

Lin W Z, Chen S L, Liu B S, *et al.* Population reduction of the Chinese white dolphins in Lingding Bay since the rapid urbanization of the Pearl River Delta [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, 49(12): 122518. [林文治, 陈圣兰, 刘彬帅, 等. 伶仃洋中华白海豚自珠三角城市扩张以来的种群衰退 [J]. 水生生物学报, 2025, 49(12): 122518.]

综述

伶仃洋中华白海豚自珠三角城市扩张以来的种群衰退

林文治¹ 陈圣兰^{1,2} 刘彬帅^{1,2} 李松海¹

(1. 中国科学院深海科学与工程研究所, 海洋哺乳动物与海洋生物声学研究室, 三亚 572000; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 栖息于伶仃洋海域的中华白海豚是全球受人类活动影响最为严重的鲸类群体之一。自20世纪90年代始, 已采用样线调查法、静态生命表、捕获-再捕获法等技术手段对该群体开展多项独立研究。尽管一般认为该群体存在衰退趋势, 但是否已经衰退、衰退幅度有多大等问题一直存在较大争议。尚不明的种群动力学情况已成为伶仃洋中华白海豚灭绝风险评估、保育资源配置及保护行动计划制定的掣肘。文章整理了近20年来伶仃洋中华白海豚种群动力学相关信息(种群大小、种群丰度、年衰退速度等), 探讨调查方案设计对种群动力学研究的影响, 并进一步讨论不同结果的生态学含义、合理性和可比性。通过不同时期的有效动力学信息进行对比, 伶仃洋的中华白海豚在1998—2015年间经历了47.7%的种群衰退; 年衰退幅度由早期的2.2%增长至6.3%。由于身处高度城市化的河口环境, 中华白海豚的种群延续和人类活动冲突难以避免。文章通过回溯伶仃洋中华白海豚的动力学发展轨迹, 强调保护行动的迫切性和种群动态监测的必要性。

关键词: 珠三角; 伶仃洋; 印太驼海豚; 种群衰退; 捕获-再捕获法; 样线调查法; 静态生命表

中图分类号: S931.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2025)12-122518-10

doi: 10.3724/1000-3207.2025.2025.0145 **CSTR:** 32229.14.SSSWXB.2025.0145



1 珠江口的城市化过程

1.1 珠江口是人与野生动物冲突的前沿

珠江由东江、西江、北江及珠江三角洲其他各条河流汇集, 通过八大河口(虎门、崖门、磨刀门、蕉门、洪奇沥、横门、虎跳门和鸡啼门)流入南海, 是我国径流量第二大河流。珠江口地区的人类活动最早可追溯至5000 B.C. 至4000 B.C.^[1]。先民在珠江口的早期活动以渔猎为主; 至秦末时期, 部分秦军携眷属由今中原地区南下至今岭南地区建立南越国(204 B.C. 至111 B.C.), 并引入“刀耕火种”等农业技术。急剧增加的人口带动了空前的粮食需求, 因此先民在岭南地区大规模伐木开荒。农业活动成为这一时期最主要的人类经济活动, 为岭南地区近两千年的生态环境演化打上人类活动的

烙印^[2]。

秦后的毁林开荒活动造成陆栖动物的栖息地大量流失, 进而导致种群数量逐步衰减。绝大多数大型陆生动物(如绿孔雀 *Pavo muticus*、亚洲象 *Elephas maximus*、湾鳄 *Crocodylus porosus* 等)自宋代起逐步在珠江三角洲地区灭绝^[3]。与此同时, 水土流失增加了河流中的悬浮物, 也对生活于河口生态系统的鲸类产生了深远影响^[4]。例如, 珠江河口的沉积率在唐宋时期比原先的自然沉积率增加了3倍。沉积物的增加加速了岸线的推进。此外, 先民在近海垒筑堤坝以保护农作物免受台风季节海水倒灌的影响^[2]。堤坝减缓河流流速, 从而进一步增强沉积效应。唐宋时期以来的造陆面积超过此前六千年经自然沉积造陆面积的总和。岸线外推降低河口面积及河口生态系统的生物承载量; 若以

收稿日期: 2025-04-24; 修订日期: 2025-08-23

基金项目: 香港海洋公园保育基金(MM01.1920)资助 [Supported by the Ocean Park Conservation Foundation, Hong Kong (MM01.1920)]

通信作者: 林文治(1982—), 副研究员; 主要从事中华白海豚的种群生物学和保护生物学研究。E-mail: linwz@idsse.ac.cn

20 m等深线为河口边界,珠江三角洲河口面积在过去两千年减少了约61%;与之相应,中华白海豚 *Sousa chinensis* (以下简称“白海豚”)的有效种群大小在这一时期衰减约74%^[4]。

得益于三角洲平原的肥沃土地和便利的水利交通,珠江口日渐成为我国重要的农业和商业中心之一。人类在河口地区的活动与白海豚产生冲突难以避免,并随着人类技术的革新和人口膨胀愈演愈烈。现今珠江河口的陆地和海域使用已为人类经济活动主导。如果人类活动无法得到有效规控,白海豚在珠江河口的生活空间将被进一步挤压,乃至面临区域性灭绝的可能^[5]。

1.2 珠江口改革开放以来的快速城市化过程及河口生态衰退

改革开放以来,珠三角地区经历了快速城市化。20世纪90年代,珠江口城市圈的快速发展吸引了大量外来人口,期间人口增长94%,人口总数达4150万人^[6]。根据世界银行报告,珠三角经济圈在2005年已经超越日本东京,成为全球最大的城市圈^[7]。2017年,经由珠江口的贸易量占全球国际贸易总量的3.4%。珠三角经济圈已经成为我国乃至世界经济发展的重要引擎之一。

