

DOI: 10.5846/stxb201806041248

游清徽, 刘玲玲, 方娜, 阳文静, 张华, 李菊媛, 吴燕平, 齐述华. 基于大型底栖无脊椎动物完整性指数的鄱阳湖湿地生态健康评价. 生态学报, 2019, 39(18): - .

You Q H, Liu L L, Fang N, Yang W J, Zhang H, Li J Y, Wu Y P, Qi S H. Assessing ecological health of Poyang Lake wetland, using benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity (B-IBI). Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(18): - .

基于大型底栖无脊椎动物完整性指数的鄱阳湖湿地生态健康评价

游清徽¹, 刘玲玲^{2,3}, 方娜^{2,3}, 阳文静^{2,3,4,*}, 张华^{2,3,4}, 李菊媛^{2,3}, 吴燕平^{2,3}, 齐述华^{2,3,4}

1 江西师范大学生命科学学院, 南昌 330022

2 江西师范大学鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室, 南昌 330022

3 江西师范大学地理与环境学院, 南昌 330022

4 江西省鄱阳湖综合治理与资源开发重点实验室, 南昌 330022

摘要: 湿地生态健康评价对于掌握湿地的健康状况、理解人类活动干扰对其影响及实施生态预警等具有重要意义。鄱阳湖对于维持其流域甚至长江中下游的生态平衡十分重要, 目前尚未建立起其较完善的生态健康评价指标体系。大型底栖无脊椎动物完整性指数(benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity, B-IBI)是广泛应用的湿地生态健康评价方法。本文基于 30 个采样点(7 个参照点, 23 个受损点)的大型底栖无脊椎动物采样数据, 构建鄱阳湖湿地的 B-IBI 指数, 采用自然断点法划分非常健康、健康、一般、差和极差 5 个健康等级标准, 据此评价湿地生态健康状况。研究表明: (1) 基于 B-IBI 指数的鄱阳湖湿地生态健康评价结果为一般; (2) 就采样点 B-IBI 分值而言, 呈现出西部健康状况优于东部的格局, 其中国家级自然保护区内状况较好, 而工业区、城镇、农田及河流入湖口附近状况较差; (3) B-IBI 指数与前期构建的景观发展强度指数(LDI)、栖息地环境质量指数(QHEI)以及植被完整性指数(V-IBI)具有显著相关性, 表明基于不同指数的评价结果较为一致。本研究构建的 B-IBI 指数能为鄱阳湖湿地的生态健康评价和监测提供重要方法。

关键词: 大型底栖无脊椎动物完整性指数; 健康评价; 鄱阳湖; 湿地

Assessing ecological health of Poyang Lake wetland, using benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity (B-IBI)

YOU Qinghui¹, LIU Lingling^{2,3}, FANG Na^{2,3}, YANG Wenjing^{2,3,4,*}, ZHANG Hua^{2,3,4}, LI Juyuan¹, WU Yangping^{2,3}, QI Shuhua^{2,3,4}

1 College of Life Science, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China

2 Key Laboratory of Poyang Lake Wetland and Watershed Research (Jiangxi Normal University), Ministry of Education, Nanchang 330022, China

3 School of Geography and Environment, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022, China

4 Jiangxi Provincial Key Laboratory of Poyang Lake Comprehensive Management and Resources Exploitation, Jiangxi Normal of University, Nanchang 330022, China

Abstract: Assessing the status of wetland health can provide critical information for the protection and management of

基金项目: 国家自然科学基金项目(41561097); 江西省重大生态安全问题监控协同创新中心建设经费(JXS-EW-00); 江西省自然科学基金项目(20142BAB213023); 江西省教育厅科学研究项目(GJJ170199, GJJ150334); 鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室开放基金项目(PK2017004)

收稿日期: 2018-06-04; 网络出版日期: 2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yangwenjing@jxnu.edu.cn

wetland ecosystems. The benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity (B-IBI), is a comprehensive method for assessing the ecological health of wetlands. Benthic macroinvertebrates are the most widely used biological indicators owing to their distinct advantages for freshwater biomonitoring, including bottom-dwelling habits, their relatively immobile nature, and huge species diversity. In this study, we aim to develop a benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity (B-IBI) to assess the health condition of Poyang Lake wetland. Field surveys of 30 sampling sites were conducted in the autumn of 2015. We collected data covering benthic macroinvertebrate species identity, abundance, water quality parameters, soil properties, and land use surrounding the sampling sites. We tested 49 candidate metrics with respect to the diversity, structure, and disturbance tolerance of benthic macroinvertebrate communities, for their discriminatory ability between the least disturbed and impaired sites. Five metrics were finally selected as the B-IBI metrics: number of taxa, number of Ephemeroptera, Trichoptera, and Odonata (ETO) taxa, Simpson's diversity index, number of Diptera individuals, and number of predator taxa. Values of these metrics were scaled between 0 and 1. The B-IBI score of a sampling site was calculated as the sum of the scaled values of each individual metric. B-IBI scores were judged as five categories: excellent, good, fair, poor, and very poor. The results showed that four sites were rated as excellent ($3.75 \leq \text{B-IBI}$); six were good ($2.51 \leq \text{B-IBI} \leq 3.74$); two were fair ($1.92 \leq \text{B-IBI} \leq 2.50$); eight were poor ($1.02 \leq \text{B-IBI} \leq 1.91$); and ten were very poor ($\text{B-IBI} \leq 1.01$). Sampling sites rated as excellent and good were mostly located in western sections, especially within the national nature reserves, while those rated as poor and very poor were mostly located in northern, eastern, and southern sections, where wetland health was impaired by dense population and intensive agriculture practices. Wetland areas where rivers discharge into Poyang Lake were generally rated as poor, suggesting that pollutants brought in by rivers have negative impacts on wetland health. B-IBI assessment was significantly correlated with values generated from other methods (Pearson's r ranging between 0.43 and 0.57, $P < 0.05$), including the index of landscape development intensity (LDI), the qualitative habitat evaluation index (QHEI), and the vegetation-based IBI (V-IBI), suggesting that the results of these methods are generally consistent but not identical. Using multiple methods may generate more comprehensive results for the assessment of the wetland health status of Poyang Lake.

