

调水调沙期间黄河口海域环境生态质量评价 ——基于大型底栖动物群落特征^{*}

崔广鑫 李少文 张孝民 李 凡^①

(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 黄河口海域联结淡水和海水生态系统,其生态质量受黄河调水调沙工程影响较大。为评价调水调沙期间黄河口海域环境生态质量,采用 2023 年调水调沙期间 3 次采集的黄河口海域大型底栖动物、底层水环境因子等数据,利用 AMBI、M-AMBI、BOPA 及 Shannon-Wiener 多样性指数对该海域环境生态质量进行评价;针对不同生物指数评价标准不统一的问题,尝试对 4 种生物指数利用熵权法构建综合生物指数(CBI)来统一评价标准,同时引入内梅罗水质综合评价指数(P)进行结果验证。结果表明,本次调查共采集 134 种大型底栖动物,分属 5 个类群,其中多毛类和软体动物为主要优势种,调水调沙前、中、后 3 个时期大型底栖动物群落结构发生显著变化。调水调沙期间黄河口海域底栖生态质量总体处于中等状态,其中河口附近站位更易受到干扰,生态质量状况较差。CBI 指数与底层水环境因子相关性较高,且与水质综合评价指数结果较为一致,对各监测站位的生态状况评价等级分层明显,表明利用熵权法对各生物指数构建的综合生物指数法可用于黄河口海域环境生态质量评价。研究结果为黄河口海域环境生态质量评价提供了新思路。

关键词 调水调沙;底栖动物群落;生态质量;综合生物指数;黄河口海域

中图分类号 S931.1 **doi:** 10.11693/hyhz20250300077

黄河口海域处于海陆交汇处,是联结淡水与海水系统的生态纽带,独特的地理位置使其具有复杂的理化环境和多样的生态系统(Li *et al.*, 2024, Hu *et al.*, 2024)。黄河调水调沙工程将黄河干流的泥沙于每年 6 月开始集中输送入海,短时大量淡水、营养盐、泥沙等物质的输入会对黄河口海域的生态环境产生较大影响(Li *et al.*, 2011; Liu, 2015)。目前,针对调水调沙对黄河口海域影响的研究多集中于浮游动物(Liu *et al.*, 2023)、浮游植物(Zhang *et al.*, 2021)、重金属(Chen *et al.*, 2021)、沉积环境(赵玉庭等, 2024)等生物资源和环境因子方面,在对调水调沙期间黄河口海域生态质量变化方面的研究大部分采用单一生物指数法对生态质量进行评价(Ren *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2020)。

大型底栖动物是黄河口海域生态系统中重要的底层组成部分,水-沉积物界面的物质交换对其摄食、活动、繁殖等具有较大影响(McGoff *et al.*, 2013)。同时大型底栖动物的活动范围有限,对海洋环境因子变化敏感(Ryu *et al.*, 2011),作为海洋环境生态质量评价的指示物种,能够准确反映生态环境变化(Bae *et al.*, 2018)。对生态环境质量进行评价的大型底栖生物指数主要有 Shannon-Wiener 多样性指数(耿世伟等, 2012)、BOPA (Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods)指数(Dauvin *et al.*, 2007)、BENTIX 指数(Simboura *et al.*, 2002)、AMBI 指数(Borja *et al.*, 2000)、M-AMBI 指数(Muxika *et al.*, 2007)等,上述生物指数的构建在海洋环境生态质量评价中单独使用均

^{*}国家重点研发计划子课题“近海渔业管理措施评价与适应性管理策略”, 2024YFD2400405 号; 崂山实验室科技创新项目, LSKJ202203803 号; 山东省自然科学基金项目, ZR2023MD039 号。崔广鑫, 研究实习员, E-mail: Xinlgc@163.com

^① 通信作者: 李 凡, 研究员, E-mail: lifan@shandong.cn

收稿日期: 2025-03-27, 收修改稿日期: 2025-07-11

能取得较好的效果。但考虑到评价海域地理环境和资源情况的差别以及各生物指数评价标准的不同,在对同一海域环境生态质量评价时,不同的生物指数可能会产生相异的结果。熵权法则可以通过熵值衡量各生物指数的有效信息,合理确定各指标的权重,从而计算出综合生物指数(comprehensive biological index, CBI)来构建统一的评价标准(宋景辉等, 2020; 姚琦等, 2024)。

目前黄河口海域环境生态质量评价研究大多采用单一生物指数评价法(李少文等, 2017; 张嵩等, 2017), 且对调水调沙期间黄河口海域环境生态质量变化的研究较少, 因此, 研究内容主要为: (1) 确定调水调沙期间大型底栖动物群落特征, 并分析其前、中、后期的时空变化; (2) 利用 4 种生物指数对黄河口海域环境生态质量进行评价, 尝试利用熵权法构建 CBI 进行生态质量评价, 并结合内梅罗指数验证 CBI 的可行性。研究结果有助于扩展黄河口海域环境生态质量评价方法, 为黄河调水调沙工程科学实施提供参考。

1 研究区域和方法

1.1 研究区域及采样方法

2023 年调水调沙前期(6 月 15~20 日)、中期(7 月 14~17 日)、后期(8 月 15~28 日)于黄河口海域设置 12 个调查站位, 进行 3 个航次的大型底栖动物及底层水环境因子调查, 调查范围为 $119^{\circ}06'00''\sim 119^{\circ}40'41''\text{E}$ 、 $37^{\circ}30'00''\sim 38^{\circ}13'12''\text{N}$, 调查区域及站位分布见图 1。调查站位均使用 0.05 m^2 抓斗式采泥器采集 4 次底泥, 底泥样品在 0.5 mm 套筛中现场清洗, 生物样品经 5% 甲醛海水溶液固定后带回实验室进行分类

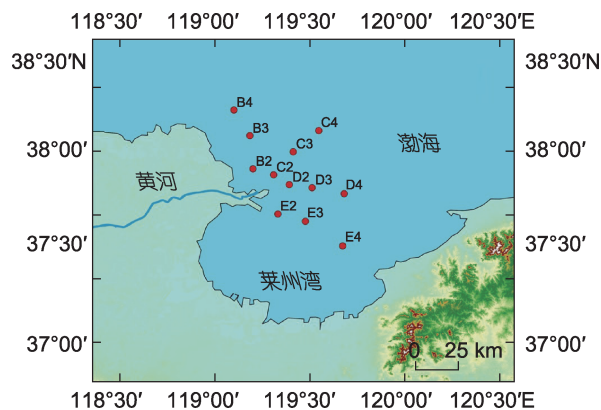


图 1 黄河口海域调查站位

Fig.1 Sampling stations in the sea area of the Yellow River Estuary

鉴定。

同步测定监测站位底层水(海底基质上 2 m)环境因子如下: 溶解氧(DO)、pH、COD、无机氮(DIN)、活性磷酸盐(DIP)、石油类质量浓度(Oil)、重金属(Pb、Cd、Cu、Zn、Hg、As)。样品采集和分析均按照《海洋调查规范》(GB/T 12763—2007)执行。

