

DOI: 10.5846/stxb202101070066

王新星, 陈涛, 李敏, 王跃中. 珠江口伶仃洋中华白海豚栖息地利用对海岸线等变迁的响应. 生态学报, 2022, 42(7): 2962-2973.

Wang X X, Chen T, Li M, Wang Y Z. Long-term changes in habitat use of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in response to anthropogenic coastline shift in Lingding Bay of Pearl River Estuary, China. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(7): 2962-2973.

珠江口伶仃洋中华白海豚栖息地利用对海岸线等变迁的响应

王新星^{1,2}, 陈 涛^{1,2,*}, 李 敏^{1,2}, 王跃中¹

1 中国水产科学研究院南海水产研究所/农业农村部南海渔业资源开发利用重点实验室, 广州 510300

2 广东珠江口生态系统野外科学观测研究站, 广州 510300

摘要:沿岸鲸豚类栖息地易受人类活动的干扰, 导致其分布和核心栖息地发生变化。珠江口-漠阳江口中华白海豚种群是目前所知全球范围内最大的种群, 其中伶仃洋水域是其重要的栖息地。近年来, 珠江口伶仃洋周边城市发展带来的人类活动增加, 白海豚的生存压力日益增大, 分析伶仃洋中华白海豚对栖息地环境变化的响应, 研究对应的保护策略显得非常迫切。以多源陆地资源卫星 Landsat 为数据源, 通过影像分析近 43 年珠江口伶仃洋围填海造成的海域流失, 结合近 20 年来采用截线抽样法收集的海豚观测数据, 运用含障碍核插值(Kernel interpolation with barriers)方法, 分析白海豚的分布及核心栖息地的变化。结果显示: 1986—2015 年期间, 研究区域内流失的海域面积为 344.08 km²; 目击分布离人工海岸线的平均距离大于自然海岸线的平均距离, 目击分布到自然海岸线和人工海岸线的平均距离均在减小, 表明过去 20 年白海豚的栖息地使用选择发生了一些变化, 被迫适应人类活动的干扰; 1997—2016 年白海豚的分布范围呈现先增加后减小, 白海豚栖息地使用重心偏向伶仃洋东部水域, 核心栖息地趋向主航道和无人海岛附近水域萎缩, 可能是海豚因海域食物资源减少而迫不得已的选择。不同时期, 珠江口中华白海豚国家级自然保护区所覆盖的核心栖息地比例呈递减趋势, 占比由 79.9% 下降到 49.4%, 当前有必要对保护区范围和功能区作出一些优化调整, 以适应栖息地使用变化的格局。

关键词: 中华白海豚; 核心栖息地; 海岸线; 核密度估计; 保护; 珠江口伶仃洋

Long-term changes in habitat use of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in response to anthropogenic coastline shift in Lingding Bay of Pearl River Estuary, China

WANG Xinxing^{1,2}, CHEN Tao^{1,2,*}, LI Min^{1,2}, WANG Yuezhong¹

1 South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences/Key Laboratory of South China Sea Fishery Resources Exploitation & Utilization, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Guangzhou 510300, China

2 Scientific Observation and Research Field Station of Pearl River Estuary Ecosystem, Guangdong Province, Guangzhou 510300, China

Abstract: Cetacean living coastal habitat often suffer from anthropogenic disturbance, which would change their original distribution and core habitat use. Pearl River Estuary-Moyang River Estuary (PRE-MRE) population is the largest known (putative) population of Indo-Pacific humpback dolphin in the world. Lingding Bay is a critical habitat of PRE-MRE population, where human activities have become frequently in recent years and dolphin survival pressure is increasing. Analysis the response of Indo-Pacific humpback dolphin to environment change and making corresponding conservation strategy are urgent. This research mainly discussed coastal waters loss process in the past 43 years from sea reclamation in

基金项目: 中国水产科学研究院南海水产研究所中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金资助(2017YB20); 广东省科技计划项目(2019B121201001); 农业农村部财政项目“中华白海豚保护行动计划”

收稿日期: 2021-01-07; 采用日期: 2021-08-16

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: chent@scsri.ac.cn

the Lingding Bay using the multi-source Landsat imageries. To examine the change of distribution and core habitat of dolphins, a new kernel density estimation approach that accounted for physical barriers to movements was applied with sighting records from line-transect surveys during past 20 years. Our results showed that about 344.08 km² waters became unavailable from 1986 to 2015; average proximity of sighting sites to artificial shoreline was farther than to natural shoreline and average proximity of sighting sites to artificial shoreline and natural shoreline decreased, which indicated that dolphin habitat use changed and dolphin had to adapt anthropogenic disturbance; habitat use of dolphin focused on eastern Lingding Bay waters and distribution range reached peak in 2005—2006, but fell sharply in 2015—2016; dolphin's core habitat approaching main channels and around undeveloped islands might be the only option result from resource depletion. The proportion of core habitat showed a decreasing trend in the Chinese White Dolphin National Nature Reserve of Guangdong Pearl River Estuary, which decreased from 79.9% to 49.4% in different period. We recommend that the government should adjust current protected range to fulfill the change pattern from habitat use.

Key Words: *Sousa chinensis*; core habitat; coastline; kernel density estimation; conservation; Lingding Bay of Pearl River Estuary

环境干扰会影响鲸豚类动物对栖息地的选择利用,持续干扰及袭扰可能导致其分布范围和核心栖息地发生转移,长期系统收集分布数据是分析动物对环境变化响应的关键。中华白海豚(*Sousa chinensis*)为沿岸河口定居性小型齿鲸类,又名印度太平洋驼背豚(Indo-Pacific humpback dolphin),属海豚科(Delphinidae)白海豚属(*Sousa*),广泛分布于东印度洋和西太平洋近岸水域,1988年被国务院列为国家一级保护动物,被IUCN(世界自然保护联盟)红色名录中列为“易危”状态^[1]。中华白海豚分布范围东起中国沿海的中部(最北搁浅记录出现在长江口),向南遍及整个东南亚,向西延伸到孟加拉国与缅甸边界^[1-2]。在我国中华白海豚主要分布于厦门沿岸、台湾西部沿岸河口、汕头南澳岛水域、珠江口至海陵岛沿岸、湛江雷州湾、广西北部湾沿岸河口及海南三亚等海域,其中珠江口-漠阳江口种群规模最大,初步估计在2600头以上,远远大于其它各地种群^[3-12]。珠江口沿岸河口区是世界上人口最稠密的地区之一,海上航运、沿岸填海、水体污染以及渔业过度捕捞等威胁因素较为突出,中华白海豚栖息地可能已出现退化,其面临的生存压力日益增大^[5]。