人口增长和生活水平的提高刺激了海产品的市场需求。尽管渔船数量出现过一定程度的下降^[8],但机械化拖网的广泛应用导致整体捕捞努力量仍在持续上升。以香港为例,香港渔农自然护理署登记在册的机械拖网船只总功率由1985年的约40000 kW增加至近95000 kW^[9]。无序捕捞削减了渔业资源的种群补充,而水体污染(包括生活污水、制造业及工业排污、挖沙造成的悬浮物污染等)则可能进一步降低鱼卵的孵化率和仔鱼存活率。多种因素叠加,伶仃洋的近海渔业资源已经无法维持现有的捕捞需求,其捕捞量自20世纪90年代始逐步下降^[10]。此外,伶仃洋生态系统逐步衰退,部分海域呈荒漠化。例如,南沙海域的多样性指数自20世纪80年代以来下滑超过90%,鱼类生物总量(Biomass)减少了70%—80%^[11]。伶仃洋外围的桂山渔场近年所记录的渔业捕捞活动处于广东沿岸海域的最低水平^[12],提示该海域的渔业资源可能已无法维持商业捕捞作业的利润。与此同时,伶仃洋白海豚的主要摄食鱼类也从早期的底层河口鱼类逐步转向表层鱼类^[13],营养级别也有所下降^[14]。因此,伶仃洋白海豚可能面临严重的食物短缺^[13],并可能存在长期营养摄入不足、群体补充不足等一系列胁迫因素。

用地紧张是城市扩张过程中逐渐凸显的另一

关键问题。填海围垦作为一种经济造陆手段,成为这一时期最重要的造陆模式。改革开放以来,填海主要集中在伶仃洋和磨刀门海域^[15, 16]。在伶仃洋海域,目前除少数岛屿外(例如香港大屿山西侧和南侧、内伶仃岛、淇澳岛、青州岛等),天然岸线几乎消失殆尽^[16]。在填海活动最为密集的珠海市西部,横琴岛、高栏岛和荷包岛等岛屿已与大陆相连,原本呈喇叭形河口的磨刀门也逐步缩小成为水道^[15, 16]。填海活动不可逆地造成河口栖息地面积衰减。对鱼类、甲壳类等生物而言,天然岸线的丢失使得产卵孵化场所及幼体庇护场所大大减少,从而降低了饵料物种补充;而对白海豚等高等哺乳类而言,栖息地流失(以及其他相关因素)改变了动物的社群网络结构,增加了动物个体之间的竞争,进而削弱了动物个体乃至种群的生存力(Viability)和适应度(Fitness)^[17]。

近期研究从食物丰度^[13, 18]、生态毒理^[19]等角度提出伶仃洋的白海豚面临多种胁迫压力,使其成为全球受人类活动胁迫最为严重的鲸类群体之一^[20—23]。但伶仃洋的白海豚是否已经衰退以及衰退幅度有多大等问题在动物保育、用海管理和社会层面未能达成共识。种群动态不清晰已成为伶仃洋白海豚灭绝风险评估、保育资源配置及制定保护行动计划的掣肘^[17, 24]。本文整理了近20年来伶仃洋中华白海豚种群动力学相关信息(种群大小 Population size、种群丰度 Abundance、年衰退速度 Annual declining rate等),探讨调查方案设计对种群动力学研究的影响,并进一步讨论不同结果的生态学含义、合理性和可比性,以期帮助相关部门更好地了解该群体自珠三角城市扩张以来的动力学发展轨迹。

2 伶仃洋中华白海豚的种群生态学研究历史

2.1 伶仃洋的中华白海豚

本文所讨论的伶仃洋白海豚种群,定义为某一时间段内以伶仃洋为主要家域的白海豚群体,其分布范围东至香港大屿山,西至珠海横琴岛,北至淇澳岛、内伶仃岛北部水域,南至东澳岛—三角岛—桂山岛一线(图 1)。伶仃洋与毗邻的磨刀门河口直线距离仅不足15 km,且之间没有实质性障碍。以伶仃洋为家域的中华白海豚和以磨刀门为家域的中华白海豚在澳门—珠海横琴岛以南海域有一定重叠(图 1),但重叠度非常低^[25, 26]。伶仃洋以东最近的中华白海豚种群位于350 km以外汕头海域^[27, 28]。在过去20余年的调查里,也没有证据表明各地的中华白海豚之间存在长距离迁徙^[29]。深圳湾、惠州

沿海及珠江口内河道佛山段、清远段、梧州段、江门段均偶然目击过中华白海豚。通过比对中华白海豚个体识别数据库, 这些个体均来自伶仃洋群体^[30]。但这些个体均在短期内死亡或者无后继目击记录(假定死亡)。推测这些个体是因为健康状态不佳^[31]而离开原本家域以降低与同类竞争的压力。因此, 它们的最终目击位置不能反映中华白海豚在自然状态下的分布特征。综上, 伶仃洋的中华白海豚不仅符合Wilson所定义的种群(“特定时间内栖息于特定空间的同种生物的集合群”^[32]), 也符合Cole从种群动力学角度所定义种群(“能使用出生率、死亡率、性比、年龄结构等系列种群参数有效描述的生物集合体单元”^[33])。

2.2 样线法调查(Line transect survey)

样线调查法是在动物的潜在分布区设置等距(或等夹角)样线, 通过拟合动物发现概率与发现距离的关系, 进一步推算调查区域内动物的分布密度

(Density)和丰度(Abundance)等信息, 是生态调查的常用手段。在动物基线资料不甚清晰的情况下, 样线调查法能提供动物种群的关键基线资料(如分布范围、空间分布结构等), 是设置保护区和制定保护行动规划的重要依据^[34, 35]。

我国针对中华白海豚开展的种群生态学初期研究大多采用样线调查法^[36-39], 而伶仃洋白海豚正是国内首个开展样线调查的白海豚目标种群^[36, 39]。20世纪末, 因建设国际机场的需要, 香港特区政府计划在大屿山北部海域填海73000 km², 而该海域正是白海豚的活动热点区域^[40]。为掌握香港海域白海豚的基线资料, 香港渔农自然护理署启动了针对香港海域内活动鲸类(包括中华白海豚和印太江豚*Neophocaena phocaenoides*)的长期监测计划, 并延续至今^[36, 41]。伶仃洋粤辖海域也曾开展过数次阶段性样线调查, 包括1997年11月至次年11月^[39]及2005年2月至次年1月^[25]两次年度调查; 此外, Jeffer-

