### 中華白海豚族群生態與食餌棲地監測

Population ecology and prey-habitat monitoring for Chinese white dolphin (Sousa chinensis)

計畫編號:104 林發-07.2-保-21

計畫主持人: 周蓮香

協同主持人: 邵廣昭、邵奕達

執行機關:國立臺灣大學生態與演化生物研究所

國立臺灣海洋大學海洋生物研究所

中華民國 105 年 1 月 31 日



### 研究人員名錄

# 國立臺灣大學 生態學與演化學研究所

周蓮香 郭祥廈 李沛沂 陳佳微 林子皓 陳飛龍 黄彦婷 陳高榜 侯 雯 楊志凯 余家安 劉明章 呂佳燕 鄭 仲 李佳紜 李幸娜 李玠志 林圻鴻

范涵蘊

曹子涵

連文菁

# 國立臺灣海洋大學 海洋生物研究所

邵廣昭 陳靜怡 黃世彬 蔡正一

# 國立臺灣海洋大學 海洋生物研究所

邵宋李林林陳陳曾葉趙劉魏關鐘奕帛志孟憲怡若庸菜仕姿志寶珮達軒強緯坤安冬哲漢堯延安龍綺

ı

### 總摘要

生活於在台灣西海岸的中華白海豚族群很小且面臨嚴重威脅,2008 年被世界自然保育聯盟(IUCN)列為極度瀕危等級的保育類動物,於2014年4月21日行政院農業委員會預告訂定「中華白海豚野生動物重要棲息環境之類別及範圍」,且持續觀察到西岸的族群歷年目擊率、個體辨識和育幼母豚有持續下降的趨勢,亟需持續追蹤及監測本族群的長期生態變動趨勢。本計畫內容包括四大項,其結果分述如下:

#### 1. 臺灣地區中華白海豚文獻回顧

台灣對中華白海豚的記錄始於 1995 年,正式研究發表則開始於 2004 年,至今僅十餘年。綜合各方對台灣的中華白海豚族群研究 73 篇文獻,回顧對台灣西部海岸中華白海豚研究的發展。台灣族群分布範圍由苗栗龍鳳港到台南將軍港之間的近岸淺水海域(水深大都在 15 公尺以內),包含外傘頂洲西岸,喜好在某些河口處活動。傾向為獨立族群,數量約 70-80 隻,呈緩慢下降趨勢,年齡結構中老年期比例特別低(小於 5%),平均每年的哺育母豚略多於 10 隻,也呈下降傾向。並大致可分為南北兩社群(內含居留者與遷徙者成員),各有其分布熱區,近兩年南熱區的白海豚目擊率明顯下降,熱區往北移動。白海豚的出現頻度與著。就目前訊息推論,本族群的最大威脅是漁業,除直接造成傷害(帶有人為傷疤個體佔 42%),也可能間接造成食餌魚類減少。此外 40%海豚個體有明顯皮膚病,然而病源成因不明。除了現有的水下噪音外,未來開發離岸風機在施工與運轉期所造成的潛在噪音衝擊堪慮。保育中華白海豚必須成立積極管理的保護區,蔣難岸三海里內捕魚限制,減緩漁撈作業壓力。改善棲地品質,從生態系統觀點研究如何經營族群,以確保族群永續存活。

#### 2. 中華白海豚在熱區的長期監測:

本計畫延續過去在南北兩個熱區海域(南:嘉義布袋-外傘頂洲;北:彰化崙尾-白沙屯)的海上目視調查外,並往南延伸,新增嘉義布袋至台南一條新航線。今年共有四條航線完成 43 趟調查。調查結果顯示:北熱區的標準化目擊率持續上升,然而南熱區則穩定下降。依據多年累積的照片資料共辨識出 80 隻非嬰幼兒個體;然而有 14 隻兩年以上未目擊(其中 2 隻確認死亡),死亡率可能相當高,堪慮。今年的辨識隻數為 60 隻,正在育幼的母豚數量僅 6 隻,是歷年來的最低。在空間分佈上,許多個體有明顯的北遷現象。在年齡結構上,有繼續年輕化的趨勢。多方資料顯示台灣西岸中華白海豚族群所承受人為活動壓力不小。為了維繫中華白海豚族群之存續,相關保育措施宜加速推動,並開啟主動措施,推行生態系的經營管理模式,並儘速恢復或強化白海豚棲地內之食餌資源的質與量。

#### 3. 中華白海豚棲地的魚類資源調查:

為了了解中華白海豚的食性選擇、探討彰化海域分布熱區與非熱區的魚類群

聚差異及探討南北魚類群聚與中華白海豚分布之間的關聯性。本研究以四個方法來探討,目前得到以下結論: (1) 彰化底刺網 104 年三季(5、8、10 月)的採樣顯示,熱區的魚種數、重量、歧異度指數與均勻度指數魚種均高於非熱區,但優勢魚種差異不大。推測熱區海域較多的魚種數、較大的魚隻體型可能是吸引中華白海豚棲息的因子之一。(2) 7 個縣市漁民問卷調查分析顯示魚類群聚主要受到季節的影響,區域次之,水深的關聯性最低,而彰化底刺網採樣與 91 年的底拖網分析均得到同樣的結論。(3) 91 年在苗栗及彰化海域共 16 個樣站的底拖網漁獲資料顯示,中華白海豚潛在的攝食魚類石首魚科以春夏季數量較多,而秋冬季較少,而彰化底刺網採樣的結果亦然。故推測在秋冬時,中華白海豚也會改以當季數量較優勢的魚種為主要捕食對象。(4) 由露脊鼠海豚的胃內容物分子鑑定分析結果推測中華白海豚可能以小型底棲性魚種為主食。

#### 4. 人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響

根據實際的噪音模擬實驗,本研究初步發現長期的噪音足以造成魚類的緊迫。 暴露在風力發電設備運轉噪音下,實驗魚種(虱目魚)的血漿皮質醇(cortisol)濃度 在 24 小時中顯著升高,而頭腎中負責皮質醇合成的基因(11β-羟化脢; cyp11b1) 的表現量在 3-7 天接明顯高於沒有噪音干擾的控制組。故連續長期的噪音會造成 魚類的緊迫,也可能會影響魚類的覓食、生長以及免疫系統,進而影響或改變魚 類在區域內的停留時間。但因不同的魚種對聽覺的靈敏度不同,可能對噪音會有 不同的生理反應,虱目魚為巡游快、活動水層範圍較廣的魚種。因此,未來的實 驗將採用當地其他主要的底棲性魚種為實驗對象,以釐清噪音是否影響白海豚主 要食餌底棲魚類的分布,進而改變了白海豚的分布。

#### 5. 舉辦中華白海豚海上調查實習工作坊:

近年來中華白海豚的保育議題受到重視,為因應許多開發案的環評或研究需求,本團隊協助在中華白海豚野外生態調查工作上培養專業技術人才(本類工作太辛苦,流失率頗高),特別舉辦海上調查實習工作坊,廣邀各地類似背景的學者和有興趣之民眾參與。活動內容分為兩部分:室內演講與演練於5月24日順利完成,並於5月31日至宜蘭烏石港外海進行海上調查的實際操作體驗。兩天各有47及35人參加。課程結束後,有超過60%的學員參與排班,受限於人員配置和天候狀況,最後共有10位學員、69人次順利上船參與調查。其餘未能實際出海的學員,也持續分享有關鯨豚保育的相關資訊和議題。顯示本工作坊對於西海岸白海豚的重要性,建議明年仍應繼續並擴大施行。

### 誌謝

首先感謝林務局對本計畫持續支持,還要特別感謝在研究期間管組長立豪、 黃科長群策、曹又仁先生在行政上的協助,以及本研究團隊成員(助理、研究生、 志工們)不畏海上和研究辛苦,蒐集珍貴的海上調查和實驗資料。最後,由衷感 謝尖再發七號洪昆仲船長、彰濱壹號楊留煜船長、台福利號林捷成船長、大航號 張清華船長、永明一號林永明船長、宜蘭烏石港凱鯨號在海上調查或海上實習訓 練時提供優秀的航巡研究平台。謹此獻上最誠摯的謝忱。

## 總目錄

第壹章	臺灣地區中華白海豚文獻回顧	9
第貳章	中華白海豚族群的長期監測	31
第参章	中華白海豚棲地的魚類資源調查	70
第肆章	人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響	105
第伍章	中華白海豚海上調查實習工作坊成果報告	123
附錄一	海上調查 SOP 手冊	129

# 日 次

第壹章	臺灣地區中華白海豚文獻回顧	9
-,	歷史發展	9
二、	分布範圍	
三、	棲息環境偏好	
四、	族群數量	11
五、	獨立族群	12
六、	食性	13
せ、	繁殖與族群成長	13
入、	社群行為	14
九、	活動模式	14
+、	漁業互動	15
+-、	傷痕	15
十二、	族群威脅	15
十三、	保育	16
十四、	結語	16
第貳章	中華白海豚族群的長期監測	31
-,	前言	32
二、	材料與方法	33
三、	今年度結果	36
四、	歷年研究結果變動趨勢	39
五、	討論	41
六、	<b>参考文獻</b>	47
せ、	附件	51
第参章	中華白海豚棲地的魚類資源調查	70
	- 1 - 1 - 1 - 4 - 1 - 1 - 1 - 1 - 1 - 1	

- \	前言	71
二、	材料與方法	72
三、	結果	74
四、	分析與討論	79
五、	結論	85
六、	参考文獻	87
せ、	附件	88
第肆章	人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響。	105
-,	材料與方法	105
二、	結果	107
三、	分析與討論	108
四、	結論	112
五、	<b>参考文獻</b>	113
第伍章	中華白海豚海上調查實習工作坊成果報告	123
-,	海上調查工作坊	123
二、	活動海報與議程:	124
三、	室內課程活動照片:	125
四、	海上調查實習	126
五、	海上調查實習活動照片:	126
六、	學員意見調查統計	127
せ、	附件	128
附錄一	海上調查 SOP 手冊	129
-,	前言	129
二、	監測調查方法	130
三、	16 1 100 de 10 16 18 11 11-	127
_	海上調查行前準備工作	132

五、	資料彙整與分析	139
六、	<b>参考文獻</b>	142

## 表目錄

表 1-1.	台灣西岸中華白海豚族群分布的重要發展。	24
表 1-2.	台灣有關中華白海豚的研究生論文。研究包含三大類:生態相關、水	:
	下聲學、以及政策相關。林子皓(2013)為博士論文,其餘是碩士論	
	文。	24
表 1-3.	臺灣西岸海域中華白海豚目擊點之環境因子。酸鹼度與濁度是後來加	1
	入的測量因子,故樣本數較其他因子少。(彙整周蓮香 2006-2015 年	資
	料)	25
表 1-4.	中華白海豚在臺灣西部沿海的族群數量估計。	25
表 1-5.	中華白海豚食性資料(柯孟辰 2011 彙整香港與澳洲資料)。	26
表 1-6.	台灣的中華白海豚族群生殖參數(張維倫 2011)。	26
表 1-7.	台灣海域影響中華白海豚的主要威脅(Dungan et al. 2011)。	27
表 2-1.	各行為類別的定義	54
表 2-2.	台灣西部沿海四條航線共43趟次的海上調查努力量(2015年)	54
表 2-3.	中華白海豚在各航線目視調查結果(2015年)。	54
表 2-4.	中華白海豚在各航線的目擊點位環境因子測量值(平均值±SD)(2015	
	年)。	.55
表 2-5.	各航線固定測站點之環境因子(平均值±SD)(2015年)。	.55
表 3-1.	彰化底刺網實地調查各樣站採獲的魚種與尾數	90
表 3-2.	彰化底刺網實地調查各樣站採獲的魚種數、尾數、優勢魚種與重量。	
		91
表 3-3.	彰化底刺網實地調查在熱區與非熱區各樣站的魚種數、尾數、重量、	
	歧異度指數與均勻度指數之比較。	92
表 3-4.	各縣市漁民調查問卷的回收月份與份數。	93
表 3-5.	問卷調查各縣市採獲魚種數、尾數、歧異度指數與均勻度指數之比	
	較。	93
表 3-6.	調查問卷中各縣市的調查魚種與尾數。	
	續). 調查問卷中各縣市的調查魚種與尾數。	
	露脊鼠海豚胃內容物的攝食魚種分子鑑定結果。	
	中華白海豚海上調查環境因子紀錄表1	
	中華白海豚目擊紀錄表	
	續). 中華白海豚目擊紀錄表	

## 圖目錄

昌	1-1. 歷年直接有關中華白海豚台灣族群發表的文獻。包含四大類:A、22篇
	環境調查報告,是重大建設需做的環境影響評估調查與監測的報告,
	B、16 篇研究生的學位論文, C、23 篇學術期刊論文, 指同儕審核後發
	表在學術期刊的論文,D、12 篇研究計畫報告,是政府或是有關單位補
	助的研究成果。柱狀圖內數字為該年該類別的篇數。28
置	1-2. 中華白海豚在臺灣西部沿海目擊率分布情形,(A) 2006-2010 年(周蓮香
	2010)的目擊率。29
置	1-2(續). 中華白海豚在臺灣西部沿海目擊率分布情形,(B) 2011-2014 年的目
	擊率。30
置	2-1. 中華白海豚海上調查航線圖:(A)北區 A 航線,苗栗白沙屯至台中港
	(24°18'N-24°34'N)海上調查航線。(B)北區 B 航線,台中港至彰化鹿港
	(24°04'N -24°18'N) 海上調查航線。56
昌	2-1(續). 中華白海豚海上調查航線圖:(C)南區 A 航線,外傘頂洲西側沿岸至
	嘉義布袋港沿海(23°25'N-23°34'N)海上調查航線。(D)南區 B 航線,嘉義
	至台南將軍港航線 (23°13'N-23°25'N)海上調查航線。
啚	2-2. 中華白海豚在四條海上調查航線上 (A) 北區 A, (B)北區 B 航線上的有
	效目擊點位。(圓點為無母子對目擊群次;三角形點為母子對目擊群次。)
	58
置	2-2(續). 中華白海豚在四條海上調查航線上 (C)南區 A 航線上的有效目擊點
	位。(圓點為無母子對目擊群次;三角形點為母子對目擊群次。)59
置	2-3. 中華白海豚在四條海上調查航線上(A)北區 A 航線所有目擊點之 25 分鐘
	以上追蹤軌跡。
置	2-3(續). 中華白海豚在四條海上調查航線上(B)北區 B,(C)南區 A 航線所有
	目擊點之 25 分鐘以上追蹤軌跡。60
置	2-4. 本年度中華白海豚南區和北區共 4 條航線的所有海上目擊群次,在各群
	體大小的累計目擊次數。61
昌	2-5. 本年度中華白海豚南區和北區共 4 條航線的海上總目擊群次,在北區內
	4分區(紅色外框)和南北區之年齡結構。61
昌	2-6. 台灣西海岸南(23°25'N-23°47'N)和北(24°04'N-24°34'N)熱區段,整合
	2008-2015年不同計畫之平行海岸線海上調查的努力量,與中華白海豚目擊
	率(群次/百公里)之年間變化。62
邑	2-7. 台灣西海岸中華白海豚八年來累計目擊次數 10 次以上個體(n=33),以核
	域法比較 2008-2010 和 2012-2014 年間,核心活動區域(黑色)或家域(灰色)
	有明顯差異者 12 隻(著色區塊)(黃色虛線外框為 5 隻育幼母豚)。有 6 隻家

	域擴大(∨),10 隻核心沽動區域顯者移動(▲),5 隻同時家域擴大且核心
	活動區域改變。63
圖 2	2-8. 2008-2009 年、2011-2012 年、2014-2015 年間,於台中港西側近海海域
	(範圍請見圖 2-8)中華白海豚於台中港外的目擊率和調查量的年間變異。.63
到 2	2-9. (A)2008-2009 年間,和(B)2011-2012 年間,中華白海豚於台中港外的目
	擊點分布圖。2008 年共有 20 筆目擊紀錄、調查量 998.5 公里; 2009 年共
	有 3 筆目擊紀錄、調查量 181.4 公里。2011 年共有 10 筆目擊紀錄、調查量
	490.5 公里; 2012 年共有 10 筆目擊紀錄、調查量 411.3 公里。64
3	2-9(續). (C)2014-2015 年間,中華白海豚於台中港外的目擊點分布圖。2014
	年共有8筆目擊紀錄、調查量280.0公里;2015年共有5筆目擊紀錄、調
	查量 187.2 公里。65
到 2	2-10. 台灣西海岸整合不同計畫之調查結果,中華白海豚照片辨認所得總個
	體數與育幼母親數量。2009 年和 2014 年各有確認死亡個體一隻。2015 年
	死亡個體並未進入資料庫,故不計。本年度照片資料庫再次校正後,2014
	和 2015 年度各提升兩隻嬰幼期個體入資料庫,故 2014 年總可辨識隻數為
	78 隻和每年辨識隻數為 60 隻。65
3	2-11. 台灣西海岸整合不同計畫之調查結果,中華白海豚族群年齡結構的年
	間變化(2008-2015年),嬰幼兒個體以每年在育幼的雌性個體數目代表。
	照片資料庫更新後,2014和2015年度各提升兩隻嬰幼期個體入資料庫(少
	年期)。66
1 2	2-12. 2008-2015 年台灣西海岸整合不同計畫之調查結果,中華白海豚育幼母
	豚的年齡結構之年間變化。66
1 2	2-13. 近八年台灣西海岸整合所有計畫調查結果中,中華白海豚族群兩年和
	五年以上不見的個體年齡結構。此外,另有兩隻老年期和一隻嬰幼期確認
	死亡的個體,未計算於本圖中。67
] 2	2-14. 2008-2015 年非嬰幼兒個體中,確認死亡者(2009 年和 2014 年各有一
	隻),再加上該年度符合連續2年或連續5年不見的隻數(每隻個體不重複
	計算)的年間變異。67
1 2	2-15. 以核域法比較 2008-2010 和 2012-2014 年間,台灣西海岸中華白海豚八
	年來(A)育幼群和(B)非育幼群在水深分布與緯度的家域(home range)。顏色
	代表在該緯度使用特定的水深海域的機率(Probability),機率越高表示白海
	豚使用該區的機率越高。68
] 2	2-16. 以核域法比較 2008-2010 和 2012-2014 年間,台灣西海岸中華白海豚八
	年來(A)育幼群和(B)非育幼群在水深分布與緯度的核心區域(core area)。顏
	色代表在該緯度使用特定的水深海域的機率(Probability),機率越高表示白
	海豚使用該區的機率越高。69
3	3-1. 彰化底刺網、7個縣市漁民問卷調查、91年底拖網作業樣區位置圖。 97
3	3-2. 以底刺網進行採樣調查的熱區與非熱區樣站之魚類群聚結構分析。98

圖 3-3. 以漁民調查問卷資料所建構的魚類群聚結構分析。	98
圖 3-4. 以 91 年西海岸底拖網採樣資料所建構的魚類群聚結構分析。	99
圖 3-5. 以 91 年西海岸底拖網採樣資料所建構的空間排序圖。	99
圖 3-6. 彰化底刺網實地調查所採獲的魚類。	100
圖 3-7. 彰化底刺網實地調查的作業船隻。	100
圖 3-8. 問卷調查常見魚種。	101
圖 3-9.91 年底拖網採樣調查的作業船隻。	102
圖 3-10.91 年底拖網採樣調查的優勢魚種。	102
圖 3-11. 用來鑑定食性的中華白海豚幼獸屍體(周蓮香教授團隊拍攝)。.	103
圖 3-12. 露脊鼠海豚胃內容物中的攝食魚種。	103
圖 4-1. 波羅的海收音機組距離風力發電裝置 15 m,並在 50 m 進行校正	٠ 117
圖 4-2. 噪音實驗音頻特徵:(A) 原始錄音檔與播放後重新收音檔案之音	<b>计頻特性</b>
比較,和(B)實驗時之音頻/音壓特徵與實驗動物聽力曲線	118
圖 4-3. 實驗設計示意圖:(A) 實驗(7/01~10/07)在 2mX10m 水泥池中進	行,實驗
用魚放置於箱網內固定與音源之間的距離,(B)箱網位置控制在音	壓等同
於實際收音 15m 與 50m 處。(因為水泥池較淺/密度大, 因此音壓-B	
較外海快)。	
圖 4-4. 血漿內皮質醇(Cortisol)濃度變化情形。	120
圖 4-5. $actb$ (β-actin)的表現量來為目標基因 $cyp11b1$ 與 $crh$ 表現量進行相	1對定
量:(A) 目標基因 <i>cyp11b1</i> (11bH)的表現量,(B) 目標基因 <i>crh</i> (CR)	H)的表
現量。	121
圖附錄-1. 臺灣本島西海岸中華白海豚重要棲息環境範圍示意圖。	147
圖附錄-2. 不同行線規劃範例。A、垂直海岸線;B、平行海岸線;C、Z	
越線。實線為努力量航程,虛線為非努力量航程。	148

### 第壹章 臺灣地區中華白海豚文獻回顧

周蓮香、李沛沂

國立臺灣大學生態學與演化生物學研究所

#### 一、 歷史發展

臺灣有關中華白海豚(Sousa chinensis,以下簡稱白海豚)的研究起步較晚,開始的相關記錄是在鯨豚早期普調或是擱淺通報處理的紀錄,如周蓮香團隊在1992-1994年間(1995)訪問漁民而得知臺灣彰化王功、澎湖、以及金門沿海有白海豚的分布,以及2000分別在苗栗以及桃園的擱淺記錄。直到2002年夏季,才由王愈超執行第一次的正式科學勘查,確認白海豚在台灣西部海域的分布(Wang et al. 2004)。

白海豚的發現引起大家的重視,相關單位也支持學者專家進行研究,至今已逾十年,陸陸續續發表許多研究報告。本年度報告蒐集直接有關白海豚台灣族群的研究調查文獻,以題目或是關鍵字有白海豚為選取標準,共計得到中文與英文發表的73篇文獻,其中包含環境調查報告22篇、研究生論文16篇、學術期刊論文23篇、以及研究計畫報告12篇(圖1-1)。基本上研究計畫報告是一年一份,以生態為主,近年包含了聲學、生理、以及漁業。研究生論文以2011年六篇最多,近兩年並沒有新論文發表;論文內容以生態相關研究與探討保育政策最多,各有七篇(表1-2)。學術期刊論文則緩慢增長,以2015年六篇最多;論文內容以生態相關最多,探討保育政策次之。環境調查報告則是屬於基本生態調查,與產業發展有關,近年推廣綠色能源,中華白海豚的調查報告數量也將增加。

回顧對台灣西部海岸中華白海豚研究的發展,起初以族群量以及分布範圍為主要研究,慢慢延展到棲地特性、社群行為、活動模式、繁殖、以及漁業與保育管理相關的研究,對白海豚的認識也漸漸增加。表 1-1 簡單列出台灣族群分布的重要資訊發表,如中華白海豚的南北兩熱區(周蓮香 2009),冬季在台灣活動的證據(Wang and Yang 2011),白海豚的活動範圍(邵廣昭與周蓮香 2012),台灣族群是獨立族群(周蓮香等 2013),以及 2014 年林務局預告白海豚野生動物重要棲息環境範圍。近年來,除了族群生態(周蓮香等人,本報告第二章)之外更進一步,以生態系經營的觀點出發(潘靖汶 2015),加入食源魚類的調查(邵廣昭,本報告第三章),以及新科技的水下聲學(林子皓 2013),甚至水下噪音對白

海豚棲地魚類的影響(邵奕達,本報告第四章),使得白海豚台灣族群的保育研究越發周延。

台灣中華白海豚族群的研究以周蓮香與王愈超兩個團隊為主,王愈超主要發表於國外;周蓮香以國內為主,並指導多位研究生。雙方共同增進對白海豚基本生態的認知。其他研究則為與白海豚相關的漁業、保育等政策探討,如成功大學黃煌煇與劉大綱老師,還有中山大學李政諦老師都指導研究生探討白海豚相關議題與管理政策(表 1-2)。最近中興大學林幸助老師更指導研究生以河口生態系統連接魚類與基礎產力進行以白海豚為首的生態食物網能量流的研究(潘靖汶 2015),還有黃祥麟以數學模擬分析推導族群的滅絕機率(Huang et al. 2014)。期間,除了香港海洋公園保育基金會對王愈超的贊助外,台灣內部的政府單位如漁業署、林務局、以及科技部(國科會)也自 2005 年起補助研究經費,由於白海豚棲息於近岸淺水區,受到人為活動影響甚鉅,因此重大開發案件的環境影響評估,如麥寮的台塑、大城的國光石化、台中港開發等,也挹注經費幫助鯨豚的調查,因此白海豚研究的質與量才明顯增加(圖 1-1)。

#### 二、 分布範圍

分布是生態的最基本資料,十九世紀時史溫侯(Robert Swinhoe)便懷疑台灣 附近海域是否有海豚分布(引用在 Wang et al. 2004),而白海豚在台灣的分布情 形也是經過多年調查才漸漸確定活動範圍(圖 1-2a, b; 周蓮香 2009)。

周蓮香團隊在 1992-1994 年間調查臺灣鯨豚時訪問漁民,得知白海豚分布於彰化王功,還有澎湖以及金門(周蓮香等人 1995);2000 年兩次擱淺個案分別在苗栗與桃園,但是擱淺個體可能會隨潮流而漂離原生棲地;王愈超等人(Wang et al. 2004)於 2002 年在苗栗通霄與彰化芳苑間進行海上調查,並確定此區間有白海豚分布;到 2005 年周蓮香團隊執行海上調查與漁民訪問,發現由苗栗縣至臺南縣沿海皆有分布,而以臺中縣沿海最密集,得到白海豚在臺灣島西岸的粗略分布(王建平 2005)。2006 年周蓮香(2006)再次普查則確認分布在苗栗至臺南北部沿海,並增加外傘頂洲沿海。扣除 2005 在一隻出現在臺東的目擊記錄(Yeh 2007),所有白海豚的目擊記錄都在西海岸;分布則約略以苗栗龍鳳漁港為北界,臺南將軍港為南界(圖 1-2;周蓮香 2009);訖至今日,白海豚目擊記錄仍未超出此範圍(圖 1-2b;邵廣昭與周蓮香 2012;周蓮香與陳琪芳 2015)。

白海豚的分布並不均勻,除了在某些港口、河口有叢集分佈外,並以外傘頂洲西側為分佈熱點(周蓮香 2006),如果用標準化的目擊率(目擊群次/公里)來比較各區段海域,可以發現在台灣西部海域的白海豚棲息範圍內,可以畫分為

南北兩個熱區(圖 1-2; 周蓮香 2009; 2011; 葉志慧 2011), 北區由苗栗南部至彰化北部, 南區由雲林南部至外傘頂洲。近年來, 南區的目擊率降低, 南區個體有北移現象(圖 1-2b; 周蓮香與魏瑞昌 2013; 周蓮香與陳琪芳 2014; 2015)。

#### 三、 棲息環境偏好

國外的研究顯示白海豚的棲息環境為近岸的淺水區域,並喜愛河口區(Ross et al. 1994; Karczmarski et al. 2000; Jefferson & Hung 2004)。王愈超等人(Wang et al. 2004; 2007)的調查顯示臺灣的白海豚偏好近岸(<2km)開放淺水(<10m)域活動,周蓮香(2006)的初步調查目擊位置均見於離岸約3公里內,且水深小於20公尺的海域,呈現叢集分佈,似乎以港口、河口與外傘頂洲為分佈熱點。三年後,周蓮香(2009)擴大調查努力量後,其報告目擊記錄均為水深在小於32公尺、離岸6公里內;而95%的記錄則落在水深小於15公尺、離岸3.1公里內。Sheehy (2010)整理既有資料認為白海豚偏好臺灣西海岸中部的特殊棲地,淺水、緩降海底、傍臨有溪水注入的寬闊潮間帶。葉志慧(2011)以網格法分析白海豚分布與棲地特徵,顯示網格內最大水深、水深標準偏差(變異)、鹽度標準偏差(變異)、以及離岸距離是關鍵因子;提出適合的棲地特性是近岸淺水且水底高低不平。並以此作為棲地模型,推測白海豚在台灣的分布範圍,還可能往南擴展。

除了上述一般的水溫、鹽度、水深、離岸距離等環境因子外,周蓮香等人 (2011)在雲林縣沿岸三年的密集調查,結果發現白海豚活動與覓食頻率與 pH 值 呈正相關。三年後,周蓮香等人(2015)進一步發現覓食頻率除了隨 pH 值上升,並且隨濁度而下降。表 1-3 彙整台灣西岸白海豚目擊海域的水質環境因子,包括物理因子:水深、離岸距離,以及化學因子: pH、溫度、濁度、鹽度。

Dares et al. (2014)認為白海豚分布在近岸淺水河口區,是與河口區的生產力以及餌食魚類的豐度有關。水下聲學新科技可能帶來全新的棲地研究,以環境生物聲音,如石首魚、槍蝦,探討白海豚的活動(林子皓 2013; Guan et al. 2015)。

#### 四、 族群數量

族群數量估算因方法不同,結果也會有差異。目前估算鯨豚數量的常用方法有二:1、早期以較快速的距離採樣法(distance sampling; Buckland et al.

1993),透過固定的海上穿越線調查結果套用計算式,可以估計目擊鯨豚數量與密度。2、以照相辨識為基礎的標記再捕捉法(Amstrup et al. 2010),估算族群數量比較精準,但耗時較長,表 1-4 摘錄歷年以兩種方式估算的族群數量。

在穿越線調查估計法上,先有王愈超等人(Wang et al. 2004)在 2002 年對白海豚進行海上調查,記錄至少 28 隻,目擊隻次數是 43-74 隻,估計族群量為140-350 隻。2007 年再次調查估算,將臺灣的族群量修定為 99 隻(95% CI=37-266) (Wang et al. 2007)。周蓮香團隊自 2005 年投入研究,2008 年後每年的努力量較穩定,先後有兩位研究生。郭毓璞(2013)以 2008-2012 平行穿越線調查資料估計為 68 隻。最近的估計則是以 2012-2013 的 Z 字形穿越線估算出結果為 71 隻(周蓮香與陳琪芳 2014)。

在以照相辨識個體的標記再捕捉法上,余欣怡等人(2010)估計 2007-2009 年間的族群量為 75-80 隻;研究生郭毓璞的論文(2013)估計 2008 年為 74 隻,2012年為 64 隻(郭毓璞 2013);王愈超則估計 2010 年為 74 隻(Wang et al. 2012)。

海上調查得到的海豚相片是可作為歷年族群變動趨勢的最佳資訊,比較多年來海上調查所累積的照片資料,發現可辨識的中華白海豚個體數量幾乎每年減少,由 2008 年的 66 隻,至 2015 年降為 60 隻(周蓮香等人,本報告第二章;周蓮香與陳琪芳 2015)。

不論以何種方式估算,台灣海域白海豚的數量都很少,均不到一百隻,近年的估計甚至不到80隻,長期追蹤顯示歷年來族群數量有緩慢逐漸下降的趨勢(周蓮香與魏瑞昌2013;周蓮香與陳琪芳2014;2015)。另外有學者使用模型推估,皆認為此族群需積極強力經營,以避免族群滅絕(Araujo et al. 2014; Huang et al. 2014)。

#### 五、 獨立族群

白海豚以淺海為活動範圍,臺灣海峽的海水深度可以產生隔離機制,一般推測臺灣的白海豚為隔離的族群(Reeves et al. 2008; Wang et al. 2008; 2015; 2016)。王愈超等人(Wang et al. 2008)比較香港、廈門、以及臺灣海峽東部三海域的白海豚背鰭與背部的斑點密度,發現臺灣族群背鰭斑點較多,香港與廈門族群的斑點差異小。周蓮香等人(2013)比較金門與台灣族群之間的辨識個體,並未發現海峽兩側族群有流通個體。王愈超等人(Wang et al. 2015)再以背鰭與背部色素斑點的比例差異達到75%的亞種水準,加上頭骨以及行為描述,建議臺灣的中華白海豚族群是分類學上的亞種。但是依據分子生物研究,臺灣白海豚與廈門以及香港的族群並沒有明顯差異(姚秋如,未發表)。廈門學者王先豔等

人與周蓮香合作,分析廈門灣與台灣西岸白海豚的相片,並未發現有個體流通,認為台灣西海岸的白海豚應該是獨立族群(Wang et al. 2016)。到底是否可成為亞種的課題,則需要分子生物學進一步的探索。

#### 六、 食性

臺灣西海岸並沒有中華白海豚的食性資料,是非常遺憾的事,推測是以底棲魚類為主(邵廣昭,本報告第三章)。數隻擱淺標本大多腐爛,無法辨識胃內魚種,僅劉璟儀等(Liu et al. 2015a)分析兩隻擱淺標本肌肉組織的同位素,並得知其位在食物鏈高層,是純粹食魚性的海豚。另外,2015年撈獲一隻稍新鮮的哺乳期死亡幼豚,然未檢驗出任何食餌魚種(邵廣昭,本報告第三章);未來應進行生物檢測(biopsy),取樣進行脂肪酸分析,以釐清台灣族群的當地食性。

参考香港地區的文獻(Borras et al. 2004)於夏秋兩季的主要食餌可能為白姑魚屬魚類、黃金鰭魚或及斑海鯰。柯孟辰(2011)彙整香港(Borras et al. 2004)與澳洲(Parra & Jedensjö 2009)的白海豚食性資料,前四名魚類為石首魚科、鯡形目、石鱸科、帶魚科,佔 92%的比例;而石首魚科就佔 55%,是最主要食餌(表1-5)。

#### 七、 繁殖與族群成長

繁殖是族群成長的根本,調查時經常可見母豚帶著幼豚活動,此表示繁殖活動的成功。王愈超等人的調查均有發現母幼豚對(Wang et al. 2004; 2007); 周蓮香則(2007)據海上調查紀錄,提出繁殖育幼區域包含大甲溪至大肚溪沿海、外傘頂洲西北測沿海;之後的調查再次認為外傘頂洲附近可能是重要育幼區(周蓮香 2008)。此外,雲林縣海域也可能是重要育幼棲地(周蓮香與李政諦 2009)。

張維倫(2011)依據照片辨識出的白海豚個體,認為全年均有新生幼豚,以春夏為高。平均每年每隻母豚可產出 0.09 隻新幼豚(族群補充率為 0.09 , s.d.=0.03),新生幼豚約占族群中幼豚的 6.4%(自然出生率為 0.064, s.d.=0.037),幼豚第一年的存活率為 0.78(s.d.=0.39),並可於 3-4 歲左右獨立(表 1-6)。依據其他地區白海豚的研究推測,可能為一夫多妻制(Araujo et al. 2014);生殖成熟的年齡為雌性 10 歲雄性 13 歲(Jefferson et al. 2012);懷孕期約一年,一年最多一胎(Jefferson and Karczmarski 2001)。總結來看白海豚族群潛在增長率低(Araujo et al. 2014; Huang et al. 2014)。

#### 八、社群行為

社會動物的社群行為可以影響族群的成長。白海豚為群居性海洋哺乳類,多以小群活動,每群 1~5 隻,偶有 10 隻以上大群聚集(周蓮香 2006),但是曾經記錄到一群有 28 隻以及 31 隻的大群中華白海豚(Dares et al. 2014),早期在外傘頂洲附近偶而可見 20 隻以上的大群出沒。相同的白海豚個體可以出現在南部(外傘頂洲、嘉義)以及中部,顯示群體之間有交流(周蓮香 2008)。若依辨識個體的空間分布來看,南北熱區各有其社群組成個體,之間也會有些互相遷徙的個體(葉志慧 2011)。若以社群中個體社交關係來看,張維倫(2011)發現兩個不穩定社群,分別由各年齡性別個體組成,社群之間未完全隔離。Dungan et al. (2015)則認為台灣族群的社群性較香港族群緊密,而母子對是社群的中心,可以長期維繫社群;有些幼豚與一隻以上的成豚關係緊密,可能有合作育幼行為。然而依據多年長期追蹤結果,發現南區個體有北移的趨勢(本報告第二章;周蓮香與陳琪芳 2014;2015),社群行為也有可能產生變化,須持續觀察是否影響族群成長。

#### 九、 活動模式

活動模式可略分為空間上模式的與時間上的週期。空間上的探討,可以利用辨識個體所出現的地點。葉志慧(2011)分析較常出現 57 隻白海豚的活動範圍,顯示年紀愈大而活動範圍愈小,母子對海豚的活動範圍較大。白海豚個體依活動地點可分為南北兩社群(葉智慧 2011;周蓮香 2012),與社群行為結果有一致性(張維倫 2011)。

海上調查受到海象以及視野的影響,觀察的季節與時段受到限制,只可以在畫間觀察白海豚的活動,冬季也觀察不易。以季節來看,白海豚終年在台灣西海岸活動(Wang and Yang 2011)。雖然漁民認為白海豚在春夏季較容易發現,可能與海象或是漁業活動有關。

