

黄河口潮间带大型底栖动物群落特征

严润玄^① 朱峰^② 韩庆功^① 黄晨^① 陈锵^① 韩庆喜^{①*}

① 宁波大学海洋学院 宁波 315832; ② 济宁医学院生物科学学院 济宁 272067

摘要: 2013年2月、5月和8月对黄河入海口附近潮间带的大型底栖动物进行了调查, 调查工作涵盖3个季节2条断面的样品, 分析了黄河口潮间带大型底栖动物的群落结构特征, 包括群落种类组成、丰度和生物量、优势种、多样性, 采用CLUSTER聚类分析了大型底栖动物的群落结构, 并用AMBI和m-AMBI对底栖群落和环境质量进行了评估。本次调查共鉴定出大型底栖动物52种, 其中, 多毛纲动物24种, 软体动物14种, 甲壳动物12种, 鱼类1种, 纽虫1种。多毛纲动物为该海域底栖群落的主要成分, 占据了群落总种数的46.15%。从季节来看, 物种数春季最高(38种), 夏季则处于最低水平(16种)。群落丰度和生物量均具有明显的季节变化, 丰度在春季达到最高, 为3549.33 ind/m², 远高于冬季的256.67 ind/m²和夏季的100.67 ind/m², 其中扁玉螺(*Neverita didyma*)是丰度的主要贡献者, 贡献了全年群落总丰度的75.44%。生物量春季最高, 夏季次之, 冬季最低。在全年尺度上, 甲壳动物的日本大眼蟹(*Macrophthalmus japonicus*)是生物量的主要贡献者, 占据总生物量的49.86%。群落的变化也得到了群落CLUSTER分析与SIMPER分析结果的验证。这与黄河入海口附近底质不稳定, 易受侵蚀、环境条件如盐度等具有明显季节差异, 以及一定程度的人为扰动密切相关。AMBI和m-AMBI的分析结果显示, 该区域环境质量状况较好, 仅受到了轻微扰动影响。

关键词: 大型底栖动物; 黄河口; 潮间带; 群落结构

中图分类号: Q958 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263(2019)06-835-10

Research on Intertidal Macrobenthic Community in the Yellow River Estuary

YAN Run-Xuan^① ZHU Feng^② HAN Qing-Gong^① HUANG Chen^①
CHEN Qiang^① HAN Qing-Xi^{①*}

① School of Marine Sciences, Ningbo University, Ningbo 315832;

② College of Life Science, Jining Medical University, Jining 272000, China

Abstract: According to the field investigation in Yellow River Estuary at February, May and August in 2013, the characteristics of intertidal macrozoobenthic community from 2 sections in 3 seasons, including its species, abundance, biomass, dominant species and diversity, were analyzed. The community composition and

基金项目 国家自然科学基金项目 (No. 41676139), 国家海洋局海洋生态环境科学与工程重点实验室项目;

* 通讯作者, E-mail: hanqingxi@nbu.edu.cn;

第一作者简介 严润玄, 男, 硕士研究生; 研究方向: 底栖生态学; E-mail: yanrunxuan@qq.com。

收稿日期: 2019-04-08, 修回日期: 2019-08-05 DOI: 10.13859/j.cjz.201906010

structure were analyzed, and ecological quality was also evaluated by AMBI and m-AMBI. A total of 52 macrobenthic species were collected and identified. Polychaete was the most speciose group with 24 species (46.15%), followed by Mollusca (14 species), crustacea (12 species), fish (1 species) and Nemertinea (1 species). Species number was highest in spring (38 species), and lowest in summer (16 species) (Table 1). Seasonal variations were identified for abundance and biomass. Abundance was highest in spring (3 549.33 ind/m²), much higher than in winter (256.67 ind/m²) and summer (100.67 ind/m²) (Table 3). *Neverita didyma* was the major contributor, accounting for 75.44% of the total abundance. Biomass also showed significant seasonal variation, highest in spring, followed by summer and then winter (Table 3). *Macrophthalmus japonicus* was the most important contributor to the total biomass, accounting for 49.86% across all sampling seasons. These results were also confirmed by CLUSTER and SIMPER analysis (Fig. 2). The change of community structure was caused by unstable substance near the Yellow River Estuary and seasonal variation of environmental factors such as salinity, and some kinds of human activities. The analyses of AMBI and m-AMBI showed that the ecological status here was slightly disturbed (Table 4).

Key words: Macrobenthos; Yellow River Estuary; Intertidal Flat; Community structure

潮间带地处陆海过渡地带, 陆海理化因子交替, 环境复杂多变, 通常具有丰富的底栖动物群落 (韩庆喜等 2014)。大型底栖动物作为海岸带生态系统的重要组成部分, 在潮间带生态系统碎屑分解、物质循环、能量流动以及生态系统平衡与稳定中起着重要作用 (Herman et al. 1999)。大型底栖动物具有较高的分类多样性、广泛的生理适应特性以及多样的摄食模式 (吴斌等 2014), 却同时具备较差的运动性和较长的寿命, 其群落组成和结构对人类或自然的扰动非常敏感且深远 (Pearson et al. 1978, Ysebaert et al. 2002, Han et al. 2013)。因此, 大型底栖动物是监测海岸带环境的良好指示生物 (Elias et al. 1994, Gesteira et al. 2003), 被广泛应用于研究环境压力对生态系统的综合影响 (Pinto et al. 2009, 蔡文倩等 2012)。

