

東海大學生命科學系碩士論文

中台灣環境因子與濕地周遭土地使用對螃蟹群聚之影響

**The effect of environmental factors and adjacent land use of
wetland on crab community in mid-Taiwan**

研究生：林韋齊

Wei-Chi Lin

指導教授：林惠真 博士

Dr. Hui-Chen Lin

中華民國一百零五年三月二十五日

東海大學生命科學系
碩士論文學位考試審定書

生命科學系碩士班研究生 林韋齊 君所撰寫之論文

(中文)

中台灣環境因子與濕地周遭土地使用對螃蟹群聚之影響

(英文)

The effect of environmental factors and adjacent land use of wetland on crab community in mid-Taiwan

經本委員會審定通過，特此證明。

學位考試委員會

召集人

林韋齊

(簽名)

委員

林惠英

蔡淑美

陳亨斌

施上彙

中華民國 105 年 3 月 25 日

目錄

中文摘要	6
英文摘要	8
前言	10
一、ABC 生物量監測法	11
二、地景發展強度 (LDI)、生境面積指數 (BAF)	14
三、研究目的	15
研究方法	18
一、樣區劃設	18
二、土壤 pH 值測量	19
三、土壤有機物含量與土壤含水量測量	19
四、土壤粒度	20
五、週遭土地使用與生境面積指數估算方法	21
六、統計分析	22
螃蟹群聚與不同環境因子間的關聯性	22
2003 年與 2013 年的螃蟹群聚比較	24
濕地週遭土地使用與螃蟹群聚的關聯性	26

研究結果	28
一、螃蟹群聚與不同環境因子間的關聯性	28
二、2003 年與 2013 年的螃蟹群聚比較	31
三、濕地週遭土地使用與螃蟹群聚的關聯性	32
討論	35
一、螃蟹群聚與不同環境因子間的關聯性	35
二、2003 年與 2013 年的螃蟹群聚比較	40
三、濕地週遭土地使用與螃蟹群聚的關聯性	42
結論	44
參考文獻	45

表目、圖目、附件目錄

表一、大安、高美、大肚、大城濕地的穿越線與樣點數表。.....	54
表二、濕地週遭土地使用類型整合表。.....	55
表三 A、大安、高美、大肚、大城濕地的物種組成表。.....	56
表三 B、大城濕地與大安、高美、大肚濕地物種組成差異的各物種貢獻度表。表中的數字代表各物種貢獻度的百分比。.....	57
表四、四個濕地的 RDA 統計結果。.....	58
表五、股窗蟹類、清白招潮蟹、萬歲大眼蟹的複迴歸結果表。.....	59
表六、大安、高美、大肚濕地在 2003 年與 2013 年的 ABC 指數比較。.....	60
表七 A、高美濕地 2003 年與 2013 年螃蟹群聚組成表。.....	61
表七 B、高美濕地 2003 年與 2013 年物種組成差異的各物種貢獻度表。.....	62
表八 A、魚塭與人為建物的物種組成差異的各物種貢獻度表。.....	63
表八 B、三種濕地週遭土地使用類型周邊的螃蟹群聚組成表。.....	64
表九、四個濕地間三種週遭土地使用類型的樣點數量。.....	65
圖一 A、大安、高美、大肚、大城濕地位置示意圖。.....	66
圖一 B、大安濕地樣點位置示意圖。.....	67

圖一 C、高美濕地樣點位置示意圖。	68
圖一 D、大肚濕地樣點位置示意圖。	69
圖一 E、大城濕地樣點位置示意圖。	70
圖二、大安、高美、大肚、大城四個濕地環境因子的 PCA 結果圖。	71
圖三、大安、高美、大肚、大城四個濕地的環境因子比較。	72
圖四、高美濕地大甲溪北側各樣點的土壤 pH 值示意圖。	73
圖五、四個濕地總和的螃蟹群聚與環境因子 RDA 統計結果圖。 ...	74
圖六、大安、高美、大肚濕地 2003 與 2013 年螃蟹群聚的 NMDS 結 果圖。	75
圖七、螃蟹的物種歧異度指數、優勢度指數與濕地週遭 BAF 值關係 圖。	76
圖八、螃蟹數量與濕地週遭 BAF 值關係圖。	77
圖九、濕地週遭土地使用類型與土壤含水量、潮池鹽度的柱狀圖。	78
附件一 A、大安濕地樣點 GPS 座標表。	80
附件一 B、高美濕地樣點 GPS 座標表。	81
附件一 C、大肚濕地樣點 GPS 座標表。	83

附件一 D、大城濕地樣點 GPS 座標表。85

附件二、生態有效權重評估的專家問券86



中文摘要

海堤、汙染、潮汐等人為開發或自然因素是河口濕地常見的環境壓力。前人研究中使用多種資料作為量化濕地環境品質的依據，如水質、鳥類、魚類、底棲無脊椎的多樣性、群聚組成或是海岸線狀況等指標。在各種生物指標中，ABC 生物量監測法 (Abundance Biomass Comparison method) 可用於偵測環境壓力對於大型底棲無脊椎群聚的影響。本研究室在 2003 年應用 ABC 生物量監測法的結果顯示大安、高美、大肚濕地的螃蟹群聚受到中等程度的環境壓力，但並未討論可能造成環境壓力的因素。因此本研究的第一個目的是在 2013 年再度進行 ABC 生物量監測法，並且探討螃蟹群聚與環境因子的關聯性，第二個目的是藉由比較不同年間的螃蟹群聚推測當地可能面臨的環境壓力。其次，目前用於景觀生態學的生境面積指數 (Biotope Area Factor, BAF)，原理是根據不同土地使用類型的透水性與植被覆蓋度給予權重。土壤透水率或植被覆蓋率越高越具生態有效性，或可用於評估海岸周邊的人為開發程度。但檢視文獻中發現其生態有效性部分缺乏生物資料支持。本研究第三個目的是測試濕地周遭的 BAF 值是否與濕地的生物多樣性指數有關。本研究以 ABC 生物量監測法調查台灣中部四個濕地 (大安、高美、大肚、大城) 的螃蟹群聚以及採集表土分析土壤組成，並以四個濕地周遭的土地使用計算 BAF 值，以

螃蟹群聚計算物種歧異度指數 (Shannon-Wiener index) 與優勢度指數 (Simpson index)。結果顯示螃蟹群聚會受到土壤有機物含量、土壤含水量、土壤粒徑、土壤酸鹼度、棲地類型等環境因子影響。2013 年的結果顯示高美濕地的螃蟹群聚遭受較高的環境壓力，且螃蟹群聚在 2003 年與 2013 年顯著不同。BAF 值與物種歧異度指數、優勢度指數無顯著關聯。濕地週遭的 BAF 值不適用於評估濕地的生物多樣性；但不同週遭土地使用類型的螃蟹群聚有顯著差異，顯示濕地週遭的土地使用可能會影響濕地的環境，進而影響濕地上的螃蟹群聚。



英文摘要

The biodiversity of estuarine wetlands was affected by natural process and human disturbance, such as seawall construction, pollution, and tidal effect. Many kinds of data were used to be indicators for quantifying the quality of wetland, including water quality, the biodiversity or composition of birds, fishes, invertebrates, or condition of coastline. Among the biodiversity indices, Abundance Biomass Comparison Method (ABC method) is used to detect the effect of environmental stress on marine macro benthic communities and was widely used on fish or benthic community in recent years. ABC method was applied to one of the previous study in our lab in 2003 and, in that study, the crab communities in Da'an, Gaomei, and Dadu wetlands were all under moderately stressed. But the environmental factors were not included in the discussion of that study. Therefore, the first part of this study was to exam the association between environmental factors and crab community. The second part of this study is to assess the environmental stress on the three wetlands in ten years through analyzing the difference of crab community in different year. Biotope Area Factor (BAF) was widely used in landscape ecology. In BAF, it is hypothesized that different land uses were weighed by the permeability and vegetation cover ratio. When the surface has a higher permeability or more vegetation covered, a higher ecologically-effective weighting will be given. Therefore, BAF may be applied to assess the level of human development near wetlands. But there were no ecological data available for supporting the ecologically-effective part and the linkage between

BAF and biodiversity was not known. The third part of this study was to test whether the BAF value correlated with species diversity of wetlands. I used ABC method to study crab composition of the four wetlands in central Taiwan and collected soil samples to analyze soil content. The adjacent land use in four wetlands was included to obtain BAF value and crab community was to obtain Shannon-Wiener index and Simpson indices. Results indicated that crab community was affected by soil organic content, soil water content, soil particle size, soil pH, and habitat types. From my study in 2013, the crab community in Gaomei wetland was under higher environmental stress than that in 2003, and the composition of crab communities in 2003 and 2013 were different. It could result from the human disturbance on Gaomei wetland. There was no correlation between BAF and biodiversity indices (Shannon-Wiener and Simpson indices), but crab community was significantly different in different types of adjacent land use. The environment of wetland may be affected by adjacent land use and crab community may be indirectly affected by adjacent land use.

前言

河口濕地具有許多的功能，如防洪、淨化水質、預防海岸侵蝕等功能，也是魚類、鳥類等生物的重要棲地（Bird, 1984; Chen and Lin, 2013）。河口濕地的生物多樣性會受到海堤建造、汙染、潮汐等人為開發或自然因素影響，許多人為開發已被證實會直接或間接的影響濕地環境。如在亞洲紅樹林減少的面積中超過一半是因水產養殖的擴張造成的（Millennium Ecosystem Assessment, 2005）；大規模漁業造成的過度捕撈也會影響潮間帶與海洋生物的食物網（Wolff *et al.*, 2000）。因農業發展、都市擴張、工業廢水的排放導致流入濕地的河水含有過多氮磷等物質，造成藻類大量生長等問題，前人研究顯示從 1860 年至 1990 年間經由河水排放流入海洋的氮增加了約 80%（Millennium Ecosystem Assessment, 2005）；在河流中上游建造的水壩等水利設施也會減少流入濕地的泥砂量（Yang *et al.*, 2011）。此外濕地環境也會受到週遭土地使用開發的影響，前人研究顯示澳洲都市河口的鎘（Cd）、銅（Cu）、鉛（Pb）等金屬濃度有較高的濃度，且在都市與鄉村河口的底棲生物組成也不相同，在都市河口有較多的多毛類生物，鄉村河口有較多的貝類生物（Inglis and Ross, 2000）。綜合以上前人研究可以發現濕地週遭土地使用會影響濕地環境品質，進而影響濕地的生物群聚。

為了量化濕地環境的品質，前人利用許多種的資料作為量化濕地環境的依據，如水質 (Lerberg *et al.*, 2000) 與水中的含氮物質濃度 (Cole *et al.*, 2004) 等化學或物理性指標；植物 (Lewis *et al.*, 2001; Wigand *et al.*, 2001)、鳥類、魚類、底棲無脊椎生物的多樣性、大小、豐度、生物重、群聚組成 (Carlise *et al.*, 2004) 等生物性指標；或是海岸線狀況等地景層面的指標 (Wigand *et al.*, 2001; Weilhoefer, 2011)。此外也發展出如底棲生物整合指標 (Benthic Index of Biotic Integrity, B-IBI, Weisberg *et al.*, 1997) 或 ABC 生物量監測法 (Abundance Biomass Comparison method, ABC method, Warwick, 1986; Meire and Dereu, 1990) 等指標。B-IBI 是在 1997 年發展的指標，此指標包含物種歧異度 (Shannon-Weiner index)、物種豐富度、指標生物的百分比等許多項目，並給予項目評分，以計算出棲地的 B-IBI 值 (Weisberg *et al.*, 1997)。在本研究中使用物種群聚組成與 ABC 生物量監測法作為評估濕地環境品質的指標。

文獻回顧

ABC 生物量監測法

1986 年 Warwick 基於中度干擾假說 (intermediate disturbance hypothesis) 提出 ABC 生物量監測法，認為此方法可以監測環境污染對於潮間帶底棲生物群聚之影響 (Warwick, 1986)。中度干

擾假說是由 Connell 在 1978 年提出的理論，認為在適度的自然干擾下有助於保持環境中有較高的生物多樣性 (Connell, 1978)。在 ABC 生物量監測法中將潮間帶底棲生物群聚中各物種的生物量 (biomass) 與豐度 (abundance) 的比率由高到低排序後，藉由比較生物量與豐度的累加比率監測環境是否受到汙染 (Meire and Dereu, 1990)。1990 年 Meire 與 Dereu 以 ABC 生物量監測法為基礎，進一步提出 ABC 指數 (ABC index)，藉由比較潮間帶底棲生物群聚的生物量與豐度的差值以量化其面臨的環境壓力。該研究將環境壓力區分成自然環境造成的壓力，如潮汐壓力；與人為汙染造成的壓力，如工廠、海堤等人為干擾。ABC 指數的計算是將排序後的生物量與豐度累加比率相減後，加總並除以物種數。因此當底棲生物群聚未受到環境壓力時，ABC 指數會大於 0。當底棲生物群聚受到中度的環境壓力時，ABC 指數會趨近於 0。當底棲生物群聚受到重度的環境壓力時，ABC 指數會小於 0。ABC 生物量監測法被廣泛的應用在許多研究中，如研究底棲動物分佈與土壤粒度的關聯性 (Cunha and Ravara, 2003)、在法國海岸拖網捕魚對底棲無脊椎動物群聚的影響 (Vergnon and Blanchard, 2006)、底棲動物群聚在不同鹽度壓力下的反應 (Cerfolli *et al.*, 2013)、巴倫支海外來種螃蟹入侵對當地底棲生物群聚的影響 (Britayev *et al.*, 2010)、以及不同疏伐程度下紅樹林對螃蟹群聚的影響 (Geist *et al.*,

2012) 等。ABC 生物量監測法也被廣泛應用在魚類研究中，如 1999 年被應用於調查波蘭 Pilica 河的魚類族群受人類影響的結果 (Penczak and Kruk, 1999)。應用於量化漁業對於魚類群聚的影響，如 2005 年在南非海岸拖網漁業對底棲魚類影響的研究 (Yemane *et al.*, 2005)、以及 2010 年在西非海岸過度捕魚與環境惡化對當地魚類群聚影響的研究 (Ecoutin *et al.*, 2010)。ABC 生物量監測法在 2003 年被用於量化大安、高美、大肚濕地螃蟹群聚面臨的環境壓力，研究結果顯示大安、高美、大肚濕地的螃蟹群聚受到中等程度的環境壓力 (林惠真等, 2003)。

ABC 生物量監測法應用上的優點在於所需收集的資料類型較少 (生物群聚的豐度與生物量) 且可有效的反映出當地生物群聚是否受到環境壓力影響。但 ABC 生物量監測法的缺點在於該指數無法呈現環境壓力的來源與類型 (如人為的壓力或自然環境變化造成的壓力)，也無法呈現不同區域或不同時間下的生物群聚組成 (Clarke and Warwick, 2001)。因此在前人研究中除了使用 ABC 生物量監測法監測底棲生物群聚外也會使用群集分析 (cluster analysis)、非計量多向度量尺法 (NMDS) 與 ANOSIM (analysis of similarities, ANOSIM) 分析生物群聚組成的差異 (Cunha and Ravara, 2003; Geist *et al.*, 2012)。

在量化濕地週遭的人為開發或土地使用方面，前人研究中曾使用海岸線狀況、農地面積、工業用地面積等指標 (Wigand *et al.*, 2001; Weilhoefer, 2011)。近年來也發展出地景發展強度 (Landscape Development Intensity, LDI, Brown and Vivas, 2005) 作為量化多種週遭濕地使用的指標。以下將簡介地景發展強度 (LDI) 以及在本研究中用以量化濕地週遭土地使用的生境面積指數 (Biotope Area Factor, BAF, Senate Department for Urban Development, 1990)。

地景發展強度 (LDI)、生境面積指數 (BAF)

地景發展強度 (LDI) 被應用於評估美國佛羅里達州與俄亥俄州的濕地 (Reiss and Brown, 2007; Mack, 2006)。LDI 指數是計算單位時間與面積內人類活動過程中消耗的非再生能值 (emergy, 指產生產品或服務過程中直接或間接消耗的能量), 如電力、燃煤、灌溉用水等。在 2011 年 LDI 被應用於評估台灣 74 個重要濕地, 其研究中發現 LDI 可被應用於海岸濕地並量化濕地的人為干擾程度, 並認為可基於台灣的環境條件發展適用於台灣的 LDI 係數 (Chen and Lin, 2011)。

生境面積指數 (BAF) 是德國政府在 1980 年代提出並應用於都市設計的指數 (Senate Department for Urban Development, 1990)。BAF 代表的是一個區域中的「生態有效面積」(Ecologically-effective surface) 與區域總面積的比例, 在 BAF 的概念中認為當表面越是透水或是有

植物生長的地表越適合生物生存，代表此區域的生態有效性越高。並根據不同表面型態給予不同的生態有效係數，代表不同的生態有效性。透水性愈高或是有植物生長的面給予較高的生態有效係數，不透水的表面給予較低的生態有效係數。例如完全不透水的水泥表面其生態有效係數則是 0 (Senate Department for Urban Development, 1990)。

德國政府應用 BAF 於都市設計中的目的在於改善動植物棲地的品質、保護都市中的土地功能與水資源平衡、改善都市的居住品質。BAF 目前已被應用在德國慕尼黑、西柏林、漢堡 (Sukopp and Weiler, 1988)、土耳其 (Yilmaz *et al.*, 2010) 等地。BAF 在 2010 年被應用在規劃台中都會公園的土地利用規劃 (邱薇之, 2011)。以上前人文獻顯示 BAF 或可作為評估濕地週遭土地使用的指標，但仍缺乏實際的生物多樣性數值驗證 BAF 被應用於評估濕地週遭土地使用的可行性。

研究目的

在本研究中使用螃蟹群聚作為評估濕地環境的工具，潮間帶的螃蟹有許多種特性使其可用於評估濕地環境。如沙蟹科 (Ocypodoidea) 與方蟹科 (Grapsidoidea) 的螃蟹會在灘地上挖洞，防禦以洞穴為中心的領域 (Takeda, 2003; Zeil and Hemmi, 2006)，使這類的螃蟹組成會明顯受環境變化影響並可能適用於檢測潮間帶的環境變化。螃蟹的分佈也與棲地環境有很高的關聯性，如一些濾食灘地底質的沙蟹科螃

