

基于 GAM 的吉尔伯特群岛海域黄鳍金枪鱼栖息地综合指数

宋利明^{1,2,3*}, 武亚苹¹

(1. 上海海洋大学海洋科学学院, 上海 201306;

2. 上海海洋大学国家远洋渔业工程技术研究中心, 上海 201306;

3. 上海海洋大学大洋渔业资源可持续开发省部共建教育部重点实验室, 上海 201306)

摘要: 为了可持续利用黄鳍金枪鱼资源, 实验利用 2009 年 10—12 月吉尔伯特群岛海域海上实测的 34 个站点海洋环境垂直剖面数据, 黄鳍金枪鱼渔获率数据, 应用广义加性模型 (generalized additive model, GAM) 进行建模, 预测渔获率, 并通过 Wilcoxon 检验来判断预测渔获率与名义渔获率是否存在显著相关性。根据预测渔获率估算黄鳍金枪鱼的栖息地综合指数 (IHI), 通过对各水层 IHI 均值分析和 Pearson 相关系数, 判断模型的预测能力。使用 2010 年 11 月—2011 年 1 月在吉尔伯特群岛海域实测的 16 个站点 40~80 m 水层和 0~240 m 水体的环境数据, 验证模型。结果表明: (1) 拟合的各水层 IHI 值分布各不相同, 各水层中影响黄鳍金枪鱼分布的因子各不相同, 黄鳍金枪鱼主要栖息在 40~120 m 水层; (2) 2010 年数据验证结果表明, GAM 模型的预测能力较好; (3) GAM 在筛选影响黄鳍金枪鱼分布的因子时比较有效, 能反应黄鳍金枪鱼渔获率与环境因子之间的非线性关系; (4) 可通过 GAM 建立 IHI 指数模型来分析大洋性鱼类栖息地的空间分布。

关键词: 黄鳍金枪鱼; 栖息地综合指数; 广义加性模型; 吉尔伯特群岛

中图分类号: S 937

文献标志码: A

研究黄鳍金枪鱼 (*Thunnus albacares*) 的栖息地综合指数 (integrated habitat index, IHI) 有利于该资源的可持续利用。用于研究鱼类栖息地指数的模型很多, 如一般线性模型^[1] (general linear model, LM), 广义线性模型^[2-4] (generalized linear model, GLM), 广义相加模型^[5-6] (generalized additive model, GAM), 栖息地适应性指数 (habitat suitability index, HSI) 模型^[7-9] 和栖息地综合指数模型^[10] 等。虽然在很多方面都有各自的优点, 但也存在各自的缺点, 比如数据的分布限制、变量提取方法的限制和物种的生态特性等等, 各个模型都有自己的适用性。另外, 部分模型利用最小二乘法作为假设前提, 对实际模型的预测有一定影响, 很难反映真实的生态分布特点。Terrell 等^[11] 利用 35 个数据库的数据进行研

究, 发现其中有 13 个不符合最小二乘法回归模型的假设前提。分位数回归方法具有很强的对限制性效果进行估计的作用^[11-12], 甚至可以处理数据异质性问题^[8, 12-13]。基于分位数回归对大西洋中部、印度洋和中西太平洋海域大眼金枪鱼 (*Thunnus obesus*)、黄鳍金枪鱼和大青鲨 (*Prionace glauca*) 栖息环境综合指数进行了大量的研究, 结果表明这种方法在研究大洋性鱼类的最佳栖息地方面很有效^[10, 14-19]。GAM 模型是在 GLM 模型基础上发展起来的, 主要适用于数据非线性关系的描述。GAM 模型通常用于描述物种的“实际”栖息地。由于物种资源量分布中普遍有“存在与否”的二元数据, 含零数据非常多, 数据离散程度非常严重, GAM 可解决此类问题、获得资源量空间分布的模拟结果^[20-21]。黄鳍金枪

收稿日期: 2013-01-15 修回日期: 2013-04-10

资助项目: 国家“八六三”高技术研究发展计划 (2012AA092302); 农业部远洋渔业探捕项目 (D8006090066, D8002100051); 上海市教育委员会科研创新项目 (12ZZ168); 高等学校博士学科点专项科研基金联合 (20113104110004)

通信作者: 宋利明, E-mail: lmsong@shou.edu.cn

鱼渔获率为零的数据较多,因此,实验通过 GAM 对黄鳍金枪鱼在多个环境因子共同作用下的栖息地综合指数进行研究,以期提高预测黄鳍金枪鱼空间分布的精度,为研究金枪鱼类的行为特性、渔情预报及渔业资源的养护和管理提供参考。

1 材料与方法

1.1 调查船、调查时间和调查海区

第一航次:调查时间为 2009 年 10 月 8 日—12 月 21 日;调查渔船为延绳钓渔船“深联成 719 号”,主要的船舶参数如下:总长 32.28 m;型宽

5.70 m;型深 2.60 m;总吨 97.00 t;净吨 34.00 t;主机功率 220.00 kW。

第二航次:调查时间为 2010 年 11 月 27 日—2011 年 1 月 14 日;调查渔船为延绳钓渔船“深联成 901 号”,主要的船舶参数如下:总长 26.8 m;型宽 5.20 m;型深 2.20 m;总吨 102.00 t;净吨 30.00 t;主机功率 400 kW。二次调查海域为基里巴斯的吉尔伯特群岛周围海域,6°00'N~3°34'S、169°00'E~179°59'E,调查站点如图 1,水深范围为 1 300~5 600 m。

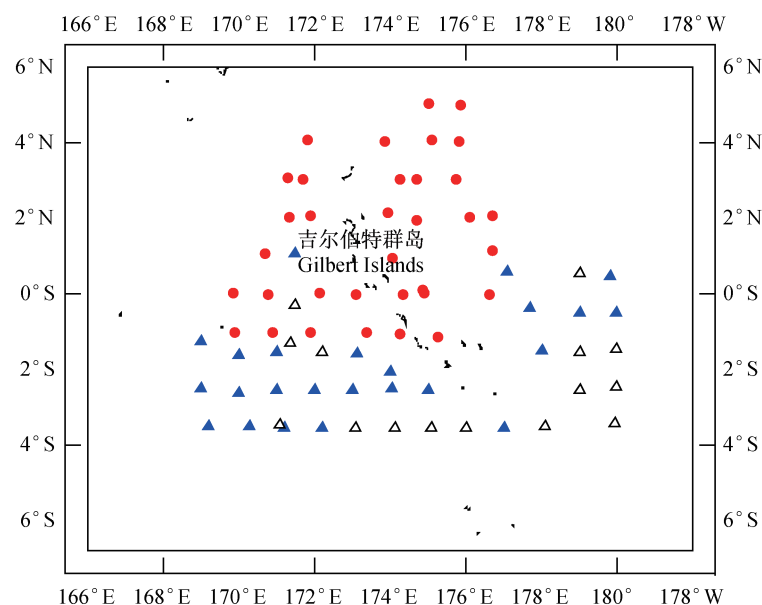


图 1 2009 年和 2010 年的调查站点

●2009 年;▲2010 年;△2010 年验证站点。

Fig. 1 The survey stations in 2009 and 2010

●2009;▲2010;△ verification stations in 2010.

