

DOI: 10.12264/JFSC2024-0328

基于卫星遥感的海洋牧场叶绿素 a 浓度及浮游植物固碳能力研究

崔冠伟¹, 梁辉¹, 刘淑德², 唐衍力¹

1. 中国海洋大学水产学院, 山东 青岛 266003;

2. 山东省渔业发展和资源养护总站, 山东 烟台 264003

摘要: 海洋牧场是基于生态学原理, 通过投放人工鱼礁等工程设施, 在适宜海域构建兼具环境保护、资源养护和渔业产出功能的生态系统, 以促进海洋生物增殖和栖息, 有助于扩增渔业水域生态系统的碳汇功能。本研究结合卫星遥感和原位采样, 分析海洋牧场的叶绿素 a (Chl-a) 浓度及浮游植物固碳强度的时空变化, 并运用广义可加模型 (generalized additive model, GAM) 探讨环境因子对固碳强度的影响。结果显示, 遥感数据与原位数据的 Chl-a 浓度、海表温度 (sea surface temperature, SST) 变化趋势基本一致; 海洋牧场建成后, Chl-a 浓度在季节和空间上发生显著变化, 呈现“M”型双峰结构 (高峰分别为夏、秋季过渡期和冬、春季过渡期), 整体浓度水平显著高于建成前及对照区; 固碳强度存在显著的时空分布差异, 夏季 (6 月) 出现高峰, 整体水平同样显著高于对照区, 海洋牧场全年总固碳量为 1.85×10^6 kgC; 最优 GAM 模型中, pH、硅酸盐、溶解氧、盐度和纬度对固碳强度有显著影响。

关键词: 遥感; 海洋牧场; 叶绿素 a; 浮游植物; 固碳; 广义可加模型

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2025)04-0523-15

海洋是地球上最大的活跃碳库, 每年吸收约 25% 的人为二氧化碳 (carbon dioxide, CO₂) 排放量, 在全球碳循环中发挥着关键作用^[1]。作为海洋生态系统的主要初级生产者, 浮游植物虽然仅占全球自养生物量的 0.2%, 却贡献约 50% 的净初级生产力^[2-3]。浮游植物通过光合作用构成短期的碳储存库, 部分有机碳可封存于深海^[4]。因此, 浮游植物在吸收和固定 CO₂ 方面具有巨大潜力, 对增强海洋碳汇能力及减缓气候变化至关重要^[5]。近年来, 学界针对海洋碳汇增强技术提出了多维度的解决方案, 涵盖生态修复、上升流增汇等创新路径^[6-9]。唐启升等^[10]提出的“碳汇渔业”理论体系, 创新性地将渔业生产活动与生态系统碳汇功能提升相耦合, 为现代海洋牧场建设提供了重要理论框架。Jiang 等^[11]构建的桑沟湾溶解无机碳 (dissolved inorganic carbon, DIC) 通量模型表明, 规模化海藻

养殖可显著增强区域的碳汇强度。Mahmood 等^[12]的研究则表明, 贝类与藻类养殖的协同作用能显著提升区域的碳汇效率, 进一步验证了该理论的实践价值。因此, 基于生态系统原理构建的海洋牧场^[13-14], 不仅有助于修复海洋生态环境和增殖养护渔业资源^[15-16], 还对近海碳循环过程具有显著影响^[17-19], 现已成为近海碳汇研究的重要方向。

目前海洋牧场的碳汇研究主要集中于人工鱼礁, 评估其碳汇潜力以及碳汇机制。李纯厚等^[17]通过研究 Chl-a 浓度的年际变化及颗粒有机碳 (particulate organic carbon, POC) 含量, 简单评估了大亚湾海洋牧场礁区的碳汇潜力。崔晨^[18]从水体碳汇、生物碳汇和沉积碳汇 3 个方面, 初步量化了祥云湾海洋牧场礁区的碳汇潜力。Li 等^[20]通过生态网络模型 Ecopath with Ecosim, 评估了渤海湾人工牡蛎礁上双壳贝类的生态承载力和碳汇

收稿日期: 2024-11-18; 修订日期: 2025-02-15.

基金项目: 山东近海渔业资源调查与监测项目 (370000241127026000063).

作者简介: 崔冠伟 (2004-), 男, 硕士, 研究方向为渔业遥感学. E-mail: cuiguanwei@outlook.com

通信作者: 唐衍力, 教授, 研究方向为渔具选择性、人工鱼礁与海洋牧场. E-mail: tangyanli@ouc.edu.cn

潜力。除碳汇潜力的量化评估,一些研究还从机制层面探讨了人工鱼礁对碳汇的影响。李娇等^[21]根据人工鱼礁的结构特征,分析了礁区主要生物固碳因子及其固碳机理。Shu 等^[22]通过研究渤海觉华岛近海人工鱼礁的水动力特征,指出人工鱼礁通过增强水体垂直混合和营养物质循环,促进浮游植物生长,从而提高区域的碳汇能力。尽管上述研究为人工鱼礁的碳汇功能提供了重要见解,但多集中于单一区域或功能区,未能系统探讨海洋牧场多个功能区的碳汇效应。此外,当前研究在方法和尺度上存在明显局限。传统研究多依赖原位采样方法,虽然能够提供高精度的点位数据,但采样范围有限,难以捕捉功能区间的动态差异,也无法监测长期变化趋势^[23-24]。相比之下,卫星遥感技术凭借其高时空分辨率,在海洋碳循环研究中展现出显著优势,可反演浮游植物的 Chl-a 浓度、生物量及净初级生产力等关键生态指标^[25-26]。这些数据对于理解海洋牧场的碳汇效应、监测功能区碳汇动态及评估环境因子对碳汇能力的影响至关重要。Xu 等^[26]基于高分辨率遥感数据,评估了中国南海表层浮游植物碳浓度,并结合碳-Chl-a 比值分析其时空变化特征。然而,卫星遥感在获取溶解氧、营养盐等复杂海洋化学性质方面仍存在一定局限性,需要通过原位采样进行补充。Wang 等^[27]基于高分辨率遥感和实地数据构建生态承载力指标体系,评估了珠海外伶仃海洋牧场的承载力。Wang 等^[28]利用遥感和实地数据对比了海洋牧场建设前后的 SST、Chl-a 浓度、渔获量等生态指标,指出海洋牧场有助于栖息地修复和渔业资源的保护与增殖。因此,结合原位采样与卫星遥感,不仅能够弥补单一方法的不足,还能在宏观和微观层面更全面地评估海洋牧场的碳汇效应。同时,单纯依赖原位采样和卫星遥感仍难以全面解析环境因子对碳汇能力的非线性影响及其空间异质性。因此,引入更为先进的建模方法来量化环境因子对碳汇强度的驱动作用尤为重要。广义可加模型(generalized additive model, GAM)因能够处理复杂的非线性关系,逐渐成为生态系统研究中的重要工具。严广寒等^[29]运用 GAM 分析了洞庭湖 Chl-a 浓度的时空分布特征及

其与环境因子的非线性关系,指出不同季节的环境因子对 Chl-a 浓度的影响不同。

综上所述,当前海洋牧场碳汇研究多集中于人工鱼礁,尚缺乏对多功能区碳汇效应的系统探索,尤其是在高分辨率时空尺度下碳汇效应的动态变化及其与环境因子的关系。为此,本研究将结合卫星遥感和原位采样,基于垂向归纳模型(vertically generalized production model, VGPM),系统分析海洋牧场不同功能区的 Chl-a 浓度与浮游植物固碳能力的时空分布特征,并运用 GAM 量化评估环境因子对固碳强度的非线性影响。研究旨在弥补现有内容和方法的不足,为深入理解海洋牧场的碳汇效应提供全面理论支持,并为海洋牧场的科学规划与可持续发展奠定基础。

1 材料与方法

1.1 研究区域及站位设置

研究区域为山东省琵琶口富瀚国家级海洋牧场示范区,面积约 848 hm²,范围为:121°22'E—121°33'E, 36°39'N—36°46'N。该区域位于乳山湾海域,海湾呈“V”字形,海岸线蜿蜒曲折。气候类型为温带季风气候,四季分明,且潮汐作用显著,年平均潮差约 2.4 m,属于典型的半日潮区。该海域盛产贻贝、扇贝和牡蛎等海产品,是山东近海重要的海水养殖区。

该海洋牧场(M)被划分为 3 个功能区,包括筏式养殖区(A 区)、人工鱼礁区(B 区)和网箱养殖区(C 区),其中人工鱼礁区已投放礁体约 25 万空方;同时,在邻近区域选择未受养殖和工程设施影响的水域作为对照区(D 区)。站位依据研究区域的水深、潮汐变化和离岸距离等水文地理特征进行设置,旨在全面反映各功能区的生态效应。具体而言,共设置调查站位 15 个,其中筏式养殖区 3 个(A1、A2、A3),人工鱼礁区 5 个(B1、B2、B3、B4、B5),网箱养殖区 2 个(C1、C2),对照区 5 个(D1、D2、D3、D4、D5)(图 1)。

1.2 调查内容与方法

本研究分别于 2023 年 7 月(夏季)和 10 月(秋季)、2024 年 1 月(冬季)和 4 月(春季)进行 4 个航次调查。各站位使用聚乙烯瓶采集 1 L 表层水样

