

基于大型底栖动物完整性指数的河湖生态系统健康评价——以安徽铜陵为例¹

苏梦^{1,2} 董伟萍¹ 赵世高^{1,2} 王青¹ 刘烨凌¹ 杨薇^{1*}

(1. 北京师范大学环境学院, 北京 100875;

2. 河北建筑工程学院市政与环境工程学院, 河北张家口 075024)

【摘要】:大型底栖动物是河湖水系生态健康的重要指示。2020年8月和11月在沿江城市铜陵市开展了典型河湖水系的大型底栖动物调查,构建了大型底栖生物完整性指数(Benthic Index of Biological Integrity, B-IBI),并进行了生态健康评估。根据铜陵市河湖生态系统43个底栖动物样点(8个参照点和35个受损点)数据,对46个候选参数进行了分布范围、判别能力和相关性分析,从中筛选出总分类单元数、腹足纲单元数、Margalef丰富度指数和撕食者单元数,构成大型底栖动物生物完整性指数的核心参数,采用比值法计算各指标的分值和评价标准。评价结果表明,铜陵河湖水系的B-IBI平均得分为1.47,整体处于亚健康状态。在43个采样点中9个处于健康状态,14个处于亚健康状态,5个处于一般状态,7个处于差状态,8个处于极差状态。研究可为沿江城市河湖水系生态健康评价和河湖管理提供科学依据。

【关键词】:大型底栖动物;B-IBI指数;生态健康评估;河湖水系;铜陵

【中图分类号】:X826 **【文献标识码】:**A **【文章编号】:**1004-8227(2023)01-0104-09

【DOI】:10.11870/cjlyzyyhj202301010

大型底栖动物是河湖生态系统重要组成部分,具有生活周期长、活动场所固定的特点,且对环境变化敏感,常用其群落结构特征来反映河湖系统健康状况^[1]。大型底栖生物完整性指数(Benthic Index of Biological Integrity, B-IBI)整合了一组能够反映生态系统结构与功能属性的底栖生物参数,为生态系统对环境压力的响应提供了重要表征^[2]。

B-IBI最早由Kearns^[3]等提出,后经美国国家环保局倡导并发展成为北美地区广泛用于水体生态系统健康评价的常用方法。我国自80年代起有学者分析大型底栖动物与河流水质等级关系^[4],自2000年以来,王备新等^[5]开展了B-IBI相关研究,并获得了众多学者关注,逐步广泛应用于辽河流域及浑太河^[6,7]、松花江流域^[2]、长江口及毗邻海域^[8]、赣江流域^[9]、漓江水系^[10]等河流水体的健康评价。利用大型底栖动物构建生物完整性指数已经成为目前河流生态系统评价中应用最为广泛的方法,科学反映了较为明显的河流健康空间差异^[11]。但目前相关研究多关注河流干流、溪流、河口等水体,对河湖水系,特别是湖泊水体的应用相对较少,主要针对我国关注度较高的白洋淀、太湖、鄱阳湖等展开。部分学者针对我国具体河湖水系建立了相应的B-IBI健

¹ **【收稿日期】:**2022-02-11; **【修回日期】:**2022-03-29

【基金项目】:国家重点研发计划项目(2017YFC0404505);国家自然科学基金面上项目(52079006)

【作者简介】:苏梦(1995~),女,硕士研究生,主要研究方向为河湖系统生态系统健康评价. E-mail: 1137642020@qq.com

【*通讯作者 E-mail】: yangwei@bnu.edu.cn

康评价体系^[12, 13, 14, 15], 揭示了不同河湖水系的状态。我国区域之间的底栖动物区系差异较大, 区域特征较为显著, 对于不同的河湖流域需要分别构建相应的评价指标体系。

长江铜陵段长 142.6 km, 过境的长江水资源丰富, 铜陵市河湖水系丰富、类型多样、面积较大, 既为铜陵地区提供丰富的水资源, 也孕育了丰富的水生生物资源。本文以铜陵市河湖水系为研究对象, 对其大型底栖生物进行了现场调查分析, 构建了河湖水系的 B-IBI 评价指标体系和健康评价标准, 揭示了铜陵市重要湖泊水系的底栖生物完整性、生态系统健康的空间特征, 直接服务铜陵市河湖水系保护修复, 并为长江大保护战略实施提供科学数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

铜陵市 ($30^{\circ} 38' N \sim 31^{\circ} 09' N$, $117^{\circ} 04' E \sim 118^{\circ} 09' E$) 位于安徽省中南部、长江下游平原与皖南山区的交接地带 (图 1), 总面积 3 008 km²。是长江三角洲中心区 27 城之一, 长江穿境而过, 长江铜陵段长 142.6 km, 境内分布有菜子湖、白荡湖、枫沙湖、陈瑶湖及顺安河、罗昌河、枞阳河、黄浒河等, 河湖水系丰富。近年来, 由于防洪除涝等原因, 河湖水系虽纵横相连, 但多受闸坝控制, 水系连通不畅, 河湖生态系统健康状况缺乏有效评估。

