

DOI: 10.19663/j.issn2095-9869.20231224001

http://www.yykxjz.cn/

牛明香, 王俊, 刘志国, 左涛, 程兆龙, 李永涛, 逢志伟. 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. 渔业科学进展, 2025, 46(2): 93–105

NIU M X, WANG J, LIU Z G, ZUO T, CHENG Z L, LI Y T, PANG Z W. Ecological health assessment on the coastal waters in the Yellow River estuary using phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI). Progress in Fishery Sciences, 2025, 46(2): 93–105

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*

牛明香^{1,2} 王俊^{1,2①} 刘志国³ 左涛^{1,2}
程兆龙^{1,2} 李永涛^{1,2} 逢志伟⁴

(1. 中国水产科学研究院黄海水产研究所 农业农村部海洋渔业与可持续发展重点实验室 山东 青岛 266071;
2. 青岛海洋科技中心海洋生态与环境科学功能实验室 山东 青岛 266237; 3. 东营市海洋发展研究院
山东 东营 257091; 4. 日照市岚山区海洋与渔业监督监察大队 山东 日照 276808)

摘要 为系统评价黄河口近岸海域生态健康状况, 2020年在该海域开展了3次浮游植物调查, 共布设采样点31个, 采集浮游植物4门73种, 以硅藻门(Bacillariophyta)浮游植物种类最多, 占82.19%。根据生物多样性指数 H' 确定参照点和受损点, 通过判别能力分析和相关性分析进行指标筛选, 确定不同月份的浮游植物完整性指数(P-IBI)核心指标; 以核心指标在全部采样点的95%或5%分位数为标准, 采用比值法计算各指标分值, 从而获得各站点的P-IBI总分值, 并根据相应标准确定各站点的生态状况等级, 采用1、3、5分赋值法对各站点的生态状况赋分, 获得黄河口近岸海域健康评价综合分值。结果表明, 不同月份的各调查站位生态状况等级不同且空间分布差异显著。5月, “优”状态站位较少(9.68%)且分散分布于黄河入海口周边区域; 7月, “优”状态站位达35.48%, 主要分布在黄河入海口口门及莱州湾水域; 12月, “优”状态站位高达38.71%且主要分布在入海口以北水域。P-IBI与氨氮($\text{NH}_4\text{-N}$)呈极显著正相关, 与硝酸盐($\text{NO}_3\text{-N}$)、磷酸盐($\text{PO}_4\text{-P}$)、溶解氧(DO)呈极显著负相关, 与表层水温(SST)呈显著正相关。健康评价综合分值表明, 2020年黄河口近岸海域健康状况一般。本研究结果可为区域生态管理提供科学依据。

关键词 浮游植物; 生物完整性指数; 生态健康评价; 黄河口

中图分类号 S931.1 文献标识码 A 文章编号 2095-9869(2025)02-0093-13

生态系统完整性是生态系统健康的基础(王根绪等, 2003), 生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)是定量分析生态系统完整性的热门方法(沈韞芬等, 2003)。IBI最初作为水体污染指标由Karr (1981)提出, 随着其在生态系统健康评价中的广泛应用, 研

究对象由鱼类扩展到底栖动物、浮游生物、固着藻类和大型水生植物等, 目前, 在鱼类、底栖动物和浮游生物方面的应用较多(胡俊等, 2019; 丁敬坤等, 2020; 苏程程等, 2023)。

浮游植物是水域生态系统的初级生产者, 对环境

* 农业农村部财政专项“黄河渔业资源与环境调查”和中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(2018HY-ZD0102)共同资助。牛明香, Email: niuwx@ysfri.ac.cn

① 通信作者: 王俊, 研究员, Email: wangjun@ysfri.ac.cn

收稿日期: 2023-12-24, 收修改稿日期: 2024-02-01

因子的变化反应敏感,容易受到环境综合变化的影响(熊梅君等, 2019),在水域生态系统健康评价中经常被选用(Wu *et al.*, 2012; 马廷婷等, 2021)。近年来,浮游植物完整性指数(P-IBI)被越来越多地应用于海湾、河流、湖泊和水库的生态系统健康评价研究中(蔡琨等, 2016; 黎明民等, 2018; 蒋叶青, 2022),但在河口生态系统中应用较少。黄河口水域的生态系统健康评价主要有鱼类生物完整性指数(张芮等, 2017; 林群等, 2021; 牛明香等, 2023)和综合指标法(王广州等, 2023),本研究以浮游植物为对象,构建黄河口近岸海域基于 P-IBI 的生态健康评价指标体系和评价标准,评估黄河口近岸海域的生态健康状况,以期为该水域的健康管理和生态修复提供参考,为黄河流域生态保护和高质量发展提供数据支持,并为 P-IBI 在河口生态系统健康评价中的应用提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域和采样点布设

研究区位于渤海湾与莱州湾之间,是黄河入海与渤海海域形成的交叉水域,为典型的河口生态系统。考虑到黄河口水域的生态特征及采样点的均匀性和代表性,在 119°00'E~119°25'E、37°20'N~38°05'N 范围内共设置 31 个调查站位(图 1),于 2020 年 5 月、7 月和 12 月按预设站位开展了 3 次浮游生物调查。

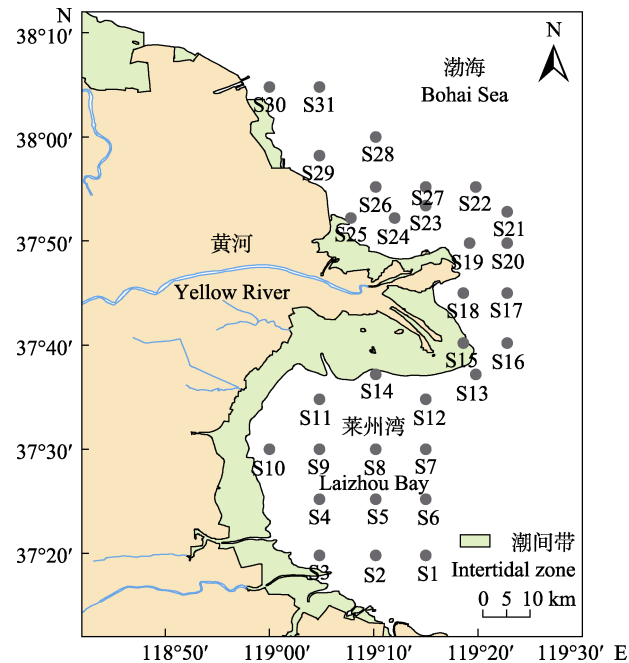


图 1 黄河口近岸海域调查站位示意图

Fig.1 Location map of survey stations of the coastal waters in the Yellow River estuary

1.2 数据采集与处理

使用浅水Ⅲ型浮游生物网(网口面积 0.1 m², 筛孔对角线长 77 μm)在每个调查站位自底至表垂直拖网采集浮游植物,采集的样品用甲醛溶液固定和保存,终浓度控制在 5%。实验室内,取 0.3 mL 的亚样品于 Paler-Maloney 型计数框中,在 400 倍显微镜下进行物种鉴定与丰度统计。

利用 RBR maestro3 多参数水质分析仪在采样站位同步测定表层水温(SST)、表层盐度(SSS)、溶解氧(DO)和 pH 值,并采集水样带回实验室测定氨氮(NH₄-N)、硝酸盐(NO₃-N)、亚硝酸盐(NO₂-N)、磷酸盐(PO₄-P)和硅酸盐(SiO₃-Si)等水质指标,测定方法按《海洋监测规范第 4 部分:海水分析》(GB 17378.4-2007)。

1.3 P-IBI 指数构建

1.3.1 参照点的选取 设置参照点可以为度量浮游植物群落改变程度及评价水域健康提供基准,参照点的合理选取至关重要,直接影响 IBI 评价结果。理想参照点是指未受到人类活动干扰或干扰度极小的采样点。由于黄河口近岸水域人类活动频繁,几乎不存在未受干扰的区域。本研究参考相关文献(郝媛媛等, 2014; 王雪等, 2022)和标准(海洋赤潮监测技术规范 HYT 069-2005),根据生物多样性指数 H' 的划分标准确定参照点。 H' 值在 3~4 为清洁区域, 2~3 为轻度污染, 1~2 为中度污染, <1 为重度污染。将 $H' \geq 3$ 的采样站位设定为参照点,其他为受损点。