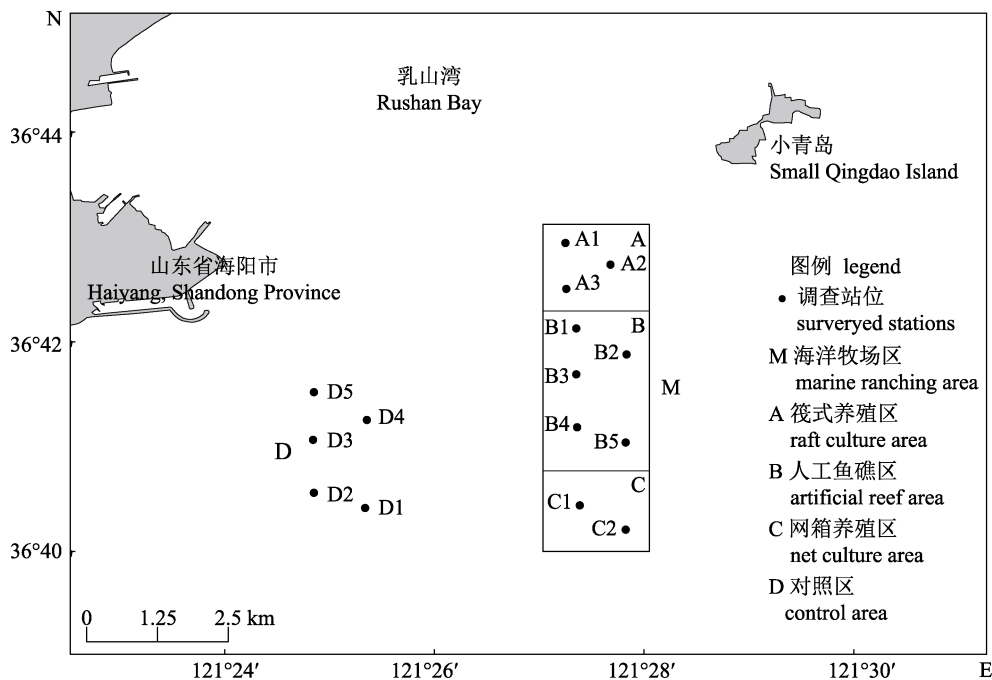


图1 研究区域调查站位分布图

Fig. 1 Map of survey stations in the study area

(2 m 水深处), 加入 1 mL 碳酸镁悬浮液固定, 并现场过滤, 样品滤膜于 -20°C 避光条件下带回实验室, 使用分光光度法测定 Chl-a 浓度。海水硝酸盐(NO_3^- -N)、亚硝酸盐(NO_2^- -N)、氨氮(NH_4^+ -N)、硅酸盐(SiO_3 -Si)及活性磷酸盐(PO_4^{3-} -P)浓度均采用分光光度法测定。现场使用多参数水质仪(YSI Proplus)测定 SST、盐度、pH、溶解氧和电导率等指标, 分别采用手持式水深仪(DMT-20)和塞氏盘法测定水深和透明度。所有样品采集及监测方法均严格遵守海洋调查规范(GB/T 12763.2—2007 和 GB/T 12763.4—2007)。

1.3 VGPM 模型浮游植物固碳能力估算

本研究使用 Behrenfeld 等^[30]提出的 VGPM 模型, 评估 2023 年 6 月至 2024 年 5 月期间研究区域内浮游植物的固碳能力。VGPM 基于光照、Chl-a 浓度和真光层深度等环境因素, 估算真光层的净初级生产力(net primary productivity, NPP), 计算公式为:

$$\text{PP}_{\text{eu}} = 0.66125 \times P_{\text{opt}}^{\text{B}} \times \frac{\text{PAR}}{\text{PAR} + 4.1} \times \frac{1}{Z_{\text{eu}} \times \text{Chl-a} \times \text{DL}} \quad (1)$$

式中, PP_{eu} 为水柱日净初级生产力($\text{mgC m}^{-2}\text{d}^{-1}$); $P_{\text{opt}}^{\text{B}}$

为水柱中单位面积 Chl-a 浓度在最佳环境条件下的光合作用速率; DL 为光照周期, 使用 Python 中的 Astropy 库进行计算; Chl-a 为海水表层 Chl-a 浓度, 采用空间分辨率 250 m 的 GOCI-II L2 级产品 (<https://www.nosc.go.kr/eng/main.do>); PAR 为光合有效辐射 [$\text{mol photons}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$], 采用空间分辨率 4 km 的 MODIS-Auqa L3 级产品 (<https://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/>); Z_{eu} 为光合有效辐射 PAR 衰减至表层值 1% 的深度, 即真光层深度(m)^[31], 计算公式为:

$$Z_{\text{eu}} = \frac{4.605}{K_d(\text{PAR})} \quad (2)$$

式中, $K_d(\text{PAR})$ 为光合有效辐射的漫衰减系数^[32], 计算公式为:

$$K_d(\text{PAR}) = 0.672 \times K_d(490) + 0.0569 \quad (3)$$

式中, $K_d(490)$ 为波长 490 nm 处的漫衰减系数, 采用空间分辨率 250 m 的 GOCI-II L2 级产品 (<https://www.nosc.go.kr/eng/main.do>); $P_{\text{opt}}^{\text{B}}$ 计算公式为 $\text{KI} \cdot P_{\text{opt}}^{\text{B}}$ ^[33]:

$$P_{\text{opt}}^{\text{B}} = \frac{0.071 \times \text{SST} - 3.2 \times 10^{-2} \times \text{SST}^2 + 3.0 \times 10^{-5} \times \text{SST}}{\text{Chl-a}} + \frac{1.0 + 0.17 \times \text{SST} - 2.5 \times 10^{-3} \times \text{SST}^2 - 8.0 \times 10^{-5} \times \text{SST}^3}{\text{Chl-a}} \quad (4)$$

式中, SST 为海表温度, 数据来源包括 GK-2A AMI、NOAA-20 VIIRS、Terra MODIS、GCOM-W1 AMSR2、GPM GMI, 以及国家海洋观测站网络和韩国气象局与 NIFS 合成场的水温数据, 空间分辨率 1 km (<https://www.nosc.go.kr/eng/main.do>)。

研究区域内, 真光层深度在 3~10 m 之间变化显著, 且不同区域间差异较大。为更好地评估浮游植物的固碳能力, 将净初级生产力标准化至海水表层^[34], 即单位水体固碳量[固碳强度 P_B , $\text{mgC}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$], 计算公式为:

$$P_B = \frac{PP_{eu}}{Z_{eu}} \quad (5)$$

式中, PP_{eu} 为水柱日净初级生产力 [$\text{mgC}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$], Z_{eu} 为真光层深度(m)。

基于浮游植物光合作用的原理, 浮游植物固碳量等于研究区域面积乘以单位面积吸收 CO_2 的量^[35], 计算公式为:

$$C_{pcs} = PP_{eu} \times A \times T \quad (6)$$

式中, C_{pcs} 为浮游植物固碳量(kgC), PP_{eu} 为水柱日净初级生产力 [$\text{mgC}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$], A 为研究区域面积 (km^2), T 为天数(d)。

为进一步评估海洋牧场生态效应, 本文选取海洋牧场建成前(2011 年 6 月至 2012 年 5 月)的 Chl-a 数据, 采用空间分辨率 500 m 的 GOCI L2 级产品 (<https://kosc.kiost.ac.kr/index.nm?lang=en&contentId=82>), 并与海洋牧场建成后(2023 年 6 月至 2024 年 5 月)的 Chl-a 浓度进行比对分析。所有数据通过 Python 软件进行预处理, 以 GOCI-II 的 Chl-a 数据产品为基准, 进行格式转换、掩膜提取以及重采样, 并最终计算出日平均和月平均值。

1.4 数据处理

采用 R 4.40 软件进行相关性分析, 以检验遥感数据是否可以代表该海域的长期变化趋势。同时, 计算偏差 bias、均方根误差(root mean square error, RMSE)和中位数绝对相对偏差(median absolute relative difference, MARD)等指标, 定量评估原位数据与遥感数据之间的差异, 公式如下:

$$\text{bias} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (X_{\text{sat}} - X_{\text{insitu}}) \quad (7)$$

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (X_{\text{sat}} - X_{\text{insitu}})^2} \quad (8)$$

$$\text{MARD} = 100 \times \text{median} \left[\frac{|X_{\text{sat}} - X_{\text{insitu}}|}{X_{\text{insitu}}} \right] \quad (9)$$

式中, X_{sat} 和 X_{insitu} 分别是遥感数据和原位数据; N 是调查站位的数量。

采用 R 4.40 软件中的“stats”包对数据进行 Kruskal-Wallis 秩检验, 并结合 Dunn.test 包中的 Dunn 法检验 Chl-a 浓度和固碳强度在不同区域和季节之间的显著性差异。采用 mgcv 包中的 gam 函数分析固碳强度与环境因子之间的关系, 计算方差膨胀因子(variance inflation factor, VIF)以检验环境因子间多重共线性, 剔除 $VIF > 10$ 的环境因子。模型拟合前, 将固碳强度进行对数转换, 使其符合正态分布, 并根据 AIC 值选择最优 GAM。

