

长岛海域东亚江豚种群密度和分布的初步研究

李永涛^{①②} 于国旭^③ 程兆龙^{①②} 左涛^{①②} 牛明香^{①②} 王俊^{①②*}

① 中国水产科学研究院黄海水产研究所 青岛 266071; ② 青岛海洋科学与技术试点国家实验室, 海洋生态与环境科学功能实验室 青岛 266237; ③ 长岛国家海洋公园管理中心 烟台 265800

摘要: 长岛海域是黄渤海东亚江豚 (*Neophocaena asiaeorientalis sunameri*) 的热点分布区域之一。为了掌握长岛海域东亚江豚的种群密度与分布特征, 2019 年 10 月至 2021 年 10 月采用截线抽样法进行了 5 次东亚江豚目视考察。5 次考察总航程 2 421 km, 共发现东亚江豚 614 次, 1 156 头次。相同月份调查种群遇见率无显著性差异 ($P > 0.05$), 不同月份种群遇见率差异极显著 ($P < 0.01$), 提示东亚江豚种群在该水域可能存在季节性迁移。按照考察月份对数据进行合并处理, 长岛海域 5 月和 10 月东亚江豚平均种群密度为 (0.56 ± 0.11) 头/ km^2 ($0.46 \sim 0.68$ 头/ km^2) 和 (3.63 ± 0.25) 头/ km^2 ($3.38 \sim 3.88$ 头/ km^2), 平均种群数量为 $(20\ 209 \pm 202)$ 头和 $(2\ 971 \pm 681)$ 头, 这在目前已知所有东亚江豚分布区中是最高的。尽管不同季节种群数量差异显著, 但东亚江豚种群在长岛海域的空间分布特征相似, 砣矶岛-大钦岛西北侧和东南侧均为高密度分布区, 因此建议将该水域作为核心区域重点保护。此外, 我们还建议未来加强对其迁移规律及栖息地选择的研究。

关键词: 东亚江豚; 种群数量; 分布; 动物保护

中图分类号: Q958 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263 (2023) 05-658-11

The Population Density and Distribution of East Asian Finless Porpoise in Changdao Waters

LI Yong-Tao^{①②} YU Guo-Xu^③ CHENG Zhao-Long^{①②} ZUO Tao^{①②}
NIU Ming-Xiang^{①②} WANG Jun^{①②*}

① Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071;

② Marine Ecology and Environmental Science Laboratory, Pilot National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao 266237;

③ Chang Dao National Marine Park Management Center, Yantai 265800, China

Abstract: [Objectives] Understanding species distributions, and how they change in space and time, is vital in prioritising conservation or management initiatives. However, the basic ecological data of East Asian Finless Porpoise (*Neophocaena asiaeorientalis sunameri*) in Changdao waters, such as the distribution,

基金项目 中国海油海洋环境与生态保护公益基金会项目 (No. CF-MEEC/TR/2021-12), 农业农村部政府购买服务项目 (No. 125C0505), 长岛国家海洋公园管理中心单一来源采购项目 (No. YHZH-2021193);

* 通讯作者, E-mail: wangjun@ysfri.ac.cn;

第一作者介绍 李永涛, 男, 助理研究员; 研究方向: 海洋哺乳动物种群生态学; E-mail: liyt@ysfri.ac.cn。

收稿日期: 2022-01-17, 修回日期: 2023-06-09 DOI: 10.13859/j.cjz.202305003

population and its dynamic, is least known for lacking of long-term studies. **[Methods]** Five visual surveys of East Asian Finless Porpoise were conducted from October 2019 to October 2021 using line transect sampling method. Our study area and survey lines are shown in Fig. 1. Based on the monitoring data, we calculated the abundance, density, cluster size, encounter rate, spatial and temporal distribution of East Asian Finless Porpoise. The abundance and density analysis were estimated in Distance software and distribution characteristics were conducted in geographic information system (GIS). The remaining statistical analyses were performed utilizing the SPSS statistical analysis software. Kruskal-Wallis test and Mann-Whitney U test were used to examine variations in encounter rate and cluster size across the five surveys. Furthermore, the differences between the number of animal observations by each observer were analyzed using t -test. The statistical significance level was set at $P < 0.05$, with $P < 0.01$ indicating highly significant. Mean values for encounter rate, quantity, and density were expressed as mean $\pm$ standard deviation (Mean $\pm$ SD). **[Results]** In total, 614 sightings with 1 156 individuals of East Asian Finless Porpoise were recorded over a total transect length of 2 421 km (Table 1). The mean encounter rate of the East Asian Finless Porpoise during the five surveys exhibited its peak in May 2020, reaching 0.49 ± 0.14 groups/km, and reached its lowest point in October 2020, with a value of 0.13 ± 0.02 groups/km (Fig. 2). Similarly, the average group size of observed East Asian Finless Porpoise during the five surveys displayed its highest value in May 2020, recorded as 2.03 ± 0.98 ind/group, while the lowest value was observed in October 2021, measuring 1.60 ± 0.61 ind/group (Fig. 5). The Kruskal-Wallis test showed that there was no significant difference among the encounter rates of the populations surveyed in the same month ($P > 0.05$), however, significant difference was detected in different months ($P < 0.01$) (Fig. 3). The results of population density and abundance calculations for the East Asian Finless Porpoise are presented in Table 2. Within the waters of Changdao, the average population density of the East Asian Finless Porpoise in May and October was recorded as 0.56 ± 0.11 ind/km² ($0.46 - 0.68$ ind/km²), and 3.63 ± 0.25 ind/km² ($3.38 - 3.88$ ind/km²), respectively. Correspondingly, the average population size of the East Asian Finless Porpoise in May was $20\,209 \pm 202$ ind, exhibiting fluctuations between 20 066 and 20 352 ind. In October, the average population size was $2\,971 \pm 681$ ind, fluctuating between 2 195 and 3 473 ind. The spatial distribution characteristics of East Asian Finless Porpoise was similar that the northwest and southeast sides of Tuoji Island-Daqin Island were the core distribution zone, and it is recommended to focus on these two spots for conservation (Fig. 4). **[Conclusion]** The population density of East Asian Finless Porpoise in Changdao Waters is the highest among all known areas, and there is obvious seasonal migration. These results represent the first ever estimates for the East Asian Finless Porpoise over a wide portion of the Changdao Waters, with the potential to be useful baseline data to inform conservation.

