

桑沟湾浮游植物群落组成时空分布及 长期演变驱动因素分析*

李瑞环¹ 蒋增杰^{1,2①} 蔺 凡¹ 张义涛³ 李伟伟¹ 常淑杰¹
袁明军¹ 王林杰¹ 石亚洲¹ 李沛隆¹ 郝紫冰¹

(1. 海水养殖生物育种与可持续产出全国重点实验室 中国水产科学研究院黄海水产研究所 山东青岛 266071;

2. 崂山实验室海洋渔业科学与食物产出过程功能实验室 山东青岛 266237;

3. 荣成楮岛水产有限公司 山东荣成 264312)

摘要 追踪和了解桑沟湾浮游植物群落组成和历史变化, 不仅对养殖水域富营养化和环境质量管理具有重要意义, 也为养殖容量评估提供基础资料和科学依据。该研究延续桑沟湾浮游植物的现状调查, 整理 40 年历史资料, 分析浮游植物群落组成演变趋势, 探讨影响浮游植物群落组成现状的主要影响因素。结果显示, 桑沟湾表层叶绿素 *a* (*chl a*) 春季由湾内至湾外整体呈逐渐升高、秋季及冬季则逐渐降低的趋势, 但其组成存在较大差异; 春季、夏季 *chl a* 微型浮游植物(53%、71%)是主要贡献者, 秋季、冬季则以小型浮游植物(52%、71%)为主。调查期间共鉴定出浮游植物 33 属 57 种(含变种和变型), 主要由硅藻类(40 种)和甲藻类(14 种)组成。现今硅藻仍是绝对优势类群。浮游植物细胞丰度夏季最高(276×10^3 cells/L), 冬季最低(6.4×10^3 cells/L)。但物种多样性指数季节变化不显著。近 40 年桑沟湾 *chl a* 变化大致分为 2 段, 1990 年代增加到最高峰, 2000 年代后海湾养殖模式逐渐发生改变, *chl a* 浓度随之下降, 之后至 2024 年处于相对稳定状态。经过 40 年的大面积筏式养殖活动, 浮游植物及硅藻种类数呈降低趋势, 且硅藻主要优势种已逐渐发生演变, 浮游植物群落组成有向小型化演变的迹象。湾内养殖种类、密度及养殖模式的变化、营养盐结构改变可能是影响浮游植物群落组成及其季节变化的重要因素。

关键词 叶绿素 *a*; 浮游植物; 群落结构; 长期变化; 桑沟湾

中图分类号 X55 **doi:** 10.11693/hyh20250300091

滤食性贝类作为我国贝类的主要养殖对象, 通过大量滤食水体中浮游植物和碎屑促进生长。由于无需投放饵料, 浮游植物是滤食性贝类的主要物质来源(Kang *et al.*, 2006), 如胶州湾每年约有 30% 的浮游植物被贝类所消耗(Han *et al.*, 2017), 浮游植物对胶州湾潮间带双壳贝类碳库的贡献高达 86%~89% (Xu *et al.*, 2007)。但贝类的滤食又具有选择性, 其中硅藻为滤食

性贝类最重要的饵料来源(Pernet *et al.*, 2012; Jiang *et al.*, 2019)。贝类养殖影响水体浮游植物群落组成(Tan *et al.*, 2024), 对浮游植物产生下行控制效应(Jacobs *et al.*, 2015; Jiang *et al.*, 2019), 影响生态系统稳定性。养殖水体生态系统稳定性的降低以及养殖环境恶化会对养殖业的可持续发展产生严重影响。浮游植物光合作用将二氧化碳(CO₂)转化为颗粒有机物, 促使大气 CO₂

* 科技部政府间国际科技创新合作重点专项, 2025YFE0109400 号; 海水养殖生物育种与可持续产出全国重点实验室基本科研业务费自主研究项目资助, BRESG-JB202412 号; 山东省重点研发计划竞争性创新平台课题, 2024CXPT071-3 号; 中国水产科学研究院基本科研业务费, 2023TD54 号; 现代农业产业技术体系专项资金, CARS-49 号。李瑞环, 助理研究员, E-mail: lirh@ysfri.ac.cn

① 通信作者: 蒋增杰, 研究员, E-mail: jiangzj@ysfri.ac.cn

收稿日期: 2025-03-31, 收修改稿日期: 2025-07-14

向海洋转移,参与调节大气 CO_2 浓度,对全球气候的变化起着重要作用。因此,了解养殖系统浮游植物生态特征及长期演变,查明海洋生态系统与养殖活动之间的相互作用,对于认识养殖活动对海洋生态系统的影响,建立合理的生态养殖模式十分重要。

桑沟湾是一个半封闭海湾($37^\circ 01' \sim 37^\circ 09' \text{N}$, $122^\circ 24' \sim 122^\circ 35' \text{E}$),位于山东半岛东部沿海,湾内面积 144 km^2 。桑沟湾是我国最早开展海水养殖的海湾之一,20 世纪 80 年代初,开始开展规模化的筏式养殖,发展至今以海带、牡蛎养殖为主,搭配扇贝、海参、鲍、龙须菜等,已成为我国乃至全球代表性的多营养层次综合养殖海湾(integrated multi-trophic aquaculture, IMTA) (Fang *et al.*, 2016; 毛玉泽等, 2018)。双壳贝类一直是桑沟湾开展养殖活动的主要养殖品种,遍布湾底部和中部,年产量 80 000 t 以上(干重)。但 20 世纪 90 年代,为追求高产出、高产量,养殖规模和密度不断加大,最终引发海带腐烂、贝类死亡率升高、产量下降等一系列问题。不同的养殖模式、养殖品种均会引起叶绿素 a (chl a)、浮游植物群落组成的改变。前期研究亦指出,大面积筏式养殖开展前后,桑沟湾浮游植物群落组成发生变化(张莉红等, 2005; 宋洪军等, 2007; 李超伦等, 2010),可能与贝类的滤食活动有关。

为保证海湾养殖业的可持续发展,桑沟湾养殖容量的相关研究持续开展(Ge *et al.*, 2008; Lin *et al.*, 2020; 方建光等, 1996; 赵俊等, 1996)。浮游植物为滤食性贝类的主要饵料来源,容量评估中涉及饵料的关键参数均是基于 chl a 含量。研究特定养殖海域浮游植物群落、chl a 分布,对于准确评估及保证可持续发展具有重要价值。随着桑沟湾养殖模式和规模的变化,桑沟湾浮游植物群落组成的现状如何、变化趋势是怎样的、与养殖活动的关联性有多大等科学问题亟待明确。因此,本文依据 2023~2024 年不同季节浮游植物调查结果,系统分析桑沟湾海域 chl a 、浮游植物粒径结构、浮游植物群落组成等生态特征,并结合近 40 年历史资料分析浮游植物的长期变化特征,探讨桑沟湾浮游植物群落变化的主控因素,为掌握该湾生态环境状况、解析浮游植物群落对养殖活动的响应提供数据支撑,进而为滤食性贝类养殖容量的评估、桑沟湾的适应性管理与适度开发提供基础性资料和科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

于 2023 年 10 月、2024 年 1 月、2024 年 5 月和 2024 年 8 月在桑沟湾进行现场观测。共设置 18 个站位(图 1),覆盖湾内贝类养殖区、贝藻混养区、海带养殖区。平潮期 4 个断面同时采样,以减少潮汐涨落引起的误差。使用有机玻璃采水器采集表层水样,采样深度在 0.5~1 m。使用便携式水质分析仪(YSI, Professional Plus, 美国)现场测定水体温度(T)、盐度(S)、pH、溶解氧(DO)等参数。现场采集水样后,由聚乙烯水桶保存带回陆地实验室进行过滤。

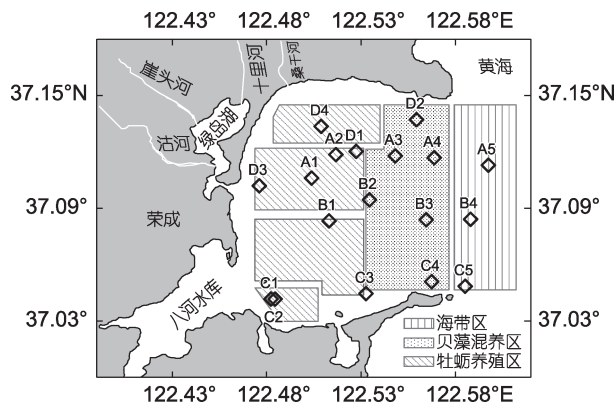


图 1 桑沟湾调查站位分布图

Fig.1 Location of the surveying stations in Sanggou Bay

1.2 分析方法

水样分别经孔径 $0.45 \mu\text{m}$ 乙酸纤维素膜、 $2.0 \mu\text{m}$ 玻璃纤维膜、 $20 \mu\text{m}$ 筛绢过滤后,滤膜用铝箔纸包裹, -20°C 避光冷冻保存,用于不同粒径叶绿素 a (chl a) 的测定。滤膜带回实验室后,采用荧光分光光度法测定 chl a 含量(Parsons *et al.*, 1984)。滤膜放入 15 mL 离心管,加入 10 mL 90% 丙酮溶液,避光冷藏萃取 14~24 h 后测定。测定精密度 $<5\%$ 。

另有水样经 $0.45 \mu\text{m}$ 乙酸纤维素膜过滤后,盐酸溶液浸泡处理后的 PE 瓶收集滤液,于 -20°C 冷冻保存用于溶解态营养盐分析。溶解无机态营养盐采用营养盐自动分析仪(Auto Analyzer 3, Seal, 德国)测定,测定原理依据 Hansen 等(1999)测定。测定精密度 $<5\%$ 。溶解无机氮(dissolved inorganic nitrogen, DIN)浓度为硝酸盐、亚硝酸盐和铵盐浓度之和。

收集经 $200 \mu\text{m}$ 筛绢过滤后水样 1 L,立即用鲁哥氏液固定,带回实验室后进行种类鉴定和计数。实验

室内水样按照 Utermöhl 方法进行分析(Utermöhl, 1958)。取 25 mL 浮游植物亚样品置于 Hydro-bios 的 Utermöhl 计数框内, 静置沉降 24 h 后, 显微镜下进行物种鉴定和细胞计数。

