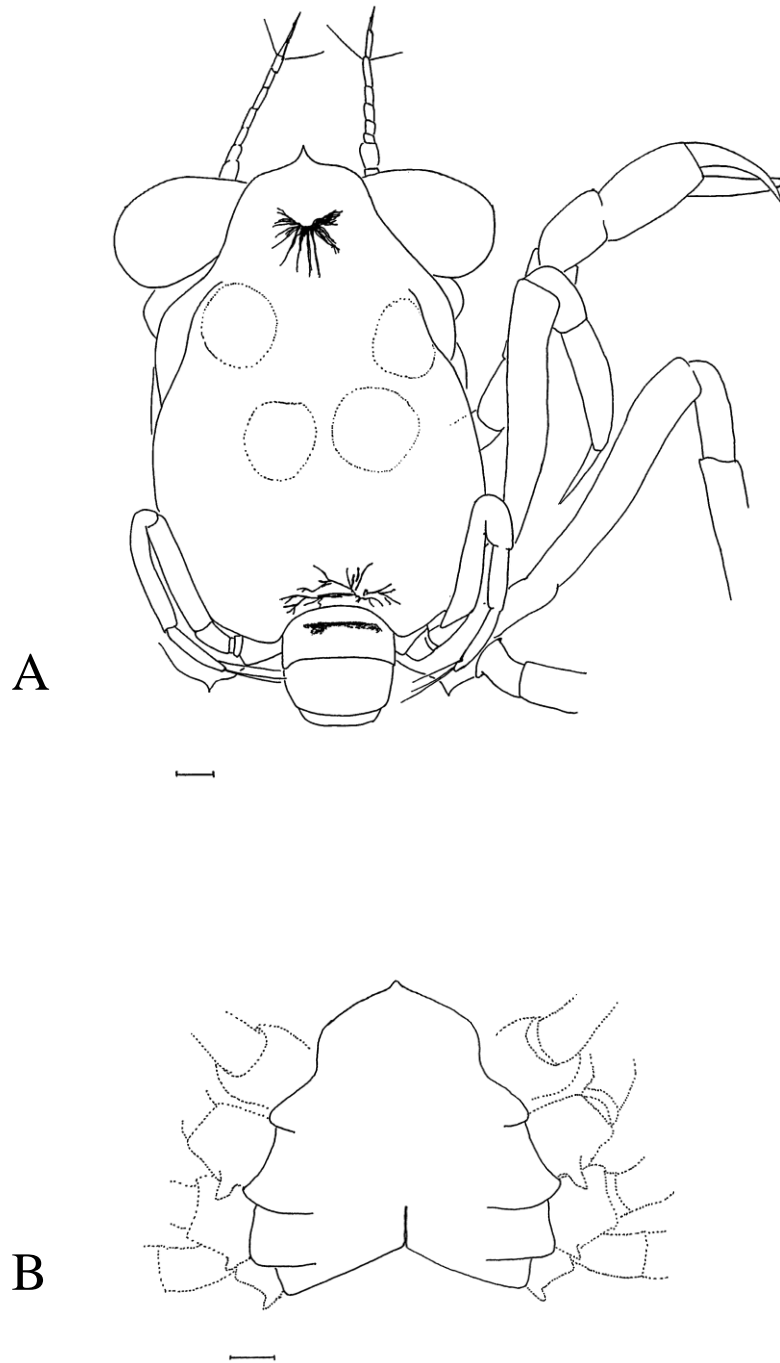


圖 9. 清白招潮 *Uca lactea lactea* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm

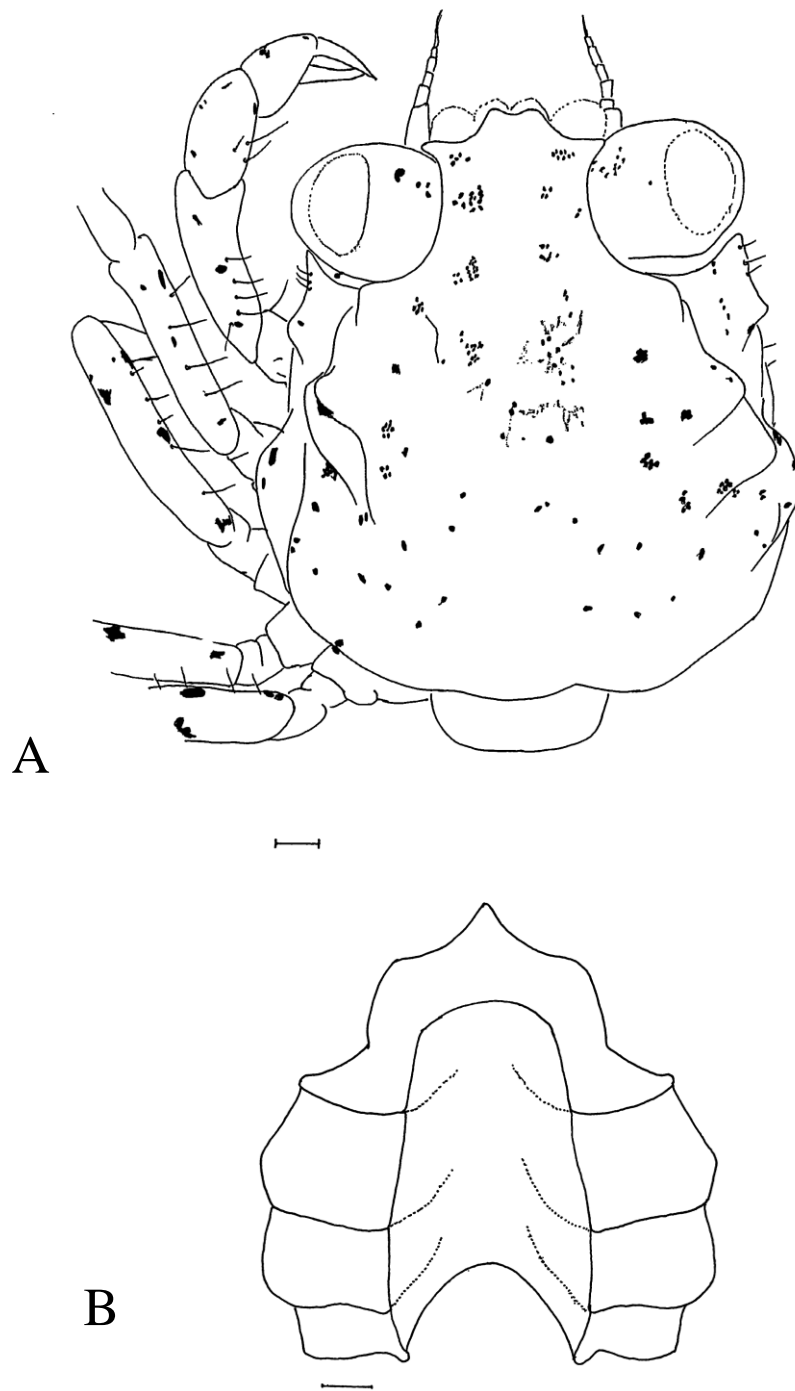
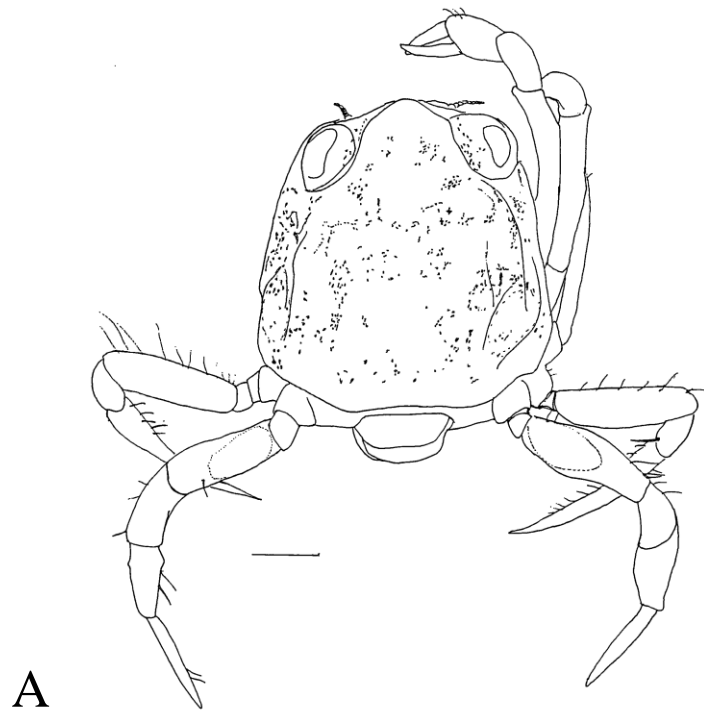
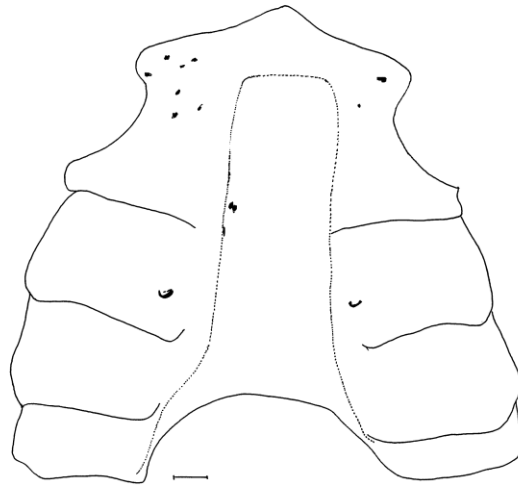


圖 10. 長趾股窗蟹 *Scopimera longidactyla* 大眼幼體外部形態特徵
A.背視圖 B.胸部腹甲
比例尺：A=0.1mm B=0.1mm



A



B

圖 11. 雙扇股窗蟹 *Scopimera bitympana* 大眼幼體外部形態特徵

A.背視圖 B.胸部腹甲

比例尺：A=0.5mm B=0.1mm

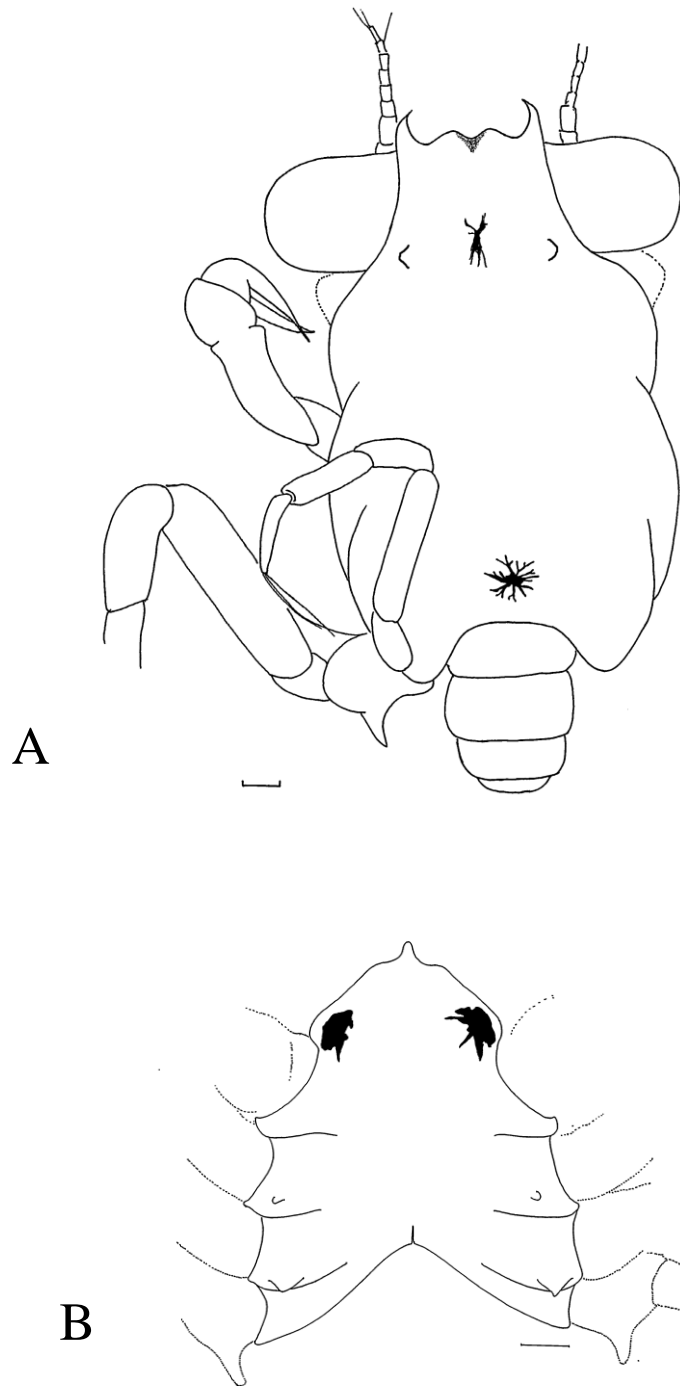


圖 12. 萬歲大眼蟹 *Macrophthalmus banzai* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm

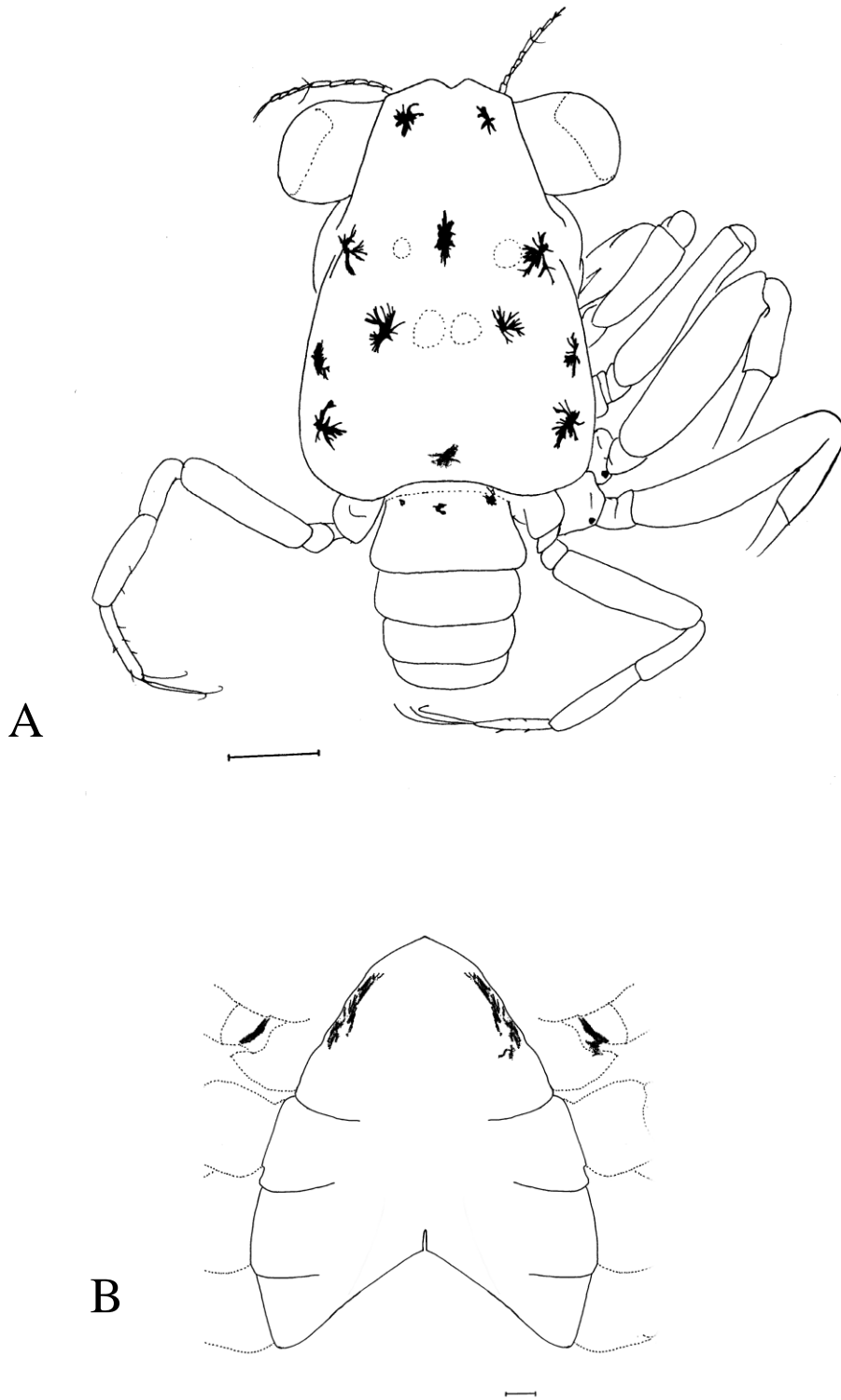


圖 13. 方形大額蟹 *Metopograpsus thukuhar* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.5mm B=0.1mm

