

DOI: 10.12264/JFSC2022-0047

## 庙岛群岛海域浮游植物群落年际变化及与环境因子的关系

王玮云, 何健龙, 付萍, 姜会超, 王宁, 刘爱英, 宋秀凯, 程玲

山东省海洋资源与环境研究院 山东省海洋生态修复重点实验室, 山东 烟台 264006

**摘要:** 根据庙岛群岛海域(120.4°E~121.0°E, 37.8°E~38.2°N) 2015—2020 年 5 月(枯水期)和 8 月(丰水期) 12 个航次的浮游植物和水环境调查结果, 结合降水量数据和厄尔尼诺事件, 以研究气候变化过程中浮游植物的年际变化特征。结果表明, 共鉴定出浮游植物 4 门 45 属 109 种, 贡献率最大的为硅藻门(Bacillariophyta), 占藻类种类数的 85.32%, 甲藻门(Pyrrophyta)次之, 占藻类种类数的 11.93%。调查期间枯水期硅藻丰度比例一直高于 90%, 主要优势种为具槽帕拉藻(*Paralia sulcata*); 丰水期硅藻占比明显下降, 甲藻丰度比例由 0.5%逐渐升至 58.7%, 主要优势种为日本角毛藻(*Chaetoceros nipponicus*)和三角角藻(*Triplos muelleri*)。2018/2019 和 2019/2020 年厄尔尼诺影响期间, 2019—2020 年枯、丰水期浮游植物丰度与 2015—2018 年相比降幅达 93.2%。典范对应分析(CCA)结果表明, 影响浮游植物群落的主要环境因子依次为: 水温、降水量、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ , 硅藻类优势种多受与降水量相关的  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、DIN 水平所调控, 而甲藻类主要影响因素为水温。其中具槽帕拉藻优势度与  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$  浓度呈显著负相关( $P<0.05$ ), 日本角毛藻优势度与前两月降水量呈显著正相关( $P<0.05$ ), 极端干旱条件下浮游植物群落结构相似性明显低于其他航次。

**关键词:** 浮游植物; 环境因子; 降水量; 气候变化; 厄尔尼诺; 庙岛群岛

**中图分类号:** S931

**文献标志码:** A

**文章编号:** 1005-8737-(2022)07-1002-11

庙岛群岛海域纵列于渤海海峡, 位于黄渤海交汇处, 拥有多个国家级和省级水产种质资源保护区, 其周边海域初级生产力较高, 是刺参(*Stichopus japonicus*)、皱纹盘鲍(*Haliotis discus hannai*)等海珍品原产地和重要的海水养殖区。受气候变化和人类活动的影响, 近年来海洋生态环境逐渐成为影响和制约长岛渔业生产和养殖业发展的主要因素之一。

浮游植物是海洋生态系统的初级生产者, 也是食物网的重要组成部分, 在海洋生态系统的物质循环和能量流动中充当着重要的角色<sup>[1]</sup>。浮游植物因具有个体小、生命周期短、细胞结构简单等特点, 对生存环境的变化响应敏感, 其群落变动可以有效反映出气候和海洋生态环境的变化。同时, 在渔业种群的栖息地, 浮游植物的演替直

接影响着渔业生物饵料基础的变动<sup>[2]</sup>。大量研究表明, 在厄尔尼诺(El Niño)等极端气候事件影响期间浮游植物群落存在明显的年际变化趋势, 并通过食物链的传递影响渔业产量<sup>[3-13]</sup>。然而, 针对庙岛群岛海域浮游植物的研究在时空尺度上较为分散, 关于年际演变趋势的报道较少。El Niño 现象多伴随海水升温<sup>[3-6]</sup>, 在我国, 长江以北沿海地区在 El Niño 次年降水往往会减少<sup>[14-15]</sup>。本研究根据 2015—2020 年庙岛群岛浮游植物和水质监测数据, 以期间发生的 3 次 El Niño 事件带来的干旱气候和环境变化为背景, 用气象参数降水量表征陆源多种营养物质的输入水平, 加入环境因子中合并探讨浮游植物群落结构与多重环境因子的关系, 以分析气候变化过程中浮游植物群落的年际变化特征及驱动因素, 旨在为渔业资源的合理

**收稿日期:** 2022-02-17; **修订日期:** 2022-03-22.

**基金项目:** 国家自然科学基金面上项目(4217060315); 国家重点研发计划项目(2018YFC1407605).

**作者简介:** 王玮云(1987-), 女, 助理研究员, 硕士, 从事海洋生态学研究. E-mail: wwyy495278513@163.com. 程玲, 共同第一作者, 助理研究员, 从事海洋生态学研究. E-mail: linger19891028@126.com

开发利用和增殖养护规划提供参考依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集与检测

在庙岛群岛海域(120.4°E~121.0°E, 37.8°N~38.2°N), 布设 12 个调查站位(图 1), 该海域水深为 3.0~29.0 m。于 2015—2020 年春季枯水期(5 月)和夏季丰水期(8 月)共进行 12 个航次水环境及浮游植物调查。

浮游植物样品采集和检测均按 GB/T 12763.6—2007 海洋调查规范<sup>[16]</sup>进行。浮游植物样品使用浅 III 浮游生物网自底层至表层垂直拖网采集, 经鲁格

氏溶液固定后于实验室进行种类鉴定和计数。每个样品取样镜检 3 次, 每次镜检计数细胞个数不少于 200 个。海水样品的采集和检测均按照 GB 17378.4—2007《海洋监测规范》<sup>[17]</sup>进行。使用 CTD 获取水温( $T$ )、盐度( $S$ ), 使用 Winkler 碘量法对溶解氧( $DO$ )进行现场测定, pH 值采用复合电极法进行现场测定。叶绿素  $a$  (Chl.  $a$ )采用紫外可见分光光度计测定, 硝酸盐( $NO_3^-$ -N)、亚硝酸盐( $NO_2^-$ -N)、磷酸盐( $PO_4^{3-}$ -P)、硅酸盐( $SiO_3^{2-}$ -Si)采用 QUAATRO 型营养盐自动分析仪测定。氨氮( $NH_4^+$ -N)采用次溴酸钠氧化法手工测定。其中, 可溶性无机氮  $DIN=NO_3^-$ -N+ $NO_2^-$ -N+ $NH_4^+$ -N, 数据均采用表层水样数据。