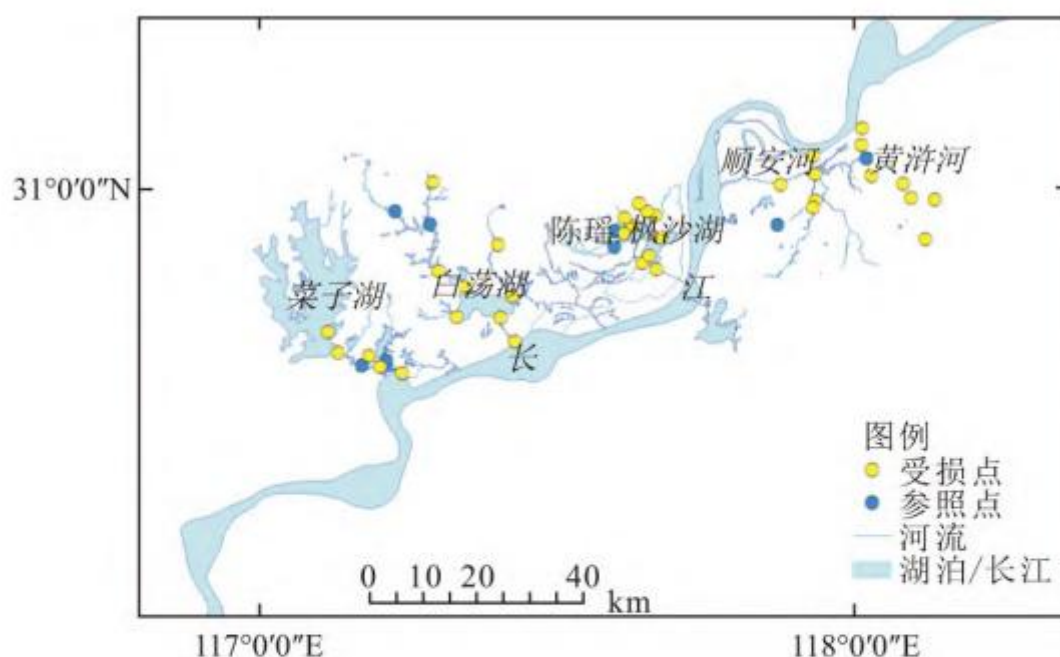


图 1 铜陵市水系大型底栖动物采样点分布图

Fig. 1 Sampling sites of macrobenthos in
Tongling river-lake system

1.2 样品采集处理与分析

2020 年 8 月和 11 月开展了大型底栖生物调查, 覆盖铜陵市主要河湖水系共布设 43 个采样点, 其中顺安河流域 6 个、陈瑶-枫沙湖流域 12 个、白荡湖流域 10 个、菜子湖流域 7 个和黄浒河流域 8 个采样点, 具体分布如图 1 所示。参照点选取遵循无干

扰点选取原则，即无明显受人类活动干扰迹象，且上、下游 5 km 之内无村庄，两侧 100 m 宽 5 km 长范围内无农田且有较好的沿岸植被带。因此，选取 S7、S9(白荡湖)、S7、S8(枫沙湖)、S3、S6(菜子湖)、S6(顺安河)和 S7(黄浒河)作为参照点；其余 35 个采样点均为受损点。

大型底栖动物样品采集及分析测定参照《湖泊富营养化调查规范》进行。利用索伯网(0.09 m², 60 目尼龙纱)进行定量采集，每个样点采集三次平行样，以减少采样的误差。将所采集到底栖动物经 40 目分样筛筛选去污染浊水后，将样品加入 10%的福尔马林固定，并放入 500ml 样本瓶中。在实验室条件下，对样品进行鉴定和分类，大多数物种鉴定到种或属。

同步监测河流流速和河湖水深，采用便携式多参数水质测量仪(YSI-Pro Plus)对溶解氧(DO)、水温、pH 进行现场测定；同时现场采集 2L 水样，在实验室测定化学需氧量(COD)、总氮(TN)和总磷(TP)。水样采集、保存和室内测定依据我国《水和废水监测分析方法》(第四版)。

1.3 数据处理

采用 Shannon-Winner 多样性指数、Simpson 优势度指数、Margalef 丰富度指数来评价大型底栖生物多样性状况，并计算了 Goodnight-Whitley 修正指数、BMWP 指数、ASPT 指数和 FBI 指数等表征水体受污染程度，计算方法如下：

$$H = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N} \right) \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad (1)$$