黄河口是我国第二大河口, 以入海输沙量大而闻名于世, 所形成的冲积型三角洲即黄河三角洲, 是中国暖温带保存最完整、最广阔和最年轻的湿地生态系统 (吴斌等 2014)。黄河每年携带大量营养盐和有机物质输入海洋, 使得河口及其附近海域含盐度低, 含氧量高, 有机质和饵料丰富, 形成了适宜于海洋生物生长、发育的良好生态环境, 为鱼、虾、蟹和贝类的

生长提供了良好条件。但近年来, 由于黄河淡水输入量的逐年减少, 不仅使黄河入海口表层海水的盐度与 40 年前相比升高 25%, 而且冲淤泥沙的减少, 使黄河口沉积三角洲的动态平衡开始向侵蚀倾斜 (Cui et al. 2011)。物理环境的变迁改变了海洋生物群落的多样性和群落组成, 入海河水的减少降低了河口入海营养物总量和海洋生产力水平。本研究选取了最靠近黄河口的海域潮间带进行取样, 分析黄河口附近潮间带底栖动物的变化, 获得黄河口潮间带底栖动物的群落特征和受环境扰动的影响情况, 并通过比较历史资料, 发现其群落演化过程, 为合理开发潮间带生物资源和保护海岸带生态环境提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域简介

研究区域为黄河三角洲黄河口生态旅游区海滩潮间带, 采样站位在黄河入海口南方约 9 km, 这片区域是黄河挟带的大量泥沙填充渤海凹陷陆地的海相沉积平原。其底质为软泥底质, 均匀而松软, 受到潮汐冲刷的强烈影响, 底质并不稳固。该区域靠近黄河入海口, 由于黄河汛期和枯水期不同的淡水输入, 该区域的

盐度具有明显的季节变化。人类活动对该区域的生物群落也具有一定的影响, 该区域地处黄河口生态旅游区内部, 其旅游区具有一定的商业开发和人类活动, 但本研究的采样区域远离旅游区核心位置, 附近修有公路直通胜利油田的海内油井, 由于油田生产和产品安全等原因人员进出被严格管理, 因此鲜有游客到达。本次调查的 6 个站位及其经纬度分别为 YN-1-1 ($119^{\circ}15'01''\text{E}$, $37^{\circ}43'37''\text{N}$)、YN-1-2 ($119^{\circ}15'07''\text{E}$, $37^{\circ}43'56''\text{N}$)、YN-1-3 ($119^{\circ}15'25''\text{E}$, $37^{\circ}44'01''\text{N}$)、YN-2-1 ($119^{\circ}14'40''\text{E}$, $37^{\circ}44'05''\text{N}$)、YN-2-2 ($119^{\circ}15'03''\text{E}$, $37^{\circ}44'08''\text{N}$)、YN-2-3 ($119^{\circ}15'20''\text{E}$, $37^{\circ}44'23''\text{N}$) (图 1)。

1.2 采样方法

采样时间为 2013 年 2 月 (冬季)、5 月 (春季) 和 8 月 (夏季)。在旅游区海滩选取垂直于海岸的断面, 用 GPS 定位仪进行定位, 以便 3 个季度重复取样。调查选取具有代表性的 2 个断面, 从高潮的基准面至低潮区附近设 3 个站点 (高、中、低潮区), 对大型底栖动物进行调查取样。

采集的生物样品为大型底栖动物, 采用 $0.5\text{ m} \times 0.5\text{ m}$ 的取样框采集 0.25 m^2 底质内的样品, 用 35 目筛子进行冲洗, 获得大型底栖动物。将所得样品用 75% 酒精固定后带回实验室。在实验室用 1% 的虎红溶液对筛选所得的大型底栖动物标本和残渣进行染色挑选, 最后进行

