

吴思莹, 曾庆慧, 胡鹏, 等. 伊通河城区段底栖动物完整性对水质的响应时滞[J]. 南水北调与水利科技(中英文), 2023, 21(1): 160-171.
WU S X, ZENG Q H, HU P, et al. Response time lag of benthic integrity to water quality in the urban section of Yitong River[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2023, 21(1): 160-171. (in Chinese)

伊通河城区段底栖动物完整性对水质的响应时滞

吴思莹¹, 曾庆慧¹, 胡鹏¹, 武中强², 侯佳明¹, 吕小龙¹, 祖丽菲亚·卡斯木³

(1. 中国水利水电科学研究院 流域水循环模拟与调控国家重点实验室, 北京 100038;

2. 沧州市肖家楼水利设施管理站, 河北 沧州 061000; 3. 新疆水利厅水资源规划研究所, 乌鲁木齐 830000)

摘要: 基于 2015 年和 2019—2021 年伊通河长春市城区段底栖动物调查及水质监测数据, 建立底栖动物完整性指数(benthic-index of biotic integrity, B-IBI)评价体系, 对伊通河城区段水生态健康状况进行评价, 并在此基础上确定影响 B-IBI 的关键水质指标及两者间的响应时滞。结果表明: 伊通河城区段底栖动物种类数在月际间无显著差异性($P>0.05$), 但在年际间差异显著($P<0.05$), 种类数先减少后增加, 主要类群由耐污种向清洁种转变; 2015—2021 年, 伊通河城区段 B-IBI 年均值波动上升, 河流健康整体呈逐渐好转趋势, 且上游河段健康状况优于下游; 各项水质指标中, 总磷对伊通河城区段 B-IBI 值及其核心指标有显著性影响, 且底栖动物对总磷质量浓度变化的响应在时间上存在滞后性, 滞后时间为 9 个月左右($r=-0.88$)。研究可为城市河流健康评价和治理管理提供科学依据。

关键词: 底栖动物完整性; 河流健康评价; 伊通河; 城市河流; 响应时滞

中图分类号: TV212.5; X826 **文献标志码:** A **DOI:** 10.13476/j.cnki.nsbdqk.2023.0017

随着社会经济的发展, 人们对环境资源的过度使用和破坏, 使城市河流生态系统功能逐渐退化, 这些问题制约城市的可持续发展, 因此开展城市河流健康评价对于提出河流保护措施与促进经济社会和环境之间的协调发展具有重要意义^[1-2]。目前, 利用生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)评价河流生态系统健康状况是应用较为广泛的评价方法。Karr 最早利用鱼类作为指示生物进行河流健康评价^[3], 而后逐步拓展到底栖动物^[4]、浮游生物^[5-6]及微生物^[7]等。其中, 底栖动物对水环境变化的响应敏感, 且生存周期相对较长、栖息场所较为固定, 通常作为河流健康评价的重要指示生物^[8-10]。自 20 世纪 90 年代起, 底栖动物完整性指数(benthic-index of biotic integrity, B-IBI)在国内外得以广泛应用, Kerans 等^[11]利用 B-IBI 评价方法对美国田纳西流域进行河流健康评价, 随后该方法成功应用于美国 16 个州的河流健康评价。由于底栖动物群落结构存在较大的地域差异性, 国内学者先后在松花江、海河、太湖等不同流域提出了各自的 B-IBI 评价体系^[12-13],

并识别了影响底栖动物群落结构的环境因子^[14-16]。

水生态系统对环境因子变化的响应通常具有一定的非线性特征和时间滞后性。Duarte^[17]研究了浮游植物对环境因子的时滞效应, 结果表明不同的藻类群落对环境因子变化的响应时滞滞滞在 0~23 d 不等, 时滞效应对水华爆发的模拟预测具有重要影响。Jeong 等^[18]对洛东江韩式冠盘藻和铜绿微囊藻的含量与降水量和大坝下泄量进行互相关分析, 发现降水量和大坝下泄量与藻类含量之间存在显著的时滞互相关, 最长响应时滞长达 2 a。Beukema 等^[19]发现荷兰瓦登海底栖动物数量和生物量均与前一年的叶绿素质量浓度呈现显著正相关, 底栖动物的增加在时间上明显滞后于浮游植物。底栖动物生命周期相对较长, 其对水质变化, 特别是水质由差向好变化过程的响应需要一定的时间, 而目前多数研究^[20-21]的时间尺度通常为单月或年内不同水文季节, 在年际尺度上分析城市河流综合治理后底栖动物完整性的变化趋势, 并定量评价其对河流水质变化时滞效应的研究较少。

收稿日期: 2022-07-14 修回日期: 2022-09-30 网络出版时间: 2022-11-20

网络出版地址: <https://kns.cnki.net/kcms/detail/13.1430.TV.20221118.0959.004.html>

基金项目: 国家自然科学基金项目(52122902; 52009146); 中国水利水电科学研究院基本科研业务费项目(WR0145B022021); 流域水循环模拟与调控国家重点实验室自主研究课题项目(SK12022ZD01)

作者简介: 吴思莹(1998—), 女, 吉林长春人, 主要从事生态水文学研究。E-mail: wsx_1224@163.com

通信作者: 曾庆慧(1990—), 女, 湖北武汉人, 高级工程师, 博士, 主要从事水利水电工程生态环境影响研究。E-mail: qhzheng1990@126.com

2015年长春市启动了伊通河流域综合治理工程,拟通过实施水环境、水安全和水生态系列工程,进行全方位、全区段、全流域治理,将伊通河打造成城市生命线、生态轴和景观带。2020年长春市水务局牵头对此次伊通河综合治理整体效果进行评估,重点包括水环境改善、水生态健康、水安全保障、水文化提升和经济效益提升成效5个方面。本研究即是针对伊通河综合整治工程中水生态工程,从底栖生物完整性的角度评价工程实施后水生态健康的改善情况。

以伊通河城区段为研究区,基于2015年和2019—2021年底栖动物调查及水质监测数据,建立B-IBI评价体系对伊通河城区段的水生态健康状况进行评价,利用冗余分析法(redundancy analysis, RDA)确定影响底栖动物完整性的关键水质因子,并探讨河流生态系统对于水质变化的响应时滞,研究结果对于揭示伊通河城区段水生态恢复的基本规律、支撑城市河流综合治理管理具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

伊通河是松花江水系饮马河的最大支流,发源于吉林省伊通满族自治县境内,流经长春市城区、德惠市,在农安县靠山镇汇入饮马河,是唯一一条贯穿长春城区的河流,主要支流包括那丹伯河、伊丹河、小河沿子河、四间河等。流域面积8440 km²,干流全长342.5 km,新立城水库位于伊通河中游,距长春市城区16 km,是长春市重要的水源地^[22]。研究河段主要包括伊通河源头段和城区段,其中:源头段水生生物生境较好,在底栖动物完整性评价中作为参照点;城区段人口分布密集,河流生境及水质退化严重,是本研究水生态健康状况评价的重点区域。