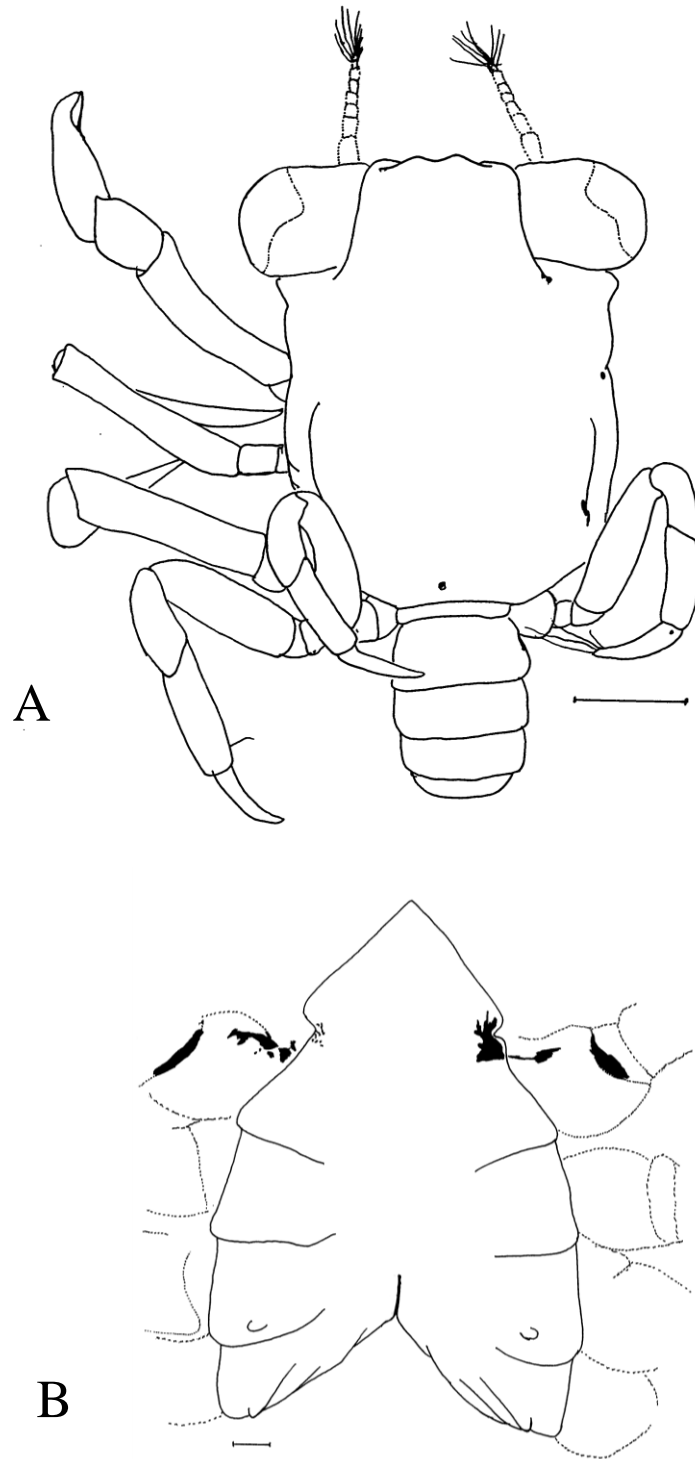


圖 14. 平背蟳 *Gaetice depressus* 大眼幼體外部形態特徵

A.背視圖 B.胸部腹甲

比例尺：A=0.5mm B=0.1mm

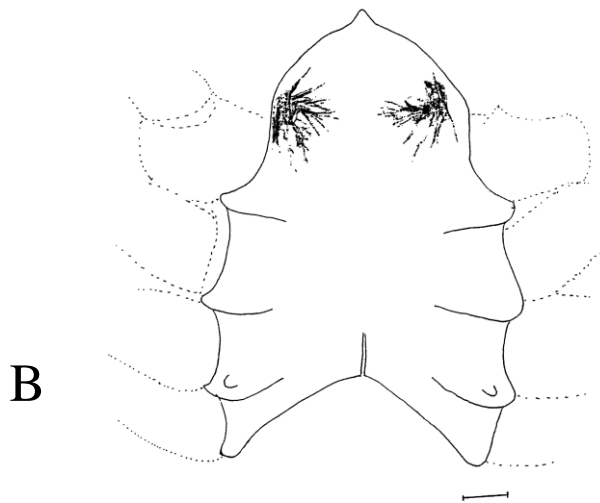
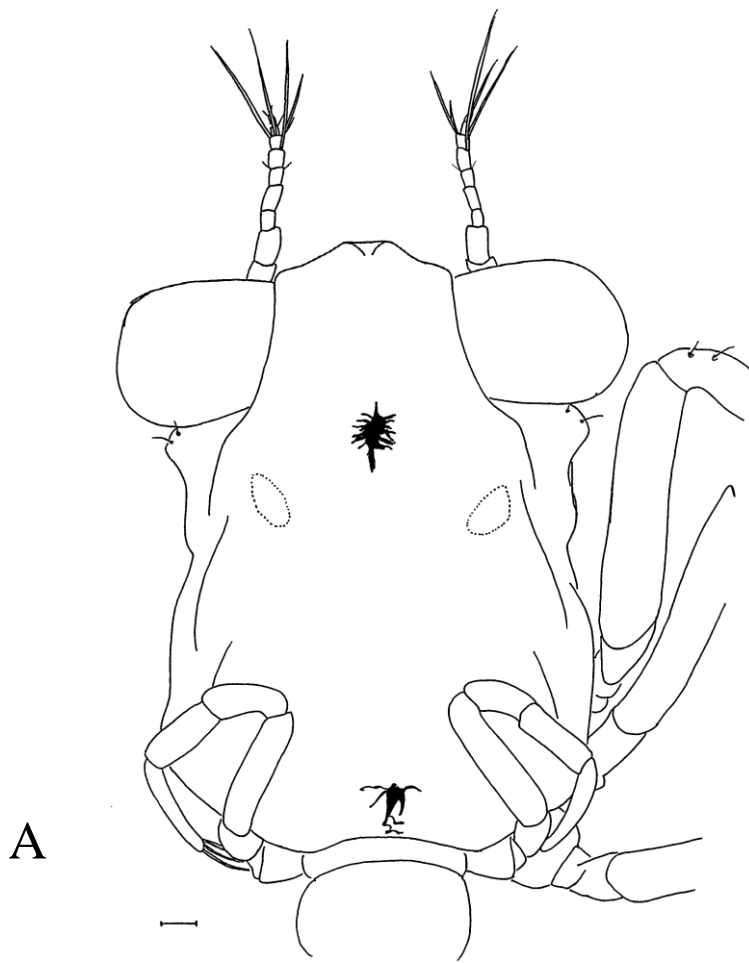


圖 15. 台灣厚蟹 *Helice formosensis* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm

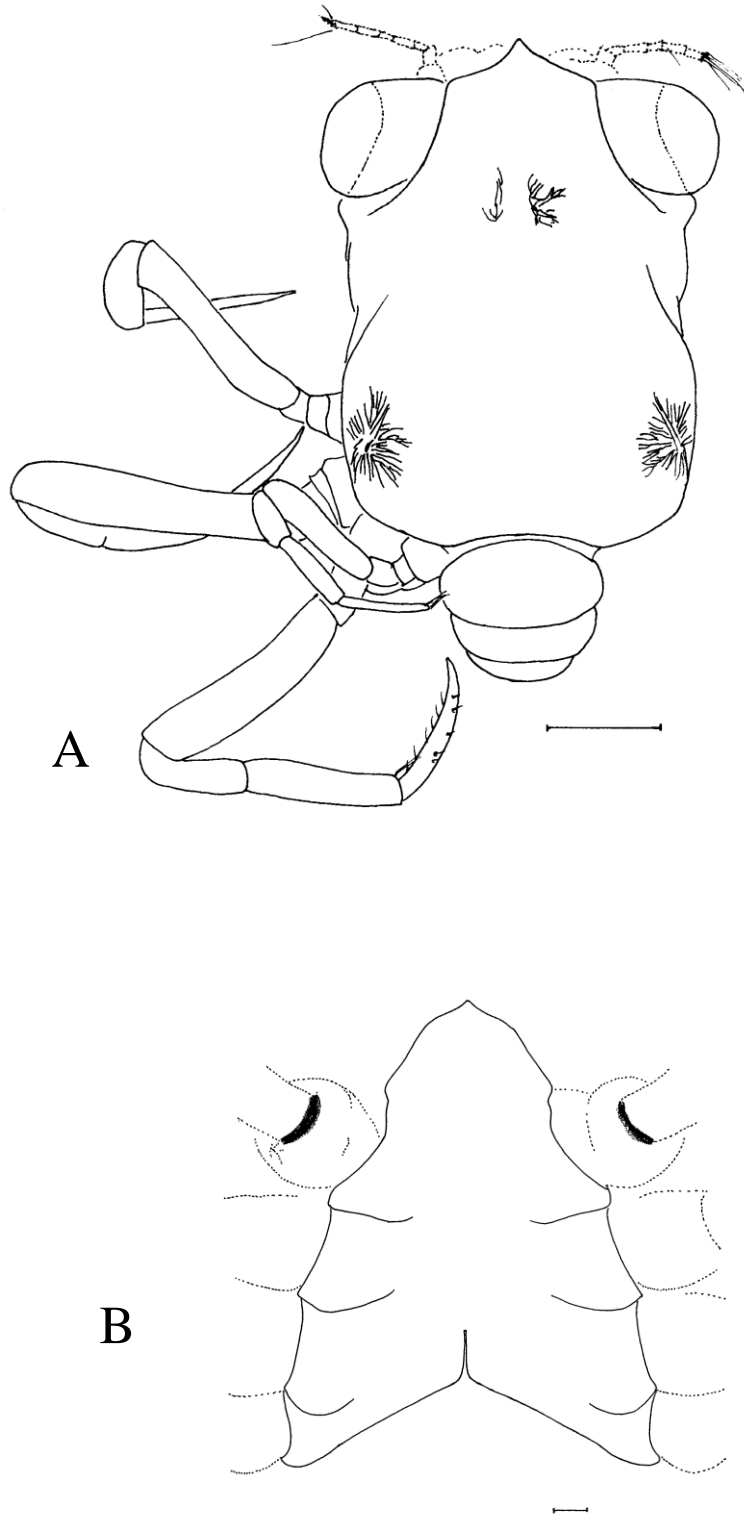


圖 16. 似方厚蟹 *Helice subquadrata* 大眼幼體外部形態特徵

A.背視圖 B.胸部腹甲

比例尺：A=0.5mm B=0.1mm

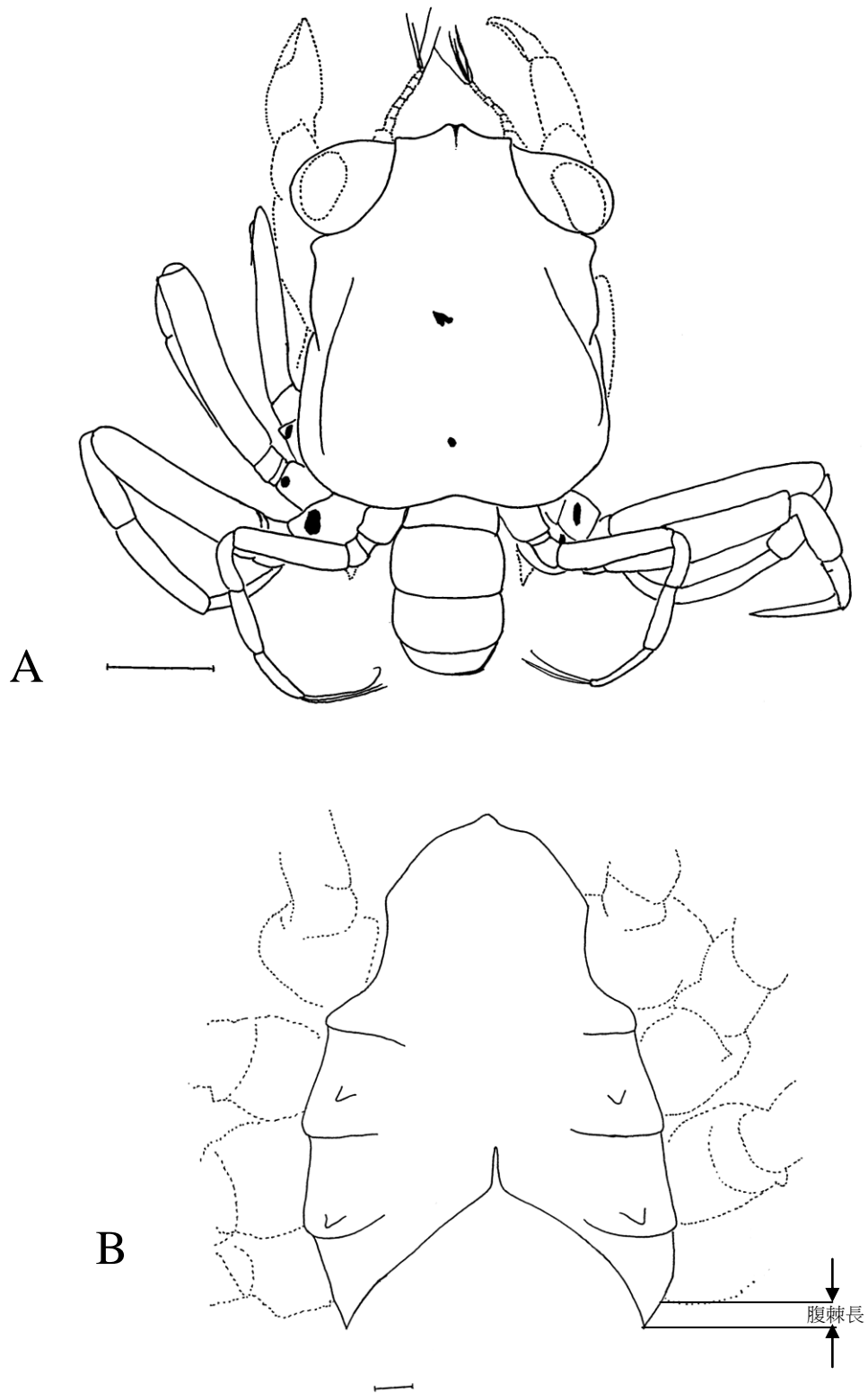


圖 17. 秀麗長方蟹 *Metaplax elegans* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm

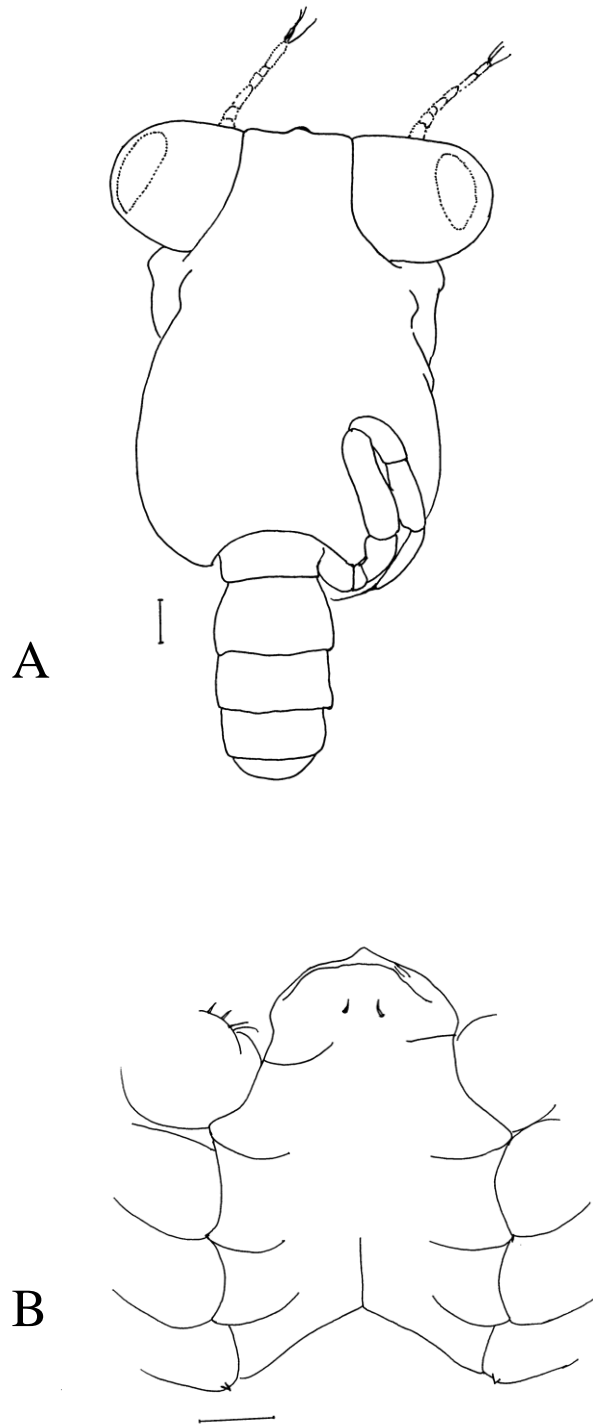
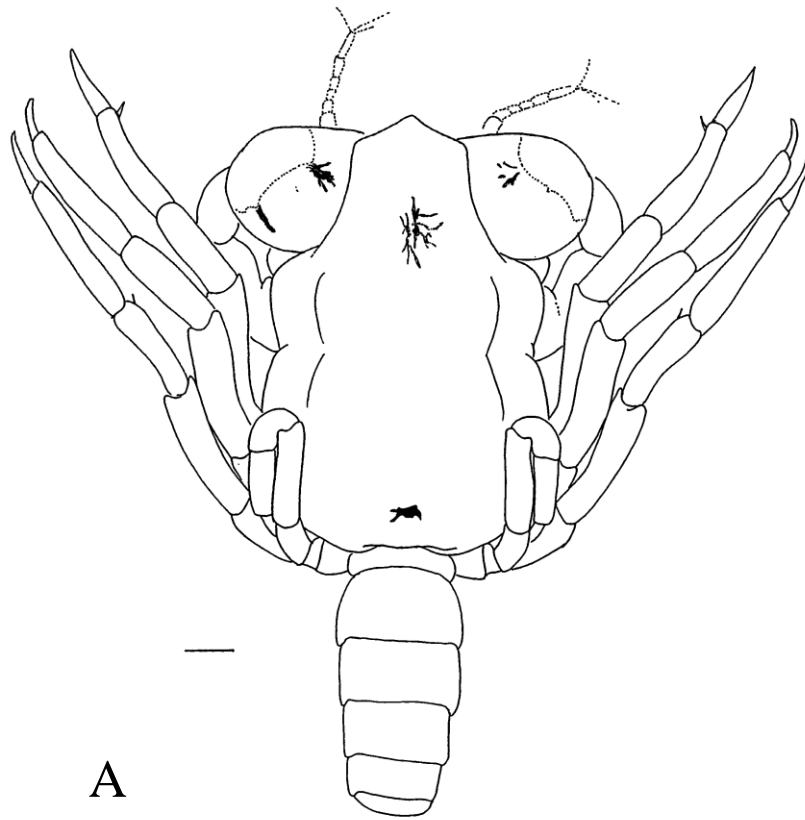
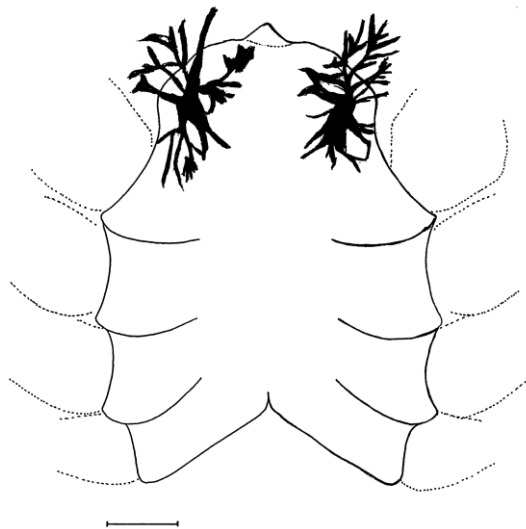


圖 18. 褶痕擬相手蟹 *Parasesarma plicatum* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm

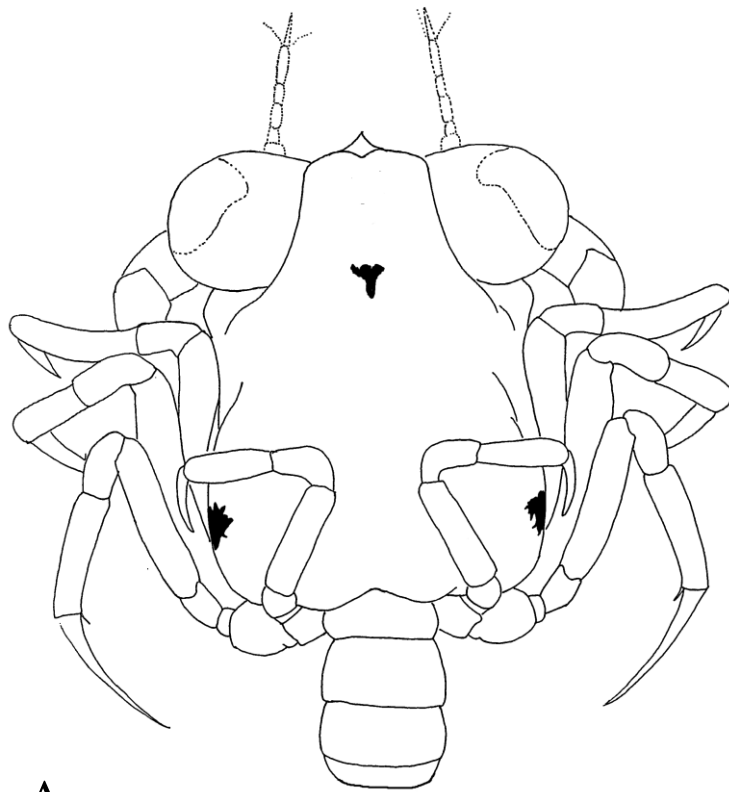


A

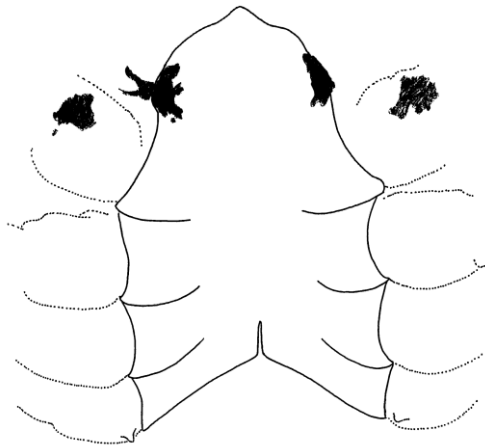


B

圖 19. 斑點(神妙)擬相手蟹 *Parasesarma pictum* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm



A



B



圖 20. 雙齒近相手蟹 *Perisesarma bidens* 大眼幼體外部形態特徵

A.背視圖 B.胸部腹甲

比例尺：A=0.1mm B=0.1mm

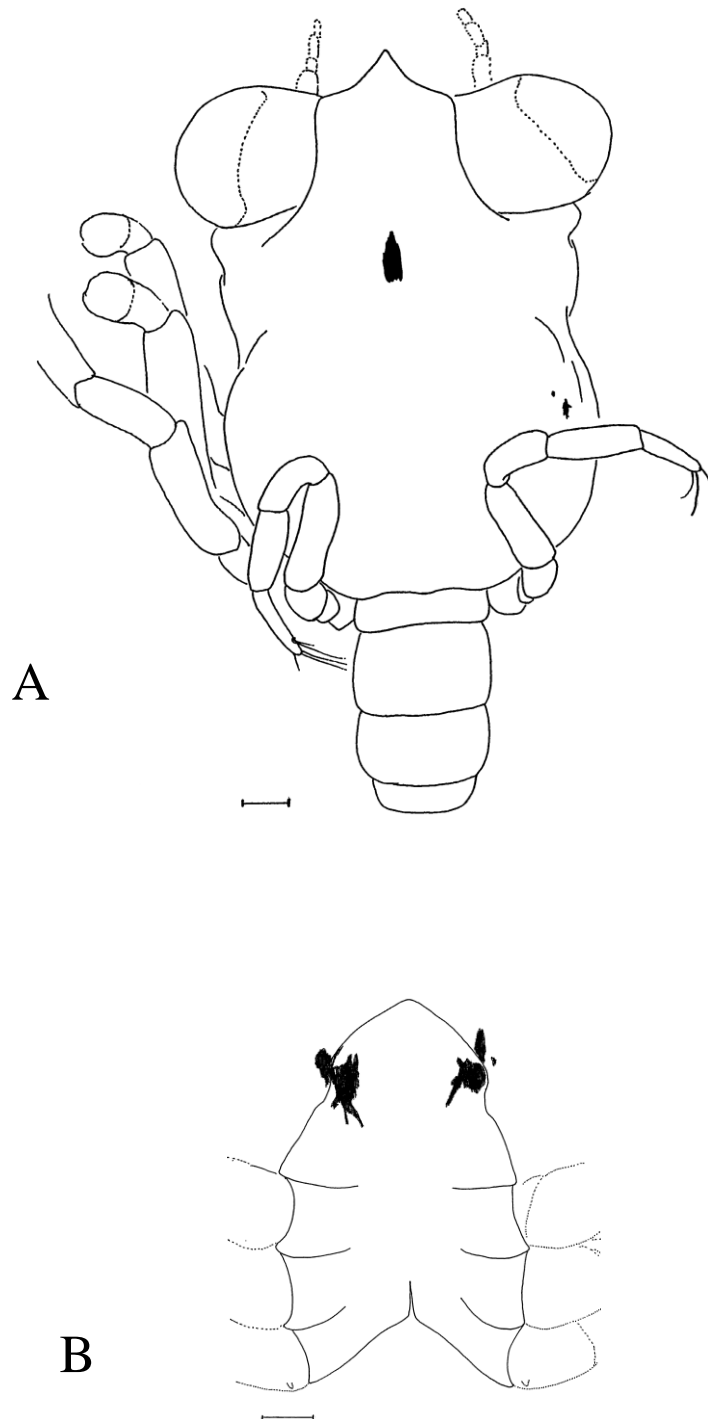
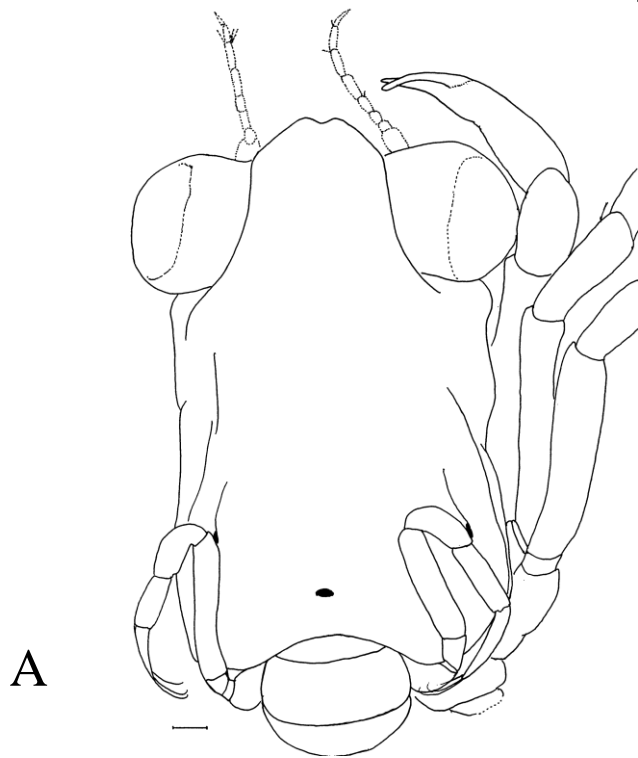
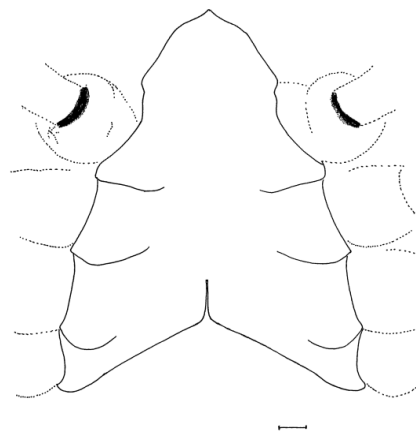


圖 21. 紅螯螳臂蟹 *Chiromantes haematocheir* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm



A



B

圖 22. 毛足圓盤蟹 *Discoplax hirtipes* 大眼幼體外部形態特徵
 A.背視圖 B.胸部腹甲
 比例尺：A=0.1mm B=0.1mm

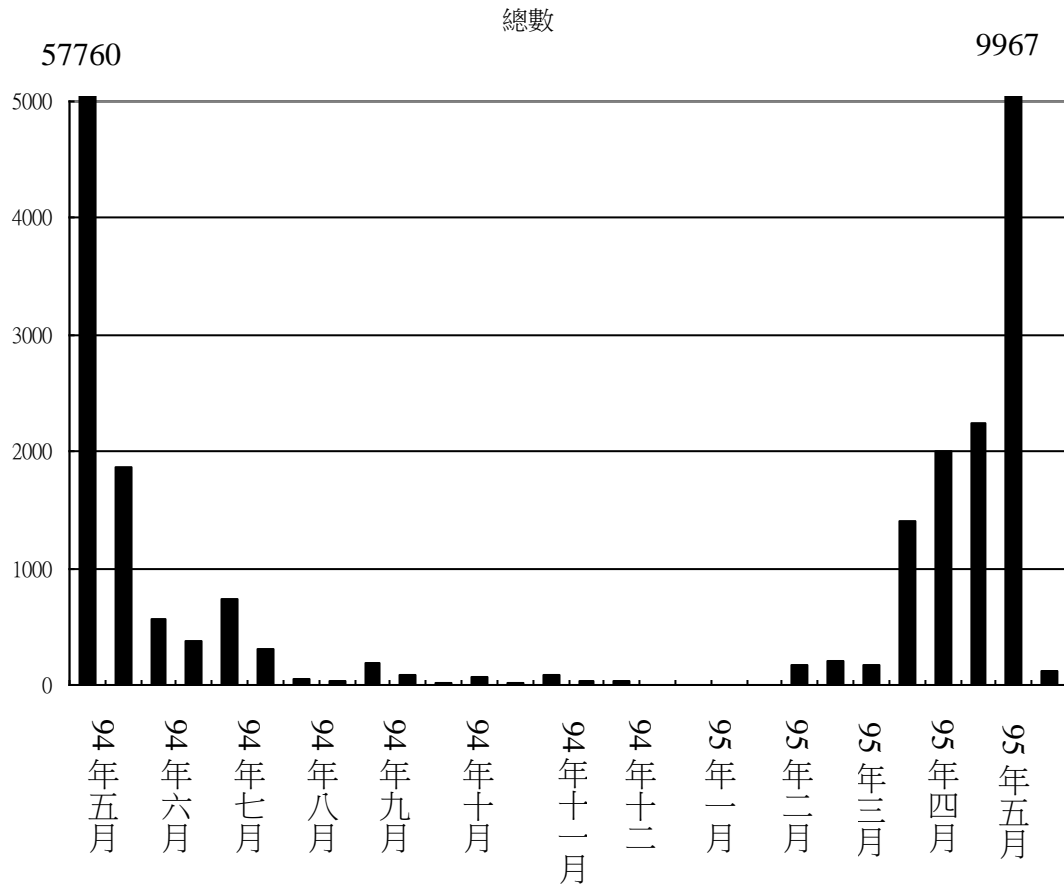


圖 23. 各月份大眼幼體洄游加入數量圖。

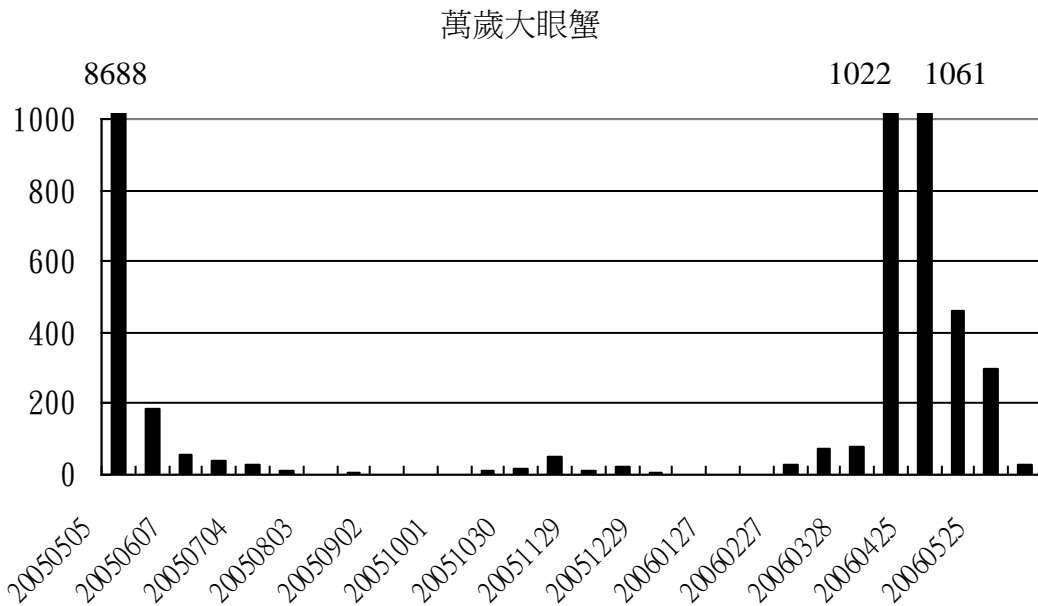


圖 24. 歷次採集萬歲大眼蟹大眼幼體數量圖。

短指和尚蟹

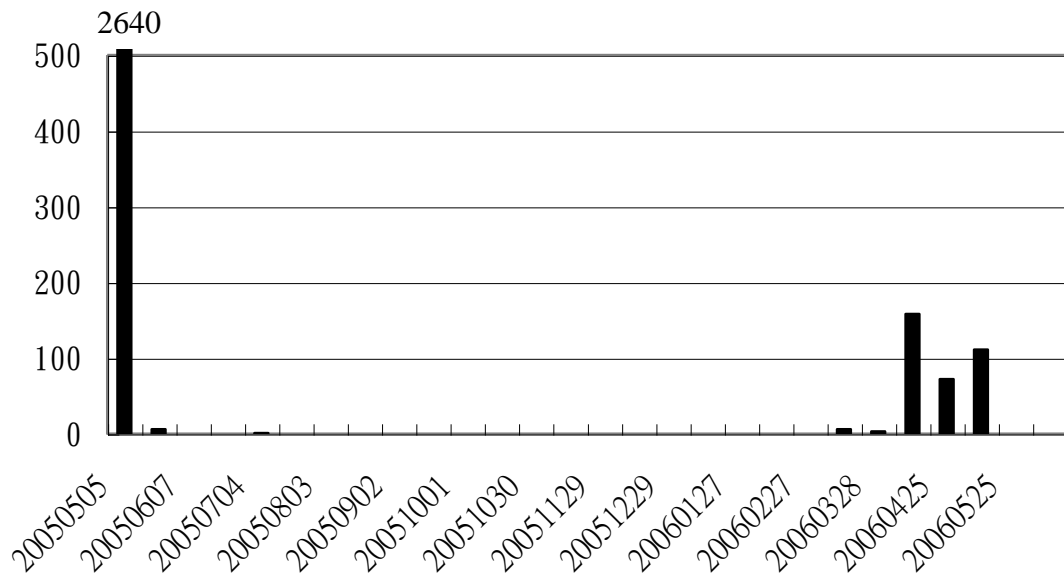


圖 25. 歷次採集短指和尚蟹大眼幼體數量圖。

雲林莞草物候及生態環境因子之探討

卓盟翔 1、林幸助 1、陳章波 2

1 國立中興大學生命科學系

2 中央研究院生物多樣性研究中心

摘要

雲林莞草為多年生挺水草本，現僅見於高美溼地、香山濕地寬廣的潮間帶及蘭陽溪口出海口附近的泥灘地，通常生長於鹽生草澤帶狀分布的最外圍植群。本研究的目的主要在於探討目前雲林莞草的物候狀況、生物量變化以及雲林莞草棲地及周圍泥灘地的水質與底質環境因子的調查。結果顯示，開花期在 4 月到 6 月之間，而結果期則為 5 月到 7 月；雲林莞草在 4、5 月時單位面積株數可達到最高，每平方公尺約有 3800 株以上；5、6 月時為植株高度最高的時期，達 60 公分以上。生物量方面，通常 5、6 月時地上部生物量可達到最大。以 2005 年 6 月為例，地上部生物量的值為 572 g/m²(圖 2)，7 月之後地上部生物量則大量遞減，大多轉變為枯萎的植株及枯落葉。通常雲林莞草有較廣的耐鹽性，其生長環境的水文鹽度範圍可以從 0.08 至 30.75 ‰；土壤底質除了伸港屬於極細砂的類型之外，其他地點不論有無草澤覆蓋，幾乎皆屬粉泥類型；草澤區粉泥黏土含量都高於 50% 以上，通常粉泥黏土含量高則氧化層會較為淺薄，而土壤含水量較高。

前言

雲林莞草(*Bolboschoenus planiculmis*)是台灣最典型鹽生草澤的代表，這類鹽生草澤受潮汐的變化而淹沒於水中或暴露於大氣中，形成由單一物種所組成的大片草原，具有複雜的帶狀分布以及植物、動物與微生物結構，生長於此的生物會配合鹽分波動所產生的逆境做適當調整(Mitsch and Gosselink, 2000)。全台的雲林莞草現僅見於高美溼地、香山濕地寬廣的潮間帶及蘭陽溪口出海口附近的泥灘地，通常生長於鹽生草澤帶狀分布的最外圍植群(葉，2005)。

雲林莞草為多年生挺水草本，具匍匐的地下莖(rhizome)及球莖(tuber)，稈直立三稜形。葉線形，小穗卵形，1~2枚聚生於花序先端。瘦果倒卵形，長4 mm，棕紅色(林，2005)；此屬植物多以同心圓的方式一圈一圈向外逐步拓展(黃，1988；Jelinski et al., 2001)，並在冬季時全部枯萎(die-back)，僅以地下部度冬，隔年春天再以球莖做為主要繁殖方式。

根據李(1989)在1988年所做的調查發現，當時位於彰化伸港海灘地的雲林莞草草澤面積約達7.5公頃以上。然而雲林莞草在常年受到遊客的踐踏加上漁民挖掘沙蠶等人為因素影響之下，皆導致當地的雲林莞草根系暴露，容易受潮汐沖刷，使得莞草萌發能力受到影響(黃，1988；李，1989)，加上近年來因輸電塔及保護堤的施工以及開發作為漁塭地，壓實了灘地整片的草澤，使得當地的草澤景觀完全消失(陳等，2003；葉，2005)。雖然目前雲林莞草分布地點大多已設置保護區，但在現今生態旅遊快速發展的情況之下，除了收集族群動態以及生態資料以因應未來在保護區內可能受到的衝擊是非常必要且緊急的，因此本研究將著重調查目前雲林莞草的物候、生物量以及棲地資訊，以提供未來環境規劃以及保育工作上的基礎資料。

材料與方法

一、物候及生物量

雲林莞草物候及基礎資料方面，以高美濕地作為調查地點，採樣區域為高美燈塔以南及清水大排出口以北之間的草澤為主。

(一) 地上部生物量：從2005年2月開始，每月以收割法的方式採取樣框內(五重覆，0.5 m × 0.5 m)地上部植株，然後將植株區分為枯萎部分(standing dead)以及鮮綠色部份(green biomass) (Sala and Austun, 2000)，鮮綠色部份即為地上部生物

量；方形區塊內表層可辨識的枯落葉(litter)則併入枯萎部分計算，區分完畢後清洗烘乾秤其乾重。

(二) 地下部生物量：同地上部生物量的採樣面積中，採取雲林莞草地下部(土壤底質下約 0~15 cm)的植體，稍加清洗後帶回實驗室，區分出仍存活的地下莖、球莖以及地下根等部分，區分完畢後清洗烘乾秤其乾重。

