

DOI: 10.20103/j.stxb.202401040035

郑彪, 高欣, 李翌, 田爽, 丁页, 张玥彤, 孙冰皎. 基于大型底栖动物生物完整性指数的天津市城市河流生态健康评价. 生态学报, 2025, 45(4): 1723-1735.

Zheng B, Gao X, Li Z, Tian S, Ding Y, Zhang Y T, Sun B J. Evaluation of water ecological health of urban rivers in Tianjin based on macroinvertebrate biological integrity index. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(4): 1723-1735.

基于大型底栖动物生物完整性指数的天津市城市河流生态健康评价

郑 彪¹, 高 欣², 李 翌¹, 田 爽¹, 丁 页¹, 张玥彤¹, 孙冰皎^{1,*}

1 中国环境监测总站, 北京 100012

2 中国环境科学研究院环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012

摘要: 生物完整性指数整合了多个单指标对干扰的响应特征, 因此在综合评价水生态健康状况时具有良好的指标稳定性和响应敏感性。使用生物完整性指数开展自然河流生态健康评价案例较多, 但由于水体特征差异性导致指标选取存在不同, 因此针对城市河流的评价研究案例并不多见。在参考以往研究基础上, 结合城市河流的独有特征, 将可以反映生态系统功能的功能多样性指标纳入备选指标体系, 构建了天津市城市河流大型底栖动物完整性评价指数并开展了水生态健康评价。基于 2023 年 4 月和 9 月的水生态监测数据, 分析了天津市城市河流大型底栖动物群落结构在枯水期和丰水期之间的变化情况。结果表明, 大型底栖动物群落组成表现出显著的季节差异 (ANOSIM: $P = 0.006$, $R = 0.107$), 枯水期物种数要高于丰水期。梨形环棱螺 (*Bellamya purificata*, $Y_{枯水期} = 0.208$, $Y_{丰水期} = 0.192$)、环棱螺属一种 (*Bellamya* sp., $Y_{枯水期} = 0.045$, $Y_{丰水期} = 0.074$) 和纹沼螺 (*Parafossarulus striatulus*, $Y_{枯水期} = 0.033$, $Y_{丰水期} = 0.163$) 均是优势种, 表现出季节稳定性。本研究构建了以水生昆虫分类单元数、BMWP 指数、功能丰富度和功能分异度等为核心评价指标的天津市城市河流大型底栖动物生物完整性指数 (IBI)。评价结果体现了在生物完整性的构建时引入功能参数的重要性。从空间分布看, 上游河道保持了较好的生物完整性特征, 而由于人类活动的介入导致中下游河道普遍偏差。从季节变化来看, 不同地区的完整性变化存在差异, 栖息地完整、植被覆盖度高和功能多样性高的参考点位对外部干扰的抵抗力和恢复力较好, 因此受到的水文扰动小, 而受损点位生物完整性普遍降低。营养盐和有机污染均影响了两个季节的 IBI 指数, 而对于丰水期的大型底栖动物群落, 水文变化也是不容忽视的重要因素。本研究结果从生物完整性角度为天津市河流生态系统的评价和保护修复提供了参考依据, 同时也为其它类似河流生态系统提供了借鉴。

关键词: 城市河流; 大型底栖动物; 生物完整性指数; 功能多样性; 季节差异

Evaluation of water ecological health of urban rivers in Tianjin based on macroinvertebrate biological integrity index

ZHENG Biao¹, GAO Xin², LI Zhao¹, TIAN Shuang¹, DING Ye¹, ZHANG Yuetong¹, SUN Bingjiao^{1,*}

1 China National Environmental Monitoring Centre, Beijing 100012, China

2 State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

Abstract: The Index of Biotic Integrity integrates the response characteristics of several individual indicators to disturbances, thus offering has good indicator stability and response sensitivity in comprehensively evaluating the health status of water ecosystems. There are many cases of water ecological health evaluation of natural rivers using the biotic integrity index, but there are relatively few studies evaluating urban rivers due to the variability in water body characteristics affecting indicator selection. Building on previous studies and considering the unique characteristics of urban rivers, this

基金项目: 长江生态环境保护修复联合研究二期项目 (2022-LHYJ-02-0102)

收稿日期: 2024-01-04; 网络出版日期: 2024-11-06

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sunbingjiao@cnemc.cn

study incorporated functional diversity indicators, which reflect ecosystem functions, into the alternative index system, constructed an index for evaluating the integrity of macroinvertebrates in urban rivers in Tianjin, and carried out the evaluation of water ecological health. Based on the water ecology monitoring data from April and September 2023, the changes in the macroinvertebrates community structure of urban rivers in Tianjin were analyzed between dry and water abundant periods. The results showed that macroinvertebrates community composition exhibited significant seasonal differences (ANOSIM: $P=0.006$, $R=0.107$), with species richness being higher in dry periods than in water abundant periods. The number of species was higher in the dry period than in the abundant period for the pear-shaped ringed snail (*Bellamya purificata*, $Y_{\text{dry period}}=0.208$, $Y_{\text{abundant period}}=0.192$), one species of ringed snail (*Bellamya* sp., $Y_{\text{dry period}}=0.045$, $Y_{\text{abundant period}}=0.074$), and one species of striated marsh snail (*Parafossarulus striatulus*, $Y_{\text{dry period}}=0.033$, $Y_{\text{abundant period}}=0.164$). These species were all dominant, showing seasonal stability. In this study, the macroinvertebrate biological integrity index (IBI) of urban rivers in Tianjin was constructed using the number of aquatic insect taxonomic units, the BMWP index, functional richness, and functional differentiation as the core evaluation indexes. The evaluation results reflect the importance of introducing functional parameters in the construction of biological integrity. In terms of spatial distribution, the upper reaches of the river maintained better biotic integrity characteristics, while the middle and lower reaches were generally affected due to anthropogenic interventions. In terms of seasonal variation, there were differences in integrity changes in different areas, with reference sites having intact habitats, high vegetation cover, and high functional diversity showing better resistance and resilience to external disturbances, and therefore experiencing less hydrological disturbance. In contrast, impaired sites generally had reduced biological integrity. Both nutrient salts and organic pollution affected the IBI index in both seasons, and hydrological changes were also important factors that should not be ignored for macroinvertebrate communities during the abundant water period. The results provide a reference basis for the evaluation, protection, and restoration of river ecosystems in Tianjin from the perspective of biological integrity, and also serve as a reference for other similar river ecosystems.