1.2 底栖动物样品采集及处理

1.2.1 采样点布设

研究于2015年(7、10月)、2019年(4、7、10月)、2020年(10月)、2021年(4、7月)对伊通河流域底栖动物进行定量采集,共设13个采样点,其中:源头段3个采样点,位于伊通河上游人类活动干扰较小的区域;城区段10个采样点,位置分布在伊通河干流的新立城水库(S₄)至北湖大桥(S₁₃)间。采样点分布见图1。



图1 伊通河流域底栖动物采样点及水质国控断面分布
Fig. 1 Distribution of benthic sampling sites and water quality state controlled sections in Yitong River basin

1.2.2 底栖动物采集处理

底栖动物采集选用1/16 m²彼得森采泥器,每个采样点随机采集3个平行样本。现场将3个样本逐一倒入60目筛网冲洗至无杂质,将剩余采集物分别装入密封袋及时带回室内挑拣,并保存在10%的甲醛溶液中,带到实验室鉴定,一般鉴定到属级水平,鉴定结果取3个样本的平均值。

1.3 水质数据获取

水质数据来自长春市生态环境监测中心,共收集新立城大坝(W₁)、杨家崴子(W₂)2个国控断面2015—2021年10项水质指标的逐月监测数据,分别为pH、水温(T)、电导率(EC)、溶解氧(DO)、氨氮(NH₃-N)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、生化需氧量(BOD)、化学需氧量(COD)、总氮(TN)、总磷(TP)。

1.4 研究方法

1.4.1 底栖动物完整性指数评价

选取参照点。根据《河流健康评价指南(试行)》,采样点应包括不同程度人类活动干扰影响的区域,其中,无明显人为活动影响的采样点作为参考点,明显受到人为活动影响的采样点作为受损点^[23]。结合伊通河流域人类活动干扰和水生态实际情况,选择源头段点位上游周边无污染源、500 m范围内无农田和居民聚集区的点位(S₁~S₃)作为参照点,城

区段人为活动干扰较严重的 10 个点位(S₄~S₁₃)作为受损点。

确定候选指标。根据伊通河城区段采集到的底

栖动物数据, 选择的评价指标体系包括 5 种类型共 28 个候选指标, 见表 1^[24], 以准确和全面地反映河流水生态健康状况。

表 1 候选指标及其对干扰的响应
Tab. 1 Candidate metrics and their response to disturbance

类型	编号	候选指标	参数描述	对干扰的响应
群落丰富度	M ₁	总分类单元数	底栖动物的所有种类数	减小
	M ₂	EPT分类单元数	E为蜉蝣目; P为襁翅目; T为毛翅目, 三目昆虫分类单元数	减小
	M ₃	水生昆虫分类单元数	底栖动物类群中水生昆虫的种类数	减小
	M ₄	甲壳动物和软体动物分类单元数	底栖动物中类群中甲壳动物和软体动物的种类数	减小
	M ₅	摇蚊分类单元数	底栖动物类群中摇蚊昆虫的种类数	减小
	M ₆	双翅目分类单元数	底栖动物群落中双翅目动物的种类数	减小
种类个体数量比例	M ₇	优势分类单元的个体相对丰度	个体数量最多的一个分类单元的个体数/总个数	增大
	M ₈	前3位优势分类单元的个体相对丰度	个体数量最多的3个种类的个体相对丰度	增大
	M ₉	毛翅目个体相对丰度	毛翅目个体数/总个数	减小
	M ₁₀	蜉蝣目个体相对丰度	蜉蝣目个体数/总个数	减小
	M ₁₁	颤蚓个体相对丰度	颤蚓个体数/总个数	增大
	M ₁₂	襁翅目个体相对丰度	襁翅目个体数/总个数	减小
	M ₁₃	摇蚊个体相对丰度	摇蚊个体数/总个数	增大
	M ₁₄	双翅目个体相对丰度	双翅目个体数/采样点底栖动物群落总个体数	增大
	M ₁₅	甲壳动物和软体动物的个体相对丰度	(甲壳动物和软体动物)个体数/总个数	减小
生物耐污能力	M ₁₆	敏感种个体相对丰度	敏感种(耐污值≤4)的个体数/总个体数	减小
	M ₁₇	耐污种个体相对丰度	耐污种(耐污值≥6)的个体数/总个体数	增大
	M ₁₈	HBI	Hilsenhoff指数/总个体数	增大
	M ₁₉	BMWP指数	每个样品各科记分值之和	减小
	M ₂₀	ASPT指数	BMWP记分值/科的总数	减小
营养级组成	M ₂₁	捕食者个体相对丰度	捕食者个体数/总个数	减小
	M ₂₂	滤食者个体相对丰度	滤食者个体数/总个数	增大
	M ₂₃	收集者个体相对丰度	收集者个体数/总个数	增大
	M ₂₄	刮食者个体相对丰度	刮食者个体数/样点底栖动物群落总个体数	减小
	M ₂₅	撕食者个体相对丰度	撕食者个体数/样点底栖动物群落总个体数	减小
物种多样性	M ₂₆	Shannon-Wiener多样性指数	$H = \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$, 其中, p_i 为 <i>i</i> 种动物个体数/样点底栖动物总个数, S为该样点所有底栖动物物种数	减小
	M ₂₇	Pielou均匀度指数	$J = H / (\log_2 S)$	减小
	M ₂₈	Marglef丰富度指数	$D = (S - 1) / \ln N$, 其中N为物种总个体数	减小

数值分布范围分析。根据参照点、受损点的数值分布范围, 筛除数值分布较离散和随干扰的增加或减小变化范围过小的指标。

判断能力分析。对比各指标在参照点和受损点 25%~75% 分位数箱体(interquartile range, IQ)及中位数的重叠情况, 并根据重叠情况赋分^[25], 保留箱体间无重叠、箱体有重叠但中位数都在对方箱体之外(IQ \geq 2)的指标。

相关性分析。采用 Pearson 相关分析, 对于相关系数大于 0.75 的指标, 指标间存在高度相关性, 综合考虑各指标所反映信息的重要性, 保留一个即可^[26]。

B-IBI 分值计算。采用比值法对各点位的指标计分。随干扰增强而减小的指标分值利用公式(1)计算, 随干扰增强而增大的指标分值利用公式(2)计算。分值范围为 0~1, 如果分值大于 1, 则记为 1。各点位的 B-IBI 最终得分为该点所有核心指标的分值加和。

$$B_{i,m} = X_m / X_{0.95} \quad (1)$$

$$B_{i,m} = (X_{\max} - X_m) / (X_{\max} - X_{0.05}) \quad (2)$$

式中: $B_{i,m}$ 为第 m 个采样点生物指标的计算分值; X_m 为第 m 个采样点的生物指标值; X_{\max} 为 m 个采样点中的最大生物指标值; $X_{0.95}$ 为 m 个采样点的 95% 分位生物指标值; $X_{0.05}$ 为 m 个采样点的 5% 分位生物指标值。

