

海洋污染对中华白海豚栖息地选择的影响研究

陈梅^{1,2} 宋豫秦^{1,†} 秦大公² 祝茜³ 韦重霄⁴

1. 北京大学环境科学与工程学院环境管理系, 北京 100871; 2. 北京大学生命科学学院自然保护与社会发展研究中心, 北京 100871; 3. 山东大学(威海)海洋学院, 威海 264209; 4. 钦州市海洋局, 钦州 535000; † 通信作者, E-mail: yqsong@pku.edu.cn

摘要 为了探索污染对海洋生物栖息地的影响, 以2006—2007年中华白海豚在广西钦州三娘湾及其邻近海域的出现数据为基础, 结合Google海洋地形数据、卫星遥感数据和2012年度海洋环境调查数据, 构建干、湿季节海豚分布预测的最大熵模型, 发现与主要河口的距离是决定海豚栖息地分布的最主要因素。比较基于不同环境变量的模型预测结果, 发现海豚分布范围还受到水体营养盐和持久性污染物质的限制性影响, 在干旱季节和湿润季节都出现预测栖息地面积缩小的现象。根据模型预测和比较结果, 得到中华白海豚的栖息地选择策略: 选择河口海域生活以获得丰富的鱼类食物, 同时趋向于回避高污染风险的区域。研究结论对海洋保护区的选址及管理策略具有参考意义。

关键词 海洋污染; 中华白海豚; 栖息地选择; 最大熵模型; 持久性有机污染物(POPs); 重金属
中图分类号 Q958

Study of Marine Pollution Impact on the Habitat Selection of Indo-Pacific Humpback Dolphins

CHEN Mei^{1,2}, SONG Yuqin^{1,†}, QIN Dakong², ZHU Qian³, WEI Chongxiao⁴

1. Department of Environmental Management, College of Environmental Sciences and Engineering, Peking University, Beijing 100871; 2. Center for Nature and Society, School of Life Sciences, Peking University, Beijing 100871; 3. Ocean College, Shandong University (Weihai), Weihai 264209; 4. The Oceanic Administration of Qinzhou, Qinzhou 535000; † Corresponding author, E-mail: yqsong@pku.edu.cn

Abstract To explore impact on marine habitats caused by coastal pollution, predictive models of the Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) distribution were generated using the Maxent modelling approach, based on dolphin occurrence data in Sanniang Bay and its adjacent waters in Guangxi Province during 2006–2007, the independent oceanographic parameters derived from Google Earth Digital Elevation Model (DEM) and Landsat images, and the water environmental data from the marine investigation in 2012. Results indicated that the distance to the major river mouths was the strongest predictors, and water nutrition and persistent pollutants were the important factors for the dolphin distribution in both wet and dry seasons. Based on the results, habitat selection strategies of the dolphin were discussed: the dolphin tended to select estuaries with abundant prey and avoid highly polluted areas, which could be useful in designing Marine Protected Areas (MPAs) and formulating management strategies.

Key words marine pollution; Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*); habitat selection; MaxEnt modeling; POPs; heavy metals

动物赖以生存和繁殖的空间称为栖息地(habitat)^[1]。动物总是趋向于选择最有利于其生存和繁衍的环境作为栖息地, 避开不利的环境^[2]。随

着人类持续向海岸带聚居^[3], 近岸和河口海域的污染形势愈发严峻, 对海洋生物栖息地造成巨大的威胁^[4–6]。包括鲸豚在内的海洋哺乳动物作为环境敏

感物种^[7], 对持久性的有机污染物和重金属等具有高度的生物累积效应, 成为海洋污染的主要受害类群^[8]。作为海洋生态系统中的大型动物和顶级捕食者, 这些海兽在生态系统中扮演着重要的角色^[5,9], 亟需得到有效的保护。研究海洋污染对鲸豚类动物栖息地选择的影响, 设计能够远离污染威胁, 具有更高保护成效的海洋保护区^[10], 对保护海洋生物多样性具有重要的价值^[10-11]。

近年来, 随着计算机学习方法和 3S (RS, GPS 和 GIS) 技术的发展, 物种分布模型预测方法发展迅速^[12]。这种方法通过建立物种与决定其栖息地分布的环境之间的定量关系, 预测其地理分布及影响因素^[13]。其中, 仅基于物种出现的“有”数据的最大熵(MaxEnt)模型具有较好的区分识别能力^[14], 能够基于小样本量的机会性数据, 较准确地预测更大空间范围内的物种栖息地分布^[15-16]。如果选取的环境变量是对物种栖息地分布有重要影响的参数, 模型的预测准确度较高^[12,17]。近几年, 此方法已用于几种小型鲸类动物研究^[18-21]。

中华白海豚(*Sousa chinensis*), 又称印太洋驼背豚, 是目前中国惟一的国家一级保护鲸豚类动物, 同时也是濒危野生动植物物种国际贸易公约(Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES)附录 I 物种。2010 年, 国际自然保护联盟(World Conservation Union, IUCN)将其列为近危(Near Threatened, NT)物种。在中国, 直到 20 世纪 60 年代, 中华白海豚仍然连续

分布在北至长江口, 西南达中越北部湾边界的南方近岸海域^[22], 目前仅存离散的 5 个地方种群, 北部湾种群是其中之一^[23], 该区域至今未建立任何以该物种为保护目标的海洋保护区。作为典型的近岸河口分布型物种^[24-26], 中华白海豚容易受到海岸带陆域和海域污染的影响, 体内富集较高浓度的持久性有机污染物和重金属^[27-33]。2008 年北部湾大开发战略实施以来, 北部湾广西沿海进入高速发展阶段, 海洋污染呈现复杂和加剧的态势^[34-37], 给中华白海豚的保护带来挑战。

本文采用 MaxEnt 模型, 基于中华白海豚出现数据、海洋地理地形环境变量以及包括污染在内的海洋水环境变量, 建立海豚栖息地分布模型, 讨论海洋污染作为环境因子对中华白海豚栖息地的影响, 为该物种保护措施制定提供科学依据。

1 方法与数据

1.1 研究区概况

研究区域为三娘湾及其邻近海域(Sanniang Bay and its adjacent waters, SNW), 位于中国广西壮族自治区钦州市辖区, 地处钦州市的最南端, 北部湾的北中部(图 1)。研究区东至廉州湾, 西连钦州湾, 北包茅尾海, 南界为 10 m 等深线^[38], 大体上包括茅尾海、钦州湾、三娘湾、大风江口和廉州湾等几个小区域, 统称三娘湾及其邻近海域。其中, 茅尾海内分布着广西 36.5% 的红树林, 现已成立国家级海洋公园; 钦州湾被钦州港外通的东西航道切分, 繁

