J. Lake Sci.(湖泊科学), 2027, 39(3):000-000
DOI 10.18307/2027.0325
©2027 *by Journal of Lake Sciences*

重庆市次级河流底栖动物完整性评价及环境影响分析*

尚锦涛[1,2]，周洋溢[1,3]，庞　旭[1,2]，王　强[1,3]**
（1：淡水鱼类资源与生殖发育教育部重点实验室 水产科学重庆市市级重点实验室 西南大学，重庆 400715）
（2：水产学院 西南大学，重庆 400715）
（3：生命科学学院 西南大学，重庆 400715）

摘　要：重庆市次级河流的水生态健康关乎三峡库区及长江流域的生态环境安全。2024—2025 年 4—5 月，将重庆市 46 条次级河流划分为 243 个评估河段，调查大型底栖动物，构建底栖动物完整性指数(B-IBI)评价体系，开展底栖动物完整性评估，比较不同片区河流底栖动物完整性状况的差异，探讨环境因子对 B-IBI 的影响及其驱动机制。结果表明：重庆市次级河流 B-IBI 由总分类单元数、EPT(蜉蝣目、襀翅目、毛翅目)个体数百分比、Hilsenhoff 生物指数和优势类群个体数百分比 4 个核心指标构成。46 条次级河流以中等(43.5%)和良好(36.9%)健康状态为主。河段尺度上，属较差状态的河段比例最高(27.6%)，优秀(23.1%)和中等(18.5%)状态河段次之。B-IBI 在河流和河段两个尺度上均呈现渝东北>渝东南>主城区的规律。生境质量指数(HQA)与 B-IBI 呈显著线性正相关(P<0.05)。不同 HQA 等级河段的 B-IBI 差异显著(P<0.05)。HQA 为优和良河段的 B-IBI 均值分别为良好和中等状态，其他 HQA 等级河段的 B-IBI 均值属较差状态。近自然河段的 B-IBI 多为优秀状态，而水库河段的 B-IBI 显著低于其他水文干扰等级河段(P<0.05)。沙普利可加性解释(SHAP)分析表明：水文干扰等级是影响重庆市次级河流 B-IBI 的主导环境因子，其次主要为 HQA、硫酸盐、氯化物等。这些环境因子对 B-IBI 具有明显的阈值效应。随机森林分析表明：水文因子对重庆市次级河流 B-IBI 的相对贡献率最高(57.9%)，其次为生境因子(29.3%)和水质因子(12.8%)。主城区水质因子对河流 B-IBI 的相对贡献率高于渝东北和渝东南。河流尺度上，水库河段比例与 B-IBI 呈极显著的线性负相关关系(P<0.001)，近自然河段比例与之呈极显著的线性正相关关系(P<0.001)。本研究表明水文干扰是影响重庆市次级河流底栖动物完整性的主导因素，水库建设和运行显著制约了 B-IBI 水平。

关键词：三峡库区；强干扰河流；生境；水坝；河流健康评价；大型底栖动物

Assessment of Macroinvertebrate Integrity and Analysis of Environmental Impacts in the Tributary Rivers of Chongqing*

Shang Jintao[1,2], Zhou Yangyi[1,3], Pang Xu[1,2]& Wang Qiang[1,3*]
(1: *Key laboratory of Freshwater Fish Reproduction and Development (Ministry of Education), Key Laboratory of Aquatic Science of Chongqing, Southwest University, Chongqing*, 400715, *P.R.China*)
(2: *College of Fisheries, Southwest University, Chongqing*, 400715, *P.R.China*)
(3: *School of Life Sciences, Southwest University, Chongqing*, 400715, *P.R.China*)

Abstract: The health of tributary rivers in Chongqing substantially affects the ecological and environmental security of the Three Gorges Reservoir Area and the Yangtze River watershed. We sampled benthic macroinvertebrates from 243 survey reaches of 46 Chongqing tributary rivers in April–May 2024 and 2025. We adopted the Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) to evaluate river health conditions. We compared variations in benthic biotic integrity across different regions and explored the effects and underlying mechanisms of

* 2026-03-26 收稿；2026-06-03 收修改稿；2026-06-23 录用。
三峡水库重庆库区长江干流及重要支流健康评价(CQS23C01036)和重庆市技术创新与应用发展专项重点项目(CSTB2023TIAD-KPX0086)联合资助
** 通信作者；E-mail：wqabso@163.com

environmental variables on B-IBI values. The results show that the B-IBI system for the studied tributary rivers consists of four core indicators: total species richness at sampling sites, relative abundance of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) species, Hilsenhoff biotic index, and relative abundance of dominant taxa. The health status of the 46 tributary rivers is mainly fair (43.5%) and good (36.9%). At the reach scale, poor-condition reaches account for the largest proportion (27.6%), followed by excellent (23.1%) and fair (18.5%) reaches. B-IBI values present consistent spatial variations at both river and reach scales. The highest B-IBI values occur in Northeast Chongqing, followed by Southeast Chongqing and the main urban area. Habitat Quality Assessment (HQA) scores show a significant positive linear correlation with B-IBI ($P<0.05$). B-IBI values also differ significantly among reaches with different HQA grades ($P<0.05$). Specifically, reaches with excellent and good HQA grades correspond to good and fair river health conditions, respectively, while reaches with lower HQA grades are classified as poor. Near-natural reaches mostly have excellent B-IBI levels, whereas reservoir reaches show significantly lower B-IBI values than reaches with other hydrological disturbance types ($P<0.05$). Shapley additive explanations (SHAP) analysis identifies hydrological disturbance level as the primary environmental factor regulating B-IBI of Chongqing tributary rivers, followed by habitat quality, sulfate concentration, and chloride concentration. These environmental factors exert distinct threshold effects on B-IBI. Random forest analysis indicates that hydrological factors contribute the most to B-IBI variation (57.9%), followed by habitat factors (29.3%) and water quality factors (12.8%). Water quality factors present a higher relative contribution to B-IBI in the main urban area than in Northeast and Southeast Chongqing. At the river scale, the proportion of reservoir reaches has a highly significant negative linear correlation with B-IBI ($P<0.001$), while the proportion of near-natural reaches has a highly significant positive linear correlation with B-IBI ($P<0.001$). This study confirms that hydrological disturbance is the dominant factor shaping benthic macroinvertebrate biotic integrity of Chongqing tributary rivers, and reservoir construction and operation substantially reduce river B-IBI levels.

Keywords: Three Gorges Reservoir Area; strong interfering rivers; habitat; dam; river health assessment; benthic macroinvertebrate

河流是陆地上最重要的淡水水体，具备水源供给、营养物质循环、气候调节、污染物净化、生物多样性维持等核心生态功能，是流域生态系统稳定和人类社会发展的关键支撑[1-2]。20 世纪以来，随着全球经济发展与人口增长，污水排放、筑坝建闸、河道渠化、过度捕捞、外来物种入侵等人为干扰，叠加全球变暖等自然因素的多维胁迫，导致全球河流生态系统的结构、功能持续退化，严重制约城市的可持续发展[3-4]。因此，选取科学适宜的方法开展河流健康评价已成为流域管理与河流生态修复工作的重要前提，具有突出的现实意义。

Karr 最早以鱼类作为指示生物构建生物完整性指数对河流健康状况进行评价[5]。此后，河流生物完整性评估逐步扩展至大型底栖动物[6-7]、浮游生物[8-9]、着生藻类[10-11]等生物类群。大型底栖动物因具有迁移能力弱、生命周期较长、类群组成丰富、对污染物耐受性差异显著且易于采集等优点。目前已成为生物完整性评价中应用最为广泛的类群[12]。底栖动物完整性指数(benthic index of biotic integrity，B-IBI)同时也成为河流健康评价中最重要的指标之一。2003 年，王备新首次在国内应用 B-IBI 评价溪流生态系统健康[13]，为该方法在我国的推广奠定了基础。此后，国内开展了大量针对中小型河流的 B-IBI 评价研究[14-18]。2020 年，《河流水生态环境质量监测与评价技术指南 (征求意见稿)》[19]、《河湖健康评估技术导则》(SL/T 793-2020)[20]等一系列技术标准的发布标志着 B-IBI 已成为我国河流健康评价的基本指标，为水生态考核与评价提供重要支撑[21]。B-IBI 评价研究也逐步扩展到省域尺度。例如，姜永伟等构建了适用于辽宁省河流的 B-IBI 评价指标体系和标准[22]。张宇航等基于 B-IBI 对北京市五大水系的河流健康状况进行了评价[23]。Zhao 等验证了 B-IBI 在河南省 10 座大中型水库健康评价中的适用性[24]。郑彪等构建了天津市城市河流 B-IBI 评价指标体系，并开展了水生态健康评价[25]。

重庆市地处长江上游、三峡库区腹心。市内流域面积大于 100 km^2，汇入长江、嘉陵江、乌江等大江大河的一、二级支流就多达 199 条[26-27]。重庆市次级河流兼具山地河流、水库回水区河流和城市河流等多重属性。渝西主城区地貌以低山、丘陵为主，次级河流多瀑布、跌水；渝东北、渝东南地貌以中山为主，次级河流比降大，水流侵蚀剧烈，河道多浅滩-深滩交替的生境结构。受梯级水坝建设及三峡水库蓄水影响，次级河流水库淹没段由流水水体转变为半封闭的缓流水体，生境质量降低，自然水文节律丧失，