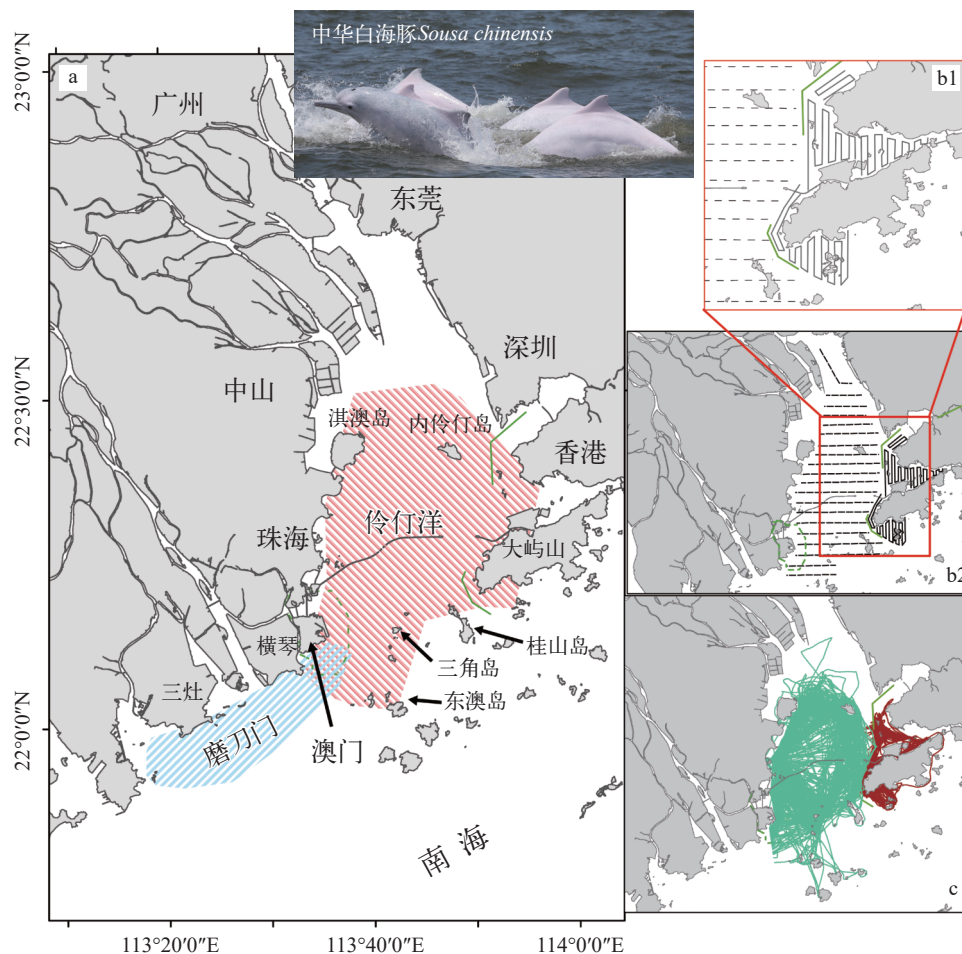


图1 以伶仃洋(红色阴影)或磨刀门(蓝色阴影)为家域的中华白海豚的空间分布特征(a); 伶仃洋港辖(实线)、粤辖(虚线)海域样线调查航线(b1—b2); 个体识别调查航迹(褐色及绿色分别代表港辖及粤辖海域的航迹)(c)

Fig. 1 The ranging patterns of the Chinese white dolphins in the Lingding Bay (red shadow) and Modao Estuary (blue shadow) (a); Transect line design in the Hong Kong (solid lines) and Guangdong waters (dashed lines) of the Lingding Bay (b1—b2); survey tracks of regular photo-identification study in Hong Kong (brown lines) and Guangdong waters (green lines) (c)

son^[42]于2005年提交了涵盖伶仃洋粤辖海域两组阶段性数据的调查报告, 由于该报告中并未提供第二阶段调查的具体执行时间, 且包含前期数据(1997年11月至次年11月), 本研究假设该报告中的统计值最接近调查实施时间中段(即2001年)白海豚的种群数量; 另从《港珠澳大桥主体工程施工前中华白海豚监测和渔业资源本底调查》报告中提取4个时间段的调查统计值。其中两个取样时间段(1997—2000年、2006年8月—2007年1月)与发表文献一致或高度重叠, 本研究以审议后文献公布的数值为准; 另外两个时间段(2005年8月—2006年1月、2010年8月—2011年1月)因无可参考的其他数据, 遂纳入本文讨论范畴(表1)。

在伶仃洋内部, 动物在不同行政界线间频繁穿梭。因此, 香港海域内目击的鲸类与粤辖海域的鲸类实属同一有机整体^[43]。而局部区域内动物数量

的波动, 既可能体现种群的整体出生/死亡变动趋势, 也可能由动物家域范围变更导致(或两者兼有)^[43, 44]。在缺乏整体种群基线资料的前提下, 本研究难以甄别不同生态过程对局部动物数量造成的实质性影响^[44]。样线调查旨在获取动物在区域内的瞬时数量统计值, 因此, 本研究将同一时间段内在不同海域获取的统计值相加(相加结果的置信区间通过SE值重新计算), 得到伶仃洋海域白海豚的整体数量。但需要注意的是, 不同调查的执行时间跨度和调查努力量的投入是不一致的(表1)。由于白海豚的瞬时分布大部分集中于粤辖海域(表1), 粤辖海域调查数据对种群数量统计的贡献权重更高。因此, 最终统计值应更接近粤辖海域调查期间的伶仃洋中华白海豚种群数量。

2.3 静态生命表(Static life table)

Huang等^[47]通过构建静态生命表, 获取特定年

表1 伶仃洋中华白海豚样线调查统计表(1995—2011)

Tab. 1 The summary of line transect survey of the Lingding Bay Chinese white dolphins (1995—2011)

调查海域	调查年份	数量	95%置信区间	数据来源
伶仃洋 Lingding Bay		1382	708—2864	
港辖海域 HK waters	1995.09—2001.11	95	69—139	Jefferson ^[45]
粤辖海域 GD waters	1997.11—1998.11 ²	1287	640—2725	Jefferson ^[45] & 贾晓平等 ^[39]
	1997—2000	951 ¹		
伶仃洋 Lingding Bay		1198	641—2345	Jefferson ^[42]
港辖海域 HK waters	1995.09—2004.12	212	132—344	Jefferson ^[42]
粤辖海域 GD waters	1997.11—1998.11 / xxxx—xxxx ³	986	509—2001	Jefferson ^[42]
伶仃洋 Lingding Bay		1314	718—2444	
港辖海域 HK waters	2005.04—2006.03	108	86—137	Hung ^[46]
粤辖海域 GD waters	2005.02—2006.01	1206	632—2307	Chen等 ^[25]
	2005.08—2006.01	1219 ¹	1187—1252	
伶仃洋 Lingding Bay		1724	937—3332	
港辖海域 HK waters	2006.04—2007.03	166	111—257	Hung ^[46]
粤辖海域 GD waters	2006.08—2007.01	1558 ¹	826—3076	
伶仃洋 Lingding Bay		1038	505—2398	
港辖海域 HK waters	2010.04—2011.03	75	54—105	Hung ^[46]
粤辖海域 GD waters	2010.08—2011.01	963 ¹	451—2293	