评价标准建立。以参照点 B-IBI 分值的 25%、50%、75%、100% 分位数为界, 评价标准共划分 5 个评价等级^[27]。

单因子方差分析(One-way ANOVA)用于比较不同月份及年份间底栖动物种类数的差异性, 在 SPSS 22.0 中处理。

1.4.2 关键水质因子识别

RDA 是响应变量矩阵与解释变量矩阵之间多元多重线性回归的拟合值矩阵的主成分分析。采用 Pearson 相关分析法对存在多重共线性的水质因子进行初步筛选^[28], 进而对 B-IBI 数据进行去趋势对应分析(detrended correspondence analysis, DCA), 其梯度值小于 3, 因此选用 RDA 分析 B-IBI 值及其核心指标受水质因子约束的关系, 确定影响底栖动物完整性的关键水质因子。在 RDA 排序分析时, 通过蒙特卡罗检验($P < 0.05$)判断水质因子对底栖动物完整性变化贡献的显著性, RDA 分析使用 Canoco 5 软件处理。

1.4.3 响应时滞分析

通过对比伊通河城区段 2019—2021 年 6 期 B-IBI 值与关键水质因子质量浓度之间的 Pearson 相关系数探究底栖动物对水质因子的响应时滞。关键水质因子经单因子方差分析检验, 不同断面间水质无显著性差异($P > 0.05$), 因此采用两断面平均值进行后续分析, B-IBI 值采用城区段所有采样点平均值。将水质指标质量浓度逐月向前推移与 B-IBI 值进行相关分析, 滞后时间间隔以月为尺度, 时间推移范围从当前时间节点至 24 个月前。相关系数 r 的取值范围为 $[-1, 1]$: 相关系数绝对值越大, 代表两个变量的相关性越高; 反之, 代表两者相关性越小。最终, 相关系数最大所对应的滞后月份即为底栖动物对关键水质因子的响应时滞。

2 结果与分析

2.1 底栖动物群落结构特征变化

伊通河城区段底栖动物种类数在月际间无显著性差异($P = 0.43 > 0.05$), 不同月份间波动幅度较小, 物种数均值 7 月略高于 4 月、10 月, 见图 2(a)。底栖动物种类数在年际间差异性显著($P = 0.029 < 0.05$), 2021 年物种数均值最高, 其次为 2015 年、2020 年, 2019 年最低, 见图 2(b)。

伊通河城区段底栖动物群落组成年际变化情况见图 2(c)。共检出底栖动物 48 种, 隶属 3 门 6 纲 24 科。其中: 环节动物门包括寡毛纲和蛭纲共 14 种, 占总种数的 29.2%; 软体动物门包括腹足纲、瓣鳃纲和双壳纲共 18 种, 占总种数的 37.5%; 节肢动物门包括昆虫纲 16 种, 占总种数的 33.3%。2015 年底栖动物共 20 种, 其中节肢动物门昆虫纲 10 种, 占总种数的 50%, 多为摇蚊属、多足摇蚊属等水生昆虫。2019 年底栖动物共 14 种, 其中节肢动物门昆虫纲和软体动物门腹足纲均为 4 种, 共占总种数的 57.1%, 多为直突摇蚊属、螻属、圆田螺属等。2020 年和 2021 年底栖动物分别为 15 种和 21 种, 其中节肢动物门昆虫纲为主要类群, 分别占总种数的 40% 和 47.6%, 多为四节蜉属、蜻属等相对敏感的物种。总体上, 伊通河城区段底栖动物种类数呈先减少后增加的趋势, 水生昆虫和软体动物是构成底栖动物群落的主要类群; 底栖动物群落组成发生明显变化, 耐污的寡毛纲占比由 33.3% 减少至 9.5%, 相对清洁的腹足纲、瓣鳃纲占比由 25% 增加至 35.7%, 底栖动物群落组成正在从耐污种逐渐向清洁种转变。

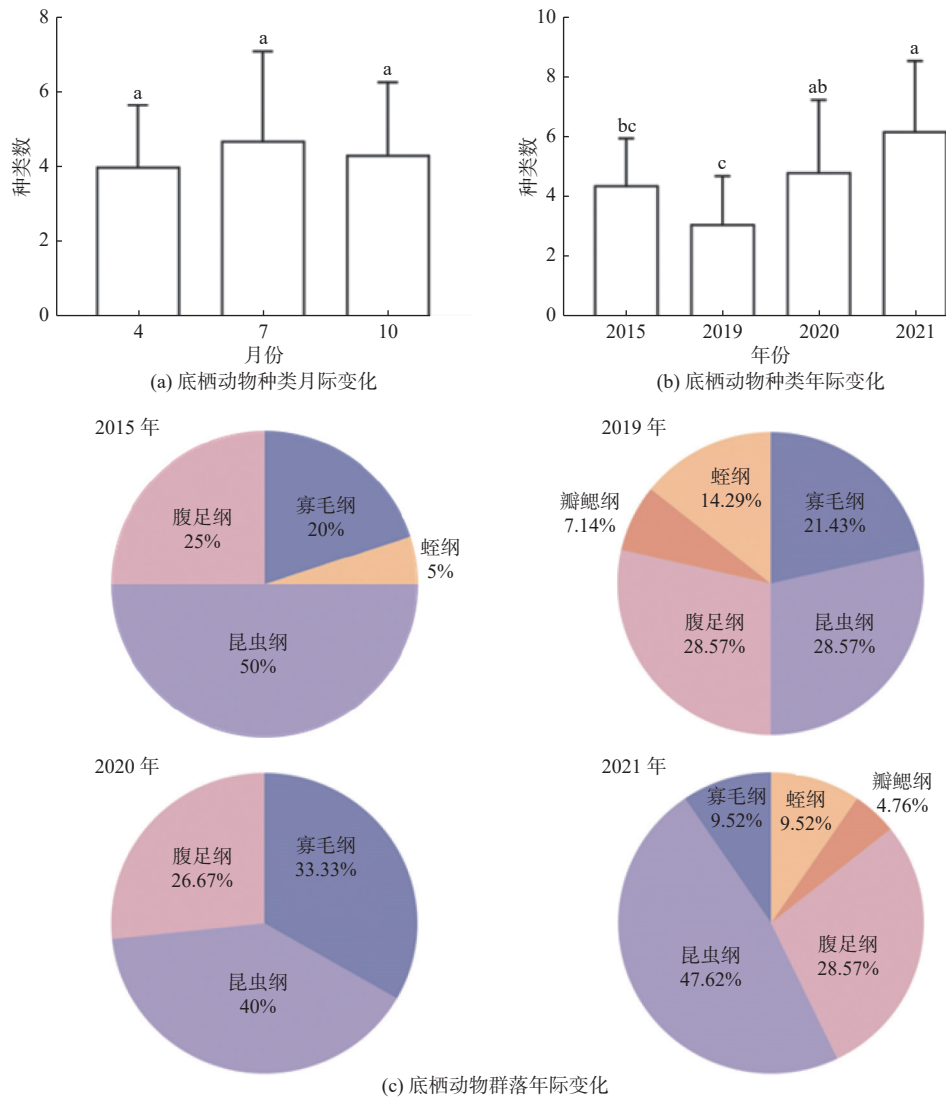


图 2 伊通河城区段底栖动物群落结构特征变化

Fig. 2 Changes of benthic community structure in urban section of Yitong River

2.2 B-IBI 评价体系构建及评价

2.2.1 B-IBI 评价体系构建

数值分布范围分析。分析 28 个候选指标在参照点的数值分布范围变化, M_2 、 M_9 、 M_{10} 、 M_{11} 、 M_{12} 、 M_{15} 、 M_{16} 、 M_{24} 、 M_{25} 、 M_{27} 均为随干扰增强数值减小的指标, 其指标数值可变化范围较窄, 说明这些指标对不同程度干扰的响应不敏感, 不适用于构建 B-IBI 评价体系, 故剔除。 M_{19} 标准差较大, 说明该指标不稳定, 故剔除。 M_{22} 、 M_{23} 是随干扰增强数值增大的指标, 但随着干扰增强, 物种营养级组成变化较小, 不能反映不同程度干扰对物种营养级的影响, 同样不适用于构建 B-IBI 评价体系, 故剔除。

