

DOI: 10.20103/j.stxb.202307291627

沙婉潇, 徐玉山, 阚文静, 江洪友, 张苒予, 卢学强, 李洪远, 朱琳, 冯剑丰. 渤海湾潮间带互花米草-牡蛎共生群落生物特征. 生态学报, 2024, 44(17): 7738-7747.

Sha W X, Xu Y S, Kan W J, Jiang H Y, Zhang J Y, Lu X Q, Li H Y, Zhu L, Feng J F. Characteristics analysis of symbiotic community of *Spartina alterniflora*-*Crassostrea gigas* in intertidal zone of Bohai Bay. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(17): 7738-7747.

渤海湾潮间带互花米草-牡蛎共生群落生物特征

沙婉潇¹, 徐玉山², 阚文静², 江洪友², 张苒予¹, 卢学强¹, 李洪远¹, 朱琳¹, 冯剑丰^{1,*}

¹ 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071

² 国家海洋局天津海洋环境监测中心站, 天津 300457

摘要: 牡蛎礁是典型的海岸带生态系统之一, 具有重要的生态系统服务功能。于 2022 年 6 月、2023 年 4 月和 6 月对渤海湾西岸互花米草 (*Spartina alterniflora*)-牡蛎共生群落的分布及群落特征进行了系统性调查及监测分析。基于 COI 片段检测表明该潮间带牡蛎礁建礁物种为长牡蛎 (*Crassostrea gigas*)。该区域牡蛎礁总面积约为 19.71hm², 牡蛎种群密度和补充量在陆海梯度上呈现增加趋势, 靠海一侧牡蛎密度和补充量更加充足。共采集大型底栖动物 7 门 53 种。基于非度量多维尺度 (NMDS) 分析和相似性分析 (ANOSIM) 检验发现, 牡蛎礁存在的共生区域与仅互花米草分布区和光滩区的大型底栖群落组成存在显著的空间差异 ($P < 0.05$)。与其他区域相比, 共生区域内出现的大型底栖生物种类数最多, 生物量更高, 其 Shannon-Wiener 多样性指数及丰富度指数也较高。研究结果表明, 渤海湾西岸马棚口潮间带的新生牡蛎礁群改变了大型底栖群落组成结构, 提高了生物多样性水平。

关键词: 潮间带牡蛎礁; 渤海湾; 长牡蛎; 互花米草

Characteristics analysis of symbiotic community of *Spartina alterniflora*-*Crassostrea gigas* in intertidal zone of Bohai Bay

SHA Wanxiao¹, XU Yushan², KAN Wenjing², JIANG Hongyou², ZHANG Jinyu¹, LU Xueqiang¹, LI Hongyuan¹, ZHU Lin¹, FENG Jianfeng^{1,*}

¹ College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China

² Tianjin Marine Environmental Center Station, State Oceanic Administration, Tianjin 300457, China

Abstract: Oyster reefs, as one of the typical coastal zone ecosystems, hold significant ecological service values such as water purification, reduction of coastal erosion, maintenance of biodiversity, carbon sequestration. However, there is still a lack of systematic investigation into the ecological status and geographic distribution of natural oyster reefs in China. Correspondingly, scientific research in this area remains relatively limited. A systematic investigation and monitoring analysis of the distribution of the *Spartina alterniflora*-oyster symbiotic community and the characteristics of the supporting macrobenthic community in the intertidal zone of the western coast of Bohai Bay were conducted in June 2022, April 2023, and June 2023. COI fragment detection indicated that the reef-building species in the intertidal oyster reef was the *Crassostrea gigas*. According to investigations, the total area of oyster reefs in this region was approximately 19.71hm². The oyster density and recruitment showed a significant increasing trend along the land-sea gradient, with higher densities and

基金项目: 天津市重点研发计划项目 (21YFNSN00230); 国家重点研发计划项目 (2019YFE0122300); 国家社科基金重点项目 (19AZD005)

收稿日期: 2023-07-29; **网络出版日期:** 2024-06-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: fengjf@nankai.edu.cn

more abundant recruitment on the seaward side. The individual shell height of oysters ($\geq 20\text{mm}$) ranged from 20.00 to 113.00mm, with both adult oysters and juveniles distributed within this range. There was a total of 53 species of macrobenthos belonging to 7 phyla collected in this study, including 25 species of mollusks, 16 species of annelids, 8 species of arthropods, and 1 species each of echinoderms, nematodes, brachiopods, and cnidarians. Based on NMDS and ANOSIM analysis, significant spatial differences were found in the composition of macrobenthic communities between the oyster reef distribution area and adjacent areas with only *Spartina alterniflora* distribution or mudflats ($P < 0.05$). Within the oyster reef distribution area, a total of 34 species belonging to 6 phyla of macrobenthic animals were identified, including mollusks (19 species), arthropods (5 species), annelids (7 species), brachiopods (1 species), nematodes (1 species), and cnidarians (1 species). Among these, mollusks consistently dominated the community, with slightly lower proportions of arthropods and annelid compared to the other two areas. Unique phyla present in the oyster reef area included brachiopods and nematodes. The survey results demonstrated that oyster reefs supported a greater number of species and higher levels of biomass. Furthermore, the Shannon-Wiener diversity index and Margalef richness index of macrobenthic communities within oyster reefs were also higher. Our study indicated that the emergence of newly formed oyster reef communities on the western coast of Bohai Bay has altered the composition structure of macrobenthic communities, thereby enhancing the biodiversity levels of the intertidal habitat.