水下聲學技術的開發,延伸了調查的時間。就日夜週期來看,白海豚聲音活動變化與日夜週期沒有關連,卻在近河口區與漲退潮週期相關;落潮時最低,起潮時最高(Lin et al. 2013)。新虎尾溪河口附近三年(2009-2012)錄音記錄,顯示白海豚在乾季棲息偏向於河口內側,在下大雨後會往外海移動。環境超聲波脈衝的分析發現槍蝦的聲音也有同樣的趨勢,兩後往外海移動(Lin et al. 2015)。

#### 十、 漁業互動

漁業與鯨豚存在競爭關係,對白海豚的影響有直接誤捕或者間接減少食源 (Dungan et al. 2011)。柯孟辰(2011)分析餌食與漁獲,顯示刺網以及一支釣漁法與白海豚的資源利用重疊度較高;苗栗與彰化區的漁獲較大與白海豚食性的重疊也較高的。Stooten et al. (2013)認為漁業誤捕是白海豚族群的最大傷害,而以近岸漁法的誤捕以流刺網最大、拖網次之、釣法最小。間接影響則有過漁導致餌食魚類匱乏,底拖破壞棲地底質;漁業汙染,拋棄破舊漁具;食物引誘,跟隨拖網船容易纏繞。並且認為最有效的措施是建立漁業規範,在海豚棲地禁用流刺網、底拖網。強力執行離岸三海浬內禁用底拖網,施行更環境友善的漁法。

漁民對於白海豚多為友善態度,多數受測者對於保育鯨豚類動物皆持正面看法,並且認為漁業資源減少和海豚捕食無關(周蓮香與李政諦 2009;柯孟辰 2011;詹至皓 2012),卻對於保護區的設置持保留態度(黃曉音 2010; Liu et al. 2015b)。

#### 十一、傷痕

白海豚身上傷痕多寡與可能和環境壓力有關。林明慶(2012)分析周蓮香團隊的白海豚照片,發現所有辨識個體中有 42%身上帶有人為因素傷痕,而身上傷痕以身體後部居多,佔 29.8%;背鰭以及尾部次之,各佔 23.1%。推測傷痕主要來源為漁具纏繞傷以及船槳傷,帶傷比例隨年齡增加。自然傷痕則佔25.4%,主要為鯊魚咬傷,傷痕大多在軀幹上,前軀佔 26%而後軀佔 48%,年增加率 08(s.d.=0.98)傷/年。另外,Stooten et al. (2013)檢視王愈超的相片資料,發現約 30%的可辨識的白海豚皮膚有人為傷痕,並且指認漁損是最大危害。

除了外傷以及齒痕,皮膚也會受病菌感染,嘉義大學楊瑋誠報告至少37%的個體有皮膚病,其中有74%為僅有一種病灶,其他26%同時有兩種以上病灶(周蓮香2011,Yang et al. 2013)。臺灣的白海豚族群的環境壓力大,人為環境的壓力比自然天敵環境還大。

#### 十二、族群威脅

IUCN 於 2008 年將臺灣西海岸的中華白海豚族群列為瀕危(critically endangered; Reeves et al. 2008), 然後填海造陸的開發案將白海豚的保育議題炒

熱(Sheehy 2009a; 2009b)。白海豚棲息於近岸淺水處,人類的活動會影響到白海豚族群的動態。國光石化填海造陸會影響白海豚族群的存亡,Sheehy 整理文獻後建議,以保育觀點國光石化不應進行,並提出以適應性管理監測海豚族群與棲地(Sheehy 2009a; 2009b)。之後,更進一步認為餌食魚類是限制因子,建議考量生態系統,保護以及回復沿岸棲地的成分,維持餌食魚類的食物網(Sheehy 2010)。

回顧臺灣白海豚的保育與人為活動衝擊,歸納為五大項(表 1-7):1、棲地減少與棲地品質降低:填海造陸、清淤以及突出海外的長堤,過漁造成食餌魚類減少;2、漁業誤捕與漁船撞擊應是最嚴重的直接威脅;3、噪音與干擾可能使海豚聽力受損,可能會降低免疫,亦可能干擾捕食與溝通;4、化學汙染包含工業廢水,農業與家庭排水,可能直接影響海豚,或是會影響餌食魚類;5、河口區的淡水注入減少,降低棲地品質(周蓮香 2009;2010; Sheery 2009a; Dungan et al. 2011; Slooten et al. 2013)。但目前各方面的直接證據皆薄弱,甚至缺乏。作者認為威脅因子太多元,其中以棲地品質中的食餌資源,還有人為外傷,可能是最嚴重的威脅因子。

#### 十三、 保育

保育白海豚需要成立保護區以便執行保育措施,除了外國報告強烈呼籲外(Ross et al. 2010; Dungan et al. 2011; Ross et al. 2011),國內海洋大學邱文彥、成功大學黃煌輝與劉大綱、中山大學李政諦等人皆有指導研究生深入探討相關管理問題(見表 1-2),在各種問卷訪談下發現,(蕭安智 2008; 王亭勻 2009; 周蓮香 2010; 陳杏瑄 2011)權益關係人對成立白海豚保護區的看法並不一致。白海豚與漁業雖有競爭關係,漁民雖對白海豚表示正面態度(柯孟辰 2011; 詹至皓 2012),但是由於保護區與漁業區重疊甚大,漁業補償的成本會很龐大(黃曉音 2010; Liu et al. 2015b)。也有認為保護區範圍的確定需要大量的科學證據,非現階段資料所能評估(黃曉音 2010; 陳杏瑄 2011)。邵廣昭與周蓮香(2012)透過圖資掌握海域相關資料,配合白海豚目擊地點,繪製重要棲息環境範圍的海圖。林務局則於 2014 年預告中華白海豚野生動物重要棲息環境範圍圖,北至苗栗龍鳳港,南至外傘頂洲南端。而保護區內可再依使用情形細分成不同區域,以加強核心區的保育,並在非核心區兼顧其他的使用(Liu et al. 2015b)。

#### 十四、結語

台灣對中華白海豚的記錄始於 1995 年,正式的研究僅十餘年,因面臨西 部海岸工業開發的巨大壓力,這裏的族群生態倍受國內外的關注,因此相關研 究在國內可算是蓬勃開展。綜合各方研究結果,目前對台灣的中華白海豚族群 生態已有基礎認識。台灣族群傾向為獨立族群,數量約 70-80 隻,並呈緩慢下 降趨勢,年齡結構中老年期比例特別低(小於5%),平均每年的哺育母豚略多 於 10 隻,近年也有緩慢下降傾向。空間分布範圍由苗栗龍鳳港到台南將軍港之 間的近岸淺水海域(水深大都在15公尺以內),包含外傘頂洲西岸,喜好在某 些河口處活動;並大致可分為南北兩社群(內含居留者與遷徙者成員),各有其 分布熱區;近兩年來南熱區的白海豚目擊率明顯下降,許多成員往北遷徙,因 其他生態環境資訊缺乏,原因難以釐清。在雲林縣沿海進行長期穩定的研究指 出白海豚的出現頻度與行為指標與海水濁度與酸鹼度顯著相關。其在河口區的 行為模式受大雨傾注影響顯著。就目前訊息推論,本族群的最大威脅是漁業, 除直接造成傷害(或是偶而誤捕),超過42%的海豚身上有人為因素的傷痕;並 間接造成食餌魚類減少。此外還發現 40%海豚個體有明顯皮膚病,是否與水質 污染有關仍待釐清。除了現有的水下噪音外,未來將大規模開發的離岸風機在 施工與運轉期所造成的潛在噪音衝擊堪慮。保育中華白海豚必須成立積極管理 的保護區,落實取締沿海三海里內圍網捕魚,逐步減緩境內其他漁撈作業壓 力。此外可以更主動積極的改善棲地品質,從生態系統觀點研究如何經營族 群,以確保族群永續存活。

#### 參考文獻

- Amstrup, S. C., McDonald, T. L., & Manly, B. F. (Eds.). (2010). *Handbook of capture-recapture analysis*. Princeton University Press.
- Araújo, C. C., Wang, J. Y., Hung, S. K., White, B. N., & Brito, D. (2014). Viability of the critically endangered eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins Sousa chinensis. Endangered Species Research, 24, 263-271.
- Barros, N. B., Jefferson, T. A., & Parsons, E. C. M. (2004). Feeding habits of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) stranded in Hong Kong. *Aquatic Mammals*, 30(1), 179-188.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., & Laake, J. L. (1993). Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. London: Chapman and Hall.
- Dares, L. E., Hoffman, J. M., Yang, S. C., & Wang, J. Y. (2014). Habitat characteristics of the critically endangered Taiwanese humpback dolphins (*Sousa chinensis*) of the eastern Taiwan Strait. *Aquatic Mammals* 40, 368-374.
- Dungan, S. Z., Hung, S. K., Wang, J. Y., & White, B. N. (2012). Two social communities in the Pearl River Estuary population of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*). *Canadian Journal of Zoology*, *90*(8), 1031-1043.
- Dungan, S. Z., Riehl, K. N., Wee, A., & Wang, J. Y. (2011). A review of the impacts of anthropogenic activities on the critically endangered eastern Taiwan Strait Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*). *Journal of Marine Animals and Their Ecology*, 4(2), 3-9.
- Dungan, S. Z., Wang, J. Y., Araujo, C. C., Yang, S. C., & White, B. N. (2015). Social structure in a critically endangered Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) population. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*.
- Guan, S., Lin, T. H., Chou, L. S., Vignola, J., Judge, J., & Turo, D. (2015). Dynamics of soundscape in a shallow water marine environment: A study of the habitat of the Indo-Pacific humpback dolphin. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 137(5), 2939-2949.
- Huang, S. L., Chang, W. L., & Karczmarski, L. (2014). Population trends and vulnerability of humpback dolphins *Sousa chinensis* off the west coast of

- Taiwan. Endangered Species Research, 26, 147-159.
- Jefferson, T. A., & Hung, S. K. (2004). A review of the status of the Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) in Chinese waters. *Aquatic Mammals*, 30(1), 149-158.
- Jefferson, T. A., & Karczmarski, L. (2001). Sousa chinensis. Mammalian species, 655, 1-9.
- Jefferson, T. A., Hung, S. K., Robertson, K. M., & Archer, F. I. (2012). Life history of the Indo-Pacific humpback dolphin in the Pearl River Estuary, southern China. *Marine Mammal Science*, 28(1), 84-104.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G., & McLachlan, A. (2000). Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine mammal science*, *16*(1), 65-79.
- Lin, T. H., Akamatsu, T., & Chou, L. S. (2013). Tidal influences on the habitat use of Indo-Pacific humpback dolphins in an estuary. *Marine biology*, *160*(6), 1353-1363.
- Lin, T. H., Akamatsu, T., & Chou, L. S. (2015). Seasonal distribution of Indo-Pacific humpback dolphins at an estuarine habitat: influences of upstream rainfall. *Estuaries and Coasts*, 38, 1376-1384.
- Liu, J. Y., Chou, L. S., & Chen, M. H. (2015a). Investigation of trophic level and niche partitioning of 7 cetacean species by stable isotopes, and cadmium and arsenic tissue concentrations in the western Pacific Ocean. *Marine pollution bulletin*, 93(1), 270-277.
- Liu, T. K., Huang, H. Y., & Hsu, S. L. (2015b). Saving the critically endangered Chinese white dolphin in Taiwan: Debate regarding the designation of an MPA. *Marine Policy*, *61*, 113-120.
- Parra, G.J., & Jedensjö, M. (2009). Feeding habits of Australian Snubfin (*Orcaella heinsohni*) and Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*). Project report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townvsille and Reef and Rainforest Research Centre Limited, Cairns 22 pp.
- Reeves, R. R., Dalebout, M. L., Jefferson, T. A., et al. (2008). *Sousa chinensis*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.
- Ross, G. J., Heinsohn, G. E., & Cockcroft, V. G. (1994). Humpback dolphins *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), *Sousa plumbea* (G. Cuvier, 1829) and *Sousa teuszii*

- (Kukenthal, 1892). Handbook of marine mammals, 5, 23-42.
- Ross, P. S., Barlow, J., Jefferson, T. A., Hickie, B. E., Lee, T., MacFarquhar, C., & Tsai, C. Y. (2011). Ten guiding principles for the delineation of priority habitat for endangered small cetaceans. *Marine Policy*, *35*(4), 483-488.
- Ross, P. S., Dungan, S. Z., Hung, S. K., Jefferson, T. A., Macfarquhar, C., Perrin, W. F., & White, B. N. (2010). Averting the baiji syndrome: conserving habitat for critically endangered dolphins in Eastern Taiwan Strait. *Aquatic Conservation:*Marine and Freshwater Ecosystems, 20(6), 685-694.
- Sheehy, D. J. (2009a). *Potential Impacts to* Sousa chinensis *from a Proposed Land Reclamation along the West Coast of Taiwan*. Aquabio Technical Report 09-24. 25pp.
- Sheehy, D. J. (2009b). *Potential Mitigation and Monitoring Options for Impacts to*Sousa chinensis: *Proposed Land Reclamation along Taiwan's West Coast*.

  Aquabio Technical Report 09-25 20 pp.
- Sheehy, D. J. (2010). Factors Contributing to the Distribution of the ETS Sousa chinensis, Population Suggest an Ecosystem Approach for Restoration.

  Aquabio Technical Report, 10-28.
- Slooten, E., Wang, J. Y., Dungan, S. Z., Forney, K. A., Hung, S. K., Jefferson, T. A., & Winkler, R. (2013). Impacts of fisheries on the critically endangered humpback dolphin *Sousa chinensis* population in the eastern Taiwan Strait. *Endangered Species Research*, 22, 99-114.
- Wang, J. Y., & Yang, S. C. (2011). Evidence for year–round occurrence of the eastern Taiwan Strait Indo–Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the waters of western Taiwan. *Marine Mammal Science*, 27(3), 652-658.
- Wang, J. Y., Hung, S. K., & Yang, S. C. (2004). Records of Indo-Pacific Humpback Dolphins, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), from the Waters of Western Taiwan. *Aquatic mammals*, 30(1), 189-196.
- Wang, J. Y., Hung, S. K., Yang, S. C., Jefferson, T. A., & Secchi, E. R. (2008).Population differences in the pigmentation of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*, in Chinese waters. *mammalia*, 72(4), 302-308.
- Wang, J. Y., Yang, S. C., & Hung, S. K. (2015). Diagnosability and description of a new subspecies of Indo-Pacific humpback dolphin, *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), from the Taiwan Strait. *Zoological Studies*, *54*(1), 36.

- Wang, J. Y., Yang, S. C., Fruet, P. F., Daura-Jorge, F. G., & Secchi, E. R. (2012).
  Mark-recapture analysis of the critically endangered eastern Taiwan Strait
  population of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*): Implications for conservation. *Bulletin of Marine Science*, 88(4), 885-902.
- Wang, J. Y., Yang, S.C., Hung, S. K., & Jefferson, T. A. (2007). Distribution, abundance and conservation status of the eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. *Mammalia*, 71(4), 157-165.
- Wang, X., Wu, F., Chang, W. L., Hou, W., Chou, L. S., & Zhu, Q. (2016). Two separated populations of the Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) on opposite sides of the Taiwan Strait: Evidence from a larger-scale photo-identification comparison. *Marine Mammal Science*, 32(1), 390-399.
- Yang, W. C., Chang, W. L., Kwong, K. H., Yao, Y. T., & Chou, L. S. (2013).

  Prevalence of epidermal conditions in critically endangered Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) from the waters of western Taiwan. Pakistan Veterinary Journal, 33(4), 505-509.
- Yeh, C. C. (2007). A Note on an Unusual Sighting Record of Indo-Pacific Humpback Dolphin, *Sousa chinensis*, (Osbeck, 1965) in Eastern Coastal Waters of Taiwan. *Journal of National Taiwan Museum*, 60(3), 37-44.
- 王亭与。(2009)。中華白海豚之保育策略。國立成功大學碩士論文。
- 王建平。(2005)。臺灣海峽中華白海豚資源調查與生態研究。漁業署。
- 王詠琪。(2012)。評估離岸風力發電廠對於中華白海豚的影響。成功大學碩士論文。
- 余欣怡、林子皓、張維倫、黃祥麟、周蓮香。(2010)。利用標記-再捕捉法估計 台灣海域之中華白海豚族群數量。中國海域中華白海豚種群間關係和保 護國際研討會。農業部水生野生動植物保護辦公室主辦。南京,中國。
- 周蓮香。(2006)。臺灣沿海鯨豚誤捕研究與中華白海豚生態調查。漁業署。
- 周蓮香。(2007)。臺灣週邊海域鯨豚數量評估及生態環境之研究。漁業署。
- 周蓮香。(2008)。臺灣週邊海域鯨豚數量評估及生態環境之研究二。漁業署。
- 周蓮香。(2009)。確立瀕臨絕種或亟需保育之海洋生物資源現況及其生物學特性:臺灣西海岸海域中華白海豚生態與漁業互動研究專案報告。漁業署。
- 周蓮香。(2010)。中華白海豚棲地熱點評估及整體保育方案規劃補助計劃報告。林務局。

- 周蓮香。(2011)。中華白海豚族群生態監測及聲學監測系統規劃。農委會林務 局。
- 周蓮香、李政諦。(2009)。雲林沿海中華白海豚調查計劃:第一年。臺塑關係 企業。
- 周蓮香、陳孟仙、李政諦。(2011)。雲林沿海中華白海豚調查計劃期末報告: 第三年。臺塑關係企業。
- 周蓮香、陳孟仙、林幸助。(2015)。雲林沿海中華白海豚與河口生態系研究計 書三。臺塑關係企業。
- 周蓮香、陳哲聰、莫顯蕎、劉光明。(1995)。臺灣漁民訪問鯨種紀錄。漁業 署。
- 周蓮香、陳琪芳。(2014)。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。農委會 林務局。
- 周蓮香、陳琪芳。(2015)。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。農委會 林務局。
- 周蓮香、魏瑞昌。(2013)。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測計畫。農 委會林務局。
- 周蓮香、張維倫、吳彥頡、余欣怡。(2013)。金門海域的中華白海豚族群生態 調查:空間分佈、棲地利用與族群結構。國家公園學報 23(2).
- 林子皓。(2013)。應用被動式聲學監測臺灣西海岸中華白海豚行為生態與棲地利用。臺灣大學博士論文。
- 林明慶。(2012)。臺灣中華白海豚的傷痕研究。臺灣大學碩士論文。
- 林儀禎。(2011)。台灣西部中華白海豚食餌漁獲量的長期變動。中山大學碩士論文。
- 邵廣昭、周蓮香。(2012)。中華白海豚重要棲息環境海圖繪製。農委會林務 局。
- 柯孟辰。(2011)。臺灣西部中華白海豚與沿岸漁業的食源潛在競爭。臺灣大學碩十論文。
- 張維倫。(2011)。臺灣的中華白海豚社群結構及生殖參數。臺灣大學碩士論 文。
- 郭連翰。(2013)。中華白海豚哨叫聲與棲地夏季環境噪音之統計分析。中山大 學碩士論文。
- 郭毓璞。(2013)。臺灣西海岸中華白海豚族群之時空變異。臺灣大學碩士論文。

- 陳杏瑄。(2011)。台灣中華白海豚保育制度化的探討。中山大學碩士論文。
- 黃曉音。(2010)。在台灣劃設中華白海豚海洋保護區的爭議:利益關係人之觀 感分析探討。成功大學碩士論文。
- 葉志慧。(2011)。中華白海豚在臺灣之分布預測與活動模式。臺灣大學碩士論 文。
- 葉彩壁。(2011)。整合台灣中華白海豚保育措施之研究。中山大學碩士論文。
- 詹至皓。(2012)。探究利益關係人對臺灣之中華白海豚保育及管理制度之觀 感。成功大學碩士論文。
- 劉建明。(2013)。利用被動聲學方法探討中華白海豚的分佈與環境噪音之影響。中山大學碩士論文。
- 潘靖汶。(2015)。雲林沿海浮游藻類生產力與生態系食物網模式建構。中興大學碩士論文。
- 蕭安智。(2008)。中華白海豚保護區之研究。國立臺灣海洋大學碩士論文。

表 1-1. 台灣西岸中華白海豚族群分布的重要發展。

重大發展	研究發表
漁民訪談得知白海豚分布	周蓮香等 1995
海上調查目擊確認白海豚分布	Wang et al. 2004
確認白海豚冬季活動紀錄	Wang and Yang 2011
南北兩社群與兩熱區	周蓮香 2009
台灣白海豚分布範圍	邵廣昭與周蓮香 2012
台灣白海豚為獨立族群	周蓮香等 2013
重要棲息環境範圍預告	農委會林務局 2014

表 1-2. 台灣有關中華白海豚的研究生論文。研究包含三大類:生態相關、水下聲學、以及政策相關。林子皓(2013)為博士論文,其餘是碩士論文。

學校	指導教授	研究生	領域
台灣大學	周蓮香	林子皓 2013 (博士)	生態,水下聲學
		柯孟辰 2011	生態
		張維倫 2011	生態
		葉志慧 2011	生態
		林明慶 2012	生態
		郭毓蒲 2013	生態
成功大學	黄煌煇	王亭勻 2009	政策
		王詠琪 2012	政策
	劉大綱	黄曉音 2010	政策
		詹至皓 2012	政策
中山大學	李政諦	陳杏瑄 2011	政策
		葉彩壁 2011	政策
	李政諦,陳孟仙	林儀禎 2011	生態
	魏瑞昌	郭連翰 2013	水下聲學
		劉建明 2013	水下聲學
臺灣海洋大學	邱文彦	蕭安智 2008	政策

表 1-3. 臺灣西岸海域中華白海豚目擊點之環境因子。酸鹼度與濁度是後來加入的測量因子,故樣本數較其他因子少。(彙整周蓮香 2006-2015 年資料)

環境因子	樣本數	平均	標準偏差	範圍
水深 (m)	701	7.5	3.9	1.2-32.2
水溫 (°C)	695	29.1	1.8	18.4-33.9
鹽度 (ppt)	672	31.8	2.8	6.1-36.2
酸鹼度 (pH)	438	8.6	0.1	7.5-8.6
濁度 (NTU)	254	7.7	7.3	0.75-65.7
離岸距離 (km)	684	1.48	1.05	0.039-10.16

表 1-4. 中華白海豚在臺灣西部沿海的族群數量估計。

調查年份	調查方式	族群量	95%CI	參考文獻	
標記-再捕捉法	-				
2007-2009	平行海岸線	75-80 隻	NA	余欣怡 2010	
2008	平行海岸線	74 隻	73-75	郭毓璞 2013	
2012	平行海岸線	64 隻	63-66	郭毓璞 2013	
2010	平行海岸線	74 隻	68-80	Wang et al. 2012	
Distance sampling					
2007	近似平行穿越線	99	37-266	Wang et al. 2007	
2008-2012	平行海岸線	68	54-85	郭毓璞 2013	
2012-2013	Z字型穿越線	71	37-137	周蓮香與陳琪芳 2015	

表 1-5. 中華白海豚食性資料(柯孟辰 2011 彙整香港與澳洲資料)。

英文名	中文名	數量	百分比
Sciaenidae	石首魚科	1195	55.74
Clupeiforms	鯡形目	514	23.97
Haemulidae	石鱸科	161	7.51
Trichiuridae	帶魚科	114	5.32
Mugilidae	鯔科	28	1.31
Apogonidae	天竺鯛科	27	1.26
Sillaginidae	沙鮻科	25	1.17
Ariidae	海鯰科	22	1.03
Pleuronectiformes	鰈形目	19	0.89
Congridae	糯鰻科	11	0.51
Leiognathidae	鰏科	4	0.19
Hemiramphidae	鱵科	3	0.14
Sphyraenidae	金梭魚科	2	0.09
Loliginidae	鎖管科	1	0.05
Platycephidae	牛尾魚科	1	0.05
Sepiidae	烏賊科	1	0.05
Others	其他	16	0.75

表 1-6. 台灣的中華白海豚族群生殖參數(張維倫 2011)。

參數	數值	標準差
自然出生率	0.064	0.037
幼豚生存綠	0.66	0.20
幼豚存活率	0.78	0.39
年族群補充率	0.09	0.09
生殖週期	3.52	0.28

表 1-7. 台灣海域影響中華白海豚的主要威脅(Dungan et al. 2011)。

威脅 威脅主要內容

棲地 棲地減少:填海造陸、疏濬、堆沙

棲地品質降低:過漁、汙染、擾動、突堤

噪音 生理影響:聽覺喪失、環境壓力

(船隻、工程) 生態影響:環境噪音影響溝通與覓食

漁業 直接:誤捕,網具漁船傷害

間接:食源減少

化學汙染 直接:毒物汙染、重金屬

(廢水、垃圾) 間接:環境品質降低,如 pH 降低,水溫升高

淡水注入減少 影響白海豚活動

降低棲地品質

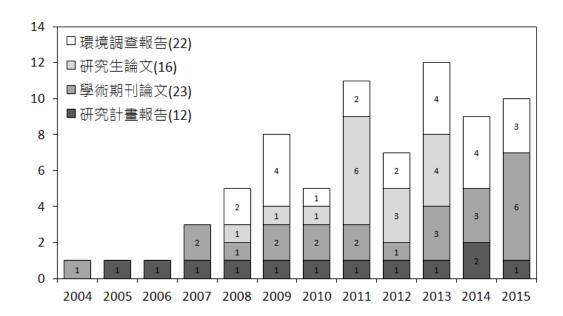


圖 1-1. 歷年直接有關中華白海豚台灣族群發表的文獻。包含四大類:A、22 篇環境調查報告,是重大建設需做的環境影響評估調查與監測的報告,B、16 篇研究生的學位論文,C、23 篇學術期刊論文,指同儕審核後發表在學術期刊的論文,D、12 篇研究計畫報告,是政府或是有關單位補助的研究成果。柱狀圖內數字為該年該類別的篇數。

(A)

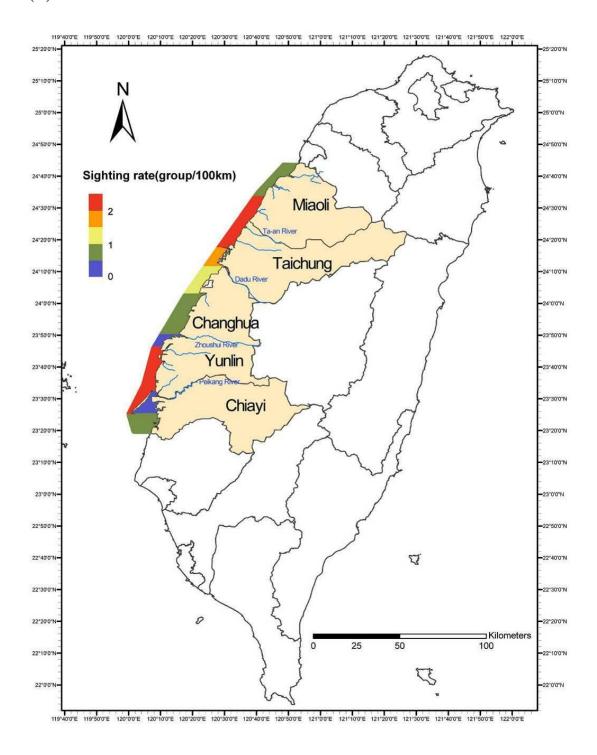


圖 1-2. 中華白海豚在臺灣西部沿海目擊率分布情形,(A) 2006-2010 年(周蓮香 2010)的目擊率。

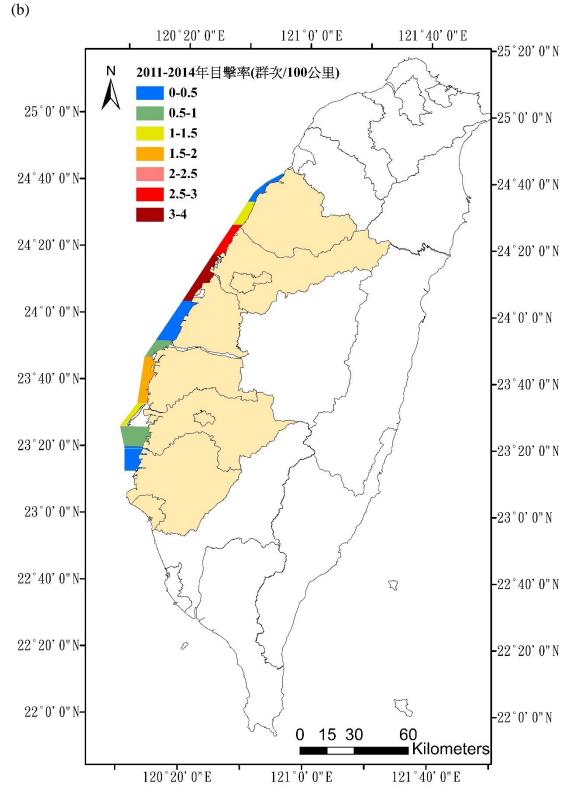


圖 1-2(續). 中華白海豚在臺灣西部沿海目擊率分布情形,(B) 2011-2014 年的目擊率。

# 第貳章 中華白海豚族群的長期監測

#### 周蓮香、黃彥婷、林子皓、侯雯

國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

# 摘 要

為監測台灣西海岸中華白海豚的族群量和分布模式,本年度共執行 43 趟海上目視調查。共設計四條航線:北區 A(苗栗-台中港)、北區 B(台中港-彰化),南區 A(外傘頂洲-嘉義),和南區 B(嘉義-台南)等航線。航行總計 2948.5 公里、總努力里程 2363.3 公里;航行時數 240.3 小時、有效的努力時數 168.0 小時。共發現56 群次,其中有效群次為 48 群。平均趟次目擊率為 46.5%,標準化後的總平均有效目擊率為 2.1 群次每百公里(2.9 群次每小時)。在空間差異上,北區顯著較南區高。北區的目擊率為 3.7-3.8 群/100 公里,南區則為 1.0 群/100 公里。另外以核域法分析歷年的分布緯度,顯示南區個體在 2012 年後有北移的趨勢,此與北區目擊率上升趨勢相符,但南區目擊率近年連續下降原因不明,尚待釐清。進一步以固定核域法分析歷年白海豚目擊點位的緯度和水深顯示,雖然白海豚近年分布向北移動,但穩定分布在苗栗縣龍鳳漁港至嘉義急水溪之間。育幼棲地部分,母子對對比非母子對較偏好外傘頂洲西側至嘉義布袋,以及大甲溪至大肚溪的河口等淺水海域。

彙整多年累積的白海豚照相資料發現,自 2008 年來的中華白海豚的每年辨 識個體數、育幼母豚和新生個體持續緩降。雖然多年累計辨識共 80 隻,然今年 海上目視調查的辨識個體僅有 60 隻,育幼母豚更只有 6 隻,歷來最低。此外, 到 2015 年底共有 14 個體超過兩年不見,其中確認死亡的有 2 隻老年期個體,因 此潛在死亡率頗高(可能高達每年 1.7-2.3 隻)。台灣族群衰退趨勢令人憂心,亟 需採取積極保育行動,例如成立積極管理的保護區,落實離岸三海里內捕魚限制, 減緩漁撈作業壓力。改善棲地品質,從生態系統觀點研究如何經營族群,以確保 族群永續存活。

## 一、前言

自 IUCN 紅皮書於 2008 年將台灣西海岸的中華白海豚列為極度瀕危族群 (Reeve et al. 2008),及林務局於列為一級保育類野生動物以來,該族群的未來存續,不僅是現今保育工作的重要目標,同時也是監測西岸近海生態系的關鍵指標。然而,台灣的中華白海豚棲息於西部海岸緊鄰陸地的水域,即苗栗縣龍鳳漁港至台南市將軍港、水深 15 公尺內、離岸不超過 6 公里的海域和河口(葉 2011,周蓮香和陳琪芳 2014)。過去的文獻提出可能間接或直接的衝擊該族群的重要因子:包括海岸開發、水下噪音(James 2013)、船擊、漁具傷害、食源枯竭、棲地破壞和汙染物影響 (Reeves et al. 2008, Jefferson et al. 2009, Ross et al. 2010, Huang et al. 2014, Slooten et al. 2013)等,然在台灣,卻長期缺乏適當的管理、監測和研究資料,使白海豚族群情況更為險峻。為了能進一步研擬減緩衝擊的施工、營運管理措施、有效率且快速的通報體制,迫切需要研究白海豚族群的生態,和審慎評估各種人為活動對其生態所造成的短期和長程影響。

綜觀本團隊歷年的目擊資料,白海豚在 2011 年前的分布模式:高度利用南熱區(雲林縣新虎尾溪口至外傘頂洲)、北熱區(苗栗縣大安溪口至台中市大肚溪口),在 2011 年之後有明顯北遷和向鄰近分區移動的趨勢(周蓮香和陳琪芳 2014)。近年來,台灣白海豚的族群估計量,只有不到 80 隻(Wang et al. 2012,郭 2013,周蓮香和陳琪芳 2014),且與金門和大陸沿海的族群無交流的紀錄(周蓮香和陳琪芳 2015,Wang et al. 2016)。整體西岸的目擊率、累計辨認個體數和每年的育幼母豚數,有逐步衰退的趨勢;多年無目擊紀錄的個體數量,則是逐年上升(周蓮香和陳琪芳 2015)。種種警訊,對此封閉小族群的未來存續,極度令人堪憂。如何盡速制訂且有效實施保育行動,是迫在眉睫的任務。

為了更全面地調查分布模式的變化,本團隊在2014年開始,將調查範圍往 南擴增至嘉義縣八掌溪口,發現在外傘頂洲南側至嘉義布袋港間的淺海海域,有 2 筆皆含育幼群次的目擊紀錄(周蓮香和陳琪芳 2015)。本年度更在南區新增了嘉 義布袋至台南將軍港的海上目視調查,也特別增加漁民訪問以補海上調查努力量 之不足,以求能完整涵蓋外傘頂洲以南的調查範圍。本計畫的目的是持續監測台 灣本島海域唯一的中華白海豚族群其族群量及在歷年間的變化趨勢等相關生態 資訊,提供相關單位在海域管理政策和保育白海豚族群上的參考與運用。

# 二、材料與方法

### (一) 海上調查

#### 1. 熱區監測:

本年度共執行 43 趟海上調查,分為四個監測區域。

- (1) 北區 A 航線: 苗栗白沙屯至台中港 24°18'N-24°34'N (圖 2-1A), 執行海上調查 10 趟。單趟航線長度約 37.6 公里。
- (2) 北區 B 航線:台中港至彰化鹿港 24°04'N-24°18'N (圖 2-1B),執行海上 調查 10 趟。單趟航線長度約 30.3 公里。
- (3) 南區 A 航線:外傘頂洲西側沿岸至嘉義布袋港沿海 23°25'N-23°34'N,進行海上調查 13 趙(圖 2-1C),單趙航線長度約 30 公里。
- (4) 南區 B 航線: 嘉義到台南將軍港沿海 23°13'N-23°25'N,進行海上調查 10 趟(圖 2-1D),單趟航線長度約 23 公里。(註:此為非熱區航線,其他三條皆為海豚分布的熱區航線。)

### 2. 調查方式:

租用漁船於海上沿固定航線航行,每趟調查依照水深 3 - 10 m 之範圍,沿岸來回航行。於 6-10 月選擇天氣良好時,執行 43 趟 (天次)海上調查。每次進行調查時皆以手持式全球衛星定位系統 GPSmap 60CSx 和 GPSmap 62stc (Garmin Corp. Taiwan)定位並依照規劃航線進行調查。調查期間在浪級小於 4 級且能見度遠達 500 m 以上時視為有效努力量 (On-effort),當(1)天氣狀況不佳難以進行有效觀測,(2)不可抗力因素發生(如:船隻引擎故障或趕不及進港港口之潮汐而需加速返港),或是(3)當進行海豚追蹤時,則視為無效之努力量 (Off-effort)。

每次調查至少有四人參與作業,其中三人各於船首及船隻左右側的高處位置持望遠鏡觀察海面,觀察人員約每20分鐘交換一次位置以避免對同一觀察區域產生心理上的疲乏,每個人輪替完3個不同的觀察位置後(約1小時),會交換到休息位置約20分鐘以保持觀察員的體力。海上調查過程中船速保持在4-9節(海浬/小時),以望遠鏡及肉眼搜尋中華白海豚蹤跡,北緯每經過1分(約1海浬)即利用YSIPro1030(Y.S.I., U.S.A.)量測水表溫度、鹽度和氫離子濃度(pH),2100Q濁度計量測濁度(HACH, U.S.A.),以及紀錄當時漁船漁探機顯示之深度。當遇見海豚時,紀錄最初發現海豚的位置、離船距離與角度,並視情形慢慢接近動物,以估算隻數、觀察海豚