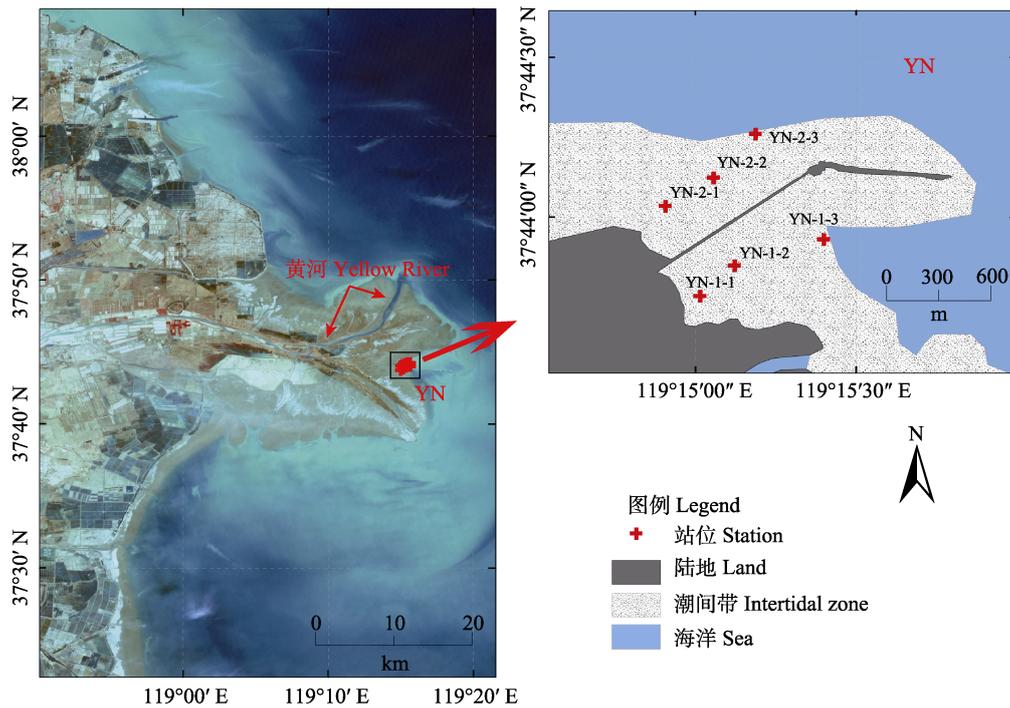


图 1 2013 年黄河三角洲河口潮间带调查采样站位分布图

Fig. 1 Location of sampling site in Yellow River Estuary intertidal zone in 2013

YN 表示采样区域 (左图中红色不规则区域); YN-1-1 等为站位名称, 第 1 个数字表示断面, 共两条断面, 分别用 1 和 2 表示, 第 2 个数字表示潮带, 1 为高潮带, 2 为中潮带, 3 为低潮带。

YN indicates the sampling area (the irregular red area in the left of the figure); YN-1-1 is the sites name, the first number indicates the section, and there are two sections, indicated by 1 and 2.; the second number indicates the tidal zone, 1 indicates the high tide zone, 2 indicates the middle tide zone, and 3 indicates the low tide zone.

鉴定、计数及称重。易断的纽虫和多毛纲动物按头部计数，管栖动物剥去管子，软体动物的死壳不计数，软体动物不去贝壳，群体标本不计算个数，寄居蟹去螺壳称重。分类计数后的标本用精度为 1 mg 的 HC6602G 型 Magnet Cube 电子天平称重。并换算求得各种群的优势度、丰度 (ind/m^2) 和生物量 (g/m^2)。样品的处理、鉴定、称重均按《海洋调查规范》(GB 12763.6-91) 进行。

1.3 数据处理

底栖动物群落数据在标准化后采用单因子和多因子统计分析进行群落结构分析。底栖群落的生物特征包括丰度 (A)、生物量 (B)、物种数目 (S)。

优势种的计算: 优势种的定义在不同资料、文献中有所区别, 本文采用优势度 Y 作为划分优势种的标准。大型底栖动物优势度计算公式为: $Y = (n_i/N) f_i$, 式中, N 为采样样品中所有种类的总个体数, n_i 为第 i 种的个体数, f_i 为该种出现的站位数占总站位数的比率。当物种优势度 $Y > 0.02$ 时, 该种即为优势种。

运用普利茅斯海洋实验室开发的 PRIMERTM 6.0 软件包, 进行群落组成及结构的统计分析, 以研究物种丰度的时空变化。为减少机会种对大型底栖动物群落结构的干扰, 只保留其中在任一站位相对丰度大于 3% 的物种 (周红等 2003)。底栖丰度数据经过平方根转化之后, 采用 Bray-Curtis 相似性矩阵进行转换, 采用组平均排序和非度量多维测度进行等级聚类。

采用 AMBI 5.0 软件包中的 AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) 和 multivariate-AMBI (m-AMBI) 分析底栖生态状况 (Borja et al. 2005)。

2 结果

2.1 种类组成及季节变化

在黄河口生态旅游区附近潮间带 3 个季节的大型底栖动物采集, 共获得 5 860 号标本,

分属 6 纲 35 科 45 属, 共 52 种。其中, 多毛纲动物 24 种, 软体动物 14 种, 甲壳动物 12 种, 辐鳍鱼纲动物 1 种, 纽虫动物 1 种 (表 1)。多毛纲动物是该研究区域大型底栖群落的主要物种组成成分, 占据了群落总种数的 46.15%, 软体动物和甲壳动物也是该区域潮间带底栖动物多样性的重要组成部分, 分别占据了群落总种数的 26.92% 和 23.08%。在研究期间, 春季物种数最多, 达 38 种, 冬季和夏季较少, 分别仅有 18 种和 16 种。在春季和冬季, 多毛纲动物的种类最多, 夏季则是甲壳动物种类最多。

表 1 黄河口潮间带各季节大型底栖动物物种数分布

Table 1 Seasonal species number variation of macrobenthos from intertidal zone, Yellow River Estuary

	多毛纲 Polychaete	软体动物 Mollusca	甲壳动物 Crustacean	其他门类 Other taxa	合计 Total
冬 Winter	7	5	6	0	18
春 Spring	18	12	7	1	38
夏 Summer	5	3	7	1	16
合计 Total	24	14	12	2	52

2.2 优势种的季节变化

在本次调查中, 黄河口潮间带出现的优势种共 8 种, 包括 3 种多毛纲动物、2 种软体动物和 3 种甲壳动物 (表 2)。分别是多毛纲的丝异须虫 (*Heteromastus filiformis*)、寡节甘吻沙蚕 (*Glycinde gurjanovae*) 和长双须虫 (*Eteone longa*), 软体动物扁玉螺 (*Neverita didyma*) 和彩虹明樱蛤 (*Iridona iridescens*), 甲壳动物中华螺赢蜚 (*Sinocorophium sinensis*)、日本大眼蟹 (*Macrophthalmus japonicus*) 和细巧仿对虾 (*Batepenaeopsis tenella*)。多数优势种仅为某个季节的优势种, 具有明显的季节差异, 包括多毛纲的寡节甘吻沙蚕和长双须虫以及甲壳动物中华螺赢蜚、日本大眼蟹和细巧仿对虾。在黄河口潮间带大型底栖动物群落中, 多个季节出现的优势种仅有 3 种, 为多毛纲的丝异须虫以及软体动物扁玉螺和彩虹明樱蛤, 其中, 扁