1.2 调查的渔具与渔法

两次调查原来船上所用的钓具(传统渔具)结构为:浮子直径为 360 mm;浮子绳直径为 4.2 mm,长 20 m;干线直径为 4.0 mm;支绳第一段为直径 3 mm 的硬质聚丙烯,长 1.5 m 左右,第二段为 180#(直径为 1.8 mm)的单丝,长 18 m;第三段为 1.2 mm 的钢丝,长 0.5 m;自动挂扣与第一段用转环连接;第一段直接与第二段连接;第二段与第三段间用转环相连接;第三段直接与钓钩连接,全长 20 m。

为了减少鲨鱼、海龟、海鸟、枪鱼类的误捕,调查中使用了实验渔具,实验用的钓具按照文献

[22-23]中所列的 16 种组合进行装配,仅把该表中 0.5 kg 的重锤换成 2.0 kg,其它相同(表 1)。防海龟误捕钓具仅把船上原来所用的环型钓钩换成能减少海龟误捕的圆型钓钩。两次调查期间,一般情况下,当地时间 05:00~09:30 投绳,持续时间为 3.0~4.5 h;15:30~21:30 起绳,持续时间为 5.5 h 左右。船速一般为 7.5 kn、出绳速度一般为 10.5~11.0 kn、两浮子间的钓钩数量为 23 枚(2009 年)或 25 枚(2010 年)、两钓钩间的时间间隔为 8.0 s。每天投放传统渔具 1 000 枚(2009 年)或 750 枚(2010 年)左右。

表 1 2009 和 2010 年各水层钩钩数量、黄鳍金枪鱼渔获尾数和渔获率
Tab.1 The number of hooks deployed and individuals of yellowfin tuna hooked,
and catch rate in specific depth stratum

| 水层/m strata | 2009 年 | | | 2010 年 | | |
|----------------|-----------------------|---------------------------|--------------------------------|-----------------------|---------------------------|--------------------------------|
| | 渔获尾数/尾 individuals | 钩钩数量/钩 number of hooks | 渔获率/(尾/千钩) hooks catch rate | 渔获尾数/尾 individuals | 钩钩数量/钩 number of hooks | 渔获率/(尾/千钩) hooks catch rate |
| 40 ~ 80 | 16 | 3 019 | 5.32 | 69 | 10 128 | 6.79 |
| 80 ~ 120 | 86 | 11 821 | 7.25 | 107 | 17 933 | 5.96 |
| 120 ~ 160 | 118 | 21 895 | 5.38 | 23 | 14 049 | 1.62 |
| 160 ~ 200 | 35 | 14 014 | 2.52 | 10 | 5 535 | 1.87 |
| 200 ~ 240 | 1 | 250 | 4.28 | 4 | 2 025 | 2.05 |
| 240 ~ 280 | | | | 1 | 370 | 2.81 |

2009 年投放实验钓具时,靠近浮子的第 1 枚钩钩换成 4 种不同重量的重锤、两浮子间的钩钩数量为 23 枚,其他参数不变,实验渔具每种 46 枚,共 16 组,每天投放 8 组,共 368 枚^[24]。2010 年投放实验钓具时,靠近浮子的第 1 枚钩钩空缺、第二枚钩钩换成 4 种不同重量的重锤、两浮子间的钩钩数为 21 枚,其他参数不变,实验渔具每种 42 枚,共 16 组,每天投放 8 组,共 336 枚。另外,每天投放 200 枚左右防海龟误捕钩钩。传统渔具和实验渔具在水中的展开示意图参考文献[25]。

1.3 调查仪器、调查方法及内容

本次调查对设定的站点进行调查,记录每天的投绳位置、投绳开始时间、起绳开始时间、投钩数量、投绳时的船速和出绳速度、两枚钩钩间的时间间隔、两浮子间的钩钩数量、黄鳍金枪鱼渔获尾数、钓获黄鳍金枪鱼的钩号,用加拿大 RBR 公司微型温度深度计(TDR2050)测定部分钩钩在海水中的实际深度及其变化,由于渔具的作业深度预计在 40 ~ 300 m,每天投绳后投放加拿大 RBR 公司多功能水质仪(XR-620)和挪威 NORTEK 公司的 3 维海流计,投放的钢丝绳长度为 450 m 左右,由于海流、风的影响,实际测定了调查站点 0 ~ 300 m 水深的温度、盐度、叶绿素和溶解氧的垂直变化数据和 3 维海流数据^[17,24]。

1.4 海流数据的预处理

不同站点的流剪切系数^[25-26]具体计算公式:

$$\tau = \text{Log} \left\{ \frac{\sum_{n=1}^N \left[\left(\frac{u_{n+1} - u_n}{z_{n+1} - z_n} \right)^2 + \left(\frac{v_{n+1} - v_n}{z_{n+1} - z_n} \right)^2 \right]^{\frac{1}{2}} (z_{n+1} - z_n)}{\sum_{n=1}^N (z_{n+1} - z_n)} \right\} \quad (1)$$

其中, v_n 为第 n 个深度处的海流的南北水平分

量, u_n 为第 n 个深度处的海流的东西水平分量, z_n 为第 n 个深度处的水深。

1.5 钩钩深度计算模型的建立

实际钩钩深度为 TDR 测定的钩钩实际水深。传统钓具理论深度按照文献[27]的钩钩深度计算公式进行计算:

$$D_\lambda = h_a + h_b + l \left[\sqrt{1 + \cot^2 \varphi_0} - \sqrt{\left(1 - \frac{2\lambda}{n}\right)^2 + \cot^2 \varphi_0} \right] \quad (2)$$

$$L = V_2 \times n \times t \quad (3)$$

$$l = V_1 \times n \times t / 2 \quad (4)$$

$$k = L/2l = V_2/V_1 = \cot \varphi_0 sh^{-1}(\text{tg} \varphi_0) \quad (5)$$

式 2 ~ 5 中: D_λ 为钩钩理论深度(m); h_a 为支绳长(m); h_b 为浮子绳长(m); l 为两浮子间干线弧长的一半(m); φ_0 为干线支承点上切线与水平面的交角($^\circ$),与 k 有关,作业中很难实测 φ_0 ,采用短缩率 k 来推出 φ_0 ; λ 为两浮子间自一侧计的钩钩编号序数,即钩号; n 为两浮子之间干线的分段数,即支绳数加 1; L 为两浮子间海面上的距离(m); V_2 为船速(m/s); t 为投绳时前后两支绳之间相隔的时间间隔(s); V_1 为投绳机出绳速度(m/s)。