(三) 植株株數及高度之變化：將每月收割回來的樣本記錄其株數(區分出有無開花或結果)以及植株高度。

二、生態環境因子

本研究調查的目的在於觀察雲林莞草棲地以及周圍裸露灘地環境因子，以作為基礎環境資料的建立，調查地點以西部沿岸有雲林莞草分布的地點為主，包括新竹香山濕地、大甲溪北岸的南埔海堤、南岸的高美溼地以及過去曾經有分布的彰化伸港海灘地等四處；調查時間為 2006 年 7 月 25 日到 7 月 28 日，調查項目如下：

(一) 水體性質：調查項目包括水體 pH、電導度、鹽度、水溫、溶氧等，以水質儀器調查最高潮前後一小時之間的水質變化。

(二) 土壤理化性質：調查項目包括氧化還原層、粒徑分析、含水量以及 pH 值等。

結果

一、物候及生物量

圖一所顯示的是雲林莞草有無開花結果的株數所佔的百分比，可以看出主要開花期在 4 月到 6 月之間，而結果期則為 5 月到 7 月；雲林莞草在 4、5 月時單位面積株數可達到最高，每平方公尺約有 3800 株以上；5、6 月時為植株高度最高的時期，達 60 公分以上。

生物量方面，通常 5、6 月時地上部生物量可達到最大。以 2005 年 6 月為例，地上部生物量的值為 572 g/m²(圖 2)，7 月之後地上部生物量則大量遞減，大多轉變為枯萎的植株及枯落葉。地下部的部份，通常與地上部生物量有相關聯；當地上部生物量開始增加後，球莖生物量會有遞減的現象，而地下莖及根系則跟地上部生物量一樣有增加的趨勢(圖 2)。

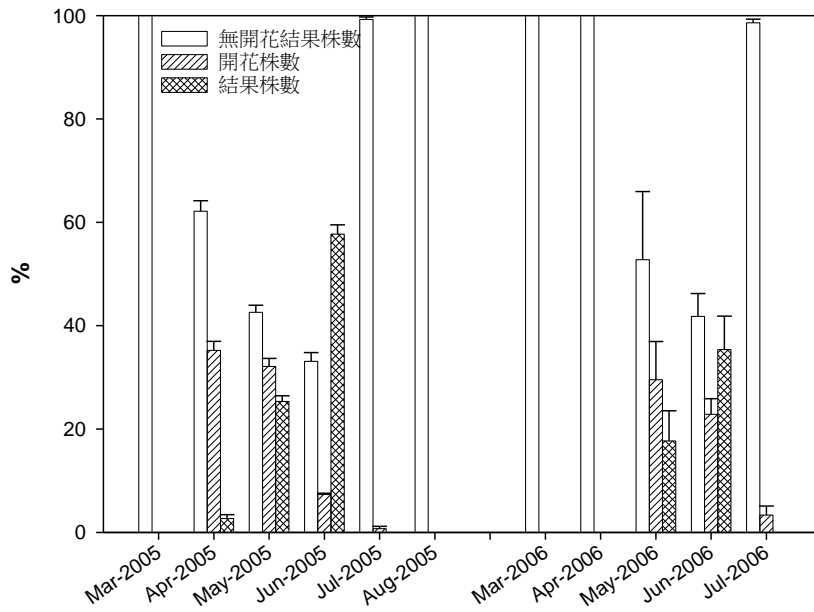


圖 1. 2005 年 3 月到 8 月間以及 2006 年 3 月到 7 月間，雲林莞草有無開花結果株數所佔的百分比。

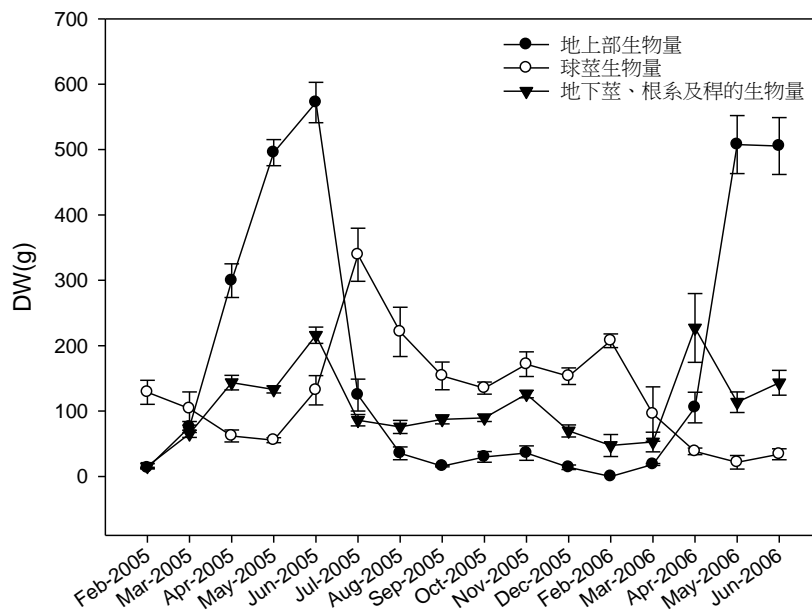


圖 2. 2005 年 3 月 2006 年 7 月間，單位面積上雲林莞草地上及地下部生物量比較。

二、 生態環境因子

水質資料方面由於水質調查僅採樣一次，且水質容易受採樣時間(白天及晚上的蒸發量有差異)以及當日氣候條件(是否有無下大雨)等因子影響，因此以本實驗的測定值來討論地點間差異性並無多大意義。因此將所測得的平均數值以及最

大最小值的範圍數值列於表一。從表一可以看出，雲林莞草生長的環境通常鹽度變動範圍頗大，而每一個漲退潮循環的鹽度變化通常是從剛開始漲潮的時候鹽度較低，隔數十分鐘後便突然升高，然後一直維持到潮水快退離草澤後才開始下降，而南埔海堤外側的草澤區與非草澤區的鹽度相較於其他地區較低，可能與地形上位於沙洲內側有關，水質主要受沿岸排水溝的影響較大。

底質粒徑分析方面比較香山、南埔以及高美三個地點，不論是粒徑(Md)、粉泥黏土含量(Silt/Clay content)以及篩選係數(Sorting coefficient)在地點間以及有無草澤覆蓋的地區都有顯著的交互作用(2-Way ANOVA, $P < 0.05$, $n=3$)。從圖三來看，底質粒徑(Md)在香山有無草澤覆蓋並沒有明顯的差別外，南埔以及高美草澤區的粒徑會比周圍無草澤覆蓋的灘地較小；粉泥黏土含量以南埔及高美的有無草澤覆蓋間有較明顯的差別，通常有草澤的粉泥黏土含量較高；篩選係數則以南埔無草澤區有較高的篩選係數。

底質的 pH 方面，地點與地點間有較顯著的差異(2-Way ANOVA, $P < 0.001$, $n=3$)，而有無草澤間則無明顯差別；氧化還原層方面，在地點間以及有無草澤覆蓋的地區都有顯著的交互作用(2-Way ANOVA, $P < 0.001$, $n=8$)，含水率在地點間或有無草澤間也有顯著的差異(2-Way ANOVA, $P < 0.001$, $n=3$)(圖四)。

討論

雖然從上述資料雲林莞草花期約在 4 月到 6 月，而結果期則為 5 月到 7 月，但根據野外觀察的顯示，有些地區(例如：南埔、蘭陽溪河口)雲林莞草的花期可維持到 8 月而結果期可到 9 月；另外草澤外圍也會比草澤中心有較晚的花期跟果期；而通常颱風的影響也會提早結束雲林莞草的開花結果。王(1991)認為颱風對草澤植物除了使淹水週期加長外亦增加了海水濁度，而海邊垃圾隨波漂移亦造成植物機械性的傷害。

表 1. 水體 pH、電導度、鹽度、水溫、溶氧之平均值與最大最小值

地點\水質項目	溫度 (°C)	pH	鹽度 (‰)	電導度 (mS/cm)	溶氧
香山草澤區	37.84 (32.68~39.4)	7.82 (7.42~7.89)	22.87 (0.08~30.75)	35.85 (0.17~47.91)	5.40 (4.05~7.41)
香山無草澤區	37.44 (36.71~38.42)	8.08 (7.99~8.16)	26.9 (25.56~27.44)	42.46 (40.61~43.27)	8.76 (7.37~10.01)
南埔草澤區	26.34 (26.27~26.89)	8.61 (8.3~8.92)	3.93 (0.24~13.68)	6.78 (0.507~22.739)	7.06 (2.7~8.82)
南埔無草澤區	26.77 (25.96~26.96)	7.75 (7.33~8.16)	6.19 (0.27~13.7)	10.65 (0.56~22.77)	6.22 (5.53~7.19)
高美草澤區	30.85 (25.85~33.32)	9.93 (9.84~10.07)	23.76 (0.07~28.63)	37.31 (0.15~44.56)	ND
高美無草澤區	30.42 (29.63~31.72)	7.54 (7.43~7.87)	23.33 (14.08~26.57)	37 (23.48~41.64)	5.76 (5.53~6.25)
伸港泥灘地	35.92 (34.51~37.83)	7.85 (7.72~7.95)	16.1 (12.34~19.85)	26.65 (20.93~32.18)	5.86 (4.69~6.93)

生物量方面，5、6月時地上部生物量可達到最大而7月之後地上部生物量則大量遞減，與過去前人所調查的結果相符，顯示雲林莞草有明顯的季節消長現象(黃，1988；李，1989；王，1991)，而通常會影響雲林莞草地上部生物量大量遞減的因素尚包括颱風、垃圾漂移堆積、以及遊客踐踏等。雲林莞草地下部生物量與地上部生物量有密切的關係；當生長季開始的時候，地下部球莖生物量逐漸減少而地上部以及地下莖和根系生物量開始明顯增加，顯示儲存於球莖的能量開始轉移到其他器官，直到生長季快要結束才開始增加。

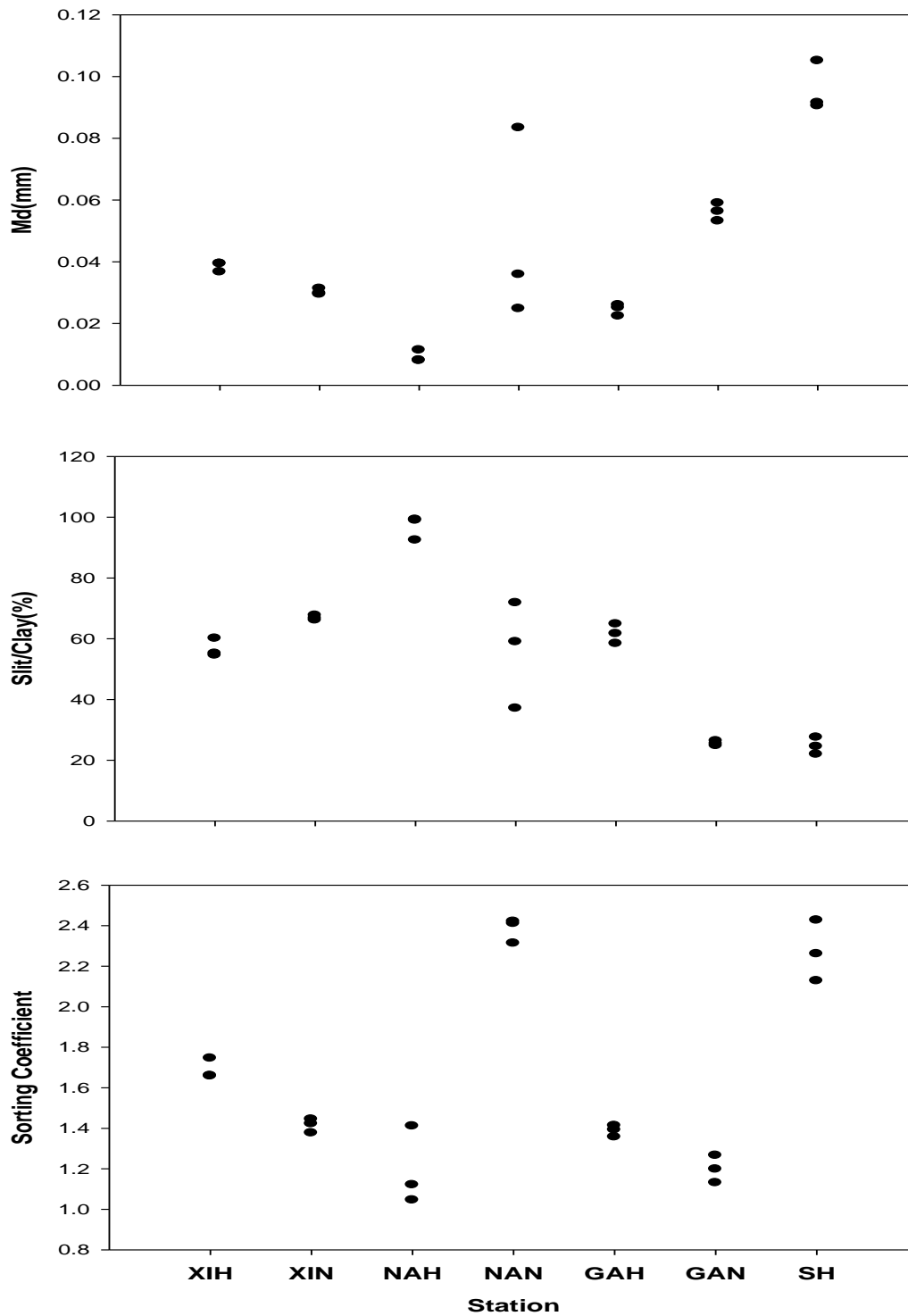


圖 3. 各地點間草澤區以及週遭泥灘地之粒徑(Md)、粉泥黏土含量(Slit/Clay content)、篩選度(Sorting coefficient)差異。

XIH：香山草澤區

XIN：香山無草澤區

NAH：南埔草澤區

NAN：南埔無草澤區

GAH：高美草澤區

GAN：高美無草澤區

SH：伸港海灘地

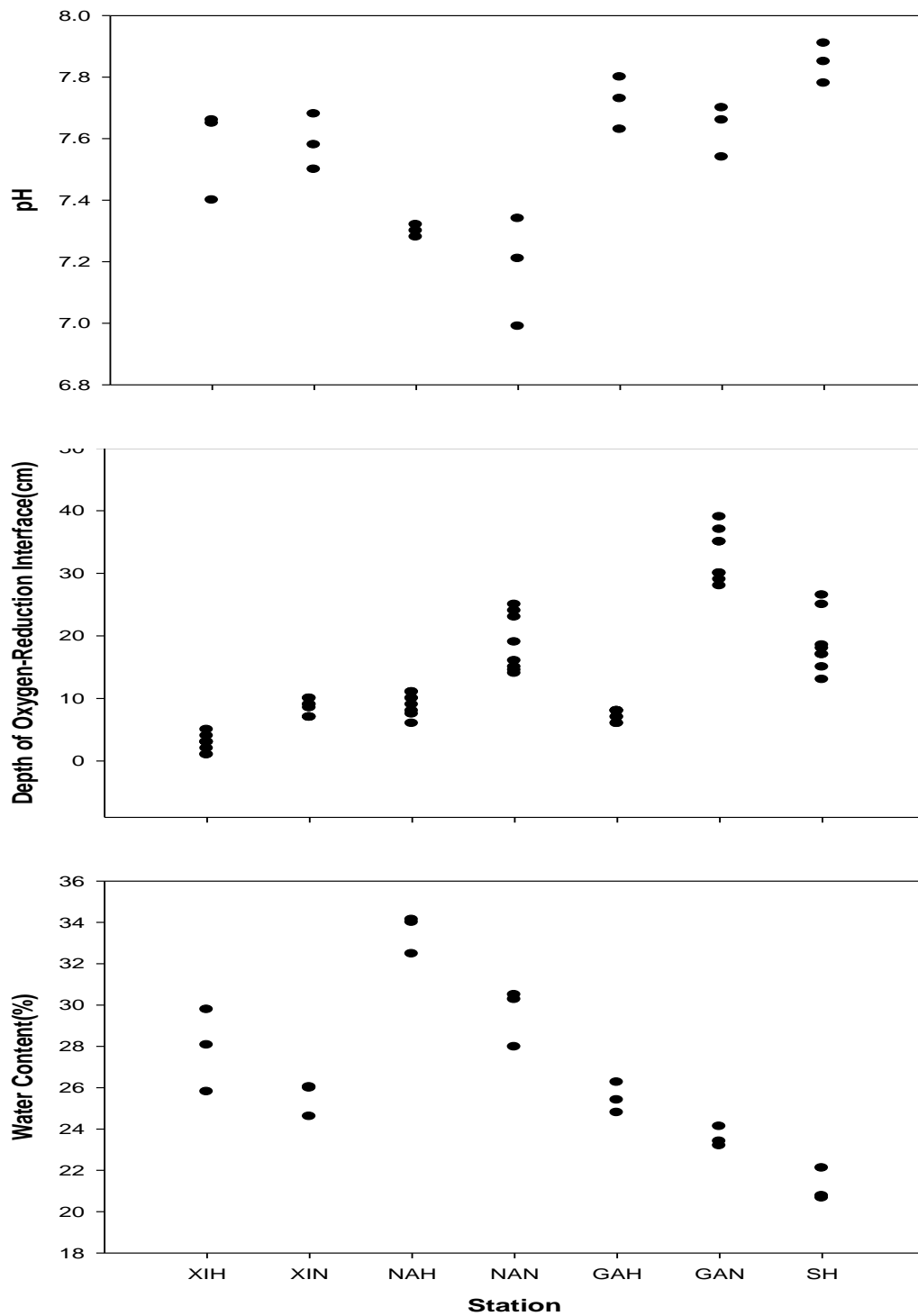


圖 4. 各地點間草澤區以及週遭泥灘地底質之 pH、氧化還原層深度(Depth of Oxygen-Reduction interface)以及含水量(Water content)差異。

XIH：香山草澤區

XIN：香山無草澤區

NAH：南埔草澤區

NAN：南埔無草澤區

GAH：高美草澤區

GAN：高美無草澤區

SH：伸港海灘地

土壤底質方面，比較香山、南埔以及高美三個地點，無論有無草澤覆蓋其分析的結果顯示皆顯示其粒度幾乎都屬於粉泥類型，僅伸港泥灘地為極細砂類型；草澤區粉泥黏土含量都高於 50 % 以上，與氧化還原層以及土壤含水量相較可以發現(圖二、圖三)，通常粉泥黏土含量高則氧化層會較為淺薄，而土壤含水量較高，而香山濕地則較為不明顯，或許與香山濕地雲林莞草的面積較小有關。

參考文獻

- 王守民，1991。大甲溪口植物資源及植群演替趨勢之研究，中興大學植物學研究所碩士論文。
- 李寶華，1989。大肚溪口草澤植物社會之研究。中興大學植物學研究所碩士論文。
- 林春吉，2005。台灣的水生與濕地植物。綠世界出版社。
- 陳章波、林幸助、陳明義、陳方瑜、陳炳煌、薛曙生、謝蕙蓮，2003b。彰化縣烏河流域污染調查及生態復育規劃計畫期末報告。中央研究院動物研究所。
- 黃朝慶，1988。大肚溪口植物社會之研究，中興大學植物學研究所碩士論文。
- 葉秋好，2005。台灣沿海濕地草澤之植群生態研究，中興大學植物學研究所碩士論文。
- Jelinski DE, Karagatzides JD, Hutchinson I 2001 On the annular growth pattern in *Scirpus maritimus* in an intertidal wetland: extension of the concept of cyclic development to within-clone spatial dynamics. Canadian Journal of Botany 79: 464-473.
- Mitsch WJ, Gosselink JG 2000 Wetlands, third edition. Van Nostrand Reinhold, A Division of International Thomson Publishing, Inc.
- Sala OE , Austun AT 2000 Methods of estimating aboveground net primary productivity. In: Methods in ecosystem science, ed. by Sala, OE, RB Jackson, HA Mooney and RW Howarth. Springer-Verlag Inc.,New York. pp. 31-43.