Key Words: intertidal oyster reef; Bohai Bay; *Crassostrea gigas*; *Spartina alterniflora*

牡蛎礁是由活体牡蛎、死亡牡蛎的壳及其它礁区生物共同堆积形成的三维结构的聚集体,在全球温带和亚热带河口、浅海区的潮间带和潮下带广泛分布^[1-2]。牡蛎礁被誉为“温带的珊瑚礁”,具有净化水体、减少海岸侵蚀、维持生物多样性、固碳等重要的生态系统服务价值^[3-4]。根据已有的资料记录,我国天然牡蛎礁主要分布在江苏小庙洪^[5]、天津大神堂^[6]、山东滨州^[7]、山东东营^[8]、黄河口西南侧小岛河口^[9]、河北曹妃甸^[1]、福建深沪湾和金门^[10-11]等海区。整体而言,国内针对牡蛎礁的研究起步相对较晚,天然牡蛎礁的生态现状及自然地理分布仍然缺乏系统性调查,与之相关的科学研究也相对有限^[12]。

牡蛎被誉为“生态工程师”,牡蛎礁形成的复杂生境可以为相关的大型底栖生物提供生境和营养支持,并为一些经济鱼类提供饵料^[13]。大型底栖动物是牡蛎礁的重要组成部分,已有相关研究通过大型底栖生物的分类结构、丰度、生物量、多样性以评估牡蛎礁所提供的生物多样性,并认为牡蛎礁支撑着更高的底栖生物量及更为丰富的物种组成^[14-15]。

渤海湾是我国主要的牡蛎礁分布区域之一,近几年经过渔民描述及前期调查发现,在天津市马棚口滩涂潮间带互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵区域出现新生牡蛎礁群。该区域是渤海湾极少见的潮间带活体牡蛎分布区,本研究对该互花米草-牡蛎共生群落进行了生态调查及跟踪监测,期望在揭示该潮间带互花米草-牡蛎共生群落特征的基础上,探究牡蛎礁的出现对于潮间带生物多样性的影响,为我国自然牡蛎礁的地理分布及生态功能的认知提供基础信息。

1 材料与方法

1.1 研究区域

研究区域位于天津市渤海湾西部的马棚口滩涂潮间带(38.6435° — 38.6670°N , 117.5790° — 117.5865°E),该潮间带属于粉砂淤泥质平原海岸,沿岸地势低平,潮滩和水下浅滩宽缓。平原高程为 1—2.5m,潮间带浅滩 3—6km。潮汐类型为不规则半日潮,最大潮差为 2.92m,海水盐度为 30.73‰,pH 为 8.04^[16]。根据现场调查确定该潮间带生态系统存在互花米草大面积分布,并且在互花米草入侵区域内存在自然牡蛎礁分布。基于现场调查得到的牡蛎分布范围,本研究在调查区域内沿陆海梯度方向,在牡蛎礁分布范围的中间区域依据生境特征及潮位高低选取 1 条典型互花米草斑块分布密集的调查断面并布设 5 个站位,分别为米草区(S)、共生

区 1(S-O1)、共生区 2(S-O2)、共生区 3(S-O3),光滩区(Mud),各站位间距在 20—30m 间,研究区域及调查站位如图 1。

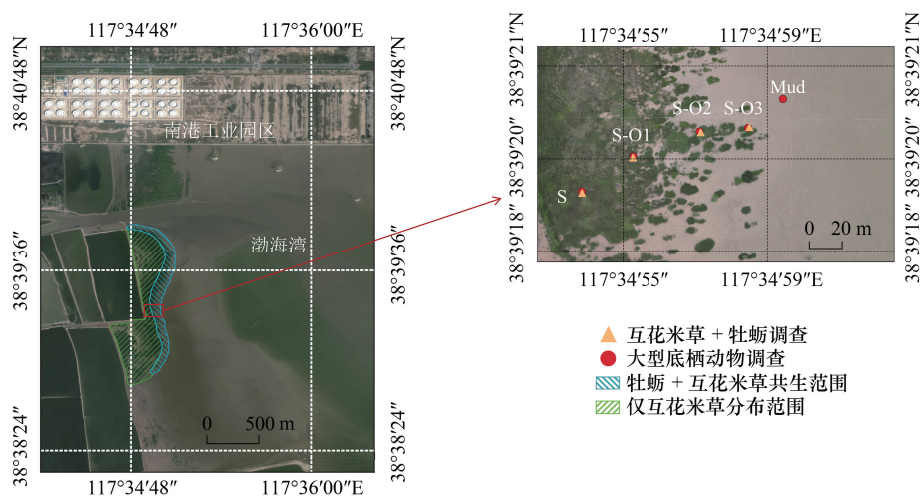


图 1 研究区域及调查站位分布

Fig.1 Research area and the survey sites

S:米草区;S-O1:共生区 1;S-O2:共生区 2;S-O3:共生区 3;Mud:光滩区

1.2 调查内容与分析方法

1.2.1 调查内容

本研究于 2022 年 6 月首次开展野外生态调查,并于 2023 年 4、6 月对原调查断面进行跟踪监测。调查内容包括互花米草及牡蛎的分布现状(分布面积、分布特点)、牡蛎种群及个体指标(种类、密度、补充量、壳高分布频次)、大型底栖动物群落特征(种类、密度、生物量、多样性、丰富度、均匀度)。

1.2.2 调查方法

采用社会调查、现场调查的方式确定互花米草及牡蛎礁的天然地理分布。首先同当地渔民进行访谈,初步确定天然牡蛎礁的出现位置。然后利用无人机航拍技术,开展互花米草分布区域的高精度测量。由于互花米草覆盖,无人机航拍无法直接获得牡蛎礁分布情况,遂采用现场调查方式,在低潮期沿着牡蛎礁分布的边缘线行走,利用 GPS 定位软件进行连续测量并记录 GPS 坐标,以确定牡蛎礁的分布区域。于 S、S-O1、S-O2、S-O3 站位,各采集 3 个 0.5m×0.5m 的样方,统计各样方内的互花米草数量,调查方式参考《潮间带调查规范》(GB/T 42639—2023)。于 S-O1、S-O2、S-O3 采集 3 个 0.25m×0.25m 样方内的所有活体牡蛎及牡蛎补充量,并分别进行计数。各样方内随机选取 10 个牡蛎样品,用游标卡尺测量其壳高,方法参照《海岸带生态系统现状调查与评估技术导则第 7 部分:牡蛎礁》(T/CAOE 20.7—2020)。选取部分牡蛎样品带回实验室,进行 DNA 扩增并对不同样本序列的 COI 片段进行 BLAST 比对分析,确定牡蛎种类。在 S、S-O1、S-O2、S-O3 站位和光滩区(Mud)共 5 个站位采集潮间带生物样品,每站位采集 4 个 0.25m×0.25m 样方,分别淘洗过筛并收集至样品瓶中,现场用 75%乙醇固定,带回实验室后进行样品分拣、个体计数、称重和物种鉴定工作。采样及样品处理方法严格遵守《海洋调查规范第 6 部分:海洋生物调查》(GB/T 12763.6—2007)。所有采样和调查工作均在低潮时段开展。