的行為(表 2-1) (Karczmarski & Cockcroft 1999, Karczmarski et al. 2000, Keith et al. 2013)。此外,若該次目擊與前一次目擊的群體組成 50%以上為相同個體,且相隔時間小於 30分鐘,則定義為重複目擊。含有母子對海豚之群次,定義為育幼群;其餘則定義為非育幼群。此外,在最初的海豚接觸點量測水表溫度、鹽度、氫離子濃度 (pH)、濁度、水深等環境因子資料,並填寫鯨豚目擊紀錄表。並使用相機和攝影機紀錄海豚影像,以便進行影像資料分析,觀察後嘗試以不干擾海豚行為的方式跟隨,並每3到5分鐘紀錄該群次的白海豚之行為與位置。若所跟蹤的海豚消失於視野且連續 10 分鐘之等待或尋找無再目擊,則返回穿越線繼續進行下一群之搜尋。調查結束後,依照所觀測的群次隻數,配合照片所拍攝之個體辨識資訊比對,估計該海域所出現的白海豚群體數量。

### (二) 嘉義地區漁民問卷調查

為增強評估中華白海豚在嘉義沿海的出現頻率,今年度特別執行問卷調查,於2015年9至10月進行,採取個人訪談和自行填寫問卷方式進行,問卷內容如附件2-1所示。採樣地區包含嘉義布袋港第三港口和遊艇港。問卷內容主要是詢問漁民歷年經驗。訪問的對象以當地漁民、海釣船船長和釣客為主。此訪查問卷將和歷年的嘉義地區海上調查結果相互比較,以補充缺乏海上調查年度的中華白海豚分布情形。

# (三) 資料分析

#### 1. 海豚個體名錄建立、更新與年齡分期

將海上調查所拍攝之照片以身體或背鰭之輪廓、缺刻、疤痕、色斑點等特徵當做個體辨識的依據,建立不同個體的照片辨識名錄,然後分析其群體年齡組成。年齡鑑定與分期主要是依據體表顏色變化與身體大小,參考香港與大陸分成 6 期 (Jefferson & Leatherwood 1997,賈等人 2000,Jefferson 2000),分別為 unspotted calf (簡稱 UC,嬰年期,身長為成體 1/3 到 1/2,全身深灰色,沒有斑點,身體側面可能還留有胎褶)、 unspotted juvenile (簡稱 UJ,幼年期,身長為成體 2/3 到 3/4,體色深到淺灰色,沒有斑點)、mottled (簡稱 MT,少年期,自 spotted juvenile 修改,體色為淺灰色,身體上有白色或灰色斑點)、speckled (簡稱 SK,青年期,自 spotted subadult 修改,已出現粉紅色體色但面積不到 50%,幾乎滿布白色或灰色斑點)、

spotted adult (簡稱 SA, 壯年期, 粉紅體色面積大於 50%, 斑點較 SK少)、 unspotted adult (簡稱 UA, 老年期, 體色以粉紅色或白色為主,可能帶有些 許灰色或黑色斑點)。其中, 嬰幼期個體體色變化快速, 缺乏可持續辨認之標記, 故僅估算隻數, 不納入辨識資料庫。但在海上調查時, 人員難以在 海豚短暫出水過程,以肉眼迅速且正確判定個體所對應各階級的歸屬。故自 2013 年起,海上調查紀錄之年齡分期,合併為全黑或灰(嬰幼年)、白斑小於 50%(少年及青年)、與白班大於 50%(壯年和老年)三個較為顯著的階層。 海上調查回來後,再剪輯所有個體照片進行詳細的年齡分級檢驗。

#### 2. 族群空間分布、移動軌跡與環境因子相關分析

中華白海豚目擊資料中的經緯度,以地理資訊系統 (geographic information system, GIS) 進行空間分布定位,以利空間分布、移動模式、棲地利用、族群結構的分析;並進一步將臺灣西海岸,細分為 11 個分區(見附件 2-2),以了解各分區內的趨勢。此外,挑出總觀察時間超過 25 分鐘以上的群體,以調查船隻追蹤所定位之經緯度,繪製海豚的移動路徑。同時將各航線所接觸海豚位置之環境因子 (水表溫度、鹽度、pH 值、濁度、水深、最近離岸距離、海豚離船距離),進行統計分析。

#### 3. 個體活動範圍與群體組成變化

有關個體南北遷移的研究,方法著重於核密度函數法(kernel density estimation),以 95%的核域範圍作為個體的家域(home range),以 50%的核域範圍作為核心活動區域(core area),然後比較兩者在 2008-2010 年和 2012-2014 年兩個時期之間的變化。選用 2008-2014 年累積目擊次數達 10 次以上的 33 隻海豚個體(其中育幼母豚為 12 隻),將每隻個體被發現時的緯度位置,根據線核域法(line-based kernel density estimation)的概念和整合過去的核密度函數法(kernel density estimation),假設動物在每兩次的目擊位置之間為直線移動,模擬動物每日的移動位置,使用 MATLAB 軟體編寫運算套件(本團隊林子皓博士開發)進行分析。同時也使用照片辨識所判定是否為育幼母豚等資訊,進行不同角色於歷年變化的比較。

#### 4. 育幼群與非育幼群的棲地利用分析

本研究方法比較中華白海豚的育幼群和非育幼群次,在西部沿海各緯度之家域範圍與核心活動區域的差異。使用固定核域法(fixed kernel density

estimation)的概念,將 2008-2014 年間所有的平行海岸線調查量,以 1 公里\*1 公里網格劃分後,選出累計調查超過 20 次的網格,以 MATLAB 軟體撰寫套件(本團隊林子皓博士開發),每次對所有網格隨機抽樣一筆的調查量和該筆對應的目擊點位,重複 100 次,藉以減低每年調查量在各地區不均的影響。同時,因臺灣西岸中華白海豚的目擊點位經緯度,深受海岸地形影響(西部海岸線在嘉義以北,越往南海岸線越偏西,白海豚在苗栗海域之分佈經度約在120.65 至 120.85 之間;但在外傘頂洲海域則約在 120 至 120.1 之間),導致推估出來的家域範圍會呈現破碎化的現象。在考量台灣西岸的海底地形與核密度估計法之特性後,本研究利用水深替代經度進行分析。

# 三、今年度結果

### (一) 海上調查

自 2015 年 6 月 2 日至 10 月 29 日為止,共執行 43 趟海上目視調查。北區 A和 B兩條航線各執行 10 趟,另外在南區 A和 B各執行 13 趟和 10 趟。航行時數總計 2948.5 公里、240.3 小時,平均每天出航 5.6 小時、航行 68.6 公里。有效的努力時數 (在調查航線上的時數)為 168.0 小時,總計努力里程共 2363.3 公里,平均每趟調查有 3.9 努力小時,平均每趟調查努力量 55.0 公里(表 2-2)。其中,7 月 30 日的北區 B 航線,在調查途中因運送死亡的未成年中華白海豚回崙尾港而中斷,詳細的處理流程請見附件 2-3。此外,本年度航點的五項環境因子(表 2-5)與歷年沒有顯著差異(Kruskal-Wallis test, p<0.05)。

# (二) 中華白海豚海上調查的目擊率和分布

本年度 43 趟調查中有 20 趟曾目擊到白海豚,平均航次目擊率為 46.5%,但南北差異頗大。苗栗-台中海域(北區 A 航線)和台中-彰化海域(北區 B 航線)皆為 80%;而外傘頂洲海域(南區 A 航線)30.8%;非熱區的嘉義台南(南區 B 航線)則無任何目擊(表 2-3)。在 43 趟的海上調查中,共目擊中華白海豚 56 群次,其中 1 群,經海上觀測員和照片確認為重覆目擊,再加上無效努力量(off-effort)中發現的 7 群次後,共有 48 群次列入有效目擊率的計算。各區航線的群次發現率為:北區 A 航線為 4.9 群次/10 小時、3.7 群次/100 公里;北區 B 航線為 5.4 群次/10 小時與 3.8 群次/100 公里;在南區 A 航線為 1.3 群次/10 小時與 1.0 群次/100 公里,南區 B 航線則為 0。故本年度每十小時的群次發現率和每百公里的

群次發現率,皆在北區較高(表 2-3)。

在育幼群次比例方面,本年度調查結果顯示南區 A 航線(57.1%)仍為育幼群的重要分布區;北區今年(19.5%)則較去年(43%)有明顯下降的趨勢。其中,又以彰化北的育幼群次(n=3)下降最多,僅有去年的(n=12)的四分之一。

### (三) 中華白海豚分布位置的環境因子

本年度所有的目擊點分布還是都在沿岸淺水海域,但離岸距離、水深和濁度在各地區明顯受當地海岸特性影響(表 2-4)。南區 A 目擊點(圖 2-2C)集中在外傘頂洲西側和南側至嘉義布袋港海底平緩、多沙洲地形的近海海域,所以目擊點的平均(± SD)水深最淺(5.08±1.84 公尺)、平均(± SD)濁度最高(7± 1.81 NTU);平均(± SD)離岸距離在外傘頂洲西側最近岸(0.59±0.23 公里),南側至嘉義布袋離岸最遠(4.07±0.6 公里)(圖 2-2C)。北區 B(圖 2-2B)的目擊點多分布在大肚溪口至彰濱工業區線西區之間,有明顯的沿岸潮間帶地形,所以此區的平均(± SD)離岸距離(1.52±1.0 公里)顯著比鄰近的北區 A(圖 2-2A)遠(Mann-Whitney U test, p <0.05)。北區 A 則為所有航線中,海底坡度最陡、水質最清澈的區段,所以即使目擊點平均(± SD)離岸距離最小(1.18±0.49 公里),平均(± SD)水深卻是最深(7.44±2.07 公尺)、平均(± SD)濁度最低(3.95±2.35 NTU)。

### (四) 中華白海豚的活動軌跡追蹤和行為觀察

本年度所有群次中,有 32 群次的觀察時間超過 25 分鐘,分析其移動路線 (圖 2-3),顯示中華白海豚習性與往年相同,多在水深 5-10 公尺且離岸不超過 3 公里的近岸淺海區,以速度 3-5 節南北移動,鮮少有東西向、或朝外海游動的行為。在行為類別上,覓食、游走、社交、休息、其他等五種不同的海豚行為分類,皆在北區觀測到;而南區僅見覓食、游走和其他行為。此差異可能受樣本數之影響,北區累計追蹤時間(約 21 小時)遠比南區(約 6 小時)長,因此尚未能定論。

## (五) 中華白海豚族群的群體結構

分析所有的 56 群次:每群隻數的平均( $\pm$  SD)為  $3.8\pm2.4$  隻 (範圍 1-12 隻),以群體大小 1-5 隻為最常見,佔目擊群次的 78.6%,超過 10 隻的群體則 佔 3.6%(n=2),南北區各有一群(圖 2-4)。北區平均( $\pm$ SD)群體大小為  $3.5\pm2.0$  隻略小於南區( $5.4\pm3.6$ ),但無顯著差異(Mann-Whitney U test, p=0.15)。根據海上

調查當下的個體年齡類別來分析,發現兩區的嬰幼年比例皆少於 10%,但北區 以年長個體居多(56.8%),南區則是年輕個體比例(老壯年、青少年比例同為 46.5%)較高 (圖 2-5)。

本年度所有育幼群次僅占所有群次的 28.6%,明顯較 2014 年(46.3%)下降。育幼群平均(± SD)群體大小 (6.2±2.2 隻),顯著較非育幼群次(2.9±1.6 隻)大 (Mann-Whitney U test, p <0.05)。分析海上目擊總個體數之年齡結構,北區和南區的組成並無明顯差異(圖 2-5)。進一步分析北區內苗栗南、台中北、台中南和彰化北四個分區(分區範圍請見附件 2-2),隨緯度遞減,老壯年個體比例下降,而青少年和嬰幼年個體比例則呈現上升趨勢(圖 2-5)。其中彰化北區是育幼群次分布最多、老壯年比例最低,和嬰幼年比例最高的重要地區。

### (六) 嘉義地區漁民問卷調查

本年度問卷調查於嘉義縣:布袋港、布袋第三漁港和布袋遊艇港,共回收 10 份有效問卷。結果顯示中華白海豚的分布區域集中於外傘頂洲西側和南側,水深 15 公尺內、離岸 3 海浬的海域,遠離外傘頂洲的嘉義地區沒有目擊紀錄,與本團隊歷年的調查結果相似。雖然樣本數較小,但除了兩位居在台南、一位在雲林的釣客外,所有受訪者的漁民和船長作業年資,和在嘉義當地連續居住皆在 20 年以上(捕撈漁業或養蚵的漁民 4 位、觀光船船長 1 位、海釣船船長 1 位、4 位不定期出海的釣客),提供的資訊仍具有相當的參考價值。

在季節間和年間的目擊記錄部分,受訪者表示外傘頂洲海域整年度都有目擊紀錄,族群構成包含各年齡階層的個體。出現頻率以春季和秋季最高(60%受訪者曾目擊),冬季其次(40%受訪者曾目擊),夏季最低(僅20%受訪者曾目擊)。其中,海釣船船長表示,除了季節差異,在天氣變化時(海象由好轉壞),亦容易發現白海豚蹤跡。然受限於計畫經費和海況影響,缺乏冬和春季的海上調查資料,且由於受訪者在各個季節出海的頻率不同(秋冬季為漁民頻繁出海的季節)、以及樣本數較小等因素,無法排除航行努力量對四季目擊率的影響。另一方面,受訪者也提到除了季節影響之外,白海豚群會明顯躲避拖網船、雙拖網船和電蝦船,以及離開這些船隻作業的海域數日到數十日不等。且船隻作業後的地區,魚況爾後的一段時間,也會較差。在對於近年的白海豚數量變化上,9位皆表示白海豚數量在近年五年有明顯下降的趨勢,僅一位受訪者表示無明顯變化。

# 四、歷年研究結果變動趨勢

### (一) 海上調查的目擊率變化

#### 1. 目擊率和個體分布在南北區的變動

台灣西海岸中華白海豚的南北區海調目擊率,南區自 2009 年起持續下降,北區則是自 2011 年開始呈上升趨勢(圖 2-6)。雖然南北區各年度海上調查努力量受計畫更迭而各有波動,然自 2011 年後,北區(苗栗南-彰化北)目擊率在年度調查量沒有顯著增加下,北區四個分區目擊率(苗栗南、台中北、台中南、彰化北,請見附件 2-2)逐年提升,南區的兩個分區(雲林南和外傘頂洲海域)則是即使調查量逐年提升,目擊率卻持續下降至今年的 0.48 群每百公里 (圖 2-6)。但本年度雲林南區調查量相較往年顯著減少,亦無法排除南區目擊率是沿續往年的下降趨勢,或受調查量影響。此外,外傘頂洲南側至嘉義布袋港間的海域,自 2014 年開始監測後,也持續有目擊記錄。顯示中華白海豚的海上調查,除了監測傳統的重要熱區,鄰近熱區的分區也應提升調查量,以確認該族群在西海岸分布的變化趨勢。

為檢視去年度推論南北區目擊率的變化,是來自個體北遷所致,本年度以核域法比較 33 隻個體在 2008-2010 年與 2012-2014 年間的分布緯度變化,顯示原核心範圍在南區的個體(n=16),有 12 隻家域或核心區域明顯向北移動。其中,5 隻育幼母豚和非育幼的 6 隻白海豚,皆觀察到核心區域向北移動,僅有一隻非育幼母豚核心區維持在南區,僅家域向北移動(圖 2-7)。根據本次的結果,指出南區個體的棲地非常明顯往北移動,影響北區目擊率不斷上升,但整年度辨識個體數卻沒有增加的趨勢。

#### 2. 臨近重要開發區的目擊率變動

進一步分析兩個重要開發地點:北區內的台中港和南區北邊的麥寮港六輕工業區的白海豚目擊率和分布趨勢,結果顯示在2008-2015年有明顯的年間波動。排除調查量過小(少於70公里)的2010年和2013年後,北區內的台中港近海海域的目擊率在年間波動、沒有明顯變異(圖2-8)。但比較歷年的目擊點(圖2-9),顯示白海豚在2012年以前(圖2-9A和圖2-9B)均勻分布於大肚溪口至台中港北堤;然而2012年以後,目擊率沒有明顯下降(圖2-9),但目擊點位(圖2-9C)卻多集中於台中港北堤以北,和南堤以南的大肚溪口,停留於台中港堤外的頻率有下降的趨勢。由於台中港區是崙尾港和大甲溪、大安溪口等白海豚重要棲地之間的廊道,是否因該區的水質和地形變化、或船運和工程開發等,影響白海豚在此海域的活動;以及各項正在評估中的港口清淤、護堤等開發計畫,是否會衝擊未來

廊道的品質,亟需密切注意與監測。麥寮港所在的雲林北區,白海豚目擊率在年間波動;然其鄰近的雲林南區,卻自 2012 年開始有穩定下滑的趨勢。在 2015 年的目擊率調查結果顯示,雲林北首度超越雲林南區,顯示中華白海豚有移向麥寮港北堤以北,或是增加在此區逗留的趨勢。然是否與近年當地 pH 值近年有提升相關,尚待增加調查頻度以確認。

### (二) 中華白海豚族群動態

彙整本年度其他相關計畫的調查結果,以歷年的照相個體辨識為依據,今年仍然沒有外來新增的個體。族群內新增加的個體,只有今年本族群嬰幼兒今年有2隻,和再次檢視2014年度照片後提升的2隻,成長為可入辨識庫的少年期個體,故累積辨識達80隻非嬰幼兒個體。排除本年度死亡的嬰幼兒個體,則今年可辨識個體有60隻(圖2-10)。另外,就育幼母豚來看,今年正在育幼的母親數量僅為6隻,比去年減少4隻,是歷年來的新低(圖2-10)。將歷年可辨識的非嬰幼兒個體,再加上不在資料庫的嬰幼兒個體,則自2008年以來,較年輕個體的比例穩定上升,而老年期個體比例則持續下降(圖2-11)。分析育幼母豚的年齡結構變化,同樣有年輕個體化現象(圖2-12)。尤其是2014年還有青年期和壯年期的育幼母豚,2015年更只剩下青年期的育幼母豚(圖2-12)。

回顧個體辨識資料庫 80 隻個體其各年度發現記錄顯示,自 2008 年以來的連續無目擊紀錄,顯示多年不見的海豚比例相當高。統計至 2015 年底,扣除確認的死亡個體(嬰幼年 1 隻和老年 2 隻),統計至 2015 年底,兩年以上未被目擊者的個體有 14 隻。其年齡組成為:少年 5 隻、青年 5 隻、壯年 2 隻、老年 2 隻,共 14 隻。其中,連續五年以上無目擊紀錄的 4 隻個體為:少年 1 隻、青年 2 隻、老年 1 隻。比較 2-4 年和 5 年以上未見的個體年齡組成,顯示許久未見的個體,多是較年輕的階層,且以青年期的比例最高(圖 2-13)。

如何判定多年不見的個體是否已死亡,是一項高度困難的研究。根據 Pettis 等人(2004)在北大西洋露脊鯨的報告指出,5 年不見的個體即可標示為「認定死亡(presumed dead)」。然而回顧台灣族群的個體目擊歷史,假定死亡標準可能更低,因為截至目前沒有任何一隻個體在連續兩年沒有目擊後,再次被目擊。以保守的連續 5 年不見和確認死亡來計算「死亡」隻數,則在 2013-2015 年間,平均每年死亡 1.7 隻。若以連續 2 年不見和確認死亡來計算「死亡」隻數,則在 2009-2015 年間,平均每年死亡 2.3 隻 (圖 2-14)。顯示台灣白海豚族群的假定死亡率相當驚人。

### (三) 中華白海豚的棲地環境因子分析

本年度所收集的六項目擊點位環境因子分析包括:緯度、離岸距離、水深、鹽度、濁度、pH 值。歷年的資料分析顯示,西岸目擊點的環境因子,雖在歷年間有些波動,但沒有明顯差異(Kruskal-Wallis test, p>0.05)。然比較每年度的育幼群和非育幼群分布點之環境因子,育幼群的平均分布緯度顯著較非育幼群低(Mann-Whitney U test,p<0.05),且平均水深顯著較淺(Mann-Whitney U test,p<0.05),是重要指標。

使用固定核域法(fixed kernel density estimation),對目擊點的緯度和水深做進一步分析育幼群和非育幼群的分布,初步的結果指出:育幼群和非育幼群在家域範圍上大致重疊(圖 2-15);但在核心區域中,兩類海豚群在緯度和水深的偏好上略有差異,以北緯 24 度無界分開說明海豚高度使用(機率>60%)的地區。兩類海豚群的家域範圍,在苗栗縣北界的鹽港溪至嘉義縣南界的急水溪之間的海域有穩定分布 (圖 2-15)。在北緯 24 度以北的地區,育幼群偏好王功到大甲溪之間、水深 10 公尺內的海域(圖 2-16A);非育幼群則橫跨大安溪大肚溪和台中市北界,頻繁使用水深 5-20 公尺海域 (圖 2-16B)。在北緯 24 度以南部分,育幼群多使用麥寮港以南到嘉義布袋外海水深少於 10 公尺的淺水海域(圖 2-15A);但非育幼群較侷限在新舊虎尾溪到外傘頂洲南界之間(圖 2-15B)。這顯示雖然兩類海豚群的棲地大致重疊,但育幼群仍有其特定的偏好棲地,值得未來在規劃管理制度時,須慎加思慮管理的方針。

# 五、討論

# (一) 中華白海豚的目擊率變化

自 2008 年起,南熱區目擊率和累計辨識個體快速下降;北熱區累計辨識個體、目擊率和育幼群次頻率則穩定上升。整個西岸的年度目擊率、辨識個體、育幼母豚數量等趨勢卻是逐年減少。北區目擊率和育幼群次頻率上升的原因,來自北區個體和北遷個體重複目擊所致,並非整體族群有增長的趨勢。值得注意的是,南熱區早昔在目擊率、辨認個體和育幼母豚數皆遠高於北區,近年來卻持續衰退。雖然育幼群次比例在歷年僅有波動沒有顯著的差異,仍為重要育幼場所,但目擊率卻自 2008 年的 2.55 群次每百公里,下滑至 2015 年的 0.48 群次每百公里,不到原來的五分之一。尤其 2011 年之後,不論調查量增加或減少,南區目擊率是逐年下滑。

台灣白海豚族群的年間變化明顯,可能與食源分布在歷年間變動有關。然 共同的是,台灣、香港和中國沿海的白海豚,因棲息在高度利用的近岸特定海域, 其食源和棲地品質,都可能深受人為活動影響(Dungan et al. 2015)。大部分活動 範圍狹窄的近岸鯨豚,一旦棲地品質因人為破壞而衰退,就可能造成食源匱乏, 迫使海豚離開原棲地或擴大覓食範圍,因此面臨其他風險(Forcada 2009)。如何辨 認並有效管理影響台灣白海豚分布模式改變的因子,將是該族群存亡的重要關鍵。

### (二) 中華白海豚的棲地利用與人為活動的衝擊

食源的分布,是海豚族群的分布指標之一(Hung & Jefferson 2004)。中華白海豚是適應河口和近海海域的廣鹽性物種,隨機捕食沿岸淺水海域中的各種魚類。香港與澳洲水域的白海豚主食石首魚類、鯷魚類、帶魚類及鯡魚類,亦捕食海鯰類、鯔魚類、比目魚類、海鰻類、鱵魚類、天竺鯛類、鰏魚類、石鱸類、沙鮻類、金梭魚類、牛尾魚類、鯛類及鰆魚類(Barros et al. 2004,Jefferson 2000,Parra & Jedensjö 2009)(臺灣族群至今未有胃內含物樣本)。然半世紀以來,近海和海岸開發所造成的環境改變和人為干擾,已成為影響近岸鯨豚分布的另一個重要主因。在台灣,包括西海岸的離岸風場、台中和彰化崙尾的港口工程、六輕工業區的廢水排放、河川汙染物,以及缺乏規範的違法漁業活動,都是衝擊白海豚棲地的重要因素。

離岸風場的設置,雖可能因離岸風機的造礁效應而增加當地魚類資源,但仍可能會改變附近的魚類組成(Andersson & Öhman 2010)。且在施工過程,包括噪音衝擊、棲地破碎化、工程船隻撞擊與干擾、環境污染等(James 2013),都是嚴重影響周遭鯨豚活動,和增加永久性或暫時性聽力損失(Wright et al. 2007)或甚至死亡等直接傷害的因子。

港口的拓建、加深或護堤等開發工程,因需要挖沙疏濬和回填,容易造成當地和附近海域的棲地破壞(Jefferson et al., 2009,Ross et al., 2010)。施工過程,可能因漂沙導致濁度飆升,是否會影響鄰近海域的基礎生產力而改變魚類分布(Pauly & Christensen 1995),需要詳密的評估。工程船隻也可能帶來船擊、噪音和汙染等危險。施工後的海床,亦可能因新增建築物的架構,直接、或因海流變化間接改變結構(如:突堤效應),破壞底棲生物的棲地,進而改變海域的生態組成。且不論是抽沙、或是將沙回填至其他區域,都可能將原本儲存於海床或或是回填物中的微量物質與沉積的汙染物,釋放回水體中,而對當地生態造成長遠的改變。這些衝擊的影響範圍和該地海域的回復速度,在近年來不斷增加的極端氣候事件下,更需謹慎的評估和長期的監測。

近岸的工業和家庭汙水排放,可能對臨近水域的白海豚和魚群生態造成明顯的衝擊。汙水所含的汙染物(如:環境質爾蒙),在海豚體內累積可能會造成的器官出現異常組織(Schumache et al. 1993,Martineau et al. 1994)、慢性免疫力下降,或透過懷孕和哺乳傳給後代(Borrell et al. 1995)。也可能導致水質酸化,影響魚群產卵數量、延緩魚卵孵化速度,並可能造成自然死亡率的提高導致魚群早熟(Lauri et al. 1990 in 周等人 2015)。以雲林北區內的六輕工業區為例,周等人(2011)發現其放流水口附近水質明顯較酸,且該海域 pH 值與中華白海豚出現率及覓食指標呈顯著正相關。近年來在環保的壓力下,六輕工業區廠方持續執行相關措施提升放琉水的 pH 值。從 2012 年起,麥寮港附近的雲林北區白海豚目擊率穩定提升,顯示此區白海豚有增加在雲林北出現或停留的跡象,可能與水質改善後,棲地生態品質提升有關(周等人 2015)。要增近與了解白海豚棲地品質的消長,有賴主管單位積極督促、開發方持續投入,以及調查團隊長期於海上監測合作。

綜觀各種開發案,再加上白海豚棲地內密集的漁業活動,尤其是在問卷調查結果中,嘉義地區受訪者反應魚況和白海豚對拖網船和電蝦船的負向反應,除了漁法可能會直接造成的海床破壞、棲地食源枯竭和衰退等,長期下來可能因此迫使海豚離開原有的活動範圍。種種個別或多重的人為衝擊下,嚴重威脅族群未來的繁殖成功率和存續,並可能因此改變白海豚的分布模式。遺憾的是,台灣西岸近海僅有白海豚海上目視監測有長期且穩定的調查量。魚源調查、地形變化、水質和有機物汙染監測,和海岸開發、漁業利用、水下噪音等人為活動干擾,卻缺乏相關的調查工作與跨部門的管理。不足的基準數據(baseline data),會增加評估棲地品質的變化的困難度(Jefferson, 2000),也難以詮釋或預測白海豚族群分布和衰退趨勢的機制。

# (三) 中華白海豚棲地的族群動態和分布趨勢

#### 1. 族群量的年間動態

從 2008 年調查量穩定開始至本年度調查結束止,本團隊的辨識資料庫已累計有 80 隻非嬰幼兒期的白海豚。近五年來的新增案例,皆來自族群中的年幼海豚成長而成,沒有外來新增成年個體。顯示該資料庫是有效的核對範本,並印證台灣白海豚為一封閉不交流的族群。綜觀歷年辨識個體隻數,今年和去年的白海豚數量已降至最低紀錄;若再加上嬰幼兒,則今年總隻數為 66 隻,陡降幅度是歷來之冠。明年度的海上調查,將是監測此迅速衰退的走勢,是否持續的關鍵年份。

更令人擔憂的是,就回顧 2008-2015 年間的可能死亡個體數顯示,白海

豚的死亡率可能在 1.7-2.3 隻/年,且前述數據尚不含未成長至可辨認個體就消失的嬰幼兒。台灣族群每年確切的死亡個體數量,以及對族群成長率的衝擊,迫切需要進一步了解。對照 Huang 等人(2014)針對台灣瀕危族群的模擬分析:如果白海豚因人為活動導致的死亡率增加 1%,100 年後的族群滅絕機率增加至少 7.5%,顯示現在正是台灣白海豚族群未來存續的關鍵時刻。亟需主管單位有更積極的作為。

#### 2. 年齡結構的變化趨勢與年輕化

對比國外研究結果,台灣壯年與老年個體比例持續偏低。分別在 2009 年和 2014 年各確認一隻老年期個體死亡後,目前台灣白海豚資料庫的老年 個體降至2隻,僅佔累計辨識個體數的 2.5%;壯年期也僅有 14 隻(17.5%)。 憑體色難以判斷與實際年龄的差異,或其生存壓力較高致其壽命較短等, 都是影響的原因。在多年不見的個體年齡結構部分,以青年期和少年期個 體比例最高,且隨著累計不見的年份增加而上升。綜觀來說,壯年和老年 期個體數緩慢下降,而年輕個體又無法持續成長為成熟個體,可能導致台 灣族群年齡結構持續有年輕化的趨勢。對照歷年來正在育幼的母豚年齡, 同樣有年輕化(青年期個體為主)的趨勢。生存壓力和環境汙染物,可能是影 響海豚繁殖率的重要因子。在哺乳類,一般育幼成功率可能會與經驗豐富相 關,除了行為經驗傳承外,壯年個體是否因汙染造成內分泌失調而不孕,或 是否母體在孕期和哺乳期傳遞較高的汙染物給後代,需要更多生物採樣的 證據支持。

#### 3. 族群分布趨勢與育幼棲地的變化

台灣的中華白海豚海豚分布的趨勢,除了可能受環境因子和躲避人為干擾變動,家域和核心區域變動以年輕和南區的個體為多,亦可能顯示不同的個體狀態,對棲地的需求略有差異。國外研究指出,繁殖狀態、性別、年齡,和庇護所(shelter)的條件(Hung & Jefferson 2004, Jefferson & Hung 2004),是影響個體棲地利用差異的關鍵。分析台灣 2008-2010 年和 2012-2014 年的棲地利用狀況,核心區域在緯度 24 度以北的北區個體(n=17)沒有顯著改變。然16 隻南區個體卻有12 隻的家域和核心區域在2012 年後有向北擴大或向北遷移的變化。過去研究顯示,海豚的棲地利用主要受覓食食餌資源的分布影響(Hastie et al. 2004),白海豚是受食餌向北移動,或是北區食餌品質相對於衰退的南區更佳而有北遷的趨勢,尚須更多關於南北食餌分布調查來佐證。

影響育幼棲地分布的因子,包含穩定且充足的食源、平緩的淺岸 (Mann et al. 2000),和足夠遠離干擾的庇護場所(Wursig & Wursig 1980,Weir 2008),也可能與育幼的成功率和存活率相關。回顧八年來育幼群次的棲地利用,顯示即使近年來大甲溪以南、大肚溪以北水深 10 公尺內近海海域使用頻率穩定上升,外傘頂西側至嘉義布袋地區仍是重要的育幼棲地。此外,近三年來北區和北遷的育幼和新生個體數,卻有穩定下滑的狀況,也可能是北區棲地的品質,尚不足以取代過去的南區棲地的指標。考量育幼群對台灣族群的重要性,保護北區棲地並復育南區棲地的品質,將是增加幼體存活和繁殖成功率的關鍵。

### (四) 中華白海豚的存續威脅與保育策略

Dungan 等人(2015)推論,在族群量、尤其是育幼母豚減少的狀況下,族群基因庫減少,社群結構破壞導致重要的棲地資訊或生存經驗傳授中斷等,對高度群居與社會化鯨豚的族群生存率,可能有著更深遠的衝擊。台灣的白海豚族群的監測有以下結果,未與其他地區交流的機率極低、族群內部幼體長期存活率和生殖率無法提升,可能的高死亡率以及族群量衰退的趨勢。回顧近代最著名的長江白鱀豚(Lipotes vexillifer)消亡經驗,該物種從1980年代早期約400隻個體,在船運交通、過漁和水壩興建工程快速發展,以及缺乏有效的保育管理下,在2007年被宣布功能性滅絕(functional extinction)(Xu et al. 2015)。整個過程不到30年的時間。

即使是兩個已分別劃歸在珠江口中華白海豚省級自然保護區(1999 成立,約410 平方公里)內、現存最大的珠江族群(約2517-2555隻)(Chen et al. 2010);和在湛江雷州灣中華白海豚市級自然保護區(2007 年成立,約20.6 平方公里)內的第二大湛江口族群(約1485隻)(Xu et al. 2015),也觀察到可能因人為活動快速發展導致的水質惡化、棲地負載量和食源下降和船擊傷害等,有分布改變和潛在族群量減少的趨勢(Xu et al. 2015)。

當海豚因人為干擾離開原本的棲地,提升庇護所的棲地品質,或許能提升該族群未來存續的的希望(Liu & Hills 1997)。本年度邵廣昭教授研究團隊在彰化熱區(大肚溪口)與非熱區(王功漁港沿海)的調查結果顯示(第參章),雖然魚種組成差異不大,但熱區海域較多的魚種數、體型較大的魚隻,可能是吸引白海豚棲息的因子之一。未來管理南北熱區海域時,應以改善棲地和食源的質量而非數量增加為標準。否則即使棲地內看似魚類繁多,也可能因食餌魚種的族群品質和時空分布,導致海豚族群部分或普遍處於挨餓狀態(Sutherland 1996)。當個體攝食量低落

時,可能會更容易為捕食而冒險,進而增加誤觸水下網具或船擊等意外傷害的機 會。

參考對岸的經驗,廈門在 2005 年於同安灣設立禁漁區後,中華白海豚的目擊率已從 2004 年的 2.1 隻/百公里,上升到 2009 年時的 9 隻/百公里(Chen et al. 2011);然湛江族群所在的湛江雷州灣中華白海豚市級自然保護區,卻因缺乏獨立系統和全職雇員,影響該保護區內的保育行動成效(Xu et al. 2015)。在沒有任何保育措施的狀況下,台灣族群未來的存續,極度仰賴相關主管單位能立即採取積極保育行動,和管制違法的人為干擾。

現今預告的「中華白海豚野生動物重要棲息環境」預定範圍,由於幅員遼闊、影響對象複雜,受到包含漁民和開發單位等極大的阻力。有鑒於政策自規劃到執行,所需的時間冗長、程序繁瑣,建議應緊急提升現有法規:離岸三海浬內嚴格禁止拖網。其他的管理措施,包含釐清相關單位在白海豚重要棲地內的管理職責,建立流暢的 SOP 通報系統;向社區居民和漁民推行永續漁法的概念;輔導拖網漁民能改變漁法或轉業;也建議要求所有具拖網設備的船隻,得安裝即時的船隻位置回報設備(如:GPS 追蹤器),協助第一線的海巡署執法人員能以客觀的直接證據,加強舉發和取締違法漁民的成效。另一方面,環保署和相關政府部門,也應依照水污染防治法和環境評估法等法規,確實監控海岸開發和污染排放的標準。彰化北區和外傘頂洲淺海域等重要育幼棲地和其臨近的海域,不論保護區成立與否,都應是主管單為優先管控環境改變和人為干擾的區域。其他於海豚的春夏生殖高峰,規劃可能的禁漁期(區)、限漁期,或捕撈魚種之總量管制、漁具規格和捕撈方法等限制等;或經研究確認棲地生態環境與海豚食餌魚種之生活史後,再配合行放流魚苗的方案,亦是復育白海豚棲地品質的方法。

# 六、参考文獻

- Andersson, M. H., & Öhman, M. C. (2010). Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, 61(6), 642-650.
- Barros, N. B., Jefferson, T. A., & Parsons, E. C. M. (2004). Feeding habits of Indo-Pacific humpback dolphins (Sousa chinensis) stranded in Hong Kong. *Aquatic Mammals*, 30(1), 179-188.
- Borrell, A., Bloch, D., & Desportes, G. (1995). Age trends and reproductive transfer of organochlorine compounds in long-finned pilot whales from the Faroe Islands. *Environmental Pollution*, 88(3), 283-292.
- Chen, T., Hung, S. K., Qiu, Y., Jia, X., & Jefferson, T. A. (2010). Distribution, abundance, and individual movements of Indo-Pacific humpback dolphins (Sousa chinensis) in the Pearl River Estuary, China. *Mammalia*, 74(2), 117-125.
- Dungan, S. Z., Wang, J. Y., Araújo, C. C., Yang, S. C., & White, B. N. (2015). Social structure in a critically endangered Indo-Pacific humpback dolphin (Sousa chinensis) population. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*.
- Forcada, J. (2009). Distribution. Encyclopedia of marine mammals (Second edition): 316-321. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Hastie, G. D., Wilson, B., Wilson, L. J., Parsons, K. M., & Thompson, P. M. (2004).
  Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Marine Biology*, 144(2), 397-403.
- Huang, S. L., Chou, L. S., & Ni, I. (2009). Comparable length at weaning in cetaceans. *Marine Mammal Science*, 25(4), 875-887.
- Huang, S. L., Chang, W. L., & Karczamarski, L. (2014). Population trends and vulnerability of humpback dolphins Sousa chinensis off the west coast of Taiwan. *Endang Species Res*, 26, 147-159.
- Hung, S. K., & Jefferson, T. A. (2004). Ranging patterns of Indo-Pacific humpback dolphins (Sousa chinensis) in the Pearl River estuary, People's Republic of China. *Aquatic mammals*, 30(1), 159-174.
- James, V. (2013). Marine renewable energy: a global review of the extent of marine renewable energy developments, the developing technologies and possible conservation implications for cetaceans. A whale and dolphin conservation

- report.
- Jefferson, T. A. (2000). Population biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters. *Wildlife monographs*, 1-65.
- Jefferson, T. A., & Hung, S. K. (2004). A review of the status of the Indo-Pacific humpback dolphin (Sousa chinensis) in Chinese waters. *Aquatic Mammals*, 30(1), 149-158.
- Jefferson, T. A., Hung, S. K., & Würsig, B. (2009). Protecting small cetaceans from coastal development: Impact assessment and mitigation experience in Hong Kong. *Marine Policy*, *33*(2), 305-311.
- Jefferson, T. A., & Leatherwood, S. (1997). Distribution and abundance of Indo-Pacific hump-backed dolphins (Sousa chinensis Osbeck, 1765) in Hong Kong waters. *Asian Marine Biology*, *14*, 93-110.
- Karczmarski, L., & Cockcroft, V. G. (1999). Daylight behaviour of humpback dolphins Sousa chinensis in Algoa Bay, South Africa. *Zeitschrift fur Saugetierkunde*, 64(1), 19-29.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G., & McLachlan, A. (2000). Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins Sousa chinensis in Algoa Bay, South Africa. *Marine mammal science*, *16*(1), 65-79.
- Keith, M., Atkins, S., Johnson, A. E., & Karczmarski, L. (2013). Area utilization patterns of humpback dolphins (Sousa plumbea) in Richards Bay, KwaZulu-Natal, South Africa. *Journal of ethology*, *31*(3), 261-274.
- Liu, J. H., & Hills, P. (1997). Environmental planning, biodiversity and the development process: The case of Hong Kong's Chinese white dolphins. *Journal of Environmental Management*, 50(4), 351-367.
- Mann, J., Connor, R. C., Barre, L. M., & Heithaus, M. R. (2000). Female reproductive success in bottlenose dolphins (Tursiops sp.): life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology*, *11*(2), 210-219.
- Martineau, D., De Guise, S., Fournier, M., Shugart, L., Girard, C., Lagace, A., & Beland,
  P. (1994). Pathology and toxicology of beluga whales from the St. Lawrence
  Estuary, Quebec, Canada. Past, present and future. Science of the Total Environment, 154(2), 201-215.
- Parra, G. J., & Jedensjo, M. (2009). Feeding habits of Australian Snubfin (Orcaella heinsohni) and Indo-Pacific humpback dolphins (Sousa chinensis). Reef and

- Rainforest Research Centre Limited.
- Pauly, D., & Christensen, V. (1995). Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, *374*(6519), 255-257.
- Pettis, H. M., Rolland, R. M., Hamilton, P. K., Brault, S., Knowlton, A. R., & Kraus, S. D. (2004). Visual health assessment of North Atlantic right whales (Eubalaena glacialis) using photographs. *Canadian Journal of Zoology*, 82(1), 8-19.
- Reeves, R.R., Dalebout, M.L., Jefferson, T.A., Karczmarski, L., Laidre, K., O'Corry-Crowe, G., Rojas-Bracho, L., Secchi, E.R., Slooten, E., Smith, B.D., Wang, J.Y., and Zhou, K.Y. (2008). *Sousa chinensis* (eastern Taiwan Strait subpopulation). IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4.
- Ross, P. S., Dungan, S. Z., Hung, S. K., Jefferson, T. A., Macfarquhar, C., Perrin, W. F., ... & White, B. N. (2010). Averting the baiji syndrome: conserving habitat for critically endangered dolphins in Eastern Taiwan Strait. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(6), 685-694.
- Schumacher, U., Zahler, S., Horny, H. P., Heidemann, G., Skirnisson, K., & Welsch, U. (1993). Histological investigations on the thyroid glands of marine mammals (Phoca vitulina, Phocoena phocoena) and the possible implications of marine pollution. *Journal of Wildlife Diseases*, 29(1), 103-108.
- Slooten, E., Wang, J. Y., Dungan, S. Z., Forney, K. A., Hung, S. K., Jefferson, T. A., ... & Winkler, R. (2013). Impacts of fisheries on the Critically Endangered humpback dolphin Sousa chinensis population in the eastern Taiwan Strait. *Endangered Species Research*, 22(2), 99-114.
- Stephens, P. A., & Sutherland, W. J. (1999). Consequences of the Allee effect for behaviour, ecology and conservation. *Trends in ecology & evolution*, 14(10), 401-405.
- Wang, X., Wu, F., Chang, W. L., Hou, W., Chou, L. S., & Zhu, Q. (2016). Two separated populations of the Indo-Pacific humpback dolphin (Sousa chinensis) on opposite sides of the Taiwan Strait: Evidence from a larger-scale photo-identification comparison. *Marine Mammal Science*, 32(1), 390-399.
- Wang, J. Y., Yang, S. C., Fruet, P. F., Daura-Jorge, F. G., & Secchi, E. R. (2012). Mark-recapture analysis of the critically endangered eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins (Sousa chinensis): Implications for conservation. *Bulletin of Marine Science*, 88(4), 885-902.