1.2 数据分析

1.2.1 大型底栖动物群落结构变化 调水调沙后期 C2 站位仅采集到 2 种大型底栖动物, 故后续数据分析中不考虑该站位。不同调查时期的群落优势种根据物种优势度指数(Y)确定(徐兆礼等, 1989), $Y \geq 0.02$ 时, 该物种确定为优势种。

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

种群更替率 E 和 Jaccard 群落组成相似性指数(Coefficient of Community, CC)来反映调水调沙期间大型底栖动物群落的物种更替变化(崔培东等, 2024):

$$E = A/(A+B), \quad (2)$$

$$CC = S_s/(S_j + S_k - S_s), \quad (3)$$

式中, n_i 指第 i 种的个体数, N 为所有站位大型底栖动物的总个体数目, f_i 表示该物种在各站位中的出现频率; A 为两个监测期间出现的不同物种数目, B 为出现的相同物种数目; S_s 为两个监测期间共有种类数, S_j 和 S_k 分别表示两个监测期间各自拥有的种类数。定义 CC 为 0~0.25 时群落间极不相似; 0.25~0.50 时群落间不相似; 0.50~0.75 时群落间相似, 0.75~1.00 时群落间极相似。

利用置换多元方差分析(PERMANOVA)对不同监测时期大型底栖动物群落结构进行显著性检验, 相似百分比分析(SIMPER)检验群落结构变化的主要贡献物种, 分析前对物种数据进行 $\lg(x+1)$ 转换, 以降低极端值的影响, 上述分析使用 R 4.3.3 软件 Vegan 包完成。

1.2.2 生物多样性分析 计算调水调沙不同时期大型底栖动物的物种多样性指数, 包括 Shannon-Weiner 指数(H') (Shannon, 1948)、Margalef 丰富度指数(d) (Margalef, 1958)、Pielou 均匀度指数(J') (Pielou, 1966)、Simpson 指数(D) (Simpson, 1949), 公式如下所示:

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i, \quad (4)$$

$$d = (S-1)/\ln N, \quad (5)$$

$$J' = H'/\ln S, \quad (6)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S (n_i/N)^2, \quad (7)$$

式中, S 为底泥样品中大型底栖动物种类总数, P_i 为第 i 种底栖动物的个体数与底泥样品中底栖动物总个体数的比值, N 为所有站位大型底栖动物总个体数, n_i 为第 i 种的个体数, 上述指数计算使用 R 4.3.3 软件 Vegan 包完成。

1.2.3 海水环境质量评价 利用内梅罗指数 (Nemerow, 1974) 对监测海域底层 12 个水质指标进行综合评价, 内梅罗指数是基于水体环境单因子污染指数所计算的水体综合污染指数, 能有效反映水体生态环境变动。根据调查海域功能区划分, 监测站位 B2、C2、C3、D2、D3、E2、E3 位于海洋保护区采用《海水水质标准》(GB3097—1997) 中的一类水质标准, B4、C4、D4、E4 位于农业养殖区采用二类水质标准, B3 位于港口区采用四类水质标准。计算公式如下:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}, \quad (8)$$

$$P = \sqrt{\frac{P_{\max}^2 + P_{\text{avg}}^2}{2}}, \quad (9)$$

式中, P_i 为单因子污染指数, C_i 为第 i 种污染物的实测浓度, S_i 为第 i 类污染物的评价标准浓度, P 为内梅罗指数, $p_{\max}$ 和 p_{avg} 为单因子污染指数的最大值和平均值。内梅罗指数评价标准见表 1。

表 1 水质综合评价标准

内梅罗指数	清洁 I	较清洁 II	轻度污染 III	中度污染 IV	重度污染 V
P	0~0.6	0.6~1.0	1~2.6	2.6~5	$P>5$

1.2.4 生态质量评价指数 采用 BOPA 指数、 H' 指数、AMBI 指数和 M-AMBI 指数对各监测站位进行生态质量评价。

BOPA (benthic opportunistic polychaetes amphipods, 底栖动物多毛类机会种和端足目动物) 指数低时表示环境良好, 其值增加表明环境退化; H' (Shannon-Wiener) 物种多样性指数, 其值越大表明生态环境越好; AMBI 指数根据底栖动物对扰动耐受度的不同分为 5 类进行计算: $\text{AMBI} = [(0 \times \text{EG I} \%) + (1.5 \times \text{EG II} \%) + (3 \times \text{EG III} \%) + (4.5 \times \text{EG IV} \%) + (6 \times \text{EG V} \%)] / 100$; 其中 EG I 为干扰敏感型物种丰度, EG II 为干扰不敏感型物种丰度, EG III 为干扰耐受型物种丰度, EG IV 为二阶机会物种丰度, EG V 为一阶机会物种丰度。M-AMBI

指数是在 AMBI 指数的基础上考虑物种丰度和物种多样性指数通过因子分析所得, AMBI 和 M-AMBI 指数由 AMBI V6.0 软件计算完成 (<https://ambi.azti.es>; 采用 2022 年 5 月物种清单)。调水调沙期间监测站位各指数生态质量评价标准见表 2。BOPA 指数公式如下:

$$\text{BOPA} = \lg \left(\frac{f_p}{f_A + 1} + 1 \right), \quad (10)$$

式中, f_p 为底泥样品中多毛类机会种的个体数与大型底栖动物总个体数的比值; f_A 为底泥样品中端足目动物个体数与大型底栖动物总个体数的比值。

表 2 调水调沙期间黄河口海域生态质量评价标准

Tab.2 Ecological evaluation criteria for Yellow River Estuary during water and sediment discharge regulation

评价指数	优	良	中等	较差	差
M-AMBI	0.77~1.00	0.53~0.77	0.38~0.53	0.20~0.38	0~0.2
H'	>4	3~4	2~3	1~2	0~1
AMBI	0~1.2	1.2~3.3	3.3~5.0	5.0~6.0	6.0~7.0
BOPA	0~0.46	0.46~0.14	0.14~0.20	0.20~0.27	0.27~0.30
CBI	0.8~1	0.6~0.8	0.4~0.6	0.2~0.4	0~0.2