2 结果与分析

2.1 遥感数据和原位数据对比

各站位实测 Chl-a 浓度和 SST 与遥感估算值之间的相关性如图 2 所示。结果显示, 原位数据与遥感数据之间具有较好的一致性, 且相关性显著(Chl-a: $R^2=0.79$, $P<0.001$; SST: $R^2=0.99$, $P<0.001$)。原位数据和遥感数据之间表现出较低的中位数绝对相对差(Chl-a: $\text{MARD}=5.63\%$; SST: $\text{MARD}=10.40\%$)和较小的均方根误差(Chl-a: $\text{RMSE}=0.23 \text{ mg}/\text{m}^3$; SST: $\text{RMSE}=1.05 \text{ }^\circ\text{C}$)。由于近岸河口水域的复杂环境条件, 如较高的水体浑浊度和光学特性变化, 遥感数据和原位数据之间存在一定偏差。整体而言, 原位数据和遥感数据的 Chl-a 浓度及 SST 的变化趋势基本一致, 表明遥感数据可用于分析乳山湾海域的变化趋势。

2.2 Chl-a 浓度的时空分布特征

海洋牧场建成前后, 研究区域的 Chl-a 浓度表现出不同的季节变化特征。建成前, 各区的 Chl-a 浓度年内变化呈现出“W”形结构, 存在 3 个显著高峰(7 月>2 月>10 月), 且夏(6—8 月)、冬季(12—2 月)的 Chl-a 浓度波动尤为剧烈。A 区的 Chl-a 浓度在季节间无显著差异($P>0.05$), 其余各区春季的 Chl-a 浓度显著高于其他季节($P<0.05$);

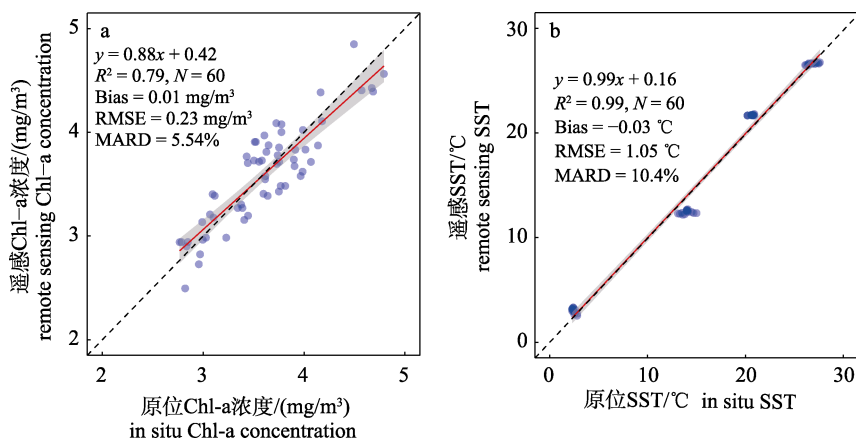


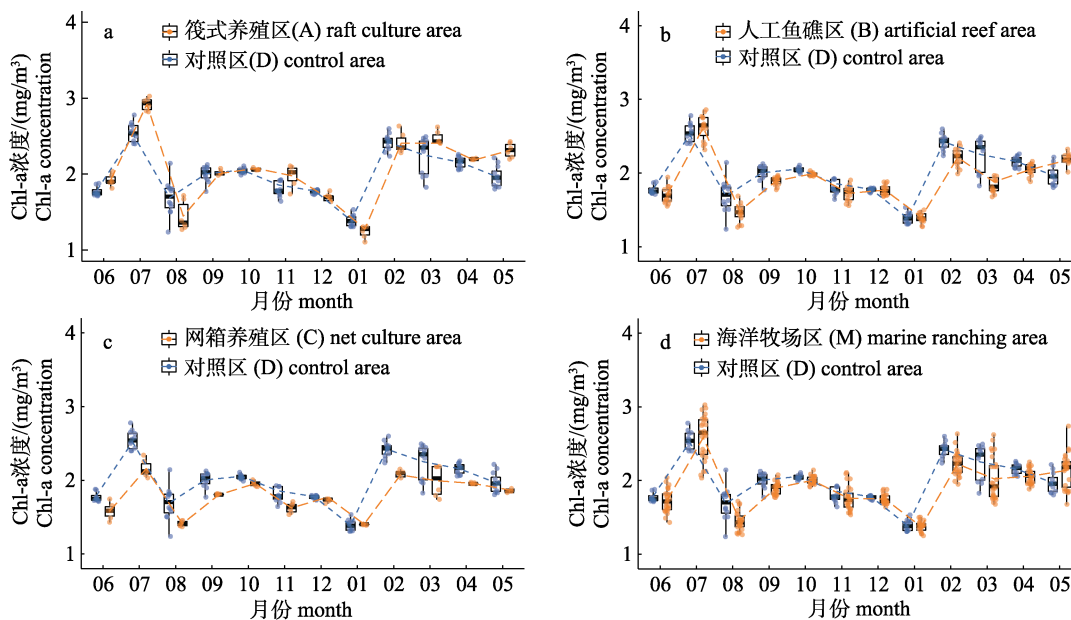
图2 原位数据与遥感数据相关性分析

Fig. 2 Correlation analysis between in situ and remotely sensed data

Chl-a 浓度的季节变化总体呈现: 春季>夏季>秋季>冬季(图 3a~3d)。建成后, 各区的 Chl-a 浓度年内变化呈现出“M”型结构, 第一个高峰出现在夏秋过渡期(8—9 月), 第二个高峰出现在冬春过渡期(1—3 月), 且两个高峰期间的 Chl-a 浓度波动较为平缓。A 区 Chl-a 浓度在夏季与秋季之间($P>0.05$)、冬季与春季之间($P>0.05$)均无显著差异, 但夏秋季整体显著高于冬春季($P<0.05$); C 区的 Chl-a 浓度仅在夏、冬季之间无显著差异($P>0.05$); 而其余各区的 Chl-a 浓度在季节间存在显著差异($P<0.05$); Chl-a 浓度的季节变化总体呈现: 秋季>夏季>冬季>春季(图 3e~3h)。

从空间来看, 建成前, 春季 A 区的 Chl-a 浓度显著高于其余各区($P<0.05$); 秋季, Chl-a 浓度在 A、D 区以及 B、C 区之间均无显著差异($P>0.05$), 但 A、D 区显著高于 B、C 区($P<0.05$); 在夏、冬季, Chl-a 浓度在空间上均无显著差异($P>0.05$)。海洋牧场区的 Chl-a 浓度年平均值为 (1.92 ± 0.36) mg/m^3 , 变幅为 1.11~3.03 mg/m^3 。其中, A、B、C 区的年平均 Chl-a 浓度分别为 (2.05 ± 0.45) 、 (1.91 ± 0.34) 、 (1.80 ± 0.25) mg/m^3 。D 区的 Chl-a 浓度年平均值为 (1.99 ± 0.34) mg/m^3 , 变幅为 1.24~2.78 mg/m^3 。海洋牧场区的 Chl-a 浓度比 D 区低约 3.52%。

建成后, 春、夏、秋季, Chl-a 浓度在空间上



(待续 to be continued)

(续图 3 Fig. 3 continued)

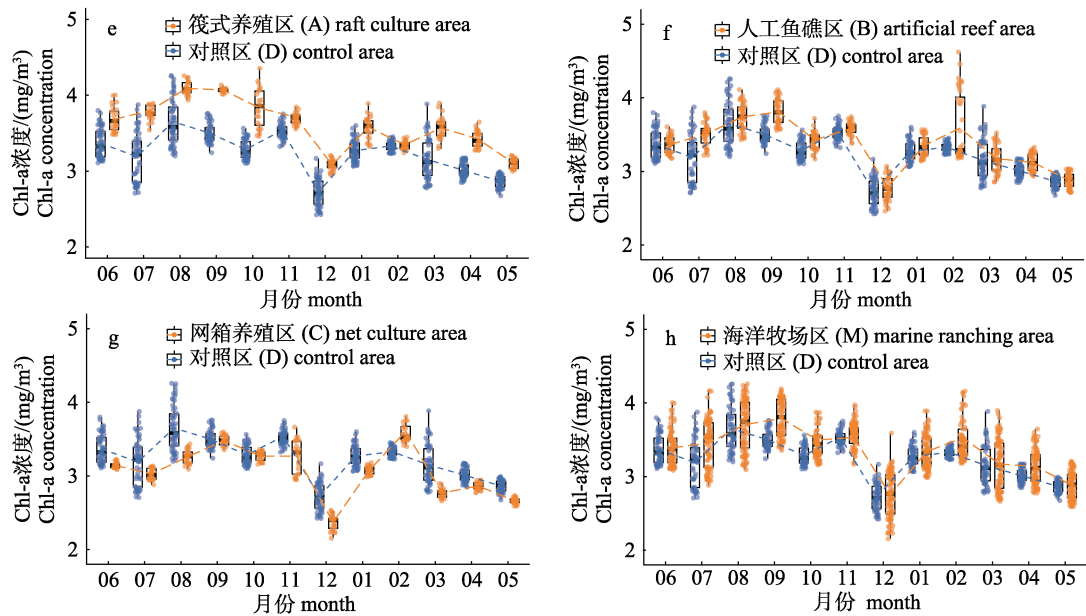


图 3 海洋牧场建成前(a-d)、后(e-h)各区与对照区的 Chl-a 浓度变化趋势对比图
a-d: 2011.06–2012.05; e-h: 2023.06–2024.05.
Fig. 3 Trends in Chl-a concentration in marine ranching sea areas versus the control area before (a) and after (b) the establishment of the marine ranch
a-d: 2011.06–2012.05; e-h: 2023.06–2024.05.