1.3 数据统计

利用 ArcGIS 10.2 软件计算牡蛎礁面积并绘制分布图和各站位示意图。将不同样本的测序结果利用 BLAST 软件进行序列同源性比对和相似性搜索,进行牡蛎种类鉴定。

统计不同调查时间内各站位牡蛎密度、牡蛎补充量(平均值±标准差)及牡蛎的壳高分布频次。运用双因素方差分析(Two-way ANOVA)检验不同调查时间内站位之间牡蛎种群密度和补充量(Tukey 检验)之间的差

异性;所有统计相关的分析及制图均在 Origin 2022b 软件中完成。

统计不同分布区内大型底栖动物种类、密度和生物量,分析大型底栖动物群落多样性,采取 Margalef 物种丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数和 Pielou 物种均匀度指数研究生物群落的多样性特征。参考《海洋监测规范第 7 部分:近海污染生态调查和生物监测》(GB17378.7—2007),计算公式如下:

Margalef 物种丰富度指数(d)^[17]:

$$d = (S - 1) / \log_2 N \quad (1)$$

Shannon-Wiener 多样性指数(H')^[18]:

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

Pielou 物种均匀度指数(J)^[19]:

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

式中, S 为样品中的种类总数; P 为第 i 种的个体丰度(n_i)与总个体数(N)的比值; N 为样品中的生物总个体数。

对不同分布区的大型底栖动物群落结构进行非度量多维尺度(NMDS)分析,并进一步采用相似性分析(ANOSIM)检验不同区域大型底栖动物群落的组间相似性。以上分析在 Majorbio 云平台的在线工具上进行。

2 结果与分析

2.1 潮间带互花米草-牡蛎共生群落典型生物特征

2.1.1 互花米草-牡蛎共生群落空间分布特征

经无人机正射影像测量,调查区域内互花米草分布面积为 68.18hm²,分布区域内呈连片分布和斑块分布,向陆侧连片,向海侧呈斑块状分布。在互花米草分布范围内,仅互花米草分布区域面积约 48.47hm²,互花米草与牡蛎共生区域约 19.71hm²,牡蛎礁整体呈斑块状分布(图 1)。其中,小群体牡蛎礁块分布在成活的互花米草生长间隙,相互粘连,并多立于草甸软基之上;在死亡植株草甸及互花米草稀疏分布的草甸上,牡蛎礁体往往连接成片,遍布整个隆起的土包,部分牡蛎固着于断杆之上(图 2)。

2.1.2 新生牡蛎礁种群特征

将不同样本的测序结果利用 BLAST 软件进行序列同源性比对和相似性搜索,发现碱基序列与 GenBank 中 *Crassostrea gigas* 的相应序列同源性达 100%,确定马棚口滩涂潮间带牡蛎种类为长牡蛎(*Crassostrea gigas*)。

在共生区域内,长牡蛎种群在 2022 年 6 月、2023 年 4 月、2023 年 6 月的平均密度分别为 2290、1792、1868 个/m²,由于 2023 年 2 月渤海湾区域发生较为严重的风暴潮,现场观测到许多牡蛎礁体斑块被淤泥覆盖,直接导致了牡蛎死亡量增加。2023 年 4、6 月份牡蛎密度显著低于 2022 年 6 月(图 3, $P < 0.05$),2023 年 4、6 月牡蛎密度处于稳定状态。在空间分布上,各调查时间内,靠海侧牡蛎密度均要高于陆侧, S-03 站位处牡蛎密度最高(图 3, $P < 0.05$)。

牡蛎补充量指单位面积内牡蛎稚贝(壳高 < 20mm)的数量。与密度变化一致,各调查时间内牡蛎补充量同样呈现出沿陆海方向增加的特点(图 3),并且补充量在牡蛎密度中的占比相对稳定,2022 年 6 月、2023 年 4 月、2023 年 6 月补充量占牡蛎密度数量的 36.02%、34.92%、34.54%。2023 年 4、6 月份的补充量也略低于 2022 年 6 月(2022 年 6 月:(496±125)个/m²;2023 年 4 月:(240±32)个/m²;2023 年 6 月:(277±76)个/m²)。由现场观测情况看,泥沙淤积情况在共生区内靠近米草区的部分比较严重, S-01 和 S-02 站位的补充量减少情况更为明显,可能由于泥沙淤积导致牡蛎密度下降,进一步导致补充量来源减少。

图 4 为不同调查期间 3 个站位中牡蛎的壳高分布频次(≥20mm)。2022 年 6 月份牡蛎壳高介于(20—113)mm,平均壳高为 52.64mm,壳高分布范围最广(2023 年 4 月:21—65mm;2023 年 6 月:21—56mm),并且

