

# 淮河荆涂峡鲤、长吻鲢国家级水产种质资源保护区生态健康评价

王东伟<sup>1</sup>, 陈永进<sup>2</sup>, 方弟安<sup>2</sup>, 周彦锋<sup>1,2</sup>

1. 南京农业大学 无锡渔业学院, 江苏 无锡 214081

2. 中国水产科学研究院淡水渔业研究中心/农业农村部淡水渔业和种质资源利用重点实验室, 江苏 无锡 214081

**摘要:** 评价水域生态健康状况可判别水生态恢复成效, 是水环境管理的有效手段。为探究淮河荆涂峡鲤 (*Cyprinus carpio*)、长吻鲢 (*Leiocassis longirostris*) 国家级水产种质资源保护区的水生态健康状况, 根据2020年浮游植物群落结构的调查结果, 结合形态功能群分类法, 构建了基于浮游植物生物完整性指数的保护区生态健康评价体系。选择受干扰较小的采样点为参照点, 对候选参数进行非参数检验和相关性分析, 确定最终的评价参数, 采用比值法确定分级评价标准, 对保护区水体进行健康评价。结果显示, 浮游植物优势功能群演变趋势为III+IV+V (春季)→III+IV+V+VI (夏季)→V+VI (秋季)→IV+V+VI (冬季), 除核心区优势功能群为III+IV+V+VI外, 实验区、涡河和淮河干流优势功能群均为III+IV+V+VI。保护区68.06%的样点评价结果为“一般”及以上, 总体水生态健康状况良好, 具体表现为冬季优于秋季、夏季次之、春季最差的时间格局, 以及淮河干流优于涡河、实验区优于核心区的空间格局。

**关键词:** 种质资源保护区; 浮游植物; 水生态健康评价; 生物完整性指数; MBFG 分类法

中图分类号: X 826

文献标志码: A

开放科学 (资源服务) 标识码 (OSID):



## Ecological health assessment of *Cyprinus carpio* and *Leiocassis longirostris* national aquatic germplasm resources reserve in Huaihe River

WANG Dongwei<sup>1</sup>, CHEN Yongjin<sup>2</sup>, FANG Di'an<sup>2</sup>, ZHOU Yanfeng<sup>1,2</sup>

1. Wuxi Fishery College, Nanjing Agricultural University, Wuxi 214081, China

2. Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Sciences/Key Laboratory of Freshwater Fisheries and Germplasm Resources Utilization, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Wuxi 214081, China

**Abstract:** Evaluation of water ecological health status helps to judge the effectiveness of water ecological restoration, which is an effective means of water environment management. In order to explore the water ecological health status of *Cyprinus carpio* and *Leiocassis longirostris* national aquatic germplasm resources reserve in Huaihe River, according to the survey results of phytoplankton community structure in 2020 and combined with the morphological functional group classification, we constructed the ecological health evaluation system of the reserve based on the biological integrity index of phytoplankton. Besides, we carried out the Mann-Whitney non-parametric test and correlation analysis of the candidate parameters to determine the final evaluation parameters, and used the ratio method to determine the grading evaluation standard for the evaluation of the health status of the reserve water. The results show that the evolution trend of dominant functional groups of phytoplankton was

收稿日期: 2022-04-21; 修回日期: 2022-05-28

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2020YFD0900500); 中国水产科学研究院基本科研业务费专项资金 (2020TD61)

作者简介: 王东伟 (1997—), 男, 硕士研究生, 研究方向为渔业资源与环境保护。E-mail: 599515528@qq.com

通信作者: 周彦锋 (1979—), 男, 副研究员, 博士, 研究方向为渔业资源。E-mail: zhouyf@ffrc.cn

III+IV+V (Spring)→III+IV+V+VI (Summer)→V+VI (Autumn)→IV+V+VI (Winter). Except that the dominant functional groups in the core area were III+ IV+V+VI, the dominant functional groups of the experimental area, the Guo river and the Huaihe River were III+IV+V+VI. 68.06% of the sampling sites in the reserve were evaluated as "average" or above, indicating that the overall water ecological health status was good. Specifically, the temporal pattern of winter was better than autumn, followed by summer, and the worst was in spring; the spatial pattern of Huaihe River mainstream was better than Guohe River, and the experimental area was better than the core area.

**Keywords:** Germplasm resources reserve; Phytoplankton; Water ecological health assessment; Biological integrity index; Morphologically based functional group classification

随着社会经济的发展, 人类活动致使外源污染在河流中富集, 生境破坏<sup>[1]</sup>、水生生物多样性下降<sup>[2]</sup>及水体污染<sup>[3]</sup>等问题逐步凸显, 河流生态健康受到广泛关注<sup>[4]</sup>。生物完整性指数 (Biological integrity index, IBI) 是综合区域生境的理化特征、表征群落结构组成、多样性及功能单元的具象指标<sup>[5]</sup>。自 20 世纪 80 年代由 Karr<sup>[6]</sup> 提出基于鱼类评价水生生态健康状况的方法后, IBI 被广泛拓展至各水生生物领域<sup>[7-10]</sup>。浮游植物作为水生食物链的基础环节, 因其种群结构及细胞密度对水环境变化响应迅速, 能有效反映水质状况<sup>[11]</sup>, 可作为评价水域生态健康状况的生物指标。国内外学者已将基于浮游植物的生物完整性指数 (Phytoplanktonic index of biotic integrity, P-IBI) 应用于光洋湾和金海湾<sup>[12]</sup>、基尔套流域<sup>[13]</sup>、松雅湖<sup>[14]</sup>和北部湾<sup>[15]</sup>等不同水域类型, 证实了 P-IBI 对生境变化的高敏感度。形态功能群 (Morphologically based functional group, MBFG) 分类法依据浮游植物营养获取、反牧食及悬浮能力的形态参数, 将形态功能群划分为 7 类, 可在水体环境变化过程中通过优势功能群的转变推断水质变动情况<sup>[16-17]</sup>, 其简捷高效性在不同分类法评价效果对比中优势鲜明<sup>[18]</sup>。