浮游植物物种的优势度根据其出现的频率及丰度来计算(孙儒泳, 1987), 公式为

$$Y = (n_i/N) \times f_i, \quad (1)$$

其中, Y 为优势度, n_i 为第 i 种的丰度, N 为样品的总丰度, f_i 为该种的站位出现频率。 $Y > 0.02$ 确定为优势种。

采用 Shannon-Wiener(H')多样性指数、Pielou 均匀度指数(J)分析浮游植物群落结构, 计算公式分别如下:

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i, \quad (2)$$

$$J = H'/\log_2 S, \quad (3)$$

其中, S 为样品中的种类总数, P_i 为第 i 种个体数与总个体数的比值。

1.3 长期数据收集

作者阅读了经过同行评议及未评议的关于桑沟湾生态系统的文献资料, 并收集研究所需的相关数据。

其中, 同行评议的文献资料通过 Web of Science 和中国知识基础设施工程(CNKI)平台收集。搜索文献的关键词包括营养盐、营养盐循环、营养盐通量、氮、磷、硅、营养盐收支、chl a 、浮游植物、群落结构、贝类、牡蛎、滤食性贝类、栉孔扇贝、海带、桑沟湾等。

1.4 统计分析

使用 surfer13 软件绘制站位图和水平分布图。利用 SPSS 20.0 软件进行 ANOVA 单因子显著性差异分析, $P < 0.05$ 表示有显著性差异。使用 Origin2024 软件绘制理化因子相关关系图。

2 结果与分析

2.1 环境特征

桑沟湾表层水体温度变化范围 1.80~27.1 °C, 存在显著的季节变化($P < 0.05$)。春季、夏季温度由西部湾底至湾口逐渐降低(图 2), 秋季、冬季温度则由西南部湾底至湾口逐渐升高, 呈现典型的温带系统温度变化趋势。表层盐度变化范围为 28.8~31.2, 季节变化不显著($P > 0.05$)。夏季调查时, 最大入湾河流沽河径流

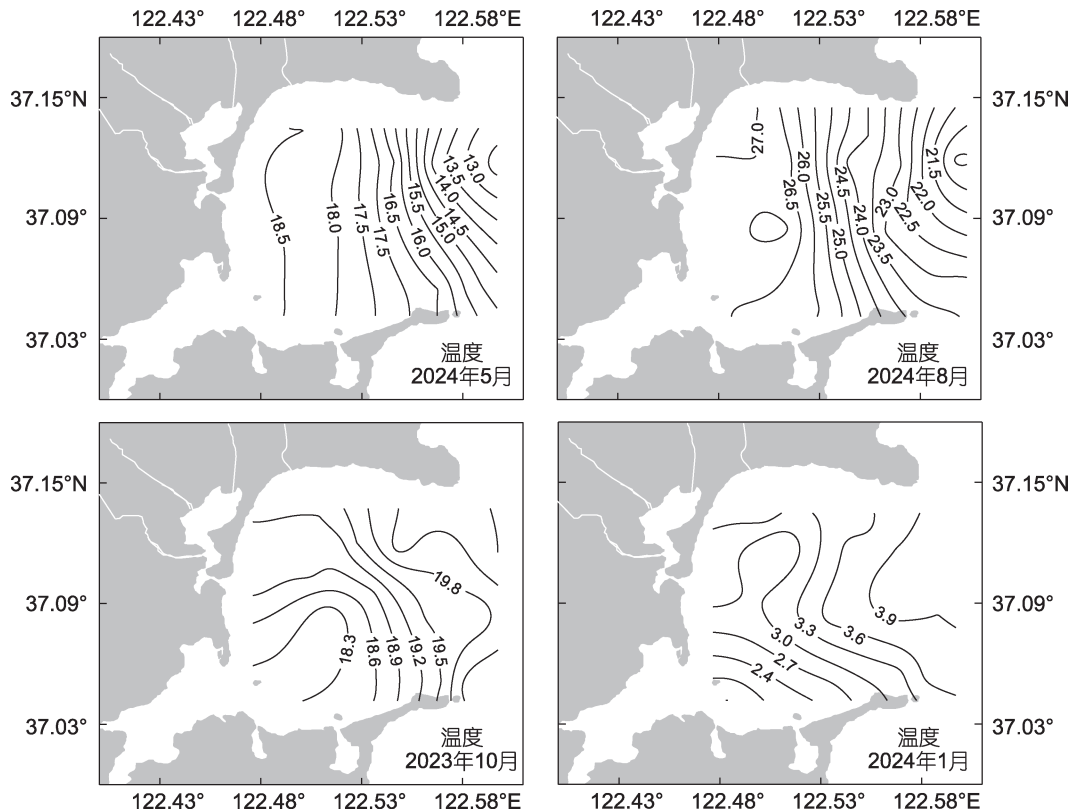


图 2 桑沟湾表层水体春季(2024 年 5 月)、夏季(2024 年 8 月)、秋季(2023 年 10 月)、冬季(2024 年 1 月)温度(°C)水平分布

Fig.2 The horizontal distribution of temperature (°C) at surface water in spring (May 2024), summer (August 2024), autumn (October 2023), and winter (January 2024) in Sanggou Bay

量最大仅有 $45.8 \text{ m}^3/\text{s}$, 降雨量仅 209 mm , 远低于历年同期, 可能是盐度变化不明显的原因。pH 变化范围为 $7.81\sim 8.42$, 夏季最低, 冬季最高。溶解氧冬季最高 $[(11.1\pm 1.40) \text{ mg/L}]$ 、秋季最低 $[(8.48\pm 0.97) \text{ mg/L}]$ 。

秋季及夏季 DIN 呈现由西北部湾底至湾口逐渐降低的趋势, 平均浓度变化为秋季 $[(5.82\pm 3.17) \mu\text{mol/L}] >$ 冬季 $[(4.50\pm 2.37) \mu\text{mol/L}] >$ 春季 $[(2.48\pm 0.33) \mu\text{mol/L}] >$ 夏季 $[(1.98\pm 1.68) \mu\text{mol/L}]$ 。春季、夏季、秋季、冬季硝酸盐对 DIN 的贡献分别为 $88\%\pm 10\%$ 、 $42\%\pm 16\%$ 、 $58\%\pm 10\%$ 、 $92\%\pm 4\%$, 夏季铵盐对 DIN 的贡献为 $49\%\pm 16\%$ 。秋季及夏季溶解无机磷(dissolved inorganic phosphorus, DIP)均呈现由西北湾底至湾口逐渐降低的趋势, 冬季及春季则由西部湾底至湾口逐渐升高, 平均浓度变化为秋季 $[(0.37\pm 0.16) \mu\text{mol/L}] >$ 冬季 $[(0.20\pm 0.16) \mu\text{mol/L}] >$ 春季 $[(0.07\pm 0.02) \mu\text{mol/L}]$ / 夏季 $[(0.07\pm 0.06) \mu\text{mol/L}]$ 。秋季、春季及夏季, 溶解态硅(dissolved silicon, DSi)均呈现由湾底至湾口逐渐降低的趋势, 冬季则呈现相反的变化趋势, 平均浓度变化为夏季 $[(9.29\pm 2.81) \mu\text{mol/L}] >$ 秋季 $[(8.03\pm 3.68) \mu\text{mol/L}] >$ 冬季 $[(4.52\pm 3.18) \mu\text{mol/L}] >$ 春季 $[(2.98\pm 1.00) \mu\text{mol/L}]$ 。

2.2 桑沟湾表层水体浮游植物群落时空分布特征

2.2.1 表层水体浮游植物 chl *a* 及粒径结构时空变化特征 Chl *a* 年平均浓度为 $(2.50\pm 1.98) \mu\text{g/L}$ ($0.36\sim 7.97 \mu\text{g/L}$)。Chl *a* 季节变化呈双峰型(图 3)。季节变化趋势为冬季 $[(4.00\pm 2.71) \mu\text{g/L}] >$ 夏季 $[(3.03\pm 1.64) \mu\text{g/L}] >$ 秋季 $[(1.76\pm 0.71) \mu\text{g/L}] >$ 春季 $[(1.21\pm 0.95) \mu\text{g/L}]$ 。春季、秋季与冬季、夏季间存在显著差异($P < 0.05$), 春

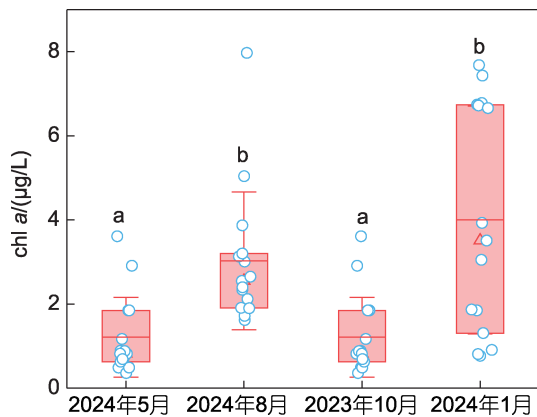


图3 叶绿素 *a* (chl *a*) 季节变化

Fig.3 The seasonal variation of chl *a* in Sanggou Bay
注: 箱体上下边缘为浓度范围的 75%、25% 分位线, 箱体中间线为平均值线。上、下短线为平均值 $\pm$ SD 的范围。

a、b 表示组间存在显著性差异

季与秋季、夏季与冬季间季节变化不显著($P > 0.05$)。水平分布(图 4)来看, 春季表层水体 chl *a* 呈现由西部湾底至湾口逐渐降低的趋势, 桑干河入湾口外出现一个高值区。夏季, chl *a* 湾内水平变化趋势不明显, 河流入湾口附近出现高值区。秋季, chl *a* 呈现由西部湾底至湾口逐渐降低的趋势(图 4)。冬季, 整体呈现由西部湾底至湾口逐渐降低的趋势。

