

## ◆海洋科学◆

## 秦皇岛昌黎邻近海域青岛文昌鱼资源调查及大型底栖动物群落特征研究\*

杜小媛<sup>1,2</sup>, 赵升<sup>1,2</sup>, 鲍萌萌<sup>1,2</sup>, 徐东会<sup>1,2</sup>, 李笑语<sup>1,2</sup>, 沙婧婧<sup>1,2</sup>, 周瑞佳<sup>1,2</sup>, 齐衍萍<sup>1,2</sup>,  
刘欣禹<sup>1,2\*\*</sup>

(1. 国家海洋局北海环境监测中心, 山东青岛 266000; 2. 自然资源部渤海生态预警与保护修复重点实验室, 山东青岛 266000)

**摘要:** 为了解秦皇岛昌黎邻近海域国家二级保护动物青岛文昌鱼(*Branchiostoma tsingdauense*)的资源现状, 科学评价该海域底栖环境生态健康状况, 于2021年春、夏两季在昌黎邻近海域设置24个站位进行大型底栖动物及环境要素的调查监测, 并使用香农-威纳(Shannon-Wiener)多样性指数及AZTI海洋生物指数(AMBI)、多变量AZTI海洋生物指数(M-AMBI)对昌黎邻近海域大型底栖动物群落健康状况进行评价。调查结果表明: 2021年夏季昌黎邻近海域青岛文昌鱼平均生物密度为5 ind./m<sup>2</sup>, 处于近年调查的最低水平。春、夏两季昌黎邻近海域青岛文昌鱼均以Ⅲ龄鱼为主, 种群年龄结构出现异常现象。春、夏两季共采集到大型底栖动物89种, 两季大型底栖动物群落结构存在一定差异, 物种更替率较高。两季大型底栖动物平均生物密度为138 ind./m<sup>2</sup>, 平均生物量为20.95 g/m<sup>2</sup>, 平均Shannon-Wiener多样性指数为2.11。Shannon-Wiener多样性指数及AMBI、M-AMBI指数等生态健康评价方法评价结果相近, 结果表明调查海域底栖生态系统受到一定程度的扰动, 相较于春季, 夏季受人为扰动程度更强。

**关键词:** 昌黎邻近海域; 大型底栖动物; 青岛文昌鱼; 群落结构; 海洋生态健康

中图分类号: Q178.1 文献标识码: A 文章编号: 1005-9164(2024)01-0028-12

DOI: 10.13656/j.cnki.gxkx.20240417.004

文昌鱼(*Branchiostoma*)已在地球上存在了数亿年之久, 属于脊索动物门(Chordata)头索动物亚门(Cephalochordata), 是现存最原始脊索动物的代表种<sup>[1]</sup>, 其脊索被视作无脊椎动物向脊椎动物进化的证据, 是研究脊椎动物起源和进化的模式动物<sup>[2]</sup>, 同时

也是研究进化发育学、比较功能基因组学和比较免疫学的理想模式生物, 具有很高的学术研究价值<sup>[3]</sup>。文昌鱼偏好水清、流缓、疏松的沙质海底, 仅分布于世界少数海区, 数量十分有限<sup>[4]</sup>。作为底栖生物, 底栖环境的生态健康状况直接代表着文昌鱼栖息环境的健

收稿日期: 2022-08-31

修回日期: 2022-09-19

\* 自然资源部北海局科技项目(202202)资助。

**【第一作者简介】**

杜小媛(1990—), 女, 工程师, 主要从事海洋生态研究。

**【\*\*通信作者简介】**

刘欣禹(1988—), 女, 工程师, 主要从事海洋生态研究, E-mail: liuliu\_xinyu@163.com。

**【引用本文】**

杜小媛, 赵升, 鲍萌萌, 等. 秦皇岛昌黎邻近海域青岛文昌鱼资源调查及大型底栖动物群落特征研究[J]. 广西科学, 2024, 31(1): 28-39.

DU X Y, ZHAO S, BAO M M, et al. Investigation of *Branchiostoma tsingdauense* Resources and Community Characteristics of Macrobenthos in Changli Adjacent Sea Area, Qinhuangdao [J]. Guangxi Sciences, 2024, 31(1): 28-39.

康水平。大型底栖动物的群落组成结构、物种丰富度,以及耐污类群与敏感类群的比例等都可以反映水质的好坏,从而有效地指示水生生态系统的健康状况<sup>[5]</sup>,经常被用作底栖生境健康的生物指标<sup>[6,7]</sup>。底栖环境健康评价的方法有多种, Margalef 物种丰富度、香农-威纳(Shannon-Wiener)多样性指数、Pielous 均匀度等传统生物指数以及新开发的海洋生物指数(BI)、AZTI 海洋生物指数(AMBI)、多变量 AZTI 海洋生物指数(M-AMBI)、底栖质量指数(BQI)等生物指数已被广泛应用于河口和沿海水域环境研究中,成为生态系统健康评估的有效工具<sup>[8]</sup>。河北秦皇岛昌黎邻近海域文昌鱼资源首次发现于 1984 年海岸带资源综合调查中,种类为青岛文昌鱼(*Branchiostoma tsingdauense*),蕴藏量达  $1.3 \times 10^4$  t<sup>[9,10]</sup>。近年来由于栖息环境遭到破坏、近海污染等原因,其资源量逐年下降,现属于国家二级保护动物<sup>[11]</sup>。因此,开展青岛文昌鱼资源现状调查,更好地保护昌黎邻近海域现有青岛文昌鱼资源十分重要。

昌黎邻近海域是目前我国青岛文昌鱼聚集分布区之一<sup>[12]</sup>,国内关于昌黎邻近海域青岛文昌鱼的研究主要集中在底质类型的变化对其影响方面,如马明辉等<sup>[13]</sup>探讨了滦河口青岛文昌鱼分布与栖息地底质特征,周卫彪等<sup>[14]</sup>研究了昌黎海域文昌鱼时空分布及其与栖息地底质的关系,但关于青岛文昌鱼资源量及其生境内大型底栖动物现状的研究较少。为了解秦皇岛昌黎邻近海域国家二级保护动物青岛文昌鱼资源现状,科学评价该海域底栖环境生态健康状况,本文基于 2021 年春、夏两季在秦皇岛昌黎邻近海域的大型底栖动物和环境要素调查数据,对青岛文昌鱼的资源量与底栖生物群落结构进行研究,并对该海域生态系统健康状况进行评价,以期昌黎邻近海域青岛文昌鱼及海洋生态保护提供基础资料和科学参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集与处理

2021 年 4 月(春季)和 8 月(夏季),在河北秦皇岛昌黎邻近海域青岛文昌鱼分布区布设 24 个站位进行采样监测,站位布设位置见图 1。

大型底栖动物采用取样面积为  $0.1 \text{ m}^2$  的抓斗式采泥器进行采集,每站采集 4 次,现场使用  $0.5 \text{ mm}$  孔径的过筛器进行分选,用 5% 的甲醛溶液固定样品后在实验室进行定量分析,样品的处理、保存、计数和称量均按照《海洋调查规范 第 6 部分:海洋生物调

查》(GB/T 12763.6—2007)<sup>[15]</sup>进行。物种鉴定及名录登记均通过 WoRMS 网站(<https://www.marinespecies.org>)进行校对和复核。站位布设、生物密度及生物量分布图由 ArcGIS 10.6 软件绘制。