河流自净能力下降，富营养化风险显著增加。与此同时，直辖后重庆人口的迅速增长以及城市化和工业化的快速推进，进一步加剧了点源与面源污染的强度。重庆市次级河流的水生态健康状况，不仅关乎三峡水库的生态环境安全，也对筑牢长江流域生态屏障、维护全流域生态系统健康具有重要意义。目前，针对重庆市次级河流 B-IBI 评价的研究仅见于梁滩河[28]、濑溪河[28]、澎溪河[29-30]、大宁河[30]等少量河流，难以揭示市域尺度内次级河流的整体健康状况。自然地理格局、水利工程调控与高强度人类活动叠加的综合效应，使评价工作面临多重复合干扰，且各干扰具有较强的空间异质性，增加重庆市次级河流健康评估的技术难度。为此，亟需针对重庆市次级河流的生态环境特征构建一套 B-IBI 评价体系，以系统解析多重胁迫下次级河流的健康状况及驱动机制。

本研究以重庆市 46 条主要次级河流为研究对象，通过构建适用于重庆市次级河流的 B-IBI 评价体系，系统揭示不同区位河流健康状况的分异特征，分析不同河段类型比例与河流整体 B-IBI 之间的关系，探究了水质、生境、水文等环境因子对河段 B-IBI 的影响及其驱动机制。本研究不仅能填补重庆市市域尺度次级河流 B-IBI 评价的研究空白，完善三峡库区次级河流健康评价的方法体系，为重庆市精准开展河流生态管护提供量化支撑，为三峡库区水域生态安全防控提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

重庆市位于三峡库区腹心地带，地貌以山地、丘陵为主。属亚热带湿润季风气候，年平均气温为 16~18 ℃，年平均降水量 1136.5 mm。重庆市境内水系发达，河流纵横，主要涉及长江(干流)、嘉陵江、乌江、汉江、沱江、沅江六大水系[26-27]。为反映重庆市次级河流的整体状况，本研究选取不同空间区位和不同类型的 46 条次级河流开展 B-IBI 研究。这些次级河流中属长江(干流)水系的有 33 条(表 1)，另有 13 条分属嘉陵江(3 条)、乌江(6 条)、汉江(1 条)、沅江(3 条)。这些河流的流域面积在 135~19344 km^2 之间，河长 31.9~477.0 km。从空间上看，21 条河流位于渝东北，9 条河流位于渝东南，16 条河流位于主城区；35 条位于三峡库区。

1.2 河段划分、样品采集与处理

依据河流地貌、水文特征、近岸土地利用等，将评估河流划分为若干评估河段。本研究将 46 条河流共划分为 243 个评估河段。每个评估河段中，根据其主要生境类型选择 1 个 50m 长的代表性河段作为监测河段(附件)。

底栖动物采样时间为 2024—2025 年 4—5 月。每个监测河段采集 3~5 个样方，采样频次为 1 次。样方间距至少 10 m。在浅滩生境，使用索伯网(面积 0.09 m^2，网径 40 目)采集。采样时将索伯网放入河床后，用毛刷清洗大型石块，使石块上的底栖动物进入网中。然后搅动底质，搅动深度大于 10 cm。在水潭、水库生境，使用彼德逊采泥器(面积 1/32 m^2)采集。样品通过 40 目铜筛筛洗后，挑选并分捡出底栖动物。底栖动物标本装入 30 ml 塑料瓶，用 10%甲醛保存，带回室内镜检、鉴定、计数、称重。物种尽可能鉴定至最低的分类单元。底栖动物功能摄食类群按照摄食对象和摄食方法差异划分为 5 大类：滤食者(Collector-filterer)，收集者(Collector-gatherer)，捕食者(Predator)，刮食者(Scraper)，撕食者(Shredder)[31]。查阅相关文献[32-33]确定各底栖动物种类的功能摄食类群。

1.3 环境因子

水体 pH、溶解氧使用便携式多参数水质仪(哈希 HQ40D)现场测量。其他水质指标数据均采用与底栖动物采样同月的水质监测结果。监测频次为 1 次。数据由重庆市水利局提供。采用河流生境调查(river habitat survey,RHS)方法调查各河段物理生境[34-35]，选择河流生境质量评价指数(habitat quality assessment，HQA)、河流生境退化指数(habitat modification score，HMS)评估河流物理生境现状。HQA 评价指标包含流态、河床底质、河床特征、河岸特征、边滩、河岸土地利用类型等 10 个评分项目。HMS 包含河岸加固、河岸平整、河岸阶梯化、筑堤、河岸牲畜践踏、人工河床等 16 项评价指标。参考王强等[35]的方法以参照点 HQA 得分的 25%分位数值作为河段生境质量健康的评价标准。对小于 25%分位数值的分布范围进行等分。确定河段 HQA 评价标准为：差(≤11)、较差(12~16)、中(17~22)、良(23~27)、优(≥28)。

表 1 研究区域次级河流基本情况

Tab.1 General characteristics of surveyed tributary rivers in the study area

编号	河流	河长/km	流域面积/km²	市内河长/km	市内流域面积/km²	水系	区位
1	抱龙河	40.1	328	20.5	183	长江(干流)	渝东北*
2	草堂河	36.5	400	36.5	400	长江(干流)	渝东北*
3	大宁河	181.0	4366	181.0	4345	长江(干流)	渝东北*
4	大溪河(奉节)	86.0	1597	86.0	1597	长江(干流)	渝东北*
5	东溪河	31.9	148	31.9	148	长江(干流)	渝东北*
6	官渡河	42.0	345	41.6	336	长江(干流)	渝东北*
7	黄金河	42.0	256	42.0	256	长江(干流)	渝东北*
8	南　河	70.8	1711	70.8	1551	长江(干流)	渝东北*
9	瀼渡河	46.9	267	46.9	267	长江(干流)	渝东北*
10	普里河	126.0	1167	126.0	1167	长江(干流)	渝东北*
11	任　河	211.4	4902	128.0	2345	汉江	渝东北
12	汝溪河	69.8	733	69.8	733	长江(干流)	渝东北*
13	汤溪河	104.0	1701	104.0	1701	长江(干流)	渝东北*
14	小　江	190.0	5173	190.0	5173	长江(干流)	渝东北*
15	苎溪河	33.0	228	33.0	228	长江(干流)	渝东北*
16	磨刀溪	159.7	3092	78.5	2536	长江(干流)	渝东北*
17	长滩河	93.6	1266	50.0	776	长江(干流)	渝东北*
18	梅溪河	118.0	1903	118.0	1903	长江(干流)	渝东北*
19	州　河	193.0	2754	62.0	1399	嘉陵江	渝东北
20	碧溪河	47.8	184	47.8	184	长江(干流)	渝东北*
21	渠溪河	109.0	913	109.0	913	长江(干流)	渝东北*
22	阿蓬江	244.0	5345	130.0	2707	乌江	渝东南
23	芙蓉江	234.0	7806	38.8	941	乌江	渝东南
24	甘龙河	112.0	2029	60.6	1551	乌江	渝东南
25	龙　河	159.0	2779	159.0	2766	长江(干流)	渝东南*
26	龙潭河	66.0	1372	66.0	1372	沅江	渝东南
27	梅江(秀山)	144.0	2848	144.0	2848	沅江	渝东南
28	普子河	81.0	1252	81.0	1036	乌江	渝东南
29	酉　水	477.0	19344	98.6	4809	沅江	渝东南
30	郁　江	176.0	4562	88.0	2940	乌江	渝东南
31	梁滩河	86.4	514	86.4	514	嘉陵江	主城区*
32	琼　江	240.0	4311	102.0	1226	嘉陵江	主城区
33	一品河	49.0	367	49.0	367	长江(干流)	主城区*
34	黎香溪	81.0	926	81.0	926	长江(干流)	主城区*
35	璧南河	102.0	1055	102.0	1055	长江(干流)	主城区*
36	龙溪河	238.0	3248	210.5	2959	长江(干流)	主城区*
37	御临河	231.0	3867	75.9	932	长江(干流)	主城区*
38	桃花溪	66.1	368	66.1	368	长江(干流)	主城区*
39	花溪河	61.0	281	61.0	281	长江(干流)	主城区*
40	大洪河	158.0	1451	39.0	242	长江(干流)	主城区*
41	藻渡河	102.0	1189	43.0	462	长江(干流)	主城区*
42	綦　江	222.3	7089	157.5	3708	长江(干流)	主城区*
43	朝阳河	33.9	135	33.9	135	长江(干流)	主城区*
44	五布河	88.0	868	88.0	868	长江(干流)	主城区*
45	笋溪河	126.0	1172	126.0	1112	长江(干流)	主城区*
46	大溪河(南川)	117.0	1765	117.0	1765	乌江	主城区*