蟹會受到土壤粒徑、土壤有機物含量的影響 (Geist *et al.*, 2012)。因此螃蟹常被用於探討其與濕地環境或人為影響之間的關聯性，如道路對灘地上沙蟹洞穴密度的影響 (Neves and Bemvenuti, 2006)、灘地的物理環境因子與大型底棲無脊椎分佈的關聯性 (Otani *et al.*, 2008)。潮間帶螃蟹與棲地之間的關聯性更可用於產生螃蟹的棲地分佈預測模型 (Predictive habitat distribution model)。棲地分佈預測模型是指藉由統計模型中物種與環境因子關聯性的趨勢產生的模型，可用於評估環境變化對生物群聚分佈的影響，並可廣泛應用於生態、管理、復育等方面 (Guisan and Zimmermann, 2000; Vermeiren and Sheaves, 2014)。如前人研究以澳洲潮間帶五種螃蟹與棲地類型的關聯性趨勢產生螃蟹的棲地分佈預測模型 (Vermeiren and Sheaves, 2014)，但目前仍未有研究將棲地分佈預測模型應用於台灣的河口濕地，因此本研究的第一個目的在於使用螃蟹產生適用於台灣河口濕地的棲地分佈預測模型。

本研究有三個目的，第一個目的是探討台灣中部大安、高美、大肚、大城四個濕地中螃蟹群聚與環境因子的關聯性，並藉由研究中得到的螃蟹群聚與環境因子關聯性趨勢產生適用於台灣河口潮間帶濕地的棲地分佈預測模型，作為往後濕地管理或復育的參考。第二個目的是再次以 ABC 生物量監測法調查台灣中部四個濕地的螃蟹群聚以

探討 2013 年四個濕地中螃蟹群聚面臨的環境壓力，並藉由多變量分析的結果比較 2003 年與 2013 年之間的螃蟹群聚差異來推測當地可能面臨的環境壓力。其次，目前用於景觀生態學的生境面積指數或許可用於評估海岸周邊的人為開發程度，但由檢視文獻中卻發現 BAF 仍缺乏實際的生物多樣性數值驗證 BAF 被應用於評估濕地週遭土地使用的可行性。因此本研究的第三個目的是測試濕地週遭的 BAF 值是否與濕地的生物多樣性指數呈正相關。



研究方法

樣區劃設

本研究的研究地點是台灣中部四個濕地（圖一A），由北往南分別是大安濕地（圖一B）、高美濕地（圖一C）、大肚濕地（圖一D）、與大城濕地（圖一E），調查時間為2013年5月至8月。研究以穿越線法調查，在海堤外50公尺處做為穿越線的起點，並由北到南每隔300公尺設置穿越線，由東向西每隔300公尺設置調查樣點。在大安濕地設置11條穿越線共19個樣點（附件一A），其中最長的穿越線長度為650公尺、高美濕地設置14條穿越線共37個樣點（附件一B），其中最長的穿越線長度為1850公尺、大肚濕地設置28條穿越線共52個樣點（附件一C），其中最長的穿越線長度為950公尺、大城設置22條穿越線共25個樣點（附件一D），其中最長的穿越線長度為350公尺（表一）。於砂地與泥地的每樣點設置邊長10公尺的正方形樣區並細分成25個邊長2公尺的小樣區，隨機選取3個小樣區記錄觀察到的螃蟹種類與數量，抓取在觀察中出現的所有螃蟹種類各20-30隻個體測量濕重取平均，乘以三個小樣區中觀察到的螃蟹數量以估算螃蟹群聚的生物量。再依此數據進行生物多樣性指數的計算與分析。石礫堆與草地則因觀察上的困難，分別修改成在3個小樣區中以15分鐘內抓取螃蟹以計算螃蟹的種類、豐度、與估算生物量。除了記錄螃蟹相數據，同時在每

樣區採取2管土樣（深10公分直徑3公分）進行土壤分析，並測量樣點的土溫與週遭的潮池鹽度。在大城濕地中有18個樣點因灘地過於泥濘，難以執行上述的調查方法，改以在海堤邊往灘地上約10公尺處拋設3個邊長1公尺的方格進行物種觀察，並以三人觀察計數的方式估算螃蟹數量與辨別物種，並將三人於每個方格中觀察到的螃蟹數量取平均做為觀察到的螃蟹數量。

本研究中探討的環境因子有土溫、潮池鹽度、土壤pH值、土壤有機物含量、土壤含水量、並以土壤平均粒度或植被覆蓋度區分出不同的棲地類型（如石礫堆、草澤、沙地、泥地等）；其中土壤有機物含量、土壤含水量的分析方法參考潮間帶底棲生態調查法（謝等，1993）。簡要分述如下：

土壤pH值測量

土壤pH值的測量方法是將採樣後的土樣中取一管，取其中50-60 g的土樣風乾一週，再將風乾後的土粉碎後分成2管約25g 的土樣，並取25 ml的2次水混合均勻後靜置1小時，以酸鹼值測定儀（Jenco electronics, LTD, microcomputer pH-version 6071）測量土樣的上清液並平均以得到土壤pH值（中華土壤肥料學會，1995）。

土壤有機物含量與土壤含水量測量

以坩堝裝取採樣後的土樣約50 g並記錄此時的土樣重量 (W_w)，放入60 °C的烘箱中烘乾至土樣重量維持不變並記錄土樣重量(W_{60})，將烘乾後的土樣放入灰化爐中以500 °C灰化4小時後取出並記錄土樣重量 (W_{500})。坩堝重量為 W_p 。計算土壤含水量 (C_w) 的公式為 $\{(W_w - W_{60}) \div (W_{60} - W_p)\} \times 100\%$ ，計算土壤有機物含量 (C_o) 的公式為 $\{(W_{60} - W_{500}) \div (W_{60} - W_p)\} \times 100\%$ 。(謝等，1993；中華土壤肥料學會，1995)

土壤粒度

土壤粒度分析採沉降法，將採樣後的土樣中取一管進行風乾，在風乾後以網目 2 mm 大小的篩網篩除直徑大於 2 mm 的石頭。取約 50 g 的土樣放入攪拌杯中並加入 10 ml 的 1N 六偏磷酸鈉溶液 (Sodium hexametaphosphate, $(NaPO_3)_6$, from Sigma) 後，再加水至約 600 ml 後以攪拌機攪拌 5 分鐘。將攪拌後的溶液與土樣倒入沉降筒，充分攪拌並靜置 20 秒後，分別放入比重計與溫度計並記錄比重 (P_s) 與當時溫度 (T_1)，用鋁箔紙蓋上靜置 6 小時後分別放入比重計與溫度計並記錄比重 (P_c) 與當時溫度 (T_2)。砂粒的百分比計算公式為 $\{1 - [P_s \pm 0.3(T_1 - 19.4)] \div W\} \times 100$ (當溫度高於 19.4 °C 為+，低於 19.4 °C 為-)，粘粒百分比計算公式為 $\{[P_c \pm 0.3(T_2 - 19.4)] \div W\} \times 100$ ，粉粒百分比計算公式為 $100 - (\text{砂粒百分比} + \text{粘粒百分比})$ ，最後根據

砂粒、黏粒、粉粒的組成百分比區分土壤類型(李達源, 2009; Gee and Or, 2002)。

週遭土地使用與生境面積指數估算方法

在本研究中BAF值的估算方法如下：

$$\text{BAF值} = \text{生態有效面積} \div \text{區域總面積}$$

生態有效面積的算法如下：

$$\text{區域內某一種地景型態的面積} \times \text{該種地景型態的生態有效權重}$$

。地表型態是根據濕地週遭的土地使用類型進行分類，如海堤、一般道路、農田等。並拍攝現地照片製作成問卷(附件二)寄給水土保持專長、生命科學專長、環境工程專長、景觀專長、森林專長、建築專長、都市計畫專長、園藝專長、土木工程專長之專家等共二十人進行生態有效權重估算。各表面型態的生態有效權重範圍在0.0到10.0之間，並將二十位專家給予的生態有效權重平均以得到本研究中的生態有效權重。在本研究中以2012年的正射影像圖作為基本圖資進行地表型態的辨認與劃訂，並使用ArcGIS計算週遭土地使用。本研究中週遭土地使用的計算方法是計算離每穿越線起點最近的海堤內南北各1公頃的土地使用。並將南北各1公頃的土地使用面積分別劃分成16個邊長25公尺的小方格，以肉眼判斷16個小方格中處於海堤內的面積是否超過三分之二，假如超過三分之二則列入週遭土地使用的計算。假如海

堤內的土地利用面積小於三分之二則捨棄該格面積，改取該方格東側同大小方格內的土地使用面積。將取得的週遭土地使用面積乘以各地表型態的BAF權重並相加後除以總面積以得到週遭土地使用的BAF值，並依據性質類似的地表型態與面積(比例大於50%)整合成魚塭、人為建物、與草生地三類週遭土地使用類型(表二)以進行後續統計。

統計分析

螃蟹群聚與不同環境因子間的關聯性

在本研究中先將所有環境因子(土壤pH值、土壤含水量、土壤有機物含量、潮池鹽度)標準化並使用主成分分析(principal component analysis, PCA)檢視可由幾個主成分變數解釋本研究的7個環境因子的整體變異。為探討不同濕地間環境因子的差異，使用多變量變異數分析(multivariate analysis of variance, MANOVA)比較不同濕地間環境因子的整體差異，再以變異數分析(analysis of variance, ANOVA)分析四個濕地間各環境因子(土壤pH值、土壤含水量、土壤有機物含量、潮池鹽度)的差異，並以Tukey's HSD test進行兩兩比較。

以PERMANOVA(permutational multivariate analysis of variance)統計不同濕地間的螃蟹群聚是否有差異，並以vegan套件中的betadisper功能與Tukey's HSD test進行兩兩比較，最後以百分比相似性方法(similarity percentage analysis, SIMPER)分析以得到不同濕地

間影響螃蟹群聚組成差異貢獻度最高的螃蟹物種。PERMANOVA是以不相似度矩陣進行MANOVA的統計，可以統計不同處理組下任意數量的因變數矩陣的差異，可被應用於生態相關的群聚或基因相關資料。SIMPER是一種使用Bray-Curtis不相似度矩陣進行兩兩比較的統計方法，原理是利用Bray-Curtis不相似度矩陣比較兩個組別間的群聚差異並找出各物種對此差異的貢獻度比例（Oksanen, 2011）。

在螃蟹群聚與不同環境因子間的關聯性部份使用冗餘分析（Redundancy analysis, RDA）統計（Borcard *et al.*, 2011）。冗餘分析（RDA）屬於約束排序模型（Constrained ordination model）的統計方法，其原理是分析兩個矩陣（如生物數據矩陣與環境因子矩陣）之間的關聯性，可結合生物群聚與多個環境因子進行分析，廣泛的應用於許多研究中。如探討土壤中重金屬對節肢動物群聚的影響（Migliorini *et al.*, 2004）、河流中的農藥污染對大型底棲無脊椎動物群聚的影響等（Berenzen *et al.*, 2005）。

資料進行統計分析時會將四個濕地中螃蟹數量小於螃蟹總豐量0.5%的物種剔除以及將同屬、有明顯共域、且數量小於螃蟹總豐量0.5%的螃蟹物種合併以避免統計時剔除過多的物種，如角眼沙蟹

（*Ocypode ceratophthalmus*）與痕掌沙蟹（*Ocypode stimpsoni*）合併成沙蟹類（*Ocypode* spp.）；雙扇股窗蟹（*Scopimera bitympana*）與長

趾股窗蟹(*Scopimera longidactyla*)合併成股窗蟹類(*Scopimera spp.*)；肉球近方蟹(*Hemigrapsus sanguineus*)與絨毛近方蟹(*Hemigrapsus penicillatus*)合併成近方蟹類(*Hemigrapsus spp.*)；神妙擬相手蟹(*Parasesarma pictum*)、摺痕擬相手蟹(*Parasesarma plicatum*)與雙齒近相手蟹(*Perisesarma bidens*)則改以科的層級合併成相手蟹類(*Sesarmidae spp.*)。並在RDA的統計中使用Hellinger轉型法(Hellinger transformation)將螃蟹的群聚資料轉型，以減少不同種螃蟹的數量差異在統計上的影響(Borcard *et al.*, 2011)。最後以variance inflation factors (VIF, vif.cca function in vegan)方法檢視統計模型中各環境因子與棲地類型的共線性(collinearity)，當環境因子的VIF值大於10時，代表環境因子間有顯著的共線性，應減少使用的環境因子；當環境因子的VIF值小於10時代表各環境因子間無顯著的共線性(Borcard *et al.*, 2011)。另外將螃蟹數量大於螃蟹總豐量10%的物種(股窗蟹類、清白招潮蟹(*Uca lactea*)、萬歲大眼蟹(*Macrophthalmus banzai*))分別與所有環境因子以複迴歸分析，再以stepwise的方式剔除共線性過高的環境因子。

2003年與2013年的螃蟹群聚比較

在本研究中使用ABC生物量監測法而不使用B-IBI的因素有(1)本研究中只調查螃蟹而未調查其他底棲生物群聚，因此不適用於需要

多種底棲生物資料的 B-IBI。(2) 在 B-IBI 的計算中需要土壤粒徑、鹽度等資料 (Weisberg *et al.*, 1997)，使在計算 B-IBI 時需較大的工作量，但無法從 B-IBI 指數中探討群聚組成或生物群聚與環境因子的關聯性等資訊。因此本研究選擇使用 ABC 生物量監測調查螃蟹群聚並結合 RDA 等多變量的統計分析以探討螃蟹群聚與環境因子的關聯性趨勢。

在 2003 年與 2013 年的螃蟹群聚比較部分，使用 ABC 指數表示不同年間螃蟹群聚受環境壓力影響的狀況。ABC 指數的計算方法如下：

$$\frac{\text{(由高到低排序後的生物重百分比 - 由高到低排序後的豐量百分比)}}{\text{物種數}}$$

。並使用 PERMANOVA 分析大安、高美、大肚等三個濕地在不同年間的螃蟹群聚組成是否有差異，並以 *vegan* 套件中的 *betadisper* 功能與 Tukey's HSD test 進行兩兩比較，最後以 SIMPER 分析以得到不同年間影響螃蟹群聚組成差異貢獻度最高的螃蟹物種。並使用非計量多向度量尺法 (nonmetric multidimensional scaling, NMDS) 將大安、高美、大肚等三個濕地在不同年間的螃蟹群聚組成圖形化。NMDS 是一種將生物群聚的不相似度矩陣圖形化的方法，其原理是將不相似度矩陣中各樣點的不相似度在二維或三維的圖形中排列，並依據不相似度

決定點與點之間的距離。以隨機且重複多次的排列得出最合適的圖形 (Oksanen, 2011)。

濕地週遭土地使用與螃蟹群聚的關聯性

在不同週遭土地使用與螃蟹群聚的關連性部份，我使用物種歧異度指數 (Shannon-Weiner index) 與優勢度指數 (Simpson index) 作為估算每條穿越線第一與第二個樣點(海堤外 50 公尺以及海堤外 350 公尺的樣點) 螃蟹多樣性的多樣性指數，在此部分的統計分析因大城濕地有 18 條穿越線僅有 1 個樣點而將此 18 條穿越線的資料剔除。在本研究中將物種歧異度指數與優勢度指數分別與濕地週遭的 BAF 值以 Pearson's correlation 分析。並將螃蟹數量大於螃蟹總豐量 10% 的物種 (股窗蟹類、清白招潮蟹、萬歲大眼蟹) 分別與 BAF 以 Pearson's correlation 分析。另外以 Kruskal-Wallis Test 分析魚塭、人為建物、與草生地三種週遭土地使用類型的物種歧異度指數與優勢度指數是否有差異，以 pgirmess 套件中的 `kruskalmc` 功能進行兩兩比較。最後以 PERMANOVA 統計魚塭、人為建物、與草生地三種週遭土地使用類型下的螃蟹群聚，並以 `vegan` 套件中的 `betadisper` 功能與 Tukey's HSD test 進行兩兩比較，最後以 SIMPER 分析以得到不同的週遭土地使用類型下影響螃蟹群聚組成差異貢獻度最高的螃蟹物種。(Oksanen, 2011)。

以上所有分析方法皆使用 R 3.1.2 版本 (R Development Core Team, 2014) 分析，並使用 vegan (Oksanen, 2011) 套件統計螃蟹群聚資料。



研究結果

螃蟹群聚與不同環境因子間的關聯性

將本研究中的環境因子（土壤 pH 值、土壤有機物含量、土壤含水量、潮池鹽度）以主成分分析統計後可得到兩個特徵值大於 1 的主成分變數（PC1: 1.83, PC2: 1.06），此兩個主成分變數的解釋總變異百分比為 72.1%（圖二）。在本研究後續的 RDA 統計中仍使用環境因子進行統計，有以下兩個原因：（1）因本研究中討論的環境因子不多，且想探討中台灣螃蟹群聚與各環境因子間的關聯性；（2）在 R 中可藉由 vegan 套件中的功能（`vif.cca`）檢視 RDA 中環境因子間的共線性（Borcard *et al.*, 2011）。當某些環境因子之間的共線性過高時，再刪除共線性過高的環境因子。

將四個濕地中的環境因子（土壤 pH 值、土壤有機物含量、土壤含水量、潮池鹽度）以 MANOVA 統計，結果顯示四個濕地中的環境因子有顯著差異（ $F_{3,129} = 9.14, p < 0.001$ ）。四個濕地間的土壤 pH 值有顯著差異（ANOVA, $F_{3,129} = 14.74, p < 0.001$ ）。兩兩比較後發現大安濕地的土壤 pH 值最高（ 8.26 ± 0.05 ，圖三 A），高美濕地的土壤 pH 值在四個濕地中最低（ 7.79 ± 0.07 ，圖三 A），且大甲溪北岸部分樣點的土壤 pH 值在 7.1 至 7.2 之間（圖四）。大肚濕地的土壤 pH 值比高美濕地高且比大安濕地低（Tukey's HSD test, $p < 0.05$ ，圖三 A）。