高美溼地的變遷

林惠真

東海大學生命科學系

前言

高美溼地是台灣西海岸典型的海岸溼地。它的範圍涵蓋大甲溪海口以南沿岸至台中港北面防風林以北，沿岸全長約 3.5 公里，堤岸外面積大約是三百多公頃。過去很少有人為的干擾，僅存在零星的漁民活動。雖然面積不大，但是由於泥質及沙質灘地兼備，加上河口沼澤地帶鑲嵌在一起，孕育了豐富且複雜的溼地生態；其中包含了潮溪、草澤、沙灘、泥地等多樣性的棲地。此區擁有目前西海岸地區面積最大的雲林莞草區，形成乾溼相間並伴有植物生長的複雜地形，生物歧異度極高，各種底棲生物及魚貝類豐富，亦是鳥類的重要棲息場所。然而，令人驚訝的是這些生物多樣性的特色，卻是在短短五十年間所形成的。

海水浴場變成溼地

高美在清朝道光年間的彰化縣志中稱為高密，應是清水早期幾個重要聚落之一。在日據時代改名為高美，當時的範圍包括現在的高美里、高東里、高西里、高南里及高北里等五個里。在 1932 年(昭和 7 年) 年間，高美海水浴場在此落成啟用，直到 1976 年這個清水唯一的風景區，因遊客日益減少而關閉。這表示至少在這段期間，高美溼地的土質結構應是以沙質為主，在數十年間地型、地貌有如此巨大的變化，應該與這地區的幾項發展有關。

1973 年台中港的動工及 1976 年的正式啟用，高美地區的海岸被劃設為台中港區的漂飛沙整治區。因為台灣西海岸的漂沙活動甚為活躍，通過大甲溪河口北岸及南岸之漂沙量，保守的估計每年分別約在 160 萬立方公尺及 370 萬立方公尺。由於高美溼地南方之台中港北防沙堤的設立，以阻擋漂沙進入港區，加速高美溼地內淤沙的堆積。雖然近年來大甲溪上游水庫興建，導致沙源及漂沙量漸緩；然而上游超載的農業活動及過量的未經處理的民生廢水，使河川水質惡化，含磷量劇增，加速優養化，隨河水攜帶而下的養份或有機質，一併進入溼地之中，造成有機碎屑的快速堆積。

高美溼地海堤，在 1996 年 11 月間發現遭到人為屯填土石，共向外延伸長

80 公尺、寬 60 公尺、高 2 公尺，影響當地自然生態環境及景觀，引起當時縣政府的關切。同年底，海渡電廠與台電簽約，成為國內第三家民營電廠，計畫設廠位置是緊鄰高美溼地南方、台中港區北防砂堤附近之防風林內。在 1999 年 3 月海渡燃煤發電電廠動工，隨後旋即停工。直到隔年 6 月，因資金籌措問題，電廠設廠危機正式解除。

過去 10 年內，在高美溼地區內，最大的干擾來自 2001 年高美海堤的增建。新海堤除了由舊海堤向外擴展超過 100 公尺外，其平緩的設計使得遊客可以在海堤沿線輕易的就走下灘地，對溼地的持續干擾，在新海堤完成後才真正開始！

儘管擁有豐富的天然資源，更是國內少數幾個雁鴨集體繁殖區之一，卻仍是無法抵抗開發的壓力。就在新高美海堤完工時，台電在 2002 年 11 月宣布配合風力發電政策，於台中港防風林區安裝 22 座風力發電機組，其中 18 座發電機組在高美溼地南側之港區北淤沙區防風林內，另 4 座在台中火力發電廠內。風力發電機組每支塔架高 65 公尺，風扇有 3 支葉片，每支 35 公尺長，風扇高度達 100 公尺，十分耀眼。未來對溼地內的各種鳥類群聚的影響，仍需持續監測與評估。

「高美野生動物保護區」的劃設

自 1998 年起，政府陸續規劃高美野生動物保護區、高美溼地賞鳥專區等案，然而因與當地居民的期望有所落差，導致高美溼地的定位與未來規劃等問題，遲遲無法有效協調、找出解決之道。直至「台中縣海線整體規劃」案在 2002 年 7 月至 12 月所進行的規劃與研究中，持續地與台中縣海線居民、學者專家與行政體系進行溝通與對談，使各界逐漸正視高美溼地所面臨的問題，並共同勾勒對當地規劃的願景。在該計畫所進行的社區營造與理念溝通中，經過半年社區內部的醞釀與萌芽，使得高美溼地的未來，朝向生態保育與當地生態產業結合的目標前進。相關人事曾建議以「野生動物保護區」與「風景特定區」兩方案來規劃高美溼地的資源利用，然而經過評估，高美溼地的自然資源確實有特別保存及保育之必要，因而採用「高美野生動物保護區」的方案以保育當地的生物多樣性。

在 2003 年度委託中華民國永續生態旅遊協會辦理「台中縣高美野生動物保護規劃」計畫，並於 2003 年 7 月 11 日舉行「共構高美溼地的未來」說明會，會中除了將「台中縣海線整體規劃」的規劃結果與當地里長、居民共同商討外，並達成將高美溼地規劃為「野生動物保護區」，以維護當地溼地的生態環境；同時

考量居民生命安全、生活與生產的初步共識。經台中縣政府研提高美野生動物保護區保育計畫書及相關資料送行政院農業委員會核定，並於 2004 年 9 月 29 日公告劃設俾依法經營管理。

環境倫理是課程統整的最佳題材

台中縣清水鎮高美溼地的面積，只有大肚溪口溼地的十分之一。然而，其中地形的複雜度卻絕不會輸給後者。在區域內的地形，依土質種類、植被、淡水注入情形等，分為潮溪區、草澤區、沙地區、碎石地區、雲林莞草區、泥灘地區及低潮線等七種類型的棲地。棲地類型的多樣性代表的正是生物相的多樣性；也就是說，維護生物多樣性的最根本的方法就是維持棲地的多樣及完整。

在全國上下齊聲強調「環境保育」、「生物多樣性」及「生態旅遊」等議題時，實在需要投入更多時間與金錢，幫助民眾對環境倫理意識的強化。畢竟，環境教育並不僅止於教室裡對生態學課本內容的講解；生物多樣性並不是在國家公園或野生動物保護區內，對動植物的保護或復育而已；生態旅遊更不是開著四輪傳動的吉普車，在溪流、沙灘或溼地上穿梭亂竄！相反地，這些議題應該以生活週遭環境的特色與其發展歷史的認識為重心，培養民眾對這塊土地的熱愛和對生命的尊重，進而達到一個對土地利用有節制的境界。當我們能隨時說出“我家前面的小河、後面的山坡”的特色，而不是像在背誦教科書，感覺和自己一點也沒有關係時，我們的環境保護與生態教育已經成功上路了。

部份文字摘自：

林惠真。1998。高美濕地生物資源。台中縣政府，豐原市。152 頁。

林惠真、宋文汀、蘇珊慧。2003。台中縣海岸溼地生態教室。台中縣政府，豐原市。175 頁。

蘭陽溪蟹類生物多樣性調查研究

The diversity of crabs in Lanyang River

邱婉婷¹、劉烘昌²、鄭明修²

¹ 宜蘭縣立蘭陽博物館

² 中央研究院生物多樣性中心

前言

螃蟹在分類上被歸屬於甲殼綱(Class Crustacea)十足目 (Order Decapoda) 底下的一個下目(infra-order)，但卻包含有甲殼綱中近六分之一的種類。雖然絕大多數種類的螃蟹是生存於海洋之中，另有少數種類拓展到沿岸淺海、淡水環境及陸地上生活。其中，在熱帶地區的河口潮間帶，棲息著種類數量龐大的蟹類，成為海岸生態系的重要主角 (Day, 1989)。

沿岸淺海的海岸濕地因沉積沙泥，再加上生長在其間的植物的攔截，助長了泥沙的堆積，使泥灘地日漸擴張，提供了許多生物的生活空間，形成了極為特殊的生態系，歸結其特殊的環境因子為高生產量、鹽度變動、水溫變動、水陸兩棲環境的轉換、缺氧狀態、沉澱物的懸浮和輸送等，基於上述因素，這些生長在海岸濕地的蟹類展現出對環境的良好適應能力，過著「半陸生」的生活 (王 & 劉, 1996)。

目前全世界的螃蟹種類約有 4,500 種，而 Ng et al. (2001)發表的台灣螃蟹目錄則有 548 種蟹類。截至目前又陸續有多種新種及新紀錄種發表 (Ho et al., 2004; Ng & Liu, 2003)，台灣蟹類的種數超過全世界的十分之一。其中棲息於海岸濕地的螃蟹，已知約有 70 餘種，分屬饅頭蟹科 (Calappidae)、玉蟹科 (Leucosiidae)、梭子蟹科 (Portunidae)、沙蟹科 (Ocypodidae)、和尚蟹科 (Mictyridae)、方蟹科 (Grapsidae)、相手蟹科 (Sesarmidae) 和弓蟹科 (Varunidae) (王 & 劉, 1996)。

過去台灣蟹類的研究多執行於交通較為便利之西部地區，東部地區的研究相較之下顯的不足，而蘭陽溪及其海岸濕地之蟹類更是向來少有人進行研究。近年台灣發表之新紀錄種蟹類有多種均發現於東部地區，例如硬毛擬方蟹 (*Seudograpsus setosus*) (Ng et al., 2002)、*Labuanium trapezoideum* (Jeng et al., 2002)、林投蟹 (*Scandarma lintou*) (Schubart et al., 2003)等。近年於海岸濕地也發現許多新紀錄種蟹類，如 *Neosarmatium* spp. (Ng et al., 1996)、*Stelgistra stormi* (Ng & Liu, 1999)，顯示海岸濕地十足目動物之調查仍有待加強。而宜蘭地區在十足目的動物地理上也具有特殊之地位，例如台灣最常見之淡水蟹拉氏清溪蟹就不見於宜蘭地區 (劉，1999)；又宜蘭地區也是台灣兩種毛蟹分佈北部地區之交界處 (Chan et al., 1995)。因此蘭陽溪及其海岸濕地之蟹類很值得深入之研究。

位於台灣東北部的蘭陽溪，是宜蘭縣境內最主要的河川，蘭陽溪發源於南湖大山北麓，流經牛鬥出谷後，在噶瑪蘭大橋附近與宜蘭河、冬山河匯流後注入太平洋。她是宜蘭縣最長、流域面積最廣的河川，所以也有「蘭陽平原的母親」、「生命之河」的稱號，她對宜蘭人文、自然、交通、遊憩、觀光等都佔有舉足輕重的影響地位 (李，2004；張，2004)。然而蘭陽溪的基礎生態研究資料非常匱乏，近年農委會特有生物中心在蘭陽溪流域進行生物調查，其偏重在哺乳類、鳥類、爬蟲類、兩棲類、淡水魚類及蝴蝶的研究 (彭，2005)，水利署亦委託台大生物多樣性中心執行「蘭陽溪河系河川情勢調查」已有初步成果，此計畫主要針對蘭陽溪河系河川，包括蘭陽溪主流及七條下游支流之河川情勢調查，調查項目包括水域生態系 (藻類、水棲昆蟲、蝦蟹類、淡水魚類) 與陸域生態系 (濱溪植物、哺乳類、鳥類、爬蟲類、兩生類、蝴蝶) 兩大類型，其中在蟹類相部分主流調查發現的蟹類有日本絨螯蟹 (*Eriocheir japonica*) 和字紋弓蟹 (*Varuna litterata*) 2種；支流調查則捕獲 3 種蟹類，分別是宜蘭澤蟹 (*Geothelphusa ilan*)、大里澤蟹 (*G. tali*) 和字紋弓蟹，共有 2 科 4 種蟹類 (李，2004)。由上述研究可知，蘭陽溪蟹類多樣性基礎研究仍有待進行。

本研究進行蘭陽溪蟹類多樣性及空間棲所分布調查，研究主軸分為以下

三大項目：

一、多樣性研究：水利署的蟹類調查結果中，本流域有 2 科 4 種蟹類(李, 2004)。本研究將對蘭陽溪蟹類進行全面研究，建立蟹類相及判定優勢種為本研究的目標工作，主要研究議題有下列三點：

- (一) 蘭陽溪蟹類相的全面調查
- (二) 固定樣區內的蟹類普查
- (三) 蘭陽溪河口域優勢種蟹類調查

二、空間棲所分布研究：在河口感潮帶生活的生物，受潮汐的作用引起的環境變動影響，為適應這樣的環境，特別在溫度、鹽度、水位變化，各種生物選擇在不同的棲地位置，長期適應棲地的各種環境因子，本研究除選擇在此固定樣點，建立河口域日蟹類相，也從各項環境因子，如日夜間、潮位區域、底質、溫溼度等，瞭解生活在此的蟹類如何隨每日潮汐的節律下選擇其棲所空間位置與活動行為模式。回顧在蟹類與潮汐的關係研究，發現潮汐節律影響海洋性及陸棲、半陸棲蟹類很深 (Saigusa & Kawagoye, 1997, Stillman et al., 2004)，而海岸濕地環境基質對棲息蟹種及其行為有一定的影響 (蘇, 1983；黃, 1991)。另從不同潮位與物種的分布與共域情形進行研究，欲揭開蘭陽溪口蟹種在潮位上的分區，或相同區位是否有不同蟹種的共域組合情形，此也將反應蟹類在本研究地點的領域性，並比對前人之蟹類共域研究 (郭, 2001； Ono, 1963)，是否有直接相關的佐證，而蟹種的個體大小與潮位關係，及針對不同潮位與洞數之關係亦成為本研究之測項，因前人研究中提出洞徑與體寬呈正相關性 (郭, 2001)，體型大小與潮位亦有明顯關連 (Tsai et al., 2000)，本研究以潮位與洞數關係進行分析，將能回應前人之研究發現，提出本研究的論證結果，以下 4 點為本研究問題：

- (一) 蘭陽溪口基質分析課題
- (二) 潮位與蟹種分布關係之課題
- (三) 潮位與蟹種共域情形之課題
- (四) 潮位與蟹洞數關係之課題

三、生態行為研究：由前述多樣性研究過程中發現，適應本研究地點的 5 種優勢種中有 3 種其雄蟹有明顯的螯足左右性，前人研究假說發現螯足之左右比例相當（施，1999；Crane, 1975），本研究將進行數據比對分析及延續分布研究之議題，以瞭解螯足左右性與進出洞之關係為何，故建立以下研究問題為：

（一）蟹類地面構造物類型之課題

（二）三種河口蟹類螯足左右性之比率關係課題

（三）三種河口蟹類進出洞與螯足左右性之關係課題

從本研究建立 3 大研究方向，上述約計 10 項問題為探討目標下，其本研究結果能回饋在蘭陽溪生態研究的幫助，尤其是河口的蟹類棲地環境因子與生態面的交互討論，讓關心自然生態的各界人士對於棲地保育的重要性，提供一些研究上的資料貢獻，後續在棲地生態的研究上仍有許多可供深入的研究方向有待繼續支持，也是本研究所樂見期盼。

材料方法

一、研究地點

本研究之地點選定為蘭陽溪。蘭陽溪自發源地向東北流，上游匯集重要支流有馬當溪、逸久溪、米磨登溪及四重溪，中游匯集重要支流有土場溪、天狗溪、碼崙溪、梵梵溪、清水溪、粗坑溪，下游匯集重要支流有羅東溪、宜蘭河、冬山河。

因蘭陽溪上游分布許多河階地，而上游的水流也較為急促，故挾帶大量泥沙至下游，下游水流速度減緩，至河口處形成三角洲沖積平原，內含豐富有機物，造就豐富的河口生態，也提供多種動植物絕佳的棲息與繁衍的環境；陸地上泥灘、沙洲、草澤、農耕地等多種土地類型，適合水鳥過境的驛站，是東部少見的水鳥重要棲息地，在 1996 年 9 月經農委會公告為蘭陽溪口野生動物保護區（張等，2004）。

為進一步研究本研究為瞭解蘭陽溪口適合蟹類生存的環境條件及其在棲地

上的生態行為，在位於溪口處擇定一固定樣站作為種類及環境因子調查，野外調查紀錄並測量數據有：時間、溫度、濕度、底質條件、潮位、蟹類甲殼寬、螯足左右性、左右側入洞及出洞、蟹洞數等，都是針對本研究設計的調查項目，以便於本研究在多樣性與空間棲所分布主題的討論。

二、劃設樣站

本研究之樣站選定以蘭陽溪口處，往支流冬山河口的碼頭區旁沙地為調查區域，本河口微棲地中蟹類數量豐富適合進行調查。本站位於冬山河河口，往北側近蘭陽溪入海處，往南側為冬山河停船碼頭，往西是本樣區腹地由水域往陸域方向，為區分不同潮位，依離海遠近再細分 A、B、C、D 四區域，設穿越線於 2005 年秋冬季開始進行野外調查。

- 穿越線法：設穿越線之目的在區分不同樣區，依離海距離即潮汐漲退潮時間先後暴露的蟹類棲地，瞭解各種蟹種是否隨漲退潮先後而採取其活動策略。設穿越線的方法為，先設定完成最遠距的範圍，最大範圍的設定時間，以 2005 年農曆 9 月最大漲退潮時間，在樣站釘設木樁，此範圍量測後全長約 20 公尺，依此再分成 4 個範圍，每 5 公尺設一垂直穿越線，以離海由近至遠依序訂為 A、B、C、D 潮位的樣區，之後便能依潮區來執行野外調查，此為樣站的穿越線設計的目的。

三、研究方法

待以穿越線劃設好潮區，再採以下方式進行野外各項紀錄：

- (一) 生物採集：調查地點分為蘭陽溪全河域與河口域二種，調查時間訂在 2004 年 1 月起至 2005 年 6 月底為期 1.5 年，至少每月一次進行全河域採集，河口域在同樣調查時間分日夜間在河口幾個樣點進行採集，夜間為不定點採集，日間選擇在蘭陽溪主要支流冬山河口處，設固定樣站調查陸域蟹類相及其他生態調查，生態錄影之調查時間集中在 2005 年 7 月至 2005 年 12 月，以上調查採集標本分三種方式：僱用漁民在水域中以網或設陷阱捕捉、自行徒手捕捉、遠距離拍照或攝影，影像資料是協助物種的判別。