河流基础数据由重庆市水利局提供；重名河流以流域内面积占比最大的区县名称后缀，以示区别；河流区位按照《重庆市国土空间总体规划(2021-2035 年)》中国土空间区划划分；跨区河流以其流域所在最主要区域确定区位；*表示三峡库区河流。

研究涉及 46 条河流共 243 个河段。每条河流上一般不超过 3 个水文站，因此难以获得每个河段水文情势数据。综合考虑各河段水库蓄水、电站厂房出水、上游抽水、生态流量泄放等多个因素，按水文情势所受人为干扰强度将评估河段划分为 6 个类型(表 2)。

1.4 B-IBI 评价指标体系和标准

参照相关文献[20,36-38]，对底栖动物相关指标进行筛选，以构建 B-IBI 评价指标体系。结果筛选出总分

类单元数(M1)、EPT(蜉蝣目、襀翅目、毛翅目)个体数百分比(M9)、Hilsenhoff 生物指数(M16)、优势类群个体数百分比(M17)这 4 个指标作为重庆市次级河流 B-IBI 评价指标体系的核心指标。采用比值法计算各河段的 B-IBI 值。河流整体 B-IBI 值，采用各评估河段 B-IBI 值按其长度比例的加权平均值。以其 95%分位数为最佳值，进行标准化。按照每 20 分为一级将 B-IBI 得分划分为劣态、较差、中等、良好、优秀 5 个等级。指标体系构建等相关内容见附件。

表 2 评估河段水文干扰等级划分

Tab.2 Classification of hydrological disturbance level for river reach

水文干扰等级	水文干扰特征及河段类型
0	未受水库蓄水、生产生活用水显著影响，水文节律和流态自然的河段
1	少量灌溉用水、场镇抽水影响的近自然河段
2	有支流汇入、地下水渗出补水的坝下减水河段；足量下泄生态流量的坝下减水河段
3	水电站厂房出水口下游河段
4	未足量下泄生态流量水库的坝下减脱水河段
5	水库淹没河段；未下泄生态流量水库的坝下减脱水河段

1.5 数据分析

以优势度确定各次级河流底栖动物优势种类。优势度计算公式如下：

$$Y_i=(n_i/N)\times f_i \tag{1}$$

式中，Y_i 为物种 i 的优势度；n_i 为物种 i 的总个体数；N 为底栖动物总个体数；f_i 为物种 i 在所有样方中的出现率。当 Y_i>0.02 时，物种 i 视为优势种[39]。

采用 SPSS 27.0 中的 Spearman 相关性分析河段 B-IBI 与水质指标的相关性。若 P<0.01，则保留该水质指标进行后续分析。分析河段 B-IBI 与生境指标的 Spearman 相关性。若 P<0.05，则使用 Origin 2025 中的回归模型分析河段 B-IBI 与生境指标的拟合状态，并筛选出最优模型进行分析。选用 SPSS 27.0 中的 Kruskal-Wallis H 方法检验不同 HQA 等级和水文干扰等级河段 B-IBI 的差异显著性。显著性水平取 0.05。

使用随机森林模型(R 4.5.0 软件 randomForest 包)分析水质、生境、水文环境因子对河段 B-IBI 的均方误差增加百分比(Increase in MSE)，以量化环境因子对河段 B-IBI 的相对重要性，并用 rfPermute 包评估显著性水平。采用沙普利可加性解释(Shapley additive explanations, SHAP)和部分依赖图(partial dependence plot, PDP)对随机森林模型进行机制解释，以揭示各环境因子与 B-IBI 之间的响应关系。使用 fastshap 包的 explain 函数计算 SHAP 值，设置重复次数 nsim=100，计算前设定随机种子为 123 以保证结果可重复。通过 shapviz 包绘制平均 SHAP 绝对值图以展示环境因子的贡献程度，同时绘制 SHAP 蜂群图。选取平均 SHAP 绝对值排序前 4 的环境因子，绘制部分依赖图(PDP)，使用 pdp 包的 partial 函数计算部分依赖值，并采用 ggplot2 结合 ggh4x 包的 facet_wrap2 函数对 4 个环境因子的 PDP 进行绘图。为明确水质、生境、水文 3 种不同类型环境因子对 B-IBI 的整体影响，使用随机森林模型(R 4.5.0 软件 randomForest 包)，计算各单变量的置换重要性，在此基础上聚合得到各类型环境因子的平均相对影响（Mean Relative Influence, MRI），进而明确不同类型环境因子对重庆市次级河流 B-IBI 的相对贡献率。

根据河段生境特征，将各评估河段分为水库河段、减水河段、近自然河段 3 种类型。分析河流 B-IBI 得分与河段类型比例的相关性。若 P<0.05，则使用 Origin 2025 中的回归模型分析河流 B-IBI 与河段类型比例的拟合状态，并筛选出最优模型进行分析。

B-IBI 的空间分析采用 ArcMap10.8.2 绘图。SHAP 蜂群图、PDP 偏依赖图采用 R 4.5.0 软件绘图。其他分析结果使用 Origin 2025 绘图。

2 结果与分析

2.1 物种组成

调查共采集到底栖动物 194 种，属 26 目 83 科。昆虫纲种类最多，共 149 种，占总物种数的 76.8%。其次为软体动物门(22 种，11.3%)、环节动物门(13 种，6.7%)、甲壳动物门(7 种，3.6%)。从出现频率上看，四节蜉属(*Baetis* sp.)、多足摇蚊属(*Polypedilum* sp.)、亚非蜉属(*Afronurus* sp.)、水丝蚓属(*Limnodrilus*

sp.)、纹石蛾属(*Hydropsyche* sp.)这 5 个物种出现频率最高，均在 25%以上。从优势度上看，四节蜉属是 32 条河流中的优势种，约占调查河流总数量的 69.6%。其次为多足摇蚊属(23 条，50.0%)、纹石蛾属(21 条，45.7%)、亚非蜉属(14 条，30.3%)、真开式摇蚊属 *Eukiefferiella* sp.(13 条，28.3%)。

2.2 B-IBI 评价结果

2.2.1 总体状况　B-IBI 评价结果表明，1 条河流(黄金河)为优秀状态(图 1)。17 条河流为良好，占评估河流的 36.9%，20 条河流为中等(43.5%)，7 条河流为较差(15.2%)，1 条河流(琼江)属劣态。整体上看，本研究所选河流 B-IBI 以中等和良好为主。在河段尺度上，属较差状态的河段比例最高，为总评价河段的 27.6%，其次为优秀状态河段(23.1%)、中等状态河段(18.5%)。良好和劣态河段比例差异不大，分别为 15.2%和 15.6%。

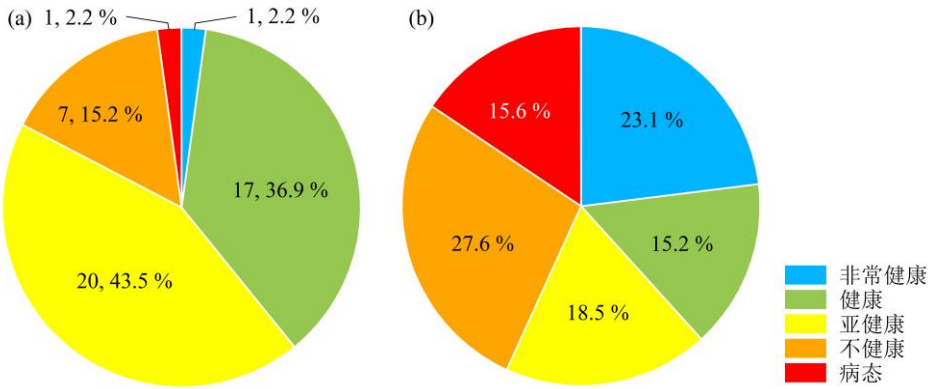


图 1 重庆市次级河流 B-IBI 评价结果(a 河流，b 河段；逗号前数字为河流数量，之后为对应比例；下同)

Fig.1 Results of B-IBI for tributary rivers in Chongqing

2.2.2 空间特征　在河流尺度上，渝东北超过一半河流(52.3%)属良好状态，38.1%河流属中等状态(图 2)。渝东南良好状态河流比例(44.5%)略低于渝东北，中等状态河流比例(33.3%)与渝东北差异不明显，较差状态河流比例明显高于渝东北，达到 22.2%。重庆主城区河流 B-IBI 整体属中等和较差状态，合计比例超过 80%；属良好状态河流只占 12.5%。在河段尺度上，渝东北属优秀和良好状态河段比例合计达到 50.0%(图 3)，明显高于渝东南(38.1%)和主城区(25.0%)；渝东北较差和中等状态河段比例合计为 36%，明显低于渝东南(43.7%)和主城区(51.1%)。

整体来看，重庆市次级河流 B-IBI 在河流和河段两个尺度上均呈现出渝东北>渝东南>主城区的规律。

2.3 B-IBI 与环境因子的关系

2.3.1 水质对河段 B-IBI 的影响　Spearman 相关性分析表明(图 4)，河段 B-IBI 与 pH、总磷(TP)显著负相关($P<0.05$)，与高锰酸盐指数(COD_{Mn})、五日生化需氧量(BOD_5)、氟化物、硫酸盐、氯化物极显著负相关($P<0.01$)。M9 与上述水质指标也呈现类似的负相关关系，而 M16 与这些水质指标多呈正相关关系。M1 与 BOD_5、氟化物、硫酸盐显著负相关($P<0.05$)，与 COD_{Mn} 极显著负相关($P<0.01$)。M17 仅与氟化物呈显著正相关($P<0.05$)，明显不同于其他核心指标。