1.2.5 综合生物指数构建 通过熵权法对 BOPA、 H' 、AMBI 和 M-AMBI 四种指数确定各生物指数的权重, 各指数加权计算后累加得到综合指数 CBI, 尝试根据 CBI 值在 0~1 的范围内五等分来确定调水调沙期间的生态质量评价标准, 生态质量评价标准划定依次为优、良、中等、较差、差 5 种状态 (表 2)。CBI 指数计算过程如下 (姚琦等, 2024):

(1) 各指数进行极差法标准化处理

$$z_{ij} = \begin{cases} X_{ij} - X_{\min} / X_{\max} - X_{\min} & (\text{正向指标}) \\ X_{\max} - X_{ij} / X_{\max} - X_{\min} & (\text{负向指标}) \end{cases}, \quad (11)$$

$$p_{ij} = \frac{z_{ij}}{\sum_{i=1}^n z_{ij}}$$

(2) 评价指标信息熵计算

$$e_j = -\frac{1}{\ln n} \sum_{i=1}^n p_{ij} \ln p_{ij}, \quad (12)$$

(3) 计算信息熵冗余度

$$d_j = 1 - e_j, \quad (13)$$

(4) 确定评价指标熵权

$$w_j = \frac{d_j}{\sum_{i=1}^m d_j}, \quad (14)$$

(5) 综合生物指数 CBI

$$\text{CBI} = \sum_{i=1}^n w_j z_{ij}. \quad (15)$$

式中, X_{ij} 和 z_{ij} 分别为第 i 个监测点的第 j 种生物指数、标准值, $X_{\max}$ 和 $X_{\min}$ 分别为该站位所有生物指数中的最大值和最小值, p_{ij} 为第 i 个监测点在第 j 种生物指数下所占比重, e_j 为第 j 种生物指数的熵, 其值越小, 说明指标变异程度越高, 提供的信息量越多, d_j 表示第 j 种生物指数的差异系数, 差异系数越大表明该指标的有效信息越多, w_j 表示第 j 种生物指数的权重, CBI 为综合指数。数据理由 Excell(2016)和 R 4.3.3 软件 Vegan 包完成。

2 结果

2.1 调水调沙期间大型底栖动物物种组成及群落结构特征

调水调沙期间黄河口海域 3 次调查共鉴定大型底栖动物 134 种, 包括多毛类 44 种、棘皮动物 4 种、节肢动物 39 种、软体动物 41 种、其他类 6 种; 调水调沙前、中、后期鉴定物种数分别为 80 种、83 种、

78 种。调水调沙期间物种丰度(ind./m²)变化见图 2a。

采用物种优势度指数(Y)确定群落中的优势种, 前期优势物种主要为寡节甘吻沙蚕(*Glycinde gurjanovae*)、细长涟虫(*Iphinoe tenera*)、马丽亚瓷光螺(*Eulima maria*)、江户明樱蛤(*Moerella jedomensis*)、巴氏钩毛虫(*Sigambra bassi*)、日本管角贝(*Siphonodentalium japonicum*), Y 值分别为 0.14、0.06、0.05、0.04、0.03、0.02; 中期优势种主要为寡节甘吻沙蚕、江户明樱蛤、细长涟虫、日本管角贝、棘刺锚参(*Protankyra bidentata*)、内肋蛤(*Endopleura lubrica*), Y 值分别为 0.15、0.06、0.04、0.04、0.03、0.03; 后期优势物种寡节甘吻沙蚕、日本管角贝、江户明樱蛤、头吻沙蚕(*Glycera capitata*)、小瘤犹帝虫(*Cryptonome parvecarunculata*)、巴氏钩毛虫、中国不倒翁虫(*Sternaspis chinensis*), Y 值分别为 0.06、0.03、0.03、0.03、0.03、0.02、0.02, 调水调沙期间优势种更替不明显。3 次调查期间优势物种丰度(ind./m²)分布见图 2b。

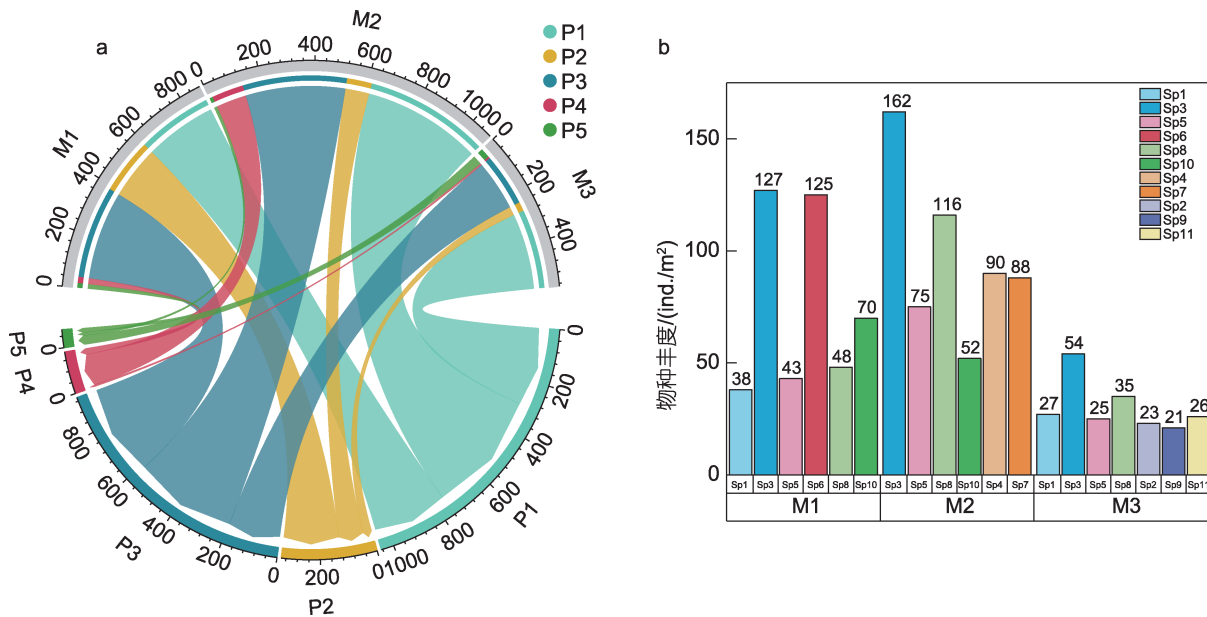


图 2 调水调沙期间黄河口海域大型底栖生物物种丰度(ind./m²)变化(a)及优势物种丰度(ind./m²)分布(b)