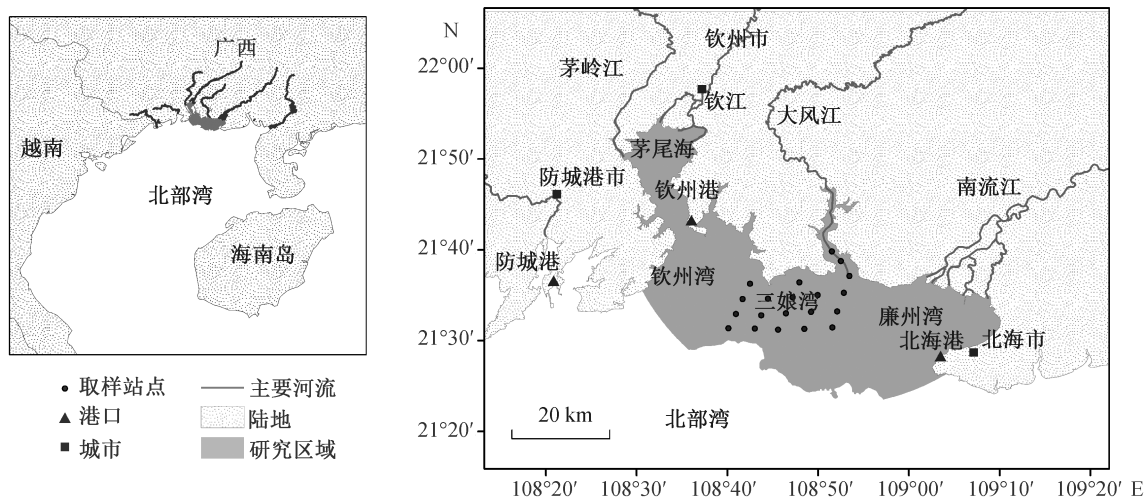


图 1 三娘湾及其邻近海域

Fig. 1 Sanniang Bay and its adjacent waters

忙的海上交通成为此海区最大的特色;廉州湾接收了来自南流江的大量泥沙,具有丰富的滩涂资源,开发为大面积的贝类养殖区;处于中间的三娘湾因发展中华白海豚的观豚旅游项目而闻名,并因此免于大规模的海洋开发项目建设;沿岸除钦州港和北海港外,主要土地利用类型为农用田地和水产养殖区^[39]。作为一个典型的近岸海域,沿岸流是本区主要的洋流,汇入的淡水河流主要有茅岭江、钦江、大风江和南流江,其中大风江喇叭型河口是此区域核心的河口海域。研究区全年分为明显的干、湿季:冬半年(10月至次年3月)受北方干冷的大陆气团控制,为干季;夏半年(4月至9月)受暖湿气团控制,为湿季。

1.2 海豚出现数据

研究采用的海豚出现数据来自 2006—2007 年的机会性船舶调查(opportunistic survey)。在鲸豚类研究中,存在着大量机会性数据^[40-41],这些数据可以用于物种分布模型的研究^[41]。在 277 个海豚出现位置点,记录海豚群出现的经纬度位置,分成两组用于模型预测:1)干旱季节出现点(147 个),2)湿润季节出现点(130 个)。数据预处理中,对同一次调查中出现在 1 km 范围内的多个记录点,仅保留最先记录的一个位置信息。这样处理的原因,一是避免同一群海豚被多次重复计算,二是为了与环境变量的空间尺度(也是 1 km)保持一致性。

1.3 环境变量

设置两组环境变量:海洋地理地形组和水环境组。所有的环境图层被解析到 1 km×1 km 的空间精度,操作在 ArcGIS10.1 中文版中完成。

根据中华白海豚的栖息地选择特点,并考虑数据可获得性,选择 11 个海洋地理地形变量用于模型预测,包括到 0, 5 和 10 m 等深线的距离(Dis_iso0, Dis_iso5 和 Dis_iso10)、水深(Depth)、海底坡度(Slope)、坡向(Aspect)、海底粗糙度(Surf_ratio)、到大陆海岸线(Dis_coast)和陆地海岸线(包括岛屿和大陆)(Dis_land)以及到河口(Dis_rm)和主要河口的距离(Dis_mrm)等。水深作为基础图层,提取自 Google Earth 的数字高程模型,提取的空间精度为 300 m。由此基础图层生成 0, 5 和 10 m 等深线,计

算 3 个距离图层(到 0, 5 和 10 m 等深线的距离)。采用 ArcGIS 的扩展模块 DEM Surface Tools v.2.1.375^①,根据水深基础图层计算得到表征海底地形状况的坡度、坡向和粗糙度。其中,粗糙度用曲线与平面的比率表示^[20]。大陆/陆地岸线和河口位置同样作为基础数据图层,提取自 2006—2007 年该区域清晰的 Landsat 30 m 分辨率卫星图像^②。计算得到 4 个表征海洋地理的距离图层:到大陆海岸线的距离、到陆地岸线的距离、到河口的距离以及到主要河口的距离。其中,主要河口指研究区的主要河流入海口。

水环境组包含 18 个变量,分为 3 个亚组:理化变量、污染变量和生物变量。理化组包括海水表层温度(SST)、水体透明度(Trans)、海水表层盐度(Sal)、水体 pH 值(pH)、水体溶解氧(DO)以及水体悬浮颗粒物(SD),污染组包括无机氮(N)、无机磷(P)、化学需氧量(COD)、生物需氧量(BOD)、水体铅含量(WPb)、水体汞含量(WHg)、水体 DDT 含量(WDDT)以及水体多氯联苯含量(WPCBs),生物组包括海洋表层叶绿素 a 含量(S_chla)、海洋底层叶绿素 a 含量(B_chla)、海洋初级生产力(PP)以及游泳动物渔获量(FHW)。以 20 个站位(图 1)在两个季节的实测数据^③为基础(其中游泳动物渔获量数据仅来自 12 个站点),分别产生干旱和湿润季节变量图层组,采用克里金法进行空间插值得到。克里金法是依靠地球自然表面随距离的变化概率来确定高程的一种精确内插方法,能将距离和空间格局的影响均考虑在内。

由于变量之间的相关性可能造成预测变量解释的困难,因此计算环境变量之间的 Pearson 相关系数矩阵。根据其他研究的经验, Pearson 相关系数在 0.75 以上视为显著相关,需要做去除处理^[42-44]。对于 Pearson 相关系数 $|r| > 0.75$ 的变量组,每组仅选一个进入模型预测。采用 ENMtool 工具(在 MaxEnt 模型的基础上开发的小工具)用于辅助 Maxent 模型预测^[45]。对不同季节的水环境变量组,分别计算与海洋地理地形环境变量组的 Pearson 相关系数矩阵。最后进入模型预测的变量分为以下 3 组。1)海洋地理地形组: Aspect, Depth, Dis_mrm, Dis_iso5,

① Jenness J. DEM Surface Tools for ArcGIS (surface_area.exe). http://www.jennessent.com/arcgis/surface_area.htm

② USGS. TM and ETM data in 2006–2007. <http://earthexplorer.usgs.gov>

③ 数据源自《钦州三娘湾中华白海豚生存环境研究报告》, 2012

Slope。2) 干旱季节组: Aspect, Depth, Dis_mrm, Dis_iso5, Slope, BOD, WPb, WPCBs, B_chla, FHW。3) 湿润季节组: Aspect, Depth, Dis_mrm, Dis_iso5, Slope, SST, SD, N, P, BOD, WHg, WDDT, WPCBs, B_chla。全部环境变量图层如图 2 所示, DS 代表干旱季节, WS 代表湿润季节。

1.4 模型构建和预测

用 MaxEnt 模型方法预测三娘湾及其邻近海域中华白海豚栖息地的潜在分布。采用 MaxEnt 软件 3.3.3k 版本^①。

为了探索不同环境因素对海豚分布的影响, 基于 2006—2007 年度干旱季节和湿润季节的海豚出现点数据, 在仅采用海洋地理地形参数和两组参数都采用的两种情况下, 分别建立两个干旱季节模型 SNW_DS_5 和 SNW_DS_10 以及两个湿润季节模型 SNW_WS_5 和 SNW_WS_14。4 个模型采用的环境变量如表 1 所示。