2.3.2 生境对河段 B-IBI 的影响　Spearman 相关性分析表明，HQA 与河段 B-IBI 的相关性达到显著水平($P<0.05$)，HMS 与河段 B-IBI 的相关性不显著($P>0.05$)。回归分析表明 HQA 与河段 B-IBI 存在极显著的线性正相关关系($P<0.001$， 图 5)。这说明河流物理生境质量越好，河段 B-IBI 得分越高。

箱线图分析结果表明，HQA 为优河段的 B-IBI 均值为良好状态；HQA 为良河段的 B-IBI 均值为中等状态；其他 HQA 等级河段的 B-IBI 均值属较差状态(图 6)。Kruskal-Wallis H 检验表明，不同 HQA 等级河段的 B-IBI 得分差异显著($P<0.05$， 图 6)。HQA 为良河段的 B-IBI 得分均值为 53.74，显著低于 HQA 为优河段(74.19，$P<0.05$)，显著高于其他 HQA 等级河段(30.34~36.55，$P<0.05$)。

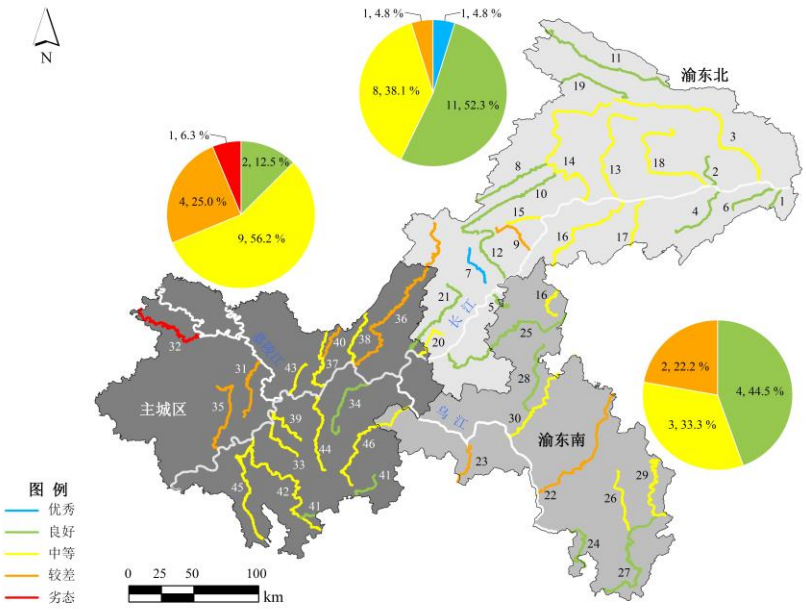


图 2 重庆市次级河流 B-IBI 的空间特征(河流尺度) （序号与河流对应关系见表 1，下同）

Fig.2 Spatial characteristics of B-IBI for tributary in Chongqing at river scale

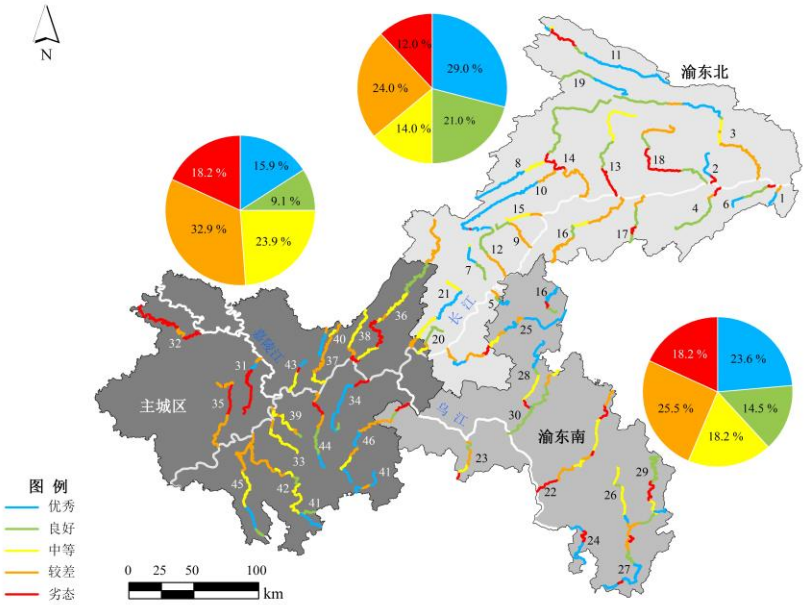
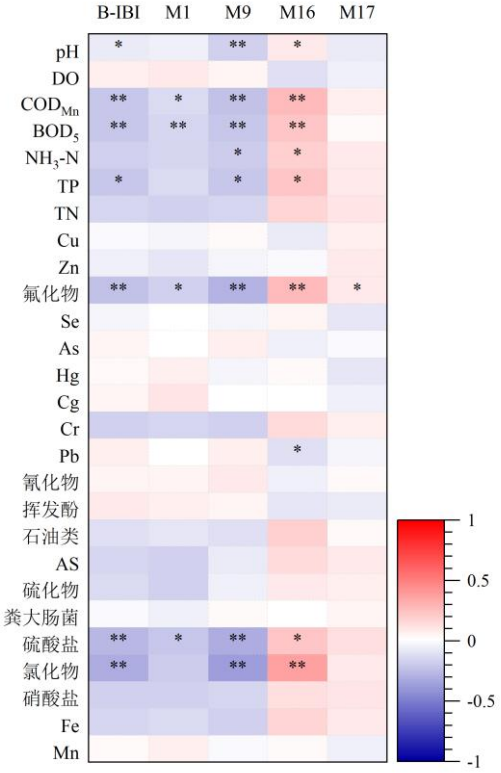


图 3 重庆市次级河流 B-IBI 的空间特征(河段尺度)

Fig.3 Spatial characteristics of B-IBI for tributary in Chongqing at river reach scale



M1:总分类单元数 Total richness at sampling site; M9: EPT(蜉蝣目、襀翅目、毛翅目)个体数百分比 Relative abundance of EPT (Ephemeroptera，Plecoptera，Trichoptera) species; M16:Hilsenhoff 生物指数 Hilsenhoff biotic index; M17:优势类群个体数百分比 Relative abundance of dominant taxon; DO:溶解氧 Dissolved oxygen; COD_{Mn}:高锰酸盐指数 Permanganate index; BOD_5:五日生化需氧量 Five-day biochemical oxygen demand; NH_3-N:氨氮 Ammonia nitrogen; TP:总磷 Total phosphorus; TN:总氮 Total nitrogen; Cu:铜 Copper; Zn:锌 Zinc; Se:硒 Selenium; As:砷 Arsenic; Hg:汞 Mercury; Cg:镉 Cadmium; Cr:铬 Chromium; Pb:铅 Lead; AS:阴离子表面活性剂 Anionic surfactant; Fe:铁 Iron; Mn:锰 Manganese; *表示 $P < 0.05$; **表示 $P < 0.01$;

图 4 水质指标与河段 B-IBI 及其核心指标的 Spearman 相关性分析

Fig.4 Spearman correlation analysis of water quality variables with B-IBI of river reach and its key indexes

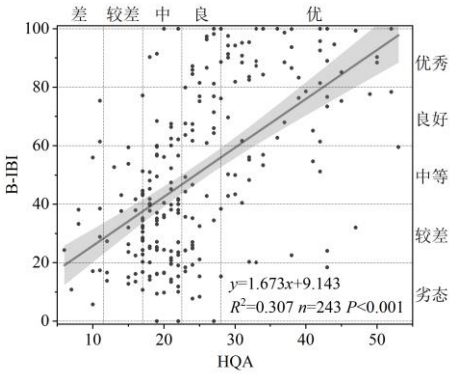


图 5 生境质量指数(HQA)与河段 B-IBI 的回归分析

Fig.5 Regression analysis between Habitat Quality Assessment (HQA) and B-IBI of river reach

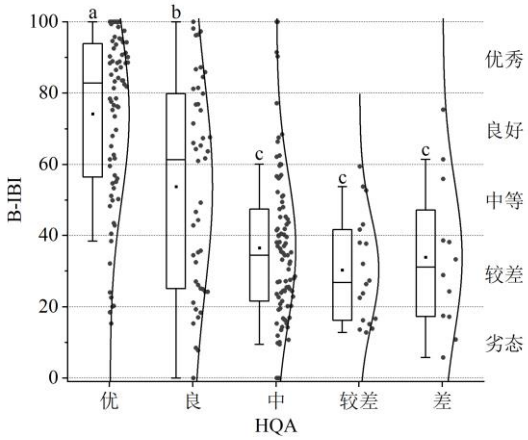


图 6 不同生境质量指数(HQA)等级的 B-IBI 箱线图和正态曲线 （不同字母表示组间差异显著，$P<0.05$)