注: ¹中国水产科学研究院南海水产研究所, 港珠澳大桥主体工程施工前中华白海豚监测和渔业资源本底调查, 港珠澳大桥管理局委托咨询项目, 2011: 150; ²贾晓平^[39]报告粤辖海域调查的具体情况, Jefferson^[45]报告基于此部分数据开展的丰度统计; ³原文指出粤辖海域数据来自两个调查周期, 但未给出第二次调查的具体执行时间段; 在部分季节性统计中, 本研究采用统计值较高且精度相对较好的夏季(或雨季)统计值结果作为种群丰度的最乐观统计; 其中黑框注释两个从资源本底调查报告¹中提取的数值, 因其取样周期与部分发表文献一致或高度重叠, 不纳入后续的讨论

Note: ¹South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences. Baseline Surveys for Chinese White Dolphin and Fishery Resources Prior to the Construction of the Hong Kong-Zhuhai-Macao Bridge Main Works. Report to Hong Kong-Zhuhai-Macao Bridge Authority, 2011: pp150; ²Jia *et al.*^[39] reported the survey summary, and Jefferson^[45] reported the abundance estimates; ³The data collected in Guangdong administrative boundary were conducted in two periods, but the period of the second survey was not provided; For the studies providing seasonal abundance estimates, we adopted estimates in summer (or wet season) which generally provided higher and more precise estimates, to represent the most optimistic inference of the population abundance; The black boxes highlight the two estimates from a technique report of the monitoring program, which have their sampling periods identical or overlapped with the peer-reviewed papers and are excluded in the following discussion

龄存活率(Age-specific survival probability)。该研究数据来源于两部分: (1)通过牙齿切片鉴定了2003—2009年在珠江口粤辖海域搁浅的白海豚年龄($n=38$); (2)收集文献发表的珠江口和厦门海域1973年以来搁浅的白海豚体长数据($n=113$), 并通过体长—年龄模型大致推算个体年龄。该研究进一步结合伶仃洋白海豚的生活史信息^[48]开展了种群生存力分析(Population viability analysis, PVA)。理论上, PVA能反映取样群体在取样周期内的动力学发展趋势。尽管该数据集整体覆盖1987—2009年厦门和珠江口搁浅的白海豚, 但抽样量的时空分布极不均匀。其中, 90%的样本来自1995—2009年间伶仃洋海域(包括香港和粤辖海域)。因此, 该研究的PVA结果应更为接近伶仃洋白海豚在1995—2009年的平均衰退幅度(瞬时种群增长率 $r=-2.46\%$)^[47]。

2.4 捕获—再捕获法分析(Capture-recapture analysis)

近年来, 白海豚的种群生态学研究广泛采用捕获—再捕获法获取更精细的种群参数^[43, 49—51]。作为鲸类种群生态学研究最为常用的两种研究手段, 样线法因其标准化的执行和分析流程, 易于进行不同研究(不同地域或不同时间段)间的结果对比^[52], 适用于大面积海域^[53]或者未知海域调查^[54, 55]; 而基于个体辨识(Photo-identification)的捕获—再捕获法则提供了更为灵活的野外调查实施方案以获取多种种群参数, 包括存活率、出生率、种群补充率、迁移率、种群大小等^[56—59], 可用于构建更复杂的种群模型以掌握动物种群动力学变化趋势及其驱动力。

尽管早年伶仃洋的样线调查同步采集了白海豚图片资料用于个体辨识^[36], 但样线调查法为提高动物发现概率, 通常采用较大船只执行目视调查; 且航行需严格遵守设定航线及航速, 这些因素均降低了个体辨识数据的收集效率^[60]。数据收集效率差异对最终统计结果造成的影响在某些小种群中可被忽略不计^[56], 但低捕获率在大种群中带来的误差和统计偏差是不能忽视的^[44, 61]。

自2010年起, 香港特区政府在港辖海域开展了系统的个体辨识调查^[43]; 广东珠江口中华白海豚国家级自然保护区管理局于次年也启动了粤辖海域的个体辨识调查^[61, 62], 并以此作为港珠澳大桥施工期间粤辖海域中华白海豚种群动态监测计划的主要组成部分^[63]。Lin等^[64]合并了伶仃洋粤辖及港辖海域的个体辨识数据, 采用开放种群模型POPAN统计了该种群2011—2015年的种群大小。POPAN的统计结果包括年度种群大小(Annual population

size)及超种群大小(Super-population size), 其中超种群大小代表调查时间内曾经在调查范围内出现过的所有个体(包含调查期间死亡的个体^[65])。该项调查整合了粤辖和港辖海域的数据, 鲁棒性较好。例如POPAN统计的年度种群覆盖率均超过75% (捕获率 p_{2012} : 0.86; 捕获率 p_{2013} : 0.78; 捕获率 p_{2014} : 0.76; 捕获率 p_{2015} : 0.78)。若排除捕获率的个体异质性影响, 伶仃洋白海豚在2012和2013年底仍未被目击的概率分别为14%和3%; 随着调查推进和数据累计, 个体未被目击概率在2014和2015年降至0.7%和0.2%, 说明此时伶仃洋白海豚种群大部分应已被辨识。因此, 调查后期的种群大小统计值更能反映种群的真实大小。此外, 由于伶仃洋白海豚的死亡率较高, 而出生率偏低, 前者对该种群动态变化起决定性作用, 因而Lin等^[64]提出超种群大小应更接近调查期间的种群初始大小。