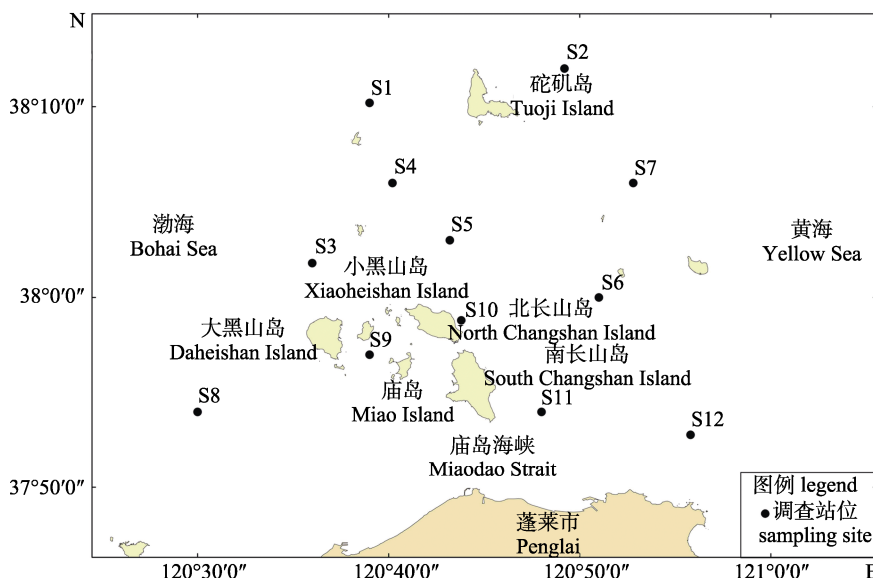


图 1 庙岛群岛海域调查站位设置

Fig. 1 Sampling sites in Miaodao Archipelago waters

### 1.2 数据与分析

2015—2020 年期间 3 次 El Niño 发生的时间范围按照文献资料整理<sup>[18-20]</sup>, 分别为 2014 年 10 月—2016 年 4 月, 2018 年 9 月—2019 年 6 月, 2019 年 11 月—2020 年 5 月。降雨将陆源营养物质以径流等方式输送入海<sup>[11]</sup>, 因庙岛群岛远离陆地, 地表径流不明显, 因此以降水量表征陆源多种营养物质的输入水平, 降水量数据为长岛县调查前 2 月降水量, 以下本研究出现的降水量(PREP)都指的是采样前 2 月降水量。2001—2020 年 3—4 月、6—7 月降水量最低值为 4.4 mm (2020 年)、37.2 mm (2015 年), 数据均来源于长岛综合试验

区经济发展局。在进行结果分析时,  $DIN$ 、 $PO_4^{3-}$ -P 和  $SiO_3^{2-}$ -Si 绝对限制的判定标准参考 Justić 等<sup>[21]</sup>和 Nelson 等<sup>[22]</sup>, 即  $N < 1.0 \mu\text{mol/L}$ 、 $P < 0.1 \mu\text{mol/L}$ 、 $Si < 2.0 \mu\text{mol/L}$ 。

根据种类优势度公式<sup>[23]</sup>计算浮游植物的物种优势度:

$$Y = (n_i / N) \times f_i$$

式中,  $N$  为样品中所有物种的总个体数;  $n_i$  为第  $i$  种的总个体数;  $f_i$  为该种在各站位中出现的频率。本研究选取  $Y > 0.02$  的物种为优势种进行分析。

数据相关性分析采用 SPSS 23.0 软件, 群落结构聚类分析采用 PRIMER V6.0 软件, 在

PRIMER V6.0 软件中对浮游植物细胞丰度进行  $\lg(x+1)$  转换后做 Bray-Curtis 相似性矩阵, 随后进行 CLUSTER 聚类。同时选取水温、降水量等参数, 利用 CANOCO5.0 软件进行典范对应分析 (CCA), 研究多重环境因子对浮游植物群落结构的影响, 其中浮游植物选取海区中出现频率较高的常见优势种, 经过 CANOCO5.0 软件前向选择得到贡献值高的环境因子参与排序, 物种及环境数据均采用  $\lg(x+1)$  转换。

## 2 结果与分析

### 2.1 降水量和水环境年际变化

2015—2020 年庙岛群岛海域枯、丰水期降水量和营养盐均值见图 2a, 水温见图 2b。枯、丰水期水温整体处于上升趋势。2019—2020 年枯、丰水期监测到明显的海水温度升高、DIN 降低。同一年内, 该海域枯水期 DIN、 $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 含量、水温均低于丰水期, 但  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 没有明显变化。2015—2020 年,  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 整体呈较低水平且波动较小, 仅略高于 P 绝对限制阈值。除 2015 年外, 丰水期降

水量均高于枯水期, 其中 2015 和 2019 年丰水期降水量明显低于同期其他年份。枯水期  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 波动水平较丰水期大, 2016 和 2020 年枯水期  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 含量明显偏低, 均低于 Si 绝对限制阈值。

### 2.2 浮游植物种类组成和群落结构

**2.2.1 种类数** 调查期间共采集浮游植物 109 种, 隶属 4 门 45 属, 其中枯水期浮游植物 41 属 83 种, 丰水期 34 属 84 种。硅藻门(Bacillariophyta)最多, 共 37 属 93 种, 占总种数的 85.32%; 甲藻门(Pyrrophyta)次之, 共 5 属 13 种, 占总种数的 11.93%; 金藻门(Chrysophyta)共 2 属 2 种, 占总种数的 1.83%; 绿藻门(Chlorophyta)共鉴定出 1 种。浮游植物群落种类组成以硅藻门占绝对优势, 其次是甲藻门。

调查海域浮游植物种类组成的年际变化见图 3。枯水期种类数为 19~45 种, 平均 32 种; 丰水期种类数范围 17~54 种, 平均 39 种; 除 2015 年外, 丰水期种类数均高于枯水期。种类数的变化主要体现为硅藻物种数量的大幅波动。2015、2019 年丰水期硅藻比例略低, 分别为 70.6% 和 75.4%, 其他年份枯、丰水期硅藻种类占比均稳定在约 80%。

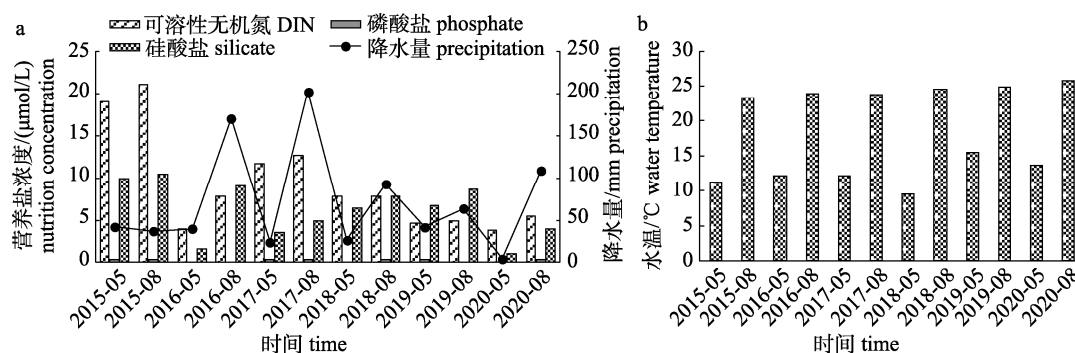


图 2 庙岛群岛海域降水量和水环境变化

Fig. 2 Variation of precipitation and water environment in Miaodao Archipelago waters