Fig.2 Changes in macrobenthic species abundance (ind./m²) (a) and dominant species distribution (b) in the Yellow River Estuary during water and sediment discharge regulation

注: P1: 多毛类; P2: 节肢动物; P3: 软体动物; P4: 棘皮动物; P5: 其他类。Sp1: 巴氏钩毛虫; Sp2: 中国不倒翁虫; Sp3: 寡节甘吻沙蚕; Sp4: 棘刺锚参; Sp5: 江户明樱蛤; Sp6: 马丽亚瓷光螺; Sp7: 内肋蛤; Sp8: 日本管角贝; Sp9: 头吻沙蚕; Sp10: 细长涟虫; Sp11: 小瘤犹帝虫

Jaccard 指数计算结果显示调水调沙期间大型底栖动物群落间 CC 均处于 0.25~0.50, 表现为不相似(表 3)。调查期间种群更替率平均值为 38.28%, 种群更替较为明显, 前期与中期种群更替率为 33.75%, 相异物种为 27 种; 中期与后期的种群更替率为 37.35%, 相异物种为 31 种; 前期与后期种群更替率达 43.75%,

相异物种为 35 种(表 3)。

PERMANOVA 分析显示调水调沙各时期群落结构具有显著性差异 $P < 0.05$ (表 3), SIMPER 结果显示前期与中期群落的平均相异性为 72.27%, 中期与后期为 76.43%, 前期与后期为 78.72%, 累计贡献率超过 50% 的分歧种主要为多毛类和软体动物。

表 3 黄河口海域大型底栖动物群落相似性及种群更替率

Tab.3 Similarity and species turnover rate of macrobenthic communities in the Yellow River Estuary

比较时期	A	B	E/%	CC	R^2	P
M1~M2	27	53	33.75	0.48	0.064	0.04
M2~M3	31	52	37.35	0.48	0.076	0.01
M1~M3	35	45	43.75	0.40	0.098	0.01

注: M1: 调水调沙前期; M2: 调水调沙中期; M3: 调水调沙后期
下同; A: 相异物种; B: 相同物种; E: 种群更替率(%); CC: 群落组成相似性指数; PERMANOVA 检验 R^2 值越大表示组间差异越大, $P < 0.05$ 说明具有显著性差异

2.2 生物多样性指数分析

调查期间黄河口海域的物种丰富度指数(d')、物种均匀度指数(J')及 Simpson 指数(D')变化不明显。前、中、后期物种丰富度指数分别为 4.48 ± 0.85 、 4.42 ± 1.26 和 4.55 ± 0.82 ; 均匀度指数分别为 0.82 ± 0.12 、 0.76 ± 0.11 和 0.88 ± 0.05 ; Simpson 指数分别为 0.85 ± 0.11 、 0.80 ± 0.12 和 0.89 ± 0.02 (图 3)。

2.3 黄河口海水环境质量评价

底层水环境因子监测结果见表 4, 利用内梅罗指数对黄河口海水环境质量进行评价, 结果显示, 调水调沙前、中、后期的平均得分为 1.09、1.31 和 1.01,

总体处于轻度污染状态。前期 58.33% 的站位处于轻度污染状态; 中期仅 B4 站位处于清洁状态; 后期海水环境有所好转, 50% 的站位处于清洁或较清洁状态。监测期间各站位得分及评价状况见图 4a。

2.4 黄河口海域生态质量评价

通过 Shannon-Weiner 指数(H')对各监测站位进行

表 4 调水调沙期间黄河口海域环境因子变化

Tab.4 Changes of environmental variables in Yellow River Estuary during water and sediment discharge regulation

环境因子	调水调沙前期	调水调沙中期	调水调沙后期
DO/(mg/L)	7.52 ± 0.44	6.36 ± 0.27	6.52 ± 0.58
pH	8.22 ± 0.06	8.37 ± 0.04	8.14 ± 0.1
DIP/($\mu\text{g/L}$)	0.003 ± 0.001	0.005 ± 0.001	0.003 ± 0.002
DIN/($\mu\text{g/L}$)	0.33 ± 0.1	0.31 ± 0.2	0.16 ± 0.13
COD/(mg/L)	0.14 ± 0.01	1.41 ± 0.32	1.35 ± 0.39
Oil/(mg/L)	0.04 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.01
As/(mg/L)	2.78 ± 0.14	3.05 ± 0.13	3.06 ± 0.2
Cd/(mg/L)	0.14 ± 0.01	0.15 ± 0.03	0.13 ± 0.01
Cu/(mg/L)	2.45 ± 0.15	2.51 ± 0.15	2.65 ± 0.12
Hg/(mg/L)	0.04 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.04 ± 0.01
Pb/(mg/L)	1.18 ± 0.09	1.63 ± 0.18	1.19 ± 0.07
Zn/(mg/L)	33.21 ± 3.64	38.31 ± 2.86	37.75 ± 2.27