式中：S 为总物种数；n_i 为物种 i 的个体数；N 为总个体数。

(2) Simpson 优势度指数(D) [14]：

$$D = 1 - \sum_{i=1}^s (P_i)^2 \quad (2)$$

式中：P_i 为第 i 个分类单元的个体数占总个体数的比例。

(3) Margalef 丰富度指数(DM)^[17]：

$$D_M = \frac{S-1}{\ln N} \quad (3)$$

(4) 采用 Goodnight-Whitley 修正指数，表示寡毛类个体数占全部底栖动物的百分比，常用来指示污染状况[14]。

$$GBI = (N - N_{oli}) / N \quad (4)$$

式中：N 为总个体数；No_{li} 为样品中寡毛类个体总数。

(5) BMWP 指数[14], 用敏感物种的出现与否判断水质清洁状况。

$$BMWP = \sum_{i=1}^S t_i \quad (5)$$

式中：t_i 为科 i 的 BMWP 的分数；S 为总物种数。

(6) ASPT 指数^[14], 采用该值可降低偶见种出现对评价结果的影响。

$$ASPT = \sum_{i=1}^S t_i / n \quad (6)$$

式中：t_i 是科 i 的敏感值；n 为总的科级分类单元；S 为总物种数。

(7) FBI 指数[14], 表征大型底栖动物的耐污性。

$$FBI = \sum_{i=1}^S (n_i / N) B_i \quad (7)$$

式中：n_i 为科 i 的个体数；N 是总个体数；B_i 是科 i 的耐污值；S 为总物种数。

1.4 B-IBI 体系的构建

1.4.1 候选参数的确定

用于构建 B-IBI 体系的候选参数较多，为了准确评价铜陵市河湖水系生态系统的健康状况，参考 EPA 溪流快速生物评级协议的 B-IBI 指标体系及 Blocksom^[18]针对河流和湖泊建立的 B-IBI 指标体系，选取了物种丰富度、耐污/敏感性和功能摄食群 3 个、共计 46 个指标作为候选参数(见表 1)。

表 1 候选指标及计算方法

指标类别		候选生物指标	计算方法	指标类别	候选生物指标		计算方法		
物种丰富度	分类单元数	M1:总分类单元	样品中分类单元的种类数	耐污/敏感性	分类单元数	M27:相对耐污类群(耐污值>5)	样品中分类单元的种类数		
		M2:软体动物				M28:相对敏感类群(耐污值≤5)			
		M3:寡毛类							
		M4:摇蚊科							
		M5:昆虫(非摇蚊)							
		M6:甲壳类			相对丰度	M29:%相对耐污类群(耐污值>5)	分类个体数/总个体数		
		M7:腹足纲				M30:相对敏感类群(耐污值≤5)			
		M8:双壳类							
		M9:环节动物+摇蚊							
		M10:软体动物+摇蚊			生物指数	M31:Goodnight-Whitley(耐污值>5)	式(4) 式(5) 式(6) 式(7)		
		M11:节肢动物				M32:BMWP 指数			
M33:ASPT 指数									
						M34:FBI 指数			
物种多样性	相对丰度	M12:%优势分类单元	个体数/总个体数		功能摄食群	分类单元数		M35:收集者	样品中分类单元的种类数
		M13:%前三位优势		M36:滤食者					
		M14:%软体动物							
		M15:%寡毛类							
		M16:%摇蚊科							

		M17:%昆虫(非摇蚊)				M38:刮食者			
		M18:%甲壳类				M39:捕食者			
		M19:%腹足纲				M40:杂食者			
		M20:%双壳类							
		M21:%环节动物+摇蚊			相对丰度	M41:%收集者	分类个体数/ 总个体数		
		M22:%软体+摇蚊				M42:%滤集者			
		M23:%节肢动物				M43:%撕食者			
						M44:%刮食者			
	多样性指数	M24:Simpson 优势度指数	式(1) 式(2) 式(3)			M45:%捕食者			
		M25:Shannon-Wiener 多样性指数				M46:%杂食者			
		M26:Margalef 丰富度指数							

1.4.2 候选生物参数的筛选

(1) 分布范围分析:

通过对参照点的各生物参数值的最大值、最小值、平均值、标准差、25%分位数和 75%分位数进行分布范围分析, 筛除掉 0 值过多的候选参数和 75%分位值为 0 的参数; 随着干扰程度的增强数值减少或增大的指数若过小或过大, 说明受干扰后数值可变动范围较窄, 难以准确区分不同干扰梯度, 无法准确的反映水体受干扰程度, 予以剔除; 标准差较大的参数, 说明数值分布比较散, 波动较大, 同样不予考虑。

(2) 判别能力分析:

采用箱线图法比较参照点和受损点 25%~75%分位数范围重叠情况, 对参照点和受损点之间有较好区分能力的指标开展进一步分析。

(3)相关性分析:

对筛选后的指标分析 Spearman 相关系数, 根据其显著水平确定生物指标间信息重叠程度, 剔除信息大部分重叠的指标。

1.4.3 B-IBI 体系评价标准的建立

采用比值法统一评价量纲。对于随着干扰强度增大而数值减小的参数指标, 以所有采样点参数值的 95%分位数为最佳期望值, 指标分值=实测值(O)/最佳期望值(E);随干扰强度增大数值也增大的参数, 则以所有采样点 5%分位数的指标值为最佳期望值。指数分值=(最大值-实测值)/(最大值-最佳期望值)。以参照点 B-IBI 值分布的 25%分位数作为标准, 对于小于 25%分位数值范围四等分, 共得到 5 个范围, 以此作为 B-IBI 体系的评价标准。