**2.2.2 丰度年际变化** 枯、丰水期浮游植物丰度随年际变化皆存在大幅波动(图 4), 其中 2019 年和 2020 年浮游植物丰度大幅降低。枯水期, 2015—2018 年浮游植物丰度介于  $39.1 \times 10^4 \sim 181.0 \times 10^4 \text{ ind/m}^3$ , 平均值为  $150.8 \times 10^4 \text{ ind/m}^3$ , 2019—2020 年介于  $2.03 \times 10^4 \sim 2.05 \times 10^4 \text{ ind/m}^3$ , 平均值为  $2.04 \times 10^4 \text{ ind/m}^3$ , 较 2015—2018 年均值降低了 98.6%。丰水期, 2015—2018 年浮游植物丰度介于  $9.4 \times 10^4 \sim 559.0 \times 10^4 \text{ ind/m}^3$ , 平均值为  $261.9 \times 10^4 \text{ ind/m}^3$ , 2019—2020

年介于  $27.1 \times 10^4 \sim 36.6 \times 10^4 \text{ ind/m}^3$ , 平均值为  $31.8 \times 10^4 \text{ ind/m}^3$ , 较 2015—2018 年均值降低了 87.8%。2019—2020 年枯、丰水期浮游植物丰度较 2015—2018 年平均降幅为 93.2%。

丰水期浮游植物丰度组成见图 5, 枯水期硅藻始终占优势, 硅藻丰度比例始终高于 90%; 丰水期由硅藻占绝对优势逐渐演化到甲藻占优势, 硅藻丰度比例从 99.5% 降至 41.2%, 甲藻丰度比例从 0.5% 升至 58.7%。

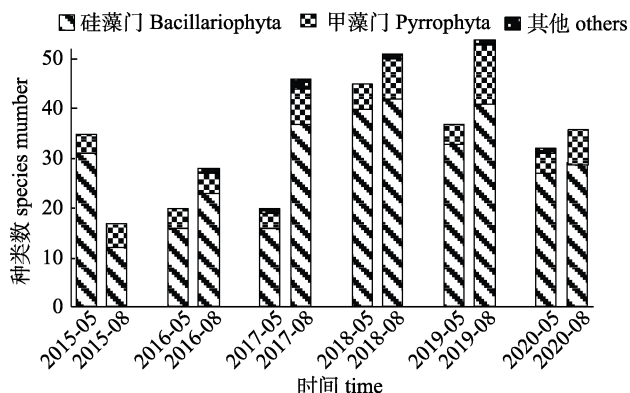


图 3 2015–2020 年庙岛群岛海域浮游植物种类组成

Fig. 3 Species composition of phytoplankton from 2015 to 2020 in Miaodao Archipelago waters

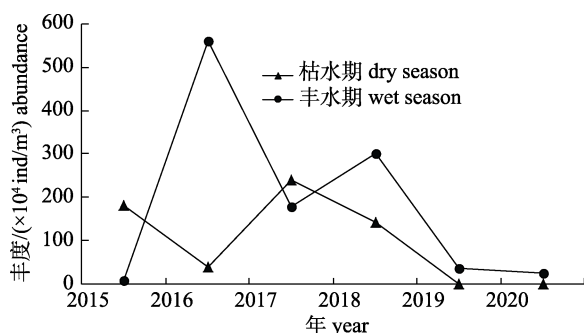


图 4 2015–2020 年庙岛群岛海域浮游植物丰度的年际变化

Fig. 4 Variation of phytoplankton abundance from 2015 to 2020 in Miaodao Archipelago waters

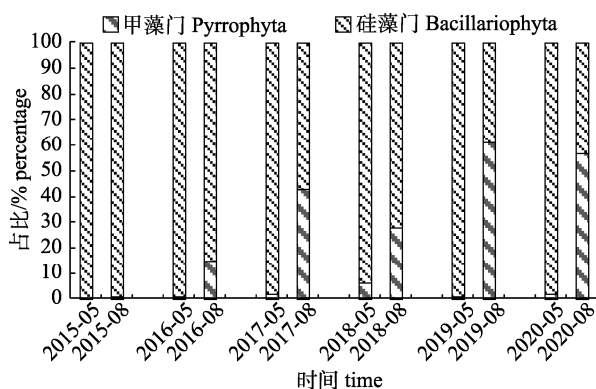


图 5 2015–2020 年庙岛群岛海域浮游植物丰度组成

Fig. 5 Abundance composition of phytoplankton from 2015 to 2020 in Miaodao Archipelago waters

**2.2.3 优势种** 表 1 所示为 2015—2020 年调查海域枯、丰水期常见优势种和优势度, 后缀为“-”代表枯水期, 后缀为“+”代表丰水期。本研究中将第一、二位优势种称为主要优势种, 剩余的其他优势种称为一般优势种。优势种总计 28 种, 其中硅藻门 22 种, 甲藻门 6 种。枯水期优势种总计 15 种, 其中硅藻门 11 属 14 种, 甲藻门 1 属 1 种。丰

水期浮游植物优势种总计 17 种, 硅藻门 7 属 12 种, 甲藻门 2 属 5 种。枯水期调查海域的优势种全部为硅藻; 丰水期硅藻依然占优势, 但甲藻种类数明显增多并成为主要优势种。

调查期间, 庙岛群岛海域浮游植物群落中优势种的生态类型有广温种、温带种、暖温种。枯水期优势种以广温种居多, 有具槽帕拉藻(*Paralia sulcata*)、细弱圆筛藻(*Coscinodiscus subtilis*)、中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)、刚毛根管藻(*Rhizosolenia setigera*)等, 温带种仅有柔弱几内亚藻(*Guinardia delicatula*); 而丰水期暖温种种类数增多, 主要以三角角藻(*Triplosira muelleri*)、大角角藻(*T. gallicus*)等甲藻类为主, 广温种数量减少, 有日本角毛藻(*Chaetoceros nipponicus*)等, 呈现出明显的季节演替。

优势种中硅藻门主要以帕拉藻属(*Paralia*)、圆筛藻属(*Coscinodiscus*)和角毛藻属(*Chaetoceros*)为主, 甲藻门以角藻属(*Ceratium*)为主。帕拉藻属仅 1 种具槽帕拉藻( $N=10$ ,  $Y=0.066\sim0.638$ ), 为枯水期主要优势种, 其在 2015—2019 年一直为主要优势种, 且为绝对优势种, 但在 2020 年具槽帕拉藻优势度  $Y$  值从高位(0.463)断崖式下落至 0.066。角毛藻属含 4 种, 代表种为日本角毛藻( $N=5$ ), 为丰水期主要优势种; 角藻属含 4 种, 代表种为三角角藻( $N=6$ ), 为丰水期主要优势种。丰水期, 在属水平上呈现出“非角毛藻属(2015)→角毛藻属(2016)→角藻属+角毛藻属(2017、2018)→角藻属(2019、2020)”演替的变化趋势。在种水平上, 三角角藻逐渐取代了日本角毛藻的优势地位。帕拉藻属、角毛藻属、角藻属在枯、丰水期主要优势种中出现次数最多。圆筛藻属含 5 种, 但仅在主要优势种出现 1 次。