- Weir, J. S., Duprey, N. M. T., & Würsig, B. (2008). Dusky dolphin (Lagenorhynchus obscurus) subgroup distribution: are shallow waters a refuge for nursery groups?. *Canadian Journal of Zoology*, 86(11), 1225-1234.
- Wright, A. J., Soto, N. A., Baldwin, A. L., Bateson, M., Beale, C. Clark, ... & Martin,V. (2007). Do marine mammals experience stress related to anthropogenic noise?. *International Journal of Comparative Psychology*, 20: 274-316.
- Xu, X., Zhang, Z., Ma, L., Li, P., Yang, G., & Zhou, K. (2012). Site fidelity and association patterns of Indo-Pacific humpback dolphins off the east coast of Zhanjiang, China. *Acta Theriologica*, *57*(2), 99-109.
- 周蓮香(2009)。確立瀕臨絕種或亟需保育之海洋生物資源現況及其生物學特性:臺灣西岸海域中華白海豚生態與漁業互動研究。行政院農委會漁業署委託計劃報告,63頁。
- 周蓮香、陳孟仙、李政諦 (2011)。雲林沿海中華白海豚調查計畫期末報告。台塑 關係企業。
- 周蓮香,陳琪芳(2014)。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。行政院農委會林務局委託研究計畫,100頁。
- 周蓮香,陳琪芳(2015)。中華白海豚族群生態與棲地環境噪音監測。行政院農委會林務局委託研究計畫,106頁。
- 周蓮香、陳孟仙、林幸助(2015)。雲林沿海中華白海豚與河口生態系研究計畫, 197頁。
- 張維倫,2011。臺灣的中華白海豚社群結構及生殖參數。碩士論文,國立臺灣大學,台北,臺灣,124頁。
- 賈曉平,陳濤,周金松,郭智(2000)。珠江口中華白海豚的初步調查。中國環境 科學 20: 80-82。
- 郭毓璞(2013)。臺灣西海岸中華白海豚族群之時空變異。國立台灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所碩士論文。99 頁。
- 葉志慧(2011)。中華白海豚在台灣之分布預測與活動模式。國立台灣大學生命科學院生態學與演化生物學研究所碩士論文。112頁。

# 七、附件

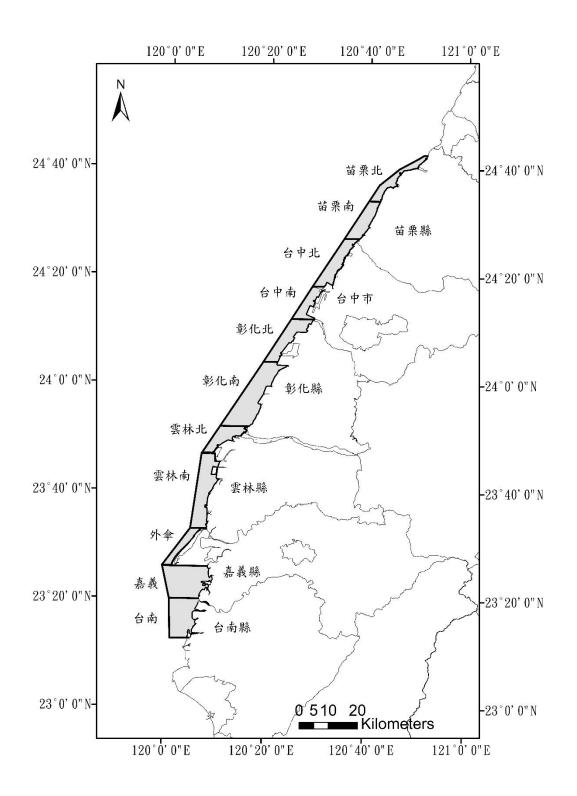
附件 2-1. 嘉義地區中華白海豚海上目擊漁民訪談問卷

# 嘉義地區中華白海豚調查

# [目睹中華白海豚的情形]

1.	是否有聽過或看過中華白海豚?
	□0. 否 □1. 是,聽過 □2. 是,看過,地點為
2.	覺得中華白海豚在這幾年間的數量變化有無減少?
	□ 0. 沒變化 □1. 近五年內 □2. 近 5-10 年 □3. 10 年以上
	□ 4. 其他 (相較以前減少約多少倍)
0	
3.	是否都在固定地點看見中華白海豚? $\square 0$ . 否 $\square 1$ . 是,地點為
4.	通常都在離岸多遠看到中華白海豚?水深米
	□ 1. <1 浬 □2. 1-3 浬 □3. 3-5 浬 □4. >5 浬
5.	通常在哪個季節(月份)看到中華白海豚?
	□ 1. 春() □2. 夏() □3. 秋() □4. 冬()
6	看見的中華白海豚體色為?
••	□ 1. 黑 □2. 灰 □3. 白 □4. 粉紅 □5. 其他
	□ 1. 点 □2. 久 □0. □ □4. 彻起 □0. 兵10
	【個人基本資料】
	26.性別:□男 □女 年齡: 居住地區:縣鄉/鎮/村
	27.連續居住於當地之年數:
	28.主要從事的漁業:□1.捕撈船 □2.岸上養殖 □3.海上養殖
	□4.岸上相關產業 □5.漁會 □6.其他
	29.從事漁業年資:□1.5年以下 □2.6~10年 □3.11~15年
	□4.16~20 年 □5.21 年以上 □6.其他
	30.本人所從事之副業(複選):□0.無 □1.軍公教 □2.工商業 □3.農林漁牧
	□4.服務業 □5.自由業 □6.其他
	31.家庭成員人數:□1.3人以下 □2.4人 □3.5人 □4.6人 □5.7人以上
	32.家庭成員之職業(複選):□1.軍公教 □2.工商業 □3.農林漁牧 □4.
	服務業 □5.自由業 □6.學生 □7.家管 □8.其他
	33.家庭成員之副業(複選):□0.無 □1.軍公教 □2.工商業
	□3.農林漁牧 □4.服務業 □5.自由業 □6.學生
	□7.家管 □8.其他
	34.受訪者姓名: 電話: 手機:
	57. 文切有处石 · 电记 · 1 校 ·
	13 -41/

附件 2-2. 臺灣西海岸分區示意圖·本研究定義的北區為苗栗南至彰化北的範圍; 南區則涵蓋雲林南至外傘的區域。



# 未成年中華白海豚個體死亡事件

本年度7月30於北區B航線(彰化-台中海域)的調查,於上午8時59分發現一隻白海豚幼獸屍體,經打撈帶回港口,在彰化線崙尾灣安檢所海巡弟兄協助下,運送至台中的國立自然科學博物館存放。並於7月31日在科博館提供場地和人員協助下,由嘉義大學獸醫學系楊瑋誠副教授團隊、中華鯨豚協會、台灣大學周蓮香教授研究團隊進行解剖。事件處理流程如下表:

7/30	事件提要
上午 6:38	進行當日台中港至彰化鹿港的林務局海上調查計畫
上午 8:55	在大肚溪口北側、台中火力發電廠離岸 1.4-2 公里處海域發 現中華白海豚群體。
上午 8:59	確認水面上漂浮著中華白海豚幼獸屍體 (24.230°N 120.453°N),開始觀察並拍攝海豚屍體狀況,和周圍海豚與屍體的互動。
上午 9:02	啟動通報。
上午 10:20	幼獸屍體打撈上船 (24.238°N 120.457°N)。再拍攝海豚的行 為約 10 分鐘,離開。
下午 12:20	研究團隊返回崙尾灣漁港。
下午 1:00	透過海巡協助,驅車載運幼獸屍體前往台中科博館。
下午 2:40	研究團隊與台中科博館人員會合,交付幼獸屍體。完成本次 通報處理。
7/31	事件提要
上午 10 點	嘉義大學楊瑋誠副教授研究團隊、中華鯨豚協會、台灣大學 周蓮香研究室團隊,在台中科博館提供場地和人員協助下, 完成中華白海豚幼獸解剖。

表 2-1. 各行為類別的定義

行為類別	定義
覓食	常見有不規則且/或方向多變的深潛、快速(加速)下潛行為,每次
	下潛間的間隔距離不長。在水面或海豚嘴中,有時可觀察到魚
	的出現。
游走	持續同方向且長距離的下潛,伴有規律的出水換氣行為。
社交	下潛間隔時間和距離不規則,伴有個體間明顯的互動。常見有
	大動作的表現如跳耀、騰空跳起、尾鰭擊浪和浮窺行為。
休息	低活動表現,可觀察到規律性、間隔距離不長的下潛;或可見
	單方向或相對固定的繞圈模式。
其他	無法歸類於上述分類者。

表 2-2. 台灣西部沿海四條航線共 43 趟次的海上調查努力量 (2015 年)

	航 線			每趟平均	
	北區A	北區 B	南區 A	南區 B	母 利 一 日
調查趟次	10	10	13	10	
總航行里程(km)	776.5	669.2	919.0	583.8	68.6
總航行時數(hr)	64.6	57.6	76.4	41.7	5.6
努力里程 (km)	663.4	485.5*	759.9	454.5	55.0
努力時數 (hr)	46.8	33.5*	54.4	33.3	3.9

<sup>\*</sup> 於 2015/7/30 於海上發現未成年白海豚屍體

表 2-3. 中華白海豚在各航線目視調查結果(2015年)。

-	北區 A	北區 B	南區 A	南區 B	平均目擊率
趙次目擊率	80.0%	80.0%	30.8%	0%	46.5%
目擊群次	27	21	8	0	
有效群次	23	18	7	0	
群/趟	2.3	1.8	0.5	0	1.1
隻/群	8.1	6.1	3.3	0	4.1
群次/10 小時	4.9	5.4	1.3	0	2.9
群次/100 公里	<b>3.7</b>	3.8	1.0	0	2.1

表 2-4. 中華白海豚在各航線的目擊點位環境因子測量值(平均值±SD)(2015年)。

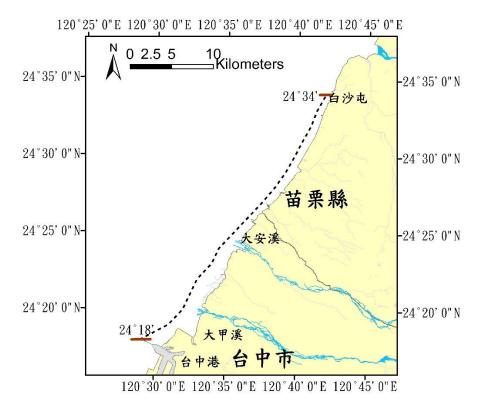
環境因子	北區A	北區 B	南區 A	總平均
	(n=27)	(n=21)	(n=8)	
水深 (m)	$7.44 \pm 2.07$	$7.07 \pm 3.74$	$5.08 \pm 1.84$	$7.13 \pm 2.84$
鹽度 (‰)	$32.04 \pm 1.67$	$32.43 \pm 1.25$	$31.39 \pm 0.96$	$31.99 \pm 0.93$
溫度(℃)	$29.3 \pm 1.48$	$29.05 \pm 1.03$	$28.86 \pm 0.39$	$29.21 \pm 0.99$
pH 值	$8.14\pm0.07$	$8.17\pm0.05$	$8.19\pm0.03$	$8.15\pm0.05$
濁度(NTU)	$3.95 \pm 2.35$	$5.61 \pm 1.74$	$7 \pm 1.81$	$5.4 \pm 2.7$
離岸距離	$1.18 \pm 0.49$	$1.7\pm0.83$	$2.33 \pm 1.92$	1.52 ± 1

註:南區 B(嘉義至台南)航線無海豚目擊紀錄。

表 2-5. 各航線固定測站點之環境因子(平均值±SD) (2015 年)。

環境因子	北區 A	北區 B	南區 A	南區 B	總平均
	(n=422)	(n=266)	(n=387)	(n=217)	
水深 (m)	8.66±5.07	9.68±4.32	6.26±2.35	$7.65\pm2.34$	8.1±4.3
鹽度 (‰)	32.26±2.6	$32.08 \pm 2.6$	32.13±2.2	32.62±1.98	$32.3 \pm 2.54$
溫度(℃)	29.34±1.24	29.19±0.89	30.02±1.3	29.91±0.9	29.42±1.09
pН	$8.14 \pm 0.06$	$8.13 \pm 0.05$	$8.15 \pm 0.05$	8.16±0.04	$8.14 \pm 0.06$
濁度(NTU)	$3.98 \pm 2.92$	6.2±11.58	8.99±5.55	$6.24 \pm 3.42$	$6.47 \pm 8.43$

(A)



(B) 120°25' 0" E 120°20'0"E 120°30'0"E 120°35' 0"E 24°20' 0" N 8 ⊐Kilometers 24°20′0"N 24°18' 太甲溪 台中港 24°15' 0" N-24°15′0"N 大肚溪(烏溪) 24°10'0"N--24°10′0"N 24°5' 0" N-崙尾港 -24°5′0"N

圖 2-1. 中華白海豚海上調查航線圖:(A)北區 A 航線,苗栗白沙屯至台中港 (24°18'N-24°34'N)海上調查航線。(B)北區 B 航線,台中港至彰化鹿港 (24°04'N-24°18'N) 海上調查航線。

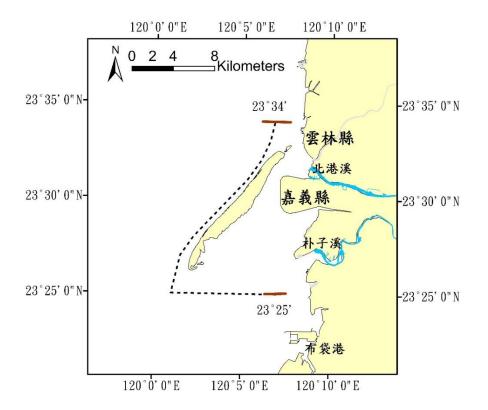
120°30' 0" E

120°35' 0" E

120°25' 0" E

120°20' 0" E

(C)



(D)

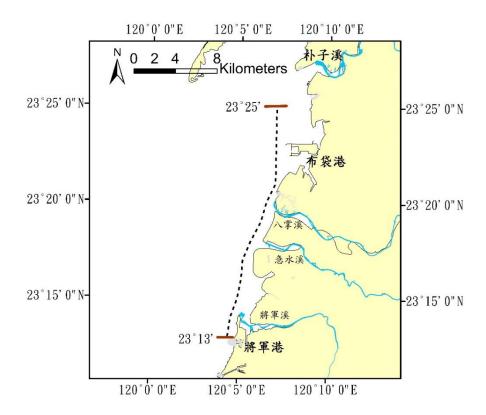


圖 2-1(續). 中華白海豚海上調查航線圖:(C)南區 A 航線,外傘頂洲西側沿岸至 嘉義布袋港沿海(23°25'N-23°34'N)海上調查航線。(D)南區 B 航線,嘉義至台 南將軍港航線 (23°13'N-23°25'N)海上調查航線。

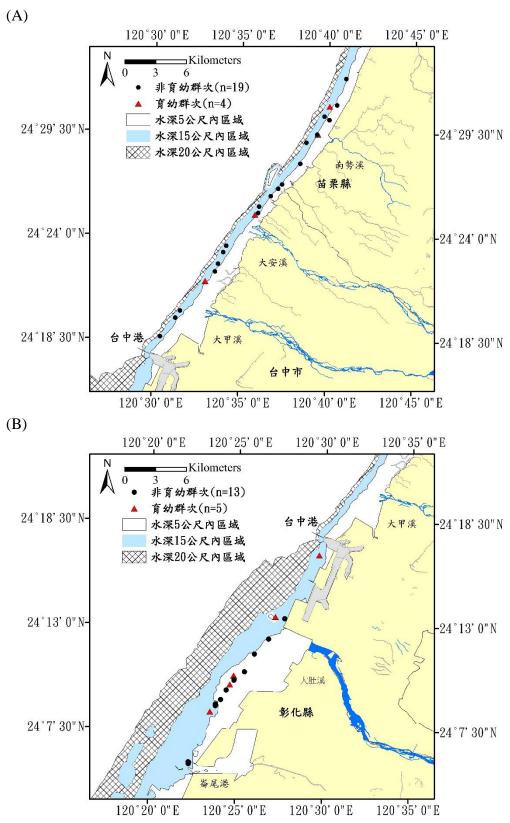


圖 2-2. 中華白海豚在四條海上調查航線上 (A) 北區 A, (B)北區 B 航線上的有效目擊點位。(圓點為無母子對目擊群次;三角形點為母子對目擊群次。)

(C)

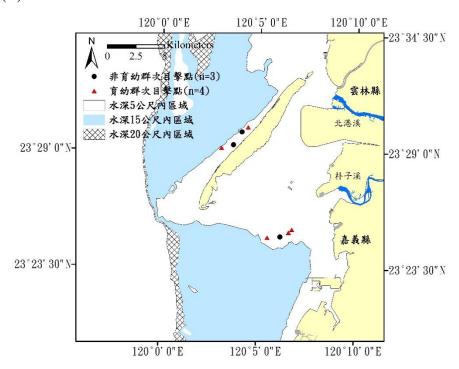


圖 2-2(續). 中華白海豚在四條海上調查航線上 (C)南區 A 航線上的有效目擊點位。(圓點為無母子對目擊群次;三角形點為母子對目擊群次。)

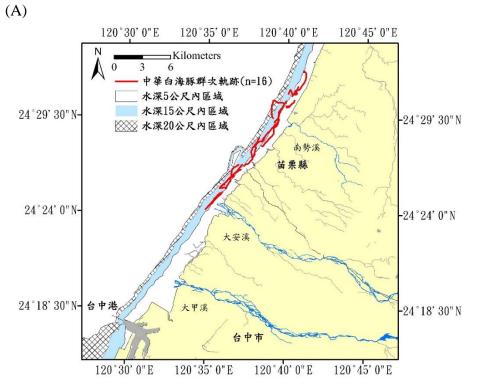
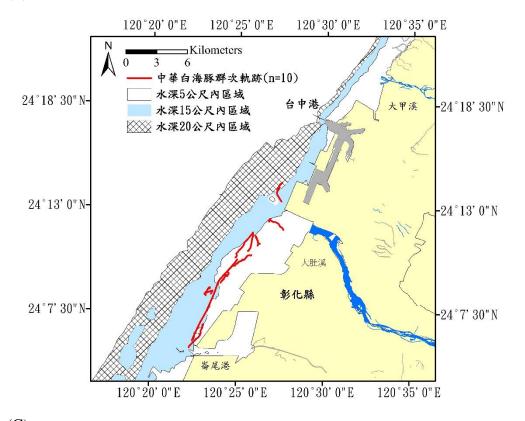


圖 2-3. 中華白海豚在四條海上調查航線上(A)北區 A 航線所有目擊點之 25 分鐘以上追蹤軌跡。

(B)



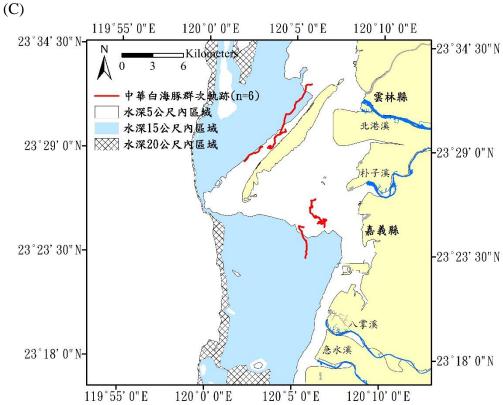


圖 2-3(續). 中華白海豚在四條海上調查航線上(B)北區 B, (C)南區 A 航線所有目擊點之 25 分鐘以上追蹤軌跡。

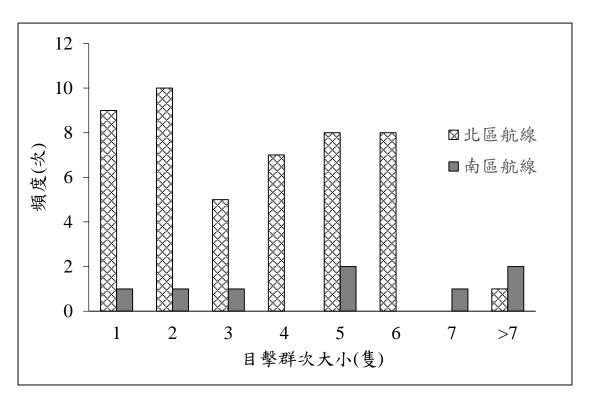


圖 2-4. 本年度中華白海豚南區和北區共 4 條航線的所有海上目擊群次,在各群體大小的累計目擊次數。

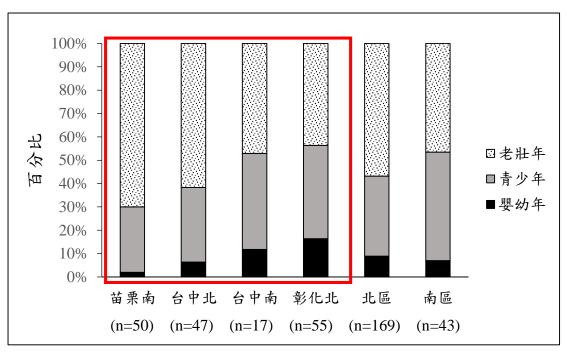


圖 2-5. 本年度中華白海豚南區和北區共 4 條航線的海上總目擊群次,在北區內 4 分區(紅色外框)和南北區之年齡結構。

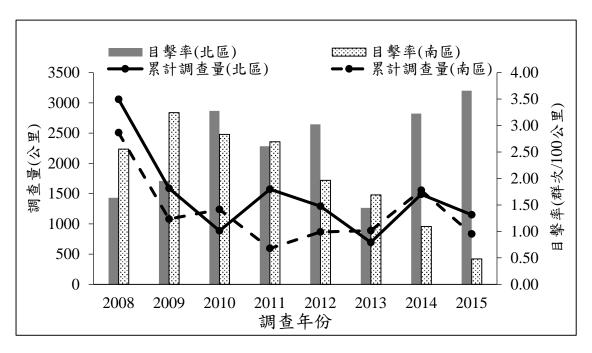


圖 2-6. 台灣西海岸南(23°25'N-23°47'N)和北(24°04'N-24°34'N)熱區段,整合 2008-2015年不同計畫之平行海岸線海上調查的努力量,與中華白海豚目擊率 (群次/百公里)之年間變化。

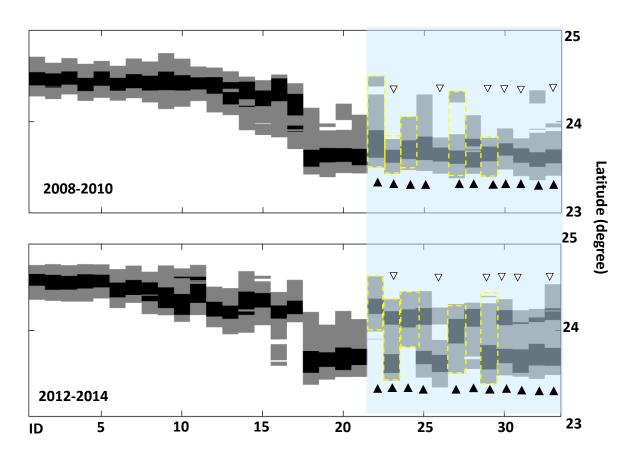


圖 2-7. 台灣西海岸中華白海豚八年來累計目擊次數 10 次以上個體(n=33),以核域法比較 2008-2010 和 2012-2014 年間,核心活動區域(黑色)或家域(灰色)有明顯差異者 12 隻(著色區塊)(黃色虛線外框為 5 隻育幼母豚)。有 6 隻家域擴大(▽),10 隻核心活動區域顯著移動(▲),5 隻同時家域擴大且核心活動區域改變。

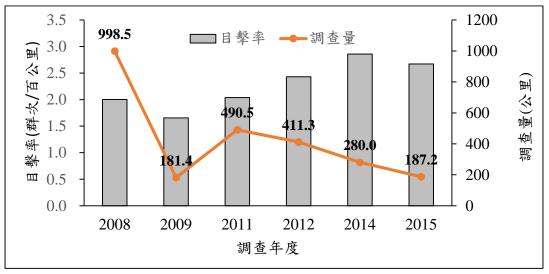
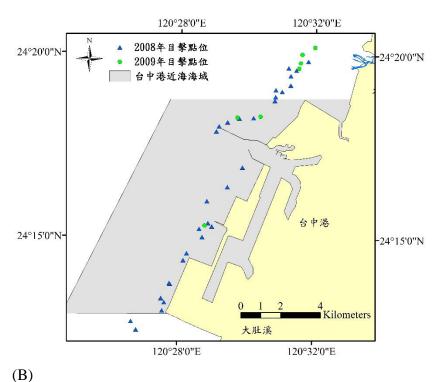


圖 2-8. 2008-2009 年、2011-2012 年、2014-2015 年間,於台中港西側近海海域 (範圍請見圖 2-8)中華白海豚於台中港外的目擊率和調查量的年間變異。

(A)



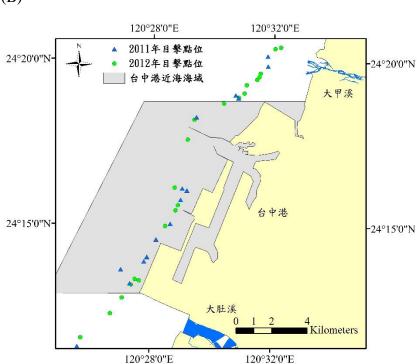


圖 2-9. (A)2008-2009 年間,和(B)2011-2012 年間,中華白海豚於台中港外的目擊點分布圖。2008 年共有 20 筆目擊紀錄、調查量 998.5 公里;2009 年共有 3 筆目擊紀錄、調查量 181.4 公里。2011 年共有 10 筆目擊紀錄、調查量 490.5 公里;2012 年共有 10 筆目擊紀錄、調查量 411.3 公里。

(C)

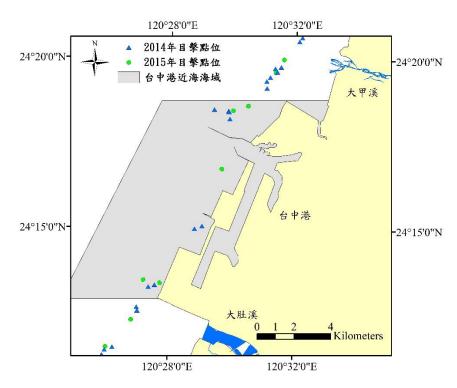


圖 2-9(續). (C)2014-2015 年間,中華白海豚於台中港外的目擊點分布圖。2014 年共有8筆目擊紀錄、調查量280.0公里;2015年共有5筆目擊紀錄、調查量187.2公里。

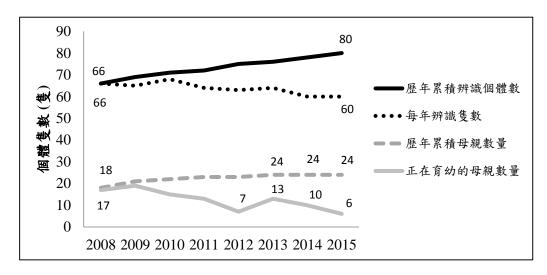


圖 2-10. 台灣西海岸整合不同計畫之調查結果,中華白海豚照片辨認所得總個體數與育幼母親數量。2009 年和 2014 年各有確認死亡個體一隻。2015 年死亡個體並未進入資料庫,故不計。本年度照片資料庫再次校正後,2014 和 2015 年度各提升兩隻嬰幼期個體入資料庫,故 2014 年總可辨識隻數為 78 隻和每年辨識隻數為 60 隻。

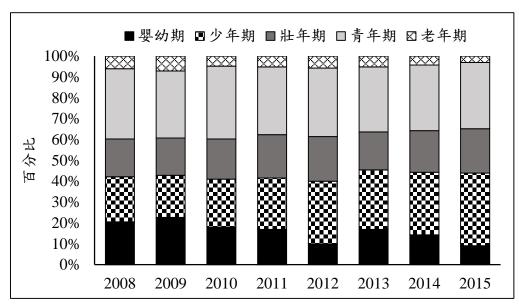


圖 2-11. 台灣西海岸整合不同計畫之調查結果,中華白海豚族群年齡結構的年間變化 (2008-2015年),嬰幼兒個體以每年在育幼的雌性個體數目代表。照片資料庫更新後,2014和 2015年度各提升兩隻嬰幼期個體入資料庫(少年期)。

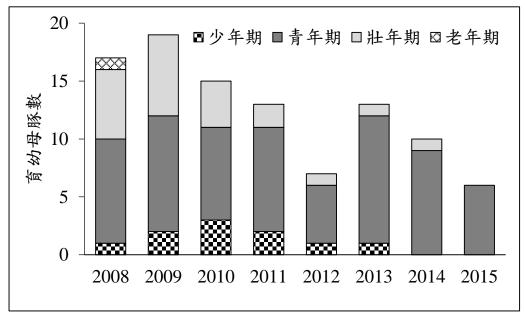


圖 2-12. 2008-2015 年台灣西海岸整合不同計畫之調查結果,中華白海豚育幼母 豚的年齡結構之年間變化。

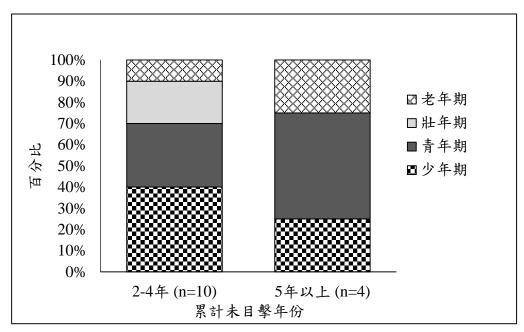


圖 2-13. 近八年台灣西海岸整合所有計畫調查結果中,中華白海豚族群兩年和 五年以上不見的個體年齡結構。此外,另有兩隻老年期和一隻嬰幼期確認死亡 的個體,未計算於本圖中。

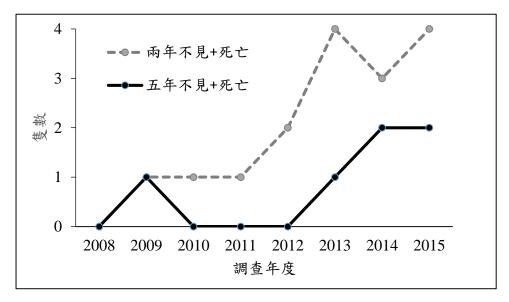
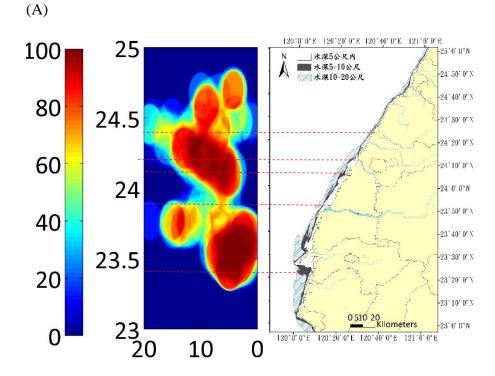


圖 2-14. 2008-2015 年非嬰幼兒個體中,確認死亡者(2009 年和 2014 年各有一隻),再加上該年度符合連續 2 年或連續 5 年不見的隻數(每隻個體不重複計算)的年間變異。