四個濕地間的土壤有機物含量有顯著差異 (ANOVA, $F_{3,129} = 8.11$, $p < 0.001$)。兩兩比較後發現大城濕地的土壤有機物含量最高 ($2.4 \pm 0.1\%$, 圖三 B)，其他則無顯著差異 (Tukey's HSD test, $p < 0.05$, 圖三 B)。四個濕地間的土壤含水量有顯著差異 (ANOVA, $F_{3,129} = 32.94$, $p < 0.001$)。兩兩比較後發現大城濕地的土壤含水量最高 ($59.6 \pm 3.7\%$, 圖三 C)，其他則無顯著差異 (Tukey's HSD test, $p < 0.05$, 圖三 C)。四個濕地間的潮池鹽度有顯著差異 (ANOVA, $F_{3,129} = 18.48$, $p < 0.001$)。兩兩比較後發現高美濕地的潮池鹽度最高 ($10.9 \pm 1.8 \text{ g NaCl / Kg H}_2\text{O}$, 圖三 D) 且大肚濕地的潮池鹽度比大安與大城濕地高，大安與大城濕地的潮池鹽度則無顯著差異 (Tukey's HSD test, $p < 0.05$, 圖三 D)。

從各濕地的物種組成表 (表三 A) 發現大城濕地的優勢物種是萬歲大眼蟹 (佔 91.9%、表三 A)，大安與高美濕地的優勢物種是股窗蟹類 (*Scopimera* spp.; 雙扇股窗蟹與長指股窗蟹)，分別佔 52.1%、65.3% (表三 A)，大肚濕地的優勢物種則是萬歲大眼蟹與清白招潮蟹，分別佔 34%、33.8% (表三 A)。且四個濕地中的螃蟹群聚有顯著差異 (PERMANOVA, $F_{3,129} = 10.07$, $p = 0.001$)，兩兩比較後發現大城濕地的螃蟹群聚組成顯著與大安、高美、大肚濕地不同 (betadisper test, Tukey's HSD test, $p < 0.05$)。

利用 SIMPER 比較各物種在不同濕地間螃蟹群聚的豐度組成差異的貢獻度，發現大城濕地螃蟹群聚組成與大安、高美、大肚濕地有顯著差異的貢獻度最高的螃蟹物種是萬歲大眼蟹，貢獻度為 40.6%、40.7%、42.2%（表三 B）。顯示大城濕地萬歲大眼蟹的豐度百分比與大安、高美、大肚濕地相比差異最大。

四個濕地的 RDA 統計結果顯示螃蟹群聚的分佈會顯著受土壤有機物含量、土壤含水量、沙地、石礫堆、草澤影響，且土壤 pH 值也有影響螃蟹群聚組成的趨勢，但不顯著（表四）。在圖五中，當環境因子的箭頭與螃蟹物種在同側時，代表兩者呈現正相關；當環境因子的箭頭與螃蟹物種在反側時，代表兩者呈現負相關。萬歲大眼蟹（*M. banzai*, 以 Mb 表示）、弧邊招潮蟹（*Uca arcuata*, 以 Ua 表示）、秀麗長方蟹（*Metaplex elegans*, 以 Me 表示）、清白招潮蟹（*U. lactea*, 以 Ul 表示）、台灣泥蟹（*Ilyoplax formosensis*, 以 If 表示）的數量顯著的與土壤有機物含量、土壤含水量呈正相關，與土壤 pH 值也有成正相關的趨勢，但不顯著。短趾和尚蟹（*Mictyris brevidactylus*, 以 Mbr 表示）、短身大眼蟹（*Macrophthalmus abbreviates*, 以 Ma 表示）、股窗蟹類（*Scopimera* spp., 以 Sco 表示）、砂蟹類（*Ocypode* spp., 以 Ocy 表示）偏好出現在沙地。相手蟹類（*Sesarmidae* spp., 以 Ses 表示）、近方蟹類（*Hemigrapsus* spp., 以 Hemi 表示）、平背蜞（*Gatice depressus*,

以 Gd 表示) 偏好出現在石礫堆或草澤 (圖五)。

以複迴歸分析股窗蟹類、清白招潮蟹、萬歲大眼蟹與各環境因子的關聯性並使用 stepwise 法剔除共線性過高的因子後。結果 (表五) 顯示, 在股窗蟹類的數量與土壤 pH 值、土壤有機物含量呈負相關 (adjusted R^2 : 0.1566, $F_{2, 128} = 13.07$, $p < 0.001$) ; 清白招潮蟹的數量與土壤有機物含量呈正相關、與土壤含水量成負相關 (adjusted R^2 : 0.0677, $F_{2, 128} = 5.723$, $p = 0.004$) ; 萬歲大眼蟹的數量與土壤含水量呈正相關 (adjusted R^2 : 0.1463, $F_{1, 129} = 23.28$, $p < 0.001$)

2003 年與 2013 年的螃蟹群聚比較

ABC 指數可被用以表示濕地面臨的環境壓力, 在前人於 2003 年的研究結果中大安、高美、大肚濕地的 ABC 指數分別是 -2.22、-3.09、-7.74, 其中大安濕地面臨的環境壓力最小, 大肚濕地面臨的環境壓力最大 (表六; 林與曾, 2003)。在本研究中大安、高美、大肚、大城濕地在 2013 年的 ABC 指數分別是 -0.34、-7.5、1.47、-2.96, 在四個濕地間螃蟹群聚面臨的環境壓力以高美濕地最嚴重, 大安與大城濕地螃蟹群聚面臨中等程度的環境壓力, 大肚濕地螃蟹群聚未受到環境壓力影響 (表六)。比較 2003 年與 2013 年的 ABC 指數後發現在 2013 年大安與大肚濕地螃蟹群聚面臨的環境壓力比 2003 的環境壓力小;

在 2013 年高美濕地螃蟹群聚面臨的環境壓力比 2003 的環境壓力大，可能與高美濕地在 2003 到 2013 年之間人為壓力變大有關。

將大安與大肚濕地在 2003 年與 2013 年的螃蟹群聚比較發現不同年間的螃蟹群聚無顯著差異 ($F_{1,37} = 1.0612, p = 0.393$, 圖六 A; $F_{1,58} = 1.222, p = 0.297$, 圖六 C)，高美濕地的螃蟹群聚在不同年間有顯著差異 ($F_{1,47} = 3.515, p = 0.002$, 圖六 B)。從 2003 年與 2013 年的物種組成表發現在 2003 年高美濕地的優勢物種是清白招潮蟹(佔 82.06%; 表七 A)，但在 2013 年的優勢物種是股窗蟹類(佔 65.33%; 表七 A)。SIMPER 的分析結果顯示造成高美濕地不同年間螃蟹群聚的豐度組成有顯著差異的貢獻度最高的螃蟹物種是股窗蟹類 (*Scopimera* spp.)、清白招潮蟹 (*U. lactea*)、短趾和尚蟹 (*M. brevidactylus*)，貢獻度分別為 13.6%、12.9%、10.9% (表七 B)。顯示高美濕地的螃蟹群聚有改變，從清白招潮蟹為主變成以股窗蟹類為主，可能與高美濕地的環境改變有關。

濕地週遭土地使用與螃蟹群聚的關聯性

本研究將四個濕地的螃蟹相的生物多樣性指數 (物種歧異度指數、優勢度指數)，與樣點對應的週遭土地使用 BAF 值進行 Pearson's correlation 分析結果發現 BAF 值與螃蟹的生物多樣性指數 (物種歧異度指數、優勢度指數) 皆無顯著關聯 ($t = -1.829, p = 0.96$; $t = -0.564, p$

= 0.71; 圖七), 顯示樣點週遭的 BAF 值無法有效評估該樣點的螃蟹多樣性。以 Pearson's correlation 分別統計股窗蟹類、清白招潮蟹、萬歲大眼蟹與 BAF 值關聯性的結果顯示股窗蟹類、清白招潮蟹、萬歲大眼蟹的數量與 BAF 值皆無顯著關聯($t = 0.205, p = 0.42$; $t = 0.188, p = 0.43$; $t = 0.977, p = 0.17$; 圖八)。

以 Kruskal-Wallis Test 分析魚塭、人為建物、與草生地三種週遭土地使用類型的物種歧異度指數與優勢度指數的結果顯示螃蟹物種歧異度指數與優勢度指數在三種土地使用類型中均無顯著差異 (Kruskal-Wallis test, $H = 3.18, df = 2, n = 40, p = 0.204$; Kruskal-Wallis test, $H = 3.33, df = 2, n = 40, p = 0.189$)。但統計結果顯示三種濕地週遭土地使用類型的螃蟹群聚有顯著差異 (PERMANOVA, $F_{2, 38} = 2.171, p = 0.028$)。在魚塭、人為建物、草生地週遭的螃蟹群聚的數量組成中, 魚塭週遭主要是以萬歲大眼蟹為主; 人為建物週遭的螃蟹群聚主要是以股窗蟹類為主; 草生地週遭的螃蟹群聚主要是以清白招潮蟹最多 (表八 A)。但兩兩比較後發現僅有魚塭週遭的螃蟹群聚與人為建物週遭的螃蟹群聚顯著不同 (betadisper test, Tukey's HSD test, $p < 0.05$), 其他土地使用類型週遭的螃蟹群聚則無顯著差異。SIMPER 結果顯示造成魚塭週遭的螃蟹群聚與人為建物週遭的螃蟹群聚的豐度組

成有差異的物種主要是清白招潮蟹 (*U. lactea*, 17.8%, 表八 B)、萬歲大眼蟹 (*M. banzai*, 14%, 表八 B) 與短身大眼蟹 (*M. abbreviatus*, 12.3%, 表八 B)。但在本研究中不同週遭土地使用類型的樣點數在四個濕地間有很大的差異，例如魚塭只集中在大肚與大城濕地；人為建物只在大安、高美與大肚濕地有發現，使統計結果可能因週遭土地使用類型與各濕地之間的混淆效應 (confounding effect) 而有誤差 (表九)。

以 Kruskal-Wallis Test 分析魚塭、人為建物、與草生地三種週遭土地使用類型的環境因子結果顯示魚塭、人為建物、與草生地週遭的土壤含水量與潮池鹽度有顯著差異 (圖九, Kruskal-Wallis test, $H = 7.622$, $df = 2$, $n = 66$, $p = 0.022$; Kruskal-Wallis test, $H = 14.591$, $df = 2$, $n = 66$, $p < 0.001$)。在人為建物週遭的土壤含水量顯著的比在魚塭週遭的土壤含水量低 ("pgirmess" 套件中的 "kruckalmc" 功能: $p < 0.05$)。魚塭週遭的潮池鹽度顯著的比草生地週遭的潮池鹽度低 ("pgirmess" 套件中的 "kruckalmc" 功能: $p < 0.05$)。顯示不同的週遭土地使用可能會影響到濕地的環境。

討論

在本研究中，嘗試將螃蟹群聚與環境因子關聯性的趨勢應用於棲地分佈預測模型，並使用 ABC 生物量監測法與 BAF 應用於評估濕地遭受的環境壓力與周遭土地使用狀況。在結果中，除紅樹林的棲地類型外，大多數分佈於台灣潮間帶的棲地類型如泥灘地、草澤、石礫堆等棲地類型皆有調查，因此本研究或可應用於中台灣濕地的環境評估與管理。結合群聚分析與 ABC 生物量監測法應用於比較台灣中部三個濕地不同年間的螃蟹群聚可推測當地環境壓力變化可能的原因。而將 BAF 應用於評估周遭土地使用狀況與濕地螃蟹群聚的結果顯示 BAF 無法代表濕地螃蟹多樣性，未來需要進一步加入其他參數，進行修正。

螃蟹群聚與不同環境因子間的關聯性

從本研究的結果中可以發現螃蟹與環境因子的關聯性可以分成三種不同的趨勢，如萬歲大眼蟹(*M. banzai*)、弧邊招潮蟹(*U. arcuata*)、秀麗長方蟹(*M. elegans*)、清白招潮蟹(*U. lactea*)、台灣泥蟹(*Ilyoplax formosensis*) 主要分佈於土壤含水量、土壤有機物含量、土壤 pH 值較高的灘地；短趾和尚蟹(*M. brevidactylus.*)、短身大眼蟹(*M. abbreviates*)、股窗蟹類(*Scopimera spp.*)、砂蟹類(*Ocypode spp.*) 主要分佈於砂質的灘地；相手蟹類(*Sesarmidae spp.*)、近方蟹類

(*Hemigrapsus* spp.)、平背蜞 (*Gatice depressus*) 主要分佈於於石礫堆或草澤的棲地類型。

在前人探討螃蟹群聚與濕地環境關聯性的研究中，在Ashton *et al.* (2003) 調查馬來西亞士馬丹紅樹林區的螃蟹與軟體動物群聚的研究中顯示螃蟹的群聚結構會受到鹽度與水中pH值的影響，如在較酸的環境（低pH值）的環境下會對螃蟹是有害的，因較酸的環境可能會侵蝕螃蟹的外殼。在Priyadarshani *et al.* (2008) 的斯里蘭卡內貢博河口紅樹林的螃蟹多樣性調查結果顯示方形大額蟹 (*Metopograpsus thukuhar*) 與土壤含水量、土壤pH值呈負相關、與土壤有機物含量呈正相關。兩種相手蟹類的螃蟹 (*Sesarma smithii*與*S. guttatum*) 與土壤有機物含量、土壤pH值呈正相關。與前人研究相比，本研究中的結果與在紅樹林棲地下的螃蟹群聚調查結果差異較大。在本研究中相手蟹類 (*Sesarmidae* spp.) 主要採集於石礫堆的棲地類型，且與土壤pH值、土壤有機物含量、土壤含水量無明顯的關聯性，顯示相手蟹類能同時分佈於紅樹林及石礫堆等環境條件非常不同的棲地。

前人研究顯示棲息在較低潮位灘地的日本大眼蟹 (*Macrophthalmus japonicus*) 可能因體內水分調節能力較差，使在較高潮位的日本大眼蟹在環境太乾燥下會移動到潮位較低的位置以補充水分 (Henmi, 1984) ; *Uca vocans*與*Uca pugilator*則是會藉由遊盪

到潮位較低的位置以快速獲得更多的食物量 (Murai *et al.*, 1983)。

此外有些招潮蟹屬螃蟹的分佈也會受到口器的顎足型態與小螯型態影響，如前人研究探討巴西紅樹林中招潮蟹空間分佈的研究結果顯示，*Uca thayeri*的數量與土壤有機物含量、土壤含水量呈正相關，且有較多的羽狀剛毛 (plumose setae)；*Uca leptodactyla*的數量與土壤有機物含量、土壤含水量成負相關，且有較多的匙狀剛毛 (spoon-tipped setae) (Bezerra *et al.*, 2006)。上述的研究結果顯示螃蟹群聚的分佈也會受到螃蟹的體內水分調節能力、口器構造或覓食行為的影響。而在本研究中與土壤含水量、土壤有機物含量、土壤pH值呈正相關的是萬歲大眼蟹 (*M. banzai*)、弧邊招潮蟹 (*U. arcuata*)、秀麗長方蟹 (*M. elegans*)、清白招潮蟹 (*U. lactea*)、台灣泥蟹 (*Ilyoplax formosensis*)，這些螃蟹在空間中的分佈可能也與這些因素有關。

在 Otani *et al.* (2008) 探討底質物理性質與大型底棲生物群聚的研究結果顯示，螃蟹具有很高的棲地專一性並容易形成族群數量大的優勢種，如日本大眼蟹 (*M. japonicus*) 與 *Ilyoplax pusilla* 主要分佈在土壤中較高粉粒與黏粒的泥灘地；圓球股窗蟹 (*Scopimera globosa*) 主要分佈在較土壤中有高比例砂粒的棲地。在 Vermeiren and Sheaves (2014) 探討棲地類型與螃蟹群聚組成的研究結果顯示，日本大眼蟹偏好於空曠無植被的泥灘地；*Uca seismella* 主要分佈在較低矮的潮間

帶植物邊界；大額蟹屬的螃蟹 (*Metopograpsus* spp.) 偏好出現在石礫堆或石牆邊等棲地類型。濾食土壤有機物的沙蟹屬螃蟹分佈也會受到土壤有機質影響 (Geist *et al.*, 2012)。與上述的前人研究相比，本研究中同屬的螃蟹也有類似的棲地偏好，如股窗蟹類 (*Scopimera* spp.)、砂蟹類 (*Ocypode* spp.) 主要分佈於土壤中砂粒含量較高的灘地；相手蟹類 (*Sesarmidae* spp.)、近方蟹類 (*Hemigrapsus* spp.)、平背蜞 (*Gatice depressus*) 主要分佈於石礫堆。顯示出在本研究中不同的螃蟹類群也具有不同的棲地偏好。

在本研究中潮池鹽度對螃蟹群聚的影響不顯著的原因有兩種可能，(1) 本研究的調查時間在雨量較多的夏季，可能使潮間帶上不同潮池間的鹽度差異變小，進而縮減潮池鹽度對螃蟹群聚的影響。例如前人研究在美國佛羅里達州的結果顯示潮間帶的潮池鹽度會受到季節與雨量的影響，在雨季時海岸濕地的平均鹽度會降至約5psu (Langevin *et al.*, 2005)。(2) 前人於澳洲的研究中顯示螃蟹群聚較容易受到當地的環境因素影響，受到如鹽度等因素在河口環境下呈現梯度差異的影響較小 (Vermeiren and Sheaves, 2014)。這些可能都是造成在本研究中潮池鹽度對螃蟹群聚影響不顯著的原因。

在本研究中股窗蟹類與各環境因子的複迴歸結果中顯示股窗蟹類的數量與土壤 pH 值、土壤有機物含量呈負相關。但本研究的 RDA

結果與前人研究 (Otani *et al.*, 2008) 的結果顯示股窗蟹類主要分佈於土壤中有高比例砂粒的棲地。推測可能與本研究中調查的四個濕地的大部分棲地的砂粒含量均偏高有關 (大安、高美、大肚濕地的平均砂粒含量皆高於 80%)，導致砂粒含量的變異過小不足以在股窗蟹類的複迴歸分析顯示其對股窗蟹類數量的影響。在清白招潮蟹與各環境因子的複迴歸結果中顯示清白招潮蟹的數量與土壤有機物含量呈正相關、與土壤含水量成負相關，推測可能與清白招潮蟹偏好出現在退潮後土表較為乾燥的泥灘地有關。在萬歲大眼蟹與各環境因子的複迴歸結果中顯示萬歲大眼蟹的數量與土壤含水量呈正相關，與本研究的 RDA 結果或前人研究中 (Henmi, 1984) 同屬的日本大眼蟹有相似的結果。顯示萬歲大眼蟹可能偏好出現於土壤含水量較高的棲地。