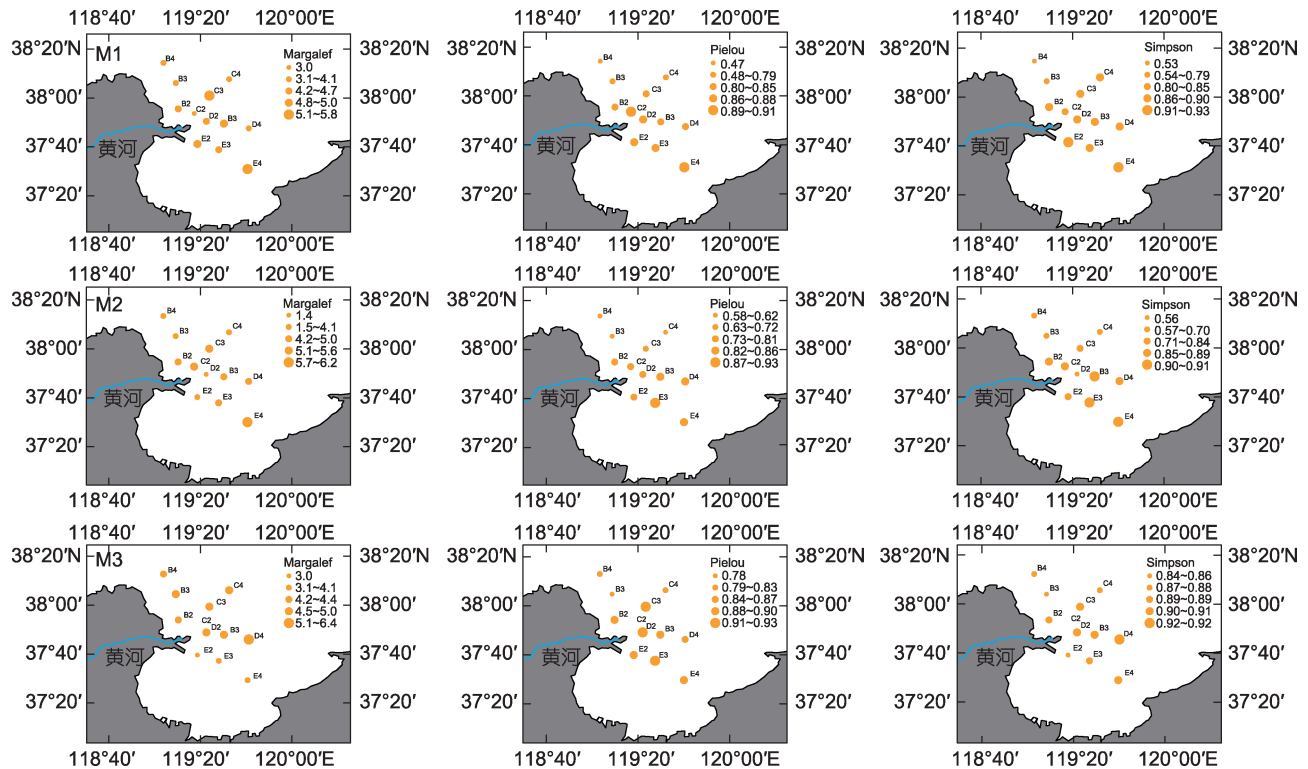


图 3 调水调沙期间黄河口海域大型底栖动物群落多样性指数

Fig.3 Diversity index of large benthic animal communities in the vicinity of the Yellow River Estuary during water and sediment discharge regulation period

生态质量评价,前期监测站位 H' 的平均值为 2.42, 最低值出现在 B4 为 1.42, 91.67% 的站位为中等, 生态质量总体表现为中等; 中期平均值为 2.23, 其中 B3、B4、C4、D2 四个站位的 H' 值低于 2.0, 生态质量评价为较差, 其他站位处于中等状态, 占总站位的 66.67%; 后期平均值为 2.53, 所有站位 H' 值均高于 2.0, 生态质量评价为中等(图 4b)。

前、中、后期的 BOPA 指数平均值分别为 0.12、0.17 和 0.17, 监测海域生态质量 3 个时期总体评价为良、中等、中等。前期最低值出现在 B3 站位, 为 0.21, 处于较差状态; 中期 D2 站位状态为差, B4 和 E2 处于较差状态, 处于中等和良状态站位占比为 41.67%、33.33%; 后期仅 D3 和 E3 两个站位状态为良, 36.36% 和 45.45% 的站位处于中等和较差状态(图 4c)。

3 次监测的 AMBI 平均值分别为 1.99、2.32、2.14。前期 B4 站位状态为优, 其他站位均为良; 中期 B4 和 D2 站位评价为中等, 其他站位均为良, 占比

83.33%; 后期所有监测站位均处于良好状态(图 4d)。监测期间 M-AMBI 平均值为 0.80、0.74 和 0.78, 调水调沙期间各监测站位评价等级均为优或良。前期 66.67% 的站位评价为优, 33.33% 为良; 中期仅 D2 站位处于较差状态, 评价为优、良站位分别占比为 58.33%、33.33%; 后期各站位均评价为优(72.73%)或良(27.27%), 见图 4e。

对 4 种评价指数通过熵权法建立综合评价指数(CBI), 前、中、后期的 CBI 平均得分为 0.58、0.59 和 0.47, 总体评价等级均为中等。前期最低分出现在 B3 站位, 为 0.08, 评价等级为差, B2 和 C2 站位处于较差状态, C4 处于中等状态, 优或良站位占比为 66.67%; 中期 D2 站位评价为差, B4、E2 处于较差状态, B3 处于中等状态, 其他站位为优或良; 后期 B4 为差, 4 个站位处于较差状态, 占比为 36.36%, 中等状态站位 2 个, 占比为 18.18%, 其他站位评价为良, 占比 36.36% (图 4f)。

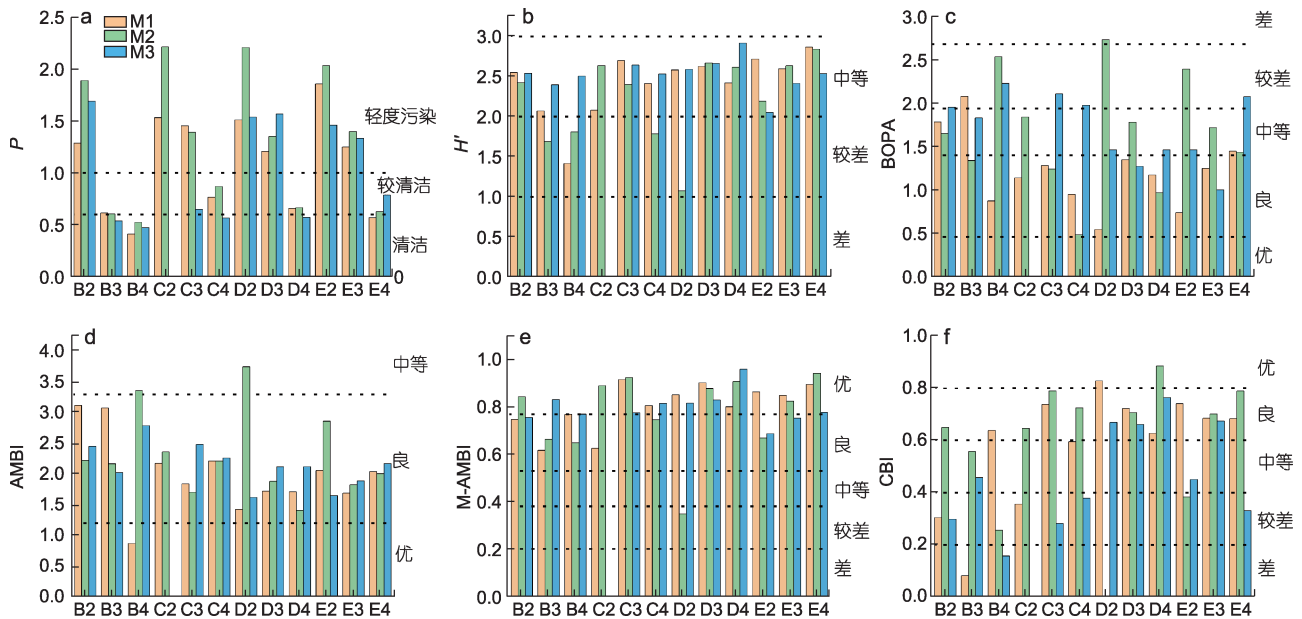


图 4 调水调沙期间黄河口海域生态质量评价指数

Fig.4 Ecological quality indices for the Yellow River Estuary during water and sediment discharge regulation