2 结果与分析

2.1 大型底栖生物群落组成特征

调查获得大型底栖动物 73 种, 隶属于 3 门 6 纲(图 2)。节肢动物门种类最多, 共采集到 42 种, 其中摇蚊科幼虫共采集到 22 种, 占底栖动物总物种数的 30.14%;非摇蚊科共采集到 18 种, 占底栖动物总物种数的 24.66%;甲壳类底栖动物共采集到 2 种。其次是环节动物门, 共采集到底栖动物 19 种。其中, 寡毛纲有 14 种, 占总物种数 19.18%;蛭纲有 5 种(分属于鱼蛭科、舌蛭科和沙蛭科), 占 6.82%。软体动物门种类较少, 共 12 种, 腹足纲 8 种, 占总物种数的 11%;双壳纲有 4 种, 占 5.5%。平均每个样点采集到 1.7 种底栖动物, 其中物种丰富度最高的样点是白荡湖的 S7, 为 12 个分类单元, 物种丰富度最低的样点未采集到底栖动物。

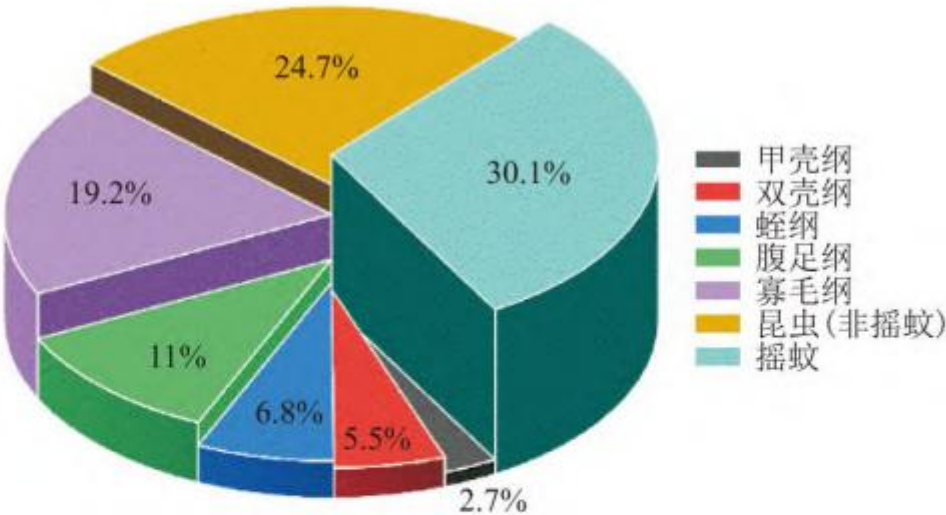


图 2 铜陵市河湖生态系统大型底栖动物物种组成

Fig. 2 Species composition of macrobenthos in Tongling river-lake ecosystems

2.2 B-IBI 指数评价体系构建

通过对 46 个大型底栖动物参数的分布范围检验表明, M6、M18 这 2 个指标的 75%分位数为 0, 说明 0 值过多, 随着干扰增强基本无法变动, 予以剔除; M2、M32 这 2 个指标标准差较大, 说明数值分布比较散, 波动较大不够稳定, 予以剔除; M5、M8、M12、M13、M14、M15、M16、M17、M19、M20、M21、M22、M23、M24、M25、M29、M30、M31、M41、M42、M43、M44、M45、M46 等 24 个数值较小指标分布范围过窄, 同样予以剔除。剔除上述指标后, 剩下 18 个。

进一步对候选参数判别能力分析表明, M3、M4、M9、M28、M33、M34、M38、M40 等 8 个指标的 IQ 值都<2, 予以剔除(见图 3)。

对剩余 10 个候选参数进一步开展相关性分析(表 2), 发现 M1 与 M10、M27、M36 高度相关, M1 为总物种数, 包含信息最为丰富, 予以保留, 剔除 M10、M27、M36。M7、M26 与其他指标的相关度均 ≤ 0.75 , 予以保留。M37 与 M11、M35、M36 高度相关, M37 为功能摄食群撕食者, 予以保留, 剔除 M11、M35、M36。M39 与 M37 高度相关, 剔除 M39。

