J. Lake Sci.(湖泊科学),2024,**36**(2):512-522
DOI 10.18307/2024.0231

基于底栖动物生物完整性指数的黄河干流生态健康评价*

冯治远[1],侯易明[1],阴　琨[2],金小伟[2],韩　谞[1],潘保柱[1**]
(1:西安理工大学西北旱区生态水利国家重点实验室,西安 710048)
(2:中国环境监测总站,北京 100012)

摘　要: 黄河为世界上最长的多沙河流,全河段水沙异质性及其生态健康的空间差异明显。本文基于黄河干流全河段44个断面春秋两季(2019年)底栖动物的系统调查数据,构建黄河底栖动物生物完整性评价体系。该体系融入指示水沙过程变化的ASPT指数及EPT分类单元个体相对丰度,且参照点与受损点得分差异显著,适用于多沙河流生态健康评价。评价结果显示:黄河干流亚健康及以上状态的断面占比为秋季(75.0%)高于春季(54.5%);自源区沿河而下,底栖动物生物完整性指数值呈下降趋势;库区断面底栖动物生物完整性指数低于临近自然河段。回归分析表明,黄河干流底栖动物生物完整性指数与盐度、总氮、城镇及农田用地占比呈显著负相关,与林地及草地占比呈显著正相关。本研究结果可为黄河生态保护与管理提供科学依据。
关键词: 黄河干流;大型底栖无脊椎动物;生物完整性;生态健康评价

Ecological health assessment of the Yellow River mainstem based on benthic macroinvertebrate index of biological integrity*

Feng Zhiyuan[1], Hou Yiming[1], Yin Kun[2], Jin Xiaowei[2], Han Xu[1] & Pan Baozhu[1**]
(1: *State Key Laboratory of Eco-hydraulics in Northwest Arid Region of China*, *Xi'an University of Technology*, *Xi'an* 710048, *P.R.China*)
(2: *China National Environmental Monitoring Centre*, *Beijing* 100012, *P.R.China*)

Abstract: The Yellow River is the longest heavily sediment-laden river in the world, with significant spatial variation in water-sand heterogeneity and corresponding ecological health. In this paper, based on the systematic survey data on benthic macroinvertebrates from 44 sections of the mainstem of the Yellow River in the spring and autumn of 2019, we constructed a system for evaluating the biological integrity of the Yellow River's benthic macroinvertebrates. This system incorporated the ASPT index indicative of the changes in water-sand processes and the relative abundance of individuals in the EPT taxonomic unit, and the scores of the reference point and the impaired point differed significantly, which was suitable for the evaluation of ecological health of a heavily sediment-laden river. The results of the evaluation showed that the proportion of sections in the Yellow River mainstem in a sub-healthy state or above was higher in autumn (75.0%) than that in spring (54.5%). The benthic macroinvertebrate index of biological integrity tended to decrease from the source area downstream. The benthic biotic integrity values of sections in the reservoir area were lower than those of the adjacent natural river sections. Regression analysis showed that the benthic index values of biological integrity of the Yellow River mainstem were negatively correlated with salinity, total nitrogen, urban and agricultural land use, and positively correlated with forest land and grassland use. This study can provide a scientific basis for the evaluation, protection and management of the ecological health of the Yellow River.
Keywords: The mainstem of Yellow River; benthic macroinvertebrate; biological integrity; ecological health assessment

黄河是我国第二大河流、世界第五大河流,是中华民族的母亲河,也是举世闻名的多沙河流[1]。其发源

* 2023-06-05收稿;2023-08-24收修改稿。
国家重点研发计划(2021YFC3200104)和国家自然科学基金项目(51939009)联合资助。
** 通信作者;E-mail:zhuzipan@xaut.edu.cn。

于巴颜喀拉山北麓,横跨中国九个省区,为我国的西北、华北地区提供了重要的水资源[2]。然而,受上游电站开发、中游水土流失、下游河道淤积等因素的影响[3],黄河的水生态状况面临着不同程度的威胁[4]。因此,有必要针对黄河干流开展水生态健康状况的评估工作。

生物完整性指数(index of biotic integrity)是水生态健康评价的重要指标,其通过筛选群落结构、生物多样性、功能性状等多类型生物参数来评价水生态健康状况[5],评价结果相较于传统的水环境参数评价、水质生物评价更加可靠[6]。Karr[7]最早使用鱼类作为指示生物构建生物完整性指数,并应用于评价河流的健康状况。后经推广,逐步在国内外各种类型水体的水生态健康评价中得到广泛应用[8-15],所采用的指示生物也扩展到其他的水生生物类群[16-21]。众多水生生物类群中,大型底栖无脊椎动物(以下简称底栖动物)全部或大部分时间生活于水体底部和沉积物中[22],处于水生态系统食物链的中间环节。其通过摄食、掘穴和建管等活动直接或间接地影响河流生态系统的物质循环和能量流动,具有种类多、生活周期长、迁移能力弱、便于采集的特点,且对环境变化极为敏感,是一种良好的河流健康状况指示生物[23-24]。

