

DOI: 10.20103/j.stxb.202505201245

李文, 孙艺, 房雪枫, 王立俊, 李宏俊. 鸭绿江口邻近海域不同功能区底栖生态质量差异评估. 生态学报, 2026, 46(4): 1840-1852.

Li W, Sun Y, Fang X F, Wang L J, Li H J. Assessment of differences in benthic ecological quality of different functional zones in the sea area adjacent to the Yalujiang Estuary. Acta Ecologica Sinica, 2026, 46(4): 1840-1852.

鸭绿江口邻近海域不同功能区底栖生态质量差异评估

李文^{1,2}, 孙艺², 房雪枫², 王立俊², 李宏俊^{2,*}

1 上海海洋大学海洋科学与生态环境学院, 上海 201306

2 国家海洋环境监测中心生态环境部近岸海域生态环境重点实验室, 大连 116023

摘要:为实现海洋资源合理配置与环境保护协调发展,海洋功能区划将近岸海域划分成为不同功能区域,各功能区承受人类活动压力类型不同,科学评估不同功能区生态质量差异对于海洋空间资源可持续利用至关重要。于 2020—2022 年对鸭绿江口邻近海域的港口区、海洋保护区、捕捞区和航道区的底栖动物群落开展调查,并基于底栖动物的分类和功能性状构建了底栖完整性指数(Benthic Index of Biotic Integrity; B-IBI)评价指标。共采集大型底栖动物 139 种,其中环节动物 63 种、节肢动物 39 种、软体动物 22 种、棘皮动物 6 种、脊索动物 3 种,其他类群 6 种。不同海洋功能区的底栖动物的分类和功能性状呈现差异,港口区主要呈现耐污类群落特征,如更高比例的多毛类、二阶机会种、小型种、食沉积物者、管栖者等,然而海洋保护区、捕捞区和航道区主要呈现清洁类群落特征,如高比例的软体动物、中小型种、食浮游生物者、自由生活者以及游泳者等。基于底栖动物的分类和功能性状选择了 41 个候选指标,并通过分布范围、判别能力、冗余分析筛选出 6 个核心指标用于构建 B-IBI 评估体系。评估结果表明,鸭绿江口邻近海域的整体生态质量良好且呈现从港口区向其他海洋功能区升高的趋势,除港口区生态质量“较差”外,海洋保护区、捕捞区和航道区的生态质量均为“良好”,这表明港口区可能受到陆源污染、港口营运等人类活动的影响。相关性分析表明,B-IBI 与 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 Hg 等污染因子呈显著负相关,暗示其可以反映周边入海河流和养殖排污对鸭绿江口生态质量的影响,证明了 B-IBI 用于评估鸭绿江口不同海洋功能区生态质量的有效性,可以反映污染物对海洋生态系统结构和功能的影响,为海洋功能区划评估提供依据。

关键词:鸭绿江口;底栖完整性指数;种类多样性;功能性状;海洋功能区

Assessment of differences in benthic ecological quality of different functional zones in the sea area adjacent to the Yalujiang Estuary

LI Wen^{1,2}, SUN Yi², FANG Xuefeng², WANG Lijun², LI Hongjun^{2,*}

1 College of Oceanography and Ecological Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

2 State Environmental Protection Key Laboratory of Coastal Ecosystem, National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China

Abstract: To achieve the coordinated development of rational marine resource allocation and environmental protection, marine functional zoning divides coastal areas into different functional zones, resulting in varying levels of human activity pressure across these zones. Scientific assessment of ecological quality differences among different marine functional zones is essential for the sustainable utilization of marine spatial resources. The study conducted a survey on the macrobenthos communities in the port zone, marine protection zone, fishery zone, and shipping zone of the sea area adjacent to the Yalujiang Estuary from 2020 to 2022. Based on the taxonomic and functional traits of macrobenthos, an ecological quality assessment system for the Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) was constructed. A total of 139 macrobenthos species were identified, including 63 annelids, 39 arthropods, 22 mollusks, 6 echinoderms, 3 chordates, and 6 species of other taxa. The taxonomic and functional traits of macrobenthos exhibit differences among different marine functional zones. The

基金项目:鸭绿江口生态系统健康监测业务化项目(2024-J-05)

收稿日期:2025-05-20; 网络出版日期:2025-11-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hjli@nmemc.org.cn

port zone mainly exhibited community characteristics of tolerant taxa, including a higher proportion of polychaetes, second order opportunistic species, deposit feeders and tube dwellers. The marine protection, fishery, and shipping zones exhibited characteristics of communities dominated by sensitive taxa, including high proportions of mollusks, small and medium sized species, plankton feeders, free living species, and swimmers. From 41 candidate indicators based on taxonomic and functional traits, six core indicators were selected through distribution range analysis, discriminative capacity evaluation, and redundancy assessment for B-IBI model construction. The assessment results showed that the overall ecological quality of the sea area adjacent to the Yalujiang Estuary was good and showed a trend of increasing from the port zone to other marine functional zones. Except for the port zone, which exhibited poor ecological quality, the marine protection, fishery, and shipping zones all maintained good ecological quality, suggesting that the port zone may be under stress from human activities such as land-based pollution and port operations. Correlation analysis showed that B-IBI was significantly negatively correlated with pollution factors such as NO_3^- -N, NH_4^+ -N, PO_4^{3-} -P, and Hg, suggesting that it reflected the impacts of riverine input and aquaculture sewage discharge on the estuary's ecological quality. This study confirmed the effectiveness of B-IBI in assessing the ecological quality of different marine functional zones in the Yalujiang Estuary. It effectively reflected the differences in ecological quality among marine functional zones under the stress of pollutants, thus providing a basis for the assessment of marine functional zoning.

Key Words: Yalujiang Estuary; benthic index of biotic integrity; species diversity; functional traits; marine functional zone

近岸海域是全球社会发展的重要区域,海洋开发利用强度高,生态环境面临巨大压力,成为海洋生态环境治理的重点攻坚区域^[1]。为协调海洋资源开发与生态环境保护,美国、加拿大、澳大利亚和欧盟等国家和地区在海洋发展战略中明确提出应用基于生态系统的方法管理海洋。我国自 2002 年实行海洋功能区划,明确各功能区的用途管理要求和环境要求,为海洋资源的合理开发和利用提供了重要依据^[2]。然而,尽管保护海洋生态系统是海洋功能区划的目标之一,但当前的海洋功能区划制度在一定程度上仍强调对海洋资源的开发,对海洋保护的重视程度相对不足^[3]。不同海洋功能区面临的人类扰动和压力胁迫不同,科学评估其生态质量变化趋势对于近岸海域资源可持续利用具有重要意义。

生物评价可全面揭示长期、复合压力对生态系统结构与功能的累积效应^[4],能够反映水生态系统的健康或退化状况^[5-8]。生物完整性评价突破以往单一生物指标评价的局限性,整合多维度生物群落属性对环境压力的响应特征,逐渐成为水生生态质量评估的重要方法^[9]。生物完整性指数(Index of Biotic Integrity, IBI)最初由 Karr 以鱼类作为指示生物而提出^[10],随后其研究对象扩展到大型底栖生物^[11]、藻类^[12]、浮游生物^[13]等生物类群,并广泛运用于各类水生生态系统。大型底栖动物具有种类多、生活周期长、迁移能力弱、便于采集,且能响应环境压力的变化,是广泛用于评估各类水生生态系统的指示物种^[14]。目前,基于大型底栖动物构建的生物完整性指数(Benthic Index of Biotic Integrity, B-IBI)在我国已被广泛应用,研究区域涵盖流域^[15]、自然河流^[16]、城市河流^[17]、湖泊^[18]等多种生态类型。然而,相关研究多集中于淡水生态系统,应用于海洋生态系统评估的研究较少^[19],且未见用于不同海洋功能区的生态质量评价。比较不同海洋功能区生态质量的变化规律,有助于理解不同人类活动对生态系统的影响,为海洋资源可持续利用提供科学依据。