设置测试数据的 25%用于模型验证, 75%用于训练样本。采用一个保守阈值衡量遗漏率, 即以训练模型灵敏度与稳定性相等时的海豚出现概率为阈

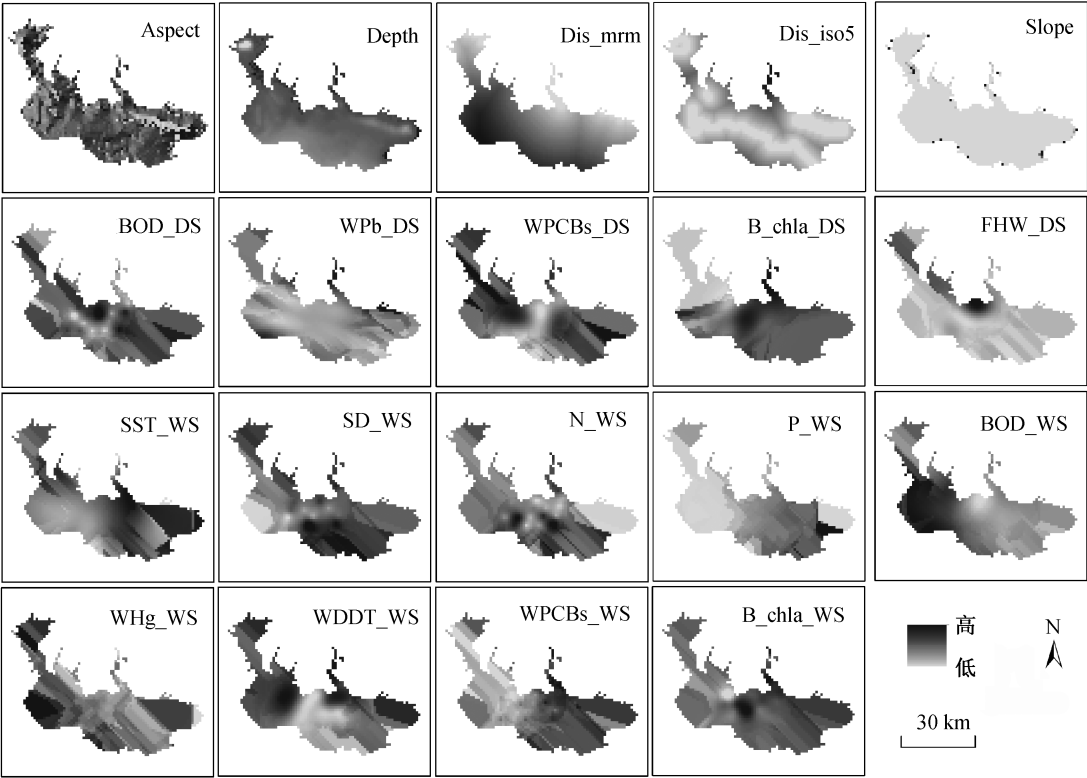


图 2 进入模型运算的环境变量图层
Fig. 2 Environmental variables used in the MaxEnt models

表 1 模型中所采用的环境变量
Table 1 Environmental variables used in the Maxent models

模型	变量数量	变量名称	
		海洋地理地形组	水环境组
SNW_DS_5	5		—
SNW_DS_10	10	Aspect, Depth, Dis_mrm, Dis_iso5, Slope	BOD, WPb, WPCBs, B_chla, FHW
SNW_WS_5	5		—
SNW_WS_14	14		SST, SD, N, P, BOD, WDDT, WHg, WPCBs, B_chla

① 更新至 Version 3.3.3k. <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>

值(equal training sensitivity and specificity, ESS), 区分栖息地和非栖息地, 用来检验海豚出现点未被模型预测到的比率^[46]。环境变量拟合函数采取模型自动设定方式。计算变量对模型的相对贡献值, 采用刀切法(jackknife test)验证变量重要性。绘制变量的反应曲线, 以了解环境变量在海豚栖息地分布空间的规律。物种分布的预测结果采用标准化的对数输出, 得到的预测分布值可以直接理解为栖息地的适合度指数^[17]。用 AUC 值进行模型评价。

AUC 值指受试者工作特征曲线(receiver operating characteristic curve, ROC)的曲线下面积(area under curve, AUC), 是一个无量纲的数值(0~1), 反映模型预测的分类效力^[47]。MaxEnt 模型多采用不受阈值影响的 ROC 曲线下面积 AUC 值进行模型评价^[46]。在物种分布模型结果判读中, 一般认为 AUC 值小于 0.5 表示模型不具备区分能力, 0.5~0.7 时区分效力较低, 0.7~0.8 时可以接受, 0.8~0.9 时表现优秀, 大于 0.9 则表示模型有杰出的区分能力^[48]。

1.5 空间偏差矫正

很多采用 MaxEnt 方法的研究均存在取样偏差问题^[49-50], 这种偏差可能造成栖息地空间预测的扩大或缺失^[43]。采取合适的偏差矫正, 能够减弱甚至规避取样偏差带来的预测问题^[43,51]。空间滤波和背景操作是常用的两类取样偏差矫正方法^[43], 我们采用背景操作的偏差矫正方法来修正海豚出现数据的取样偏差。

在调查中, 除记录海豚出现位置外, 航迹也被手持式 GPS 记录下来, 因此可以估算出各空间区域的不同调查努力。首先在 ArcGIS 空间分析模块中以航迹线分布为基础, 生成线密度文件; 然后采用自然间断分类法进行重分类, 将线密度图层分成 5 个等级(1~5), 调查努力逐渐加大; 最后得到空间偏差矫正图层, 以栅格数据文件的形式保存。每个

模型都产生一个对应的空间偏差矫正文件。

2 结果

2.1 模型预测能力评价与验证

如表 2 所示, 输入模型的海豚出现位点满足模型对样本量的需求, 在干旱和湿润季节, MaxEnt 分别选取 44.9%和 43.0%的海豚出现位置数据用于模型预测。无论采用何组环境参数建立模型, 都能得到 AUC 值在 0.9 以上的预测结果, 说明采用的环境变量的确在中华白海豚的栖息地选择中起重要作用, 得到的栖息地预测结果具有很好的区分能力。无论在干旱季节还是湿润季节, 加入水环境变量后, AUC 值都有所提高, 模型具有更高的预测能力, 表明这些水环境因素对海豚栖息地的分布有重要的影响。

设置 25%的数据用于模型验证。如表 2 所示, 干旱和湿润季节分别选取 14.3%和 13.8%的海豚出现点用于建立验证模型, 得到的 AUC 值均大于 0.7, 表示模型结果可以接受。

采用 ESS 阈值将 4 个模型输出分为栖息地和非栖息地两类区域, 可以看到大部分的海豚出现点位于模型识别的栖息地范围内(图 3)。干旱季节的海洋模型遗漏率为 18.4%, 147 个海豚出现点中 27 个未能归类为栖息地(图 3(a))。干旱季节环境模型遗漏率下降到 10.9% (16/147, 即 147 个出现点中仅遗漏 16 个点)(图 3(b)); 湿润季节的海洋模型遗漏率为 16.9% (22/130)(图 3(c)), 湿润季节环境模型遗漏率仅为 10.0% (13/130)(图 3(d))。

2.2 海豚栖息地分布及季节差异

4 个模型预测的海豚出现概率, 即海豚的栖息地适合度如图 4 所示。当只采用海洋组环境参数时, 干旱和湿润季节预测出的海豚栖息地分布相似(图 4(a)和(c)), 栖息地适合度最高达到 0.77。无论