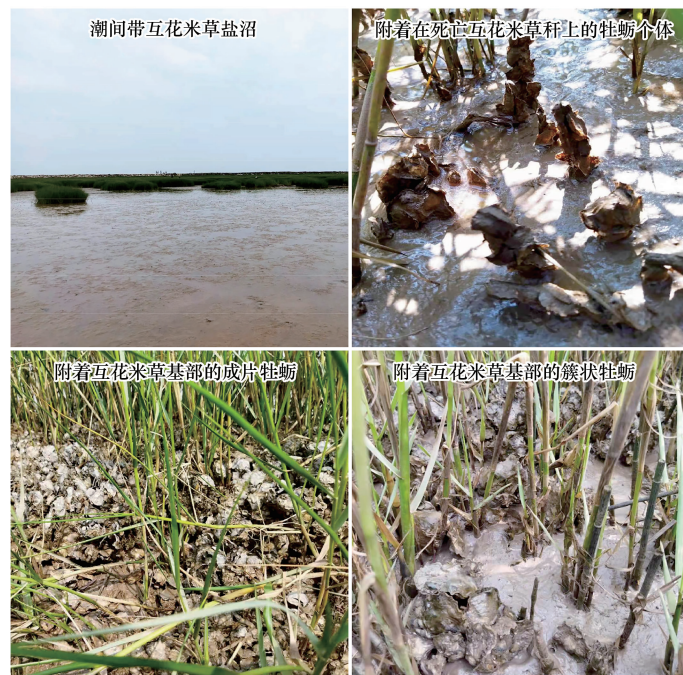


图2 互花米草-牡蛎共生群落概况

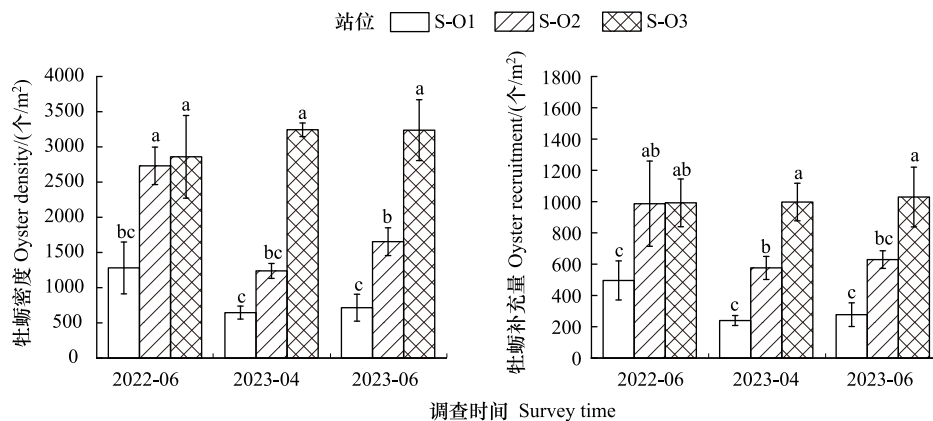
Fig.2 The situation of *Spartina alterniflora*-*Crassostrea gigas* symbiotic community

图3 不同调查时间3个站点牡蛎密度、补充量比较

Fig.3 Comparisons on oysters' density and recruitment in three sites at different survey time

不同小写字母代表不同的显著性水平 ($P < 0.05$)

成体牡蛎数量(>60mm)要高于2023年4、6两个月份。在2023年4、6月,介于20—60mm的幼体牡蛎占绝对优势(图4),其中绝大部分牡蛎个体处于20—40mm,两个调查时间内均占比90.00%,成体牡蛎(>60mm)数量最少。结果表明该潮间带在经过泥沙淤积后,牡蛎种群仍有明显的幼体附着及资源补充,并处于发育时期。

2.2 潮间带互花米草-牡蛎礁共生群落大型底栖生物多样性

2.2.1 牡蛎礁与大型底栖群落组成

基于NMDS排序图(图5)和ANOSIM相似性分析,三个调查区域内大型底栖群落组成存在显著的空间差异($R=0.39$, $P=0.002$)。在三次潮间带大型底栖生物调查中共采集潮间带生物7门53种,其中软体动物25种,环节动物16种,节肢动物8种,螯形动物、纽形动物、腕足动物和腔肠动物各1种。共生区域内鉴定出生