将最能体现主要优势种变化趋势的枯水期绝对优势种具槽帕拉藻、丰水期主要优势种日本角毛藻和三角角藻的优势度  $Y$  值和降水量、水温、营养盐等环境因子做 Pearson 相关性分析, 将所有呈现显著性关系的结果列出(仅有 2 例), 并对其线性关系做图(图 6)。

根据图 6a, 2015—2019 年, 日本角毛藻优势

表 1 庙岛群岛海域优势种的优势度年际变化

Tab. 1 Interannual variation of dominance index in Miaodao Archipelago waters

| 优势种 dominant species          |                                          | 年份 year |                  |                  |                  |                  |                   |
|-------------------------------|------------------------------------------|---------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|
|                               |                                          | 2015    | 2016             | 2017             | 2018             | 2019             | 2020              |
| 帕拉藻属 <i>Paralia</i>           | 具槽帕拉藻 <i>Paralia sulcata</i>             | 0.324*- | 0.637*-          | 0.599*-          | 0.364*-          | 0.463*-          | 0.066-            |
|                               |                                          | 0.035+  | 0.060+           |                  | 0.064+           | 0.042+           |                   |
| 角毛藻属 <i>Chaetoceros</i>       | 日本角毛藻 <i>Chaetoceros nipponicus</i>      | 0.0813+ | 0.184*+          | 0.301*+          | 0.050+           | 0.022+           |                   |
|                               | 密连角毛藻 <i>Chaetoceros densus</i>          |         |                  |                  | 0.158*-          |                  |                   |
|                               | 旋链角毛藻 <i>Chaetoceros curvisetus</i>      |         | 0.1462*+         |                  | 0.122*+          |                  |                   |
|                               | 劳氏角毛藻 <i>Chaetoceros lorenzianus</i>     |         |                  |                  |                  |                  | 0.044+            |
| 圆筛藻属 <i>Coscinodiscus</i>     | 细弱圆筛藻 <i>Coscinodiscus subtilis</i>      | 0.120*+ | 0.066-<br>0.032+ | 0.027-<br>0.032+ | 0.026-<br>0.059+ | 0.027-<br>0.059+ | 0.020+            |
|                               | 虹彩圆筛藻 <i>Conscinodiscus cullusiridis</i> |         | 0.020-           |                  |                  |                  | 0.173*-<br>0.025+ |
|                               | 星脐圆筛藻 <i>Conscinodiscus stromphalus</i>  |         | 0.030-           |                  |                  |                  |                   |
|                               | 辐射圆筛藻 <i>Coscinodiscus radiatus</i>      |         |                  |                  | 0.047+           |                  |                   |
|                               | 蛇目圆筛藻 <i>Coscinodiscus argus</i>         |         |                  |                  |                  |                  | 0.025+            |
|                               |                                          |         |                  |                  |                  |                  |                   |
| 角藻属 <i>Ceratium</i>           | 三角角藻 <i>Ceratium tripos</i>              | 0.083+  | 0.053+           | 0.519*+          | 0.218*+          | 0.194*+          | 0.317*+           |
|                               | 大角角藻 <i>Ceratium macroceros</i>          |         | 0.048+           |                  |                  |                  | 0.096*+           |
|                               | 粗刺角藻 <i>Ceratium horridum</i>            |         |                  |                  |                  | 0.365*+          |                   |
|                               | 梭角藻 <i>Ceratium fusus</i>                |         |                  |                  | 0.027+           |                  | 0.061+            |
| 双尾藻属 <i>Ditylum</i>           | 布氏双尾藻 <i>Ditylum brightwellii</i>        | 0.021-  |                  |                  |                  | 0.028-           |                   |
|                               |                                          |         |                  |                  | 0.051+           |                  | 0.054+            |
| 骨条藻属 <i>Skeletonema</i>       | 中肋骨条藻 <i>Skeletonema costatum</i>        |         |                  | 0.138*-          |                  | 0.096*-          | 0.113*-           |
| 根管藻属 <i>Rhizosolenia</i>      | 刚毛根管藻 <i>Rhizosolenia setigera</i>       | 0.408*- |                  | 0.029-           | 0.043-           |                  |                   |
| 几内亚藻属 <i>Guinardia</i>        | 柔弱几内亚藻 <i>Guinardia delicatula</i>       |         | 0.217*-          |                  | 0.122-           |                  |                   |
| 拟星杆藻属 <i>Asterionellopsis</i> | 冰河拟星杆藻 <i>Asterionellopsis glacialis</i> | 0.095-  |                  |                  |                  |                  |                   |
| 小环藻属 <i>Cyclotella</i>        | 小环藻未定种 <i>Cyclotella</i> sp.             |         |                  |                  |                  |                  | 0.024-            |
| 棘冠藻属 <i>Corethron</i>         | 豪猪棘冠藻 <i>Corethron hystrix</i>           |         |                  |                  | 0.052-           |                  |                   |
| 原多甲藻属 <i>Protoperidinium</i>  | 扁平原多甲藻 <i>Protoperidinium depressum</i>  |         |                  |                  | 0.058-           |                  |                   |
| 海链藻属 <i>Thalassiosira</i>     | 太平洋海链藻 <i>Thalassiosira pacifica</i>     | 0.025-  |                  |                  |                  |                  |                   |
| 菱形藻属 <i>Nitzschia</i>         | 菱形藻属 <i>Nitzschia</i> sp.                |         |                  |                  |                  | 0.0218-          |                   |
| 齿状藻属 <i>Odontella</i>         | 中华齿状藻 <i>Odontella sinensis</i>          |         |                  |                  | 0.020+           |                  | 0.038+            |
|                               | 高齿状藻 <i>Odontella regia</i>              | 0.431*+ |                  |                  |                  |                  |                   |
| 半管藻属 <i>Hemiaulus</i>         | 中华半管藻 <i>Hemiaulus sinensis</i>          | 0.026+  |                  |                  |                  |                  |                   |
| 夜光藻属 <i>Noctiluca</i>         | 夜光藻 <i>Noctiluca scintillans</i>         |         |                  |                  |                  |                  | 0.068+            |

注：表中所列优势种为各航次优势度>0.02 的物种，带\*的数字为前两位优势种的优势度，-和+分别表示枯水期和丰水期优势种的优势度。  
Note: Taxa in the table refer to the dominant species with dominance >0.02 in different voyages, the numbers marked with \* are the dominance of the first two dominant species, - and + are the dominance of dominant species in dry season and wet.