玉螺在冬季和春季(优势度分别为 0.06 和 0.67) 是优势种, 丝异须虫和彩虹明樱蛤是该海域冬季和夏季的优势种。

2.3 大型底栖动物的丰度与生物量

黄河口潮间带大型底栖动物平均丰度值为 1 302.22 ind/m², 平均生物量为 36.62 g/m² (表 3)。群落丰度值具有明显的季节差异, 丰度的季节变化中, 冬季和夏季两个季节差异较小, 而春季则变化剧烈。群落丰度在春季达到最高, 为 3 549.33 ind/m², 远高于冬季的 256.67 ind/m² 和夏季的 100.67 ind/m²。不同动物类群丰度值的季节差异都很显著, 软体动物在春季的丰度最大, 占据总丰度的 76.86%, 其中, 扁玉螺的

贡献最大, 它在春季的丰度占据了全部软体动物丰度的 95%。

群落平均生物量在春季最高, 夏季次之, 冬季最低(表 3)。不同动物类群生物量的季节差异显著, 多毛纲动物的平均生物量春季最高, 冬季和夏季较低; 软体动物的平均生物量在冬季最高, 春季次之, 夏季最低; 甲壳动物则为夏季最高, 春季次之, 冬季最低。在全年尺度上, 甲壳动物是生物量的主要贡献者, 在总生物量的比重高达 58.98%, 这其中主要的贡献者则为日本大眼蟹, 仅此一种的生物量就占甲壳动物总生物量的 84.54%。软体动物则是以 82.46% 的群落总丰度, 贡献了 35.23% 的群落总

表 2 黄河口潮间带大型底栖动物主要优势种及其季节优势度

Table 2 Dominant species and its seasonal dominance from different intertidal zone in Yellow River Estuary

种类 Class	种名 Species	冬 Winter	春 Spring	夏 Summer	全年 Annual
多毛纲 Polychaete	丝异须虫 <i>Heteromastus filiformis</i>	0.03		0.10	0.02
	寡节甘吻沙蚕 <i>Glycinde gurjanovae</i>	0.04			
	长双须虫 <i>Eteone longa</i>		0.02		
软体动物 Mollusca	扁玉螺 <i>Neverita didyma</i>	0.06	0.67		0.50
	彩虹明樱蛤 <i>Iridona iridescens</i>	0.21		0.11	0.03
甲壳动物 Crustacean	中华螺赢蜚 <i>Sinocorophium sinensis</i>	0.06			
	日本大眼蟹 <i>Macrophthalmus japonicus</i>			0.14	
	细巧仿对虾 <i>Batepenaeopsis tenella</i>			0.02	

表 3 黄河口潮间带大型底栖动物生物量和栖息密度分布

Table 3 Seasonal distribution of macrobenthic abundance and biomass from intertidal zone, Yellow River Estuary

指标 Index	种类 Class	冬 Winter	春 Spring	夏 Summer	平均 Average
丰度 Abundance (ind/m ²)	多毛纲 Polychaete	44.00	502	29.33	191.78
	软体动物 Mollusca	182.67	3 002.67	36.00	1 073.78
	甲壳动物 Crustacean	29.33	44.67	34.00	36.00
	其他 Other	0.67	0.00	1.33	0.67
	合计 Total	256.67	3 549.33	100.67	1 302.22
生物量 Biomass (g/m ²)	多毛纲 Polychaete	0.27	5.26	0.80	2.11
	软体动物 Mollusca	21.42	15.89	1.39	12.9
	甲壳动物 Crustacean	3.14	24.3	37.37	21.60
	其他 Others	0.01	0.00	0.01	0.00
	合计 Total	24.83	45.45	39.57	36.62

生物量。

2.4 群落结构的时空变化

为更直观地显现群落不同季节和沿潮带的梯度变化,对群落丰度数据进行二次方根转化,转化为 Bray-Curtis 矩阵,进行 Cluster 聚类(图 2),以更直观地显现群落的时空变化。黄河口的底栖动物群落具有明显的季节变迁,春季的群落结构与夏、冬季节具有显著差异。两条断面的群落结构在春、冬季节呈现一定的差异。在不同的潮带之间,即高潮区、中潮区和低潮区,群落结构并无明显的差异。

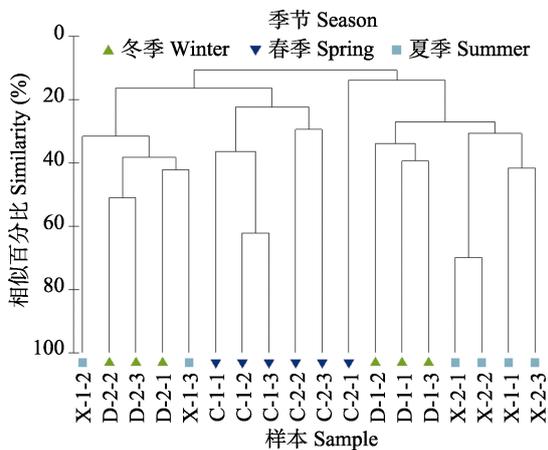


图 2 黄河口潮间带大型底栖动物群落的聚类分析
Fig. 2 Cluster analysis of macrobenthic community from different intertidal zone, Yellow River Estuary

样本名称中,第 1 个字母表示季节, D 为冬季, C 为春季, X 为夏季;第 1 个数字表示不同的断面,共有 2 条断面,分别用 1 和 2 表示;第 2 个数字表示潮带,1 为高潮带,2 为中潮带,3 为低潮带。

In the sample name, the first letter indicates the season, D indicates winter, C indicates spring, and X indicates summer; the first number indicates different sections, and there are 2 sections, indicated by 1 and 2; the second number indicates the tidal zone and the 1 indicates the high tide zone, 2 indicates the middle tide zone and 3 indicates the low tide zone.