对于珠江口-漠阳江口这一已知最大的中华白海豚种群,香港水域于1990年开始调查,广东一侧水域于1997年以后开始系统的调查,调查结果显示该种群的分布范围为:东起香港大屿山东部水域、西至阳江海陵岛东部水域,离岸分布不超出沿岸20m等深线^[3-4, 7, 13]。在珠江口伶仃洋的分布,以淇澳岛东南部水域、内伶仃岛西部水域、国家级自然保护区核心区、青洲-三角岛水域目击较多。在过去的40年里,由于不可逆转的人为活动(如围填海、沿岸工程和港口建设等),大量的沿岸水域被蚕食^[14-17]。长期栖息地缩减对海豚的影响已有报道,最明显的表现是其分布模式和核心栖息地发生变化。Keith等通过海豚目击数据分析南非理查德湾海豚的栖息地使用,海豚觅食、休息和社交等不同行为对具体区域呈现明显的选择偏好性^[18]。Karczmarski等分析台湾西部沿岸中华白海豚栖息地被长期侵占下海豚的分布变化,结合历史数据推断白海豚栖息地不连续分布是由栖息地退化导致^[19]。Wang等利用卫星数据和不同阶段的中华白海豚目击数据分析厦门海岸线改变对海豚栖息地的影响,白海豚目击由近岸向离岸转移并远离人工海岸线,同时原来的沿岸核心栖息地转移到中心航道水域^[20]。Wu等利用近40年的卫星数据反演北部湾海岸线变化,结合中华白海豚历史出现位置的问卷调查数据得出核心栖息地被占用的结论^[21]。以上研究均是针对种群规模较小、人类活动多发生在小范围内海豚栖息地变动情况分析。然而,对于珠江口这一长期栖息在人类活动强度超大的区域内且规模较大的种群,长时间尺度上种群分布对人类活动的响应还不是很了解。

珠江口-漠阳江口中华白海豚种群分布水域范围内共设立了两个保护区,分别是位于伶仃洋水域的珠江口中华白海豚国家级自然保护区,以及位于黄茅海水域的广东江门中华白海豚省级自然保护区。有研究指出,珠江口中华白海豚国家级自然保护区功能区与白海豚栖息地使用及核心栖息地的分布格局完全不相匹配^[22],但根据我们的长期监测结果,认为对这一问题很有必要作进一步的商榷。本文通过近20年使用船基

截线抽样法获取的中华白海豚观测数据,结合 Landsat 卫星数据,主要研究以下 3 个方面的内容:(1)根据多年的海豚调查数据,基于种群栖息地利用模型分析近 20 年来珠江口伶仃洋中华白海豚分布和核心栖息地的变化;(2)根据多年中华白海豚观测数据分析海豚的栖息地选择偏好变化;(3)基于分析结果分析保护区的保护功能现状。

1 材料与方法

1.1 研究区域

珠江水系是中国境内径流量仅次于长江的第二大河流,流域面积为 415000km²,其中珠江三角洲面积约为 50000km²,仅次于长江三角洲,是中国第二大三角洲^[23]。珠江水系主要有八大入海口,河水直接或间接的流入南海,其中东部的 4 大口门(虎门、焦门、横门和洪奇门)径流汇入伶仃洋形成珠江东部河口区。由于海域管辖的制约,本研究调查区域未涉及香港水域,即本文所述珠江口伶仃洋未含邻近的香港水域。研究区域水深普遍较浅,水深大多小于 20m,调查区内设置一系列与主要海岸线垂直的平行观测截线,截线间距约为 3km,截线覆盖水深变化范围基本上为 3—20m。研究区域及观测截线设置见图 1。

1.2 海豚观测数据

本文所使用的海豚观测数据是通过船基截线抽样法获取,船基截线抽样法是国际上比较成熟的小型鲸类调查方法,多年以来常用于香港水域和广东珠江口水域的鲸豚调查^[3-4, 7]。本文的调查数据主要包括 3 个阶段,第一阶段为 1997—2000 年,第二阶段为 2005—2006 年和第三阶段为 2015—2016 年。其中第一阶段调查包括两个周年,1997—1998 年度调查范围为伶仃洋中部水域,1999—2000 年度调查范围为伶仃洋北部、东南和西南水域,均为每月 1 个航次共 12 个航次;第二阶段调查为一个周年,调查范围包括伶仃洋北部、中部、东南和西南水域,每月 1 个航次共 12 个航次;第三个阶段调查也是一个周年,调查范围同第二阶段,由于 5—7 月休渔期未能开展调查,分别于雨季和旱季各调查了 5 个航次,共 10 个航次。

1.3 遥感数据获取和处理

遥感数据采用陆地卫星 Landsat1、Landsat5 和 Landsat8 可见光影像资料,根据研究区域的卫星图片区域代码(122/131 列,44/45 行),选取高质量的卫星图片进行海岸线提取,即每张图片整体云层遮盖量低于 20% 或图片陆地和海岛周边云层遮盖量为 0,并下载相对应的卫星数据(数据获取网址:<http://glovis.usgs.gov/>)。使用图像处理软件将下载的所有卫星图像处理为假彩色图像,利用波段组合获取清晰的对比度来区分水体和陆地^[20-21]。研究区域的卫星图像最早可以追溯到 1973 年,将此年度的卫星图像作为底图,识别原有水体被陆地占用的区域。不同年度卫星图片各海岸线占用流失的海域面积之和定义为指定时间内研究区域海域流失总面积。本文所使用的卫星图像信息见表 1。

表 1 珠江口伶仃洋海岸线变化使用的 Landsat 卫星影像信息

Table 1 Landsat images used to delineate coastline change in Lingding Bay waters

年 Year	卫星 Satellites	传感器 Sensors	条带号/行号 Path/Row	时间 Day of year
1973	L1	MSS	131/(44/45)	359
1986	L5	TM	122/(44/45)	211
1988	L5	TM	122/(44/45)	329
1993	L5	TM	122/(44/45)	246
1997	L5	TM	122/(44/45)	305
2005	L5	TM	122/(44/45)	23
2010	L5	TM	122/(44/45)	261
2015	L8	OLI	122/(44/45)	3