度 Y 值与采样前两个月(6—7 月)降雨量呈正相关 ( $R=0.920$ ,  $P<0.05$ ), 随着降水量的减少逐渐退出主要优势种。由此可知, 降水量的变化会改变主要优势种日本角毛藻的优势地位, 降水量成为驱动丰水期优势种更替的重要原因之一。图 6b 中, 当  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 浓度为  $1.5\sim 9.8\text{ }\mu\text{mol/L}$  时(2015—2019), 具槽帕拉藻优势度和  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 浓度呈负相关 ( $R=-0.939$ ,  $P<0.05$ ), 当低于  $0.9\text{ }\mu\text{mol/L}$  (2020)时, 二者不相关,  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 浓度对枯水期调查海域主要优势种组成有显著性影响( $P<0.05$ )。



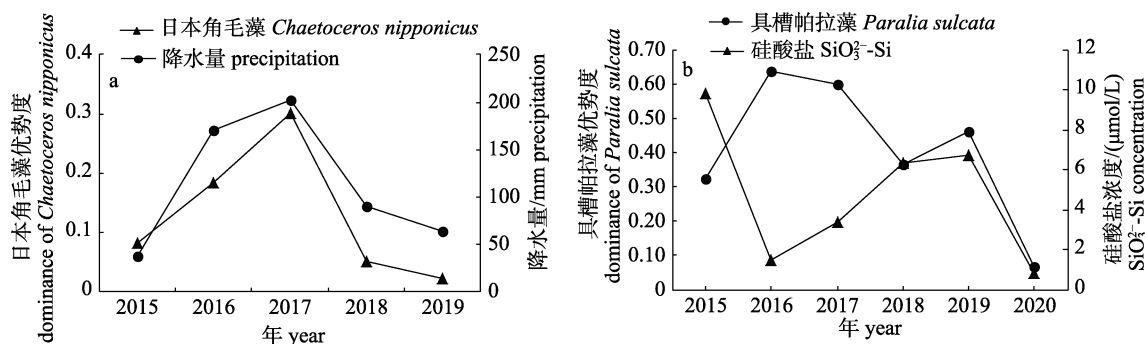


图 6 主要优势种的优势度 Y 值与环境因子关系图

Fig. 6 Relationship between dominance Y values of main dominant species and environmental factors

**2.2.4 浮游植物群落的航次聚类分析** 12 个航次的浮游植物群落结构聚类分析的 CLUSTER 聚类图见图 7, 其中图 7a 为枯水期, 图 7b 为丰水期。枯水期在 40% 相似性水平可分为 2 个类群, 第 I 类群为 2020 年样品, 第 II 类群包括 2015—2019 年样品。丰水期在 50% 相似性水平可分为 2 个类群, 第 I 类群为 2015 年样品, 第 II 类群包括 2016

—2020 年样品。结合 1.2 中降水量参考值, 2020 年 5 月、2015 年 8 月航次前期降水量为 20 年内同期最低值, 且分别在 40%、50% 相似性水平与同期其他年份浮游植物群落区分为另一类群。从分析结果可以看出, 遭遇 20 年降水量最低值后, 枯、丰水期其浮游植物群落结构相似性明显低于其他航次。

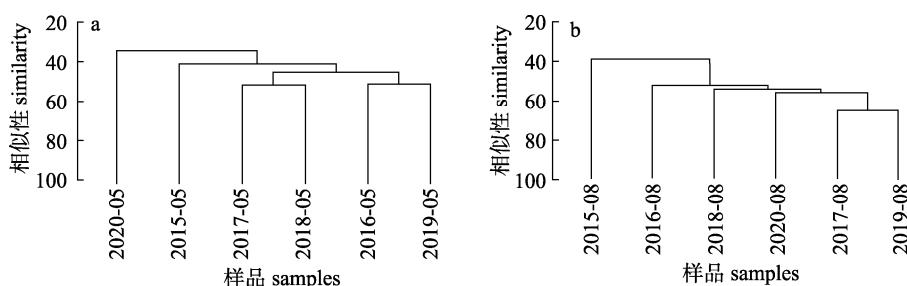


图 7 庙岛群岛海域 12 个航次浮游植物群落的聚类树状图

Fig. 7 Cluster of phytoplankton community on 12 monitoring dates in Miaodao Archipelago waters

**2.2.5 浮游植物群落结构与环境因子相关关系** 选取出现频率较高的 14 种常见优势种, 以及筛选后的 10 种环境因子进行 CCA 分析(图 8)。结果显示, 所有环境因子(解释变量)贡献值为 96.5%, 前三位为水温、降水量、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 。图中丰水期甲藻类优势种三角角藻、梭角藻、夜光藻均与水温呈正相关, 说明该海域甲藻分布的主要影响因素为水温。降水量与  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、DIN 呈正相关, 且与  $\text{NO}_3\text{-N}$  的相关性最高, 与  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  相关性较小, 而与  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  近  $90^\circ$  角, 缺乏相关性, 说明其仅与部分营养盐水平密切相关, 降水量(陆源输入水平)对该海域营养盐的影响程度为:  $\text{NO}_3\text{-N} > \text{SiO}_3^{2-}\text{-Si} > \text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  影响较小。丰水期主要优

势种日本角毛藻与降水量、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、DIN、 $\text{NO}_3\text{-N}$  均呈正相关, 说明其生长受到与降水量相关的  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、DIN、 $\text{NO}_3\text{-N}$  等营养盐水平的影响。枯水期优势种均为硅藻, 且与  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ 、DIN、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  含量呈负相关, 说明枯水期调查海域呈现 N、Si、P 营养盐缺乏状态。

### 3 讨论

#### 3.1 浮游植物与环境因子的关系

调查期间影响浮游植物群落的前 3 位环境因子依次为水温、降水量(陆源输入水平)、 $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ , 水温为最主要的影响因素, 这与以往的研究结果一致<sup>[23]</sup>。浮游植物优势种是控制群落和反映群落

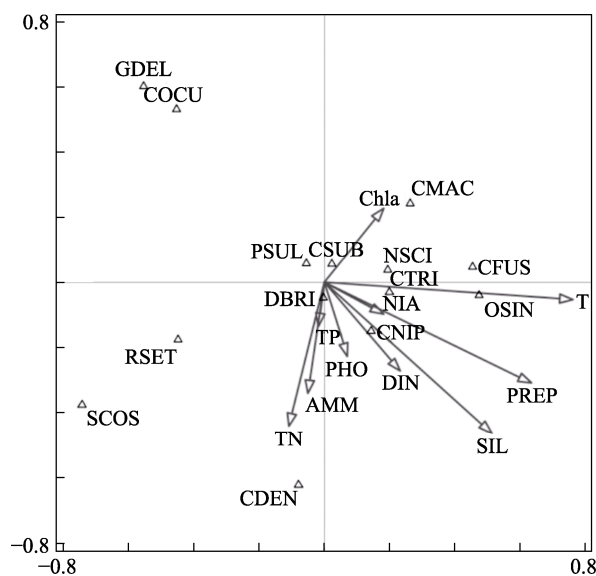


图 8 浮游植物优势种与环境因子典范对应分析

DBRI: 布氏双尾藻; CMAC: 大角角藻; RSET: 刚毛根管藻; COCU: 虹彩圆筛藻; CNIP: 日本角毛藻; PSUL: 具槽帕拉藻; CDEN: 密连角毛藻; GDEL: 柔弱几内亚藻; CTRI: 三角角藻; CFUS: 梭角藻; NSCI: 夜光藻; CSUB: 细弱圆筛藻; OSIN: 中华齿状藻; SCOS: 中肋骨条藻; T: 水温; PREP: 降水量; SIL: 硅酸盐; NIA: 硝酸盐; AMM: 氨氮; DIN: 无机氮; PHO 磷酸盐; Chl. a: 叶绿素 a; TN: 总氮; TP: 总磷。