Key words: East Asian Finless Porpoise, *Neophocaena asiaeorientalis sunameri*; Population abundance; Distribution; Conservation

东亚江豚 (*Neophocaena asiaeorientalis sunameri*) 是一种近岸分布的小型齿鲸, 与分布于长江中下游干流及与之相通的鄱阳湖和洞庭湖的极危旗舰物种——长江江豚 (*N. a. ssp. asiaeorientalis*) 同属鲸目齿鲸亚目鼠海豚科江

豚属, 为窄脊江豚 (*N. asiaeorientalis*) 生活在海洋中的亚种 (Wang et al. 2008, Jefferson et al. 2011)。主要分布在黄海和渤海、朝鲜沿岸以及日本本州岛盛冈以南、九州、四国沿岸 (王丕烈 2012)。受到近海人类活动的干扰, 不同

区域的东亚江豚种群均呈现了急剧的下降,生存形势严峻 (Kasuya et al. 2002, Park et al. 2015)。Hashimoto 等 (2013) 对日本濑户内海海域东亚江豚种群 (日本海域五个地理种群中最大的种群) 进行种群生存力分析表明, 100 年后种群数量下降到 100 头以下的概率高达 79%。在韩国东岸黄海水域 2004 至 2005 年东亚江豚平均密度为 $0.565 \text{ 头}/\text{km}^2$, 2011 年平均密度 $0.122 \text{ 头}/\text{km}^2$, 2004 至 2011 年, 东亚江豚种群数量下降接近 70% (Park et al. 2015)。而中国海域东亚江豚种群数量和分布本底资料匮乏, 未有相关调查报道 (Wang et al. 2017)。国际自然保护联盟物种生存委员会 (International Union for Conservation of Nature, IUCN) 综合评定东亚江豚种群数量下降速率、栖息地衰退状况及生存压力后, 于 2017 年将之由易危级 (vulnerable, VU) 升为濒危级 (endangered, EN), 并认为在局部水域甚至可达极危 (critically endangered, CR) 等级, 该物种也被列入《中国物种红色名录》濒危级 (EN), 属国家二级重点保护野生动物, 急需采取措施进行保护。

长岛, 又称庙岛群岛, 地处环渤海经济圈

的连接带, 东临韩国及日本。长岛海域位于渤海生态系统和黄海生态系统的交汇区, 是我国典型的温带海洋和海岛生态系统类型, 饵料丰富, 是洄游性鱼类进出渤海的通道。据蓬莱史料记载, 古时候常有鲸类种群从此处海域出现, 被古人称作“龙兵过境” (李永涛 2020)。

2018 年以来, 我们的预考察显示, 长岛海域仍然有大量的东亚江豚分布。鉴于长岛海域的重要性, 对该区域的东亚江豚种群动态进行连续监测具有重要意义。因此, 本研究在 2019 至 2021 年采用截线抽样法对长岛海域东亚江豚种群动态进行 5 次调查, 分析了长岛海域东亚江豚的种群密度和分布。研究结果可为该区域东亚江豚种群的保护和管理提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 考察区域

考察区域位于山东省烟台市长岛生态文明综合试验区及其周边海域 ($120^{\circ}14' \sim 121^{\circ}18' \text{ E}$, $37^{\circ}42' \sim 38^{\circ}33' \text{ N}$), 共设计截线 9 条, 调查面积约为 $8\,000 \text{ km}^2$, 为便于种群目击率分析, 按经纬度 $7' \times 5'$ 对调查区域栅格化, 共得到 89 个栅格 (图 1)。