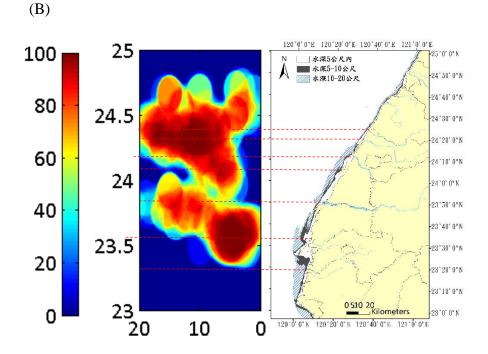
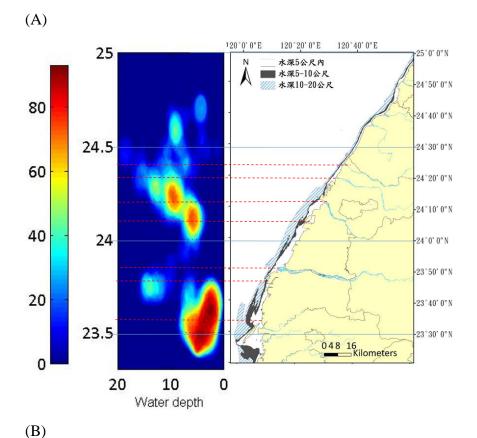


圖 2-15. 以核域法比較 2008-2010 和 2012-2014 年間,台灣西海岸中華白海豚八年來(A)育幼群和(B)非育幼群在水深分布與緯度的家域(home range)。顏色代表在該緯度使用特定的水深海域的機率(Probability),機率越高表示白海豚使用該區的機率越高。



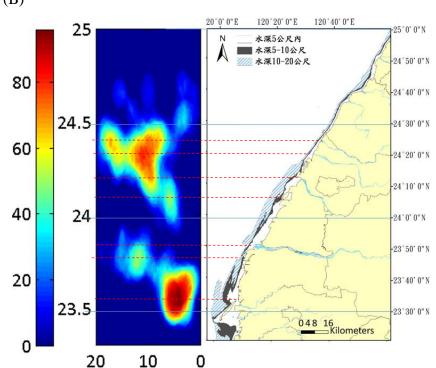


圖 2-16. 以核域法比較 2008-2010 和 2012-2014 年間,台灣西海岸中華白海豚八年來(A)育幼群和(B)非育幼群在水深分布與緯度的核心區域(core area)。顏色代表在該緯度使用特定的水深海域的機率(Probability),機率越高表示白海豚使用該區的機率越高。

# 第参章 中華白海豚棲地的魚類資源調查

#### 邵廣昭

國立臺灣海洋大學海洋生物研究所

## 摘要

為了探討中華白海豚的食性選擇,以及了解台灣西海岸各地魚類群聚與中 華白海豚分布之間的關聯性。本研究以 1. 彰化地區四個樣站的底刺網實地採樣 來探討中華白海豚分布熱區與非熱區的魚類群聚是否有不同; 2. 由7個縣市漁 民底刺網問卷調查,探討桃園到台南海域的魚類群聚是否有不同;3. 利用民國 91 年在西海岸苗栗及彰化海域共 16 個樣站的底拖網漁獲資料分析魚類組成及 群聚時空變遷;4. 就科博館姚秋如博士所提供的露脊鼠海豚胃內容物,嘗試以 DNA 序列來分析其胃內容物,來間接推測於同一海域出現的中華白海豚之食性 選擇。目前得到以下幾個結論: (1)彰化底刺網 104 年三季(5、8、10 月)的採樣 分析顯示,中華白海豚族群量較大的熱區海域(較北區域),其魚種數、重量、 歧異度指數與均勻度指數均高於非熱區海域(較南區域),而熱區海域的魚種有 較大的平均重量,但熱區與非熱區的優勢魚種組成則差異不大。我們推測相較 於非熱區,熱區海域較多的魚種數、較大的魚隻體型可能是吸引較多中華白海 豚族群棲息的因子之一。(2) 在探討台灣南北海域魚類群聚差異方面,7個縣市 漁民問卷調查分析顯示魚類群聚組成主要受到不同採樣季節的影響,區域(縣市 /熱區或非熱區)次之,而水深的關聯性顯得最低,而 104 年彰化底刺網實地採 樣與91年間的西海岸底拖網分析均得到同樣的結論。(3)91年間的底拖網採樣 調查資料顯示,中華白海豚潛在的重要攝食魚種類群石首魚科魚種從春季到 秋、冬季都能在苗栗、彰化海域的樣站記錄到,但是以春、夏季數量明顯較 多,而秋、冬季明顯較少,而104年彰化底刺網實地採樣的結果亦然。推測在 秋、冬季時,中華白海豚也會改以黃鯽、長鰳、日本馬加鰆、北鯧、白帶魚等 秋、冬季數量較優勢的魚種為主要捕食對象。(4) 針對與中華白海豚生活區域 較為接近的露脊鼠海豚遺體之胃內容物,所進行的分子鑑定顯示其主要以泥沙 底的小型底棲性魚種為食,據此推測中華白海豚也可能以當地的底棲性魚種為 主食。

# 一、前言

由於台灣西部沿海的漁業資源下降及蓬勃人為活動,台灣的中華白海豚族群在 2008 年 8 月被世界自然保育聯盟(IUCN)列為「極危」(CR)等級。為兼顧環境的保育與開發,農委會林務局研擬並於去年四月預告「中華白海豚野生動物重要棲息環境」。為了評估重要棲息環境之成效,也提供未來進一步海洋保護區細部區域劃分與相關管制規範的基礎資料,針對中華白海豚生態活動的長期監測勢在必行,尤其是相關的行為生態、棲地利用、食物資源與族群動態指標,將是保育主管機關制定相關保育策略的重要參考資料。

中華白海豚野生動物重要棲息地劃設之後,雖然對海岸的開發或棲地破壞有了嚴加管理的法令依據。但對於白海豚重要的食物來源-魚類卻無任何的限漁措施,因此未來如果白海豚的族群量減少,很可能會歸咎於過度捕撈和漁業資源匱乏所致。要如何證明,當然最直接的方法就是研究白海豚的食性及偏好魚種族群量的變化。由於白海豚是保育類動物,無法捕捉或用催吐法來了解其胃內容物;而且,由於白海豚活動範圍很大,用海底攝影和潛水觀察其覓食行為亦不可行。如要指望白海豚潤淺或被誤捕死亡的事件,一來是發生機率低,二來也可能是空胃。因此要取得白海豚食餌種類的直接證據,在目前確有困難。因此只能利用調查白海豚分布在熱區和非熱內魚種組成的差異,來間接推斷白海豚可能是為了取食某些魚種而停留在熱點海域。

至於白海豚分布範圍內的魚類資源狀況,除了彰化南部及雲林北部曾有過小規模研究,以及《台灣魚類資料庫》中有民國 91 年彰化、苗栗和新竹沿海一些底拖漁獲的資料。有鑑於私人遊艇與娛樂漁船的增加以及未來風力發電設施的設立,未來此區域內的水下聲學特徵勢必將大幅改變。而這樣的改變可能會對原本的魚類群模式造成影響,進而改變白海豚的攝食與遷徙行為。因此在白海豚棲地環境是否健康、食物是否充足的監測方面,今年將增加兩項工作。一項是對白海豚重要棲息海域的食物(魚類)資源進行初步調查,將先就彰化北部的熱區及彰化南部的非熱區範圍內進行魚類進行調查,以了解白海豚的餌料(魚種)組成在熱區與非熱區間有無差異;淺水域(5-10m)及深水區域(30-40m)有無組成與豐度上的差異;以及和 13 年前當地底拖魚類組成資料做今昔的比較,了解漁業資源的變遷趨勢和未來白海豚族群量的多寡是否有關。

## 二、材料與方法

在本研究中,魚類組成及群聚時空變遷之調查研究項目總計以三個研究方法進行調查分析。分別是以底刺網採樣調查進行魚類現地採樣調查、以漁民問卷調查進行相關魚類資料分析、以過去西海岸底拖網魚獲資料的分析進行相關魚類群聚資料分析。並利用分子工具分析中華白海豚和與其生活區域較為接近的露脊鼠海豚的胃內容物,以探討中華白海豚的食性選擇。各項研究與調查項目的執行方法分述於後。

#### (一) 底刺網實地採樣調查

由於中華白海豚在台灣西海岸大肚溪口有較多的分布及生活目擊資料,因此我們推測該區域可能具有較豐富的餌料魚種。為了調查中華白海豚在分布熱點與週邊海域的魚種組成與魚類資源,以了解中華白海豚在西海岸的分布海域中可能利用的魚類資源。

本項研究採樣調查的施作方法為研究人員租用當地漁船,進行調查採樣。 調查地區在彰化海域北段大肚溪口(熱區)及彰化海域南段王功漁港沿海附近(非 熱區)設立兩個測站,並於每個測站設立設兩條(水深 5-10 m 的淺水域、30-40 m 的深水域)與岸平行的採樣穿越線。每季針對兩測站共四條平行穿越線採樣一 次,採樣三季,共計十二次,以進行魚類群聚組成及時空分布調查。調查樣區 如圖 3-1 與附件 3-1 所示。

在資料分析方面,本研究項目的分析方法為經調查採樣收集資料後,將所建置的資料以Primer 6 套裝軟體來進行魚類群聚結構分析,並計算歧異度指數與均勻度指數,以進行兩地魚種群聚的比較。

#### (二) 漁民問券調查

為了了解中華白海豚在分布熱點與西海岸魚種組成在空間分布上的差異是 否有關,乃挑選桃園、新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義和台南總共7縣市13戶 在各自縣市近海域,以底刺網進行捕撈的漁民進行漁獲之問卷調查。

參與填寫問卷調查的漁民人數與所在縣市區域分述如下。桃園市永安(2人)、新竹市香山(2人)、苗栗縣外埔(2人)、彰化縣彰濱工業區外(2人)、雲林縣口湖(2人)、嘉義縣布袋(1人)、台南市安平(2人)。在這個研究中,我們挑選於當地近海域以刺網為採捕工具的漁民做為調查樣本戶,以協助填寫問卷。7個

縣市漁民問卷調查的主要作業海域如圖 3-1 所示。所使用的問卷調查格式如附件 3-2 所示。

在資料分析方面,本研究項目的分析方法為經回收紙本的問卷後,將所收 集資料建置成電子檔案,再以 Primer 6 套裝軟體來進行魚類群聚結構的分析。

#### (三) 過去魚類調查資料的蒐集整理

為了從不同漁法了解西海岸各地區的魚種組成,以探討中華白海豚在西海岸的分布海域中所可能利用的魚類資源,並與本研究所採用的其他調查方法作一比較。本研究根據農委會於 91 年度間委託中央研究院動物所於西海岸所進行的底拖網漁獲調查資料,分析 91 年 3 月 19 日至 91 年 12 月 18 日之間於苗栗縣與彰化縣兩處中華白海豚重要分布縣市的底拖網漁獲調查資料,於苗栗縣與彰化縣各分析 8 和 10 個不同時間與採樣地點的筆數,苗栗與彰化底拖網採樣位置如圖 3-1 所示。藉此探討中華白海豚可能利用的魚類資源與苗栗縣與彰化縣兩處海域的魚類群聚。

本項研究的分析方法為將農委會於91年度間委託中研院動物所所進行的苗栗縣與彰化縣兩縣的底拖網魚獲原始資料整理並建置成檔案,再以Primer6套裝軟體來進行魚類群聚結構分析。

## (四) 以 DNA barcode 分析來探討中華白海豚食性

因中華白海豚為保育類野生動物,不可捕捉使其催吐或是透過解剖來得知其食性,因此透過所能獲得的中華白海豚遺體之胃液,同時參考和其棲地較相近的露脊鼠海豚(江豚)遺體之胃內含物,進行 DNA barcode 的分子鑑定,再透過資料庫上的分子序列比對,鑑定魚種,以了解中華白海豚的食性。

DNA序列資料可有效的做為物種分子鑑定的依據,而粒線體 DNA (mitochondrial DNA)中的 COI 片段(Cytochrome c oxidase subunit I)在全球更是被廣泛使用在物種的分子鑑定(Ward et al., 2005),也因此累積了大量可供比對的分子資料庫。台灣週邊水域擁有高達 3121 種魚類,約佔了全球十分之一的魚種數(邵,2016),也因為如此,棲息於台灣西海岸的中華白海豚可能捕食的對象魚種的種類非常多。而胃內容物經過消化作用之後,已經不容易經由外部型態加以辨識,因此以 DNA barcode 的方法為中華白海豚胃內容物中攝食魚種做鑑定,成為一種最為可行的方法。

中央研究院生物多樣性研究中心多年來在林務局所支持的 TaiBOL 計畫之下,已累積了大量了台灣週遭海域魚種的 COI 片段資料庫,再結合國外基因資

料庫(GenBank)與 Bold database 中的魚種 COI 序列資料,便成為一個完整的分子序列比對資料庫。

由於中華白海豚為保育類野生動物,因此本研究乃利用死亡的遺體,萃取其胃內容物,並以 DNA barcode 分析方法從中了解其攝食的魚種。本研究有兩個主要的研究樣本來源,皆為國立自然科學博物館姚秋如博士所提供。第一個研究樣本為採集自中華白海豚幼獸遺體的胃液,於民國 104 年 7 月 30 日在臺中-彰化海域由周蓮香教授研究團隊所帶回的一隻中華白海豚幼獸遺體的胃液。第二個研究來源為採集生活區域與中華白海豚較為接近的 4 條露脊鼠海豚遺體的胃內容物。該 4 條露脊鼠海豚中,有 3 條採集自馬祖海域,1 條採集自臺中,皆為擱淺死亡的個體。

## 三、結果

#### (一) 底刺網採樣調查

本研究項目在彰化海域北段大肚溪口(熱區)及彰化海域南段王功漁港沿海附近(非熱區)設立兩個測站,並於每個測站設立設兩條(水深 5-10 m 的淺水域、30-40 m 的深水域)與岸平行的採樣穿越線。每季針對兩測站共四條平行穿越線採樣一次,採樣三季,共計十二次,以進行魚類群聚組成及時空分布調查。本年度分別於民國 104 年 5 月 18、19 日;104 年 8 月 19、20 日和 104 年 10 月27、30 日執行第一、二、三季的採樣調查工作。

3個調查季別在各個樣站所採獲的魚種及數量如表 3-1 所示。第一季 4 個樣站總計採獲 35 種 928 尾 179.76 公斤。在 T1 樣站(非熱區,內,淺),總計採獲 15 種 418 尾 53.34 公斤。其中以雙線舌鰯(Cynoglossus bilineatus)、皮氏叫姑魚(Johnius belangerii)、大鼻孔叫姑魚(Johnius macrorhynus)為最優勢種類,分別有 223、87、45 尾的採獲量。在 T2 樣站(非熱區,外,深),總計採獲 10 種 81 尾 11.31 公斤。其中以雙線舌鰯(Cynoglossus bilineatus)、黃金鰭(魚或)(Chrysochir aureus)、大鼻孔叫姑魚(Johnius macrorhynus)為最優勢種類,分別有 35、15、10 尾的採獲量。在 T3 樣站(熱區,內,淺),總計採獲 20 種 193 尾 73.74 公斤。其中以寬尾斜齒鯊(Scoliodon laticaudus)、克氏副葉鰺(Alepes kleinii)、雙線舌鰯(Cynoglossus bilineatus)、四指馬鮁(Eleutheronema tetradactylum)為最優勢種類,分別有 80、16、14、14 尾的採獲量。在 T4 樣站(熱區,外,深),總計採獲 24種 236 尾 41.37 公斤。其中以克氏副葉鰺、雙線舌鰯、寬尾斜齒鯊為最優勢種類,分別有 119、29、80 尾的採獲量。

在第二季的採樣,4個樣站總計採獲35種320尾65.90公斤。在T1樣站(非熱區,淺),總計採獲14種84尾11.05公斤。其中以雙線舌鰯、大鼻孔叫姑魚、皮氏叫姑魚為最優勢種類,分別有35、15、10尾的採獲量。在T2樣站(非熱區,外,深),總計採獲22種88尾25.09公斤。其中以薛氏琵琶鱝(Rhinobatos schlegelii)、大頭白姑魚(Pennahia macrocophalus)、雙線舌鰯為最優勢種類,分別有14、13、12尾的採獲量。在T3樣站(熱區,內,淺),總計採獲20種97尾15.97公斤。其中以黑尾小沙丁魚(Sardinella melanura)、雙線舌鰯、雙線舌鰯、大頭白姑魚為最優勢種類,分別有26、26、13尾的採獲量。在T4樣站(熱區,外,深),總計採獲6種51尾13.79公斤。其中以雙線舌鰯、曳絲鑽嘴魚(Gerres filamentosus)、大頭白姑魚為最優勢種類,分別有36、6、4尾的採獲量。

在第三季的採樣,4個樣站總計採獲30種523尾126.73公斤。在T1樣站(非熱區,內,淺),總計採獲6種21尾4.41公斤。其中以黃金鰭(魚或)、皮氏叫姑魚、斑海鯰為最優勢種類,分別有6、5、4尾的採獲量。在T2樣站(非熱區,外,深),總計採獲19種316尾67.39公斤。其中以北鯧(Pampus punctatissimns)、長鯯(Ilisha elongata)、日本馬加鱔(Scomberomorus niphonius)為最優勢種類,分別有165、100、13尾的採獲量。在T3樣站(熱區,內,淺),總計採獲14種66尾14.7公斤。其中以大頭白姑魚、長鯯、日本馬加鰆為最優勢種類,分別有25、14、10尾的採獲量。在T4樣站(熱區,外,深),總計採獲11種120尾40.23公斤。其中以長鯯、黃鯽(Setipinna tenuifilis)、北鯧、日本馬加鰆為最優勢種類,分別有55、19、12、12尾的採獲量。

以 Primer 6 套裝軟體所建構的魚類群聚結構分析結果如圖 3-2 所示。魚類群聚結構分析結果顯示,第一、二、三季的魚類採樣結果各自形成不同的支系。在第一季的調查採樣,熱點的內、外兩個樣站有較接近的魚類群聚結構。而非熱點內、外樣站兩個樣站同樣具有較接近的魚類群聚結構。熱點區內、外兩個樣站的特徵魚種(Character species)依序為寬尾斜齒鯊、克氏副葉鰺與雙線舌鰨。非熱點區內、外兩個樣站的特徵魚種為雙線舌鰨。

第二季的調查採樣呈現出與第一季較接近的調查結果,熱點的內、外樣站 有較接近的魚類群聚結構。而非熱點內、外樣站同樣具有較接近的魚類群聚結 構。熱點區內、外兩個樣站的特徵魚種為雙線舌鰯。非熱點區內、外兩個樣站 的特徵魚種依序為雙線舌鰯、皮氏叫姑魚、大頭白姑魚。

在第三季,調查採樣結果呈現與第一、二季差異較大,熱點的外樣站與非 熱點的外樣站有較接近的魚類群聚結構。而非熱點的內樣站與熱點的內樣站有 較接近的魚類群聚結構。熱點的外樣站與非熱點的外樣站之特徵魚種為長鰳。而非熱點的內樣站與熱點的內樣站之特徵魚種為皮氏叫姑魚與大頭白姑魚。

第三季的採樣結果雖顯示細部分群結果與第一、二季略有差異,然而值得注意的是,第三季相較於前兩季,具有明顯較少的調查採樣魚獲數,尤其在非熱點內樣站與熱點內樣站僅各自採獲 66 與 21 尾,較少的採樣尾數推測可能致使群聚分析產生部分偏差。然而,綜合這些調查採樣結果,總計 3 個採樣季別中,在熱區與非熱區所進行的底刺網調查採樣顯示,調查採樣海域的魚種群聚組成最主要是受到不同採樣季節的影響,其次才是不同採樣地點所導致的影響。

由於調查採樣顯示不同季節在熱區與非熱區海域能記錄到不同魚種,因此可以推測該海域的許多優勢魚種可能都是屬於隨著不同季節而有洄游習性魚種,如本次調查所記錄的優勢魚種長鰳、薛氏琵琶鱝和寬尾斜齒鯊便是已知屬於這類季節性洄游魚種(邵,2016),據此進一步推測,這些洄游性魚種的生態屬性可能與樣區內隨著季節變化,進而產生的魚類群聚組成改變有一定程度的關聯性。

底刺網採捕調查結果綜合如表 3-2 所示。總計 3 次的採樣結果顯示,魚種數與尾數均以第一季為最高,採獲種類數 35 種,採獲尾數 928 尾;第二季採獲尾數最低,僅 320 尾;而第三季採獲種類數最少,僅 30 種。這個綜合資料顯示調查樣站在季別間的採獲魚種數與尾數均略有變化,推測應與季節有關。

在優勢魚種的組成方面,熱區與非熱區的深、淺樣站的優勢魚種組成具有部分差異,如熱區在第一季記錄到數量優勢的克氏副葉鰺與寬尾斜齒鯊,而非熱區在第二季記錄到數量豐富的薛氏琵琶鱝。然而熱區與非熱區仍然擁有許多共通的優勢魚種,如雙線舌鰨、大頭白姑魚、北鯧、長鰳與日本馬加鰆。這結果顯示熱區與非熱區擁有相似的優勢魚種魚類相。

## (二) 漁民問卷調查

本研究項目挑選從桃園、新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義乃至台南一共 13 户在近海域作業的漁民進行漁獲問卷調查。調查問卷從 104 年 3 月至 104 年 12 月為止,共計回收 601 份,各縣市在各個月份回收的調查問卷數詳如表 3-4 所示。回收後的紙本問卷,經收集後建置成電子檔案,再以 Primer 6 套裝軟體來進行魚類群聚結構的分析。

調查問卷中各縣市的調查魚種與尾數列於表 3-6。問卷調查總計分析 601 份問卷,涵蓋了29個魚種,24,134 尾。其中桃園總共記錄到15 種魚,1,077 尾;

新竹總共記錄到 28 種魚,9,965 尾;苗栗總共記錄到 20 種魚,7,792 尾;彰化總共記錄到 14 種魚,861 尾;雲林總共記錄到 12 種魚,1,384 尾;嘉義總共記錄到 11 種魚,1,400 尾;台南總共記錄到 10 種魚,1,655 尾。

在這些魚種中,總計全部樣站,以斑海鯰、點帶石斑(Epinephelus coioides)、紅牙(魚或)(Otolithes ruber)為數量最優勢的三個魚種,分別記錄到 2,105、1,907、1,864 尾。在分布的頻度上,斑海鯰、紅牙(魚或)在所有調查的縣市都可以看到調查記錄;點帶石斑在桃園、新竹、苗栗、彰化、雲林、嘉義都有調查記錄,在台南的調查問卷中則沒有記錄到。

以問卷調查所做的魚類群聚結構分析結果詳如圖 3-3 所示。群聚分析結果 顯示可分為4個主要支系。第1個支系為台南,第2個支系為雲林與彰化,第 3個支系為嘉義,而苗栗、新竹、桃園組成第4個支系。

至於在各支系間魚種組成的比較,分析顯示第 1 個支系(台南)的特徵魚種為白帶魚(Trichiurus lepturus)和花身鯻(Terapon jarbua)。第 2 個支系(雲林與彰化)的特徵魚種為紅牙(魚或)、大頭白姑魚。第 3 個支系(嘉義)的特徵魚種為赤紅(Dasyatis akajei)、斑點雞籠鯧(Drepane punctata)、斑海鯰(Arius maculatus)、花身鯻。第 4 個支系(桃園、新竹、苗栗)的特徵魚種為點帶石斑、斑海鯰、黑棘鯛(Acanthopagrus schlegelii)、紅牙(魚或)、多鱗四指馬鮁(Eleutheronema rhadinum)。

至於各支系間特徵魚種的差異,在群聚分析中,第3個支系(嘉義)與第4個支系(桃園、新竹、苗栗)較為相近,在這兩個支系間,斑海鯰在嘉義與桃竹苗兩個地區同樣具有較高的平均豐度,在這兩個地區都同樣是較重要的特徵魚種。然而這兩個地區也有不同的魚種組成,嘉義具有明顯較為優勢的斑點雞籠鯧、大頭白姑魚、花身鯻,而桃竹苗則具有明顯較為優勢的白姑魚(Pennahia argentata),而嘉義則沒有記錄到這個魚種。

調查問卷的分析結果顯示,各縣市的魚類群聚與季節有較大的關聯,採樣縣市次之,而與水深的關聯性最低。如圖 3-3 所示,新竹 1~2 月份的採樣結果與 10~12 月份的採樣結果可以明顯區分開來,這個分析結果與彰化海域熱區和非熱區底刺網的採樣調查結果極為相似。

## (三) 過去魚類調查資料的蒐集整理

本研究根據農委會於 91 年度間委託中央研究院動物所於西海岸所進行的底 拖網漁獲調查資料之中,挑選出位於苗栗縣與彰化縣兩處中華白海豚重要分布 縣市的底拖網漁獲調查資料。 該採樣調查執行日期為91年3月19日至91年12月18日之間,於苗栗縣與彰化縣分別有7個和9個不同採樣時間與採樣地點的調查樣站筆數,採樣深度介於10~50公尺。藉此探討中華白海豚可能利用的魚類資源與苗栗縣與彰化縣兩處海域的魚類群聚。

底拖網採樣調查顯示本研究項目所涵蓋的 16 個樣站之中,總計分析 139 種共計 14,391 尾。在這些魚種之中,以仰口鰏(Secutor ruconius)、細紋鰏(Leiognathus berbis)、大頭白姑魚(Pennahia macrocephalus)為數量最優勢的三個魚種,分別記錄到 4,887、4,466、1,647 尾。

以 Primer 6 套裝軟體所進行的魚類群聚結構分析結果如圖 3-4 所示,空間排序圖如圖 3-5 所示。主要可劃分為 4 個主要支系。第一個支系的採樣地點皆位於彰化海域,這個支系的特徵魚種為準大頭狗母魚(Trachinocephalus myops) 與斑海鯰,採樣月別以 3 月為主,深度涵蓋 10~40 公尺。

第二個支系中,2個位於彰化海域,1個位於苗栗海域。這個支系的特徵魚種為細紋鰏、日本緋鯉(Upeneus japonicus),採樣月別皆為6月,深度同樣涵蓋10~40公尺。

第三個支系中,3個位於彰化海域,1個位於苗栗海域,這個支系的特徵魚種為細紋鰏、仰口鰏、黃斑光胸鰏(Photopectoralis bindus)、圓白鯧(Ephippus orbis)、蛇鯔屬未鑑定種(Saurida sp. 2),採樣月別皆為12月,深度涵蓋10~40公尺。

第四個支系的採樣地點皆位於苗栗海域,這個支系的特徵魚種為仰口鰏、 大頭白姑魚、六指多鱗馬鮁(Polydactylus sextarius)、大鼻孔叫姑魚(Johnius macrorhynus),採樣月別較不規整,涵蓋了3月、6月、12月,深度涵蓋30~50公尺。

本項底拖網分析結果顯示,苗栗與彰化調查採樣海域的魚類群聚組成主要 受到不同採樣季節的影響,其次則是受到採樣地點所在區域的影響,與水深的 關聯性較低。這個分析結果與本研究所使用的底刺網採樣調查和問卷調查分析 得到的結果相似。

# (四) 以 DNA barcode 分析來探討中華白海豚食性

本研究為直接了解中華白海豚的食性,主要從兩方面著手。第一方面是採集自中華白海豚幼獸遺體的胃液,該個體為國立自然科學博物館所提供,於民國 104 年 7 月 30 日在臺中-彰化海域由周蓮香教授研究團隊所帶回的一隻中華白海豚幼獸遺體的胃液。

第二方面為採集生活區域與中華白海豚較為接近的4條露脊鼠海豚遺體的 胃內容物。該4條露脊鼠海豚中,有3條採集自馬祖海域,1條採集自臺中, 皆為擱淺死亡的個體。

由國立自然科學博物館提供中華白海豚的胃內容物樣本後,我們得以進一步進行實驗室內的分子分析與比對工作。在中華白海豚幼獸遺體的胃內容物分析方面,經分子實驗與後續的 DNA barcode 定序分析,顯示未檢出魚類的 DNA,推斷其在死亡前已久未進食或其尚處於哺乳階段,故未發現其食用魚類的殘跡。

同樣由國立自然科學博物館所提供的 4 條露脊鼠海豚遺體的胃內容物分析結果如表 3-7 所示。結果顯示,從 23 個有效的胃內容物樣本共鑑定出 7 個魚種,其中以六指多指馬鮁出現的頻度最大(共 14 個樣本),其他鑑定出來的魚種尚包括芝蕪稜鯷(Thryssa chefuensis)(2 個樣本)、拉氏狼牙鰕虎(Odontamblyopus rubicundus)(2 個樣本)、四角唇指(魚翁) (Cheilodactylus quadricornis) (2 個樣本)、孔鰕虎(Trypauchen vagina) (1 個樣本)、矛尾鰕虎(Chaeturichthys stigmatias) (1 個樣本)與新蛇鰻屬一個未鑑定種(Neenchelys sp.) (1 個樣本)。

針對這4條露脊鼠海豚遺體的胃內容物分析所發現的7個魚種中,除了芝 蕪稜鯷屬於上表層游動型魚種以外,其餘6種均是典型的泥沙底的小型底棲性 魚種,尤其鰕虎科的孔鰕虎、拉氏狼牙鰕虎更是屬於定棲性的穴居型魚種 (朱,1984;鄭,1989;沈,1993;陳與方,1999;Nakabo,2000;邵與陳, 2003;沈與吳,2011;Nakabo,2013),據此推測棲息於同域的中華白海豚也可 能以當地的底棲性魚種為主食。

# 四、分析與討論

## (一) 底刺網採樣調查

#### 1. 熱區與非熱區魚種的時空變化

在這個研究中,底刺網採樣調查的分析顯示,許多魚種具有季節性的 變動趨勢。而這些魚種的季節性變動可歸類為以下幾種不同的時空變化趨 勢。

根據統整分析,其中有一些優勢魚種主要出現在春季,如六指多指馬鮁(Polydactylus sextarius)、四指馬鮁(Eleutheronema tetradactylum)、布氏鬚鰯(Paraplagusia blochii)等,僅在第一季有調查採樣的記錄,而在第二季、第三季皆無調查記錄,顯示這些魚種在這塊海域主要在5月的春季時出現,

但在8月、10月的夏、秋季時則完全沒有記錄。

此外,有一些優勢魚種主要出現在秋季,如黃鯽(Setipinna tenuifilis)、 長鰳、日本馬加鰆、北鯧、白帶魚(Trichiurus lepturus)等,僅在第三季有調 查採樣的記錄,而在第一季、第二季皆無採獲到任何個體,顯示這些魚種 在這塊海域主要在 10 月的秋季時出現,但在 5 月、8 月的春、夏季時則完 全沒有記錄。

其中有一些優勢魚種主要出現在春、夏季,如寬尾斜齒鯊、克氏副葉鰺、雙線舌鰨、大鱗舌鰨(Cynoglossus arel)幾乎皆只在第一季、第二季有較大量的調查記錄,而在第三季幾乎沒有採樣記錄,顯示這些魚種在這塊海域主要在5月、8月的春、夏季時出現,但在10月的秋季時則完全沒有記錄。在熱區與非熱區方面,我們發現只有少數魚種如克氏副葉鰺、寬尾斜齒鯊,明顯在熱區樣站的發現數量多於非熱區樣站,其他魚種則沒有明顯的差異。

根據上述的分析,已知這些採樣區域所出現優勢魚種的出現主要與季節的變動有很密切的關聯,但是分析也顯示這些魚種的出現與熱區和非熱區則沒有明顯的關聯性。我們認為乃是因為這些上述這些優勢魚種皆是屬於廣泛分布的泥沙底海域魚類,而這類魚種對台灣海峽內泥沙底的各類型海域,甚至包括河口半淡鹹水域都有很好的適應能力,同時也往往能適應不同深度的水域,因此我們認為這個底刺網的採樣調查清楚說明了,在熱區與非熱區這個調查海域,魚種群聚組成最主要是受到不同採樣季節的影響,熱區與非熱區所導致的影響則次之,而水深的影響則是最小的。

在優勢魚種的組成方面,熱區與非熱區的深、淺樣站的優勢魚種組成 具有部分差異,然而熱區與非熱區仍然擁有許多共通的優勢魚種,這顯示 熱區與非熱區的優勢魚種組成差異並不大。同時調查顯示部分優勢魚種屬 於洄游性魚種,推測這可能與樣站中魚種的組成隨著季節性變化而產生改 變有所關聯。

#### 2. 熱區與非熱區海域中華白海豚可能攝食魚種的時空變化

根據過去彙整香港與澳洲的中華白海豚食性資料(見表 1-5),可知中華白海豚所攝食的魚種中,石首魚科魚類佔了大多數。而本研究中針對露脊鼠海豚遺體的胃內容物所進行的分子鑑定,也顯示露脊鼠海豚主要以泥沙底的小型底棲性魚種為食,據此推測棲息於鄰近海域的中華白海豚也可能以當地的底棲性魚種為主食。

在本研究所進行採樣調查的熱區與非熱區海域之中,最可能被中華白海豚攝食的有 9 種石首魚科魚種與六指多指馬鮁、四指馬鮁,共計 11 個魚種。進一步探討這些魚種的時空分布變化,可發現六指多指馬鮁、四指馬鮁僅出現在春季,但在 8、10 月的夏、秋季時則完全沒有記錄。此外,石首魚科的黃金鰭(魚或)、頓頭叫姑魚(Johnius amblycephalus)、皮氏叫姑魚、鱗鰭叫姑魚(Johnius distinctus)、杜氏叫姑魚(Johnius dussumieri)、大鼻孔叫姑魚、大頭白姑魚、斑鰭白姑魚(Pennahia pawak)、截尾白姑魚(Pennahia anea)則大致上在春、夏、秋季都有出現,但秋季在各樣站的捕獲數量顯然較春、夏季較少。

這個現象顯示中華白海豚在這個分布樣區內,於春、夏、秋季皆具有潛在的攝食對象魚種可供捕食,唯秋季時,可供捕食的石首魚科魚類數量變少,而六指多指馬鮁、四指馬鮁根據本年度的調查資料也不在這個季節出現在這個海域,推測中華白海豚在秋、冬季可能也會捕食其他秋、冬季時期在這片海域活動的優勢魚種,如黃鯽、長鰳、日本馬加鰆、北鯧、白帶魚等。

#### 3. 熱區與非熱區的魚類與中華白海豚棲地選擇之間的關聯性

如前文所述,這個研究項目的結果顯示,熱區與非熱區魚類對台灣海峽泥沙底海域的各種深度應該都具有頗佳的適應能力。推論內、外兩樣站水深約 30 公尺的差異應不足以造成大多數於種在播遷或移動上的阻礙,然而樣站所在的區域卻可能影響魚種的群聚結構與豐度。因此在這裡我們將各區的內、外兩樣站合併計算,總計 3 個採樣季別的資料,熱區與非熱區之間在魚種數、尾數、重量、歧異度指數與均勻度指數的比較詳如表 3-3 所示。

在魚種數方面,熱區明顯高於非熱區(60 vs. 49);在採獲尾數方面,熱區低於非熱區(615 vs. 836);在採獲的魚類生物量方面則是熱區高於非熱區(170.04 vs. 136.45);在歧異度指數方面,熱區高於非熱區(2.9652 vs. 2.4312);在均勻度指數方面,熱區高於非熱區(0.72422 vs. 0.62471)。

這些分析說明了,已知中華白海豚族群量較大的熱區海域,其魚種數、 重量、歧異度指數與均勻度指數均高於非熱區海域。與非熱區海域相較之 下,熱區海域略較低的採獲尾數,卻有較高的生物量,顯示熱區海域的魚 種有較大的平均重量。由於對野生動物而言,覓食與棲息地的選擇往往有 很大的關聯性,因此我們推測熱區海域較多的魚種數、樣站中各魚種尾數 出現的均勻度較高、單位體重較重的魚隻可能是吸引中華白海豚族群棲息

### (二) 漁民問卷調查

#### 1. 魚類群聚結構

漁民調查問卷分析結果顯示,西海岸魚類群聚結果可大致區分為桃竹苗、彰雲、嘉、南等4區。而調查問卷的分析結果顯示各區的特徵魚種皆不相同。其中,台南的特徵魚種為白帶魚和花身鯯,與其他縣市有較大的不同。雲林與彰化的特徵魚種為紅牙(魚或)、大頭白姑魚。嘉義的特徵魚種為赤紅、斑點雞籠鯧、斑海鯰、花身鯯。桃園、新竹、苗栗的特徵魚種為點帶石斑、斑海鯰、黑棘鯛、紅牙(魚或)、多鱗四指馬鮁。而這些主要組成魚種的不同則導致了在這個研究的分析中,西海岸各地海域可區分出幾個主要地理區。

從相似的魚種組成可以看出桃園、新竹、苗栗以及彰化、雲林各自在 魚類群聚上的相似性。然而,在這個分群之中,斑海鯰在嘉義與桃竹苗兩 個地區同樣具有較高的平均豐度,也使得嘉義與桃竹苗在這個分群中成為 較相近的兩個支系。