桑沟湾春季、夏季微型浮游植物 chl *a* 浓度范围分别为 $0.10\sim 2.87 \mu\text{g/L}$ $[(0.69\pm 0.71) \mu\text{g/L}]$ 、 $1.11\sim 6.25 \mu\text{g/L}$ $[(2.47\pm 1.39) \mu\text{g/L}]$, 对总 chl *a* 的贡献分别为 53%、71%, 为浮游植物的主要组成部分, 其次为小型浮游植物(表 1)。秋季、冬季小型浮游植物 chl *a* 浓度范围分别为 $0.28\sim 2.62 \mu\text{g/L}$ $[(0.99\pm 0.67) \mu\text{g/L}]$ 、 $0.53\sim 6.89 \mu\text{g/L}$ $[(2.98\pm 2.38) \mu\text{g/L}]$, 对总 chl *a* 的贡献分别为 52%、71%, 为浮游植物的主要组成部分, 其次为微型浮游植物。春季、夏季至秋季、冬季出现叶绿素粒径结构的变化, 可能与春季、夏季存在磷限制以及春季海带大量竞争吸收利用营养盐有关。

2.2.2 浮游植物细胞丰度时空分布特征 浮游植物细胞丰度水平分布趋势如图 5 所示。春季浮游植物细胞丰度范围为 $(0.76\sim 4.49)\times 10^3 \text{ cells/L}$ (平均值为 $1.72\times 10^3 \text{ cells/L}$), 西部湾底至湾口逐渐降低。夏季浮游植物细胞丰度范围为 $(4.70\sim 43.4)\times 10^3 \text{ cells/L}$ (平均值为 $17.6\times 10^3 \text{ cells/L}$), 西北部湾底至东南湾口逐渐降低。秋季浮游植物细胞丰度范围为 $(0.53\sim 1.96)\times 10^3 \text{ cells/L}$ (平均值为 $1.03\times 10^3 \text{ cells/L}$), 中部断面细胞丰度较高, 向南北两侧逐渐降低。冬季浮游植物细胞丰度范围为 $(0.36\sim 1.02)\times 10^3 \text{ cells/L}$ (平均值为 $0.64\times 10^3 \text{ cells/L}$), 整体呈现西部湾底至湾口逐渐降低的趋势。浮游植物细胞丰度有显著的季节变化, 呈单峰型, 高峰期出现在 2024 年 8 月(夏季), 2024 年 1 月(冬季)丰度最低, 夏季细胞平均丰度约是冬季的 27 倍。夏季 chl *a* 含量低于冬季, 但细胞丰度显著高于冬季, 可能与浮游植物粒径构成有关。

2.2.3 浮游植物群落组成 研究期间共鉴定出浮游植物 33 属 57 种(含变种和变型), 其中硅藻 20 属 40 种, 甲藻 10 属 14 种、金藻 2 属 2 种及绿藻 1 属 1 种。硅藻和甲藻是调查区主要浮游植物功能群, 金藻、绿藻仅在夏季观测到。生态类型方面, 浮游植物物种以广布性种和温带近岸性种为主, 种类组成上存在季节性演替。菱形藻、具槽帕拉藻在湾内出现频率高, 春季、夏季、秋季、冬季均观测到, 菱形藻在 4 个季

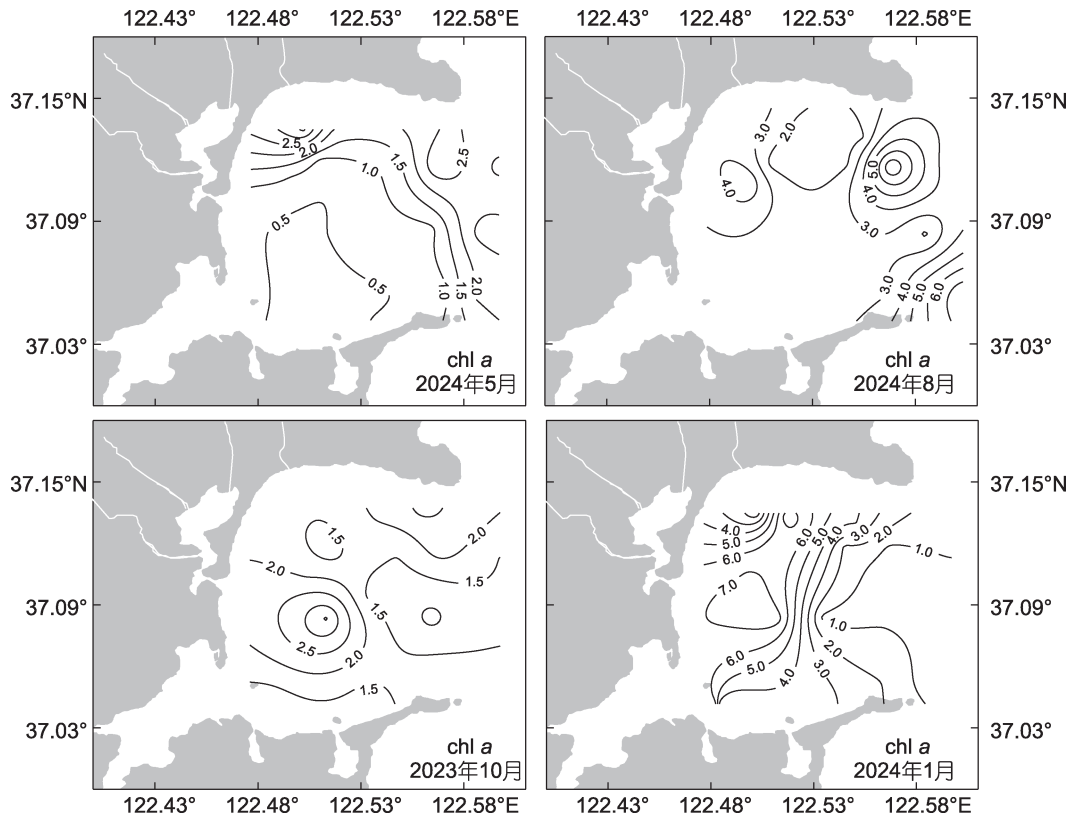


图4 桑沟湾表层水体春季(2024 年 5 月)、夏季(2024 年 8 月)、秋季(2023 年 10 月)、冬季(2024 年 1 月)叶绿素 a ($\mu\text{g/L}$)水平分布

Fig.4 The horizontal distribution of chl a ($\mu\text{g/L}$) in surface water in spring (May 2024), summer (August 2024), autumn (October 2023), and winter (January 2024) in Sanggou Bay

表 1 不同季节叶绿素 a 的粒径贡献率

Tab.1 The contribution of different sized particle to chl a in spring, summer, autumn, and winter

季节	粒径贡献率/%		
	小型	微型	微微型
春季	23±21	53±20	23±21
夏季	21±14	71±14	7.8±8.4
秋季	52±16	26±14	22±13
冬季	71±19	27±18	2.1±1.8

节均为优势种,具槽帕拉藻在春季、夏季及冬季为主要优势种。虽然菱形藻出现频率稍高,但其优势度低于具槽帕拉藻。

春季共鉴定出浮游植物 22 种(表 2),其中硅藻门 20 种,甲藻门 2 种。不同站位浮游植物细胞丰度范围为 $(0.76\sim4.49)\times10^3$ cells/L,硅藻所占比例为 94.1%~100%,硅藻为表层水体主要浮游植物功能群。硅藻中具槽帕拉藻($Y=0.33$)、菱形藻($Y=0.08$)、圆筛藻、浮动弯角藻为优势种($Y>0.02$),具槽帕拉藻为主要优势种,丰度占浮游植物总丰度的 46.9%。

夏季共鉴定出浮游植物 33 种,其中硅藻门 22 种、甲藻门 8 种、金藻门 2 种、绿藻门 1 种。不同站位浮游植物细胞丰度范围为 $(4.70\sim43.4)\times10^3$ cells/L,硅藻细胞丰度所占比例范围为 70.6%~97.9%,硅藻为表层水体主要浮游植物功能群,甲藻所占比例范围为

表 2 桑沟湾表层水体浮游植物群落结构指数及细胞丰度(单位: $\times10^3$ cells/L)

Tab.2 Indices of community structure of phytoplankton and cell abundance at surface water in Sanggou Bay

调查时间	种类数	硅藻细胞丰度	甲藻细胞丰度	均匀度指数	多样性指数
秋季 2023 年 10 月	31	0.44~1.73	0~0.27	0.79~0.93 (0.89)	2.24~2.99 (2.61)
冬季 2024 年 1 月	22	0.27~1.02	0~0.09	0.75~0.93 (0.85)	1.67~2.54 (2.16)
春季 2024 年 5 月	22	0.71~4.49	0~0.04	0.30~0.93 (0.76)	0.83~2.80 (2.11)
夏季 2024 年 8 月	33	6.58~42.2	0.66~3.27	0.59~0.93 (0.78)	1.83~3.31 (2.68)

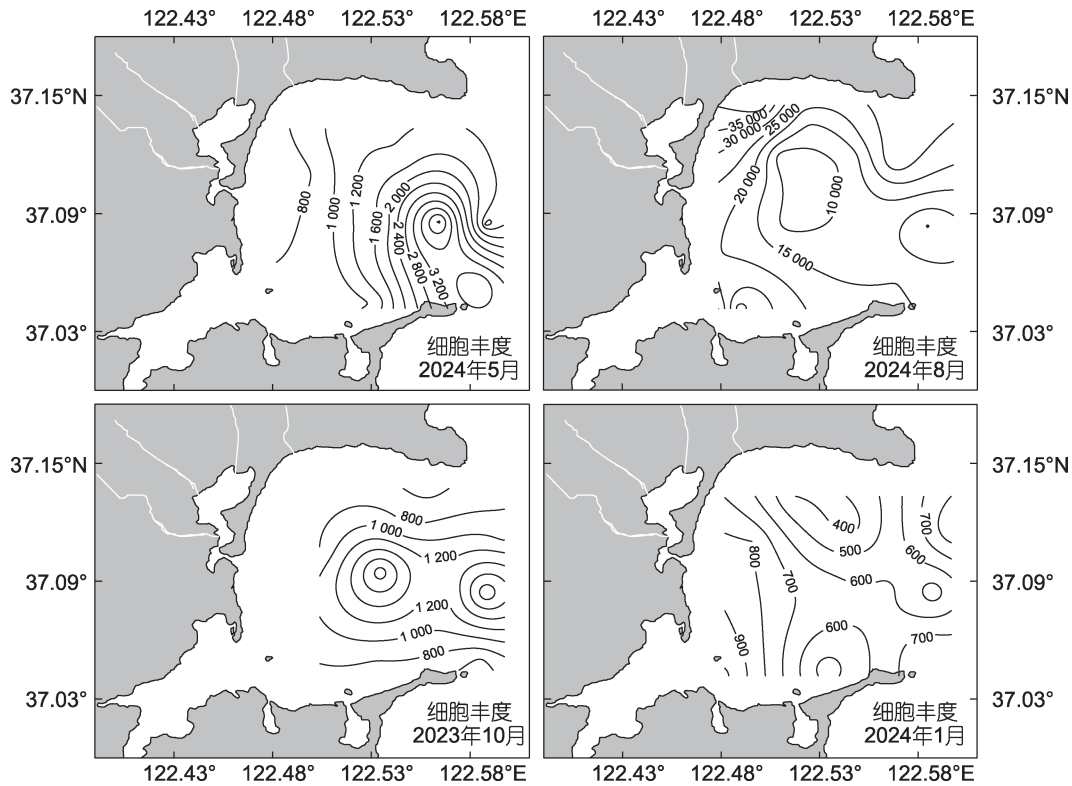


图5 桑沟湾表层水体春季(2024年5月)、夏季(2024年8月)、秋季(2023年10月)、冬季(2024年1月)浮游植物细胞丰度水平分布

Fig.5 Seasonal variations of cell abundance in surface water in spring (May 2024), summer (August 2024), autumn (October 2023), and winter (January 2024) in Sanggou Bay