淮河荆涂峡鲤 (*Cyprinus carpio*)、长吻鲩 (*Leiocassis longirostris*) 国家级水产种质资源保护区于 2013 年批准成立, 作为第七批国家级水产种质资源保护区, 在保护水生生物多样性遗传资源、维护生态平衡及促进渔业经济结构升级等方面发挥着积极作用<sup>[19]</sup>。然而, 有关保护区水域的浮游植物研究主要集中于整个淮河干流及支流<sup>[20]</sup>、淮河中上游<sup>[21]</sup>或安徽段<sup>[22]</sup>, 其中保护区水域监测位点少、频次低、覆盖度窄, 无法精确地反映保护区水生态健康状况。此外, 对于淮河流域的水生态健康评价, 多以浮游植物群落结构、丰度和生物量等与环境因子的关联为判定依据, 鲜见利用浮游植物功能

群及生物完整性指数的方法<sup>[23]</sup>。为全面了解保护区水生态健康状况, 本文采用 MBFG 分类法与浮游植物群落结构参数结合构建 P-IBI 体系, 评估了保护区河流健康状况, 以期为保护区水生态健康评估及科学制定保护措施提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域与采样点设置

淮河荆涂峡鲤、长吻鲩国家级水产种质资源保护区 (117°05'39"E—117°15'31"E, 32°47'59"N—33°00'03"N) 位于淮河中游安徽怀远县, 全长 32.9 km, 总面积 16.71 km<sup>2</sup>, 核心区和实验区面积分别为 7.53 和 9.18 km<sup>2</sup>, 由淮河荆涂峡山口上下游、涡河和茨淮新河两条支流组成, 年平均气温约 15.4 ℃, 年降雨量约 900 mm, 径流量约 808.82 m<sup>3</sup>·s<sup>-1</sup><sup>[24]</sup>。

根据保护区水文特征, 于涡河支流设置 1<sup>#</sup>、2<sup>#</sup>采样断面, 涡河、茨淮新河与淮河干流交汇区分别设置 3<sup>#</sup>和 4<sup>#</sup>断面, 淮河干流马城段设置 5<sup>#</sup>、6<sup>#</sup>断面, 其中 3<sup>#</sup>、4<sup>#</sup>断面位于核心区, 其余断面位于实验区 (图 1)。每个采样断面设置 3 个采样点, 共计 18 个, 于 2020 年按季度进行水质及浮游植物调查监测。图 1 的数据来源于全国地理信息资源目录服务系统 [全国 1 : 100 万公众版基础地理信息数据 (2021), <https://www.webmap.cn/commres.do?method=result100W>]。使用 ArcMap 10.8 软件绘图。

### 1.2 样品采集与处理

依据 HJ 495—2009《水质 采样方案设计技术规范》现场采集水样, 并参照 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》分析。水质理化指标包括溶解氧、pH、水温、浊度、透明度、水深、高锰酸盐指数、总磷 (TP)、总溶解磷、正磷酸盐、总氮、总溶解氮、氨氮 (NH<sub>3</sub>-N)、亚硝态氮 (NO<sub>2</sub>-N) 和叶绿素 *a* 共 15 项。其中, 使用多功能水质检测仪检测水温、浊度、pH 和溶解氧, 分别使用塞氏盘

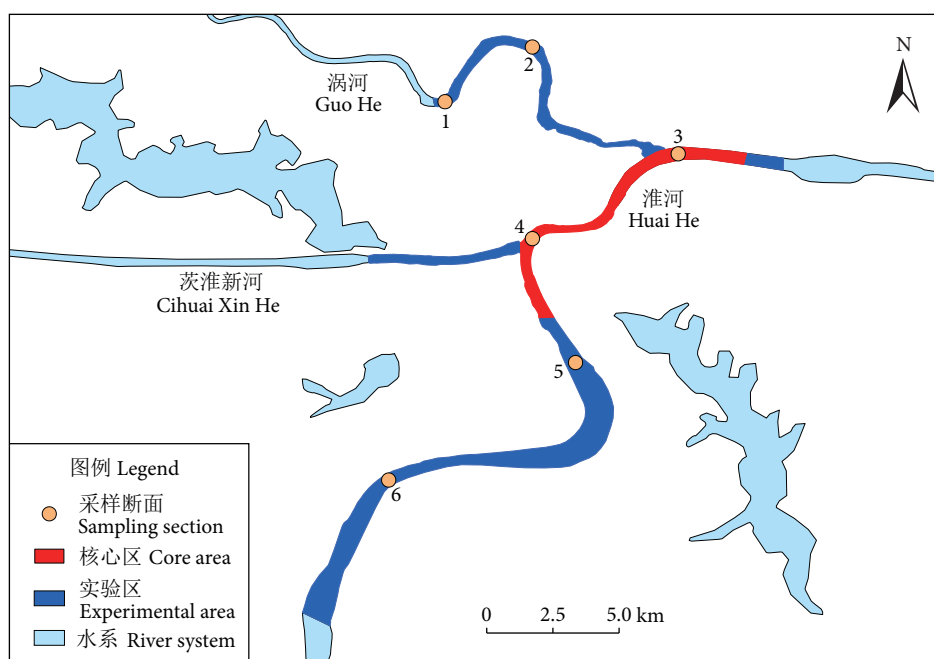


图1 保护区调查样点示意图

Fig. 1 Schematic diagram of sampling sites in reserve

和测深仪检测透明度和水深, 其他指标取表层 0.5 m 混合水样 1 L 回实验室检测。

浮游植物样品按照《淡水浮游生物研究方法》<sup>[25]</sup> 采集, 定性样品用 25# 浮游生物网采集, 于实验室在 10×40 倍光学显微镜下观察分类。浮游植物鉴定参考《淡水微型生物与底栖动物图谱 (第二版)》<sup>[26]</sup> 和《中国淡水藻类——系统、分类及生态》<sup>[27]</sup> 进行。定量样品用有机玻璃采水器在水深 0.5 m 处采集水样 1 L, 现场加入 15 mL 鲁哥试剂并摇匀, 带回实验室静置沉淀 24 h 后浓缩并定容至 25 mL 待镜检。计数时充分摇匀浓缩液, 用 0.1 mL 浮游植物计数框在 10×40 倍显微镜下进行, 观察 100 个视野取均值。每份样品计数 2 片, 取其平均值做最终结果, 2 片计数结果相差 15% 以内即有效, 否则进行第 3 片计数, 取其结果相近的 2 片均值。