而雖然斑海鯰在所進行每個縣市的問卷調查中都有記錄,然而僅在桃園、新竹、苗栗與嘉義有較高的捕獲量與平均豐度,且明顯高於彰化、雲林與台南,推測這是造成嘉義的魚種群聚結構與鄰近區域的彰化、雲林與台南差異較大,而與較遠的桃園、新竹、苗栗較接近的主要原因。此外,雖然斑海鯰是西海岸海域頗為常見的魚種,然而這個魚種在彰化、雲林與台南的調查漁民戶中呈現極大的差異,在其中一位漁民的調查問卷中並未出現(台南 2),在其他漁民的問卷中則僅出現極少數採獲尾數記錄(彰化 1、彰化 2、雲林 1)。因此,我們認為部分問卷漁民戶採捕對象與作業習慣的不同可能會導致問卷資料在分析上的偏差,因此在調查問卷上,應將問卷的可靠性納入考量,以免影響分析結果。

此外,調查問卷的分析結果顯示,各縣市的魚類群聚相與季節有較大的關聯,採樣所在縣市次之,而與水深的關聯性則是最低的。如新竹在 1~2 月份的採樣結果可與 10~12 月份的採樣結果完全區分開來,這個分析結果與在彰化海域熱區和非熱區所進行的底刺網採樣調查結果極為相似。

#### 2. 各縣市魚類群聚與中華白海豚分布之間的關聯性

7 個問卷調查縣市中的魚種數、尾數、歧異度指數與均勻度指數的比

較詳如表 3-5 所示。分析顯示,7 個縣市的魚種數以新竹與苗栗最多,分別有 28 種與 20 種。種類最少的則是嘉義與台南,各僅有 11 種和 10 種。7 個縣市的魚獲歧異度指數由高到低依序為新竹市(2.9249)、苗栗縣(2.6805)、桃園市(2.4804)、嘉義縣(2.215)、彰化縣(2.2038)、台南市(1.8475)、雲林縣(1.8383)。

在這個分析中,新竹與苗栗擁有最多的魚種數與最高的歧異度指數, 台南則具有最少的魚種,而雲林則具有最低的歧異度指數,而彰化在這7個 縣市中,具有中等的魚種數與歧異度指數。在這些縣市中,具有較高中華 白海豚分布密度的苗栗與彰化地區,似乎能反應在較多的魚種數與較高的 歧異度指數上。相對的,中華白海豚密度極低的台南市海域,也相對能反 應在較少的魚種數與較低的歧異度指數上。然而,由於問卷調查帶有難以 計量的人為因素所導致的偏差存在,因此,這個論點若能以其他更可信的 採樣調查方法加以驗證,對於我們了解西海岸魚類群聚與中華白海豚分布 之間的關聯,將會有極大的助益。

前文推測中華白海豚可能會捕食多鱗四指馬鮁與石首魚科的魚種。在問卷調查中,也包括了多鱗四指馬鮁與紅牙(魚或)、白姑魚、大頭白姑魚等3種石首魚科魚類。這些魚種在所分析的7個縣市中呈現差異極大的採獲量,其中多鱗四指馬鮁最多採獲量出現在苗栗與新竹(543、357),最少採獲量出現在嘉義與台南(11、0尾);紅牙(魚或)最多採獲量同樣出現在苗栗與新竹(586、560),最少採獲量則同樣出現在台南與嘉義(97、82尾);白姑魚最多採獲量同樣出現在苗栗與新竹(1215、177尾),其他縣市僅有少量捕獲量(0~49尾);大頭白姑魚最多採獲量同樣出現在苗栗與雲林(636、220尾),最少採獲量則同樣出現在桃園與台南(77、0尾),其他縣市的採獲數量居中(107~175尾)。這些魚種在各縣市的採獲量呈現一個大致上趨同的情形,即大多數以新竹至苗栗最多,彰化至雲林居中,嘉義至台南則往往採獲數量最少。這些魚種在各縣市的採獲量大致可以對應上中華白海豚在台灣西海岸各地較大量的分布區域。

以石首魚科魚類而言,7個分析的縣市都有其分布,唯採獲量有明顯差異。若這些魚種是中華白海豚主要的攝食魚種,則這些數量上的差異便可能會形成中華白海豚在西海岸各海域分布上不均勻的因素之一。然而,海域魚種在自然的分布上即有不同的群聚結構與種類,若欲以魚類群聚解釋中華白海豚的分布與族群的消長,則需考量更多因素。

#### (三) 過去魚類調查資料的蒐集整理

#### 1. 苗栗與彰化海域魚類群聚變化

從91年度在苗栗與彰化海域所進行的底拖網採樣調查顯示,仰口鰏、細紋鰏、大頭白姑魚是這個海域數量最優勢的魚種。而我們從這3個數量最優勢的魚種可以看出各個魚種具有不同的出現季節。仰口鰏於3月、6月、12月在苗栗與彰化海域都有普遍較高的出現記錄,這說明仰口鰏在苗栗與彰化海域,於各季節與各深度樣站都是屬於普遍可見的魚種。細紋鰏僅有在12月的苗栗與彰化海域的各個深度的水域均有大量出現的記錄;於3月卻只有在苗栗與彰化海域各1尾的調查記錄,於6月只有苗栗海域有15尾的調查記錄,但該月在彰化海域則沒有任何採獲記錄,這說明細紋鰏為苗栗與彰化海域在冬季普遍可見的魚種,但在春夏卻僅有少量分布,可能屬於當地的季節性洄游魚類。

大頭白姑魚則與上述兩種截然不同,該魚種僅有在苗栗縣海域的樣站有採樣記錄,在彰化縣則沒有發現記錄。調查顯示,在苗栗縣海域,大頭白姑魚大量出現於3月、6月,分別記錄到362尾、398尾、863尾,然而在12月的10公尺與30公尺深的兩個樣站卻僅有少量發現,僅各自記錄到3尾與21尾。

以上底拖網採樣的3個優勢魚種之記錄分析資料皆顯示,這些魚種的記錄 數量與季節有最大的關聯,其次是調查採樣所在的海域,而調查樣區的水域深 度的關聯性最低。

#### 2. 苗栗與彰化海域中華白海豚可能攝食魚種的時空變化

本項研究以石首魚科魚類與六指多指馬鮁做為該片海域中中華白海豚可能攝食魚種的指標。結果顯示,六指多指馬鮁僅出現在苗栗縣的樣站,且在水深10~50公尺的樣站都有記錄到,然而這個魚種在彰化縣的樣站並沒有記錄到。在石首魚科的魚種方面,苗栗與彰化海域總計發現大頭白姑魚、皮氏叫姑魚(Johnius belangerii)、鱗鰭叫姑魚(Johnius distinctus)、大鼻孔叫姑魚(Johnius macrorhynus)、叫姑魚屬未鑑定種(Johnius sp.)等5種,然而這些石首魚科魚種都只在苗栗樣站記錄到,在彰化樣站並沒有發現記錄。

這些魚種之中,大頭白姑魚於 3 月、6 月有大量出現的記錄(分別有 362、398、863 尾),然而在 12 月的 10 公尺與 30 公尺深的兩個樣站卻僅有少量發現,僅各自記錄到 3 尾與 21 尾。皮氏叫姑魚只有出現在 3 月份;鱗鰭叫姑魚出現在 3 月、12 月;叫姑魚屬未鑑定種只出現在 12 月,但數量很少,只有 1 尾;大鼻孔叫姑魚出現的季節較長,從 3 月、6 月、12 月都有發現記錄。這個調查記錄說明,石首魚科魚種從春到冬季都能在苗栗海域的樣站記錄到,但是

以春、夏季數量明顯較多,而秋、冬季明顯較少。這個數量變化的趨勢與彰化 底刺網的實地採樣調查結果一致。

此外,在這個調查中,石首魚科魚種的調查數量頗為豐富,總計僅有1,786 尾,在記錄到的5種石首魚科魚類中,以大頭白姑魚、大鼻孔叫姑魚與皮氏叫 姑魚最採獲數量最多的種類,分別有1647尾、110尾與22尾的採獲記錄。

#### 五、結論

- (一)彰化底刺網的實地調查採樣結果顯示,中華白海豚族群量較大的熱區海域,其魚種數、重量、歧異度指數與均勻度指數均高於非熱區海域,且熱區海域的魚種有較大的平均重量。我們推測這些較多的魚種、樣站中各魚種尾數出現的均勻度較高以及單位體重較重的魚隻可能是熱區海域能吸引中華白海豚族群棲息的因子之一。
- (二) 漁民調查問卷分析結果顯示,可以發現西海岸有明顯的魚類群聚分區現象。而7個問卷調查縣市中,新竹與苗栗擁有最多的魚種數與最高的歧異度指數,彰化居中,台南具有最少的魚種,而雲林則具有最低的歧異度指數。在這些縣市中,具有較高中華白海豚分布密度的苗栗與彰化地區,似乎也能反應在較多的魚種數與較高的歧異度指數上。另一方面,中華白海豚的潛在攝食魚種石首魚科魚類在各縣市的採獲量上,大多數以新竹至苗栗最多,彰化至雲林居中,嘉義至台南則往往採獲數量最少。這些魚種在各縣市的採獲量大致可以對應上中華白海豚在台灣西海岸各地的族群量多寡。若這些魚種是中華白海豚主要的攝食魚種,則這些數量上的差異便可能會形成中華白海豚在西海岸各海域分布上不均勻的因素之一。若能以其他更可信的採樣調查方法加以驗證,對於我們了解西海岸魚類群聚與中華白海豚分布之間的關聯,將會有極大的助益。
- (三) 經由分析彰化底刺網實地調查、西海岸7縣市的漁民調查問卷分析與91年的西海岸底拖網分析,結果皆顯示相似的趨勢,即魚類群聚組成主要受到不同採樣季節的影響,採樣區域(熱區/非熱區)次之,而水深的關聯性顯得最低。此意味中華白海豚大約只出現在水深15公尺內,可能只是因較適應淺水區的環境,或是在淺水區捕食較容易,所花費的能量較少,而非對15公尺以內淺水域魚種有高度的選擇性。
- (四) 針對露脊鼠海豚遺體的胃內容物所進行的分子鑑定顯示其主要以泥沙底的小型底棲性魚種為食,據此推測棲息於同域的中華白海豚也可能以當地的底棲性魚種為主食。

(五) 石首魚科魚種可能是中華白海豚重要的攝食魚種類群之一,而根據彰化 底刺網實地採樣調查與 91 年的底拖網採樣調查資料,顯示石首魚科魚種 從春季到秋、冬季都能在苗栗、彰化海域的樣站記錄到,但是以春、夏季 數量明顯較多,而秋、冬季明顯較少。推測在秋、冬季時,中華白海豚也 會改以黃鯽、長鰳、日本馬加鰆、北鯧、白帶魚等秋、冬季數量較優勢的 魚種為主要捕食對象。

# 六、參考文獻

朱元鼎。1984。福建魚類誌。福建科學技術出版社。528頁。

沈世傑。1993。臺灣魚類誌。國立臺灣大學動物學系。960頁。

沈世傑、吳高逸。2011。臺灣魚類圖鑑。國立海洋生物博物館。896頁。

邵廣昭、陳靜怡。2003。魚類圖鑑。遠流出版社。台北市。431頁。

邵廣昭。台灣魚類資料庫。網路電子版。http://fishdb.sinica.edu.tw, (2016-1-21)。

陳義雄、方力行。1999。台灣淡水及河口魚類誌。國立海洋生物博物館籌備處。 屏東。288頁。

鄭慈英。1989。珠江魚類誌。科學出版社。438頁。

Nakabo, T. 2000. Fishes of Japan with pictorial keys to the species. Second edition. Tokai University Press. Tokyo. 1749 pp.

Nakabo, T. 2013. Fishes of Japan with pictorial keys to the species. Third edition, volume I. Tokai University Press. Tokyo. 864 pp.

Ward, R. D., T. S. Zemlak, B. H. Innes, P. R. Last, and P. D. N. Hebert. 2005. DNA barcoding Australia's fish species. Philosophical Transactions of the Royal Society B. 360, 1847-1857.

# 七、附件

附件 3-1. 彰化底刺網實地採樣調查樣站位置圖。T1 及 T2 為非熱點區;T3 及 T4 為熱點區。



#### 附件 3-2. 漁獲調查問卷格式(以苗栗縣為例)。

#### 苗栗海域漁業資源管理規劃評估調查

填表人:

日期: 104 年 月 日 出港時間: 進港時間:

漁法:刺網(沉/浮)/一支釣/延繩釣/燈火漁業/沿岸採補

水深:公尺 10以內 10~20 20~30 30~40 40~50 50~60

魚種	尾數	重量(公斤)	大小(公分)	魚種	尾數	重量(公斤)	大小(公分)
白口				七星鱸			
黑格				肉鯽仔			
帕頭				肉溫仔			
硬尾				皇帝魚			
魟魚				午仔魚			
白鯧				剝皮魚			
牛舌				紅狗沙			
石斑				三角仔			
加志				軟絲			
石鱸				花枝			
赤鯮				大蝦			
烏魚				蟳仔			
鯊魚				花蟹			
定盤				金門市仔			
銅盤						A A	
鐵甲魚							
成仔魚							
三牙仔							
牛尾魚							
花身仔							
白腹仔							



表 3-1. 彰化底刺網實地調查各樣站採獲的魚種與尾數

			第一	- 季			第二	二季			第.3	三季	
魚種名	學名	非熱點內		熱點內	熱點外	非熱點內	非熱點外	熱點內	熱點外	非熱點內	非熱點外	熱點內	熱點外
圓領狐鰮	Albula glossodonta				1		1						
斑海鯰	Arius maculatus				2					4	4		1
黑背叉尾鶴鱵	Tylosurus acus melanotus							1			1		
偉鱗短額鮃	Engyprosopon grandisquama							1					
日本鳥魴	Brama japonica					1		1					
克氏副葉鰺	Alepes kleinii			16	119			2					
吉打副葉鰺	Alepes djedaba				1								
海蘭德若鰺	Carangoides hedlandensis										2		
長身圓鰺	Decapterus macrosoma				1								
雙帶鰺	Elagatis bipinnulata											1	
大甲鰺	Megalaspis cordyla							1					
烏鯧	Parastromateus niger												3
寬尾斜齒鯊	Scoliodon laticaudus			80	20		1	2			1		
刺鲳	Psenopsis anomala										2		
黄小沙丁魚	Sardinella lemuru	1			4								
黑尾小沙丁魚	Sardinella melanura					2	2	26	1				
日本海鰶	Nematalosa japonica			2									
大鳞舌鳎	Cynoglossus arel	13	7		8	5	5						
雙線舌鰯	Cynoglossus bilineatus	223	35	14	29	35	12	26	36	1		1	
布氏鬚鰯	Paraplagusia blochii	1	5	1	4								
日本鬚鰯	Paraplagusia japonica			5									
黄釭	Dasyatis bennettii						1						
古氏新紅	Neotrygon kuhlii					2	2						
條紋雞籠鯧	Drepane longimana				1								
黄鲫	Setipinna tenuifilis									2	1		19
漢氏稜鯷	Thryssa hamiltonii											2	
長領稜鯷	Thryssa setirostris					1		1					2
圓白鯧	Ephippus orbis	2						5					
曳絲鑽嘴魚	Gerres filamentosus							2	6				
大棘鑽嘴魚	Gerres macracanthus				1								
替班影鯛	Hapalogenys analis						4						
星雞魚	Pomadasys kaakan					1	6	2					
斑雞魚	Pomadasys maculatus					1		2					
短棘鰏	Leiognathus equulus										1		
眼眶魚	Mene maculata			1							1		
灰海鰻	Muraenesox cinereus			1							1		
	Narcine lingula						7				1		
舌形雙鰭電鱝	-						2						
前背雙鰭電鱝	Narcine prodorsalis			1			1						
檸檬斑鮃	Pseudorhombus cinnamoneus			1			1	1					
	Inegocia japonica	4						1				_	
	Grammoplites scaber	4	1		1							2	
牛尾魚sp.	Platycephalidae gen. sp.			1	2		1						
六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			3	2								
四指馬鮁	Eleutheronema tetradactylum	1		14							400		
長蚴	Ilisha elongata										100	14	55
黒口鯯	Ilisha melastoma						1					1	
海鱲	Rachycentron canadum											3	4
薛氏琵琶鱝	Rhinobatos schlegelii						14						
黃金鰭(魚或)	Chrysochir aureus	10	15	9	8					6	1	1	
頓頭叫姑魚	Johnius amblycephalus		2	10	3								$\square$
皮氏叫姑魚	Johnius belangerii	87				10	7			5	1	3	$\square$
鱗鰭叫姑魚	Johnius distinctus	2	3	13	16	1	1	1				10	
杜氏叫姑魚	Johnius dussumieri			1	2	1		1					
大鼻孔叫姑魚	Johnius macrorhynus	45	10		2	15	2	2					
大頭白姑魚	Pennahia macrocophalus	22				6	13	17	4	3	5	25	
斑鰭白姑魚	Pennahia pawak	5		8	4	2	2					1	
截尾白姑魚	Pennahia anea			3									
正鰹	Katsuwonus pelamis												1
富氏金帶花鯖	Rastrelliger faughni					1							
日本馬加鰆	Scomberomorus niphonius										13	1	12
台灣馬加鰆	Scomberomorus guttatus										2		1
褐籃子魚	Siganus fuscescens										1		
亞洲沙鮻	Sillago asiatica			7	2								
路易氏雙髻鯊	Sphyrna lewini				2								
中國鯣	Pampus chinensis										2		
北編	Pampus punctatissimns										165		12
印度鐮齒魚	Harpadon nehereus		1										
長體蛇鯔	Saurida elongata					2	2	2			3		
大頭花桿狗母	Trachinocephalus myops								1				
花身鯯	Terapon jarbua	1		3	1								
横紋多紀魨	Takifugu oblongus	<u> </u>			T.			1					
白帶魚	Trichiurus lepturus										10	1	10
沙带魚	Lepturacanthus savala	1	2	1	2							•	
披肩鰧	Ichthyscopus lebeck	1	-		-		1		3				
1火/月/原	тенинузсориз иевеск					U	1		٥	U			

表 3-2. 彰化底刺網實地調查各樣站採獲的魚種數、尾數、優勢魚種與重量。

季別	樣站	T1(非熱區,淺)	T2(非熱區,深)	T3(熱區,淺)	T4(熱區,深)	總計
1	魚種數	15	10	20	24	35
	尾數	418	81	193	236	928
	重量 (kg)	53.34	11.31	73.74	41.37	179.76
	前三名	1.雙線舌鰯 (223) 2.皮氏叫姑魚 (87)	1.雙線舌鰯 (35) 2.黃金鰭(魚或)(15)	1.寬尾斜齒鯊 (80) 2.克氏副葉鰺 (16)	1.克氏副葉鰺 (119) 2.雙線舌鰯 (29)	
	優勢種 (尾數)		3.大鼻孔叫姑魚 (10)	3.雙線舌鰨 (14)	3.寬尾斜齒鯊 (80)	
				3.四指馬鮁 (14)		
2	魚種數	14	22	20	6	35
	尾數	84	88	97	51	320
	重量 (kg)	11.05	25.09	15.97	13.79	65.9
	前三名	1.雙線舌鰨 (35)	1.薛氏琵琶鱝 (14)	1.黑尾小沙丁魚 (26)	1.雙線舌鰨 (36)	
	優勢種	2.大鼻孔叫姑魚 (15)	2.大頭白姑魚 (13)	2.雙線舌鰨 (26)	2.曳絲鑽嘴魚 (6)	
	(尾數)	3.皮氏叫姑魚 (10)	3.雙線舌鰨 (12)	3.大頭白姑魚 (13)	3.大頭白姑魚 (4)	
3	魚種數	6	19	14	11	30
	尾數	21	316	66	120	523
	重量 (kg)	4.41	67.39	14.7	40.23	126.73
	V:	1.黃金鰭(魚或)(6)	1.北鯧 (165)	1.大頭白姑魚 (25)	1.長鰳 (55)	
	前三名	2.皮氏叫姑魚 (5)	2.長鰳 (100)	2.長鰳 (14)	2.黃鯽 (19)	
	優勢種 (尾數)	3.斑海鯰 (4)	3.日本馬加鰆 (13)	3.鱗鰭叫姑魚 (10)	3.北鯧 (12)	
					3.日本馬加鰆 (12)	

表 3-3. 彰化底刺網實地調查在熱區與非熱區各樣站的魚種數、尾數、重量、歧異度指數與均勻度指數之比較。

	魚種數	尾數	重量(kg)	歧異度指數	均勻度指數
熱區(內、外樣站)	60	615	170.04	2.9652	0.72422
非熱區(內、外樣站)	49	836	136.45	2.4312	0.62471

表 3-4. 各縣市漁民調查問卷的回收月份與份數。

縣市	月份	回收份數	縣市	月份	回收份數
桃園市	11	12	苗栗縣	11	31
桃園市	12	9	彰化縣	3	15
新竹市	5	16	彰化縣	4	9
新竹市	6	30	彰化縣	5	12
新竹市	7	37	彰化縣	6	16
新竹市	8	36	雲林縣	7	19
新竹市	9	34	雲林縣	8	18
新竹市	10	17	雲林縣	9	20
新竹市	11	42	雲林縣	10	15
新竹市	12	20	嘉義縣	9	9
苗栗縣	7	8	嘉義縣	10	12
苗栗縣	8	30	嘉義縣	11	10
苗栗縣	9	41	台南市	9	27
苗栗縣	10	24	台南市	10	32
總計			601		

表 3-5. 問卷調查各縣市採獲魚種數、尾數、歧異度指數與均勻度指數之比較。

	魚種數	尾數	歧異度指數	均勻度指數
桃園市	15	1077	2.4804	0.91595
新竹市	28	9965	2.9249	0.87776
苗栗縣	20	7792	2.6805	0.89477
彰化縣	14	861	2.2038	0.83506
雲林縣	12	1384	1.8383	0.7398
嘉義縣	11	1400	2.215	0.92371
台南市	10	1655	1.8475	0.80234

表 3-6. 調查問卷中各縣市的調查魚種與尾數。

中文名	學名/科名/英 文名	桃園	新竹	苗栗	彰化	雲林	嘉義	台南	各魚種 尾數
隆頭魚科	Labridae	0	161	0	0	0	0	0	161
黑棘鯛	Acanthopagrus schlegelii	91	552	594	19	0	134	0	1390
斑海鯰	Arius maculatus	22	1177	563	53	16	175	99	2105
雙線舌鰨	Cynoglossus bilineatus	12	380	555	143	324	0	0	1414
赤紅	Dasyatis akajei	0	1060	95	75	311	184	0	1725
斑點雞籠鯧	Drepane punctata	0	98	297	0	264	217	20	896
多鱗四指馬鮁	Eleutheronema rhadinum	137	357	543	59	49	11	0	1156
點帶石斑	Epinephelus coioides	58	980	768	12	9	80	0	1907
鑽嘴科	Gerreidae	0	11	0	0	0	0	0	11
日本花鱸	Lateolabrax japonicus	23	69	27	0	0	0	0	119
大甲鰺	Megalaspis cordyla	22	148	352	12	0	0	198	732
單棘魨科	Monacanthidae	162	643	140	0	0	0	0	945
烏魚	Mugil cephalus	128	203	24	0	0	0	0	355
百吉海鰻	Muraenesox bagio	0	18	0	0	0	0	0	18
紅牙(魚或)	Otolithes ruber	101	560	586	169	269	82	97	1864
中國鯧	Pampus chinensis	116	349	509	11	9	0	0	994
印度海绯鯉	Parupeneus indicus	0	160	0	0	0	0	0	160
白姑魚	Pennahia argentata	24	177	1215	0	8	0	49	1473
大頭白姑魚	Pennahia macrocephalus	77	636	109	175	107	220	0	1324
印度牛尾魚	Platycephalus indicus	0	311	284	89	9	32	10	735

表 3-6(續). 調查問卷中各縣市的調查魚種與尾數。

中文名	學名/科名/ 英文名	桃園	新竹	苗栗	彰化	雲林	嘉義	台南	各魚種 尾數
花尾胡椒鯛	Plectorhinchus cinctus	35	766	370	16	9	0	220	1416
星雞魚	Pomadasys kaakan	0	68	0	5	0	0	0	73
刺鯧	Psenopsis anomala	0	75	0	0	0	0	0	75
平鯛	Rhabdosargus sarba	0	7	0	0	0	0	0	7
馬加鰆未鑑定種	Scomberomorus sp.	0	54	0	0	0	0	40	94
鯊魚	shark	69	497	631	23	0	78	0	1298
花身鯻	Terapon jarbua	0	324	119	0	0	187	456	1086
日本竹筴魚	Trachurus japonicus	0	0	11	0	0	0	0	11
白帶魚	Trichiurus lepturus	0	124	0	0	0	0	466	590
各縣市捕獲尾數		1077	9965	7792	861	1384	1400	1655	24134

表 3-7. 露脊鼠海豚胃內容物的攝食魚種分子鑑定結果。

地點	檢測出魚種				
台中	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	六指多指馬鮁	Polydactylus sextarius			
馬祖	拉氏狼牙鰕虎	Odontamblyopus rubicundus			
馬祖	新蛇鰻屬未鑑定種	Neenchelys sp.			
馬祖	拉氏狼牙鰕虎	Odontamblyopus rubicundus			
馬祖	孔鰕虎	Trypauchen vagina			
馬祖	四角唇指(魚翁)	Cheilodactylus quadricornis			
馬祖	芝蕪稜鯷	Thryssa chefuensis			
馬祖	芝蕪稜鯷	Thryssa chefuensis			
馬祖	矛尾鰕虎	Chaeturichthys stigmatias			
馬祖	四角唇指(魚翁)	Cheilodactylus quadricornis			

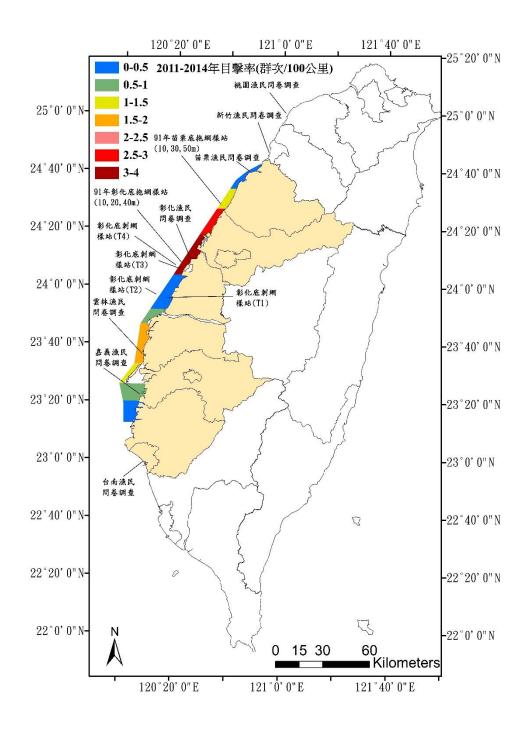


圖 3-1. 彰化底刺網、7個縣市漁民問卷調查、91 年底拖網作業樣區位置圖。

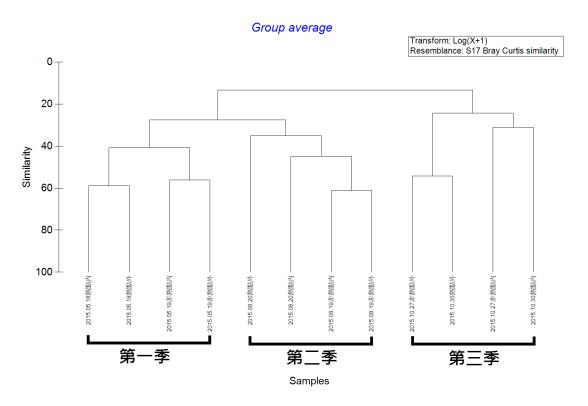


圖 3-2. 以底刺網進行採樣調查的熱區與非熱區樣站之魚類群聚結構分析。

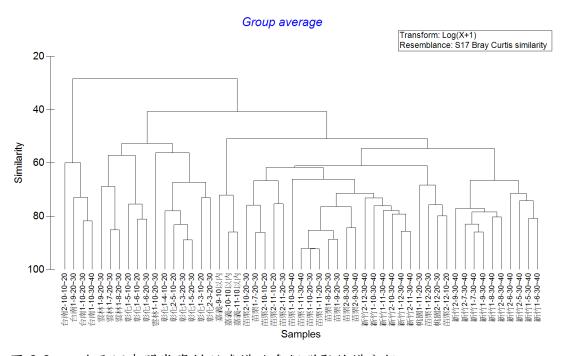


圖 3-3. 以漁民調查問卷資料所建構的魚類群聚結構分析。

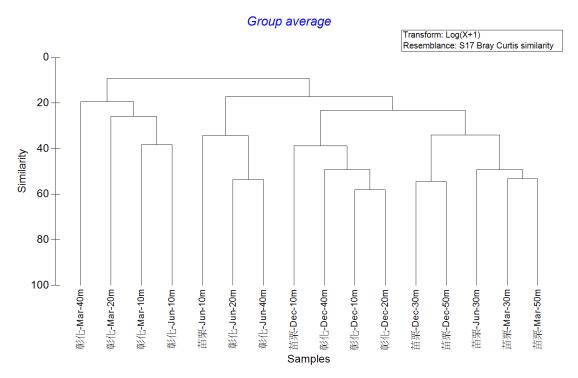


圖 3-4. 以 91 年西海岸底拖網採樣資料所建構的魚類群聚結構分析。

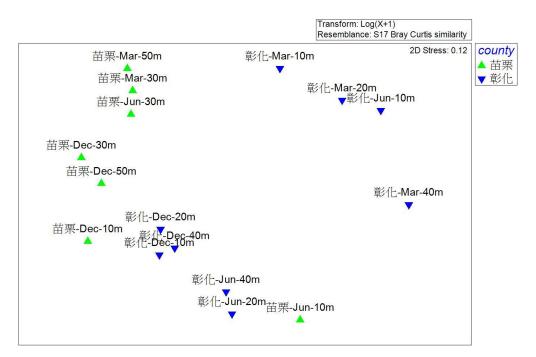


圖 3-5. 以 91 年西海岸底拖網採樣資料所建構的空間排序圖。



圖 3-6. 彰化底刺網實地調查所採獲的魚類。



圖 3-7. 彰化底刺網實地調查的作業船隻。

# 點帶石斑



白姑魚



斑海鯰



花身鯻



黑棘鯛



白帶魚

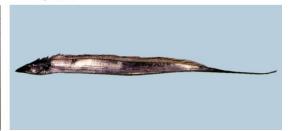


圖 3-8. 問卷調查常見魚種。



圖 3-9.91 年底拖網採樣調查的作業船隻。

# 仰口鰏



細紋鰏



大頭白姑魚



圖 3-10.91 年底拖網採樣調查的優勢魚種。



圖 3-11. 用來鑑定食性的中華白海豚幼獸屍體(周蓮香教授團隊拍攝)。

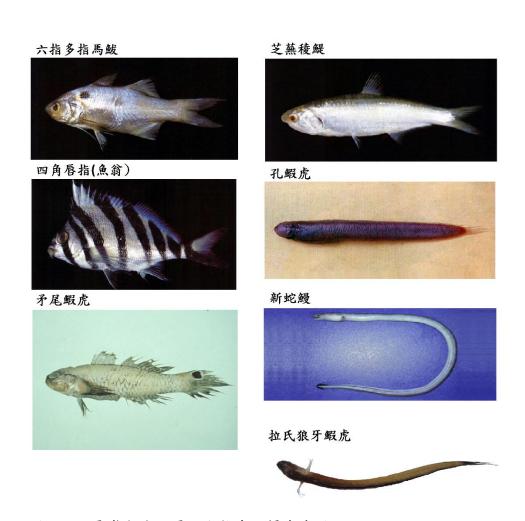


圖 3-12. 露脊鼠海豚胃內容物中的攝食魚種。

# 第肆章 人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢 魚種的生理影響

#### 邵奕達

國立臺灣海洋大學海洋生物研究所

### 摘要

根據實際的噪音模擬實驗,本研究初步發現長期的噪音足以造成魚類的緊迫。暴露在風力發電設備運轉噪音下,實驗魚種(虱目魚)的血漿皮質醇(cortisol)濃度在 24 小時中顯著升高,而頭腎中負責皮質醇合成的基因(11β-羟化脢; cyp11b1)的表現量在 3-7 天接明顯高於沒有噪音干擾的控制組。故連續長期的噪音會造成魚類的緊迫,也可能會影響魚類的覓食、生長以及免疫系統,進而影響或改變魚類在區域內的停留時間。但因不同的魚種對聽覺的靈敏度不同,可能對噪音會有不同的生理反應,虱目魚為巡游快、活動水層範圍較廣的魚種。因此,未來的實驗將採用當地其他主要的底棲性魚種為實驗對象,以釐清噪音是否影響白海豚主要食餌底棲魚類的分布,進而改變了白海豚的分布。

## 一、材料與方法

## (一) 實驗設置

本實驗所使用之風力發電機組運轉之水下噪音為瑞典波羅的海區域實際操作之機組噪音收錄距離風力發電機組 15 m,並於 50 m處進行第二次校正。野外測量之音壓值約為 125.4Hz/140 dB (15m 外),316.5Hz/116 dB (15m 外)與 125.4Hz/108 dB (50m 外),316.5Hz/99 dB(50m 外)(圖 4-1)。實驗中,噪音以水下揚聲器(Clark Synthesis, AQ339)(Specified Audible Frequency Range: 20Hz-17kHz)搭配全頻譜擴大機(TOA BG-2120)播放。原始收錄噪音之頻譜與實驗時播放之音頻譜如(圖 4-2)。

## (二) 實驗動物

本研究以 10-15cm 之虱目魚(Chanos chanos)為模式動物。根據先前的聽力實驗得知,虱目魚無法聽到模擬離風力發電機組 4 m 外之音壓,但是有可能聽得

到 1 m 處之噪音(圖 4-2)。在實驗開始前,80 隻虱目魚以各 20 隻的密度飼養於 0.5m\*0.5m\*1.0m 的浮性箱網中飼養一周以上。箱網則分別置於兩個實驗魚塭 (2m\*5m)中(如圖 4-3)。實驗進行時,風力發電的水中噪音只在其中一個魚塭的 遠端播放,另一個魚塭則為無噪音的控制組。兩個實驗魚塭之間有深達 2m 的 溝渠做間隔,以確保實驗組的噪音不會影響到控制組。實驗魚塭中四組箱網的 擺設位置分別距音源 1 m 與 4 m (即約同於具發電機組 15m 與 50m 外實際收錄噪音之音壓,見圖 4-1);而控制組的箱網則是擺放在與實驗組相同的相對位置。本研究除了實驗前夕的原始控制組之外,分別於噪音刺激後 24hr, 72hr, 3d 與 7d 採樣,每次採樣的樣本大小為 5 隻個體。在 0.25g/L 濃度的 MS-222 快速麻醉後,對虱目魚的腦及頭腎組織進行採樣,並將組織固定於 RNAlater (8hr at 4°C; stock at -80 4°C)。本研究同時並保留血漿樣本已利後續分析。本研究於 2015 年 7-9 月間共進行三輪實驗。因颱風因素,其中第二輪實驗的最末一個實驗間點(7d)未能成功進行採樣。

### (三) 分子生物實驗

本研究將測量頭腎中合成皮質醇的關鍵酵素 11β-羟化脢與下視丘控制皮質醇分泌的促腎上腺皮質激素釋放激素的基因表現量。為了要設計專一性 primer,本研究於 NCBI 和 Ensembl 資料庫尋找其他魚種的目標基因 cyp11b1 (11β-羟化脢)與 crh (促腎上腺皮質激素釋放激素)序列,將適合的序列放入 ClustalX 軟體中進行比對,排列出保守段(conserved sequense)後印出來,選擇基因大小為200~300 base pair 的片段訂製 degenerate primer,進行 Touchdown PCR。

以 PCR 得到專一 band 後,經 PCR clean up(elute)去除其他雜質,進行接合作用(Ligation),使用 pGEM-T Easy Vector 混合後,藉由 T4 DNA ligase 將缺口連接起來,再進行 *E.coli* 的轉型作用(Transformation)。接下來藍白篩(Blue/White Screen)完成後再進行抽質體(Plasmid Purification)、定序。

RNA 萃取是使用 QIAGEN RNeasy Plus Universal Mini Kit (#73404)進行萃取,先將鋼珠和 QIAzol Lysis Reag 放置在新試管中,取出腦或組織放入,開始均勻打碎,靜置五分鐘換新管再加入 gDNA Eliminator Sol 搖晃十五秒後,加入氯仿(chloroform)再搖晃十五秒,靜置三分鐘後離心,轉移上清液至新管中加入乙醇均勻混合後,吸取混合液至提供的 column 離心,再依序加入 RWT、RPE 離心,最後加入 Rnase-free water 進行沖洗 (elution)。