均存在显著差异($P<0.05$); 冬季, A 区的 Chl-a 浓度显著高于其余各区($P<0.05$), 但 D 区与 B、C 区之间均无显著差异($P>0.05$)。海洋牧场区的 Chl-a 浓度年平均值为 $(3.34\pm0.41)\text{ mg/m}^3$, 变幅为 $2.15\sim5.88\text{ mg/m}^3$ 。其中, A、B、C 区的年平均 Chl-a 浓度分别为 (3.61 ± 0.34) 、 (3.37 ± 0.38) 、 $(3.07\pm0.35)\text{ mg/m}^3$ 。D 区的 Chl-a 浓度年平均值为 $(3.24\pm0.32)\text{ mg/m}^3$, 变幅为 $2.42\sim4.26\text{ mg/m}^3$ 。海洋牧场区的 Chl-a 浓度比 D 区高约 3.09%。

根据统计检验结果(表 1), 海洋牧场建成前后,

研究区域的 Chl-a 浓度发生显著变化。建成前, A 区的 Chl-a 浓度与 D 区无显著差异($P>0.05$), 两者均差较小(0.06 mg/m^3); B 区的 Chl-a 浓度略低于 D 区(-0.08 mg/m^3), 两者之间无显著差异($P>0.05$); C 区的 Chl-a 浓度显著低于 D 区($P<0.01$), 且均差较大(-0.19 mg/m^3)。建成后, A、B 区的 Chl-a 浓度均显著高于 D 区($P<0.01$), 其均差分别为 0.37 mg/m^3 和 0.13 mg/m^3 ; C 区的 Chl-a 浓度尽管仍显著低于 D 区($P<0.05$), 但差异有所减小(-0.17 mg/m^3)。

表 1 海洋牧场建成前后各区与对照区 Chl-a 浓度差异的统计检验结果

Tab. 1 Statistical test results of differences in Chl-a concentration between ranch areas and control area before and after the establishment of the marine ranch

时间 time period	响应变量 response variable	自变量 independent variable	自由度 degree of freedom	W 值 W value	均差 mean deviance	效应大小 effect size	P
建成前 pre-establishment (2011.06—2012.05)	Chl-a 浓度 Chl-a concentration	A vs. D	11	55.5	0.06	0.36	0.211
		B vs. D	11	15.5	-0.08	0.53	0.066
		C vs. D	11	1.5	-0.19	0.92	0.001**
建成后 post-establishment (2023.06—2024.05)	Chl-a 浓度 Chl-a concentration	A vs. D	11	78.0	0.37	1.01	0.000**
		B vs. D	11	77.0	0.13	0.95	0.001**
		C vs. D	11	8.5	-0.17	0.72	0.013*

注: A. 筏式养殖区, B. 人工鱼礁区, C. 网箱养殖区, D. 对照区. **: $P<0.01$; *: $P<0.05$.
Notes: A. raft culture area, B. artificial reef area, C. net culture area, D. control area. **: $P<0.01$; *: $P<0.05$.

2.3 浮游植物固碳的时空变化特征

在研究区域内, 固碳强度的年内变化呈现出显著的单峰结构, 分别于夏季(6月)和冬季(12月)达到最大值和最小值(图4)。A、B、C区的固碳强度仅在春、秋季之间无显著差异($P>0.05$), D区的固碳强度在季节间存在显著差异($P<0.05$)。总体呈现: D区为夏季>秋季>春季>冬季, A、B、C区为夏季>春季>秋季>冬季。

空间分布上, 固碳强度在空间上存在显著差异($P<0.05$), 但各季度的空间分布特征有所不同。春、冬季, 固碳强度仅在B、D区之间无显著差异($P>0.05$); 秋季, 固碳强度仅在C、D区之间无显著差异($P>0.05$); 夏季, 固碳强度在空间上存在显著差异($P>0.05$)。海洋牧场区的固碳强度年平均值为(58.76 ± 17.21) $\text{mgC}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$, 变幅为 26.49~104.23 $\text{mgC}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。其中, A、B、C区的固碳强度年平均值分别为(63.19 ± 18.53)、(58.97 ± 16.78)、(54.00 ± 15.21) $\text{mgC}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。D区的固碳强度年平均值为(56.85 ± 16.28) $\text{mgC}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$, 变幅为 29.12~95.00 $\text{mgC}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 。海洋牧场区的固碳强度比D区

高约 3.36%(表2)。

A、B、C区固碳量的年内变化展现出与固碳强度相似的趋势, 如图5所示。整体来看, 夏季(6—8月)的固碳量显著高于其他季节($P>0.05$)。总体呈现: 夏季>春季>秋季>冬季。其中, 6月达到最高值, 为 2.31×10^5 kgC ; 2月达到最低值, 仅为 0.77×10^5 kgC 。在空间上, C区的固碳量贡献最大, 其次是B区和A区。海洋牧场区的年总固碳量为 1.85×10^6 kgC , 其中A、B、C区分别为 3.91×10^5 、 9.37×10^5 、 5.21×10^5 kgC (表2)。

2.4 固碳强度与环境因子的关系

通过筛选方差膨胀因子 $\text{VIF}>10$ 共确定了10个环境因子作为解释变量(表3), 分别为纬度(Lat)、盐度(S)、pH、溶解氧(DO)、硝酸盐(NO_3^- -N)、亚硝酸盐(NO_2^- -N)、氨氮(NH_4^+ -N)、活性磷酸盐(PO_4^{3-} -P)、硅酸盐(SiO_3^- -Si)和悬浮物浓度(SS)。GAM模型将固碳强度作为响应变量, 拟合多环境因子与固碳强度之间的关系, 模型平滑回归项采用薄板样条函数(thin plate splines)。模型残差Q-Q图和Shapiro-Wilk检验证明模型残差符合正

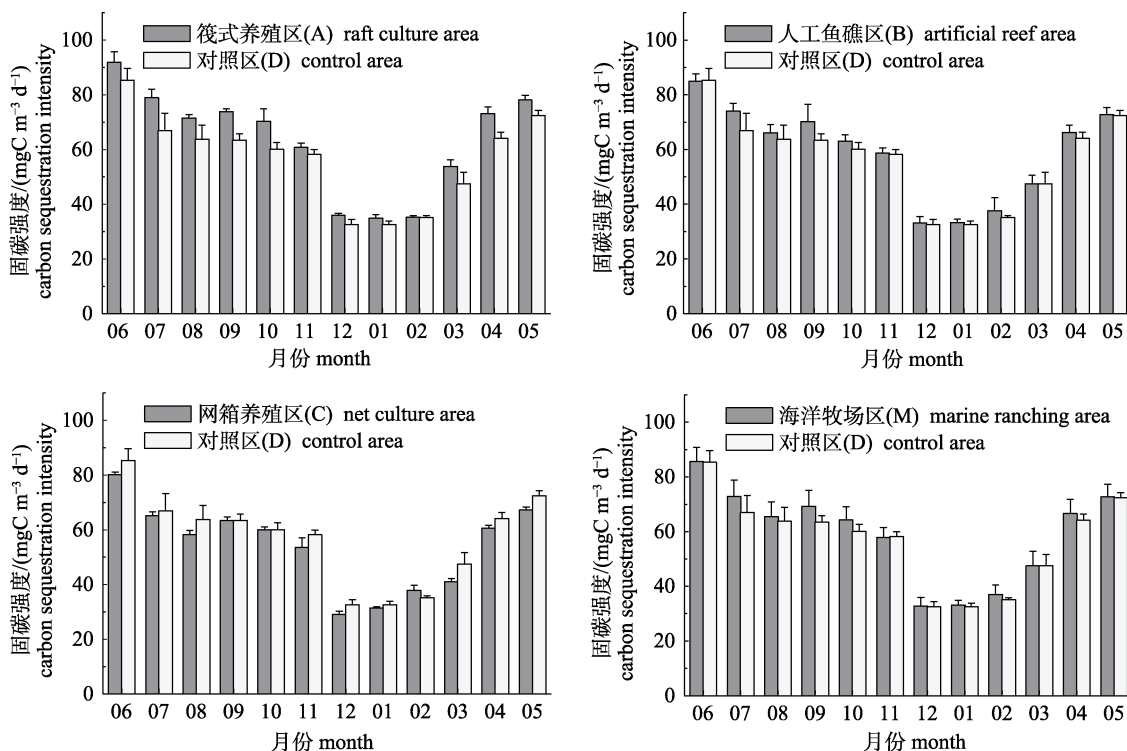


图4 海洋牧场各区与对照区的固碳强度变化趋势对比图

Fig. 4 Trend of carbon sequestration intensity in each marine ranching sea area versus the control area

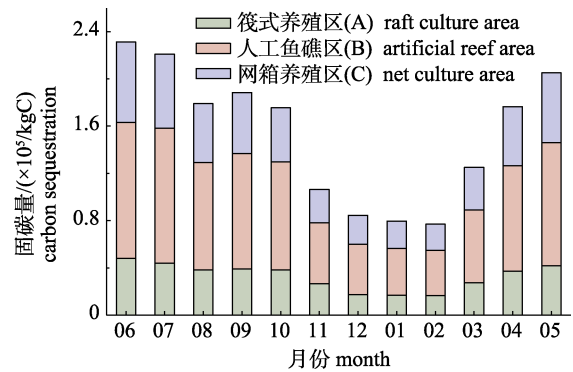


图 5 海洋牧场各区的固碳量变化趋势图
Fig. 5 Trends in carbon sequestration by areas of the marine ranch