前人研究結果顯示 pH 值、土壤有機物含量、土壤含水量等環境因子也會影響濕地上的其他生物群聚，如多毛類的族群密度與土壤有機物含量呈正相關 (蘇, 2003)；螺類的群聚結構會受到水中 pH 的影響，因較酸的環境可能會腐蝕螺類的殼 (Ashton *et al.*, 2003)；小型底棲生物群聚 (meiofauna) 的豐度與葉綠素 α 呈正相關且與土壤平均粒徑呈負相關 (Lin *et al.*, 2015)。顯示本研究中探討的環境因子也會影響到濕地的許多種生物群聚。

由物種與環境因子關聯性趨勢所產生的棲地分佈預測模型被認為可廣泛應用於生態、管理、復育等方面 (Guisan and Zimmermann, 2000; Vermeiren and Sheaves, 2014)。濕地上的螃蟹群聚因易於觀察、捕捉、棲地專一性高等因素適合應用於產生濕地的棲地分佈預測模型，如前人研究結果顯示螃蟹群聚組成與不同的環境因子或棲地類型具有明顯的關聯性(Ashton *et al.*, 2003; Otani *et al.*, 2008; Priyadarshani *et al.*, 2008; Vermeiren and Sheaves, 2014)。因此本研究以台灣中部四個濕地的螃蟹群聚與環境因子關聯性產生的棲地分佈預測模型或可用於中台灣河口或海岸濕地的棲地環境評估與管理等方面。

2003 年與 2013 年的螃蟹群聚比較

在大安、高美、大肚三個濕地於 2003 年與 2013 年的 ABC 生物量監測法結果比較中發現只有高美濕地螃蟹群聚面臨的環境壓力變大，推測可能與高美濕地當地的人為壓力有關，如大量的遊客壓力、週遭的人為開發等。大安與大肚濕地螃蟹群聚面臨的環境壓力變小的原因可能與當地的人為壓力變小有關，如本研究中大肚濕地的調查範圍包括大肚溪的南岸與北岸，其中大肚溪南岸曾因當地廢棄魚塭形成額外的海堤造成當地多毛類與螃蟹群聚組成改變 (蘇, 2003)，可能造成螃蟹群聚面臨的環境壓力變大。但政府在 2001 年於火力發電廠南部設置大肚溪口野生動物保護區，可能是使本研究中 2013 年大肚

濕地螃蟹群聚面臨的環境壓力變小的原因。在本研究中高美濕地的人為壓力最高，建議政府應制定政策以減少高美濕地面臨的人為壓力，並持續監測各濕地的生物群聚或環境變化以因應人為開發可能造成的影響。

根據高美2003年與2013年的螃蟹群聚的優勢物種組成比較中，發現高美濕地的優勢物種從清白招潮蟹變成股窗蟹類，與本研究中的RDA結果比較後推測可能與高美濕地土壤中砂粒含量的增加或土壤pH值、土壤有機物含量、土壤含水量減少有關。在前人探討臺中港北淤沙區飛沙對灘線變遷的研究提及因台中港北方防砂堤的建造使大甲溪攜帶的泥沙累積在台中港北防砂堤北側（徐，2008），可能導致大甲溪西帶的泥沙堆積在處於台中港北防砂堤北面的高美濕地。且高美濕地在2001年建造的新海堤除了使海岸線往外延伸之外，筆直的新海堤使大甲溪攜帶的泥沙更容易堆積在高美濕地（林與曾，2014），可能都是造成高美濕地螃蟹群聚有顯著變化的原因。

台中市政府於2012年在高美濕地的灘地建造木棧道以避免群眾踩踏濕地（林與曾，2014），也為該區域的物理環境帶來新的變數。前人研究顯示木棧道的建設可以有效減少人為踩踏或的影響，但也同時會影響到濕地上的生物。Kelahe 等人在1998年探討雪梨紅樹林步道建設後，步道附近 *Heloecius cordiformis* 的數量變化的研究中發現

步道周圍的 *Heloeicus cordiformis* 數量增加且可能與步道建設造成步道附近的底質組成變化有關 (Kelaheer *et al.*, 1998)；在前人探討澳洲莫頓灣紅樹林區木棧道建設後對當地軟體動物與螃蟹群聚影響的研究中發現木棧道建設後，棧道周圍的 *Parasesarma erythroductyla* 數量增加與軟體動物數量減少 (Skilleter and Warren, 2000)。這些研究暗示高美濕地的木棧道建設可能也會影響到濕地上的生物群聚，建議未來應進行棲地或生物調查以了解木棧道建設對高美濕地的影響，以利制定後續的因應措施。

濕地週遭土地使用與螃蟹群聚的關聯性

在本研究中結果發現濕地週遭的 BAF 值與螃蟹的生物多樣性指數 (物種歧異度指數與優勢度指數) 或螃蟹數量 (股窗蟹類、清白招潮蟹、萬歲大眼蟹) 皆無關聯，且濕地週遭的土地使用類型與螃蟹的生物多樣性指數也無關聯。但不同週遭土地使用類型旁的螃蟹群聚有顯著差異，顯示現行的 BAF 不適用於評估濕地的螃蟹多樣性。前人研究顯示 BAF 值無法用於評估台灣中部大學校園內的植物、昆蟲與蜘蛛等級之動物的多樣性 (Huang *et al.*, 2015)。推測可能是 BAF 中生態有效權重無法代表不同土地使用對濕地上螃蟹群聚可能的影響。建議未來在制定生態有效權重時，可能須考慮到不同土地使用可能產生的廢水或其他影響，加入其他參數進行適度的修正。

雖然在本研究中不同週遭土地使用類型的樣點數在四個濕地間有很大的差異，可能會導致本實驗中的結果有誤差。但前人研究顯示魚塭會破壞自然環境，魚塭的廢水中含有許多氮磷等物質會使水質惡化 (Mitsch and Gosselink, 2007)。前人於美國加州的調查結果發現農業廢水、未經處理的城市廢水、與蝦類養殖會影響到當地的海岸環境 (Páez-Osuna *et al.*, 2003)。在大肚溪南岸廢棄魚塭形成的堤岸會使魚塭內、外的灘地土壤性質改變，進而影響到螃蟹與多毛類的群聚組成與分佈 (蘇, 2003)。其他的週遭土地使用如海堤等人為建物也會影響濕地環境，如前人研究海堤對濕地草澤植物群聚多樣性的結果顯示沿海海堤可能會影響草澤的多樣性與棲地品質，並且會影響海堤週遭土壤底質的移動 (Bozek and Burdick, 2005)。河流流域週遭的土地使用如都市面積或農業用地也會影響濕地的土質與水質，如都市面積會與濕地中土質的多環芳香烴碳氫化合物含量呈正相關、農地面積會與濕地水中的除草劑呈正相關 (Crosbie and Chow-Fraser, 1999)。上述的前人顯示出濕地週遭或河流上游的土地利用可能會直接或間接影響到濕地環境，進而對濕地的螃蟹群聚造成影響。

結論

本研究是第一個將台灣濕地中螃蟹群聚與環境因子關聯性的趨勢應用於棲地分佈預測模型的研究，在本研究中的棲地分佈預測模型顯示螃蟹群聚組成會受到土壤 pH 值、土壤有機物含量、土壤含水量、土壤粒徑、棲地類型影響。此棲地分佈預測模型或可應用於中台灣河口濕地的環境評估與管理。在本研究中高美濕地螃蟹群聚在 2003 年與 2013 年之間的群聚變化可能是因為有較高的人為干擾與泥沙淤積，建議政府應制定對應政策。如配合週遭區域的旅遊資源減少高美濕地面臨的遊客壓力等，或配合高美濕地野生保護區的規劃避免過多的人為開發，並持續監測各河口濕地的環境變化或生物群聚以評估人為干擾對濕地的影響，以便於制定因應措施。研究結果顯示以 BAF 作為濕地週遭土地使用程度的指標無法反映濕地螃蟹多樣性，在指數制定與計算時應考慮不同土地使用可能產生的影響，進行參數的修正。河口濕地可能會受到週遭土地使用排放的廢水或其他污染物影響，因此須對濕地週遭的人為開發進行管理以減少人為開發對濕地環境的衝擊。

參考文獻

中華土壤肥料學會。1995。土壤分析手冊。台灣省政府農林廳。

李達源。2009。土壤質地。土壤與肥料分析手冊(二)。中華土壤肥料學會。1-24 頁。

林惠真、宋文汀、蘇珊慧。2003。台中縣海岸濕地生態教室。台中縣政府、台中縣自然生態保育協會。

林惠真、曾于芳。2014。話說高美。台中市政府農業局。

邱薇之。2011。台中都會公園之永續景觀管理—生境面積因子方法應用。東海大學景觀學系研究所碩士論文。

祝郁潔。2008。整合型海岸變遷模式於台中港淤沙整治之應用。國立成功大學水利及海洋工程研究所碩士論文。

徐稚昀。2013。飛沙對台中港海岸灘線變遷影響之研究。弘光科技大學環境工程研究所碩士論文。

謝蕙蓮、黃守忠、李坤瑄、陳章波。1993。潮間帶底棲生態調查法。生物科學，36，71-80。

蘇曉音。2003。大肚溪口南岸封閉圍提灘地內外底質組成與螃蟹及多毛類群聚差異之研究。東海大學環境科學系碩士論文。

Ashtom, E. C., D. J. Macintosh, and P. J. Hogarth. 2003. A baseline study of diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia.

- Journal of Tropical Ecology **19**:127-142.
- Berenzen, N., T. Kumke, H. K. Schulz, and R. Schulz. 2005.
Macroinvertebrate community structure in agricultural streams:
impact of runoff-related pesticide contamination. *Ecotoxicology and
Environmental Safety* **60**:37-46.
- Bezerra L. E. A., C. B. Dias, G. X. Santana, and H. Matthews-Cascon.
2006. Spatial distribution of fiddler crabs (genus *Uca*) in a tropical
mangrove of northeast Brazil. *Scientia Marina* **70**:759-766.
- Bilkovic, D. M., M. Roggero, C. H. Hershner, and K. H. Havens. 2006.
Influence of land use on macrobenthic communities in nearshore
habitats. *Estuaries and Coasts* **29**:1185-1195.
- Bird, E. C. F. 1984. *Coasts: an Introduction to Coastal Geomorphology*.
Australian National University Press, Canberra.
- Borcard, D., and F. Gillet, and P. Legendre. 2011. *Numerical Ecology
with R*. Springer Science+Business Media, LLC, New York.
- Bozek, C. M., and D. M. Burdick. 2005. Impacts of seawalls on saltmarsh
plant communities in the Great Bay Estuary, New Hampshire USA.
Wetlands Ecology and Management **13**:553-568.
- Britayev, T.A., A.V. Rzhavsky, L. V. Pavlova, and A.G. Dvoretiskij. 2010.
Studies on impact of the alien Red King Crab (*Paralithodes
camtschaticus*) on the shallow water benthic communities of the
Barents Sea. *Journal of Applied Ichthyology* **26**:66-73.
- Brown, M. T., and M. B. Vivas. 2005. Landscape development intensity
index. *Environmental Monitoring and Assessment* **101**:289-309.
- Carlise, B. K., J. D. Baker, A. L. Hicks, J. P. Smith, and A. R. Wilbur.
2004. Cape Cod Salt Marsh Assessment Project Final Grant Report,

- volume 1: Relationship of Salt Marsh Indices of Biologic Integrity to Surrounding Land Use 1999. Massachusetts Office of Coastal Zone Management, Boston, MA.
- Cerfolli, F., B. Bellisario, and C. Battisti. 2013. Detritus-based assemblage responses under salinity stress conditions in a disused aquatic artificial ecosystem. *Aquatic Biosystems* **9**:1-9.
- Chen, T. S., and H. J. Lin. 2011. Application of a landscape development intensity index for assessing wetlands in Taiwan. *Wetlands* **31**:745-756.
- Clarke, K. R., and R. M. Warwick. 2001. *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Cole, M. L., I. Valiela, K. D. Kroeger, G. L. Tomasky, J. Cebrian, C. Wigand, R. A. McKinney, S. P. Grady, and M. H. Carvalho da Silva. 2004. Assessment of $\delta^{15}\text{N}$ isotopic method to indicate anthropogenic eutrophication in aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality* **33**:124-132.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* **199**:1302-1310.
- Crosbie, B., and P. Chow-Fraser. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lake basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**:1781-1791.
- Cunha, M.R., and A. Ravara. 2003. Macrofaunal zonation and sediment properties on a low-energy, mesotidal sandy beach (Ria de Aveiro)

- (noethwestern Portugal). *Boletin Instituto Espanol de Oceanografia* **19**:235-246.
- Ecoutin, J. M., M. Simier, J. J. Albaret, R. Laë, and L. Tido de Moralis. 2010. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **87**:284-292.
- Gee, G. W., and D. Or. 2002. Particle-size analysis. In J.H. Dane and G. C. Topp (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 4. Physical Methods*. SSSA, Madison.
- Geist, S. J., I. Nordhaus, and S. Hinrichs. 2012. Occurrence of species-rich crab fauna in human-impacted mangrove forest questions the application of community analysis as an environmental assessment tool. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **96**:69-80.
- Senate Department for Urban Development. 1990. *The Biotope Area Factor as an Ecological Parameter*. Landschaft & Bauen, Berlin.
- Guisan, A., and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**:147-186.
- Henmi, Y. 1984. The Description of wandering behavior and its occurrence varying in different tidal areas in *Macrophthalmus japonicus* (De Haan) (Crustacea: Ocypodidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **84**:211-224.
- Huang, P. S., S. M. Tsai, H. C. Lin, and I. M. Tso. 2015. Do Biotope Area Factor values reflect ecological effectiveness of urban landscapes? a case study on university campuses in central Taiwan. *Landscape and Urban Planning* **143**:143-149.

- Inglis, G. J., and J. E. Kross. 2000. Evidence for systemic changes in the benthic fauna of tropical estuaries as a result of urbanization. *Marine Pollution Bulletin* **41**:367-376.
- IPCC. 2013. *Climate change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Kelaher, B. P., A. J. Underwood, and M. G. Chapman. 1998. Effect of boardwalks on the semaphore crab *Helocius cordiformis* in temperate urban mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **227**: 281-300.
- Langevin, C., E. Swain, and M. Wolfert. 2005. Simulation of integrated surface-water/ ground –water flow and salinity for a coastal wetland and adjacent estuary. *Journal of Hydrology* **314**:212-234.
- Lepš, J., and P. Šmilauer. 2005. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Lee, S. Y., R. J. K. Dunn, R. A. Young, R. M. Connolly, P. E. R. Dale, R. Dehayr, C. J. Lemckert, S. Mckinnon, B. Powell, P. R. Teasdale, and D.T. Welsh. 2006. Impact of urbanization on coastal wetland structure and function. *Austral Ecology* **31**:149-163.
- Lerberg, S. B., A. F. Holland, and D. M. Sanger. 2000. Responses of tidal creek macrobenthic communities to the effects of watershed development. *Estuaries* **23**:838-853.
- Lewis, M. A., D. E. Weber, R.S. Stanley, and J. C. Moore. 2001. The relevance of rooted vascular plants as indicators of estuarine

- sediment quality. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **40**:25-34.
- Lin, H. J., C. B. Hsu, S. H. Liao, C. P. Chen, and H. L. Hsieh. 2015. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on the abundance and community of meiofauna in a subtropical wetland. *Wetlands* **35**:547-556.
- Lin, Y. F., S. R. Jing, D. Y. Lee, and T. W. Wang. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture* **209**:169-184.
- Mack, J. J. 2006. Landscape as a predictor of wetland condition: an evaluation of the landscape development index (LDI) with a large reference wetland dataset from Ohio. *Environmental Monitoring and Assessment* **120**:221-241.
- Meire, P. M., and J. Dereu. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* **27**:210-223.
- Migliorini, M., G. Pigino, N. Bianchi, F. Bernini, and C. Leonzio. 2004. The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. *Environmental Pollution* **129**:331-340.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystem and Human well-being: Wetland and Water Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Mitsch, W. J., and J. G. Gosselink. 2007. *Wetlands*. Wiley, New York,

USA.

- Murai, M., S. Goshima, and Y. Nakasone. 1983. Adaptive droving behavior observed in the fiddler crab *Uca vocans vocans*. *Marine Biology* **76**:159-164.
- Neves, F. M., and C. E. Bemvenuti. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation* **133**:431-435.
- Nobbs, M. 2003. Effects of vegetation differ among three species of fiddler crabs (*Uca* spp.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **284**:41-50.
- Oksanen, J. Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>
- Otani, S., Y. Kozuki, K. Kurata, K. Ueda, S. Nakai, and H. Murakami. 2008. Relationship between macrobenthos and physical habitat characters in tidal flat in eastern Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin* **57**:142-148.
- Páez-Osuna, F., A. Gracia, F. Flores-Verdugo, L. P. Lyle-Fritch, R. Alonso-Rodríguez, A. Roque, and A. C. Ruiz-Fernández. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* **46**:806-815.
- Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**:285-307.
- Penczak, T., and A. Kruk. 1999. Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations

- in the Pillica River, Poland. *Fisheries Research* **39**:229-240.
- Priyadarshani, S. H. R., S. C. Jayamanne, and Y. N. Hirimuthugoda. 2008. Diversity of mangrove crabs in Kadolkele, Negombo estuary, Sri Lanka. *Sri Lanka Journal of Aquatic Sciences* **13**:109-121.
- Reiss K. C., and M. T. Brown. 2007. Evaluation of Florida palustrine wetlands: application of USEPA levels 1, 2, and 3 assessment methods. *EcoHealth* **4**:206-218.
- Skilleter, G. A., and S. Warren. 2000. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **244**:107-129.
- Sukopp, H., and S. Weiler, 1988. Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany. *Landscape and Urban Planning* **15**:39-58.
- Takeda, S. 2003. Masswandering in the reproductive season by the fiddler crab *Uca perplexa* (Decapoda: Ocypodidae). *Journal of Crustacean Biology* **23**:723-728.
- Vergnon, R., and F. Blanchard. 2006. Evaluation trawling disturbance on macrobenthic invertebrate communities in the Bay of Biscay, France: Abundance Biomass Comparison (ABC method). *Aquatic Living Resources* **19**:219-228.
- Vermeiren, P., and M. Sheaves. 2014. Predicting habitat associations of five intertidal crab species among estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **149**:133-142.
- Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* **92**:557-562.