Key Words: benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity (B-IBI); health assessment; Poyang Lake; wetland

湿地是陆生生态系统和水生生态系统之间的过渡地带,在涵养水源、蓄洪防旱、净化水质、控制污染等方面发挥着重要作用^[1-2]。然而,现代社会各种类型的人类活动对湿地生态系统造成严重干扰,出现湿地面积缩减、水质恶化、生物多样性降低等生态问题,影响人类自身的健康和发展^[3-4]。生态系统健康是指一个生态系统所具有的稳定性和持续性,即在时间上具有维持其组织结构、自我调节和对胁迫的恢复能力^[5]。湿地生态系统健康评价,可以为湿地的管理、保护、利用提供科学依据^[6-8]。

鄱阳湖湿地是中国第一大淡水湖,是被列入《湿地公约》的国际重要湿地^[9],在调蓄洪水、控制水土侵蚀和改善区域环境方面具有重要的生态功能^[10],其生态健康对于该区域的经济、社会、生态可持续发展以及长江中下游的生态安全具有重要意义^[11]。鄱阳湖也是全球生物多样性保护的关键区域之一,是越冬候鸟的重要栖息地^[12]。然而,过去 20 年间,鄱阳湖水位年际和年内变化加剧,造成湿地洲滩退化明显^[13],加上人类活动的干扰,如拦湖养殖、湖底采砂和城镇建设,鄱阳湖湿地面临着湖泊数量减少、面积萎缩、湿地植被退化、生物多样性降低的风险^[9]。对鄱阳湖湿地的生态健康状况进行评估和监测能为湿地管理和保护政策的制定提供科学依据。目前,有关鄱阳湖湿地生态健康评价的研究很少,且大多基于土地利用和社会经济指标^[14-16]。徐丽婷等利用湿地植物为指示生物,构建了鄱阳湖湿地的植被完整性指数(vegetation-based index of biotic integrity, V-IBI)^[17],初步评价了鄱阳湖湿地的生态健康状况。

生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)是广泛应用的湿地生态健康评价方法^[18],也是北美湿地生态监测的常用方法^[19]。与其他湿地健康评价方法相比^[20-21],IBI 方法基于大量野外调查获取的生物群落和环

境数据进行健康评价,其评价结果通常更准确可靠、且直观易懂^[4,22]。该指数最早由美国学者 Karr 提出,他利用鱼类作为指示生物来评价溪流的生物完整性^[23-24]。从那以后,生物完整性指数逐渐发展为湿地生态系统健康评价中的常用方法,指示生物也扩展到其他生物类群,包括两栖动物、大型底栖无脊椎动物、鸟类、藻类和植物等^[25-29]。

以往研究表明,基于多个生物类群的生态健康评价结果要比基于单个生物类群更加客观可靠^[17,30]。大型底栖无脊椎动物栖息于水底,与水体和底层沉积物密切接触,对局部污染高度敏感,且其活动范围较小,便于追踪污染来源,是良好的生境质量指示生物^[31-32]。本研究旨在构建鄱阳湖湿地大型底栖无脊椎动物完整性指数(benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity, B-IBI),评价湿地生态健康状况,并与 V-IBI 指数的评价结果进行比较,相互印证。

1 研究区概况

鄱阳湖位于江西省北部,长江中下游南岸,地理坐标为 $115^{\circ}49'—116^{\circ}46'$, $28^{\circ}11'—29^{\circ}51'$,上承赣江、抚河、信江、饶河、修水等五河来水,下通长江。鄱阳湖区域属亚热带湿润性季风型气候,年降水量为 1350—1900 mm。在亚热带季风气候和独特的地形地貌影响下,鄱阳湖具有“高水是湖,低水似河、洪水一片,枯水一线”的独特湿地景观,湿地面积约 4000 km^2 ^[33]。近年来,受人类活动和气候变化的共同影响,鄱阳湖湿地出现枯水期提前和水位偏低、水质下降、水鸟栖息地质量下降等问题,导致其生态系统服务功能降低^[34]。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

本研究在鄱阳湖湿地随机设置了 30 个采样点(图 1),开展野外调查和采样。现场记录采样点周边人类活动干扰状况及土地利用状况,利用便携式多参数水质仪(YSI6600)测定采样点水体的水温(T)、浊度(Tur)、溶解氧(DO)、电导率(Cond)、pH 值和叶绿素 a(Chl a)等理化指标,每个参数测量 3 次取平均值。每个采样点平行采集 3 份 250 mL 的水样,用冷藏保温箱保存后带回实验室,参照《水和废水监测方法》(第 4 版)的标准^[35],测定可溶性总氮(DTN)、可溶性总磷(DTP)、氨态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^+\text{-N}$)、亚硝态氮($\text{NO}_2^+\text{-N}$)等指标。

根据已有的对于鄱阳湖大型底栖无脊椎动物周年监测的结果,不同季节物种数无明显差异,各类群物种数变化也比较小,但平均密度存在明显变化,以秋季最高^[36]。因此,本研究选择在 2015 年 9—10 月进行野外调查和采样。采用 D 型捕捞网(直径 30 cm,深 16 cm,网眼直径 0.5 mm)定量采集每个采样点水—沉积物界面的底栖大型无脊椎动物,采样区域水深 5 cm 到 1.25 m 之间。有研究表明,底栖无脊椎动物群落组成与水生植被类型密切相关^[37-38]。因此,本研究通过目视估算采样点主要水生植被类型的覆盖比例,据此确定不同区域的捞网次数,使不同植被类型区域的采集强度一致。每个采样点采集 3 份样品,用水反复清洗、除去沉积物后,剩余物装入 500 mL 防漏塑料瓶中,并加入 95% 乙醇