Fig. 8 Canonical correspondence analysis (CCA) of dominant species and associated environmental factors

DBRI: *Ditylum brightwelli*; CMAC: *Ceratium macroceros*; RSET: *Rhizosolenia setigera*; COCU: *Concinodiscus cullusiridis*; CNIP: *Chaetoceros nipponicus*; PSUL: *Paralia sulcata*; CDEN: *Chaetoceros densus*; GDEL: *Guinardia delicatula*; CTRI: *Ceratium tripos*; CFUS: *Ceratium fusus*; NSCI: *Noctiluca scintillans*; CSUB: *Coscinodiscus subtilis*; OSIN: *Odontella sinensis*; SCOS: *Skeletonema costatum*; T: temperature; PREP: precipitation; SIL:  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si; NIA:  $\text{NO}_3^-$ -N; AMM:  $\text{NH}_4^+$ -N; DIN: dissolved inorganic nitrogen; PHO:  $\text{PO}_4^{3-}$ -P; Chla: chlorophyll-a; TN: total nitrogen; TP: total phosphorus.

特征的种类<sup>[24]</sup>, 主要优势种与环境因子的关系能大致反映浮游植物群落受环境影响的程度。在夏季丰水期, 甲藻类优势地位逐年上升, 甲藻丰度比例在 2015 年为 0.5%, 2019—2020 年甲藻丰度比例开始超过硅藻, 平均值为 60.0%。这可能与调查期间海表温度的升高有关, 本研究中甲藻类多为暖温种, 水温为影响甲藻类优势种分布的主要环境因素, 而甲藻类对营养盐变化的敏感程度要低于硅藻类。夏季海水温度升高后, 水体会出现层化, 不利于底层沉积物释放的营养物质上涌<sup>[25]</sup>, 而甲藻类具有较强的运动性, 可在海水中垂直运动, 从沉积物-海水界面获取营养物质, 从而比硅

藻类更具有优势性。

本研究中, 降水量(陆源输入水平)对  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 水平贡献度最高, 这与 Liu 等<sup>[26]</sup>的结果一致。此外, 降水量为驱动丰水期优势种更替的重要因素, 随着降水量的减少, 角毛藻优势地位降低, 角藻的优势地位升高, 浮游植物群落由硅藻群落向甲藻群落演替。这可能是由于角毛藻生长繁殖需要的营养物质种类和水平要高于其他藻类, 而降雨能够提供其所需多种关键性营养物质。多项研究显示, 降雨/径流将陆源营养物质带入沿海水生态系统<sup>[11,27]</sup>, 降水量增加后会使得中心硅藻(纲)数量增多并占主导地位<sup>[11]</sup>, 并对硅藻群落-非硅藻群落的演替产生重要影响<sup>[28]</sup>, 本研究结果与以上研究存在一致性。

黄渤海海域径流输入尤其是夏季径流是 Si 的重要来源<sup>[26,29]</sup>, 根据黄河入海处利津站数据, 2015—2017 年黄河年输沙量平均值为 0.16 亿 t, 2018—2020 年夏季(7 月)黄河进行了调水调沙, 2018—2020 年黄河年输沙量平均值上升至 2.93 亿 t<sup>[30]</sup>。黄河水沙输入在河口附近海域缓解了 Si 限制<sup>[31]</sup>, 并且调水调沙对河口区浮游植物丰度的改善产生了积极影响<sup>[32]</sup>。然而在调查海域, 2015—2020 年  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 水平整体处于下滑趋势, 浮游植物丰度在 2019—2020 年也处于最低水平, 与上述黄河口海域调查结果<sup>[31-32]</sup>不同。这可能是由于黄河入海口与调查海域相隔较远, 加之渤海沿岸流的物质输运能力有限, 调水调沙等人类活动对调查海域营养盐变化和浮游植物群落的影响力有限。但在另一方面, 调查海域  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 水平与该海域丰水期降水量表现出相似的变化趋势。2015 年起, 该海域丰水期降水量普遍低于历史均值, 因此随雨水和径流冲刷入海的 Si 也会减少, 到 2020 年, 丰水期  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 含量仅为 2015 年的 38%。调查期间, 枯水期  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 水平普遍低于丰水期, 经历了 2015、2019 年丰水期干旱后(降水量为 20 年最低值和次低值), 随后 2016、2020 年枯水期  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si 水平大幅下降, 明显低于浮游植物生长限制阈值(2.0  $\mu\text{mol/L}$ ), 枯水期浮游植物丰度较上一年度明显下降。这是由于 Si 是硅藻等浮游植物的必需营养元素<sup>[9]</sup>, 夏季径流输送的  $\text{SiO}_3^{2-}$ -Si

被硅藻消耗后, 至春季枯水期  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$  会降至最低值<sup>[29]</sup>。综上, 在庙岛群岛海域, 丰水期降雨冲刷来源的陆源 Si 输入比远距离河流径流 Si 输入贡献更高, 以降水量替代夏季径流来表征陆源输入水平, 更有利于年际间  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$  和浮游植物变化趋势的分析。

调查期间, Si 为枯水期浮游植物生长的限制性因素。在这种条件下, 底栖种具槽帕拉藻反而表现出  $\text{SiO}_3\text{-Si}$  浓度越低, 优势度反而越高的特点, 当枯水期  $\text{SiO}_3\text{-Si}$  浓度在一定范围内时 ( $>1.5 \mu\text{mol/L}$ ), 具槽帕拉藻一直为该海域枯水期前两位优势种之一 ( $Y=0.324\sim0.638$ )。这是由于沉积物中的  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$  能够释放到沉积物-海水界面中, 从而缓解径流量减少后陆源输入量低所带来的 Si 限制<sup>[26]</sup>, 而具槽帕拉藻为链状底栖种<sup>[33]</sup>, 随着水体的垂直混合会被输送至上层水体, 其能够在沉积物-海水界面利用  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ , 受到的 Si 限制较浮游种类相对较少。

### 3.2 气候变化对浮游植物群落的影响

调查期间枯水期浮游植物丰度多低于丰水期, 但在 2015 年, 出现枯水期浮游植物丰度远远高于丰水期的现象, 值得注意的是, 2015 年处于 2014/2016 El Niño 影响期间, 该年调查前降水量丰水期 < 枯水期, 浮游植物种类数丰水期 < 枯水期, 明显异于其他年份。2018/2019、2019/2020 年 El Niño 现象影响期间, 2019、2020 年浮游植物细胞丰度低至  $2.03\times10^4\sim2.05\times10^4 \text{ ind/m}^3$ , 较 2015—2018 年降幅达 93.2%。调查期间枯水期优势种以广温种居多, 温带种仅有柔弱几内亚藻, 而丰水期甲藻类暖温种种类数增多, 广温种数量减少。1997/1998 El Niño 后, 黄河口临近海域浮游植物生态类型出现了温带种占比大幅下降, 暖温种比例成倍提升的现象<sup>[32]</sup>, 本研究结果与其相似。