表 2 SNW 模型预测评价及验证的主要参数
Table 2 Main parameters for model evaluation and test

模型	样本量		AUC		ESS 阈值	遗漏率/%
	训练数据	验证数据	训练数据	验证数据		
SNW_DS_5	66 (44.9)	21 (14.3)	0.905	0.880	0.437	18.4 (27/147)
SNW_DS_10	66 (44.9)	21 (14.3)	0.940	0.928	0.452	10.9 (16/147)
SNW_WS_5	56 (43.0)	18 (13.8)	0.917	0.794	0.449	16.9 (22/130)
SNW_WS_14	56 (43.0)	18 (13.8)	0.959	0.822	0.345	10.0 (13/130)

说明: 训练数据和验证数据括号中数值表示百分率(%); 遗漏率数据括号中数值表示遗漏数/总数。

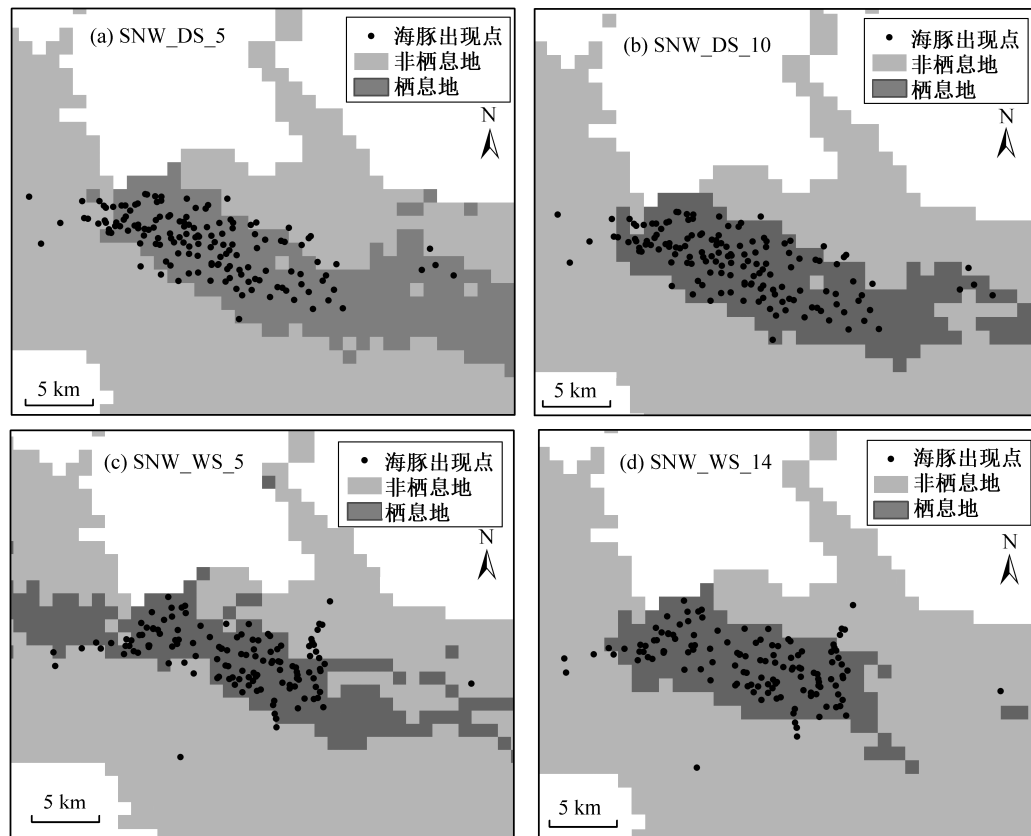


图3 海豚出现点与预测栖息地的一致性

Fig. 3 A visual examination of the predicted habitats well matched with locations of humpback dolphin sightings

在干旱还是湿润季节,随着水环境参数的加入,预测的海豚栖息地分布都更加集中在三娘湾-大风江口一带海域,且栖息地适合度有所提高,最高达 0.82 (图 4(b)和(d))。AUC 值的提高也意味着模型区分度的增加。

基于 ESS 阈值区分的栖息地和非栖息地(图 3),比较在不同季节、由不同参数组建立的 4 个模型预测的栖息地面积,结果如图 5 所示。可以发现,干旱季节分布面积大于湿润季节,海洋模型预测面积大于环境模型。水环境参数的加入使得预测栖息地面积大大减小,干旱和湿润季节的减小率分别达到 34%和 51%,湿润季节海豚栖息地面积的减小比干旱季节更加明显。在湿润季节,水环境模型预测得到的海豚栖息地集中在三娘湾海域。

2.3 环境变量的重要性及季节差异

刀切法分析发现到主要河口的距离(Dis_mrm)是最重要的海豚栖息地分布影响因素。干旱季节的两个模型(SNW_DS_5 和 SNW_DS_10)和湿润季节的环境模型(SNW_WS_5)均识别出,当单独增加或

逐一去除时,模型得分表现出对 Dis_mrm 的依赖。湿润季节的海洋模型(SNW_WS_14)识别出的最重要影响因素是悬浮颗粒物浓度(SD),这一因素也与河口影响息息相关^[52]。

各环境因素对模型的累积贡献率和置换贡献率如表 3 所示。干旱季节时海豚栖息地的预测更倚重到河口距离这一参数,置换贡献率达 60%以上,在湿润季节该贡献率降到 50%以下。加入水环境参数后,表征海底地形状况的坡度(Slope)和水深(Depth)对模型的贡献迅速下降,表明引入了对海豚栖息地更直接的影响因素。对于加入的生物类水环境参数,发现底层叶绿素 a (B_Chla)在不同的季节表现迥异,虽然对于干旱季节模型有较大的贡献,在湿润季节模型中却缺乏地位。游泳动物渔获量对模型的贡献普遍较小。水体理化性质和营养盐参数中,悬浮颗粒物(SD)和无机磷(P)虽然未能进入干旱季节模型,却在湿润季节模型中有重要作用,置换贡献率分别达到 18.9%和 12.3%。海水表层温度(SST)无论对哪一个模型都未表现出显著的影响,可见海豚