Fig.6 Box plot and normal curve of B-IBI across Habitat Quality Assessment (HQA) levels

2.3.3 水文对河段 B-IBI 的影响　箱线图分析结果表明(图 7)，水文干扰等级为 0 河段的 B-IBI 多属优秀状态。水文干扰等级为 1、2、4 河段的 B-IBI 均值全部属良好状态。水文干扰等级为 3 河段的 B-IBI 略低于上述 3 个水文干扰类型河段，属中等状态，但 Kruskal-Wallis H 检验表明这四个水文干扰类型河段的 B-IBI 差异不显著($P>0.05$)。水文干扰等级为 5 的河段共有 125 段。其 B-IBI 均值最低(31.10)，属较差状态。Kruskal-Wallis H 检验表明，水文干扰等级为 5 河段的 B-IBI 得分显著低于其他水文干扰等级河段($P<0.05$)。

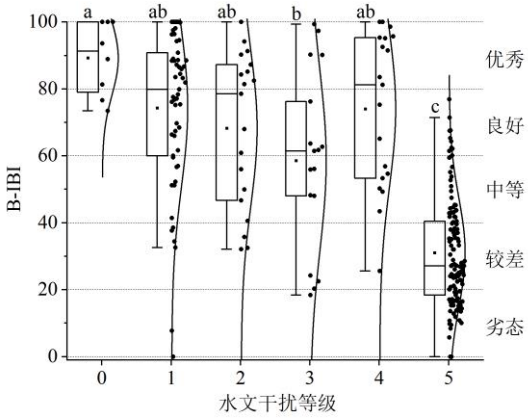


图 7 不同水文干扰等级的 B-IBI 箱线图和正态曲线

Fig.7 Box plot and normal curve of B-IBI across hydrological disturbance levels

2.3.4 不同环境因子对河段 B-IBI 的重要性　基于平均 SHAP 绝对值的排序结果表明：水文干扰等级的平均 SHAP 绝对值超过 12，明显高于其他环境因子，是影响重庆市次级河流 B-IBI 最关键的环境因子(图 8)。HQA 重要性次之，平均 SHAP 绝对值约为 6。水质指标中，硫酸盐、氯化物、氟化物、COD_{Mn} 和 BOD_5 的重要性依次降低，平均 SHAP 绝对值在 1~3 之间。上述结果表明水文因子、生境因子是影响重庆市次级河流 B-IBI 的主导因素，而水质因子的影响相对较弱。

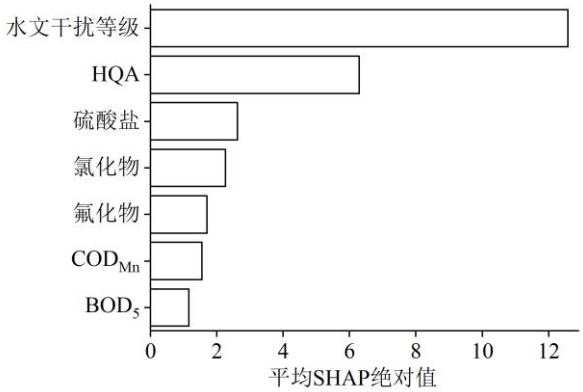


图 8 SHAP 特征重要性排序

Fig.8 Ordination of SHAP feature importance

SHAP 蜂群图进一步揭示了环境因子对 B-IBI 的作用方向(图 9)。水文干扰等级较低的采样点多分布在 SHAP 正区间，水文干扰等级较高的采样点多分布在 SHAP 负区间。这表明对水文的人为扰动越小，B-IBI 得分越高。较高的 HQA 对 B-IBI 有正向作用，表明良好的河流物理生境能够提高底栖动物的完整性。从分布特征来看，5 个核心水质指标的高值多集中在 SHAP 负区间，低值多集中在 SHAP 正区间，表明这些水质指标对 B-IBI 有负向作用。从对 B-IBI 的影响强度上看，氟化物、COD_{Mn}、BOD_5 这三个指标弱于硫酸盐和氯化物。

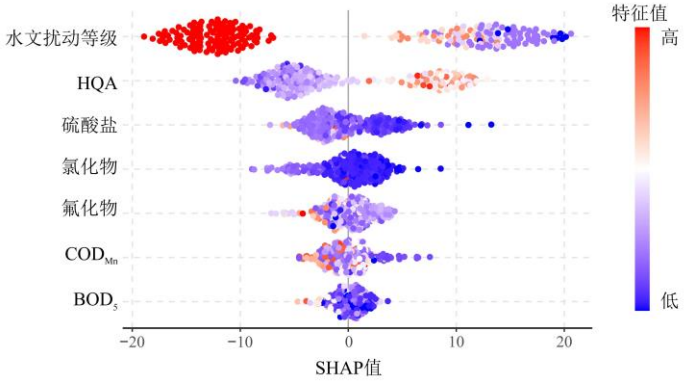


图 9 B-IBI 驱动因子贡献差异 SHAP 蜂群图

Fig.9 SHAP beeswarm plot of B-IBI drivers

PDP 分析进一步量化了水文干扰等级、HQA、硫酸盐、氯化物 4 个核心驱动因子与 B-IBI 预测值之间的响应关系(图 10)。水文干扰等级从 0 增加至 4 时，B-IBI 预测值呈缓慢下降趋势，整体维持中等至良好水平(58~65)。当水文干扰等级达到 5 时，B-IBI 预测值大幅下降，从 58 降至 31，落入较差状态区间。这表明水库蓄水对河段 B-IBI 有明显影响。HQA 小于 23 时，B-IBI 预测值保持在较低水平(43 左右)。HQA 由 23 增加 29 时，B-IBI 预测值迅速上升。HQA 超过 29 后，B-IBI 预测值趋于平稳。这表明河流物理生境质量对 B-IBI 具有明显的阈值效应。硫酸盐小于 41 mg/L 时，B-IBI 预测值随硫酸盐浓度增加而迅速降低。硫酸盐超过 41 mg/L 后，B-IBI 预测值略有回升并逐渐趋于稳定。氯化物对 B-IBI 的影响模式与硫酸盐类似，阈值点约为 39 mg/L。

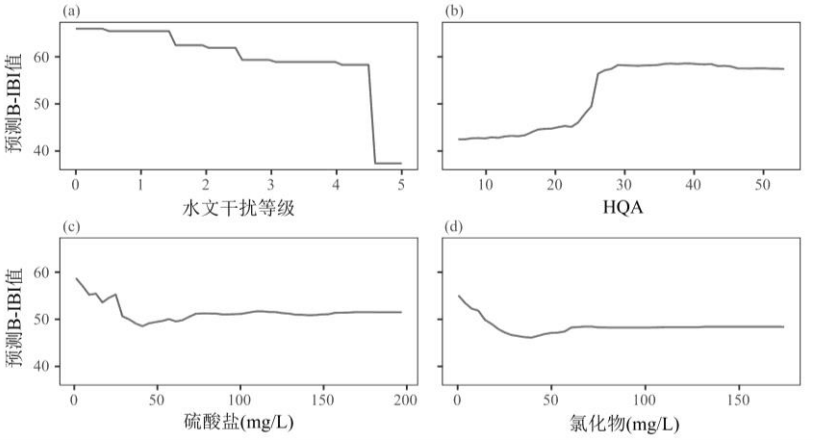


图 10 关键环境因子的偏依赖关系分析

Fig.10 Partial dependence plot analysis of critical environmental variables

随机森林模型分析结果表明(图 11)，水文因子对重庆市次级河流 B-IBI 的相对贡献率最高，达 57.9%，其次为生境因子(29.3%)和水质因子(12.8%)。渝东北、渝东南各环境因子类别对 B-IBI 的相对贡献率与重庆市整体差异不大。主城区的情况与上述区域略有不同：水质因子对河流 B-IBI 的相对贡献率上升至 21.6%，已与生境因子(21.9%)基本持平。

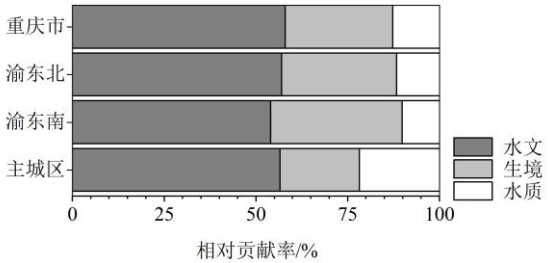


图 11 环境因子类别对 B-IBI 影响的随机森林模型

Fig.11 Ranking of relative importance of environmental variable categories for B-IBI based on random forests

2.3.5 河段类型比例对河流 B-IBI 的影响　Spearman 相关性分析表明，水库河段比例和近自然河段比例与河流 B-IBI 的相关性达极显著水平(P<0.01)，而减水河段比例与河流 B-IBI 的相关性不显著(P=0.848)。回归分析表明水库河段比例与河流 B-IBI 存在极显著的线性负相关关系(P<0.001，图 12)，近自然河段比例与河流 B-IBI 存在极显著的线性正相关关系(P<0.001， 图 12)。这说明水库河段比例越低，近自然河段比例越高，河流整体 B-IBI 得分越高。