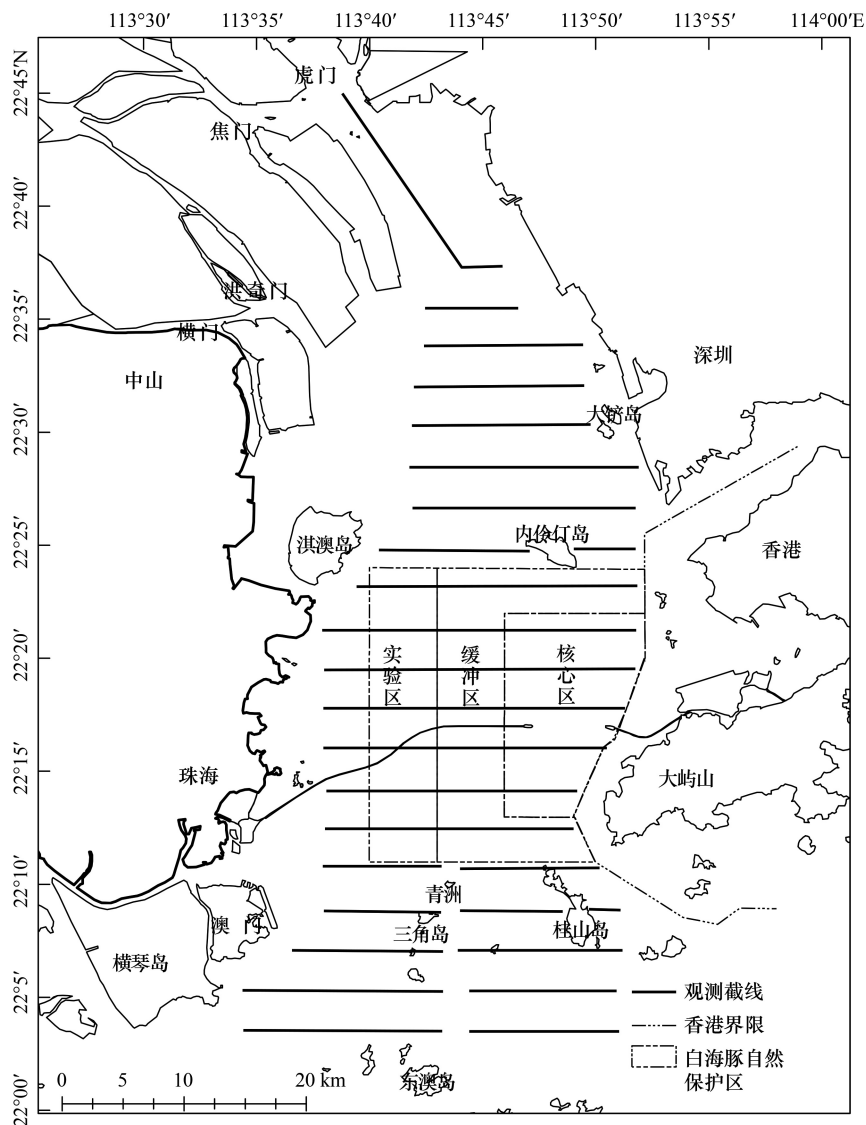


图1 研究区域图

Fig.1 The study site

1.4 数据分析

栖息地分布采用概率密度函数来计算,它描述了动物所使用的相对空间,通过动物位置坐标抽样计算获取^[24]。为估算海豚的栖息地使用,根据本文研究区域的地理位置,将所有的群体目击位置投影到 UTM49N 坐标系中。由于伶仃洋周边海岛和陆地区域无法被海豚利用,选取含障碍核插值(Kernel interpolation with barriers)方法估算海豚的分布和核心栖息地使用情况^[25]。含障碍核插值工具区别于传统的核密度估计工具,计算中涉及点之间的最短距离,其中点之间的连线与障碍(海岛、陆地等)无交叉,允许密度等值线在障碍边缘突然变化。

使用含障碍核插值方法的关键是输出网格大小和带宽值的设定。本文选取的输出网格大小为 200m×200m,这样研究区域中海岛及沿岸附近狭小区域均可包含数据。设定核函数为一阶多项式,岭参数选取默认值为 50。带宽值是一个平滑值,它决定了核的宽度,确定了范围区间内的点对 Kernel Density Estimates(KDE)的贡献,当前对于带宽的选择还没有直接的方法^[26-27]。带宽的选取根据研究目的、样本大小及研究物种的空间使用格局来决定^[27]。对于含障碍核插值方法的带宽值可以通过目视检查方式确定^[28]。本研究带宽值的

选择通过连续运行测试选取估计值,并结合对现有种群已有的研究确定选取带宽值。

KDE 值代表在网格内每平方公里可能出现的目击次数。研究区域内栖息地使用范围定义为动物群体有 95% 的概率被找到所形成的最小区域^[26],是 KDE 通过计算阈值,即所有观测总数的 95% 得出^[25]。海豚分布(即栖息地使用)与核心栖息地分别用 95% KDE 和 50% KDE 来表示,它们与研究区域内海豚的目击位置有关。

为比较同一调查阶段海豚到海岸线距离的差异性,分别提取了各阶段目击位置到自然海岸线和人工海岸线的最短距离,并分别进行配对 *T* 检验。同时,对各个调查阶段的目击位置到自然海岸线及人工海岸线的距离分别做方差分析,检验其差异性。为比较不同时间序列研究区域内自然保护区的作用,比较 50% KDE 与保护区的重叠区域,将 3 个阶段的 50% KDE 分别与保护区范围比较以获取重叠比例,分析自然保护区的保护作用。

2 结果

2.1 调查努力量与海豚目击

3 个阶段调查总努力量为 14408.5km,其中 1997—2000 年调查努力量为 5373.9km,2005—2006 年调查努力量为 4961km,2015—2016 年调查努力量为 4073.6km。3 个阶段截线调查优良海况(海况 3 级或以下,能见度较好)分别为 84.5%、71% 和 77%。3 个阶段目击海豚群体数分别为 162 群次、184 群次和 176 群次,为消除恶劣海况对观测数据的影响,分析中所选的数据均为优良海况下海豚目击的数据。