3 伶仃洋中华白海豚的种群动态演变

充分考虑不同分析方法和取样方式所得结果的具体生态学含义之后, 本研究将表1所综合的5个年度丰度统计值及Lin等^[64]提出的3个种群大小有效估计值进行比较(图2)。首先, 2010年度样线调查统计结果($N=1038$, 95% CI: 505—2398)与2011年捕获—再捕获分析统计结果($N=919$, 95% CI: 836—994)十分接近, 说明通过不同手段获取的种群大小统计值并非完全不可比较^[37, 50, 56]; 其次, 2006年度的样线调查统计结果($N=1724$, 95% CI: 937—3332)相较其他年度统计值异常偏高, 其均值比前一年度的统计结果($N=1314$, 95% CI: 718—2444)多出410头个体(表1)。种群增长主要通过繁殖和个体迁入造成。这种幅度的波动显然不可能由中华白海豚在一年时间内通过自然生殖完成^[48]。Chen等^[25]在伶仃洋邻近海域识别的个体中, 仅有3个曾经进入到伶仃洋; 此外, 一项更为系统的个体识别调查研究分析了整个珠江口流域白海豚的关联度, 并没有发现伶仃洋及毗邻的磨刀门海域之间存在长期个体交换^[26]。因而也可以排除由动物大规模迁移造成的伶仃洋种群数量上升的可能性。除此之外, 该报告表明2006年度在澳门西南海域统计得到约133头(CV: 0.59)中华白海豚个体, 但该海域在其他年份的调查中没有或仅有一次目击。因此, 2006年度的样线调查统计结果极有可能因抽样误差导致统计偏差, 该数值在保护管理中应慎用。

剔除2006年度统计值后, 本研究对1998年至2010年的4个年度统计值进行指数拟合, 所得伶仃洋中华白海豚的平均年衰退幅度为2.2% (图2;

$R^2=0.816$)。该统计值与Huang等^[47]的生命表统计结果非常接近(瞬时增长率/ $r=-2.46\%$)。虽然样线调查统计结果不确定性较高,难以直接通过不同年份的统计结果获取种群动态演变信息,但通过不同来源的数据进行比对,本研究认为该数值($r=-2.46\%$ 或 $r=-2.2\%$)能大致反映伶仃洋中华白海豚种群在此期间的动态趋势。对后一阶段(2005—2015)的5个年度统计值进行指数拟合则提示该种群的近期平均年衰退幅度高达6.3% ($R^2=0.978$),说明种群衰退近期有加速趋势。除了各项胁迫力尚未得到根本性改善之外,老龄化个体步入生命末期也可能是近期伶仃洋中华白海豚死亡率增加的一个重要因素^[52]。目前该种群中老年个体占比约41%^[52],这部分个体将在未来十余年陆续死亡,因此若种群补充率无法得到改善,该种群将在十年内(2030年)进一

步衰减至400头以下甚至更少。

4 结论

伶仃洋白海豚的生存胁迫因素在近期系列研究中已有详细讨论^[17, 20, 64],在此不再赘述。本文旨在通过梳理迄今为止关于伶仃洋白海豚的所有种群生态学资料,帮助生态学者、管理者和保护工作者更好理解该种群在过去20年的发展趋势。

白海豚在伶仃洋的活动范围跨越多个行政区(香港、澳门、珠海、中山等),各行政区的海域使用规划和管理存在差异,为该种群的保护和管理带来困难。而该种群的衰退也并非一个匀速过程^[26]。例如,香港大屿山西部和南部开发一直受到较为严格的控制,该地区也保留着伶仃洋最长的天然海岸线,人类活动干扰因此相对受限;相比之下,伶仃洋北面和西面(深圳-东莞-广州-中山-珠海-澳门)的天然岸线在过去20年的高速城市发展中几乎消失殆尽^[66]。与之呼应的是,偏好香港海域的成年白海豚存活率比偏好使用粤辖海域的成年个体要高6个百分点,这一区域差异在青年个体中更为显著^[64]。鉴于白海豚高度的地域忠诚度^[24],原位保护和栖息地保护是维持伶仃洋白海豚长期生存力的必要手段^[64]。

伶仃洋是全球人类活动最频繁的河口之一,同时,伶仃洋白海豚是该物种研究背景最为清晰的地区种群^[21]。因此,伶仃洋海域可成为研究近岸鲸类生存力与人类活动冲突、平衡生态文明建设和经济建设的良好示范区域^[67]。如今,粤港澳大湾区规划在即,本研究建议对该种群开展长期种群监测,并通过构建动物种群模型预测评估发展规划对伶仃洋中华白海豚的影响、同时构建经济模型评估生态保护对区域长期发展的综合影响,寻求合理的生态经济文明发展模式。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参考文献:

- [1] He L F. Comparison of stone tools unearthed from prehistoric sites in Shenzhen and Guangzhou, Guangdong Province and their origins: A case study of Xiantouling site in Shenzhen and Lujiaocun site in Guangzhou [D]. Guangzhou: Sun Yat-sen University, 2010: 15. [贺林芳. 广东深圳及广州史前遗址出土石器比较及其产地来源研究——以深圳咸头岭遗址和广州鹿颈村遗址为例 [D]. 广州: 中山大学, 2010: 15.]
- [2] Li P R. The Environment Evolution of the Zhujiang Delta in the last 10000 Years [M]. Beijing: Ocean Press, 1991: 90. [李平日. 珠江三角洲一万年来环境演变 [M]. 北京: 海洋出版社, 1991: 90.]

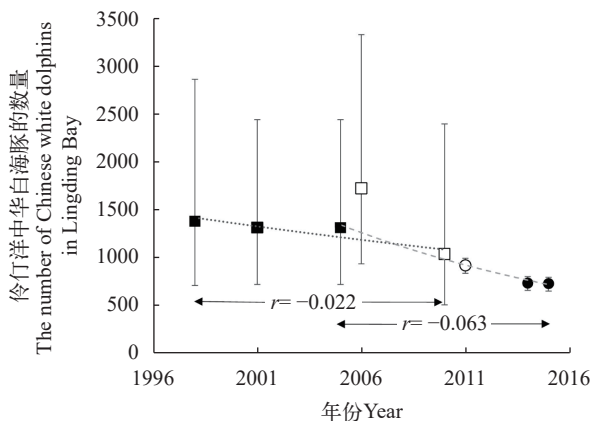


图2 伶仃洋中华白海豚的种群动态变化史(1998—2015)

Fig. 2 The demographic history of the Lingding Bay Chinese white dolphins (1998—2015)

□. 样线调查法统计结果(粤辖海域数据时间跨度低于一年); ■. 样线调查法统计结果(粤辖海域数据时间跨度不低于一年); ●. 基于捕获-再捕获法计算的年度种群大小; ○. 基于捕获-再捕获法计算的超种群大小; 误差线表示各统计值的95%置信区间。点线和虚线是通过最小方差法拟合种群大小在两个时间段(1998—2010和2005—2015, 2006年度统计值因偏离其余数值甚多被剔除)的指数变化趋势,以代表种群的平均瞬时衰退率