Key Words: urban rivers; macroinvertebrates; index of biological integrity; functional diversity; seasonal variations

河流水生态调查主要通过监测水质和生物组成来评估其受损状况,从而为河流的管理和修复提供参考。生物完整性指数(Index of Biological Integrity, IBI)作为一项创新性的评估手段出现^[1],经过大量的开发和测试,IBI 现已被监测管理和研究人员广泛应用于河流生态系统的健康评价中^[2-8]。大型底栖动物是指体型超过 0.5 mm 或大到肉眼可见的一生中至少有一部分或全部时间在水中度过的无脊椎动物。它们在大多数河流中广泛分布、有限的扩散能力以提供良好的空间分辨率,并且不同物种对各种胁迫的敏感性范围广泛。此外,它们易于采样,并且可以将大多数物种鉴定到种或属水平^[9]。因此它们成为了淡水生物监测中使用最广泛的指示群体^[10]。

天津市位于中国华北地区,与北京市和河北省一起构成京津冀地区,由于其独特的地理位置,造就了该地区较高的城市化水平^[11-12]。伴随着快速的城市化,城市河流的栖息地多样性和质量通常受到较大影响,再加上污染物浓度的升高,以及水文和沉积物输入的变化,这导致了許多城市河流中生物群落的低多样性^[13]。与自然河流相比,城市河流群落受到的环境干扰更大,因此与环境条件的相关性应该更高,基于传统的分类指标能很好的反映群落在物种层面的受损状况,却难以表征物种功能性状的受损状况,物种的功能多样性体现了生态位对物种性状的选择而不是物种本身,因此它能较好的体现干扰对生态系统功能的影响^[15]。与此同时,天津作为典型的温带季风型气候地区,每年夏季爆发的大规模洪水对该地区河流生态系统乃至陆地生态系统都造成不小的影响。尽管如此,对于该地区河流生态系统的健康状况却了解甚少,迫切需要深入研究水生生物在面对这些挑战时的应对机制,进一步了解极端水文如何影响生物群落的研究可以有助于管理水资源,以实现未来的可持续性和生物完整性。

因此,本研究选用大型底栖动物的生物完整性指数(B-IBI)评价方法,在传统分类候选指标的基础上纳入了反映生态系统功能的物种功能多样性指标。分别在2023年枯水期(4月)和丰水期(9月)对天津市城市河流进行基于大型底栖动物的水生态调查研究,针对天津市河流生态系统的生物完整性进行系统评估,旨在为该地区的河流保护和管理策略制定提供参考依据。

1 方法

1.1 研究区域

天津市(东经 $116^{\circ}43'$ 至 $118^{\circ}04'$,北纬 $38^{\circ}34'$ 至 $40^{\circ}15'$)地处华北平原北部,东临渤海,北依燕山,与北京市和河北省接壤。天津地处北温带位于中纬度亚欧大陆东岸,主要受季风环流的支配,是东亚季风盛行的地区,属暖温带半湿润季风性气候。在2023年7月,受持续暴雨影响,子牙河、永定河、大清河三条天津市主要河流爆发特大洪水,直至9月洪水才完全消退(http://www.news.cn/2023-08/12/c_1129799936.htm)。根据Landsat影像数据(<https://zenodo.org/records/8176941>),对天津市土地利用类型进行解译,发现天津市土地利用类型以农田和城市为主,占比达到88%以上(图1)。

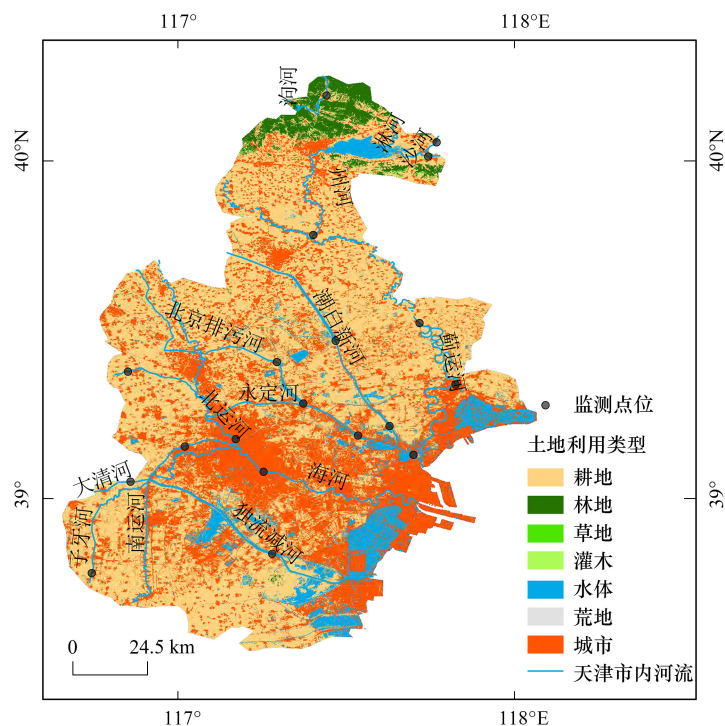


图1 天津市城市河流水生态调查点位分布图及土地利用类型图

Fig.1 Distribution of urban river water ecology survey sites and land use types in Tianjin

天津地跨海河两岸,而海河是华北最大的河流,上游长度在10 km以上的支流有300多条,在中游附近汇合于北运河、永定河、大清河、子牙河和南运河,五河又在天津金钢桥附近的三岔口汇合成海河干流,由大沽口入海。干流全长72 km,平均河宽100 m,水深3—5 m,历史上河通航3000 t海轮。流经天津的一级河道有19条,总长度为1095.1 km。还有子牙新河、独流减河、马厂减河、永定新河、潮白新河、还乡新河6条人工河道,总长度为284.1 km。二级河道有79条,总长度为1363.4 km,深渠1061条,总长度为4578 km。天津还多次引黄济津,并有一定数量的地下水。引滦入津输水工程是天津20世纪80年代兴修的大型水利工程,把水引到天津,每年向天津输水10亿 m^3 。天津地下水蕴藏量丰富,山区多岩溶裂隙水,水质最好,矿化度低,泉水流量一般在7.2—14.6 t/h,雨季最大可达720—800 t/h。全市有大型水库3座,总库容量3.4亿 m^3 。

1.2 大型底栖动物监测方法

根据研究区内河流形态和生境特征,共布设了 19 个监测点位,分别于 2023 年 4 月和 9 月开展水生态监测(图 1)。在每个采样点的上下游 50 m 范围之内,使用彼得森采泥器(开口面积:0.0625 m²)在具有代表性的不同生境进行大型底栖动物样品采集,每个点位采集 4 个重复样品。样品在冰箱里低温保存并在 5 h 以内送至实验室。通过人工挑拣方式将沉积物中的生物样本检出并加入 75%酒精保存。参考相关材料对大型底栖动物样本进行鉴定,一般鉴定到属或种水平^[15-17]。

功能多样性反映了生态系统功能的物种生物学特征^[18],本研究综合考虑了在城市河流中生物群落对环境干扰和水文干扰的反应,选取了 9 个典型的大型底栖动物功能性状(包括化性、扩散、漂移、呼吸、嗜流性、体型大小、热耐受性、生活习性和摄食类型)以计算功能多样性指数。

1.3 水环境因子数据的获取

生物监测点位位置同地表水国控断面位置一致,水质数据直接基于全国水生态监测业务应用和数据共享平台(<https://106.37.208.244:40002/login?redirect=%2Findex>)进行下载用于后续分析。水质指标主要涉及水温、电导率、pH、溶解氧、高锰酸盐指数、氨氮、总磷、总氮、浊度,监测时间同生物相符。

1.4 大型底栖动物生物完整性评价体系构建方法

天津市城市河流大型底栖动物 IBI 评价体系构建包括以下步骤:

(1) 构建涵盖水环境和水生生物的水生态监测数据集合;

(2) 选取参考/受损点位。参考点位筛选标准:1.水质Ⅱ类及以上;2.河道内水生植被以沉水植物为主且河岸带植被覆盖度高(≥ 0.6);3.栖息地完整性较好(生境评分良好或优秀)。其余点位均为受损点位;

(3) 指标的选择:参考相关研究成果^[3,19-20],结合城市河流大型底栖动物群落组成结构和生态功能特征,确定了可以反映物种丰富度和组成(17 个)、耐受性(6 个)、功能特征(26 个)的共计 49 个备选指标体系;

(4) 对候选生物学指标进行分布范围分析、判别能力分析和相关性分析^[21-22],最终确定构建 IBI 的指标。应用构建的 IBI 评估天津水生态的健康状况,以参考点位的 25 分位数为分界点评估为优^[21],并将小于该值的序列平均为 4 个部分,分别对应良、中、一般和差水平^[22]。最后使用箱线图对结果进行验证。

1.5 数据分析方法

两个季节环境异质性和群落异质性的计算基于 vegan 包的 betadisper 函数,其中环境距离矩阵和群落距离矩阵使用 dist 函数分别基于欧氏距离和布雷柯蒂斯距离进行计算,并使用 cor 函数基于 spearman 系数计算了两个季节 IBI 指数与环境异质性和群落异质性的相关性。基于随机森林模型使用 randomForest 包量化了水质环境变量对 IBI 指数影响。以上数据分析和整个 IBI 指数的计算过程都基于 R 4.3.2 (<https://www.r-project.org/>)。IBI 指数的空间分布基于 ArcGIS 10.8 (<https://www.esri.com/zh-cn/arcgis/products/arcgis-desktop>)使用空间分析的反距离权重法进行插值分析。

2 结果

2.1 大型底栖动物群落组成

2023 年两次调查共发现大型底栖动物 45(属)种(图 2),隶属于 4 门 6 纲 11 目 18 科 19 属。其中,水生昆虫最多,共计 23(属)种,占比为 52.3%;其次为软体动物,共计 13(属)种,占比 23.5%;环节动物 7(属)种,占比 15.9%。其中枯水期调查共鉴定出大型底栖动物 35 种,隶属于 4 门 13 科 19 属,摇蚊科种类最丰富,一共有 13 种占比 37.1%。从大型底栖动物群落组成来看

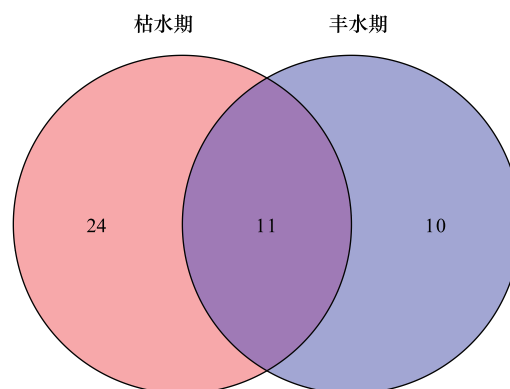


图 2 两季大型底栖动物的物种数差异
Fig.2 Difference in the number of macroinvertebrate species between the two seasons

(表 1),环棱螺属一种、梨形环棱螺、纹沼螺为优势类群(优势度 ≥ 0.02)。丰水期调查共发现大型底栖动物 21 种,隶属于 3 门 14 科 16 属,田螺科、颤蚓科种类最多,均为 3 种占比 15%。从大型底栖动物群落组成来看(表 1),环棱螺属一种、梨形环棱螺、铜锈环棱螺、锯齿长臂虾、纹沼螺为优势类群(优势度 ≥ 0.02)。

表 1 大型底栖动物优势种的季节差异
Table 1 Seasonal differences in dominant species of macroinvertebrates

优势种 Dominant species	枯水期优势度 Degree of dominance in dry periods	丰水期优势度 Degree of dominance in water abundant periods
梨形环棱螺 <i>Bellamya purificata</i>	0.208	0.192
纹沼螺 <i>Parafossarulus striatulus</i>	0.045	0.074
环棱螺属一种 <i>Bellamya</i> sp.	0.033	0.163
铜锈环棱螺 <i>Bellamya aeruginosa</i>	—	0.095
锯齿长臂虾 <i>Palaemon serrifer</i>	—	0.088

从摄食组成看,枯水期大型底栖动物直接收集者(CG)和刮食者(SC)最多,分别占比 42.9%、25.7%,其次是捕食者(PR)和滤食收集者(CF),分别占 20%和 8.6%;从生活习性来看,穴居者(BU)最多,其次为蔓生者(SP)、固着者(CN)、攀爬者(CB),分别占比 28.6%、25.7%、22.9%、17.1%。丰水期大型底栖动物刮食者(SC)和捕食者(PR)最多,均占比 35%,其次是直接收集者(CG)和滤食收集者(CF),分别占比 25%和 5%;从生活习性来看,蔓生者(SP)和攀爬者(CB)最多,均占比 30%,其次为攀爬者(CB)、固着者(CN),分别占比 25%、15%。

从 NMDS 分析和 ANOSIM 分析结果来看(图 3),两个季节的大型底栖动物群落组成差异显著(Stress = 0.155, $P=0.006$, $R=0.107$)。

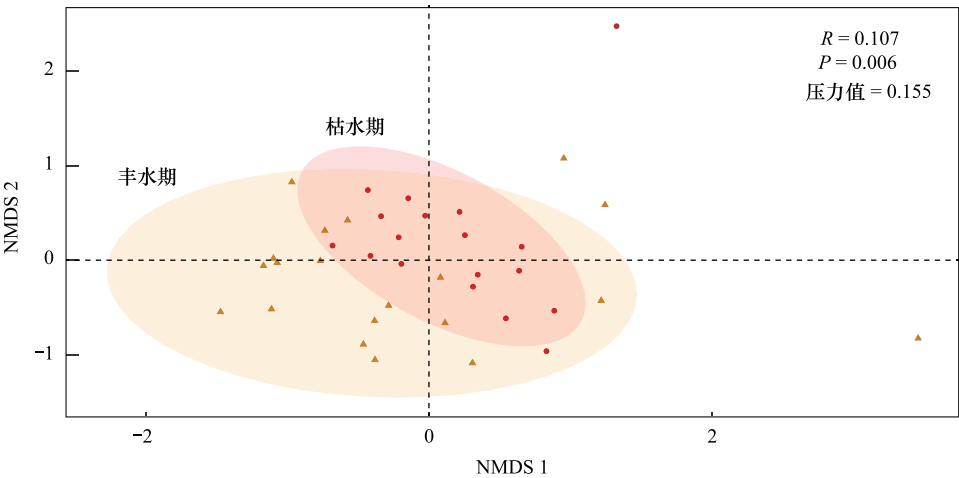


图 3 两季大型底栖动物群落组成的差异
Fig.3 Differences in macroinvertebrate community composition between seasons
NMDS1:非度量多维尺度分析轴 1;NMDS2:非度量多维尺度分析轴 2