判断能力分析。剩余 15 个指标在参照点和受损点的箱线图见图 3, $IQ \geq 2$ 的包括 M_1 、 M_3 、 M_4 、 M_6 、 M_7 、 M_{14} 、 M_{21} 、 M_{26} 、 M_{28} 共 9 个指标。

相关性分析。Pearson 相关性分析结果见表 2: M_1 、 M_3 、 M_4 、 M_6 之间呈高度相关, 且 4 个参数均反映群落丰富度, 考虑到总分类单元数(M_1)包含的信息更丰富, 故保留 M_1 ; 同理, M_{26} 与 M_{28} 呈高度相关, 均为反映物种多样性的指标, 保留 M_{28} ; M_{21} 与已确定的参数 M_1 、 M_{28} 呈高度相关, 故剔除; M_7 、 M_{14} 与其他指标相关性较弱, 故均保留。经上述分析, 最终确定用于构建 B-IBI 评价体系的 4 个核心指标为总分类单元数(M_1)、优势分类单元的个体相对丰度(M_7)、双翅目个体相对丰度(M_{14})、Marglef 丰富度指数(M_{28})。

B-IBI 分值计算及评价标准建立。采用比值法计算 4 个核心指标在各采样点的分值, 分值累加即得各采样点的 B-IBI 值。以参照点 B-IBI 值的 25% 分位数值(即 2.76)作为评价标准划分的健康等级见表 3。

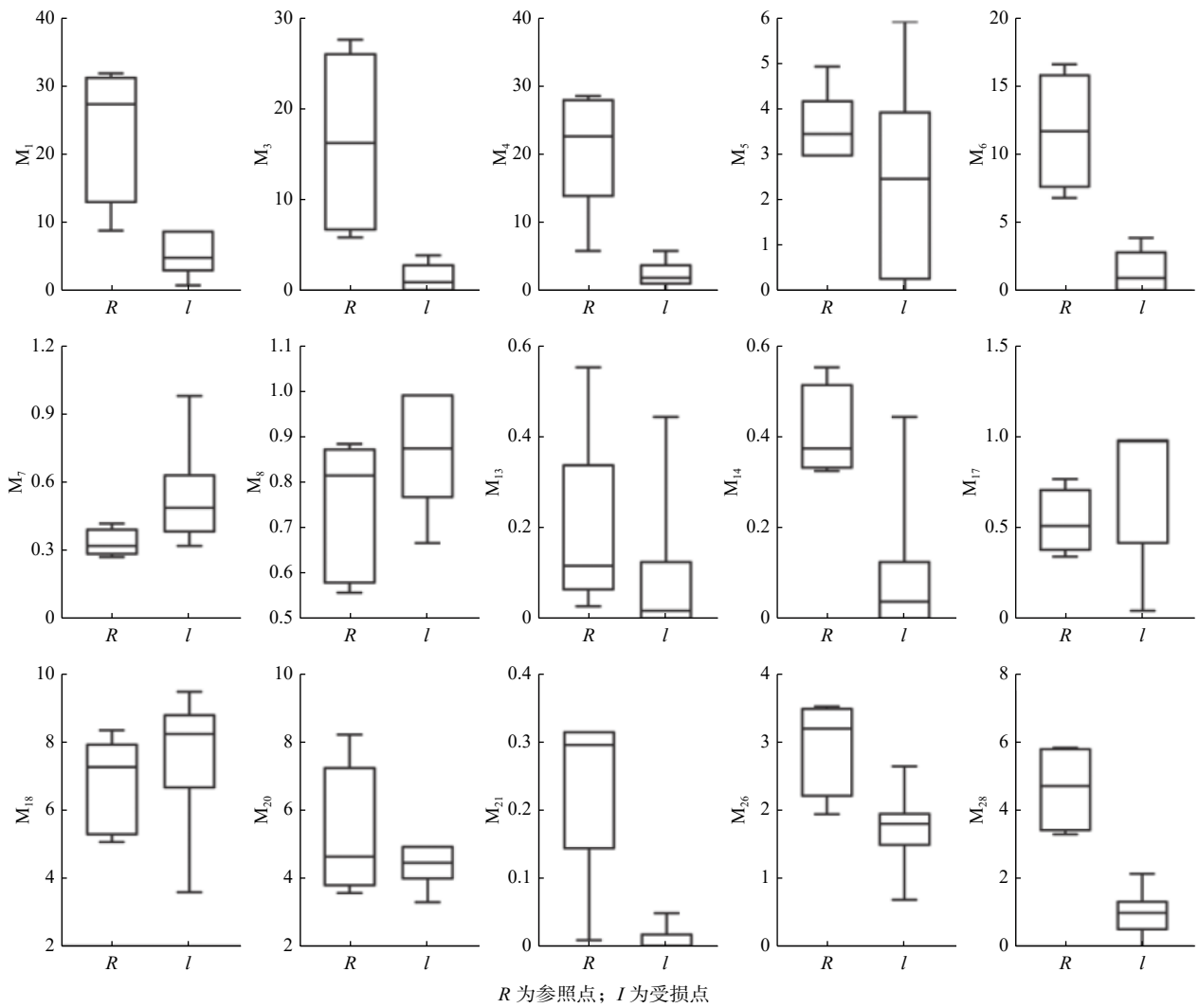


图 3 候选指标在参照点和受损点的箱线图

Fig. 3 Box plots of candidate metrics between reference and impaired sites

表 2 候选指标 Pearson 相关分析结果

Tab. 2 Pearson correlation analysis results of candidate metrics

指标编号	M ₁	M ₃	M ₄	M ₆	M ₇	M ₁₄	M ₂₁	M ₂₆	M ₂₈
M ₁	1.00								
M ₃	0.93	1.00							
M ₄	0.97	0.95	1.00						
M ₆	0.93	0.97	0.94	1.00					
M ₇	-0.62	-0.58	-0.59	-0.60	1.00				
M ₁₄	0.50	0.52	0.47	0.59	-0.60	1.00			
M ₂₁	0.80	0.89	0.76	0.89	-0.51	0.48	1.00		
M ₂₆	0.81	0.80	0.84	0.83	-0.90	0.47	0.76	1.00	
M ₂₈	0.75	0.64	0.67	0.78	-0.64	0.38	0.94	0.86	1.00