2.09%~29.4%。优势种($Y>0.02$)为具槽帕拉藻($Y=0.71$)、长菱形藻($Y=0.06$)、尖刺伪菱形藻、菱形藻、太平海链藻、圆筛藻、旋链角毛藻、细弱圆筛藻。具槽帕拉藻为主要优势种,总丰度占浮游植物总丰度的41.4%。有且仅有具槽帕拉藻在所有站位均被观测到。

秋季共鉴定出浮游植物31种,其中硅藻门26种、甲藻门5种。不同站位浮游植物细胞丰度范围为 $(0.53\sim1.96)\times10^3$ cells/L,硅藻所占比例范围为75%~100%,硅藻门为湾内表层水体主要浮游植物功能群。菱形藻($Y=0.23$)、宽角斜纹藻、裸甲藻、圆筛藻及角毛藻为优势种($Y>0.02$),菱形藻为主要优势种。

冬季共鉴定出浮游植物22种,其中硅藻门17种、甲藻门5种。不同站位浮游植物细胞丰度范围为 $(0.36\sim1.02)\times10^3$ cells/L,硅藻所占比例范围为75%~100%,硅藻门依然为主要浮游植物功能群。仅在A1、A3、D2站位观测到甲藻。甲藻为裸甲藻、夜光藻,均是形成赤潮的重要生物,A1、D2站位存在高氮磷比及磷限制($DIN:DIP>16$, $DIP<0.1\text{ }\mu\text{mol/L}$)、潜在硅

限制($DSi:DIN<1$, $DSi<2.0\text{ }\mu\text{mol/L}$)等现象。甲藻对高氮磷比、磷限制($DIN:DIP>16$)环境有更好的适应性(Li *et al.*, 2024),一般情况下,高氮磷比与水体浮游植物甲藻比例高有一定关系。菱形藻($Y=0.17$)、具槽帕拉藻($Y=0.15$)、圆筛藻、长菱形藻、海链藻为优势种($Y>0.02$),菱形藻与具槽帕拉藻优势度相当,但具槽帕拉藻丰度占比(30.3%)远高于菱形藻(16.6%)。

表层水体多样性指数有季节变化但不显著($P>0.05$),均匀度指数季节变化同样不显著($P>0.05$)(表2)。从季节变化来看,夏季(2.68)浮游植物多样性最高,秋季多样性相当,冬季、春季次之。均匀度指数与多样性指数季节变化一致。夏季、秋季、冬季多样性指数处于已有研究结果变化范围之内(慕建东等, 2009; 李超伦等, 2010),说明该时期浮游植物处于较为稳定的状态。如以多样性指数小于1、均匀度指数 <0.3 作为多样性较差的标准进行评价(马建新等, 2002),春季存在潜在浮游植物多样性退化的风险(表2)。

2.3 浮游植物与环境因子的关系

chl *a*、不同粒径浮游植物和主要理化要素的线性回归分析结果如图 6 所示。结果显示, 春季、夏季及秋季 chl *a* 与各营养盐参数无相关关系, 说明桑沟湾春季、夏季虽存在磷限制及潜在硅限制现象, 但表层初级生产活动总体受营养盐限制不明显; 冬季, DIN、DIP、DSi 与 chl *a* 呈显著负相关关系, 表明初级生产活

动总体受营养盐限制, 也与海湾出现磷限制、硅限制相符。浮游植物的初级生产活动是营养盐时空分布的显著影响因素, 尤其是氮和硅; 在磷限制、硅限制同时存在的情况下, 可能硅限制对海湾初级生产活动的影响更明显。春季及秋季 chl *a* 与悬浮颗粒物(suspended particulate matter, SPM)呈正相关关系, 而冬季呈负相关关系, 可能冬季光照对浮游植物生长影响更为明显。

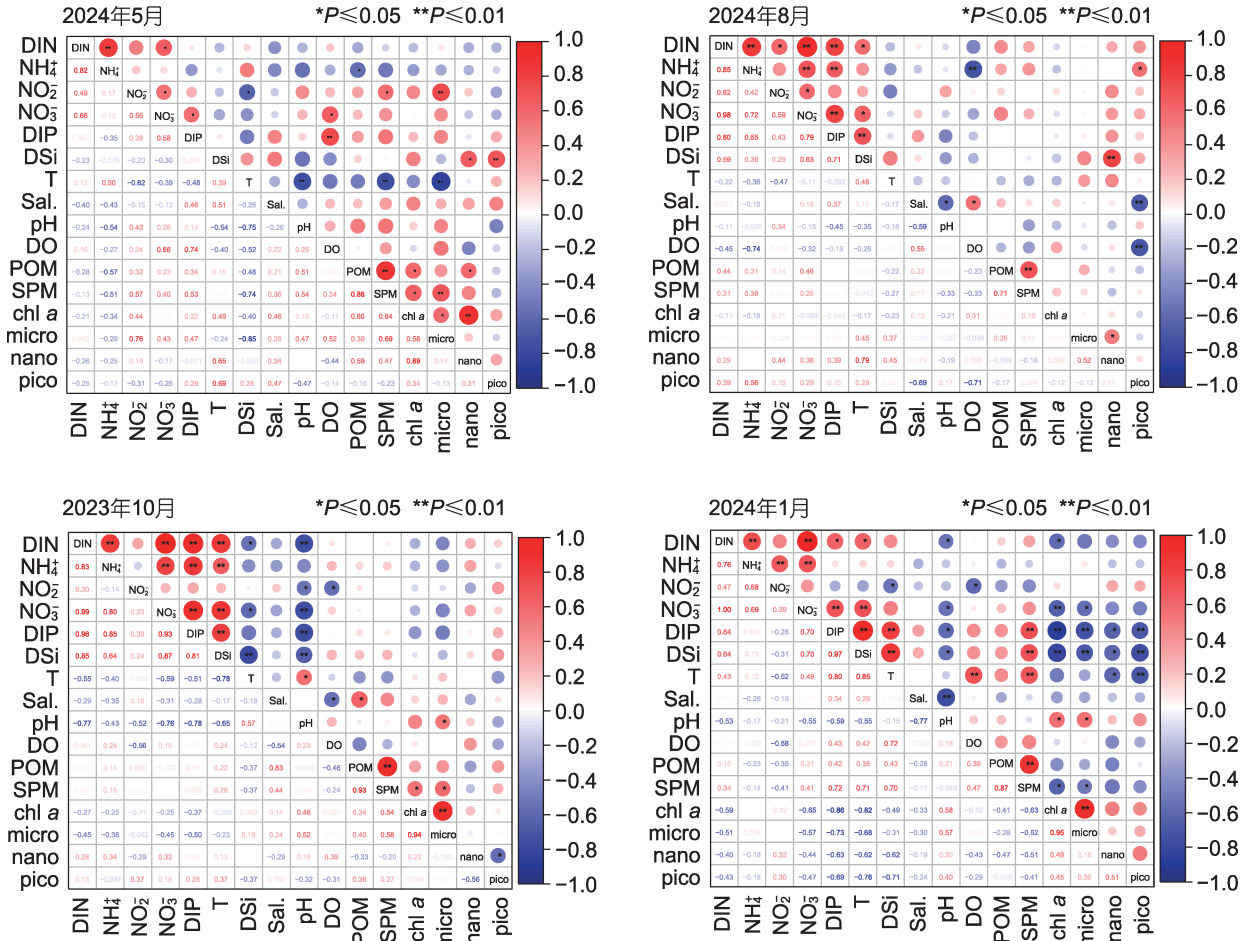


图 6 桑沟湾叶绿素 *a* 和主要理化因子的相关分析

Fig.6 Correlation analysis on the chl *a* and primary physical and chemical factors in Sanggou Bay

注: micro: 小型浮游植物; nano: 微型浮游植物; pico: 微微型浮游植物; chl *a*: 叶绿素 *a*; SPM: 悬浮颗粒物; POM: 颗粒有机物; DO: 溶解氧; Sal.: 盐度; T: 温度; DSI: 溶解态硅; DIP: 溶解无机磷; NO₃⁻: 硝酸盐; NO₂⁻: 亚硝酸盐; NH₄⁺: 铵盐; DIN: 溶解无机氮

春季、秋季及冬季小型浮游植物(micro-)与总 chl *a* 存在正相关关系(图 6), 表明小型浮游植物会对总 chl *a* 含量的变化产生影响。春季及夏季, 微型浮游植物与硅酸盐呈显著正相关关系, 表明 DSI 浓度与微型浮游植物变化过程相似。冬季, 小型浮游植物与硝酸盐、DIP 及 DSI 呈负相关关系, 微型及微微型浮游植物与 DSI、DIP 及温度呈负相关关系, 表明高营养盐更利于小型浮游植物生长。除冬季外, 各个粒径