2.5 群落结构相似性分析

对各季节的底栖动物群落进行 SIMPER 分析,结果与以上结果相符。冬季群落的平均相

似性为 28.41%,略大于夏季的 24.14%和春季的 22.86%。冬季平均相似性的主要贡献者是中华螺赢蛭、双齿围沙蚕、彩虹明樱蛤和丝异须虫,它们对平均相似性的贡献率均超过 10%,以上 4 个物种对相似性的总贡献率达 78.55%。春季底栖群落平均相似性的主要贡献者是扁玉螺,单种对相似性的贡献率达 45.07%,是唯一贡献率超过 10%的物种。夏季平均相似性的主要贡献者为日本大眼蟹(63.86%)和丝异须虫(13.88%),其合计的贡献率达 77.73%。不同季节间的平均不相似性均较高,其中最高为春季和夏季,高达 89.93%,其次冬季和春季,为 88.05%,冬季和夏季最低,但也高达 78.17%。扁玉螺是春季与冬季、春季与夏季不相似性的最大贡献者,其贡献率分别达 24.54%和 25.45%,也是贡献率唯一超过 10%的物种,它在春季大量出现,但在冬季较少,夏季则没有出现。冬季和夏季的群落不相似性最低,主要贡献者为彩虹明樱蛤、日本大眼蟹和中华螺赢蛭,累积贡献率达 38.03%。

2.6 底栖群落与环境扰动

在大型底栖动物群落物种丰度数据的基础上,采用软件包 AMBI(5.0 版)对丰度数据进行计算,所有站位未分配物种的丰度值所占的比例均在 20%以下。AMBI 和 m-AMBI 的计算结果见表 4。对该海域各个潮带不同季节的生态质量状况评价结果显示,AMBI 值从夏季中潮带的 0.642 到冬季中潮带的 2.881 不等,除 AMBI 最低的夏季中潮带处于无扰动状态之外,其他各站均处于轻度扰动状态;m-AMBI 结果则显示,在采样的 3 个季节里,春季低潮带和夏季中潮带,环境状况评价等级为“高”,其他各站的生态质量状况显示为“良好”。采用 m-AMBI 对该区域生态质量状况的评估结果与采用 AMBI 的计算结果基本相符,除春季低潮带外,轻度扰动的站位对应的环境状况均为“良好”,而无扰动的站位对应的环境状况则为“高”。

表 4 黄河口潮间带大型底栖动物生物指数以及环境状况评价

Table 4 Evaluation of ecological status by biological indices from intertidal zone, Yellow River Estuary

季节 Season	潮带 Tidal zone	AMBI	扰动情况 Disturbance	多样性指数 Diversity	丰富度指数 Richness	M-AMBI	环境状况 Environmental condition
冬季 Winter	高潮带 High tide zone	2.625	轻微扰动 Slightly polluted	2.939 9	10	0.708 07	良好 Good
	中潮带 Middle tide zone	2.881	轻微扰动 Slightly polluted	1.954 4	9	0.563 18	良好 Good
	低潮带 Low tide zone	1.487	轻微扰动 Slightly polluted	1.738 7	12	0.677 30	良好 Good
春季 Spring	高潮带 High tide zone	2.576	轻微扰动 Slightly polluted	0.729 5	21	0.573 03	良好 Good
	中潮带 Middle tide zone	2.726	轻微扰动 Slightly polluted	1.857 9	21	0.692 67	良好 Good
	低潮带 Low tide zone	2.083	轻微扰动 Slightly polluted	2.297 9	23	0.814 58	高 High
夏季 Summer	高潮带 High tide zone	2.163	轻微扰动 Slightly polluted	2.314 4	8	0.649 39	良好 Good
	中潮带 Middle tide zone	0.642	无扰动 Normal	2.448 3	8	0.781 74	高 High
	低潮带 Low tide zone	1.964	轻微扰动 Slightly polluted	1.745 8	7	0.587 84	良好 Good

3 讨论

3.1 群落组成和优势种分析

黄河口三角洲具有丰富的营养盐和有机质输入, 其生物多样性较高, 该区域已记录的大型底栖动物超过 193 种 (蔡学军等 2000)。在黄河口潮间带冬春夏三个季节的采样中, 共采得大型底栖动物 52 种, 此数量少于蔡学军等 (2000) 的 193 种、王志忠等 (2012) 的 65 种以及冷宇等 (2013) 的 89 种, 但多于王晓晨等 (2008) 的 34 种、董贯仓等 (2012) 的 33 种、顾炎斌等 (2013) 的 29 种和 Yang 等 (2017) 的 23 种。所获得物种的数量, 与采样断面设置数量以及采样站位数量密切相关, 比如蔡学军等 (2000) 的 193 种包含了 57 条断面, 冷宇等 (2013) 的采样历时 7 年共采了 61 个站位 (表 5)。采样断面数设置越高, 底质的多样性就越高, 而底质环境与底栖动物的生存关系最为密切。这是由于底栖动物中 70%~80% 的种类具有浮游幼虫期, 其在下沉至海底固着时, 普遍具有选择沉积物的生态学特征 (吴耀泉 1983)。