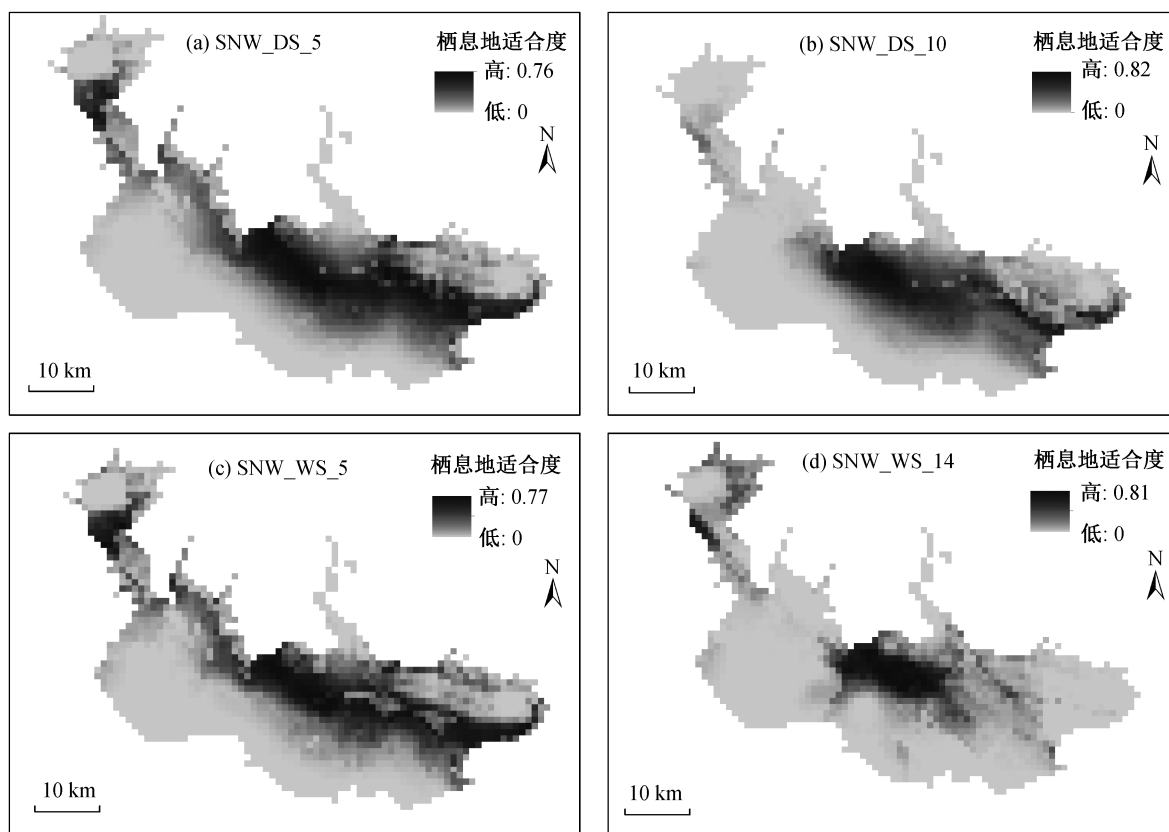


图 4 模型预测的中华白海豚栖息地适合度

Fig. 4 Predicted habitat suitability of the humpback dolphins in the MaxEnt modeling

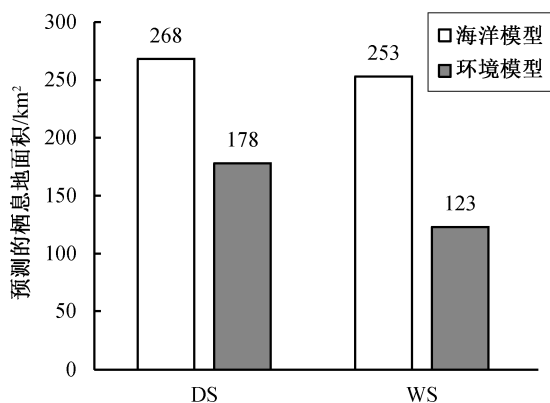


图 5 不同季节海洋模型与环境模型预测栖息地面积比较

Fig. 5 Comparison of the habitat areas predicted by the oceanic and environmental models for the humpback dolphins in SNW

分布与此无关。总体而言,包括持久性有机污染物(DDT 和 PCBs)和重金属(Hg 和 Pb)在内的水体污染参数在两个季节的相对贡献率分别达到 10.6%和 8.7%,对海豚栖息地预测的贡献并不大,但由于模型变量较多,相对于其他变量,污染变量仍然起着

重要的作用,尤其是重金属铅(Pb)在干旱季节模型中的置换贡献率达 7.3%,排在第 3 位。

2.4 污染变量的响应曲线

水体中的持久性有机污染物和重金属在不同季节模型预测中具有不同的边际响应曲线,如图 6 所示。曲线的纵坐标表示海豚出现概率(或理解为海豚栖息地适合度),取值范围为 0~1,横坐标表示不同的污染物浓度。

水体中 PCBs 的浓度在两个季节都作为独立变量进入模型预测,但在不同的季节,对海豚栖息地的分布表现出迥异的响应关系。在干旱季节,PCBs 的双峰模式表明海豚栖息地在高低不同的两个峰值处达到较高的适合度(0 和 2.5 $\mu\text{g/L}$ 左右),但此后急剧下降(图 6(a))。在湿润季节,水体中 PCBs 的影响表现为单调升高,最高适合度出现在 2.0 $\mu\text{g/L}$ 左右(图 6(c))。农药 DDT 的浓度变量仅出现在湿润季节模型中,响应曲线(图 6(d))表现为单调的负面影响,即随着 DDT 浓度增加,海豚栖息地的适合度迅速下降。重金属铅浓度仅出现在干旱季节模型

表 3 变量对 SNW 模型的贡献率
Table 3 Relative contributions of the environmental variables to the SNW models

变量	贡献类型	贡献率/%			
		SNW_DS_5	SNW_DS_10	SNW_WS_5	SNW_WS_14
Dis_mrm	累积	74.9	54.1	62.6	13.7
	置换	60.6	59.1	49.8	39.0
Slope	累积	16.0	5.1	20.8	4.9
	置换	17.5	4.8	26.4	3.0
Depth	累积	6.0	6.1	4.0	0.8
	置换	13.7	13.0	19.9	0.7
Aspect	累积	2.3	1.5	2.2	0.1
	置换	4.0	1.4	3.3	0.2
Dis_iso5	累积	0.8	1.2	10.9	7.3
	置换	4.2	0	0.5	8.9
B_chla	累积	0	20.5	0	0.6
	置换	0	10.1	0	1.4
SD	累积	0	0	0	26.3
	置换	0	0	0	18.9
WPCBs	累积	0	4.0	0	0.6
	置换	0	3.3	0	1.8
BOD	累积	0	4.0	0	1.8
	置换	0	0	0	0.7
FHW	累积	0	3.0	0	0
	置换	0	0.9	0	0
WPb	累积	0	0.6	0	0
	置换	0	7.3	0	0
P	累积	0	0	0	15.0
	置换	0	0	0	12.3
N	累积	0	0	0	3.1
	置换	0	0	0	6.0
WDDT	累积	0	0	0	19.2
	置换	0	0	0	2.7
WHg	累积	0	0	0	6.2
	置换	0	0	0	4.2
SST	累积	0	0	0	0.4
	置换	0	0	0	0

中，表现为单调下降的曲线响应关系(图 6(b))。汞浓度仅出现在湿润季节模型中，也表现为单峰模式的响应曲线，海豚栖息地在 0.0070 μg/L (图 6(e))左右达到最高的适合度。