2.2 参考点位的确定

最终确定 4 个参考点位:T3、T10、T12、T17;15 个受损点位:T1、T2、T4、T5、T6、T7、T8、T9、T11、T13、T14、T15、T16、T18、T19。

2.3 分布范围分析

枯水期:去掉零值过多或分布范围小的 M2、M4、M12、M13、M26、M28、M35、M41,剩余指标继续后续分析。
丰水期:去掉零值过多或分布范围小的 M2, M3, M4, M8, M10, M11, M12, M13, M17, M26, M28,

M34, M44, 剩余指标继续后续分析。

表 2 参考点位的确定依据
Table 2 Basis for determining reference points

参考点位 Reference points	河流 Rivers	水质等级 Water quality class	植被覆盖度 Vegetation cover	生境评价 Habitat assessment
T3	沟河	I 类	≥0.6	良好
T10	黎河	II 类	≥0.6	良好
T12	沙河	II 类	≥0.6	良好
T17	子牙河	II 类	≥0.6	良好

T: 天津, T3 即为天津 3 号点位, 以此类推

2.4 判别能力分析

枯水期: 保留 $IQ \geq 2$ 的指标: M1、M3、M5、M6、M7、M9、M19、M23、M25、M30、M36、M38、M39、M40。

丰水期: 保留 $IQ \geq 2$ 的指标: M1、M5、M16、M18、M23、M24、M33、M35、M36、M37、M38、M41、M42。

2.5 相关性分析

枯水期: M1、M9、M19、M23 的相关性较高 ($|r| > 0.75$), M23 (BMWP 得分) 被认为包含更多的生态学信息, 予以保留。M3 和 M5 的相关性较高 ($|r| > 0.75$), 两者都是表明群落组成和丰富度的指标, M5 (水生昆虫分类单元数) 应用更广泛予以保留。M36、M38、M39、M40 相关性较高 ($|r| > 0.75$), 四个指标均为功能多样性指标, 保留使用更广泛的 M36 (功能丰富度)。M25 与 M30 相关性较高 ($|r| > 0.75$), 二者均为反映群落功能组成的指标, 保留使用更广泛的 M25 (直接收集者个体数百分比)。最终确定的指标为 M5、M23、M25、M36。

表 3 枯水期 IBI 相关性分析
Table 3 Dry season IBI correlation analysis

	M1	M3	M5	M6	M7	M9	M19	M23	M25	M30	M36	M38	M39	M40
M1	1.000													
M3	0.443	1.000												
M5	0.461	0.939	1.000											
M6	0.740	-0.119	-0.125	1.000										
M7	0.740	-0.119	-0.125	1.000	1.000									
M9	0.923	0.358	0.372	0.674	0.674	1.000								
M19	0.972	0.419	0.410	0.760	0.760	0.909	1.000							
M23	0.978	0.333	0.378	0.793	0.793	0.878	0.926	1.000						
M25	0.099	0.357	0.353	-0.203	-0.203	0.192	0.049	0.078	1.000					
M30	-0.027	0.136	0.161	-0.160	-0.160	0.027	-0.023	-0.034	0.890	1.000				
M36	0.583	0.490	0.630	0.099	0.099	0.595	0.472	0.550	0.462	0.249	1.000			
M38	0.502	0.427	0.507	0.010	0.010	0.551	0.384	0.465	0.474	0.216	0.917	1.000		
M39	0.565	0.514	0.554	0.038	0.038	0.638	0.486	0.510	0.684	0.428	0.829	0.849	1.000	
M40	0.577	0.529	0.581	0.039	0.039	0.605	0.480	0.536	0.637	0.380	0.878	0.875	0.981	1.000

M: Metrics, 代表不同的指标, IBI: 生物完整性指数

丰水期: M18、M36、M41 均与多个指标相关性较高 ($|r| > 0.75$), 冗余度较高因此去除。M1 与 M23 相关性较高, M1 (总分类单元数) 为反映物种丰富度和组成的指标, M23 (BMWP 得分) 为反映群落耐受性的指标, 反映丰富度的已有 M5, 因此保留 M23。M37 和 M38 相关性较高 ($|r| > 0.75$), 二者均为功能多样性指标, 提供了相似的信息, 因此保留其一 M38。M16 与 M33、M42 相关性较高 ($|r| > 0.75$), M16 (水生昆虫个体数百分比) 反映群落组成, 而 M33、M42 反映物种的功能组成, 选择 M33 保留。M24 与 M35 相关性较高 ($|r| > 0.75$), 二者均为功能特征的指标, M33 和 M35 均为物种扩散方式的指标, 已有 M33, 故保留 M24。最终确定的指标为 M5、M23、M24、M33、M38。

表 4 丰水期 IBI 相关性分析
Table 4 Wet season IBI correlation analysis

	M1	M5	M16	M18	M23	M24	M33	M35	M36	M37	M38	M41	M42
M1	1.000												
M5	0.444	1.000											
M16	0.023	0.604	1.000										
M18	0.494	0.726	0.120	1.000									
M23	0.921	0.576	0.055	0.652	1.000								
M24	0.275	0.745	0.371	0.781	0.422	1.000							
M33	-0.023	-0.604	-1.000	-0.120	-0.055	-0.371	1.000						
M35	0.238	0.741	0.389	0.772	0.401	0.981	-0.389	1.000					
M36	0.399	0.776	0.241	0.901	0.586	0.840	-0.241	0.810	1.000				
M37	0.472	0.737	0.202	0.823	0.574	0.736	-0.202	0.701	0.906	1.000			
M38	0.520	0.699	0.166	0.703	0.576	0.547	-0.166	0.528	0.744	0.944	1.000		
M41	-0.276	-0.770	-0.377	-0.816	-0.452	-0.943	0.377	-0.975	-0.826	-0.708	-0.549	1.000	
M42	-0.025	-0.639	-0.971	-0.188	-0.084	-0.440	0.971	-0.464	-0.331	-0.269	-0.213	0.421	1.000

2.6 结果计算及验证

根据指标在所有点位的分布及对于干扰的反应确定计算公式,对于随干扰增强数值降低的参数,以其在全部点位的 95%分位数为最佳期望值,对随干扰增强而数值增加的参数,以其在全部点位的 5%分位数为期望值,计算公式如下

$$X_a = \frac{X_n}{X_{0.95}}$$
$$X_b = \frac{X_{\max} - X_n}{X_{\max} - X_{0.05}}$$

分别求枯水期和丰水期各指标的分数并求和得到每个点位的 IBI 值。验证结果表明两季结果均较为可靠(图 4)。

2.7 IBI 结果与分析

从两个季节的 IBI 结果来看,枯水期的 5 个点位被评为优,占比 26.3%,中等和良均为 4 个点位,差和一般均为 3 个点位,分别占比 21.1%、21.1%、15.8%、15.8%,丰水期的优、良、中等、差的点位均为 4 个占 21%,一般为 3 个占比 15.8%,枯水期评为优的点位比丰水期多一个,因此枯水期结果整体略好。枯水期最终确定的指标为:M5(水生昆虫分类单元数)、M23(BMWP 得分)、M25(直接收集者个体数百分比)、M36(功能丰富度)。丰水期最终确定的指标为:M5(水生昆虫分类单元数)、M23(BMWP 得分)、M24(捕食者个体数百分比)、M33(水生被动扩散个体数百分比)、M38(功能分异度)。基于随机森林模型发现影响 IBI 的水质变量重要性存在季节差异(图 5),枯水期重要性排名前三的是氨氮、高锰酸盐指数、电导率,而丰水期重要性排名前三的是氨氮、总氮、总磷。