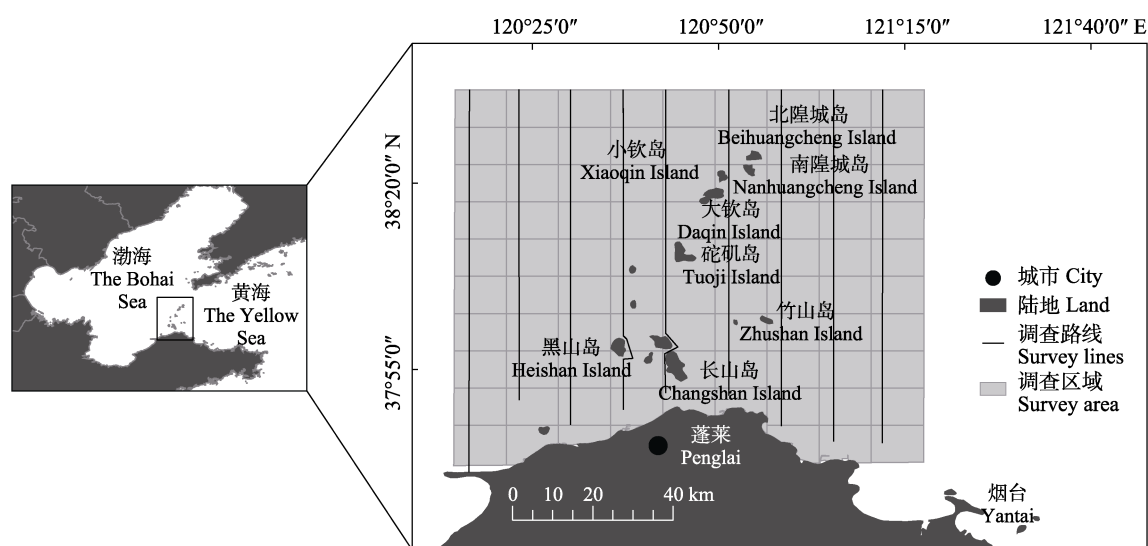


图 1 调查区域与路线设计

Fig. 1 Study area and survey designs

1.2 野外考察方法

野外考察采用截线抽样法进行 (Buckland et al. 2001)。2019 年 5 月, 为完善考察设计, 首先进行了一次预考察。之后分别于 2019 年 10 月、2020 年 5 月和 10 月、2021 年 5 月和 10 月开展了 5 次正式考察。考察采用等距平行线设计, 租用一艘长 24 m, 功率为 235 kW 的渔船进行。考察时, 考察船严格按照路线行驶, 船速控制在 15 km/h 以内, 为保证调查队员具有良好的目视能见度, 野外调查选择在蒲福海况小于 3 的天气下进行。观察平台位于船长驾驶舱顶部, 距离海面约 5 m。考察队由 4 名队员组成, 在观察平台三个位置上进行轮换。三个位置分别是左边观察者、数据记录者和右边观察者, 每 30 min 轮换一次。考察时, 左右观察者各自负责观察从 0° (以航线方向为 0°) 到自己一侧 90° 的扇形水域。在中线方向上, 为保证中线上的探测概率, 要求视线稍稍跨越 10°。数据记录者使用标准化的记录表格来记录数据; 每 30 min 需要记录一次的数据包括时间 (以 GPS 的时间为准)、天气状况、各位观察者的位置以及航向。使用双筒望远镜 (Fujinon, 7 × 50) 对调查区域内的东亚江豚进行观察, 当发现动物时, 记录的数据包括时间、动物到观察者的直线距离、豚出水相对于考察船航线的角度 (使用一圆形角度盘读数, 左负右正)、发现者的编号、动物群体大小。考察船的航迹信息由一部手持 GPS 接收机自动记录。当天考察结束, 把考察数据输入电子表格以供后期数据分析。另外, 因无法直接使用激光测距仪测量动物与观察者间距, 观察者会经常进行估距训练以保持较高的估测精度。

1.3 数据分析

截线抽样法是距离取样法 (distance sampling) 的一种, 它根据动物距离中线 (考察截线) 的垂直距离的分布特征来拟合探测函数, 并据此推测动物的密度和种群数量。因此, 在该方法中, 研究者关注的最重要的变量是垂距 X , 其观测值通过记录的观察者到发现动物

距离和角度计算得到。然后使用 Distance 7.2 (Thomas et al. 2010) 的软件程序来估算东亚江豚的种群数量和密度。为了提高探测函数的拟合度 (Buckland et al. 2001), 消除极端数值影响, 我们将调查数据中距离中线最远的 5% 观测数据剔除。分析时, 使用常规距离采样 (conventional distance sampling, CDS) 模型估算探测概率 (Buckland et al. 2001), 依次试用 Halfnormal、uniform、Hazard-rate 和 Negative exponential 四种函数分别拟合。拟合后, 根据赤池信息准则值 (Akaike's information criterion, AIC) 与函数形状标准对模型进行判断和选择 (Buckland et al. 2004)。根据拟合探测函数可求得考察的有效带宽 μ (effective half-strip width, ESW), 即在该距离以内观察者遗漏的动物数恰恰能够被在这个距离以外观测到的动物数所补齐。

东亚江豚的种群密度和数量根据 Buckland 等 (2001) 的方法估算: $D = (nf_{(0)}E_{(s)}) / (2Lg_{(0)}\mu)$, $N = (nf_{(0)}E_{(s)}A) / (2Lg_{(0)}\mu)$, 式中, D 为种群密度, N 为种群数量, n 为目击的东亚江豚群数, $f_{(0)}$ 为概率密度函数, $E_{(s)}$ 是无偏差的聚群大小平均值, L 为调查样线 (考察截线) 长度, μ 为有效带宽, $g_{(0)}$ 为垂距 X 为 0 时目击概率函数值, A 为调查区面积。在本研究中, 我们假设所有在中线上 (垂距 $X=0$) 的动物都能被观察到, 即 $g_{(0)} = 1$ 。

种群密度和数量估算的变异系数 (the coefficient of variance, C_V) 和 95% 置信区间 (confidence interval, C_I) 计算公式 (Burnham et al. 1987) 为:

$$C_V = \sqrt{\frac{v(n)}{n^2} + \frac{v[f_{(0)}]}{[f_{(0)}]^2} + \frac{v[E_{(s)}]}{[E_{(s)}]^2} + \frac{v[g_{(0)}]}{[g_{(0)}]^2}},$$

$$C_I = \exp\left\{1.96\sqrt{\ln\left[1 + \frac{v(N)}{N^2}\right]}\right\}, \text{ 式中 } v \text{ 表示方差。}$$

东亚江豚种群分布和种群遇见率使用 ArcGIS 进行分析。其余统计检验分析在 SPSS 统计分析软件中完成: 5 次考察种群遇见率和集群规模变化使用 Kruskal-Wallis 检验和

Mann-Whitney U 检验, 每位观察者观测动物次数之间的差异以 t 检验分析。统计检验的显著性水平设定为 $P < 0.05$, $P < 0.01$ 为极显著水平。种群遇见率、群体大小、数量和密度的平均值表示方式为平均值 $\pm$ 标准差 (Mean $\pm$ SD)。

2 结果

2.1 种群目视分布

2019 年 10 月至 2021 年 10 月, 先后 5 次对长岛海域进行了调查。5 次考察总航程 2 421 km, 共发现东亚江豚 614 次, 1 156 头次 (表 1)。5 次调查东亚江豚平均遇见率最高为 2020 年 5 月, (0.49 ± 0.14) 群/km; 最低为 2020 年 10 月 (0.13 ± 0.02) 群/km (图 2)。Kruskal-Wallis 检验表明 (图 3), 年际间相同月份东亚江豚种群遇见率无显著性差异 ($P > 0.05$), 不同月份种群遇见率差异极显著 ($P < 0.01$)。分别合并 5 月份和 10 月份种群分布数据, 5 月和 10 月长岛海域东亚江豚种群分布特征相似, 砣矶岛-大钦岛西北侧和东南侧为东亚江豚高密度分布区 (图 4)。

表 1 2019 年 10 月至 2021 年 10 月 5 次

长岛海域东亚江豚调查基本信息

Table 1 Summary of the survey and number of sightings between October 2019 to October 2021 in Changdao Waters