优势种为具有控制群落和反映群落特征的种类, 在数量或生物量上所占比例较高, 对维护群落和生态系统的稳定具有重要作用。在该研究区域的丰度组成中, 扁玉螺是该区域的全

年优势种, 其优势度高达 0.50, 是该区域底栖群落的重要组成部分。扁玉螺作为典型的潮间带生物, 广泛分布于印度-西太平洋地区, 生活于潮间带至浅海的细沙泥质海底, 属广温性种类, 能够适应潮间带多变的温度、盐度、湿度、潮汐等剧烈环境变化。扁玉螺在春季产卵孵化, 本研究海域扁玉螺幼体的大量出现, 亦说明该区域是扁玉螺重要的繁育场所。除此之外, 本研究区域仍有其他的不同季节的优势种, 优势种具有明显的季节变化。需要注意的是, 生物群落中优势种的优势度与群落稳定性密切相关, 群落越脆弱, 其优势种的优势度越明显 (刘录三等 2008), 扁玉螺高达 0.50 的优势度印证了该区域生物群落的脆弱和不稳定性。

本研究的底栖动物平均丰度 ($1\ 302.22\ \text{ind}/\text{m}^2$) 仅低于历次研究的最高平均值 $2\ 725.84\ \text{ind}/\text{m}^2$ (山东省科学技术委员会 1990), 远高于其他研究 (表 5)。生物量为 $36.62\ \text{g}/\text{m}^2$, 仅高于历次最低的 $12.36\ \text{g}/\text{m}^2$ (Yang et al. 2017), 远低于其他研究 (表 5)。这主要是由于大量扁玉螺幼体的出现, 使得本研究的丰度值较高, 而生物量较小。20 世纪 90 年代的调查中也发现, 黄河口潮间带滩涂由于受黄河径流和输沙不断向海扩展的影响, 滩涂中生物比较贫乏, 其生物量和栖息密度明显低于其他断面, 春季为 $15.90\ \text{g}/\text{m}^2$, 秋季稍高, 约为 $43.09\ \text{g}/\text{m}^2$ (山

表 5 2000 年以来黄河河口潮间带大型底栖群落生态学数据比较

Table 5 Comparison on previous intertidal macrobenthic ecology of Yellow River Delta since 2000