实验钓具理论深度按照文献[17]中的实验钓具理论深度计算公式进行计算。

应用 SPSS 软件^[28],采用多元线性逐步回归的方法,建立钩钩实际深度(\bar{D})与理论深度(D_λ)、海洋环境等的关系模型。模型分为传统钓具和实验钓具两部分。对于传统钓具,认为钩钩所能达到的实际深度(拟合钩深)等于理论深度与拟合沉降率的乘积,而拟合沉降率则主

要受到流剪切力(τ)、风速(V_w)、风流合压角(γ)、钩号(λ)和风舷角(Q_w)的影响;对于实验钓具,认为钓钩所能达到的实际深度除了受上述 5 个因子以外,还受沉子重量的影响,且钓钩的深度是在不断地变化的,在一定的范围内波动^[26]。

第一航次共测定了 338 枚钓钩的实际深度,其中传统钓具钓钩 236 枚,实验钓具钓钩 102 枚,分别对其建立实际平均深度(\bar{D})与理论深度(D_λ)的关系模型。

第二航次共测定了 469 枚钓钩的实际深度,其中传统钓具钓钩 316 枚,实验钓具钓钩 153 枚,分别对其建立实际平均深度(\bar{D})与理论深度(D_λ)的关系模型。

为了提高每一航次钓钩深度计算的精度,考虑到 2 个航次测定的数据的特殊性,对每个航次按照传统钓具和实验钓具 2 种情况分别建立钓钩深度计算模型。

1.6 黄鳍金枪鱼渔获率的计算

第 i 站位黄鳍金枪鱼的渔获率 R_i , 定义为^[15,22-23]:

$$R_i = \frac{U_i}{f_i} \times 1000 \quad (6)$$

式 6 中, i 表示站位, U_i 为 i 站位钓获的黄鳍金枪鱼尾数, f_i 为 i 站位投放的钓钩数量, $i = 1, 2, 3, \dots, 34$ 。

水深从 0 ~ 240 m, 每 40 m 为一层, 共分为 6 层。本文根据钓钩深度计算模型, 采用频率分布法统计该渔场整个调查期间各站位、各水层黄鳍金枪鱼的渔获尾数和钓钩数量。各站位、各水层的渔获率 R_{ij} , 定义为^[15,22-23]:

$$R_{ij} = \frac{N_{ij}}{H_{ij}} \times 1000 \quad (7)$$

式中, N_{ij} 和 H_{ij} 分别为第 i 站位、第 j 水层钓获的黄鳍金枪鱼的尾数和投放的钓钩数量。 N_{ij} 的计算方法如下^[15,22-23]:

$$N_{ij} = \frac{N_j}{N} \times N_i \quad (8)$$

式中, N_j 为第 j 水层钓获的黄鳍金枪鱼尾数, N 为调查期间的总渔获尾数、 N_i 为第 i 站位的渔获尾数。

1.7 各站位环境变量综合值计算

各站位环境变量加权平均值的计算^[15,17-18]如下:

$$E_i = \sum (R_j E_{ij}) / \sum R_j \quad (9)$$

式中, E_i 为第 i 站位整个水体的环境变量综合值, 环境变量为第 i 站位的温度(T_i)、盐度(S_i)、叶绿素浓度(F_i)、溶解氧浓度(O_i)、垂直海流(W_i)和水平海流(H_i)。 E_{ij} 为站位 i 水层 j (如 0 ~ 40 m, \dots , 200 ~ 240 m) 的环境变量值 (如, T_{ij} 、 S_{ij} 、 F_{ij} 、 O_{ij} 、 W_{ij} 和 H_{ij})。 T_{ij} 、 S_{ij} 、 F_{ij} 和 O_{ij} 为 XR-620 在站位 i 、水层 j 中测得的各环境变量的算术平均值。 W_{ij} 和 H_{ij} 为三维海流计在站位 i 、水层 j 中测得的垂直和水平海流的算术平均值。

由于 0 ~ 40 m、200 ~ 240 m 和 240 ~ 280 m 水层的渔获尾数几乎为零, 分水层研究时存在较大的取样误差。因此, 实验仅对 40 ~ 80 m、80 ~ 120 m、120 ~ 160 m 和 160 ~ 200 m 这 4 个水层和整个水体 (0 ~ 240 m) 进行分析。

1.8 栖息环境综合指数模型建立

实验应用 GAM^[29-31] 对调查船在整个调查期间各水层内黄鳍金枪鱼的渔获率以及总渔获率进行建模, 找出影响各水层渔获率和总渔获率的相关因子, 以及相关因子与渔获率间的关系。实验应用 R Project 2.13^[32] 来筛选影响因子, 并拟合最佳模型。

描述第 i 站位、第 j 水层的潜在渔获率 R_{ij} 与 T_{ij} 、 S_{ij} 、 F_{ij} 、 O_{ij} 、 H_{ij} 、 W_{ij} 的关系可表达为:

$$\ln(R_{ij} + C_1) = B_1 + s(T_{ij}) + s(S_{ij}) + s(F_{ij}) + s(O_{ij}) + s(H_{ij}) + s(W_{ij}) \quad (10)$$

其中, \ln 是自然对数, C_1 为常数项, 是 R_{ij} 算术平均值的 10%; B_1 是截距, 代表 $\ln(R_{ij} + C_1)$ 的平均效应, 模型中选择的分布是正态分布。

描述第 i 站位的潜在渔获率 R_i 与 T_i 、 S_i 、 F_i 、 O_i 、 H_i 、 W_i 的关系可表达为:

$$\ln(R_i + C_2) = B_2 + s(T_i) + s(S_i) + s(F_i) + s(O_i) + s(H_i) + s(W_i) \quad (11)$$

式中, C_2 为常数项, 是 R_i 算术平均值的 10%; B_2 是截距, 代表 $\ln(R_i + C_2)$ 的平均效应, 模型中选择的分布是正态分布。