2.2 伶仃洋水域范围变化和海豚目击位置变化

围填海及沿岸工程建设使原有的自然岸线发生改变,致使水域变为陆地。卫星影像(图 2)数据呈现了过

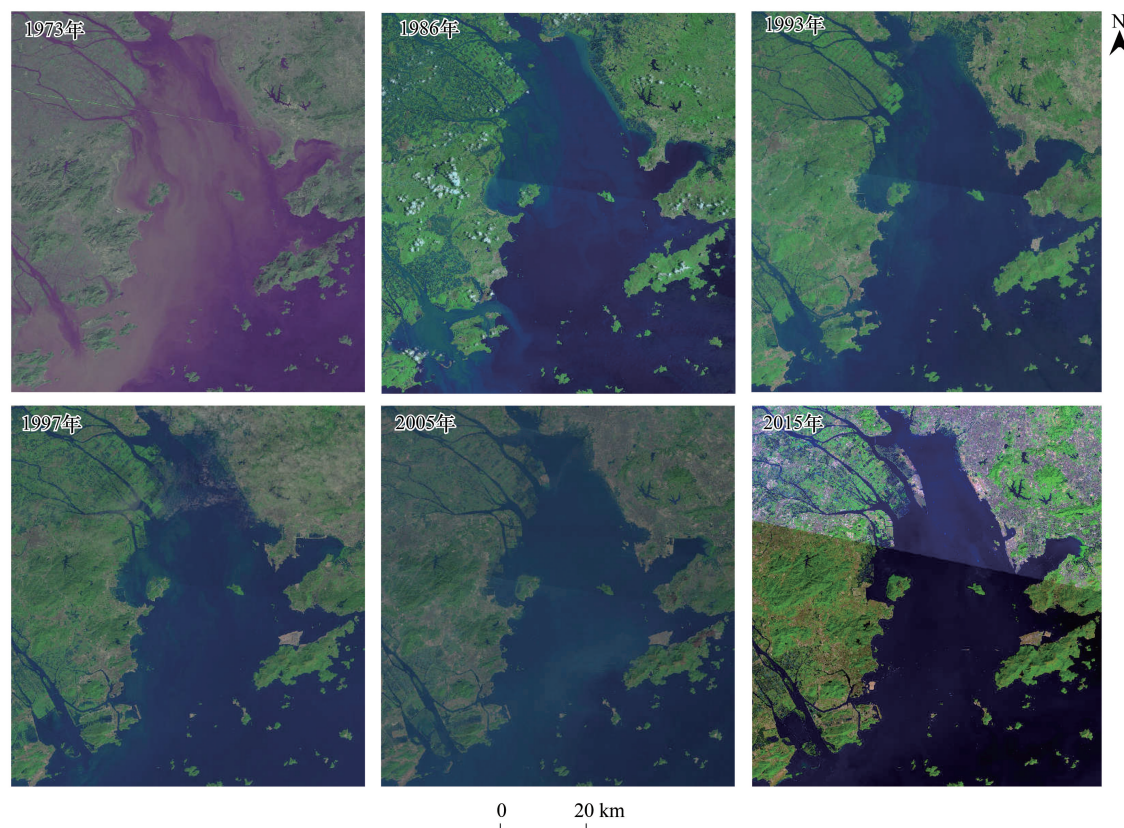


图 2 1973—2015 年珠江伶仃洋 Landsat 图像

Fig.2 Landsat image series of Lingding Bay from 1973 to 2015

去 43 年海岸线和陆地特征的变化(图 3)。自 1973 年至 2015 年,因围填海、沿岸改造和港口建设等,伶仃洋水域流失的海域面积为 344.08km²。海域流失面积较大的时期主要发生在 80 年代末至 90 年代初,海域流失年平均面积为 20.96km²,至 1997 年后,海域流失面积增速趋缓(图 4)。

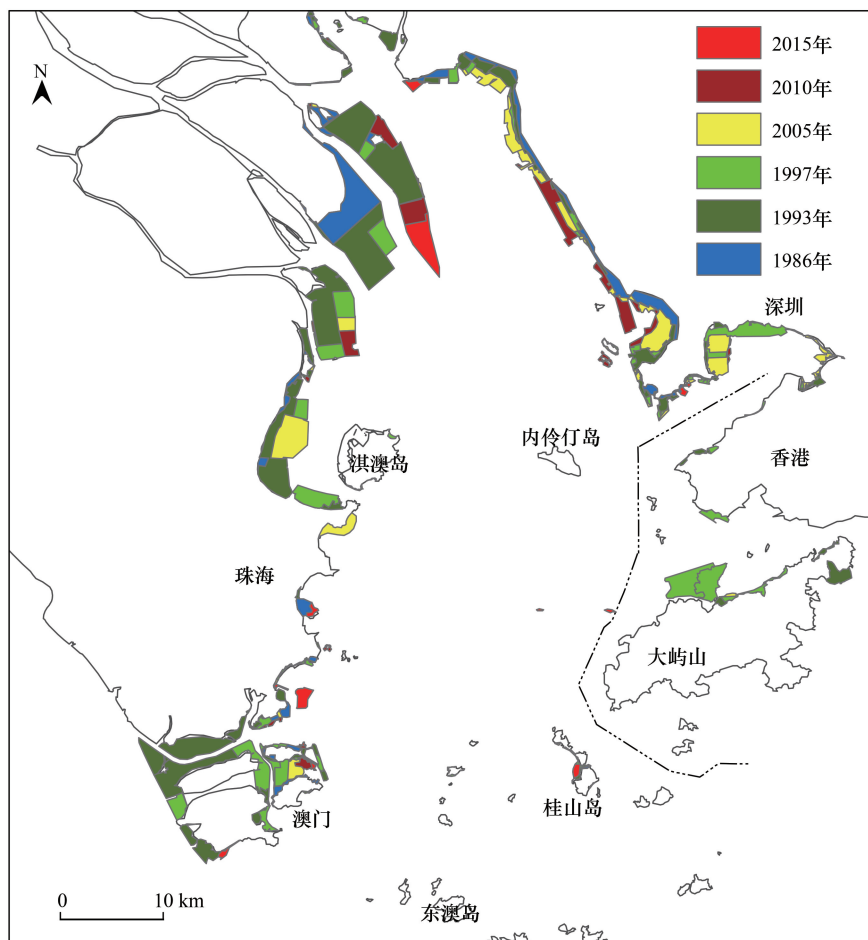


图 3 珠江口伶仃洋水域被永久占用区域

Fig.3 Sites where waters were permanently replaced by artificial landscapes in LDB

海豚目击位置可以间接的反映其对栖息地的偏好,食物资源丰度、海洋工程及其它人为活动等会临时或永久性影响其栖息地偏好。根据各个调查阶段海豚的目击位置,分别算出海豚到最近的自然海岸线及人工海岸线的距离(图 5)。对不同调查阶段海豚到最近自然海岸线的距离进行方差分析:1997—2000 年海豚目击位置到自然海岸线的距离均值为 5.07km ($SD=3.19$ km),2005—2006 年均值为 4.97km ($SD=4.12$ km),方差分析显示差异不显著($F=0.09, P>0.05$);2015—2016 年均值为 4.18km ($SD=3.02$ km),1997—2000 年与 2015—2016 年比较差异显著($F=8.52, P<0.05$),2005—2006 与 2015—2016 年差异显著($F=4.22, P<0.05$)。对不同调查阶段海豚到最近人工海岸线的距离进行方差分析:1997—2000 年海豚目击位置到人工海岸线的距离均值为 7.79km ($SD=3.23$ km),2005—2006 年均值为 6.4km ($SD=3.33$ km),方差分析显示差异极显著($F=19.52, P<0.001$);2015—2016 年均值为 5.53km ($SD=2.97$ km),1997—2000 年与 2015—2016 年比较差异极显著($F=53.9, P<0.001$),2005—2006 与 2015—2016 年差异显著($F=6.56, P<0.05$)。另外,对同一调查阶段海豚到最近自然海岸线和人工海岸线的距离进行配对 T 检验,3 个调查阶段的检验结果均为极显著,结果分别为 1997—2000 年($t=1.97, P<0.001$),2005—2006 年($t=1.97, P<0.001$),2015—2016 年($t=1.97, P<0.001$),而且每个调查阶段海豚到自然岸线的距离均小于到人工岸线的距离。