结构浮游植物与营养盐相关性并不明显, 春季、夏季及秋季相对冬季, 养殖活动较为活跃, 海带养殖及贝类滤食活动可能是影响春季、夏季及秋季浮游植物颗粒级构成的重要因素。

2.4 叶绿素 *a* 及浮游植物群落组成长期变化特征

根据桑沟湾牡蛎产量变化, 将大面积筏式养殖后时期分为 4 个时间段, 1980~2000 年为牡蛎产量增长至峰值期, 2001~2005 年为养殖密度快速提高导致产

量降低时期, 2006~2010 年为引入养殖容量养殖模式调整期, 该时间段牡蛎产量相对稳定, 2011~2024 年为基于生态系统承载力优化牡蛎养殖时期, 该时期牡蛎产量较前一阶段产量有所提升, 也保持相对稳定(Sun *et al.*, 2024)。不同时间段 chl *a* 浓度季节变化如图 7 所示。1980~2000 年时间段内 chl *a* 浓度平均值为 $(2.28 \pm 2.28) \mu\text{g/L}$ ($0.63 \sim 9.68 \mu\text{g/L}$)。2000~2005 年时间段内, chl *a* 平均浓度 $(1.41 \pm 0.60) \mu\text{g/L}$, 较牡蛎产量逐渐上升阶段有所降低。2006~2010 年时间段内, chl *a* 平均浓度升至 $(2.04 \pm 0.91) \mu\text{g/L}$ 。2010 年后, chl *a* 平均浓度 $[(1.83 \pm 1.83) \mu\text{g/L}]$ 较养殖模式调整期阶段(2006~2010 年)变化不大。20 世纪 90 年代, 为追求高产出, 桑沟湾养殖面积和养殖密度提高, 水质变差, 水体 DIN 含量显著升高(Li *et al.*, 2016), 可能是导致该年代水体 chl *a* 平均浓度达到峰值的原因。而 20 世纪 90 年代高密度养殖, 最终导致养殖贝类病害发生而减产, 且整体较高的养殖密度和产量, 牡蛎高滤食性也会引起 2000~2005 年间水体 chl *a* 浓度降低。为了海湾养殖的健康可持续发展, 养殖容量相关研究相继开展。养殖密度、养殖面积、养殖种类等的调整, 使得 chl *a* 浓度有所回升。长时间季节尺度上, chl *a* 浓度通常在夏季达到峰值(图 7)。与其他养殖海湾相比, 桑沟湾 chl *a* 浓度可能仍处于较低的水平, 这可能与海湾内海带等大型藻类的养殖有关。

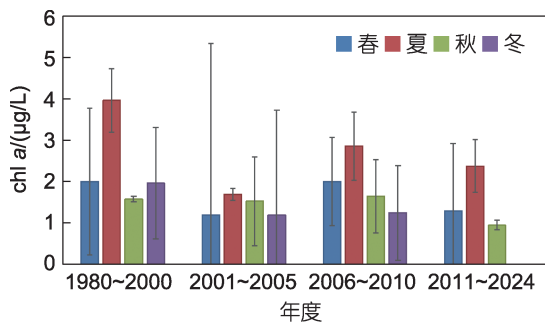


图 7 桑沟湾叶绿素 *a* 历史变化

Fig.7 Historical variations in chl *a* concentration in Sanggou Bay

注: 误差线为 $\pm$ SD. (Mao *et al.*, 2006; 国家海洋局第一海洋研究所, 1988; 吕瑞华等, 1999; 张朝晖, 2007; 郝林华等, 2012; 龚信宝, 2014; 李凤雪等, 2020)

大面积筏式养殖开始后, 硅藻种类数呈逐渐降低趋势($P < 0.01$, 图 8), 而甲藻种类数则相对稳定($P > 0.05$, 图 8)。与 1983~1984 年观测数据相比, 浮游植物种类总数降低了约 50%, 硅藻种类数下降了约 65% (表 3), 呈显著降低的趋势, 而甲藻种类数自 20 世纪

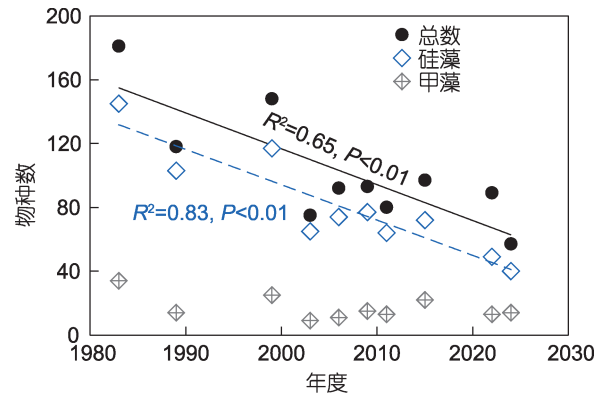


图 8 桑沟湾浮游植物物种数量变化趋势

Fig.8 Historical variations in the number of phytoplankton species in Sanggou Bay

90 年代降低了约 58% 后则保持相对稳定的状态(图 8)。大面积筏式养殖初始时, 硅藻种类数占比约 80%, 现今占比降至约 70%, 甲藻种类占比则由 18.7% 升至 24.6%。硅藻优势种组成也存在较大差异。1983~1984 年调查期间, 细胞个体相对较大的圆筛藻属(细胞直径 $> 20 \mu\text{m}$, 国家海洋局第一海洋研究所, 1988)可鉴定出 19 种, 其中威氏圆筛藻(直径 $> 200 \mu\text{m}$)、星脐圆筛藻(直径 $> 200 \mu\text{m}$)、虹彩圆筛藻(直径 $168 \sim 180 \mu\text{m}$)、具边圆筛藻(直径 $29 \mu\text{m}$)等为优势种, 而 2023~2024 年调查期间仅观测到圆筛藻属 5 种, 且仅有圆筛藻成为优势种。同样, 2015~2016 年(王晓敏, 2017)及 2017~2018 年(侯兴等, 2021)调查期间(表 3), 也未观测到直径较大的威氏圆筛藻、星脐圆筛藻、虹彩圆筛藻等成为优势种。同时, 1983~1984 年调查期间种类最多的角毛藻属(35 种), 细胞占比达 45.6%, 2003~2005 年调查期间角毛藻属降至 9 种(慕建东等, 2009), 而 2023~2024 年调查期间鉴别出角毛藻属仅有 4 种。虽然硅藻仍是桑沟湾优势种, 但整体占比已逐渐降低, 且直径较大的浮游硅藻种类占比明显减少。与 1983~1984 年观测数据相比, 硅藻减少了 20 属, 甲藻种类数虽然降低, 但属数并未降低(表 4), 群落组成整体有小型化趋向。

从细胞丰度年平均变化趋势来看(表 4, 图 9), 大面积筏式养殖开始后, 除 2015~2016 年度调查期间细胞丰度出现异常高值外, 细胞丰度变化相对稳定($P > 0.05$, 图 9)。1983~1984 年调查期间, 大规模筏式养殖活动刚刚起步, 浮游植物种数数量最高, 细胞丰度季节变化范围为 $(0.60 \sim 10.0) \times 10^3 \text{ cells/L}$ (国家海洋局第一海洋研究所, 1988), 呈单峰型季节变化, 秋季细胞丰度最高。2003~2005 年调查期间, 细胞丰度季节变化

表 3 桑沟湾浮游植物优势种长期变化

Tab.3 Long-term changes in the dominant species of phytoplankton in Sanggou Bay

调查时间		优势种	参考文献
年	月		
1983	1~12	骨条藻 <i>Skeletonema</i> sp.、尖刺菱形藻 <i>Pseudo-nitzschia pungens</i> 、圆筛藻 <i>Coscinodiscus</i> sp.、威氏圆筛藻 <i>Thalassiosira weissflogii</i> 、星脐圆筛藻 <i>Coscinodiscus asteromphalus</i> 、虹彩圆筛藻 <i>Coscinodiscus oculus-iridis</i> 、具边圆筛藻 <i>Coscinodiscus marginato-lineatus</i> 、扁面角毛藻 <i>Chaetoceros compressus</i> 、奇异菱形藻 <i>Nitzschia paradoxa</i> 、具槽帕拉藻 <i>Paralia sulcata</i> 、日本星杆藻 <i>Asterionella japonica</i> 、短楔形藻 <i>Licmophora abbreviata</i> 、窄隙角毛藻 <i>Chaetoceros affinis</i> 、冕孢角毛藻 <i>Chaetoceros diadema</i> 、三角角藻 <i>Ceratium tripos</i> 、拟弯角毛藻 <i>Chaetoceros</i> 、丹麦细柱藻 <i>Leptocylindrus danicus</i> 、洛氏角毛藻 <i>Chaetoceros lorenzianus</i> 、透明福轩藻 <i>Bacteriastrum hyalinum</i>	国家海洋局第一海洋研究所, 1988
2001~2002	1~12	中肋骨条藻 <i>Skeletonema costatum</i> 、菱形藻 <i>Nitzschia paradoxa</i> 、圆筛藻 <i>Coscinodiscus</i> sp.、角毛藻 <i>Chaetoceros</i> spp.、海链藻 <i>Thalassiosira</i> sp.、具槽帕拉藻 <i>Paralia sulcata</i> 、短楔形藻 <i>Licmophora abbreviata</i> 、地中海指管藻 <i>Raphidiopsis mediterranea</i> 、丹麦细柱藻 <i>Leptocylindrus danicus</i> 、太阳漂流藻 <i>Planktoniella sol</i> 、扭曲小环藻 <i>Cyclotella comta</i>	刘慧等, 2003
2006~2007	4、7、11、1	具槽帕拉藻 <i>Paralia sulcata</i> 、中肋骨条藻 <i>Skeletonema costatum</i> 、奇异菱形藻 <i>Nitzschia paradoxa</i> 等	李超伦等, 2010
2015	3、5、8、11	具槽帕拉藻 <i>Paralia sulcata</i> 、中肋骨条藻 <i>Skeletonema costatum</i> 、丹麦细柱藻 <i>Leptocylindrus danicus</i> 、菱形藻 <i>Nitzschia paradoxa</i> 、丹麦细柱藻 <i>Leptocylindrus danicus</i> 、针杆藻 <i>Synedra</i> sp.、尖刺菱形藻 <i>Pseudo-nitzschia pungens</i> 、柔弱几内亚藻 <i>Guinardia delicatula</i> 、柔弱拟菱形藻 <i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> 、优美旭氏藻 <i>Schroederella delicatula</i> 、海链藻 <i>Thalassiosira</i> sp.、布氏双尾藻 <i>Ditylumbrightwellii</i> 、双孢角毛藻 <i>Chaetoceros didymus</i> 、劳氏角毛藻 <i>Chaetoceros lauderi</i>	王晓敏, 2017
2017~2018	4、7、11、1	具槽帕拉藻 <i>Paralia sulcata</i> 、旋链角毛藻 <i>Chaetoceros curvisetus</i> 、奇异菱形藻 <i>Nitzschia paradoxa</i> 、扭链角毛藻 <i>Chaetoceros tortissimus</i> 、柔弱几内亚藻 <i>Guinardia delicatula</i> 、圆筛藻 <i>Coscinodiscus</i> sp.、小环藻 <i>Cyclotella</i> sp.、曲舟藻 <i>Pleurosigma</i> sp.	侯兴等, 2021
2023~2024	10、1、5、8	具槽帕拉藻 <i>Paralia sulcata</i> 、菱形藻 <i>Nitzschia paradoxa</i> 、长菱形藻 <i>Nitzschia longissima</i> 、圆筛藻 <i>Coscinodiscus</i> sp. 等	本研究