枯水期和丰水期的环境异质性没显著差异,枯水期群落异质性高于丰水期但差异不显著。枯水期 IBI 得分与环境异质性不显著相关($R=0.38$, $P=0.099$),与群落异质性显著正相关($R=0.46$, $P=0.041$)。丰水期与环境异质性($R=-0.11$, $P=0.66$)和群落异质性($R=-0.18$, $P=0.47$)均不显著相关(图 6)。从 IBI 空间分布来看(图 7),两季的结果存在较大的差异。枯水期 IBI 等级评价为优良的主要集中在沟河、蓟运河、子牙河、南运河的上游,永定河、海河、黎河、沙河的中游;一般和差主要集中在蓟运河的中游和淋河、州河、沟河、潮白新河的下游。丰水期 IBI 等级评价为优良的主要集中在天津北部的沟河、州河、沙河、淋河和黎河,子牙河、南运河和蓟运河的上游,潮白新河、北京排污河的中游;一般和差主要集中在北京排污河、永定河的中游、独流减河、潮白新河、南运河和子牙河的下游。

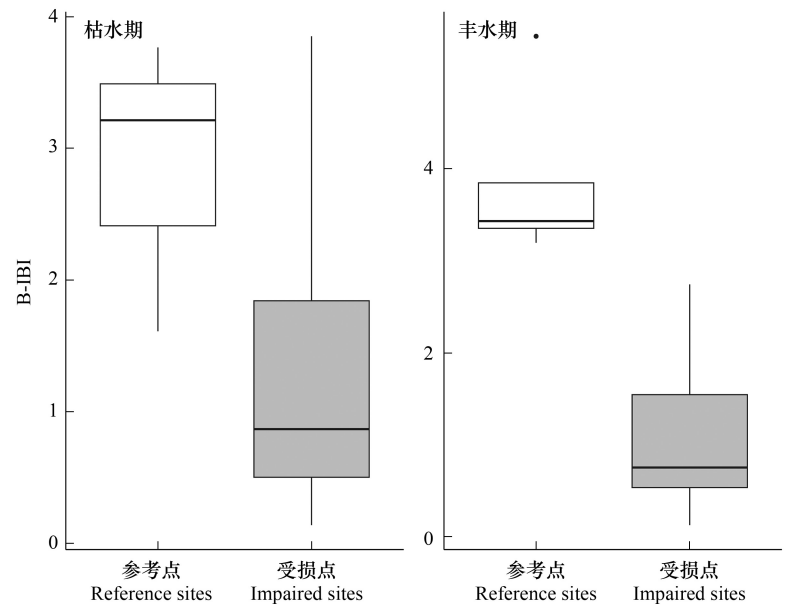


图 4 两季 IBI 结果的验证

Fig.4 illustrates the validation of IBI results for two seasons

B-IBI: 大型底栖动物生物完整性指数

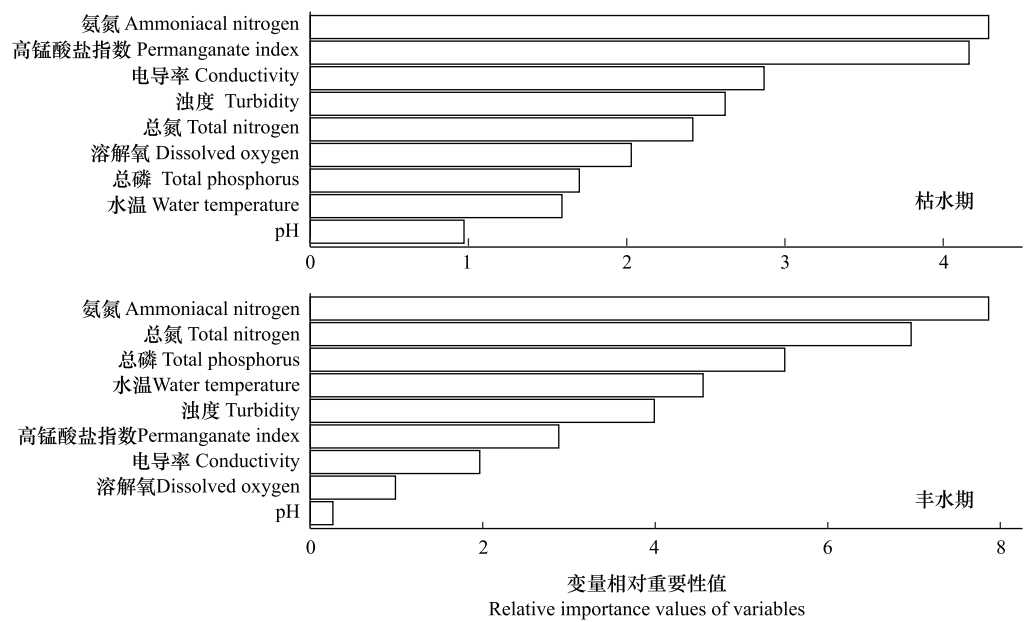


图 5 基于随机森林的水质变量对 IBI 的贡献

Fig.5 illustrates the contribution of water quality variables to IBI based on random forests

3 讨论

基于大型底栖动物的 IBI 研究并不少见^[23–25],然而,在典型的城市河流生态系统,基于分类的指标难以完全反映干扰梯度的变化。此外,雨季降雨引发的洪水事件对河流生态系统造成了极大的影响。为此,本研究分枯水期和丰水期进行季节性水生态调查,并且在传统候选指标的基础上,增加了能更好区分不同干扰水