调查时间 (年-月) Survey time (Year-month)	努力量 Effort (km)	目击群次 Groups observed	目击个体数 (头) Individuals detected (ind)
2019-10	409	73	140
2020-05	466	229	464
2020-10	446	59	97
2021-05	484	167	317
2021-10	616	86	138
总计 Total	2 421	614	1 156

2.2 集群规模

5 次调查东亚江豚平均目击群体大小最高

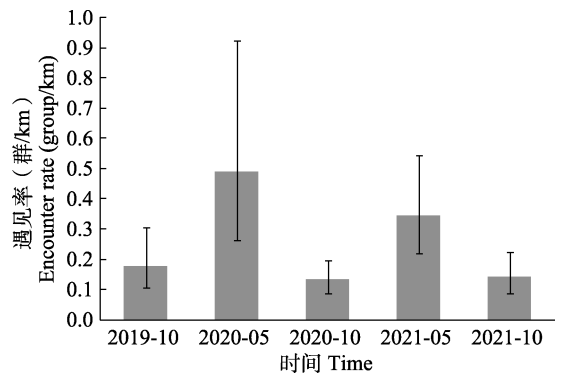


图 2 东亚江豚种群平均遇见率

Fig. 2 The average encounter rate of East Asian Finless Porpoise

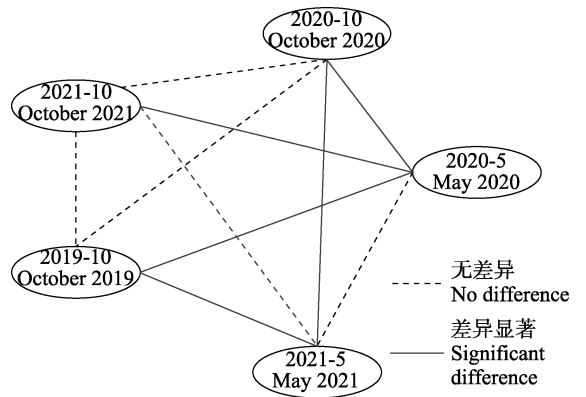


图 3 5 次调查东亚江豚种群遇见率

Kruskal-Wallis 检验成对比较

Fig. 3 Kruskal-Wallis test of encounter rate of East Asian Finless Porpoise in 5 surveys

为 2020 年 5 月, (2.03 ± 0.98) 头/群; 最低为 2021 年 10 月, (1.60 ± 0.61) 头/群 (图 5)。Kruskal-Wallis 检验表明, 年际之间相同月份调查聚群大小无显著性差异 (10 月, $P > 0.05$; 5 月, $P > 0.05$)。因此分别合并 10 月和 5 月调查数据, Mann-Whitney U 检验结果表明, 10 月和 5 月份聚群大小存在极显著性差异 ($P < 0.01$)。