表 4 桑沟湾浮游植物物种组成长期变化

Tab.4 Long-term changes in the number and composition of phytoplankton species in Sanggou Bay

调查时间/年	浮游植物种类组成(包括变种)				优势 种数	多样性指数	细胞丰度/ ($\times 10^3$ cells/L)	数据来源
	总数 属(种)	硅藻 属(种)	甲藻 属(种)	其他				
1983~1984	49(181)	40(145)	7(34)	2	19	1.71	2.28	国家海洋局第一海洋研究所, 1988
1989~1990	45(118)	38(103)	6(14)	1	—	2.10	1.33	宋洪军等, 2007
1999~2000	46(148)	37(117)	8(23)	1	—	1.98	2.97	宋洪军等, 2007
2001~2002	—	—	—	—	24	—	—	刘慧等, 2003
2003~2005	32(72)	29(60)	3(12)	0	—	0.63~3.40	1.83	慕建东等, 2009
2006~2007	(92)	(74)	(11)	7	—	1.91~2.74	—	李超伦等, 2010
2011~2012	(80)	(64)	(13)	3	—	1.17~1.78	—	Yuan <i>et al.</i> , 2014
2015~2016	51(97)	36(72)	13(22)	3	13	1.44~3.95	59.5	王晓敏, 2017
2017~2018	29(51)	24(43)	3(4)	5	8	1.01	—	侯兴等, 2021
2023~2024	32(57)	20(40)	10(14)	3	13	1.83~3.31	1.72	本研究

注: —表示未检出

范围为 $(0.005\sim 3.42) \times 10^3$ cells/L (慕建东等, 2009)。2006~2007 年调查期间, 细胞丰度季节变化范围为 $(0.63\sim 1.88) \times 10^3$ cells/L (李超伦等, 2010), 依然呈单峰型季节变化, 冬季细胞丰度最高。虽然该研究调查期

间浮游植物种类数显著降低, 但并未出现浮游植物细胞丰度 $[(0.50\sim 43.4) \times 10^3$ cells/L] 的显著降低。Jiang 等 (2016) 连续进行 14 个月观测结果表明, 桑沟湾养殖牡蛎喜好滤食小型 ($>20 \mu\text{m}$) 浮游植物, 不能有效截留微

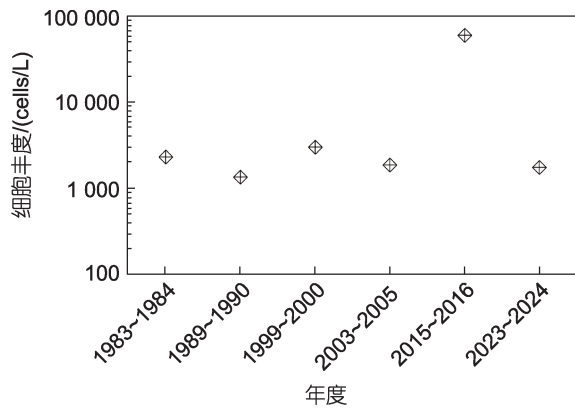


图9 桑沟湾浮游植物年平均细胞丰度变化趋势

Fig.9 Historical variations in the annual average cell abundance of phytoplankton (cells/L) in Sanggou Bay

注: 文献引用(国家海洋局第一海洋研究所, 1988; 宋洪军等, 2007; 郝林华等, 2012; 王晓敏, 2017; 本研究)

微型浮游植物, 促进微微型浮游植物丰度提升。在贝类摄食压力下, 并未出现浮游植物细胞丰度的显著降低, 说明桑沟湾浮游植物可能存在向小型化演替的现象。

3 讨论

3.1 叶绿素 *a* 分布特征

浮游植物生长与光照、温度、营养盐水平等因子密切相关。光照、营养盐适宜的条件下, 粒径较大的浮游植物在浮游植物群落中往往更具有竞争优势 (Cermeño *et al.*, 2005); 而在光线较弱、营养盐相对匮乏的条件下, 粒径小的浮游植物因具有较大的比表面积而显现出竞争优势 (Cermeño *et al.*, 2005; 黄邦钦等, 2006)。桑沟湾海域 chl *a* 时空分布及粒径构成存在显著的季节变化。春季 chl *a* 含量最低, 且显著低于夏季 ($P < 0.05$), 与以往调查结果相同, 是多种因子共同作用结果。春季浮游植物粒径构成与王晓敏 (2017)、李凤雪等 (2020) 研究结果存在差异, 可能与调查时营养物质结构有关。桑沟湾属于内湾, 大面积筏式养殖以及口门外大面积海带养殖, 在一定程度上阻碍了桑沟湾内外水交换, 致使内外水交换减缓 (Shi *et al.*, 2011; Zeng *et al.*, 2015)。春季调查期间, 河流径流量小 ($0 \sim 0.95 \text{ m}^3/\text{s}$), 陆源营养盐输入量少, 与外海水交换成为营养盐的重要来源 (Li *et al.*, 2024)。外部海水向湾内输运的过程中, 经海带养殖区, 营养盐被海带大量吸收 (石洪华等, 2011; Fan *et al.*, 2019), 外部海水营养盐输送量被削弱 (Li *et al.*, 2024), 出现磷限制 ($\text{DIN:DIP} = 36.9 \pm 11.5$, $\text{DIP} < 0.01 \text{ } \mu\text{mol/L}$) 现象。同时海带养殖对

水体光照强度也产生一定程度的影响。多种因素共同作用, 导致春季 chl *a* 水平较低, 也引起春季小型浮游植物粒径占比降低, 微型浮游植物占比升高。夏季调查期间, 降雨量升高 ($\sim 209 \text{ mm}$), 河流径流量提升 ($0 \sim 45.8 \text{ m}^3/\text{s}$), 陆源营养盐输入量增加 (Li *et al.*, 2016, 2024), 同时海水温度升高, 海带收获, 均对浮游植物生长有促进作用, 加快了磷酸盐的消耗, 同样存在磷酸盐限制 ($\text{DIN:DIP} = 34.0 \pm 28.1$, $\text{DIP} < 0.01 \text{ } \mu\text{mol/L}$), 微型浮游植物继续占优。此外, 贝类生理活动也是重要的控制因素。研究指出, 贝类滤食会对浮游植物产生下行控制效应, 贝类排泄释放的无机态氮、磷酸盐又成为重要的营养盐来源促进浮游植物生长 (Li *et al.*, 2024), 且夏季贝类新陈代谢达到顶峰 (毛玉泽等, 2018), 共同作用促进了夏季 chl *a* 水平升高而微型浮游植物占优的特征。秋季、冬季调查期间温度降低可能引起浮游植物吸收消耗降低, 不存在磷酸盐限制现象 ($\text{DIP} > 0.01 \text{ } \mu\text{mol/L}$), 可能是引起浮游植物结构向小型浮游植物占优转变的原因。冬季以小型浮游植物为主, 夏季以微型浮游植物为主, 且微微型浮游植物占比升高, 可能是冬季、夏季 chl *a* 含量不存在显著差异, 但夏季浮游植物细胞丰度显著升高的原因。另外, 该研究调查期间, 夏季 DIN 浓度较低 [$(1.98 \pm 1.68) \text{ } \mu\text{mol/L}$], 个别站位出现氮限制现象, 可能是引起冬季、夏季 chl *a* 平均浓度虽无显著差异但冬季稍高于夏季的原因。

3.2 桑沟湾浮游植物群落长期演变浅析

对桑沟湾海域历史资料比较分析可知, 经过 40 年大面积筏式养殖, 浮游植物优势种处于动态变化中, 出现优势种演替现象 (表 3) (国家海洋局第一海洋研究所, 1988; 刘慧等, 2003; 李超伦等, 2010; 王晓敏, 2017; 侯兴等, 2021), 优势种类数也出现逐渐降低的现象 (表 4)。1983~1984 年大面积筏式养殖初始时, 桑沟湾水体浮游植物种类组成与邻近海域黄海相似, 优势种类包括骨条藻、圆筛藻、尖刺菱形藻、角毛藻属等, 其中骨条藻全年平均占浮游植物总数量的 27.1%, 夏季 (7 月) 更高达浮游植物总量的 95%, 具槽帕拉藻虽在全年均可观测到, 但其细胞丰度范围仅为 $(0.0001 \sim 0.7) \times 10^3 \text{ cells/L}$ (国家海洋局第一海洋研究所, 1988)。2001~2002 年进行全年观测时, 中肋骨条藻成为绝对优势种, 4 月底栖硅藻具槽帕拉藻在湾口区域成为优势种之一 (刘慧等, 2003), 圆筛藻虽在多个月份观测到, 但仅在 4 月成为优势种。2006~2007 年进行观测时发现, 之前占有绝对优势的中肋骨条藻只在夏季 (7 月)、冬季 (1 月) 成为优势种, 而圆筛藻在 7