采样区域和时间 Sampling area and time	物种数 Species number	丰度 Abundance (ind/m ²)	生物量 Biomass (g/m ²)	优势种 Dominant species	文献来源 Source of literature
黄河口和莱州湾, 1981 年到 1985 年, 161 个站点 Yellow River Estuary and Laizhou Bay, 1981 to 1985, 161 sites	不详 Unknown	2 725.84	343.37	高潮带 High tide zone: 日本大眼蟹 <i>Macrophthalmus japonicus</i> 中潮带 Middle tide zone: 四角蛤蜊 <i>Mactra quadrangularis</i> 、文蛤 <i>Meretrix meretrix</i> 、托氏昌螺 <i>Umbonium thomasi</i>	山东省科学技术委员会 1990
黄河三角洲, 1996 年 4 月到 11 月, 57 条断面 Yellow River Estuary, April to November 1996, 57 sections	193	无相应数据 No data	190.0	潮下带 Subtidal zone: 毛蚶 <i>Anadara kagoshimensis</i> 文蛤 <i>Meretrix meretrix</i> 、近江牡蛎 <i>Ostrea rivularis</i> 、长牡蛎 <i>Crassostrea gigas</i> 、光滑河蓝蛤 <i>Potamocorbula laevis</i> 、托氏昌螺 <i>Umbonium thomasi</i> 、彩虹明樱蛤 <i>Iridona iridescens</i> 、日本大眼蟹 <i>Macrophthalmus japonicus</i> 、天津厚蟹 <i>Helice tiensinensis</i> 、豆形拳蟹 <i>Pyrhila pisum</i> 、双齿围沙蚕 <i>Perinereis aibuhitensis</i> 、日本刺沙蚕 <i>Hediste japonica</i> 、巢沙蚕 <i>Diopatra</i> sp.、中颚吻沙蚕 <i>Glyceria unicoloris</i> 等	蔡学军等 2000
滨州无棣, 2005 年 11 月, 3 条断面 Wudi, Binzhou, November 2005, 3 sections	34	164	61.13	光滑河蓝蛤 <i>Potamocorbula laevis</i> 、日本大眼蟹 <i>Macrophthalmus japonicus</i> 、寡节甘吻沙蚕 <i>Glycinde gurjanovae</i> 、丝异须虫 <i>Heteromastus filiformis</i> 、彩虹明樱蛤 <i>Iridona iridescens</i> 、四角蛤蜊 <i>Mactra quadrangularis</i> 、泥螺 <i>Bullacta exarata</i> 、长吻沙蚕 <i>Glyceria chirori</i> 、素沙蚕 <i>Lumbrineris</i> sp.、稚齿虫 <i>Prionoaspio</i> sp.、文蛤 <i>Meretrix meretrix</i>	王晓晨等 2008
黄河三角洲, 2008 年 5 月到 2009 年 8 月, 5 条断面 Yellow River Estuary, May 2008 to August 2009, 5 sections	65	929.60	169.92	不详 Unknown	王志忠等 2012
黄河三角洲, 2010 年 5 月到 8 月, 7 条断面 Yellow River Estuary, May to August 2010, 7 sections	33	692.30	658.94	光滑河蓝蛤 <i>Potamocorbula laevis</i> 、彩虹明樱蛤 <i>Iridona iridescens</i> 、泥螺 <i>Bullacta exarata</i> 、托氏昌螺 <i>Umbonium thomasi</i> 、短文蛤 <i>Meretrix petechialis</i> 、拟沼螺 <i>Assimineia</i> sp.、双齿围沙蚕 <i>Perinereis aibuhitensis</i> 、日本刺沙蚕 <i>Hediste japonica</i> 和四角蛤蜊 <i>Mactra quadrangularis</i>	董贻仓等 2012
东营河口区, 2011 年春季, 3 个断面 Hekou District, Dongying City, Spring and Autumn 2011, 3 sections	29	159.11	186.22	春季 Spring: 泥螺 <i>Bullacta exarata</i> 、文蛤 <i>Meretrix meretrix</i> 、彩虹明樱蛤 <i>Iridona iridescens</i> 、日本镜蛤 <i>Dosinia japonica</i> 、托氏昌螺 <i>Umbonium thomasi</i> 、隼河蓝蛤 <i>Potamocorbula ustulata</i> 、豆形拳蟹 <i>Pyrhila pisum</i> ; 秋季 Autumn: 四角蛤蜊 <i>Mactra quadrangularis</i> 、光滑河蓝蛤 <i>Potamocorbula laevis</i> 、紫蛤贝 <i>Mytilus galloprovincialis</i> 、文蛤 <i>Meretrix meretrix</i> 、宽身大眼蟹 <i>Macrophthalmus abbreviatus</i> 和伍氏厚蟹 <i>Helicana wuana</i>	顾炎斌等 2013
黄河口保护区南部, 2004 年到 2010 年, 61 个站点 South of the Yellow River estuary, 2004 to 2010, 61 sites	89	635.14	200.41	光滑河蓝蛤 <i>Potamocorbula laevis</i> 、四角蛤蜊 <i>Mactra quadrangularis</i> 和泥螺 <i>Bullacta exarata</i>	冷宇等 2013
黄河口附近, 2013 年 2 月到 8 月, 2 条断面 Near the Yellow River Estuary, February to August 2013, 2 sections	52	1 302.22	36.62	丝异须虫 <i>Heteromastus filiformis</i> 、寡节甘吻沙蚕 <i>Glycinde gurjanovae</i> 、长双须虫 <i>Eteone longa</i> 、扁玉螺 <i>Neverita diadema</i> 、彩虹明樱蛤 <i>Iridona iridescens</i> 、中华螺赢蜆 <i>Sinocorophium sinensis</i> 、日本大眼蟹 <i>Macrophthalmus japonicus</i> 和细巧仿对虾 <i>Batepenaeopsis tenella</i>	本研究
黄河三角洲, 2014 年春季, 6 个站点 Yellow River Delta, Spring and Autumn 2014, 6 sites	23	362.5	12.36	春季 Spring: 琥珀刺沙蚕 <i>Alitta succinea</i> 、江户明樱蛤 <i>Moerella hilaris</i> 、壳蛞蝓 <i>Philine orientalis</i> 、日本大眼蟹 <i>Macrophthalmus japonicus</i> ; 秋季 Autumn: 中华螺赢蜆 <i>Sinocorophium sinensis</i>	Yang et al. 2017

东省科学技术委员会 1990)。

3.2 群落结构

聚类分析 (CLUSTER) 结果显示, 不同采样站位和采样季节的变异较大, 使得不同采样站位间的相似性水平较低, 约 67% 的样本相互之间的平均相似性低于 50% (图 2)。不同季节之间较高的不相似性与优势度的分析结果相一致, 这主要与底质的不稳定性与多变的环境条件密切相关。一方面, 海洋生物群落通常会有显著的季节群落变迁 (程济生 2005); 另一方面, 大量的人为污染输入、高强度的渔业捕捞等人为扰动也会影响底栖微生物境的多样性, 引发明显的群落更替或变迁 (韩庆喜等 2011)。

3.3 AMBI 指数

生物指数作为一种兼具简便性、直观性和通用性的环境质量评价方法, 能够用于反应底质的毒性累积、污染、富营养化、栖息地丧失或过度利用等 (Birk et al. 2012), 有效避免生态指数易受高运动性常见物种影响的弊端 (Patrício et al. 2009), 基于此, 生物指数已经开发上百款之多 (van Hoey et al. 2013), 而 AMBI 和 m-AMBI 是在河口和海岸带水域生态研究中应用最为广泛的生物指数 (Gusmao et al. 2016, Luo et al. 2016)。本研究中用 AMBI 指数与 m-AMBI 指数评价不同季节各个潮带的生态质量, 两者得出的结果基本相符, 一定程度上说明了这两种指数在黄河口海域的良好适用性, 可用于相似海域的生态质量评估。

由于 AMBI 指数建立在某一站位各底栖动物栖息密度所占比例的基础上, 评估结果受优势物种的影响较大, 当某一站位的底栖动物种类数和个体数较少时, AMBI 的敏感性会明显降低 (李帅等 2017), 而综合了 AMBI、物种多样性指数和物种数的 m-AMBI 对生态环境质量的评估结果较之更为准确 (Borja et al. 2011)。

参 考 文 献

Birk S, Bonne W, Borja A, et al. 2012. Three hundred ways to assess

Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31–41.