鸭绿江口是我国最北端的入海河口,也是中国和朝鲜边境的生态敏感区域,其独特的河口湿地与生物资源对区域生态安全至关重要。近年来,伴随沿岸港口开发、围海养殖和渔业活动加剧,该海域资源竞争加剧,生态保护与经济矛盾的矛盾日趋尖锐。为此,当地通过海洋空间规划统筹协调多目标用海需求,将鸭绿江口邻近海域划分为港口区、海洋保护区、捕捞区和航道区等多个海洋功能区^[20],以期实现资源高效配置与生态可持续性的平衡。然而,不同海洋功能区所承载的人类活动强度存在差异,导致其生态质量可能出现空间分异,亟需定量评估分区管理下的生态效应差异。因此,本研究基于系统的大型底栖动物调查,旨在揭示不同海洋功能区在不同程度人为干扰下的生态质量,构建适用于鸭绿江口的 B-IBI 评价体系,为区域生态管理和保

护提供理论依据和技术支撑。

1 研究区域和方法

1.1 样品采集和处理

本研究于 2020—2022 年每年 8 月在鸭绿江口邻近海域开展大型底栖动物调查,于 22 个采样点位(图 1)共获得 66 份大型底栖动物样品。利用 0.05 m²的采泥器采集沉积物样品,每个点位采集 4 次,混合成 1 个样品,然后在船上用 0.5 mm 的底栖生物分样筛过筛得到大型底栖动物样品,加入 5% 甲醛固定。所有大型底栖动物的物种鉴定与计数在解剖镜和显微镜下进行,物种拉丁名依据《中国海洋生物名录》和 WORMS 数据库(<http://www.marinespecies.org>)进行确认。

为进一步分析,共使用了海水和沉积物中的 8 项环境参数。海水和沉积物中的环境参数依据《海洋监测规范》(GB17378—2007)的相关要求,在实验室进行测定。水质参数包括亚硝酸盐氮(NO₂⁻-N)、硝酸盐氮(NO₃⁻-N)、氨氮(NH₄⁺-N)、磷酸盐(PO₄³⁻-P),而沉积物参数包括重金属铜(Cu)、镉(Cd)、汞(Hg)、铅(Pb)。

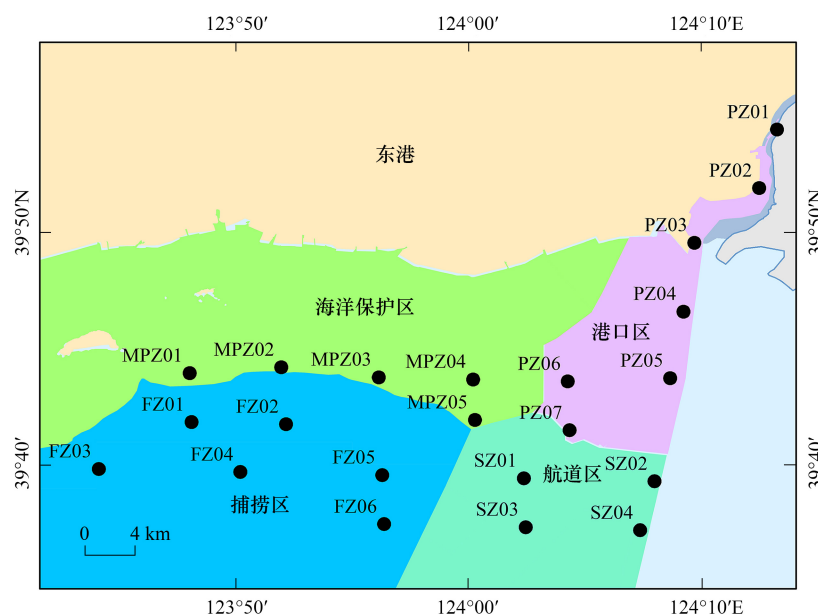


图 1 鸭绿江口及邻近海域的采样点位图

Fig.1 The map of sampling stations in the Yalujiang Estuary

PZ: 港口区; MPZ: 海洋保护区; FZ: 捕捞区; SZ: 航道区

1.2 B-IBI 评估体系构建

1.2.1 参考点和受损点

选择参考点和受损点对构建 B-IBI 评估体系至关重要,直接影响了 B-IBI 的核心指标响应人为干扰的能力以及评估标准划分的合理性^[21]。海洋功能区规划了人类活动强度,海洋保护区是人类活动较小的区域,可作为选择参考点的合适区域;港口区、航道区、捕捞区均是人类活动较多的区域,可作为选择受损点的区域。然而,根据污染物浓度的空间分布,港口区的 NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P 等污染物浓度显著高于捕捞区和航道区,是作为受损点的更合适区域(图 2)。最终,选择海洋保护区的 5 个样点(MPZ01—MPZ05)作为评估鸭绿江口生态质量的参考点,港口区的 5 个污染物浓度更高的样点(PZ01—PZ05)作为受损点。

1.2.2 候选指标

参照相关文献^[19, 22—23],本文从大型底栖动物的分类和功能特征两个方面选取了反映物种组成(M1—M7)、物种丰度(M8—M14)、多样性(M15—M19)、AMBI(AZTI Marine Biotic Index)生态分组(M20—M24)、成

体大小(M25—M28)、食性(M29—M33)、栖息方式(M34—M37)、运动方式(M38—M41)等8个特征的41个指标作为候选指标(表1),用于构建B-IBI。每种大型底栖动物的功能特征判定依据在线数据库MarLIN BIOTIC(Biological Traits Information Catalogue, <https://www.marlin.ac.uk/biotic>)与Polytraits Team(Polytraits: A Database on Biological Traits of Polychaetes, <http://polytraits.lifewatchgreece.eu>)、专著^[24—25]以及公开发表的研究论文^[22, 26—28]获得。对于未在文献中详细记载相应功能特征的物种,采用同科物种的功能特征作为替代依据。

表1 B-IBI评估体系的候选参数数据分布情况及预期胁迫响应

Table 1 Data distribution of candidate parameters and expected stress response in the B-IBI