3 讨论
3.1 中华白海豚的栖息地选择

4 个模型中有 3 个预测了一致的重要环境参数：到主要河口的距离。也就是说，这个距离基本上决

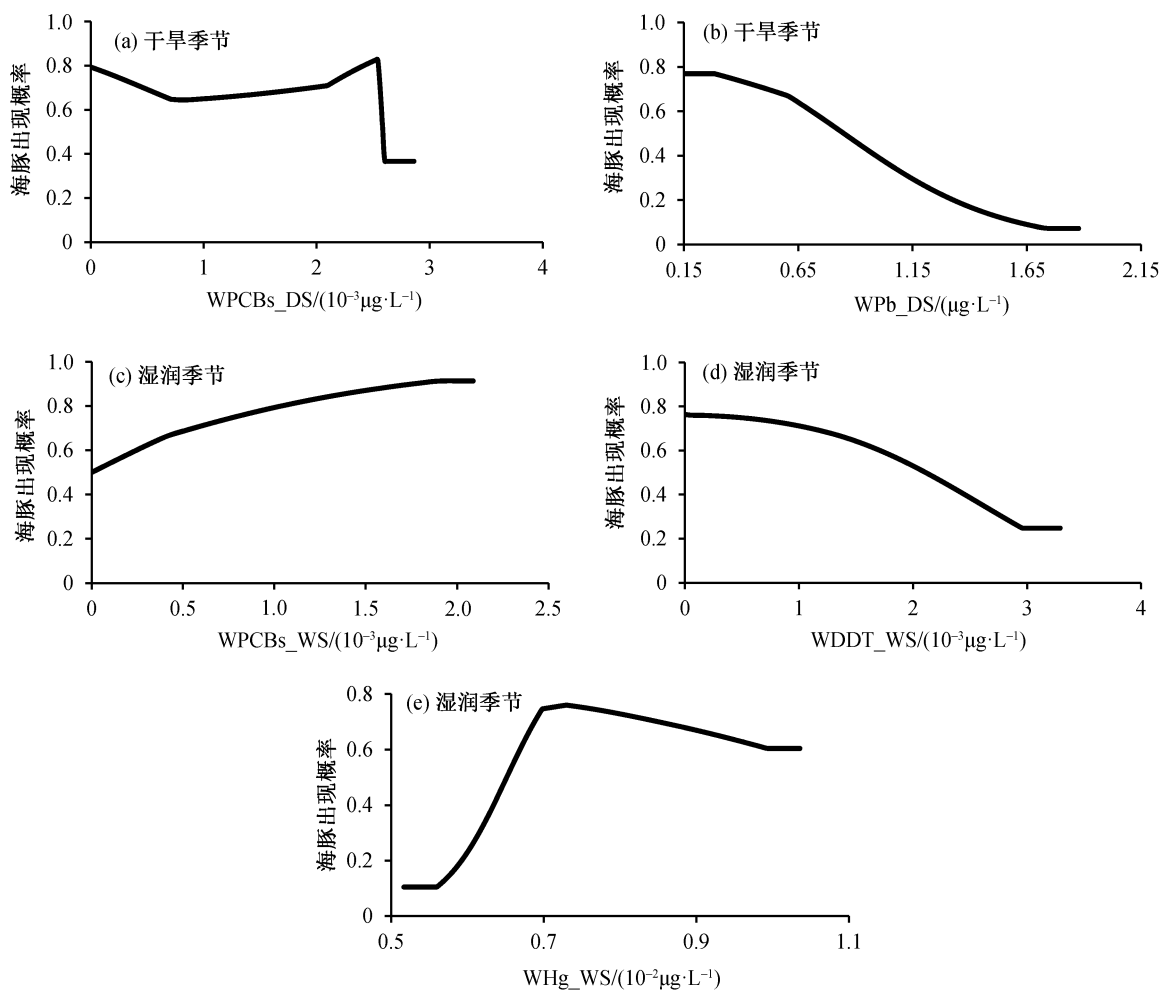


图 6 污染变量对于模型预测的响应曲线

Fig. 6 Response curves of the humpback dolphin presence to the variables

定了海豚的栖息地位置选择。这一结果与此前对中华白海豚栖息地选择的研究结论^[24-25,38,53-58]一致。通常认为,与其他小型鲸豚类一样,这样的栖息地选择偏好是由中华白海豚的食物分布特点决定的,反映它们对于食物分布环境的偏好^[19-20]。根据中华白海豚的胃含物分析,发现其食物种类多达 20 余种,这些种类基本上均属于河口、近岸浅滩鱼类^[53-54,59-63]。动物个体的成功生存主要取决于两个因素的满足:获取足够食物和安全躲避敌害。对于北部湾的中华白海豚而言,由于缺乏自然天敌,其成功存活更重要地取决于能否获得充足的食物。所以,当不考虑人类干扰因素时,食物可能是中华白海豚分布的最主要决定因素。由于具有丰富的鱼类资源,靠近海岸的大型河口区域易吸引海豚在此栖息。

在不同的季节,中华白海豚可能会跟随其捕食的鱼群移动,从而表现出不同的栖息地选择特点,例如珠江口种群就会随着捕食鱼类而季节性地进行小范围移动^[64]。然而,我们的季节比较分析表明,海豚在湿润季节并未随着淡水影响范围的扩大而扩展其栖息地,反而收缩了分布范围,从大风江河口处退缩回三娘湾区域。这表明,伴随淡水汇入的除径流增加带来的鱼类分布扩散外,还存在其他限制性因素,这种限制因素就是河流带来的污染。

3.2 污染对于海豚栖息地的影响

从 SNW 分季节模型预测栖息地范围来看,海豚栖息地的分布确实受到水体营养盐和持久性污染物质的影响,在干旱和湿润季节都出现预测栖息地面积缩小的现象,表明这些水环境变量的加入限制了海豚栖息地的扩展。

在干旱季节,全部水环境变量对栖息地分布预测有 31.6%的贡献值,主要由底层叶绿素 a、PCBs 和 Pb 含量贡献,后二者合计约占 50%,尤其 Pb 表现出较强的限制性影响和较大的贡献份额。在湿润季节,有更多的水环境变量参与模型预测。水体理化参数(SD)、生物参数(B_chla)、营养盐变量(N 和 P)和污染变量(PCBs, DDT 和 Hg)均表现出程度不同的预测贡献。其中,PCBs 和 DDT 表现出限制性的影响(图 6(b)和(d))。

海洋环境中的持久性污染物对海豚栖息地造成的限制性影响反映海豚对相关人类活动的回避,并且在湿润季节比干旱季节表现得更为明显。不同的污染物有着不同的来源,使得它们呈现出不同的分布特点。

PCBs 被认为与区域工业化水平相关联,在工业化水平高的发达地区,环境中 PCBs 浓度也较高^[65]。三娘湾周边海岸带地区的工业主要位于钦州港和北海港,从 PCBs 的浓度分布地图可以看到,干旱季节(图 2, WPCBs_DS)在钦州湾和廉州湾分别形成两处 PCBs 的高值区,对海豚栖息地形成包围态势;在湿润季节(图 2, WPCBs_WS),廉州湾和大风江口海域作为高值区形成对海豚栖息地的胁迫,致使海豚分布从河口区域向后退缩。可见,尽管 SNW 环境中 PCBs 浓度较低,未如其他一些地区那样达到产生健康风险的水平^[30,66-69],但它所反映的区域工业活动仍然对海豚的栖息地选择形成限制,并通过 PCBs 的分布格局显现出来。

DDT 主要来源于海岸带农业生产活动^[29]。研究发现,中国海域的中华白海豚体内 DDT 浓度特别高,这与中国海豚分布区附近海岸带多以农业为主要生产方式有关^[66]。在干旱季节,三娘湾周边的农业污染以面源方式主要经由流域汇入地表径流,进而进入近岸河口海域,因而干旱季节的 DDT 分布与河流影响具有相关性,未能进入模型预测。但是,在湿润季节,除河流汇入外,DDT 等污染物质还通过降水经由地表直接排入海洋环境,并对海豚栖息地形成限制因素。从 DDT 浓度地图(图 2, WDDT_WS)来看,钦州湾、大风江口和廉州湾北部均出现高值区域,确证了 DDT 的农业来源,表明广西海岸带农业活动中仍然存在新鲜的 DDT 来源,这些活动对海豚栖息地造成胁迫。

Pb 的来源具有多源性。湿润季节水体中 Pb 含量因与河流影响相关而未进入模型。在干旱季节,Pb 对海豚栖息地形成较强的限制影响。从 Pb 浓度地图(图 2, WPb_DS)中可以看到,除钦州港、大风江和廉州湾北部等陆地来源外,钦州湾和三娘湾南部还存在海源性高值区,表明其可能来自船舶含铅汽油的泄漏。可见,密集的海上航运和其他船舶往来,对海豚栖息地形成全面的包围。海豚栖息地处于这些包围中,受到多方向的环境胁迫。