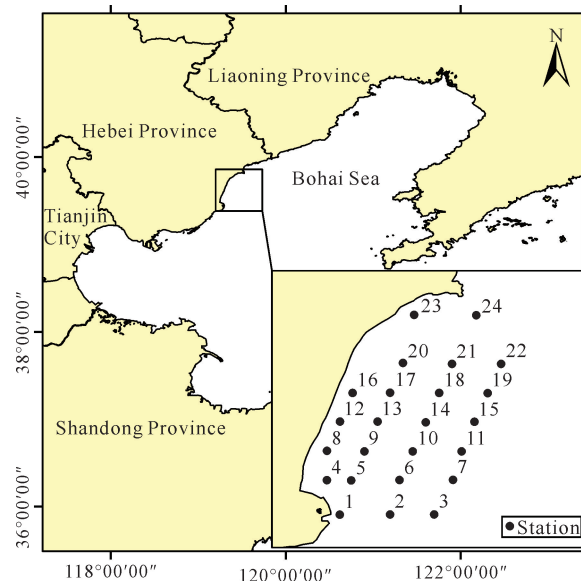


图 1 昌黎邻近海域调查站位

Fig. 1 Survey stations in Changli adjacent sea area

测定的环境因子包括底部海水的温度、盐度、pH 值、溶解氧、无机氮,水质样品的采集和分析测定参照《海洋监测规范 第 4 部分:海水分析》(GB 17378.4—2007)<sup>[16]</sup>完成,沉积物粒度采用激光粒度分析仪法测定。

### 1.2 数据处理

#### 1.2.1 青岛文昌鱼年龄结构统计

用游标卡尺测量每个采样站位所有青岛文昌鱼样品的体长(mm)。根据《海洋生物生态调查技术规程》<sup>[17]</sup>,文昌鱼各年龄组的体长范围如下:0 龄  $\leq 7.0 \text{ mm}$ ,  $7.0 \text{ mm} < \text{I 龄} \leq 15.0 \text{ mm}$ ,  $15.0 \text{ mm} < \text{II 龄} \leq 29.0 \text{ mm}$ ,  $29.0 \text{ mm} < \text{III 龄} \leq 37.0 \text{ mm}$ ,  $37.0 \text{ mm} < \text{IV 龄} \leq 43.0 \text{ mm}$ , V 龄以上  $> 43.0 \text{ mm}$ ,计算各体长组个体数占文昌鱼个体总数的百分比。

#### 1.2.2 大型底栖动物种类更替率(R)计算

大型底栖动物种类更替率(R)<sup>[18]</sup>计算公式为  $R(\%) = [(a + b - 2c)/(a + b - c)] \times 100\%$ ,式中  $a$  与  $b$  分别为相邻 2 个季节各自对应的大型底栖动物种类数, $c$  为相邻 2 个季节共同的大型底栖动物种类数。

#### 1.2.3 大型底栖动物群落结构及优势种计算

使用香农-威纳(Shannon-Wiener)多样性指数<sup>[19]</sup>分析生物群落结构,使用物种优势度指数

(Dominance index,  $Y$ ) 判定优势种<sup>[20]</sup>。计算公式如下:

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

$$Y = P_i \times F, \quad (2)$$

式中:  $H'$  为 Shannon-Wiener 多样性指数;  $P_i = n_i/N$  ( $n_i$  是第  $i$  个物种的个体数,  $N$  是全部物种的个体数);  $S$  为种类数;  $Y$  为底栖生物优势度指数,  $F$  为物种的出现频率, 当  $Y > 0.02$  时, 则该物种为该海域底栖动物的优势种<sup>[21]</sup>。

使用 PRIMER v6.0 软件对群落结构进行分析, 通过计算 Bray-Curtis 相似性系数, 构建大型底栖动物群落相似性矩阵, 组间差异检验采用相似性分析 (ANOSIM) 方法, 使用 SIMPER 分析对群落划分起主要作用的种类。

#### 1.2.4 大型底栖动物群落健康状况评价

Shannon-Wiener 多样性指数等于 0, 说明无底栖生物, 即表示严重污染; 0-1 代表重度污染, 1-2 代表中度污染; 2-3 代表轻度污染; 大于 3 则代表水质清洁<sup>[19]</sup>。AMBI 指数计算和大型底栖动物生态分组均采用 AMBI V5.0 软件进行。先除去非大型底栖无脊椎动物的种类, 然后按照 Borja 等<sup>[22]</sup>的方法对大型底栖动物进行生态分组。AMBI 的值为 (0-7] 时, 值越低, 生态健康状况越好; M-AMBI 的值为 (0-1] 时, 值越高, 生态健康状况越好, AMBI 及 M-AMBI 的数值范围和其对应指标的含义<sup>[23,24]</sup> 详见表 1、表 2。根据底栖动物对环境敏感度的不同, 大型底栖动物可分为 5 个生态组 (Ecological Groups): EG I 代表对扰动敏感的物种; EG II 代表对扰动有惰性的物种; EG III 代表底栖生境中对扰动耐受的物种, 可以忍受过量有机物; EG IV 代表底栖生境中的第二机会种, 多生于显著失衡环境下; EG V 代表生境中的第一机会种, 生于显著失衡环境下<sup>[25]</sup>。

表 3 各环境因子平均值

Table 3 Average value of environmental factors

季节 Seasons	水温/°C WT/°C	盐度 SAL	pH 值 pH value	溶解氧/ (mg/L) DO/(mg/L)	磷酸盐/ (μg/L) DIP/(μg/L)	无机氮/ (μg/L) DIN/(μg/L)	沉积物中值粒径/μm MD/μm
Spring	11.1a	32.481a	8.11a	9.66a	8.58a	52.01a	148a
Summer	25.4b	29.848b	8.10a	7.86b	3.45b	136.07b	180a

Note: different lowercase letters in the same column indicate significant differences between the two ( $P < 0.001$ ).

昌黎邻近海域沉积物类型有黏土质粉砂、粉砂质砂、砂和砂质粉砂, 其中最主要的类型为砂。春季昌黎邻近海域沉积物中值粒径 (MD) 为 7-363 μm, 平

表 1 AMBI 数值范围及其对应的扰动等级

Table 1 AMBI numerical range and its corresponding disturbance level

数值范围 Numerical range	扰动等级 Disturbance level
(0.0, 1.2]	Undisturbed
(1.2, 3.3]	Slightly disturbed
(3.3, 5.0]	Moderately disturbed
(5.0, 6.0]	Heavily disturbed
(6.0, 7.0]	Extremely disturbed

表 2 M-AMBI 数值范围及其对应的生态环境质量状况

Table 2 M-AMBI numerical range and its corresponding ecological environment quality status

数值范围 Numerical range	生态环境质量状况 Ecological environment quality status
(0.77, 1.00]	High/Undegenerated
(0.53, 0.77]	Good/Undegenerated
(0.38, 0.53]	Moderate/Degenerated
(0.20, 0.38]	Poor/Degenerated
(0.00, 0.20]	Bad/Degenerated

## 2 结果与分析

### 2.1 栖息环境因子

昌黎邻近海域春季水深为 5.9-16.4 m, 平均值为 10.7 m; 夏季水深为 4.3-14.7 m, 平均值为 10.6 m, 两季水深变化较小。如表 3 所示, 调查海域底部水环境中的水温 (WT)、盐度 (SAL)、溶解氧 (DO)、磷酸盐 (DIP)、无机氮 (DIN) 季节间呈极显著差异 ( $P < 0.001$ ); pH 值与沉积物中值粒径 (MD) 在季节间无显著差异。其中, 夏季昌黎邻近海域水环境中盐度、溶解氧、磷酸盐浓度均值较春季呈下降趋势, 无机氮浓度呈上升趋势。