目前,应用底栖动物所构建的生物完整性指数体系主要针对山区溪流、城市河流等部分中小型河流[8-10,25]或湖泊、水库等蓄水水体[12,25-27],但此类水体的环境变化差异相对较小,而将其应用于黄河这样的大型多沙河流来评价其健康状况的研究尚未见报道。因此,有必要基于底栖动物生物完整性指数构建适应于以黄河为典型的多沙河流生态健康评价体系,以期为以此类河流生态保护与管理提供科学支撑。

本研究于 2019 年春、秋两季对黄河干流全河段 44 个断面(包括自然河段 23 个、受水库影响断面 21 个)的底栖动物开展了系统调查,旨在构建黄河底栖动物生物完整性评价体系,进而对黄河干流全河段生态健康水平进行评价,并分析影响生态健康的因素。

1 研究区域与方法

1.1 研究区域概况

黄河发源于青藏高原的巴颜喀拉山脉,自西向东流经我国的青藏高原、内蒙古高原、黄土高原和黄淮海平原 4 个地貌单元,并于东营市黄河口注入渤海,位于 32°~42°N,96°~119°E,其干流全长 5464 km,流域面积 75.24 万 km^2[4]。黄河流域气候受北半球的副热带高压和欧亚极地大陆气团控制,除甘肃南部与四川交界的南部秦岭山区属于湿润气候区外,流域东部属半湿润气候区,中部属半干旱气候区,西北部为干旱气候区[28-29]。

于 2019 年 4—5 月及 9—10 月对黄河干流自源区至河口进行了春秋两个季度的采样。根据《生物多样性观测技术导则 淡水底栖大型无脊椎动物》(HJ 710.8—2014)中对底栖动物采样断面设置的规定,同时综合河道地形、水文环境、人口聚集等因素,于黄河干流共设置 44 个断面(图 1),对其中的龙羊峡、刘家峡、青铜峡、万家寨、三门峡及小浪底 6 个水库的库区分别取库首、库中、库尾 3 个断面进行调查,具体断面信息如附表 I 所示。

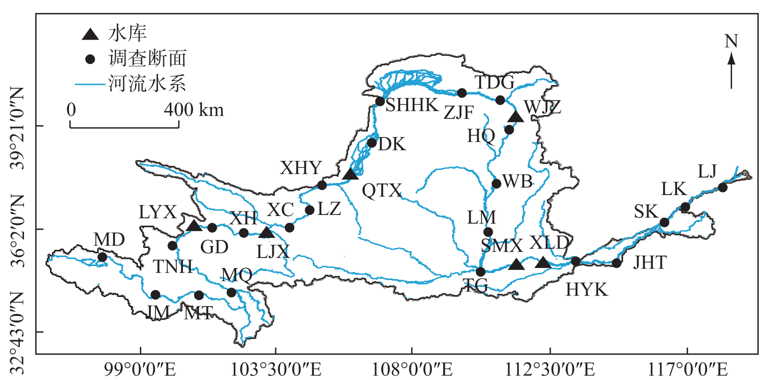


图 1 黄河干流采样断面分布

Fig.1 Distribution of sampling sections in the Yellow River mainstem

1.2 样品采集与处理

自然河段处使用手持 D 型网在河流浅滩处采集底栖动物,采集时扰动网口前 1 m 内底质,样方面积 0.3 m^2,每个断面采集 10 份平行样。水库处使用 1/16 m^2的彼得森采泥器采集底泥,并于现场使用 40 目筛网进行筛洗。采集的样品装入自封袋,带回室内置于白色解剖盘中挑拣底栖动物样本,并于 75% 的酒精中固定,通过显微镜、解剖镜等仪器鉴定至尽可能低的分类单元[30-33]。

水体理化参数中,如水温(T)、pH、电导率(Cond)、溶解氧(DO)、盐度(SAL)和总溶解固体(TDS)等参数,使用哈希便携式多参数分析仪(YSI Pro Plus, USA)现场测量,水体浊度(Turb)使用哈希便携式浊度仪(2100P HACH,USA)现场测量;在实验室中用烘干后的滤纸过滤定量的水样,再烘干后质量之差和水样的比值即为总悬浮固体(TSS),根据《水和废水检测分析方法》(第四版)测定总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH_3-N)、硝态氮(NO_3^--N)、亚硝态氮(NO_2^--N)、溶解性总氮(TDN)和溶解性总磷(TDP)。