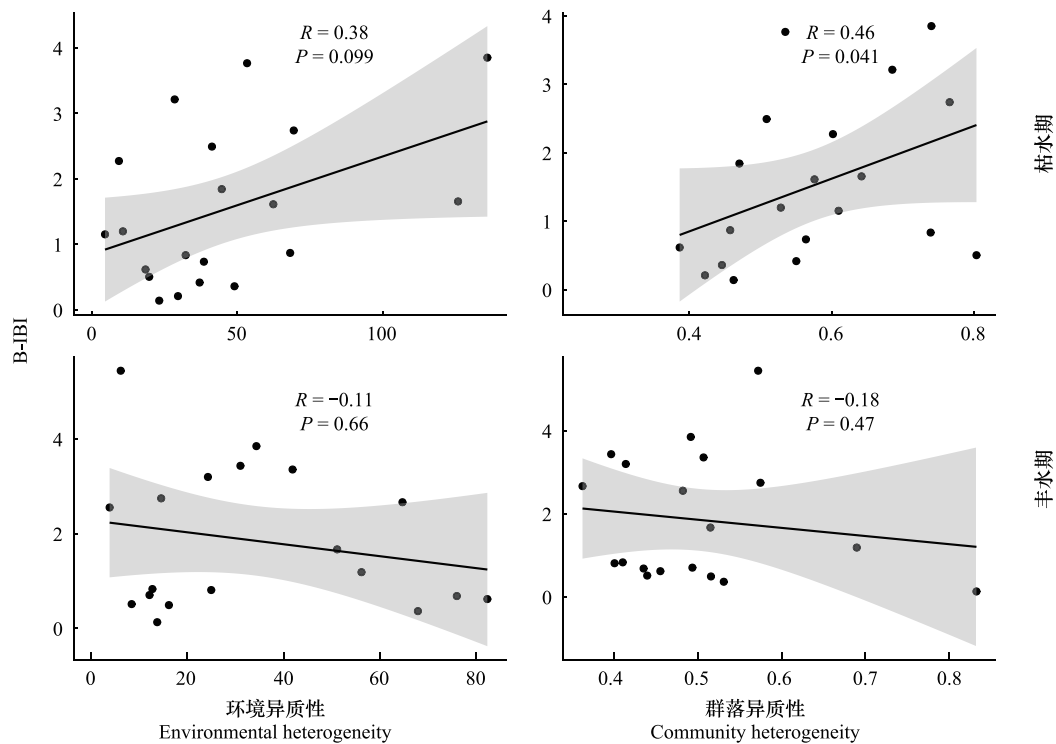


图 6 两季 IBI 与环境异质性和群落异质性的关系

Fig.6 illustrates the relationship between IBI and environmental heterogeneity, as well as community heterogeneity, in both seasons
阴影部分为 95%置信区间

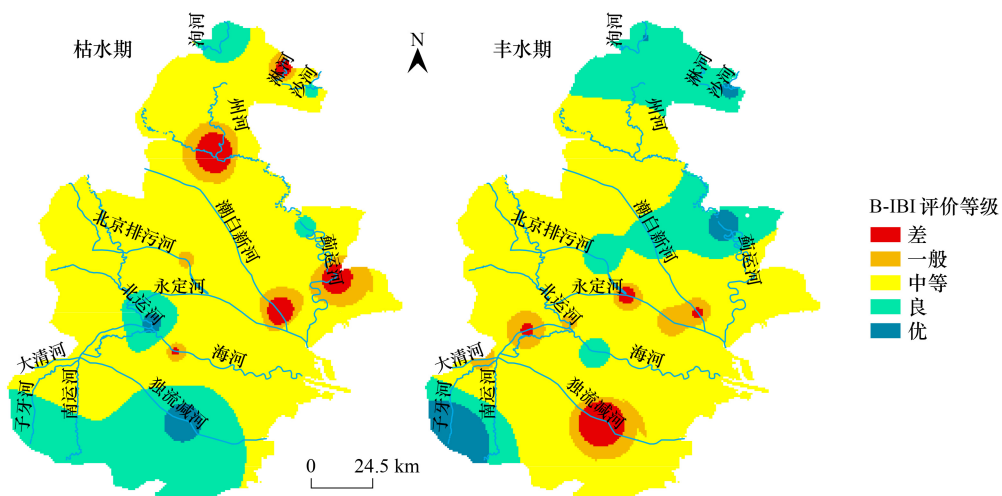


图 7 两季 IBI 空间分布图

Fig.7 displays the spatial distribution of IBI during two seasons

平的功能多样性指标。结果表明,功能多样性指标在两季均能显著影响 IBI 指数,本研究构建了天津市河流生态系统的大型底栖动物的 IBI 评价体系,并为饱受干扰的城市河流生态系统生物完整性的研究提供了参考。

3.1 大型底栖动物群落结构的季节变化

从物种组成来看,两个季节差异显著。枯水期物种数(35个)明显高于丰水期(20个),更多样化的群落组成反映了枯水期更适宜的环境条件、更稳定的栖息地和更弱的扩散作用。枯水期的河流主要为自然流态且栖息地较完整,这支持不同的物种占据不同的生态位并持续存在。到了丰水期,受季风性气候影响,持续暴雨引发的高流量改变了河流的水文状况,地表径流带来的沉积物增大了对底栖动物的环境压力并影响了它们的物理栖息地,在这个过程中一些不耐受种群将会消失^[26-27],例如,艾氏施春蜓(*Sieboldius albardae*)、丝螭属(*Lestes* sp.)、划蝽属(*Corixa* sp.)、小划蝽属(*Micronecta* sp.)等,它们在枯水期存在而丰水期消失。与此同时,洪水期间的高剪切力将底栖动物带入水体中上层,这增大了它们随机漂移的概率^[28],因此一些地点可能会丧失一些物种从而与其他点位形成嵌套的群落结构。一些类群表现出一定的时间稳定性,例如环棱螺和纹沼螺,它们在两个季节都是优势种,它们在较稳定的枯水期迅速繁殖并占据大量的栖息地,以至于在面对洪水事件的时候群落能快速恢复至洪水前的状态^[29]。与之相反,一些只在单个点位出现的稀有种成为季节差异和点位间差异的主导因素。例如,枯水期的划蝽(*Corixa* sp.),丰水期的日拟负蝽(*Appasus japonicus*)和麻斑伟蜓(*Anax panybeus*)等。这些物种大多只出现在上游河道,并且数量都为1。根据河流连续体概念(RCC)^[29-30],相比较不同河流内部及河流间的高物种周转,上游河道与其他点位之间更多形成嵌套关系,因此它们通常拥有一些独特的类群,而其他地点由于环境和生境条件的改变而丧失了这些物种。

从功能组成来看,两季大型底栖动物摄食类型以直接收集者、捕食者和刮食者为主。较多的收集者和刮食者反映了底部营养物的沉积,而较多的捕食者反映了水体中丰富的沉水植物和食物资源。而滤食者和撕食者一般喜欢生活在流速较快的水体。大型底栖动物的分布表现出一定的时空差异性,因此在进行生物监测时季节效应不容忽视。从生物保护来看,上游河道拥有部分稀有种且生物组成更丰富,进一步加大对上游河道的保护力度并且努力将中下游河道的生境恢复至类似于上游的自然状态,是恢复流域生物多样性的关键措施。同时,为减少洪水等极端气候对河流水生生物的影响,应适当恢复河岸缓冲带原有的生态环境,增大植被覆盖度减少农田和不透水地表的面积。

3.2 大型底栖动物生物完整性的时空变化

在枯水期,受干扰的点位通常群落组成较为单一,主要以优势种为主,因此软体动物个数较多。而参考点位位于河流的上游受到的干扰较小,存在较为清洁的水生昆虫,因此水生昆虫分类单元数较高。BMWP指数作为一种评价指数,主要反映群落组成中耐污种和敏感种的比例,当耐污种较多时得分较低,而敏感种多的时候得分较高,两个季节都确定了BMWP指数为核心参数,这体现了其与干扰梯度较高的相关性。直接收集者主要为寡毛类和摇蚊科等耐污种,一般认为随着干扰的增大而逐渐占据主导地位。出乎意料的是,结果显示直接收集者个体数百分比被确定为随着干扰的增大而减少。这可能有两方面原因,首先,参考点位环境和生境较为适宜通常生物多样性较高,生物组成主要由清洁种和耐污种共同组成,因此参考点位耐污种数量也较高。其次,不同地点的群落组成主要取决于区域的物种库,因此参考点位的群落组成的形成可能与历史及地理因素有关,而部分受损点位由于地理隔离,且干扰引起的水质变化还未达到阈值导致缺少部分直接收集者种类(主要为摇蚊科)。不同物种之间的扩散能力具有一定的差异。具有成虫陆生主动扩散阶段的类群比陆生被动扩散类群分布更广,它们能依靠成虫阶段的主动扩散去寻找合适的栖息地产卵^[31],因此在环境适宜的参考点位这些类群较多,而主要依靠水流被动扩散的水生被动扩散个体在受损点占比较多。