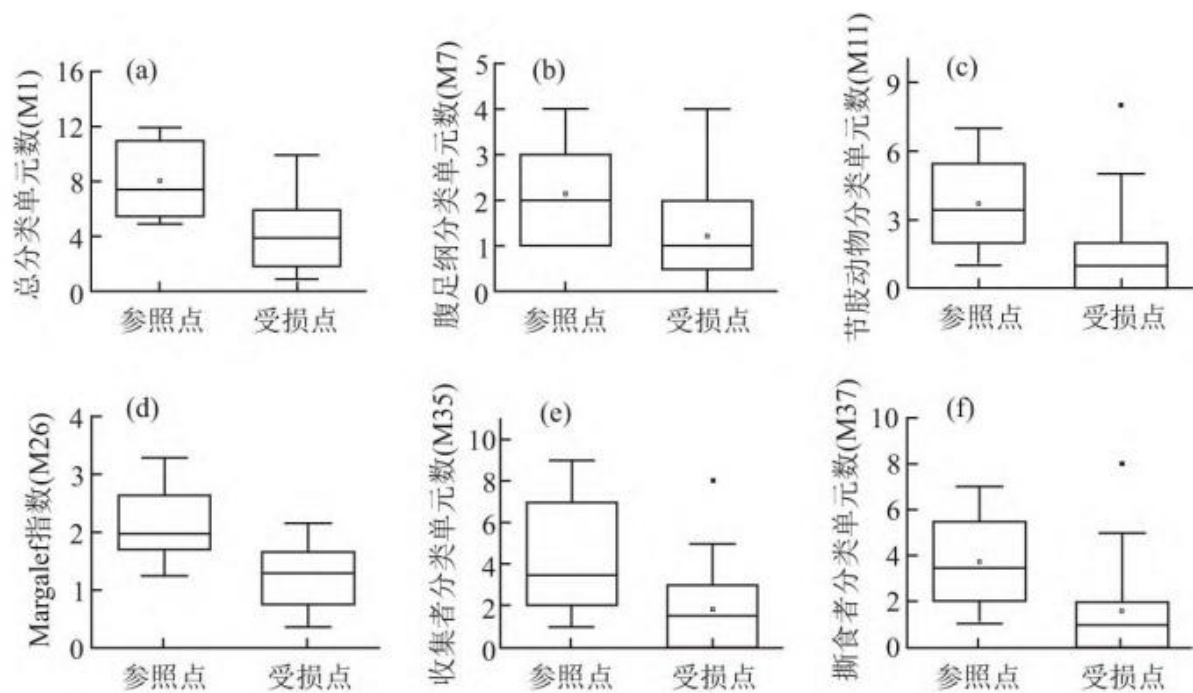


图 3 参照点与受损点生物主要参数箱式图

Fig. 3 Box plots of biological parameters of reference and impaired points

表 2 候选生物参数间的 Spearman 相关系数

参数	M1	M7	M10	M11	M26	M27	M35	M36	M37	M39
M1	1									
M7	0.56	1								
M10	0.89*	0.62	1							
M11	0.63	-0.03	0.49	1						

M26	0.74	0.29	0.59	0.74	1					
M27	0.93*	0.56	0.83*	0.62	0.67	1				
M35	0.69	-0.01	0.55	0.81*	0.61	0.69	1			
M36	0.84*	0.21	0.76*	0.83*	0.75	0.75	0.74	1		
M37	0.63	-0.03	0.49	1*	0.74	0.62	0.81*	0.83*	1	
M39	0.68	0.42	0.53	0.94*	0.73	0.67	0.75	0.81*	0.94*	1

注：*表示相关性显著， $p < 0.05$ 。

最终确定了铜陵市河湖水系 B-IBI 的核心参数由总分类单元数(M1)、腹足纲(M7)分类单元数、Margalef 丰富度指数(M26)和撕食者(M37)分类单元数构成，分别反映了分类单元数、生物多样性和功能摄食群结构。

对生物学参数进行记分的目的是统一评价量纲，采用常见的比值法和三分法两种方法确定各河湖指标的计分标准。采用上述两种方法对各采样点(参照点和受损点)进行生态系统健康评价，结果发现比值法对评价参照点和受损点的准确率分别为 87.50%和 93.75%;而三分法对评价参照点和受损点的准确率分别为 62.5%和 56.25%(见表 3)。基于此结果，我们决定采用比值法进行指标的计算和健康评价标准的建立。

根据各参数值随干扰增强的变化趋势，采用比值法计算各指标的分值(表 4)。将计算后的各参数值累加求和得到底栖动物的生物完整性指数得分，分值越高，则代表河湖健康状况越好，反之则差。根据所有参数重点值的 25%分位数作为“健康”标准，对小于 25%分位数的进行 4 等分，共分为 5 个等级，即“健康”(>1.95)、“亚健康”(1.46~1.95)、“一般”(0.98~1.46)、“差”(0.49~0.98)和“极差”(<0.49)(表 5)。

表 3 两种方法对铜陵市河湖生态系统 B-IBI 值的评价准确率

方法	参照点	受损点
比值法	87.50%	93.75%
三分法	62.50%	56.25%

表 4 比值法计算核心参数分值的公式

参数	最大值	95%分位	5%分位	分值计算公式
M1	12	11.65	5	$M1/11.65$

M7	4	3.65	1	M7/3.65
M26	2.81	3.12	1.36	M26/3.12
M37	7	6.65	1	M37/6.65

表 5 铜陵市河湖生态系统健康评价标准

健康	亚健康	一般	差	极差
$B-IBI > 1.95$	$1.46 \geq B-IBI > 1.95$	$0.98 \geq B-IBI > 1.46$	$0.49 \geq B-IBI > 0.98$	$B-IBI < 0.49$

2.3 B-IBI 评价结果

对铜陵市河湖水系生态健康进行评价，整体得分为 1.47, 处于亚健康状态，B-IBI 值最高为白荡湖 S7 为 3.09, B-IBI 值最低为菜子湖的 S5 为 0.09。分级评价结果显示铜陵市河湖水系 43 个采样点中，9 个处于健康状态，占比 20.93%; 14 个处于亚健康状态，占比 32.56%; 5 个处于一般状态，占比 11.63%; 7 个处于差状态，占比 16.28%; 8 个处于极差状态，占比 18.60%(图 4)。