1.3.2 候选指标的选取 考虑研究区的生态特征、浮游植物种群分布及数据可获得性等因素,参考有关研究(蔡琨等, 2016; 蒋叶青, 2022; 王霞等, 2021),选取生物学意义清楚且对环境因子变化反应敏感的指标构建指标体系,包括浮游植群落多样性、物种丰度和均匀性 3 个类型共 13 个候选指标(表 1)。

1.3.3 指标的筛选 指标筛选通过判别能力分析及相关性分析实现(Barbourm *et al.*, 1996; 王旭等, 2022)。判别能力分析是利用箱线图比较候选指标在参照点和受损点箱体 IQ (interquartile ranges, 25%~75% 分位数范围)的重叠情况,箱体无重叠, IQ 值为 3; 箱体有部分重叠,但中位线不在对方箱体内, IQ 值为 2; 仅有 1 个箱体的中位线在对方箱体内, IQ 值为 1; 2 个箱体的中位线均在对方箱体内, IQ 值为 0。IQ 值 ≥ 2 的指标参数满足条件,进行 Pearson 相关性分析,以考察指标间的相关性,对显著相关、信息重叠

表 1 候选生物指标
Tab.1 Candidate biological indicators

参数类别 Parameter category	候选指标 Candidate indicators	候选指标意义 Meaning of candidate indicators	对干扰的响应 Response to disturbance
群落多样性 Community diversity	浮游植物物种总数 M1	浮游植物的物种总数	下降
	硅藻物种数 M2	硅藻门藻类物种总数	下降
	浮游植物香农多样性指数 M9	浮游植物的 Shannon-Wiener 指数	下降
	浮游植物均匀度指数 M10	浮游植物的 Pielou 均匀度指数	下降
	浮游植物丰富度指数 M11	浮游植物的 Margalef 丰富度指数	下降
	浮游植物优势度指数 M12	浮游植物的 Simpson 指数	下降
群落物种丰度 Community species abundance	浮游植物总密度(ind./L)M5	浮游植物的细胞密度	上升
	硅藻密度(ind./L)M6	硅藻门藻类的细胞密度	上升
群落均匀性 Community uniformity	硅藻物种数百分比 M3	硅藻门藻类物种总数占浮游植物物种总数的百分比	下降
	甲硅藻物种数比 M4	甲藻门藻类物种数与硅藻门藻类物种数之比	上升
	硅藻密度百分比 M7	硅藻门藻类密度占总藻类密度的百分比	下降
	甲硅藻密度比 M8	甲藻门藻类密度与硅藻门藻类密度之比	上升
	前三优势类群密度百分比 M13	前三优势类群密度占总藻类密度的百分比	上升

程度高的 2 个指标($|r| \geq 0.9$), 综合分析后选取其中 1 个(Maxted *et al*, 2000)。最终获得构建黄河口近岸海域 P-IBI 评价指标体系的核心指标。

1.3.4 各站点 P-IBI 计算及生态状况 采用比值法计算 P-IBI 值(苏瑶等, 2019; 张葵等, 2021), 以各核心指标在全部采样站位中的 95%或 5%分位数的值为最佳期望值, 根据指标对干扰的响应方式采用不同方法分别计算各指标分值。对于随干扰增大而上升的指标, 以 5%分位数的指标值为最佳期望值, 指标分值 = (最大值 - 实测值) / (最大值 - 最佳期望值); 对于随干扰增大而下降的指标, 则以 95%分位数的指标值为最佳期望值, 指标分值 = 实测值 / 最佳期望值。将同一站位的所有核心指标分值累加, 即得该站位的 P-IBI 总分值。

以参照点 P-IBI 值的 25%分位数为理想期望值 (IBI expected, IBIE), 对小于理想期望值的分布范围

进行四等分(表 2), 根据各站位的 P-IBI 总分值确定其生态状况等级。

1.4 黄河口近岸海域健康评价

1、3、5 分赋值法为生物完整性指数健康评价的经典方法和常用方法(朱迪等, 2004), 为便于同该区域内其他研究结果对比(张芮等, 2017; 林群等, 2021; 牛明香等, 2023), 采用该方法对各站点的健康状态赋分(Karr, 2000), 生态状况为“优”赋值 5 分, 生态状况“良”和“一般”赋值 3 分, 生态状况“较差”和“极差”赋值 1 分。采用等权重处理法, 将各站点赋分后的分值合计, 获得健康评价综合分值(CEI)。为消除指标数量不同造成的 CEI 差异(Moyle *et al*, 1998), 采用公式 (1)进行标准化处理, 获得不同月份的 CEI 值。参考 Karr 等(1986)的研究, 将黄河口近岸海域健康评价综合分值为 5 个等级, 健康评价标准见表 3。

表 2 生态状况等级的划定标准
Tab.2 The delineation standard for ecological status grade

项目 Item	分值范围 Score range				
	(0~0.25)IBIE	(0.25~0.50)IBIE	(0.50~0.75)IBIE	(0.75~1.00)IBIE	\geq IBIE
状态等级 Status grade	极差 Very poor	较差 Poor	一般 Fair	良 Good	优 Excellent

表 3 健康评价标准
Tab.3 Health evaluation criteria

项目 Item	健康评价综合分值 CEI				
	58~60	48~52	40~44	24~34	12~22
健康状态 Health status	理想 Ideal	健康 Healthy	一般 Fair	差 Poor	极差 Very poor

$$CEI = \left(\frac{\sum_{i=1}^n C_i}{n} \right) \times 12 \quad (1)$$

式中, CEI为黄河口近岸海域健康评价综合分值, C_i 为第*i*个站位的得分, n 为站位数。

1.5 指标计算

本研究中多样性指数等指标计算利用 Excel 完成, 判别能力分析和 Pearson 相关性分析利用 SPSS 19.0 完成。相关指标计算公式如下:

Shannon-Wiener 多样性指数 H'

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

$$\text{或 } H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \quad (3)$$

Pielou 均匀度指数 E :

$$E = H' / \ln S \quad (4)$$

Margalef 丰富度指数 D :

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

Simpson 优势度指数 C :

$$C = 1 - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N_i} \right)^2 \quad (6)$$

式中, N 为总个体数, n_i 为第*i*种的个体数, S 为种类数。公式(2)的计算结果仅为区分参照点和受损点,

计算 Pielou 均匀度指数时使用公式(3)。

2 结果与分析

2.1 浮游植物种类组成

3次采样共鉴定浮游植物4门73种, 其中, 硅藻门(Bacillariophyta)浮游植物种类最多(共60种), 占总种类数的82.19%; 甲藻门(Pyrrophyta)浮游植物10种, 占总种类数的13.70%; 绿藻门(Chlorophyta)和定鞭金藻门(Chrysophyta)浮游植物分别为2种和1种, 占总种类数的2.74%和1.37%。种类数量季节变化不大, 5月浮游植物种类数略低, 为43种, 7月和12月浮游植物种类均为50种。3次采样中硅藻门种类均占绝对优势, 以12月种类最多(47种), 占该月总种类数的94%; 绿藻门和定鞭金藻门仅出现在5月和7月, 分别有1种(表4)。

2.2 P-IBI 评价结果

2.2.1 参照点的确定 将按公式(2)计算的生物多样性指数大于3(7月大于2.5)的采样站位定为参照点, 最终确定了黄河口近岸海域5月、7月和12月浮游植物完整性评价的参照点(表5)。结合图1可以看出, 不同月份参照点的空间分布差异显著。5月, 参照点分布在黄河入海口口门附近, 7月则分布在莱州湾, 12月仅有1个参照点分布在莱州湾, 其他均分布在入海口以北水域。

表4 各季节浮游植物门类组成

Tab.4 The phytoplankton composition in the various seasons

采样时间 Sampling time	硅藻门 Bacillariophyta	甲藻门 Pyrrophyta	绿藻门 Chlorophyta	定鞭金藻门 Chrysophyta	合计 Total number
5月 May	33	8	1	1	43
7月 July	41	7	1	1	50
12月 December	47	3	/	/	50
合计 Total number	60	10	2	1	73