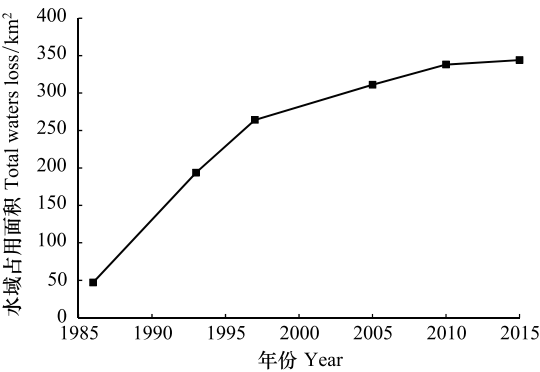


图 4 1973—2015 年海域占用面积
Fig.4 Areas of total waters loss from 1973 to 2015

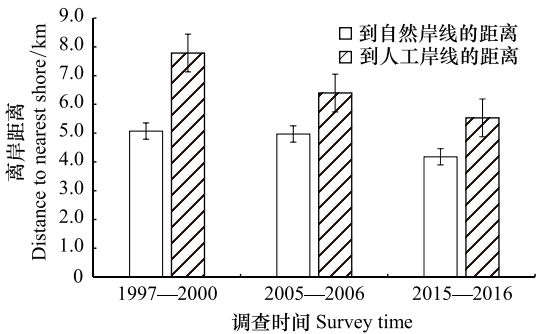


图 5 1997—2016 年海豚目击位置离自然岸线和人工岸线的距离
Fig.5 Proximity of humpback dolphins to the nearest natural shoreline and artificial shoreline from 1997 to 2016

2.3 海豚分布范围和核心栖息地的变化

95%KDE 代表海豚分布 (即栖息地使用) 的范围, 50%KDE 则代表海豚核心栖息地, 不同调查阶段海豚分布范围和核心栖息地的面积见表 2。不同调查阶段 95%KDE 对比结果显示, 2005—2006 年的 95%KDE 面积最大, 2015—2016 年 95%KDE 面积最小。此外, 50%KDE 代表的核心栖息地占对应调查阶段 95%KDE 的面积比例变化范围为 29.43%—33.97%。

海豚栖息地使用在南北方向的分布范围变化不大, 95%KDE 最北端分布到深圳大铲岛附近, 南端到东澳岛, 然而 95%KDE 在东西方向上, 位于伶仃洋中南部宽度呈现先收窄再变宽 (图 6)。50%KDE 空间分布格局变化较大, 1997—2000 年有 2 块核心栖息地, 分别位于内伶仃岛西北部和伶仃洋的中南部, 重心在伶仃洋中南部水域。2005—2006 年共有 3 块核心栖息地, 分别位于内伶仃岛周围水域、伶仃洋中南部到三角岛水域和横琴岛东南水域, 重心集中在伶仃洋中南部到三角岛水域。2015—2016 年共有 3 块核心栖息地, 分别为内伶仃岛至伶仃洋中部保护区核心区水域、大屿山西南水域和三角岛周围水域, 整体呈狭长分布, 伶仃洋中南部的部分核心栖息地消失。

2.4 保护区内的核心栖息地变化

50%KDE 即核心栖息地是海豚栖息地中最重要的水域, 位于保护区范围内的核心栖息地占全部核心栖息地的比例可以反映出保护区对海豚的保护作用。各阶段海豚核心栖息地位于保护区范围内的比例分别为: 1997—2000 年占比 79.94%; 2005—2006 年占比 63.87%; 2015—2016 年占比 49.39%, 占比呈下降趋势, 不同调查阶段位于保护区范围内的核心栖息地面积及比例见表 3。从核心栖息地的分布格局来看, 1997—2000 年保护区水域范围的核心栖息地主要集中于保护区东部和南部水域, 2005—2006 年主要集中于东部和中部水域, 2015—2016 年主要在中北部和东南部水域, 而且保护区内核心栖息地碎片化, 分为两部分 (图 6)。

表 3 各调查阶段保护区范围内核心栖息地面积及比例
Table 3 Habitat area and percentage during different survey period

调查时间 Survey time	核心栖息地//km ² Core habitat	保护区内核心栖息地//km ² Core habitat distributed in reserve	比例/% Percentage
1997—2000	338.42	270.54	79.94
2005—2006	362.31	231.41	63.87
2015—2016	267.99	132.35	49.39

表 2 各调查阶段栖息地面积
Table 2 Habitat area during different survey period

调查时间 Survey time	95%KDE	50%KDE	50%KDE 占比 Percentage of 50%KDE
1997—2000	996.12	338.42	33.97%
2005—2006	1121.51	362.31	32.31%
2015—2016	910.69	267.99	29.43%