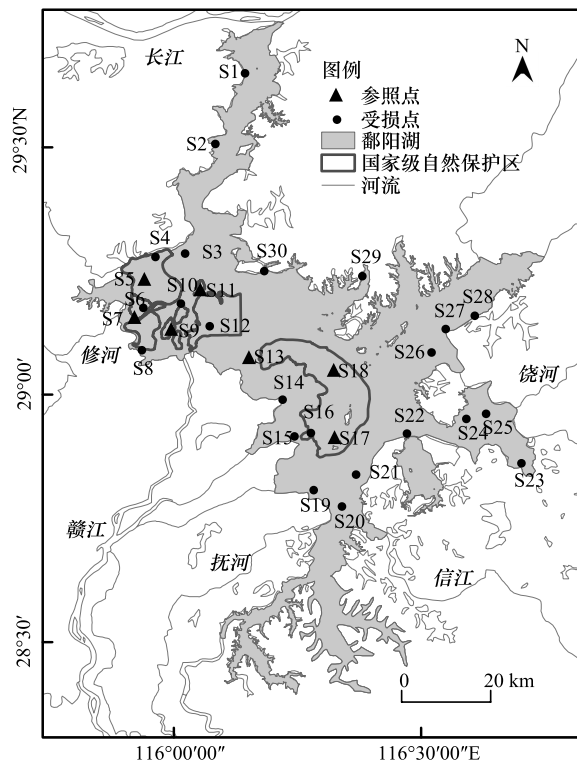


图 1 鄱阳湖湿地采样点分布图

Fig.1 Locations of sampling sites in Poyang Lake wetland

保存。在实验室,将底栖动物样品倒入底部印有 5 cm×5 cm 网格线的白色搪瓷盘中进行人工挑拣取样,转入 20 mL 的玻璃瓶中。为了确保每个样本的取样强度一致,取样时间严格控制在 30 min(即 1 人/30 min,2 人/15 min,3 人/10 min,以此类推)。取样时,挑完某一网格中所有样品,做到没有遗漏,方可转移至下一网格。在解剖镜或光学显微镜下观察底栖无脊椎动物样品,尽可能鉴定到最低分类单元(通常是种或属)。所有样品均在鉴定后进行计数和记录。

2.2 研究方法

2.2.1 参照点的选择

参照点指未受人类活动干扰或受干扰极小的采样点,代表湿地最原始、最自然的状态;受损点指受不同程度人类活动干扰的采样点^[39]。设置参照点可以为评价湿地受损及其生物群落改变程度提供基准。由于鄱阳湖几乎不存在未受人类干扰的区域,本研究参照其他湿地参照点的选择标准^[40-41],结合鄱阳湖湿地的实际情况,从土地利用、水质状况、栖息地环境质量(qualitative habitat evaluation index, QHEI)^[17]和人类活动干扰等 4 个方面设定参照点(表 1),反映鄱阳湖湿地不同类型和不同尺度的人类活动干扰状况。

表 1 参照点的选择标准

Table 1 Selection criteria for reference sites

指标 Index	参照点选择标准 Reference point selection criteria
土地利用状况 Land use	500 m 内无农业用地、居民点、公路及堤坝
水质状况 Water quality	DTP < 0.02 mg/L, DTN < 1.2 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ < 0.4 mg/L, DO > 4.5 mg/L, Cond < 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$
栖息地环境质量 QHEI	QHEI > 60
人类活动干扰 Human disturbance	无人类活动或极少人类活动

2.2.2 参数指标体系的构建

根据相关文献^[40,42],结合鄱阳湖湿地大型底栖无脊椎动物群落的实际状况^[43],本研究选择了丰富度和组成、多样性、丰度、耐污能力、功能摄食类群 5 种类型共 49 个候选参数用于构建鄱阳湖湿地 B-IBI 指数(表 2)。

候选参数依次进行以下筛选,(1)判别能力分析:利用箱线图判别参数数值在参照点和受损点的 25%—75%分位数范围内(interquartile range, 即箱体 IQ)的重叠情况, $\text{IQ} \geq 2$ 的参数通过判别能力分析。(2) t 检验:对于 $\text{IQ} \geq 2$ 的参数,将参照点和受损点的参数数值进行韦尔奇双样本 t 检验,筛选差别具有显著意义($P < 0.05$)的参数^[44]。(3)相关性分析:对差别具有显著意义参数进行相关性分析,由于大多数候选参数不是正态分布,本研究采用 Spearman 相关系数判断两个候选参数之间的相关性, $|r| > 0.75$ 的参数被认为信息重叠度高,存在冗余^[42],在分析各类型内以及各类型间候选参数相关性的基础上,确定核心参数。

2.2.3 B-IBI 分值计算与评价标准的建立

筛选出的 B-IBI 核心参数在量纲上不一致,需要加以统一。本研究应用比值法统一参数量纲,对数值随干扰增强而减小的参数,以参照点 95%分位数作为最佳期望值(无干扰或干扰极少状态下的值),受损点 5%分位数设置为阈值(最强干扰状态下的值),参数赋值为:(实际值-阈值)/(最佳期望值-阈值)^[29]。对数值随干扰增强而增大的参数,以参照点 5%分位数作为最佳期望值,受损点 95%分位数作为阈值,参数赋值为:(阈值-实际值)/(阈值-最佳期望值)^[40]。统一量纲后的参数数值介于 0—1 之间,小于 0 的记为 0,大于 1 的记为 1。所有参数之和为该采样点的 B-IBI 分值^[42]。本研究采用自然断点法将 B-IBI 分值划分为非常健康、健康、一般、差和极差 5 个健康等级标准,据此评价湿地健康状况^[44-45]。

2.2.4 B-IBI 与 LDI、QHEI 和 V-IBI 指数的比较

将本研究获得的 B-IBI 指数与前期研究构建的鄱阳湖湿地景观开发强度指数(landscape development intensity index, LDI)、栖息地环境质量指数(QHEI)以及植被完整性指数(vegetation-based index of biological integrity, V-IBI)指数^[17]进行 Pearson 相关性分析,判断 B-IBI 指数与这些方法的评价结果是否一致。

表 2 构建 B-IBI 指标体系的候选生物参数

Table 2 Candidate metrics for B-IBI	
候选参数及分类 Metrics and groups	
丰富度和组成 Richness and composition	
总分类单元数(M1, ↓, 3)	水生昆虫分类单元数(M2, ↓, 3)
EPT 分类单元数(M3, ↓, 0)	摇蚊分类单元数(M4, ↓, 3)
甲壳动物分类单元数(M5, ↓, 0)	软体动物分类单元数(M6, ↑, 0)
甲壳动物+软体动物分类单元数(M7, ↑, 0)	双翅目分类单元数(M8, ↓, 3)
腹足纲分类单元数(M9, ↑, 0)	ETO 分类单元数(M10, ↓, 3)
多样性 Diversity	
Shannon-Wiener 多样性指数(M11, ↓, 3)	Goodnight-Whitley 指数(M12, ↓, 0)
Simpson 多样性指数(M13, ↓, 2)	
丰度 Abundance	
摇蚊个体数(M14, ↓, 3)	蜉蝣动物个体数(M15, ↓, 0)
寡毛纲个体数(M16, ↓, 0)	双翅目个体数(M17, ↓, 3)
优势分类单元个体百分比(M18, ↓, 0)	前 3 位优势分类单元个体相对丰度(M19, ↑, 2)
甲壳动物+软体动物相对丰度(M20, ↑, 3)	腹足纲个体相对丰度(M21, ↑, 0)
摇蚊个体百分比(M22, ↓, 2)	双翅目个体百分比(M23, ↓, 3)
寡毛纲个体百分比(M24, ↓, 0)	软体动物个体百分比(M25, ↓, 0)
腹足纲个体百分比(M26, ↑, 0)	非昆虫个体百分比(M27, ↑, 3)
寡毛纲和水蛭个体百分比(M28, ↓, 0)	
耐污能力 Pollution tolerance	
敏感类群分类单元数(M29, ↓, 0)	耐污类群分类单元数(M30, ↓, 3)
兼性类群分类单元数(M31, ↓, 0)	敏感类群分类单元百分比(M32, ↓, 0)
耐污类群分类单元百分比(M33, ↓, 1)	兼性类群分类单元百分比(M34, ↑, 2)
敏感类群个体百分比(M35, ↓, 0)	耐污类群个体百分比(M36, ↓, 0)
兼性类群个体百分比(M37, ↑, 0)	BMWP 指数(M38, ↓, 1)
BI 指数(M39, ↓, 0)	
功能摄食群 Functional feeding groups	
撕食者个体百分比(M40, ↑, 1)	刮食者个体百分比(M41, ↑, 0)
滤食者个体百分比(M42, ↓, 2)	集食者个体百分比(M43, ↓, 2)
捕食者个体百分比(M44, ↓, 3)	撕食者分类单元数(M45, ↓, 0)
刮食者分类单元数(M46, ↑, 0)	滤食者分类单元数(M47, ↓, 3)
集食者分类单元数(M48, ↓, 1)	捕食者分类单元数(M49, ↓, 3)