按照比值法计算各参照点和受损点的指数值，进行判别能力分析(图 5), 比值法有很高的判别能力，它的 IQ 值为 3。

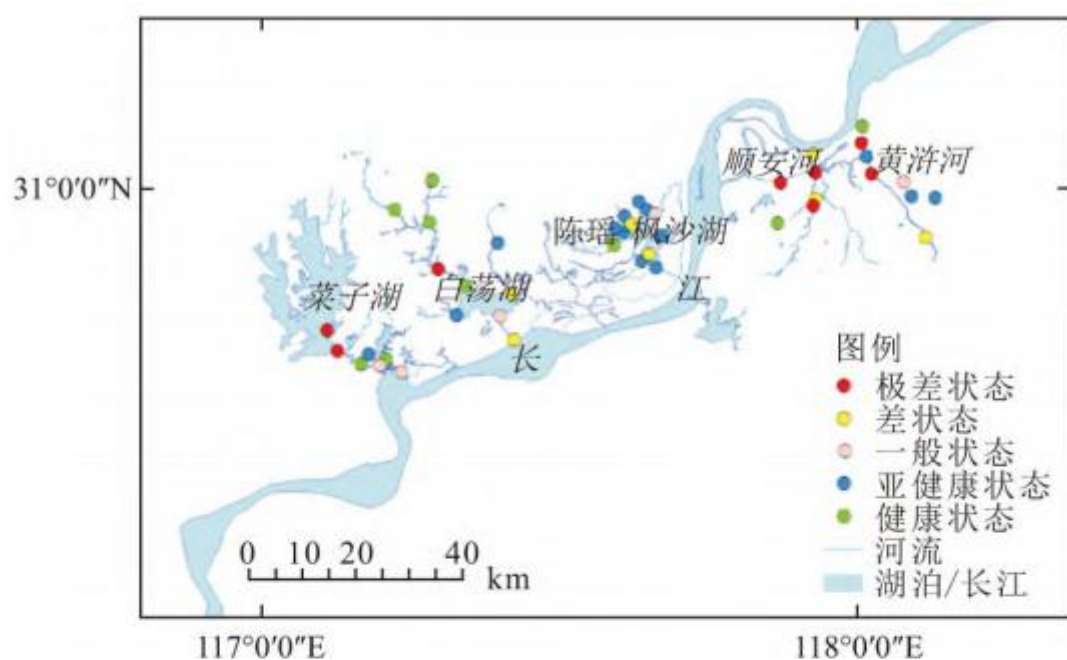


图 4 铜陵市河湖生态系统 B-IBI 评价结果

Fig. 4 B-IBI assessment of river-lake ecosystem in
Tongling City

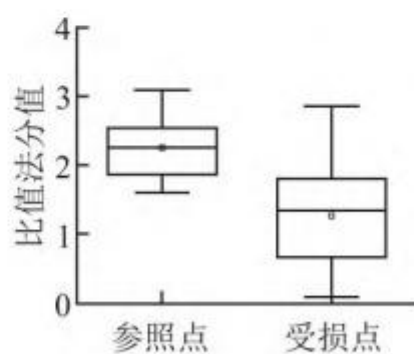


图 5 比值法所得结果的判别能力

Fig. 5 Discriminant analysis of results obtained by
ratio method

从水系看，铜陵市河湖生态系统评价结果为“健康”的点位主要分布在白荡湖区域，占全部“健康”点位的 44.44%；“亚健康”的点位主要分布在陈瑶-枫沙湖和黄浒河区域，占全部“亚健康”点位的 78.57%；“差”或“极差”的点位多数位于顺安河流域，顺安河流域 6 个点位有 2 个点位为“差”，3 个点位为“极差”。顺安河流域两岸农业种植、畜禽养殖等人类活动造成水质污染，生态退化严重，有的甚至未采集到底栖动物。

2.4 B-IBI 值与水体理化指标的相关关系

利用 B-IBI 评价河湖生态系统健康,反映的是河湖生态系统长期受不同类型人类活动干扰后的综合状况。将各位点的 B-IBI 指数与其流速、水深、pH、水温、DO、COD、TN 和 TP 等 8 项水体理化因子指标进行相关性分析(表 6)。结果显示, B-IBI 值与 DO 呈显著的正相关($p<0.01$),与 COD($p<0.01$)、TN($p<0.05$)和 TP($p<0.05$)呈显著负相关,而 B-IBI 值与流速、pH、水深和水温的相关性不显著($p>0.05$)。结果表明,随着水体污染程度的增加, B-IBI 值呈现出逐渐降低的趋势,并且与主要环境因子呈显著相关性关系,表明所构建 B-IBI 健康评价体系能够较好地反映铜陵市河湖水系健康状况。

表 6 B-IBI 值与水体理化指标的相关系数

水体指标	流速	pH	水深	水温	DO	COD	TN	TP
相关系数	0.202	-0.144	0.229	-0.023	0.632**	-0.731**	-0.576*	-0.609*

注: ** $p<0.01$, * $p<0.05$ 。

3 讨论

3.1 指标筛选合理性分析

本文筛选出 M1(总分类单元数)、M7(腹足纲物种数)、M26(Margalef 丰富度指数)和 M37(撕食者分类单元数)共 4 种生物参数。在群落结构方面, M1、M7 和 M26 能够表征大型底栖动物在河湖生态系统中的物种丰富度程度,数值越大,说明物种种类越丰富,表明河湖生态系统的健康状况越好。在功能摄食群方面,撕食者主要以各种凋落物和粗有机颗粒(粒径 $>1\text{ mm}$)为食物,能够间接反映河湖生态系统的生产力属性,同时撕食者在取食的过程中也一定程度上影响了河湖生态系统的微生境,为营造丰富的河湖生态系统的水生态环境起到了积极的作用。筛选的指标从物种群落丰富性和生物的生产力属性方面均能反映出河湖的健康状况,故选取的指标比较合理。