沉积物样品在与底栖动物相同的样点采集。沉积物样品 TP、TN、有机碳(TOC)的理化特性检测参照《土壤农业化学分析方法》进行,土壤粒径使用马尔文 Mastersizer 2000 激光粒度仪测量。

1.3 B-IBI 评价体系构建

1.3.1 参照点的选择 完成生物完整性指数评价,第一步就是确定参照断面和受损断面[34]。本研究综合使用经验法与参照点指数法[24],经过对现场的实地考察,发现黄河源区整体海拔较高,人烟稀少,人类活动对黄河干流只有轻微的干扰,再结合黄河水质指数(WQI)[35]与浮游植物水质生物评价结果[36],将参照断面确定为黄河源区内的 5 个采样断面。

1.3.2 候选参数的确定 在参考其他河流评价体系对候选参数选定的基础上[37-39],结合本次调查黄河干流的底栖动物群落结构特征,本研究选取包括群落丰富度、各类群相对丰度、耐污能力、功能摄食类群结构、生物多样性 6 种类型的 30 个候选指标(附表Ⅱ)。

1.3.3 候选参数的筛选 参照相关文献[5,8,13,37-39],筛选分为以下 3 个步骤:

(1)分布范围检验。若候选参数中有超过 95% 点位为 0 的参数或参数标准差过小,则说明该参数对人类活动干扰的反应不敏感,予以筛除。

(2)判别能力分析。对经过分布范围检验的剩余候选参数按照参照点和受损点绘制箱线图进行分析,并检查参照点和受损点的箱线图重叠度。若候选参数的参照点和受损点的箱线图完全无重叠(IQ=3)或部分重叠但两者的第二四分位数均不在对方箱体之内(IQ=2),则保留该参数,若候选参数的参照点和受损点的第二四分位数有一个位于对方箱体之内(IQ⩽1)则筛除该参数。

(3)冗余度分析。对经过分布范围检验的剩余候选参数检查其正态性,对符合正态分布的两两一组检查其 Pearson 相关性,不符合正态分布的检查其 Spearman 相关性,若有两参数间$|r|>0.75$ 的,则筛除其中之一,另一参数予以保留。经过冗余度分析后的剩余候选参数可作为构建生物完整性评价体系的核心参数。

1.3.4 计算及评价标准 采用比值法统一核心参数的量纲,对于随干扰强度升高而降低的参数,使用其 95% 分位数为最佳期望值,该类参数的分值为参数实际值除以最佳期望值,如公式(1)所示;对于随干扰强度升高而升高的参数,使用其 5% 分位数为最佳期望值,该类参数的分值为最大值减去实际值除以最大值减去最佳期望值,如公式(2)所示。

$$B_{i'} = B_i / B_{95\%} \tag{1}$$

$$B_{i'} = (B_{\max} - B_i)/(B_{\max} - B_{5\%}) \tag{2}$$

式中,$B_{i'}$为参数分值,B_i为参数实际值,$B_{95\%}$为参数的 95% 分位数,$B_{5\%}$为参数的 5% 分位数,$B_{\max}$为参数最大值。

将各参数的计算分值求算术平均值得到 B-IBI 监测值,根据参照点 B-IBI 得分的 25% 分位数作为最佳期望值,按照公式(3)计算 B-IBI 最终得分,并以参照点 B-IBI 得分的 25% 分位数定义为健康标准,对该点的值到零点进行四等分,按顺序从高到低定为亚健康、一般、较差、极差[40]。

$$BIBIS = \frac{BIBIO}{BIBIE} \times 100 \tag{3}$$

式中, $BIBIS$ 为该点的最终 B-IBI 得分,$BIBIO$ 为该点的 B-IBI 监测值,$BIBIE$ 为 B-IBI 的最佳期望值。

1.4 数据与分析方法

通过 ArcGIS 10.0 对黄河流域水系图进行绘制,并使用 30 m 精度遥感数据,提取以点位为圆心,半径 5 km 内的土地利用数据。运用 Excel 2020 和 Origin 2018 软件对底栖动物数据进行统计并绘制相关图表。使用 SPSS 24.0 完成 Wilcoxon 秩和检验及相关性分析,并使用 Origin 2018 软件绘制图表。

2 结果

2.1 黄河干流底栖动物群落结构特征

两次调查共鉴定底栖动物 140 种,隶属于 4 门 7 纲 14 目 32 科 82 属,其中昆虫纲 7 目 21 科 101 种,寡毛纲 1 目 3 科 28 种,腹足纲 1 目 3 科 5 种,甲壳纲 2 目 2 科 3 种,蛛形纲、蛭纲及尾感器纲均 1 目 1 科 1 种(图 2)。