2.3 探测函数拟合

根据分析, 船上左右观察者观测到的动物距离中线距离没有显著性差异 (Kolmogorov-Smirnov 检验, $P > 0.05$), 同时每个观察者观

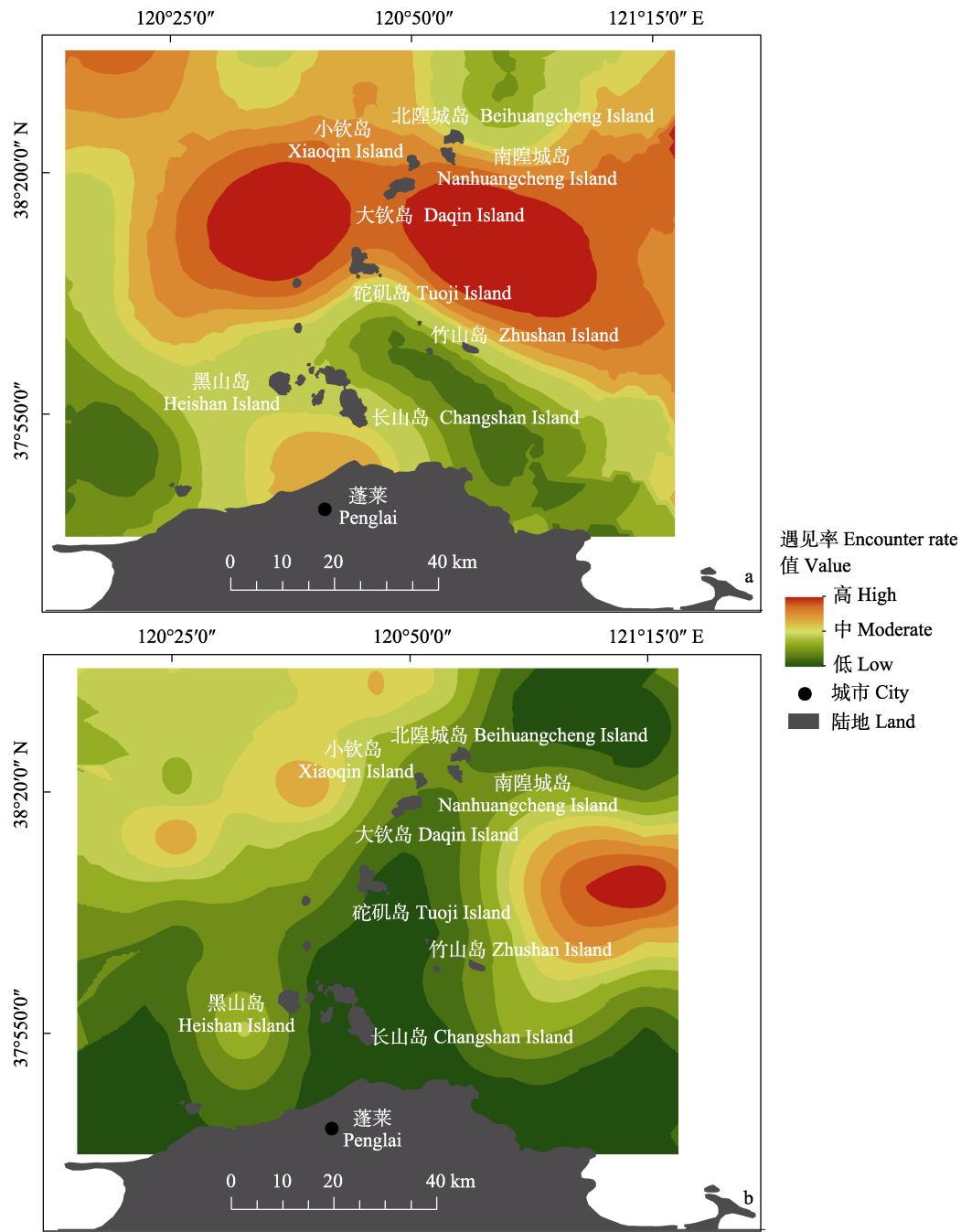


图 4 长岛海域东亚江豚种群遇见率

Fig. 4 The population encounter rate of East Asian Finless Porpoise in Changdao Waters

a. 5 月； b. 10 月。 a. May; b. October.

测的动物次数没有明显差异(t 检验, $P > 0.05$)。因此我们认为每个观察者以相同的方式进行观察, 并把观察数据合并分析。根据垂直距离的

频率分布拟合函数可知(图 5), 东亚江豚的观测频率在中线附近最高, 相对于距离呈下降趋势, 是典型的距离采样频率分布(图 6)。5 次

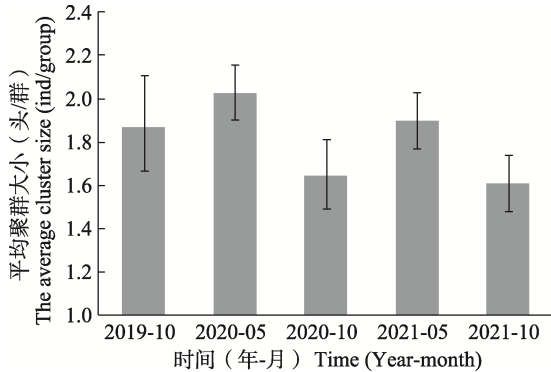


图5 长岛海域东亚江豚种群平均群体大小

Fig. 5 The average population size of East Asian Finless Porpoise in 5 surveys in Changdao Waters

调查的有效观测带宽分别为 189 m ($C_V = 8.35\%$)、102 m ($C_V = 6.01\%$)、183 m ($C_V = 16.24\%$)、124 m ($C_V = 7.69\%$) 和 246 m ($C_V = 8.08\%$)。

2.4 种群密度和数量估算

东亚江豚种群密度和数量计算结果见表 2, 长岛海域 5 月和 10 月东亚江豚平均种群密度为 $(0.56 \pm 0.11) \text{ ind/km}^2$ ($0.46 \sim 0.68 \text{ ind/km}^2$) 和 $(3.63 \pm 0.25) \text{ ind/km}^2$ ($3.38 \sim 3.88 \text{ ind/km}^2$)。长岛海域 5 月东亚江豚平均种群数量为 $(20\,209 \pm 202) \text{ ind}$, 并在 20 066 ~ 20 352 头之间波动, 10 月东亚江豚平均种群数量为 $(2\,971 \pm 681) \text{ ind}$, 并在 2 195 ~ 3 473 ind 之间波动。

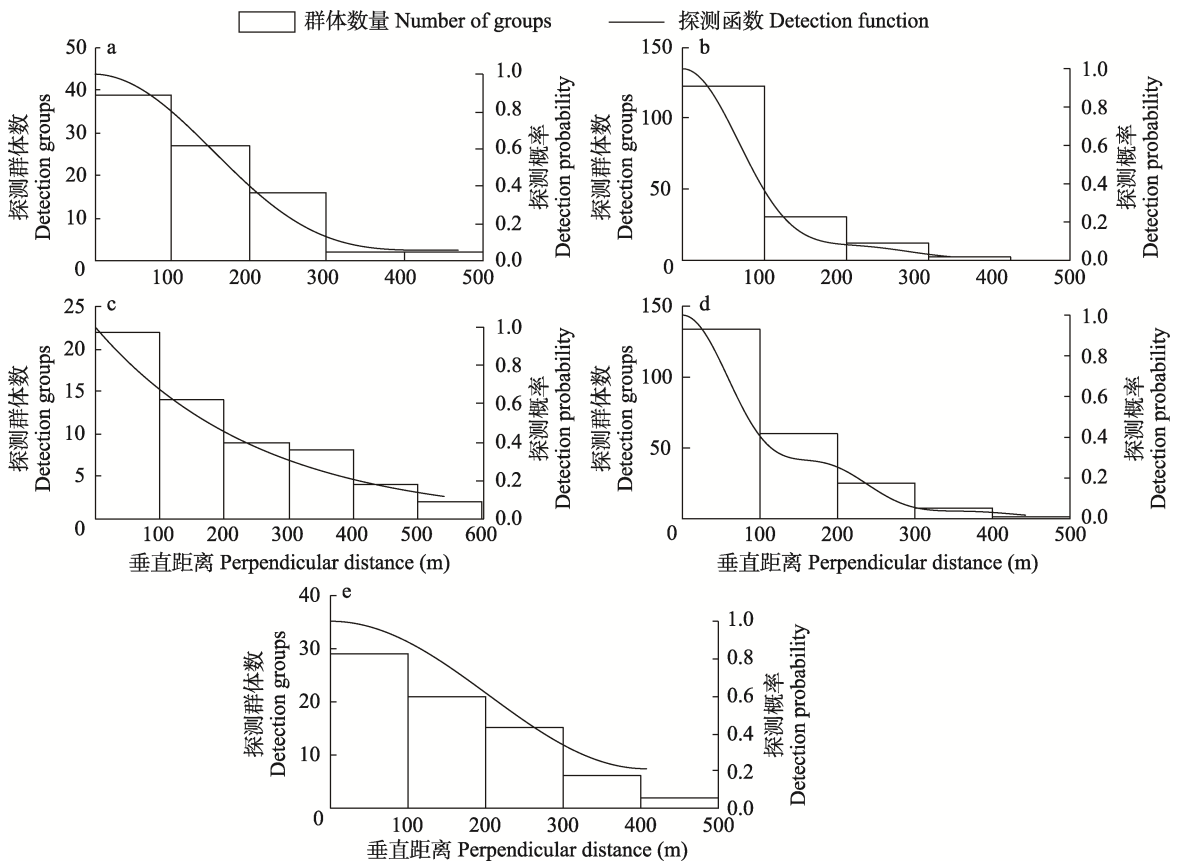


图6 东亚江豚垂直距离频率分布和拟合检测函数直方图

Fig. 6 Frequency distribution and histogram of the perpendicular distance and fitted detection function for East Asian Finless Porpoise