从 2015—2020 年庙岛群岛海域浮游植物年际变化情况来看, 出现种类数、丰度明显降低、优势种群明显更替的航次均处于 El Niño 影响期间, 并伴随明显的水温、降水量、营养盐等变化。这与以往的 El Niño 事件中, 加拿大、智利、巴西等地的调查结果<sup>[3-5,11]</sup>相似, 此外, 调查期间浮游植物的异常变化出现时间为 El Niño 次年, 这可能与我国长江以北沿海海域降水量减少等气

候变化多出现在 El Niño 次年有关<sup>[14-15]</sup>。本次研究中遭遇 20 年降水量最低值后, 极端干旱条件下枯、丰水期浮游植物群落结构相似性明显低于其他航次。这些研究说明极端气候事件在浮游植物群落的年际变动中, 成为重要的驱动因素。根据本研究结果, 气候变化背景下年际间水温升高、降水量减少、营养盐水平降低等因素的共同作用下, 会使浮游植物群落出现丰度降低、硅/甲藻群落演替等明显的结构变化。浮游植物群落结构年际间的变动, 会使渔业生物的饵料基础发生变化, 进而影响渔业产量, 遇到极端降雨年份, 有可能诱发赤潮风险。

### 参考文献:

- [1] Lalli C M, Parsons T R. Biological Oceanography: An Introduction[M]. New York: Pergamon Press, 1993: 45-79.
- [2] Luan Q S, Wu Q. Phytoplankton community succession and its relationship with the density distribution of major pelagic fishes in Laizhou Bay[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2020, 27(5): 547-558. [栾青杉, 吴强. 2011 年春、夏、秋三季莱州湾浮游植物群落演替及其与主要中上层鱼类资源密度的关系[J]. 中国水产科学, 2020, 27(5): 547-558.]
- [3] Harris S L, Varela D E, Whitney F W, et al. Nutrient and phytoplankton dynamics off the west coast of Vancouver Island during the 1997/98 ENSO event[J]. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 2009, 56(24): 2487-2502.
- [4] Escribano R, Daneri G, Farias L, et al. Biological and chemical consequences of the 1997-1998 El Niño in the Chilean coastal upwelling system: A synthesis[J]. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 2004, 51(20-21): 2389-2411.
- [5] Iriarte J L, González H E. Phytoplankton size structure during and after the 1997/98 El Niño in a coastal upwelling area of the northern Humboldt Current System[J]. Marine Ecology Progress Series, 2004, 269: 83-90.
- [6] Patterson R T, Chang A S, Prokoph A, et al. Influence of the Pacific Decadal Oscillation, El Niño-Southern Oscillation and solar forcing on climate and primary productivity changes in the northeast Pacific[J]. Quaternary International, 2013, 310: 124-139.
- [7] Lalande C, Bauerfeind E, Nöthig E M, et al. Impact of a warm anomaly on export fluxes of biogenic matter in the eastern Fram Strait[J]. Progress in Oceanography, 2013, 109: 70-77.
- [8] Shin J W, Park J, Choi J G, et al. Variability of phytopla-



- nkton size structure in response to changes in coastal upwelling intensity in the southwestern East Sea[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2017, 122(12): 10262-10274.
- [9] Barrera-Alba J J, Abreu P C, Tenenbaum D R. Seasonal and inter-annual variability in phytoplankton over a 22-year period in a tropical coastal region in the southwestern Atlantic Ocean[J]. *Continental Shelf Research*, 2019, 176: 51-63.
- [10] Cabral A, Bonetti C H C, Garbossa L H P, et al. Water masses seasonality and meteorological patterns drive the biogeochemical processes of a subtropical and urbanized watershed-bay-shelf continuum[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 749: 141553.
- [11] Vizzo J I, Cabrerizo M J, Helbling E W, et al. Extreme and gradual rainfall effects on winter and summer estuarine phytoplankton communities from Patagonia (Argentina)[J]. *Marine Environmental Research*, 2021, 163: 105235.
- [12] Rykaczewski R R. Changes in mesozooplankton size structure along a trophic gradient in the California Current Ecosystem and implications for small pelagic fish[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2019, 617-618: 165-182.
- [13] Feuilloley G, Fromentin J M, Stemmann L, et al. Concomitant changes in the environment and small pelagic fish community of the Gulf of Lions[J]. *Progress in Oceanography*, 2020, 186: 102375.
- [14] Zhang W. Summer precipitation diversity in eastern China in the next year of El Nino/La Nina[D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science and Technology, 2021. [章雯. 厄尔尼诺/拉尼娜次年中国东部夏季降水多样性[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2021.]
- [15] Li L, Zhu C Z, Wang J X, et al. Characteristics analysis of rainfall-flood regime of typical El Nino/La Nina events in China[J]. *Journal of China Hydrology*, 2019, 39(5): 91-95. [李磊, 朱春子, 王金星, 等. 典型厄尔尼诺、拉尼娜事件我国雨水情特征分析[J]. *水文*, 2019, 39(5): 91-95.]
- [16] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of China. Specifications For Oceanographic Survey-Part 6: Marine Biological Survey GB/T 12763.6- 2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2002. [中华国家标准化管理委员会中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 中华人民共和国国家标准《海洋调查规范第 6 部分: 海洋生物调查 GB/T 12763-2007》[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.]
- [17] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of China. Marine Monitoring Specification-Part 4: Analysis Of Seawater GB/T 12763.6- 2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2002. [中华国家标准化管理委员会中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 中华人民共和国国家标准《海洋监测规范第 4 部分: 海水分析 GB/T12763-2007》[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.]
- [18] Yuan Y, Gao H, Jia X L, et al. Influences of the 2014-2016 super El Nino event on climate[J]. *Meteorological Monthly*, 2016, 42(5): 532-539. [袁媛, 高辉, 贾小龙, 等. 2014-2016 年超强厄尔尼诺事件的气候影响[J]. *气象*, 2016, 42(5): 532-539.]
- [19] Wang X J, Liu Y, Song L J. Correlation between climate change and El Nino/La Nina events in Shandong Province[J]. *Beijing Surveying and Mapping*, 2021, 35(6): 712-716. [王新建, 刘杨, 宋丽洁. 山东省气候变化与厄尔尼诺/拉尼娜事件的相关性[J]. *北京测绘*, 2021, 35(6): 712-716.]
- [20] China Meteorological Administration. Summary of China Climate Bulletin 2020[N]. *China Meteorological News*, 2021, 02-10(3). [中国气象局.《2020 年中国气候公报》速览[N]. *中国气象报*, 2021,02-10(3).]
- [21] Justić D, Rabalais N N, Turner R E, et al. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1995, 40(3): 339-356.
- [22] Nelson D M, Brzezinski M A. Kinetics of silicic acid uptake by natural diatom assemblages in two Gulf Stream warm-core rings[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1990, 62: 283-292.
- [23] Song X K, Cheng L, Fu P, et al. Changes of net-collected phytoplankton community in Jincheng area of Laizhou Bay and its relationship with environmental factors[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(8): 2784-2793. [宋秀凯, 程玲, 付萍, 等. 莱州湾金城海域网采浮游植物年际变化及与环境因子的关系[J]. *生态学报*, 2019, 39(8): 2784-2793.]
- [24] Wei G F, Wang Z D, Lian J S. Succession of dominant phytoplankton species in spring 2002 at Dapeng'ao Cove, Daya Bay[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(11): 2285-2292. [韦桂峰, 王肇鼎, 练健生. 大亚湾大鹏澳水域春季浮游植物优势种的演替[J]. *生态学报*, 2003, 23(11): 2285-2292.]
- [25] Zhou Y L, Zhang C S, Shi X Y, et al. Distribution characteristics of chlorophyll a and its influencing environmental factors in Bohai Sea and Yellow Sea[J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(11): 4259-4265. [周艳蕾, 张传松, 石晓勇, 等. 黄渤海海水中叶绿素 a 的分布特征及其环境影响因素[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(11): 4259-4265.]
- [26] Liu S M, Zhang J, Chen H T, et al. Benthic nutrient recycling in shallow coastal waters of the Bohai Sea[J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2004, 22(4): 365-372.