表5 不同月份的参照点

Tab.5 Reference sites in May, July and December

项目 Item	5月	7月	12月
参照点 Reference sites	S14, S19, S20, S26	S3, S5, S6, S9, S11	S5, S23, S24, S27, S29, S30

2.2.2 判别能力分析 根据箱线图的判别标准, 5月, M1、M3、M4、M5、M6、M7和M8等7个候选指标的参照点和受损点存在箱体重叠且一个箱体的中位线都在对方箱体之内的情况(即 $IQ < 2$), 予以剔除, 其他6个候选指标M2、M9、M10、M11、M12和M13纳入下一步分析(图2)。7月, M7、M8参照

点和受损点的IQ值均为3, 但因异常值过多, 予以剔除, 剩余的指标中, M1、M2、M3、M9、M10、M11、M12和M13等8个候选指标的 $IQ \geq 2$ (图3), 用于后续分析。12月, M5、M6、M8、M9、M10、M11、M12和M13等8个指标满足要求(图4), 进入相关性分析。

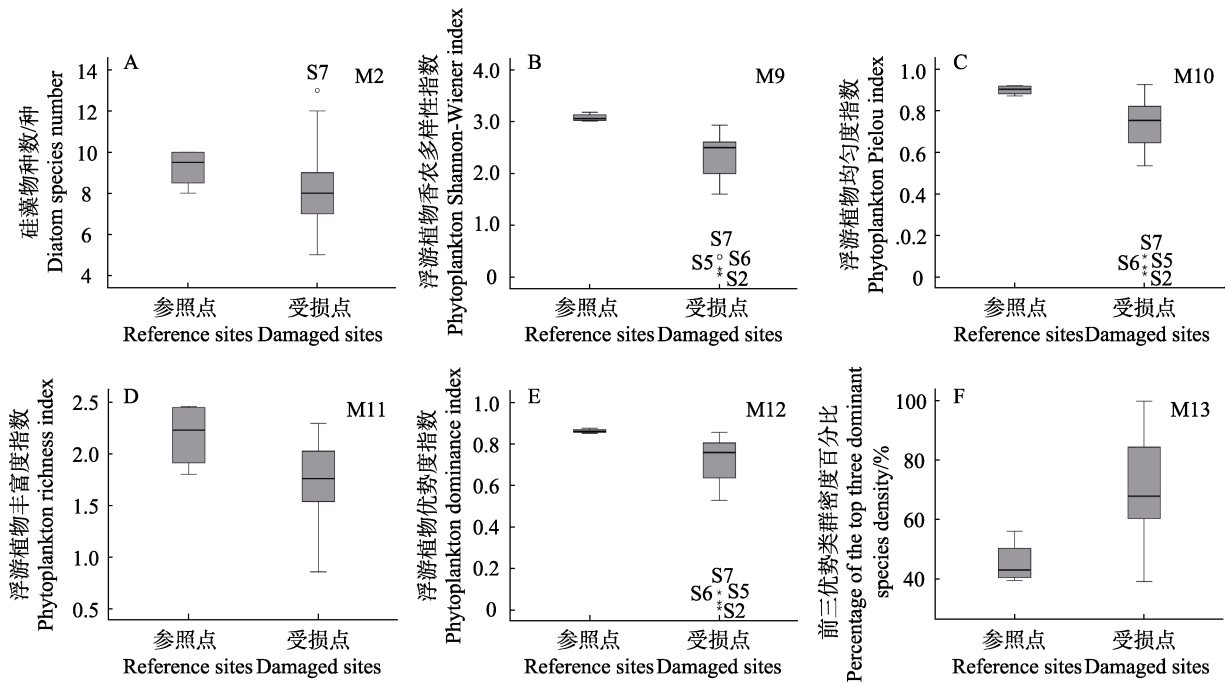


图 2 5 月初步筛选后的生物指标在参照点和受损点的箱线图
 Fig.2 Box diagram of biological indicators at reference sites and damaged sites after preliminary screening in May

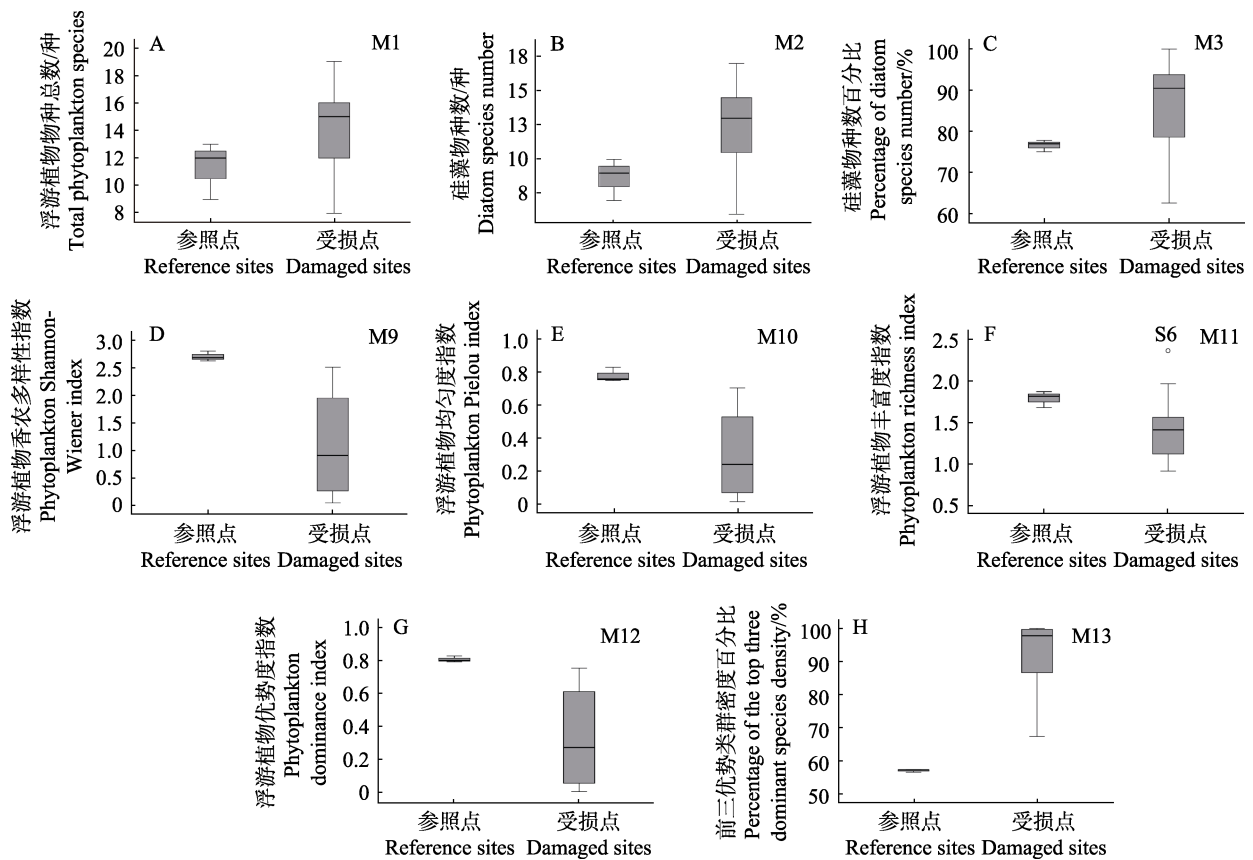


图 3 7 月初步筛选后的生物指标在参照点和受损点的箱线图
 Fig.3 Box diagram of biological indicators at reference sites and damaged sites after preliminary screening in July