2.5 评价结果对比

CBI 综合生物指数与水环境因子的 Spearman 相关性分析结果见表 5, 中期 CBI 指数与重金属 As、COD、DIP 呈显著正相关关系; 后期 CBI 指数与 pH 具有显著正相关关系, 而与石油类呈显著负相关。CBI 指数与内梅罗指数评价结果一致, 显示黄河口海域在调水调沙期间整体处于中等状态(表 6), CBI 指数与环境因子的相关性较高, 且与内梅罗指数对黄河口

海域环境整体评价结果一致, 这在一定程度上能够验证本次通过熵权法构建黄河口海域环境生态质量评价综合生物指数的可行性。

3 讨论

3.1 大型底栖动物对生态环境质量变化的响应

黄河调水调沙工程开始后, 黄河入海水径流量和输沙量在短时间内会大量增加, 对黄河口海域的生态

表 5 CBI 指数与环境因子的 Spearman 相关系数

Tab.5 Spearman correlation coefficients between CBI indices and environmental factors

时期 CBI	As	Cd	COD	Cu	Hg	Pb	pH	Zn	DIP	DO	Oil	DIN
M1 CBI	0.13	0.35	-0.27	-0.09	-0.12	-0.20	-0.58	-0.12	-0.24	0.09	-0.03	0.22
M2 CBI	0.64*	0.32	0.67*	-0.41	-0.20	0.33	-0.31	0.19	0.59*	0.15	-0.38	-0.24
M3 CBI	0.32	-0.48	0.39	-0.06	-0.45	0.45	0.68*	-0.10	0.18	0.23	-0.67*	0.26

注: *表示具有显著相关性($P<0.05$)

表 6 调水调沙期间黄河口海域环境生态质量评价结果

Tab.6 Results of environmental ecological quality assessment in the Yellow River Estuary during water and sediment discharge regulation

时期	H'		BOPA		AMBI		M-AMBI		CBI		P	
	值	状态	值	状态	值	状态	值	状态	值	状态	值	状态
M1	2.42	中等	0.12	良	1.99	良	0.80	优	0.58	中等	1.09	轻度污染
M2	2.23	中等	0.17	中等	2.31	良	0.77	优	0.59	中等	1.31	轻度污染
M3	2.53	中等	0.17	中等	2.14	中等	0.80	优	0.47	中等	1.01	轻度污染

环境造成冲击(Kong *et al*, 2015), 海水环境和沉积物特性的改变会影响大型底栖动物群落结构(Yazdani Foshtomi *et al*, 2015)。本次调查中, 调水调沙前期与中期大型底栖生物的种群更替率为 33.75%, 群落组成的平均相异性为 72.27%, 中期与后期的种群更替率为 37.35%, 群落组成平均相异性为 78.72%, 表明调水调沙期间的大型底栖动物群落结构变化较大。通常, 调水调沙期间所带来的大量泥沙、悬浮物等会对黄河口海域的底质类型和粒径分布产生较大影响(Liu *et al*, 2012; 赵玉庭等, 2024), 但调水调沙对海底基质的改变作用尚未明确, 并且底栖动物群落结构的变化具有迟滞效应, 需要长期的监测以摸清群落变化对生态环境变化的响应规律。调水调沙对黄河口海域生态环境的改变会对大型底栖生物的生长、繁殖等活动造成影响, 尤其是生态环境变差时会促进多毛类等机会物种的增殖(Pearson *et al*, 1978)。本次调查黄河口海域大型底栖动物群落组成以多毛类(33%)、节肢动物(29%)和软体动物(31%)为主, 2008 年和 2009 年黄河口海域的大型底栖动物中多毛类的占比仅为 10.94%(王志忠等, 2014), 群落中多毛类物种的增加表明黄河口海域受干扰严重, 生态质量变差。调水调沙前、中、后期中寡节甘吻沙蚕均为优势物种, 而多毛类是环境污染和人为扰动后的先锋物种, 2013~2014 年的调查(李少文等, 2015; 张嵩等, 2017)显示, 黄河口海域的优势物种主要是江户明樱蛤, 江户明樱蛤主要出现在清洁海域, 本次调查中多毛类物种在群落中的优势地位也从一定程度上表明近年来黄河口海域受到的污染较为严重。

3.2 调水调沙对黄河口海域环境生态质量的影响

调水调沙期间, 黄河径流的大量水沙输入为黄河口海域带来丰富的营养物质。然而, 过量营养输入会加剧黄河口海域富营养化状态(孙珊等, 2019; Wang *et al*, 2021)。内梅罗指数评价结果显示, 调水调沙前期处于清洁状态的站位占比为 16.67%, 中期最低为 8.33%, 后期最高为 41.67%, 调水调沙开始后黄河口海域清洁站位数量下降, 于中期达到最低值, 这种变化趋势说明调水调沙带来的大量营养盐、重金属等物质严重干扰了该海域的生态环境, 加剧了海洋污染, 在中期达到峰值, 污染程度在调水调沙后期得到缓解。从空间上看, 将站位根据距离入海口远近分为近(B2、C2、D2、E2)、稍远(B3、C3、D3、E3)、远(B4、C4、D4、E4)三组, 其内梅罗指数分别为 1.76 ± 0.09 、 1.11 ± 0.31 、 0.62 ± 0.10 , 调查区域站位受污染情况从入海口向海洋延伸出现递减的趋势, 这可能与沙质的快速沉降有关, 表明调水调沙对黄河口海域水环境的影响范围有限。

生态质量评价的关键在于适合的评价方法, 许多研究者在黄河口海域环境生态质量评价方面做出尝试并取得了相应的成效, 如浮游植物生物完整性指数(牛明香等, 2025)、鱼类生物完整性指数(张芮等, 2017)、 H' 多样性指数(张嵩等, 2017)、水质评价指数(Wang *et al*, 2022)等。由于评价方法设计原理和评价标准的差异, 不同的评价方法可能会产生相异的评价结果(Luo *et al*, 2014)。本研究中, H' 多样性指数与内梅罗指数的评价结果相同, 显示黄河口海域生态质量评价等级为中等, M-AMBI 与 AMBI 指数评价结果分别为优和良, 各单一生物指数的评价结果差别较大, 这与