实验中, 首先把一个因子输入到模型中, 根据 P 值选择参数, 若 $P < 0.05$ 时, 保留此参数, 依次增加因子, 也就是利用逐步回归的方

法^[29]依次选择因子,直到其 AIC^[33]最小。最终根据所选择的因子来建立 GAM 模型,从而预测不同水层不同站点和 0~240 m 水体的潜在渔获率。

1.9 不同水层的栖息地综合指数 I_{ij}

把不同站点、不同水层的环境因子值输入到该模型中,得出不同站点、不同水层的预测渔获率 \hat{R}_{ij} 。 I_{ij} 由以下公式计算而得^[15]:

$$I_{ij} = \frac{\hat{R}_{ij}}{R_{\max}} \quad (12)$$

式中, R_{\max} 为 \hat{R}_{ij} 和 \hat{R}_i 中的最大值。

1.10 不同站点的栖息地综合指数 \bar{I}_i

把不同站点的环境因子值输入到模型中,得出不同站点的预测渔获率 \hat{R}_i 。通过不同站点的 \hat{R}_i 计算 \bar{I}_i ^[15]:

$$\bar{I}_i = \frac{\hat{R}_i}{R_{\max}} \quad (13)$$

1.11 IHI 分布图的表达

根据上述 I_{ij} 和 \bar{I}_i 估计值,利用 Marine Explore 4.0 软件画出 IHI 等值线分布图。

1.12 模型的预测能力

应用 Pearson 相关系数方法^[31]分别计算 2009 年各个站位、各水层的 I_{ij} 预测指数与各个站位、各水层中实测 R_{ij} 间的 Pearson 相关系数,根据 Pearson 相关系数来确定模型的预测能力。应用 Wilcoxon 检验的方法^[34]分别检验预测渔获率与对应的实测渔获率之间的相关关系,根据 P 值来评价它们之间的显著相关性,从而判断 IHI 模型的预测能力。

计算各个站位、各水层的栖息地综合指数 IHI_{ij} 预测值和各水层的栖息地综合指数的算术平均值 (I_j),对不同水层 I_j 与对应各水层的黄鳍金枪鱼 R_j 比较,定性判断不同水层栖息地综合指数模型的预测能力。

1.13 模型的验证

由于 2010 年调查测量的有效环境数据(3 维海流)仅有 16 个站点,同时 40~80 m 水层的水温、海流、溶解氧等环境变量的变化较大,且渔获率较高,因此本文选择 2010 年渔获率最高的 40~80 m 水层(6.79 尾/千钩)和 0~240 m

整个水层的 16 个站点的数据用于模型的验证。把 2010 年吉尔伯特群岛水域实测的环境变量值输入到利用 2009 年调查数据建立的栖息地综合指数模型中,计算得到 40~80 m 水层和 0~240 m 水层的栖息地综合指数值,然后应用 2010 年吉尔伯特群岛调查海域实测的 40~80 m 水层和 0~240 m 水层的黄鳍金枪鱼名义渔获率与计算得到的栖息地综合指数值进行叠图(Marine Explore 4.0 软件),以定性的方法判断模型的适用性。

2 结果

2.1 钓钩深度计算模型

钓钩的实际平均深度(\bar{D})与理论深度(D_λ)的关系模型如下。

2009 年钓钩深度计算模型

对于传统钓具:

$$\bar{D} = D_\lambda \cdot 10^{-0.311 - 0.258L_g\lambda - 0.121\tau + 0.038L_g(\sin\gamma)} \\ (R = 0.664, n = 236) \quad (14)$$

对于实验钓具:

$$\bar{D} = D_\lambda \cdot 10^{-0.437 - 0.427L_g\lambda - 0.224\tau} \\ (R = 0.780, n = 102) \quad (15)$$

2010 年钓钩深度计算模型

对于传统钓具:

$$\bar{D} = D_\lambda \cdot 10^{-0.825 - 0.239L_g\lambda - 0.342\tau - 0.012L_g(\sin\gamma)} \\ (R = 0.750, n = 316) \quad (16)$$

对于实验钓具:

$$\bar{D} = D_\lambda \cdot 10^{-0.837 - 0.367L_g\lambda - 0.413\tau} \\ (R = 0.658, n = 153) \quad (17)$$

2.2 黄鳍金枪鱼渔获数据

2009 年共钓获黄鳍金枪鱼 256 尾,记录钩号的为 239 尾。2010 年共钓获黄鳍金枪鱼 214 尾,记录钩号的为 206 尾。钓获的黄鳍金枪鱼以成鱼为主,平均叉长为 1.19 m,平均体质量为 33.2 kg/尾。2009 年和 2010 年各水层钓钩数量、黄鳍金枪鱼渔获尾数和渔获率(R)见表 1。

2.3 IHI 指数

任一站位(i)不同水层 j 的渔获率 \hat{R}_{ij} 应用 GAM 回归,得出某一站位(i)不同水层(j)的渔获率(\hat{R}_{ij})的各参数见表 2。

表 2 最佳拟合方程的参数估计
Tab. 2 The parameters estimation near the best fitted model

| C_j (intercept) | 40 ~ 80 m | | 80 ~ 120 m | | 120 ~ 160 m | | 160 ~ 200 m | |
|-------------------|----------------------|-------------|----------------------|-------------|----------------------|-------------|----------------------|-------------|
| | 1.111 5 | $P = 0.002$ | 0.129 7 | $P = 0.624$ | -0.771 | $P = 0.022$ | -1.7963 | $P = 0.000$ |
| $a_j(T_{ij})$ | s(H) | | s(W) | | s(O) | | s(T) | |
| $b_j(S_{ij})$ | F P -value = 0.072 | | F P -value = 0.003 | | F P -value = 0.042 | | F P -value = 0.077 | |
| $c_j(CH_{ij})$ | R-sq. (adj) = 0.255 | | s(S) | | s(W) | | s(S) | |
| $d_j(DO_{ij})$ | GCVscore = 0.5477 | | F P -value = 0.000 | | F P -value = 0.050 | | F P -value = 0.081 | |
| $e_j(HC_{ij})$ | | | R-sq. (adj) = 0.529 | | R-sq. (adj) = 0.286 | | F P -value = 0.059 | |
| $f_j(WC_{ij})$ | | | GCVscore = 3.004 8 | | GCVscore = 4.24 | | s(H) | |
| | | | | | | | R-sq. (adj) = 0.46 | |
| | | | | | | | GCVscore = 3.075 4 | |

在 40 ~ 80 m 水层, 渔获率与水平海流的关系较为密切 ($P = 0.072 < 0.1$); 在 80 ~ 120 m 水层, 渔获率与垂直海流 ($P = 0.003 < 0.1$) 和盐度 ($P = 0.000 < 0.1$) 的关系较为密切; 在 120 ~ 160 m 水层, 渔获率与溶解氧浓度 ($P = 0.042 < 0.1$) 和垂直海流 ($P = 0.050 < 0.1$) 的关系较为密切; 在 160 ~ 200 m 水层, 渔获率与温度 ($P = 0.077 < 0.1$)、温度 ($P = 0.081 < 0.1$) 和水平海流 ($P =$

$0.059 < 0.1$) 的关系较为密切。

2009 年 34 个站点的数据建立的模型得到的 4 个水层内的黄鳍金枪鱼 I_{ij} 指数分布如图 2 所示。不同水层 I_{ij} 指数分布有差异, 但总体上 40 ~ 80 m 和 80 ~ 120 m 水层的值较高, 其它水层的值较低。各水层的 I_{ij} 高值分布区和 I_{ij} 平均值见表 3。