Borja A, Muxika I. 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50(7): 787–789.

Borja A, Tunberg B G. 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators*, 11(2): 295–303.

Cui B L, Li X Y. 2011. Coastline change of the Yellow River estuary and its response to the sediment and runoff (1976–2005). *Geomorphology*, 127(1): 32–40.

Elias R, Bremec C S. 1994. Biomonitoring of water quality using benthic communities in Blanca Bay (Argentina). *Science of the Total Environment*, 158: 45–49.

Gesteira J L G, Dauvin J C, Fraga M S. 2003. Taxonomic level for assessing oil spill effects on soft-bottom sublittoral benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 46(5): 562–572.

Gusmao J B, Brauko K M, Eriksson B K, et al. 2016. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological Indicators*, 66: 65–75.

Han Q X, Zhang Y, Liu D, et al. 2013. Effects of intensive scallop mariculture on macrobenthic assemblages in Sishili Bay, the northern Yellow Sea of China. *Hydrobiologia*, 718(1): 1–15.

Herman P M J, Middelburg J J, van de Koppel J, et al. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*, 29: 195–240.

Luo X, Sun K, Yang J, et al. 2016. A comparison of the applicability of the Shannon-Wiener index, AMBI and M-AMBI indices for assessing benthic habitat health in the Huanghe (Yellow River) Estuary and adjacent areas. *Acta Oceanologica Sinica*, 35(6): 50–58.

Patrício J, Neto J M, Teixeira H, et al. 2009. The robustness of ecological indicators to detect long-term changes in the macrobenthos of estuarine systems. *Marine Environmental Research*, 68(1): 25–36.

Pearson T H, Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine

- environment. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*, 16: 229–311.
- Pinto R, Patricio J, Baeta A, et al. 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators*, 9(1): 1–25.
- van Hoey G, Permy D C, Vandendriessche S, et al. 2013. An ecological quality status assessment procedure for soft-sediment benthic habitats: Weighing alternative approaches. *Ecological Indicators*, 25: 266–278.
- Yang W, Li M, Sun T, et al. 2017. The joint effect of tidal barrier construction and freshwater releases on the macrobenthos community in the northern Yellow River Delta (China). *Ocean & Coastal Management*, 136: 83–94.
- Ysebaert T, Herman P M J. 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment. *Marine Ecology Progress Series*, 244: 105–124.
- 蔡文倩, 刘录三, 孟伟, 等. 2012. AMBI 方法评价环渤海潮间带底栖生态质量的适用性. *环境科学学报*, 32(4): 992–1000.
- 蔡学军, 田家怡. 2000. 黄河三角洲潮间带动物多样性的研究. *海洋湖沼通报*, 22(4): 45–52.
- 程济生. 2005. 黄海无脊椎动物资源结构及多样性. *中国水产科学*, 12(1): 68–75.
- 董贯仓, 李秀启, 刘峰, 等. 2012. 黄河三角洲潮间带底栖动物群落结构分析及环境质量评价. *海洋环境科学*, 31(3): 370–374.
- 顾炎斌, 宋文豪, 姚犇远, 等. 2013. 东营市河口区潮间带大型底栖动物群落结构特征. *海洋环境科学*, 32(5): 702–706.
- 韩庆喜, 李宝泉, 韩秋影, 等. 2011. 渔业捕捞对威海港附近海域底上大型底栖群落结构影响的初步研究. *海洋通报*, 30(2): 121–126.
- 韩庆喜, 袁泽轶, 陈丙见, 等. 2014. 烟台潮间带大型底栖动物群落组成和结构研究. *海洋科学*, 38(9): 59–68.
- 冷宇, 刘一霆, 刘霜, 等. 2013. 黄河三角洲南部潮间带大型底栖动物群落结构及多样性. *生态学杂志*, 32(11): 3054–3062.
- 李帅, 吕腾腾, 韩庆功, 等. 2017. 2010 年 5 月与 2013 年 6 月黄、渤海大型底栖动物群落组成和结构的比较研究. *海洋学研究*, 35(1): 86–94.
- 刘录三, 孟伟, 郑丙辉, 等. 2008. 辽东湾北部海域大型底栖动物研究: I. 种类组成与数量分布. *环境科学研究*, 21(6): 118–123.
- 山东省科学技术委员会. 1990. 山东省海岸带和海涂资源综合调查报告集. 北京: 中国科学技术出版社, 405–414.
- 王晓晨, 李新正, 王洪法, 等. 2008. 黄河口岔尖岛、大口河岛和望子岛潮间带秋季大型底栖动物生态学调查. *动物学杂志*, 43(6): 77–82.
- 王志忠, 张金路. 2012. 黄河入海口潮间带大型底栖动物群落组成及次级生产力. *海洋环境科学*, 31(5): 657–661.
- 吴斌, 宋金明, 李学刚. 2014. 黄河口大型底栖动物群落结构特征及其与环境因子的耦合分析. *海洋学报*, 36(4): 62–72.
- 吴耀泉. 1983. 关于浅海底栖动物的生态分布和底质环境关系的概述. *海洋科学*, 7(6): 58–61.
- 周红, 张志南. 2003. 大型多元统计软件 PRIMER 的方法原理及其在底栖群落生态学中的应用. *青岛海洋大学学报: 自然科学版*, 33(1): 58–64.