本研究用 Excel 2016 软件进行数据整理、表格制作, 采用 SPSS 26.0 软件进行非参数检验、正态分布检验、相关性分析, 使用 OriginPro 2018 软件绘制图形。

### 1.3 P-IBI 指数构建

#### 1.3.1 参照点和受损点确立

参照点和受损点的遴选是建立 P-IBI 评价体系的关键环节, 但在保护区内无法找到完全无人干扰

的水域, 故本文采用在水域污染状况评价中效果显著的综合营养指数法来推断水域受干扰现状<sup>[28-29]</sup>, 以受干扰程度较小的采样点为参照点。

#### 1.3.2 候选参数确定

根据参考文献 [30-32], 本文选定了基于浮游植物群落多样性、均匀度、丰富度和形态功能群 4 个方面的 60 个候选参数 (表 1), 以期精确反映保护区的浮游植物群落特征, 并筛选出对生境变化敏感的最终评价参数。

#### 1.3.3 候选参数筛选

对候选参数数据集进行整理, 先剔除超过 90% 为零值的候选参数, 再对参照点和受损点参数数据进行 Mann-Whitney 非参数检验, 拣选出区分度高的参数 ( $P < 0.05$ )。对所选高区分度参数进行正态分布检验, 再利用相关性检验降低冗余, 以  $|R| > 0.8$  为判定参数高关联尺度, 在高关联参数中选取其中包含信息最多的保留。

#### 1.3.4 P-IBI 计算及评价标准

采用比值法计算 P-IBI 分值, 以 95% 为最佳期望值计算随干扰升高的参数, 分值=实际值/最佳期望值; 以 5% 为最佳期望值计算随干扰下降的参数, 分值=(最大值-实际值)/(最大值-最佳期望值), 将各参数分值累加结果作为 P-IBI 最终得分。以 P-IBI 分值的 95% 分位数作为最佳期望值,

表1 候选参数  
Table 1 Candidate parameters

| 参数种类<br>Parameter type                      | 候选参数<br>Candidate parameter |                  |                   |                   |                   |
|---------------------------------------------|-----------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| 群落多样性<br>Community diversity                | M1. 藻类物种数                   | M2. 蓝藻物种数        | M3. 硅藻物种数         | M4. 隐藻物种数         | M5. 绿藻物种数         |
|                                             | M6. 非硅藻物种数                  | M7. Shannon多样性指数 | M8. Pielou均匀度指数   | M9. Margalef丰富度指数 | M10. Simpson多样性指数 |
| 群落丰富度<br>Community richness                 | M11. 藻类密度                   | M12. 蓝藻密度        | M13. 硅藻密度         | M14. 隐藻密度         | M15. 绿藻密度         |
|                                             | M16. 非硅藻密度                  | M17. 藻类生物量       | M18. 蓝藻生物量        | M19. 硅藻生物量        | M20. 隐藻生物量        |
|                                             | M21. 绿藻生物量                  | M22. 非硅藻生物量      |                   |                   |                   |
| 群落均匀度<br>Community evenness                 | M23. 蓝藻密度/%                 | M24. 硅藻密度/%      | M25. 隐藻密度/%       | M26. 绿藻密度/%       | M27. 非硅藻密度/%      |
|                                             | M28. 蓝藻生物量/%                | M29. 硅藻生物量/%     | M30. 隐藻生物量/%      | M31. 绿藻生物量/%      | M32. 非硅藻生物量/%     |
| 形态功能群<br>Morphology based functional groups | M33. I类功能群密度                | M34. II类功能群密度    | M35. III类功能群密度    | M36. IV类功能群密度     | M37. V类功能群密度      |
|                                             | M38. VI类功能群密度               | M39. VII类功能群密度   | M40. I类功能群生物量     | M41. II类功能群生物量    | M42. III类功能群生物量   |
|                                             | M43. IV类功能群生物量              | M44. V类功能群生物量    | M45. VI类功能群生物量    | M46. VII类功能群生物量   | M47. I类功能群密度/%    |
|                                             | M48. II类功能群密度/%             | M49. III类功能群密度/% | M50. IV类功能群密度/%   | M51. V类功能群密度/%    | M52. VI类功能群密度/%   |
|                                             | M53. VII类功能群密度/%            | M54. I类功能群生物量/%  | M55. II类功能群生物量/%  | M56. III类功能群生物量/% | M57. IV类功能群生物量/%  |
|                                             | M58. V类功能群生物量/%             | M59. VI类功能群生物量/% | M60. VII类功能群生物量/% |                   |                   |

将其范围四等分, 分值从高至低分别为健康、亚健康、一般、较差和极差 5 种标准。

2 结果

2.1 浮游植物群落结构

在保护区 6 个监测断面共鉴定到浮游植物 8 门 143 种, 其中绿藻门种类最多 (71 种, 49.65%), 其次为硅藻门 (28 种, 19.58%)、蓝藻门 (23 种, 16.08%)、裸藻门 (13 种, 9.09%)、隐藻门 (3 种, 2.10%), 甲藻门、金藻门和黄藻门分别为 2 种 (1.40%)、2 种 (1.40%) 和 1 种 (0.70%)。浮游植物生物量总量最高为隐藻门 (110.82 mg·L<sup>-1</sup>, 30.05%), 其次为蓝藻门 (104.10 mg·L<sup>-1</sup>, 28.23%)、绿藻门 (70.85 mg·L<sup>-1</sup>, 19.21%)、硅藻门 (67.24 mg·L<sup>-1</sup>, 18.23%)、甲藻门 (8.61 mg·L<sup>-1</sup>, 2.33%)、裸藻门 (5.83 mg·L<sup>-1</sup>, 1.58%)、黄藻门 (0.85 mg·L<sup>-1</sup>, 0.23%) 和金藻门 (0.45 mg·L<sup>-1</sup>, 0.12%)。