□. the abundance estimate based on line transect technique (the data gathered within Guangdong administrative boundary was less than one year); ■. the abundance estimate based on line transect technique (the data gathered within Guangdong administrative boundary was not less than one year); ●. annual population size based on capture-recapture technique; ○. the super-population size based on capture-recapture technique; The error bars represent the 95% confident intervals of estimates; The dot line and dashed line represent the exponential regression using minimum square root method during two phases of the present study (1998—2010 and 2005—2015, the annual abundance estimate in 2006 was excluded due to its deviation from the rest ones), to represent the instantaneous change rate of population

- [3] Zeng Z X. The period of the killing off of the elephant crocodile and peacock in the adjacent regions of the Pearl River Delta [J]. *Journal of South China Normal University* (Natural Science Edition), 1980, **12**(1): 173-185. [曾昭璇. 试论珠江三角洲地区象、鳄、孔雀灭绝时期 [J]. 华南师学报(自然科学版), 1980, **12**(1): 173-185.]
- [4] Lin W, Karczmarski L, Xia J, *et al.* Increased human occupation and agricultural development accelerates the population contraction of an estuarine delphinid [J]. *Scientific Reports*, 2016(6): 35713.
- [5] Lin W, Zheng R, Xu S, *et al.* Indo-Pacific humpback dolphins face extirpation in Shantou waters [J]. *Regional Studies in Marine Science*, 2024(77): 103641.
- [6] Li L. Affects of migration to population development in the Pearl River Delta in 1990' [J]. *Economic Geography*, 2002, **22**(5): 544-549. [李玲. 人口迁移对90年代珠江三角洲人口发展的影响 [J]. *经济地理*, 2002, **22**(5): 544-549.]
- [7] World Bank. East Asia's Changing Urban Landscape: Measuring a Decade of Spatial Growth [J]. World Bank, Washington, DC, 2015, Available at http://www.worldbank.org/content/dam/Worldbank/Publications/Urban%20Development/EAP_Urban_Expansion_full_report_web.pdf: 157 pp.
- [8] Wang Y, Li S Y, Duan L J, *et al.* Fishery policy exploration in the Pearl River Estuary based on an Ecosim model [J]. *Ecological Modelling*, 2012(230): 34-43.
- [9] Panel on Food Safety and Environmental Hygiene. Report of the Committee on Sustainable Development of Fisheries [R]. HongKong, 2010. [立法会食物安全及环境卫生食物委员会. 渔业可持续发展委员会的报告 [R]. 香港, 2010.]
- [10] Xiao Y Z, Wang R, Zhang B X. Analysis and suggestions on the present situation of marine fishery resources in the Pearl River Estuary [J]. *Heilongjiang Science and Technology Information*, 2010(28): 233. [肖瑜璋, 王蓉, 张保学. 珠江口海域海洋渔业资源现状分析与建议 [J]. 黑龙江科技信息, 2010(28): 233.]
- [11] Yu J, Chen Z Z, Xu S N. Land reclamation and its impact on fisheries resources in the Nansha wetland of Pearl River Estuary [J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2016, **23**(3): 661-671. [于杰, 陈作志, 徐姗姗. 围填海对珠江口南沙湿地资源与生物资源的影响 [J]. *中国水产科学*, 2016, **23**(3): 661-671.]
- [12] Chen S, Lin W, Zeng C, *et al.* Mapping the fishing intensity in the coastal waters off Guangdong Province, China through AIS data [J]. *Water Biology and Security*, 2023, **2**(1): 100090.
- [13] Lin W, Karczmarski L, Zhou R, *et al.* Prey decline leads to diet shift in the largest population of Indo-Pacific humpback dolphins [J]. *Integrative Zoology*, 2021, **16**(4): 548-574.
- [14] Zhang X, Yu R-Q, Lin W, *et al.* Stable isotope analyses reveal anthropogenically driven spatial and trophic changes to Indo-Pacific humpback dolphins in the Pearl River Estuary, China [J]. *Science of The Total Environment*, 2019(651): 1029-1037.
- [15] Zhang Y, Li X M, Ma Y, *et al.* Analyzing shoreline changes of the Pearl River Estuary based on remote sensing [J]. *Hydrographic Surveying and Charting*, 2014, **34**(3): 52-55. [张怡, 李晓敏, 马毅, 等. 基于遥感的珠江口海岸线变迁分析 [J]. *海洋测绘*, 2014, **34**(3): 52-55.]
- [16] Wang J, Wu Z F, Li S Y, *et al.* Coastline and land use change detection and analysis with remote sensing in the Pearl River Estuary Gulf [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2016, **36**(12): 1903-1911. [王琰, 吴志峰, 李少英, 等. 珠江口湾区海岸线及沿岸土地利用变化遥感监测与分析 [J]. *地理科学*, 2016, **36**(12): 1903-1911.]
- [17] Chan S C Y, Karczmarski L. Broad-scale impacts of coastal mega-infrastructure project on obligatory inshore delphinids: a cautionary tale from Hong Kong [J]. *Science of the Total Environment*, 2024(920): 169753.
- [18] Sankalpa D M R, Thilakarathne E P D N, Lin W, *et al.* Cetacean occurrence and diversity in whale-watching waters off Mirissa, Southern Sri Lanka [J]. *Integrative Zoology*, 2021, **16**(4): 462-476.
- [19] Gui D, Zhang M, Zhang T, *et al.* Bioaccumulation behavior and spatiotemporal trends of per- and polyfluoroalkyl substances in Indo-Pacific humpback dolphins from the Pearl River Estuary, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2019(658): 1029-1038.
- [20] Karczmarski L, Huang S-L, Or C K M, *et al.* Humpback dolphins in Hong Kong and the Pearl River Delta: status, threats and conservation challenges [J]. *Advances in Marine Biology*, 2016(73): 27-64.
- [21] Jefferson T A, Smith B D. Re-assessment of the conservation status of the Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) using the IUCN red list criteria [J]. *Advances in Marine Biology*, 2016(73): 1-26.
- [22] Miller P S. A population viability analysis for the Chinese white dolphin (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary: final report [J]. *Apple Valley*, 2016, MN: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
- [23] Wilson B, Porter L, Gordon J, *et al.* A decade of management plans, conservation initiatives and protective legislation for Chinese White Dolphin (*Sousa chinensis*): an assessment of progress and recommendations for future management strategies in the Pearl River Estuary, China [J]. *Workshop Report*, 2008, 7-11 April: Hong Kong: WWF Hong Kong. 65pp.
- [24] Lin W, Zheng R, Liu B, *et al.* Low survivals and rapid demographic decline of a threatened estuarine delphinid [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2022(9): 782680.
- [25] Chen T, Hung S K, Qiu Y, *et al.* Distribution, abundance, and individual movements of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary,