均值为 148 μm; 夏季沉积物中值粒径为 35-337 μm, 平均值为 180 μm。青岛文昌鱼喜好栖息在砂含量较高的环境中。分析调查海域采集到文昌鱼的站

位,沉积物内砂质(粒径为 63—2 000  $\mu\text{m}$ )含量百分比与本站位文昌鱼生物密度关系可知:春季调查共有 11 个站位采集到青岛文昌鱼,其中 24 号、2 号和 11 号站位砂质占比分别为 78.1%、85.3%和 87.8%,其余采集到青岛文昌鱼的站位砂质占比均在 90%以上,青岛文昌鱼生物密度最高(355 ind./ $\text{m}^2$ )的 10 号站位砂质占比为 96.7%;夏季调查共有 5 个站位采集到青岛文昌鱼,所有站位砂质占比均在 90%以上,青岛文昌鱼生物密度最高(80 ind./ $\text{m}^2$ )的 10 号站位砂质占比为 95.9%(表 4)。

表 4 昌黎邻近海域 2021 年青岛文昌鱼栖息站位生物密度与沉积物砂质占比

Table 4 *B. tsingdauense* biological density and sediment sand proportion of its habitat station in Changli adjacent sea area in 2021

站位 Stations	春季 Spring		夏季 Summer	
	砂质占比/% Sand proportion/%	密度/ (ind./ $\text{m}^2$ ) Density/ (ind./ $\text{m}^2$ )	砂质占比/% Sand proportion/%	密度/ (ind./ $\text{m}^2$ ) Density/ (ind./ $\text{m}^2$ )
1	0.0	0	37.1	0
2	85.3	5	64.3	0
3	45.4	0	68.7	0
4	79.6	0	90.0	0
5	20.7	0	93.8	10
6	97.0	0	87.4	0
7	87.1	0	95.0	0
8	51.2	0	56.7	0
9	91.8	200	89.6	0
10	96.7	355	95.9	80
11	87.8	20	97.5	15
12	86.0	0	96.6	0
13	71.1	0	77.1	0
14	93.7	5	92.7	0
15	69.7	0	88.7	0
16	97.4	0	96.1	0
17	98.6	20	94.6	0
18	95.9	5	95.9	5
19	75.1	0	80.8	0
20	91.4	5	88.5	0
21	97.2	5	98.6	20
22	71.8	0	79.7	0
23	95.3	15	95.5	0
24	78.1	5	88.3	0

## 2.2 昌黎邻近海域青岛文昌鱼资源现状

昌黎邻近海域春、夏两季青岛文昌鱼生物密度情

况如图 2 所示。春季调查海域有 11 个站位采集到青岛文昌鱼,10 号和 9 号站位青岛文昌鱼生物密度、生物量较高,分别为 355 ind./ $\text{m}^2$ 、39 g/ $\text{m}^2$  和 200 ind./ $\text{m}^2$ 、14.8 g/ $\text{m}^2$ ,此季调查海域青岛文昌鱼的平均生物密度为 27 ind./ $\text{m}^2$ ,平均生物量为 2.40 g/ $\text{m}^2$ 。夏季调查海域仅有 5 个站位采集到青岛文昌鱼,10 号站位青岛文昌鱼的生物密度和生物量最高,分别为 80 ind./ $\text{m}^2$  和 4.76 g/ $\text{m}^2$ ,此季调查海域青岛文昌鱼的平均生物密度为 5 ind./ $\text{m}^2$ ,平均生物量为 0.29 g/ $\text{m}^2$ ,相较于春季来说偏低。

春季调查共获取青岛文昌鱼 128 条,体长 12.54—45.16 mm,平均值为 32.89 mm。从年龄结构来看,Ⅲ龄鱼最多,占总数的 53.12%;Ⅱ龄鱼占比 25.00%;Ⅳ龄鱼占比 17.19%;Ⅴ龄鱼占比 3.13%;Ⅰ龄鱼最少,占比 1.56%。夏季调查仅获取青岛文昌鱼 26 条,体长 21.70—41.50 mm,平均值为 31.97 mm;从年龄结构来看,Ⅲ龄鱼最多,占总数的 57.69%,Ⅱ龄鱼占比 30.77%,Ⅳ龄鱼占比 11.54%,本次调查未获取Ⅰ龄鱼和Ⅴ龄鱼(图 3)。

## 2.3 大型底栖动物群落结构

春、夏两季共采集到大型底栖动物 89 种,包括环节动物 42 种、节肢动物 20 种、软体动物 18 种、棘皮动物 4 种、刺胞动物 2 种,以及腕足动物、头索动物和鱼类各 1 种,环节动物、节肢动物和软体动物是调查海域主要的种群类型,仅有 29 种大型底栖动物为两季共有种,春季和夏季的物种更替率为 67.05%。其中春季共采集大型底栖动物 56 种,主要类群包括环节动物 33 种、软体动物 11 种、节肢动物 10 种。春季调查海域优势种为青岛文昌鱼、豆形短眼蟹(*Xenophthalmus pinnotheroides*)和经氏壳蛞蝓(*Philine kinglipini*),优势度分别为 0.101、0.058 和 0.026。青岛文昌鱼在春季是调查海域的第一优势种,其站位出现率为 45.83%,青岛文昌鱼生物密度占春季大型底栖动物总生物密度的 22.07%。夏季共采集大型底栖动物 61 种,主要包括环节动物 24 种、节肢动物 16 种、软体动物 12 种。夏季调查海域优势种为豆形短眼蟹,优势度为 0.424,其站位出现率为 79.17%,其生物密度占夏季总生物密度的 53.50%。夏季调查中,青岛文昌鱼的站位出现率为 20.83%,其生物密度占夏季总生物密度的 3.50%,数量相对较少。