Hg 作为中华白海豚体内累积浓度最高的重金属,提示环境中存在超标的现象^[26,31-33,70-71]。环境中的 Hg 含量对湿润季节模型有一定贡献,在栖息地适合度较高的三娘湾海域 Hg 浓度相对较低,表明海豚分布同样受到 Hg 的限制性影响。

3.3 海豚栖息地的保护策略

北部湾北部近岸海域被认为是重要的鱼类产卵场和育幼区^①,吸引海豚在此栖息。河流对中华白海豚栖息地有重要意义。这种意义既以正向的吸引方式呈现(河流带来营养物质,使得河口区域生产力高,鱼类丰富度高,从而吸引海豚在此觅食和栖息),又伴随着负面的影响(随地表径流而来的不仅是营养盐,还有来自流域的各种陆源污染物)。

由于海洋环境的高度开放性和流动性,基于海豚栖息地识别而建立海洋保护区仍然有可能受到来自区外环境因素的影响,保护成效难以保证,必须寻求区域解决途径。污染具有多源属性,陆地、海洋、河流等都需要纳入管理考虑。污染也具有多部门管辖属性,工业、农业、水产养殖、海上交通、渔业活动等分属不同部门管辖的活动都需要协调。因此,应将海洋保护区网络纳入海岸带综合管理框架内,并将流域管理与海岸带综合管理相结合,才有可能解决污染及其所反映的人类活动对海洋保护区的影响。

4 结论与展望

对三娘湾及其邻近海域的中华白海豚所做的栖息地分布预测表明:到主要河口的距离是决定海豚栖息地选择的主要因素;水体中持久性有机污染物(DDT 和 PCBs)和重金属污染物(Hg 和 Pb)在一定程度上限制了海豚栖息地的扩展,并在湿润季节表现得更加明显,海豚趋向于回避高污染风险的海域。

① http://www.gxzf.gov.cn/zjgx/gxbbw/tzfw/tzhj/201104/t20110412_288378.htm

基于小区域的物种出现数据,外推栖息地分布,当整个区域的环境条件较为均匀时,结果仍然具有较高的准确性^[16]。不同变量组情况不同,水环境变量的影响因素有很多,外推时可能具有较大的不确定性。本文研究采用的水环境变量来自三娘湾-大风江口 20 个站点取样数据的空间模拟,当外推到整个研究区域时,可能产生较大的不确定性,尤其在受陆地和径流影响较大的茅尾海以及廉州湾区域,水环境变量的空间分布可能与真实值之间存在偏差,从而难以准确预测这些区域海豚栖息地的分布以及重要的影响因素。因此,如果增加这些海域的环境实测数据,将有可能改进研究的准确度和精度。

随着海洋监测的发展,海洋环境数据爆炸式增长,我们将会在更大的空间和更广阔的研究范围内应用物种分布模型方法,预测重要物种或生物类群的栖息地分布及其影响因素,从而增加对海洋生物分布的了解,有利于海洋保护工作的发展。

致谢 海豚调查工作得到三娘湾快艇队的大力协助,在此表示衷心感谢。

参考文献

- [1] Block W M, Brennan L A. The habitat concept in ornithology // Power D M. Current Ornithology. Boston: Springer, 1993
- [2] Gilliam J F, Fraser D F. Habitat selection under predation hazard: test of a model with foraging minnows. Ecology, 1987, 68(6): 1856–1862
- [3] Small C. Global population distribution and urban land use in geophysical parameter space. Earth Interactions, 2004, 8(8): 1–18
- [4] Halpern B S, Walbridge S, Selkoe K A, et al. A global map of human impact on marine ecosystems. Science, 2008, 319: 948–952
- [5] Schipper J, Chanson J S, Chiozza F, et al. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. Science, 2008, 322: 225–230
- [6] Lotze H K, Lenihan H S, Bourque B J, et al. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science, 2006, 312: 1806–1809
- [7] Moore S E. Marine mammals as ecosystem sentinels. Journal of Mammalogy, 2008, 89(3): 534–540
- [8] Elliott J E, Elliott K H. Tracking marine pollution. Science, 2013, 340: 556–558
- [9] Bowen W. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. Marine Ecology Progress Series, 1997, 158: 267–274
- [10] Edgar G J, Stuart-Smith R D, Willis T J, et al. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. Nature, 2014, 506: 216–220
- [11] Hooker S K, Whitehead H, Gowans S. Marine protected area design and the spatial and temporal distribution of cetaceans in a submarine canyon. Conservation Biology, 1999, 13(3): 592–602
- [12] Franklin J. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. New York: Cambridge University Press, 2009
- [13] Guisan A, Zimmermann N E. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling, 2000, 135(2): 147–186
- [14] Elith J, Graham C H, Anderson R P, et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography, 2006, 29: 129–151
- [15] Phillips S J, Anderson R P, Schapire R E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling, 2006, 190(3/4): 231–259
- [16] Phillips S J, Dudík M, Schapire R E. A maximum entropy approach to species distribution modeling // Proceedings of the Twenty-first International Conference on Machine Learning. Banff, 2004: 83
- [17] Phillips S J, Dudík M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography, 2008, 31(2): 161–175
- [18] Edren S M C, Wisz M S, Teilmann J, et al. Modelling spatial patterns in harbour porpoise satellite telemetry data using maximum entropy. Ecography, 2010, 33(4): 698–708
- [19] Moura A E, Sillero N, Rodrigues A. Common dolphin (*Delphinus delphis*) habitat preferences using data from two platforms of opportunity. Acta Oecologica-International Journal of Ecology, 2012, 38: 24–32
- [20] Thorne L H, Johnston D W, Urban D L, et al. Predictive modeling of spinner d(*Stenella longirostris*) resting habitat in the main Hawaiian Islands. Plos One, 2012, 7(8): 1–14
- [21] MacLeod C D, Santos M B, Burns F, et al. Can habitat modelling for the octopus *Eledone cirrhosa* help identify key areas for Risso's dolphin in Scottish waters?. Hydrobiologia, 2014, 725(1): 125–136