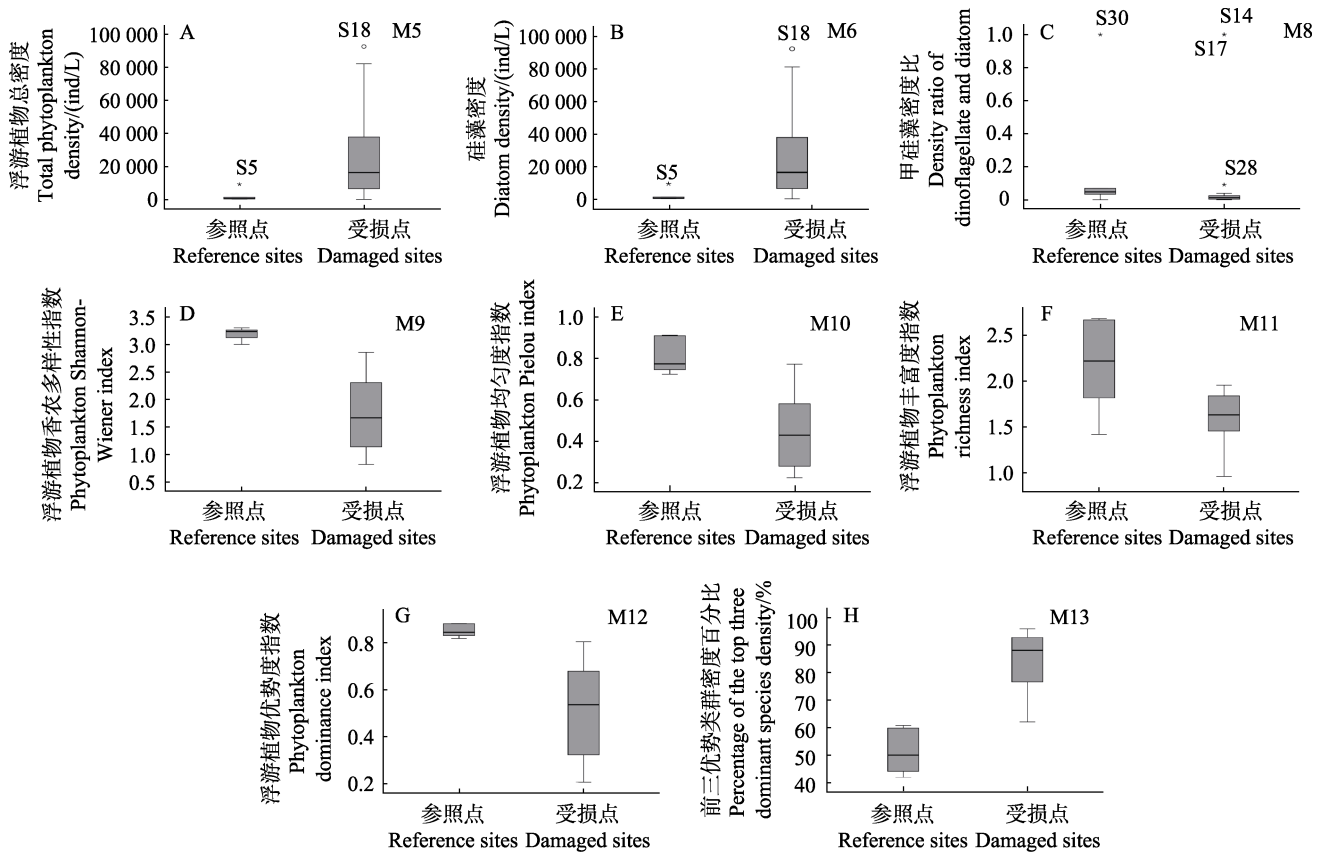


图 4 12 月初步筛选后的生物指标在参照点和受损点的箱线图

Fig.4 Box diagram of biological indicators at reference sites and damaged sites after preliminary screening in December

2.2.3 指标间相关性分析 对 $IQ \geq 2$ 的候选指标进行 Pearson 相关性分析, 以保证选取的核心指标所表达的信息具有独立性。由相关性分析结果可知, 5 月, M10 分别与 M9、M12 极显著高度相关, 删除 M10, 保留 M9 与 M12, M9 与 M12 极显著高度相关, 考虑到 M9 在评价中更常用, 且为本研究划分参照点与受损点的依据, 因此, 剔除 M12, 保留 M9(表 6)。7 月, M10 分别与 M9、M12、M13 极显著高度相关, 删除 M10, 保留 M9、M12 和 M13, M9 分别与 M12、M13 极显著高度相关, 考虑到 M9 的重要性, 删除 M12、

M13, 保留 M9(表 7)。12 月, M5 与 M6 极显著高度相关, M5 包含信息量大, 因此, 删除 M6, 保留 M5。M10 分别与 M9、M12、M13 极显著高度相关, 因此, 剔除 M10, 保留 M9、M12 和 M13, M12、M13 与 M9 均极显著高度相关, 鉴于 M9 的重要性, 保留 M9, 删除 M12 和 M13(表 8)。

所有候选指标依次通过判别能力分析和相关性分析, 最终获得黄河口近岸海域 P-IBI 的核心指标(表 9)。各月的核心指标数量和组成略有不同, 5 月和 12 月, P-IBI 的核心指标有 4 个, 7 月 P-IBI 的核心

表 6 5 月 6 个候选生物指标间的 Pearson 相关性分析
Tab.6 Pearson correlation analysis of six candidate indicators in May

候选生物指标 Candidate indicators	M2	M9	M10	M11	M12	M13
M2	1.000					
M9	-0.390*	1.000				
M10	-0.532**	0.977**	1.000			
M11	-0.088	0.796**	0.725**	1.000		
M12	-0.483**	0.989**	0.988**	0.749**	1.000	
M13	0.217	-0.870**	-0.838**	-0.702**	-0.831**	1.000

注: **表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关, *表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关。下同。

Note: **: Significant at the 0.01 level (2-tailed), *: Significant at the 0.05 level (2-tailed). The same below.

表 7 7 月 8 个候选生物指标间的 Pearson 相关性分析
Tab.7 Pearson correlation analysis of eight candidate indicators in July

候选生物指标 Candidate indicators	M1	M2	M3	M9	M10	M11	M12	M13
M1	1.000							
M2	0.860**	1.000						
M3	-0.016	0.487**	1.000					
M9	-0.411*	-0.452*	-0.241	1.000				
M10	-0.524**	-0.555**	-0.257	0.988**	1.000			
M11	0.078	-0.022	-0.222	0.717**	0.660**	1.000		
M12	-0.430*	-0.472**	-0.251	0.991**	0.983**	0.659**	1.000	
M13	0.433*	0.502**	0.308	-0.896**	-0.905**	-0.687**	-0.856**	1.000

表 8 12 月 8 个候选生物指标间的 Pearson 相关性分析结果
Tab.8 Pearson correlation analysis of eight candidate indicators in Dec.

候选生物指标 Candidate indicators	M5	M6	M8	M9	M10	M11	M12	M13
M5	1.000							
M6	1.000**	1.000						
M8	0.051	0.053	1.000					
M9	-0.451*	-0.452*	-0.013	1.000				
M10	-0.464**	-0.465**	0.046	0.983**	1.000			
M11	-0.441*	-0.440*	-0.130	0.530**	0.417*	1.000		
M12	-0.395*	-0.396*	0.029	0.985**	0.976**	0.458**	1.000	
M13	0.548**	0.548**	-0.056	-0.940**	-0.942**	-0.554**	-0.885**	1.000

表 9 黄河口近岸海域 P-IBI 核心指标
Tab.9 The P-IBI core indicators of the coastal waters in the Yellow River estuary

月份 Month	核心指标 Core indicators
5 月 May	硅藻物种数(M2)、浮游植物香农多样性指数(M9)、浮游植物丰富度指数(M11)、前三优势类群密度百分比(M13)
7 月 July	浮游植物物种总数(M1)、硅藻物种数(M2)、硅藻物种数百分比(M3)、浮游植物香农多样性指数(M9)、浮游植物丰富度指数(M11)
12 月 December	浮游植物总密度(M5)、甲硅藻密度比(M8)、浮游植物香农多样性指数(M9)、浮游植物丰富度指数(M11)

指标有 5 个;浮游植物香农多样性指数(M9)和浮游植物丰富度指数(M11)在 3 个月份均为核心指标,硅藻物种数(M2)同为 5 月和 7 月的核心指标。

2.2.4 各站点 P-IBI 评价结果 通过比值法计算核心指标的分值,各指标分值累加后得到每个站位的 P-IBI 总分值,根据生态状况等级划分标准确定不同月份生态状况等级的 P-IBI 阈值,评价黄河口近岸海域的生态状况(表 10)。结果显示,5 月,3 个站位处于“优”等级,占 9.68%;18 个站位处于“良”等级,占 58.06%;6 个站位处于“一般”等级,占 19.36%;4 个站位处于“较差”等级,占 12.90%。7 月,11 个站位处于“优”等级,占 35.48%,处于“良”和“一般”等级的站