主要分类 Principal categories	次要分类 Secondary categories	候选参数 Candidate parameters	序号 Number	胁迫响应 Stress response	胁迫响应					变异系数 Coefficient of variation
					0	25%	50%	75%	100%	
分类特征 Taxonomic trait	物种组成	多毛类分类单元数	M1	减弱	0.00	2.00	4.00	7.00	23.00	0.81
		软体动物分类单元数	M2	减弱	0.00	0.00	1.00	2.00	6.00	1.04
		节肢动物分类单元数	M3	减弱	0.00	1.00	2.00	4.00	11.00	0.96
		脊索动物分类单元数	M4	减弱	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.33
		棘皮动物分类单元数	M5	减弱	0.00	0.00	0.00	1.00	2.00	1.65
		纽形动物分类单元数	M6	减弱	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	2.71
		扁形动物分类单元数	M7	减弱	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	3.97
	物种丰度	多毛类比例/%	M8	增强	0.00	12.55	35.42	60.67	100.00	0.72
		软体动物比例/%	M9	减弱	0.00	0.00	4.94	23.71	93.53	1.53
		节肢动物比例/%	M10	减弱	0.00	3.24	19.43	41.03	100.00	0.97
		脊索动物比例/%	M11	减弱	0.00	0.00	0.00	4.27	89.06	2.38
		棘皮动物比例/%	M12	减弱	0.00	0.00	0.00	1.71	26.67	2.36
		纽形动物比例/%	M13	减弱	0.00	0.00	0.00	0.00	73.91	5.54
		扁形动物比例/%	M14	减弱	0.00	0.00	0.00	0.00	6.67	4.00
		多样性	丰富度 <i>S</i>	M15	减弱	0.00	5.00	8.00	13.00	26.00
	总丰度 <i>N</i>		M16	减弱	0.00	13.50	27.00	56.75	232.00	1.05
	Shanon 指数 <i>H'</i>		M17	减弱	0.00	0.63	1.55	2.08	2.54	0.58
	Pielou 指数 <i>J</i>		M18	减弱	0.00	0.40	0.89	1.36	10.52	1.43
	Simpson 指数 <i>D</i>		M19	减弱	0.00	0.35	0.64	0.89	1.00	0.50
功能特征 Functional trait	AMBI 生态分组	敏感种比例/%	M20	减弱	0.00	10.51	29.86	49.17	100.00	0.82
		冷漠种比例/%	M21	减弱	0.00	3.36	18.37	34.29	100.00	1.31
		耐受种比例/%	M22	增强	0.00	0.00	11.48	28.16	94.40	1.30
		二阶机会种比例/%	M23	增强	0.00	2.98	9.72	31.24	100.00	0.98
		一阶机会种比例/%	M24	增强	0.00	0.00	0.00	0.00	3.85	3.71
	成体大小	小型种比例(<1cm)/%	M25	增强	0.00	12.29	27.62	48.61	100.00	0.90
		中小型种比例(1—5 cm)/%	M26	减弱	0.00	24.18	56.46	75.83	100.00	0.62
		中型种比例(5—10 cm)/%	M27	减弱	0.00	0.00	0.00	2.20	79.72	2.83
		大型种比例(>10 cm)/%	M28	减弱	0.00	0.00	5.09	10.31	78.26	0.99
	食性	肉食者比例/%	M29	减弱	0.00	0.00	5.61	12.33	80.00	1.58
		植食者比例/%	M30	减弱	0.00	0.00	0.00	2.59	89.06	2.27
		杂食者比例/%	M31	增强	0.00	7.32	24.17	46.32	100.00	1.39
食浮游生物者比例/%		M32	减弱	0.00	0.00	6.67	36.72	93.53	0.86	
食沉积物者比例/%		M33	增强	0.00	5.76	24.38	37.05	100.00	0.92	
栖息方式	自由生活者比例/%	M34	减弱	0.00	4.08	16.33	42.81	500.00	1.98	
	掘穴者比例/%	M35	增强	0.00	13.92	41.88	73.33	100.00	0.74	
	管栖者比例/%	M36	增强	0.00	0.00	3.63	10.00	100.00	1.87	
	穴居者比例/%	M37	减弱	0.00	1.65	10.74	22.76	100.00	1.31	
运动方式	游泳者比例/%	M38	减弱	0.00	0.00	10.51	41.94	100.00	0.96	
	埋栖者比例/%	M39	增强	0.00	12.08	31.67	71.43	100.00	0.83	
	爬行者比例/%	M40	减弱	0.00	8.33	23.78	50.00	100.00	0.91	
	不移动物者比例/%	M41	增强	0.00	0.00	0.00	0.00	3.85	6.03	

AMBI: AZTI's Marine Biotic Index, 为 AZTI 海洋生物指数, 是一种基于底栖动物生态学敏感度分类原理的指数, 依据耐污能力将底栖动物划分 5 个评估等级

1.2.3 指标筛选

候选指标依次通过以下步骤进行筛选:①分布范围分析。计算各指标的分布范围,依据 50%分位数和变异系数进行筛选,剔除那些随干扰增强而变化幅度较窄、无法准确区分不同干扰程度的指标,以及数据离散程度较高、不稳定的指标。②判别能力分析。比较参照点和受损点 25%—75%分位数范围(即箱体 IQ)的重合程度,剔除重合程度较高的指标,仅保留那些参照点和受损点的中位数均位于对方箱体之外的指标。③冗余度分析。采用 Spearman 相关性系数判断候选指标之间的冗余度,以 $|r| > 0.75$ 为标准,剔除信息重复的指标。

1.2.4 B-IBI 计算及评估标准建立

为解决各指标单位不一致的问题,采用比值法来统一评价量纲。根据参数的干扰响应特征进行标准化,负向响应核心指标和正向响应核心指标的标准化按下列公式(1)和(2)处理。

$$V = X_n / X_{0.95} \quad (1)$$

$$V = (X_{\max} - X_n) / (X_{\max} - X_{0.05}) \quad (2)$$

式中, V 为参数标准化值; X_n 为参数值; X_{\max} 为参数最大值; $X_{0.95}$ 为参数 95%分位数值; $X_{0.05}$ 为参数 5%分位数值。参数标准化后取值范围为 0—1,若大于 1 则记为 1。

经筛选后获得的核心指标分值之和为 B-IBI 值。以海洋保护区内参考点的 75%分位数值值的 B-IBI 值为“优秀”的阈值标准,当样点 B-IBI 值大于参考点 B-IBI 的 75%分位数值时,表明该样点生态质量相对优秀;而当样点 B-IBI 值小于参考点 B-IBI 的 75%分位数值时,采用四等分法将 0 至参考点 75%分位数的 B-IBI 值之间的区间划分为四等份,以此来确定鸭绿江口 B-IBI 指标体系的评价标准。

1.3 数据处理

本研究采用 ArcGIS 10.0 制作研究区域地图,并依据《丹东市海洋功能区划(2013—2020)》对研究区域进行海洋功能区划分,主要划定港口区、海洋保护区、捕捞区和航道区。使用 GraphPad Prism 9.0 绘制图表,描述污染物、大型底栖动物的分类与功能特征比例和生态质量评估在不同海洋功能区差异。相关性分析使用 SPSS Statistics 21 进行;采用 R 4.1.3 计算数据分布范围;其他数据统计分析均在 Excel 中完成。

2 结果

2.1 污染物分布特征

本研究使用了鸭绿江口的 8 个常用海洋水质监测污染物浓度,分析了这些污染物在不同海洋功能区的差异(图 2)。水质参数 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P 的浓度在不同功能区具有明显的变化,港口区显著高于海洋保护区、捕捞区和航道区,整体呈现港口区向其他海洋功能区递减的趋势。沉积物参数 Cu、Hg、Cd、Pb 的浓度变化在不同海洋功能区的变化较不明显,但港口区具有峰值且也高于海洋保护区、捕捞区和航道区。

2.2 大型底栖动物群落的分类和功能特征

2020—2022 年 3 个航次共采集大型底栖动物 139 种,其中环节动物最多,共 63 种(46%),其次为节肢动物,共 39 种(28%),软体动物 22 种(16%),棘皮动物 6 种(4%),脊索动物 3 种(2%),其他类型动物 6 种(4%)。

不同海洋功能区的底栖动物的分类和功能特征具有差异(图 3)。海洋保护区、捕捞区、航道区的底栖动物的分类和功能特征有着相似性,都呈现高比例的软体动物(M9)、耐受种(M22)、中小型种(M26)、食浮游生物者(M32)、自由生活者(M34)与掘穴者(M35)、游泳者(M38)与埋栖者(M39)的特征。港口区区别于海洋保护区、捕捞区和航道区,呈现高比例的多毛类(M8)、二阶机会种(M23)、中小型种(M26)、食沉积物者(M33)、掘穴者(M35)、埋栖者(M39)与爬行者(M40)的特征。就具体差异而言,港口区呈更高比例的多毛类(M8)、二阶机会种(M23)、小型种(M25)、食沉积物者(M33)、管栖者(M36)、爬行者(M40);更低比例的脊索动物(M11)、敏感种(M20)、食浮游生物者(M32)、自由生活者(M34)、游泳者(M38)的特征。