2019 年春季共鉴定底栖动物 4 门 5 纲 10 目 23 科 67 属 96 种,其中昆虫纲 5 目 14 科 67 种,占春季底栖动物物种数的 69.79%,其中摇蚊科 51 种,占昆虫纲的 76.12%;寡毛纲 1 目 3 科 23 种,占比 23.97%;腹足纲 1 目 3 科 3 种,占比 3.12%;甲壳纲 2 目 2 科 2 种,占比 2.08%,尾感器纲 1 目 1 科 1 种,占比 1.04%。秋季共鉴定底栖动物 4 门 7 纲 14 目 27 科 71 属 98 种,其中昆虫纲 7 目 17 科 72 种,占秋季底栖动物物种数的 73.47%,其中摇蚊科 51 种,占昆虫纲的 70.83%;寡毛纲 1 目 3 科 16 种,占比 16.33%;腹足纲 1 目 3 科 4 种,占比 4.08%;甲壳纲 2 目 2 科 3 种,占比 3.06%;蛛形纲、蛭纲及尾感器纲均 1 目 1 科 1 种,各占比 1.02%。

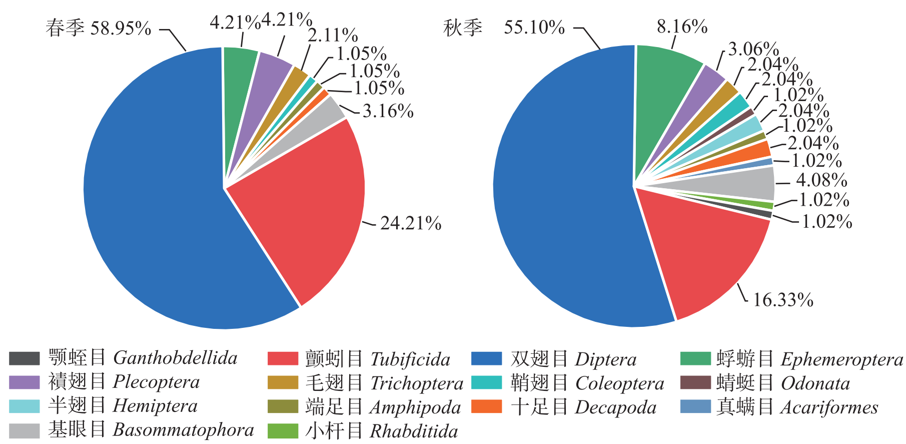


图 2 黄河干流春秋两季底栖动物物种构成

Fig.2 Composition of benthic species in the Yellow River mainstem in spring and autumn

黄河干流全河段 2 次采样底栖动物优势种如表 1 所示。调查断面春季底栖动物优势种 24 种,秋季优势种 23 种,其中节肢动物门双翅目中的摇蚊在两季度占比具有绝对优势。

2.2 底栖动物完整性指数体系构建

2.2.1 分布范围分析　通过对 30 个备选参数在参照点间分布情况的统计,M2、M3、M4、M7、M10、M11、M12、M15、M20、M23、M27 共 11 个参数随着外界干扰的增强,变化幅度非常的小,故不予考虑;M21 参数标准差过大,故也被排除在外(附表Ⅲ~Ⅳ)。

2.2.2 判别能力分析　对剩余的 18 个备选参数进行判别能力分析,各参数值在参照点和受损点之间的分布结果显示,春季 M1、M19、M22、M28、M29 共 5 个参数满足 IQ≥2,秋季 M1、M16、M19、M22、M28、M29 共 6 个参数满足 IQ≥2,进入相关性分析筛选阶段(附图Ⅰ~Ⅱ)。

2.2.3 相关性分析　对春季剩余的 5 个参数(附表Ⅴ),秋季剩余的 6 个参数进行 Spearman 秩相关分析(附表Ⅵ),可以得出春季中 M1 与 M28、M29 的相关性绝对值及 M28、M29 间的相关性绝对值均大于 0.75,故于春季将 M28、M29 参数筛除,剩余 M1、M19、M22 成为构建完整性体系的核心参数;秋季中 M1 与 M29 相关性绝对值大于 0.75,故将 M29 筛除,剩余 M1、M16、M19、M22、M28 成为构建完整性体系的核心参数。

表 1 黄河干流全河段底栖动物优势种类名录

Tab.1 List of dominant benthic species in the whole reaches of the Yellow River mainstem