吴海燕等(2018)的研究结果相似。生物指数主要依赖于底栖动物群落结构的变化来反映生态质量变化,本次调查中,调水调沙期间黄河口生态质量 M-AMBI 和 AMBI 指数评价等级为 I 和 II,而内梅罗指数评价等级为 III,这种差异性可能与底栖生物群落对环境因子变化响应的迟滞效应有关(张敏等, 2015; Bae *et al*, 2018; Li *et al*, 2023),因此单一的生物指数很难及时反映海域生态环境受扰动程度。利用熵权法构建 CBI 指数对调水调沙 3 个时期黄河口海域的生态质量进行评价,结果显示,3 次调查中该海域的生态质量等级均为中等,评价结果与内梅罗指数评价结果相契合,并且 CBI 指数与 As、COD、DIP 等环境因子具有显著相关性($P<0.05$),这表明 CBI 指数适用于黄河口海域生态质量评价。底栖生物群落的变化受环境长期累积变化的影响(程曦等, 2009; 张心科等, 2025),利用底栖动物生物指数对调水调沙期间黄河口海域生态质量进行评价需要长期的监测数据支撑。

4 结论

(1) 2023 年调水调沙期间黄河口海域大型底栖动物优势种更替不明显,多为小型个体生物;群落结构在调水调沙期间发生显著改变,主要分歧种以多毛类和软体动物为主。

(2) 本次调查调水调沙期间黄河口海域生态质量总体处于“中等”或“轻度污染”状态;生态质量评价等级呈现距离河口越远越好的趋势。

(3) 基于熵权法构建的综合生物指数评价黄河口海域生态质量状况为“中等”,CBI 指数与底层水环境因子相关性较高,评价结果总体上与水质综合评价指数结果较为一致,CBI 生物指数在黄河口海域生态质量评价中相较于单一生物指数评价对环境扰动变化敏感,对各监测站位生态质量等级区分更明显,适用于黄海口海域生态质量评价。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

参 考 文 献

- 王志忠, 张金路, 杜兴华, 等, 2014. 黄河口底栖动物群落特征及其环境质量评价[J]. 生态科学, 33(2): 269-275.
- 牛明香, 王俊, 刘志国, 等, 2025. 基于浮游植物生物完整性的黄河口近岸海域生态健康评价[J]. 渔业科学进展, 46(2): 93-105.
- 孙珊, 苏博, 李凡, 等, 2019. 调水调沙对黄河口及邻近海域环境状况的影响[J]. 海洋环境科学, 38(3): 399-406.
- 李少文, 任中华, 王田田, 2017. 黄河口海域夏季大型底栖动物的生态学特征[J]. 渔业科学进展, 38(6): 9-17.
- 李少文, 张莹, 李凡, 等, 2015. 调水调沙对黄河口海域大型底栖动物群落的影响[J]. 环境科学研究, 28(2): 259-266.
- 吴海燕, 傅世锋, 蔡晓琼, 等, 2018. 不同底栖生物指数在福建省近岸海域的适用性[J]. 应用生态学报, 29(6): 2051-2058.
- 宋景辉, 刘汉湖, 付博, 等, 2020. 基于熵权法的富营养化二级模糊综合评价模型: 以江苏九里湖国家湿地公园为例[J]. 环境工程, 38(9): 126-132.
- 张心科, 林颖越, 刘坤, 等, 2025. 兴化湾大型底栖动物群落结构及其时空变化[J]. 应用海洋学学报, 44(2): 279-289.
- 张芮, 徐宾铎, 薛莹, 等, 2017. 黄河口及其邻近水域鱼类生物完整性评价[J]. 中国水产科学, 24(5): 946-952.
- 张敏, 蔡庆华, 孙志禹, 等, 2015. 三峡水库水位波动对支流库湾底栖动物群落的影响及其时滞性[J]. 应用与环境生物学报, 21(1): 101-107.
- 张嵩, 张崇良, 徐宾铎, 等, 2017. 基于大型底栖动物群落特征的黄河口及邻近水域健康度评价[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 47(5): 65-71.
- 赵玉庭, 孙珊, 王立明, 等, 2024. 调水调沙对黄河口邻近海域沉积环境的影响[J]. 海洋环境科学, 43(5): 743-754.
- 姚琦, 黎明杰, 麻林, 等, 2024. 基于大型底栖动物完整性指数与综合生物指数的水生态评价[J]. 中国环境科学, 44(3): 1476-1486.
- 耿世伟, 渠晓东, 张远, 等, 2012. 大型底栖动物生物评价指数比较与应用[J]. 环境科学, 33(7): 2281-2287.
- 徐兆礼, 陈亚瞿, 1989. 东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲈鲶渔场的关系[J]. 生态学杂志, 8(4): 13-15.
- 崔培东, 卞晓东, 张雨轩, 等, 2024. 黄海南部近岸海域渔业生物群落结构[J]. 水产学报, 48(4): 049314.
- 程曦, 李小平, 陈小华, 2009. 苏州河水质和底栖动物群落 1996 ~ 2006 年的时空变化[J]. 生态学报, 29(6): 3278-3287.
- BAE H, LEE J H, SONG S J, *et al*, 2018. Spatiotemporal variations in macrofaunal assemblages linked to site-specific environmental factors in two contrasting nearshore habitats [J]. Environmental Pollution, 241: 596-606.
- BORJA A, FRANCO J, PÉREZ V, 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments [J]. Marine Pollution Bulletin, 40(12): 1100-1114.
- CHEN Y Y, LIU M, ZHANG X L, *et al*, 2021. Metals in Yellow River Estuary sediments during the 2018 water-sediment regulation scheme period [J]. Marine Pollution Bulletin, 166: 112177.
- DAUVIN J C, RUELLET T, 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited [J]. Marine Pollution Bulletin, 55(1/2/3/4/5/6): 215-224.
- HU L S, ZHANG X M, LI S W, *et al*, 2024. Water-sediment regulation affects community structures of macrobenthic mollusks in the Yellow River Estuary and adjacent waters [J]. Regional Studies in Marine Science, 71: 103428.
- KONG D X, MIAO C Y, WU J W, *et al*, 2015. Bi-objective analysis of water-sediment regulation for channel scouring and delta maintenance: A study of the lower Yellow River [J]. Global and Planetary Change, 133: 27-34.
- LI S W, LI F, SONG X K, *et al*, 2020. The influence of water-sediment regulation on macrobenthic community structures in the Huanghe River (Yellow River) Estuary during 2012-