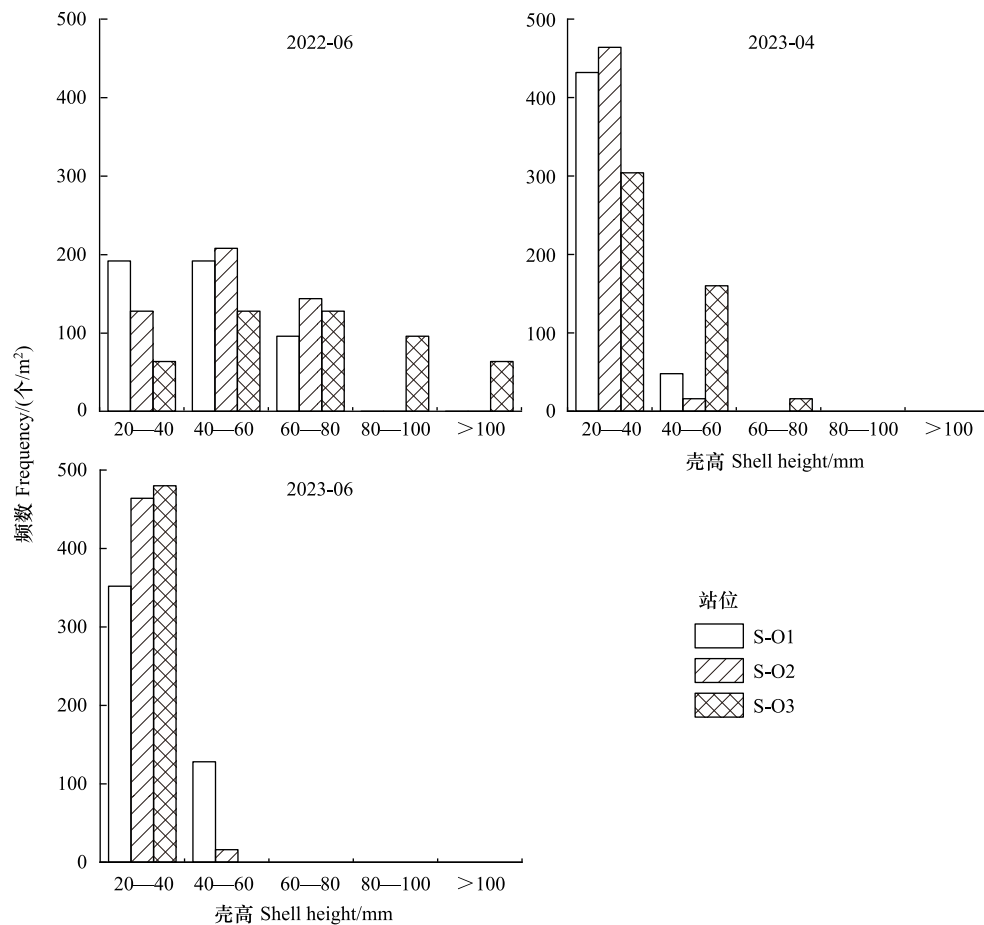


图 4 2022 年 6 月、2023 年 4 月、2023 年 6 月各站位的牡蛎壳高分布频次比较

Fig.4 Comparisons on oyster shell height-frequency distributions in three sites at June 2022, April 2023 and June 2023

物 6 门 34 种,包括软体动物(19 种)、节肢动物(5 种)、环节动物(7 种)、腕足动物(1 种)、螯形动物(1 种)和腔肠动物(1 种),特有门类包括螯形动物和腔肠动物。相较于其他两个区域,共生区拥有更加丰富的物种组成。2023 年的两次潮间带调查中大型底栖门类数相较于 2022 年 6 月有所减少,造成差异的主要原因是螯形动物、纽形动物和腔肠动物(图 6)。分析原因可能是冬季风暴潮破坏了潮间带原有的底栖群落,导致 2023 年 4 月份的调查中底栖生物种类减少,但在 6 月份大型底栖群落有所恢复(表 1)。与其他区域相比,共生区域内物种门类数相对稳定,软体动物一直占据主要优势地位,而节肢动物和环节动物的占比要略低于其他两个区域(图 6)。除长牡蛎本身隶属于软体动物外,牡蛎礁提供的复杂栖息地也更适宜其他软体动物的生存。

2.2.2 牡蛎礁与大型底栖群落多样性

整体而言,与其他区域相比,共生区域采集到的大型底栖生物种类数最多,生物量最高,其多样性指标在不同调查时间略有差异。2022 年 6 月,除密度外,共生区的种类数、生物量、Shannon-Wiener 多样性指数、均匀度、丰富度均高于其他两个区域,而 2023 年 4 月份共生区多样性指标均偏低(表 1),分析可能是风暴潮造成的泥沙淤积对大型底栖群落的生存造成了直接伤害^[20],因此各个区域采集到的种类数均大幅度减少。此外,如 2.1 所述,风暴潮造成泥沙淤积掩埋了牡蛎礁体,对大型底栖生物生境造成了破坏,进而影响了共生区的群落多样性。2023 年 6 月份,共生区大型底栖群落的种类数、密度、生物量、多样性指数及丰富度均要高于其他两区,群落呈现恢复趋势,其多样性有所增加。这与牡蛎种群的动态一致:4 月份密度有所减少,但后期稳定并呈恢复趋势。综上分析,新生牡蛎礁的存在支撑着更加丰富的大型底栖种类数量和生物量,增加了潮间带群落的生物多样性。

3 讨论

3.1 渤海湾西岸新生牡蛎礁分布

近年来,国内牡蛎礁研究呈上升趋势,关于牡蛎礁生态修复、生态系统服务功能、生态评价的相关研究逐渐发展^[21]。天津市有文献记载的活体牡蛎礁仅在大神堂海域,并且大神堂牡蛎礁群为潮下带牡蛎礁,主要分布在大神堂国家级海洋特别保护区的西南、东北角两处^[22]。马棚口潮间带自然牡蛎礁大约 19.71hm²,是截至目前天津市发现的第一处潮间带活体牡蛎礁,该处牡蛎礁位于原有大神堂牡蛎礁群以外的天津南部水域,涨潮流可能为该处潮间带带来了丰富的牡蛎幼苗补充。此外,海域北侧南港工业园区的建立可能减弱了水动力条件,从而增加了牡蛎幼苗的附着,潮间带上的互花米草断杆又为牡蛎的附着提供了天然基质,以上因素共同促进了潮间带牡蛎礁的发育。该处新生牡蛎礁的发现为我国牡蛎礁的分布以及生态现状补充了重要信息,对天津市的海岸带生态保护与修复、生物资源管理与利用、生态系统服务功能提升等具有重要意义。