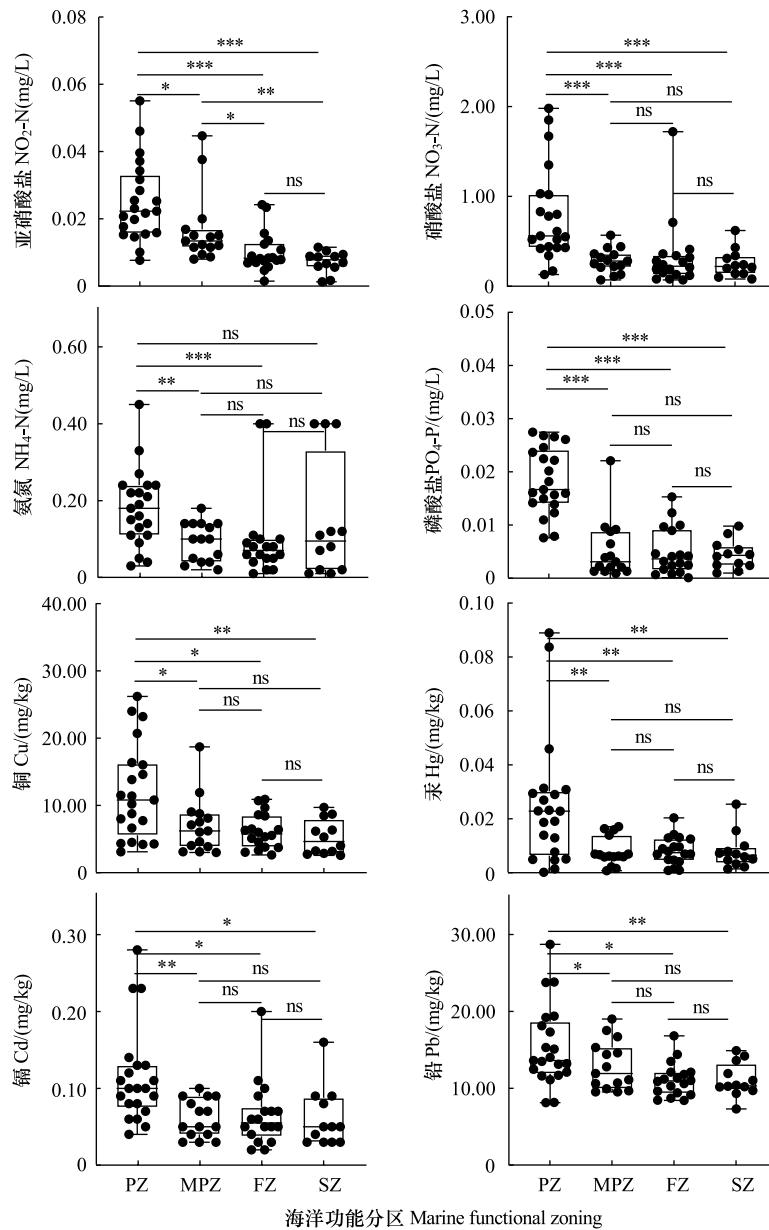


图2 污染物在不同海洋功能区的对比

Fig.2 Comparison of pollutants in different marine functional zones

$\text{NO}_2\text{-N}$:亚硝酸盐; $\text{NO}_3\text{-N}$:硝酸盐; $\text{NH}_4\text{-N}$:氨氮; $\text{PO}_4\text{-P}$:磷酸盐;Cu:铜;Hg:汞;Cd:镉;Pb:铅;ns表示无显著性,*表示 $P<0.05$,**表示 $P<0.01$,***表示 $P<0.001$

2.3 B-IBI 的构建

2.3.1 分布范围分析

为筛选适用于构建 B-IBI 的核心指标,对所选取的 41 个候选指标进行分布范围筛选,计算候选指标的最小值、25%分位数、50%分位数、75%分位数、最大值、变异系数的结果,如表 1 所示。表 1 显示,M4、M5、M6、M7、M11、M12、M13、M14、M24、M27、M30、M41 等指标的 50%分位数结果为 0,说明随着干扰的增强,这些指标的变动范围很窄,不适于作为评价指标,应去掉。M2、M9、M16、M18、M21、M22、M29、M31、M34、M36、M37 的变异系数大于 1,说明其数据离散程度过高,波动性强,也不适于参与指标体系构建。本次分布范围分析剔除了 23 个候选指标,余下 18 个指标进入下一轮分析。

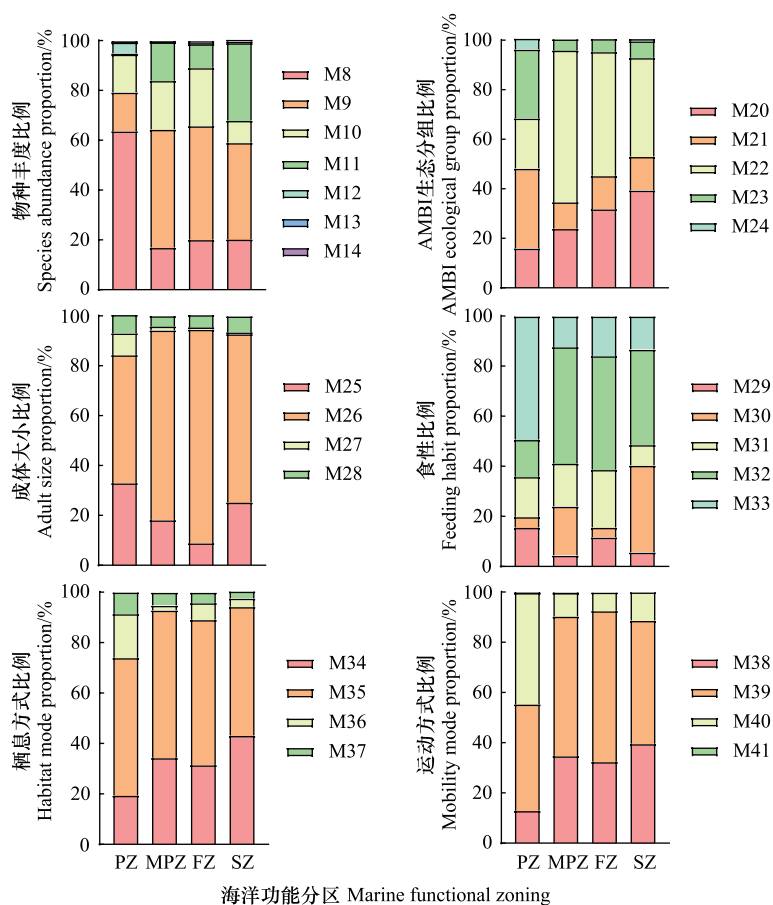


图 3 不同海洋功能区的大型底栖动物的分类和功能特征比例

Fig.3 The taxonomic and functional trait proportions of macrobenthos in different marine functional zones

M8:多毛类比例;M9:软体动物比例;M10:节肢动物比例;M11:脊索动物比例;M12:棘皮动物比例;M13:纽形动物比例;M14:扁形动物比例;M20:敏感种比例;M21:冷漠种比例;M22:耐受种比例;M23:二阶机会种比例;M24:一阶机会种比例;M25:小型种比例;M26:中小型种比例;M27:中型种比例;M28:大型种比例;M29:肉食者比例;M30:植食者比例;M31:杂食者比例;M32:食浮游生物者比例;M33:食沉积物者比例;M34:自由生活者比例;M35:掘穴者比例;M36:管栖者比例;M37:穴居者比例;M38:游泳者比例;M39:埋栖者比例;M40:爬行者比例;M41:不移动者比例