大多数河流的上游为山地丘陵,人类活动较少,而河流中下游大多为平原受人类影响较大。而季节差异可能和爆发的洪水事件有关,据相关报道,今年爆发的洪水受影响比较大的主要是子牙河、南运河和独流减河,这与结果相符,在较为稳定的枯水期这几条河大部分被评为优、良,到了丰水期,大部分转为一般、差。而受洪水影响较小的滦河流域在湿季转为优、良,这可能与该流域森林覆盖率较高有关,天津市88%的土地利用类型为农田和城市,而为数不多的林地几乎都位于该区域。研究表明,当研究区域附近森林覆盖率高时,在面对洪水冲击时,它们的抵抗力和恢复力会较强^[32]。同时,该区域的植被覆盖度较高且生境完整性较高,底

质组成主要为卵石和圆石,相比较泥沙细石这样的生境稳定性更高。并且在面对洪水时能为生物提供避难所从而减少物种的损失。尽管大部分点位表现出显著的季节差异,仍有少数点位的生物完整性表现出一定的时间稳定性,这说明尽管在面对极端洪水事件的时候,它们的群落仍然能快速恢复过来。一方面,它们的功能多样性较高,这意味着它们的生态互补性也较高,具有不同功能性状的物种占据不同的生态位,这使它们在面对干扰的时候也能具有一定的抵抗力和恢复力^[14,33]。另一方面,从生物组成来看,这些地点水生昆虫比例较高,在洪水爆发时它们的成虫可以通过飞行寻找合适的庇护所以躲避洪水的脉冲,待雨季结束又返回原来的栖息地继续生存。

3.3 功能多样性对大型底栖动物生物完整性的影响

以往的绝大多数 IBI 评价,大多考虑的都是分类层面的一些指标。然而,对于城市的河流生态系统,城市化导致物种组成均一化,单从物种组成方面难以客观反映人类的干扰梯度。功能多样性反映了物种生态位与生态系统功能的关系^[34],因此他能较好的表征人类不同的干扰强度与生态系统受损状况的关系,基于性状的指数可以通过调查受影响的性状类型来确定系统变化的原因,即能较好的区分参考状况和受损状况^[33,35]。引入功能多样性指数作为候选指标,可提供基于分类层面解释不了的一些环境压力的信息。为此,本研究引入了功能丰富度、功能均匀度、功能分异度等 14 个反映功能多样性的指标。与其他的研究结果类似^[36],本研究的功能多样性指标在最终都被确定为构建丰水期和枯水期 IBI 体系的核心参数,这体现了其在城市河流中的适用性。在枯水期,功能丰富度随着干扰的增强显著下降,这表明当干扰增加时,只有具有适合生存特征的物种才能通过环境过滤器,反之则被淘汰^[37]。在丰水期,功能分异度被确定是区分不同干扰梯度的良好指标,这说明干扰强度的增强增大了物种之间的竞争,因此群落内物种生态位的互补性降低。这可能有三方面原因。首先,随着干扰的增大,栖息地完整性遭到破坏,有利生境面积减少,因此物种对资源的竞争更加激烈;其次,受损点位环境异质性普遍降低,而环境异质性越低可提供的生态位也越少;最后,受损点位一般物种组成较为单一,尽管物种数不少,但功能冗余较高,因此不同的物种占据相似的生态位导致功能分异度较低。功能指标对参考点位和受损点位较好的区分能力表明,在城市河流的 IBI 构建的过程中将功能多样性指标加入候选指标很有必要。

3.4 影响大型底栖动物群落完整性的驱动因素

从环境异质性来看,两个季节差异不大,而枯水期群落异质性要高于丰水期。枯水期的大型底栖动物群落 IBI 指数随着环境异质性和群落异质性的增大而增大,这体现了较高的环境异质性和 beta 多样性对维持较好的生物完整性的重要性,因此,在较为稳定的枯水期,环境因素是大型底栖动物生物完整性的主导因素。在丰水期,较大的水文扰动掩盖了部分环境因素的作用,而对于不同地点来说,环境异质性强、栖息地完整性好、植被覆盖度高的参考点位受到的水文扰动到较小,而受损点位影响较大。从不同因子的重要性来看,枯水期,氨氮、高锰酸盐指数、电导率的重要性排名前三,而丰水期的氨氮、总氮、总磷对 IBI 的影响较大。氮磷营养物质对生态系统健康的维持至关重要,然而,过量的营养物浓度会加速蓝绿藻的繁殖从而恶化水质、减少水中溶氧的含量、同时还会增加底部沉积物中的营养物浓度直接影响大型底栖动物的生存,尤其是对于流速较慢的城市河流。因此,群落组成以耐污种为主从而生物完整性较差。因此,从水质的角度来看,改善受损点的水质状况努力恢复至参照点的状态是提高这些地点生物完整性的关键举措。可以从几个方面做起。首先,适当增加大型水生植被尤其是沉水植物的覆盖度,水生植物可以减缓来自水中营养物质的沉降同时又能对底部沉积物中氮磷进行吸收从而减少其向水体上层的扩散。其次,适当减少浮游植物的密度主要是蓝绿藻,可以减少它们对溶解氧的消耗和有毒物质的释放,可以通过适当的药物去除,也可以采取生物方法,适当增加滤食性鱼类和浮游动物的密度控制蓝绿藻的密度。最后,除了内源控制外,减少外源污染物的输入同样至关重要,控制生活污水和农田废水的排入,增加河岸缓冲带植被的覆盖度,提供沿岸的生态系统功能的完整性也不容忽视。

4 结论

(1) 天津市城市河流系统中,枯水期稳定的生境质量比丰水期的水文扰动更有利于大型底栖动物群落的

维持,这体现了水生态季节性调查的重要性。大型底栖动物群落结构的差异主要体现在上游点位中的稀有物种较低概率出现在下游河道中。因此,着重保护和维持上游河道自然生境质量,恢复中下游河道的水环境和水生境状况是全面恢复城市河流水生态系统的重要措施。

(2)从生物完整性的空间分布来看,不同地区的完整性存在差异,栖息地完整、植被覆盖度高和功能多样性高的上游的参考点位抵抗力和恢复力较好,因此生物完整性较高,而中下游受损点位的生物完整性普遍较低。从保护和恢复的角度来看,应加大对参考点位的保护,努力恢复受损点位的生物完整性。