- China [J]. *Mammalia*, 2010, **74**(2): 117-125.
- [26] Guo L, Lin W, Zeng C, *et al.* Investigating the age composition of Indo-Pacific humpback dolphins in the Pearl River Estuary based on their pigmentation pattern [J]. *Marine Biology*, 2020, **167**(4): 50.
- [27] Wang J, Yang Y, Yang F, *et al.* A framework for the assessment of the spatial and temporal patterns of threatened coastal delphinids [J]. *Scientific Reports*, 2016(6): 19883.
- [28] Wang K X, Li S H, Zheng J S, *et al.* Research progress and new considerations on conservation acoustics of small cetaceans in China [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, **49**(1): 012508. [王克雄, 李松海, 郑劲松, 等. 中国小型鲸类保护声学研究历程和新思考 [J]. 水生生物学报, 2025, **49**(1): 012508.]
- [29] Tang X, Lin W, Karczmarski L, *et al.* Photo-identification comparison of four Indo-Pacific humpback dolphin populations off southeast China [J]. *Integrative Zoology*, 2021, **16**(4): 586-593.
- [30] Lin W, Wu L, Zeng Q, *et al.* First live sighting of an Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) in the Yellow Sea, the northern-most record of the species range [J]. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2022, **102**(5): 333-337.
- [31] Li S, Wang D, Wang K, *et al.* Possible age-related hearing loss (presbycusis) and corresponding change in echolocation parameters in a stranded Indo-Pacific humpback dolphin [J]. *The Journal of Experimental Biology*, 2013, **216**(Pt 22): 4144-4153.
- [32] Wilson E. Sociobiology: The New Synthesis [M]. Cambridge, MA, USA: Harvard University Press, 2000.
- [33] Cole L C. Sketches of general and comparative demography; proceedings of the Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, F, 1957 [C]. Cold Spring Harbor Laboratory Press.
- [34] Yao G, Li Y H, Zhang J D, *et al.* An investigation on population density and distribution of *Rusa unicorn* in Wolong National Nature Reserve [J]. *Sichuan Journal of Zoology*, 2017, **36**(5): 588-592. [姚刚, 李艳红, 张晋东, 等. 卧龙国家级自然保护区水鹿种群密度及分布调查 [J]. 四川动物, 2017, **36**(5): 588-592.]
- [35] Zhang N, Zhou J B, Zheng Z Y. Dissection and evaluation of the Zoning method for nature reserve areas [J]. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2017, **44**(5): 862-867. [张娜, 周静波, 郑志元. 自然保护区分区方法的解析与比较 [J]. 安徽农业大学学报, 2017, **44**(5): 862-867.]
- [36] Jefferson T A. Population biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters [J]. *Wildlife Monographs*, 2000: 1-65.
- [37] Wang J Y, Yang S C, Hung S K, *et al.* Distribution, abundance and conservation status of the eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis* [J]. *Mammalia*, 2007, **71**(4): 157-165.
- [38] Zhou K, Xu X, Tian C. Distribution and abundance of Indo-Pacific humpback dolphins in Leizhou Bay, China [J]. *New Zealand Journal of Zoology*, 2007, **34**(1): 35-42.
- [39] Jia X P, Chen T, Zhou J S, *et al.* Preliminary investigation on the *Sousa chinensis* in the Pearl River Estuary [J]. *China Environmental Science*, 2000, **20**(S1): 80-82. [贾晓平, 陈涛, 周金松, 等. 珠江口中华白海豚的初步调查 [J]. 中国环境科学, 2000, **20**(S1): 80-82.]
- [40] Hung S K, Jefferson T A. Ranging patterns of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, People's Republic of China [J]. *Aquatic Mammals*, 2004, **30**(1): 159-174.
- [41] Jefferson T A, Hung S K, Würsig B. Protecting small cetaceans from coastal development: Impact assessment and mitigation experience in Hong Kong [J]. *Marine Policy*, 2009, **33**(2): 305-311.
- [42] Jefferson T A. Monitoring of Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) in Hong Kong waters-data analysis (final report). Final contract report to the Agriculture, Fisheries and Conservation Department of the Hong Kong SAR government, 2005: 116.
- [43] Chan S C Y, Karczmarski L. Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in Hong Kong: Modelling demographic parameters with mark-recapture techniques [J]. *PLoS One*, 2017, **12**(3): e0174029.
- [44] Lin W Z, Chan S C Y, Zeng C, *et al.* Mark-recapture technique for demographic studies of Chinese white dolphins-applications and suggestions [J]. *Acta Theriologica Sinica*, 2018, **38**(6): 586-596. [林文治, 陈钊贤, 曾晨, 等. 标记重捕法在中华白海豚种群动态研究的应用及建议 [J]. 兽类学报, 2018, **38**(6): 586-596.]
- [45] Jefferson T. A. Monitoring of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) in Hong Kong Waters [R]. Final Report to the Hong Kong Agriculture, Fisheries and Conservation Department, 2002.
- [46] Hung S K. Monitoring of marine mammals in Hong Kong waters (2014-15): Final report (1 April 2014 to 31 March 2015) [J]. Report submitted to Hong Kong SAR Agriculture, Fisheries and Conservation Department (AFCD), 2015: 198.
- [47] Huang S L, Karczmarski L, Chen J, *et al.* Demography and population trends of the largest population of Indo-Pacific humpback dolphins [J]. *Biological Conservation*, 2012, **147**(1): 234-242.
- [48] Jefferson T A, Hung S K, Robertson K M, *et al.* Life history of the Indo-Pacific humpback dolphin in the Pearl River Estuary, Southern China [J]. *Marine Mammal Science*, 2012, **28**(1): 84-104.
- [49] Chen B, Gao H, Jefferson T A, *et al.* Survival rate and population size of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in Xiamen Bay, China [J]. *Marine Mammal Science*, 2018, **34**(4): 1018-1033.