百分比指标是基于每个采样点各物种总数加以计算;↓是指与干扰强度负相关;↑是指与干扰强度正相关;数值 0—3 是箱体 IQ 值;EPT 分类单元数为蜉蝣目(Ephemeroptera)+襁翅目(Plecoptera)+毛翅目(Trichoptera)分类单元数之和;ETO 分类单元数为蜉蝣目(Ephemeroptera)+毛翅目(Trichoptera)+蜻蜓目(Odonata)分类单元数之和;BMWP 指数为 Biological Monitoring Working Party score;BI 指数为 Biotic Index

3 研究结果

3.1 参照点及大型底栖无脊椎动物采集

根据表 1 筛选出 7 个参照点(图 1),其中 S17 和 S18 位于鄱阳湖南矶湿地国家级自然保护区内,S5、S7、S9 和 S11 位于鄱阳湖候鸟国家级自然保护区内,S13 位于鄱阳湖西汉,三面环水。这 7 个采样点周边人类活动相对较少,周边土地利用类型以自然湿地为主,无明显污染源。

在研究区内共采到大型底栖无脊椎动物 55 种,隶属于 3 门 5 纲 12 目 26 科 41 属。其中节肢动物门 2 纲 8 目 18 科 30 属 42 种,占总种数的 76.4%;软体动物门 2 纲 3 目 7 科 9 属 11 种,占总种数的 20.0%;环节动物门 1 纲 1 目 1 科 2 属 2 种,占总种数的 3.6%。空间分布上占优势(采样点数≥10)的种包括铜锈环棱螺(*Bellamya aeruginosa* Reeve)、长角涵螺(*Alocinma longicornis* Benson)、纹沼螺(*Parafossarulus striatulus*

Benson)、大沼螺(*Parafossarulus eximius* Frauenfeld)、日本沼虾(*Macrobrachium nipponense* De Haan)、秀丽白虾(*Exopalaemon modestus* Heller)以及细足米虾(*Caridina nilotica gracilipes* De Man)。物种数最高(17种)的采样点为 S11,物种数最低(4种)的采样点有两个,分别为 S23 和 S24。

3.3 B-IBI 参数

根据箱线图的判别标准,在 49 个候选参数中,28 个参数 $IQ < 2$ (表 2),予以剔除。 $IQ \geq 2$ 的 21 个候选参数进入 t 检验,根据参照点和受损点的参数数值差别具有显著意义($P < 0.05$)的标准筛选出 10 个候选参数,其中属于丰富度和组成的有 M1、M2、M4、M8、M10,属于多样性类型的有 M11 和 M13,属于丰度类型的只有 M17,属于功能摄食类群的是 M44、M49,没有耐污能力类型的参数。这 10 个候选参数的在参照点和受损点的箱线图见图 2, Spearman 相关性检验结果见表 3。