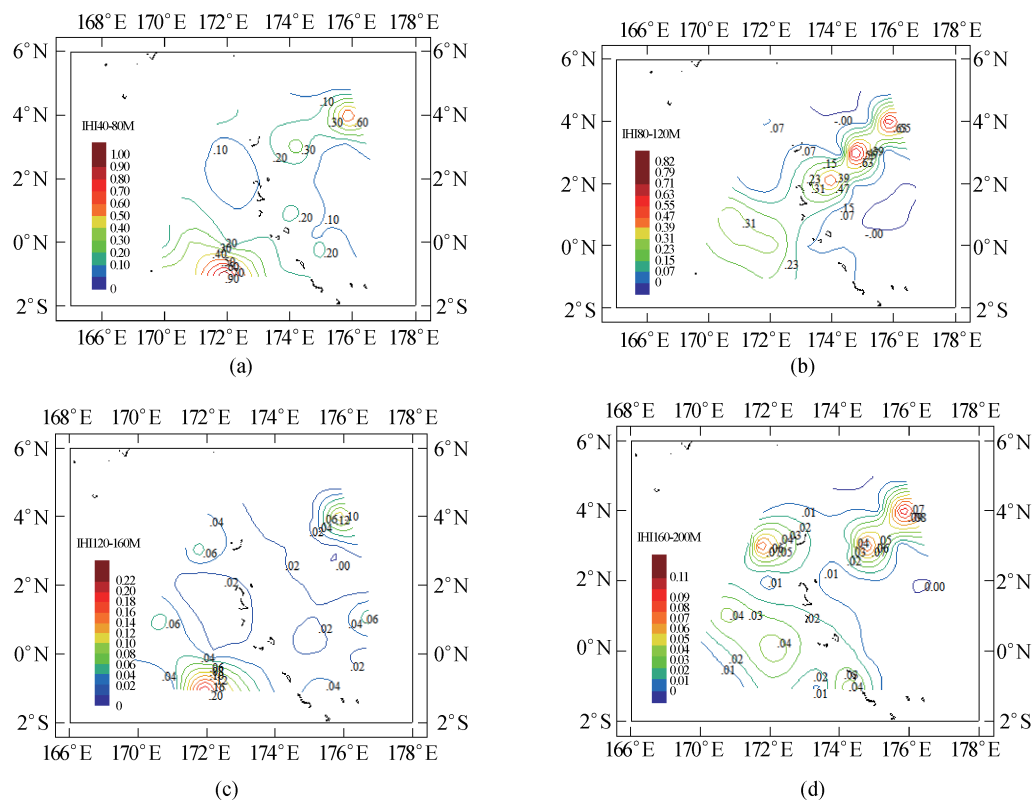


图 2 吉尔伯特群岛水域不同水层黄鳍金枪鱼 I_{ij} 分布

Fig. 2 Spatial distribution of yellowfin tuna I_{ij} in different depth strata in waters of Gilbert Islands

(a) 40 ~ 80 m; (b) 80 ~ 120 m; (c) 120 ~ 160 m; (d) 160 ~ 200 m.

表 3 *IHI* 高值分布区
Tab.3 The distribution of the higher *IHI* value

| 水层/m strata | 高值分布区 area boundary with relatively greater <i>IHI</i> | 均值 mean value |
|----------------|--|------------------|
| 40 ~ 80 | 0°50'S ~ 1°20'S, 170°20'E ~ 173°30'E; 2°40'N ~ 4°50'N, 175°E ~ 176°10'E ($I > 0.45$) | 0.21 |
| 80 ~ 120 | 2°N ~ 5°N, 173°E ~ 176°10'E ($I > 0.40$) | 0.14 |
| 120 ~ 160 | 0°20'S ~ 1°10'S, 170°20'E ~ 172°20'E ($0.10 < I < 0.25$) | 0.04 |
| 160 ~ 200 | /($0 < I < 0.15$) | 0.04 |
| 0 ~ 240 | 0°40'N ~ 1°30'N, 169°50'E ~ 170°40'E; 0°40'S ~ 2°50'N, 173°10'E ~ 174°10'E; 3°50'N ~ 4°30'N, 175°30'E ~ 176°10'E ($I > 0.40$) | 0.21 |

站点 i 的渔获率 \hat{R}_i 应用 GAM 回归, 得出站点 i 的渔获率 R_i 与对应站点的综合环境变量及其交互作用项的最佳模型方程为:

$$\ln(R_i + 0.035) = -0.16 + s(T_i) + s(W_i) \quad (18)$$

从式 18 可知, 盐度和垂直海流是影响黄鳍金枪鱼渔获率的主要环境因子。

0 ~ 240 m 水体的 *IHI* 值分布见图 3, *IHI* 高值分布区和 *IHI* 平均值见表 3。较高的渔获率与较高 *IHI* 区域分布基本一致。

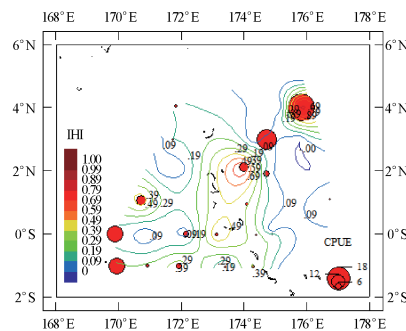


图 3 吉尔伯特群岛水域 0 ~ 240 m 水体黄鳍金枪鱼 I_i 分布

Fig. 3 Spatial distribution of yellowfin tuna I_i in the 0 - 240 m depth strata in waters of Gilbert Islands

2.4 模型预测能力检验

分别计算各站点、各水层的 I_{ij} 预测值与相应站点和水层的实测 R_{ij} 间的 Pearson 相关系数^[31] (表 4); 应用非参数检验的 Wilcoxon 检验方法^[34] 分别检验预测渔获率与各个站点、各水层中实测渔获率之间的关系(表 5)。

表 4 可知, GAM 得到的 Pearson 相关系数较高, 均值为 0.60。

由表 5 可知, 仅在 40 ~ 80 m 和 80 ~ 120 m 水层, 名义渔获率与预测渔获率存在显著的相关性 ($P < 0.05$)。但是, 由于所有水层的 P 值都小于 0.1, 因此它们都有一定程度的相关性。

表 4 各水层预测的 I_{ij} 值与实测 R_{ij} 间的 Pearson 相关系数

Tab. 4 The Pearson correlation coefficients between predicted I_{ij} and the measured R_{ij}

| 水层/m strata | 相关系数 correlation coefficients |
|--------------------------------|----------------------------------|
| 40 ~ 80 | 0.43 |
| 80 ~ 120 | 0.82 |
| 120 ~ 160 | 0.40 |
| 160 ~ 200 | 0.73 |
| 算术平均值 arithmetic mean value | 0.60 |

表 5 名义渔获率与预测渔获率间的 Wilcoxon 检验结果

Tab. 5 The results of Wilcoxon signed-rank test on the differences between the nominal catch rate and the predicted rate

| 水层/m strata | 40 ~ 80 | 80 ~ 120 | 120 ~ 160 | 160 ~ 200 | 整个水体 entire water bin |
|----------------|---------|----------|-----------|-----------|--------------------------|
| Z^a | -2.16 | -2.18 | -1.667 | -1.65 | -2.812 |
| P | 0.031 | 0.029 | 0.096 | 0.099 | 0.005 |

注: a 为秩和等级。

Notes: a is the signed rank in Wilcoxon test.