a. 2021 年 10 月; b. 2021 年 5 月; c. 2020 年 10 月; d. 2020 年 5 月; e. 2019 年 10 月。

a. October 2021; b. May 2021; c. October 2020; d. May 2020; e. October 2019.

表 2 长岛海域东亚江豚种群密度估计

Table 2 The Estimation of East Asian Finless Porpoise density along the coastal waters of Changdao

		调查时间（年-月）Survey time (Year-month)				
		2019-10	2020-05	2020-10	2021-05	2021-10
有效调查面积 Effective survey area (km ²)		4 784	5 250	4 784	5 937	6 200
密度 Density	数值 Value (ind/km ²)	0.68	3.88	0.46	3.38	0.56
	变异系数 (%)	25.1	29.03	24.08	19.96	22.39
	Coefficient of variance, C _V					
	95%置信区间 95% confidence interval	0.39 - 1.18	2.05 - 7.34	0.28 - 0.75	2.14 - 5.35	0.34 - 0.92
数量 Abundance	数值 Value (ind)	3 245	20 352	2 195	20 066	3 473
	变异系数 (%)	25.1	29.03	24.08	19.96	22.39
	Coefficient of variance, C _V					
	95%置信区间 95% confidence interval	1 870 - 5 269	10 746 - 38 544	1 347 - 3 578	12 686 - 31 740	2 126 - 5 675

3 讨论

3.1 长岛海域东亚江豚种群密度

目前我国关于窄脊江豚种群密度和分布的研究主要集中在长江江豚（Zhao et al. 2008, Mei et al. 2012, Huang et al. 2020），东亚江豚在中国水域分布和密度的研究很少，仅见左涛等（2018）评估了渤海海域东亚江豚种群密度。本研究是首次在长岛海域对东亚江豚种群进行数量和密度的评估。东亚江豚个体较小，出水迅速，没有背鳍，观测难度高，调查过程中可能存在遗漏群体未计数，因此本研究采用的垂距 X 距离为 0 时目击概率函数值 $g_{(0)} = 1$ 的假设，对种群密度的估计是偏低的。参照窄脊江豚的另一个亚种，长江江豚在调查中垂距 X 距离为 0 被检测到的概率 $g_{(0)} = 0.66$ （Huang et al. 2020）。如果这与目前对东亚江豚的调查相似，那么本研究东亚江豚种群数量约为本研究结果的 1.5 倍。要准确地确定 $g_{(0)}$ ，在调查时必须设置双平台观测（Berrow et al. 2014），这种方法将需要增加额外的观察员人数和设置独立观察者，独立观察者必须为经验丰富的观察队员，这个往往不具备。因此，虽然修正东亚江豚观测的 $g_{(0)}$ 很重要，但本研究目前的种群密度估计对保护东亚江豚种群是有重要意义的。

本研究表明，长岛海域东亚江豚 10 月份平

均密度为 0.57 头/km²，高于左涛等（2018）对渤海（0.056 头/km²）和 Park 等（2015）对韩国西岸（0.151 头/km²）东亚江豚的种群密度估算。与已有报道日本海域东亚江豚的最高密度分布区大村湾（0.576 头/km²）相似（Ogawa 2017, Shirakihara et al. 2019）。5 月份平均密度 3.63 头/km²，是目前东亚江豚种群密度估算所有报道中最高，表明长岛海域是东亚江豚重要的分布区。

3.2 种群分布与迁移

长岛海域 5 月份和 10 月份东亚江豚种群分布特征相似，砣矶岛-大钦岛西北侧和东南侧为两个高密度分布区，长山岛-砣矶岛-竹山岛之间水域和北隍城岛东北水域种群遇见率较低。物种栖息地的异质性决定了物种对某些特定区域的使用比其他区域更多（Scott et al. 2010）。鲸类动物的种群密度和分布受到一系列海洋和环境变量的影响，如海洋表面温度、人类活动、海水盐度、水深、距岸距离、坡度及食物可获得性等（Neumann 2001, Hastie et al. 2005, Castro et al. 2020）。东亚江豚种群在长岛海域存在高密度分布区，其原因需要进一步开展栖息地选择机制研究分析。

本研究中，长岛海域东亚江豚种群遇见率呈现较大的季节性变动，5 月份远高于 10 月份。种群遇见率季节性变动可能提示，长岛海域东

东亚江豚种群存在着一定规模的季节性迁移行为。Cheng 等 (2021) 对和长岛海域毗邻的渤海莱州湾海域进行渔民问卷调查表明, 4 月、9 月和 10 月是东亚江豚最常见月份, 2 月、11 月和 12 月是最难见到东亚江豚的月份。鲸类的季节性迁移可能是对猎物分布和可用性变化的动态响应 (Hammond et al. 2002, Kindt-Larsen et al. 2016)。东亚江豚主要以小型鱼类、甲壳类和头足类动物为食 (Barros et al. 2002, Park et al. 2005, Shirakihara et al. 2008)。Lu 等 (2016) 分析了中国黄渤海沿岸 23 头东亚江豚死亡样本胃容物, 食物组成以鱼类为主, 主要是拉氏狼牙虾虎鱼 (*Odontamblyopus lacepedii*)、澳洲鲭 (*Scomber australasicus*)、小黄鱼 (*Larimichthys polyactis*) 和黄姑鱼 (*Nibea albiflora*) 4 种, 其中, 3 种为洄游性鱼类。长岛海域是鱼类洄游的必经之地, 每年 4 月下旬, 大群洄游性鱼类会经此进入渤海产卵; 9 月上旬前后, 因渤海表层水温降低, 鱼群陆续经长岛海域离开渤海, 开始做适温洄游 (李晓炜等 2018)。Akamatsu 等 (2010) 研究了大村湾 (Omura) 的东亚江豚后发现, 其种群有伴随食物资源和水文变化 (潮汐) 进行迁移的行为。我们推测, 5 月洄游性鱼类途径长岛海域吸引了大量东亚江豚群体聚集摄食, 9 月以后东亚江豚种群逐渐开始跟随洄游性鱼类离开。鱼类的季节性洄游可能是造成长岛海域东亚江豚季节分布的主要原因。