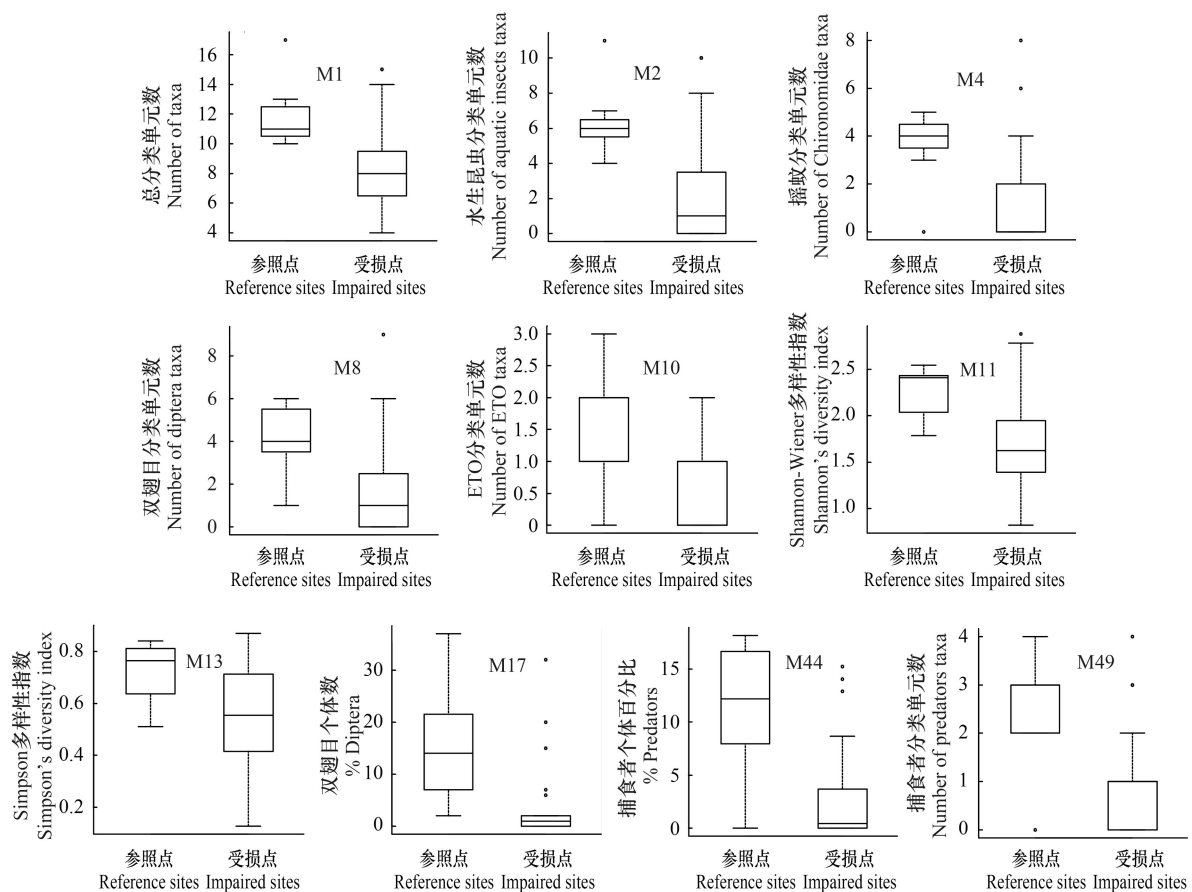


图 2 $IQ \geq 2$ 的 10 个候选生物参数在参照点和受损点的箱线图

Fig.2 Box-plots of 10 candidate metrics with interquartile range (IQ) values ≥ 2 between reference and impaired sites

从表 3 可以看出, M10 与其他候选参数相关性不显著($|r| \leq 0.75$), 被确定为第一个核心参数。M17 是丰度类型中唯一通过 t 检验的候选参数, 被确定第二个核心参数。M17 与丰富度和组成类型中的 M2、M4、M8 之间显著相关($|r| > 0.75$), 与 M1 相关性不显著($|r| \leq 0.75$), 因此剔除 M2、M4、M8; M1 与 M11 以外其他参数相关性不显著($|r| \leq 0.75$), 因此剔除 M11, 确定 M1 为第三个核心参数。多样性类型中唯一保留的 M13 与除 M11 外的其他候选参数相关性不显著($|r| \leq 0.75$) 因此被确定为第四个核心参数。功能摄食类群的 M44 和 M49 两个参数之间显著相关($|r| > 0.75$), 但与已经确定的四个核心参数相关性不显著($|r| \leq 0.75$), 因此保留与 M1、M10、M13、M17 相关性更低的 M49 作为核心参数。M1(总分类单元数)、M10(ETO 分类单元数)、M13(Simpson 多样性指数)、M17(双翅目个体数)、M49(捕食者分类单元数)这 5 个核心参数之间的相关性都不高($|r| \leq 0.75$), 最终以它们构建鄱阳湖湿地 B-IBI 指标体系。

3.4 B-IBI 分值与健康评价

鄱阳湖湿地 B-IBI 分值介于 0.42—4.63 之间,平均值为 2.06,最高值在 S15,最低值在 S28。采用自然断点法将其分为五个等级,B-IBI 指标体系的评价标准见表 4。所有采样点中,4 个为非常健康,6 个为健康,2 个为一般,8 个为差,10 个为极差,总体呈现一般的健康状态。鄱阳湖湿地生态健康状况在空间分布上呈现出西部优于东部、北部优于南部的格局(图 3a)。B-IBI 分值的箱线图表明 B-IBI 指标体系对鄱阳湖湿地生态健康评价具有高判别能力($IQ = 3$),能够显著判别参照点和受损点的健康状况(图 3b)。

表 3 10 个候选参数的 Spearman 相关系数

Table 3 Pairwise correlation coefficients for ten candidate biological metrics										
参数 Metrics	M1	M2	M4	M8	M10	M11	M13	M17	M44	M49
M2	0.78	1.00								
M4	0.71	0.84	1.00							
M8	0.79	0.90	0.96	1.00						
M10	0.60	0.71	0.45	0.52	1.00					
M11	0.79	0.78	0.72	0.75	0.66	1.00				
M13	0.64	0.68	0.61	0.61	0.56	0.96	1.00			
M17	0.74	0.87	0.92	0.97	0.51	0.70	0.55	1.00		
M44	0.54	0.77	0.48	0.54	0.73	0.68	0.61	0.56	1.00	
M49	0.52	0.77	0.42	0.50	0.70	0.59	0.54	0.53	0.93	1.00

表 4 鄱阳湖湿地 B-IBI 指标体系评价标准

Table 4 Rating categories of Poyang Lake wetland health conditions based on B-IBI scores				
非常健康 Excellent	健康 Good	一般 Fair	差 Poor	极差 Very poor
≥ 3.75	2.51—3.74	1.92—2.50	1.02—1.91	≤ 1.01

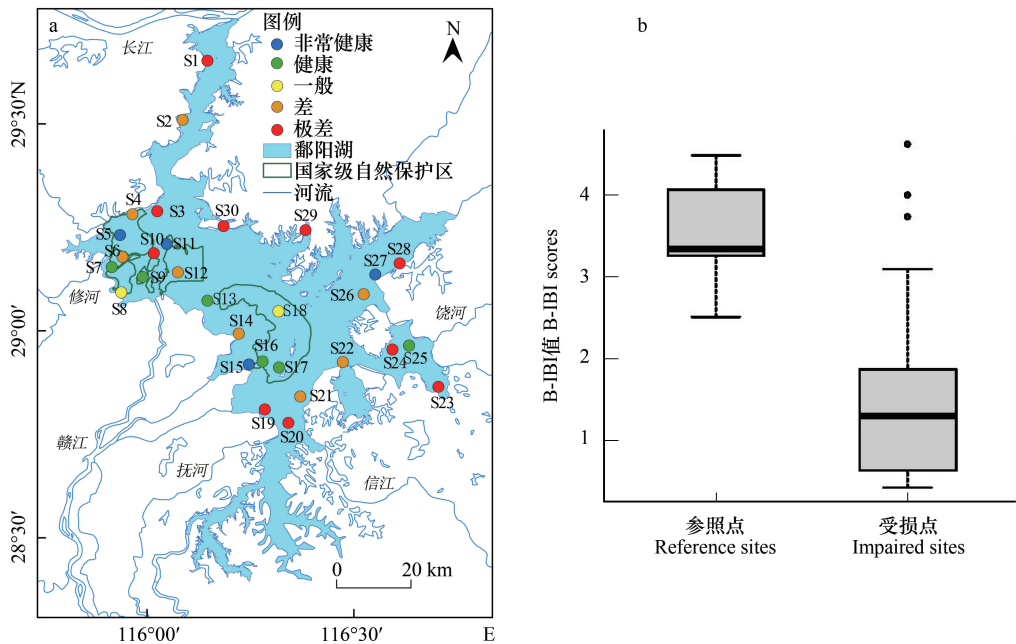


图 3 鄱阳湖湿地 B-IBI 指数评价结果

Fig.3 The ecological health of Poyang Lake wetland assessed using B-IBI

3.5 B-IBI 与 LDI、QHEI 及 V-IBI 的相关性

相关性分析表明,B-IBI 与 LDI 呈负相关($r = -0.43, P < 0.05$),与 QHEI 呈显著正相关($r = 0.57, P <$

0.01), 与 V-IBI 呈显著正相关($r = 0.57, P < 0.01$), 即 B-IBI 分值较高的采样点, 其 LDI 分值一般较低, 而 QHEI 及 V-IBI 分值一般较高(图 4)。就本研究所选择的参照点而言, 其 LDI、QHEI、V-IBI、B-IBI 均明显优于受损点, 参照点和受损点在图中能够显著区分出来。