(3)从生物完整性的季节变化来看,两个季节的 IBI 体系都将功能多样性参数确定为核心参数,这体现了在 IBI 构建过程中纳入功能参数对城市河流的适用性。过量的营养盐和有机污染输入是造成枯水期和丰水期大型底栖动物群落结构退化的主要诱因,从而影响了生物完整性指数的评价结果。因此,控制内源和外源污染是逐步恢复水生态系统健康的重要前提条件。除了环境因素以外,丰水期的水文扰动也是影响大型底栖动物生物完整性的重要因素。

参考文献 (References):

- [1] Karr J R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21-27.
- [2] Miller D L, Hughes R M, Karr J R, Leonard P M, Moyle P B, Schrader L H, Thompson B A, Daniels R A, Fausch K D, Fitzhugh G A, Gammon J R, Halliwell D B, Angermeier P L, Orth D J. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 1988, 13(5): 12-20.
- [3] Kerans B L, Karr J R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee valley. *Ecological Applications*, 1994, 4(4): 768-785.
- [4] Lyons J, Wang L Z, Simonson T D. Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*, 1996, 16(2): 241-256.
- [5] Huang X Y, Xu J, Liu B, Guan X, Li J S. Assessment of aquatic ecosystem health with indices of biotic integrity (IBIs) in the Ganjiang River system, China. *Water*, 2022, 14(3): 278.
- [6] 张亚, 余宏昌, 毕宝帅, 龚珑, 唐文乔. 基于鱼类生物完整性指数的上海苏州河水生态系统健康评价. *中国环境监测*, 2021, 37(06): 164-177.
- [7] 王军, 黄真理, 李海英, 蒋小明, 李正飞, 孟星亮, 谢志才. 基于大型无脊椎动物完整性的赤水河健康评价体系构建. *中国环境监测*, 2018, 34(6): 62-72.
- [8] Bertora A, Grosman F, Sanzano P, Rosso J J. Impoverished fish assemblages of temperate Neotropical streams respond to environmental degradation and support a sensitive Index of Biotic Integrity. *Hydrobiologia*, 2024, 851(2): 383-408.
- [9] Bonada N, Prat N, Resh V H, Statzner B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 2006, 51: 495-523.
- [10] Birk S, Bonne W, Borja A, Brucet S, Courrat A, Poikane S, Solimini A, van de Bund W, Zampoukas N, Hering D. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 2012, 18: 31-41.
- [11] 段维利, 余新晓, 陈丽华, 贾国栋, 曹永翔. 京津冀城市群城镇化与生态建设对生态系统服务价值的影响. *水土保持研究*, 2023, 30(4): 404-411.
- [12] Carter J L, Resh V H, Hannaford M J. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. *Methods in Stream Ecology*. Amsterdam: Elsevier, 2017: 293-318.
- [13] Walsh C J, Roy A H, Feminella J W, Cottingham P D, Groffman P M, Morgan R P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 2005, 24(3): 706.
- [14] Schmera D, Heino J, Podani J, Erös T, Dolédec S. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 2017, 787(1): 27-44.
- [15] 王业耀. 中国流域常见水生生物图集. 北京: 科学出版社, 2020.
- [16] Morse J C, Yang L, Tian L. Aquatic insects of China useful for monitoring water quality. Hohai University Press, 1994.
- [17] 刘月英. 中国经济动物志-淡水软体动物. 北京: 科学出版社, 1979.
- [18] Li Z F, Wang J, Liu Z Y, Meng X L, Heino J, Jiang X K, Xiong X, Jiang X M, Xie Z C. Different responses of taxonomic and functional

- structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. *Science of the Total Environment*, 2019, 655: 1288-1300.
- [19] Ode P R, Rehn A C, May J T. A quantitative tool for assessing the integrity of southern coastal California streams. *Environmental Management*, 2005, 35(4): 493-504.
- [20] 田鹏, 钱昶, 林佳宁, 代阳, 张远, 丁森, 高欣. 滦河流域大型底栖动物生物完整性指数健康评价. *中国环境监测*, 2019, 35(4): 50-58.
- [21] 宋聃, 都雪, 王乐, 王慧博, 窦乾明, 金星, 邵长浩, 霍堂斌. 应用大型底栖动物完整性指数评价呼兰河的生态健康状况. *水产学杂志*, 2023, 36(5): 100-111.
- [22] 李慧清, 罗遵兰, 孙光, 史娜娜, 肖能文. 应用鱼类生物完整性指数评价北运河河流健康状况. *水生态学杂志*, 2023, 44(1): 34-40.
- [23] 王建华, 田景汉, 吕宪国. 挠力河流域河流生境质量评价. *生态学报*, 2010, 20(2): 481-486.
- [24] 张葵, 王军, 葛奕豪, 谢鹏, 马徐发, 周琼. 基于大型底栖动物完整性指数的伊犁河健康评价及其对时间尺度变化的响应. *生态学报*, 2021, 41(14): 5868-5878.
- [25] 杨柳, 李泳慧, 王俊才, 杨玉格, 丁振军. 基于 B-IBI 指数的温榆河生态健康评价. *生态学报*, 2012, 32(11): 3313-3322.
- [26] Flecker A S, Feifarek B. Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. *Freshwater Biology*, 1994, 31(2): 131-142.
- [27] Lytle D A, Poff N L. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 2004, 19(2): 94-100.
- [28] Mesa L M. Interannual and seasonal variability of macroinvertebrates in monsoonal climate streams. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 2012, 55(3): 403-410.
- [29] Cole M B, Russell K R, Mabee T J. Relation of headwater macroinvertebrate communities to in-stream and adjacent stand characteristics in managed second-growth forests of the Oregon Coast Range Mountains. *Canadian Journal of Forest Research*, 2003, 33(8): 1433-1443.
- [30] Eyre M D, Pilkington J G, McBlane R P, Rushton S P. Macroinvertebrate species and assemblages in the headwater streams of the River Tyne, northern England in relation to land cover and other environmental variables. *Hydrobiologia*, 2005, 544(1): 229-240.
- [31] Verberk W C E P, Siepel H, Esselink H. Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 2008, 53(9): 1722-1738.
- [32] Fritz K M, Dodds W K. Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system. *Hydrobiologia*, 2004, 527(1): 99-112.
- [33] Cadotte M W, Carscadden K, Mirotchnick N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 2011, 48(5): 1079-1087.
- [34] Diaz S, Cabido M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 2001, 16(11): 646-655.
- [35] de Souza D M, Flynn D F B, DeClerck F, Rosenbaum R K, de Melo Lisboa H, Koellner T. Land use impacts on biodiversity in LCA: proposal of characterization factors based on functional diversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013, 18(6): 1231-1242.
- [36] Wang Y X, Wu N C, Liu G H, Mu H L, Gao C, Wang Y C, Wu Y J, Zeng Y, Yan Y Z. Incorporating functional metrics into the development of a diatom-based index of biotic integrity (D-IBI) in Thousand Islands Lake (TIL) catchment, China. *Ecological Indicators*, 2023, 153: 110405.
- [37] Southwood T R E. Habitat, the templet for ecological strategies? *The Journal of Animal Ecology*, 1977, 46(2): 336.