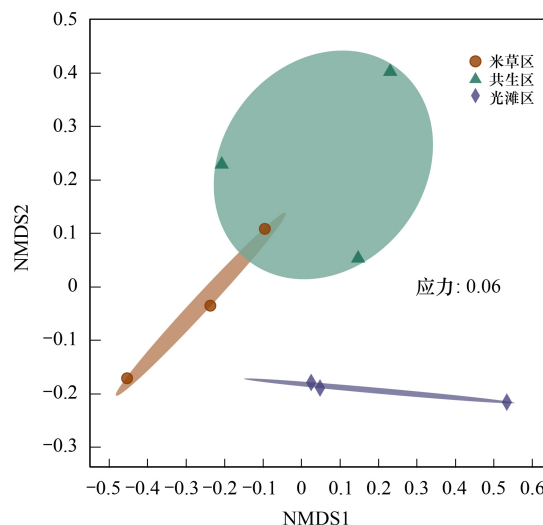


图5 不同调查区域大型底栖动物非度量多维尺度(NMSD)排序图

Fig.5 NMSD analysis of macrobenthic community at different survey area

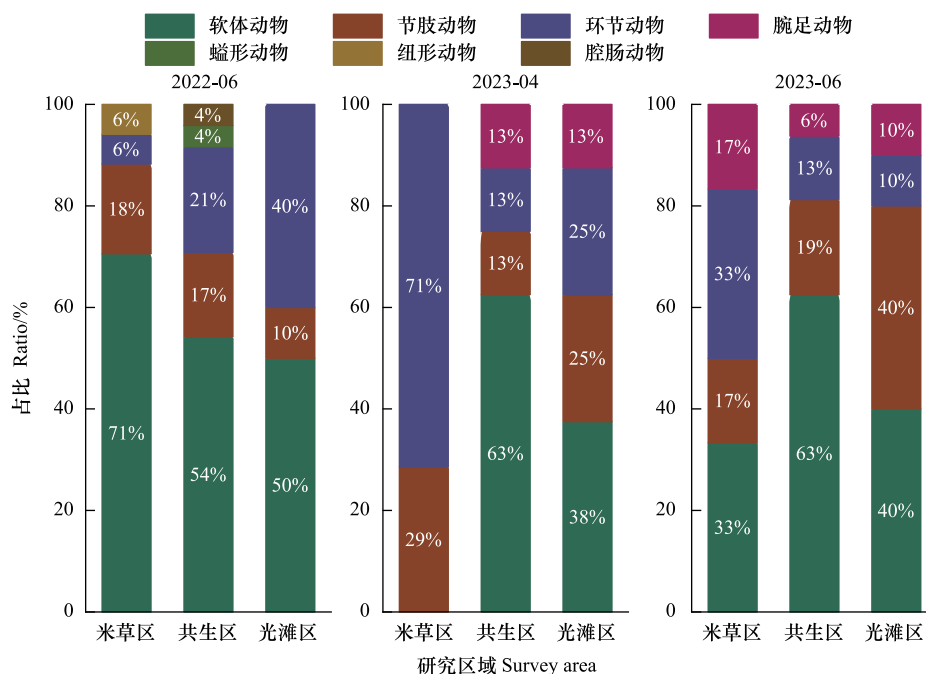


图6 2022年6月、2023年4月和2023年6月调查中3个区域的大型底栖动物组成

Fig.6 The composition of macrobenthos in three regions at June 2022, April 2023 and June 2023

本研究采用测序技术对扩增 DNA 的 COI 片段进行 BLAST 比对,确定马棚口潮间带牡蛎礁的建礁牡蛎为长牡蛎(*Crassostrea gigas*)。长牡蛎作为一种世界性养殖贝类,主要分布于我国辽宁至江苏沿海潮间带至 10m 水深的浅海^[23]。马棚口潮间带牡蛎礁的发现补充了该物种在我国的分布信息。牡蛎密度是牡蛎数量变化的直接表现,而补充量可以用以表征牡蛎种群维持和繁衍的能力,两者是评价牡蛎礁生态现状的重要指标^[13]。本研究中互花米草-牡蛎共生区域潮位要低于仅互花米草分布区,并且在共生范围内牡蛎密度、补充量均沿陆

向海方向(潮位降低)逐渐增加。有研究表明由于潮间带生境每日受到潮汐的规律性涨落,温盐、饵料丰度、湿度等环境因素的高度变化,低潮位的长牡蛎群体会表现出更高的生长优势,而随着潮位的增加,干露及饵料胁迫增加,其生长阻力也越大,限制长牡蛎的生存^[24],这也进一步支撑着马棚口潮间带长牡蛎群落的分布特征。牡蛎的年龄-壳高之间存在着定量关系^[25],马棚口滩涂潮间带生境中,向海侧分布着更多数量的较大壳高的牡蛎个体,因此认为该新生牡蛎礁从靠海侧逐渐向岸发育,靠海侧牡蛎发育程度更高。渤海湾长牡蛎的繁殖期为6—8月份,调查时间处于牡蛎的繁殖期内,且存在较多补充量,说明马棚口潮间带牡蛎礁存在可持续发展的潜力,如果采取一定的保护措施,可以有效促进该处牡蛎礁资源的维持与养护。

表 1 不同区域大型底栖动物的群落指数比较

Table 1 Comparison of the mean density, biomass, and diversity index of resident benthic communities in different biological distribution areas

调查时间 Survey time	区域 Survey area	物种数量 Species number	密度 Density/ (个/m ²)	生物量 Biomass/ (g/m ²)	多样性指数 Shannon- Wiener's diversity index (H')	均匀度 Pielou's evenness index(J)	丰富度 Margalef's richness index(d)
2022 年 6 月 June 2022	米草区	18	164	150.44	1.94	0.42	2.20
	共生区	25	1900	6991.86	3.81	0.91	2.31
	光滩区	21	2444	434.22	1.26	0.29	1.16
2023 年 4 月 April 2023	米草区	7	80	32.23	1.15	0.95	0.80
	共生区	8	133	333.97	1.48	0.82	1.03
	光滩区	8	128	202.64	2.24	0.94	1.44
2023 年 6 月 June 2023	米草区	6	85	40.77	1.24	0.92	0.89
	共生区	16	293	918.44	2.39	0.82	1.58
	光滩区	10	149	235.60	2.22	0.92	1.36

3.2 新生牡蛎礁演替过程分析

相关研究探讨了双壳类生物与植物之间的相互作用关系,其中在潮下生境中,积极正相互作用占优势^[26]。植物主要通过提供基质和庇护来促进双壳类的生存,而双壳类通过稳定沉积物以及降低水浑浊度来促进植物的生长和生存^[27]。例如在盐沼中,牡蛎可以通过稳定沉积物和降低水浑浊度对盐沼生物产生积极的跨栖息地影响^[28—29]。而在潮间带生境中,植物与水生双壳类间的相互作用大多是消极的,并且空间竞争是一个重要的负作用途径^[30]。除此之外,有研究表明,牡蛎也可以通过附着在互花米草根茎,通过机械勒杀作用限制植物生长,增加其死亡率^[31]。本研究区域内,互花米草与牡蛎共生于滩涂潮间带,根据现场观察及分布格局,猜想可能存在以下推动着牡蛎种群扩张的正反馈作用(图 7):互花米草在潮间带的定居可以促进悬浮颗粒物的沉降以减缓潮汐水动力,这为牡蛎的附着提供了良好的固着环境。此外,互花米草的死亡断秆也可以为牡蛎提供天然的附着基质。牡蛎附着后,呈簇状聚集在互花米草个体基部间隙,不仅对互花米草起到了一定程度的机械勒杀作用,而且挤占了互花米草的生态空间,推动着互花米草-牡蛎共生群落向牡蛎主导的群落状态演替。