月已不能形成原有的优势,底栖性的具槽帕拉藻和奇异菱形藻成为桑沟湾重要的优势类群。其后,2015~2016年、2017~2018年、2023~2024年在桑沟湾进行的不同季节的大面观测,具槽帕拉藻在不同季节均观测到且成为桑沟湾的主要优势种,细胞平均丰度可达 7.10×10^3 cells/L,前期观测到的骨条藻、中肋骨条藻、

圆筛藻属、角毛藻属等已不能形成原有的优势。桑沟湾筏式养殖早期以栉孔扇贝为主,进入20世纪90年代,为追求高产量、高效益,养殖密度大幅提升导致水质变差贝类养殖产量降低,贝类养殖逐渐转变为牡蛎养殖为主,硅藻是牡蛎的主要食物来源(Jiang *et al*, 2019),可能是硅藻优势种演替的一个因素。

表 5 滤食性贝类对浮游植物群落结构的影响

Tab.5 The effect of bivalve filter-feeders on the community structure of phytoplankton

海域	养殖种类	chl <i>a</i> 含量	群落结构	文献
胶州湾	菲律宾蛤仔 <i>Ruditapes philippinarum</i>	减少 90%	对浮游植物较强的下行控制	Han <i>et al</i> , 2017
枸杞岛	紫贻贝 <i>Mytilus edulis</i>	减少 80% 以上	—	Lin <i>et al</i> , 2016
山东	帘蛤 <i>Mercenaria</i>	—	绿藻门、蓝藻门相对丰度降低,硅藻门、裸藻门相对丰度增加	Qiao <i>et al</i> , 2022
大亚湾	牡蛎 <i>Oyster</i>	降低 60%	小型浮游植物丰度(>20 μ m)降低,微微型浮游植物丰度增加	Jiang <i>et al</i> , 2016
大平湾	牡蛎 <i>Oyster</i>	牡蛎收获后, chl <i>a</i> 水平升高 4 倍	由硅藻门主要优势种转为硅藻门、甲藻门、蓝藻门共同主导	Huang <i>et al</i> , 2008
Skive Fjord estuary, Denmark	贻贝 <i>Mytilus</i> sp.	降低 30%	—	Timmermann <i>et al</i> , 2019

1983~1989年,栉孔扇贝养殖业在桑沟湾得到迅速发展(宋洪军等,2007;李超伦等,2010)。张莉红等(2005)研究指出,扇贝养殖会对甲藻生物量产生抑制效应,引起浮游植物群落结构发生变化,这可能是养殖前期甲藻种类降低较高的主因。滤食性双壳贝类养殖无需额外添加饵料(Tan *et al*, 2017),贝类较强的滤食能力对叶绿素水平及浮游植物群落组会造成影响,在很多养殖海域均观测到此现象(表 5)(Huang *et al*, 2008; Jiang *et al*, 2016, 2019; Lin *et al*, 2016; Timmermann *et al*, 2019; Qiao *et al*, 2022)。如大亚湾牡蛎养殖区叶绿素含量比非养殖区低约 60%(Jiang *et al*, 2016),枸杞岛降低了约 80%(Lin *et al*, 2016),而养殖贝类生物量占总生物量 63% 的胶州湾,贝类对浮游植物的消耗占整个生态系统浮游植物消耗总量的 90%,对浮游植物群落产生较强的下行效应(Jiang *et al*, 2019)。进入 20 世纪 90 年代后,为了追求高产量、高产出,桑沟湾养殖面积和养殖密度均大幅提升,在此影响之下,也引起扇贝养殖病害发生而最终导致栉孔扇贝养殖产量下降,湾内贝类养殖由栉孔扇贝为主转为以牡蛎养殖为主(Zhang *et al*, 2009)。滤食性贝类对浮游植物的摄食又具有选择性(Tan *et al*, 2024),如新西兰绿唇贻贝对粒径>2 μ m 的浮游植物具有较高的

滤食率(Safi *et al*, 2010),但对粒径<3 μ m 的细菌及微微型浮游植物的截留效率较低(Cranford *et al*, 2011)。浮游植物是牡蛎的主要饵料,硅藻是其最重要的食物来源(Dupuy *et al*, 2000; Tan *et al*, 2024; Jacobs *et al*, 2015)。桑沟湾养殖牡蛎喜好滤食小型(>20 μ m)浮游植物,不能有效截留微微型浮游植物,促进微微型浮游植物丰度提升(Jiang *et al*, 2016)。牡蛎滤食削弱了硅藻在浮游植物群落中的占比。此外,贝类通过滤食颗粒物、排泄释放溶解态营养盐、收获移除及生物沉降影响氮、磷、硅循环,对浮游植物产生上行效应(Cherif *et al*, 2016; Ray *et al*, 2020, 2021),最终影响浮游群落结构。大面积筏式养殖开展后,桑沟湾溶解无机氮水平大幅上升,磷酸盐及硅酸盐浓度水平保持在相对稳定的状态,导致桑沟湾出现潜在营养盐限制现象,且近几年春季、夏季出现磷限制问题(Zhang *et al*, 2023; Li *et al*, 2016, 2024),硅限制现象也已观测到(Li *et al*, 2024),也会影响桑沟湾浮游植物群落结构组成。养殖业的快速发展及贝类养殖种类的改变,可能是导致桑沟湾硅藻种类数量大幅降低的主要因素,最终引起春季、夏季浮游植物多样性出现退化状态。

综上可知,桑沟湾在大面积筏式养殖活动影响下,浮游植物群落自然变化特征已发生改变,不同种类养

殖活动直接或间接地影响浮游植物时空分布,而浮游植物群落变化将通过食物链影响整个生态系统,为保证该湾养殖业的可持续产出并维持生态系统的稳定性,亟须发展耦合水动力、养殖生物个体生长模型和生物地球化学模型的养殖容量动态评估方法,实施基于生态系统水平的海水养殖管理,实现经济、生态、社会效益的有机统一。

4 结论

本研究基于现场调查和历史数据,分析了桑沟湾养殖活动影响下浮游植物生态特征,结果表明叶绿素 *a* 表现为冬季>夏季>秋季>春季的季节特征。微型浮游植物是春季、夏季浮游植物的主要贡献者,小型浮游植物是秋季、冬季浮游植物的主要贡献者。硅藻仍是桑沟湾优势种群,但浮游植物群落组成已发生显著改变,硅藻种类数降低,优势种出现演替,底栖硅藻具槽帕拉藻、菱形藻成为主要优势种,浮游植物群落组成有小型化趋势。因此,需要基于养殖容量评估实施科学合理的养殖策略,维持生态系统稳定性的同时,保证桑沟湾海水养殖业的可持续发展。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参 考 文 献

- 马建新,郑振虎,李云平,等,2002. 莱州湾浮游植物分布特征[J]. 海洋湖沼通报(4): 63-67.
- 王晓敏,2017. 桑沟湾多营养级综合养殖模式下浮游植物群落结构研究[D]. 广州:暨南大学: 118.
- 毛玉泽,李加琦,薛素燕,等,2018. 海带养殖在桑沟湾多营养层次综合养殖系统中的生态功能[J]. 生态学报, 38(9): 3230-3237.
- 国家海洋局第一海洋研究所,1988. 桑沟湾增养殖环境综合调查研究[M]. 青岛:青岛出版社: 188.
- 方建光,孙慧玲,匡世煊,等,1996. 桑沟湾海带养殖容量的研究[J]. 海洋水产研究, 17(2): 7-17.
- 吕瑞华,夏滨,毛兴华,1999. 桑沟湾水域浮游植物的光量子产值[J]. 海洋与湖沼, 30(1): 52-57.
- 刘慧,方建光,董双林,等,2003. 莱州湾和桑沟湾养殖海区浮游植物的研究 II [J]. 海洋水产研究, 24(3): 20-28.
- 孙儒泳,1987. 动物生态学原理[M]. 北京:北京师范大学出版社.
- 李凤雪,蒋增杰,高亚平,等,2020. 桑沟湾浮游植物粒径结构及其与环境因子的关系[J]. 渔业科学进展, 41(1): 31-40.
- 李超伦,张永山,孙松,等,2010. 桑沟湾浮游植物种类组成、数量分布及其季节变化[J]. 渔业科学进展, 31(4): 1-8.
- 宋洪军,李瑞香,王宗灵,等,2007. 桑沟湾浮游植物多样性年际变化[J]. 海洋科学进展, 25(3): 332-339.
- 张莉红,张学雷,李瑞香,等,2005. 桑沟湾扇贝养殖对甲藻数量的影响[J]. 海洋科学进展, 23(3): 342-346.
- 张朝晖,2007. 桑沟湾海洋生态系统服务价值评估[D]. 青岛:中国海洋大学: 132.
- 赵俊,周诗贵,孙耀,等,1996. 桑沟湾增养殖水文环境研究[J]. 海洋水产研究, 17(2): 68-79.
- 郝林华,孙丕喜,郝建民,等,2012. 桑沟湾海域叶绿素 *a* 的时空分布特征及其影响因素研究[J]. 生态环境学报, 21(2): 338-345.
- 侯兴,高亚平,杜美荣,等,2021. 桑沟湾浮游植物群落结构时空变化特征及影响因素[J]. 渔业科学进展, 42(2): 18-27.
- 黄邦钦,刘媛,陈纪新,等,2006. 东海、黄海浮游植物生物量的粒级结构及时空分布[J]. 海洋学报, 28(2): 156-164.
- 石洪华,方国洪,胡龙,等,2011. 用生态动力学模型分析海带养殖对浮游生态系统的影响[J]. 水道港口, 32(3): 213-218.
- 龚信宝,2014. 春季胶州湾和桑沟湾表层海水 $p\text{CO}_2$ 分布及影响因素分析[D]. 青岛:中国海洋大学: 69.
- 慕建东,董玮,陈碧鹃,等,2009. 桑沟湾浮游植物生态特征[J]. 渔业科学进展, 30(3): 91-96.
- CERMEÑO P, MARAÑO E, RODRÍGUEZ J, *et al*, 2005. Large-sized phytoplankton sustain higher carbon-specific photosynthesis than smaller cells in a coastal eutrophic ecosystem [J]. Marine Ecology Progress Series, 297: 51-60.
- CHERIF M, GRANADOS M, DUFFY S, *et al*, 2016. Potential for local fertilization: A benthocosm test of long-term and short-term effects of mussel excretion on the plankton [J]. PLoS One, 11(6): e0156411.
- CRANFORD P J, WARD J E, SHUMWAY S E, 2011. Bivalve filter feeding: Variability and limits of the aquaculture biofilter [M] // SHUMWAY S E. Shellfish Aquaculture and the Environment. Oxford: John Wiley & Sons: 81-124.
- DUPUY C, LAM-HÖAI T, ROUGIER C, *et al*, 2000. Feeding rate of the oyster *Crassostrea gigas* in a natural planktonic community of the Mediterranean Thau Lagoon [J]. Marine Ecology Progress Series, 205: 171-184.
- FAN W, ZHAO R L, YAO Z Z, *et al*, 2019. Nutrient removal from Chinese coastal waters by large-scale seaweed aquaculture using artificial upwelling [J]. Water, 11(9): 1754.
- FANG J G, ZHANG J, XIAO T, *et al*, 2016. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in Sanggou Bay, China [J]. Aquaculture Environment Interactions, 8: 201-205.
- GE C Z, FANG J G, SONG X F, *et al*, 2008. Response of phytoplankton to multispecies mariculture: A case study on the carrying capacity of shellfish in the Sanggou Bay in China [J]. Acta Oceanologica Sinica, 27(1): 102-112.
- HAN D Y, CHEN Y, ZHANG C L, *et al*, 2017. Evaluating impacts of intensive shellfish aquaculture on a semi-closed marine ecosystem [J]. Ecological Modelling, 359: 193-200.
- HANSEN H P, KOROLEFF F, 1999. Determination of nutrients [M] // GRASSHOFF K, KREMLING K, EHRHARDT M. Methods of Seawater Analysis. Weinheim, Baden-Württemberg, Germany: Wiley-VCH Verlag: 159-228.
- HUANG C H, LIN H J, HUANG T C, *et al*, 2008. Responses of phytoplankton and periphyton to system-scale removal of oyster-culture racks from a eutrophic tropical lagoon [J]. Marine Ecology Progress Series, 358: 1-12.
- JACOBS P, RIEGMAN R, VAN DER MEER J, 2015. Impact of the blue mussel *Mytilus edulis* on the microbial food web in