态分布(图 7, $W=0.98$, $P=0.26$)。

最优 GAM 模型的调整判定系数 R^2 为 0.965, 方差解释率为 97.5%, AIC 值为-236.78, 表明模型具有较高拟合度和质量。模型结果显示(表 4), 溶解氧、盐度、硅酸盐和 pH 在 $P<0.001$ 水平上对固碳强度有显著影响; 纬度在 $P<0.05$ 水平上对固碳强度有显著影响; 硝酸盐、亚硝酸盐、氨氮、活性磷酸盐和悬浮物浓度未通过显著检验($P>0.05$)。

对具有高度显著性($P<0.05$)的环境因子绘制平滑函数, 以展示环境因子对固碳强度的影响(图 6)。结果显示, 硅酸盐和 pH 的自由度大于 1, 表明与

表 2 海洋牧场各区及对照区的固碳强度/固碳量
Tab. 2 Carbon sequestration intensity/carbon sequestration amount in different areas of the marine ranch and the control area

季节 season	区域-固碳强度[$\text{mgC}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$]/固碳量(kgC) region-carbon sequestration intensity/carbon sequestration amount				
	筏式养殖区(A) raft culture area	人工鱼礁区(B) artificial reef area	网箱养殖区(C) net culture area	海洋牧场区(M) marine ranching area	对照区(D) control area
夏季 summer	$80.73\pm 8.00/1.30\times 10^5$	$75.03\pm 8.29/3.20\times 10^5$	$67.88\pm 9.32/1.81\times 10^5$	$74.63\pm 9.99/6.31\times 10^5$	$72.03\pm 10.88/-$
秋季 autumn	$68.29\pm 6.25/1.04\times 10^5$	$63.98\pm 6.22/2.41\times 10^5$	$59.00\pm 4.66/1.26\times 10^5$	$63.79\pm 6.77/4.70\times 10^5$	$60.58\pm 3.12/-$
冬季 winter	$35.37\pm 1.02/0.51\times 10^5$	$34.71\pm 3.71/1.21\times 10^5$	$32.76\pm 3.94/0.70\times 10^5$	$34.35\pm 3.42/2.41\times 10^5$	$33.45\pm 1.83/-$
春季 spring	$68.38\pm 10.78/1.06\times 10^5$	$62.16\pm 11.11/2.55\times 10^5$	$56.35\pm 11.26/1.45\times 10^5$	$62.27\pm 11.90/5.07\times 10^5$	$61.38\pm 10.80/-$
全年 year	$63.19\pm 18.53/3.91\times 10^5$	$58.97\pm 16.78/9.37\times 10^5$	$54.00\pm 15.21/5.21\times 10^5$	$58.76\pm 17.21/1.85\times 10^6$	$56.85\pm 16.28/-$

表 3 环境因子的方差膨胀因子多重共线性检验结果
Tab. 3 Results of variance inflation factor multiple covariance test for environmental factors

环境因子 univariate	纬度 latitude	溶解氧 dissolved oxygen	盐度 salinity	pH	硝酸盐 nitrate	亚硝酸盐 nitrite	氨氮 ammonia nitrogen	活性磷酸盐 active phosphate	硅酸盐 silicate	悬浮物浓度 suspended sediment content
方差膨胀因子 variance inflation factor	1.69	4.03	9.17	2.25	4.55	6.80	4.76	3.56	3.65	1.43

表 4 GAM 模型假设检验结果
Tab. 4 Hypothesis test results of the GAM model

环境因子 univariate	估计自由度 estimated degree of freedom	参考自由度 reference degree of freedom	F	P	方差解释率(%) deviance explained	调整判定系数(R^2) adjusted R^2
s(Lat)	1.000	1.000	4.952	0.0314*		
s(DO)	1.000	1.000	28.31	4.05×10^{-6} ***		
s(S)	1.000	1.000	42.63	$<2\times 10^{-16}$ ***		
s(pH)	4.475	5.341	39.06	$<2\times 10^{-16}$ ***		
s(NO_3^- -N)	1.000	1.000	0.100	0.7538	97.5	0.965
s(NO_2^- -N)	1.000	1.000	0.831	0.8310		
s(NH_4^+ -N)	1.000	1.000	0.043	0.8362		
s(PO_4^{3-} -P)	1.000	1.000	1.857	0.1801		
s(SiO_3 -Si)	2.877	2.976	8.953	8.84×10^{-5} ***		
s(SS)	1.659	2.069	0.102	0.9250		

注: *表示 $P<0.05$; ***表示 $P<0.001$ 。
Notes: *means $P<0.05$; ***means $P<0.001$.

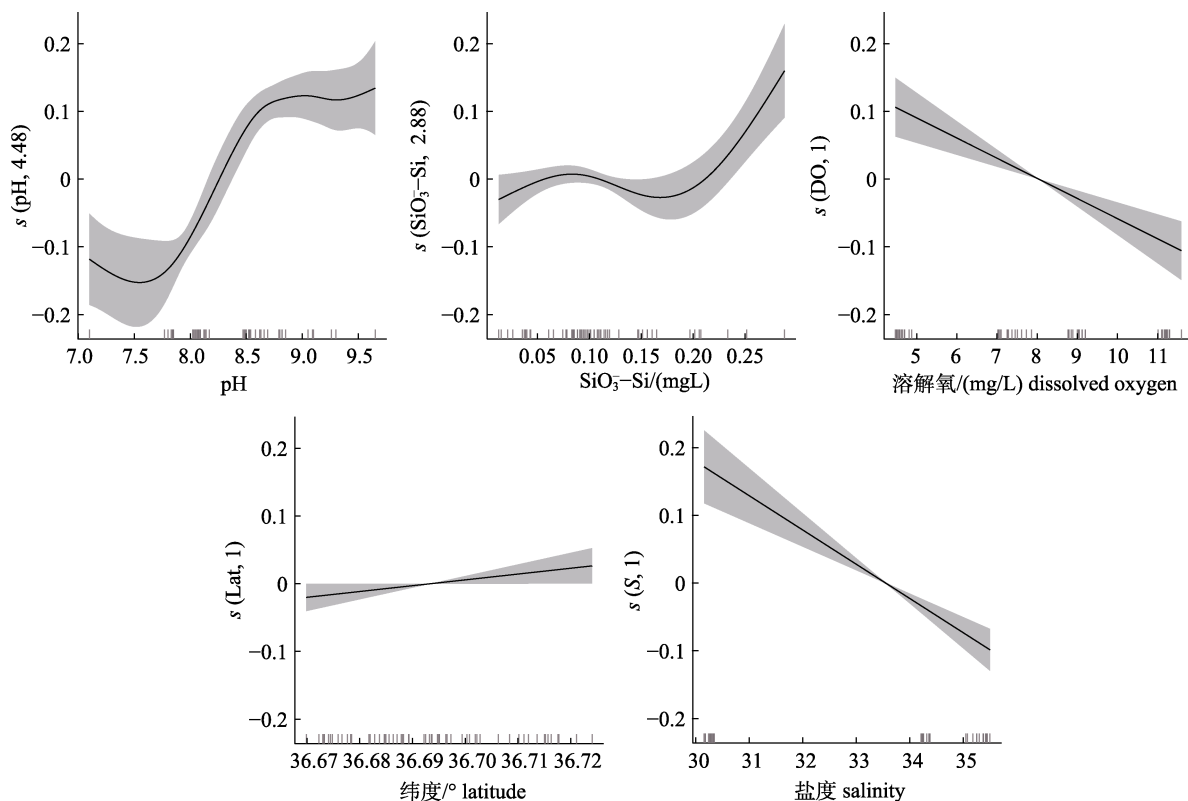


图 6 环境因子对固碳强度的影响

仅展示具有显著性($P < 0.05$)的环境因子。

Fig. 6 Effect of environmental factors on carbon sequestration intensity
Only significant ($P < 0.05$) environment variables are shown.

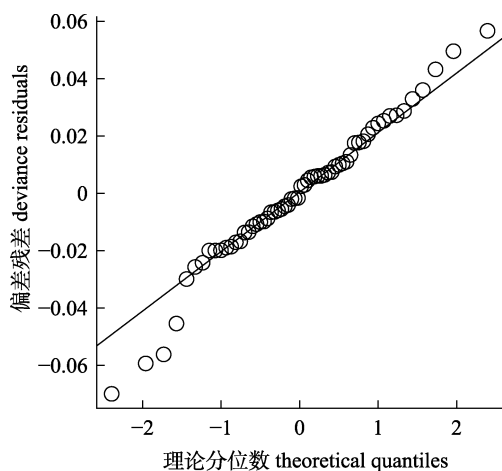


图 7 固碳强度 GAM 模型的残差 Q-Q 图

Fig. 7 Q-Q plot of residuals of the GAM model for
carbon sequestration intensity

固碳强度之间存在非线性关系, 纬度、溶解氧和盐度的自由度等于 1, 表明与固碳强度之间存在线性关系。其中, pH 在低于 7.5 时对固碳强度有显著的负效应, pH 在 7.5~9.0 之间时, 其固碳强度

效应与 pH 呈正相关, 当 pH 高于 9.0 时, 其固碳强度无明显变化。硅酸盐浓度在低于 0.15 mg/L 时, 其固碳强度呈现先增大后减小的变化趋势, 当硅酸盐浓度高于 0.15 mg/L 时, 对固碳强度有显著的正效应。溶解氧浓度与固碳强度效应呈负相关, 随着溶解氧浓度增加, 固碳强度呈线性减小趋势, 盐度存在相似变动趋势。纬度在 36.67°N~36.72°N 之间时, 对固碳强度有较明显的正效应, 随着纬度增加, 固碳强度呈现缓慢增加的变化趋势。