2.2 浮游植物功能群时空分布

保护区除春季未监测到 II 类功能群, 其他季节 7 类功能群均有出现, 浮游植物功能群密度及生物量时空分布增量堆积见图 2。以相对生物量高于 10% 为优势功能群, 高于 50% 为绝对优势功能群

为标准<sup>[33]</sup>, 春、夏、秋和冬季优势功能群变化趋势为: III+IV+V→III+IV+V+VI→V+VI→IV+V+VI, 其中 IV、V 类功能群在四季均为优势类群, I、II 和 VII 类功能群在四季均不是优势类群, V 类功能群在秋季相对生物量为 57.19%, 占绝对优势。空间尺度上, 涡河、淮河干流和实验区优势功能群均为 III+IV+V+VI, 核心区优势功能群为 III+V+VI, 各区域均无绝对优势功能群。

2.3 P-IBI 体系构建及结果

2.3.1 参照点与受损点的确定

对各采样点 4 个季度的综合营养指数计算并排序, 春、夏、秋和冬季分别以综合营养指数值 50、50、62 和 54 为标准确立参照点和受损点, 各季节受损点占比分别为 44.44%、38.89%、55.56% 和 44.44% (图 3)。

2.3.2 候选参数筛选

四季候选参数 Mann-Whitney 非参数检验结果显示各季节高关联参数数目差异明显, 其中春季高关联参数 21 个、夏季 12 个、秋季 11 个和冬季 10 个。对各季节高关联参数进行正态分布检验, 结果显示四季节参数均不完全符合正态分布, 故对选定参数进行 Spearman 相关性分析。对|R|>0.8 的

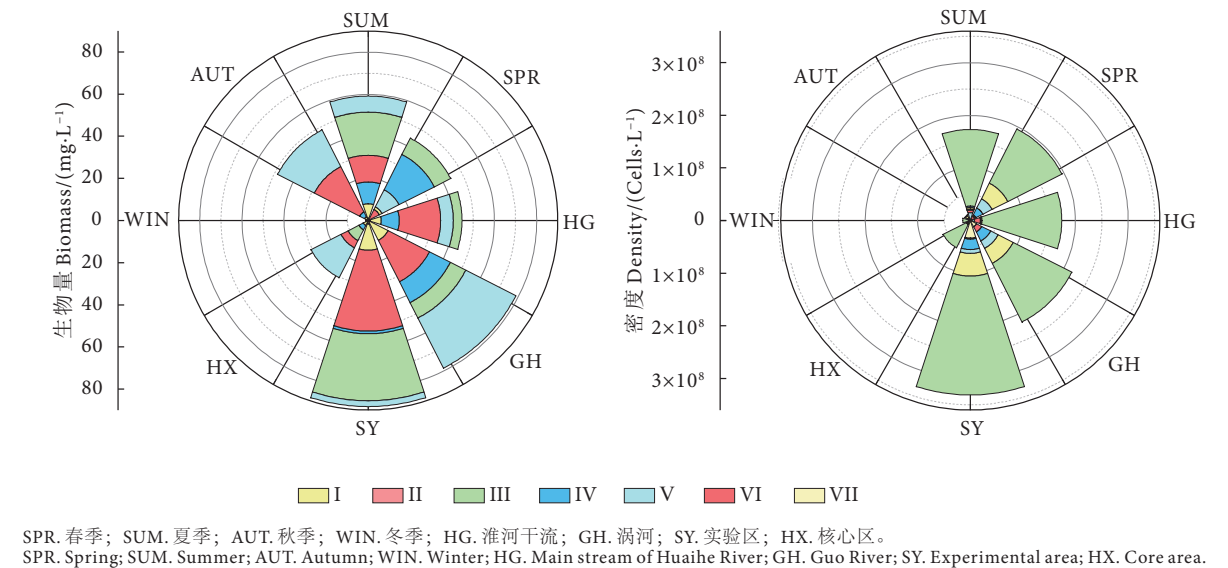


图2 浮游植物功能群生物量及密度时空分布

Fig. 2 Spatial-temporal distribution of biomass and density of phytoplankton functional groups