KDE: 核密度估计 Kernel density estimation

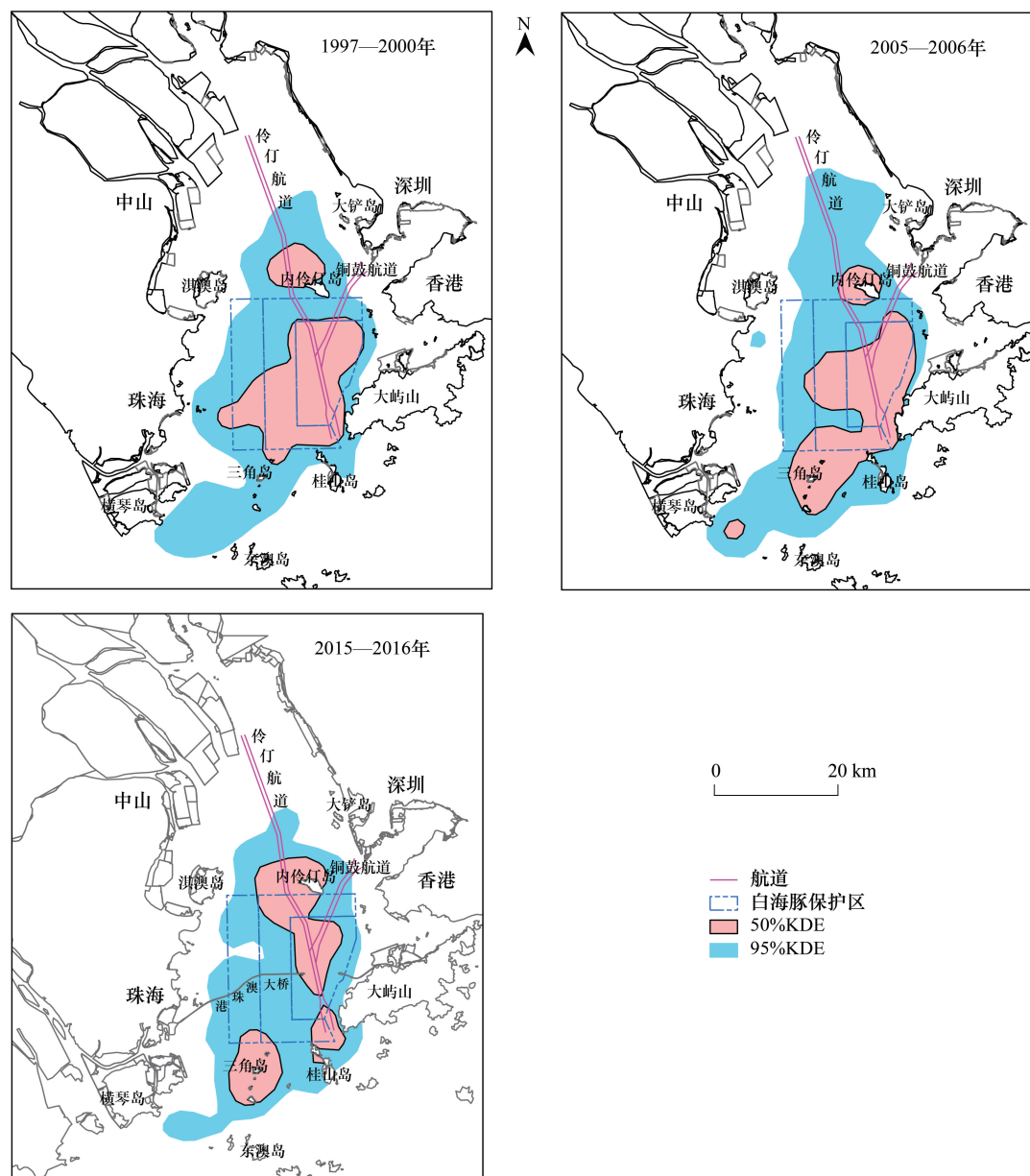


图6 不同调查阶段海豚分布和核心栖息地范围

Fig.6 Extent of distribution and core habitat of humpback dolphins among survey stage

3 讨论

鲸豚类动物的季节性分布变化通常与食物季节变化及环境特征相关^[29–30],珠江口伶仃洋中华白海豚的区域性分布亦呈现出明显的季节变化^[3–4, 31]。珠江口鱼类群落格局及其季节差异与环境变化密切相关,春秋两季鱼类群落均随盐度梯度而变化明显^[32]。本研究选用了周年海豚调查数据可以减少海豚因季节性区域移动所产生的栖息地使用偏差。珠江口伶仃洋不同调查时期的分析结果显示,相对于人工海岸线,中华白海豚的分布更偏向自然海岸线,而海豚分布离自然岸线和人工岸线的平均距离均在减小。1997—2016年,白海豚在伶仃洋的分布范围在2005—2006年有所增加后2015—2016年明显缩小,核心栖息地在不同时期出现明显的范围和空间格局变化,而且2015—2016年面积缩小明显。主要核心栖息地萎缩成条带状,分布于伶仃洋主航道和无人海岛附近水域,并在伶仃洋南部的三角岛周围水域形成一个分离的核心栖息地。同时,珠江口中

华白海豚国家级自然保护区范围内的核心栖息地呈减少趋势,核心栖息地在保护区内的占比已从 1997—2000 年的 79.9%减少至 2015—2016 年的 49.4%。

3.1 海岸线变迁对中华白海豚分布的影响

珠江口伶仃洋每个调查阶段中华白海豚目击位置到自然海岸线的平均距离均小于到人工海岸线的平均距离,而不同调查阶段比较,海豚目击位置到自然海岸线和人工海岸线的平均距离都在逐步减小。自然海岸线附近水域的自然生态较为完好,而且受到的人为活动直接干扰较小,因此海豚更偏好在自然岸线附近水域活动。Wang 等^[20]发现伴随海岸线改变,不同年代厦门水域的中华白海豚分布呈现明显的由近岸向离岸方向移动并远离人工岸线,这与本研究的结果略有不同。从两个种群所处的地形环境特征来看,厦门种群以厦门岛为中心近似于东西向沿岸分布,外面为开阔海域,而伶仃洋为一个半封闭的河口湾,河口东西两侧陆地限制了海豚向东西方向扩展,而湾内分布有多个无人海岛,海豚的目击分布主要往海上工程施工等干扰较少的北部内伶仃岛、东部大屿山以及南部的青洲、三角岛等一带水域靠拢。

1997—2000 年与 2005—2006 年的海豚目击位置到自然海岸线的距离均值方差检验差异不显著($F=0.09, P>0.05$),但 2015—2016 年调查海豚目击位置至自然岸线的距离均值跟前两个调查阶段比较均减小了且差异显著($F=8.52, P<0.05$; $F=4.22, P<0.05$)。说明在 2006 年以前伶仃洋白海豚受到的海上人为活动干扰变化不明显,2015—2016 年受到的海上干扰明显变大,而这个时期正是港珠澳大桥工程施工期,可能是海上施工干扰迫使海豚逼近岸边活动。而自 1997 年以来的 3 个不同调查阶段,海豚目击位置到人工岸线的平均距离均在减小,方差分析检验出显著差异,表明过去 20 年里珠江口伶仃洋中华白海豚的栖息地选择偏好发生了一些变化,被迫逐渐适应人类活动的干扰。

3.2 中华白海豚栖息地使用范围和核心栖息地的变化

整个监测期间,伶仃洋白海豚栖息使用(95%KDE)和核心栖息地(50%KDE)在范围和空间分布上呈现很大的变化,面积先增大后减小,其中 2015—2016 年 95%KDE 和 50%KDE 的面积均比 1997—2000 年和 2005—2006 年明显萎缩。海豚在南北方向分布范围变化不大,可能是海豚的饵料资源年度间南北方向分布范围变化不大,海豚季节性的在这些区域分布的结果。而伶仃洋中南部海豚东西方向分布呈现先收窄再变宽,可能是伶仃洋东西部沿岸围填海及人类活动影响所致,即先受影响远离西部岸线,海上的活动空间受到挤压后被迫适应该岸线附近的人类活动。从核心栖息地的分布格局来看,白海豚的分布重心偏向伶仃洋东部水域,其中原因:一方面伶仃洋西部为珠海、澳门等市区沿岸,多数岸线已开发人类活动频密,而东部多为自然海岸线,人类活动相对少一些;另一方面由于地球自转引起的海水流向影响,东部水域主要受外海水支配,水较深且比较清澈,而西部水域主要受河流冲淡水影响,水体浑浊且淤积相对较浅。3 个调查阶段白海豚的核心栖息地迁移变化明显:1997—2000 年核心栖息地主要位于内伶仃岛西北和保护区范围;2005—2006 年则分为三部分,分别位于内伶仃岛周围、保护区至三角岛附近水域以及横琴岛东南水域,其中三角岛附近水域和横琴岛东南水域是新出现的核心栖息地;2015—2016 年也分为 3 个部分,分别位于内伶仃岛西北至保护区核心区、大屿山西南至桂山岛东北之间水域和三角岛周围水域。

珠江口伶仃洋中华白海豚核心栖息地的空间分布呈现向主航道和无人海岛附近水域收缩的格局,核心栖息地发生迁移可能是海豚食物——鱼类资源的密度分布格局发生改变所致^[33-34]。1997—2000 年和 2005—2006 年两个阶段的核心栖息地面积变化不是很大,除了 2005—2006 年在三角岛附近和横琴岛东南水域出现新的核心栖息地外,这两个阶段的核心栖息地大部分重叠。2015—2016 年核心栖息地面积与前两个阶段比较,减小的比例分别为 20.81%和 26.03%,并形成了以主航道和无人海岛附近水域为主要核心栖息地的分布格局。