表 3 伊通河城区段 B-IBI 评价标准

Tab. 3 The criteria of health assessment based on the B-IBI in urban section of Yitong River

健康等级	健康	亚健康	一般	较差	极差
B-IBI分值	>2.76	>2.07 ~ ≤2.76	>1.38 ~ ≤2.07	>0.69 ~ ≤1.38	≤0.69

2.2.2 B-IBI 评价结果及其时空变化

B-IBI 年际变化情况见图 4(a), 伊通河城区段 B-IBI 值年际间呈现波动上升的趋势, 水生态状况整体上逐渐好转。与 2015 年相比, 2019 年 B-IBI 指数值略有上升, 但仍为“一般”状态。2020 年 B-IBI 提升为“亚健康”状态, 2021 年 B-IBI 值略有下降, 分类等级仍保持在“亚健康”状态。各采样点 B-

IBI 结果的空间分布情况见图 4(b): 3 个参照点中有 2 个为“健康”状态, 1 个为“亚健康”状态; 城区段采样点中有 3 个为“亚健康”状态, 6 个为“一般”状态, 1 个为“较差”状态。B-IBI 评价结果表明河流上游的水生态健康水平总体上高于下游, 其原因是下游点位受水体污染影响相对较大。

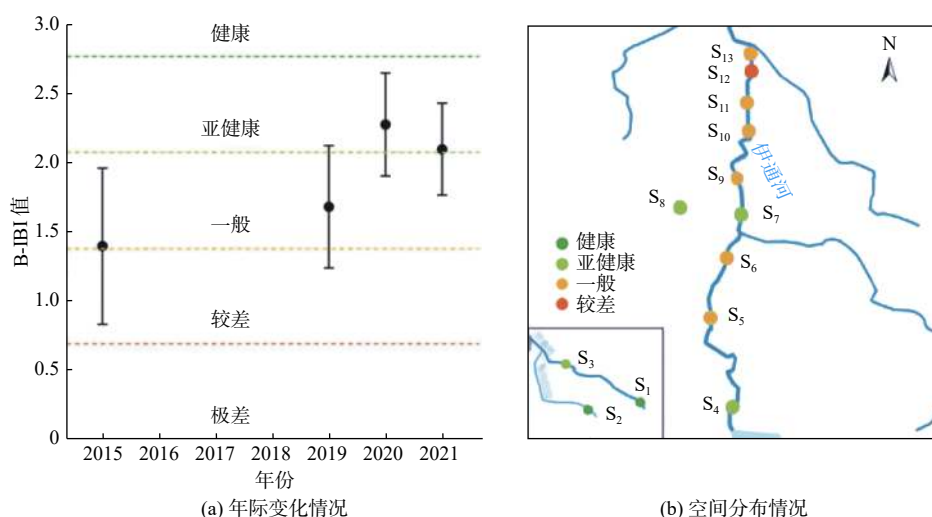


图 4 伊通河城区段 B-IBI 值时空变化

Fig. 4 Temporal and spatial variation of B-IBI results in urban section of Yitong River

2.3 B-IBI 值与水质因子的响应关系

2.3.1 水质因子变化特征

水质因子间的 Pearson 相关性分析结果见图 5。COD_{Mn}、BOD 及 COD 三者共线性较强, 且均是表示水体有机污染物含量的因子, 其中 COD_{Mn} 可以反映城市生活污水造成的河流水体污染物含量, 是水质分析中的一个常用指标^[29], 与其他因子的共线性相对较弱, 故筛除 BOD、COD, 保留 COD_{Mn}。NH₃-N、TN 及 TP 是以氮磷元素为主的水体富营养化的污染指标, 其含量变化会直接对底栖动物群落产生影响^[30]。NH₃-N 与 TN、TP 存在较强共线性, 故筛除 NH₃-N, 保留 TN 和 TP。此外, T、pH、EC、DO 与其他水质因子的共线性较弱, 故保留。最终选取 T、pH、EC、DO、COD_{Mn}、TN、TP 作为伊通河城区段的主要水质因子。

伊通河城区段主要水质因子年际变化特征见表 4。研究期间 T 的均值变化范围为 11.15 ~ 12.74 °C, pH 变化范围为 6.85 ~ 7.92。EC 含量变化明显且呈现逐年上升趋势, 均值介于 28.08 ~ 46.62 ms/m。DO 质量浓度均值变化范围为 7.16 ~ 9.85 mg/L, 2017 年后达到 I 类水质标准, 在 2020 年达到最大

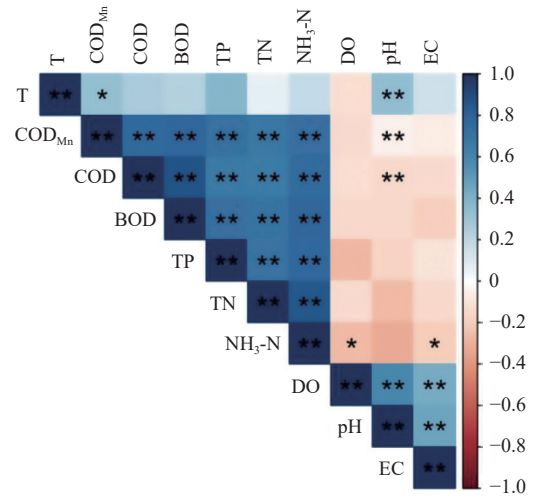
值。COD_{Mn} 质量浓度均值介于 4.17 ~ 8.75 mg/L, 整体上呈下降趋势, 2016 年前属于 IV 类水质标准, 2017 年后达到 III 类水质标准。TN 质量浓度均值变化范围为 2.34 ~ 11.23 mg/L, 2016 和 2017 年出现了大幅下降, 均值由 11.23 mg/L 下降至 3.13 mg/L, 2017 年后保持平稳变化。TP 质量浓度均值变化范围为 0.06 ~ 0.57 mg/L, 研究期间下降趋势显著, 2016 年前属于劣 V 类水质标准, 2017 年后稳定在 II、III 类水质标准之间。总体上在 2017 年以后, 随着伊通河综合治理工程的实施, 各水质因子有明显改善, 并在 2020 年达到最佳, 2021 年略有下降。

2.3.2 B-IBI 值与水质因子的相关性

RDA 排序的前两轴共解释了 B-IBI 体系变异的 77.96%, 其中, RDA1 轴解释了 65.50%, RDA2 轴解释了 12.46%。前两个排序轴 B-IBI 体系与水质因子相关系数均高度相关, RDA 排序能较好地反映研究期间 B-IBI 体系及其指标与水质因子间的关系。主要水质因子的 RDA 分析统计值见表 5, 7 个水质因子对 B-IBI 体系的累计解释率达到 82.20%。蒙特卡罗检验结果表明, TP ($F=8.2, P=0.026 < 0.050$) 对伊通河城区段的 B-IBI 值及其核心指标有显著性影