- [50] Wang J Y, Yang S C, Fruet P F, *et al.* Mark-recapture analysis of the critically endangered eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*): implications for conservation [J]. *Bulletin of Marine Science*, 2012, **88**(4): 885-902.
- [51] Xu X, Song J, Zhang Z, *et al.* The world's second largest population of humpback dolphins in the waters of Zhanjiang deserves the highest conservation priority [J]. *Scientific Reports*, 2015(5): 8147.
- [52] Buckland S T, Anderson D R, Burnham K P, *et al.* Distance sampling: estimating abundance of biological populations [J]. *Publications of the American Statistical Association*, 2006, **102**(478): 763-764.
- [53] Hammond P S, Macleod K, Berggren P, *et al.* Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management [J]. *Biological Conservation*, 2013(164): 107-122.
- [54] Li S, Lin M, Xu X, *et al.* First record of the Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) southwest of Hainan Island, China [J]. *Marine Biodiversity Records*, 2016, **9**(1): 3.
- [55] Zuo T, Sun J Q, Shi Y Q, *et al.* Primary survey of finless porpoise population in the Bohai Sea [J]. *Acta Theriologica Sinica*, 2018, **38**(6): 551-561. [左涛, 孙坚强, 时永强, 等. 渤海江豚种群现状初探 [J]. 兽类学报, 2018, **38**(6): 551-561.]
- [56] Daura-Jorge F G, Simões-Lopes P C. Mark-recapture vs. line-transect abundance estimates of a coastal dolphin population: a case study of *Tursiops truncatus* from Laguna, southern Brazil [J]. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 2017, **11**(1-2): 133-143.
- [57] Grimm A, Gruber B, Henle K. Reliability of different mark-recapture methods for population size estimation tested against reference population sizes constructed from field data [J]. *PLoS One*, 2014, **9**(6): e98840.
- [58] Peel D, Bravington M, Kelly N, *et al.* Designing an effective mark-recapture study of Antarctic blue whales [J]. *Ecological Applications*, 2015, **25**(4): 1003-1015.
- [59] Urian K, Gorgone A, Read A, *et al.* Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans [J]. *Marine Mammal Science*, 2015, **31**(1): 298-321.
- [60] Zhao X J, Wang D. Limitations to the application of line transect surveying on cetaceans in Chinese waters and recommendations [J]. *Acta Theriologica Sinica*, 2011, **31**(2): 179-184. [赵修江, 王丁. 截线抽样法在中国水域鲸豚考察中的应用及其局限性与改进建议 [J]. 兽类学报, 2011, **31**(2): 179-184.]
- [61] Zhou R C, Chen X, Lin W Z, *et al.* Collecting individual identification data of Chinese white dolphins by field investigation [J]. *Ocean and Fishery*, 2018(7): 106-107. [周瑞春, 陈希, 林文治, 等. 田野调查法采集中华白海豚个体辨识数据 [J]. 海洋与渔业, 2018(7): 106-107.]
- [62] Chen X, Lin W Z, Zhou R C. Analysis on the investigation method of Chinese white dolphins in the Pearl River Estuary [J]. *Ocean and Fishery*, 2017(4): 42-43. [陈希, 林文治, 周瑞春. 解析珠江口中华白海豚调查方法 [J]. 海洋与渔业, 2017(4): 42-43.]
- [63] Wen H, Duan G Q, Huang Z X, *et al.* Preliminary study of Chinese White Dolphin protection management in the construction period of Hong Kong-Zhuhai-Macao bridge main bridge project [J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2016, **38**(3): 68-74. [温华, 段国钦, 黄志雄, 等. 港珠澳大桥主体工程建设期中华白海豚保护管理实践初探 [J]. 海洋湖沼通报, 2016, **38**(3): 68-74.]
- [64] Lin W, Karczmarski L, Chan S C Y, *et al.* Population parameters and heterogeneity in survival rates of Indo-Pacific humpback dolphins in a heavily urbanized coastal region of southeast China: Implications for conservation [J]. *Frontiers in Marine Science*, 2024(11): 1252661.
- [65] Arnason A N, Schwarz C J. Using POPAN-5 to analyse banding data [J]. *Bird Study*, 1999, **46**(sup1): S157-S168.
- [66] Li X J. Application of the remote sensing method in the analysis of the shoreline change and its environmental impact in the Lingdingyang Bay, Pearl River estuary, Guangdong, China [J]. *Geological Bulletin of China*, 2007, **26**(2): 215-222. [李学杰. 应用遥感方法分析珠江口伶仃洋的海岸线变迁及其环境效应 [J]. 地质通报, 2007, **26**(2): 215-222.]
- [67] Lin W, Karczmarski L, Li J, *et al.* Differential population dynamics of a coastal porpoise correspond to the fishing effort in a large estuarine system [J]. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2019, **29**(2): 223-234.

POPULATION REDUCTION OF THE CHINESE WHITE DOLPHINS IN LINGDING BAY SINCE THE RAPID URBANIZATION OF THE PEARL RIVER DELTA

LIN Wen-Zhi¹, CHEN Sheng-Lan^{1,2}, LIU Bin-Shuai^{1,2} and LI Song-Hai¹

(1. Marine Mammal and Marine Bioacoustics Laboratory, Institute of Deep-sea Science and Engineering, Chinese Academy of Sciences, Sanya 572000, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The Chinese white dolphins (CWD) from the Lingding Bay (LB) are known as one of the most anthropogenically impacted cetacean populations in the world. Since the 1900s, multiple independent research have been conducted on this population using different techniques such as line transect survey, static life table analysis, and capture-recapture modeling. Though it was generally accepted that the LB Chinese white dolphins were highly susceptible to population reduction, there has been a long debate about their current population condition. The uncertainty in demography data hinders accurate extinction risk assessment, effective allocation of conservation resource, and development of efficient conservation strategies. Here, we summarize the demographic information on LB Chinese white dolphins in the past two decades (including estimates of population size, abundance, and annual declining rate), to assess the impact of survey design on the study outcomes, interpret the ecological significance of demographic estimates, and evaluate the robustness and comparability of these estimates. By comparing the representative demographic parameters obtained at different periods, we showed that the LB Chinese white dolphins have experienced a 47.7% reduction in 1998—2015, with the annual declining rate of population has accelerated from 2.2% at the beginning to 6.3% in recent years. Given the extensive urbanization of their estuarine habitat, conflict between dolphins' persistence and human development appears unavoidable. Through reconstructing the demographic trajectory of LB Chinese white dolphins, we emphasize the urgency of conservation action and the importance of long-term monitoring program.

Key words: Pearl River Delta; Lingding Bay; Indo-Pacific humpback dolphin *Sousa chinensis*; Population reduction; Capture-recapture; Line transect; Static life table