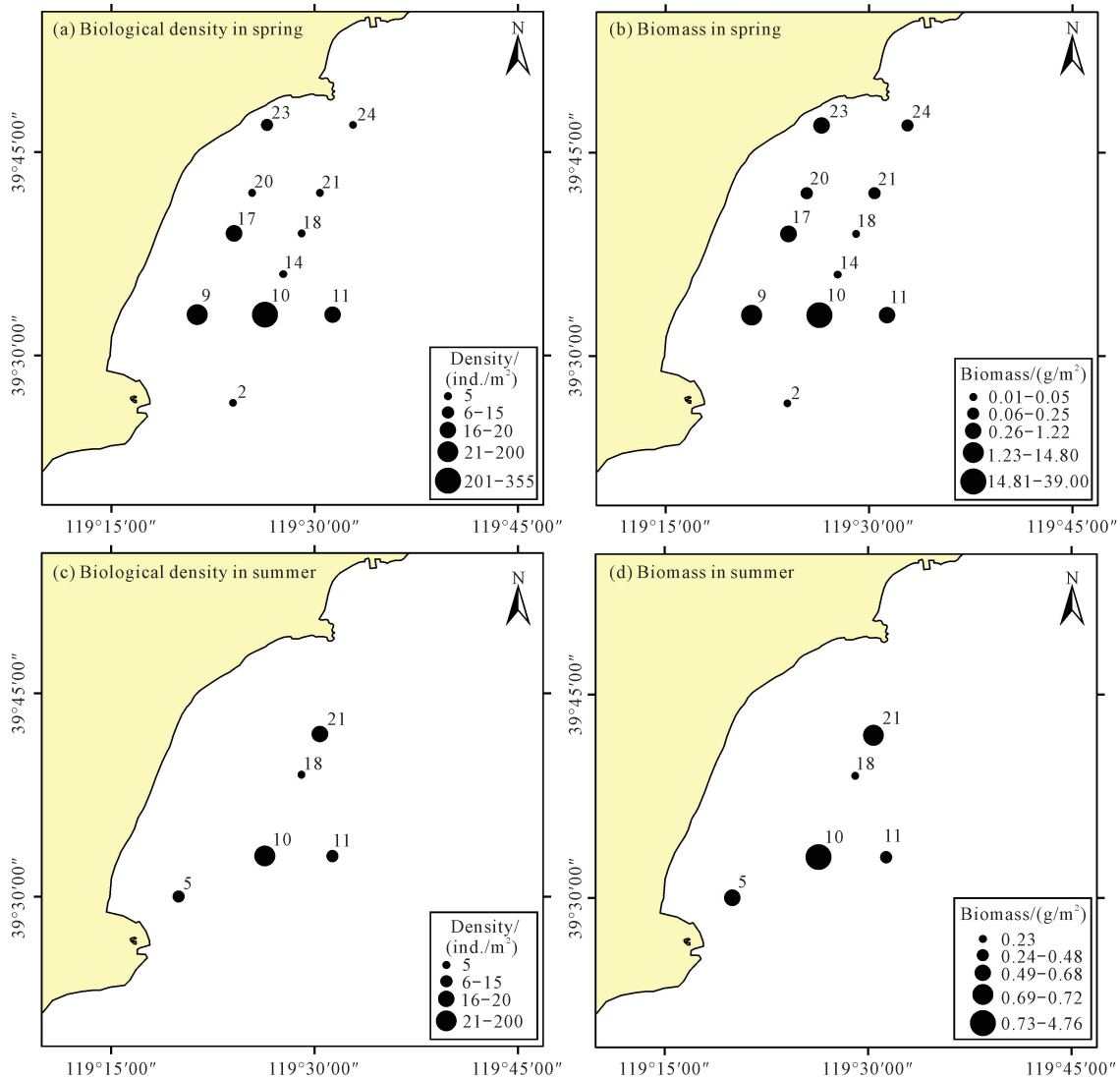


图2 昌黎邻近海域2021年青岛文昌鱼生物密度和生物量的平面分布

Fig. 2 Distribution of *B. tsingdauense* biological density and biomass in Changli adjacent sea area in 2021

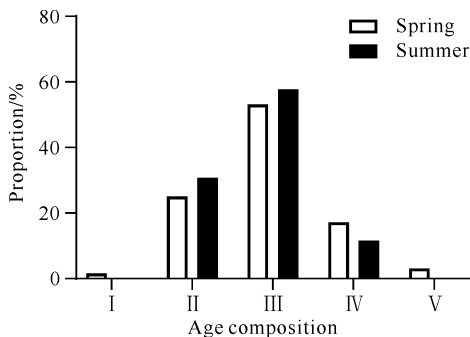


图3 昌黎邻近海域2021年青岛文昌鱼年龄结构组成

Fig. 3 Age composition of *B. tsingdauense* in Changli adjacent sea area in 2021

昌黎邻近海域大型底栖动物生物密度和生物量情况见图4。2021年春、夏两季昌黎邻近海域大型底栖动物平均生物密度为138 ind./m<sup>2</sup>,平均生物量为

20.95 g/m<sup>2</sup>。春季大型底栖动物生物密度为15—390 ind./m<sup>2</sup>,平均值为121 ind./m<sup>2</sup>;生物量为0.07—71.10 ind./m<sup>2</sup>,平均值为21.71 g/m<sup>2</sup>。其中,22号站位生物密度最大,采集到了较多的经氏壳蛞蝓;12号站位生物量最大,采集到了较多的薄片镜蛤(*Dosinia corrugate*)、菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)和彩虹明樱蛤(*Moerella iridescens*)等贝类。夏季大型底栖动物生物密度为30—555 ind./m<sup>2</sup>,平均值为155 ind./m<sup>2</sup>;生物量为0.63—123.59 ind./m<sup>2</sup>,平均值为20.20 g/m<sup>2</sup>,夏季调查海域大型底栖动物生物量和生物密度基本呈近岸向远岸逐渐降低的趋势。14号站位生物密度最大,采集到了大量的豆形短眼蟹。

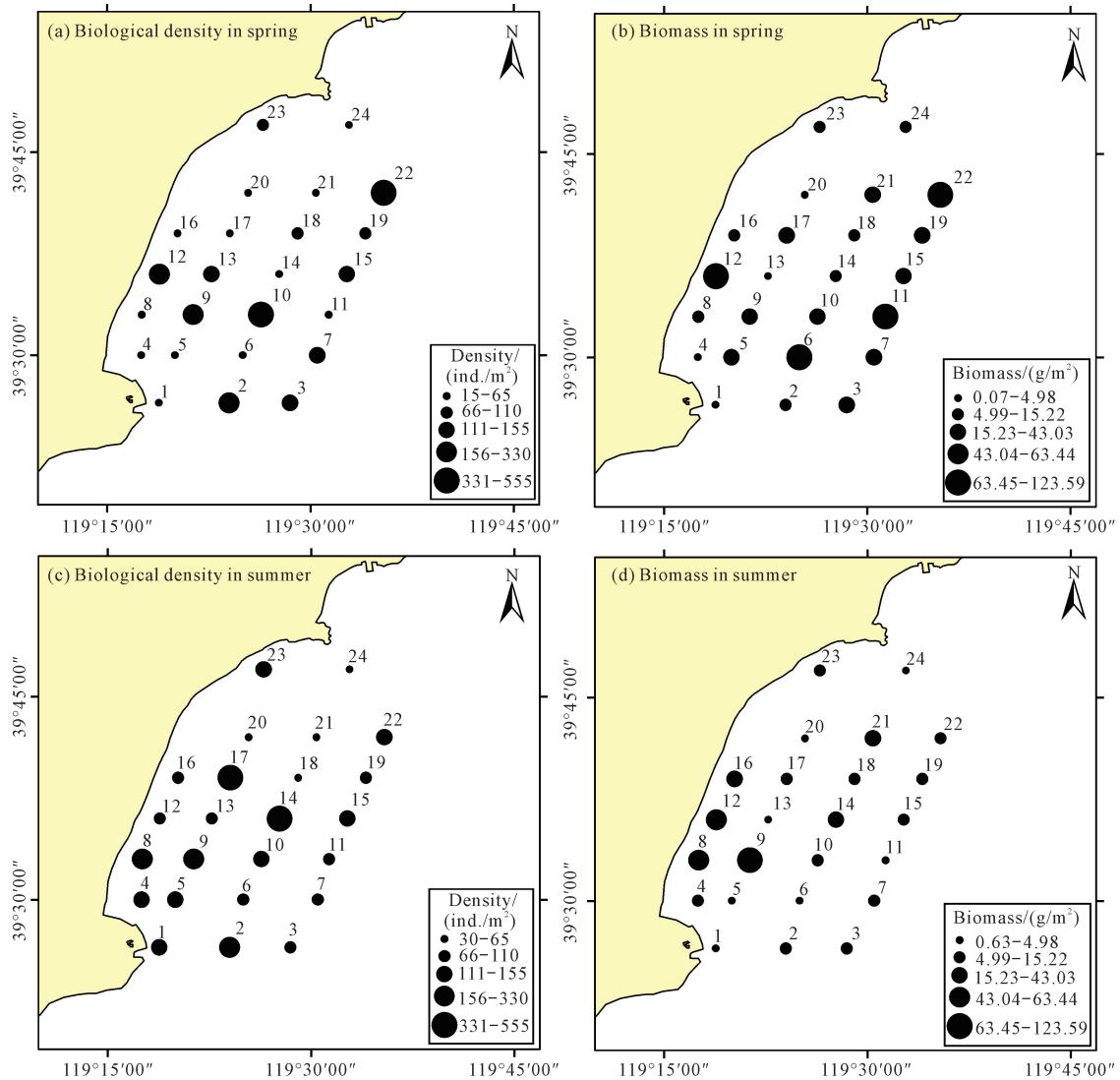


图4 昌黎邻近海域2021年大型底栖动物生物密度和生物量的平面分布

Fig. 4 Distribution of macrobenthic biological density and biomass in Changli adjacent sea area in 2021