2.3.2 判别能力分析

为筛选分布范围分析留下的 18 个候选指标,采用箱线图进行判别能力分析,以筛选出能反映参考点和受损点差异的指标。根据箱线图上的受损点和参考点的箱体的重合程度筛选指标,去掉重合程度高的指标,仅保留参考点和受损点的中位数均在对方箱体之外的指标。根据此筛选原则,M8、M15、M20、M23、M26、M32、M33、M39 等 8 个指标符合标准(图 4),可以响应环境污染变化,予以保留并进入下一步分析。其余指标均不符合标准,全部剔除。

2.3.3 冗余分析

为确保核心指标具有代表性,对经判别能力分析筛选出来的 8 个候选指标进行 Spearman 相关分析,结果见表 2。合并相关性过高的指标($|r| > 0.75$),M8(多毛类比例)和 M23(二阶机会种比例)、M33(食沉积物者比例)高度相关,说明 M8 包含的信息的更多,固剔除 M23、M33,保留 M8。其余指标均未达到筛选标准,均保留。

通过以上步骤,逐步筛选确定了 6 个评估鸭绿江口生态质量的 B-IBI 核心指标,为 M8(多毛类比例)、M15(丰富度)、M20(敏感种比例)、M26(中小型种比例)、M32(食浮游生物者比例)、M39(埋栖者比例)。

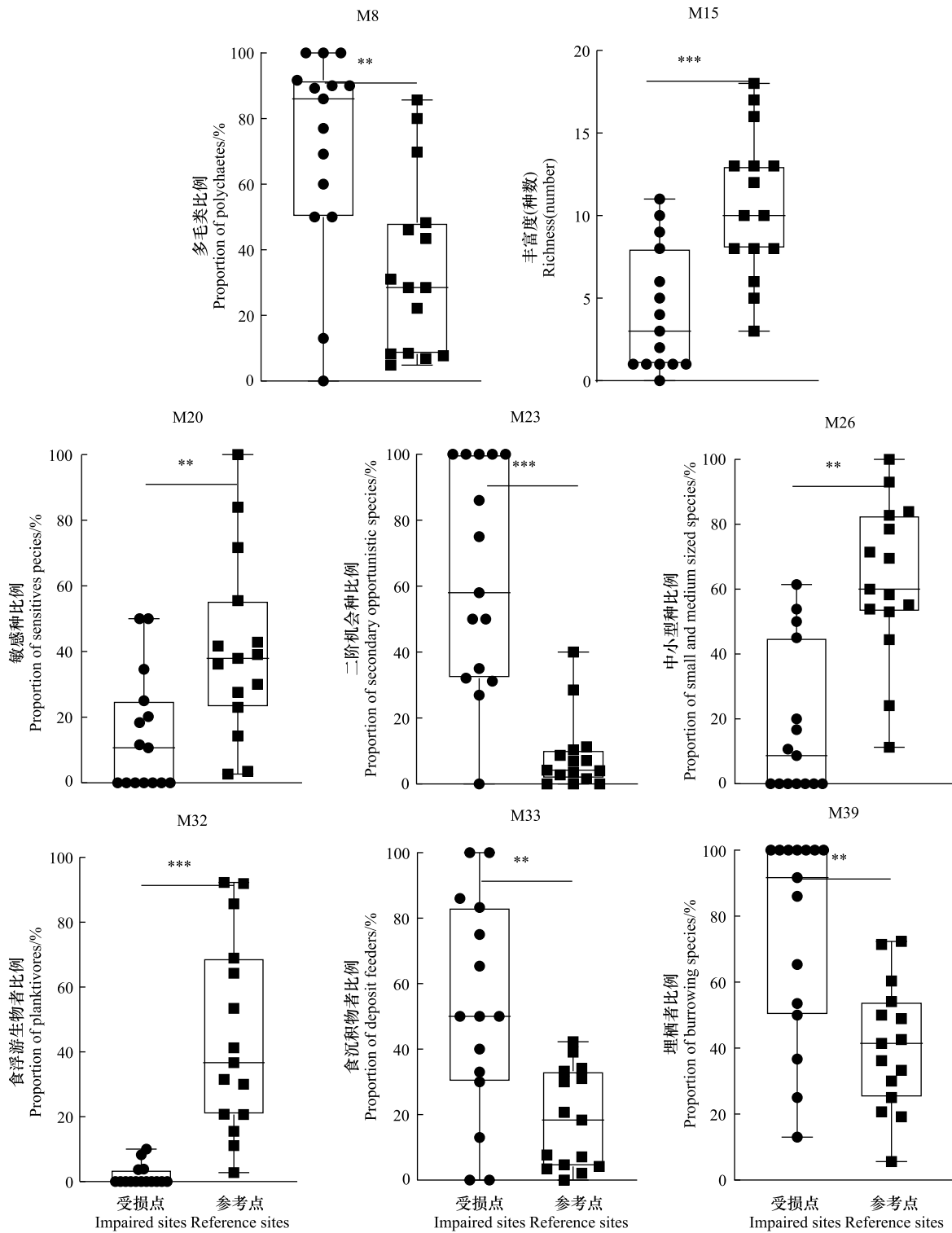


图 4 参考点和受损点的中位数均在对方箱体之外的候选指标

Fig.4 The median values of the reference sits and impaired sites are candidate indicators outside the respective boxes

2.3.4 鸭绿江口的 B-IBI 评估标准

依据指标预期胁迫响应(表 1),利用比值法计算核心指标分值(表 3)。汇总所有核心指标的分值得到鸭绿江口各样本 B-IBI 值,评估结果介于 0—4.69 之间。以海洋保护区内参考点的 75%分位数的 B-IBI 值 3.60

为“优秀”阈值标准,利用四等分法将 0 到参照点 75%的 B-IBI 值之间的范围等距划分为 4 等分,最终划定鸭绿江口的 B-IBI 指标体系的评价标准(表 4)。

表 2 鸭绿江口 B-IBI 指标体系的候选指标相关性分析

Table 2 Correlation analysis of candidate indicators of the B-IBI index system in the Yalujiang Estuary

	M8	M15	M20	M23	M26	M32	M33	M39
M8	1.000							
M15	-0.224	1.000						
M20	-0.256	0.369	1.000					
M23	0.803	-0.355	-0.219	1.000				
M26	0.503	0.304	0.227	-0.493	1.000			
M32	-0.468	0.406	-0.083	-0.534	0.489	1.000		
M33	0.764	-0.072	-0.097	0.681	-0.438	-0.425	1.000	
M39	0.244	-0.412	-0.720	0.151	-0.132	0.167	0.106	1.000

表 3 鸭绿江口 B-IBI 指标体系的核心指标分值计算公式

Table 3 Score calculation formula of core indicators of the B-IBI index system in the Yalujiang Estuary

核心指标 Core indicators	5%分位值 5th percentile	25%分位值 25th percentile	95%分位值 95th percentile	100%分位值 100th percentile	公式 Formula
M8	6.08	14.88	100.00	100.00	$(100-M8)/(100-0)$
M15	5.00	2	18.00	23.00	$M15/18.00$
M20	0.00	7.97	90.13	100	$M20/90.13$
M26	0.00	24.18	96.47	100	$M26/96.47$
M32	0	0	91.94	93.53	$M32/91.94$
M39	5.81	20.74	100.00	100.00	$(100-M39)/(100-0)$