3 讨论

3.1 Chl-a 浓度时空变化分析

Chl-a 浓度的季节变化及空间分布分析结果表明, 海洋牧场的建成显著影响了所在海域的 Chl-a 浓度, 特别是在空间分布方面。相关研究表明^[36-37], 乳山湾近海的 Chl-a 浓度从近岸向远海逐渐降低。河流和径流输入大量营养物质, 促进

近岸浮游植物生长,因此 Chl-a 浓度较高^[38]。随着离岸距离增加,营养物质减少,浮游植物生长受限,Chl-a 浓度也随之降低^[39]。本研究结果与此一致,建成前后,Chl-a 浓度均呈现出由近岸向远海递减的梯度变化。然而,建成后,Chl-a 浓度的梯度变化相比建成前更加显著,且整体 Chl-a 浓度水平显著升高。具体而言,筏式养殖区和人工鱼礁区的 Chl-a 浓度显著高于对照区,而网箱养殖区的 Chl-a 浓度虽然仍显著低于对照区,但两者之间的差异有所减小。这些结果表明,海洋牧场的建设在不同区域对营养物质的积累和浮游植物的生长产生了不同程度的影响,尤其在筏式养殖区和人工鱼礁区表现出显著的促进作用。此外与本研究不同,Zhai 等^[40]对黄海的研究发现,2011 至 2019 年间,由于降雨量减少和营养物质输入不足,尤其是近海区域,Chl-a 浓度逐年下降。这种差异可能有两个方面的原因:一方面,研究区域的海水养殖活动增加了营养盐的释放,显著提升水体中的氮、磷浓度,从而促进浮游植物的生长^[41-43];另一方面,海洋牧场的人工鱼礁和养殖设施通过改变水动力条件、增强水体的垂直混合,将富营养的深层海水带到真光层,这种效应可能随着时间逐渐加强,进而显著促进浮游植物的生长^[44-47]。

海洋牧场建成前,研究区域的季节变化与近岸河口区域,如胶州湾^[48]和舟山群岛近岸海域^[49]的季节变化特征相似,全年春季>夏季>秋季>冬季。同时,季节内存在明显波动,且夏季变化尤为剧烈,这与臧家业等^[50]的研究结果一致,表明建设前浮游植物生长受到温度、光照等环境波动的显著影响。建成后,Chl-a 浓度的年内变化趋势较建设前更加平稳,全年秋季>夏季>冬季>春季。这与张欣泉等^[36]研究结果存在差异,可能与采样范围和海域条件的不同有关。

3.2 浮游植物固碳时空变化分析

海洋牧场建成后,固碳强度在季节和空间上均发生显著变化。固碳强度呈现出夏季高峰和冬季低谷的季节变化趋势,这表明夏季适宜的温度和光照条件显著促进浮游植物的光合作用,从而

提升固碳能力,而冬季由于低温和光照不足,则会抑制固碳过程^[51]。固碳强度的年内变化波动幅度较大,夏季显著高于其他季节;而 Chl-a 浓度年内变化波动幅度较小,存在夏秋过渡期和冬春过渡期两个高峰,且两者在季节内的变化趋势较平缓。这主要是因为固碳强度直接受到浮游植物光合作用效率的影响^[52],而 Chl-a 浓度主要反映浮游植物的密度和生物量^[53]。在空间分布上,各区的固碳强度差异显著,全年筏式养殖区>人工鱼礁区>对照区>网箱养殖区,这与 Chl-a 浓度空间分布一致。同样,固碳量的年内变化趋势与固碳强度相似,夏季的固碳量显著高于其他季节。然而,筏式养殖区和人工鱼礁区的固碳量相对较低,其主要是由海洋牧场各海区面积以及真光层深度差异所致。

3.3 环境因子对固碳强度的影响

最优 GAM 模型结果表明,固碳强度的变化受到 pH、硅酸盐、溶解氧、盐度和纬度的显著影响。相关研究表明^[54-55],pH 主要从两个方面影响浮游植物的固碳能力,一是影响不同形态无机碳的转换以及碳酸盐平衡,进而影响浮游植物生长所需的碳源;二是浮游植物的光合作用会改变海水的酸碱度,从而影响浮游植物群落结构和生长状况。渤海海域^[56]和山东近岸海域^[57]的研究显示,pH 与 Chl-a 浓度存在显著正相关,乳山湾区域的高 pH 值对应高的 Chl-a 浓度,这进一步验证了 GAM 模型与实际情况的一致性。硅酸盐作为硅藻生长的关键营养物质,对固碳强度具有重要影响。张欣泉等^[36]的研究发现,硅藻为乳山湾海域浮游植物的主要类群,其生长受硅酸盐浓度的直接限制。随着硅酸盐浓度的增加,尤其是当浓度超过 0.15 mg/L,固碳强度呈显著增加趋势。海洋牧场内的人工鱼礁和养殖设施通过水动力作用^[44-47],提升海水上层硅酸盐浓度,促进硅藻的生长和繁殖,进而增强海域的固碳强度。然而,随着溶解氧和盐度的增加,固碳强度显著下降。相关研究表明^[57-59],当 Chl-a 浓度较低时,与溶解氧呈负相关,这与固碳强度随溶解氧变化的趋势一致,其原因可能与水体交换能力的提升和有机污染物的增加

有关。此外,乳山湾海域浮游植物主要由硅藻(中肋骨条藻)和甲藻(夜光藻)组成,其最适盐度在20~30之间^[36,60-61]。当盐度>30时,较高的盐度可能抑制浮游植物的生长,从而导致固碳强度降低^[59]。邵海燕等^[62]在长江河口的研究也发现,秋季浮游植物丰度与盐度呈负相关。在空间上,GAM模型与实际情况相符,随着纬度的增加,固碳强度缓慢上升,表现为近岸高、离岸低的分布特征,表明近岸海域在固碳过程中的重要作用。

研究表明,海洋牧场的建设显著提升了所在海域的Chl-a浓度和浮游植物的固碳能力,显示出其在增强碳汇能力方面的巨大潜力。然而,研究仍存在一定局限性。首先,GAM模型样本量较小,可能影响模型准确性,未来需扩充样本量进行校准和验证。其次,环境因子间的协同效应尚未充分解析,未来需借助多因子实验或更精细的模型分析其交互作用。此外,遥感数据的空间分辨率可能无法准确捕捉小尺度生态过程的变化,未来可运用机器学习等技术提高数据精度。最后,未来需更多的年际数据,分析海洋牧场的长期变化趋势及其对碳汇功能的持续性影响,以便更好地预测海洋牧场的变化趋势。

4 结论

原位数据与遥感数据的Chl-a浓度($R^2=0.79$, $P<0.001$)和SST($R^2=0.99$, $P<0.001$)相关性显著且一致,表明VGPM模型得到的NPP时间序列产品,可用于评估海洋牧场浮游植物固碳的变化趋势。

海洋牧场建成后,Chl-a浓度为“M”型双峰结构(秋季>夏季>冬季>春季)。空间上,海洋牧场区的Chl-a浓度年平均值为 (3.34 ± 0.41) mg/m³,变幅为2.15~5.88 mg/m³(筏式养殖区>人工鱼礁区>对照区>网箱养殖区),海洋牧场整体水平显著高于建设前及对照区。

海洋牧场建成后,固碳强度为显著单峰结构(夏季>春季>秋季>冬季)。空间上,海洋牧场区的固碳强度年平均值为 (58.76 ± 17.21) mgC/(m³·d),变幅为26.49~104.23 mgC/(m³·d)(筏式养殖区>人工鱼礁区>对照区>网箱养殖区)。海洋牧场区的年总固碳量为 1.85×10^6 kgC,其季节和空间具有与

固碳强度相似的变化。

GAM模型显示,pH、硅酸盐、溶解氧和盐度对固碳强度均为极显著影响($P<0.001$),纬度为显著影响($P<0.05$)。pH和硅酸盐对固碳强度有非线性影响,溶解氧和盐度呈负相关,纬度呈正相关。

参考文献:

- [1] Friedlingstein P, O'Sullivan M, Jones M W, et al. Global carbon budget 2020[J]. Earth System Science Data, 2020, 12(4): 3269-3340.
- [2] Li W, Gao K S, Beardall J. Interactive effects of ocean acidification and nitrogen-limitation on the diatom *Phaeodactylum tricornutum*[J]. PLoS One, 2012, 7(12): e51590.
- [3] Häder D P, Villafañe V E, Walter Helbling E. Productivity of aquatic primary producers under global climate change[J]. Photochemical & Photobiological Sciences, 2014, 13(10): 1370-1392.
- [4] Field C B, Behrenfeld M J, Randerson J T, et al. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components[J]. Science, 1998, 281(5374): 237-240.
- [5] Dai M H, Su J Z, Zhao Y Y, et al. Carbon fluxes in the coastal ocean: Synthesis, boundary processes, and future trends [J]. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 2022, 50(1): 593-626.
- [6] Jiao N Z, Tang K, Cai H Y, et al. Increasing the microbial carbon sink in the sea by reducing chemical fertilization on the land[J]. Nature Reviews Microbiology, 2011, 9(1): 75.
- [7] Jiao N Z, Liu J H, Jiao F L, et al. Microbes mediated comprehensive carbon sequestration for negative emissions in the ocean[J]. National Science Review, 2020, 7(12): 1858-1860.
- [8] Pan Y W, Fan W, Zhang D H, et al. Research progress in artificial upwelling and its potential environmental effects[J]. Science China Earth Sciences, 2016, 59(2): 236-248.
- [9] Pörtner H O, Roberts D C, Masson-Delmotte V. The ocean and cryosphere in a changing climate: Special report of the intergovernmental panel on climate change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2022.
- [10] Tang Q S, Jiang Z J, Mao Y Z. Clarification on the definitions and its relevant issues of fisheries carbon sink and carbon sink fisheries[J]. Progress in Fishery Sciences, 2022, 43(5): 1-7. [唐启升, 蒋增杰, 毛玉泽. 渔业碳汇与碳汇渔业定义及其相关问题的辨析[J]. 渔业科学进展, 2022, 43(5): 1-7.]
- [11] Jiang Z J, Li J Q, Qiao X D, et al. The budget of dissolved inorganic carbon in the shellfish and seaweed integrated mariculture area of Sanggou Bay, Shandong, China[J]. Aquaculture, 2015, 446: 167-174.