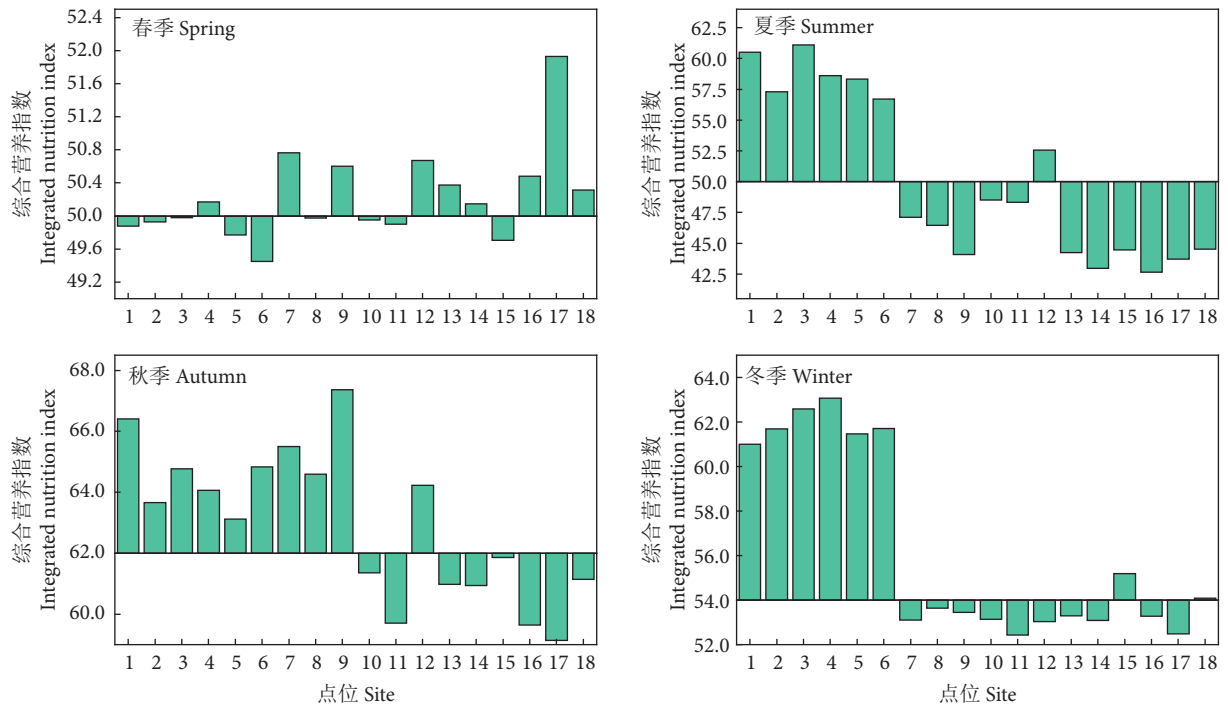


图3 保护区四季综合营养指数结果

Fig. 3 Results of comprehensive nutrition index of reserve in four seasons

高关联参数进行筛选，春季选取 M7、M45 和 M58；夏季选取 M28、M37 和 M50；秋季选取 M9、M11、M15 和 M44；冬季选取 M8、M9、M22、M25、M26 和 M43 来构建保护区 P-IBI 评价体系 (表 2)。对四季 P-IBI 评分结果分析得到保护区水生态健康评价标准 (表 3)。

2.3.3 P-IBI 结果

对照保护区水生态健康评价标准，评级结果及

分区对比见图 4。保护区春季 5.56% 的样点为健康状态，27.78% 为亚健康，16.67% 为一般，38.89% 为较差，11.11% 为极差；夏季 5.56% 的样点为健康状态，44.44% 为亚健康，11.11% 为一般，22.22% 为较差，16.67% 为极差；秋季 5.56% 的样点为健康状态，44.44% 为亚健康，27.78% 为一般，22.22% 为较差，0% 为极差；冬季 5.56% 的样点为健康状态，61.11% 为亚健康，16.67% 为一

表2 参数数据分析  
Table 2 Parameter data analysis

| 季节<br>Season | 参数<br>Parameter | 最大值<br>Maximum<br>value | 最小值<br>Minimum<br>value | 5%分位数<br>5% Quantile | 95%分位数<br>95% Quantile | 参数赋分公式<br>Parameter assignment formula      | 对干扰响应<br>Response to<br>interference |
|--------------|-----------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------------|---------------------------------------------|--------------------------------------|
| 春季<br>Spring | M7              | 2.254                   | 0.979                   | 1.026                | 2.246                  | M7/2.246                                    | 下降                                   |
|              | M45             | 1.732                   | 0.000                   | 0.002                | 1.213                  | M45/1.213                                   | 下降                                   |
|              | M58             | 0.822                   | 0.029                   | 0.086                | 0.717                  | 0.822-M58/0.822-0.086                       | 上升                                   |
| 夏季<br>Summer | M28             | 0.677                   | 0.001                   | 0.027                | 0.668                  | M28/0.668                                   | 下降                                   |
|              | M37             | 2 366 163.857           | 47 323.277              | 67 435.670           | 1 984 028.394          | 2 366 163.857-M37/2 366 163.857-67 435.670  | 上升                                   |
|              | M50             | 0.365                   | 0.018                   | 0.019                | 0.349                  | 0.365-M50/0.365-0.018                       | 上升                                   |
| 秋季<br>Autumn | M9              | 1.313                   | 0.618                   | 0.554                | 1.218                  | 0.313-M9/1.313-0.505                        | 上升                                   |
|              | M11             | 4 571 428.571           | 1 220 940.550           | 890 150.843          | 4 321 561.668          | 4 571 428.571-M11/4 571 428.571-890 150.843 | 上升                                   |
|              | M15             | 1 703 637.977           | 170 363.798             | 170 363.798          | 1 590 062.112          | 1 703 637.977-M15/1 703 637.977-170 363.798 | 上升                                   |
|              | M44             | 13.294                  | 0.003                   | 0.056                | 6.643                  | 13.294-M44/13.294-0.056                     | 上升                                   |
| 冬季<br>Winter | M8              | 0.918                   | 0.294                   | 0.314                | 0.910                  | M8/0.910                                    | 下降                                   |
|              | M9              | 0.876                   | 0.390                   | 0.394                | 0.849                  | 0.876-M9/0.876-0.394                        | 上升                                   |
|              | M22             | 0.559                   | 0.006                   | 0.019                | 0.476                  | 0.559-M22/0.559-0.019                       | 上升                                   |
|              | M25             | 0.444                   | 0.000                   | 0.002                | 0.338                  | M25/0.338                                   | 下降                                   |
|              | M26             | 0.667                   | 0.082                   | 0.099                | 0.575                  | M26/0.575                                   | 下降                                   |
|              | M43             | 0.254                   | 0.001                   | 0.001                | 0.241                  | 0.254-M43/0.254-0.001                       | 上升                                   |