位分别为 18 个和 2 个,占 58.07%和 6.45%。12 月,12 个站位处于“优”等级,占 38.71%;14 个站位处于“良”等级,占 45.16%;处于“一般”和“较差”等级的站位分别为 4 个和 1 个,占 12.90%和 3.23%。总体来看,处于“良”等级以上的站位,5 月 21 个,7 月 29 个,12 月 26 个,5 月的生态状况略差。

图 5 为评价结果的空间分布。不同月份,各调查站位的生态状况空间分布差异显著。5 月,“优”站位出现在黄河入海口周边区域且分散分布;“良”站位在整个调查水域分散分布;“一般”和“较差”站位多分布在莱州湾水域。7 月,“优”站位主要分布在黄河入海口口门及莱州湾水域;“良”站位集中分布在入海口以

表 10 采样站位 P-IBI 生态状况等级划定

Tab.10 The delineation of P-IBI ecology grade for sampling site

状态等级/(站位数)		优	良	一般	较差	极差
Status grade (stations)		Excellent	Good	Fair	Poor	Very poor
P-IBI 分值	5 月	≥3.38(3)	2.54~3.38(18)	1.69~2.54(6)	0.85~1.69(4)	0~0.85
P-IBI score	7 月	≥3.63(11)	2.72~3.63(18)	1.82~2.72(2)	0.91~1.82	0~0.91
	12 月	≥3.15(12)	2.37~3.15(14)	1.58~2.37(4)	0.79~1.58(1)	0~0.79

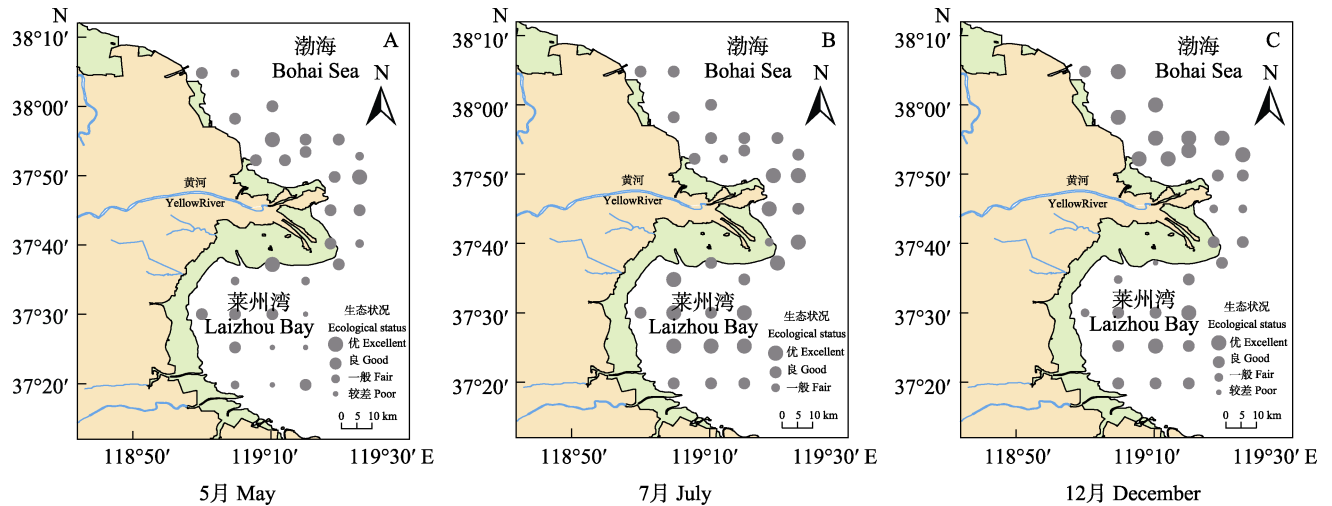


图 5 各调查站位生态状况空间分布

Fig.5 Spatial distribution of ecological status at each survey station

北水域,莱州湾水域也有零散分布。12月,“优”站位主要分布在入海口以北水域,“良”站位分布在入海口门和莱州湾水域。

根据 P-IBI 分值的箱线图(图 6),5月、7月和 12 月的 IQ 均为 3,表明 P-IBI 核心指标体系对黄河口近岸海域生态状况评价具有高判别能力,能够显著判别参考点和受损点的生态状况。

2.3 P-IBI 值与环境因子关系

将 P-IBI 值与环境因子及水质指标进行 Pearson 相关性分析,结果表明,P-IBI 与 NH₄-N 呈极显著正相关($P<0.01$),与 NO₃-N、PO₄-P、DO 呈极显著负相

关($P<0.01$),与 SST 呈显著正相关($P<0.05$),而与 SSS、pH 值、NO₂-N 和 SiO₃-Si 相关性不显著。

2.4 黄河口近岸海域健康状况综合评价

根据 1、3、5 分赋值法,对各站位的 P-IBI 生态状况评价结果赋分,将分值累计相加并标准化处理,获得黄河口近岸海域的健康评价综合分值(CEI)。经计算,5月、7月和 12 月的 CEI 分别为 34.45、44.52 和 44.52,根据健康评价标准(表 3),5月黄河口近岸海域健康状况“较差”,7月和 12 月健康状况均为“一般”。年度 CEI 取 3 个月份平均值 41.16,健康状况为“一般”。

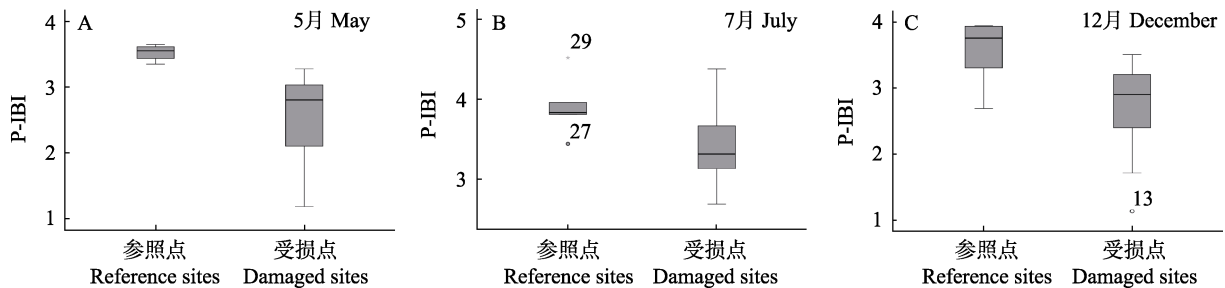


图 6 P-IBI 值在参照点和受损点的箱线图

Fig.6 Box diagram of P-IBI at reference points and damaged points

3 讨论

3.1 P-IBI 指标体系构建

参照点选取和生物参数筛选是构建 P-IBI 指标体系的关键环节, 决定了评价结果的科学性和区域健康管理的适用性。

参照点是开展生物完整性评价的基准, 其直接影响最终生物完整性指数的核心指标和评价结果, 是构建 P-IBI 评价体系的关键步骤(Schmidt *et al.*, 2009)。参照点的意义在于为生物完整性评估设定期望值, 应根据参照点的设定方法准确界定参照基准的内涵, 如当参照点为处于某种状态的位点时, IBI 评价结果可表明各受损点相对于该状态的健康程度, 为“确定相对健康的程度”。参照点一般被定义为自然状态点、最低限度干扰点、历史状态、最少干扰点和最佳状态点等(Stoddard *et al.*, 2006), 不同情况下含义往往不同, 相应的参照点选取方法也不同。蔡琨等(2016)采用干扰程度最小系统法定义了 5 个条件筛选确定参照点; 黄凯等(2018)根据栖息地质量评分与水质等级确定参照点和受损点; 王旭等(2022)根据研究区域水源性水库特点, 采用 Shannon-Wiener 多样性指数和 PMA 对参照条件进行量化并确定参照点; 张芮等(2017)和林群等(2021)则以历史数据作为参照点进行健康评价。Shannon-Wiener 多样性指数在国内外常被用于描述生物群落的生态学特征, 能反映污染状况和季节变化(黎明民等, 2018)。因此, 针对黄河口近岸水域人为干扰程度重的特点, 本研究根据浮游植物 Shannon-Wiener 多样性指数值确定参照点, 将参照点视为“最佳状态”点, 评价结果可表明受损点相对于参照点的健康程度。熊梅君等(2019)指出, 季节改变会影响 P-IBI 评价结果, 同一个采样点获取不同季节的数据, 有利于提高 P-IBI 的时效性。黄河口近岸水域 P-IBI 评价研究中, 利用 3 个季节的数据分别选择合适的参照点, 对不同季节的完整性指数进行评价。研究结果(图 6)能够准确区分参照点和受损点的生态状况(IQ=3), 这也证明了参照点选取的有效性。