- [12] Mahmood T, Fang J G, Jiang Z J, et al. Seasonal distribution, sources and sink of dissolved organic carbon in integrated aquaculture system in coastal waters[J]. *Aquaculture International*, 2017, 25(1): 71-85.
- [13] Ding D W, Suo A N. On the theoretical paradigm of marine artificial ecosystem[J]. *Chinese Journal of Marine Environmental Science*, 2021, 40(5): 653-658. [丁德文, 索安宁. 关于海洋人工生态系统理论范式的思考[J]. *海洋环境科学*, 2021, 40(5): 653-658.]
- [14] Ding D W, Suo A N. Theoretical thinking of artificial ecosystem for modern marine ranching[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2022, 37(9): 1335-1346. [丁德文, 索安宁. 现代海洋牧场建设的人工生态系统理论思考[J]. *中国科学院院刊*, 2022, 37(9): 1335-1346.]
- [15] Qin M, Sun M X. Effects of marine ranching policies on the ecological efficiency of marine ranching—Based on 25 marine ranching in Shandong Province[J]. *Marine Policy*, 2021, 134: 104788.
- [16] Wang Y F, Hu Q W, Yu J, et al. Effect assessment of fishery resources proliferation in Zhelin Bay marine ranching in eastern Guangdong[J]. *South China Fisheries Science*, 2019, 15(2): 12-19. [王言丰, 胡启伟, 余景, 等. 粤东柘林湾海洋牧场渔业资源增殖效果评估[J]. *南方水产科学*, 2019, 15(2): 12-19.]
- [17] Li C H, Jia X P, Qi Z H, et al. Effect evaluation of a low-carbon fisheries production by marine ranching in Daya Bay[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(11): 2346-2352. [李纯厚, 贾晓平, 齐占会, 等. 大亚湾海洋牧场低碳渔业生产效果评价[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(11): 2346-2352.]
- [18] Cui C. Preliminary study on carbon sink function of artificial reef area in Xiangyun Bay Marine Ranching[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2021. [崔晨. 祥云湾海洋牧场人工鱼礁区碳汇功能初步研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2021.]
- [19] Ma H, Qin C X, Chen P M, et al. Study of biomass carbon storage in Zhelin Bay marine ranch of South China Sea[J]. *South China Fisheries Science*, 2017, 13(6): 56-64. [马欢, 秦传新, 陈丕茂, 等. 南海柘林湾海洋牧场生物碳储量研究[J]. *南方水产科学*, 2017, 13(6): 56-64.]
- [20] Li Z P, Chen Y, Wang G, et al. Ecological carrying capacity and carbon sequestration potential of bivalve shellfish in marine ranching: A case study in Bohai Bay, China[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10: 1174235.
- [21] Li J, Guan C T, Gong P H, et al. Preliminary analysis of carbon sink mechanism and potential of artificial reef ecosystem[J]. *Progress in Fishery Sciences*, 2013, 34(1): 65-69. [李娇, 关长涛, 公丕海, 等. 人工鱼礁生态系统碳汇机理及潜能分析[J]. *渔业科学进展*, 2013, 34(1): 65-69.]
- [22] Shu A P, Zhang Z R, Wang L, et al. Effects of typical artificial reefs on hydrodynamic characteristics and carbon sequestration potential in the offshore of Juehua Island, Bohai Sea[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 979930.
- [23] Deng Y B, Zhang Y L, Li D P. Progress and prospect of remote sensing on phytoplankton primary productivity estimation[J]. *Remote Sensing Information*, 2017, 32(3): 1-9. [邓瑜兵, 张运林, 李德平. 浮游植物初级生产力的遥感研究综述[J]. *遥感信息*, 2017, 32(3): 1-9.]
- [24] Yezhova Y, Capelle D, Stainton M, et al. Carbon fixation by the phytoplankton community across Lake Winnipeg[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2021, 47(3): 703-714.
- [25] Yang X G. Chlorophyll and primary productivity estimation based on remote sensing in Yellow Sea[D]. Qingdao: Chinese Academy of Sciences (Institute of Oceanology), 2013. [杨曦光. 黄海叶绿素及初级生产力的遥感估算[D]. 青岛: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2013.]
- [26] Xu W L, Wang G F, Jiang L, et al. Spatiotemporal variability of surface phytoplankton carbon and carbon-to-chlorophyll a ratio in the South China Sea based on satellite data[J]. *Remote Sensing*, 2021, 13(1): 30.
- [27] Wang Z W, Yao L J, Yu J, et al. Evaluation of the ecological carrying capacity of Wailingding marine ranching in Zhuhai, China by high-resolution remote sensing[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2024, 11: 1354407.
- [28] Wang Y F, Yu J, Chen P M. Remote sensing assessment of ecological effects of marine ranching in the eastern Guangdong waters, China[J]. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 2018, 6(12): 101-113.
- [29] Yan G H, Yin X Y, Wang X, et al. Analysis based on GAM model for the relationship between chlorophyll a concentration and environmental factors in Dongting Lake[J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(1): 313-322. [严广寒, 殷雪妍, 汪星, 等. 基于GAM模型的洞庭湖叶绿素a浓度与环境因子相关性分析[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(1): 313-322.]
- [30] Behrenfeld M J, Falkowski P G. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration[J]. *Limnology and Oceanography*, 1997, 42(1): 1-20.
- [31] Joo H, Park J W, Son S, et al. Long-term annual primary production in the Ulleung Basin as a biological hot spot in the East/Japan Sea[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2014, 119(5): 3002-3011.
- [32] Noh J H, Lee Y, Korea Ocean Satellite Center of KIOST,

- Busan, Republic of Korea. Primary_Production[Z]. Nation Ocean Satellite Center (NOSC), 2022.
- [33] Kameda T, Ishizaka J. Size-fractionated primary production estimated by a two-phytoplankton community model applicable to ocean color remote sensing[J]. *Journal of Oceanography*, 2005, 61(4): 663-672.
- [34] Zhang H B, Pei S F, Zhu Y X, et al. Study on the distribution characteristic of primary productivity and its controlling factors in Bohai Bay in the early summer[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(17): 6416-6424. [张海波, 裴绍峰, 祝雅轩, 等. 初夏渤海湾初级生产力分布特征及影响因素[J]. *生态学报*, 2019, 39(17): 6416-6424.]
- [35] Zhao S H, Ye Y H, Luo F, et al. Preliminary study on carbon sequestration accounting in Shenzhen offshore area[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 42(S2): 140-147. [赵述华, 叶有华, 罗飞, 等. 深圳近岸海域固碳量核算初步研究[J]. *环境科学与技术*, 2019, 42(S2): 140-147.]
- [36] Zhang X Q, Yang F X, Zhang L J. A study on ecological characteristics of phytoplankton in different seasons in Rushan Bay and its adjacent waters[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2021, 51(7): 46-56. [张欣泉, 杨福霞, 张龙军. 乳山湾及其邻近海域不同季节浮游植物生态学特征研究[J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2021, 51(7): 46-56.]
- [37] Chen A H, Li Q, Dong Y C, et al. Seasonal distribution and influence factors of chlorophyll-a contents in eastern Rushan Sea area[J]. *Chinese Journal of Fisheries*, 2024, 37(5): 87-94. [陈爱华, 李强, 董义超, 等. 乳山东部海域叶绿素 a 含量的季节分布特征及影响因素[J]. *水产学杂志*, 2024, 37(5): 87-94.]
- [38] van Meerssche E, Pinckney J L. Nutrient loading impacts on estuarine phytoplankton size and community composition: Community-based indicators of eutrophication[J]. *Estuaries and Coasts*, 2019, 42(2): 504-512.
- [39] Siswanto E, Sarker M L R, Peter B N. Spatial variability of nutrient sources determining phytoplankton chlorophyll-a concentrations in the Bay of Bengal[J]. *APN Science Bulletin*, 2022, 12(1): 66-74.
- [40] Zhai F G, Liu Z Z, Gu Y Z, et al. Satellite-observed interannual variations in sea surface chlorophyll-a concentration in the Yellow Sea over the past two decades[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2023, 128(4): e2022JC019528.
- [41] Li H M, Li X M, Li Q, et al. Environmental response to long-term mariculture activities in the Weihai coastal area, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 601: 22-31.
- [42] Zang J Y, Zhao C Y, Liu J, et al. Distribution and budget of nitrogen and phosphorus in the coastal area of Rushan Bay[J]. *Haiyang Xuebao*, 2019, 41(12): 26-38. [臧家业, 赵晨英, 刘军, 等. 乳山湾外邻近海域氮和磷的分布与收支过程研究[J]. *海洋学报*, 2019, 41(12): 26-38.]
- [43] Hoang T M H, Te M S, Hieu Duong V, et al. Relationship between water quality and phytoplankton distribution of aquaculture areas in a tropical lagoon[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2024, 196(11): 1099.
- [44] Plew D R, Spigel R H, Stevens C L, et al. Stratified flow interactions with a suspended canopy[J]. *Environmental Fluid Mechanics*, 2006, 6(6): 519-539.
- [45] Zhang Z H, Huang H J, Liu Y X, et al. Effects of suspended culture of the seaweed *Laminaria japonica* aresch on the flow structure and suspended sediment transport[J]. *Advances in Marine Science*, 2016, 34(1): 37-49. [张泽华, 黄海军, 刘艳霞, 等. 浅海筏式养殖对周边海域潮流和悬浮体特征影响研究[J]. *海洋科学进展*, 2016, 34(1): 37-49.]
- [46] Xu T J, Tang M F, Dong G H. Analysis of the influence of fish behavior on the hydrodynamics of net cage[M]. London: InTechOpen, 2018.
- [47] Hou S Y, Duan W Y, Zhang K X, et al. CFD-based analysis of the flow field in aquaculture net cages[C]// *Proceedings of the 32nd International Ocean and Polar Engineering Conference*. Cupertino: ISOPE, 2022: 470-476.
- [48] Wu M, Zhao Y F, Sun L E, et al. Remote sensing of spatial-temporal variation of chlorophyll-a in the Jiaozhou bay using 32 years Landsat data[J]. *Journal of Coastal Research*, 2020, 102(SI): 271-279.
- [49] Cai L N, Tang R, Yan X J, et al. The spatial-temporal consistency of chlorophyll-a and fishery resources in the water of the Zhoushan archipelago revealed by high resolution remote sensing[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2022, 9: 1022375.
- [50] Zang J Y, Zhao C Y, Liu J, et al. Characteristics and benthic processes of organic carbon in the adjacent area of Rushan Bay[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(3): 1089-1102. [臧家业, 赵晨英, 刘军, 等. 乳山湾邻近海域有机碳的分布与底界面过程[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(3): 1089-1102.]
- [51] Wu Y M, Zhu H P, Dang X Y, et al. Spatial-temporal change of phytoplankton biomass in the East China Sea with MODIS data[J]. *Journal of Ocean University of China*, 2021, 20(2): 454-462.
- [52] Falkowski P G. The role of phytoplankton photosynthesis in global biogeochemical cycles[J]. *Photosynthesis Research*, 1994, 39(3): 235-258.
- [53] McCluskey E, Brewin R J W, Vanhellefont Q, et al. On the seasonal dynamics of phytoplankton chlorophyll-a concen-