由图5(a)可知,在15%的相似度水平上(图中虚线表示)可将24个站位分为2个群落(4号单个站位不构成群落),其中,9、10、11、16、17、20、21和23号站为群落I;1-3、5-8、12-15、18、19、22和24号站位为群落II。ANOSIM分析显示,2个群落之间差异极显著( $R=0.523, P=0.001$ )。SIMPER分析表明,群落I平均相似性为21.25%,特征种为梳鳃虫(*Terebellides stroemii*)和豆形短眼蟹,贡献率分别为24.98%和15.33%,累计贡献率为40.31%;群落II平均相似性为26.45%,特征种为青岛文昌鱼和寡鳃齿吻沙蚕(*Nephtys oligobranchia*),贡献率分别为65.69%和12.72%,累计贡献率为80.98%。

如图5(b)所示,在25%的相似度水平上(图中虚线表示)可将24个站位分为3个群落,其中,18和21号站位为群落I;2、3、6、7、9、11、13-15、19和22号

站位为群落II;1、4、5、8、10、12、16、17、20、23和24号站位为群落III。ANOSIM分析显示,3个群落之间差异极显著( $R=0.587, P=0.001$ )。SIMPER分析表明,群落I平均相似性为33.38%,特征种为青岛文昌鱼和日本冠鞭蟹(*Lophomastix japonica*),贡献率各为50%,累计贡献率为100%;群落II平均相似性为33.01%,特征种为豆形短眼蟹、日本倍棘蛇尾(*Amphioplus japonicus*)、经氏壳蛞蝓和小头虫(*Capitella capitata*),贡献率分别为29.45%、13.41%、11.52%和11.31%,累计贡献率为68.26%;群落III平均相似性为30.43%,特征种为豆形短眼蟹、细螯虾(*Leptochela gracilis*)、日本和美虾(*Nihonotrypaea japonica*),贡献率分别为54.77%、11.75%和11.50%,累计贡献率为78.02%。

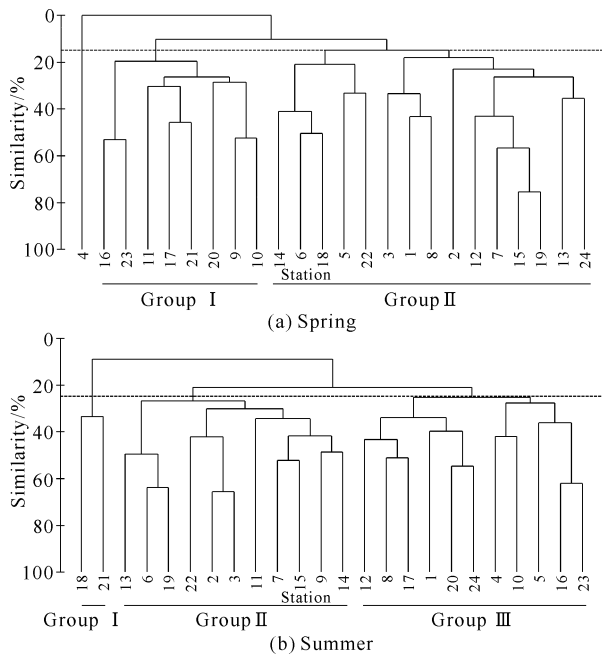


图5 昌黎邻近海域大型底栖动物群落的聚类分析

Fig. 5 Cluster analysis of macrobenthic communities in Changli adjacent sea area

## 2.4 底栖生态健康评价

昌黎邻近海域春、夏两季 Shannon-Wiener 多样性指数分析结果如表 5 所示。春季 Shannon-Wiener 多样性指数平均值为 2.14, 夏季平均值为 2.08, 春季略高于夏季。两季节的 Shannon-Wiener 多样性指数平均值为 2.11。根据 Shannon-Wiener 多样性指数评价, 本次春季调查有 3 个站位处于清洁状态, 15 个站位处于轻度污染状态, 2 个站位处于中度污染状态, 4 个站位处于重度污染状态; 夏季调查有 3 个站位处于清洁状态, 9 个站位处于轻度污染状态, 9 个站位处于中度污染状态, 3 个站位处于重度污染状态。从 Shannon-Wiener 多样性指数可以看出, 该调查区域大型底栖动物受到轻度污染。

对昌黎邻近海域的大型底栖动物进行 AMBI 和 M-AMBI 指数分析, 其结果如表 6 所示。春季昌黎邻近海域的 AMBI 值为 0.00—2.79, 平均值为 1.28, AMBI 评价结果显示春季调查有 11 个站位处于无扰动状态, 13 个站位处于轻度扰动状态; M-AMBI 值为 0.47—0.96, 平均值为 0.66, M-AMBI 评价结果显示春季调查有 6 个站位处于高等状态, 12 个站位处于良好状态, 6 个站位处于一般状态。夏季昌黎邻近海域 AMBI 值为 0.00—4.58, 平均值为 1.85, AMBI 评价结果显示夏季调查有 4 个站位处于无扰动状态, 18

表 5 昌黎邻近海域春、夏两季 Shannon-Wiener 多样性指数

Table 5 Shannon-Wiener diversity index in spring and summer in Changli adjacent sea area

站位 Stations	春季 Spring	夏季 Summer
1	1.84	2.13
2	1.53	1.73
3	2.25	2.67
4	0.92	2.59
5	2.32	2.49
6	2.82	1.66
7	3.17	2.52
8	2.55	0.64
9	0.43	1.56
10	0.21	1.97
11	2.12	2.61
12	2.17	1.31
13	2.88	1.89
14	2.16	0.30
15	3.01	2.80
16	2.22	3.10
17	2.36	0.82
18	3.35	1.92
19	2.46	3.30
20	2.25	1.25
21	2.75	2.93
22	0.77	3.23
23	2.41	2.43
24	2.30	1.95

个站位处于轻度扰动状态, 2 个站位处于中度扰动状态; M-AMBI 值为 0.40—0.90, 平均值为 0.67, M-AMBI 评价结果显示夏季调查有 5 个站位处于高等状态, 13 个站位处于优良状态, 6 个站位处于一般状态。2021 年春季调查中, 大多数站位生态组成以 EG I 和 EG II 为主; 夏季调查中, 大多数站位生态组成以 EG II 为主, EG I 物种数明显减少。夏季调查

时,13、20、24号站位EG III物种明显增多,5、6号站位EG V物种明显增多,出现了较多的小头虫,表明这些站位在夏季可能受到了扰动,需引起注意(图6)。

表6 昌黎邻近海域春、夏两季 AMBI 及 M-AMBI 值

Table 6 AMBI and M-AMBI values in spring and summer in Changli adjacent sea area

站位 Stations	AMBI		M-AMBI	
	春季 Spring	夏季 Summer	春季 Spring	夏季 Summer
1	2.79	1.50	0.48	0.69
2	1.68	1.96	0.63	0.72
3	2.28	2.93	0.63	0.72
4	0.50	1.61	0.48	0.76
5	1.50	3.23	0.66	0.65
6	0.92	4.58	0.79	0.47
7	1.11	1.69	0.90	0.75
8	2.33	1.48	0.55	0.51
9	0.00	1.52	0.49	0.73
10	0.00	0.41	0.47	0.73
11	0.90	0.80	0.65	0.77
12	1.32	1.41	0.73	0.55
13	1.75	3.48	0.86	0.52
14	0.83	1.50	0.63	0.44
15	1.98	1.69	0.80	0.80
16	1.38	1.64	0.66	0.87
17	0.83	1.66	0.65	0.49
18	0.71	0.00	0.96	0.58
19	2.18	2.08	0.66	0.88
20	1.88	2.75	0.48	0.40
21	0.21	0.63	0.80	0.83
22	1.54	1.57	0.51	0.90
23	0.64	2.19	0.72	0.66
24	1.36	2.00	0.66	0.58