表 4 鸭绿江口 B-IBI 指标体系的评价标准

Table 4 Assessment criteria of the B-IBI index system in the Yalujiang Estuary

评估 Assessment	B-IBI	样本数量 Sample numbers	占比 Proportion	评估 Assessment	B-IBI	样本数量 Sample numbers	占比 Proportion
优秀 Excellent	>3.60	15	0.23	较差 Poor	1.80—0.90	3	0.04
良好 Good	3.60—2.70	23	0.35	很差 Bad	0.00—0.90	9	0.14
中等 Moderate	2.70—1.80	16	0.24				

B-IBI 为底栖完整性指数

2.4 鸭绿江口的生态质量评估

依据评估标准,确定了鸭绿江口的生态质量评估结果。从整体评估结果来看,鸭绿江口的生态质量良好,仅部分样点受到干扰。3 年调查的 66 个样点中,B-IBI 的平均值为 2.72,超过良好的阈值标准 2.70;评估为良好及以上的样点有 38 个,占比为 58%,很差的样点有 9 个,占比为 14%(表 4)。从空间分布和不同海洋功能区对比上看,港口区的生态质量较差,且离河口区域越远,生态质量呈现上升的趋势;海洋保护区、捕捞区和航道区的生态质量均良好且差异较小,没有显著的空间变化(图 5)。

2.5 B-IBI 与污染物的关系

污染物与 B-IBI 之间的 Person 相关性分析结果见图 6。 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P、Cu、Hg、Cd 等污染物之间具有较高的相关性。同时,B-IBI 与上述污染物都存在显著的负相关($P<0.05$),说明这些污染物是影响底栖生态质量的重要因素。

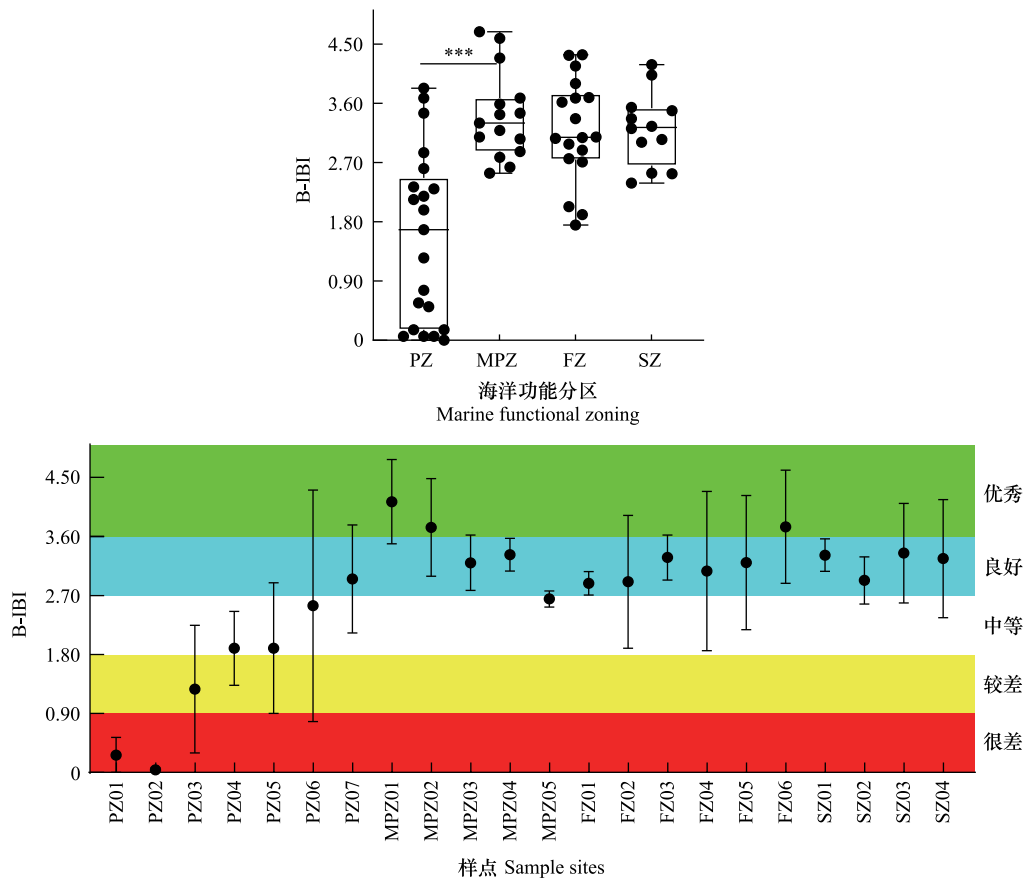


图 5 鸭绿江口的 B-IBI 的评估结果及其不同海洋功能区的对比

Fig.5 Assessment results of B-IBI at the Yalujiang Estuary and comparisons among different marine functional zones

B-IBI:底栖完整性指数 Benthic Index of Biotic Integrity

3 讨论

3.1 参考标准的设定

设定合理的参考标准是水生生态系统生态状况评估的基础,直接决定了评估结果的准确性^[29]。根据欧盟水框架指令对参考标准的定义,原则上应选择无人类影响或干扰较小的区域作为参考标准^[30],但是几乎不可能找到一个未受人类活动干扰的原始参考样本^[31]。因此,研究人员提出了许多参考标准的选取方法,如参考干扰较小的自然保护区或生态区,对比历史数据,量化环境指标以及评估生物指数等^[19, 23, 30, 32-34]。参考标准的选取需考虑所选研究区域的实际情况。本研究区域为鸭绿江口,在当地海洋空间规划实践的指导下,该区域多年来已被划分为几个不同的海洋功能区,主要为港口区、海洋保护区、捕捞区以及航道区(图 1),这些海洋功能分区的划分反映了研究区域内的人类活动干扰程度的差异。鸭绿江口与人类活动密切相关,当前不存在无人类干扰的原始样本,且缺乏合格的历史监测数据和资料作为参考标准。考虑到研究区域的实际情况和参考标准选取的合理性,本研究最终选择海洋保护区内的样点作为参考点。海洋保护区受人为监管,经过多年的保护措施,生态质量相对较好,且随着人为干扰的减小,生态状况得到改善。同时,研究区域内的污染物分布规律显示,海洋保护区内的污染物的浓度维持在相对较低水平(图 2)。因此,我们认为海洋保护区可以作为评估其他区域生态质量的有效参考标准。