- tration in nearshore and offshore waters of Plymouth, in the English channel: Enlisting the help of a surfer[J]. *Oceans*, 2022, 3(2): 125-146.
- [54] Ma T L, Wan Y, Wu P J, et al. Effects of environmental factors on phytoplankton growth and community structure[J]. *Advances in Environmental Protection*, 2024, 14(3): 459-466. [马腾龙, 万亿, 吴萍娟, 等. 环境因素对浮游植物生长及群落结构的影响[J]. *环境保护前沿*, 2024, 14(3): 459-466.]
- [55] Li Z L, Jiang H C, Zhang J, et al. Distributions and influencing factors of pH in Shandong coastal area in summer[J]. *Marine Environmental Science*, 2023, 42(2): 193-199. [李志林, 姜会超, 张娟, 等. 山东近岸海域夏季 pH 分布特征及影响因素分析[J]. *海洋环境科学*, 2023, 42(2): 193-199.]
- [56] Wang Q L, Xu Y, Zeng R, et al. Spatial and temporal characteristics and trend of pH in the Bohai Sea[J]. *Haiyang Xuebao*, 2020, 42(12): 101-109. [王秋璐, 许艳, 曾容, 等. 渤海海水 pH 时空分布特征与趋势分析[J]. *海洋学报*, 2020, 42(12): 101-109.]
- [57] Zang C J, Huang S L, Wu M, et al. Comparison of relationships between pH, dissolved oxygen and chlorophyll a for aquaculture and non-aquaculture waters[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2011, 219(1-4): 157-174.
- [58] Wu W, Liu J, Bouwman A F, et al. Exploring oxygen dynamics and depletion in an intensive bivalve production area in the coastal sea off Rushan Bay, China[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2020, 649: 53-65.
- [59] Tunca H, Ongun Sevindik T, Ergül H A, et al. The effects of salinity on phytoplankton community structure in the 6 lagoons of the Marmara Basin (Türkiye)[J]. *Biologia*, 2024, 79(5): 1251-1266.
- [60] Santos Orizar I D, Lewandowska A M. Intraspecific trait variability of a diatom and a dinoflagellate along a salinity gradient[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2022, 9: 880309.
- [61] Chen B Z, Wang Z L, Zhu M Y, et al. Effects of temperature and salinity on growth of *Prorocentrum dentatum* and comparisons between growths of *Prorocentrum dentatum* and *Skeletonema costatum*[J]. *Advances in Marine Science*, 2005, 23(1): 60-64. [陈炳章, 王宗灵, 朱明远, 等. 温度、盐度对具齿原甲藻生长的影响及其与中肋骨条藻的比较[J]. *海洋科学进展*, 2005, 23(1): 60-64.]
- [62] Shao H Y, Wang Q, Gao C X, et al. Analysis of phytoplankton community characteristics and influencing factors in the Yangtze River Estuary[J]. *Journal of Dalian Ocean University*, 2024, 39(1): 124-133. [邵海燕, 王卿, 高春霞, 等. 长江口浮游植物群落特征及影响因素分析[J]. *大连海洋大学学报*, 2024, 39(1): 124-133.]

Study on chlorophyll-a concentration and phytoplankton carbon sequestration capacity in marine ranches based on satellite remote sensing

CUI Guanwei¹, LIANG Hui¹, LIU Shude², TANG Yanli¹

1. College of Fisheries, Ocean University of China, Qingdao 266003, China;

2. Shandong Fisheries Development and Resources Conservation Center, Yantai 264003, China

Abstract: Marine ranching, through the establishment of artificial reefs and mariculture facilities, effectively promotes the proliferation of marine organisms in an area. It is a promising strategy for enhancing the carbon sink function of fishery ecosystems, thereby contributing significantly to climate change mitigation. Currently, most research on carbon sequestration in marine ranching focuses on artificial reef areas, but studies on the carbon sequestration potential of different functional zones across the entire system remain limited, especially regarding their dynamic changes at high spatial and temporal resolutions and their relationship with environmental factors. Therefore, this study integrated in situ sampling with satellite remote sensing and conducted multi-seasonal and multiple-cruise surface water sampling to analyze chlorophyll-a concentration (Chl-a), sea surface temperature (SST), and other environmental factors. Comparisons between Chl-a, SST data, and remote sensing products validated the applicability of satellite data for monitoring long-term marine trends. The Vertically Generalized Production Model (VGPM) was used to estimate the net primary productivity (NPP) of phytoplankton, quantifying

their carbon sequestration capacity and analyzing the spatiotemporal variations of Chl-a concentration and phytoplankton carbon sequestration across different functional zones. The Generalized Additive Model (GAM) was applied to examine the relationships between environmental factors and carbon sequestration intensity and to assess the impact of marine ranching on the carbon sink capacity. Additionally, by comparing the changes in Chl-a concentration before and after the construction of marine ranching, this study further analyzed its impact on the regional carbon sink capacity. The results showed that: (1) The trends of Chl-a concentration and sea surface temperature observed in both remote sensing and in situ data were largely consistent, validating the reliability of using remote sensing data to assess long-term trends in marine environments. (2) Following the establishment of the marine ranching, Chl-a concentration exhibited significant seasonal and spatial variability, characterized by an “M”-shaped double-peak pattern, with peaks occurring during the summer-to-fall and winter-to-spring transition periods. The overall Chl-a concentration was significantly higher than both pre-establishment levels and those in the control area. (3) Carbon sequestration intensity also showed notable spatiotemporal distribution differences, featuring a pronounced peak in summer (June). The overall carbon sequestration intensity was significantly higher than that of the control area, with a total annual carbon sequestration of 1.85×10^6 kgC, indicating that marine ranching contributes significantly to enhancing the regional carbon sink capacity. (4) In the optimal GAM model, pH, silicate, dissolved oxygen, salinity, and latitude were identified as significant factors influencing carbon sequestration intensity. Notably, silicate promoted carbon sequestration within a certain concentration range. This study emphasizes the important role of artificial reefs and aquaculture infrastructure in enhancing carbon sequestration by promoting phytoplankton growth and altering hydrodynamic conditions. The findings suggest that future research should focus on optimizing marine ranching practices to maximize carbon sequestration effects. Future studies should explore the interactive effects of multiple environmental factors, examine the roles of different functional zones within marine ranching, and develop improved management strategies to enhance the carbon sink functions of these ecosystems. Furthermore, the integration of satellite remote sensing with in situ sampling provides a comprehensive approach to understanding the spatiotemporal dynamics of carbon sequestration in marine ecosystems. This method enables high-resolution monitoring of carbon fluxes, making it an important tool for assessing the effectiveness of marine ranching and its contribution to the global carbon budget.

Key words: remote sensing; marine ranch; chlorophyll-a; phytoplankton; carbon sequestration; generalized additive model

Corresponding author: TANG Yanli. E-mail: tangyanli@ouc.edu.cn