不同水层 I_j 的算术平均值与对应各水层的黄鳍金枪鱼 R_j 算术平均值的变化趋势比较见图 4。由图 4 得,模型得到的各水层 IHI 算术平均值变化趋势与名义 CPUE 的变化趋势基本一致(40 ~ 80 m 水层除外)。

2.5 模型验证

把 2010 年在吉尔伯特群岛调查海域实测的海洋环境数据输入到 IHI 模型中,对于 40 ~ 80 m 水层, IHI 值与名义渔获率的叠图见图 5,由 GAM 模型得到的 IHI 预测指数的高值区与渔获率较高的区域几乎一致。对于 0 ~ 240 m 整个水体的 IHI 值与名义渔获率的叠图见图 6,由 GAM 得到的 IHI 预测值的高值区与渔获率较高的区域分布基本一致,模型的预测能力较好。

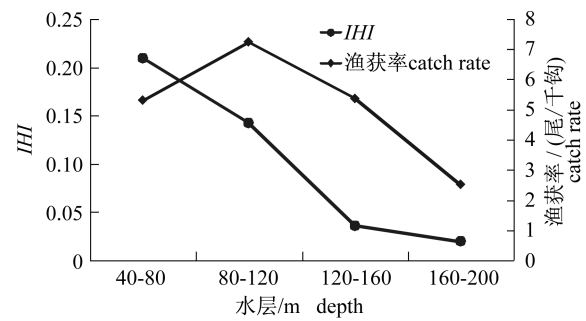


图 4 各水层 IHI 算术平均值与对应各水层的黄鳍金枪鱼渔获率的比较

Fig. 4 The arithmetic mean IHI and the catch rate of yellowfin tuna by depth stratum

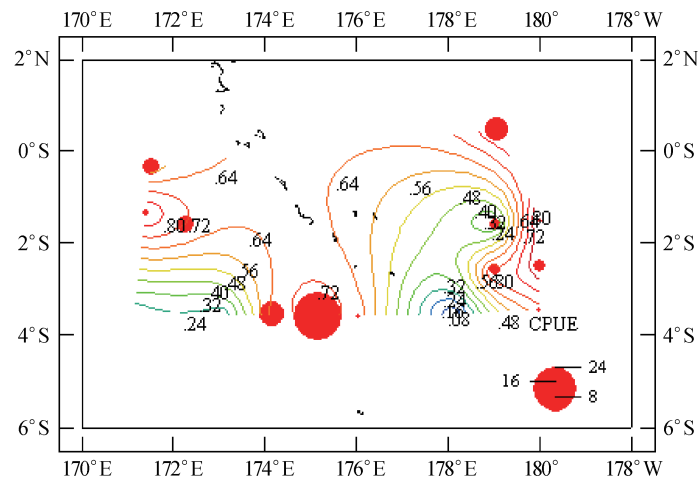


图 5 2010 年调查期间 40 ~ 80 m 水层的 IHI 值及名义渔获率分布

Fig. 5 The distribution of IHI and nominal catch rate during 2010 survey in depth stratum of 40 - 80 m

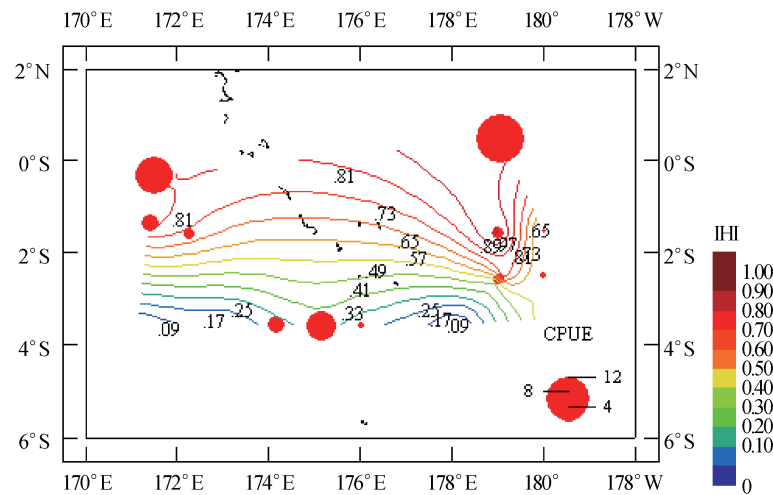


图 6 2010 年调查期间 0 ~ 240 m 水体的 IHI 值及名义渔获率分布

Fig. 6 The distribution of IHI and nominal catch rate during 2010 survey in 0 - 240 m water bin

3 讨论

3.1 影响黄鳍金枪鱼分布的环境因子

由表2和式18得,影响黄鳍金枪鱼渔获率的环境变量因水层的不同而不同,这可能是不同的水层影响黄鳍金枪鱼分布的主要环境变量不同,但0~240 m整个水体中影响因子包括水温和垂直海流,可见水温和垂直海流是影响黄鳍金枪鱼分布的重要的环境变量^[22,35]。

3.2 模型的可靠性

模型预测的不同水层 I_{ij} 指数较可靠。由图2可知,模型拟合的各水层的 I_{ij} 值分布各不相同。40~80 m和80~120 m的 I_{ij} 值较高,表明黄鳍金枪鱼主要分布在这两个水层,这与Mohri等^[36]得出的黄鳍金枪鱼的最适水深为80~120 m基本一致。以后的研究中可以着重考虑这一区域的40~120 m深度的环境变量来研究黄鳍金枪鱼的栖息地分布。

GAM比较适用于筛选出具有显著影响的环境因子。各水层预测的 I_{ij} 值与实测 R_{ij} 间的Pearson相关系数均高于0.40,均值为0.60(表4)。由图4可知,GAM得到的各水层 IHI 预测指数的均值变化趋势与名义渔获率变化趋势较一致(40~80 m水层除外)。这可能与模型建立的原理有关,GAM模型是反映变量与因变量之间的内在非参数关系,也就是反映渔获率分布与各因子之间的内在非线性关系。对于40~80 m水层,GAM的预测指数与2010年的名义渔获率较一致,但与2009年的名义渔获率不一致,原因可能是2009年在40~80 m水层存在一定的取样误差(表1)。