反轉錄聚合酶連鎖反應(cDNA Reverse Transcription)的方法則為:取 1~5 µg

RNA 加入 DEPC 水至  $12\,\mu g$ ,使用 ABI High-capacity cDNA RT kit(#4368814) 依序加入 10X RT Buffer、100 mM dNTP Mix、Random primers、RNase Inhibitor、MultiScribeTM RT、Rnase-free H2O 後混合均匀,放入離心機設定  $25\,^{\circ}$ C 十分鐘、 $37\,^{\circ}$ C 雨小時、 $85\,^{\circ}$ C 五分鐘、 $4\,^{\circ}$ C。之後即時定量聚合酶連鎖反應 (Real-time quantitative polymerase chain reaction)是以 actb ( $\beta$ -actin)的表現量來為 目標基因 cyp11b1 與 crh 表現量進行相對定量,分別各加入  $4\,\mu l$  cDNA、 $0.5\,\mu l$  的 forward and reverse primer (cyp11b1:

F:AGCCCTTCCCTTGTCTGGCATCCTAT;R:GGGATCCAGTTCGTGGCGTAGTGTGTTAAT)、5 µl 2X SYBR Green I Master Mix(Roche) ,混合成 10µl 的總體積,使用 Light Cycler real-time PCR system(Roche, Penzberg, Germany)進行螢光反應偵測。

## 二、結果

### (一)人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響

在本研究的實驗期間,實驗動物的體長與體重組成在不同的測試組或者重複實驗中並沒有顯著的差異。同時,在噪音的實驗組與控制組之間的死亡率差異亦不顯著。實驗過程中,並未發現任何與噪音處理相關的明顯行為或健康狀態差異。至 2015 年 12 月底為止,本研究已完成血清中皮質醇的濃度、頭腎中合成皮質醇的關鍵酵素 11β-羟化脢(cyp11b1)與下視丘中促腎上腺皮質激素釋放激素(crh)的基因表現量分析。

其中,血清中皮質醇的濃度在第1天(24hr)時,暴露在噪音源1m處的實驗組明顯高於無噪音的控制組(t-test, p<0.05)。然而,在3天之後的時間點並無明顯差異(圖4-4)。在整個實驗中,暴露在噪音源1m處的實驗組的血清皮質醇濃度與控制組織間皆無顯著差異(t-test, p>0.1 in all comparisons)。

### (二)基因表現量分析

相對於  $\beta$ -actin (actb)基因的表現量, $11\beta$ -羟化脢(cyp11b1)的基因表現量在控制組中所有時間點之間並無顯著差異(one-way ANOVA, p>0.1) (圖 4-5),且皆與初始組(initial control)的基因表現量無差異(t-test, p>0.1 in all comparisons)。在實驗組的部分,暴露在噪音環境下 3 天與 1 週時,cyp11b1 的基因表現量皆明顯高於初始組(one-way ANOVA, p<0.05),同時也顯著高於對應時間點的控制組基因

表現量(3d: t-test, p<0.01; 1 week: t-test, p<0.05)。然而,噪音實驗對於 cyp11b1 的基因表現量的影響並不見於 24 小時的時間點(one-way ANOVA, p>0.05) (圖 4-5)。此外,相對於  $\beta$ -actin (actb)基因的表現量,下視丘中促腎上腺皮質激素釋放激素(crh)的基因表現量在所有時間點中,皆無法顯現出實驗組與控制組的差異(圖 4-5)。由於本研究包含 3 輪實驗,為了了解不同重複組對實驗結果的影響,同時以 two-way ANOVA 分析重複組與噪音對 cyp11b1 與 crh 的基因表現量的交互影響(圖 4-5)。結果證明噪音實驗確會造成 cyp11b1 的基因表現量差異(p<0.05),但是重複的實驗間對 cyp11b1 與 crh 的基因表現量結果並無顯著影響(p>0.1),同時這兩項變因的交互也不顯著(p>0.05)。

## 三、分析與討論

### (一)人為噪音/震動對中華白海豚棲地優勢魚種的生理影響

虱目魚(Chanos chanos)在環境壓力影響,距離模擬音壓 1 m 的虱目魚 11β-羟化脢 (11β-hydroxylase)受到活化,可能可以合成更多的皮質醇(cortisol);距離模擬音壓 4 m 的虱目魚 11β-羟化脢 (11β-hydroxylase)未受到活化,可能沒有聽到模擬音壓 (圖 4-2)。因此,在評量噪音對魚類的生理影響的過程中,不同種類的聽覺靈敏度將是影響結果的重要因子。

中低頻的小音壓噪音已知會造成金頭鯛(Sparus aurata)與歐洲鱸(Dicentrarchus labrax)血液中乳酸量與血球容積比,顯示魚隻會因噪音而受到相當緊迫(Buscaino et al 2010)。而船隻螺旋槳的噪音亦會干擾大口鱸(Micropterus salmoides)正常的生理代謝(Graham & Cooke 2008)。同樣的現象也發現在鯉魚(Cyprinus carpio),凌源鮈(Gobio gobio)以及聽力不甚靈敏的歐洲河鱸(Perca fluviatilis)上(Wysocki et al 2006)。雖然,一般認為皮質醇是短期的緊迫荷爾蒙,通常在數小時或者數天內血漿濃度就會恢復正常。但是在連續緊迫下,皮質醇的濃度也可能維持相當長的時間。例如,高密度養殖下,金頭鯛(Sparus aurata)緊迫反應所導致的高皮質醇濃度可以維持整個實驗週期(15週)(Montero et al. 1999)。而在養殖密度上升則會增加沙重牙鯛(Diplodus sargus)腦中多巴胺系統的代謝速度(Papoutsoglou et al. 2006)。另外,慢性腎臟感染造成的緊迫可以使得大鱗鉤吻鮭(Oncorhynchus tshawytscha)的皮質醇濃度增高 20週以上(Mesa et al. 1999)。酸化環境對魚類造成的緊迫刺激是持續性的。在天然酸化湖泊中(pH 5)飼養 4個月的黑鯽(Carassius carassius)血漿中的皮質醇濃度比正常水域中(pH 6)為高(Holopainen and Oikari 1992)。在本研究中,11β-羟化脢(cyp11b1)的基因表現在暴

露於噪音下 24 小時內無顯著的變化,可能是因為短期間頭腎中 *cyp11b1* 本身的 mRNA copies 數量已經足夠。然而,由於緊迫源並未消失,在數天之後 *cyp11b1* 的基因表現開始上升以轉譯足夠的 11β-輕化脢。

此外,在短時間內血清中皮質醇的濃度的確顯著上升,但是這樣的情況卻不會延續太久。cyp11b1 的基因表現量上升除了可能對應當下血清中皮質醇的濃度之外,同時也意味著 11β-羟化脢本身的反應容量維持在相對的高檔。在其他魚類的多重緊迫因子實驗中,我們發現長期的緊迫未必會造成血清皮質醇濃度持續偏高;但是,確會使已經承受緊迫的魚對其他的刺激更加敏感。例如,在酸化環境中的虹鱒(Onchorrhychus mykiss)會比正常狀況下對其他緊迫刺激更為敏感;同樣的刺激會導致更強的緊迫反應(Barton et al. 1980)。本研究中所發現 cyp11b1 的基因表現量在 3-7 天持續偏高,可能代表在長期暴露在噪音之下,虱目魚體內皮質醇的轉換率(turn-over rate)較高。而在連續長期緊迫壓力下較高的皮質醇的轉換率或可解釋 Barton et al. (1980)所發現的現象。

緊迫導致的皮質醇血將含量上升已知會抑制脊椎動物的免疫系統。例如,延遲性過敏(毒葛 Toxicodendron 所造成的症狀)的臨床治療即是以皮質醇注射抑制淋巴系統的過度反應,而免疫系統功能不全更是血液皮質醇長期過高的庫興氏症候群(Cushing's syndrome)的症狀之一(Mancini et al. 2004)。此外,皮質醇也會抑制魚類的的性成熟以及抑制血漿中性激素的濃度(Consten et al 2001a; 2001b; Consten et al. 2002)。動物骨骼的鈣化與新陳代謝速度已知會受到生長激素的調控(Takagi et al. 1992),而緊迫正是影響生長相關激素的因子之一(McCormick et al. 1998; Shepherd et al. 2011)。研究顯示,承受漁撈操作的虹鱒(Onchorrhychus mykiss),在緊迫刺激之後的1-4小時內,血漿中類胰島素生長因子(Insulin-like growth factor 1,IGF-1)的濃度明顯下降(Shepherd et al. 2011)。另外,皮質醇的注射則會直接減低莫三比克口孵魚(Oreochromis mossambicus)與斑點叉尾鮰(Ictalurus punctatus)血液中 IGF-1 的濃度,並且抑制肝臟中 IGF-1 的表現量(Kajimura et al. 2003; Peterson & Small 2005)。

緊迫因子在之前的研究中也被發現會影響/改變魚類的行為(rewiew in Bonga 1997)。血液中皮質醇含量較高的大口黑鱸(Micropterus salmoides)的護巢行為會受到抑制(O'Connor et al. 2009)。此外,在非致命化學物質造成的緊迫中,虹鱒(Oncorhynchus mykiss)的攝食行為明顯的下降(Little et al., 1990)以及社會行為的變動(Pottinger & Carrick 2001)。更重要的是,環境造成魚類的緊迫已知會造成魚類群游現象的變化(review in Ruzzante 1994; Fox et al., 1997)。這些行為的改變將會影響魚類在區域內的停留時間,甚至減低族群量。

### (二)海上風力發電機組的魚礁效應

目前海上風力發電機組主要分為兩大類,分別是傳統的固著式與新型的浮錨式。目前歐洲波羅的海與北海的離岸風力發電陣列多屬前者。然而,為了適應較深的海域或特殊的底質特性,近年來有研發另一種將承載發電機組的浮台錨定在海床上的設計。但不論是何種形式,固著於海床的基樁或者浮台等人造結構物都可能像海底的人工魚礁(artificial reefs)或中水層的集魚器(Fish aggregation device, FAD)一般來誘集魚群,甚至創造出新的人工棲所(artificial habitat)或生態環境。這種魚礁效應,正是海上風力發電風場可帶來的一項潛在的正面影響。

丹麥 Horns Rev 為全球最大離岸風場之一,位於水深不超過 20 公尺的淺水區。根據丹麥水產資源研究所針對 Horns Rev 風場所做的研究報告指出,將興建風場前與與風機開始運轉後的水產資源數據進行比較發現,風機對於當地魚類並無顯著不利之影響;同時這項研究也顯示出這些基礎保護的石頭結構可做為人工魚礁吸引魚群,且越靠近風機的地方,可發現越多的物種。許多國內外的研究報告都指出,設置人工魚礁可提供各類水產生物棲息、繁殖、索餌、洄游及躲避敵害的環境。

在既有的案例中(review in Petersen & Malm 2006), 在丹麥與瑞典間跨越松德 蘭海峽的橋梁基樁上與附近幾處離岸風力發電場皆發現有大量貽貝等固著生物 的生長。這類附著性生物的生長會產生更多的微棲地(micro-habitat),為小型魚 類與甲殼類提供庇護所,對於魚礁效應來說,這是很重要的一部分。例如,兩 處位於厄蘭島和瑞典本土之間卡爾馬海峽的海上風力發電場的基樁上,除了二 枚貝之的附著生物之外,更被發現聚集了大量黃體尻蝦虎(Gobiusculus flavescens)的幼魚 (Wilhelmsson et al. 2006)。然而, 並不是所有在海中的人造 結構物都必然可以創造良好的魚礁效應。例如,同樣在卡爾馬海峽上還有一座 跨海大橋,但是橋樑的橋墩就沒有類似的魚礁效應;甚至,表面附著生物的生 物組成長久以來都維持在相當低的程度。其中,兩者差異的可能原因涉及了橋 樑基座結構缺乏一般魚礁的孔隙或洞穴、材質、構型、表面阻力與塗料等。事 實上,人工構造物所創造出來的新棲地會改變當地的生態系統,甚至有可能會 降低原本的物種多樣性。例如,保護海岸免於海浪侵蝕的消波塊、防坡堤或港 堤因為簡化了棲地的多樣性,事實上減低了原本天然礁的物種多樣性 (Bacchiocchi & Airoldi, 2003; Wen et al, 2010)。Svane & Petersen (2001) 曾在人工 魚礁效應的文獻回顧中,將這個現象歸納為生態學上的"中度干擾假說 (Intermediate Disturbance Hypothesis, IDH; J. H. Connell 1978)" •

對附著生物來說,除了表面粗糙/光滑的物理性質之外,人工結構表面的化 學塗料與深層物質的析出是影響附著生物生長速度與物種組成的關鍵因子 (Dalton et al. 2000; Pech et al. 2002)。在生態學的觀察中,最先進入這類由人工 水下構造形成的新棲地的生物項是由藻類與細菌組成的一層"生物膜 (Biofilm)"。生物膜對於後續移入物種的重要性在於生物膜可以開拓疏水性表 面,並且在親水性的表面大量覆蓋(Dalton et al. 2000);同時,生物膜可以促進 藤壺、二枚貝與珊瑚等生物的附著成長(Wieczorek et al., 1998; Wainman et al., 1996; Unabia & Hadfield 1999)。在早期人工魚礁的材料多半是水泥或者煤灰等 材質,這類物質含有大量的氫氧化鈣(Ca(OH)2)而呈鹼性,這樣的表面其實有助 於覆著生物的生長。甚至,這樣弱鹼性的表面對於覆著性生物來說是一個吸引 附著的化學信號(Anderson 1996)。然而,生物膜對於底質(結構物表面)有很強的 侵蝕作用,因此在水下構造例如鋼鐵等金屬構造多半會有塗料層以對抗生物膜 的形成(Flemming 1993)。一般所施放的鋼鐵礁或軍艦礁,若依據環保考量在入 水之前應該先完成去漆(de-coating);如此,不但不會因為塗層所含的重金屬造 成環境汙染,也有利附著生物生長,進而形成完整的生態聚落。但是,海上風 力發電機組基座必須對抗包含生物在內各種可能的侵/腐蝕情形,因此不可避免 的必須使用矽烷類的塗劑(Callow et al., 1986),因而減低長期的魚礁效應(review in Petersen & Malm 2006)。然而,除了垂直的鋼鐵構造之外,某些離岸風力發 雷機組基座在海床上具有水泥的固定樁與保護底座的圓石堆,後者在漁礁效應 上確有實質的影響力(Chapman 2002)。在上述松德蘭海峽與卡爾馬海峽的案例 中,貽貝的生長區也是集中在最靠近海床的水泥結構與礫石堆上。

除了人造結構的型態與化學組成對於覆著性生物的影響之外,離岸風機還有許多以前設立人工魚礁不會面臨的問題。例如,運轉中的發電機所產生的噪音(前述)以及延長至岸上的輸電線路所產生的電磁場。對許多魚類,尤其是軟骨魚類而言,對電場的感覺能力是很重要的一種感官。鯊魚與鱝藉由口鼻處下方的的體孔(勞倫氏壺腹,Ampulla of Lorenzini)可以感知躲藏在沙底中魚類的生物電場,也可能在遷徙中提供方位的訊息(Kalmijn 1978)。同樣的,磁場感應也在鰻魚的遷徙行為中扮演重要的角色(Tesch et al., 1992)。目前針對海底輸配電纜的電磁場對環境影響相關研究還沒有很具體的結論,大致上可能與當地棲息物種的特性與電纜防磁包覆層設計有關。尼斯泰茲(丹麥)的風力發電場的環境影響研究中指出,完善的電纜設計雖然有較高的成本,但是可以幾乎完全避免電磁波對當地魚類等生物遷徙行為的影響(review in Petersen & Malm 2006)。發電機運轉的噪音可能是另一個影響集魚效果,甚至影響當地魚類項組成的因素。

例如,持續性噪音可能導致些種類的緊迫(如前述),而減低少逗留於風力電廠附近的時間。此外,包括石首魚在內的許多魚類,會以聲音作為種內溝通的方式,例如在繁殖期時仰賴鳴叫聲吸引異性。而風力發電機的運轉噪音可能屏蔽或干擾這些溝通的聲音,如此將會改變這些魚類的行為,甚至減低當地的族群量(Slabbekoorn et al. 2010)。運轉噪音的來源大致上可以歸納為葉片壓縮空氣的聲音與發電機運轉的震動,而與電磁波不同,這些運轉噪音很難加以屏蔽。目前,離岸風機的運轉噪音對區域魚類或者生態影響的研究還很缺乏。可能的影響預估在不同的地區可能因為魚類或生物組成的差異而有相大的變化。

<sup>並</sup>覆著生物(二枚貝與珊瑚等)所產生的微棲地並不會對魚類或甲殼類有很強的 選擇性。在這個案例中,關於黃體尻蝦虎的幼魚佔據了大部分棲地的原因,主 要是因為當地原本的生物相就非常的單純(生物多樣性極低),在同一個時間點 並沒有太多其他的競爭者。

### 四、結論

噪音模擬實驗顯示連續的噪音足以造成魚類的緊迫。暴露在風力發電設備 運轉噪音下,實驗魚種(虱目魚)的緊迫指標明顯高於沒有噪音的控制組。噪音 造成魚類的長期緊迫,可能會影響魚類的覓食、生長以及免疫系統。然而,本 季實驗所用的物種可能不是白海豚主要的類食對象。且不同的魚種音位聽覺靈 敏度不同,可能對噪音有不同的生理反應。因此,下季實驗將採用底棲性魚種 為實驗對象,以釐清噪音是否影響魚類在海豚活動區域內的分布,進而造成白 海豚食餌資源量的下降。

## 五、參考文獻

- Anderson, M.J. 1996. A chemical clue induces settlement of Sydney rock oysters, Saacostrea commercialis, in the laboratory and in the field. Biol. Bull. Mar. Biol. Lab. Woods Hole 190, (3), 350–358.
- Bacchiocchi, F. and Airoldi, L. 2003. Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. Estuar. Coast. Shelf Sci. 56, 1157–1166.
- Barton, B.A., Peter, R.E., Paulencu, C.R. (1980) Plasma cortisol levels of fingerling rainbow trout (Salmo gairdneri) at rest, and subjected to handling, confinement, transport, and stocking. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37, 805-811.
- Bonga, S. W. (1997). The stress response in fish. Physiological reviews, 77(3), 591-625.
- Pottinger, T. G., & Carrick, T. R. (2001). Stress responsiveness affects dominant—subordinate relationships in rainbow trout. Hormones and Behavior, 40(3), 419-427.
- Buscaino G. et al. 2010 Impact of an acoustic stimulus on the motility and blood parameters of European sea bass (Dicentrarchus labrax L.) and gilthead sea bream (Sparus aurata L.). Mar. Envir. Res. 69, 136-142.
- Callow, M.E., Pitchers, R.A. and Milne, A. 1986. The control of fouling by non-biocidal systems. Alg. Biofoul. 1986, 145–158
- Chapman, M.G. 2002. Early colonization of shallow subtidal boulders in two habitats. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 275, 95–116.
- Consten, D., Bogerd, J., Komen, J., Lambert, J. G. D., Goos, H. T. (2001a). Long-term cortisol treatment inhibits pubertal development in male common carp, Cyprinus carpio L. Biology of reproduction, 64(4), 1063-1071.
- Consten, D., Keuning, E.D., Bogerd, J., Zandbergen, M.A., Lambert, J.G.D., Komen, J., Goos, H.T. (2002). Sex steroids and their involvement in the cortisol-induced inhibition of pubertal development in male common carp, Cyprinus carpio L. Biology of reproduction, 67(2), 465-472.
- Consten, D., Lambert, J.G.D., Goos, H.T. (2001b). Cortisol affects testicular development in male common carp, Cyprinus carpio L., but not via an effect on LH secretion. Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology, 129(2), 671-677.

- Dalton, H.M., Stein, J. and March, P.E. 2000. A biological assay for detection of heterogeneities in the surface hydrophobicity of polymer coatings exposed to the marine environment. Biofouling 151, (3), 83–94.
- Flemming, H.C. 1993. Biofilms and environmental protection. Water Sci.Technol. 27, (7–8), 1–10.
- Fox, H. E., White, S. A., Kao, M. H., Fernald, R. D. (1997). Stress and dominance in a social fish. The Journal of Neuroscience, 17(16), 6463-6469.
- Ruzzante, D. E. (1994). Domestication effects on aggressive and schooling behavior in fish. Aquaculture, 120(1), 1-24.
- Graham AL. & Cooke SJ. 2008 The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland waters on the cardiac physiology of a freshwater fish, the largemouth bass (Micropterus salmoides). Aquat. Conserv. 18, 1315-1324.
- Holopainen, I.J., Oikari, A. (1992). Ecophysiological effects of temporary acidification on crucian carp, Carassius carassius (L.): A case history of a forest pond in eastern Finland. Annales Zoologici Fennici 29(1): 29-38.
- Kalmijn Ad.J. 1978. Electric and magnetic sensory world of sharks, skates and rays. In:Hodgson E.S. (ed) Sensory Biology of Sharks, Skates, and Rays. pp 507-528.Office of Naval Research Department of the Navy, USA.
- Kalmijn, A.J. (1988) Hydrodynamic and acoustic field detection. In Sensory Biology of Aquatic Animals (ed. J Atema, R.R Fay, A.N. Poper and W.M.Tavolga), pp. 83-130. New York: Springer Verlag.
- Kalmijn A.J. (1989) Functional evolution of later line and inner ear sensory system. In The Mechanosensory Lateral Line (ed. S. Coombs, P. Gorner and H Munz). Pp. 187-215. New York: Springer Verlag.
- Kajimura, S., Hirano T., Visitacion, N., Moriyama, S., Aida, K., Grau, E.G. (2003)

  Dual mode of cortisol action on GH/IGF-I/IGF binding proteins in the tilapia,

  Oreochromis mossambicus. Journal of Endocrinology 178, 91-99
- Little, E.E., Archeski, R.D., Flerov, B.A., Kozlovskaya V.L. (1990) Behavioral indicators of sublethal toxicity in rainbow trout. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 19 (1990), pp. 380–385.
- Mancini, T., Doga, M., Mazziotti, G., Guistina, A. (2004) Cushing's syndrome and bone. Pituitary 7, 249–252.

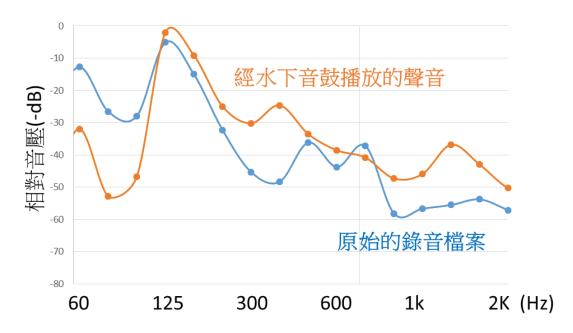
- McCormick, S.D., Shrimpton, J.M., Carey, J.B., O'dea, M.F., Sloan, K.E., Moriyama, S., Björnsson, B.T. (1998) Repeated acute stress reduces growth rate of Atlantic salmon parr and alters plasma levels of growth hormone, insulin-like growth factor I and cortisol. Aquaculture 168, 221-235.
- Montero, D., Izquierdo, M.S., Tort, L., Robaina, L., Vergara, J.M. (1999) High stocking density produces crowding stress altering some physiological and biochemical parameters in gilthead seabream, *Sparus aurata* L, juveniles. Fish Physiology and Biochemistry 20, 53–60.
- O'Connor, C. M., Gilmour, K. M., Arlinghaus, R., Van Der Kraak, G., & Cooke, S. J. (2009). Stress and parental care in a wild teleost fish: insights from exogenous supraphysiological cortisol implants. Physiological and Biochemical Zoology, 82(6), 709-719.
- Papoutsoglou, S.E., Karakatsouli, N., Pizzonia, G., Dalla, C., Polissidis, A., Papadopoulou-Daifoti, Z. (2006). Effects of rearing density on growth, brain neurotransmitters and liver fatty acid composition of juvenile white sea bream Diplodus sargus L. Aquaculture Research 37(1), 87-95.
- Pech, D., Ardisson, P.L. and Bourget, E. 2002. Settlement of a tropical marine epibenthic assemblage on artificial panels: Influence of substratum heterogeneity and complexity scales. Estuar. Coast. Shelf Sci. 55, (5), 743–750.
- Peterson, B.C., Small, B.C. (2005) Effects of exogenous cortisol on the GH/IGF-I /IGFBP network in channel catfish. Domestic Animal Endocrinology 28, 391-404.
- Petersen, J. K., & Malm, T. (2006). Offshore windmill farms: threats to or possibilities for the marine environment. AMBIO, 35(2), 75-80.
- Purser, J., & Radford, A. N. (2011). Acoustic noise induces attention shifts and reduces foraging performance in three-spined sticklebacks (Gasterosteus aculeatus). PLoS One, 6(2), e17478.
- Shepherd, B.S., Aluru, N., Vijayan, M.M. (2011) Acute handling disturbance modulates plasma insulin-like growth factor binding proteins in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). Domestic Animal Endocrinology 40, 129-138.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., & Popper, A. N. 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. Trends in Ecology & Evolution, 25(7), 419-427.

- Takagi, Y., Moriyama, S., Hirano, T., Yamada, J. (1992). Effects of growth hormones on bone formation and resorption in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss), as examined by histomorphometry of the pharyngeal bone. General and Comparative Endocrinology 86(1), 90-95.
- Tesch, F.W., Wendt, T. and Karlsson, L. 1992. Influence of geomagnetism on the activity of eel, Anguilla anguilla, as evident from laboratory experiment. Ecol. Freshwater Fish 1, 52–60.
- Unabia, C.R.C. and Hadfield, M.G. 1999. Role of bacteria in larval settlement and metamorphosis of the polychaete Hydroides elegans. Mar. Biol. 133, 55–64.
- Vasconcelos, R. O., Amorim, M. C. P., & Ladich, F. (2007). Effects of ship noise on the detectability of communication signals in the Lusitanian toadfish. Journal of Experimental Biology, 210(12), 2104-2112.
- Wen K. C. \*, M. S. Pratchett, K. P. Kan, K. K. Chan, and K.T. Shao .2010. Effects of habitat modification on coastal fish assemblages . Journal of Fish Biology 77, 1674–1687
- Wainman, B.C., Hincks, S.S., Kaushik, N.K. and Mackie, G.L. 1996. Biofilm and substrate preference in the dreissenid larvae of Lake Erie. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53, (1), 134–140.
- Wieczorek, S.K. and Todd, C.D. 1998. Inhibition and facilitation of settlement of epifaunal marine invertebrate larvae by microbial biofilm cues. Biofouling 12, (3), 81–118.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., & Öhman, M. C. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 63(5), 775-784.
- Wysocki, L. E., Dittami, J. P., & Ladich, F. (2006). Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. Biological Conservation, 128(4), 501-508.
- Yan, H. Y., Anraku, K., & Babaran, R. P. (2010). Hearing in marine fish and its application in fisheries. Behavior of Marine Fishes: Capture Processes and Conservation Challenges, 45-64.



圖 4-1. 波羅的海收音機組距離風力發電裝置 15 m,並在 50 m 進行校正。





## (B)

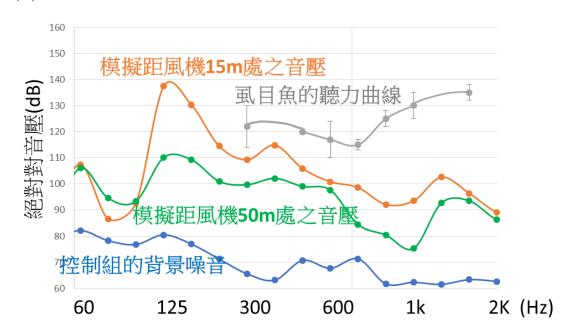


圖 4-2. 噪音實驗音頻特徵:(A) 原始錄音檔與播放後重新收音檔案之音頻特性 比較,和(B) 實驗時之音頻/音壓特徵與實驗動物聽力曲線

(A)



(B)

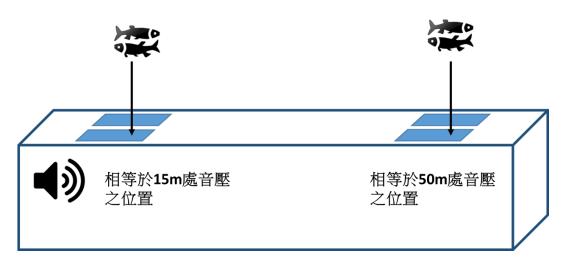


圖 4-3. 實驗設計示意圖:(A) 實驗(7/01~10/07)在 2mX10m 水泥池中進行,實驗 用魚放置於箱網內固定與音源之間的距離,(B) 箱網位置控制在音壓等同於實際收音 15m 與 50m 處。(因為水泥池較淺/密度大,因此音壓-距離遞減較外海快)。

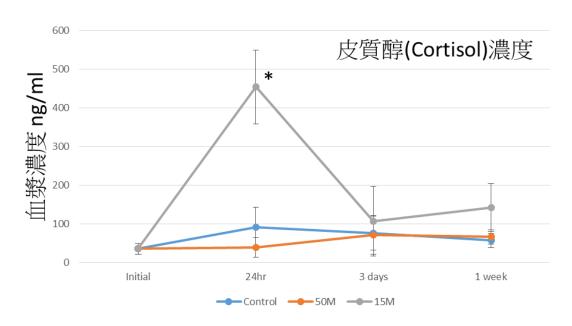
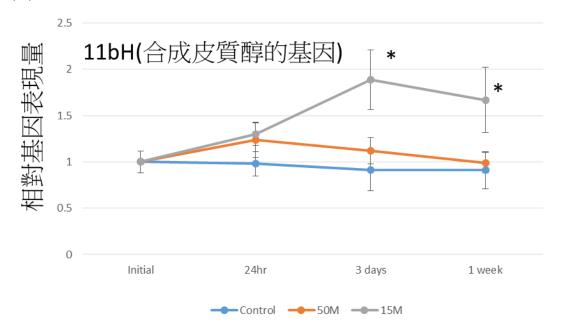


圖 4-4. 血漿內皮質醇(Cortisol)濃度變化情形。

(A)



(B)

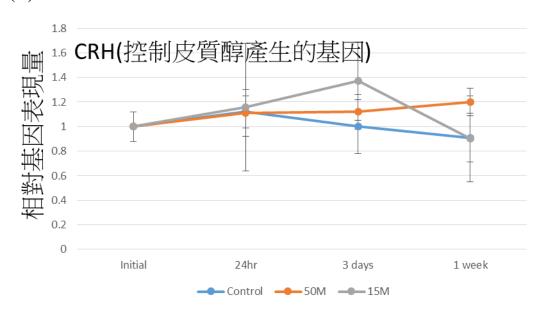


圖 4-5. actb (β-actin)的表現量來為目標基因 cyp11b1 與 crh 表現量進行相對定量:(A) 目標基因 cyp11b1(11bH)的表現量,(B) 目標基因 crh (CRH)的表現量。

# 第伍章 中華白海豚海上調查實習工作坊 成果報告

## 一、海上調查工作坊

活動日期: 2015年05月24日

活動地點:國立台灣大學生命科學館 4B 教室

指導單位:行政院農委會林務局

主辦單位:國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

協辦單會:中華鯨豚協會

工作坊學員數:47人(含中華鯨豚協會學員共54人)

活動目的:本團隊自2013年起,每年舉辦中華白海豚野外生態監測工作坊,致力推展鯨豚保育與海上調查的專業知識與最新資訊。三年來,不同專業領域的學員協助本團隊進行海上調查的同時,也將所傳承的經驗和技術分享給周遭親友。不僅能提升中華白海豚的保育知識,更是台灣鯨豚保育能永續推廣的關鍵。近年由於海岸環境和離岸風機的開發案增加,如何穩定長期觀測與保育中華白海豚與其棲地內的變化,更有其必要性和迫切性。因此,本年度再次於海上調查活動開始前,舉辦海上調查實習工作坊,學員反映良好踴躍:排班人數有31人,實際出海有11人,累計人次達69人次,參與十分踴躍。有鑒於明年將擴增調查範圍,以及持續推廣中華白海豚保育之觀念,建議明年繼續舉辦。

## 二、活動海報與議程:



## 會議 行程

時間	5月24日					
10,101	內容	主講人				
09: 00 - 09:50	報到					
09:50 - 10:00	開幕致詞					
10:00 - 11:00	中華白海豚簡介	周蓮香				
11:10 - 12:00	休息					
11:20 - 12:00	海上調查講解與實作	林圻鴻				
12:00 - 13:30	午餐與紀錄片播放					
13:30 - 14:30	中華白海豚個體辨識	侯雯				
14:30 - 14:40	休息					
14:40 - 16:00	中華白海豚個體辨識實作 & 海上調查演練	林子皓&林圻鴻&侯雯				
16:00-16:10	休息					
16:10-16:40	綜合討論 林圻					
16:40-17:00	Q&A 周蓮					

時間	5月31日			
12:20-12:30	烏石港遊客中心報到 (請先自行吃完午餐)			
12:30 - 13:00	行前解說			
13:00-16:00	海上實習			
16:00~	收穫滿滿·平安回家!			

# 三、室內課程活動照片:



## 四、海上調查實習

活動日期:2015年05月31日 活動地點:宜蘭烏石港外海

指導單位:行政院農委會林務局

主辦單位:國立台灣大學生態學與演化生物學研究所

協辦單會:中華鯨豚協會 參與學員:35人

實習目的:真實的工作環境,讓學員們對課堂傳授的知識,有更具體的了解和應用:包括如何在海上環境觀察,學習填寫環境因子紀錄表及海豚目擊紀錄表,以及在船上搖晃的環境操作各種海上調查的儀器與設備(如:照相機、攝影機、望遠鏡、測距儀、濁度計及鹽溫儀。)

## 五、海上調查實習活動照片:

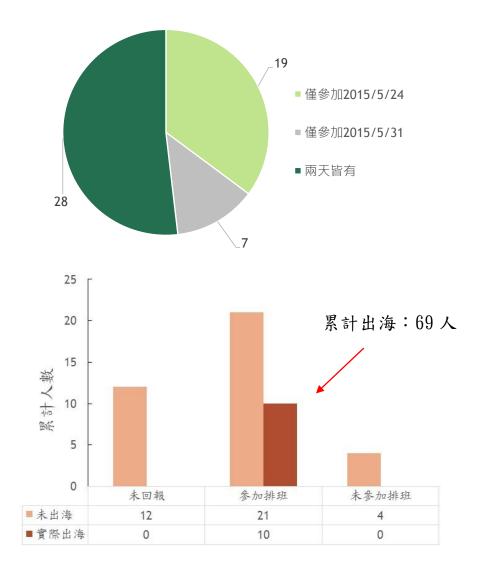






## 六、 學員意見調查統計

本次工作坊完成後,學員反應、參與排班與海上調查相當熱烈。第一階段(5/24) 課程有47位學員參與,第二階段(5/31)則有35位學員完成,兩階段完成者有 28位。尤其第二階段的海上實習,讓學員親身體驗到海上調查與陸上工作的差 異,學員反應熱烈。課程結束後,有有超過60%的學員參與排班,但因受限於 人員配置和天候狀況,累計有10位學員、69人次的參與。其餘未能實際出海 的學員,也持續分享有關鯨豚保育的相關資訊和議題。顯示本工作坊對於西海 岸白海豚的重要性,建議明年仍應編列充足的預算,繼續施行。



## 七、附件

附件 5-1. 學員用海上調查實習努力量表

Sound recordist:	rdist:		Video recordist:		   	
Date:	_	(Month / Day / Year)	/Year) Vessel:	Page: of Wind direction 風句:		GPSvpH
					Weather Sightability	
EC Ef	Effort GPS	Time	Latitude (N) ( ° ', ")	Longitude (E) ( ° , ")	Glare Visibility	Comments
Date:	,	(Month / Day / Year)	/Year) Vessel	Page: of Comments:	ř.	