3.2 B-IBI 评估的合理性

经分布范围、判别能力、冗余度分析,本研究筛选出参与构建 B-IBI 评估体系的 6 个核心指标为 M8(多毛

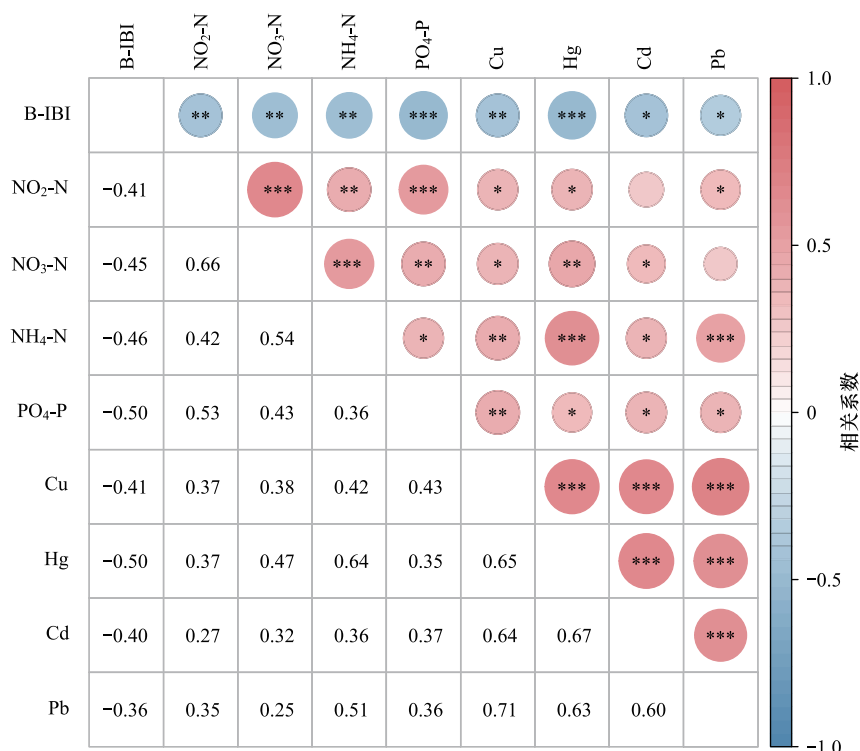


图6 B-IBI与污染物的相关性

Fig.6 Correlation between B-IBI and pollutants

类比例)、M15(丰富度)、M20(敏感种比例)、M26(中小型种比例)、M32(食浮游生物者比例)、M39(埋栖者比例)。这些核心指标均具有代表性且可对环境污染程度进行有效区分,可分为4种类型。第一类是物种分类群,多毛类是环境扰动的重要指示类群,其丰度比例的变化是响应环境污染压力的一个重要指标。研究表明,在环境污染压力上升时,多毛类机会种会迅速增殖成为环境污染或人为扰动后的先锋底栖动物^[35],多毛类比例也将发生变化。第二类是表征物种多样性的丰富度指标,污染压力上升通常会导致敏感物种死亡或迁移,使群落物种数减少,物种丰富度下降^[36]。第三类是反映底栖动物耐污特征的重要指标,敏感种在 AMBI 生态类群中被认定为清洁种,这类物种通常在低污染区域出现较多并占有较高比例^[37]。第四类是表征底栖动物功能特征的指标,包括中小型种、食浮游生物者、埋栖者。已有研究表明,底栖动物功能特征的比例变化可能是响应环境污染变化的结果^[27]。

B-IBI 科学评估了鸭绿江口不同海洋功能区的生态质量。评估结果表明,鸭绿江口的整体生态质量良好,港口区生态质量较差,且离河口区域越远,生态质量呈上升趋势;海洋保护区、捕捞区和航道区的生态质量均良好(图5)。鸭绿江口的开发历史悠久,河口区域人类活动密集,工业、农业污染物及生活污水的倾泻使得生态环境压力逐渐增大^[38]。以往研究表明,鸭绿江口附近区域的污染物浓度较高,这些污染物可能主要来源于港口区的工农业排放、土地开发及生活污水^[39],这与我们的研究结果相似(图2)。人类活动产生的污染物将严重破坏河口区域的生态质量^[40],并且改变底栖动物群落的分类组成和功能特征^[41]。密集的人类活动而产生过高的污染物浓度可能会是港口区生态质量较差的主要原因。在本研究中,港口区在分类和功能特征上与其他海洋功能区明显不同,呈现更高比例的多毛类、二阶机会种、小型种、食沉积物者、爬行者与埋栖者(图3)。港口区的底栖动物群落特征主要表现为受环境污染胁迫响应增强(耐污)(表1),这可能是因为当环境污染压力过大时,底栖动物的群落特征往往转向多毛类、小型种、食沉积物者和机会主义种^[27]。鸭绿江口区域沿岸海水养殖池塘密集,水产养殖产生大量营养盐等污染物并排入海洋^[42],这些污染物累积破坏港口区的生物化学循环,影响了底栖动物群落特征。海洋保护区、捕捞区和航道区的生态质量和群落特征均区别于港

口区,生态质量均良好且群落特征主要呈现高比例的软体动物、耐受种、中小型种、食浮游生物者、自由生活者与掘穴者、游泳者与埋栖者(图3)。这些海洋功能区的底栖动物群落特征主要呈现为环境污染胁迫响应减弱(清洁)(表1),这可能与这些功能区离河口区域较远且污染物浓度普遍较低有关。海洋保护区的人类活动较少,污染物浓度相对较低,对底栖动物群落胁迫有限;捕捞区、航道区的主要人类活动是捕捞与航运,这些功能区的人类活动产生的污染物可能也相对较少。

为进一步验证 B-IBI 评价结果的准确性,本研究分析了 B-IBI 与污染物之间的相关性。结果显示,鸭绿江口 B-IBI 与 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P、Hg 等污染物之间呈显著负相关(图6)。营养盐浓度是影响底栖动物的重要因素,适宜的营养盐浓度有助于浮游生物的生长,为底栖动物提供丰富的食物来源^[43]。然而,富营养化导致的浮游生物过量会与底栖动物竞争溶解氧等资源,甚至产生有毒代谢物,导致底栖动物丰度下降^[44]。过高的重金属或有机物浓度对底栖动物具有毒害作用,能干扰其体内酶活性、蛋白质合成及代谢过程,直接影响其生长速率和繁殖能力^[45-46]。总而言之,污染物会对底栖动物群落产生影响,进而破坏底栖生态质量。本研究构建的 B-IBI 能够响应常用海洋水质监测污染物的变化,因此可作为评估鸭绿江口生态质量的有效工具。

4 结论

(1)2020—2022 年 3 个航次共采集大型底栖动物 139 种,其中环节动物种类最多,其次为节肢动物、软体动物和棘皮动物等。

(2) NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P、Hg 等污染物导致海洋功能区的大型底栖动物的分类和功能特征存在差异。高浓度污染物的港口区主要呈现耐污类的群落特征,如更高比例的多毛类、二阶机会种、小型种、食沉积物者、管栖者等;低浓度污染物的海洋保护区、捕捞区和航道区则主要呈现清洁类的群落特征,如高比例的软体动物、中小型种、食浮游生物者、自由生活者以及游泳者等。

(3)B-IBI 可用于 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P、Hg 等污染物胁迫下的海洋功能区的底栖生态质量差异评估。B-IBI 与 NO_3^- -N、 NH_4^+ -N、 PO_4^{3-} -P、Hg 等污染物呈显著负相关,反映了污染物胁迫下的底栖生态质量评估结果的有效性。评估结果表明,鸭绿江口的整体生态质量良好,除港口区生态质量为较差外,海洋保护区、捕捞区和航道区的生态质量均良好。

参考文献(References):

- [1] Halpern B S, Walbridge S, Selkoe K A, Kappel C V, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno J F, Casey K S, Ebert C, Fox H E, Fujita R, Heinemann D, Lenihan H S, Madin E M P, Perry M T, Selig E R, Spalding M, Steneck R, Watson R. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 2008, 319(5865): 948-952.
- [2] 栾维新,刘容子,王茂军.海洋功能区划与海洋发展规划关系的研究. *海洋开发与管理*, 2001, 18(2): 35-37.
- [3] 朱宇,王在峰,李加林,龚虹波.海洋功能区开发潜力评价研究——以江苏滨海县为例. *海洋通报*, 2020, 39(1): 111-118.
- [4] Liqueste C, Piroddi C, Drakou E G, Gurney L, Katsanevakis S, Charef A, Egoh B. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services; a systematic review. *PLoS One*, 2013, 8(7): e67737.
- [5] Birk S, Bonne W, Borja A, Brucet S, Courrat A, Poikane S, Solimini A, van de Bund W, Zampoukas N, Hering D. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 2012, 18: 31-41.
- [6] Metcalfe J L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 1989, 60(1/2): 101-139.
- [7] Yang C M, Song H J, Sun Y, Xie P F, Liu Y, Li H J. Seasonal implications for taxonomic sufficiency to simplify M-AMBI methodology in the coastal area adjacent to a eutrophic estuary. *Acta Oceanologica Sinica*, 2023, 42(10): 108-116.
- [8] Borja A, Chust G, Muxika I. Forever young: The successful story of a marine biotic index. *Advances in Marine Biology*, 2019, 82: 93-127.
- [9] 王备新,杨莲芳,胡本进,单林娜.应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康. *生态学报*, 2005, 25(6): 1481-1490.
- [10] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21-27.
- [11] Fanqing K, Wenyan C, Xushen Z. Health assessment on yongding river watershed using benthic index of biotic integrity (B-IBI). *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(3): 550-555.
- [12] Wu N C, Cai Q H, Fohrer N. Development and evaluation of a diatom-based index of biotic integrity (D-IBI) for rivers impacted by run-of-river dams. *Ecological Indicators*, 2012, 18: 108-117.
- [13] Kane D D, Gordon S I, Munawar M, Charlton M N, Culver D A. The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI): An approach for assessing lake