关于湛江中华白海豚对觅食机会与觅食面临的风险权衡研究显示,白海豚为了较高的食物回报而选择接受更大的死亡风险(在海上船舶繁忙且食物资源相对丰富的航道周围目击海豚较多);当栖息地间食物回报相似时,海豚会选择低风险栖息地^[35]。此外,长江江豚也被记录到在码头附近频繁觅食,码头地区食物资源

较其它区域丰富但来往船只频繁,江豚选择在码头区觅食可能是迫不得已的选择^[36]。伶仃洋大部分水深在 6—8m,而主航道因为开挖或自然形成水深在 17m 以上,相当于一条深水沟槽连通外海,可能是底层鱼类由外海洄游进入河口内湾的主要通道,因此主航道附近水域的鱼类资源可能较为丰富。另外,伶仃洋的渔业捕捞压力一直存在,随着渔船马力和捕捞方式的升级,渔业资源逐年减少,而主航道附近来往船只频繁,一定程度上限制了渔业捕捞作业,航道附近水域的渔业资源密度会相对高一些。以上原因可能导致白海豚核心栖息地收缩在主航道附近水域,即海豚已无太多选择只得经常冒险在主航道附近水域觅食。而海岛附近因海底地形以及水文等因素,底栖生物资源一般较为丰富,礁栖性鱼类较多,自然成为白海豚的另一核心栖息地。

此外需要指出,根据 Or 等 2011—2015 年的调查^[22],KDE 分析结果显示整个伶仃洋(不含香港水域)主要有 5 块核心栖息地(50%KDE),分别位于香港大屿山西南部、内伶仃岛西部、三角岛周围、淇澳岛东部和澳门东南部等水域,核心栖息地大多分布在保护区范围以外(图 7),与本研究的分析结果差异较大。本研究 2015—2016 年的分析结果显示伶仃洋内有 3 块核心栖息地(50%KDE),分别是内伶仃岛西部及南部水域、三角岛周围水域和桂山岛东北至大屿山西南水域,除了澳门东南部水域以外,大部分区域核心栖息地均覆盖 Or 等提出的区域,而保护区范围内的核心栖息地面积约占了整个伶仃洋核心栖息地的近 50%。再者,Or 等的 95%KDE 分析结果显示伶仃洋中西部水域无白海豚分布,与本研究的分析结果差异也较大。两个研究的 50%KDE 和 95%KDE 分布情况差异较大的原因可能是采用不同的调查采样方法所致,Or 等的调查是以寻找海豚拍照进行个体识别为主要目的,而未系统地设置调查路线^[22],每次调查的路线不固定,根据经验海豚发现概率较高的地方可能会给予较多的关注,这会导致整个研究区域的调查努力量空间分配不均匀,而后期的 KDE 密度计算方法无法消除这个影响。本研究采用的是船基截线抽样法,调查前设计了系统的样线,每次观测沿着预设的样线在整个调查区域平均搜寻海豚,因而整个研究区域的调查努力量基本上是均匀的。因此,本研究因调查努力量空间分配不均匀而引起的潜在偏差

要比 Or 等的小,结果应更加接近海豚的实际栖息地使用分布情况,这与 Huang 等强调在栖息地保护研究中应采用系统方式调查以避免空间采样偏差的主张是一致的^[37]。

3.3 国家级自然保护区内中华白海豚核心栖息地的变动

广东省人民政府于 1999 年 10 月批准建立珠江口中华白海豚省级自然保护区,国务院于 2003 年 6 月正式批准珠江口中华白海豚省级自然保护区升格为国家级。珠江口中华白海豚国家级自然保护区所覆盖的栖息地情况,尤其是核心栖息地覆盖范围间接反映了保护区的保护作用。3 个不同调查阶段的核心栖息地范围与国家级自然保护区的重叠分析显示,位于保护区的核心栖息地分布格局及面积均发生了变化。1997—2000 年保护区内中华白海豚核心栖息地面积占对应阶段伶仃洋核心栖息地的比例为 79.9%,保护区核心区 and 缓冲区基本上为核心栖息地。2005—2006 年保护区内海豚核心栖息地占比下降为 63.9%,保护区核心区和缓冲



图 7 2011—2015 年目击记录珠江口海域(统计数据不含中国香港水域)中华白海豚 50%和 95%核密度估计栖息地使用格局(Or C, 2017)

Fig.7 Area utilization pattern of Indo-Pacific humpback dolphins estimated with 50% and 95% isopleths of Kernel Density estimation (KDE) for all sightings recorded during 2011—2015 in the eastern Pearl River Estuary (EPRE) excluding Hong Kong

区内的核心栖息地面积也有所减少,但保护区内的核心栖息地是连贯的。到了 2015—2016 年,保护区内海豚核心栖息地的占比进一步下降至 49.4%,保护区内的核心栖息地分布呈现碎片化。

保护区范围内中华白海豚核心栖息地总体呈下降趋势,可能是伶仃洋人为活动(海上工程施工和渔业捕捞等)干扰增大,海豚觅食和活动空间受到压力的结果。国家级自然保护区于 2003 年批准建立,当时规划是依据 1997—2000 年的调查结果,划定的保护区范围比较合理(保护区内核心栖息地约占了 80%),但是随着伶仃洋人类活动增加,中华白海豚的分布格局发生了一些改变,核心栖息地也发生了变化,因此有必要对目前的保护区范围和功能区作出一些优化调整,以适应当前的栖息地变化格局。但是,目前国家级自然保护区周围的伶仃洋水域大多已开发,可以调整的空间非常有限。保护区南部的青洲、三角岛一带水域虽然是白海豚的核心栖息地,但已建成海上风电场,不再适合划为保护区。北部的内伶仃岛周围水域在广东省海域功能区划中属于生态保留区,也是海豚的核心栖息地,比较适合调整为白海豚保护区。此外,今后有必要统筹考虑整个珠江口及其周边海域的生态保护规划,建立国家公园,以更好地保护珠江口中华白海豚种群及河口生态系统的生物多样性。

参考文献 (References):