- (二) 生物觀察紀錄：觀察時間訂於2005年10月至12月秋冬季，選擇當日白天為天晴狀況的退潮時間，每次在樣站各4個潮位隨機位置執行一次50cm×50cm小樣區（以壓克力邊框作為範圍界線）拍照和攝影，每潮位攝影時間約10-15分鐘，攝影角度分正投與側投二向，為求拍照清晰以計算洞數，每一樣區分四格拍照。
- (三) 底質取樣：取樣時間訂於秋冬季各一次，每次在樣站中隨機取10點，以金屬空心圓筒鑽入砂石底部，每點取樣約440公克，將土石至於密封袋及冰箱內，帶回烘乾後進行篩分析試驗（郭，1987；1989）。

四、結果分析

- (一) 物種鑑定分析：將野外採集到蟹類，及物種照片或攝影資料，與蟹類圖鑑資料進行比對確認種類，徒手捕捉採集後無法確認種類物種，則將以70%酒精濃度浸置標本瓶中，製作成標本再與中研院實驗室之標本進行比對鑑定種類。
- (二) 生態紀錄分析：分野外基本資料記錄、影像資料再分析及物種、底質取樣分析三種，以取得研究數據。

結果

一、建立蘭陽溪蟹類多樣性研究

蘭陽溪蟹類調查

蘭陽溪蟹類總計達7科28種（表1），其中在河口範圍內可發現的種類達4科14種（表2），佔蘭陽溪全部蟹類種類的二分之一。在優勢種類方面，夜行性種類以紅螯螳臂蟹（*C. haematocheir*）及無齒螳臂蟹（*C. dehaani*）數量較多。其中紅螯螳臂蟹（*C. s haematocheir*）在冬山河口右岸海岸林下族群密度極高，河口北岸草地及內陸稻田溝渠兩旁也有少量分布。無齒螳臂蟹（*C. dehaani*）的分布較為均勻，感潮帶河岸及稻田溝渠中都很常見。

中型仿相手蟹（*S. intermedium*）也頗為常見，其中在冬山河口右岸海岸林下

及草生地的數量最多。中華沙蟹 (*O. sinensis*) 分布於河口兩岸沙丘族群量不小。角眼沙蟹 (*O. ceratophthalmus*) 分布位置於中華沙蟹相近，但棲地較接近高潮線的附近。印度新脹蟹 (*N. indicum*) 僅在河口北岸發現一隻，為目前本種在台灣發現的最北限。

日行性種類以北方招潮蟹 (*U. borealis*) 及萬歲大眼蟹 (*M. banzai*) 二者數量較為龐大。清白招潮蟹 (*U. lactea*)、弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*) 及台灣泥蟹 (*I. formosensis*) 也頗為常見，但族群分布較不集中，散見於感潮帶各處泥灘地。招潮蟹雖發現有 6 種，但屠氏招潮蟹 (*U. dussumieri*)、三角招潮蟹 (*U. triangularis*) 及粗腿綠眼招潮蟹 (*U. crassipes*) 的數量均極稀少。雙扇股窗蟹 (*S. bitympana*) 在此數量也極為稀少，但也是在東台灣首度發現 (Fukui et al., 1989; Huang et al., 1992; Wang & Liu, 1998)。

部分種類兼具日行與夜行性。其中短指和尚蟹 (*M. brevidactylus*) 分布在蘭陽溪主流河口沙洲，是目前在東台灣首次紀錄的族群 (Fukui et al., 1989; Huang et al., 1992; Ho & Hung, 1997)。台灣厚蟹 (*H. formosensis*) 也頗為常見，但族群分布於較接近河口處的泥灘地，亦是首次在東台灣發現的族群 (Fukui et al., 1989; Ho & Hung, 1997)。方形大額蟹 (*M. takahashii*) 數量不多散見於各感潮帶，常見於礫石處活動。

在冬山河樣站中則以弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*)、北方招潮蟹 (*U. borealis*)、清白招潮蟹 (*U. lactea*)、角眼拜佛蟹 (*T. ceratophora*)、台灣厚蟹 (*H. formosensis*) 的族群較佔優勢。

在空間分佈上，宜蘭河的感潮帶範圍最大，無齒螳臂蟹及台灣泥蟹 (*I. formosensis*) 均可從出海口分布至離海 5 公里遠的河段。根據調查的結果，蘭陽溪河口螃蟹的種類組成與西海岸河口潮間帶的種類較為接近 (Ng et al., 2001)，反而與花、東地區河口海岸濕地種類差異較大 (Ho et al., 1993)。蘭陽溪河口海岸濕地由於缺乏面積廣闊的各類棲地，使得大多數蟹類的族群數量不大。蘭陽溪

中上游河岸開發嚴重，亦造成甲殼類棲地嚴重破壞，澤蟹 (*Geothelphusa* spp.)、毛蟹等族群數量逐年銳減。

歸納蘭陽溪河口海岸濕地蟹類相特徵為：

- (一) 短指和尚蟹 (*M. brevidactylus*)、萬歲大眼蟹 (*M. banzai*)、弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*)、清白招潮蟹 (*U. lactea*)、台灣泥蟹 (*I. formosensis*)、雙扇股窗蟹 (*S. bitympana*)、角眼拜佛蟹 (*T. ceratophora*) 及台灣厚蟹 (*H. formosensis*) 等 8 種蟹類在東台灣的唯一發現地點 (Ng et al., 2001)。
- (二) 招潮蟹屬蟹類有 6 種，遠超過同緯度西海岸潮間帶招潮蟹種類 (Su & Lue, 1984; Huang et al., 1989)，與台灣西南部及東南部海岸潮間帶招潮蟹種類組成較接近 (Huang et al., 1989; Wang, 1984)。
- (三) 26 種河口蟹類中僅中型仿相手蟹 (*S. intermedium*) 不見於西海岸，種類組成較接近西海岸河口海岸濕地蟹類相，與東部其它河口海岸濕地蟹類組成相差較遠 (Fukui et al., 1989)。
- (四) 蘭陽溪口海岸濕地大多屬沙泥底質棲地，微棲地類型不多。

二、蘭陽溪口空間棲所分布研究

- (一) 本樣站基質屬中細砂質土壤，且基質在不同潮位與季節無明顯差別：將本樣站野外取樣河口域基質攜回實驗室中，經實驗處理後依美國國家標準等級，基質共分成四級土石：礫石 (pebble) > 2.00 mm、粗砂 (coarse sand) 2.00~0.50 mm、中細砂 (middle thin sand) 0.50~0.125 mm、極細砂及粘土 (extreme thin sand and silt) < 0.125mm 四級。樣區內 20 筆樣本均明顯呈現中細砂質土壤之數量比例高於其它，故本樣站基質屬中細砂質土壤，另礫石、粗砂、極細砂及粘土依序次之 (表 4)。將取樣資料依秋冬 2 季與 4 潮位比較差異，顯示與季節及潮位相關性低，即本樣站基質在不同時間及潮位樣點之差異性低。
- (二) 潮位與蟹種體型、共域分布情形有密切相關性：調查出冬山河樣站河口域蟹類計 4 科 14 種，且出現在裸土上活動的優勢蟹類有 5 種，依體型 (甲

殼寬 CW) 由大至小排序為：台灣厚蟹 (*H. formosensis*)、弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*)、北方招潮蟹 (*U. borealis*)、清白招潮蟹 (*U. lactea*)、角眼拜佛蟹 (*T. ceratophora*)。蟹類體型大小與其在不同潮位的共域情形關係密切，由低往高潮位在 A 至 C 潮位中，明顯蟹類的 5 種共域組合中，每種組合均有角眼拜佛蟹 (*T. ceratophora*)，其為各種組合之交集蟹種，配合野外觀察中得知，角眼拜佛蟹是本樣站數量最多的種類，尤其在較低潮位中均以其為中心呈現 5 種共域組合方式 (表 5)。在最高潮位 D 區明顯與 A 至 C 潮位蟹種共域組合情形不同，其以清白招潮蟹 (*U. lactea*) 為交集的 6 種組合和 1 種弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*) 與台灣厚蟹 (*H. formosensis*) 共域的組合，比較以上 A—C 潮位與 D 潮位，前者以角眼拜佛蟹為中心，後者以清白招潮蟹 (*U. lactea*)、弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*) 與台灣厚蟹 (*H. formosensis*) 為中心的共域組合 (表 5)，對照體型大小與潮位高低也呈現正相關。

- (三) 潮位與蟹洞數有明顯關連：從上由低至高潮位在 A 至 D 區，蟹洞數量明顯變化，即越低潮位洞數越多，洞數會隨潮位越高數量越遞減 (表 5)，另從野外觀察中也可見，水陸域潮位之蟹洞數量也同樣呈現明顯變化，即水域 (近低潮位) 的洞數較陸域 (近高潮位) 之洞數多，推測也與上述蟹種體型和種類與高低潮位之分布關係密切。

三、蘭陽溪蟹類生態行為初步研究

有大小螯的優勢種公蟹：本樣站 5 種優勢種蟹類中，有 3 種雄蟹具明顯螯足左右性：北方招潮蟹 (*U. borealis*)、弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*)、清白招潮蟹 (*U. lactea*)，大螯有時甚至可長達甲殼寬的 2 倍，為瞭解大螯在其身體的左右側比率，以及大螯左右性與進出洞關係為何，計算此 3 種雄蟹大螯在身體的左右側，結果顯示各種雄蟹其螯足左右性之比率非常接近，如弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*)、北方招潮蟹 (*U. borealis*) 二種，有右大螯比率都是 52%，有左大螯的清白招潮蟹 (*U. lactea*) 也佔 52%，從數據上發現此 3 種蟹類分別有

左大螯與右大螯，且在左與右側的機率幾乎都是二分之一（表 6）。若從 3 種蟹類具 52%側向的大螯續觀察其入洞的方向與大小螯足之關連性，結果顯示有右大螯的弧邊招潮蟹（*U. arcuata*）中只有 41%選擇用大螯入洞，其餘 2 種北方招潮蟹（*U. borealis*）與清白招潮蟹（*U. lactea*），分別有 60%與 59%選擇大螯入洞，從數據中顯示有 2 種蟹類屬於大螯入洞，1 種小螯入洞的數量較高，但從數據來看大小螯入洞的機率其實差距不大（表 6）。另從出洞與大小螯之關係，此 3 種蟹類在出洞都有 70%以上選擇以大螯側先出洞（表 6），故證明 3 種蟹類有明顯以大螯側出洞的習性。

討論

一、蘭陽溪口蟹類相比較

調查蘭陽溪蟹類共計發現有 7 科 28 種，種類相較於其他地點明顯有其特殊之處，其中有 8 種蟹類是在東台灣的首次發現：短指和尚蟹（*M. brevidactylus*）、萬歲大眼蟹（*M. banzai*）、弧邊招潮蟹（*U. arcuata*）、清白招潮蟹（*U. lactea*）、台灣泥蟹（*I. formosensis*）、雙扇股窗蟹（*S. bitympana*）、角眼拜佛蟹（*T. ceratophora*）及台灣厚蟹（*H. formosensis*）等。另河口蟹類中除了中型仿相手蟹（*S. intermedium*）不見於西海岸以外，河口蟹類的組成較接近西海岸河口海岸濕地蟹類相，與東部其它河口海岸濕地蟹類組成相差較遠。歸納原因為東部的地形多變，尤其越往南沿岸地形越是磐石高聳的地形，並不適宜在淺灘、砂泥質環境生存的蟹類，故蘭陽溪口為腹地廣大、水量充足的河川，是適合多種蟹類選擇在此生存繁衍，故形成與東部其它地點不同之蟹類棲地。

在本研究紀錄中蘭陽溪河口的招潮蟹屬蟹類有 6 種，遠超過同緯度西海岸潮間帶招潮蟹種類，與台灣西南部及東南部海岸潮間帶招潮蟹種類組成較接近。推測主要因為受黑潮洋流之影響，由南往北將招潮蟹幼蟲帶到此棲地環境後，這些蟹類便長期定居下來，但往北在日本沖繩島的相關文獻紀錄，也有發現與本研

究地點相同的有粗腿招潮蟹 (*U. crassipes*)、三角招潮蟹 (*U. friaangularis*)、屠氏招潮蟹 (*U. dussumieri*)，故證明此推論值得繼續深入研究。

屬於高經濟價值的毛蟹，從過去文獻中提到東部以台灣絨螯蟹 (*Eriocheir formosa*) 的數量比例高 (Hung et al., 1992; Chan et al., 1995)，但在本研究調查中蘭陽溪尚未查見台灣絨螯蟹，但在蘭陽溪北邊的梗枋溪有發現紀錄 (劉烘昌，個人討論)。推測東部除蘭陽溪是以日本絨螯蟹為主的原因，在於蘭陽溪水質相較於台北、花蓮、台東是較為澄清的水質狀況，故適合日本絨螯蟹居住的環境。

調查蘭陽溪口蟹類相計 4 科 14 種，其中除梭子蟹科 Portunidae 擬穴青蟬 (*S. paramamosain*) 是見於河域中間，由漁民捕獲以外，其餘種類均見於河口陸域，在此更常見優勢種有 5 種，此優勢種蟹類相與郭惠全 (2001) 在淡水河口的優勢種蟹類相 5 種中，相同優勢種比例高達 4 種為：沙蟹科 Ocypodidae 弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*)、北方招潮蟹 (*U. borealis*)、清白招潮蟹 (*U. lactea*) 及方蟹科弓蟹亞科 Varuninae 台灣厚蟹 (*H. formosensis*)，比較淡水河口優勢種僅未見沙蟹科 Ocypodidae 角眼拜佛蟹 (*T. ceratophora*)，惟在本樣站蘭陽溪口中角眼拜佛蟹數量是占所有蟹類之冠，此明顯與台灣其他河口域之蟹類組成不同。

二、蘭陽溪口蟹類棲地底質比較

本樣站底質經調查結果屬砂質土壤，與台灣北部的淡水河與中部的大肚溪口底質組成相近 (蘇宏仁，1983；吳祐仁，1994)。砂質土壤為含水量不高而排水良好的底質，砂粒中富含藻類、微生物及細菌等，很適合以碎屑濾食為主的蟹類生存的河口棲地 (Miller, 1961)，故在此常見蟹類成群覓食活動之情形。

三、潮位與蟹類共域分布情形比較

調查本樣站中 5 種優勢種蟹類除上述提到與淡水河口的種類重疊性高之外，在高低潮的共域分布情形上，無論是淡水河口或蘭陽溪口均是體型小的蟹種分布於低潮位，淡水河口的低潮位以萬歲大眼蟹 (*M. banzai*) 數量最多，蘭陽溪口低潮位則以角眼拜佛蟹 (*T. ceratophora*) 最多，而越往高潮位兩河域都是以弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*)、北方招潮蟹 (*U. borealis*)、清白招潮蟹 (*U. lactea*)、

台灣厚蟹 (*H. formosensis*) 四種蟹類的共域組合方式活動於小樣區中，惟蘭陽溪口的高潮位此四種蟹類中又以清白招潮蟹 (*U. lactea*) 的數量最多，所以在高潮位共域組合中多數是以清白招潮蟹 (*U. lactea*) 為中心的方式，低潮位則是以角眼拜佛蟹 (*T. ceratophora*) 為中心的方式組合並分布於棲地上。

從以上結論得知體型與潮位分布的關係非常密切，更同樣反應在洞數與潮位分布的關係上，故低潮位的洞徑小、洞數多且密度高，高潮位的洞徑大、洞數少、密度低。

四、蟹類螯足左右性與進出洞行為初步研究

在前人文獻中有記載，部分招潮蟹之雄蟹的螯足具備左右性的特徵 (施習德, 1999)，在本樣站中 3 種優勢種招潮蟹的雄蟹螯足確定具備左右性，但在左與右向的比例非常接近，與施習德 (1999) 調查台灣招潮蟹 (*U. formosensis*) 的情形相符。而左右螯足是否影響其進出洞的選擇方向，經本調查結果中顯示，進洞行為與螯足左右性關係不明顯，出洞則明顯 3 種蟹類都是以大螯側出洞之比例高。推測蟹類通常是在驚嚇、躲避捕食情形下以最短的時間和距離迅速進洞，故是大或小螯側先進洞，已經不是事先能有準備的行動，故選擇與洞最短距離的螯側進洞才是最合常理的選擇，但出洞與大螯側關係上，結果與上述情形相反，蟹類隨其意願選擇出洞的螯側，且數據統計發現出洞以大螯側先出洞的習性高。

五、研究結論

在本河域調查期間所見，其環境遭受人為開發情形十分嚴重，從高海拔區域的種植高山蔬菜到溪谷的砂石開採，諸多人為破壞干擾使物種一直面臨棲地改變的命運。蟹類在溪流物種中算是食物鏈底層的消費者，對於生態系中營養鹽的交換，扮演著重要的角色。牠們除在退潮時出現在地面進行攝食活動外，也擅長挖洞或建造地面上的構造物，來構築自己的微棲地。本研究已初步完成蟹類的種類、棲地底質到進出洞行為等調查研究成果，希望此結果能提供後續研究奠定基礎資料。

參考文獻

- 王嘉祥、劉烘昌 (1996) 台灣海岸溼地的螃蟹。高雄市：高雄市野鳥會。113 頁。
- 吳祐仁 (1994) 大肚溪口潮間帶灘地機質變異與螃蟹相的比較。東海大學環境科學所碩士論文。台中市。78 頁。
- 李培芬 (2004) 蘭陽溪河系河川情勢調查。台北市：經濟部水利署。594 頁。
- 施習德 (1999) 以形態、遺傳及生態研究台灣特有種台灣招潮蟹之分類系統。中山大學海洋生物所博士論文。高雄市。165 頁。
- 張智欽等 (2004) 蘭陽溪生命史。宜蘭縣：宜蘭縣史館。551 頁。
- 郭惠全 (2001) 淡水河口濕地蟹類分布之研究。台灣大學動物所碩士論文。台北市。55 頁。
- 郭魁士 (1987) 土壤肥料 (上)。台北縣：中國書局。183 頁。
- 郭魁士 (1989) 土壤實驗。台北縣：中國書局。246 頁。
- 彭國棟等 (2005) 宜蘭縣的野生動物。南投縣：特有生物研究保育中心。239 頁。
- 黃綉弘 (1991) 短趾海和尚的自然史及攝食生態。東海大學生物所碩士論文。台中市。47 頁。
- 劉烘昌 (1999) 拉氏清溪蟹的繁殖生物學及殼的結構與形成。清華大學生命科學所博士論文。新竹市。210 頁。
- 蘇宏仁 (1983) 淡水紅樹林沼澤螃蟹之生態研究。台灣師範大學生物所碩士論文。台北市。68 頁。
- Chan, T.-Y., M.-S. Hung, and H.-P. Yu. 1995. Identity of *Eriocheir recta* (Stimpson, 1858) (Decapoda: Brachyura), with description of a new crab from Taiwan. *Journal of Crustacean Biology*, 15: 301-308.
- Crane, J. (1975) *Fiddler Crabs of the World (Ocypodidae: Genus Uca)*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 736 pp.
- Day, J. W. Jr., C. A. S. Hall, W. M. Kemp, and A. Yanez-Arancibia (1989) *Estuarine Ecology*. A Wiley Interscience Publication, New York. 558 pp.
- Fukui, Y., K. Wada, and C.-H. Wang (1989) Ocypodidae, Mictyridae and Grapsidae (Crustacea: Brachyura) from some coasts of Taiwan. *Journal of Taiwan Museum*, 42: 225-238.
- Ho, P.-H., and M.-S. Hung (1997) *Seashore crabs of Hsin-Chu City*. 122 pp. Hsinchu