选择合适的生物参数是保证评价结果准确度的重要条件, 构建的评价指标体系要有完整的生态学涵义, 能全面反映生物群落结构的不同特征(Karr, 1981), 以确保 P-IBI 对综合干扰有敏感的反应。通常根据已有的研究成果(王霞等, 2021; 杨薇等, 2019), 结合研究区域生态特征确定候选指标, 分析哪些指标对干扰有较好的响应, 并确定其响应方式。通过指标筛选, 依次考察候选指标的分布范围、判别能力及相

关性分析, 最终筛选出最优指标构建 P-IBI 指标体系。本研究中不同月份确定的最优指标差异显著(表 9), 但这些指标都能较好地反映黄河口近岸海域浮游植物群落对干扰的响应。较强的干扰会导致生物群落的物种丰富度下降, 一些对干扰不敏感的物种占优势地位, 从而致使群落的多样性和均匀度下降, 改变生物的群落结构(周云磊, 2015), 这些参数常被用作 IBI 指标体系的核心参数(高欣等, 2012)。浮游植物物种总数、硅藻物种数、多样性指数和丰富度指数表征了群落的多样性, 浮游植物总密度表征了生物群落在物种水平上的丰富度, 前三优势类群密度百分比、硅藻物种数百分比和甲硅藻密度百分比表征了群落结构组成和均匀性, 这些指标被筛选为最优指标与上述研究结论一致。

3.2 黄河口近岸海域生态状况

基于 P-IBI 的评价结果表明, 不同月份、同一采样点的生态状况不同, 7 月和 12 月, 生态状况处于“优”等级的站位较多, 分别为总站位数的 35.48% 和 38.71%; 5 月, “优”等级站位仅占 9.68%。同时, 生态状况等级空间分布季节差异显著, 5 月, “优”状态站位分布于黄海入海口周边; 7 月分布于入海口口门及莱州湾水域; 12 月则主要分布在入海口以北水域, 这与参照点的空间分布基本一致。

P-IBI 值与环境因子的相关性分析显示, P-IBI 与氨氮、硝酸盐、磷酸盐、溶解氧和水温具有相关性。研究表明, 浮游植物群落结构与多种环境因子具有较强的相关性, 总氮、温度、溶解氧和活性磷酸盐影响莱州湾浮游植物优势种密度(于潇等, 2020), 且不同季节, 影响因子差异明显(张晓举等, 2018); 调水调沙前后, 影响黄河口海域浮游植物群落空间结构的环境因子有所不同(秦雪等, 2016)。由 P-IBI 评价指标体系(表 9)可以看出, P-IBI 值受浮游植物群落结构影响, 本研究中 P-IBI 的相关性因子与上述研究基本一致。不同类群浮游植物的正常生活对水体中环境因子的需求各不相同, 如中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)的密度与总氮呈正相关而与活性磷等呈负相关, 硅藻密度与温度呈正相关, 与溶解氧呈负相关(于潇等, 2020), 因此, 环境因子对浮游植物群落结构的影响是复杂的, 无法根据某一环境因子的变化判断浮游植物群落结构的整体变化。同时, 当某物种受环境因子影响, 生物量暴发时, 往往会出现单一物种大量繁殖而使群落结构简单化、生物多样性下降。P-IBI 值由浮游植物群落组成决定, 影响浮游植物群落结构的环境因子较多, 且不同物种对环境因子的响应模式不

同;另外,除基本的温度、盐度和营养盐之外,水动力和摄食过程亦对浮游植物的分布和变动产生影响。因此,P-IBI的空间分布季节差异显著,且成因复杂;相关性分析只能总体确定影响P-IBI的环境因子,但难以阐明空间分布季节差异的原因。

有学者提出一种中度扰动假说,即在中度扰动下,生物多样性指数往往最高(Aubry *et al.*, 2012; 张欣泉等, 2020)。在较低程度的环境扰动下,物种间的竞争非常剧烈,导致多样性水平较低,而随着环境扰动的增加,物种间的竞争减弱,多样性水平上升,但随着外部环境扰动的进一步加剧,物种的生存压力变大,不适应的物种消失,适应的则开始大量繁殖,生物多样性下降。研究区包括了莱州湾、黄河入海口和入海口以北3个典型水域,3个区域的综合干扰因素不同,因此,黄河口近岸海域浮游植物多样性指数及P-IBI的空间分布区域差异明显。

3.3 P-IBI健康评价与其他方法对比

健康评价结果表明,黄河口近岸水域5月健康状况“较差”,7月和12月健康状况均“一般”,全年健康状况“一般”(等级Ⅲ)。有关黄河口区域的健康评价,学者做了相关研究。基于鱼类生物完整性指数,张芮等(2017)以20世纪80年代初的数据为参照点,对黄河口及其邻近水域2013年的鱼类完整性进行评价,结果显示,鱼类完整性水平为“极差”(等级Ⅴ);林群等(2021)以1982—1983年的数据为参照点,莱州湾水域2016—2017年鱼类完整性评价结果为“差”(等级Ⅳ);牛明香等(2023)评价了2020年黄河口近岸水域的鱼类完整性,与20世纪80年代初相比,鱼类完整性为“差”(等级Ⅳ),与2013—2014年相比,鱼类完整性为“好”(等级Ⅱ);总体来看,与20世纪80年代初相比,黄河口水域生态系统健康状况较“差”,但以2013—2014年为参照点,黄河口水域生态系统处于“健康”状态。基于综合指标体系法,王广州等(2023)构建了包括人口增长率、年径流量、富营养化指数、浮游植物多样性指数和生态环境治理投资等28个因子的评价指标体系,结果表明,2020年黄河口及毗邻海域生态系统处于健康状态(等级Ⅱ),与以2013—2014年为参照点的鱼类生物完整性评价结果一致。本研究的评价结果为“一般”,与以往研究略有差异,这可能是评价对象的特殊性导致的。相较于鱼类,浮游植物易被风浪和水流带离至其他区域,且其生活周期短,种群密度受外部环境影响较大,监测结果仅能显示采样点短时间的情况。本研究综合3个季节的P-IBI结果评价黄河口近岸海域生态系统健康状况,