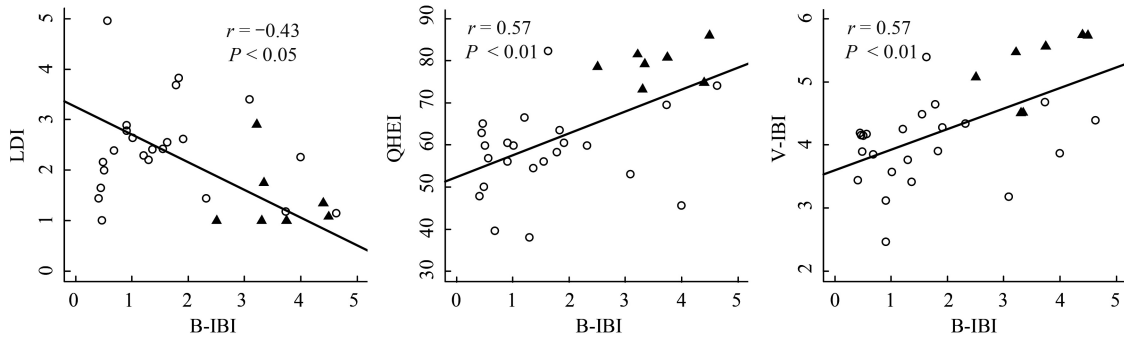


图 4 B-IBI 与 LDI、QHEI 以及 V-IBI 的散点图

Fig.4 Relationships of B-IBI with LDI, QHEI and V-IBI

4 讨论

在构建 B-IBI 过程中, 核心参数的确定非常重要。候选参数通常是参考已有的研究成果, 确定哪些参数对人为干扰有较好响应。而在筛选过程中, 通常是依次考察候选参数的分布范围、判别能力及相关性分析, 最终筛选出若干核心参数来构建 B-IBI。本研究中确定的核心参数包括总分类单元数(M1)、ETO 分类单元数(M10)、Simpson 多样性指数(M13)、双翅目个体数(M17)、捕食者分类单元数(M49)。这 5 个参数能较好地反映鄱阳湖湿地大型底栖无脊椎动物群落对人类活动干扰的响应。总分类单元数和 Simpson 多样性指数分别指征的是生物群落在物种或科属水平的丰富度及群落物种的均匀度。许多研究表明, 较强的人为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, 从而导致群落的均匀度下降^[46], 因此这两项参数被广泛地作为 IBI 指数的核心参数^[47]。ETO 分类单元(包括蜉蝣目、毛翅目、蜻蜓目)和双翅目等属于水生昆虫。水生昆虫对环境污染十分敏感, 清洁的环境中, 水生昆虫的丰富度和丰度都较高, 而在污染较严重的环境中, 水生昆虫减少, 水丝蚓等耐受种的数量增多^[48-50]。ETO 分类单元也是美国明尼苏达州西部浅水湖泊群、美国北加州淡水湿地、意大利皮迪卢科湖以及埃塞俄比亚西南部湿地生态健康评价的重要指标^[51-54]。捕食者分类单元数能够很好地反映大型底栖无脊椎动物食物链的完整性和复杂性。复杂而完整的食物链是维持生态系统稳定的重要因素之一。随着干扰和其他环境压力的增强, 食物链往往趋向于简单化, 位于食物链顶端的捕食者数量减少^[55], 因此, 捕食者分类单元数常作为湿地 B-IBI 生态健康评价的核心参数^[54]。

基于 B-IBI 指数的评价结果, 4 个采样点非常健康, 6 个健康, 2 个为一般, 8 个为差, 10 个为极差, 总体呈现一般的健康状态(图 3), 这与前人的研究结果基本一致。例如, 王点^[56]基于 PSR 模型的评价结果认为 2010 年鄱阳湖总体处于基本安全状态; 向丽雄等^[16]同样基于 PSR 模型的研究结果显示 2006 年和 2012 年均处于亚健康状态; 冯倩等^[15]整合自然环境、整体功能和社会环境 3 个指标层次构建的评价结果为健康状态。以往研究均把鄱阳湖作为一个整体来进行健康评价, 本研究在鄱阳湖湿地不同的区域进行采样, 计算每个采样点的 B-IBI 值, 评价不同区域的生态健康状况, 提高了评价结果的空间分辨率, 这也是 IBI 指数相比较于其他方法的优势之一。

B-IBI 指数评价为非常健康或健康的 10 个采样点中, 有 7 个位于鄱阳湖候鸟国家级自然保护区和鄱阳湖南矶湿地国家级自然保护区内, 只有 3 个(S13、S25 和 S27)位于保护区外, 说明保护区内的湿地生态健康状况良好, 国家级自然保护区在鄱阳湖湿地生态系统保护中发挥了重要作用。采样点 S13、S25 和 S27 周边以自

然湿地草滩为主,湿地生态状况较好。18 个评价为差或极差的采样点大多位于五河入湖口或大型城镇附近,或周边以工业用地为主。例如,S10、S19、S20、S23 分别位于赣江北支、赣江南支、抚河和饶河入湖口附近,S1 位于九江市姑塘工业区附近,S30 位于都昌县城附近,S3、S28 和 S29 临近村庄和大面积的农田,说明河流携带的污染物、城镇工业和生活排污及农业污染对湿地生态健康有重要影响。总体而言,鄱阳湖湿地的生态健康状况呈现出西部优于东部的格局,这与东部人口密度较高、工业(如矿业)较发达有关,与此前基于 V-IBI 指数的评价结果较一致^[17]。不同的是,V-IBI 指数认为鄱阳湖湿地总体处于良好的健康状态,而 B-IBI 指数评价总体处于一般的状态。与植物相比,大型无脊椎底栖动物由于直接生活在水体,与水底沉积物直接接触,且世代周期短,对水质变化、沉积物中的污染物更加敏感,能够较好地反映湿地所受干扰和胁迫的累积效应^[57]。近年来,鄱阳湖区进行了大规模的平垸行洪、退田还湖、移民建镇工程,湿地植被恢复与重建取得了明显效果,这可能也是 V-IBI 指数评价结果为良好的原因^[58]。