3.3 新生牡蛎礁与大型底栖生物多样性

大型底栖动物群落丰度和多样性通常与其栖息生境的复杂性成正相关,因为复杂的生境可以为底栖动物提供更多的摄食和避难场所^[32—33]。本研究发现,在 2022 年 6 月、2023 年 6 月的调查中牡蛎礁存在的共生区域内采集到的大型底栖生物种类、生物量、多样性指数、物种丰富度要高于仅互花米草区域及光滩区域。这与之前的研究结果一致,即牡蛎种群形成的三维礁体增加了生境复杂性,更有利于大型底栖动物的定居,并支撑着更加丰富的大型底栖群落^[5]。在 2023 年 4 月份,潮间带生境中大型底栖动物群落的种类、密度、生物量及多样性均下降,特别是牡蛎礁存在的共生区。分析原因可能与 2023 年 2 月份渤海湾发生的风暴潮有关。风暴潮作为一种急性自然干扰,通过快速地海水涌入和沉积物沉积对牡蛎礁造成掩埋,影响牡蛎种群^[34]。此

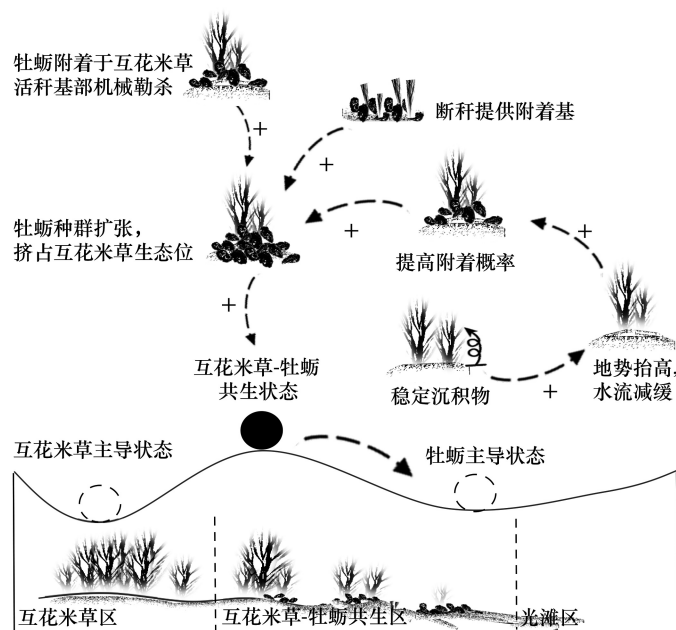


图7 互花米草-牡蛎共生群落可能存在的正反馈作用

Fig.7 Possible positive feedback of *Spartina alterniflora* and oyster symbiosis

黑色实心球表示群落当前状态,虚线球表示群落可以发生演替的状态;“+”代表促进作用

外,冲淤变化会对大型底栖群落造成直接性物理伤害,干扰其分布及生存^[20]。本研究调查结果显示,牡蛎密度、大型底栖动物群落组成及多样性变化表现出一致的规律,即2023年4月份要低于2022年6月份,泥沙淤积对两者均造成了破坏,大型底栖群落的变化可能受到牡蛎礁提供的生境破坏及直接掩埋的共同影响。但在2023年6月份的调查中,牡蛎种群各项指标趋于稳定,共生区大型底栖群落逐渐恢复,其种类、密度、生物量及多样性水平均有所回升。综上,在互花米草入侵的背景下,新生牡蛎礁较好地维持了马棚口潮间带大型底栖群落的生物量,对提高该潮间带的生物多样性水平具有重要作用。未来,需要对该潮间带牡蛎礁开展持续性跟踪监测,阐明该牡蛎种群的演替以及礁体内大型底栖群落动态,以进一步评估该牡蛎礁对于潮间带生物多样性的影响。

参考文献 (References):

- [1] 全为民, 张云岭, 齐遵利, 许敏, 范瑞良, 王桃妮, 李楠楠, 孙兆跃, 周海生, 李春, 张秀文. 河北唐山曹妃甸-乐亭海域自然牡蛎礁分布及生态意义. 生态学报, 2022, 42(3): 1142-1152.
- [2] Cheng J, Lu D, Sun L, Mo W, Shen M, Li M, Li C, Zhang M, Cheng J, Wang D, Tan Y. Development Trends, Current Hotspots, and Research Frontiers of Oyster Reefs: A Bibliometric Analysis Based on CiteSpace. Water, 2023, 15(20): 3619.
- [3] 王桃妮, 张子莲, 全为民. 牡蛎礁生境: 海岸带可持续发展的潜在碳汇. 生态学报, 2024, 44(7): 2706-2716.
- [4] 奉杰, 张涛, 马培振, 白涛, 徐江玲, 王海艳, 宋浩, 赵伟, 赵亮, 杨美洁, 胡志, 周骢, 石璞, 胡朋朋, 李海州. 牡蛎礁碳源-汇功能研究进展与展望. 渔业科学进展, 2022, 43(5): 115-125.
- [5] 全为民, 周为峰, 马春艳, 冯美, 周振兴, 唐峰华, 吴祖立, 范瑞良, 王云龙, 包小松, 沈辉, 成伟. 江苏海门蛎蛎山牡蛎礁生态现状评价. 生态学报, 2016, 36(23): 7749-7757.
- [6] 范昌福, 裴艳东, 田立柱, 王福, 刘志广, 王宏. 渤海湾西部浅海区活牡蛎礁调查结果及资源保护建议. 地质通报, 2010, 29(5): 660-667.
- [7] 洪新, 程建婷, 李庆杰, 武双, 燕杰, 石洪源. 滨州双层牡蛎礁消浪效果的实验研究. 海洋湖沼通报, 2023, 45(4): 106-111.
- [8] 刘鲁雷. 东营垦利近江牡蛎礁现状调查与资源修复研究[D]. 大连: 大连海洋大学, 2019.
- [9] 左涛, 张贝叶, 王俊, 左明, 王安东. 黄河口西南侧小岛河口天然牡蛎礁的牡蛎种群结构. 生态学报, 2024, 44(7): 1-12.