- [1] Jefferson T A, Smith B D, Braulik G T, Perrin W. *Sousa chinensis* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e. T82031425A123794774. 2017. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T82031425A50372332.en>.
- [2] Jefferson T A, Rosenbaum H C. Taxonomic revision of the humpback dolphins (*Sousa* spp.), and description of a new species from Australia. *Marine Mammal Science*, 2014, 30(4): 1494-1541.
- [3] Chen T, Hung S K, Qiu Y S, Jia X P, Jefferson T A. Distribution, abundance, and individual movements of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, China. *Mammalia*, 2010, 74(2): 117-125.
- [4] Jefferson T A. Population biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters. *Wildlife Monographs*, 2000, 144: 1-65.
- [5] Karczmarski L, Huang S L, Or C K M, Gui D, Chan S C Y, Lin W Z, Porter L, Wong W H, Zheng R Q, Ho Y W, Chui S Y S, Tionson A J C, Mo Y Q, Chang W L, Kwok J H W, Tang R W K, Lee A T L, Yiu S W, Keith M, Gailey G, Wu Y P. Humpback dolphins in Hong Kong and the Pearl River Delta: status, threats and conservation challenges. *Advances in Marine Biology*, 2016, 73: 27-64.
- [6] Chen B Y, Xu X R, Jefferson T A, Olson P A, Qin Q R, Zhang H K, He L W, Yang G. Conservation status of the Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) in the Northern Beibu Gulf, China. *Advances in Marine Biology*, 2016, 73: 119-139.
- [7] Li M, Wang X X, Hung S K, Xu Y W, Chen T. Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Moyang River Estuary: the western part of the world's largest population of humpback dolphins. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2019, 29(5): 798-808.
- [8] Li S H, Lin M L, Xu X, Xing L R, Zhang P J, Gozlan R E, Huang S L, Wang D. First record of the Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) southwest of Hainan Island, China. *Marine Biodiversity Records*, 2016, 9(1): 3.
- [9] Wang J Z, Yang Y T, Yang F, Li Y L, Li L J, Lin D R, He T T, Liang B, Zhang T, Lin Y, Li P, Liu W H. A framework for the assessment of the spatial and temporal patterns of threatened coastal delphinids. *Scientific Reports*, 2016, 6(1): 19883.
- [10] Wang J Y, Riehl K N, Klein M N, Javdan S, Hoffman J M, Dungan S Z, Dares L E, Araújo-Wang C. Chapter Four-biology and conservation of the Taiwanese humpback dolphin, *Sousa chinensis taiwanensis*. *Advances in Marine Biology*, 2016, 73: 91-117.
- [11] Xu X R, Song J Y, Zhang Z H, Li P, Yang G, Zhou K Y. The world's second largest population of humpback dolphins in the waters of Zhanjiang deserves the highest conservation priority. *Scientific Reports*, 2015, 5: 8147.
- [12] 王新星, 陈涛, 李敏, 王雪辉, 王跃中. 珠江西部河口中华白海豚分布与环境因子的关系. *生态学报*, 2018, 38(3): 934-944.
- [13] Chen T, Qiu Y S, Jia X P, Hung S K, Liu W H. Distribution and group dynamics of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the western Pearl River Estuary, China. *Mammalian Biology*, 2011, 76(1): 93-96.
- [14] Chen J Z, Huang S L, Han Y S. Impact of long-term habitat loss on the Japanese eel *Anguilla japonica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2014, 151: 361-369.
- [15] Li X J, Damen M C J. Coastline change detection with satellite remote sensing for environmental management of the Pearl River Estuary, China. *Journal of Marine Systems*, 2010, 82: S54-S61.
- [16] 于杰, 陈作志, 徐姗楠. 围填海对珠江口南沙湿地资源与生物资源的影响. *中国水产科学*, 2016, 23(3): 661-671.
- [17] 艾彬, 欧阳雪敏, 何颖清. 基于多源卫星遥感的珠江口围填海生命周期分析. *海洋开发与管理*, 2017, 34(9): 18-24.
- [18] Keith M, Atkins S, Johnson A E, Karczmarski L. Area utilization patterns of humpback dolphins (*Sousa plumbea*) in Richards Bay, KwaZulu-

- Natal, South Africa. *Journal of Ethology*, 2013, 31(3): 261-274.
- [19] Karczmarski L, Huang S L, Wong W H, Chang W L, Chan S C Y, Keith M. Distribution of a coastal delphinid under the impact of long-term habitat loss: Indo-Pacific humpback dolphins off Taiwan's west coast. *Estuaries and Coasts*, 2017, 40(2): 594-603.
- [20] Wang X Y, Wu F X, Zhu Q, Huang S L. Long-term changes in the distribution and core habitat use of a coastal delphinid in response to anthropogenic coastal alterations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2017, 27(3): 643-652.
- [21] Wu H P, Xu Y H, Peng C W, Liao Y Y, Wang X Y, Jefferson T A, Huang H, Huang S L. Long-term habitat loss in a lightly-disturbed population of the Indo-Pacific humpback dolphin, *Sousa chinensis*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2017, 27(6): 1198-1208.
- [22] Or K M. Socio-Spatial Ecology of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) in Hong Kong and the Pearl River Estuary[D]. Hong Kong: University of Hong Kong, 2017.
- [23] Zong Y Q, Huang G, Switzer A D, Yu F L, Yim W W S. An evolutionary model for the Holocene formation of the Pearl River delta, China. *Holocene*, 2009, 19(1): 129-142.
- [24] Van Winkle W. Comparison of several probabilistic home-range models. *Journal of Wildlife Management*, 1975, 39(1): 118-123.
- [25] Macleod C D. An Introduction to Using GIS in Marine Biology: Supplementary Workbook four: Investigating Home Ranges of Individual Animals. Glasgow, U.K: Pictish Beast Publications, 2014.
- [26] Worton B J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 1989, 70(1): 164-168.
- [27] Gitzen R A, Millsaugh J J, Kernohan B J. Bandwidth selection for fixed-kernel analysis of animal utilization distributions. *Journal of Wildlife Management*, 2006, 70(5): 1334-1344.
- [28] Wand M P, Jones M C. Kernel Smoothing. London, U.K: Chapman & Hall, 1995.
- [29] Hung S K. Habitat Use of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) in Hong Kong[D]. Hong Kong: University of Hong Kong, 2008.
- [30] Toth J L, Hohn A A, Able K W, Gorgone A M. Patterns of seasonal occurrence, distribution, and site fidelity of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in southern New Jersey, U.S.A. *Marine Mammal Science*, 2011, 27(1): 94-110.
- [31] 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. *Aquatic Mammals*, 2004, 30(1): 159-174.
- [32] 邱永松. 广东沿岸海域鱼类群落排序. *生态学报*, 1996, 16(6): 576-583.
- [33] 刘维达, 林昭进, 江艳娥, 黄梓荣. 南海北部陆架区底层渔业资源的空间分布特征. *热带海洋学报*, 2011, 30(5): 95-103.
- [34] Zhou L, Wang G P, Kuang T X, Guo D L, Li G F. Fish assemblage in the Pearl River Estuary: spatial-seasonal variation, environmental influence and trends over the past three decades. *Journal of Applied Ichthyology*, 2019, 35(4): 884-895.
- [35] Lin M L, Caruso F, Liu M M, Lek S, Li K, Gozlan R E, Li S H. Food risk trade-off in the Indo-Pacific humpback dolphin: an exploratory case study. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2020, 30(4): 860-867.
- [36] Wang Z T, Akamatsu T, Mei Z G, Dong L J, Imaizumi T, Wang K X, Wang D. Frequent and prolonged nocturnal occupation of port areas by Yangtze finless porpoises (*Neophocaena asiaeorientalis*): forced choice for feeding?. *Integrative Zoology*, 2015, 10(1): 122-132.
- [37] Huang S L, Wu H P, Wang X Y, Peng C W, Wang C C. Beware of changes: conservation of Indo-Pacific humpback dolphins in disturbed habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2020, 30(9): 1775-1782.