本研究发现,B-IBI 值与 LDI、QHEI、V-IBI 值均呈显著相关(图 4),说明 B-IBI 指数与其他方法的评价结果较一致。LDI 与其他方法评价结果的相关度都较低^[17]。LDI 是根据遥感获得的土地利用数据,依据不同土地利用类型单位能耗差异进行赋值,计算采样点 1 km 缓冲区的总能耗^[17]。事实上,对不同土地利用类型能耗赋值很难把握,LDI 数值与实际生态健康状况可能存在较大出入。QHEI、V-IBI、B-IBI 三者都是建立在实地考察和数据采集的基础上,能够较为真实地反映采样点的实际情况,因此三者之间的评价结果较一致^[17]。然而,对于有些采样点,不同方法评价结果之间有一定的差异。例如,采样点 S12 的 QHEI 与 V-IBI 分值都很高,但 B-IBI 评价结果为一般。究其原因,可能是 S12 周边以自然草洲为主,人类活动的直接干扰较少;但 S12 距离河口较近,底栖动物群落会受到河流携带污染物的影响。本研究仅基于秋季调查采样数据构建 B-IBI 指数,不能全面反映鄱阳湖湿地不同季节的大型底栖无脊椎动物群落结构及生态健康状况。后续研究中,我们将开展不同季节的野外数据采集工作,进一步完善基于大型底栖无脊椎动物的鄱阳湖湿地生态健康评价体系。

5 结论

(1)本研究构建了鄱阳湖湿地的 B-IBI 指数,该指数包括总分类单元数、ETO 分类单元数、Simpson 多样性指数、双翅目个体数、捕食者分类单元数等 5 个对于干扰敏感的大型底栖无脊椎动物群落特征参数;

(2)B-IBI 评价结果显示,鄱阳湖湿地生态总体健康状况一般,呈现出西部健康状况优于东部的格局。国家级自然保护区内湿地生态健康状况较好,而工业区、城镇、农田及河流入湖口附近湿地的生态健康状况较差;

(3)B-IBI 指数与前期研究构建的 LDI、QHEI、V-IBI 指数间存在显著的相关性,表明不同方法评价结果间具有一致性。

参考文献(References):

- [1] Xie H L, Wang P, Huang H S. Ecological risk assessment of land use change in the Poyang lake eco-economic zone, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2013, 10(1): 328-346.
- [2] Moreno-Mateos D, Power M E, Comin F A, Yockteng R. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology*, 2012, 10(1): e1001247.
- [3] 宋创业,胡慧霞,黄欢,任红旭,黄翀. 黄河三角洲人工恢复芦苇湿地生态系统健康评价. *生态学报*, 2016, 36(9): 2705-2714.
- [4] Macedo D R, Hughes R M, Ferreira W R, Firmiano K R, Silva D R O, Ligeiro R, Kaufmann P R, Callisto M. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 2016, 64: 132-141.
- [5] 马克明,孔红梅,关文彬,傅伯杰. 生态系统健康评价:方法与方向. *生态学报*, 2001, 21(12): 2106-2116.
- [6] 鞠美庭,王艳霞,孟伟庆,马春,罗新正. 湿地生态系统的保护与评估. 北京:化学工业出版社, 2009: 1-4.
- [7] 徐浩田,周林飞,成遣. 基于 PSR 模型的凌河口湿地生态系统健康评价与预警研究. *生态学报*, 2017, 37(24): 8264-8274.
- [8] Fennessy M S, Jacobs A D, Kentula M E. An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands*, 2007, 27

(3): 543-560.