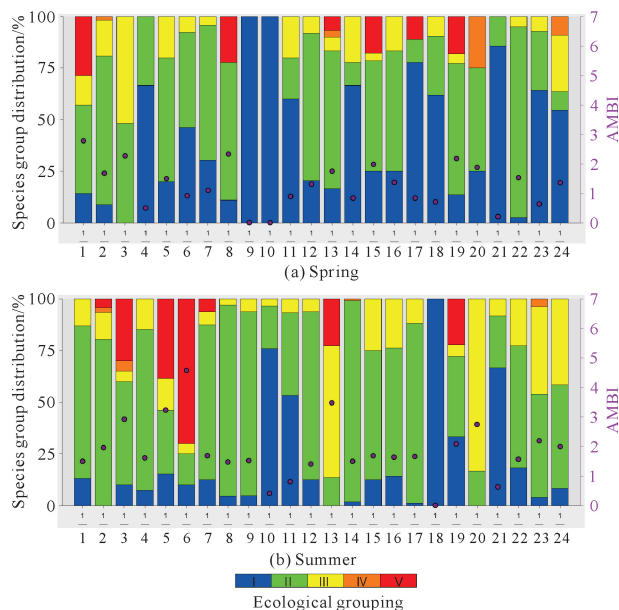


图6 昌黎邻近海域大型底栖动物群落的生态分组

Fig. 6 Ecological grouping of macrobenthos communities in Changli adjacent sea area

### 3 讨论

#### 3.1 昌黎邻近海域青岛文昌鱼资源历史变化情况及原因分析

2021年春季,昌黎邻近海域青岛文昌鱼平均生物密度为27 ind./m<sup>2</sup>,平均生物量为2.40 g/m<sup>2</sup>;夏季调查海域青岛文昌鱼平均生物密度为5 ind./m<sup>2</sup>,平均生物量为0.29 g/m<sup>2</sup>。夏季调查历史上,2001年昌黎邻近海域青岛文昌鱼的平均生物密度曾高达515 ind./m<sup>2</sup>,平均生物量为17.7 g/m<sup>2</sup>[26],之后青岛文昌鱼平均生物密度大幅度下降,2013年平均生物密度为30 ind./m<sup>2</sup>,平均生物量为2.29 g/m<sup>2</sup>[27];2014年平均生物密度为18 ind./m<sup>2</sup>,平均生物量为4.1 g/m<sup>2</sup>[28];2017年平均生物密度为23 ind./m<sup>2</sup>,平均生物量为2.06 g/m<sup>2</sup>[29],呈波动趋势。由于历史上开展春季调查较少,无法展开对比,但2021年夏季昌黎邻近海域青岛文昌鱼平均生物密度下降至5 ind./m<sup>2</sup>,为历次调查最低水平。

昌黎邻近海域青岛文昌鱼当年孵化的幼体在8月末的平均体长为4.7 mm,至次年的5月末其体长为10—12 mm,并于8月大量生长至15 mm以上,以II龄鱼为主[30]。2021年春、夏两季调查中,昌黎邻近海域青岛文昌鱼均以III龄鱼为主,可能是由于昌黎邻近海域青岛文昌鱼补充量不足,导致种群年龄结构组成出现异常。



本次调查发现,昌黎邻近海域青岛文昌鱼主要分布在新开河河口至北戴河河口水深 5—15 m 的区域,且绝大部分青岛文昌鱼分布在底质环境砂质占比 90% 以上的站位,这与吴凯等<sup>[31]</sup>在 2014 年研究昌黎邻近海域青岛文昌鱼种群的栖息环境时空演变时,发现沙质含量达到 90% 的底质环境中青岛文昌鱼具有集中分布性的结果一致。由于青岛文昌鱼对底质环境的严格要求,使得栖息地的沉积环境成为影响青岛文昌鱼种群变化的关键因素。同时,养殖产业的迅猛发展改变了适宜青岛文昌鱼生存和繁衍的底质、水动力条件<sup>[14]</sup>。2000—2018 年,昌黎县海水养殖区养殖面积和产量分别增加了 223.61% 和 162.84%<sup>[32]</sup>,昌黎邻近海域青岛文昌鱼的平均生物密度也从 2001 年的 515 ind./m<sup>2</sup> 下降至 2021 年的 5 ind./m<sup>2</sup>,下降幅度达到 99% 以上。昌黎邻近海域扇贝养殖一般于 5 月左右开始投放种苗,生长周期约半年,于 10 月中旬收获<sup>[33]</sup>。调查发现夏季昌黎邻近海域溶解氧、磷酸盐浓度较春季时呈下降趋势,无机氮浓度呈上升趋势,海域底栖环境健康状况变差。除季节因素影响外,大规模养殖活动可能是引起海水水质恶化以及包括青岛文昌鱼在内的底栖生物生活环境受到扰动的原因之一。

### 3.2 昌黎邻近海域大型底栖动物种类组成及生态健康状况

2021 年春、夏两季共采集到大型底栖动物 89 种,其中春季共采集大型底栖动物 6 大门类 56 种,环节动物种类最多(33 种),其次为软体动物(11 种);夏季共采集大型底栖动物 9 大门类 61 种,环节动物种类同样最多(24 种),其次为节肢动物(16 种)。夏季大型底栖动物种类明显偏多,且 89 种底栖动物中,两季共有种仅有 29 种,季节更替率为 67.05%。这与 2011 年李莉等<sup>[34]</sup>在同海域进行的大型底栖动物种类组成的调查结果相近;2011 年春、夏两季共鉴定出大型底栖动物 90 种,其中春季 55 种,夏季 74 种,均以环节动物种类最多,两季共有种为 39 种。2021 年(本次调查)与 2011 年夏季调查海域第一优势种均为豆形短眼蟹。昌黎邻近海域大型底栖动物春、夏两季物种更替率较大,导致两季大型底栖动物群落结构存在一定差异。通过聚类分析,2021 年春季大型底栖动物可划分为 2 个群落,其中群落 II 以青岛文昌鱼和寡鳃齿吻沙蚕为特征种;夏季可划分为 3 个群落,其中群落 I 以青岛文昌鱼和日本冠鞭蟹为特征种。春、夏两季均存在以青岛文昌鱼为特征种的群落,且分布

于保护区附近。

2021 年春季大型底栖动物平均生物密度和平均生物量分别为 121 ind./m<sup>2</sup> 和 21.71 g/m<sup>2</sup>,夏季大型底栖动物平均生物密度和平均生物量分别为 155 ind./m<sup>2</sup> 和 20.20 g/m<sup>2</sup>,夏季大型底栖动物平均生物密度略高于春季,平均生物量两季相差不大。对比 2011 年李莉等<sup>[34]</sup>在同海域所得的调查结果,春季大型底栖动物平均生物密度和平均生物量分别为 123.9 ind./m<sup>2</sup> 和 18.90 g/m<sup>2</sup>,夏季分别为 368.7 ind./m<sup>2</sup> 和 15.90 g/m<sup>2</sup>。春季两次调查结果相近,但 2021 年调查中生物密度和生物量均以环节动物最高,而 2011 年调查中生物密度最高的是环节动物,生物量最高的是软体动物;夏季调查中,本次调查大型底栖动物平均生物密度明显低于 2011 年,但平均生物量却高于 2011 年,两次调查中生物密度和生物量均以节肢动物最高。