- 2016 [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 39(10): 120-128.
- LI G Y, SHENG L X, 2011. Model of water-sediment regulation in Yellow River and its effect [J]. *Science China Technological Sciences*, 54(4): 924-930.
- LI S W, ZHANG X M, SU H X, *et al*, 2023. Taxonomic diversity of the macrobenthos and its relationship with environmental factors in the Huanghe River (Yellow River) estuary and adjacent seas, China [J]. *Journal of Sea Research*, 2023 (194): 102402.
- LI F, ZHU M M, CHEN W, *et al*, 2024. Unveiling the effects of environmental factors and Yellow River inputs on the ichthyoplankton community structure in typical bays [J]. *Marine Environmental Research*, 201: 106677.
- LIU S M, 2015. Response of nutrient transports to water-sediment regulation events in the Huanghe Basin and its impact on the biogeochemistry of the Bohai [J]. *Journal of Marine Systems*, 141: 59-70.
- LIU S M, LI L W, ZHANG G L, *et al*, 2012. Impacts of human activities on nutrient transports in the Huanghe (Yellow River) Estuary [J]. *Journal of Hydrology*, 430/431: 103-110.
- LIU X H, SONG J J, REN Y P, *et al*, 2023. Spatio-temporal patterns of zooplankton community in the Yellow River Estuary: Effects of seasonal variability and water-sediment regulation [J]. *Marine Environmental Research*, 189: 106060.
- LUO X X, ZHANG J, YANG J Q, *et al*, 2014. Assessing the benthic habitat quality in the Huanghe (Yellow River) Estuary and its adjacent areas using AMBI and M-AMBI [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 33(9): 117-124.
- MARGALEF R, 1958. Information theory in ecology [J]. *General Systems*, 3: 36-71.
- MCGOFF E, AROVIITA J, PILOTTO F, *et al*, 2013. Assessing the relationship between the lake habitat survey and littoral macroinvertebrate communities in European lakes [J]. *Ecological Indicators*, 25: 205-214.
- MUXIKA I, BORJA Á, BALD J, 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European water framework directive [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1/2/3/4/5/6): 16-29.
- NEMEROW N L C, 1974. *Scientific Stream Pollution Analysis* [M]. Washington: Scripta Book Co.
- PEARSON T H, ROSENBERG R, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment [J]. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 16: 229-311.
- PIELOU E C, 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections [J]. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- REN Z H, LI F, WEI J L, *et al*, 2016. Community characteristics of macrobenthos in the Huanghe (Yellow River) Estuary during water and sediment discharge regulation [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 35(8): 74-81.
- RYU J, KHIM J S, CHOI J W, *et al*, 2011. Environmentally associated spatial changes of a macrozoobenthic community in the Saemangeum tidal flat, Korea [J]. *Journal of Sea Research*, 65(4): 390-400.
- SHANNON C E, 1948. A mathematical theory of communication [J]. *The Bell System Technical Journal*, 27(3): 379-423.
- SIMBOURA N, ZENETOS A, 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index [J]. *Mediterranean Marine Science*, 3(2): 77-111.
- SIMPSON E H, 1949. Measurement of diversity [J]. *Nature*, 163 (4148): 688.
- WANG Z, LIN K X, LIU X S, 2022. Distribution and pollution risk assessment of heavy metals in the surface sediment of the intertidal zones of the Yellow River Estuary, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 174: 113286.
- WANG Y J, LIU D Y, XIAO W P, *et al*, 2021. Coastal eutrophication in China: Trend, sources, and ecological effects [J]. *Harmful Algae*, 107: 102058.
- YAZDANI FOSHTOMI M, BRAECKMAN U, DERYCKE S, *et al*, 2015. The link between microbial diversity and nitrogen cycling in marine sediments is modulated by macrofaunal bioturbation [J]. *PLoS One*, 10(6): e0130116.
- ZHANG J J, LI F, LV Q M, *et al*, 2021. Impact of the Water-Sediment Regulation Scheme on the phytoplankton community in the Yellow River estuary [J]. *Journal of Cleaner Production*, 294: 126291.

ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL AND ECOLOGICAL QUALITY IN THE YELLOW RIVER ESTUARY DURING WATER AND SEDIMENT REGULATION BASED ON MACROBENTHIC COMMUNITY

CUI Guang-Xin, LI Shao-Wen, ZHANG Xiao-Min, LI Fan

(Shandong Provincial Key Laboratory of Restoration for Marine Ecology, Shandong Marine Resource and Environment Research Institute, Yantai 264006, China)

Abstract The Yellow River Estuary as a vital ecological bridge linking freshwater and marine ecosystems, with its ecological health significantly impacted by the Yellow River water and sediment regulation project. To assess the environmental ecological quality of the estuary during this regulation period, data on macrobenthos and bottom water

environmental factors were collected on three occasions throughout the 2023 water and sediment regulation phase. Four indices—AMBI, M-AMBI, BOPA, and Shannon-Wiener diversity—were employed to gauge the ecological status of the estuary. To reconcile the discrepancies in evaluation standards among these biological indices, an endeavor was made to establish a comprehensive biological index (CBI) using the entropy weight method. This approach aimed to unify the evaluation criteria across the four indices. Furthermore, the Nemerow Comprehensive Water Quality Evaluation Index (P) was introduced to validate the results. The survey revealed a total of 133 macrobenthos species belonging to five taxa, with polychaetes and mollusks emerging as the dominant groups. Notable shifts were observed in the macrobenthos community structure across the three periods: before, during, and after the water and sediment regulation. During the regulation period, the benthic ecological quality of the Yellow River Estuary was generally classified as “moderate” or “mildly polluted”. Pollution levels intensified at stations nearer to the estuary, indicating poorer ecological quality in these areas. The CBI exhibited a strong correlation with bottom water environmental factors and aligned well with the findings of the comprehensive water quality evaluation index. The evaluation grades for the ecological status at each monitoring station were distinctly stratified, demonstrating that the CBI method, constructed using the entropy weight method for various biological indices, is a viable tool for assessing the environmental ecological quality of the Yellow River Estuary. These research findings offer fresh perspectives for evaluating the environmental ecological quality of this crucial estuary.

Key words water and sediment discharge regulation; macrobenthic community; ecological quality; comprehensive biological index; Yellow River Estuary sea area