物种名	拉丁名	春季	秋季	物种名	拉丁名	春季	秋季
线蚓科一种	Enchytraeidae sp.	+		环足摇蚊属一种	*Cricotopus* sp.		+
仙女虫属一种	*Nais* sp.	+		喜盐摇蚊	*Chironomus salinarius*		+
哑口仙女虫	*Nais elinguis*	+	+	间摇蚊属一种	*Paratendipes* sp.		+
参差仙女虫	*Nais variabilis*		+	前突摇蚊属 C 种	*Procladius* sp.C		+
费氏拟仙女虫	*Paranais frici*	+		步行多足摇蚊	*Polypedilum pedestre*		+
霍夫水丝蚓	*Limnodrilus hoffmeisteri*		+	小云多足摇蚊	*Polypedilum nubeculosum*		+
巨毛水丝蚓	*Limnodrilus grandisetosus*	+		梯形多足摇蚊	*Polypedium scalaenum*	+	
苏氏尾鳃蚓	*Branchiura sowerbyi*		+	勾突拟枝角摇蚊	*Paracladopelma camptolabis*		+
正颤蚓	*Tubifex tubifex*	+	+	流长跗摇蚊属一种	*Acalcarella* sp.		+
金直突摇蚊	*Orthocladius kanii*	+	+	红裸须摇蚊	*Propsilocerus akamusi*	+	
联直突摇蚊	*Orthocladius mixtus*	+		等叶裸须摇蚊	*Propsilocerus paradoxus*	+	
茨城直突摇蚊	*Orthocladius makabensis*	+		无距摇蚊属 A 种	*Acalcarella* sp.A	+	+
溪流直突摇蚊	*Orthocladius rivulorum*	+		中足摇蚊属一种	*Metriocnemus* sp.		+
特氏直突摇蚊	*Orthocladius thienemanni*	+		四节蜉属一种	*Baetis* sp.		+
韦特直突摇蚊	*Orthocladius wetterensis*	+	+	似动蜉属一种	*Cinygmina* sp.		+
长崎直突摇蚊	*Orthcladius yagashimaensis*	+	+	拟细裳蜉属一种	*Paraleptophlebia* sp.	+	
直突摇蚊属一种	*Orthocladius* sp.	+		短脉纹石蛾属一种	*Cheumatopsyche* sp.		+
轮环足摇蚊	*Cricotopus anulator*	+		钩虾属一种	*Gammarus* sp.	+	+
三轮环足摇蚊	*Cricotopus triannulatus*	+		白虾属一种	*Exopalaemon* sp.	+	+
三束环足摇蚊	*Cricotopus tirfascia*	+					

2.2.4 黄河干流底栖动物生物完整性指数计算结果及校核 经过三轮分析筛选及最终的计算,黄河干流春秋两季 B-IBI 分值介于 25.13~165.41 分之间(图 3)。其中,黄河干流全河段春秋两季河流 B-IBI 最高值位于春季的唐乃亥断面(165.41),最低值位于春季泺口断面(25.13),平均值为 88.59。根据参照点的 25% 分位数为健康标准,确定黄河干流生物完整性评价标准(表 2),评价结果如图所示。其中,春季黄河干流健康断面有 14 个,占比 31.82%;亚健康断面有 16 个,占比 36.36%;一般断面有 10 个,占比 22.73%;较差断面有 4 个,占比9.09%;秋季黄河干流健康断面有 16 个,占比 36.36%;亚健康断面有 13 个,占比29.55%;一般断面有 15 个,占比 34.09%,整体呈现出自源区至下游健康状况逐渐下降的趋势。调查断面完整性状态呈现:源区为“健康”,上游甘宁蒙段为“健康~一般”,中游段为“亚健康~一般”,下游段为“亚健康~较差”。

表 2 黄河干流底栖动物生物完整性评价标准

Tab.2 Evaluation criteria of benthic integrity in the Yellow River mainstem

等级	春季	秋季
极差	<24.48	<22.48
较差	24.48~48.97	22.48~44.95
一般	48.97~73.45	44.95~67.43
亚健康	73.45~97.93	67.43~89.91
健康	>97.93	>89.91

通过 Wilcoxon 秩和检验对黄河干流全河段两季度参照点与受损点之间 B-IBI 的分值进行校核(图 4),两季参照点与受损点之间的 B-IBI 分值均存在显著差异($P<0.01$),且参照点的 B-IBI 分值显著高于受损点分值。

2.3 B-IBI 与理化指标的相关性分析

B-IBI 体系核心参数与环境因子的相关性分析表明(表 3),春季核心参数总分类单元数(M1)与水温、溶解氧呈显著相关关系;EPT 分类单元相对丰度(M16)与水温、沉积物中值粒径、黏土占比、淤泥占比、沙粒占比呈显著相关关系;BI 值(M19)与浊度、流速、沉积物中值粒径、黏土占比、淤泥占比、沙粒占比及泥温呈显著相关关系;ASPT 指数(M22)与溶解氧、pH、流速、积物中值粒径、黏土占比、淤泥占比、沙粒占比、泥温及沉