3.3 长岛海域东亚江豚种群保护建议

作为沿岸分布的鲸类物种, 东亚江豚种群易受许多人为因素的影响, 如渔业误捕、水污染、航运以及栖息地的丧失和退化等 (IWC 2006, Hashimoto et al. 2013)。在各种人为影响中, 渔业误捕被认为是最严重的影响 (Reeves et al. 1997, Read et al. 2006)。仅在 2014 年 5 月 1 个月, Zeng 等 (2015) 就在长岛邻近海域收集到 34 头因误捕致死的新鲜东亚江豚样本。在日本, 东亚江豚被多种渔具误捕 (Amano 2009), 1985 至 1992 年, 在九州西部、东北

部水域以及濑户内海的部分区域收集到 114 头死亡个体样本中, 84 头是因误捕致死 (Shirakihara et al. 1993); 每年在有明湾和橘湾有 238 ~ 270 头东亚江豚因误捕致死 (Shirakihara et al. 2013)。在韩国, 仅 2012 年 1 年就有 2 107 头东亚江豚因误捕致死 (Kim et al. 2013), 而这一数字仍旧是被低估的 (Park et al. 2015)。长岛海域是我国重要的沿海渔业捕捞场所, 渔业活动强度大, 每年都有东亚江豚被误捕的事件发生, 减少渔业误捕的威胁是保护长岛海域东亚江豚的首要任务。一些声设备, 如声学驱赶器, 被证明可以有效地减少小型鲸类的渔业误捕 (Barlow et al. 2003, Werner et al. 2006, Prajith et al. 2014), 应推广使用。同时建议建立救助组织, 救助在渔业误捕中受伤的江豚 (Wang et al. 2015)。

除了渔业误捕威胁外, 其他人为因素的影响也不容忽视。考虑到很难分离出对物种保护构成严重威胁的主要因素, 并且这些相同的威胁组合在一起时可能会产生更大的影响, 因此需要长期的保护策略来保护东亚江豚种群和栖息地, 以应对已经或可能对它们的生存造成负面影响的人类活动。建立海洋保护区 (marine conservation areas, MPAs) 是解决人类活动对沿海鲸类影响的最常见方法之一, 它们目前被许多国际机构视为保护生物多样性的重要工具 (Gubbay 1995, Boersma et al. 1999, Hyrenbach et al. 2000, Hooker et al. 2004)。本调查结果显示, 5 月份长岛海域东亚江豚的分布密度是全球所有已报道水域中最高的, 这显示长岛海域是东亚江豚的重要分布区。东亚江豚是国家二级重点保护野生动物, 在长岛海域建立海洋保护区对其物种的保护具有重要意义。而本调查结果也显示, 不同季节 (5 月和 10 月) 砣矶岛-大钦岛西北侧和东南侧均为东亚江豚高密度分布区, 因此建议将该水域作为海洋保护区的核心区域重点保护。

本研究的 5 次调查都集中在 5 月和 10 月两个月份, 为更准确判断东亚江豚在长岛海域的

种群分布和迁移规律, 我们建议未来进一步优化分配年内考察时间, 覆盖其他月份。作为衔接渤海海域和黄海海域间东亚江豚的生态走廊, 长岛海域为东亚江豚的种群扩散和基因交流发挥着重要的生态功能, 因此在长岛海域建立东亚江豚自然保护区已刻不容缓。

致谢 感谢长岛国家海洋公园管理中心和中国水产科学院长岛增殖实验站对本研究的支持和在野外工作工作中的帮助。感谢 2019 至 2021 年参加长岛调查的团队成员。感谢潍坊市下营镇尹孟堂和李百第两位船长及船上工作人员对本研究的支持。