2021 年春季昌黎邻近海域大型底栖动物 Shannon-Wiener 多样性指数平均值为 2.14,夏季为 2.08。郭兴然<sup>[35]</sup>在 2017 年的调查中发现,春、秋两季昌黎黄金海岸国家级自然保护区海域大型底栖动物的 Shannon-Wiener 多样性指数平均值分别为 2.60 和 2.63;韩志杰等<sup>[36]</sup>调查发现,2015 年夏季昌黎生态监控区大型底栖动物的 Shannon-Wiener 多样性指数为 1.84;李莉等<sup>[34]</sup>在 2011 年调查时发现,滦河口-北戴河海域春季 3 个大型底栖动物群落 Shannon-Wiener 多样性指数为 0.892—2.65,夏季 4 个大型底栖动物群落 Shannon-Wiener 多样性指数为 1.58—2.33。综上,近十年昌黎邻近海域大型底栖动物 Shannon-Wiener 多样性指数呈波动趋势,但基本保持在 2.00 左右。

采用《海水水质标准》(GB 3097—1997)<sup>[37]</sup>对调查海域水质进行评价。春季调查海域海水中 pH 值、溶解氧、磷酸盐和无机氮均满足一类海水水质标准要求;夏季调查海域海水中 pH 值、磷酸盐均满足一类海水水质标准要求,溶解氧和无机氮超一类海水水质标准要求。其中,溶解氧一类水质标准超标率为 45.8%,二类水质标准超标率为 25.0%,三类水质标准超标率为 16.7%,四类水质标准超标率为 4.1%;无机氮全部符合二类水质标准。受生物活动影响,养殖水体中的溶解氧通常不断地在极值之间变化,生物活动越强烈,波动幅度越大<sup>[38]</sup>。调查海域夏季部分站位溶解氧含量较低,部分站位溶解氧含量过饱和,溶解氧变化幅度较大。同时,调查海域海水营养水平

升高,夏季调查海域水质状况劣于春季。根据 Shannon-Wiener 多样性指数评价,本次春季调查有 2 个站位处于中度污染状态,4 个站位处于重度污染状态;夏季调查有 9 个站位处于中度污染状态,3 个站位处于重度污染状态。与春季相比,夏季调查海域轻度污染站位减少,中度污染站位增多,海域底栖环境健康状况变差。Shannon-Wiener 多样性指数评价结果与水质环境评价结果一致,夏季调查海域环境状况同春季相比有所下降。

本次春季调查 AMBI 值为 0.00—2.79, M-AMBI 值为 0.47—0.96;夏季调查 AMBI 值为 0.00—4.58, M-AMBI 值为 0.40—0.90。根据 AMBI 评价结果,夏季调查海域底栖环境较春季时受扰动更加严重,新出现 2 个处于中度扰动状态的站位,且处于轻度扰动状态的站位由 13 个上升至 18 个。根据 M-AMBI 评价结果,两季均有 6 个站位处于一般(退化)状态,其他站位处于良好或高等(未退化)状态。调查海域夏季 EG I 物种数大幅减少,EG III、EG V 物种数明显增多,5、6 号站位受到强烈扰动,出现了较多的小头虫。小头虫世代更新快,周年能产生幼虫,能在短期内大量繁殖,通常被作为海洋有机污染区的指示种。一旦出现大量指示种,往往预示环境已经被严重污染<sup>[39]</sup>。夏季降水量和入海径流量增大,工业废水、生活污水和养殖废水的排放造成水体富营养化<sup>[39,40]</sup>。另外,昌黎邻近海域存在大量贝类筏式养殖,养殖筏极易出现密度过大、位置漂移等现象,对海洋环境产生一系列影响。例如,贝类会滤食水流中的浮游生物、有机泥沙、有机碎屑等颗粒物<sup>[41]</sup>,导致贝类养殖区的生物沉降作用非常明显<sup>[42]</sup>。另外,贝类排泄物长期积累,会引起养殖区底质的性状变化,底栖生物种类减少,进而改变底栖生物群落结构<sup>[43]</sup>。夏季调查时昌黎邻近海域海面上遍布养殖筏架,部分养殖筏架超出确权范围,位于保护区生态与资源恢复区,部分养殖筏架甚至扩散到重点保护区内,对包括青岛文昌鱼在内的底栖生物生存环境产生威胁。因此,强化海水养殖管理,科学规划海水养殖规模,合理开发利用海洋资源,对保护文昌鱼此类珍稀濒危野生动物、维持底栖生物群落稳定性、实现人与自然和谐相处具有重要意义。

#### 4 结论

本研究结果表明,2021 年夏季昌黎邻近海域青岛文昌鱼种群密度为 5 ind./m<sup>2</sup>,为近年来最低水

平。昌黎邻近海域大型底栖动物春、夏两季物种更替率较高,但春、夏两季昌黎邻近海域青岛文昌鱼均以 III 龄鱼为主,种群年龄结构组成出现异常现象。使用 Shannon-Wiener 多样性指数和 AMBI、M-AMBI 指数法对昌黎邻近海域大型底栖动物群落健康状况进行评价所得的结果基本一致;调查海域底栖生态系统受到轻度干扰,且同春季相比,夏季调查海域受到人为扰动的程度更强。分析结果表明,沉积环境变化、养殖产业的迅猛发展都可能造成底栖环境扰动,对青岛文昌鱼种群数量产生不利影响。强化海域管理,合理控制养殖规模,关注海洋生态受损风险,对保护文昌鱼此类珍稀生物、维持海洋生态系统健康具有重要意义。

#### 参考文献

- [1] 李新正,甘志彬. 中国近海底栖动物分类体系[M]. 北京:科学出版社,2022.
- [2] 张士璠,袁金铎,李红岩. 文昌鱼:研究脊椎动物起源和进化的模式动物[J]. 生命科学,2001,13(5):214-218.
- [3] 马超,刘勇,庄之栋,等. 厦门文昌鱼自然保护区资源现状及其变动原因分析[J]. 渔业研究,2022,4(1):44-51.
- [4] 杨建威. 青岛文昌鱼自然保护区生物资源与文昌鱼资源调查研究[D]. 青岛:中国海洋大学,2008.
- [5] 张宇航,渠晓东,王少明,等. 浑河流域底栖动物生物完整性指数构建与健康评价[J]. 长江流域资源与环境,2020,29(6):1374-1386.
- [6] 李新正. 我国海洋大型底栖生物多样性研究及展望:以黄海为例[J]. 生物多样性,2011,19(6):676-684.
- [7] DOLBETH M, RAFFAELLI D, PARDAL M Å. Patterns in estuarine macrofauna body size distributions: the role of habitat and disturbance impact [J]. Journal of Sea Research, 2014, 85:404-412.
- [8] 丁敬坤,李加琦,薛素燕,等. 莱州湾小清河口近岸海域底栖生境健康评价[J]. 生态学报,2021,41(12):4806-4817.
- [9] 曹玉萍,李风华,梁虹. 河北省东部海区文昌鱼的栖息环境及形态特征[J]. 河北大学学报(自然科学版),1997,17(3):43-46.
- [10] 王风华,李仲山. 关于建立渤海区昌黎岸段自然保护区的探讨[J]. 海洋科学,1991(1):72-73.
- [11] 国家林业和草原局,农业农村部. 国家重点保护野生动物名录[Z/OL]. (2021-02-11)[2022-07-30]. <http://www.forestry.gov.cn/main/5461/20210205/122418860831352.html>.
- [12] 孙富强,包宏伟. 昌黎黄金海岸国家级自然保护区资源保护与合理开发利用分析[J]. 海洋开发与管理,2010,