3 讨论

3.1 B-IBI 的空间特征及影响因素

从空间上看，重庆市次级河流 B-IBI 整体呈现渝东北>渝东南>主城区的分布规律。这一趋势与三大片区的人口密度、土地利用特征、污染物输入水平及水资源开发强度等环境背景特征密切相关。主城区人口最多，密度最大，城市化进程显著，导致入河污染物负荷大，尤其建成区内的次级河流 B-IBI 得分普遍偏低。相较之下，渝东北和渝东南片区人口密度差异不显著，污染物来源均以农业面源为主，但两片区之间河流 B-IBI 仍存在明显差异。这一差异主要与次级河流中水库河段比例有关。渝东北次级河流水库河段比例平均为 34.6%，而渝东南则高达 56.6%。水库建设对河流生态系统的简化作用并非单一因素所致：

首先，水坝切断河流纵向连通性，导致自然流水生境片段化[40]；其次，水库蓄水后流速骤减、水深增大，底质由砾石、粗砂向淤泥和细沙转变，底栖动物栖息地异质性显著降低[41-42]；再次，水体滞留时间延长引发溶解氧分层和底层缺氧，同时水温模式改变，使得适应急流、高氧环境的 EPT 类群无法完成生活史，而耐低氧、喜静水的寡毛类和摇蚊幼虫则迅速成为优势类群[3,43]。本研究调查结果表明，水库河段 EPT 个体数百分比平均仅为近自然河段的 19%，且优势类群个体数百分比升高近 2 倍，从而导致底栖动物多样性下降、完整性受损。由于核心评价指标中 EPT 个体数百分比与优势类群个体数百分比得分降低，最终导致 B-IBI 评分偏低。

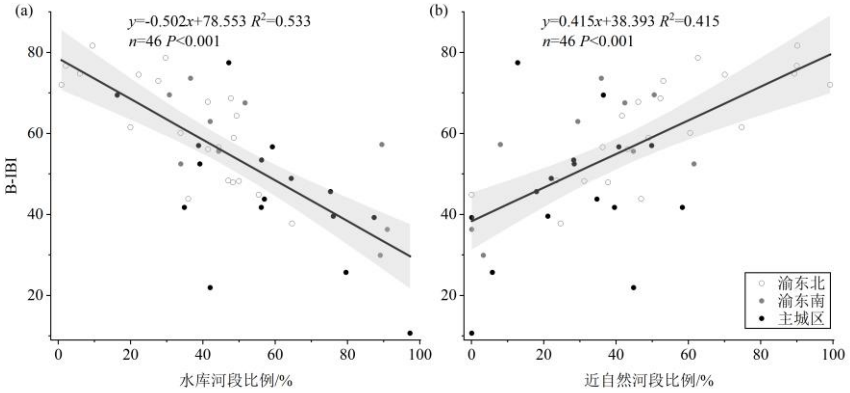


图 12 河段类型比例与河流 B-IBI 的回归分析

Fig.12 Regression analysis between reach type proportions and B-IBI of river

由于河流水文数据获取较为困难，国内关于水文因子对 B-IBI 影响的研究相对较少，现有研究多集中于不同水文时期或季节间 B-IBI 的比较[25,44]。本研究依据河段水文情势所受人为干扰的强度，将其划分为 6 个等级。SHAP 分析结果表明，水文干扰等级是限制重庆市次级河流 B-IBI 的主导因子，且其对 B-IBI 的影响呈现明显的阈值效应。该阈值接近等级 5 时才出现，而等级 3 和 4 对应的预测 B-IBI 值依然较高。这说明底栖动物对一定范围内的水文干扰具有耐受性。在坝下减水河段(等级 4)，即使流量显著低于自然河流水平，河道湿润率大幅缩减，但只要有少量流量维持，部分 EPT 敏感种类仍能存活[45-46]。只有当河道脱水或蓄水转变为静水环境时，B-IBI 才会发生根本性衰退。这一结果进一步印证了维持河道基本生态流量对保障 B-IBI 水平的重要性。

河流生境为底栖动物提供了生存与繁殖所必需的条件，是维持河流生态完整性的基础。张宇航等发现栖息地质量是限制北京市山区与平原区河流 B-IBI 的主导因子[23]。刘洋等亦指出栖息地质量状况是影响牛栏江 B-IBI 的主要因素之一[47]。本研究结果与上述结论一致：HQA 与 B-IBI 呈显著正相关，是影响 B-IBI 的重要因子。这表明生境的自然性、多样性与稀有性越高，重庆市次级河流的 B-IBI 状况越好。然而，SHAP 特征重要性分析(图 8)显示，HQA 的重要性仅约为水文干扰等级的一半。这反映出生境质量对 B-IBI 的影响弱于水文扰动，尤其是水库蓄水对 B-IBI 的影响。

水质通常是影响底栖动物群落结构与组成的主要环境因子[48-49]。然而，本研究发现重庆市次级河流中水质对 B-IBI 的相对贡献率仅为 12.8%。即使在污染负荷较高的主城区，其相对贡献率为 21.6%。这一结果可能与河道高度水库化、水库采样点占比较高有关。重庆市次级河流水库采样点的水质普遍可达 II—III 类，但 B-IBI 表现却较差，从而在一定程度上弱化了水质因子的相对贡献。硫酸盐、氯化物、氟化物、COD_{Mn} 和 BOD_5 是影响重庆市次级河流水生态健康的 5 项重要水质指标。其中，硫酸盐不仅可通过直接的渗透胁迫破坏底栖动物的水盐平衡，还可在厌氧条件下还原生成硫化物，间接对底栖动物产生毒性作用[50-51]。氯离子则主要通过渗透压效应对底栖动物造成生理胁迫[52]。重庆市次级河流中硫酸盐与氯化物的主要来源为城市生活污水及工业废水排放[53]。氟化物主要来源于含氟工业废水，其对底栖动物的

影响表现出高度的物种特异性，并受到水体化学背景的显著调控[54-55]。姜永伟对辽宁省主要河流的研究表明，氟化物是影响底栖动物群落结构的关键因子[22]。本研究亦发现氟化物对 B-IBI 具有显著影响。此外，天然水体中 COD_{Mn} 和 BOD_5 主要反映水体中耗氧性悬浮、溶解有机物对氧气消耗能力的指标[56]，其值过高会导致水体黑臭，进而破坏底栖动物的生境条件，削弱底栖动物群落的完整性。

3.2 B-IBI 核心指标

目前，国内围绕B-IBI已开展了大量的研究，积累了较为丰富的经验和数据。对近十年国内主要学术期刊相关文献的分析表明，B-IBI核心指标的筛选数量在3~7个之间，平均5.5个(附表)。所涉及的核心指标可划分为六种类型，包括种类丰富度、群落结构组成、耐污能力、功能摄食类群与生活型、生物多样性指数以及功能特征。通常每种类型下有 1~2 个核心指标。在具体指标选择上，种类丰富度、群落结构组成和生物多样性指数这三种类型主要选取总分类单元数、EPT 个体数占比和 Shannon-Wiener 多样性指数作为核心指标。耐污能力类型指标的选择较为多样。常用指标包括 BMWP 指数、科级耐污指数、优势类群个体数占比等。各指标在文献中的出现频次无明显差异。相比之下，功能摄食类群与生活型、功能特征这两种类型指标的整体出现频次较低，最多不超过 2 次。本研究筛选出的核心指标包括一个种类丰富度类型指标(总分类单元数)、一个群落结构组成类型指标(EPT 个体数百分比)、两个耐污能力类型指标(优势类群个体数百分比、Hilsenhoff 生物指数)。这与近十年国内 B-IBI 相关研究中使用的核心指标规律大体一致。

由于采样点设置、参照点选择、指标筛选等方法环节的差异，不同B-IBI研究采用的核心指标和评分标准往往存在较大差异(附表)。这给同一类型河流之间，甚至同一条河流不同时期的水生态完整性状况的比较分析带来了较大困难。例如，2023-2024 年赵艳民等[29]在评价澎溪河底栖动物完整性时，在流域内设置 28 个采样点，包括 5 个参照点，共筛选出 7 个核心指标。2023 年康孟杰等[30]在对长江干流重庆段及 4 条支流(含澎溪河)底栖动物完整性的研究中，共设置 36 个采样点，包括 5 个参照点，筛选出 5 个核心指标。两项研究仅有“总分类单元数”一个指标相同。对澎溪河干流中下游底栖动物完整性评价结果存在明显差异。前者认为澎溪河干流中下游底栖动物完整性为“一般”，后者则评价为“较差”或“差”。参照点选取、核心指标构成及评分标准设置上的差异，是导致两项研究结果不一致的主要原因。鉴于水生态系统完整性评价已被纳入国家重点流域水生态考核体系[30]，有必要在省域内按河流类型建立统一、规范的B-IBI评价标准，明确核心指标体系与评分标准，以确保评估“标尺”的一致性，从而为水生态状况的长期监测与科学评估提供可靠保障。