3.2 分值计算与评价标准的确定

用分值计算的目的是统一评价量纲,方便根据一个数值的大小进行河湖生态系统健康评价。美国 EPA 推荐的方法是比值法,但是这是假定在健康评价中每个指数所起的作用是相同的前提下进行的,事实上,每个指数在水质健康评价中的准确性和敏感性是不同的。在河湖生态系统健康评价标准的确定中,无论是利用参照点的数据还是所有样点的数据建立的评价标准,只要建立的健康评价标准是对实际情况的真实状况反映,均为可行。同时研究也表明采用比值法的结果优于三分制法和四分制法^[5]。温带地区黄山溪流^[5]、辽河流域^[6]、西苕溪^[19]、上海市河流^[20]构建的 B-IBI 健康评价均采用了比值法。本文参考指数分值计算的方法来确定 B-IBI 指数健康标准,从准确率看是可行的。

3.3 铜陵市河湖水系健康评估建议

研究发现,评估结果“健康”和“亚健康”的样点多为河岸带植被多样性高、底质多样化、栖息环境复杂性高等特性,相反,评估结果为“差”和“极差”的样点多为河岸植被裸露、栖息环境单一或被单一入侵种占据,如水葫芦等。因此,提高河湖生态系统生境多样性极为重要。可通过湖滨带或河岸带开展岸边护坡、生境修复、植被覆被等一系列生态修复措施,提升水生生物栖息生境,降低可能的面源污染,提升底栖生物功能。此外,顺安河流域受人类活动干扰堤顶道路坑洼不平,工厂排放污水未经处理^[21],因此,监督管理部门需要从污染的源头着手,建立规范的水质监测和污染监督机制,提高公众生态环保意识^[22],为河湖水系水环境改善、水生态健康监测和评估工作提供有力的支持。

4 结论

(1)通过对候选参数的分布范围、判别能力和相关性分析,明确了研究区域河湖水系的 B-IBI 生物完整性指数的核心参数构成:由总分类单元数、腹足纲物种数、Margalef 丰富度指数和撕食者分类单元数。

(2)采用比值法计算了铜陵市河湖水系 B-IBI 生物完整性指数,综合得分 1.47,整体处于亚健康状态。

(3)从铜陵市河湖生态健康状态的分布空间来看,顺安河流域健康状态普遍较差,与其人类生活、养殖及工业污水的排放等因素相关,而铜陵市湖泊处于“亚健康”及“健康”状态,不同区域宜采用针对性的治理措施与管理方法。

参考文献

- [1] 刘士龙,秦旭东,王广军,等.2017 年夏季北海市冯家江入海口红树林潮间带大型底栖动物群落结构及多样性[J].湿地科学,2019,17(3):352-358. LIU S L, QIN X D, WANG G J, et al. Structure and diversity of macrozoobenthic communities in intertidal zone with mangrove forest in Fengjiajiang Estuary, Beihai City in summer in 2017[J]. Wetland Science, 2019, 17(3):352-358.
- [2] 王瑜,李黎,林岿璇,等.松花江流域大型底栖动物生物完整性指数构建及其适用性[J].中国环境监测,2019,35(4):20-30. WANG Y, LI L, LIN K X, et al. Development and applicability analysis of benthic-macroinvertebrate index of biotic integrity in the Songhua River Basin[J]. Environmental Monitoring in China, 2019, 35(4):20-30.
- [3] KERANS B L, KARR J R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley[J]. Ecological Applications, 1994, 4(4):768-785.
- [4] 任淑智. 京津及邻近地区底栖动物群落特征与水质等级[J]. 生态学报, 1991, 11(3):262-268. REN S Z. The characteristics of benthic macroinvertebrate community and water quality in Beijing-Tianjin area[J]. Acta Ecologica Sinica, 1991, 11(3):262-268.
- [5] 王备新,杨莲芳,胡本进,等.应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康[J].生态学报,2005,25(6):1481-1490. WANG B X, YANG L F, HU B J, et al. A preliminary study on the assessment of stream ecosystem health in south of Anhui Province using Benthic-Index of Biotic Integrity[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(6):1481-1490.
- [6] 张远,徐成斌,马溪平,等.辽河流域河流底栖动物完整性评价指标与标准[J].环境科学学报,2007,27(6):919-927. ZHANG Y, XU C B, MA X P, et al. Biotic integrity index and criteria of benthic organisms in Liao River Basin[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2007, 27(6):919-927.
- [7] 张宇航,渠晓东,王少明,等.浑河流域底栖动物生物完整性指数构建与健康评价[J].长江流域资源与环境,2020,29(6):1374-1386. ZHANG Y H, QU X D, WANG S M, et al. River health assessment of Hun River Basin based on benthic index of biological integrity[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2020, 29(6):1374-1386.
- [8] 周晓蔚,王丽萍,郑丙辉,等.基于底栖动物完整性指数的河口健康评价[J].环境科学,2009,30(1):242-247. ZHOU X W, WANG L P, ZHENG B H, et al. Estuary health assessment using a benthic-index of biotic integrity in Yangtze Estuary and its adjacent waters[J]. Environmental Science, 2009, 30(1):242-247.