- [27] Valiela I, Camilli L, Stone T, et al. Increased rainfall remarkably freshens estuarine and coastal waters on the Pacific coast of Panama: Magnitude and likely effects on upwelling and nutrient supply[J]. *Global and Planetary Change*, 2012, 92-93: 130-137.
- [28] Wang Y N, Xu H, Li M T. Long-term changes in phytoplankton communities in China's Yangtze Estuary driven by altered riverine fluxes and rising sea surface temperature[J]. *Geomorphology*, 2021, 376: 107566.
- [29] Shen Z L. Long-term changes in nutrient structure and its influences on ecology and environment in Jiaozhou Bay[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2002, 33(3): 322-331. [沈志良. 胶州湾营养盐结构的长期变化及其对生态环境的影响[J]. *海洋与湖沼*, 2002, 33(3): 322-331.]
- [30] Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. China River Sediment Bulletin 2020[M]. Beijing: China Water Resources and Hydropower Press, 2020. [中华人民共和国水利部. 中国河流泥沙公报 2020 [M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2020.]
- [31] Su Z J, Wang Y J, Dong Z J, et al. Response of phytoplankton assemblages to the water-sediment regulation in the adjacent sea of the Yellow River mouth[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2015, 37(4): 62-75. [苏芝娟, 王玉珏, 董志军, 等. 调水调沙后黄河口邻近海域浮游植物群落响应特征[J]. *海洋学报*, 2015, 37(4): 62-75.]
- [32] Luan Q S, Kang Y D, Wang J. Long-term changes of phytoplankton community and diversity in adjoining waters of the Yellow River Estuary(1960-2010)[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2017, 24(5): 913-921. [栾青杉, 康元德, 王俊. 黄河口邻近海域浮游植物群落及其多样性的长期变化(1960-2010)[J]. *中国水产科学*, 2017, 24(5): 913-921.]
- [33] Guo S J, Sun J, Zhang H, et al. Phytoplankton communities in the northern Yellow Sea in autumn 2011[J]. *Journal of Tianjin University of Science & Technology*, 2013, 28(1): 22-29. [郭术津, 孙军, 张辉, 等. 2011年秋季北黄海浮游植物群落[J]. *天津科技大学学报*, 2013, 28(1): 22-29.]

## Interannual variation of the phytoplankton community and its relationship with environmental factors in Miaodao Archipelago waters

WANG Weiyun, HE Jianlong, FU Ping, JIANG Huichao, WANG Ning, LIU Aiyang, SONG Xiukai, CHENG Ling

Shandong Key Laboratory of Marine Ecological, Shandong Marine Resource and Environment Research Institute, Yantai 264006, China

**Abstract:** As primary producers, phytoplankton play an important role in the material cycle and energy flow of marine ecosystems. Changes in the phytoplankton community can effectively reflect changes in climate and marine ecological environment and affect the bait availability of fishery organisms. During extreme climate events, such as El Niño, the phytoplankton community displayed an obvious interannual variation trend, which affected the fishery yield by affecting the food chain. Based on the phytoplankton and water environment survey results of 12 voyages on the Miaodao Archipelago waters in May (dry season) and August (wet season) from 2015 to 2020, the interannual variation of phytoplankton community and its relationship to environmental factors according to climate change were evaluated based on precipitation data and three El Niño events during the survey period. A total of 109 species belonging to 45 genera and four phyla were identified. Bacillariophyta accounted for 85.32% of the total number of algae, followed by Dinoflagellates (11.93%). During the dry season, the abundance of diatom was always higher than 90%, and *Paralia sulcata* was identified as the dominant species. In the wet season, the abundance proportion of dinoflagellates gradually increased from 0.5% to 58.7%, and *Chaetoceros nipponicus* and *Tripes muelleri* were the dominant species. The main environmental factors affecting the phytoplankton community were water temperature, precipitation, and  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$  levels. The dominant diatom species were mainly regulated by the levels of  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$ , and DIN related to precipitation, while the main influencing factor of dinoflagellate abundance was the water temperature. A significant negative correlation was found between the abundance of *Paralia sulcata* and  $\text{SiO}_3^{2-}\text{-Si}$  concentration ( $P < 0.05$ ). Further, the abundance of *Chaetoceros nipponicus* showed a significant positive correlation with precipitation levels in the first two months ( $P < 0.05$ ). The similarity of the phytoplankton community structure under extreme drought was significantly lower than that during other voyages. During the El Niño influence period of 2018/2019 and 2019/2020, the phytoplankton abundance in the dry and wet periods of 2019–2020 decreased by 93.2% compared with that of 2015–2018. The changes in the number and abundance of the phytoplankton species occurred in the next year of El Niño, which may be related to the climate changes in the coastal waters north of the Yangtze River in China, such as the reduced rainfall in the subsequent year owing to the El Niño effect. Extreme climate events became one of the important driving factors for the interannual variation of phytoplankton communities. Due to climate change, the interannual increase in water temperature, decrease in precipitation, and decrease in nutrient level led to noticeable changes in the phytoplankton community, such as a decrease in phytoplankton abundance and the succession of the phytoplankton community. These results serve as a reference for the rational exploitation and utilization of fishery resources and planning of fishery resource expansion and conservation.

**Key words:** phytoplankton; environmental factors; precipitation; climate change; El Niño; Miaodao Archipelago

**Corresponding author:** WANG Weiyun. E-mail: wwy495278513@163.com