- [22] 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. *Scientific Reports*, 2015, 5: 1–9
- [23] 王丕烈, 韩家波. 中国水域中华白海豚种群分布现状与保护. *海洋环境科学*, 2007, 26(5): 484–487
- [24] 陈炳耀, 翟飞飞, 徐信荣. 厦门水域中华白海豚栖息地选择的初步研究. *兽类学报*, 2007, 27(1): 92–95
- [25] Karczmarski L, Cockcroft V G, McLachlan A. Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammal Science*, 2000, 16(1): 65–79
- [26] Jefferson T A. Population biology of the Indo-Pacific hump-backed dolphin in Hong Kong waters. *Wildlife Monographs*, 2000, 64: 1–65
- [27] Tanabe S, Subramanian A, Ramesh A, et al. Persistent organochlorine residues in dolphins from the Bay of Bengal, South India. *Marine Pollution Bulletin*, 1993, 26(6): 311–316
- [28] Minh T B, Watanabe M, Nakata H, et al. Contamination by persistent organochlorines in small cetaceans from Hong Kong coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 1999, 39: 383–392
- [29] Leung C C M, Jefferson T A, Hung S K, et al. Petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in tissues of Indo-Pacific humpback dolphins from South China waters. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 50(12): 1713–1719
- [30] 黄健生. 中华白海豚(*Sousa chinensis*)组织中多氯联苯的研究. *海洋与湖沼*, 2008, 39(5): 462–468
- [31] 黄宗国, 刘文华, 廖文卓. 厦门中华白海豚的重金属含量. *海洋环境科学*, 1999, 18(1): 9–12
- [32] 邓超冰, 廉雪琼. 北海海域中华白海豚体内重金属含量. *海洋环境科学*, 2003, 22(2): 53–55
- [33] 边学森, 冉春丽, 贡小清, 等. 厦门海域两头中华白海豚体内微量元素的积累. *水生生物学报*, 2007, 31(3): 312–318
- [34] 雷富, 陈宪云, 张荣灿, 等. 北部湾近岸海域夏季海洋环境质量评价. *广西科学*, 2014, 21(1): 84–88
- [35] 何祥英. 北部湾防城港近岸海域海水环境参数变化与水质状况评价. *广西科学院学报*, 2013, 28(4): 293–297
- [36] 王志峰, 王建春, 程凤莲, 等. 北部湾潮间带沉积物中重金属和多氯联苯的分布特征及生态风险评估. *环境化学*, 2012, 31(9): 1293–1302
- [37] 王艳, 方展强, 周海云. 北部湾海域江豚体内有机氯农药和多氯联苯的含量及分布. *海洋环境科学*, 2008, 27(4): 343–347
- [38] 潘文石, 龙玉, 陆宏毅, 等. 钦州的白海豚. 北京: 北京大学出版社, 2013
- [39] 黄鹄, 胡自宁, 陈新庚, 等. 基于遥感和 GIS 相结合的广西海岸线时空变化特征分析. *热带海洋学报*, 2006, 25(1): 66–70
- [40] Zhou K Y, Xu X R, Tian C. Distribution and abundance of Indo-Pacific humpback dolphins in Leizhou Bay, China. *New Zealand Journal of Zoology*, 2007, 34(1): 35–42
- [41] Canadas A, Sagarminaga R, De Stephanis R, et al. Habitat preference modelling as a conservation tool proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 2005, 15(5): 495–521
- [42] Syfert M M, Smith M J, Coomes D A. The effects of sampling bias and model complexity on the predictive performance of MaxEnt species distribution models. *Plos One*, 2013, 8(2): e55158
- [43] Kramer-Schadt S, Niedballa J, Pilgrim J D, et al. The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 2013, 19(11): 1366–1379
- [44] Dormann F C, McPherson M J, Araújo B M, et al., Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, 2007, 30(5): 609–628
- [45] Warren D L, Glor R E, Turelli M. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography*, 2010, 33(3): 607–611
- [46] Liu C, Berry P M, Dawson T P, et al. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 2005, 28(3): 385–393
- [47] Hanley J, McNeil B. The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology*, 1982, 143: 29–36
- [48] Howmer D, Lemeshow S. *Applied logistic regression*. New York: John Wiley & Sons Inc, 1989
- [49] Yackulic C B, Chandler R, Zipkin E F, et al. Presence-only modelling using MAXENT: when can we trust the inferences?. *Methods in Ecology and Evolution*, 2013, 4(3): 236–243
- [50] Phillips S J, Dudik M, Elith J, et al. Sample selection

- bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 2009, 19(1): 181–197
- [51] Sastre P, Lobo J M. Taxonomist survey biases and the unveiling of biodiversity patterns. *Biological Conservation*, 2009, 142(2): 462–467
- [52] 周伟华, 袁翔城, 霍文毅, 等. 长江口邻域叶绿素 a 和初级生产力的分布. *海洋学报(中文版)*, 2004, 3: 143–150
- [53] Ross G J, Heinsohn G E, Cockcroft V. Humpback dolphins *Sousa chinensis* (Osbeck, 1765), *Sousa plumbea* (G. Cuvier, 1829) and *Sousa teuszii* (Kukenthal, 1892). *Handbook of Marine Mammals*, 1994, 5: 23–42
- [54] Jefferson T A, Karczmarski L. *Sousa chinensis*. *Mammalian Species*, 2001: 655: 1–9
- [55] 刘宣. 中华白海豚(*Sousa chinensis*)的栖息地选择 [D]. 广州: 华南师范大学, 2007
- [56] Hung S K. Habitat use of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in Hong Kong [D]. Hong Kong: University of Hong Kong, 2008
- [57] Chen T, Hung S K, Qiu Y S, et al. Distribution, abundance, and individual movements of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the Pearl River Estuary, China. *Mammalia*, 2010, 74(2): 117–125
- [58] Parra G J. Resource partitioning in sympatric delphinids: space use and habitat preferences of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins. *Journal of Animal Ecology*, 2006, 75(4): 862–874
- [59] Parra G J, Jedensjö M. Feeding habits of Australian Snubfin (*Orcaella heinsohni*) and Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) [R]. Project Report to the Great Barrier Reef Marine Park Authority, Townsville and Reef & Rainforest Research Centre Limited. Cairns, 2009
- [60] Barros N B, Jefferson T A, Parsons E CM. Feeding Habits of Indo-Pacific Humpback Dolphins (*Sousa chinensis*) Stranded in Hong Kong. *Aquatic Mammals*, 2004, 30: 179–188
- [61] Wang W. Biology of *Sousa chinensis* in Xiamen Harbour // Conference on conservation of marine mammals by Fujian, Hong Kong [SIC] and Taiwan. Xiamen, 1995: 1–40
- [62] Barros N, Cockcroft V G. Prey of humpback dolphins (*Sousa plumbea*) stranded in eastern Cape Province, South Africa. *Aquatic Mammals*, 1991, 17(3): 134–136
- [63] Wang W. Preliminary observations on *Sotalia sinensis* off the coast of Xiamen. *Newsletter of the Fujian Fisheries Society*, 1965, 3(4): 16–21
- [64] Chen T, Qiu Y, Jia X, et al. Distribution and group dynamics of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) in the western Pearl River Estuary, China. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 2011, 76(1): 93–96
- [65] Fung C, Zheng G, Connell D, et al. Risks posed by trace organic contaminants in coastal sediments in the Pearl River Delta, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 50(10): 1036–1049
- [66] Wu Y L, Shi J C, Zheng G J, et al. Evaluation of organochlorine contamination in Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) from the Pearl River Estuary, China. *Science of the Total Environment*, 2013, 444: 423–429
- [67] Cagnazzi D, Fossi M C, Parra G J, et al. Anthropogenic contaminants in Indo-Pacific humpback and Australian snubfin dolphins from the central and southern Great Barrier Reef. *Environmental Pollution*, 2013, 182: 490–494
- [68] Hung C L H, Xu Y, Lam J C W, et al. An assessment of the risks associated with polychlorinated biphenyls found in the stomach contents of stranded Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) and finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) from Hong Kong waters. *Chemosphere*, 2006, 63(5): 845–852
- [69] Hung C L H, Xu Y, Lam J C W, et al. A preliminary risk assessment of organochlorines accumulated in fish to the Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) in the Northwestern waters of Hong Kong. *Environmental Pollution*, 2006, 144(1): 190–196
- [70] Parsons E C M. Trace metal pollution in Hong Kong: Implications for the health of Hong Kong's Indo-Pacific hump-backed dolphins (*Sousa chinensis*). *The Science of The Total Environment*, 1998, 214: 175–184
- [71] 陈炳耀, 顾舒荣, 翟飞飞, 等. 厦门中华白海豚体内微量元素的初步分析. *动物学杂志*, 2007, 42(3): 102–105