- the western Wadden Sea, The Netherlands [J]. Marine Ecology Progress Series, 527: 119-131.
- JIANG T, CHEN F Y, YU Z H, *et al*, 2016. Size-dependent depletion and community disturbance of phytoplankton under intensive oyster mariculture based on HPLC pigment analysis in Daya Bay, South China Sea [J]. Environmental Pollution, 219: 804-814.
- JIANG Z B, DU P, LIAO Y B, *et al*, 2019. Oyster farming control on phytoplankton bloom promoted by thermal discharge from a power plant in a eutrophic, semi-enclosed bay [J]. Water Research, 159: 1-9.
- KANG C K, LEE Y W, CHOY E J, *et al*, 2006. Microphytobenthos seasonality determines growth and reproduction in intertidal bivalves [J]. Marine Ecology Progress Series, 315: 113-127.
- LI R H, JIANG Z J, LIN F, *et al*, 2024. Silicon balance in an integrated multi-tropical aquaculture ecosystem, Sanggou Bay, China [J]. Frontiers in Marine Science, 11: 1431878.
- LI R H, LIU S M, ZHANG J, *et al*, 2016. Sources and export of nutrients associated with integrated multi-trophic aquaculture in Sanggou Bay, China [J]. Aquaculture Environment Interactions, 8: 285-309.
- LIN F, DU M R, LIU H, *et al*, 2020. A physical-biological coupled ecosystem model for integrated aquaculture of bivalve and seaweed in sanggou bay [J]. Ecological Modelling, 431: 109181.
- LIN J, LI C Y, ZHANG S Y, 2016. Hydrodynamic effect of a large offshore mussel suspended aquaculture farm [J]. Aquaculture, 451: 147-155.
- MAO Y Z, ZHOU Y, YANG H S, *et al*, 2006. Seasonal variation in metabolism of cultured pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Sanggou Bay, China [J]. Aquaculture, 253(1/2/3/4): 322-333.
- PARSONS T R, MAITA Y, LAILI C M, 1984. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis [M]. Oxford: Pergamon Press: 173.
- PERNET F, MALET N, PASTOUREAUD A, *et al*, 2012. Marine diatoms sustain growth of bivalves in a Mediterranean lagoon [J]. Journal of Sea Research, 68: 20-32.
- QIAO L, CHANG Z Q, LI J, *et al*, 2022. Selective feeding of three bivalve species on the phytoplankton community in a marine pond revealed by high-throughput sequencing [J]. Scientific Reports, 12: 6163.
- RAY N E, AL-HAJ A N, MAGUIRE T J, *et al*, 2021. Coastal silicon cycling amplified by oyster aquaculture [J]. Marine Ecology Progress Series, 673: 29-41.
- RAY N E, FULWEILER R W, 2020. Meta-analysis of oyster impacts on coastal biogeochemistry [J]. Nature Sustainability, 4(3): 261-269.
- SAFI K A, HAYDEN B, 2010. Differential grazing on natural planktonic populations by the mussel *Perna canaliculus* [J]. Aquatic Biology, 11(2): 113-125.
- SHI J, WEI H, ZHAO L, *et al*, 2011. A physical-biological coupled aquaculture model for a suspended aquaculture area of China [J]. Aquaculture, 318(3/4): 412-424.
- SUN X, SONG X L, JIANG Z J, *et al*, 2024. Biogenic silica in sediment core indicates the historical development of off-bottom oyster farming [J]. Science of the Total Environment, 947: 174591.
- TAN K, Xu P, Huang L H, *et al*, 2024. Effects of bivalve aquaculture on plankton and benthic community [J]. Science of the Total Environment, 914: 169892.
- TAN K S, Ransangan J, 2017. Feeding behaviour of green mussels, *Perna viridis* farmed in Marudu Bay, Malaysia [J]. Aquaculture Research, 48(3): 1216-1231.
- TIMMERMANN K, MAAR M, BOLDING K, *et al*, 2019. Mussel production as a nutrient mitigation tool for improving marine water quality [J]. Aquaculture Environment Interactions, 11: 191-204.
- UTERMÖHL H, 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik [J]. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen, 9 (1): 1-38.
- XU Q, YANG H S, 2007. Food sources of three bivalves living in two habitats of Jiaozhou Bay (Qingdao, China): Indicated by lipid biomarkers and stable isotope analysis [J]. Journal of Shellfish Research, 26(2): 561-567.
- YUAN M L, ZHANG C X, JIANG Z J, *et al*, 2014. Seasonal variations in phytoplankton community structure in the Sanggou, Ailian, and Lidao Bays [J]. Journal of Ocean University of China, 13(6): 1012-1024.
- ZENG D Y, HUANG D J, QIAO X D, *et al*, 2015. Effect of suspended kelp culture on water exchange as estimated by in situ current measurement in Sanggou Bay, China [J]. Journal of Marine Systems, 149: 14-24.
- ZHANG J, TISHCHENKO P Y, JIANG Z J, *et al*, 2023. Diverse nature of the seasonally coastal eutrophication dominated by oceanic nutrients: An eco-system based analysis characterized by salmon migration and aquaculture [J]. Marine Pollution Bulletin, 193: 115150.
- ZHANG J H, HANSEN P K, FANG J G, *et al*, 2009. Assessment of the local environmental impact of intensive marine shellfish and seaweed farming-application of the MOM system in the Sungo Bay, China [J]. Aquaculture, 287(3/4): 304-310.

SPATIOTEMPORAL DISTRIBUTION OF PHYTOPLANKTON COMMUNITY COMPOSITION IN SANGGOU BAY AND THE DRIVING FACTORS FOR ITS LONG-TERM EVOLUTION

LI Rui-Huan¹, JIANG Zeng-Jie^{1,2}, LIN Fan¹, ZHANG Yi-Tao³, LI Wei-Wei¹, CHANG Shu-Jie¹,
YUAN Ming-Jun¹, WANG Lin-Jie¹, SHI Ya-Zhou¹, LI Pei-Long¹, HAO Zi-Bing¹

(1. State Key Laboratory of Mariculture Biobreeding and Sustainable Goods, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China; 2. Laboratory for Marine Fisheries Science and Food Production Processes, Laoshan Laboratory, Qingdao 266237, China; 3. Rongcheng Chudao Aquaculture Co., Ltd., Rongcheng 264312, China)

Abstract Tracking and understanding the historical variations in phytoplankton community composition in Sanggou Bay hold significant implications for eutrophication management, environmental quality regulation in aquaculture waters, and provides basic materials and scientific basis for carrying capacity. Based on previous investigations of phytoplankton in Sanggou Bay, we summerized four decades of historical data to analyze the long-term variation trends in community structure and identify the key drivers on the current state. Results show that chlorophyll *a* (chl *a*) in surface water increased from inner to outer bay in spring but decreased in autumn and winter, showing notable compositional shifts. Nano-phytoplankton dominated chl *a* in spring (53%) and summer (71%), while micro-phytoplankton prevailed in autumn (52%) and winter (71%). A total of 57 phytoplankton species (including varieties and forms) from 33 genera were identified, mainly diatoms (40 species) and dinoflagellates (14 species), and diatoms remained the dominant group. Cell abundance of phytoplankton was the highest in summer (276×10^3 cells/L) and lowest in winter (6.4×10^3 cells/L). Species diversity indices had no significant seasonal variation. Over the past four decades, chl *a* dynamics in Sanggou Bay exhibited two distinct phases: a peak in the 1990s followed by a decline after the 2000s due to the shifts in aquaculture practices, stabilizing post-2000 until 2024. Prolonged large-scale raft aquaculture resulted in the decreases in the number of phytoplankton and diatom species and a notable transition toward smaller-sized diatom dominance. The type and density of culture species and culture modes may be the key factors on the community structure and seasonal variation of phytoplankton.

Key words chlorophyll *a*; phytoplankton; community composition; long-term variation; Sanggou Bay