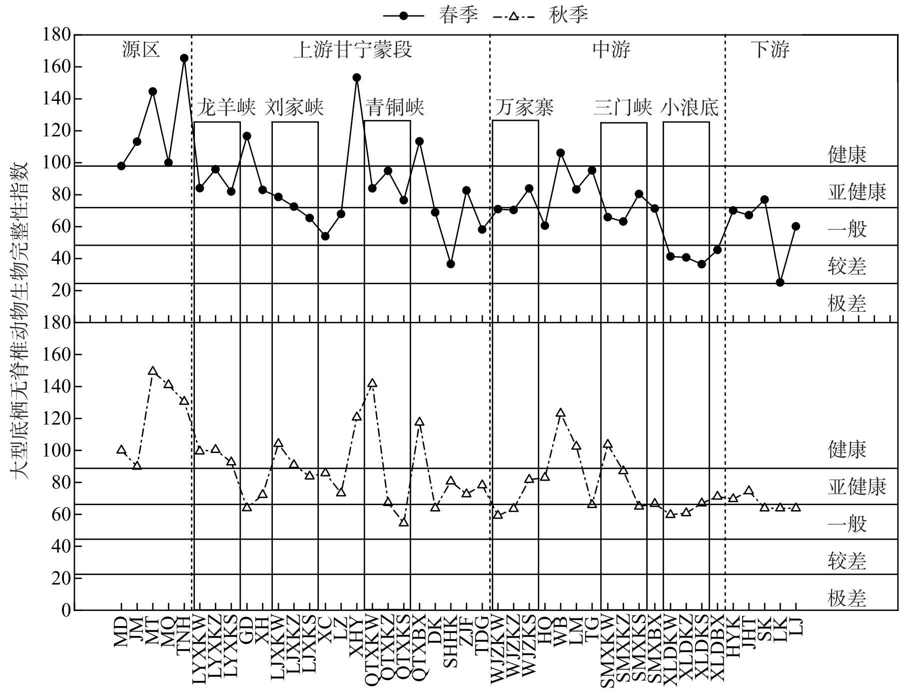


图 3 黄河干流全河段底栖动物生物完整性评价

Fig.3 Evaluation of benthic index of biological integrity in the Yellow River mainstem

积物总有机碳呈显著相关关系;Shannon-Wiener 指数(M28)与水温呈显著相关关系。

通过对 B-IBI 得分与环境因子及土地利用方式的线性回归分析(图 5),B-IBI 得分与盐度、总氮等环境因子呈显著负相关关系(P<0.001),与城镇及农田用地占比呈显著负相关关系(P<0.01),与林地及草地占比呈显著正相关关系(P<0.01)。城镇用地与盐度及总氮均呈显著正相关关系(P<0.001)。

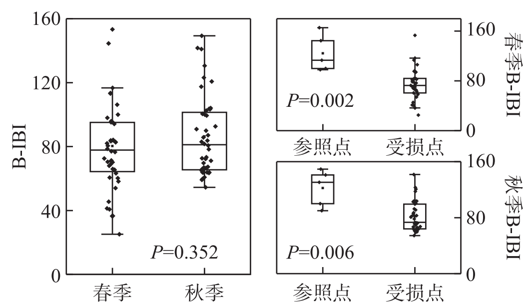


图 4 黄河干流春秋两季 B-IBI 得分 Wilcoxon 秩和检验

Fig.4 Wilcoxon rank sum test of B-IBI scores in the Yellow River mainstem in spring and autumn

3 讨论

从空间上看,黄河干流底栖动物 B-IBI 指数自源区至河口整体呈下降趋势。评价结果显示,黄河源区及龙羊峡库区的整体评价结果为“健康”。黄河源区地广人稀,城镇及农田用地占比均处于较低水平,人类对河流的干扰程度弱[41],河流本身的自然条件是决定生物完整性水平的关键因素。源区内,黄河河床主要以卵石加沙为主,且河水含沙量较少,生境适宜清洁种(如 EPT)生存[42]。自贵德断面开始,B-IBI 指数就呈明显的下降趋势,整体处于“健康~一般”水平。上游甘宁蒙段,农田及城市用地的占比相较于源区有较大幅度的增加[43],而生活污水及农业退水所带来的点面源污染会导致河流中营养盐浓度上升,底栖动物中的敏感种密度下降,耐污种密度上升,ASPT 指数及 BI 值的变化趋势均表明水质在恶化。另外,水流带动泥沙磨损有机物颗粒使其粒径变小,以粗颗粒有机物为主要食物来源的撕食者种类和密度减少,这也是导致底栖动物生物完整性降低的另一个原因。刘家峡及青铜峡库区中,虽然水质情况良好[35],但是由于建坝蓄水导致泥沙沉积使得底栖动物的生境单一化,除寡毛类和部分摇蚊等喜好在底泥中生存的掘穴者物种外