-
- [9] 黄彬彬, 李光锦, 丰茂成, 等. 基于底栖动物生物完整性指数的赣江干流健康评价[J]. 水资源与水工程学报, 2020, 31(5):30-36, 41. HUANG B B, LI G J, FENG M C, et al. Health assessment of Ganjiang River mainstream based on B-IBI[J]. Journal of Water Resources and Water Engineering, 2020, 31(5):30-36, 41.
- [10] 曹艳霞, 张杰, 蔡德所, 等. 应用底栖无脊椎动物完整性指数评价漓江水系健康状况[J]. 水资源保护, 2010, 26(2):13-17, 23. CAO Y X, ZHANG J, CAI D S, et al. Lijiang River health assessment using a benthos index of biotic integrity for invertebrate[J]. Water Resources Protection, 2010, 26(2):13-17, 23.
- [11] 陈凯, 陈求稳, 于海燕, 等. 应用生物完整性指数评价我国河流的生态健康[J]. 中国环境科学, 2018, 38(4):1589-1600. CHEN K, CHEN Q W, YU H Y, et al. Methods and prospects of index of biological integrity used for China river ecological health assessment[J]. China Environmental Science, 2018, 38(4):1589-1600.
- [12] 徐梦佳, 朱晓霞, 赵彦伟, 等. 基于底栖动物完整性指数(B-IBI)的白洋淀湿地健康评价[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(9):1808-1814. XU M J, ZHU X X, ZHAO Y W, et al. Health assessment of Baiyangdian Wetland based on B-IBI index[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(9):1808-1814.
- [13] 蔡琨, 张杰, 徐兆安, 等. 应用底栖动物完整性指数评价太湖生态健康[J]. 湖泊科学, 2014, 26(1):74-82. CAI K, ZHANG J, XU Z A, et al. Application of a benthic index of biotic integrity for the ecosystem health assessment of Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(1):74-82.
- [14] 雷呈. 鄱阳湖丰水期大型底栖动物群落结构及完整性评价[M]. 江西师范大学硕士学位论文, 2020. LEI C. Macroinvertebrate community structure and health assessment based on the benthic index of biological integrity in Poyang Lake during flood period[M]. Nanchang: Jiangxi Normal University, Master's thesis, 2020.
- [15] 吴俊燕, 赵永晶, 王洪铸, 等. 基于底栖动物生物完整性的武汉市湖泊生态系统健康评价[J]. 水生态学杂志, 2021, 42(5):52-61. WU J Y, ZHAO Y J, WANG H Z, et al. Ecosystem health assessment of lakes in Wuhan based on macrobenthos biological integrity[J]. Journal of Hydroecology, 2021, 42(5):52-61.
- [16] 林青, 由文辉, 徐凤洁, 等. 滴水湖浮游动物群落结构及其与环境因子的关系[J]. 生态学报, 2014, 34(23):6918-6929. LIN Q, YOU W H, XU F J, et al. Zooplankton community structure and its relationship with environmental factors in Dishui Lake[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(23):6918-6929.
- [17] 贾喆亭, 杨九艳, 孙艳霞, 等. 阿拉善高原珍珠猪毛菜群落物种多样性及与环境因子的相关性[J]. 中国草地学报, 2021, 43(6):1-9. JIA Z T, YANG J Y, SUN Y X, et al. Analysis of species diversity and regulation factors of *Salsola passerina* community in Alxa Plateau[J]. Chinese Journal of Grassland, 2021, 43(6):1-9.
- [18] BLOCKSOM K A, KURTENBACH J P, KLEMM D J, et al. Development and evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2002, 77(3):311-333.
- [19] 李强, 杨莲芳, 吴璟, 等. 底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康[J]. 环境科学, 2007, 28(9):2141-2147. LI Q, YANG L F, WU J, et al. Stream health assessment using a benthic-index of biotic integrity in Xitiao Stream, Zhejiang Province, China[J]. Environmental Science, 2007, 28(9):2141-2147.

[20] 熊春晖, 张瑞雷, 徐玉萍, 等. 应用底栖动物完整性指数评价上海市河流健康[J]. 湖泊科学, 2015, 27(6):1067-1078. XIONG C H, ZHANG R L, XU Y P, et al. Health assessment on rivers in Shanghai City using benthic index of biotic integrity[J]. Journal of Lake Sciences, 2015, 27(6):1067-1078.

[21] 陈志龙. 铜陵市顺安河示范河湖建设浅析[J]. 江淮水利科技, 2020(6):16-17. CHEN Z L. Analysis on the construction of Shun ' an River demonstration river in Tongling City[J]. Jianghuai Water Resources Science and Technology, 2020(6):16-17.

[22] 张雷雷, 许来斌. 铜陵市河湖管理范围划定工作的思考[J]. 山西水利科技, 2021(4):66-69. ZHANG L L, XU L B. Thinking for delimiting management domain of river and lake in Tongling City[J]. Shanxi Hydrotechnics, 2021(4):66-69.