3.3 次级河流生态修复

重庆市的次级河流多为典型的强干扰河流[57]。大多数河流的水库河段比例很高。自然河段水库化会显著降低 B-IBI，因此水库河段比例过高必然导致河流整体 B-IBI 得分偏低。特别是重庆主城区的次级河流，其水库河段比例平均高达 58%。本研究发现水库河段比例与河流B-IBI显著负相关，近自然河段比例与河流 B-IBI 显著正相关。这说明河道内梯级水库的建设是影响河流 B-IBI 的重要因素。这些水库承担着防洪、供水、发电等重要功能，难以大规模拆除。因此，大多数次级河流的水库河段比例很难明显降低。随着流域水污染治理的持续推进和水质的逐步改善，以B-IBI为表征的河流水生态系统完整性可能会在增加到一定水平后进入瓶颈期。如何在保持水库功能正常运行的前提下，有效改善水库河段的生境质量，提升流域水生态系统完整性，是重庆市次级河流生态修复将面临的重大挑战和亟待解决的现实难题。结合本研究结果，针对次级河流上无法拆除的水坝，提出以下修复策略：(1) 生境异质性修复：在坝后及库尾区域构建人工浅滩和生态护岸，通过抛石、营造深浅交错的水流条件和恢复原生河岸植被，增加底质多样性，为 EPT 类群提供避难所。(2)生态流量精准调度：切实保证足量下泄生态流量，维持河道基本生态需水。根据研究区河流自然水文节律，在水生生物生活史关键阶段(如：繁殖期)，模拟天然洪峰过程，加大下泄流量，实施间歇性脉冲泄流，以增强下游溶解氧交换和底质冲刷。(3) 分区差异化修复：针对水库化程度相对较低的渝东北河流可侧重保护现存近自然河段，而渝东南和主城区则需结合人工浅滩与生态调度进行综合干预。切实保证足量下泄生态流量，在坝后水库内开展人工浅滩、生态护岸等异质性生境修复，并辅以基于自然水文过程的生态调度方案，可能是增加重庆市次级河流水库河段底栖动物完整

性和多样性的必要途径。

4 结论

1) 重庆市次级河流 B-IBI 由总分类单元数、EPT 个体数百分比、Hilsenhoff 生物指数、优势类群个体数百分比 4 个核心指标构成。

2) 46 条次级河流 B-IBI 健康状态以中等(43.5%)和良好(36.9%)为主。在河段尺度上，属较差状态的河段比例最高(27.6%)，优秀(23.1%)和中等(18.5%)状态河段次之。B-IBI 在河流和河段两个尺度上均呈现出渝东北>渝东南>主城区的规律。

3) 水文干扰等级是影响重庆市次级河流 B-IBI 的主导环境因子，其次主要为 HQA、硫酸盐、氯化物等。这些环境因子对 B-IBI 具有明显的阈值效应。

4) 水文因子对重庆市次级河流 B-IBI 的相对贡献率最高(57.9%)，其次为生境因子(29.3%)和水质因子(12.8%)。主城区水质因子对河流 B-IBI 的相对贡献率高于渝东北和渝东南。

5) 水库河段比例与河流 B-IBI 呈极显著的线性负相关关系，近自然河段比例与之呈极显著的线性正相关关系。

5 参考文献

[1] 何建波, 李欲如, 毛江枫等. 河流生态系统健康评价方法研究进展. 环境科技, 2018, **31**(6): 71-75.

[2] Zhang XX, Han M, Ni J *et al*. Progress and prospect of research on river ecological health assessment based on bibliometric and visual analysis. *Journal of Xi'an University of Technology*, 2024, **40**(1): 1-14. DOI: 10.19322/j.cnki.issn.1006-4710.2024.01.001. [张向徐, 韩美, 倪娟等. 基于文献计量和可视化分析的河流生态健康评价研究进展与展望. 西安理工大学学报, 2024, **40**(1): 1-14.]

[3] Belletti B, Garcia de Leaniz C, Jones J *et al*. More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 2020, **588**(7838): 436-441. DOI: 10.1038/s41586-020-3005-2.

[4] Pekel JF, Cottam A, Gorelick N *et al*. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 2016, **540**(7633): 418-422. DOI: 10.1038/nature20584.

[5] Karr JR. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, **6**(6): 21-27. DOI: 10.1577/1548-8446(1981)0060021: aobiuf>2.0.co;2.

[6] de-la-Ossa-Carretero JA, Lane MF, Llansó RJ *et al*. Classification efficiency of the B-IBI comparing water body size classes in Chesapeake Bay. *Ecological Indicators*, 2016, **63**: 144-153. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.010.

[7] Masese F, Raburu P, Muchiri M. A preliminary benthic macroinvertebrate index of biotic integrity (B-IBI) for monitoring the Moiben River, Lake *Victoria* Basin, Kenya. *African Journal of Aquatic Science*, 2009, **34**(1): 1-14. DOI: 10.2989/AJAS.2009.34.1.1.726.

[8] Wu NC, Schmalz B, Fohrer N. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river. *Ecological Indicators*, 2012, **13**(1): 158-167. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.05.022.

[9] Kane DD, Gordon SI, Munawar M *et al*. The Planktonic Index of Biotic Integrity (P-IBI): An approach for assessing lake ecosystem health. *Ecological Indicators*, 2009, **9**(6): 1234-1247. DOI: 10.1016/j.ecolind.2009.03.014.

[10] Hill BH, Herlihy AT, Kaufmann PR *et al*. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 2003, **2**(4): 325-338. DOI: 10.1016/S1470-160X(02)00062-6.

[11] Griffith MB, Hill BH, McCormick FH *et al*. 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. DOI: 10.1016/j.ecolind.2004.11.001.

[12] Birk S, Bonne W, Borja A *et al*. 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. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.10.009.

[13]王备新. 大型底栖无脊椎动物水质生物评价研究[学位论文]. 南京: 南京农业大学, 2003.

[14] Lu DQ, Zhang Y, Cai DS *et al*. Choice of macroinvertebrate metrics for constructing a benthic-index of biotic integrity based on the disturbance gradients in the Qinjiang River Basin. *Environmental Science*, 2013, **34**(1): 137-144. DOI: 10.13227/j.hjkx.2013.01.001. [卢东琪, 张勇, 蔡德所等. 基于干扰梯度的钦江流域底栖动物完整性指数候选参数筛选. 环境科学, 2013, **34**(1): 137-144.]

[15] Liu SL, Wang S, Cui YD *et al*. Ecological assessment of a subtropical urban river based on the Benthic-Index of Biotic Integrity—Liuxi River. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, **38**(1): 342-357. DOI: 10.5846/stxb201612242660. [刘帅磊, 王赛, 崔永德等. 亚热带城市河流底栖动物完整性评价——以流溪河为例. 生态学报, 2018, **38**(1): 342-357.]

[16] Li XY, Yu LJ, Lv XY *et al*. Health assessment of aquatic ecosystem in Huai River Basin (Henan section) based on B-IBI. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, **37**(7): 2213-2220. DOI: 10.13292/j.1000-4890.201807.018. [栗晓燕, 于鲁冀, 吕晓燕等. 基于 B-IBI 评价淮河流域(河南段)河流生态健康. 生态学杂志, 2018, **37**(7): 2213-2220.]

[17] Cui WY, Meng XZ, Zhang SL *et al*. Application of benthic index of biotic integrity for aquatic ecological assessment in the upper reaches of Zhanghe River. *Journal of Biology*, 2019, **36**(5): 73-77. [崔文彦, 孟宪智, 张世禄等. 大型底栖动物完整性指数在漳河上游水生态评价中的应用.生物学杂志, 2019, **36**(5): 73-77.]

[18] Tian P, Qian C, Lin JN *et al*. Study of river health assessment based on the benthic index of biological integrity in the Luanhe River Basin. *Environmental Monitoring in China*, 2019, **35**(4): 50-58. DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2019.04.06. [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. 中国环境监测, 2019, **35**(4): 50-58.]

[19] 生态环境部. 河流水生态环境质量监测与评价技术指南 (征求意见稿). 北京: 生态环境部, 2020.

[20] 中华人民共和国水利部. 河湖健康评估技术导则: SL/T 793—2020. 北京: 中国水利水电出版社, 2020.

[21] Sun FH, Guo YD, Wang YC *et al*. Significance, current situation, challenges and future direction and development of research on freshwater ecological integrity in China. *Research of Environmental Sciences*, 2022, **35**(12): 2748-2757. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2022.08.11. [孙福红, 郭一丁, 王雨春等. 我国水生态系统完整性研究的重大意义、现状、挑战与主要任务. 环境科学研究, 2022, **35**(12): 2748-2757.]

[22] Jiang YW, Ding ZJ, Yuan JB *et al*. Study on benthic macroinvertebrates community structure and water quality evaluation in main rivers of Liaoning Province. *Ecology and Environmental Sciences*, 2023, **32**(5): 969-979. DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2023.05.014. [姜永伟, 丁振军, 袁俊斌等. 辽宁省主要河流底栖动物群落结构及水质评价研究. 生态环境学报, 2023, **32**(5): 969-979.]