表 3 核心参数与环境因子的相关系数

Tab.3 Correlation coefficients between core parameters and environmental factors

	备选参数	总分类单元数	EPT 分类单元相对丰度	BI 值	ASPT 指数	Shannon-Wiener 指数
		$n=88$	$n=44$	$n=88$	$n=88$	$n=44$
自然水体	水温	0.227*	0.317*	0.086	0.082	0.376*
	溶解氧	0.215*	0.223	0.174	0.352**	0.120
	pH	0.053	0.145	0.195	0.249*	0.159
	浊度	0.003	0.122	0.270*	0.209	0.025
	流速	0.144	0.078	−0.322**	0.329**	0.040
沉积物	中值粒径	0.173	0.427**	−0.233*	0.360**	0.216
	黏土占比	0.107	−0.325*	0.238*	−0.333**	0.168
	淤泥占比	0.190	−0.388**	0.219*	−0.319**	0.282
	沙粒占比	0.198	0.424**	−0.242*	0.355**	0.291
	泥温	0.071	0.013	0.268*	0.268*	0.146

** 在 0.01 级别(双尾),相关性显著;* 在 0.05 级别(双尾),相关性显著。

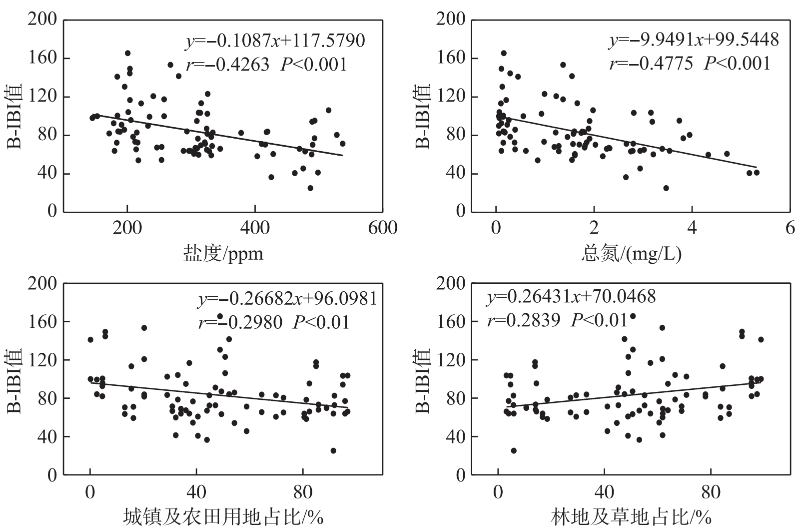


图 5 黄河干流春秋两季 B-IBI 得分与环境因子及土地利用占比的线性回归

Fig.5 Linear regression of B-IBI scores, environmental factors and land use proportion inthe Yellow River mainstem in spring and autumn

少有其余物种生存,从而导致底栖动物物种数减少[44-45],故生物完整性低于临近自然河段。春季上游甘宁蒙段的三湖河口断面生物完整性最小,这可能是因为该段内底质大多为细砂和淤泥,生境较为单一,故断面生物多样性较低,进而影响了生物完整性的评价结果。下河沿断面生境异质性较高,故该断面底栖动物种类丰富,生物完整性也是上游的最高值。黄河中下游底栖动物生物完整性整体为"亚健康~较差"水平,部分断面为"较差"或"极差",除了城市及农田土地占比面积沿河流流向逐渐增加这一原因外,自头道拐断面开始,黄河两岸水土流失加剧[46],水体中泥沙含量及河床不稳定性较上游有所上升[47],使得底栖动物的群落结构单一化,黄河干流生态健康状况进一步下降,其中泺口断面由于其河床均为较细的沙质河床,生境较为单一,故生物完整性为春季的最低值。从时间上看,秋季健康断面为 16 个,远高于春季 9 个,整体完整性水平高于春季,可能是由于秋季的平均流量高出春季平均流量 40%,较大的来水量提高了水体的自净能力。