参 考 文 献

- Akamatsu T, Nakamura K, Kawabe R, et al. 2010. Seasonal and diurnal presence of finless porpoises at a corridor to the ocean from their habitat. *Marine Biology*, 157(8): 1879–1887.
- Amano M. 2009. Finless Porpoise: *Neophocaena phocaenoides*. Encyclopedia of Marine Mammals. Amsterdam: Elsevier, 437–439.
- Barlow J, Cameron G A. 2003. Field experiments show that acoustic pingers reduce marine mammal bycatch in the California drift gill net fishery. *Marine Mammal Science*, 19(2): 265–283.
- Barros N B, Jefferson T A, Parsons E C M. 2002. Food habits of finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) in Hong Kong waters. *Raffles Bulletin of Zoology*, 10:115–123.
- Berrow E J, Wolffsohn J S, Bilkhu P S, et al. 2014. Visual performance of a new bi-aspheric, segmented, asymmetric multifocal IOL. *Journal of Refractive Surgery*, 30(9): 584–588.
- Boersma P D, Parrish J K. 1999. Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics*, 31(2): 287–304.
- Buckland S T, Anderson D R, Burnham K P, et al. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. London: Oxford University Press, 1–467.
- Buckland S T, Anderson D R, Burnham K P, et al. 2004. Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. London: Oxford University Press, 1–261.
- Cheng Z, Pine M K, Li Y T, et al. 2021. Using local ecological knowledge to determine ecological status and threats of the East Asian finless porpoise, *Neophocaena asiaeorientalis sunameri*, in south Bohai Sea, China. *Ocean and Coastal Management*, 203: 105516.
- Gubbay S, Welton S. 1995. The Voluntary Approach to Conservation of Marine Areas. Dordrecht: Springer, 199–227.
- Hammond P S, Berggren P, Benke H, et al. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*, 39(2): 361–376.
- Hashimoto M, Shirakihara K, Shirakihara M, et al. 2013. Estimating the rate of increase for the finless porpoise with special attention to predictions for the Inland Sea population in Japan. *Population Ecology*, 55: 441–449.
- Hastie G D, Swift R J, Slesser G, et al. 2005. Environmental models for predicting oceanic dolphin habitat in the Northeast Atlantic. *ICES journal of Marine Science*, 62(4): 760–770.
- Hooker S K, Gerber L R. 2004. Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. *Bioscience*, 54(1): 27–39.
- Huang J, Mei Z, Chen M, et al. 2020. Population survey showing hope for population recovery of the critically endangered Yangtze finless porpoise. *Biological Conservation*, 241: 108315.
- Hyrenbach K D, Forney K A, Dayton P K. 2000. Marine protected areas and ocean basin management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 10(6): 437–458.
- Jefferson T A, Wang J Y. 2011. Revision of the taxonomy of finless porpoises (genus *Neophocaena*): the existence of two species. *Journal of Marine Animals and Their Ecology*, 4(1): 3–16.
- Kasuya T, Yamamoto Y, Iwatsuki T. 2002. Abundance decline in the finless porpoise population in the Inland Sea of Japan. *Raffles Bulletin of Zoology*, 50(10): 57–66.
- Kim D N, Sohn H, An Y R, et al. 2013. Status of the cetacean bycatch near Korean waters. *Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(6): 892–900.
- Kindt-Larsen L, Berg C W, Tougaard J, et al. 2016. Identification of high-risk areas for harbour porpoise *Phocoena phocoena* bycatch using remote electronic monitoring and satellite telemetry data. *Marine Ecology Progress Series*, 555: 261–271.
- Neumann, D R. 2001. Activity budget of free-ranging common dolphins (*Delphinus delphis*) in the northwestern Bay of Plenty,

- New Zealand. *Aquatic Mammals*, 27(2): 121–136.
- Park K J, Sohn H, An Y R, et al. 2015. A new abundance estimate for the finless porpoise *Neophocaena asiaeorientalis* on the west coast of Korea: An indication of population decline. *Fisheries and Aquatic Sciences*, 18(4): 411–416.
- Park K J, Zhang C I, Sohn H, et al. 2005. Feeding habits of finless porpoise (*Neophocaena phocaenoides*) in the west coast of Korea. IWC, Impington, Cambridge, United Kingdom, Paper SC/57/SM17.
- Prajith K, Das P D, Edwin L. 2014. Dolphin Wall Net (DWN)—an innovative management measure devised by ring seine fishermen of Kerala-India to reducing or eliminating marine mammal–fishery interactions. *Ocean and Coastal Management*, 102(A): 1–6.
- Read A J, Drinker P, Northridge S. 2006. Bycatch of marine mammals in US and global fisheries. *Conservation Biology*, 20(1): 163–169.
- Reeves R R, Wang J Y, Leatherwood S. 1997. The finless porpoise, *Neophocaena phocaenoides* (G. Cuvier, 1829): a summary of current knowledge and recommendations for conservation action. *Asian Marine Biology*, 14: 111–143.
- Scott B E, Sharples J, Ross O N, et al. 2010. Sub-surface hotspots in shallow seas: fine-scale limited locations of top predator foraging habitat indicated by tidal mixing and sub-surface chlorophyll. *Marine Ecology Progress Series*, 408(1): 207–226.
- Shirakihara K, Nakahara F, Shinohara M, et al. 2019. Abundance decline in the narrow - ridged finless porpoise population off the Pacific coast of eastern Japan. *Population Ecology*, 61(3): 325–332.
- Shirakihara M, Seki K, Takemura A, et al. 2008. Food habits of finless porpoises *Neophocaena phocaenoides* in western Kyushu, Japan. *Journal of Mammalogy*, 89(5): 1248–1256.
- Shirakihara M, Shirakihara K. 2013. Finless porpoise bycatch in Ariake sound and Tachibana Bay, Japan. *Endangered Species Research*, 21(3): 255–262.
- Shirakihara M, Takemura A, Shirakihara K. 1993. Age, growth, and reproduction of the finless porpoise, *Neophocaena phocaenoides*, in the coastal waters of western Kyushu, Japan. *Marine Mammal Science*, 9(4): 392–406.
- Thomas L, Buckland S T, Rexstad E A, et al. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1): 5–14.
- Wang J, Frasier T, Yang S, et al. 2008. Detecting recent speciation events: the case of the finless porpoise (genus *Neophocaena*). *Heredity*, 101(2): 145–155.
- Werner T, Kraus S, Read A, et al. 2006. Fishing techniques to reduce the bycatch of threatened marine animals. *Marine Technology Society Journal*, 40(3): 50–68.
- Zeng X, Ji J, Hao Y, et al. 2015. Topographical distribution of blubber in finless porpoises (*Neophocaena asiaeorientalis sunameri*): a result from adapting to living in coastal waters. *Zoological Studies*, 54(1): 1–11.
- Zhao X, Barlow J, Taylor B L, et al. 2008. Abundance and conservation status of the Yangtze finless porpoise in the Yangtze River, China. *Biological Conservation*, 141(12): 3006–3018.
- 李晓炜, 赵建民, 刘辉, 等. 2018. 渤海渔业资源三场一通道现状、问题及优化管理政策. *海洋湖沼通报*, 164(5): 11.
- 李永涛. 2020. 龙兵过境黄渤海. *人与生物圈*, (1): 38–39.
- 王丕烈. 2012. 中国鲸类. 北京: 化学工业出版社, 361–376.
- 左涛, 孙坚强, 时永强, 等. 2018. 渤海江豚种群现状初探. *兽类学报*, 38(6): 551–561.