表3 保护区P-IBI评价标准  
Table 3 P-IBI evaluation criteria for reserve

| 季节 Season | 健康 Health | 亚健康 Sub-health | 一般 General | 较差 Worse  | 极差 Range |
|-----------|-----------|----------------|------------|-----------|----------|
| 春季 Spring | >2.64     | 1.98~2.64      | 1.32~1.98  | 0.66~1.32 | <0.66    |
| 夏季 Summer | >2.86     | 2.14~2.86      | 1.43~2.14  | 0.71~1.43 | <0.71    |
| 秋季 Autumn | >3.83     | 2.87~3.83      | 1.91~2.87  | 0.96~1.91 | <0.96    |
| 冬季 Winter | >5.95     | 4.46~5.95      | 2.97~4.46  | 1.49~2.97 | <1.49    |

般, 11.11% 为较差, 5.56% 为极差。保护区总体水生态健康状况良好, 具体表现为冬季优于秋季、夏季次之、春季最差的时间格局, 以及淮河干流优于涡河、实验区优于核心区的空间格局。

2.3.4 P-IBI 与环境因子的逐步回归分析

保护区四季 P-IBI 与环境因子的逐步回归结果显示, 不同季节影响 P-IBI 的环境因子存在一定差异性(表 4)。全年入选逐步回归方程的环境因子有总磷、氨氮和亚硝态氮, 其中春季总磷和氨氮入选逐步回归方程, 复相关系数为 0.914; 夏季总磷、氨氮和亚硝态氮入选逐步回归方程, 复相关系数为 0.958; 秋、冬季均只有 1 个环境因子入选逐步回归方程, 分别为总磷和氨氮, 复相关系数分别

为 0.697 和 0.757。

3 讨论

3.1 浮游植物功能群时空特征

保护区浮游植物功能群在时间尺度上存在一定差异, 整体表现为 III 类功能群在春、夏季形成优势, VI 类功能群在夏、秋和冬季形成优势, IV、V 类功能群在四季优势鲜明。III 类功能群主要以具有气囊的颤藻属 (*Oscillaria*) 和鱼腥藻属 (*Anabaena*) 等大型丝状蓝藻组成, 对光照强度适应性强, 适宜在高温、高营养盐环境繁殖, 故在春夏季更易占据优势<sup>[17-34]</sup>。VI 类功能群由不具鞭毛、具有硅质外骨骼的小环藻属 (*Cyclotella*) 和针杆藻属

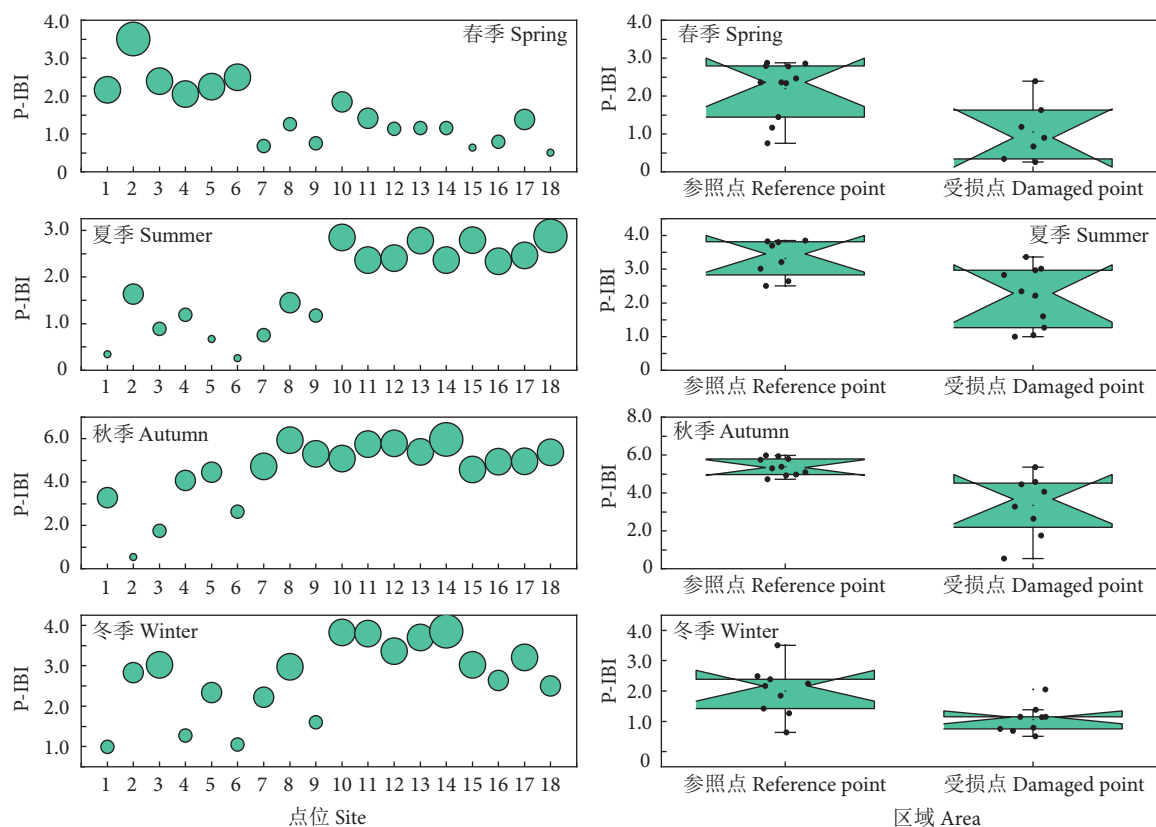


图4 保护区四季P-IBI评价结果 (左图) 及分区对比 (右图)

Fig. 4 P-IBI evaluation results of four seasons (Left) and zoning comparison (Right) in reserve

表4 四季P-IBI与环境因子逐步回归

Table 4 Stepwise regression between P-IBI and environmental factors

| 季节<br>Season | 逐步线性回归方程<br>Stepwise linear regression equation                        | R     | P     | F      |
|--------------|------------------------------------------------------------------------|-------|-------|--------|
| 春季 Spring    | $y_{P-IBI} = -1.464 + 0.951x_{TP} - 0.268x_{NH_3-N}$                   | 0.914 | 0.000 | 38.244 |
| 夏季 Summer    | $y_{P-IBI} = 2.639 - 0.304x_{TP} + 0.775x_{NH_3-N} - 1.417x_{NO_3^-N}$ | 0.958 | 0.000 | 52.548 |
| 秋季 Autumn    | $y_{P-IBI} = -3.044 + 0.697x_{TP}$                                     | 0.697 | 0.001 | 15.094 |
| 冬季 Winter    | $y_{P-IBI} = 17.45 - 0.757x_{NH_3-N}$                                  | 0.757 | 0.000 | 21.458 |