- [10] 俞鸣同, 藤井昭二, 坂本亨. 福建深沪湾牡蛎礁的成因分析. 海洋通报, 2001, 20(5): 24-30.
- [11] 姚庆元. 福建金门岛东北海区牡蛎礁的发现及其古地理意义. 台湾海峡, 1985, 4(1): 108-109.
- [12] 杨朋, 李建芬, 王福, 胡云壮, 石保佳, 王文宇, 王宏. 我国天然牡蛎礁现状及保护修复建议. 中国地质, 2023, 50(4): 1082-1092.
- [13] 全为民, 安传光, 马春艳, 黄厚见, 成伟, 王云龙, 沈新强, 陈亚瞿. 江苏小庙洪牡蛎礁大型底栖动物多样性及群落结构. 海洋与湖沼, 2012, 43(5): 992-1000.
- [14] Chowdhury M S N, Hossain M S, Ysebaert T, Smaal A C. Do oyster breakwater reefs facilitate benthic and fish fauna in a dynamic subtropical environment? Ecological Engineering, 2020, 142: 105635.
- [15] Zhang Y N, Wan H, Zhao Y L, Ding J F, Zhu Z C, Zhang H J, Liu Z Q. Macrobenthic functional group analysis of ecological health of the intertidal artificial oyster reefs in the Yangtze Estuary, China. Frontiers in Marine Science, 2023, 9: 1059353.
- [16] 王娟娟, 李彤, 张素青, 王秀芹, 王德兴, 王宝峰, 缴建华. 2015 年天津大港滨海湿地海洋特别保护区海水质量状况及富营养化状况分析. 河北渔业, 2016(10): 18-24.
- [17] Margalef R. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. Perspectives in Marine Biology. New York, USA: University of California Press, 1958: 323-350.
- [18] Shannon C E. A mathematical theory of communication. Bell System Technical Journal, 1948, 27(3): 379-423.
- [19] Pielou E C. Ecological Diversity. New York, USA: Wiley-Interscience, 1975.
- [20] 杨吉强, 郑珉磊, 王琼, 薛俊增, 吴惠仙. 不同滩涂促淤围垦方式对大型底栖动物群落的影响. 长江流域资源与环境, 2016, 25(9): 1358-1367.
- [21] 姜璐, 余静. 基于文献计量的牡蛎礁研究现状与热点分析. 生态学报, 2021, 41(18): 7484-7491.
- [22] 殷小亚, 陈海刚, 乔延龙, 陈亮. 天津大神堂牡蛎礁国家级海洋特别保护区现状及管理对策. 海洋湖沼通报, 2015, (1): 162-166.
- [23] 王航俊, 吕宝强, 黄丹, 姚炜民. 基于 DNA 条形码研究浙江沿海牡蛎的种类多样性及其分布特征. 应用海洋学学报, 2019, 38(3): 365-372.
- [24] 赵泽民. 长牡蛎不同潮位养殖的表型差异及其表观遗传调控机制研究[D]. 南宁: 广西大学, 2021.
- [25] Harding J M. Observations on age and growth of the eastern oyster *Crassostrea virginica* in south Carolina saltmarsh tidal creeks. Journal of Shellfish Research, 2020, 39(3): 619-631.
- [26] Gagnon K, Rinde E, Bengil E G T, Carugati L, Christianen M J A, Danovaro R, Gambi C, Govers L L, Kipson S, Meysick L, Pajusalu L, Tüney Kızılkaya İ, van de Koppel J, van der Heide T, van Katwijk M M, Boström C. Facilitating foundation species: the potential for plant-bivalve interactions to improve habitat restoration success. Journal of Applied Ecology, 2020, 57(6): 1161-1179.
- [27] Peterson B J, Heck K L Jr. Positive interactions between suspension-feeding bivalves and seagrass-a facultative mutualism. Marine Ecology Progress Series, 2001, 213: 143-155.
- [28] Guo H Y, Pennings S C. Post-mortem ecosystem engineering by oysters creates habitat for a rare marsh plant. Oecologia, 2012, 170(3): 789-798.
- [29] Chowdhury M S N, Walles B, Sharifuzzaman S, Shahadat Hossain M, Ysebaert T, Smaal A C. Oyster breakwater reefs promote adjacent mudflat stability and salt marsh growth in a monsoon dominated subtropical coast. Scientific Reports, 2019, 9: 8549.
- [30] Tsai C, Yang S, Trimble A C, Ruesink J L. Interactions between two introduced species: *Zostera japonica* (dwarf eelgrass) facilitates itself and reduces condition of *Ruditapes philippinarum* (Manila clam) on intertidal flats. Marine Biology, 2010, 157(9): 1929-1936.
- [31] Lomovasky B J, Alvarez G, Addino M, Montemayor D I, Iribarne O. A new non-indigenous *Crassostrea* species in Southwest Atlantic salt marshes affects mortality of the cordgrass *Spartina alterniflora*. Journal of Sea Research, 2014, 90: 16-22.
- [32] Quan W M, Fan R L, Wang Y L, Humphries A T. Long-term oyster recruitment and growth are not influenced by substrate type in China: implications for sustainable oyster reef restoration. Journal of Shellfish Research, 2017, 36(1): 79-86.
- [33] Ada B H, Brumbaugh R D, Peter F, Raymond G, Luckenbach M W, Peterson C H, Christine A. Restoring the eastern oyster: how much progress has been made in 53 years? Frontiers in Ecology and the Environment, 2018, 16(8): 463-471.
- [34] Hanke M H, Bobby N, Sanchez R. Can relic shells be an effective settlement substrate for oyster reef restoration? Restoration Ecology, 2021, 29(4): e13371.