- Weilhoefer, C. L. 2011. A review of indicators of estuarine tidal wetland condition. *Ecological Indicators* **11**:514-525.
- Weisberg, S. B., J. A. Ranasinghe, D. M. Dauer, L. C. Schaffner, R. J. Diaz, and J. B. Frithsen. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries Research Federation* **20**:149-158.
- Wigand, C., R. Comeleo, R. McKinney, G. Thursby, M. Chintala, and M. Charpentier. 2001. Outline of a new approach to evaluate ecological integrity of salt marshes. *Human and Ecological Risk Assessment* **7**:1541-1554.
- Wolff, M., V. Koch, and V. Isaac. 2000. A trophic flow model of the Caeté mangrove estuary (north Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **50**:789-803.
- Yang, S. L., J. Zhang, J. Zhu, J. P. Smith, S. B. Dai, A. Gao, and P. Li. 2005. Impacts of dams on Yangtze River sediment supply to the sea and delta intertidal wetland response. *Journal of Geophysical Research* **110**:F03006.
- Yang, S. L., J. D. Milliman, P. Li, K. Xu. 2011. 50000 dams later: erosion of the Yangtze River and its delta. *Global and Planetary Change* **75**:14-20.
- Yemane, D., J.G. Field, and R. W. Leslie. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *Journal of Marine Science* **62**:374-379.
- Yilmaz, B, S. Gülez, and G. Kaya. 2010. Mapping of biotopes in urban

areas: a case study of the city of Bartin and its environs, Turkey.
Scientific Research and Essays **5**:352-365.

Zeil, J., and J. M. Hemmi. 2006. The visual ecology of fiddler crabs.
Journal of Comparative Physiology A **192**:1-25.



表一、大安、高美、大肚、大城濕地的穿越線與樣點數表。

	Number of transect	Total number of plots
Da' an wetland	11	19
Gaomei wetland	14	37
Dadu wetland	28	52
Dacheng wetland	22	25



表二、濕地週遭土地使用類型整合表。

	adjacent land use types
building	block, dike, road, building, village, cobble dike, sealed surface, hollow dike, factory, gravel dike, container
fishpond	fishpond
grassland	grassland, farm, woodland, river, pond, cemetery, drain



表三 A、大安、高美、大肚、大城濕地的物種組成表。表中的數字代表四個濕地中各物種的豐度、括號中的數字代表該物種的組成比例，*Ocypode* spp. 代表沙蟹類（角眼沙蟹與痕掌沙蟹）、*Scopimera* spp. 代表股窗蟹類（雙扇股窗蟹與長指股窗蟹）、*Sesarmidae* spp. 代表相手蟹類（雙齒近相手蟹、摺痕擬相手蟹、神妙擬相手蟹）、*Hemigrapsus* spp. 代表近方蟹類（肉球近方蟹、絨毛近方蟹）。

crab species	Da' an wetland	Gaomei wetland	Dadu wetland	Dacheng wetland
<i>Macrophthalmus banzai</i>	0	132 (3.11)	3022 (34)	3984 (91.9)
<i>Scopimera</i> spp.	628 (52.1)	2770 (65.3)	1391 (15.7)	72 (1.7)
<i>Uca lactea</i>	1 (0.1)	608 (14.3)	3001 (33.8)	215 (5)
<i>Ocypode</i> spp.	11 (0.9)	56 (1.3)	6 (0.1)	4 (0.1)
<i>Sesarmidae</i> spp.	40 (3.3)	245 (5.8)	19 (0.2)	0
<i>Hemigrapsus</i> spp.	88 (7.3)	27 (0.6)	0	0
<i>Helice formosensis</i>	0	0.4	0.1	0
<i>Helicana doerjesi</i>	0	0.5	0.2	2 (< 0.1)
<i>Gatice depressus</i>	124 (10.3)	64 (1.5)	0	0
<i>Chiromantes dehaani</i>	0	6 (0.1)	0	0
<i>Uca arcuata</i>	0	12 (0.3)	668 (7.5)	41 (1)
<i>Mictyris brevidactylus</i>	140 (11.6)	144 (3.4)	392 (4.4)	1 (< 0.1)
<i>Varuna litterata</i>	0	1 (< 0.1)	0	0
<i>Uca borealis</i>	0	10 (0.2)	12 (0.1)	13 (0.3)
<i>Philyra pisum</i>	0	2 (< 0.1)	8 (0.1)	0
<i>Macrophthalmus abbreviatus</i>	136 (11.3)	125 (2.9)	43 (0.5)	1 (< 0.1)
<i>Chasmagnathus convexus</i>	0	3 (0.1)	0	0
<i>Petrolisthes japonicus</i>	10 (0.8)	0	0	0
<i>Leptodius sanguineus</i>	24 (2)	0	0	0
<i>Ozius rugulosus</i>	2 (0.2)	0	0	0
<i>Actaeodes tomentosus</i>	1 (0.1)	0	0	0
<i>Metopograpsus thukuhar</i>	1 (0.1)	0	0	0
<i>Metaplax elegans</i>	0	0	207 (2.3)	0
<i>Ilyoplax formosensis</i>	0	0	85 (1)	0
<i>Uca formosensis</i>	0	0	0	1 (< 0.1)

表三 B、大城濕地與大安、高美、大肚濕地物種組成差異的各物種貢獻度表。表中的數字代表各物種貢獻度的百分比。

crab species	Da' an wetland	Gaomei wetland	Dadu wetland
<i>Macrophthalmus banzai</i>	40.6	40.7	42.2
<i>Scopimera</i> spp.	7.2	10.7	9.5
<i>Uca lactea</i>	5.2	6.2	14.3
<i>Ocypode</i> spp.	5.5	4.5	1.9
<i>Sesarmidae</i> spp.	8.7	8.4	0.7
<i>Hemigrapsus</i> spp.	7.1	0.9	0
<i>Helice formosensis</i>	0	0	0
<i>Helicana doerjesi</i>	0.1	2.6	2.5
<i>Gatice depressus</i>	3.4	1.5	0
<i>Chiromantes dehaani</i>	0	1.1	0
<i>Uca arcuata</i>	1.9	2.1	12.3
<i>Mictyris brevidactylus</i>	1.9	7.2	1.8
<i>Varuna litterata</i>	0	1.1	0
<i>Uca borealis</i>	1.8	3.4	4.5
<i>Philyra pisum</i>	0	0.4	1.1
<i>Macrophthalmus abbreviatus</i>	8	0	3.3
<i>Chasmagnathus convexus</i>	0	1	0
<i>Petrolisthes japonicus</i>	2.9	0	0
<i>Leptodius sanguineus</i>	1.8	0	0
<i>Ozius rugulosus</i>	1.8	0	0
<i>Actaeodes tomentosus</i>	0.8	0	0
<i>Metopograpsus thukuhar</i>	0	0	0
<i>Metaplax elegans</i>	0	0	2.5
<i>Ilyoplax formosensis</i>	0	0	2
<i>Uca formosensis</i>	1.2	1.3	1.5

表四、四個濕地的 RDA 統計結果。pebble beach、marsh 與 sand 代表樣點的棲地類型。

environmental factors	four wetland
soil pH	$F_{1,124} = 1.861^+$
soil organic content	$F_{1,124} = 2.914^*$
soil water content	$F_{1,124} = 18.996^{***}$
pebble beach	$F_{1,124} = 16.482^{***}$
marsh	$F_{1,124} = 5.562^{***}$
sand	$F_{1,126} = 14.68^{***}$

$^+$: $0.1 > p > 0.05$; * : $p < 0.05$; ** : $p < 0.01$; *** : $p < 0.001$



表五、股窗蟹類、清白招潮蟹、萬歲大眼蟹的複迴歸結果表。

species	variable	coefficient	<i>t</i> value	<i>p</i> value
<i>Scopimera</i> spp.	intercept	36.85	3.13	$p = 0.002$
	pH	-48.16	-3.98	$p < 0.001$
	organic	-27.66	-2.29	$p = 0.024$
<i>Uca lactea</i>	intercept	29.2	3.90	$p < 0.001$
	organic	25.7	2.66	$p = 0.009$
	water	-31.8	-3.30	$p = 0.001$
<i>Macrophthalmus banzai</i>	intercept	53.85	5.33	$p < 0.001$
	water	48.93	4.83	$p < 0.001$



表六、大安、高美、大肚濕地在 2003 年與 2013 年的 ABC 指數比較。

wetlands	2003 ^a	2013
Da' an wetland	-2.22	-0.34
Gaomei wetland	-3.09	-7.5
Dadu wetland	-7.74	1.47
Dacheng wetland	n.d.	-2.96

a：（林與曾，2003），n.d.：代表無數據。



表七 A、高美濕地 2003 年與 2013 年螃蟹群聚組成表。

crab species	2003 ^a	2013
<i>Macrophthalmus banzai</i>	1756 (10)	132 (3.11)
<i>Scopimera</i> spp.	563 (3.2)	2770 (65.3)
<i>Uca lactea</i>	14458 (82.1)	608 (14.3)
<i>Ocypode</i> spp.	44 (0.2)	56 (1.3)
<i>Sesarmidae</i> spp.	35 (0.2)	245 (5.8)
<i>Hemigrapsus</i> spp.	280 (1.6)	27 (0.6)
<i>Helice formosensis</i>	0	0.4
<i>Helicana doerjesi</i>	81 (0.5)	0.5
<i>Gatice depressus</i>	53 (0.3)	64 (1.5)
<i>Chiromantes dehaani</i>	0	6 (0.1)
<i>Uca arcuata</i>	40 (0.2)	12 (0.3)
<i>Mictyris brevidactylus</i>	0	144 (3.4)
<i>Varuna litterata</i>	0	1 (<0.1)
<i>Uca borealis</i>	128 (0.7)	10 (0.2)
<i>Philyra pisum</i>	0	2 (<0.1)
<i>Macrophthalmus abbreviatus</i>	179 (1)	125 (2.9)
<i>Chasmagnathus convexus</i>	0	3 (0.1)
<i>Matuta victor</i>	2 (<0.1)	0

表中的數字代表各物種的豐度、括號中的數字代表該物種的組成比例，a：（林與曾，2003）。

表七 B、高美濕地 2003 年與 2013 年物種組成差異的各物種貢獻度表。表中的數字代表各物種貢獻度的百分比。

crab species	Gaomei wetland
<i>Scopimera</i> spp.	13.6
<i>Uca lactea</i>	12.9
<i>Mictyris brevidactylus</i>	10.9
<i>Sesarmidae</i> spp.	10.4
<i>Uca arcuata</i>	8.2
<i>Macrophthalmus abbreviatus</i>	7.4
<i>Ocypode</i> spp.	7.3
<i>Helicana doerjesi</i>	5.8
<i>Macrophthalmus banzai</i>	5.5
<i>Uca borealis</i>	5.4
<i>Gatice depressus</i>	3.3
<i>Matuta victor</i>	2.2
<i>Hemigrapsus</i> spp.	2.2
<i>Philyra pisum</i>	1.3
<i>Chiromantes dehaani</i>	1.2
<i>Varuna litterata</i>	1.1
<i>Chasmagnathus convexus</i>	1

表八 A、三種濕地週遭土地使用類型周邊的螃蟹群聚組成表。表中的數字代表各物種的豐度、括號中的數字代表該物種的組成比例。

crab species	building	fishpond	Grassland
<i>Macrophthalmus banzai</i>	12 (1.2)	2030 (36.2)	148 (4.2)
<i>Scopimera</i> spp.	246 (25)	923 (16.5)	2544 (72.5)
<i>Uca lactea</i>	286 (29.1)	2338 (41.7)	190 (5.4)
<i>Ocypode</i> spp.	10 (1)	10 (1.8)	55 (1.6)
<i>Sesarmidae</i> spp.	0	0	229 (6.5)
<i>Hemigrapsus</i> spp.	30 (3)	0	59 (1.7)
<i>Helice formosensis</i>	0	8 (0.1)	17 (0.5)
<i>Helicana doerjesi</i>	3 (0.3)	4 (0.1)	22 (0.6)
<i>Gatice depressus</i>	70 (.1)	0	5 (0.1)
<i>Chiromantes dehaani</i>	0	0	6 (0.2)
<i>Uca arcuata</i>	11 (1.1)	233 (4.2)	44 (1.3)
<i>Mictyris brevidactylus</i>	141 (14.3)	17 (0.3)	86 (2.5)
<i>Varuna litterata</i>	0	0	1 (< 0.1)
<i>Uca borealis</i>	2 (0.2)	15 (0.3)	2 (< 0.1)
<i>Philyra pisum</i>	0	8 (0.1)	0
<i>Macrophthalmus abbreviatus</i>	69 (7)	16 (0.3)	98 (2.8)
<i>Chasmagnathus convexus</i>	0	0	3 (0.1)
<i>Petrolisthes japonicus</i>	10 (1)	0	0
<i>Leptodius sanguineus</i>	4 (<0.4)	0	0
<i>Ozium rugulosus</i>	1 (0.1)	0	0
<i>Actaeodes tomentosus</i>	0	0	0
<i>Metopograpsus thukuhar</i>	1 (0.1)	0	0
<i>Metaplax elegans</i>	88 (8.9)	1 (< 0.1)	0
<i>Ilyoplax formosensis</i>	0	0	0
<i>Uca formosensis</i>	0	0	0

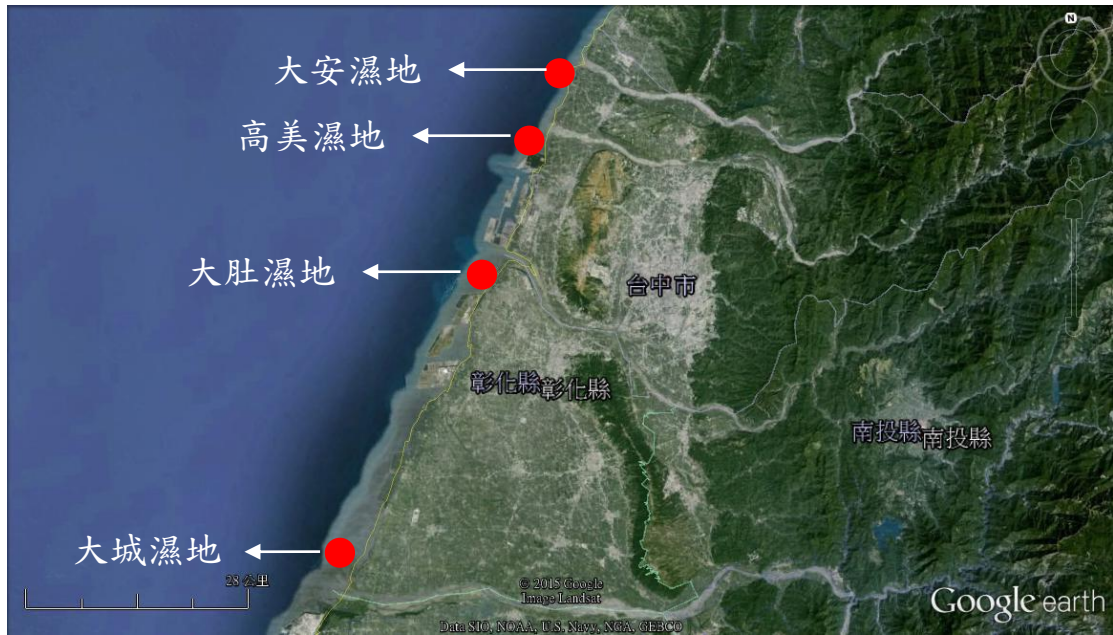
表八 B、魚塭與人為建物的物種組成差異的各物種貢獻度表。表中的數字代表各物種貢獻度的百分比。

crab species	building
<i>Uca lactea</i>	17.8
<i>Macrophthalmus banzai</i>	14
<i>Macrophthalmus abbreviatus</i>	12.3
<i>Uca arcuata</i>	9.5
<i>Scopimera</i> spp.	7.6
<i>Mictyris brevidactylus</i>	7
<i>Uca borealis</i>	5.4
<i>Gatice depressus</i>	4.9
<i>Metaplax elegans</i>	4.4
<i>Philyra pisum</i>	3.1
<i>Ocypode</i> spp.	2.5
<i>Leptodius sanguineus</i>	2.2
<i>Helicana doerjesi</i>	2
<i>Helice formosensis</i>	1.7
<i>Hemigrapsus</i> spp.	1.2
<i>Petrolisthes japonicus</i>	1.2
<i>Ozium rugulosus</i>	1.2
<i>Metopograpsus thukuhar</i>	1.2
<i>Sesarmidae</i> spp.	0.9