- City Government, Hsinchu, Taiwan. (in Chinese)
- Ho, P.-H., Peter K. L. Ng, T.-Y. Chan, and D.-A. Lee (2004) New records of 31 species of brachyuran crabs from the joint Taiwan-France expeditions, "Taiwan 2000" and "Taiwan 2001", off deep waters in Taiwan, *Crustaceana*, 77: 641-668.
- Ho, P.-H., C.-H. Wang, J.-T. Lin, and H.-P. Yu (1993) First record of the fiddler crab *Uca tetragonon* (Herbst, 1790) (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) from Taiwan, with notes on its handedness. *Journal of Taiwan Museum*, 46: 17-25.
- Huang, J.-F., H.-P. Yu, and M. Takeda. 1989. Fiddler crabs (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) of Taiwan. *Bulletin of the Institute of Zoology, Academia Sinica*, 28: 191-209.
- Hung, M.-S., P.-H. Ho, and H.-P. Yu (1992) On the mitten crabs of Taiwan. *Fisheries of China*, 479: 9-20.
- Miller, D. C. (1961) The feeding mechanism of fiddler crabs, with ecological considerations of feeding adaptations. *Zoologica*, 46: 89-100.
- Ng, P. K. L. and H.-C. Liu (2003) On a new species of tree-climbing crab of the genus *Labuanium* (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Sesarmidae) from Taiwan. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 116: 601-616.
- Ng, P. K. L., and H.-C. Liu (1999) The taxonomy of *Sesarma tangi* Rathbun, 1931 and *S. stormi* De Man, 1895 (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Grapsidae: Sesarminae), with establishment of a new genus for *S. stormi*. *Zoological Studies*. 38: 228-237.
- Ng, P. K. L., C.-H. Wang, P.-H. Ho, and H.-T. Shih (2001) An annotated checklist of brachyuran crabs from Taiwan (Crustacea: Decapoda). *Journal of National Taiwan Museum Special Publication Series*, 11: 1-86.
- Ng, P. K. L., H.-C. Liu, and C.-H. Wang (1996) On the terrestrial sesarmine crabs of the genus *Neosarmatium* (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Grapsidae) from Taiwan. *Journal of Taiwan Museum*, 49: 145-159.
- Ng, P. K. L., N. K. Ng, M.-S. Jeng and P. K. L. Ng (2002) On the taxonomy of *Pseudograpsus setosus* (Fabricius, 1798) (Decapoda, Brachyura, Grapsidae). *Crustaceana*, 75: 759-775.
- Ono, T. (1963) On the ecological distribution of ocypodid crabs in the estuary. *Memoirs of the Faculty of Kyushu University, Ser. E* 4, 60 pp.

- Saigusa, M. and O. Kawagoye (1997) Circatidal rhythm of an intertidal crab, *Hemigrapsus sanguineus*: synchrony with unequal tide height and involvement of a light-response mechanism. *Journal of Marine Biology*, 129: 87-96.
- Schubart, D. C., H.-C. Liu, and J. A. Cuesta (2003) A new genus and species of tree-climbing crab (Crustacea: Brachyura: Sesarmidae) from Taiwan with notes on its ecology and larval morphology. *Raffles Bulletin of Zoology*, 51: 49-59.
- Stillman, J. H. and F. H. Barnwell(2004) Relationship of daily and circatidal activity rhythms of the fiddler crab, *Uca princeps*, to the harmonic structure of semidiurnal and mixed tides. *Journal of Marine Biology*, 144: 473-482.
- Su, H.-J., and K.-Y. Lue (1984) The crab fauna of Tan-shui mangrove swamp. *Biological Bulletin of National Taiwan Normal University*, 19: 61-70.
- Tsai, M.-L., J.-J. Li, and C.-F. Dai (2000) Is large body size always advantageous for terrestrial adaptation? A study of water balance in a semi-terrestrial crab, *Sesarmops intermedium* (Crustacea: Grapsidae). *Evolutionary Ecology*, 14: 61-78.
- Wang, C.-H. (1984) Primary studies on the crabs in Kenting National Park in Taiwan. *Annual of Taiwan Museum*. 27: 39-44. (in Chinese)
- Wang, C.-H., and H.-C. Liu (1998) Common seashore crabs of Taiwan (Second edition) . 136pp. Taiwan Museum, Taipei. (in Chinese)

表 1. 蘭陽溪流域蟹類名錄

沙蟹科 (Ocypodidae)	
1	角眼沙蟹 (<i>Ocypode ceratophthalmus</i>)
2	中華沙蟹 (<i>Ocypode sinensis</i>)
3	弧邊招潮蟹 (<i>Uca arcuata</i>)
4	北方招潮蟹(<i>Uca borealis</i>)
5	粗腿招潮蟹 (<i>Uca crassipes</i>)
6	屠氏招潮蟹 (<i>Uca dussumieri</i>)
7	清白招潮蟹 (<i>Uca lactea</i>)
8	三角招潮蟹 (<i>Uca triangularis</i>)
9	萬歲大眼蟹 (<i>Macrophthalmus banzai</i>)
10	台灣泥蟹 (<i>Ilyoplax formosensis</i>)
11	雙扇股窗蟹 (<i>Scopimera bitympana</i>)
12	角眼拜佛蟹 (<i>Tmethypocoelis ceratophora</i>)
方蟹科 (Grapsidae) 方蟹亞科 (Grapsinae)	
13	方形大額蟹 (<i>Metopograpsus thukuhai</i>)
相手蟹亞科(Sesarminae)	
14	無齒螳臂蟹 (<i>Chiromantes dehaani</i>)
15	紅螯螳臂蟹 (<i>Chiromantes haematocheir</i>)
16	印度新脹蟹 (<i>Neosarmatium indicum</i>)
17	神妙擬相手蟹 (<i>Parasesarma pictum</i>)

表 1. 蘭陽溪流域蟹類名錄 (續)

18	雙齒近相手蟹 (<i>Perisesarma bidens</i>)
19	中型仿相手蟹(<i>Sesarmops intermedium</i>)
弓蟹亞科 (Varuninae)	
20	日本絨螯蟹 (<i>Eriocheir japonica</i>)
21	台灣厚蟹(<i>Helice formosensis</i>)
22	絨毛近方蟹(<i>Hemigrapsus penicillatus</i>)
23	字紋弓蟹(<i>Varuna litterata</i>)
和尚蟹科 (Mictyridae)	
24	短指和尚蟹 (<i>Mictyris brevidactylus</i>)
梭子蟹科 (Portunidae)	
25	擬穴青蟬 (<i>Scylla paramamosain</i>)
26	短槳蟹 (<i>Thalamita</i> sp.)
溪蟹科 (Potamidae)	
27	宜蘭澤蟹 (<i>Geothelphusa ilan</i>)
28	大里澤蟹 (<i>Geothelphusa tali</i>)

表 2. 蘭陽溪口（冬山河樣站）蟹類相名錄

Family	Species	Code	Habitat
Family	<i>*Uca arcuata</i>	<i>Ua</i>	海灣、潟湖、河口高
Ocypodidae	弧邊招潮蟹		潮線泥灘地
沙蟹科			
	<i>*Uca borealis</i>	<i>Ub</i>	海灣、潟湖、河口低
	北方招潮蟹		潮線泥灘地
	<i>*Uca lactea</i>	<i>Ul</i>	海灣、潟湖、河口高
	清白招潮蟹		潮線泥灘地
	<i>Macrophthalmus banzai</i>	<i>Mb</i>	河口、內灣、潮間帶
	萬歲大眼蟹		泥灘地
	<i>Ilyoplax formosensis</i>	<i>If</i>	河口、內灣潮間帶泥
	台灣泥蟹		灘地
	<i>Scopimera bitympa</i>	<i>Sb</i>	河口、內灣潮間帶泥
	雙扇股窗蟹		灘地
	<i>*Tmethypocoelis ceratophora</i>	<i>Tc</i>	河口、潮間帶泥灘地
	角眼拜佛蟹		
Family	<i>Chiromantes dehaani</i>	<i>Cd</i>	河口域草叢、田埂、
Ocypodidae	方蟹 無齒螳臂蟹		土堤
科 (Sesarminae 相			
手蟹亞科)			
	<i>Chiromantes haematocheir</i>	<i>Ch</i>	河口域草叢、田埂、
	紅螯螳臂蟹		石塊下方

表 2. 蘭陽溪口（冬山河樣站）蟹類相名錄（續）

	<i>Parasesarma pictum</i>	<i>Pp</i>	河口域草叢、石塊下方
	神妙擬相手蟹		
	<i>Perisesarma bidens</i>	<i>Pb</i>	河口域草叢、田埂、石塊下方
	雙齒近相手蟹		
(Varuninae 弓蟹亞科)	* <i>Helice formosensis</i>	<i>Hf</i>	河口域草叢邊緣、石塊下方、空曠泥灘地
	台灣厚蟹		
	<i>Varuna litterata</i>	<i>Vl</i>	河口域、淺水域石塊下方
	字紋弓蟹		
Family Portunidae 梭子蟹科	<i>Scylla paramamosain</i>	<i>Sp</i>	河口、內灣鹽度低的淺水灣、泥灘地、溝渠
	擬穴青蟳		

備註：

- 1、分類方式參考文獻：Ng, Peter K. L.; Wang, Chia-Hsiang; Ho, Ping-Ho; Shih, Hsi-Te, 2001.
- 2、*：表優勢種。
- 3、Species code 因內文及圖表會以代號表示種名，故訂之。

表 3. 蘭陽溪口（冬山河測站）優勢種蟹類體型、大小螯、揮舞情形一覽表

Species	CW (mm)	Major cheliped	Waving behavior
<i>H. formosensis</i>	12-32	×	×
<i>U. arcuata</i>	12-22	○	○
<i>U. borealis</i>	11-18	○	○
<i>U. lactea</i>	10-16	○	○
<i>T. ceratophora</i>	7-10	×	○

備註：

- 1、甲殼寬（Carapace width：CW）、公蟹是否有明顯的螯足左右性（the ♂ have major cheliped in right or left）及是否有揮舞的行為（waving behavior）。
- 2、Waving behavior：以實際野外觀察紀錄。

表4. 蘭陽溪口基質分類表

基質名稱	分級粒徑	平均重量 (g)	總重百分比 (%)
水 water		86.10	19.6
礫石 pebble	>2.00 mm	50.95	14.4
粗砂 coarse sand	2.00~0.50 mm	30.05	8.5
砂土 sand	中細砂 middle thin sand	0.50~0.125 mm	250.40 70.7
坩土 silt	極細砂及粘土 extreme thin sand and silt	<0.125mm	22.50 6.4

備註：分級方式依據美國國家標準（郭魁士，1987；1989）。

表 5. 蘭陽溪口（冬山河測站）A—D 潮位野外紀錄分析表

Tidal Site	Temperature (°C)	Humidity (%)	No. of burrow (50×50cm ²)	Species code	No. of Sympatric
A	29	58	30	<i>Tc, Ul</i>	7
				<i>Tc</i>	6
				<i>Tc, Ub</i>	1
				<i>Tc, Ub, Ul</i>	1
B	28	59	25	<i>Tc, Ul</i>	8
				<i>Tc</i>	6
				<i>Tc, Ul, Ua</i>	1
C	28	61	18	<i>Tc, Ul</i>	9
				<i>Tc</i>	3
				<i>Tc, Ul, Ua</i>	3
				<i>Ul, Ua</i>	4
D	27	61	16	<i>Ul, Hf</i>	3
				<i>Ua, Hf</i>	2
				<i>Tc, Ul, Ua</i>	2
				<i>Tc, Ul, Ua, Hf</i>	2
				<i>Ul, Ua, Hf</i>	1
				<i>Tc, Ul, Ub, Hf</i>	1

備註：

- 1、溫濕度值及洞數值均為平均數。
- 2、Sympatric 的數值代表各種共域組合的樣本數。
- 3、Hf 是 *H. formosensis* 的代稱。
- 4、Ul 是 *U. lactea* 的代稱。
- 5、Ub 是 *U. borealis* 的代稱。
- 6、Tc 是 *T. ceratophora* 的代稱。
- 7、Ua 是 *U. arcuata* 的代稱。

表 6. 蘭陽溪口（冬山河測站）優勢種蟹類螯足左右性比例及其進出洞生態行為分析表

Species	Major cheliped		In burrow		Out of burrow	
			Major cheliped		Major cheliped	
	Left	Right	Small	Large	Small	Large
<i>U. arcuata</i>	10	11	6	5	3	8
	48%	52%	54%	46%	27%	73%
<i>U. borealis</i>	8	10	4	6	3	7
	45%	55%	40%	60%	30%	70%
<i>U. lactea</i>	22	20	9	13	5	17
	52%	48%	41%	59%	23%	77%

備註：3 種優勢種雄蟹之螯足左右性樣本數最多的一側：11、10、22，繼續往下觀察進出洞之比率。

社區林業於無尾港野生動物保護區的應用

盧道杰¹⁺、王牧寧²、黃書娟²、無尾港文教促進會

¹ 台大森林環境暨資源學系助理教授

² 台大森林環境暨資源學系碩士班學生

前言

現地保育 (*in situ conservation*)，也就是棲地保育，是生物多樣性保育工作的重要項目之一(請參考生物多樣性公約)。而棲地保育除了保護區的劃設之外，為了避免生態孤島效應，最重要的議題是如何鋪陳保護區內外的連結，能有整體的網絡系統 (IUCN, 2003)。2003 年，世界保育聯盟 (IUCN) 舉辦的第五屆世界保護區大會，以跨界利益 Benefits Beyond Boundary 為標題，其即是在強調保護區的經營管理應有區域整體的規劃與經營管理思維。國內現地保育的問題之一就是保護區的法規只適用於保護區內，保育機關的計畫與預算常只能在保護區範圍內使用，所以經常看到的是出了保護區的界線，濫墾、污染什麼都有，保育機關一點輒也沒有。近幾年，行政院農業委員會林務局(以下簡稱林務局)推出社區林業計畫，亟欲與在地社區建構夥伴關係，以推動與加強包括生物多樣性保育在內的森林治理工作。其以在地社區體制為主要考量，有整合保育與社區發展的意圖，似乎可以提供作為一個保護區內外保育措施的串連機制。本文以宜蘭縣無尾港野生動物保護區為例，藉近年無尾港文教促進會提出的社區林業計畫，試圖在學理上鋪陳保護區內外的連結。

生物區主義源起於北美，以包含一個完整的或數個巢狀結構生態系統的地理區域，由生態、經濟與社會面向切入，力求在地住民社區的生活需求與該區自然資源的潛力間達成一個平衡。其著重於以政治的手段來提升自然系統的維持與復育，來支持區域裡人們的生活與自然的功能及運作。生物區取徑仰賴著一份對自然系統健康的承諾，一份對社區的精神與文化的連結，及政治分權、地方自治與社會平等。蘊涵由下到上的、有草根性的經營管理取向 (Miller, 1996)。Miller (1996) 曾舉美國黃石國家公園與其周遭國有森林為例，做生物區統合管理的說

明。國內引自北美在各林區管理處推行的生態系經營管理，也可列屬生物區主義的一種（Miller，1996）。

在生物區（生態系經營管理）的架構裡，社區是常被提及的運作平台（Gray，*et al*）。以社區為基礎或經營管理機制的林業或森林治理思維，早於1950、1960年代即有些先驅的計畫現世，1990年代後社區參與森林治理蔚為風潮，已成為林業的主流典範之一。目前，強調社區參與取向的林業管理觀念，已成為不少國家林業政策的重要元素，以期其能兼顧森林資源保育與在地社區發展（Arnold，1991）。社區林業以體制機制連結，確保社區投資森林的努力為焦點，除了在公平正義的原則下，結合經濟（社區發展）與環境以提升社區居民的接受度與參與度外，培力（empowerment）是社區林業的主軸，其也尋求社區在決策過程裡有效參與的能力，重視社區與森林的不同權益關係者組成的異質現象，著重生態系與行動者的健康及社區集體的福祉。

我國遲至2002年3月林務局才推出「社區林業—居民參與保育共生計畫」，以『林業走出去，民眾走進來』的精神，主動邀請在地居民參與。2002年底，林務局全面推廣社區林業，將防災、企劃管理、水土保持、造林綠美化、與生活育樂等林業管理的工作要項皆納入其適用範圍，進一步揭櫫全面性社區取向林業經營管理的政策（林務局，2002b）。2004年8月，「社區林業—居民參與保育共生計畫」修訂為「社區林業計畫」，當年9月再次修訂補助範圍。2005年底林務局檢討社區林業計畫，除調整審查機制與流程外，也重新整併相關工作項目為自然資源調查、森林保護與森林育樂等三大項（林務局，2005；劉瓊蓮，2006）。

林務局的社區林業計畫，採三階段實施的原則，以社區總體營造的操作模式為工具，力求建構政府與在地社群及社區組織的伙伴關係，協力推動生物多樣性保育、永續森林旅遊及相關林業建設，以臻森林生態系的永續經營（林務局，2002a、2005）。第一階段社區林業—「理念宣導及人才培育計畫」：以小額經費進行社區營造工作，並在過程中導入自然保育、永續發展的觀念與做法，以培養居民社區意識及永續經營其社區的能力。第一階段計畫執行成效良好，且與當地林管處互動不錯的社區，可在林管處的協助與配合下，申請晉級第二階段社區林業—「林業示範社區營造計畫」。本階段含一年的先期整體規劃與三年的行動執行，旨在養成社區永續經營人才與引導居民參與，並加入具資源管理或林業專長的人才參與，以協助示範社區實際參與森林資源的經營管理，做好社區土地整體

發展規劃。規劃年的經費為一百萬元，後續執行每年有一百五十萬元的經費（林務局，2005）。目前第二階段社區林業的六個社區個案：其中雲林縣林內鄉湖本村（社區）進入三年行動年的第一年；高雄縣三民鄉民權社區與美濃愛鄉協進會（黃蝶翠谷）則是在整體規劃階段；宜蘭縣礁溪鄉林美社區發展協會、鑑湖堂文化協會與花蓮縣牛犁社區交流協會等三個個案，則是2006年初才通過的新案。理論上，第二階段執行成果良好的社區，可於第二階段行動計畫的第三年，研提社區林業第三階段「森林共同經營計畫」計畫構想書，與林務局簽訂共同經營或託管契約（林務局，2005）。目前林務局第三階段的社區林業內容尚在願景建構的過程中。