响,解释率达 57.90%。

伊通河城区段 B-IBI 值及核心指标与水质因子的 RDA 排序见图 6。蓝色矢量线代表 B-IBI 值及核心指标,红色矢量线代表水质因子,蓝色与红色矢量线的夹角余弦值表征两者相关性大小:当夹角小于 90°时,夹角越小余弦值越大,两者的正相关性越强;当夹角大于 90°时,夹角越大余弦值绝对值越大,两者的负相关性越强。其中:对于构建 B-IBI 评价体系的 4 个核心指标来说,TP、TN、COD_{Mn} 和 T 对核心指标优势分类单元个体相对丰度(M₇)有正向影响,对总分类单元数(M₁)及 Marglef 丰富度指数(M₂₈)有负向影响,双翅目个体相对丰度(M₇)与 EC 有较强正向影响。对于 B-IBI 值的最终结果来说,与 EC、DO 呈正相关,与 TP、TN、COD_{Mn} 和 T 呈负相关,其中,以 TP 对 B-IBI 的的负向影响最为显著。



注: **表示在 0.01 水平上显著相关; * 表示在 0.05 水平上显著相关; 空白表示无显著相关。

图 5 伊通河城区段水质因子相关系数矩阵图

Fig. 5 Correlation coefficient matrix diagram of water quality factors in urban section of Yitong River

表 4 伊通河城区段主要水质因子变化特征(平均值±标准差)

Tab. 4 Variation characteristics of main water quality factors in urban section of Yitong River(Means±SE)

年份	T/℃	pH	质量浓度/(mg·L ⁻¹)				
			EC	DO	COD _{Mn}	TN	TP
2015	11.48±9.04	7.26±0.06	28.08±2.09	7.41±1.14	8.75±1.33	11.23±2.99	0.57±0.23
2016	11.91±10.27	7.17±0.04	30.62±7.82	7.16±1.40	6.66±1.80	7.17±3.65	0.49±0.29
2017	11.29±10.08	7.27±2.36	39.17±15.90	8.81±3.07	4.45±1.49	3.13±1.89	0.07±0.05
2018	11.52±11.43	6.90±2.49	43.08±19.98	8.54±3.51	4.78±2.12	3.15±1.31	0.17±0.20
2019	11.26±10.23	6.85±2.42	39.30±19.52	8.48±3.92	4.17±1.78	3.91±2.43	0.20±0.26
2020	11.15±10.67	7.92±1.33	40.56±12.69	9.85±2.84	4.37±0.98	2.34±0.90	0.06±0.03
2021	12.74±9.71	6.86±2.30	46.62±16.65	7.86±3.22	4.70±1.77	3.04±1.38	0.12±0.09

表 5 伊通河城区段主要水质因子 RDA 分析统计值

Tab. 5 RDA analysis of main water quality factors in urban section of Yitong River

水质因子	解释率/%	pseudo-F	P
TP	57.9	8.2	0.026
COD _{Mn}	8.9	1.4	0.318
pH	7.9	1.2	0.394
EC	3.0	0.4	0.680
TN	1.8	0.2	0.848
T	1.4	0.1	0.884
DO	1.3	<0.1	1.000

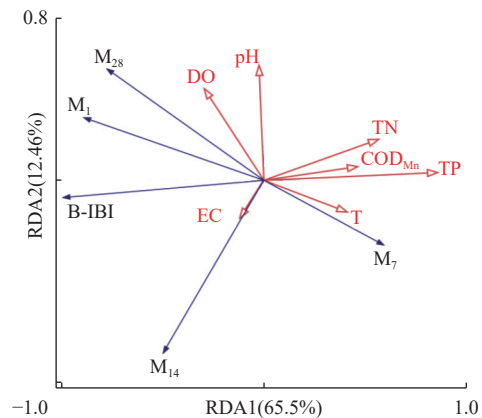


图 6 伊通河城区段 B-IBI 值及核心指标与水质因子的 RDA 分析

Fig. 6 RDA based on the key indexes of B-IBI and water quality factors in urban section of Yitong River

在水环境因素对底栖动物的影响方面,赵然等^[31]通过对松花江干流水体底栖动物实际状况的调查与分析,结合典范对应分析(CCA)及 BIOENV 生物-环境连接分析对底栖动物群落与环境因子进行相关性分析。结果表明,TP 是影响松花江干流底栖动物群落变化的主要水质因子,且指示水体污染的底栖动物与 TP 呈较强正相关关系,这与本文研究结果一致。还有研究^[32]认为随富营养化加剧,底栖动物优势种从软体动物变成摇蚊幼虫和寡毛类,底栖动物多样性与水体营养水平呈显著负相关。本研究中底栖动物完整性受 TP 影响较大,且两者呈负相关关系,原因可能是长春市城区人口分布较密集,生活污水及工业废水直接排入河道内,造成水体富营养化程度加剧。水体中 TP 质量浓度增加,促使藻类大量繁殖,导致水体缺氧,主要表现为敏感种减少甚至消失,耐污种明显增加,底栖动物多样性降低,生物完整性也随之降低。反之,随 TP 质量浓度的下降,底栖动物完整性逐渐升高。因此将 TP 作为影响底栖动物完整性变化的关键水质因子进行后续的时滞分析较为合理。

2.4 底栖动物完整性对关键水质因子变化的响应时滞

B-IBI 与不同滞后时间 TP 质量浓度的相关性变化见图 7,相关系数介于-0.27~0.88,随滞后时间的增加呈现波动变化趋势。B-IBI 与同期的 TP 质量浓度呈负相关,相关系数为-0.40,随着滞后时间的增加,相关性逐渐增大,在滞后 9 个月时相关系数最大,为-0.88,随后相关系数逐渐减小,在滞后 19 个月后相关系数减至最小(-0.27),随后又逐渐增大。根据曲线上相关系数第一次出现最大负相关的时间确定伊通河城区段 B-IBI 对 TP 质量浓度变化的响应时滞为 9 个月左右。

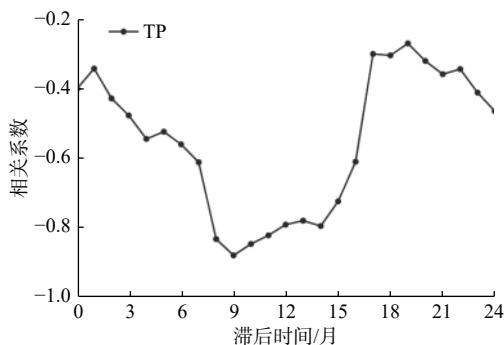


图 7 伊通河城区段 B-IBI 与不同滞后时间 TP 质量浓度的相关性

Fig. 7 Correlation between B-IBI and TP mass concentrations at different lag time in urban section of Yitong River

在响应时滞的分析方法方面,已有一些学者尝试通过在时间尺度上分析因变量和不同滞后时间环境因子之间的相关性来确定响应时滞,如安德帅等^[33]利用 Pearson 相关分析法研究了武夷山不同生长期 NDVI 对温度和降水的滞后性影响,发现温度和降水的响应时滞分别为 0~1 个月、2~3 个月。刘成建^[34]用叶绿素 *a* 质量浓度表征浮游植物生长程度,分析了汉江下游水华暴发对 TN、TP 等关键驱动因素的最佳响应时滞为 1 旬,但目前暂未发现有关底栖动物对水质因子响应时滞的研究。由于底栖动物在生态系统中处于比浮游植物更高一级的消费者,其生长区域相对固定且生命周期更长,理应比浮游植物对环境因子的响应时滞更久,本文研究得到的底栖动物对水质变化的响应时间基本符合规律。