最大程度上消除季节变化导致的差异。后续研究中,可设置更多的浮游植物采样次数,以消除浮游植物特殊性带来的评价偏差。

参 考 文 献

- AUBRY F B, COSSARINI G, ACRI F, *et al.* Plankton communities in the Northern Adriatic Sea: Patterns and changes over the last 30 years. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2012, 115: 125–137
- BARBOURM T, GERRITSEN J, GRIFFITH G E, *et al.* A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, 15(2): 185–211
- CAI K, QIN C Y, LI J Y, *et al.* Preliminary study on phytoplanktonic index of biotic integrity (P-IBI) assessment for lake ecosystem health: A case of Taihu Lake in winter, 2012. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(5): 1431–1441 [蔡琨, 秦春燕, 李继影, 等. 基于浮游植物生物完整性指数的湖泊生态系统评价—以2012年冬季太湖为例. *生态学报*, 2016, 36(5): 1431–1441]
- DING J K, ZHANG W W, LI Y, *et al.* Health assessment of the benthic ecosystem in Jiaozhou Bay: Ecological characteristics of the macrobenthos. *Progress in Fishery Sciences*, 2020, 41(2): 20–26 [丁敬坤, 张雯雯, 李阳, 等. 胶州湾底栖生态系统健康评价—基于大型底栖动物生态学特征. *渔业科学进展*, 2020, 41(2): 20–26]
- GAO X, NIU C J, PEI X J. Study on biological integrity of macroinvertebrate in Taihu Basin. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science)*, 2012, 48(4): 392–398 [高欣, 牛翠娟, 裴雪娇. 太湖流域大型底栖动物生物完整性研究. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2012, 48(4): 392–398]
- HAO Y Y, SUN G J, ZHANG L X, *et al.* Relationship between community characteristics of the phytoplankton and environmental factors in Heihe River Basin. *Journal of Lake Sciences*, 2014, 26(1): 121–130 [郝媛媛, 孙国钧, 张立勋, 等. 黑河流域浮游植物群落特征与环境因子的关系. *湖泊科学*, 2014, 26(1): 121–130]
- HU J, SHEN Q, CHEN M X, *et al.* Phytoplankton index of biotic integrity based on factor analysis for water source assessment. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(10): 3759–3769 [胡俊, 沈强, 陈明秀, 等. 基于因子分析的南湾水库水源地浮游植物生物完整性评价. *生态学报*, 2019, 39(10): 3759–3769]
- HUANG K, YAO Y, WANG X N, *et al.* The ecosystem health assessment based on the fish index of biological integrity in the Luanhe River Basin. *Research of Environmental Sciences*, 2018, 31(5): 901–910 [黄凯, 姚焱, 王晓宁, 等. 基于鱼类完整性指数的滦河流域生态系统健康评价. *环境科学研究*, 2018, 31(5): 901–910]
- JIANG Y Q. Phytoplankton community structure and ecological

- health assessment in Danjiangkou Reservoir. Master's Thesis of Nanyang Normal University, 2022 [蒋叶青. 丹江口水库浮游植物群落结构特征及生态健康评价. 南阳师范学院硕士研究生学位论文, 2022]
- KARR J M. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21–27
- KARR J R, CHU E W. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 2000, 422: 1–14
- KARR J R, FAUSCH K D, ANGERMEIER P L, *et al.* Assessing biological integrity in running water: A method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication, 1986, 5: 1–28
- LI M M, LUO X, FU J X, *et al.* Study on phytoplanktonic index of biotic integrity (P-IBI) assessment for marine ecosystem health: A case of Beibu Gulf. *Environmental Monitoring in China*, 2018, 34(6): 113–121 [黎明民, 骆鑫, 付家想, 等. 基于浮游植物生物完整性的北部湾生态健康评价. *中国环境监测*, 2018, 34(6): 113–121]
- LIN Q, YUAN W, SHAN X J, *et al.* Evaluation on biological integrity of fish in Laizhou Bay. *Journal of Hydroecology*, 2021, 42(2): 101–106 [林群, 袁伟, 单秀娟, 等. 莱州湾水域鱼类生物完整性评价. *水生态学杂志*, 2021, 42(2): 101–106]
- MA T T, FAN Y M, LI K Y, *et al.* Ecological health assessment of main estuaries of Lake Taihu based on phytoplankton index of biotic integrity. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(4): 501–508 [马廷婷, 范亚民, 李宽意, 等. 基于浮游植物完整性指数的太湖主要河口生态健康评价. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(4): 501–508]
- MAXTED J R, BARBOUR M T, GERRITSEN J, *et al.* Assessment framework for Mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 2000, 19(1): 128–144
- MOYLE P B, RANDALL R J. Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California. *Conservation Biology*, 1998, 12(6): 1318–1326
- NIU M X, WANG J, ZUO T, *et al.* Health assessment of coastal fishery waters in the Yellow River estuary based on the fish-index of biotic integrity. *Journal of Hydroecology*, 2023, 44(6): 45–52 [牛明香, 王俊, 左涛, 等. 基于鱼类生物完整性指数的黄河口近岸渔业水域健康评价. *水生态学杂志*, 2023, 44(6): 45–52]
- QIN X, XU B D, YANG X G, *et al.* Phytoplankton community structure and its relationship with environmental variables in summer in the Yellow River estuary and its adjacent waters. *Journal of Fisheries of China*, 2016, 40(5): 711–720 [秦雪, 徐宾铎, 杨晓改, 等. 黄河口及其邻近水域夏季浮游植物群落结构及其与环境因子的关系. *水产学报*, 2016, 40(5): 711–720]
- SCHMIDT S I, KÖNIG R M, KORNEK K, *et al.* Finding appropriate reference sites in large-scale aquatic field experiments. *Aquatic Ecology*, 2009, 43(1): 169–179
- SHEN Y F, CAI Q H. Complexity in freshwater ecosystems. *Journal of the Graduate School of the Chinese Academy of Sciences*, 2003, 20(2): 131–138 [沈韞芬, 蔡庆华. 淡水生态系统中的复杂性问题. *中国科学院研究生院学报*, 2003, 20(2): 131–138]
- STODDARD J L, LARSEN D P, HAWKINS C P, *et al.* Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications*, 2006, 16(4): 1267–1276
- SU C C, HAN Q P, ZHANG Q, *et al.* Structure and health of the fishery community in the northern Shandong Peninsula sea area. *Progress in Fishery Sciences*, 2023, 44(3): 1–11 [苏程程, 韩青鹏, 张琦, 等. 山东半岛北部海域渔业生物群落结构及健康评价. *渔业科学进展*, 2023, 44(3): 1–11]
- SU Y, XU Y X, AN W H, *et al.* Assessment of ecosystem health of an urban river based on the microbe index of biotic integrity (M-IBI). *Environmental Science*, 2019, 40(3): 1270–1279 [苏瑶, 许育新, 安文浩, 等. 基于微生物生物完整性指数的城市河道生态系统健康评价. *环境科学*, 2019, 40(3): 1270–1279]
- WANG G X, CHENG G D, QIAN J. Several problems in ecological security assessment research. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(9): 1551–1556 [王根绪, 程国栋, 钱鞠. 生态安全评价研究中的若干问题. *应用生态学报*, 2003, 14(9): 1551–1556]
- WANG G Z, FAN Y S, DOU S T, *et al.* Ecosystem health assessment of the Yellow River estuary and adjacent sea areas based on the DPSIR model. *Yellow River*, 2023, 45(6): 92–97 [王广州, 凡姚申, 窦身堂, 等. 基于 DPSIR 的黄河口及毗邻海域生态系统健康评价. *人民黄河*, 2023, 45(6): 92–97]
- WANG X, GUO K J, LI X X, *et al.* Construction of phytoplanktonic index of biotic integrity and evaluation of water ecological health in Dianshan Lake, China. *Journal of Shanghai Normal University (Natural Science)*, 2021, 50(1): 39–49 [王霞, 郭凯娟, 李晓旭, 等. 淀山湖浮游植物生物完整性指数的构建及水生态健康评价. *上海师范大学学报(自然科学版)*, 2021, 50(1): 39–49]
- WANG X, WANG H J, WANG Y G, *et al.* Ecological health assessment on upstream watershed of Miyun Reservoir (Beijing section) using benthic index of biotic integrity (B-IBI). *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, 38(2): 157–167 [王旭, 王恒嘉, 王永刚, 等. 基于大型底栖动物完整性指数 (B-IBI) 的密云水库上游河流(北京段)水生态健康评价. *生态与农村环境学报*, 2022, 38(2): 157–167]
- WANG X, ZHANG H, LIN Z R, *et al.* Phytoplankton characteristics and health assessment of Dongzhang Reservoir in summer. *Journal of Fujian Normal University (Natural Science)*, 2022, 38(5): 18–25 [王雪, 张虹, 林志蓉, 等. 东张水库夏季浮游植物特征与健康评价. *福建师范大学学报(自然科学版)*, 2022, 38(5): 18–25]
- WU N C, SCHMALZ, FOHRER N. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a