- 27(1):58-60.
- [13] 马明辉, 张志南, 冯志权, 等. 滦河口青岛文昌鱼分布与栖息地底质特征[J]. 海洋环境科学, 2005, 24(2):39-42.
- [14] 周卫彪, 吴凯, 高伟明, 等. 昌黎海域文昌鱼时空分布及其与栖息地底质关系的探究[J]. 海洋科学进展, 2014, 32(1):68-77.
- [15] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 海洋调查规范: 第6部分 海洋生物调查: GB/T 12763.6—2007 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [16] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 海洋监测规范: 第4部分 海水分析: GB 17378.4—2007 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [17] 国家海洋局 908 专项办公室. 海洋生物生态调查技术规范[M]. 北京: 海洋出版社, 2006.
- [18] 杜飞雁, 王雪辉, 贾晓平, 等. 大亚湾海域浮游动物种类组成和优势种的季节变化[J]. 水产学报, 2013, 37(8): 1213-1219.
- [19] 蔡立哲, 马丽, 高阳, 等. 海洋底栖动物多样性指数污染程度评价标准的分析[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2002, 41(5):641-646.
- [20] 陈亚瞿, 徐兆礼, 王云龙, 等. 长江口河口锋区浮游动物生态研究 I 生物量及优势种的平面分布[J]. 中国水产科学, 1995, 2(1):49-58.
- [21] 杨艳云, 张继红, 吴文广, 等. 桑沟湾不同养殖区大型底栖动物的群落结构特征[J]. 水产学报, 2018, 42(6): 922-931.
- [22] BORJA A, TUNBERG B G. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI [J]. Ecological Indicators, 2011, 11(2):295-303.
- [23] 林和山, 俞炜炜, 刘坤, 等. 基于 AMBI 和 M-AMBI 法的底栖生态环境质量评价: 以厦门五缘湾海湾为例[J]. 海洋学报, 2015, 37(8):76-87.
- [24] 梁森, 姜倩, 李德鹏, 等. 曹妃甸近岸海域大型底栖动物群落特征[J]. 水产科学, 2019, 38(4):479-491.
- [25] 王振钟. 胶州湾西北部海域大型底栖动物生态学研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012.
- [26] 赵蕾, 曹议丹, 高伟明. 昌黎县海洋环境承载力评估研究[J]. 海洋科学, 2016, 40(8):84-90.
- [27] 国家海洋局北海分局. 2013 年北海区海洋环境公报 [EB/OL]. (2014-05-07) [2022-07-30]. <http://ncs.mnr.gov.cn/n1/n128/n150/n166/1712011459438678>
- 51.html.
- [28] 国家海洋局北海分局. 2014 年北海区海洋环境公报 [EB/OL]. (2015-05-11) [2022-07-30]. <http://ncs.mnr.gov.cn/n1/n128/n150/n166/171201150138164862.html>.
- [29] 国家海洋局北海分局. 2017 年北海区海洋环境公报 [EB/OL]. (2018-06-25) [2022-07-30]. <http://ncs.mnr.gov.cn/n1/upload/180910124335342872/180910124352221674.pdf?eqid=dce832b4000497b100000003643e00be&eqid=8f59c83e00008827000000066487d91a>.
- [30] 洛昊, 金照光, 刘亚柳, 等. 滦河口文昌鱼生活史和食性初步调查[J]. 河北渔业, 2014(11):30-34.
- [31] 吴凯, 周卫彪, 高伟明. 昌黎海域文昌鱼栖息环境的时空变化[J]. 江苏农业科学, 2014, 42(10):343-346.
- [32] 杨思蕊, 张雨薇, 李志伟. 昌黎县海水养殖区水质对长期养殖活动的影响[J]. 南方农业, 2022, 16(6):7-10.
- [33] 张丽敏. 昌黎县扇贝养殖业现状及发展策略[J]. 河北渔业, 2013(7):60-61.
- [34] 李莉, 陈武军, 张臻. 滦河口-北戴河海域大型底栖生物群落特征研究[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(26): 13049-13054.
- [35] 郭兴然. 河北昌黎近岸海域大型底栖动物群落结构特征研究[D]. 天津: 天津科技大学, 2019.
- [36] 韩志杰, 赵志红, 常欣悦, 等. 昌黎生态监控区夏季大型底栖动物群落特征及其环境影响因子分析[J]. 海洋湖沼通报, 2019(3):108-118.
- [37] 国家环境保护局. 海水水质标准: GB 3097—1997 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1997.
- [38] 郑钦华. 三沙湾海水增养殖区表层溶解氧变化特征及有机污染评价[J]. 广东海洋大学学报, 2019, 39(6):54-61.
- [39] 张莹, 刘元进, 张英, 等. 莱州湾多毛类底栖动物生态特征及其对环境变化的响应[J]. 生态学杂志, 2012, 31(4):888-895.
- [40] 董双林, 潘克厚, UWE B. 海水养殖对沿岸生态环境影响的研究进展[J]. 青岛海洋大学学报, 2000, 30(4): 575-582.
- [41] 曹伏龙, 夏丽华, 郭治兴, 等. 海水养殖污染研究进展[J]. 广东农业科学, 2015, 42(22):97-105.
- [42] 季如宝, 毛兴华, 朱明远. 贝类养殖对海湾生态系统的影响[J]. 黄渤海海洋, 1998, 16(1):21-27.
- [43] 汪振华, 梁金玲, 章守宇. 贻贝养殖海域表底层的鱼类组成比较[J]. 生态学杂志, 2015, 34(3):753-759.

# Investigation of *Branchiostoma tsingdauense* Resources and Community Characteristics of Macrobenthos in Changli Adjacent Sea Area, Qinhuangdao

DU Xiaoyuan<sup>1,2</sup>, ZHAO Sheng<sup>1,2</sup>, BAO Mengmeng<sup>1,2</sup>, XU Donghui<sup>1,2</sup>, LI Xiaoyu<sup>1,2</sup>,  
SHA Jingjing<sup>1,2</sup>, ZHOU Ruijia<sup>1,2</sup>, QI Yanping<sup>1,2</sup>, LIU Xinyu<sup>1,2\*\*</sup>

(1. North China Sea Environmental Monitoring Center, State Oceanic Administration, Qingdao, Shandong, 266000, China; 2. Key Laboratory of Ecological Prewarning and Protection of Bohai Sea, Ministry of Natural Resources, Qingdao, Shandong, 266000, China)

**Abstract:** In order to understand the current situation of *Branchiostoma tsingdauense* resources, a national second-class protected animal in the adjacent sea area of Changli, Qinhuangdao, and scientifically evaluate the ecological health status of the benthic environment in the waters, 24 stations were set up in the adjacent sea area of Changli in the spring and summer of 2021 to investigate the macrobenthos and environmental factors. The Shannon-Wiener diversity index and AZTI Marine Biological Index (AMBI) and Multivariate AZTI Marine Biological Index (M-AMBI) were used to evaluate the health status of macrobenthos communities in the adjacent sea area of Changli. The investigation results showed that the average density of *B. tsingdauense* in the adjacent sea area of Changli in summer of 2021 was 5 ind./m<sup>2</sup>, which was the lowest level in recent years. In spring and summer, the *B. tsingdauense* in the adjacent sea area of Changli was dominated by III-year-old fish, and the abnormal phenomenon appeared in population age structure. A total of 89 species of macrozoobenthos were collected in spring and summer. There were some differences in the community structure of macrozoobenthos between the two seasons, and the species replacement rate was higher. The average density of macrobenthos was 138 ind./m<sup>2</sup> and the average biomass was 20.95 g/m<sup>2</sup>, and the average Shannon-Wiener diversity index was 2.11. The evaluation results of Shannon-Wiener diversity index, AMBI index, M-AMBI index and other ecological health evaluation methods were similar. The results showed that the benthic ecosystem in the survey area was disturbed to a certain extent. Compared with spring, the benthic ecosystem was more disturbed by human disturbance in summer.

**Key words:** Changli adjacent sea area; macrobenthos; *Branchiostoma tsingdauense*; community structure; marine ecosystem health

责任编辑:米慧芝



微信公众号投稿更便捷

联系电话:0771-2503923

邮箱:gxxk@gxas.cn

投稿系统网址: <http://gxxk.ijournal.cn/gxxk/ch>