3 结论与展望

基于 B-IBI 对伊通河城区段进行水生态健康评价,利用 RDA 法分析影响 B-IBI 的关键水质因子,确定底栖动物完整性对关键水质因子的响应时滞,揭示伊通河城区段 B-IBI 与水质因子间的响应关系。主要结论如下:

伊通河城区段底栖动物种类数在月际间无显著性差异 ($P>0.05$),而在年际间存在显著性差异 ($P<0.05$),4 个采样年份种类数先减少后增加。底栖动物群落结构在综合治理前后差异明显,耐污性强的寡毛纲底栖动物种类明显减少,代表水体清洁的腹足纲、瓣鳃纲增多。

伊通河城区段 B-IBI 值年际间呈现波动上升的趋势,由“一般”提升至“亚健康”状态,水生态健康状况逐渐好转。大多数采样点属于“亚健康”或“一般”状态,且上游河段的水生态健康水平总体高于下游。

TP 对伊通河城区段 B-IBI 值及核心指标的变化影响显著,解释率达 57.9%,是影响伊通河城区段底栖动物完整性变化的关键水质因子。伊通河城区段 B-IBI 值的变化相对 TP 质量浓度在时间上存在滞后响应,响应时滞为 9 个月左右 ($r=-0.88$)。

需要指出的是,底栖动物完整性采用的是伊通河城区段所有采样点的平均值,水质因子采用是 2 个国控断面的平均值,其结果反映的是城区段整体底栖动物完整性对 TP 质量浓度变化的响应时滞。若今后能形成常态化的水质和水生生物监测体系,

进一步积累基础数据,将能对底栖动物完整性对水质变化的响应时滞及其季节性变化进行更加深入的研究。

参考文献:

- [1] WANG S, ZHANG Q, YANG T, et al. River health assessment: Proposing a comprehensive model based on physical habitat, chemical condition and biotic structure[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 103(Aug): 446-460. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.04.013.
- [2] 温家华,徐征和,武玮,等. 大汶河流域水生生态系统健康评价研究[J]. *南水北调与水利科技*, 2018, 16(3): 118-124. DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdk.2018.0077.
- [3] KARR J R. Assessment of biotic integrity using fish communities[J]. *Fisheries*, 1981, 6(6): 21-27. DOI: 10.1577/1548-8446(1981)006<0021:A0BIUF>2.0.CO;2.
- [4] WEIGEL B M, HENNE L J, MARTINEZ-RIVERA L M. Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico[J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2002, 21(4): 686-700. DOI: 10.2307/1468439.
- [5] 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. DOI: 10.3880/j.issn.1004-6933.2020.04.003.
- [6] 沈强,俞建军,陈晖,等. 浮游生物完整性指数在浙江水源地水质评价中的应用[J]. *水生态学杂志*, 2012, 33(2): 26-31. DOI: 10.15928/j.1674-3075.2012.02.013.
- [7] 苏瑶,许育新,安文浩,等. 基于微生物生物完整性指数的城市河道生态系统健康评价[J]. *环境科学*, 2019, 40(3): 1270-1279. DOI: 10.13227/j.hjcx.201808032.
- [8] 马卓萃,凌耀忠,黄文达. 猫跳河流域底栖动物群落结构与水质生物评价[J]. *人民长江*, 2022, 53(6): 99-104. DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2022.06.014.
- [9] LIU Z Q, FAN B, HUANG Y H, et al. Assessing the ecological health of the Chongming Dongtan Nature Reserve, China, using different benthic biotic indices[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 146(6): 76-84. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.006.
- [10] ARLE J, WAGNER F. Effects of anthropogenic salinisation on the ecological status of macroinvertebrate assemblages in the Werra River (Thuringia, Germany)[J]. *Hydrobiologia*, 2013, 701(1): 129-148. DOI: 10.1007/s10750-012-1265-z.
- [11] KERANS B L, KARR J R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley[J]. *Ecological Applications*, 1994, 4(4): 768-785. DOI: 10.2307/1942007.
- [12] 王瑜,李黎,林岩璇,等. 松花江流域大型底栖动物生物完整性指数构建及其适用性[J]. *中国环境监测*, 2019, 35(4): 20-30. DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2019.04.03.
- [13] 郝利霞,孙然好,陈利顶. 海河流域河流生态系统健康评价[J]. *环境科学*, 2014, 35(10): 3692-3701. DOI: 10.13227/j.hjcx.2014.10.008.
- [14] LI F, CHUNG N, BAE M, et al. Relationships between stream macroinvertebrates and environmental variables at multiple spatial scales[J]. *Freshwater Biology*, 2012, 57(10): 2107-2124. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2012.02854.x.
- [15] 黄彬彬,李光锦,丰茂成,等. 赣江干流底栖动物群落结构与环境因素的关系[J]. *中国水利水电科学研究院学报(中英文)*, 2022, 20(2): 120-128. DOI: 10.13244/j.cnki.jiwhr.20200220.
- [16] 池仕运,赵先富,高少波,等. 丹江口水库秋季底栖动物群落状态和空间分布及其与环境因子的关系[J]. *生态学报*, 2021, 41(3): 1229-1241. DOI: 10.5846/stxb201905060911.
- [17] DUARTE C M. Time lags in algal growth: generality, causes and consequences[J]. *Journal of Plankton Research*, 1990, 12(4): 873-883. DOI: 10.1093/plankt/12.4.873.
- [18] JEONG K, KIM D, JOO G. Delayed influence of dam storage and discharge on the determination of seasonal proliferations of *Microcystis aeruginosa* and *Stephanodiscus hantzschii* in a regulated river system of the lower Nakdong River (Republic of Korea)[J]. *Water Research*, 2007, 41(6): 1269-1279. DOI: 10.1016/j.watres.2006.11.054.
- [19] BEUKEMA J J, CADEE G C, DEKKER R. Zoobenthic biomass limited by phytoplankton abundance: evidence from parallel changes in two long-term data series in the Wadden Sea[J]. *Journal of Sea Research*, 2002, 48(2): 111-125. DOI: 10.1016/S1385-1101(02)00162-4.