表九、四個濕地間三種週遭土地使用類型的樣點數量。

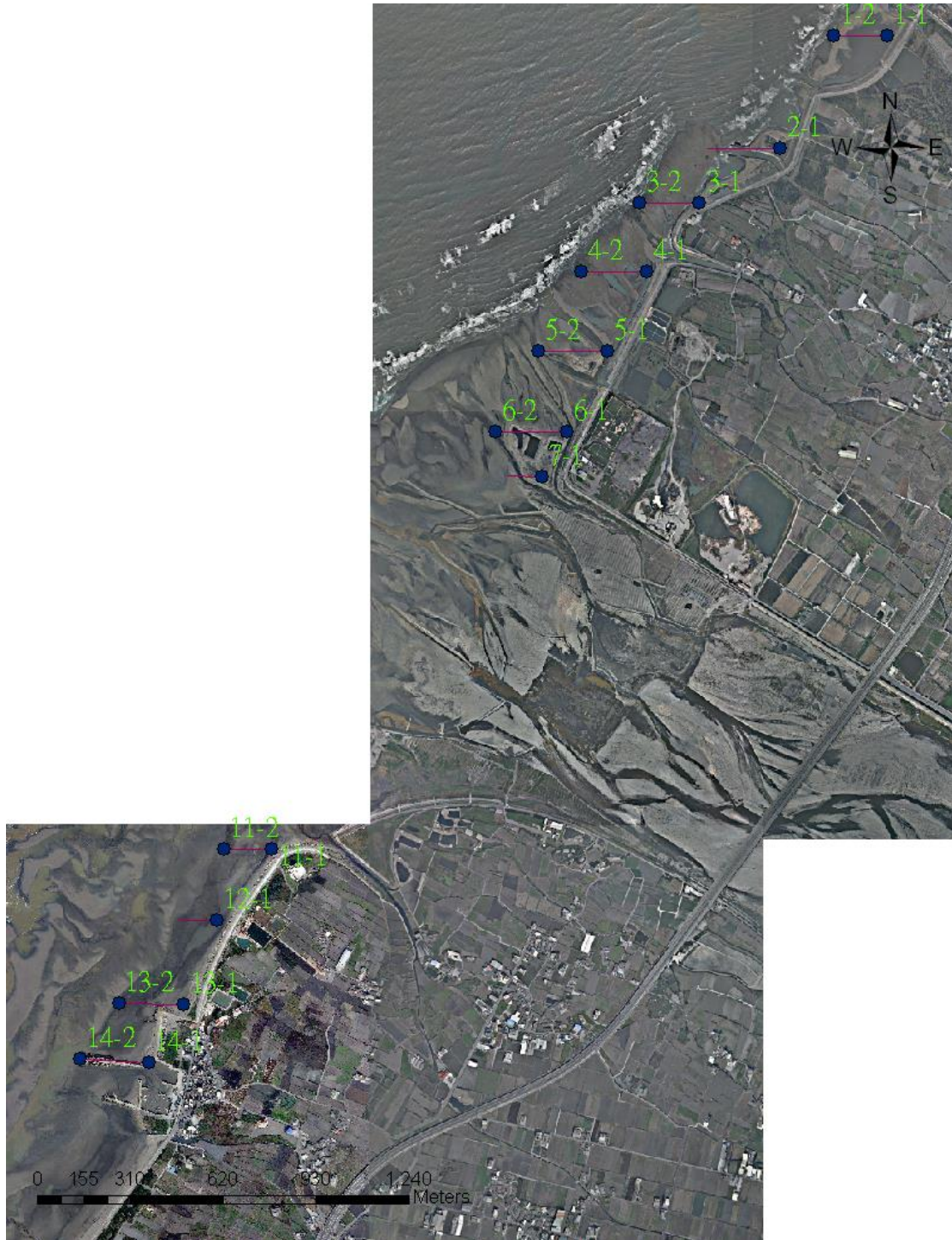
	Da' an wetland	Gaomei wetland	Dadu wetland	Dacheng wetland
building	4	1	8	0
fishpond	0	0	14	17
grassland	2	14	4	3





圖一 A、大安、高美、大肚、大城濕地位置示意圖。

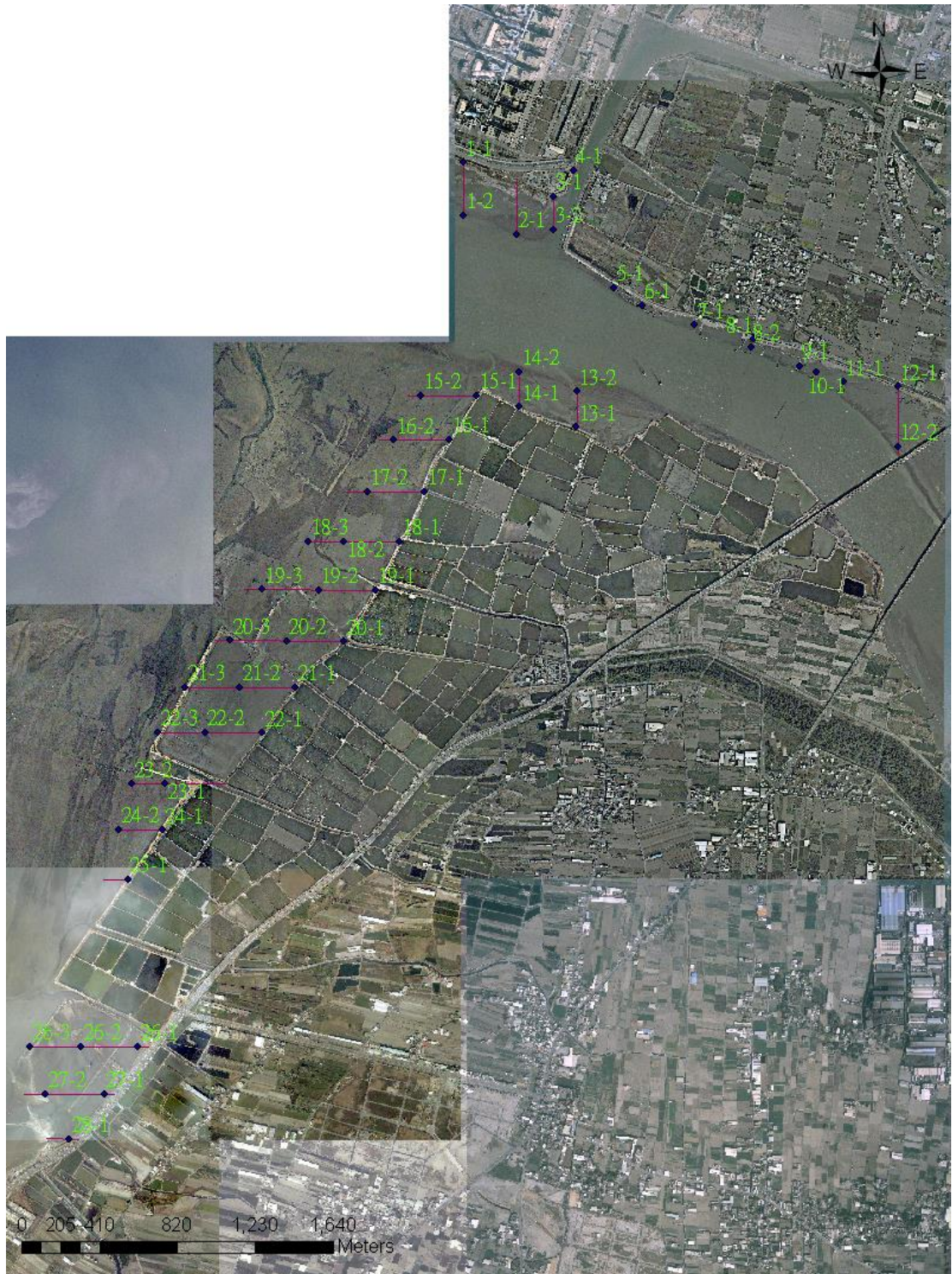




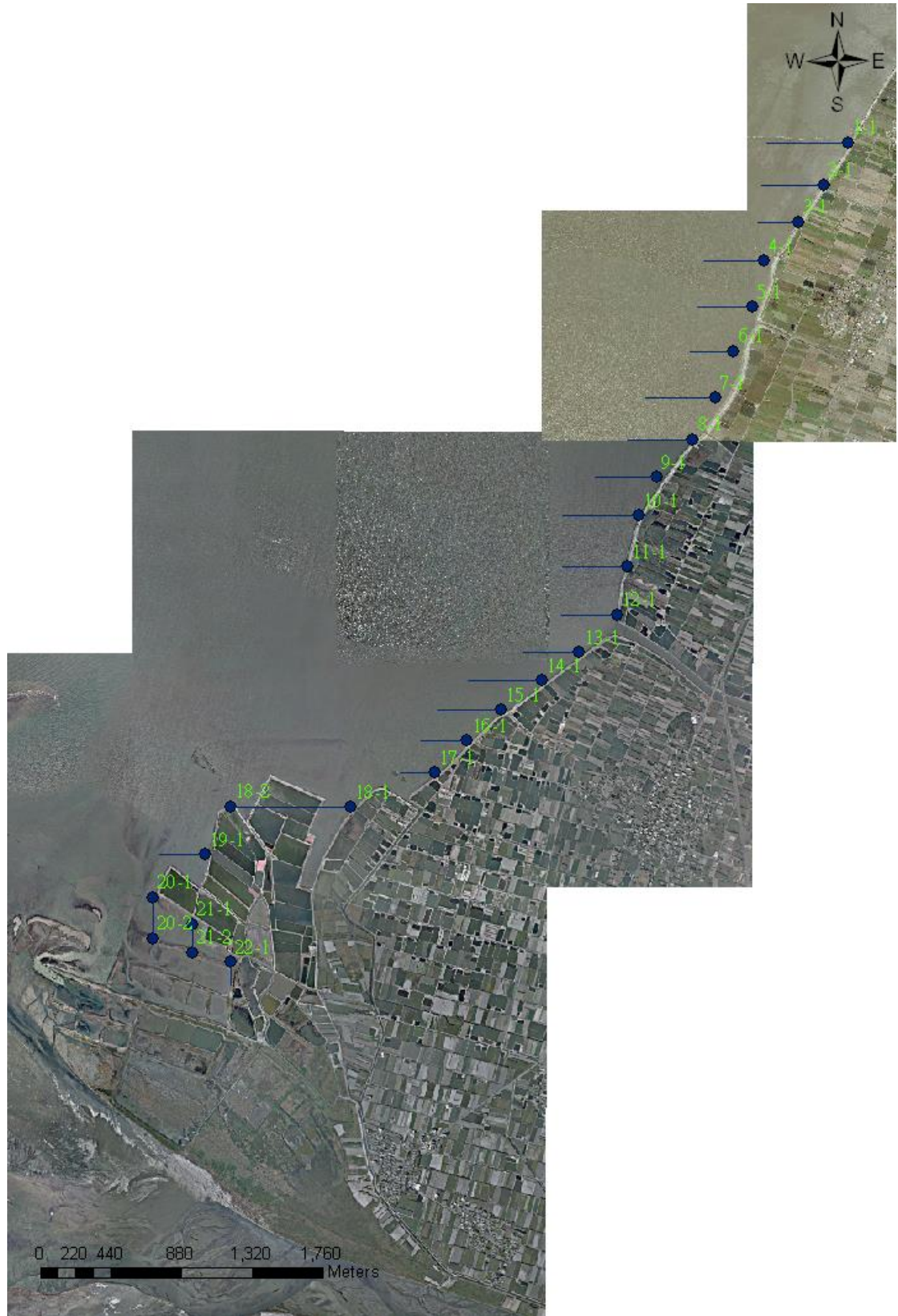
圖一 B、大安濕地樣點位置示意圖。圖中的線代表穿越線、點代表樣點，數字代表樣點名稱。



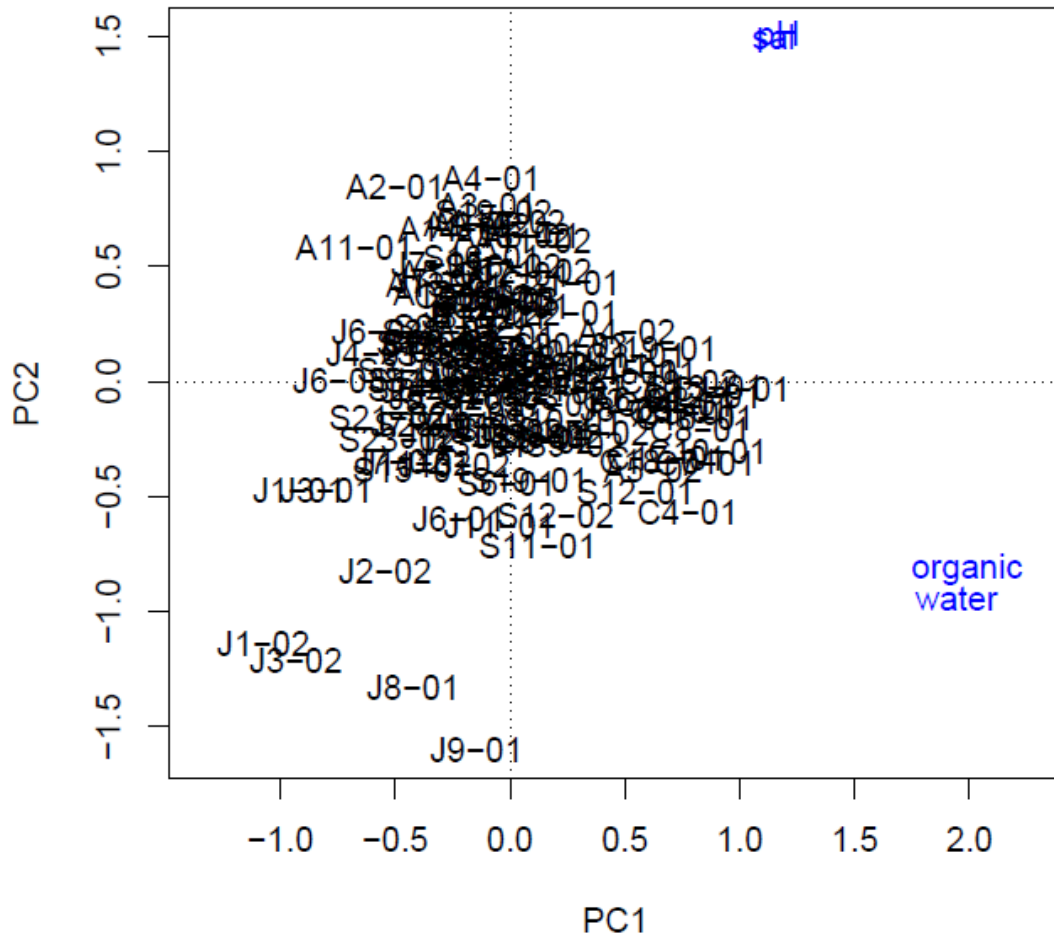
圖一 C、高美濕地樣點位置示意圖。圖中的線代表穿越線、點代表樣點，數字代表樣點名稱。



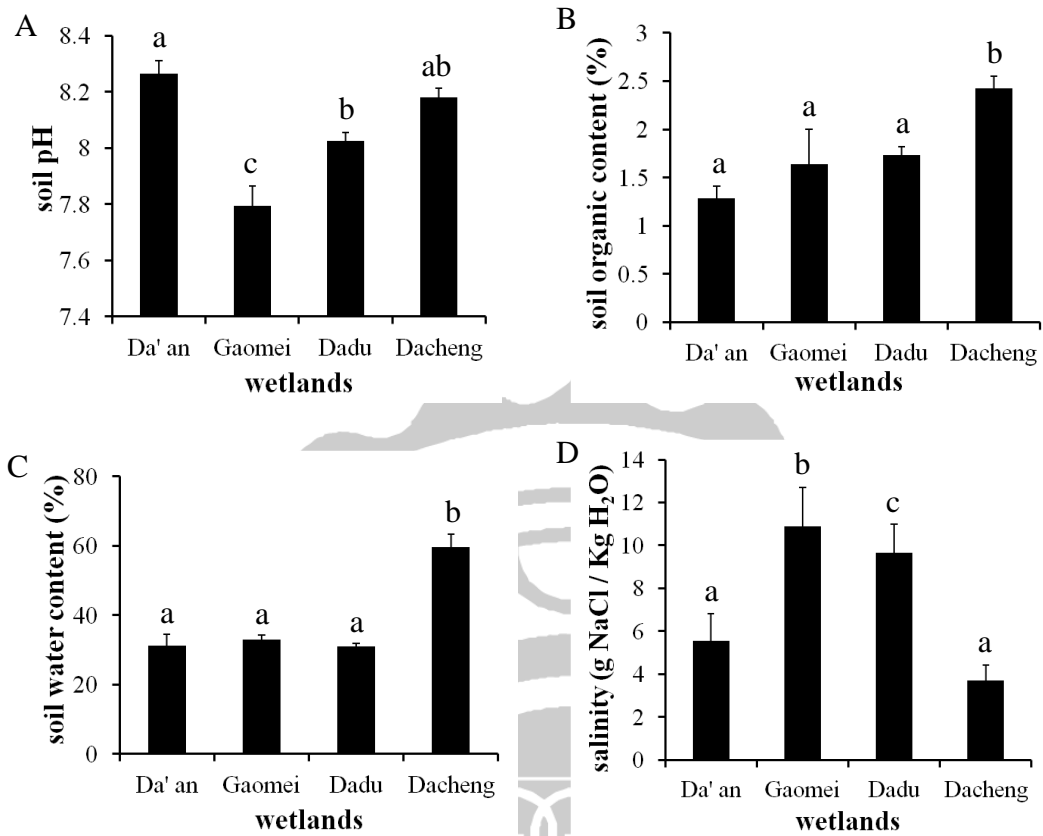
圖一 D、大肚濕地樣點位置示意圖。圖中的線代表穿越線、點代表樣點，數字代表樣點名稱。



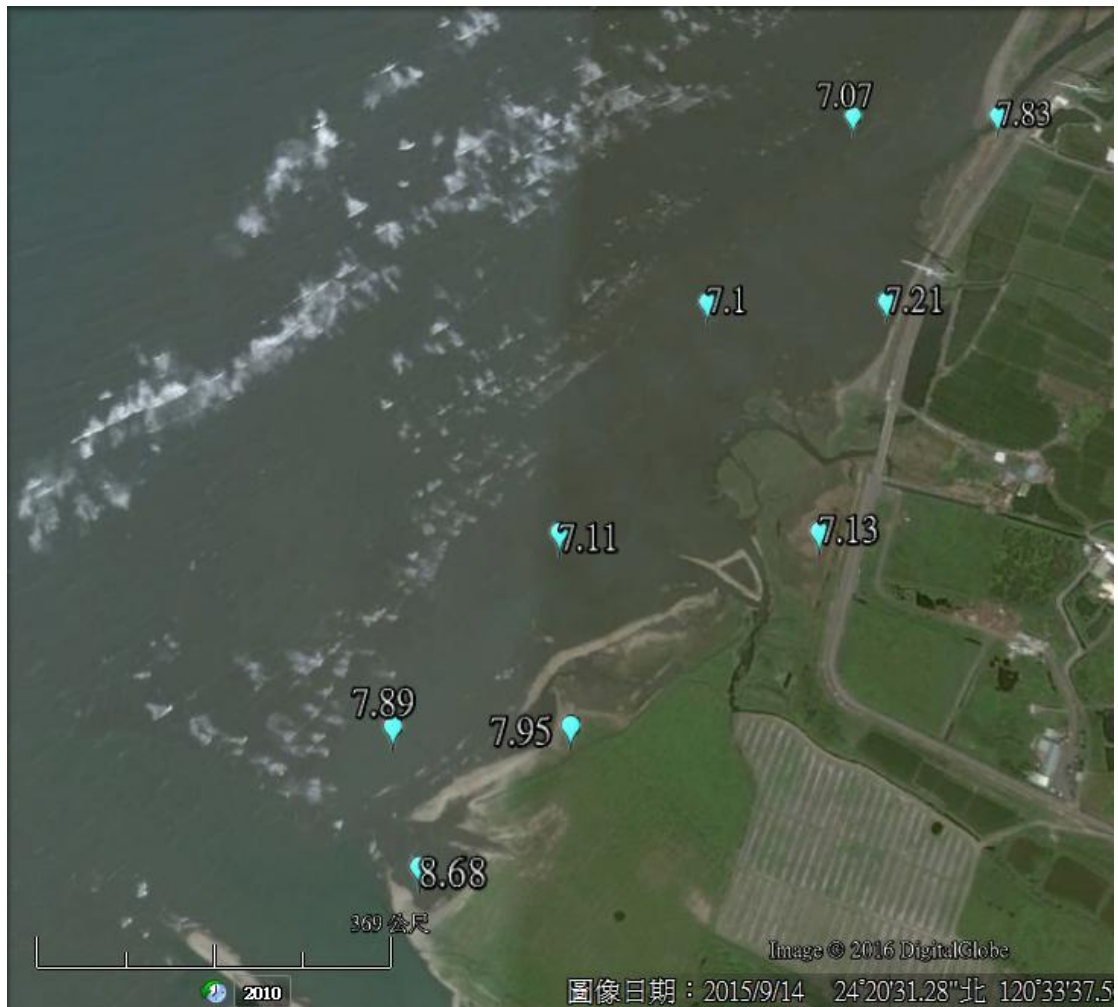
圖一E、大城濕地樣點位置示意圖。圖中的線代表穿越線、點代表樣點，數字代表樣點名稱。