不同水层的Wilcoxon检验结果表明,在40~80 m和80~120 m水层,名义渔获率与预测渔获率存在显著相关性($P < 0.001$),在120~160 m、160~200 m两个水层具有一定的相关性($0.05 < P < 0.1$)(表5)。名义渔获率与预测渔获率在120~160 m、160~200 m水层相关性较低可能的原因是:进入模型的环境变量较多,削弱了限制性环境因子的作用;黄鳍金枪鱼在该两水层内的分布较少,其他的未知因素影响该两水层的渔获率(比如饵料生物等),取样数据较少导致模型的预测误差较大。

GAM建立的 \bar{I}_i 模型较可靠。模型得到的 \bar{I}_i

高值区与较高的渔获率分布区基本一致,模型具有较好的预测能力(图2)。0~240 m水体的Wilcoxon检验结果表明,GAM的估计 \hat{R}_i 与 R_i 具有显著相关性(表5)。

3.3 模型的有效性

GAM建立的 IHI 指数模型可用来分析黄鳍金枪鱼的空间分布。建立的 IHI 模型基本上反映了调查期间黄鳍金枪鱼渔获率的分布情况。GAM模型得到的各水层 IHI 算术平均值与对应各水层的黄鳍金枪鱼渔获率的变化趋势较为一致(图4)。表5中,Wilcoxon检验结果表明,由GAM模型得到的各水层估计渔获率与名义渔获率都具有相关性($P < 0.1$)。对于2010年16个站点的40~80 m和0~240 m水体的 IHI 值与对应的名义渔获率叠图表明GAM有效。

3.4 展望

实验的延绳钓钩深度计算模型是采用多元线性逐步回归的方法,建立钓钩实测深度与理论深度之间的关系模型,然后根据钓钩理论深度计算出预测深度。因此,钓钩深度计算模型的准确性,直接影响到与各环境变量值的关系,钓钩深度计算模型需要进一步完善,以提高钓钩深度计算的准确性。

实验结果仅仅是由连续两年,共6个月的调查数据所得,作业海域在时间及空间上都缺乏连续性,而且仅考虑了渔获率与温度、盐度、溶解氧、叶绿素、水平海流和垂直海流6个环境因素及其交互作用项之间的关系,具有一定的局限性。黄鳍金枪鱼的栖息地分布可能与大量的环境因子、饵料生物^[37-41]有关,也有可能受性成熟度、生理特性^[37-39]等影响,需要作更进一步的研究。

另外,利用生产数据来预测可能存在一定的局限性,主要表现在渔场的覆盖范围、钓具的投放深度和数据的同步性的限制。因此,建议进一步收集其它海洋环境数据或进行大量的标志放流对黄鳍金枪鱼的分布情况展开更全面的研究。

实验得到基里巴斯群岛共和国政府的许可,并得到深圳市联成远洋渔业有限公司周新东董事长、陈清白总经理、吕志良先生、基地经理王国平、朱永利、船队经理许上进、“深联成719”船长、“深联成901”船长及全体船员等的大力支持,谨致谢忱。

参考文献:

- [1] Clark R D, Minello T J, Christensen J D, *et al.* Modeling nekton habitat use in Galveston Bay, Texas; an approach to define essential fish habitat (EFH) [R]. Galveston: U. S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, 1999.
- [2] Labonne J, Allouche S, Gaudin P. Use of a generalised linear model to test habitat preferences; the example of *Zingel asper*, an endemic endangered percoid of the River Rhône [J]. *Freshwater Biology*, 2003, 48(4): 687 – 697.
- [3] Okamoto H, Miyabe N. Standardized Japanese longline CPUE for bigeye tuna in the Indian Ocean up to 2001 [R]. Mahé: Indian Ocean Tuna Commission, IOTC Proceedings, 2003(6): 96 – 104.
- [4] Okamoto H, Miyabe N, Shono H. Standardized Japanese longline CPUE for bigeye tuna in the Indian Ocean up to 2002 with consideration on gear categorization [R]. Mahé: Indian Ocean Tuna Commission, IOTC-2004-WPTT-09, 2004: 1 – 14.
- [5] Bigelow K A, Boggs C H, He X. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery [J]. *Fisheries Oceanography*, 1999, 8(3): 178 – 198.
- [6] Wise B, Bugg A, Barratt D, *et al.* Standardisation of Japanese longline catch rates for yellowfin tuna in the Indian Ocean using GAM analyses [R]. Mahé: Indian Ocean Tuna Commission, IOTC Proceedings, 2002(5): 226 – 239.
- [7] Brown S K, Buja K R, Jury S H, *et al.* Habitat suitability index models for eight fish and invertebrate species in Casco and Sheep Scot Bays Maine [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 2000, 20(2): 408 – 435.
- [8] Cade B S, Noon B R. A gentle introduction to quantile regression for ecologists [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2003, 1(18): 412 – 420.
- [9] Layher W G, Maughan O E. Spotted bass habitat evaluation using an unweighted geometric mean to determine HSI values [J]. *Proceeding of the Oklahoma Academy of Science*, 2004, 65: 11 – 18.
- [10] 宋利明. 印度洋大眼金枪鱼栖息地综合指数研究——基于延绳钓渔船调查数据 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2008.
- [11] Terrell J W, Cade B S, Carpenter J, *et al.* Modeling stream fish habitat limitation from wedge-shaped patterns of variation in standing stock [J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1996, 125: 104 – 117.
- [12] Koenker R. Quantile regression. *Economic society monographs* [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.
- [13] Cade B S, Terrell J W, Schroeder R L. Estimating effects of limiting factors with regression quantiles [J]. *Ecology*, 1999, 80(1): 311 – 323.
- [14] 宋利明, 高攀峰, 周应祺, 等. 基于分位数回归的大西洋中部公海大眼金枪鱼栖息环境综合指数 [J]. *水产学报*, 2007, 31(6): 798 – 804.
- [15] Song L M, Zhou Y Q. Developing an integrated habitat index for bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Indian Ocean based on longline fisheries data [J]. *Fisheries Research*, 2010, 105(2): 63 – 74.
- [16] 武亚苹, 宋利明. 印度洋黄鳍金枪鱼“栖息地综合指数” [J]. *上海海洋大学学报*, 2010, 19(增刊): 65 – 72.
- [17] 宋利明, 杨嘉樑, 武亚苹, 等. 吉尔伯特群岛海域大眼金枪鱼栖息环境综合指数 [J]. *海洋与湖沼*, 2012, 43(5): 954 – 962.
- [18] Li Y W, Song L M, Nishida T, *et al.* Develop habitat environment integration indices of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) near Palau Waters [J]. *Marine and Freshwater Research*, 2012, 63(12): 1244 – 1254.
- [19] 宋利明, 胡振新. 马绍尔群岛海域大青鲨栖息地综合指数 [J]. *水产学报*, 2011, 35(8): 1208 – 1216.
- [20] Barry S C, Welsh A H. Generalized additive modeling and zero inflated count data [J]. *Ecological Modelling*, 2002, 157(2–3): 179 – 188.
- [21] 倪一卓, 程和琴, 江红, 等. 鱼类栖息地模拟的比较研究——以东海鲈鱼为例 [J]. *水产科学*, 2009, 28(12): 726 – 732.
- [22] Song L M, Zhang Y, Xu L X, *et al.* Environmental preferences of longlining for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the tropical high seas of the Indian Ocean [J]. *Fisheries Oceanography*, 2008, 17(4): 239 – 253.
- [23] Song L M, Zhou J, Zhou Y Q, *et al.* Environmental preferences of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the Indian Ocean: an application to a longline fishery [J]. *Environmental Biology of Fishes*, 2009, 85(2): 153 – 171.
- [24] 宋利明, 吕凯凯, 胡振新, 等. 吉尔伯特群岛海域延绳钓渔场大眼金枪鱼的环境偏好 [J]. *海洋渔业*, 2010, 32(4): 374 – 382.