## 附錄一 海上調查 SOP 手冊

## 一、前言

中華白海豚 (Sousa chinensis) 在外型上,因其背鰭下方及後緣稍微呈駝峰形狀,因此英文俗名為 Indo-Pacific hump-backed dolphin (印太洋駝海豚)。此種海豚分布於華南長江以南沿岸地區,經印度半島到東非沿岸 (Jefferson and Karczmarski 2001),特殊的是分佈於東南亞海域的族群在生活史中會有體色變化,幼年時期體色呈灰色貌似瓶鼻海豚,長大後體色逐漸轉淡,青少年時期身體出現斑點,成體的斑點逐漸減少消失,且體色因皮下微血管而呈現白裡透紅之粉紅色 (Jefferson 2000;孟凡信等 2005)。

中華白海豚 (Sousa chinensis)主要生活在沿岸、水淺的海域,出現的水深通常不超過 20 公尺 (Hung & Jefferson 2004; Karczmarski et al. 2000),而這些地方正是人類活動非常頻繁的水域,很容易面臨環境污染、棲地破壞及漁業活動等威脅,因此目前該種 (臺灣族群除外)被國際自然保護聯盟 (IUCN)列為接近威脅 (Near Threatened, NT)等級 (Reeves et al. 2008)。然而,中華白海豚的臺灣族群所受的威脅更嚴重 (Ross et al. 2010),根據過去研究,初步估算該族群已剩不到 200隻 (Wang et al. 2004; 2007),周蓮香團隊用標記-再捕捉法估計族群數量平均僅約 75-80隻 (余欣怡等 2010),另外 Wang等人的研究,也運用此方法估算出族群數量為 54-78隻 (Wang et al. 2012)。IUCN (國際自然保護聯盟)已於 2008年8月29日將臺灣的中華白海豚族群列為瀕臨危險 (Critically Endangered, CR)等級 (Reeves et al. 2008),其位階僅次於滅絕 (Extinct, EX)與野外滅絕 (Extinct in the Wild, EW),因此未來在西部沿海的各項開發案與離岸建設需要更嚴格評估對該族群的衝擊。

目前對台灣西岸的中華白海豚所知甚少,透過海上調查方式能夠更為深入了解中華白海豚的族群數量、密度、豐度與行為等資訊。也能夠了解漁業發展、沿海開發案與離岸建設等對於臺灣近岸生態系如鯨豚、魚類等影響程度。此手冊敘述海上調查觀測海豚的主要方法與資料分析方向,並提供詳細操作模式,讓有興趣者初步的了解,實際情形仍需配合目的所需做調整。期望從不同的調查團隊所增加的資料量,建立長期監測的模式,並藉由這些長期監測樣區的累積資料,進一步的了解中華白海豚的生態與習性,以達到保育的最終目標。

## 二、 監測調查方法

中華白海豚在臺灣西岸沿海地區,棲息於離岸距離 3 海浬以內、水深 30 公尺以內之海域,多發現於離岸 1 海浬內、水深淺於 10 米之海域。目前調查的方式有海上調查與陸地觀測。陸地觀測是在海岸線一定點做觀測,雖然白海豚棲息範圍靠近海岸線,但仍會有出現在離岸 1 海浬外的可能性 (如河口海域)。雖然陸地觀測花費較低,但西岸適合進行陸地觀測之地點不多、且觀測距離有其極限。海上調查則需乘坐船隻,在可目視觀察之天候狀況下才能進行有效之觀察。但海上調查能夠透過穿越線調查估計族群密度及豐度,且能近距離觀察海豚個體與行為,獲得更多的資訊。現階段台灣西海岸的中華白海豚監測以海上調查為主要方法,以下為海上調查之詳細操作方式。

### (一)監測調查規劃

在調查中華白海豚之前首要任務為規劃調查的區域、調查方式、航線設計與 調查頻度等。惟有審慎的先行評估才能有效率的進行調查並節省經費,針對整個 調查的先行工作說明如下:

#### 1. 樣區規劃

中華白海豚並非均勻的分布在台灣西岸沿海,因此可根據目的及需求調整調查航線之範圍,以在有限的經費下完成監測目標。中華白海豚在臺灣西海岸棲息範圍雖然相當廣泛,但其主要的海域根據過去的調查可區分為兩個高密度熱點。所以在進行中華白海豚長期族群監測之調查樣區時,可以中華白海豚棲息熱區作為優先選擇。而棲息熱區北區範圍為苗栗白沙屯 (緯度 24 度 34 分) 至彰化崙尾水道 (緯度 24 度 04 分);南熱區範圍為雲林麥寮港南堤 (緯度 23 度 47 分至雲林外傘西岸 (23 度 26 分)。如調查目的是針對中華白海豚的整體棲地利用或其季節性活動,調查樣區則可根據林務局目前所規劃之"中華白海豚野生動物重要棲息環境草案"來規劃。目前的重要棲息環境草案北至苗栗竹南 (24 度 44.5 分),南至雲林外傘頂洲西側 (23 度 26 分),如圖 5-1 所示。但要注意的是,過去研究顯示中華白海豚也會出現在嘉義海域,在規劃樣區時也可將嘉義海域納入。

#### 2. 航線規劃

航線規劃則可區分為垂直海岸線、平行穿越線、Z字型穿越線。不同的航線 規劃各有其優缺點,在劃設之前需縝密的評估研究目的與海域地形等因素,規劃 出最適合之航線方法。

#### (1) 垂直海岸線:

乃以海岸線為基礎,垂直畫出航線。其優點為最為符合穿越線的假說,並提供精確的密度估算。但是缺點是航線與航線間有相當長的非努力量航程,耗費時間與油資,因此海豚行為、個體照片資料的蒐集上可能較平行海岸線少。在臺灣地區的白海豚棲地中以金門海域較適合使用。

#### (2) 平行海岸線:

平行海岸線方向進行調查,與臺灣西海岸的中華白海豚移動路徑相似,因此 目擊率以航線設定之水深為主要影響因子,需特別注意調查航線水深範圍。平行 海岸線由於航線之間較少非努力量航程,能夠節省較多的時間與經費,而在淺水 域的平行海岸穿越線調查會有較高的目擊率,故能提供更多的海豚觀測資料,也 能夠進一步以照片標記與再捕捉法估算整個臺灣西海岸中華白海豚的族群豐度。 但缺點即在利用穿越線調查之密度估算上會有所偏差,需精準估計調查人員之可 視範圍,以避免高估其族群密度。適合用於調查中華白海豚棲息的熱區以增加目 擊量,再佐以大量的照片來估算族群豐度。

#### (3) Z字型穿越線:

為垂直海岸線的變型,優點是可省去轉換航線的無效努力航程,使監測方法較符合穿越線調查之假說,利於族群密度之估計。然而若劃設的航線水深範圍涵蓋較廣,仍然會有較多的時間在目擊機率較低的海域,對於蒐集海豚行為、照片等資料上可能較平行海岸線少。此三種不同的航線規劃例子如圖 5-2,可根據不同的目的,選擇最有效的方式進行調查。

	穿越線理論	非努力航程 多寡	區域密度 估算	照片標記再 捕捉
垂直海岸線	О	多	О	Δ
平行海岸線	X	少	Δ	О
Z字型海岸線	Δ	少	О	Δ

#### 3. 調查頻度

目前對臺灣西海岸中華白海豚的調查皆以區域性的調查為主,主要為觀察豚的移動軌跡、習性、活動行為、棲地利用與族群密度。由於中華白海豚的數量相

當稀少,在調查的頻度上建議以目擊到 20 群次的中華白海豚較佳。而目擊率在各個海域皆有不同,建議先行評估該區域的目擊率後,再探討應進行多少趟次的調查。

## 三、海上調查行前準備工作

## (一) 觀測之天氣 (預報浪況、海面風力)

海上調查的首要注意事項即為天候狀況,不適合的風浪不僅侷限調查人員的可視範圍,也增加觀測的危險性。所以行前的天候判斷也將決定調查結果的品質,需要十分注意。而由於天氣預報的精確度在以往經驗為兩日內最有參考價值。建議參考出海前兩日之中央氣象局天氣預報中漁業氣象的臺灣近海以及數值預報中的波浪模式,以浪級為小浪,風力為4至5陣風7級,為較適合調查之天氣。另外在中央氣象局的網站上,可找到"一周天氣預報、即時海況"等其他資料,以及日本氣象廳所發布的波浪預報,皆可輔助做為判斷能否出海的依據。

### (二) 確定船長與船隻狀況 (航線,工作時間,內容)

調查工作所執行的航線內容、工作時間,除了需要配合日出日落的時間,亦 須要憑藉著船長長年開船的經驗才能安全且順利的完成。故在發現有合適調查之 天氣後,則須再次與船長聯繫,確認能做調查的時間。由於臺灣西岸多為潮汐港 口,若是從潮汐港出發,則進出港時間需需在滿潮前後3小時之內。

## (三) 行政手續 (安全訓練,同意書,保險)

### 1. 安全訓練:

目前漁業署規定租用漁船進行海上研究調查,需事先申請並接受研究作業人員安全實務訓練或檢附潛水執照、救生員執照。而租用娛樂漁船目前漁業署並未制訂相關管理規範。

#### 2. 同意書:

租用漁船進行海上研究調查需有主管機關「漁業署」同意方可進行,娛樂漁船不受此限制,但仍需事先於海巡署網站中線上申辦申請出海公文 (機關學校團體人民進出港口安全檢查報驗登記)。

#### 3. 保險:

每次出海前,須幫所有海上調查成員進行投保手續,投保金額不得低於 100 萬元 (漁業署規定租用漁船規定之一)。

## 四、海上調查時準備及注意事項

### (一) 航行時與船長溝通航線規劃 (障礙物、沙洲、潮汐時間)

在海上調查時由於航線可能經過沙洲、定置漁網、浮網或航線進入海岸線, 此時需與船長溝通如何航行。碰到障礙物時,在可維持船隻航行安全的狀況下, 盡可能以偏離航線最小範圍航行。而在水深過淺狀況下,在避免船隻擱淺的狀況 下,以最接近航線沿著海岸航行。當目擊海豚時,由於需紀錄隻數、行為等,所 費時間可能會拉長,在港口出入受潮汐限制的狀況下,斟酌追蹤海豚的時間與留 意最晚能進港的時間。

### (二) 航行時確認無偏離航線與船速限制

海上調查時,當無障礙物或近海岸線等無法航行的區域時,仍需不時注意是 否航行於航線上。由於海豚的活動在正常狀況下,每2-5分鐘會出水換氣,因此 若船速過快將可能增加遺漏目擊的機會,建議船速保持在6-9節 (海浬/小時) 以 利觀察。

## (三) 海上調查工作及人力分配

海上調查時可區分為搜尋海豚時與追蹤海豚時,兩種不同時期人力配置將有 所不同。但是最基本的人員配置需要至少有4名工作人員才可能完成。以下將根 據兩種不同情況分別舉列該情況所需人員。

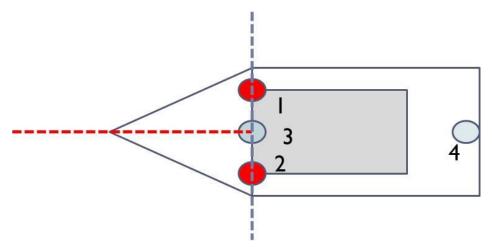
#### 1. 搜尋海豚時:

(1) 在搜尋海豚時主要工作分為一般觀察員、獨立觀察員與量測環境因子人員。 獨立觀察員與一般觀察員不同,為校正穿越線設立。當僅有獨立觀察員目 擊到海豚時,紀錄當下的角度、離海豚距離,但需至海豚超越船隻中線,離 開一般觀察員的觀測範圍再行通知其他人員進行海豚追蹤,以達到校正目 擊率的目的。

- (2) 工作人員以最低限度四人為基礎,額外增加人員可依循此方法配置於觀測 與休息或獨立出量測環境因子人員。
- (3) 觀察員①由一工作人員負責觀察船首至右90度。 觀察員②由一工作人員負責觀察船首至左90度。 獨立觀察員③由一工作人員負責觀察前方180度之海面。

量測環境因子人員可由觀察員①或②負責,若有五位工作人員可獨立出一名 負責。由於海上觀測受到海況及天氣影響,相當消耗體力,遂安排⊕為休息 人員。

(4) 輪值方式建議以 20 分鐘或 2 海浬為單位,依順序交換,交換方式可依當下 情形調整。下圖為簡易示意圖,可視情況更變。



#### 2. 追蹤海豚時:

在追蹤海豚時人員基礎配置可分為攝影人員、錄影 (音) 人員、行為紀錄員及環境因子測量員。因不同調查需要可增減其人員配置。

## (四) 海上調查紀錄表(表 5-1)

海上調查紀錄盡量以簡要清楚為原則。以下列出必要的登記因子。範例如。

- 1. 趟次資料:日期、地區、調查範圍、航線等資訊。
- 2. 事件代碼:起點、終點、採樣點、目擊點、接觸點、離開點、航線變化...等。
- 3. 航行資料:採樣點時間、GPS點位。
- 4. 航程種類:努力航程與非努力航程 (On-effort、Off-effort)。
- 5. 環境因子資料:水深、鹽度、溫度、pH 值、濁度...等。

由於海上調查所費不貲,能夠紀錄的因子皆盡可能的紀錄作為後續分析的依據。以下為紀錄因子的詳細說明:

#### (1) GPS 紀錄:

GPS 是在海上能夠精確標定出確切位置的工具,功能必須包含紀錄點位、時間、方向、速度及紀錄軌跡。在測量環境因子時必須先以 GPS 標定之,再行量測。

#### (2) 努力航程與非努力航程:

在海上調查時,可能會由於相當多的因素 (如漁網、陸地、貨輪...等),而無法照原規劃之航線航行。此時,必須將這段非於航線上的航程稱為非努力航程 (Off-effort)。在後續分析時,根據穿越線的理論,非努力航程所目擊的海豚並無法用於計算族群之密度及豐度。這段非努力航程可在調查當下即標示 GPS 點位,或在後續分析時取航行軌跡接近之位置。

#### (3) 海上環境因子:

主要包括深度、鹽度、酸鹼值、濁度及溫度,依據不同需求可有所增減(如:船隻活動、漁網、天氣、浪級、船速...等)。調查的重點除了能夠得知海水的資料外,盡可能將影響觀察的因素皆紀錄下來,以利後續分析時能有所依據。

## (五) 海上調查儀器

海上調查所收集的環境因子需要儀器的輔助,以下為過去常用的儀器與使用方法,提供參考:

#### 1. 海上調查儀器組介紹

- (1) 深度:船上配備之漁探機
- (2) 鹽度、溫度: YSI30 鹽溫儀
- (3) 酸鹼度 (pH 值): YSI60 pH meter
- (4) 濁度:2100Q 濁度計

#### 2. 校正方式

- (1) YSI30: 導電度 12800 之校正液
- (2) YSI60: ph7&10 ≥ buffer
- (3) 2100Q: 各種標準濁度罐

#### 3. 回測方式

- (1) YSI30: 導電度 12800 之校正液
- (2) YSI60: ph7 & 10 ≥ buffer

(3) 2100Q: 20NTU 濁度罐

#### 4. 使用方式

舀取海水表面樣水後量測環境因子,獲得數據後以清水沖洗並擦拭乾淨, 放至安全位置晾乾(注意:pH 儀電極探頭需保持濕潤)。

#### 5. 保養方式

(1) YSI30: 纜繩電極探頭皆以清水沖洗後晾乾

(2) YSI60:同上,且電極需浸在酸性 buffer 中

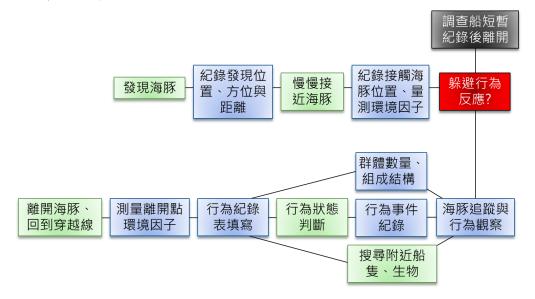
(3) 2100Q: 以濕紙巾擦拭乾淨

#### 6. 維修

送回儀器廠商檢測調校,如過於老舊可考慮更換電極探頭或纜線。

### (六) 鯨豚觀察 (目擊紀錄)

### 1. 目擊海豚時的工作流程如下圖:



#### 2. 紀錄表

在目擊海豚時需紀錄發現海豚的狀態與環境因子,以提供分析海豚出沒的環境。而行為的紀錄可以讓我們更加了解中華白海豚的習性,對於環境與行為的紀錄表說明如下:

#### (1) 目擊紀錄表 (如表 5-2)

- 紀錄發現點時間、GPS、經緯度、船首角度、海豚角度、最初離船距離 及離岸距離
- 紀錄接觸點與離開點的時間、GPS、經緯度及環境因子(鹽度、水溫、pH、水深及濁度)

- 海豚資料 (群體數量、母子對、是否分群、年齡結構(分三級))
- 勾選海豚行為並在備註欄盡可能以文字詳細記錄觀察期間海豚行為等 各種細節,以提供後續行為分析

#### (2) 行為紀錄表 (如表 5-2)

每三至五分鐘以 GPS 儀器標定點位,記錄海豚移動軌跡並向船長詢問水深, 其次則紀錄海豚游向、下潛角度時間、個體間距與水面行為,盡可能記錄出海豚 的相關訊息,提供後續分析。

#### 3. 重複目擊 (re-sighting)

遭遇海豚時很有可能該群體為當天同一航線上前次目擊之相同群體,若該群體組成50%以上為相同個體,且相隔時間過短(小於30分鐘),此時將標記該群體為重複目擊。倘若相同群體為不同航線(平行海岸線)或不同天次、趟次所目擊相同之群體則不屬於重複目擊。遇到重複目擊情形時,在計算密度及豐度時,不可將重複目擊視為一次目擊。

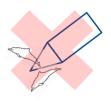
#### 4. 開船方式

#### (1) 追蹤方式:

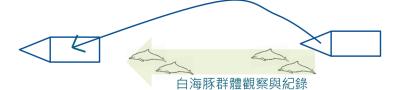
盡可能提前與船長溝通作業方式,追蹤時盡量以定速追蹤,切勿突然提高船速;船隻位置與海豚距離應適中,以不干擾海豚行為為基準(不可從海豚行進方向前經過、衝擊群體等)(如下圖範例)。

- 緩慢接近、觀察船不往群體內移動
  - 從海豚側面平行觀察
  - 拍攝兩側背鰭照片





- 可預測海豚活動時
  - 從海豚側面移動到海豚群體前,停止引擎、魚探聲納



#### (2) 船隻方位:

船隻方位除了可以反映海豚軌跡,更直接影響拍照、攝影及錄音的品質。船隻應與海豚平行或預期海豚路徑前方側邊,並使拍照者可順光拍攝。

### (七) 攝影與攝相

紀錄海豚的行為除了利用文字紀錄外,還可利用攝影與攝相之方式輔助。在 後續分析時攝影攝相比起文字紀錄更為直覺,也能將當下的聲音與時間等因子紀 錄下來。以下為攝影與攝相的注意事項提供參考:

#### 1. 出海前準備:

確認相機、DV 鏡頭機身清潔、檢查記憶卡空間和電池電力、DV 與相機設定 (時間、光圏、快門...等)。

#### 2. 目擊鯨豚時:

由於中華白海豚乃以背鰭作為個別辨識的基礎,拍攝角度以正對海豚背鰭角度為佳。盡量以順光拍攝以避免陰影造成判斷的困難,此點與船隻角度相關,需與船長做詳細的溝通。由於船與海豚間有一定的距離,拍攝時盡可能拉近以獲得高品質之照片。拍攝 DV 則盡量避免快速的變動焦段與移動鏡頭,緩慢的跟隨海豚移動軌跡。根據調查的目的錄製群體行為或個體行為。拍攝時間以小片段為主,將整體行為區分為小區塊以利後續分析。海豚在沒入水中後會有一段潛水時間,此時可根據經驗預測出水的位置與時間,而拍攝姿勢以穩定、機動性佳為考量要點。結束調查後將照片檔案回傳硬碟備份供後續 Photo-ID 資料等處理,相機、DV 鏡頭機身清潔、檢查記憶卡空間和電池電力,以及觀察拍攝結果並刪除無效照片(如:照片只有拍攝到海面或海水)與影像。

#### (八) 錄音

除了攝影與攝相外,還可以透過水下麥克風收集海豚的聲音,並比照行為等 建立起海豚溝通的模型。以下提供水下錄音時的注意事項以供參考:

#### 1. 出海前準備:

確認錄音機設定,確認所有接線都可正常運作可正常收音,並注意錄音儀器不可重壓及碰撞。

#### 2. 遇到鯨豚時:

視海豚狀況 (海豚是否表現躲避反應? 移動路徑可預測否? 海豚游泳速度是否夠慢到船隻能超前群體?) 來決定錄音與否。盡可能當左右兩邊的海豚背鰭都拍攝過且每隻個體都拍攝過後才錄音。在錄音時密切與船長溝通開船方式:從側後方繞到海豚群體前方錄音。放置麥克風以快速輕放為要點,參考當地水深,讓麥克風沒入水中 2-5 公尺,但避免麥克風接觸海床,按下錄音鍵錄音同時監聽聲音。避免使麥克風碰撞到船體,在錄音時盡量保持安靜。錄音時調整音量大小與錄音時間長度,以小片段為主。若海豚離船距離過遠、聲音音量小聲或海豚沒發出聲音即停止錄音,並小心收回麥克風。結束調查後將錄音檔案回傳硬碟備份,並清潔水下麥克風、檢查硬碟空間和電池電力,整理錄音結果。

### (九) 行為觀察與判定

海豚的行為主要可分為四類,分別為移動旅行 (Travel)、覓食 (Forage)、社交 (Social)、兜圈 (Mill),各別描述如下:『移動旅行』的群體有著一致且大約固定的游動方向,下潛的間隔較為規律且角度淺;『覓食』群體有可能包含群體成散開不一致的游動方向,且下潛角度深常伴隨著尾鰭舉起,並沒有如同移動旅行的規律可言。此外常會觀察到海豚在游動過程中突然加速或是表現一些可能在覓食的行為 (以尾鰭拍打水面或是嘴喙咬魚等...);『社交』群體的下潛模式難以預測,個體之間常會近距離互相觸摸接觸甚至撞擊對方,觀察過程中常有非常多的水上動作;『兜圈』群體的活動在水面的動作較慢,僅在一小範圍海域移動,個體之間的距離很近但沒有明顯的肢體接觸。下潛模式較為規律,角度較淺,大部分時間會在水表層附近,類似於休息行為。

## 五、 資料彙整與分析

## (一) 海上調查目擊資料分析

將調查資料就中華白海豚海上調查里程目擊率、族群密度、空間分佈、移動軌跡、環境因子進行分析。目擊率為航線上(有效努力量期間)所目擊的中華白海豚群體數、有效努力里程來標準化海上調查里程目擊率(群次數/100公里),趟次目擊率則為有效目擊中華白海豚之趟次數除以有效調查趟次數之百分比率。

中華白海豚密度與豐度則由海上調查有效目擊群體之數據 (群體數,每群估

計之個體數、目擊點與穿越線垂直距離)、有效努力之航線長度與調查範圍面積來計算。記錄到最初發現海豚的角度與離船距離 (R)、船隻角度後,可求出海豚與船隻的夾角角度 ( $\theta$ ),再利用公式 Y=R  $\sin\theta$ ,即可得到海豚與穿越線垂直距離 (Y)。將數據代入穿越線法公式,由電腦軟體 DISTANCE 6.0 以上之版本 (Thomas et al. 2010) 推算而得。推算族群密度的公式如下:

$$\widehat{D} = \frac{n\widehat{f}(0)\widehat{E}(s)}{2L\widehat{g}(0)}$$

**D** = 所欲推估之海豚的族群密度 (以群為單位)

n = 發現群次

 $\hat{f}(\mathbf{0}) =$  在垂直距離為 0 時,所發現海豚群體的機率  $\hat{E}(\mathbf{s}) =$  海豚群體大小的期望值

 $\hat{q}(0)$  = 直接在航線上發現海豚族群的機率

L = On-effort 穿越線的總長度

族群數量  $(\hat{N})$  也是使用 DISTANCE 6.0 軟體推算而得,推算的公式如下:

$$\widehat{N} = \widehat{D}A$$

A= 調查範圍面積 (平方公里)

(將所有調查航線所涵蓋之範圍,使用 ESRI ArcGIS 9.0 以上版本計算面積)

## (二) 中華白海豚族群結構分析

在中華白海豚族群結構分析前首先必須以照片辨識法(photo-identification)進行海豚個體確認與建檔,篩選海上拍攝清晰且角度適中之照片,以身體或背鰭之輪廓、缺刻、疤痕、顏色、斑點等特徵仔細比對於臺灣中華白海豚個體資料庫,確認不同群次中照片中的個體身份檔案,並分析該個體的年齡組成。族群結構的分析部份,由於海上觀察海豚時,易受到當時光線與海況的影響,本調查使用照片辨識的結果來分析該群次的群體年齡組成。年齡的分期主要是依據體表顏色變化與身體的體型大小。參考香港與大陸的研究文獻分成六期(Jefferson & Leatherwood 1997;賈曉平等 2000;Jefferson 2000),分別為 Unspotted calf (簡稱UC,嬰年期,身長為成體的 1/3 到 1/2,全身深灰色,沒有斑點,身體側面可能還留有胎摺)、Unspotted juvenile (簡稱 UJ,幼年期,身長為成體的 2/3 到 3/4,體色深到淺灰色,沒有斑點)、Mottled (簡稱 MT,少年期,自 spotted juvenile 修改,體色為淺灰色,身體上有白色或灰色斑點)、Speckled (簡稱 SK,青年期,自 spotted

subadult 修改,已出現粉紅色體色但面積不到 50%,幾乎滿佈白色或灰色斑點)、Spotted adult (簡稱 SA, 壯年期, 粉紅體色面積大於 50%,斑點較 SK 少)、Unspotted adult (簡稱 UA, 老年期,體色以粉紅色或白色為主,可能帶有些許灰色或黑色斑點)。但在本計畫中因嬰幼年個體的辨識度相當困難,僅將嬰幼年歸為一個年齡期。

### (三) 照片辨識法 (photo-identification)

#### 1. 照片進檔及命名

收集拍攝者的照片,並將只有拍攝到海面的照片或完全模糊的照片刪除。 首先確認目擊紀錄表上的拍攝者名稱是否正確,並依照發現點的地點、日期、 群次編號及拍攝者等資料命名,命名規則如下:地點年月日\_群次編號\_拍照 者\_原始檔號 (ex: YL20130328\_01\_MO\_0362)。

#### 2. 修剪照片

由於照片數量龐大,在畫面中的位置也不一致,利用修剪照片以達到減少記憶容量與後續辨識上的方便。剪裁範圍盡量貼近海豚全身。若一張照片中,同時拍攝到多隻海豚,分別剪裁後,將其分別自左上往右下命名為原始檔名 a、原始檔名 b、原始檔名 c (如下圖範例)。推薦照片剪裁及更名軟體:PhotoScape。



## 六、參考文獻

- Hung, S. K. and Jefferson, T.A. (2004). Ranging patterns of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, People's Republic of China. *Aquatic Mammals* 30(1): 159-174.
- Jefferson, T.A., and Leatherwood, S. (1997). Distribution and abundance of Indo-Pacific hump-backed dolphins (*Sousa chinensis* Osbeck, 1765) in Hong Kong waters. *Asian Marine Biology*, *14*: 93-110.
- Jefferson, T.A. (2000). Population biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters. The Journal of Wildlife Management, 64(4): 1-65.
- Jefferson, T.A., and Karczmarski, L. (2001). *Sousa chinensis. Mammalian Species* 655: 1-9.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V.G. and Mclachlan, A. (2000). Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. Marine Mammal Science, 16(1): 65-79.
- Reeves, R.R., Dalebout, M.L., Jefferson, T.A., Karczmarski, L., Laidre, K., O'Corry-Crowe, G., Rojas-Bracho, L., Secchi, E.R., Slooten, E., Smith, B.D., Wang, J.Y. and Zhou, K. (2008). *Sousa chinensis*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2.
- Reeves, R.R., Dalebout, M.L., Jefferson, T.A., Karczmarski, L., Laidre, K., O'Corry-Crowe, G., Rojas-Bracho, L., Secchi, E.R., Slooten, E., Smith, B.D., Wang, J.Y., and Zhou, K.Y. (2008). *Sousa chinensis* (eastern Taiwan Strait subpopulation). In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2.
- Ross, P.S., Dungan, S.Z., Hung, S.K., Jefferson, T.A., Macfarquhar, C., Perrin, W.F., Riehl, K.N., Slooten, E., Tsai, J., Wang, J.Y., White, B.N., Würsig, B., Yang, S.Chu., and Reeves, R.R. (2010). Averting the baiji syndrome: conserving habitat for critically endangered dolphins in Eastern Taiwan Strait. *Aquatic conservation:* marine and freshwater ecosystems, 20: 685-694.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A., and Burnham, K.P. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x
- Wang, J.Y., Yang, S.C., Hung, S.K., and Jefferson, T.A. (2007). Distribution, abundance and conservation status of the eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific

- humpback dolphins, Sousa chinensis. Mammalia, 71(4): 157-165.
- Wang, J.Y., Yang, S.C., Fruet, P.F., Daura-Jorge, F.G., and Secchi, E.R. (2012). Mark-recapture analysis of the critically endangered eastern taiwan strait population of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*):implications for conservation. *Bulletin of marine science*, 88(4):885-902.
- 余欣怡,林子皓,張維倫,黃祥麟,周蓮香,2010。利用標暨-再捕捉法估計台灣 海域之中華白海豚族群數量。中華白海豚種群間關係和保護國際研討會: 34,南京,中國。
- 孟凡信,祝茜,郭建東,2005。中國中華白海豚的研究和保護現狀。四川動物 24(4): 613-616。
- 賈曉平,陳濤,周金松,郭智,2000。珠江口中華白海豚的初步調查。中國環境科學 20:80-82。

表 5-1. 中華白海豚海上調查環境因子紀錄表

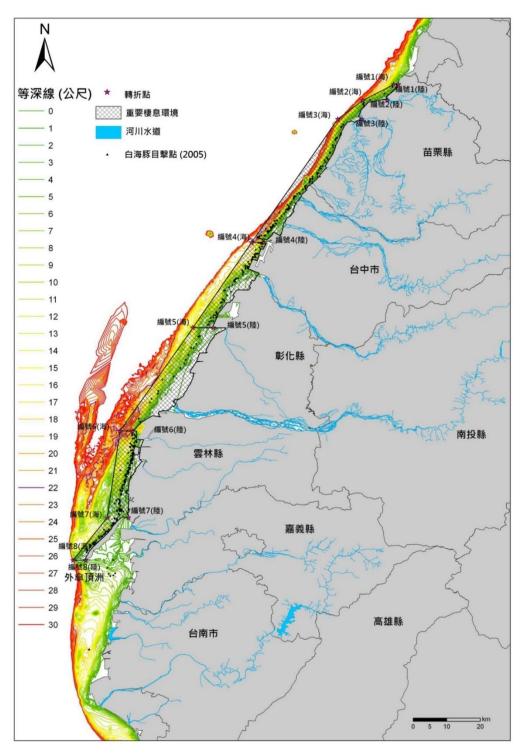
Sound recordist:	Ohserver
ort GPS	9 11
	P
Tiu	ları
	ne Iv
	lam
Mont	mai
h/D	7
(Month / Day / Year)  Latitude (	)TO
Video reconvy / Year) Vessel O	ROP.
(N)	rm & 3
Vessel:	- X
Video recordist;  Vessel:  (N)(	Marine Mammal Ellort Form & 表見四十 SS1, Salinity & Current Form Recorder: Recorder:
	4
Lou Page:	, 52
itude (	Ş
Photograp ge:ofWin	Route
(E) ( ° , Wind di	rre
pher ind di	11
") "j	orm
grapher:	L
Speed Brg	•
Weather/ Glare Sightability/ Visibility	
	ļ
為漢時間: ts: GPS ufort Sal.(0	
本語: S (	I
p pH	₩
let H	
Cargo (mobile/station) Fishing Boat	
	L
	•
\ DV_\_\\ \\ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \	

#### 表 5-1. 中華白海豚目擊紀錄表

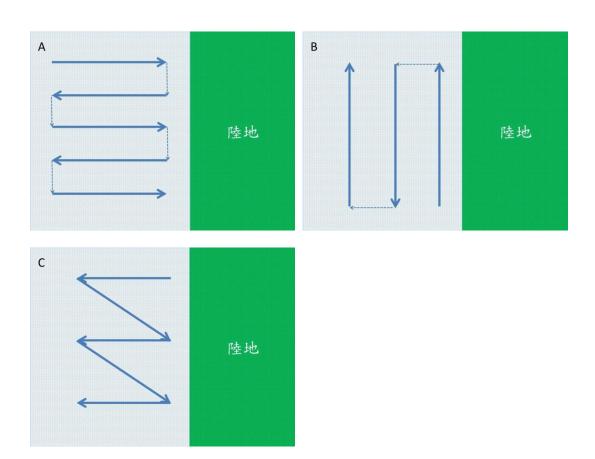
#### 中華白海豚目擊紀錄表 Sighting Record Sheet Date 日期:\_\_\_\_\_ Recorder 紀錄者:\_\_\_\_\_ GPS no:\_\_\_ Vessel 船名: Discoverer 發現者:\_\_\_\_\_ Cue 發現狀態:\_\_\_ 距離最後滿潮幾小時: Sighting No.: File name 檔名 Video [ Photo Sound Sighting Point 發現點 船首角度: 度 500 m 內船筏(艘)數目: Time: 海豚角度:\_\_\_\_\_度 \_\_\_\_漁船\_\_\_\_貨輪\_\_\_工作船 Position GPS 最初離船距離: Associated Organisms 關聯生 m 物:□Bird 鳥 □Fish 魚 離岸距離: m □Other 其他\_\_ Contact Point 接近點 Leaving Point 離開點 Time: Time: \_\_\_\_\_(Leaver 離開者: us 我/animal Position GPS\_\_\_ 動物) N:\_\_\_\_° Position GPS\_\_ N:\_\_\_\_\_ E:Sea surface temperature 水表溫度: $^{\circ}$ C Sea surface temperature 水表溫度:\_\_\_\_\_℃ Salinity 鹽度:\_\_\_\_\_ % pH:\_\_\_ Salinity 鹽度:\_\_\_\_\_ % pH:\_\_\_\_ depth 水深:\_\_\_\_m Turbidity 濁 depth 水深: m Turbidity 濁度: 度: Beaufort 浪級: Beaufort 浪級: Information of Dolphins 海豚資訊 Group number 數量 Coloration 體色變化 Mother-Calf 母子對 Subgroup 分群 (總群數-1) White (隻) >50% 白斑>50% Average 平均 白斑<50%\_\_\_\_ White Closest distance to ship 最近 < 50% 全黑或灰 Min 最少 船隻距離:\_\_\_\_m Calves Max 最多\_\_ Behavior 行為: Response to boat 對船反應: □+主動靠近□-躲避□Nr 不理□U 不知 ■Mill 繞圈徘徊■Feed 覓食■Travel 游走 □Social 社交□Rest 休息□ Other 其他 Comment 備註

## 表 5-1(續). 中華白海豚目擊紀錄表

Sighting number							
開始時間	游向		下潛1	角度	下潛時間	個體間距離	附近船隻
::	□一致	_	□淺		□一致	□<1 海豚身長	□不移動
(三分鐘一觀察單位)	□轉向	_	口中		間隔sec	□1~3 海豚身長	□靠近
標定編號(GPS)	□不一致		□深		□不一致	□3 海豚身長以上	□遠離
							□接觸海豚
	緩慢遊動	尾鰭	舉起	尾	鳍拍水(水面)	互相磨擦	漂浮不動
水面行為	快速游動	側翻	滾	尾	鳍拍水(水下)	交錯下潛	與船互動
	全身跳出	倒翻		胸	鳍拍水	嘴喙咬魚	躍身擊浪
備註	Position:		· · ·		'N	۰ ,	E
水深m							
					Г	1	
開始時間	游向		下潛1	角度		個體間距離	附近船隻
:	□一致	_	□淺		□一致	□<1 海豚身長	□不移動
(三分鐘一觀察單位)	□轉向	_	□中		間隔sec		□靠近
標定編號(GPS)	□不一致		□深		□不一致	□3 海豚身長以上	□遠離
							□接觸海豚
	緩慢遊動	尾鰭	舉起	尾	鰭拍水(水面)	互相磨擦	漂浮不動
水面行為	快速游動	側翻	滾	尾	鰭拍水(水下)	交錯下潛	與船互動
	全身跳出	倒翻		胸	鰭拍水	嘴喙咬魚	躍身擊浪
備註	Position:		· · · ·		'N	· · · · · ·	E
水深m							
HH 11 WARH	N44.					Process Maddle 100 and process about	Ber Surf de la des
開始時間	游向		下潛1	角度		個體間距離	附近船隻
	□一致	-	□淺		□一致	□<1 海豚身長	□不移動
(三分鐘一觀察單位)	轉向	_	中		間隔sec		□靠近
標定編號(GPS)	□不一致		□深		□不一致	□3 海豚身長以上	□遠離
	(319 )4-71		re to		halle to a to-		□接觸海豚
	緩慢遊動		舉起		鳍拍水(水面)	互相磨擦	漂浮不動
水面行為	快速游動				鳍拍水(水下)	交錯下潛	與船互動
	全身跳出	倒翻	0	胸	鰭拍水	嘴喙咬魚	躍身擊浪
備註	Position:				'N		E
I a Vitte							
水深m							
	6四十百分5年		胡土口		送せずんがあり	万扣麻按	漂浮不動
少克尔克	緩慢遊動		舉起		鰭拍水(水面)	互相磨擦	
水面行為	快速游動	側翻			鳍拍水(水下)	交錯下潛	與船互動
/#: <del>&gt;-&gt;-</del> -	全身跳出	倒翻	0	月凶!	鳍拍水 ' N	嘴喙咬魚 ,	躍身擊浪
備註	Position:				'N		E
-1×37E							
水深m							
I .	1						



圖附錄-1. 臺灣本島西海岸中華白海豚重要棲息環境範圍示意圖。



圖附錄-2. 不同行線規劃範例。A、垂直海岸線;B、平行海岸線;C、Z字型穿越線。實線為努力量航程,虛線為非努力量航程。