無尾港野生動物保護區的背景與經營管理回顧

無尾港野生動物保護區地處宜蘭縣蘇澳鎮，位在蘭陽平原南端、新城溪（武荖坑溪）出海口南岸與七星嶺之間，東邊緊鄰太平洋海岸線，為一周圍分佈有海岸防風林的濱海溼地，是秋冬季候鳥過境必經的溼地，台灣主要雁鴨科鳥類遷徙落腳的度冬區之一。1988年，無尾港溼地被國際水禽研究中心（IWRB）及世界保育聯盟（IUCN）列為台灣重要溼地之一。1993年，宜蘭縣政府依野生動物保育法，提經行政院農業委員會核定後公告劃設野生動物保護區，佔地約102公頃（宜縣府，1993）。周遭的聚落中，北邊的聚落為大坑罟，南邊為港口、嶺腳及岳明新村。無尾港野生動物保護區早年原為新城溪的出海口，在溼地形成前，當地居民大都靠海捕魚維生，以農耕為輔，牽罟是其生活經濟的重要來源之一。1968年，娜定颱風引發山洪，新城溪潰堤土石淹沒農田沖毀水門，河口才開始淤積成半封閉的沼澤溼地。而由於魚類捕撈科技的進步及環境污染影響，沿岸漁業資源消失殆盡，早已不是在地生計的倚靠。該區水稻耕作既不敷經濟效益，每逢春耕插秧，總遇到遷徙水鴨的干擾，農地多呈休耕狀態，部份沼澤地逐漸陸化。在未劃設保護區前，該溼地的維持除颱風、大雨、地下水的水源挹注與潮汐作用外，當地居民不定期的疏浚動作可能是溼地免於陸化的主要原因之一。

在劃設保護區以前，無尾港地區就一直存有土地共有的問題，居民期待政府在此進行大型的公共建設，並徵收該共有土地，除促進村落發展，也能讓地主遷離此地，另圖他就。保護區的公告劃設，使持此一立場的居民期盼落空，另，縣政府與地主對如何處理保護區核心溼地鄰近私有地的思考與立場一直相左，這些

等等俱是在地居民對保護區心懷負面觀感的緣由，是無尾港野生動物保護區的經營管理及與在地社區互動上的變數。

由於無尾港野生動物保護區劃設初期時，全國保育單位及政府在經營管理上皆採取排除人為干擾、任其自然演替的取徑，中斷了維護溼地的人為操作，使保護區及周遭環境產生強勢的蘆葦及布袋蓮使河道縮減、濕地陸化，而面臨棲地惡化的危機（林銀河，2001a；盧道杰，2001）。另，過境的冬候鳥也因棲地惡化之故，常停駐於區外的田地覓食，造成春耕的秧苗大量損傷，農民為保護自己的經濟作物，以各種方法驅趕雁鴨，甚至造成雁鴨的傷害（林銀河，2001b）。為了緩和農民對於保護區的反感，及改善保護區的環境，1997年部分外地歸鄉與在地的人士組成「無尾港文教促進會」，開始棲地改善與緩和農民對保護區反感的工作。該會以「自然生態保育、文化教育推廣」為宗旨，不時舉辦文化與賞鳥活動，帶動在地居民的文化認知與傳承，並與無尾港核心溼地的私有地主合作，進行水域疏浚與食源計畫²（內容包括保護區內的水體面積開發、植栽、清除水域中的布袋蓮及陸化棲地的翻耕復育工作。範圍則涵蓋核心區及週邊的私有農地，並在春耕季節，以玉米播灑該區，提供更多雁鴨食源，減少雁鴨對週邊及外圍水田秧苗的傷害（林銀河，2001a））。由於成果顯著，隔年（1998）開始，政府即與其合作，維護保護區內的棲地環境。2000年，港邊社區發展協會提倡大無尾港生態村計畫，開始結合政府相關社造計畫，在無尾港野生動物保護區周遭鋪陳。2005年，港口社區發展協會成立，在地社區組織與相關社區活動既多元又活絡，民眾逐步感受保護區與社區發展的連結。

然無尾港野生動物保護區仍有許多壓力與威脅，包括：溼地陸化的傾向一直未減、各社區組織與縣政府對保護區一直有著不同的定位與態度、周遭的土地未能和保護區進行良好的配合與應用、界線不清的保護區也讓政府在執法時多了許多困難及糾紛。2005年，學術團隊邀集相關權益關係者舉辦的參與式工作坊，雖有效取得與會者的共識，釐清無尾港野生動物保護區的目標，更擬訂重要工作項目（盧道杰、王牧寧，2005）。但當保護區的經營管理亟需與區外的社區、物種及棲地環境互動對話之際，目前保護區的經營管理除保護區內的操作外，對於區外的維護既無法源支持，更無經費支援。整個溼地生態系的維持不只有保護區

的範圍，區外的環境維護可能對於區內威脅及壓力有改善的作用，但就目前無尾港野生動物保護區的情況言之，依據政府的人力及經費，維護區內目前的環境已實屬不易，更遑論區外的維護、改善經費及相關的法源依據。

無尾港野生動物保護區周遭的社區林業

無尾港文教促進會、港邊社區發展協會與港口社區發展協會，皆有申請或已執行林務局的社區林業第一階段計畫。其中，又以無尾港文教促進會最為積極，已執行五次第一階段計畫，目前正由羅東林管處轉呈林務局申請第二階段計畫中。本文就以無尾港文教促進會為例，特別是針對第二階段的社區林業計畫，來跟無尾港野生動物保護區互動對話。無尾港文教促進會所執行過的第一階段的社區林業計畫主題，包括：培育社區人才、建立社區生態環境資料、凝聚社區居民共識、藉由訪談耆老使社區內特殊人文歷史重現展示，以及連結生態旅遊與地方發展等。

目前無尾港文教促進會正在申請的社區林業第二階段計畫，其計畫目標與內容主要包括五個部分（如圖 1）：

一、保護區經營管理：擬於四年中完成保護區自然生態環境資料的建構、保護區內鳥類觀測台、大眾爺廟及涼亭、賞鳥平台之解說站、設立保護區沿途解說牌、呈現保護區動線景點，建立大無尾港生態村生態廊道。還有湧泉生態園區的永續經營與管理，讓早期為無尾港重要水脈來源的區域得以活化與延續，將大無尾港地區的營造由點、線、面連結及整合，以達全面性與完整性。

二、保安林區保護巡狩隊調查監測：對無尾港野生動物保護區的保安林區防風林做資源調查及監測規劃，包括：成立無尾港河川山林巡護隊，重新營造功勞埔社區荒蕪水池，及完成水田鳥類生態監測站，重現存仁社區村後自然生態池及保安林區步道；設立大坑罟景觀台與木麻黃保安林區解說牌，建立保安林區之防風林基礎資料；擬定海岸防風林定砂計畫，完成保安林區林相變化，面積、數量及往後監測操作手冊，提供林務單位日後海岸森林保育、植栽、定砂工作之參考資料；為爾後民間團體與林務單位共管機制鋪陳。

三、水田生態調查與監測：收集無尾港野生動物保護區周遭水田生態系統及其自然生態基礎資料，建立社區水田生態系監測機制，以能全盤了解無尾港周邊水田生態系與無尾港野生動物保護區的互動性、關聯性與影響層面。

四、社區永續平台的建立：以促進會為平台，邀集各社區或各領域人才，定期討論保護區相關議題與計畫的執行；架設大無尾港生態村網站，提供社區內相關團體互動與分享共同利益的機制，以利彼此的發展與合作溝通；以大無尾港區域的觀點來執行推動計畫，凝聚社區意識，且推展及協助無尾港鄰近社區（港邊社區、港口社區、存仁社區、大坑畝社區）執行社區林業計畫；以社區營造觀念，結合林務單位，將社區林業的精神帶入社區及民間團體，建構共同經營的模式。在人文歷史部份，彙整無尾港（從澳仔角到新城溪各村落）人文歷史資料，包括各社區耆老訪談與口傳歷史記錄文史的資料整理，出版各社區文化資源社區特色口袋書。

五、培力與解說教育：整合與培訓社區人力資源，以實質協助週遭社區執行社區林業計畫，並培訓提升在地社區志工及團體對生態系統監測能力。在解說教育方面，計畫導入當地中小學人文歷史生態教學，作為學校教學資源。另，以實物解說及引導的方式呈現保護區動線特色與性質，以一方面建立在地的解說模式，一方面將無尾港野生動物保護區的動線與相關設施，規劃成為社區居民休閒健身的場所。

無尾港文教促進會期望透過第二階段社區林業計畫，能建立生態社區或民間團體與林務局間的溝通合作模式，共同完成生態社區營造多面向功能的合作機制，並與林務局共同探討後續各社區共同經營的願景指標。而在推展大無尾港生態村產業部份，無尾港文教促進會期望發展社區新的休憩空間與旅遊景點，形成蘇澳地區觀光廊帶，也希望透過計畫，由點而面，建立及營造大無尾港生態廊道與生態村，推展及帶動社區產業的發展，並以綠色產業的生態模式，結合各社區發展屬於各社區產業的特色，帶動地方的永續經營，完成生態、保育、教育、休憩、與產業推廣。而無尾港文教促進會也期望能採健康、環保、生態、人文的經營方式，來結合大無尾港的生態旅遊與豐富解說內涵，讓此大無尾港生態廊道能進一步延伸至整個宜蘭縣內。

社區林業在無尾港保護區經營管理上的可能應用

社區林業在體制上可能建構的連結：就無尾港野生動物保護區而言，縣政府由保育主管機關所提供的保育經費，永遠無法滿足經營管理與社區發展上的需求。尤其是許多的經費與調查研究皆只能在區內實施，相關的規劃也限於區內或

區外的農漁村，甚少能有跨越界線做連結的情況。先前在 1990 年代初期宜蘭縣政府分別委託辦理的無尾港野生動物保護區規劃與富麗農漁村的規劃，分別進行而未能相互整合即是一例。第二階段社區林業計畫以示範社區為目標，有整合林業治理（含保護區經營管理）與社區發展的意涵，又由於無尾港野生動物保護區內的防風林也屬森林法定的保安林，社區林業在任務上即有連結無尾港野生動物保護區內外的功能。加上，目前自然保育業務已移予林務局主管，作為野生動物保育法的主管機關與社區林業計畫的推動單位，體制上已可兼顧保護區內的經營管理與區外的在地社區發展事宜的正當性。然因為野生動物保育法有相當強的地方主導性，相關的事宜仍需要宜蘭縣政府的鼎力支持。

社區林業可能在保護區外圍形成一道社會的藩籬：其實，以目前中央與地方的保育經費，如果無法充分運用其他部門與社會的資源，相關棲地保育的工作也無法順利展開。而就如 2003 年世界保育聯盟（IUCN）第五屆世界保護區大會（the 5th World Park Congress）強調的生物多樣性保育的治理不能只期盼政府機關，而應納入社區、私人與共管的範疇（IUCN，2003；Phillips，2003）。Grazia Borrini-Feyerabend 在 2004 年 11 月世界保育聯盟假泰國曼谷舉行的第三屆世界保育大會（the 3rd World Conservation Congress）中發表：「以槍與政府委任守衛所建構的圍籬，正逐漸被主由原住民族與在地社區所組成的社會圍籬（social fencing）所取代」（IUCN，2004）。自無尾港野生動物保護區公告劃設以來，宜蘭縣政府雖戮力於經營管理的工作，囿於人力、物力與財力資源的有限，有相當的現場工作端賴社區的配合與支援，方能成就其事。社區林業計畫進一步希望去培育相關的社區機制，實有如 Borrini-Feyerabend 所言的社會藩籬般，可發揮實質的功用。

現前，無尾港文教促進會的第二階段社區林業計畫仍在申請中，社區組織間的互動與對話也在持續進行中，縣政府也繼續努力改進與社區的關係，及推動保護區相關的經營管理作業。面對複雜的人際關係，無尾港文教促進會未來還有長遠的道途需要履踐。這是一個嘗試，也是組織轉型的關鍵，更是生物多樣性保育統合與走進社區生活的契機，且讓我們拭目以待其進程與推展。

致謝

本研究承蒙行政院國家科學委員會與行政院農業委員會林務局計畫經費補

助，特申致謝。對於研究期間，熱忱協助的宜蘭縣政府、羅東林管處相關承辦人員，中央研究院生物多樣性研究中心陳章波老師團隊、宜蘭大學陳子英、毛俊傑、阮忠信老師的指教與協助，幾位助理與同學的田野及行政支援，還有社區前輩與朋友們的義務幫忙與熱心招待，在此一並致謝。

參考文獻

- Arnold, J. E. M. 1991. Community forestry: ten years in review. Community Forestry Note 7, FAO.
- Gray, Gerald J., Enzer, Maia J. and Kusel, Jonathan. (eds.) 2001. Understanding Community-Based Forest Ecosystem Management. Food Products Press.
- IUCN. 2003. The Website of the Vth World Park Congress, <http://www.iucn.org/themes/wcpa/wpc2003/index.htm>. [2006/6/1]
- IUCN. 2004. Can Communities Replace Guns, Guards and Fences? News released by the IUCN at the World Conservation Congress in Bangkok, Thailand, on 21 November 2004.
- Miller, K. R. 1996. Balancing the scales: guidelines for increasing biodiversity's chances through bioregional management. USA: World Resources Institute.
- Phillips, A. 2003. Turning Ideas on their Head - The new paradigm for protected areas. In: Jaireth, H. and Smyth, D. (eds.) Innovative Governance-Indigenous Peoples, Local Communities and Protected Areas, India: IUCN and Ane Books, 1-27.
- 行政院農業委員會林務局，2002a。社區林業－居民參與保育共生計畫，2002年1月30日下載自行政院農業委員會林務局網站，www.forest.gov.tw。
- 行政院農業委員會林務局，2002b。社區林業主管講習班會議資料，2002年11月4、8日，台北：行政院農業委員會林務局。
- 行政院農業委員會林務局，2005。社區林業，2005年3月8日，下載自網頁，<http://163.29.26.177/community.html>。
- 宜蘭縣政府，1993。宜蘭縣「無尾港水鳥保護區」計畫書。行政院農業委員會1993年9月6日82農林字第2131746A號函附件。
- 林銀河，2001a。無尾港水鳥保護區棲地經營與生態社區發展，戚永年主編，宜蘭縣無尾港水鳥保護區生態研討會論文集，64-73頁，國立宜蘭技術學院，宜蘭縣政府。

- 林銀河，2001b。“農民與雁鴨之爭”，螺訊，第 12 期，15-22 頁
- 劉瓊蓮，2006。95 年社區林業推動導向，陳美惠主編，社區林業 SOP 訓練課程講義，台北：行政院農業委員會林務局。
- 盧道杰，2001。分權、參與與保護區經營管理—以宜蘭無尾港與高雄三民楠梓仙溪野生動物保護區為例。台大地理學報，30: 101-124。
- 盧道杰、王牧寧，2005。自然保護區經營管理效能評估初探—以宜蘭縣無尾港野生動物保護區為例。發表於「第 8 屆海峽兩岸國家公園暨保護區研討會」，2005 年 12 月 13-14 日，行政院農業委員會林業試驗所國際會議廳，國家公園學會，內政部營建署。

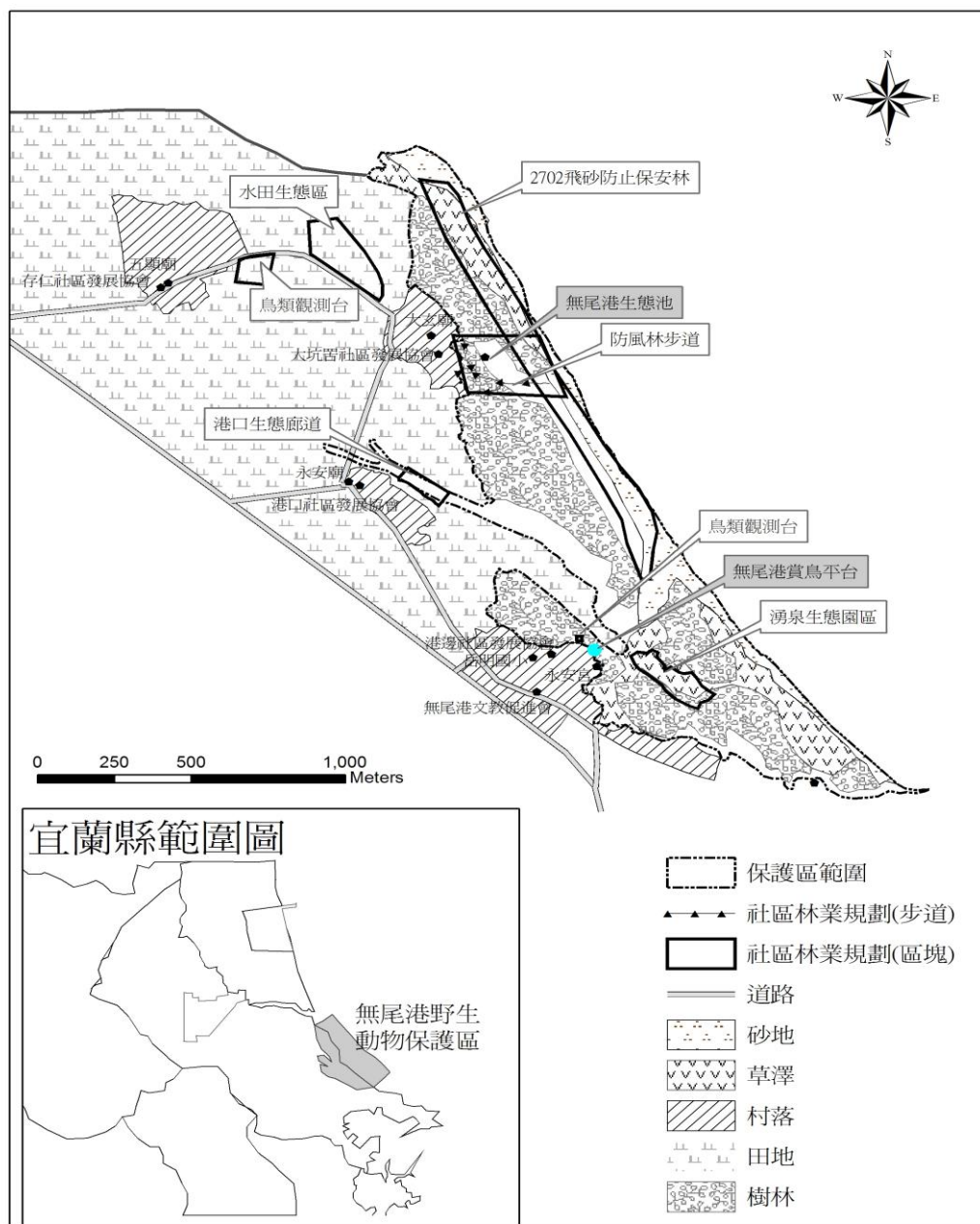


圖 1. 無尾港文教促進會正在申請的社區林業第二階段計畫