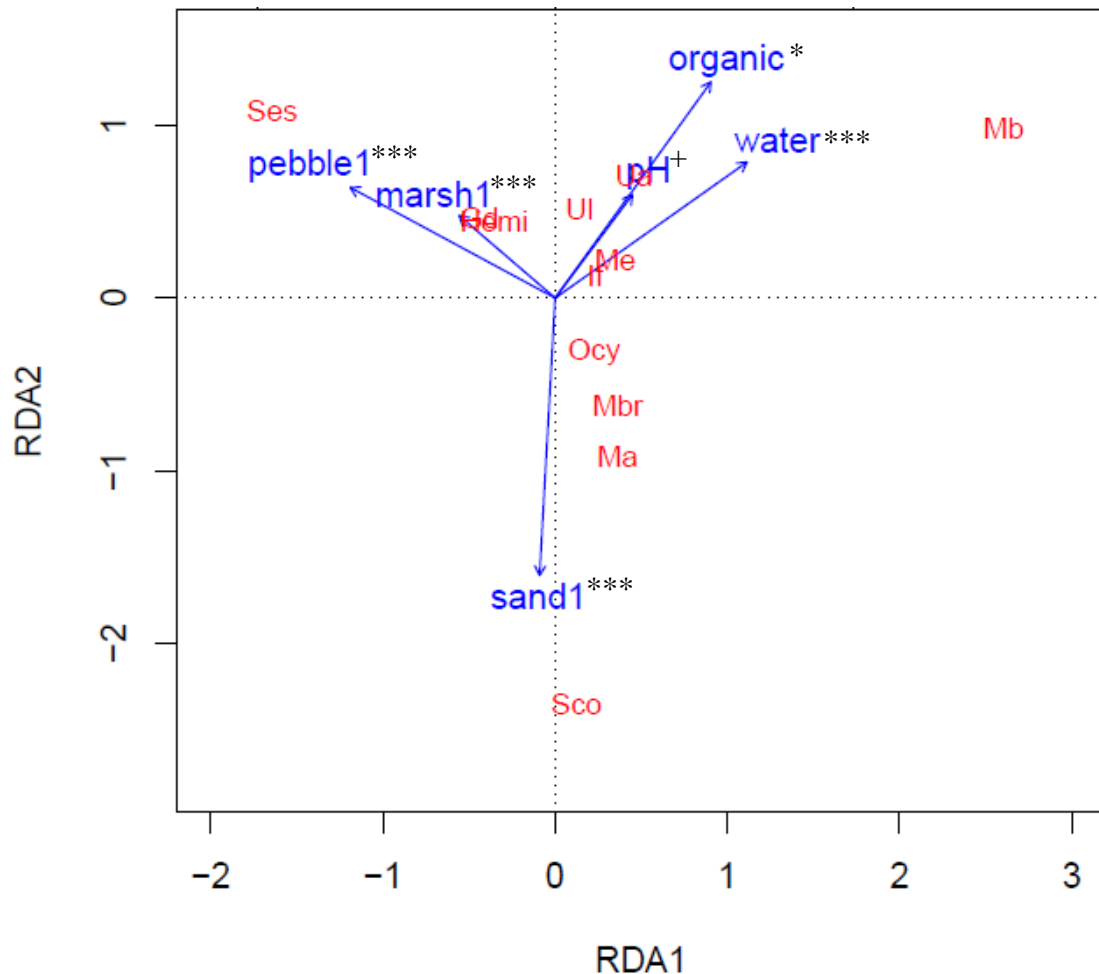
圖二、大安、高美、大肚、大城四個濕地環境因子的 PCA 結果圖。圖中四個濕地的樣點以英文字母與數字表示，A 代表大安濕地、J 代表高美濕地、S 代表大肚濕地、C 代表大城濕地；環境因子以英文表示，sal 代表潮池鹽度、pH 代表土壤 pH 值、organic 代表土壤有機物含量、water 代表土壤含水量。此圖可解釋四個濕地環境因子 72.1% 的變異。



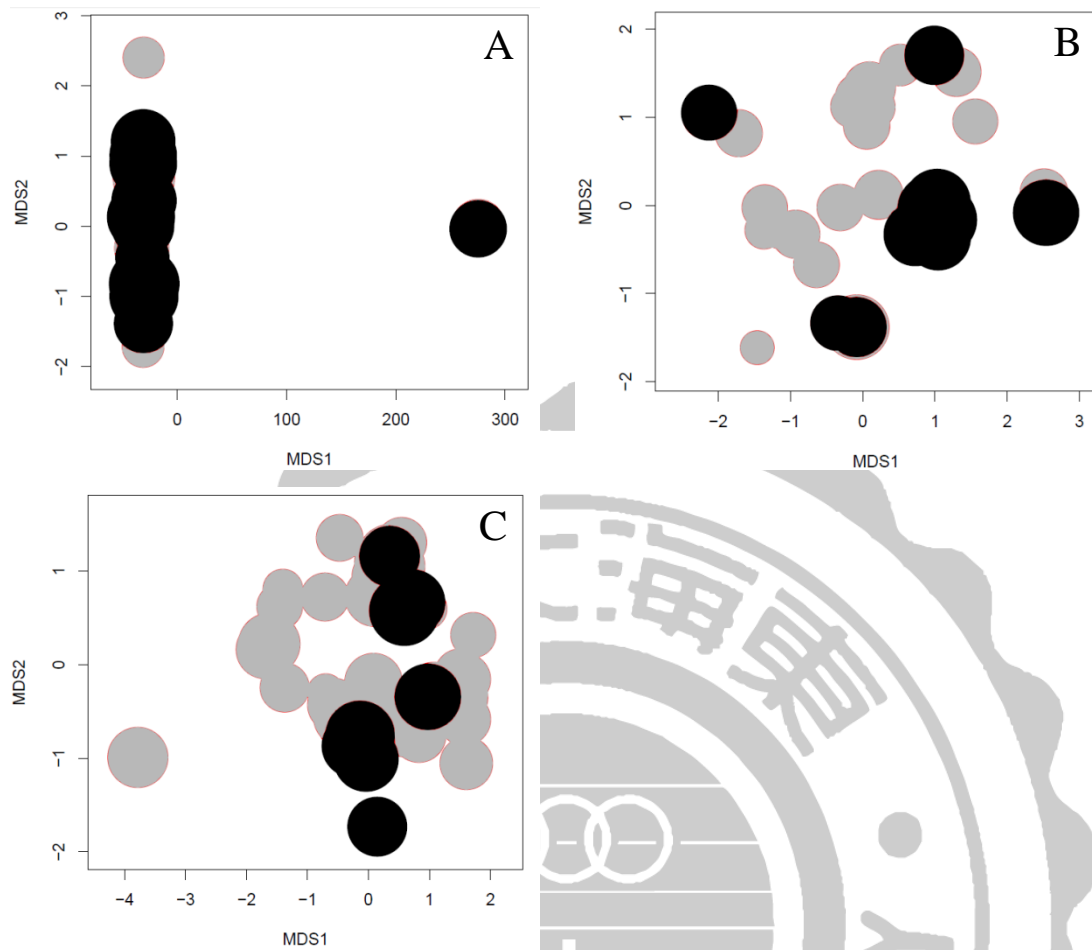
圖三、大安、高美、大肚、大城四個濕地的環境因子比較。圖中不同的英文字母代表兩兩比較有顯著差異 ($p < 0.05$, one way ANOVA, followed by Tukey's HSD test)



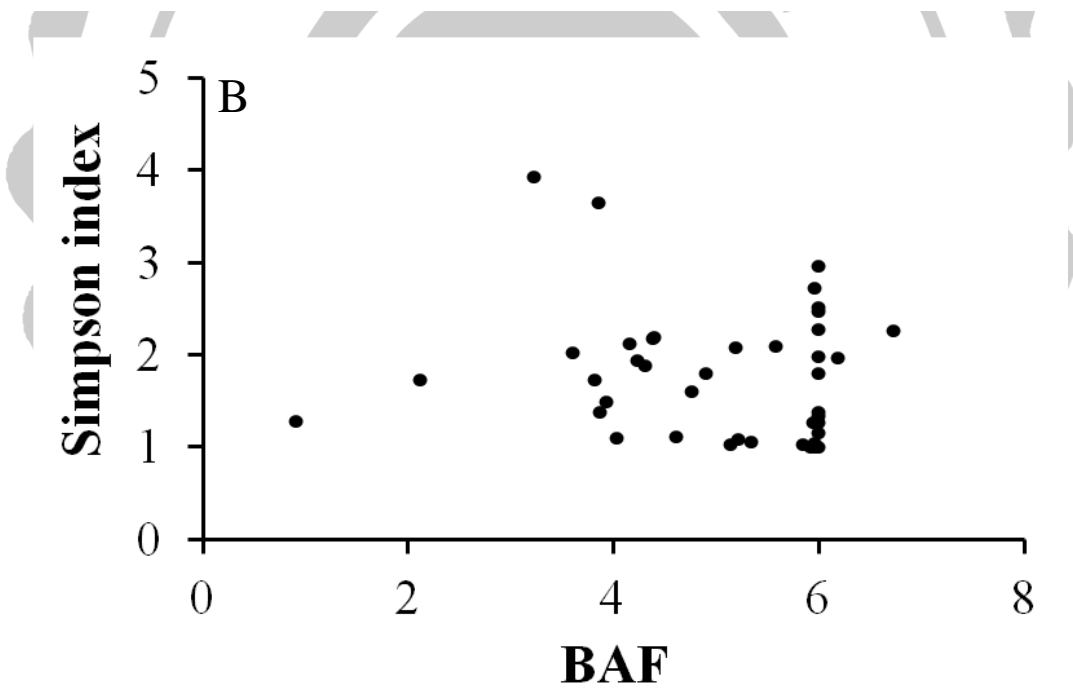
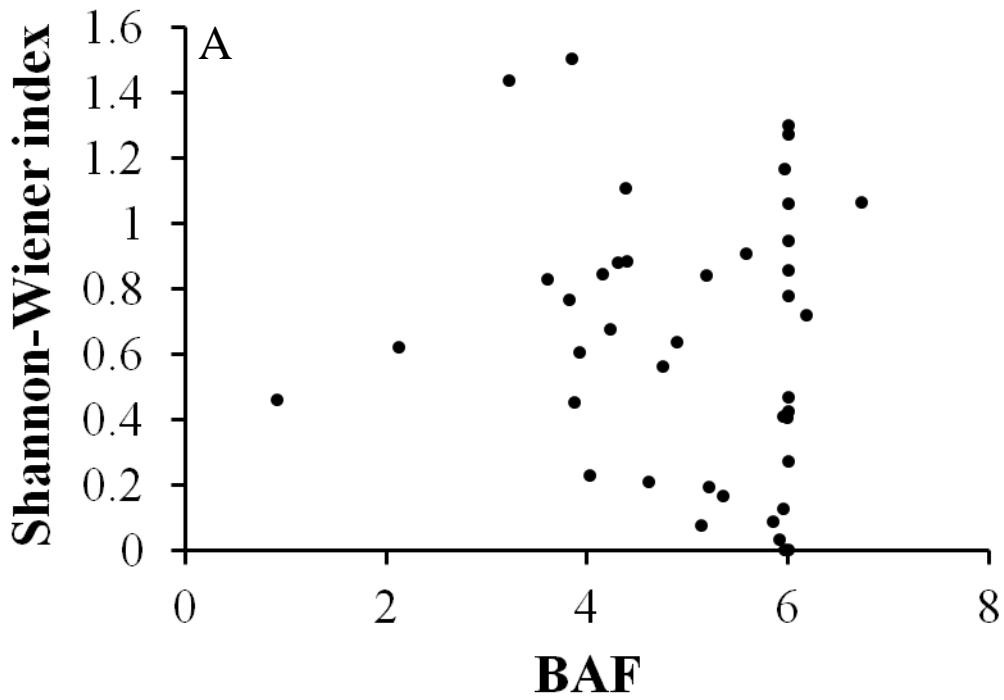
圖四、高美濕地大甲溪北側各樣點的土壤 pH 值示意圖。圖中的點代表樣點、數字代表各樣點的土壤 pH 值。



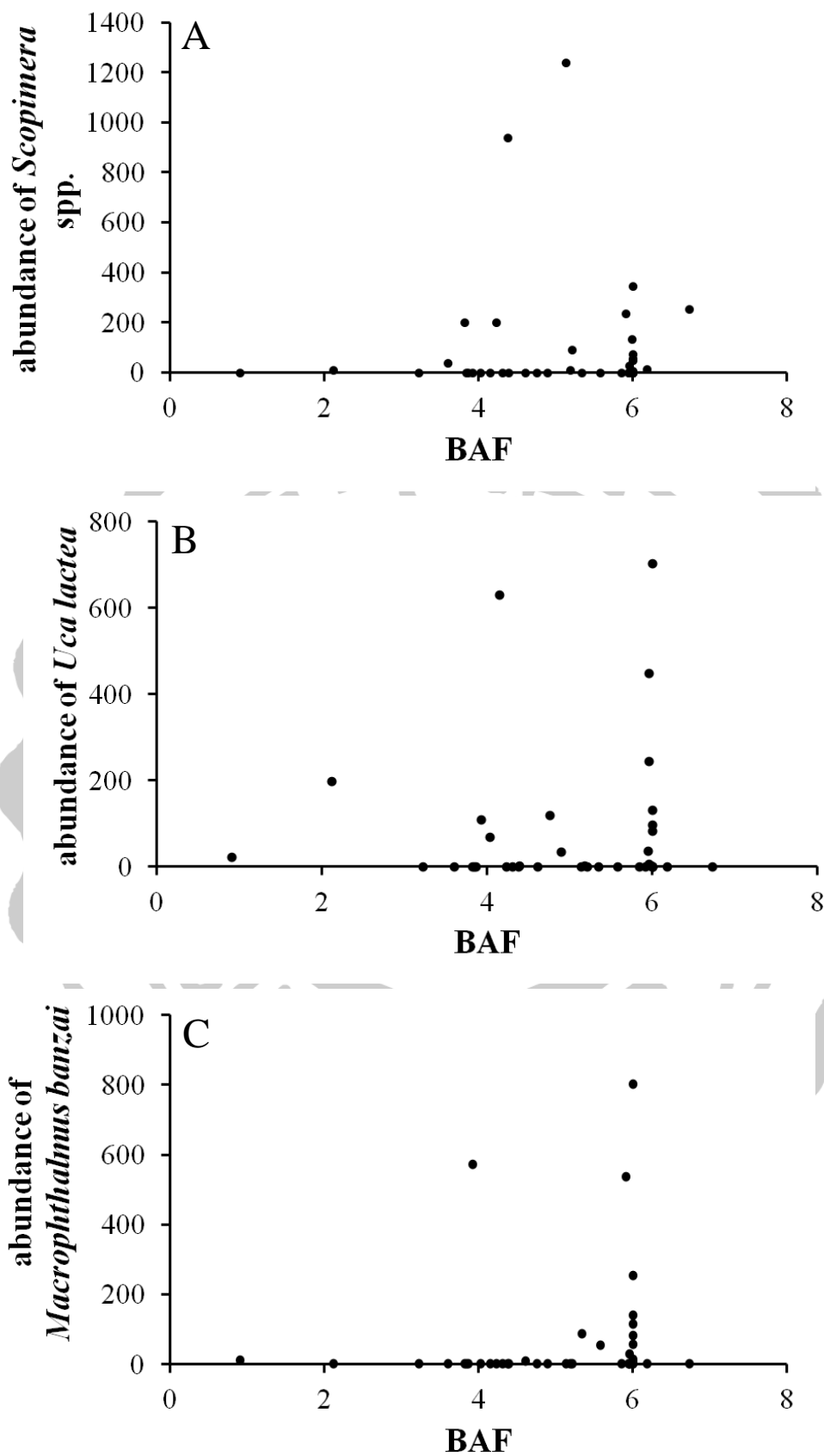
圖五、四個濕地總和的螃蟹群聚與環境因子 RDA 統計結果圖。圖中的箭頭與箭頭末端的字代表環境因子，圖中的星號表示顯著的环境因子，pH 代表土壤 pH 值、organic 代表土壤有機物含量、water 代表土壤含水量、marsh1 代表棲地類型為草澤、pebble1 代表棲地類型為石礫堆、sand 代表棲地類型為沙地；螃蟹物種縮寫如下，Gd 代表平背蜞、Hemi 代表近方蟹類（肉球近方蟹、絨毛近方蟹）、If 代表台灣泥蟹、Ma 代表短身大眼蟹、Mb 代表萬歲大眼蟹、Mbr 代表短趾和尚蟹、Me 代表秀麗長方蟹、Ocy 代表沙蟹類（角眼沙蟹與痕掌沙蟹）、Sco 代表股窗蟹類（雙扇股窗蟹與長指股窗蟹）、Ses 代表相手蟹類（雙齒近相手蟹、摺痕擬相手蟹、神妙擬相手蟹）、Ua 代表弧邊招潮蟹；圖中的環境因子可解釋螃蟹群聚 29.66% 的變異。