- [20] 李镇, 张岩, 袁建平, 等. 大型底栖无脊椎动物在河流健康评价中的发展趋势[J]. *南水北调与水利科技*, 2011, 9(4): 96-101. DOI: [10.3724/SP.J.1201.2011.04096](https://doi.org/10.3724/SP.J.1201.2011.04096).
- [21] 胡芳, 刘聚涛, 温春云, 等. 抚河流域底栖动物群落结构及基于完整性指数的健康评价[J]. *水生态学杂志*, 2022, 43(1): 30-39. DOI: [10.15928/j.1674-3075.202003250075](https://doi.org/10.15928/j.1674-3075.202003250075).
- [22] 孙晓庆, 卞建民, 查恩爽, 等. 伊通河流域农业非点源污染对水环境的影响模拟研究[J]. *水土保持通报*, 2013, 33(3): 139-143. DOI: [10.13961/j.cnki.stbctb.2013.03](https://doi.org/10.13961/j.cnki.stbctb.2013.03).
- [23] 水利部河湖管理司. 河湖健康评价指南(试行)[Z]. 北京, 2020.
- [24] JUN Y, WON D, LEE S, et al. A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2012, 9(10): 3599-3628. DOI: [10.3390/ijerph9103599](https://doi.org/10.3390/ijerph9103599).
- [25] BARBOUR M T, GERRITSEN J, GRIFFITH G E, et al. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates[J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 1996, 15(2): 185-211. DOI: [10.2307/1467948](https://doi.org/10.2307/1467948).
- [26] MAXTED J R, BARBOUR M T, GERRITSEN J, et al. Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates[J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2000, 19(1): 128-144. DOI: [10.2307/1468286](https://doi.org/10.2307/1468286).
- [27] 徐宗学, 李艳利. 河流健康评价指标体系构建及其应用: 以浑太河流域为例[J]. *南水北调与水利科技*, 2016, 14(1): 1-9. DOI: [10.13476/j.cnki.nsbdqk.2016.01.001](https://doi.org/10.13476/j.cnki.nsbdqk.2016.01.001).
- [28] 刘麟菲, 徐宗学, 殷旭旺, 等. 济南市不同区域水生生物与水环境因子的响应关系[J]. *湖泊科学*, 2019, 31(4): 998-1011. DOI: [10.18307/2019.0406](https://doi.org/10.18307/2019.0406).
- [29] 李鑫, 邓培雁, 刘威. 柳江流域大型底栖动物群落结构及其与水质因子的关系[J]. *华南师范大学学报(自然科学版)*, 2021, 53(5): 53-61. DOI: [10.6054/j.jscnun.2021075](https://doi.org/10.6054/j.jscnun.2021075).
- [30] 陈求稳, 张建云, 莫康乐, 等. 水电工程水生态环境效应评价方法与调控措施[J]. *水科学进展*, 2020, 31(5): 793-810. DOI: [10.14042/j.cnki.32.1309.2020.05.015](https://doi.org/10.14042/j.cnki.32.1309.2020.05.015).
- [31] 赵然, 李中宇, 贾立明, 等. 松花江干流底栖动物与水质相关性分析[J]. *环境化学*, 2018, 37(1): 173-180. DOI: [10.7524/j.issn.254-6108.2017032401](https://doi.org/10.7524/j.issn.254-6108.2017032401).
- [32] 陆文泽, 任仁, 饶骁, 等. 太湖流域城市湖泊大型底栖动物群落结构及影响因素研究[J]. *水生态学杂志*, 2022, 43(4): 8-15. DOI: [10.15928/j.1674-3075.202103130072](https://doi.org/10.15928/j.1674-3075.202103130072).
- [33] 安德帅, 徐丹丹, 濮毅涵, 等. 2000—2019年武夷山亚高山草甸对气候因子的响应及其时滞效应[J]. *应用生态学报*, 2021, 32(12): 4195-4202. DOI: [10.13287/j.1001-9332.202112.001](https://doi.org/10.13287/j.1001-9332.202112.001).
- [34] 刘成建. 汉江下游水华暴发时滞效应与非线性模拟研究[D]. 西安: 西北大学, 2021.

Response time lag of benthic integrity to water quality in the urban section of Yitong River

WU Sixuan¹, ZENG Qinghui¹, HU Peng¹, WU Zhongqiang²,
HOU Jiaming¹, LYU Xiaolong¹, Zulifeiya Kasimu³

(1. State Key Laboratory of Simulation and Regulation of Water Cycle in River Basin, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China; 2. Xiaojialou Water Conservancy Facilities Management Station, Cangzhou 061000, China; 3. Water Resources Planning and Research Institute of Xinjiang Water Resources Department, Urumqi 830000, China)

Abstract: With the development of social economy, the river ecosystem function is gradually degraded, and the health status of river is increasingly declining. These problems restricted the sustainable development of cities. Therefore, it is of great significance to evaluate the health of urban rivers and studied the response time lag of river ecosystem to water quality change. The response between aquatic ecosystem and environmental factors had nonlinear characteristics and time lag. Macroinvertebrates were used as important indicators for river health assessment because of their obvious response to water environment changes. However, the time scale of most

current studies was usually one month or different hydrological seasons within a year. Few studies analyzed the changing trend of benthic integrity on an interannual scale and evaluated its time lag effect on river water quality change.

Taking the urban section of Yitong River as an example, macroinvertebrates communities were investigated in 2015 and from 2019 to 2021, and the monitoring data of water quality under the state control section were collected. The benthic index of biotic integrity was used to evaluate the ecological health of the urban section of the Yitong River. Pearson correlation analysis was used to screen the collinearity of water quality factors, and Redundancy analysis was used to analyze the relationship between benthic integrity and water quality, to determine the key water quality factors affecting the benthic index of biotic integrity. The response time lag between benthic integrity and water quality was determined by Pearson correlation analysis.

The results showed the following:(1) Aquatic insects and mollusks were the main groups of macroinvertebrates communities in the urban section of the Yitong River. During the study period, the proportion of Oligochaeta decreased from 33.3% to 9.5%, and the proportion of Gastropoda and Valmobranchia increased from 25% to 35.7%. There was no significant difference in the number of benthic species between different months ($P > 0.05$) and had significant difference between years ($P < 0.05$);(2) Four biological metrics were selected for the benthic index of biotic integrity, including the total number of taxa, relative abundance of the most dominate taxa, the relative abundance of Diptera and Marglef richness index. Compared with 2015, the benthic index of biotic integrity value increased slightly in 2019, but it was still "fair". In 2020 and 2021, the benthic index of biotic integrity upgraded to "sub-healthy". Two of the three reference sites were "healthy" and one was "sub-healthy". Three sampling sites were "sub-healthy", six were "fair", and only one was "poor"; (3) Total phosphorus was seriously polluted in the urban section of Yitong River, the mean value ranging from 0.06 mg/L to 0.57 mg/L. The first two axes of Redundancy analysis explained 77.96% of the variation in the benthic index of biotic integrity index system. Total phosphorus could explain 57.9% of the benthic index of biotic integrity core index, and the response time of benthic integrity to total phosphorus was about 9 months ($r = -0.88$).

The conclusions are: (1) The community structure of macroinvertebrates changed in the urban section of Yitong River, the number of species decreased first and then increased, and the main taxa changed from tolerant groups to intolerant groups. (2) The water ecological health status fluctuated and rose annually in the urban section of Yitong River. The health status of the upper reaches was better than that of the lower reaches. (3) Total phosphorus was the key water quality factor affecting the benthic index of biotic integrity in the urban section of Yitong River. The benthic integrity had a time lag in the response of total phosphorus. This study could provide a scientific basis for urban river health assessment and management.

Key words: benthic integrity; river health assessment; Yitong River; urban river; time lag effect