(*Coniferous algae*) 等藻类构成<sup>[35]</sup>，其在全年多数季节形成优势可能与硅质外壳对细胞结构具有一定保护作用，且对光照和营养环境敏感性较低相关<sup>[36]</sup>。IV 类功能群多为耐受低光照和冲刷的珊瑚属 (*Cyanophyta*) 和盘星藻属 (*Pediastrum*) 等中型绿藻构成，牧食能力强，适宜在高光强、营养盐充沛的环境生长繁殖<sup>[35,37-38]</sup>。V 类功能群由有鞭毛、不具硅质外壳的裸藻属 (*Euglena*) 和隐藻属 (*Cryptophyta*) 等中大型藻类组成<sup>[17]</sup>，这些形态特征能够帮助其在资源获取过程中占优，并增强对低营养盐环境的耐受性。高环境耐受力和水体高营养盐环境与 IV、V 类功能群在保护区四季均获取优势关系密切；空间尺度上，除核心区外，涡河、淮河干流优

势功能群均为 III、IV、V 和 VI，核心区 IV 类功能群优势较小可能是因为 V 类功能群 47.47% 的相对生物量占据了较大的生态位，限制了 IV 类功能群的繁殖。

3.2 保护区生态健康状况

研究表明，保护区 68.06% 的样点健康水平在“一般”以上，整体水生态健康状况良好，但春季评价结果与其他季节存在较大偏差。逐步回归分析结果显示，总磷和氨氮为影响春季 P-IBI 的主要环境因子，其中春季 P-IBI 与总磷呈正相关，说明一定范围内的总磷浓度对浮游植物群落结构复杂化有促进作用；氨氮与春季 P-IBI 呈负相关，这可能与高浓度氨氮使藻类快速增殖，导致其生存空间下

降、种间竞争增强,进而致使其生物多样性下降有关<sup>[39]</sup>。空间分布上整体呈现淮河干流水域优于涡河、实验区优于核心区的格局,这与赵长森等<sup>[40]</sup>评价涡河水体属于不健康行列的结果相符。邱阳凌等<sup>[20]</sup>在对涡河的研究中发现其水体污染严重,蓝绿藻比例远超其他藻类,这可能是导致其浮游植物完整性较低的原因。研究显示,河流交汇区河床地貌会发生转变,汇流比的增大会扩大污染带的分布,对水生态系统造成破坏<sup>[41-42]</sup>。而核心区的两个采样断面分别位于涡河和茨淮新河与淮河干流交汇区,且采样断面附近分布有小型码头和船舶停靠区,这些因素可能是核心区生物完整性受到破坏的关键原因。此外,保护区所处淮河流域人口密集,航运船舶密度高,生活污水及废油、废气排放对水生态环境均会产生负面影响。

### 3.3 P-IBI 在保护区的适用性

确保准确性是生物完整性评价的关键,其指标体系的科学性、代表性和敏感性是评价结果客观精确的前提<sup>[43]</sup>。本研究在浮游植物群落多样性、均匀度、丰富度及功能群4个方面共选取60个参数,并对4个季节分别建立了P-IBI评价体系,以确保评价体系的准确性及科学性,对所选参数进行非参数检验和相关性分析确保其对生境的敏感性。全年评价结果显示5.56%的样点为健康,44.44%为亚健康,18.06%为一般,23.61%为较差,8.33%为极差,对保护区各区域水生态健康状况区分效果显著。此外,本研究显示涡河水体健康程度在四季多数时间劣于淮河干流,这与水质环境评价结果相符<sup>[20]</sup>,但在四季的评价体系中,春季参照点和各样点评价结果与其他三季结果相异,且部分样点虽被选为参照点,但结果显示其健康状况并不理想。这些结果说明P-IBI准确反映了保护区的生境状况、浮游植物群落结构,在保护区水域内具有一定适用性,但在对采样点健康状况的评价中仍存在偏差,在未来的工作中还需加强收集不同时空尺度下的更多数据类型来拓展P-IBI评价体系,更详实地反映保护区的水生态健康状况,为保护区的水生态恢复提供建议。