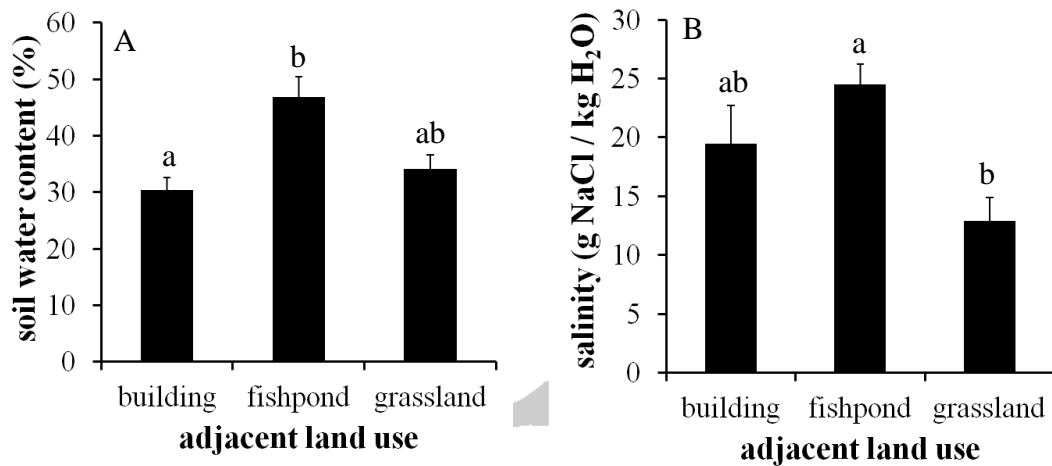
圖六、大安、高美、大肚濕地 2003 與 2013 年螃蟹群聚的 NMDS 結果圖。圖 A 代表大安濕地、圖 B 代表高美濕地、C 代表大肚濕地在 2003 與 2013 年的螃蟹群聚分佈。圖中灰色的圓代表 2013 年大安、高美、大肚濕地的樣點、黑色的圓代表 2003 年大安、高美、大肚濕地的樣點，圓的半徑為樣點的螃蟹豐度取 log。



圖七、螃蟹的物種歧異度指數、優勢度指數與濕地週遭 BAF 值關係圖。(A) 螃蟹的物種歧異度指數與濕地週遭 BAF 值關係圖，($Z = -0.7913, p = 0.43$)；(B) 螃蟹的優勢度指數與濕地週遭 BAF 值關係圖，($Z = 0.705, p = 0.48$)。



圖八、螃蟹數量與濕地週遭 BAF 值關係圖。A 為股窗蟹類；B 為清白招潮蟹；C 為萬歲大眼蟹。



圖九、濕地週遭土地使用類型與土壤含水量、潮池鹽度的柱狀圖。(A) 濕地週遭的土地利用類型與土壤含水量的柱狀圖，(Kruskal-Wallis test、 $H = 7.622$ 、 $df = 2$ 、 $n = 66$ 、 $p = 0.022$ ；”pgirmess”套件中的”kruckalmc”功能： $p < 0.05$ ； $0.1 > p > 0.05$)。 (B) 濕地週遭的土地利用類型與潮池鹽度柱狀圖，(Kruskal-Wallis test、 $H = 14.591$ 、 $df = 2$ 、 $n = 66$ 、 $p < 0.001$ ；”pgirmess”套件中的”kruckalmc”功能： $0.1 > p > 0.05$ 、 $p < 0.05$)。

附件

附件一 A、大安濕地樣點 GPS 座標表 (Grid Lat/Lon hddd° mm.mmm',

Datum WGS 84)。

site	position
1-1	N24° 25.342' E120° 36.736'
1-2	N24° 25.342' E120° 36.630'
2-1	N24° 25.136' E120° 36.525'
3-1	N24° 25.037' E120° 36.366'
3-2	N24° 25.037' E120° 36.247'
4-1	N24° 24.912' E120° 36.262'
4-2	N24° 24.912' E120° 36.132'
5-1	N24° 24.767' E120° 36.184'
5-2	N24° 24.767' E120° 36.048'
6-1	N24° 24.621' E120° 36.105'
6-2	N24° 24.620' E120° 35.963'
7-1	N24° 24.540' E120° 36.056'
11-1	N24° 23.863' E120° 35.526'
11-2	N24° 23.862' E120° 35.430'
12-1	N24° 23.733' E120° 35.417'
13-1	N24° 23.581' E120° 35.354'
13-2	N24° 23.582' E120° 35.225'
14-1	N24° 23.474' E120° 35.284'
14-2	N24° 23.482' E120° 35.149'

附件一 B、高美濕地樣點 GPS 座標表 (Grid Lat/Lon hddd° mm.mmm',

Datum WGS 84)。

site	position
1-1	N24° 20.790' E120° 33.707'
1-2	N24° 20.790' E120° 33.599'
2-1	N24° 20.648' E120° 33.624'
2-2	N24° 20.648' E120° 33.496'
3-1	N24° 20.490' E120° 33.578'
3-2	N24° 20.490' E120° 33.402'
4-1	N24° 20.369' E120° 33.419'
4-2	N24° 20.369' E120° 33.304'
5-1	N24° 20.288' E120° 33.331'
6-1	N24° 19.576' E120° 33.186'
6-2	N24° 19.575' E120° 33.010'
6-3	N24° 19.575' E120° 32.834'
6-4	N24° 19.575' E120° 32.654'
7-1	N24° 19.406' E120° 33.137'
7-2	N24° 19.394' E120° 32.960'
7-3	N24° 19.383' E120° 32.784'
7-4	N24° 19.373' E120° 32.611'
7-5	N24° 19.362' E120° 32.436'
7-6	N24° 19.355' E120° 32.328'
8-1	N24° 19.257' E120° 33.122'
8-2	N24° 19.257' E120° 32.944'
8-3	N24° 19.256' E120° 32.769'
8-4	N24° 19.255' E120° 32.594'
8-5	N24° 19.256' E120° 32.419'
9-1	N24° 19.098' E120° 33.067'
9-2	N24° 19.098' E120° 32.891'
9-3	N24° 19.097' E120° 32.712'
10-1	N24° 18.940' E120° 33.014'
10-2	N24° 18.938' E120° 32.839'
10-3	N24° 18.938' E120° 32.718'
11-1	N24° 18.780' E120° 32.971'
11-2	N24° 18.780' E120° 32.794'
12-1	N24° 18.609' E120° 32.961'

12-2	N24° 18.610' E120° 32.786'
13-1	N24° 18.451' E120° 32.899'
13-2	N24° 18.451' E120° 32.720'
14-1	N24° 18.374' E120° 32.868'

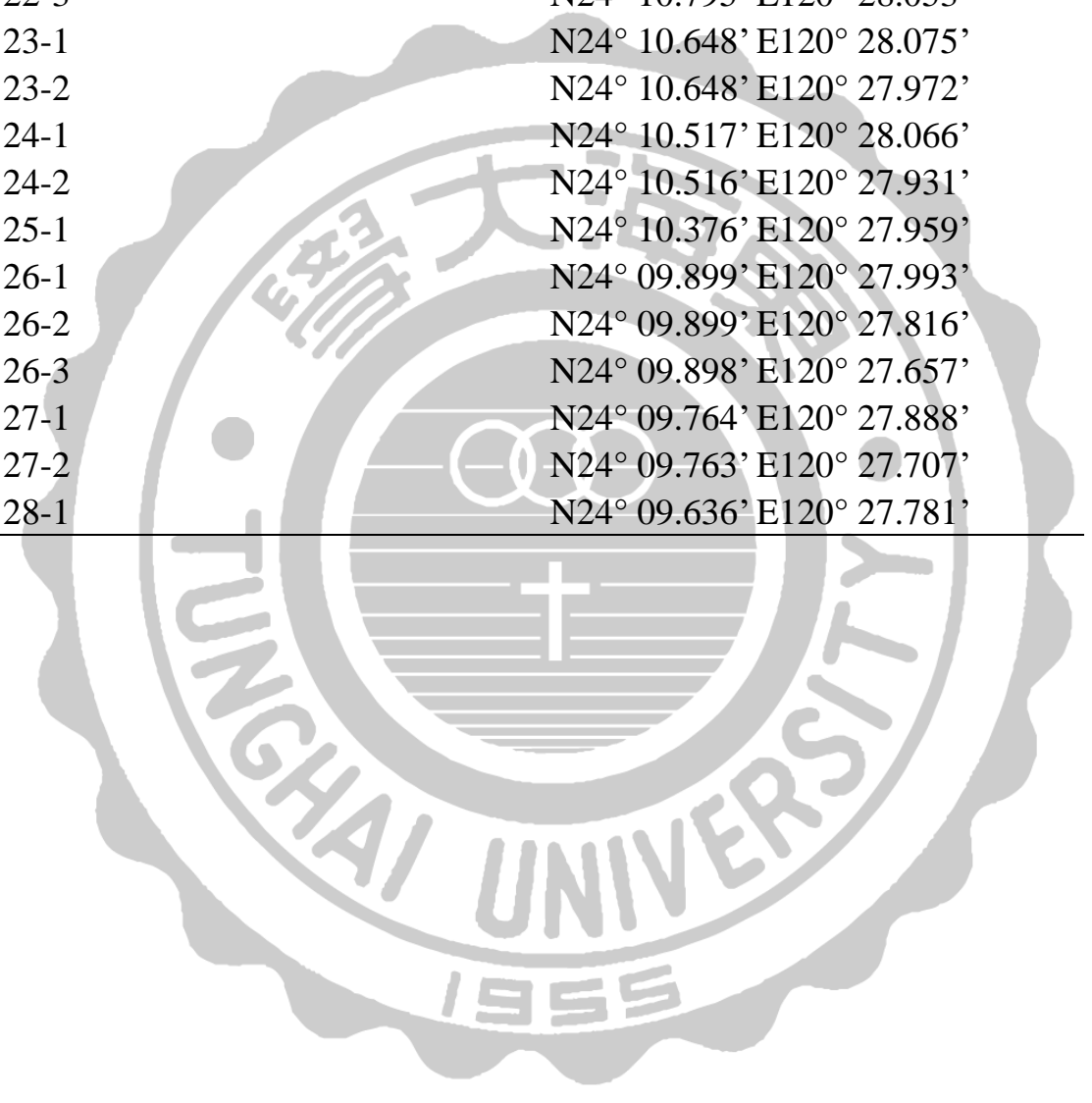


附件一 C、大肚濕地樣點 GPS 座標表 (Grid Lat/Lon hddd°mm.mmm',

Datum WGS 84) 。

site	position
1-1	N24° 12.421' E120° 28.994'
1-2	N24° 12.272' E120° 28.996'
2-1	N24° 12.217' E120° 29.161'
3-1	N24° 12.326' E120° 29.274'
3-2	N24° 12.231' E120° 29.276'
4-1	N24° 12.401' E120° 29.337'
5-1	N24° 12.066' E120° 29.466'
6-1	N24° 12.016' E120° 29.552'
7-1	N24° 11.961' E120° 29.716'
8-1	N24° 11.921' E120° 29.900'
8-2	N24° 11.910' E120° 29.895'
9-1	N24° 11.845' E120° 30.043'
10-1	N24° 11.830' E120° 30.094'
11-1	N24° 11.801' E120° 30.178'
12-1	N24° 11.788' E120° 30.347'
12-2	N24° 11.617' E120° 30.348'
13-1	N24° 11.670' E120° 29.349'
13-2	N24° 11.771' E120° 29.350'
14-1	N24° 11.727' E120° 29.171'
14-2	N24° 11.826' E120° 29.171'
15-1	N24° 11.758' E120° 29.038'
15-2	N24° 11.758' E120° 28.865'
16-1	N24° 11.632' E120° 28.955'
16-2	N24° 11.631' E120° 28.780'
17-1	N24° 11.484' E120° 28.877'
17-2	N24° 11.484' E120° 28.700'
18-1	N24° 11.342' E120° 28.800'
18-2	N24° 11.342' E120° 28.627'
18-3	N24° 11.341' E120° 28.517'
19-1	N24° 11.204' E120° 28.725'
19-2	N24° 11.203' E120° 28.549'
19-3	N24° 11.203' E120° 28.375'
20-1	N24° 11.056' E120° 28.628'

20-2	N24° 11.057' E120° 28.450'
20-3	N24° 11.057' E120° 28.274'
21-1	N24° 10.924' E120° 28.478'
21-2	N24° 10.924' E120° 28.305'
21-3	N24° 10.923' E120° 28.135'
22-1	N24° 10.795' E120° 28.375'
22-2	N24° 10.795' E120° 28.197'
22-3	N24° 10.795' E120° 28.053'
23-1	N24° 10.648' E120° 28.075'
23-2	N24° 10.648' E120° 27.972'
24-1	N24° 10.517' E120° 28.066'
24-2	N24° 10.516' E120° 27.931'
25-1	N24° 10.376' E120° 27.959'
26-1	N24° 09.899' E120° 27.993'
26-2	N24° 09.899' E120° 27.816'
26-3	N24° 09.898' E120° 27.657'
27-1	N24° 09.764' E120° 27.888'
27-2	N24° 09.763' E120° 27.707'
28-1	N24° 09.636' E120° 27.781'



附件一 D、大城濕地樣點 GPS 座標表 (Grid Lat/Lon hddd°mm.mmm',

Datum WGS 84) 。

site	position
1-1	N23° 54.139' E120° 18.090'
2-1	N23° 53.997' E120° 18.001'
3-1	N23° 53.871' E120° 17.908'
4-1	N23° 53.739' E120° 17.783'
5-1	N23° 53.585' E120° 17.741'
6-1	N23° 53.436' E120° 17.674'
7-1	N23° 53.278' E120° 17.608'
8-1	N23° 53.138' E120° 17.525'
9-1	N23° 53.011' E120° 17.393'
10-1	N23° 52.882' E120° 17.328'
11-1	N23° 52.709' E120° 17.286'
12-1	N23° 52.547' E120° 17.252'
13-1	N23° 52.419' E120° 17.113'
14-1	N23° 52.324' E120° 16.975'
15-1	N23° 52.225' E120° 16.828'
16-1	N23° 52.121' E120° 16.703'
17-1	N23° 52.012' E120° 16.584'
18-1	N23° 51.895' E120° 16.277'
18-2	N23° 51.896' E120° 15.837'
19-1	N23° 51.734' E120° 15.741'
20-1	N23° 51.586' E120° 15.552'
20-2	N23° 51.499' E120° 15.553'
21-1	N23° 51.498' E120° 15.697'
21-2	N23° 51.419' E120° 15.697'
22-1	N23° 51.371' E120° 15.838'

附件二、生態有效權重評估的專家問券

您好，首先向您對於本研究的貢獻致上萬分感謝。此研究為 102 學年度東海大學「全球環境暨永續社會發展計畫-綠色永續環境研究計畫」中之子計畫。計畫目的在探討研究區域之生物多樣性與景觀生態空間結構模式的關係，進而建立中台灣生境品質權重指標及其管理目標值。然問卷之結果分析將可作為整體景觀生態空間結構之基礎。以下將詳述問卷填寫方式，再次感謝您提供專業意見。

東海大學景觀學系 蔡淑美老師拓璞研究室敬謝

◆ 問卷填寫說明

請您為以下大學校園區分為常見之「表面型態」、「植物型態」、「垂直型態」三種型態，給予各型態分數。給分數可填至小數點第一位，即 0.0-10.0 分，最低得分為 0，最高得分為 10，分數越高表示您認為該型態之生態有效性越高。生態有效性評值之意義為該項目對於**生物多樣性**、**透水性**等發展生物棲地之有效性。

◆ 填寫範例

生態有效性評值表

編號	照片、圖例	各型態說明	生態有效性評值 (0.0~10.0)
01	表面形態/農地		
		濕地周圍的農田	X.X



生態有效性評估表





編號	照片、圖例	各型態說明	生態有效性評值 (0.0~10.0)
	表面型態/排水河道		
01		人工挖取的排水溝，非天然形成的。兩旁會有綠帶。	
	植物型態/防風林帶		
02		位於臨海之林帶，用於緩和海風吹襲，人工林，故植栽種類較為單純。	
	垂直型態/建物		
03		鄉村地區的平房式建物	
	表面型態/灌溉埤塘		
04		在農田旁用於灌溉的水塘，周圍多為草生地。	
	表面型態/荒地		
05		目前無明確使用之空地，雜草叢生。	

編號	照片、圖例	各型態說明	生態有效性評值 (0.0~10.0)
06	垂直型態/堤岸		
		為水泥鋪面的不透水堤岸。	
07	表面型態/農塘		
		鄉村地區養殖漁業的水塘。	
08	表面型態/農路		
		座落在農田周邊的農用小徑。	
09	垂直型態/聚落		
		鄉村地區的传统聚落	

編號	照片、圖例	各型態說明	生態有效性評值(0.0~10.0)
10	表面型態/河道		
		<p>河流路徑，兩旁有提防。</p>	
11	表面型態/墓地		
		<p>土葬的墓地，週遭有草生地</p>	
12	表面型態/道路		
		<p>鄉村地區的柏油路。</p>	
13	垂直型態/礫石堤岸		
		<p>由礫石所推砌而成的堤岸，表面可長出些許草本植物。</p>	

編號	照片、圖例		生態有效性評值 (0.0~10.0)
14	<p>表面型態/工廠區的水泥鋪面</p> 	<p>不透水水泥鋪面，常有大型車輛經駛。</p>	
15	<p>表面型態/原木堆置地</p> 	<p>用於暫時堆置木材的地區</p>	
16	<p>表面型態/草澤</p> 	<p>潮汐區內被草覆蓋的泥灘或沙地</p>	
17	<p>垂直型態/工廠</p> 	<p>工業區的工廠</p>	
18	<p>表面型態/濕地</p>		

		海岸濕地	
編號	照片、圖例		生態有效性評值 (0.0~10.0)
19	表面型態/貨櫃堆置地		
		為貨櫃主要堆置的區域	
20	表面形態/農地		
		濕地周圍的農田	
21	垂直型態/空心磚堤岸		
		利用可生長草種的空心 磚堆置的堤岸	
22	表面型態/消波塊		

		預鑄混凝土消波塊	
	表面型態/泥灘地		
23		泥地，多為潮汐區	
	表面型態/沙地		
24		細沙質地混和少量卵石	
	表面型態/卵石堤岸		
25		由較大顆卵石構築堤岸，縫隙中有植物生長	

再次感謝您的填寫~祝您順心如意

填寫人簽名：_____