- [9] 祝明霞, 喻光明, 赵军凯. 基于 LUCC 的鄱阳湖湿地生态效应分析. 水生态学杂志, 2017, 38(3): 8-14.
- [10] 崔丽娟. 鄱阳湖湿地生态系统服务功能价值评估研究. 生态学杂志, 2004, 23(4): 47-51.
- [11] 崔丽娟. 鄱阳湖湿地生态系统服务功能研究. 水土保持学报, 2004, 18(2): 109-113.
- [12] Han X X, Chen X L, Feng L. Four decades of winter wetland changes in Poyang Lake based on Landsat observations between 1973 and 2013. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 156: 426-437.
- [13] 胡振鹏, 葛刚, 刘成林. 鄱阳湖湿地植被退化原因分析及其预警. 长江流域资源与环境, 2015, 24(3): 381-386.
- [14] 廖富强, 刘影, 叶慕亚, 郑林. 鄱阳湖典型湿地生态环境脆弱性评价及压力分析. 长江流域资源与环境, 2008, 17(1): 133-137.
- [15] 冯倩, 刘聚涛, 韩柳, 温春云, 胡芳. 鄱阳湖国家湿地公园湿地生态系统健康评价研究. 水生态学杂志, 2016, 37(4): 48-54.
- [16] 向丽雄, 谢正磊, 杜泽兵, 谢超, 张禾子, 江英辉, 吴玉立. 基于 PSR 模型的鄱阳湖湿地生态系统健康评价指标系统研究. 安徽农业科学, 2015, 43(35): 105-107.
- [17] 徐丽婷, 阳文静, 吴燕平, 游清徽, 黄琪, 徐羽, 王野乔. 基于植被完整性指数的鄱阳湖湿地生态健康评价. 生态学报, 2017, 37(15): 5102-5110.
- [18] 徐丽婷, 阳文静, 游清徽, 杨涛, 黄琪, 王野乔. IBI 应用于湿地生态健康评价的研究进展. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2017, 41: 104-109.
- [19] US EPA. Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation to Assess Environmental Conditions in Wetlands[M]. Washington DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, 2002.
- [20] Chen T S, Lin H J. Application of a landscape development intensity index for assessing wetlands in Taiwan. *Wetlands*, 2011, 31(4): 745-756.
- [21] Jin Y W, Yang W, Sun T, Yang Z F, Li M. Effects of seashore reclamation activities on the health of wetland ecosystems: a case study in the Yellow River Delta, China. *Ocean & Coastal Management*, 2016, 123: 44-52.
- [22] 陈展, 林波, 尚鹤, 李勇. 适应白洋淀湿地健康评价的 IBI 方法. 生态学报, 2012, 32(21): 6619-6627.
- [23] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21-27.
- [24] Karr J R. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 1999, 41(2): 221-234.
- [25] Jun Y C, Won D H, Lee S H, Kong D S, Hwang S J. A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2012, 9(10): 3599-3628.
- [26] Cao Y, Hawkins C P, Olson J, Kosterman M A. Modeling natural environmental gradients improves the accuracy and precision of diatom-based indicators. *Journal of the North American Benthological Society*, 2007, 26(3): 566-585.
- [27] Griffith M B, Hill B H, McCormick F H, Kaufmann P R, Herlihy A T, Selle A R. Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators*, 2005, 5(2): 117-136.
- [28] Alexandrino E R, Buechley E R, Karr J R, de Barros Ferraz K M P M, de Barros Ferraz S F, do Couto H T Z, Şekercioglu Ç H. Bird based index of biotic integrity: assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. *Ecological Indicators*, 2017, 73: 662-675.
- [29] Yang W J, You Q H, Fang N, Xu L T, Zhou Y, Wu N X, Ni C Y, Liu Y, Liu G H, Yang T, Wang Y Q. Assessment of wetland health status of Poyang Lake using vegetation-based indices of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 2018, 90: 79-89.
- [30] 陈展, 尚鹤, 姚斌. 美国湿地健康评价方法. 生态学报, 2009, 29(9): 5015-5022.
- [31] Stoddard J L, Herlihy A T, Peck D V, Hughes R M, Whittier T R, Tarquinio E. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society*, 2008, 27(4): 878-891.
- [32] Freund J G, Petty J T. Response of fish and macroinvertebrate bioassessment indices to water chemistry in a mined Appalachian watershed. *Environmental Management*, 2007, 39(5): 707-720.
- [33] 吴贻. 20 世纪下半叶鄱阳湖区“农进渔退”的正向生态效应. 江西师范大学学报: 自然科学版, 2013, 37(5): 540-543.
- [34] 夏少霞, 于秀波, 刘宇, 贾亦飞, 张广帅. 鄱阳湖湿地现状问题与未来趋势. 长江流域资源与环境, 2016, 25(7): 1103-1111.
- [35] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-285.
- [36] 胡成龙. 鄱阳湖大型底栖动物群落结构研究[D]. 抚州: 东华理工大学, 2014.
- [37] Uzarski D G, Burton T M, Genet J A. Validation and performance of an invertebrate index of biotic integrity for Lakes Huron and Michigan fringing wetlands during a period of lake level decline. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2004, 7(2): 269-288.
- [38] 吴燕平, 阳文静. 湿地生物多样性监测的指标体系和实施方法: 以北人大湖湿地为例. 生物多样性, 2015, 23(4): 527-535.
- [39] Stoddard J L, Larsen D P, Hawkins C P, Johnson R K, Norris R H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 2006, 16(4): 1267-1276.
- [40] Huang Q, Gao J F, Cai Y J, Yin H B, Gao Y N, Zhao J H, Liu L Z, Huang J C. Development and application of benthic macroinvertebrate-based

- multimetric indices for the assessment of streams and rivers in the Taihu Basin, China. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 649-659.
- [41] 蔡琨, 张杰, 徐兆安, 吴东浩, 张咏, 王备新. 应用底栖动物完整性指数评价太湖生态健康. *湖泊科学*, 2014, 26(1): 74-82.
- [42] 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.
- [43] 欧阳珊, 詹诚, 陈堂华, 吴和利, 吴小平. 鄱阳湖大型底栖动物物种多样性及资源现状评价. *南昌大学学报: 工科版*, 2009, 31(1): 9-13.
- [44] 许妍, 高俊峰, 郭建科. 太湖流域生态风险评价. *生态学报*, 2013, 33(9): 2896-2906.
- [45] Uzarski D G, Burton T M, Cooper M J, Ingram J W, Timmermans S T A. Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five Great Lakes: development of a fish-based index of biotic integrity. *Journal of Great Lakes Research*, 2005, 31(S1): 171-187.
- [46] 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[D]. 南京: 南京农业大学, 2015.
- [47] 高欣, 牛翠娟, 裴雪姣. 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.
- [48] 陈桥, 张翔, 沈丽娟, 张小琼, 周俊, 张咏, 牛志春, 徐东炯. 太湖流域江苏片区底栖大型无脊椎动物群落结构及物种多样性. *湖泊科学*, 2017, 29(6): 1398-1411.
- [49] 袁聿军. 大型底栖动物对淡水水质生物评价的研究进展. *生物学通报*, 2014, 49(11): 1-4.
- [50] 蔡永久, 龚志军, 秦伯强. 太湖大型底栖动物群落结构及多样性. *生物多样性*, 2010, 18(1): 50-59.
- [51] Hanson M A, Herwig B R, Zimmer K D, Fieberg J, Vaughn S R, Wright R G, Younk J A. Comparing effects of lake- and watershed-scale influences on communities of aquatic invertebrates in shallow lakes. *PLoS One*, 2012, 7(9): e44644.
- [52] Mastrantuono L, Pilotto F, Rossopinti A, Bazzanti M, Solimini A G. Response of littoral macroinvertebrates to morphological disturbances in Mediterranean lakes: the case of Lake Piediluco (central Italy). *Fundamental and Applied Limnology*, 2015, 186(4): 297-310.
- [53] Mereta S T, Boets P, De Meester L, Goethals P L M. Development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates for the assessment of natural wetlands in Southwest Ethiopia. *Ecological Indicators*, 2013, 29: 510-521.
- [54] Lunde K B, Resh V H. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to northern California freshwater wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, 184(6): 3653-3674.
- [55] 刘学勤. 湖泊底栖动物食物组成与食物网研究[D]. 武汉: 中国科学院研究生院(水生生物研究所), 2006.
- [56] 王点. 基于 PSR 模型鄱阳湖湿地生态安全评价[D]. 南昌: 江西师范大学, 2016.
- [57] 盛萧, 黄小追, 徐海升, 邓培雁, 王旭涛. B-IBI 在东江河流健康评估中的应用研究. *华南师范大学学报: 自然科学版*, 2016, 48(2): 52-60.
- [58] 严玉平, 钱海燕, 周杨明, 刘梅影, 鄢帮有, 刘青. 鄱阳湖双退区受损湿地植被恢复对水质的影响. *生态环境学报*, 2010, 19(9): 2136-2141.