- ecosystem health. *Ecological Indicators*, 2009, 9(6): 1234-1247.
- [14] Muxika I, Borja Á, Bonne W. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 2005, 5(1): 19-31.
- [15] 田鹏, 钱昶, 林佳宁, 代阳, 张远, 丁森, 高欣. 滦河流域大型底栖动物生物完整性指数健康评价. *中国环境监测*, 2019, 35(4): 50-58.
- [16] 冯治远, 侯易明, 阴琨, 金小伟, 韩谔, 潘保柱. 基于底栖动物生物完整性指数的黄河干流生态健康评价. *湖泊科学*, 2024, 36(2): 512-522.
- [17] 郑彪, 高欣, 李翌, 田爽, 丁页, 张玥彤, 孙冰皎. 基于大型底栖动物生物完整性指数的天津市城市河流水生态健康评价. *生态学报*, 2025, 45(4): 1723-1735.
- [18] 黄琪, 高俊峰, 张艳会, 闫人华, 王雁, 蔡永久. 长江中下游四大淡水湖生态系统完整性评价. *生态学报*, 2016, 36(1): 118-126.
- [19] 王琰, 吴阿娜, 汤琳. 基于底栖动物完整性指数的长江口-杭州湾潮间带水生态状况评价. *中国环境监测*, 2022, 38(1): 72-85.
- [20] Sun Y, Li H J, Liu D X, Wang X C, Wang Q M, Cui X Y, Fan J F. Benthic bacterial communities indicate anthropogenic activity footprints in coastal area under long-term marine spatial planning practice. *Acta Oceanologica Sinica*, 2023, 42(11): 107-116.
- [21] Whittier T R, Stoddard J L, Larsen D P, Herlihy A T. Selecting reference sites for stream biological assessments: Best professional judgment or objective criteria. *Journal of the North American Benthological Society*, 2007, 26(2): 349-360.
- [22] 董建宇, 孙昕, 詹启鹏, 张宇洋, 张秀梅. 莱州湾东岸潮下带大型底栖动物群落 beta 多样性格局及其驱动因素. *生物多样性*, 2022, 30(3): 60-69.
- [23] 周晓蔚, 王丽萍, 郑丙辉, 刘录三, 付青. 基于底栖动物完整性指数的河口健康评价. *环境科学*, 2009, 30(1): 242-247.
- [24] 杨德渐, 王永良. 中国北部海洋无脊椎动物. 北京: 高等教育出版社, 1996.
- [25] 杨德渐, 孙瑞平. 中国近海多毛环节动物. 北京: 农业出版社, 1988.
- [26] 李亚芳, 杜飞雁, 王亮根, 王雪辉, 宁加佳. 底质类型对三亚湾潮间带大型底栖动物生态功能的影响. *水产学报*, 2018, 42(10): 1559-1571.
- [27] Hu C Y, Dong J Y, Gao L J, Yang X L, Wang Z, Zhang X M. Macrobenthos functional trait responses to heavy metal pollution gradients in a temperate lagoon. *Environmental Pollution*, 2019, 253: 1107-1116.
- [28] Dong J Y, Zhao L L, Sun X, Hu C Y, Wang Y H, Li W T, Zhang P D, Zhang X M. Response of macrobenthic communities to heavy metal pollution in Laoshan Bay, China; a trait-based method. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 167: 112292.
- [29] Borja Á, Dauer D M, Grémare A. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators*, 2012, 12(1): 1-7.
- [30] Muxika I, Borja Á, Bald J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 2007, 55(1-6): 16-29.
- [31] Borja Á, Franco J, Valencia V, Bald J, Muxika I, Jesús Belzunce M, Solaun O. Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 48(3/4): 209-218.
- [32] Barbour M T, Gerritsen J, Griffith G E, Frydenborg R, McCarron E, White J, Bastian M. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 2009, 15: 185-211.
- [33] 渠晓东, 刘志刚, 张远. 标准化方法筛选参照点构建大型底栖动物生物完整性指数. *生态学报*, 2012, 32(15): 4661-4672.
- [34] 刘旭东, 王振坤, 汪进生, 崔文连. 基于多指数分析确定胶州湾底栖生态状况的参考条件. *海洋环境科学*, 2023, 42(4): 597-603.
- [35] Pearson T H, Rosenberg R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 1978, 16: 229-311.
- [36] Wetzel M A, von der Ohe P C, Manz W, Koop J H E, Wahrendorf D S. The ecological quality status of the Elbe estuary. A comparative approach on different benthic biotic indices applied to a highly modified estuary. *Ecological Indicators*, 2012, 19: 118-129.
- [37] Yao K S, He Y J, Van den Brink P J, Dai Y N, Yang Y, Cui Y D. Multivariate approaches to assess the drivers of benthic macroinvertebrate communities and biotic indices in a highly urbanized fluvial-estuarine system. *Ecological Indicators*, 2022, 139: 108956.
- [38] 高明辛, 程岩, 李雪铭. 鸭绿江三角洲开发中的河口地貌演变与资源环境问题. *海洋开发与管理*, 1994, 11(3): 44-48.
- [39] 李富祥, 李雪铭, 高建华, 程岩, 刘月. 基于垂向沉积的近百年来鸭绿江河口环境演变分析. *环境污染与防治*, 2012, 34(10): 1-5, 10.
- [40] Li W, Ye J Q, Gao X, Zhang Y L, Li Y, Li H J. Integrated ecological quality assessment of the sea area adjacent to the Yellow River estuary under multiple pollutants. *Frontiers in Marine Science*, 2025, 12: 1542611.
- [41] van der Linden P, Marchini A, Smith C J, Dolbeth M, Simone L R L, Marques J C, Molozzi J, Medeiros C R, Patrício J. Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2017, 187: 62-73.
- [42] Yuan H, Zhai H J, Li Y R, Han S Q, Tian Y, Liu J H. A study on the spatiotemporal heterogeneity and driving factors of mariculture pollution in the Bohai rim region, China. *Sustainability*, 2025, 17(9): 4063.
- [43] Cummins K W, Klug M J. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1979, 10(1): 147-172.
- [44] Pan B-Z, Wang H-Z, Pusch M T, Wang H-J. Macroinvertebrate responses to regime shifts caused by eutrophication in subtropical shallow lakes. *Freshwater Science*, 2015, 34(3): 942-952.
- [45] Xiao X X, Tong Y J, Wang D L, Gong Y T, Zhou Z M, Liu Y, Huang H J, Zhang B X, Li H Z, You J. Spatial distribution of benthic toxicity and sediment-bound metals and arsenic in Guangzhou urban waterways; Influence of land use. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 439: 129634.
- [46] 覃光球, 严重玲. 滩涂底栖动物有机污染生态学研究进展. *生态学报*, 2006, 26(3): 914-922.