### 参考文献:

- [1] 马金玉,罗千里,王文才,等. 华阳河湖群表层沉积物磷形态及生物有效性[J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(12): 2962-2971.
- [2] 王晨,陶孟,李爱民,等. 基于环境DNA宏条形码技术的秦淮河生物多样性研究[J]. 生态学报, 2022, 42(2): 611-624.
- [3] 马迎群,曹伟,赵艳民,等. 典型平原河网区水体富营养化特征、成因分析及控制对策研究[J]. 环境科学学报, 2022, 42(2): 174-183.
- [4] 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.
- [5] 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[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(2): 157-167.
- [6] KARR R J. Assessment of biotic integrity using fish communities[J]. Fisheries, 2011, 6(6): 21-27.
- [7] 田盼盼,桑翀,马徐发,等. 基于周丛藻类群落结构的新疆额尔齐斯河生态健康评价[J]. 生态学报, 2022, 42(2): 778-790.
- [8] 张亚军,秦秀东,李恩军,等. 基于浮游生物完整性指数的不同循环饥饿投饲模式黄颡鱼养殖塘水质评价[J]. 南方农业学报, 2020, 51(7): 1754-1763.
- [9] 刘园园,阿依巧丽,张森瑞,等. 着生藻类和浮游藻类在三峡库区河流健康评价中的适宜性比较研究[J]. 生态学报, 2020, 40(11): 3833-3843.
- [10] 谢孟星,钱新,刘彤,等. 基于微生物完整性指数的河流健康评价——以无锡市为例[J]. 环境科学学报, 2020, 40(3): 1112-1120.
- [11] 董贯仓,冷春梅,丛旭日,等. 南水北调东线工程运行3年后东平湖浮游植物群落特征及环境驱动因子[J]. 湖泊科学, 2022, 34(1): 61-73.
- [12] BAEK S H, SON M, KIM D, et al. Assessing the ecosystem health status of Korea Gwangyang and Jinhae bays based on a planktonic index of biotic integrity (P-IBI)[J]. Ocean Sci J, 2014, 49(3): 291-311.
- [13] WU N, SCHMALZ B, FOHRER N. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river[J]. Ecol Indic, 2012, 13(1): 158-167.
- [14] 顾毓蓉,薛庆举,万翔,等. 基于P-IBI因子分析法评价生态修复后松雅湖水生态状况[J]. 应用与环境生物学报, 2020, 26(6): 1325-1334.
- [15] 黎明明,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[J]. 中国环境监测, 2018, 34(6): 113-121.
- [16] KRUK C, SEGURA A M. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups[J]. Hydrobiologia, 2012, 698: 191-202.
- [17] SALMASO N, NASELLI-FLORES L, PADISAK J. Functional classifications and their application in phytoplankton ecology[J]. Freshw Biol, 2015, 60(4): 603-619.
- [18] 郭芳,顾继光,赵剑,等. 类群划分方法对南亚热带水库夏季浮游植物群落与环境响应关系的影响[J]. 环境科学, 2020, 41(11): 5050-5059.
- [19] 尚聪聪,肖慧,朱琳,等. 海州湾大竹蛏种质资源保护区生态环境质量分析与评价[J]. 渔业科学进展, 2021, 42(1): 11-17.
- [20] 邱阳凌,林育青,刘俊杰,等. 淮河干流及主要支流夏季浮游植

- 物群落生物多样性评价 [J]. 环境科学学报, 2018, 38(4): 1665-1672.
- [21] 陈豪, 左其亨, 张永勇, 等. 淮河中上游浮游植物群落结构特征及营养状况评价 [J]. 中国农村水利水电, 2019(2): 1-6, 10.
- [22] 赵秀侠, 侯冠军, 李静, 等. 2015 年淮河干流安徽段浮游植物群落结构特征 [J]. 湿地科学, 2017, 15(4): 497-504.
- [23] 周宇建, 张永勇, 花瑞祥, 等. 淮河中上游浮游植物时空分布特征及关键环境影响因子识别 [J]. 地理研究, 2016, 35(9): 1626-1636.
- [24] 吕海深, 丁然, 朱永华. 淮河流域闸坝对径流量的影响分析 [J]. 中国农村水利水电, 2020(4): 166-171, 176.
- [25] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法 [M]. 北京: 科学出版社, 1995: 18-356.
- [26] 周凤霞. 淡水微型生物与底栖动物图谱 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2011: 37-187.
- [27] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类——系统、分类及生态 [M]. 北京: 科学出版社, 2006: 23-903.
- [28] 郭雯, 赵俞廷, 黎宇洋, 等. 红枫湖营养水平及其历史演化趋势 [J]. 生态学杂志, 2020, 39(10): 3371-3378.
- [29] 汪琪, 黄蔚, 陈开宁, 等. 大溪水库浮游植物群落结构特征及营养状态评价 [J]. 环境科学学报, 2020, 40(4): 1286-1297.
- [30] 王备新. 大型底栖无脊椎动物水质生物评价研究 [D]. 南京: 南京农业大学, 2003: 86-89.
- [31] 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 [J]. 生态学报, 2016, 36(5): 1431-1441.
- [32] 肖善势, 郝雅宾, 刘金殿, 等. 应用生物完整性指数评价钱塘江流域—浙江段水生态系统健康 [J]. 水产科学, 2021, 40(5): 740-749.
- [33] 张辉, 彭宇琼, 邹贤妮, 等. 新丰江水库浮游植物功能分组特征及其与环境因子的关系 [J]. 中国环境科学, 2022, 42(1): 380-392.
- [34] 李璇, 王莲, 马卫星, 等. 不同河道型微污染源预处理工程水质净化效能及水质稳定性评价 [J]. 环境科学学报, 2020, 40(8): 2771-2784.
- [35] 胡韧, 蓝于倩, 肖利娟, 等. 淡水浮游植物功能群的概念、划分方法和应用 [J]. 湖泊科学, 2015, 27(1): 11-23.
- [36] 杨毓. 西安地区湖库藻类演替特征及控藻与避藻技术的研究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2017: 30-31.
- [37] 胡月敏. 浮游植物对高原水库水环境的指示及影响藻类生长的氮磷限制研究 [D]. 贵州: 贵州师范大学, 2018: 32-33.
- [38] 刘凌, 朱燕, 李博韬, 等. 基于 MBFG 分类法的长江江苏段浮游植物生物完整性评价 [J]. 水资源保护, 2020, 36(4): 13-20.
- [39] 郑晓宇, 顾詠洁, 金妍, 等. 不同氮、磷质量浓度下四尾栅藻的生长研究 [J]. 生态环境学报, 2010, 19(11): 2663-2668.
- [40] 赵长森, 夏军, 王纲胜, 等. 淮河流域水生态环境现状评价与分析 [J]. 环境工程学报, 2008(12): 1698-1704.
- [41] 何保, 燕亚东, 余苇, 等. 河流交汇口河床地貌演变研究进展 [J]. 水资源保护, 2018, 34(6): 17-23.
- [42] 米潭, 姚建. Y 型河流交汇区污染物扩散模拟研究 [J]. 环境科学与技术, 2020, 43(11): 9-16.
- [43] 田鹏, 钱昶, 林佳宁, 等. 滦河流域大型底栖动物生物完整性指数健康评价 [J]. 中国环境监测, 2019, 35(4): 50-58.