- German lowland river. *Ecological Indicators*, 2012, 13: 158–167
- XIONG M J, LI Q H, CHEN Q, *et al.* Evaluation of water ecosystem health of Baihua Reservoir in Guizhou based on GIS and P-IBI. *Chinese Journal of Ecology*, 2019, 38(10): 3093–3101 [熊梅君, 李秋华, 陈倩, 等. 基于 GIS 应用 P-IBI 评价贵州高原百花水库水生态系统健康. *生态学杂志*, 2019, 38(10): 3093–3101]
- YANG W, TIAN Y Y, ZHANG Z H, *et al.* Evolution of phytoplankton community and biotic integrity in Baiyangdian Lake in recent 60 Years. *Environmental Ecology*, 2019, 1(8): 1–9 [杨薇, 田艺苑, 张兆衡, 等. 近 60 年来白洋淀浮游植物群落演变及生物完整性评价. *环境生态学*, 2019, 1(8): 1–9]
- YU X, LU Y B, LI X L, *et al.* Temporal and spatial variation of phytoplankton and its relationship with environmental factors in Laizhou Bay. *Journal of Yantai University (Natural Science and Engineering)*, 2020, 33(1): 63–71 [于潇, 卢钰博, 李希磊, 等. 莱州湾浮游植物时空变化及其与环境因子的关系. *烟台大学学报(自然科学与工程版)*, 2020, 33(1): 63–71]
- ZHANG K, WANG J, GE Y H, *et al.* Health assessment of the Ili River based on benthic index of biotic integrity (B-IBI) and the effects of different months and years. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, 41(14): 5868–5878 [张葵, 王军, 葛奕豪, 等. 基于大型底栖动物完整性指数的伊犁河健康评价及其对时间尺度变化的响应. *生态学报*, 2021, 41(14): 5868–5878]
- ZHANG R, XU B D, XUE Y, *et al.* Evaluation of the biotic integrity of fish assemblages in the Yellow River estuary and its adjacent waters. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2017, 24(5): 946–952 [张芮, 徐宾铎, 薛莹, 等. 黄河口及其邻近水域鱼类生物完整性评价. *中国水产科学*, 2017, 24(5): 946–952]
- ZHANG X J, ZHAO S. Relationship between phytoplankton community and environmental factors in western Laizhou Bay. *Journal of Dalian Ocean University*, 2018, 33(4): 532–538 [张晓举, 赵升. 莱州湾西部浮游植物群落与环境因子关系的研究. *大连海洋大学学报*, 2018, 33(4): 532–538]
- ZHANG X Q, JIANG H C, MA Y Q, *et al.* The spatial distribution of environmental factors and the response of net-phytoplankton in the Laizhou Bay during wet-season in 2017. *Marine Environmental Science*, 2020, 39(4): 614–629 [张欣泉, 姜会超, 马元庆, 等. 2017 年丰水期莱州湾环境因子分布特征及网采浮游植物的响应. *海洋环境科学*, 2020, 39(4): 614–629]
- ZHOU Y L. The influence of anthropogenic disturbance on benthic community diversity and effect analysis. Master's Thesis of Nanjing Agricultural University, 2015 [周云磊. 人为干扰对底栖生物群落多样性的影响及效应分析. 南京农业大学硕士研究生学位论文, 2015]
- ZHU D, CHANG J B. Evaluation on temporal and spatial changes of biological integrity for shallow lakes in the middle reach of the Yangtze River. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(12): 2761–2767 [朱迪, 常剑波. 长江中游浅水湖泊生物完整性时空变化. *生态学报*, 2004, 24(12): 2761–2767]

(编辑 冯小花)

Ecological Health Assessment on the Coastal Waters in the Yellow River Estuary Using Phytoplankton Index of Biotic Integrity (P-IBI)

NIU Mingxiang^{1,2}, WANG Jun^{1,2}①, LIU Zhiguo³, ZUO Tao^{1,2},
CHENG Zhaolong^{1,2}, LI Yongtao^{1,2}, PANG Zhiwei⁴

(1. Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Key Laboratory of Marine Fisheries and Sustainable Development, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Qingdao 266071, China; 2. Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Qingdao Marine Science and Technology Center, Qingdao 266237, China;

3. Marine Development Research Institute, Dongying 257091, China;

4. Ocean and Fisheries Supervision Brigade of Lanshan District, Rizhao 276808, China)

Abstract Ecosystem integrity is the foundation of ecosystem health and is popular to quantitatively analyze ecosystem integrity using the Index of Biotic Integrity (IBI). The IBI was initially used as a water pollution index and has been widely applied in ecosystem health assessment, particularly in fish, benthos, and plankton. Phytoplankton is the primary producer in aquatic ecosystems and is sensitive to changes in environmental factors. The Phytoplanktonic IBI (P-IBI) has been increasingly used in the ecosystem health assessment of bays, rivers, lakes, and reservoirs. However, no reports are available on applying

① Corresponding author: WANG Jun, Email: wangjun@ysfri.ac.cn

P-IBI in the estuary ecosystem. Based on P-IBI, this study constructed an ecological health assessment indicator system and built an evaluation criterion in the coastal waters of the Yellow River estuary. To evaluate the ecological health status, three surveys were conducted on phytoplankton in May, July, and December of 2020. A total of 31 sampling sites were set up in the study area (119°00'E–119°25'E, 37°20'N–38°05'N), and 73 species of phytoplankton from four phyla were collected, with diatoms being the major groups and the species number accounting for 82.19%. The reference points and damaged points were determined according to the Shannon-Wiener diversity index H' , and the sites with $H' \geq 3$ were reference points; the others were damaged points. Considering factors such as ecological characteristics of the study area, phytoplankton population distribution, and data availability, 13 biological indicators were selected as candidate indicators. Then, the core indicators of P-IBI in various months were identified by screening candidate indicators. First, the discriminant ability analysis was used to preliminarily select the indicators, and their $IQ \geq 2$ were retained. Second, Pearson correlation analysis was conducted for these indicators. The P-IBI core indicator system in May, July, and December contained four, five, and four biological indicators, respectively. The scores of each indicator were calculated using the ratio method. The 95% or 5% quantile of the core indicators in all sampling sites was regarded as the best expected value; for indicators which increased with increasing interference, the best expected value was 5% quantile. Conversely, for indicators which decreased with increasing interference, the best expected value was 95% quantile. Each indicator score was calculated using a different formula according to their response to interference. Accumulating all core indicator scores at the same site, the total P-IBI score for this site was obtained. The 25% quantile of the reference points P-IBI was taken as IBI-expected, the P-IBI range less than IBI-expected was quartered. The delineation standard for the ecological status grade was ascertained, and the ecological status level of each site was identified according to its total P-IBI. The ecological status of each site was marked by using 1, 3, and 5 approximations of value assignment, the marked scores of each site were summed up using the equal weight method, and standardization was conducted to eliminate the differences caused by various indicator numbers. The comprehensive evaluation index (CEI) of the coastal waters in the Yellow River estuary was achieved. The results showed that the ecological status in each site was different and the spatial distribution was significantly diverse for the three months. In May, a few sites were present with excellent levels (9.68%), and they were scattered around the mouth of the Yellow River. In July, the proportion of sites with excellent levels reached 35.48%, and they were mainly located in the estuary of the Yellow River and Laizhou Bay. In December, the proportion of sites with excellent status was approximately 38.71%, and they were concentrated in the waters north of the Yellow River estuary. In general, concerning the stations above “good” ecological level, 21 were present in May; 29, in July; and 26, in December; therefore, the ecological condition was slightly worse in May. P-IBI had a significant positive correlation with ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$), a significant negative correlation with nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$), phosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$), and dissolved oxygen (DO), and a significant positive correlation with sea surface temperature (SST). However, no significant correlation was observed between P-IBI and sea surface salinity (SSS), pH value (pH), nitrite ($\text{NO}_2\text{-N}$), and silicate ($\text{SiO}_3\text{-Si}$). The CEI indicated the health status was “fair” in the coastal waters of the Yellow River estuary in 2020. Selecting reference points and screening biological parameters were the key steps in constructing the P-IBI indicator system, which determined the science of the evaluation result and the practicality of regional health management. The detailed method was offered in this study, and it could provide information for other research projects. This study provided a reference for the health management and ecological restoration of this water area and offered data support for the ecological protection and high-quality development of the Yellow River Basin.

Key words Phytoplankton; Index of biotic integrity (IBI); Ecological health assessment; Yellow River estuary