- [25] Bigelow K A, Musyl M K, Poisson F, *et al.* Pelagic longline gear depth and shoaling [J]. Fisheries Research, 2006, 77(2) : 173 - 183.
- [26] Song L M, Li J, Gao P F, *et al.* Modeling the hook depth distribution of pelagic longlining in the equatorial area of Indian Ocean [J]. Journal of Ocean University of China, 2012, 11(4) : 547 - 556.
- [27] 斋藤昭二. マグロの遊泳層と延縄漁法 [M]. 東京:成山堂書屋, 1992:9 - 10.
- [28] 李志辉, 罗平. SPSS for Windows 统计分析教程 [M]. 北京:电子工业出版社, 2003:173 - 175.
- [29] Hastie T, Tibshirani R. Generalized additive models [M]. London:Chapman and Hall, 1990.
- [30] Su N J, Yeh S Z, Sun C L, *et al.* Standardizing catch and effort data of the Taiwanese distant-water longline fishery in the western and central Pacific Ocean for bigeye tuna, *Thunnus obesus* [J]. Fisheries Research, 2008, 90(1 - 3) : 235 - 246.
- [31] 唐启义, 冯明光. 实用统计分析及其 DPS 数据处理系统 [M]. 北京:科学出版社, 2002:333 - 339.
- [32] Venables W N, Ripley B D. Modern applied statistics with S-plus [M]. New York:Springer, 2002.
- [33] Sakamoto Y, Ishiguro M, Kitagawa G. Akaike information criterion statistics [M]. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, 1986.
- [34] Wilcoxon F. Individual comparisons by ranking methods [J]. Biometrics Bulletin, 1945, 1 (6) : 80 - 83.
- [35] Cayré P. Behavior of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) around fish aggregating devices (FADs) in the Comoros Islands as determined by ultrasonic tagging [J]. Aquatic Living Resources, 1991, 4(1) : 1 - 12.
- [36] Mohri M, Nishida T. Consideration on distribution of adult yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Indian Ocean based on Japanese tuna longline fisheries and survey information [R]. Mahé: Indian Ocean Tuna Commission, IOTC Proceedings, 2000 (3) : 276 - 282.
- [37] Holland K N, Brill R W, Chang R K C. Horizontal and vertical movements of yellowfin and bigeye tuna associated with fish aggregating devices [J]. Fishery Bulletin, 1990, 88 : 493 - 507.
- [38] Holland K, Brill R, Chang R K C, *et al.* Physiological and behavioral thermoregulation in bigeye tuna (*Thunnus obesus*) [J]. Nature, 1992, 358:410 - 412.
- [39] Brill R W. A review of temperature and oxygen tolerance studies of tunas pertinent to fisheries oceanography, movement models and stock assessments [J]. Fisheries Oceanography, 1994, 3 (3) : 204 - 216.
- [40] Dagorn L, Menczer F, Bach P, *et al.* Co-evolution of movement behaviors by tropical pelagic predatory fishes in response to prey environment; a simulation model [J]. Ecological Modelling, 2000, 134: 325 - 341.
- [41] Marcinek D J, Blackwell S B, Dewar H, *et al.* Depth and muscle temperature of Pacific bluefin tuna examined with acoustic and pop-up satellite tags [J]. Marine Biology, 2001, 138(4) : 869 - 885.

An integrated habitat index for yellowfin tuna in waters near Gilbert Islands based on GAM

SONG Liming^{1,2,3*}, WU Yaping¹

(1. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

2. National Distant-water Fisheries Engineering Research Center, Shanghai 201306, China;

3. Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: The aim of this study is to contribute to the sustainable utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) resources. In this study, generalized additive model (GAM) was applied to develop the integrated habitat index (IHI) models on the basis of the data which were collected in waters near Gilbert Islands from October, 2009 through December, 2009. The profiles of environmental variables and the yellowfin tuna catch rate data were collected at 34 sites. These models were used to predict the corresponding potential catch rate. The Wilcoxon test was used to test if there was significant relationship between the predicted catch rates predicted by the models and the nominal catch rates. The integrated habitat indexes (IHI) in different water strata of yellowfin tuna were estimated by the catch rate predicted by the models. Comparing the nominal CPUE with the average integrated habitat index (IHI) in different water strata, the predicted power of the models was evaluated. The correlation coefficients between the nominal CPUE and the average integrated habitat index (IHI) in different water strata were calculated. This correlation coefficient was also used to evaluate the prediction power of the models. In addition, the Gilbert Islands survey data in 16 sites from Nov. 2010 through Jan. 2011 were used to verify the effectiveness of the models. These data were input into the models for water stratum of 40 – 80 m and the whole water bin (0 – 240 m), and the IHIs of the yellowfin tuna were estimated. The results showed that: (1) The IHI distributions of different water strata were different from each other. The environmental variables which influenced the distribution of yellowfin tuna were different in the different water strata. The yellowfin tuna are mainly distributed in the water stratum of 40 – 120 m; (2) The prediction power of the models was good on the basis of the verification data obtained in 16 sites from Nov. 2010 through Jan. 2011; (3) GAM is suitable for the environmental variable selection, which influenced the distribution of yellowfin tuna, and shows the nonlinear relationship between the environmental variables and the catch rate; (4) GAM can be used to study the spatial distribution of the pelagic fish by building the IHI model.

Key words: *Thunnus albacares*; integrated habitat index; generalized additive model; Gilbert Islands

Corresponding author: SONG Liming. E-mail: lmsong@shou.edu.cn