[23] Zhang YH, Yan X, Jiang BQ *et al*. Water ecosystem quality assessment on rivers in Beijing City using benthic index of biotic integrity. *J Lake Sci*, 2023, **35**(6): 2010-2022. DOI: 10.18307/2023.0628. [张宇航, 颜旭, 姜兵琦等. 应用底栖动物完整性指数评价北京市河流水生态环境质量. 湖泊科学, 2023, **35**(6): 2010-2022.]

[24] Zhao JN, Gao YN, Zhang JX *et al*. Community characteristics of macrobenthos and ecosystem health assessment in ten reservoirs of Henan Province, China. *Scientific Reports*, 2024, **14**: 31531. DOI: 10.1038/s41598-024-83236-3.

[25] Zheng B, Gao X, Li Z *et al*. Evaluation of water ecological health of urban rivers in Tianjin based on macroinvertebrate biological integrity index. *Acta Ecologica Sinica*, 2025, **45**(4): 1723-1735. DOI: 10.20103/j.stxb.202401040035. [郑彪, 高欣, 李曌等. 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.]

[26] 重庆市水利局. 重庆市第一批河流河道名录. 重庆: 重庆市水利局, 2018.

[27] 重庆市水利局. 重庆市第二批河流河道名录. 重庆: 重庆市水利局, 2020.

[28] Zhang FH, Huang HQ, Li XF *et al*. Assessment for ecosystem health based on benthic index of biotic integrity (B-IBI): A case study of liangtan river and Laixi River. *Environmental Impact Assessment*, 2019, **41**(6): 79-85. [张方辉, 黄河清, 李雪飞等. 基于底栖动物完整性指数(B-IBI)的水生态健康评价——以梁滩河和濑溪河为例. 环境影响评价, 2019, **41**(6): 79-85.]

[29] Zhao YM, Liu ZC, Liu XY *et al*. Health assessment of Pengxi River Basin in Three Gorges Reservoir area based on the biological integrity index of macrobenthos. *Research of Environmental Sciences*, 2025, **38**(7): 1440-1449. DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2025.05.16. [赵艳民, 刘志超, 刘晓钰等. 三峡库区澎溪河流域底栖动物完整性指数构建与健康评价. 环境科学研究, 2025, **38**(7): 1440-1449.]

[30] Kang MJ, Zhao YJ, Wu JY *et al*. Assessment of the ecological health in the Chongqing section of the Yangtze River mainstream and its major tributaries using the benthic macroinvertebrate index of biotic integrity. *Environmental Monitoring in China*, 2025, **41**(6): 1-13. DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2025.06.01. [康孟杰, 赵永晶, 吴俊燕等. 基于底栖动物生物完整性指数评价长江干流重庆段及主要支流生态健康状况. 中国环境监测, 2025, **41**(6): 1-13.]

[31] Cummins KW. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 1974, **24**(11): 631-641. DOI: 10.2307/1296676.

[32] Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD *et al*. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. 2nd ed. Washington: US Environmental Protection Agency, 1999: B5-B50.

[33] 段学花. 河流水沙对底栖动物的生态影响研究[学位论文]. 北京: 清华大学, 2009.

[34] Environment Agency. River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual (2003 Version). London: Environment Agency, 2003.

[35] Wang Q, Yuan XZ, Liu H *et al*. Stream habitat assessment of Dong River, China, using River Habitat Survey method. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, **34**(6): 1548-1558. DOI: 10.5846/stxb201210201458. [王强, 袁兴中, 刘红等. 基于河流生境调查的东河河流生境评价. 生态学报, 2014, **34**(6): 1548-1558.]

[36] Rodil IF, Lohrer AM, Hewitt JE *et al*. Tracking environmental stress gradients using three biotic integrity indices: Advantages of a locally-developed traits-based approach. *Ecological Indicators*, 2013, **34**: 560-570. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.06.023.

[37] Zhu H, Zhang YZ, Peng YC *et al*. Assessing the ecological health of the Qingyi River Basin using multi-community indices of biotic integrity. *Ecological Indicators*, 2023, **156**: 111160. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.111160.

[38] Wang BX, Yang LF, Hu BJ *et al*. A preliminary study on the assessment of stream ecosystem health in south of Anhui Province using Benthic-Index of Biotic Integrity. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(6): 1481-1490. DOI: 10.3321/j.issn: 1000-0933.2005.06.037. [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. 生态学报, 2005, **25**(6): 1481-1490.]

[39] Li BQ, Li XZ, Wang HF *et al*. Characters of a macrobenthic community off the Changjiang River Estuary. *Current Zoology*, 2007, **53**(1): 76-82. [李宝泉, 李新正, 王洪法等. 长江口附近海域大型底栖动物群落特征. 动物学报, 2007, **53**(1): 76-82.]

[40] Lehner B, Grill G. Global river hydrography and network routing: Baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, 2013, **27**(15): 2171-2186. DOI: 10.1002/hyp.9740.

[41] Lim SH, Do Y. Macroinvertebrate conservation in river ecosystems: Challenges, restoration strategies, and integrated management approaches. *Entomological Research*, 2023, **53**(8): 271-290. DOI: 10.1111/1748-5967.12665.

[42] Wang Q, Yuan XZ, Liu H *et al*. Impacts of small diversion type hydropower station on benthic macroinvertebrates biodiversity in Dong River in Chongqing. *Freshwater Fisheries*, 2014, **44**(4): 48-56. DOI: 10.13721/j.cnki.dsyy.2014.04.008. [王强, 袁兴中, 刘红等. 引水式小水电对重庆东河大型底栖动物多样性的影响. 淡水渔业, 2014, **44**(4): 48-56.]

[43] Cobb DG, Galloway TD, Flannagan JF. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1992, **49**(9): 1788-1795. DOI: 10.1139/f92-198.

[44]张玉荣. 泾河流域干支流底栖动物群落特征及水生态健康评价[学位论文]. 西安: 西安理工大学, 2025.

[45] Walters AW, Post DM. How low can you go Impacts of a low-flow disturbance on aquatic insect communities. *Ecological Applications*, 2011, **21**(1): 163-174. DOI: 10.1890/09-2323.1.

[46] Wang LH, Wang SY, Ran Y *et al*. Effect of ecological flow releases on benthic macroinvertebrate community in reaches downstream dams of small hydropower plants. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, **44**(15): 6457-6472. DOI: 10.20103/j.stxb.202306161293. [王领贺, 王松毅, 冉艳等. 生态流量泄放对小水电坝下河段底栖动物群落的影响. 生态学报, 2024, **44**(15): 6457-6472.]

[47]刘洋, 张敏, 渠晓东等. 牛栏江水系底栖动物生物完整性指数构建与河流健康评估. 见: 中国水利学会, 黄河水利委员会编. 中国水利学会 2020 学术年会论文集第一分册. 北京：中国水利学会，2020: 173-184.

[48] Kim DK, Jo H, Park K *et al*. Assessing spatial distribution of benthic macroinvertebrate communities associated with surrounding land cover and water quality. *Applied Sciences*, 2019, **9**(23): 5162. DOI: 10.3390/app9235162.

[49] Hall LW Jr, Killen WD. Historical assessments and comparisons of benthic communities and physical habitat in two agricultural streams in California's San Joaquin watershed. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2006, **41**(11): 2635-2664. DOI: 10.1080/10934520600928094.

[50] Wang FY, Chapman PM. Biological implications of sulfide in sediment—a review focusing on sediment toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1999, **18**(11): 2526-2532. DOI: 10.1002/etc.5620181120.

[51] Soucek DJ. Sodium sulfate impacts feeding, specific dynamic action, and growth rate in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. *Aquatic Toxicology*, 2007, **83**(4): 315-322. DOI: 10.1016/j.aquatox.2007.05.006.

[52] Tyree M, Clay N, Polaskey S *et al*. Salt in our streams: Even small sodium additions can have negative effects on detritivores. *Hydrobiologia*, 2016, **775**(1): 109-122. DOI: 10.1007/s10750-016-2718-6.

[53] Liu Y, Lei SL, Zhao JY *et al*. Hydrochemical characteristics and formation mechanism of river water in rapidly urbanized areas. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, **43**(7): 70-80. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2023.0025. [刘怡, 雷淑兰, 赵家宇等. 城市化快速发展区河水水化学特征及其形成机制. 环境科学学报, 2023, **43**(7): 70-80.]

[54] Parker SP, Wilkes AE, Long GR *et al*. Development of fluoride protective values for aquatic life using empirical bioavailability models. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2022, **41**(2): 396-409. DOI: 10.1002/etc.5259.

[55] Camargo JA, Ward JV, Martin KL. The relative sensitivity of competing hydropsychid species to fluoride toxicity in the Cache la Poudre River (Colorado). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1992, **22**(1): 107-113. DOI: 10.1007/BF00213308.

[56] Du J, Yang X, Xu P *et al*. Linking water quality indicators in stable reservoir ecosystems: Correlation analysis and ecohydrological implications. *Water*, 2024, **16**(24): 3600. DOI: 10.3390/w16243600.

[57]张云昌. 河流生态学十八讲. 北京: 中国水利水电出版社, 2025.