为提高大型底栖动物生物完整性评价结果的准确性,应当建立评价结果与环境影响因子的联系[48]。本研究发现,黄河干流两季度 B-IBI 得分与部分环境理化因子及采样断面附近土地利用占比显著相关。分析结果表明,盐度与底栖动物的生物完整性呈显著负相关关系。溶解于水体中的盐类物质的量决定盐度数值[49],而底栖动物又通过离子代谢、渗透平衡、细胞内膜间隔作用和能量代谢系统对盐类物质浓度产生响应[50]。有研究发现,盐度的上升能够显著地影响低盐类底栖动物(如 EPT 等清洁种)物种生存[51],进而导致 B-IBI 得分下降。总氮在本研究中与 B-IBI 得分呈显著的负相关关系,这与 B-IBI 得分和水体营养盐浓度呈负相关关系的研究结果相吻合[13,52]。适宜的营养盐浓度会促使浮游生物生长,为收集者提供充足的食物来源[53],但富营养化后过量的浮游生物则会与底栖动物竞争溶解氧等资源甚至产生有毒代谢物质,造成后者丰度降低[54]。而黄河干流中的点面源污染对氮的输入具有关键的影响[35]。相关性分析结果显示,城镇及农田用地占比与总氮及盐度均呈显著正相关关系($P<0.001$),且与 B-IBI 得分呈显著负相关关系($P<0.01$),证明随着城市及农田用地占比的增加,造成水体中盐度及总氮浓度的上升,从而导致了 B-IBI 得分的下降。这也与和克俭等[55]及李宁等[56]在把边江流域和湟水河流域的研究结果一致。林地及草地占比与城镇及农田用地占比所反映的问题相反,一般来说,林地及草地占比越高,底栖动物受外界干扰就越少,底栖动物的物种数及多样性就会增加[57],底栖动物的生物完整性指数也就会随之增长,这一点也与本研究所得出的结果相符合。另外,本研究对 4 个区域的评价结果与环境因子进行了进一步的相关分析,结果发现:源区没有筛选出与评价结果显著相关的环境因子,上游甘宁蒙段的显著相关因子为 TN($r=-0.6371$,$P<0.001$),中游的显著相关因子为盐度($r=-0.6933$,$P<0.001$)、TSS($r=-0.7582$,$P<0.001$)和 TN($r=-0.5653$,$P<0.001$),下游的显著相关因子为盐度($r=-0.6074$,$P<0.001$),究其原因,可能是因为不同海拔下盐度的变化导致底栖动物的群落结构产生了改变,进而使其对于环境因子的响应产生差异。

为了进一步探究影响 B-IBI 评价结果的具体原因,本研究通过核心参数与环境因子的相关性分析得出如下结果:流速及沉积物粒径是影响核心参数变化的主要环境变量。一定的流速也可以保证水体更新,有利于清洁种的生存[58]。本研究中,表征群落耐污程度的 BI 值随着流速的增加而降低,两者呈显著负相关关系($P<0.01$)。沉积物中值粒径及 3 种不同底质占比均代表了底质的粒径分布状态,一般来说,密实的底质会限制底栖动物的生存空间,减少氧气的获取途径[59],故随着河流中沉积物颗粒粒径的沿程细化,沉积物孔隙率降低,密实度增加,底栖动物中好氧类群的相对密度减少,寡毛类及摇蚊等适应低氧环境的物种相对密度增加[60-61]。本研究中,黄河干流的沉积物粒径受建坝蓄水、支流泥沙汇入以及不同物源区的风沙入黄等特殊地理环境的影响,并未表现出如密西西比河[62]及莱茵河[63]一般的沿程细化特征,故根据底栖动物群落结构特征所计算得到的 ASPT 指数及 BI 值的沿程变化规律也与其它河流相异,指示敏感类群相对丰度的 ASPT 指数与沉积物的粒径特征呈显著正相关关系($P<0.01$),指示耐污类群相对丰度的 BI 值与沉积物中值粒径呈显著负相关关系($P<0.01$)。EPT 分类单元作为代表性的敏感清洁类群,其相对丰度与沉积物参数的相关性分析也印证了这一结果。

综上所述,本研究所选取的核心参数能够对黄河这一多沙河流中的水沙变化过程产生较为良好的指示作用。结合 Wilcoxon 秩和检验对黄河干流两季度参照点与受损点之间 B-IBI 得分的校核结果可以得出:本研究构建的底栖动物生物完整性体系适用于以黄河为代表的多沙河流的河流健康评价,且能较为全面地反映黄河干流的河流健康状况。本研究使用 B-IBI 评价黄河干流全河段水生态健康状况的结果也与使用其余方法[35-36]对黄河干流水质进行评价的结果基本相符,与 WQI 指数的拟合结果($r=0.3178$,$P<0.01$)也证实了这一点。

4 结论

1)秋季黄河干流亚健康及以上状态的断面占比(75.0%)高于春季(54.5%);自源区沿河而下,底栖动物生物完整性指数值呈下降趋势,其中源区为健康水平,上游甘宁蒙段为健康~一般水平,中游为亚健康~较差水平,下游为一般~较差水平。

2)库区断面底栖动物生物完整性受建坝蓄水影响,低于临近自然河段。

3)黄河干流底栖动物生物完整性指数值与盐度、总氮、城镇及农田用地占比呈显著负相关,与林地及草

地占比呈显著正相关。城镇及农田用地占比主要通过影响水体中的盐度及总氮浓度进一步影响底栖动物生物完整性。

5 附录

附表Ⅰ~Ⅵ和附图Ⅰ~Ⅱ见电子版(DOI: 10.18307/2024.0231)。

6 参考文献

[1] Lu DD, Sun DQ. Development and management tasks of the Yellow River Basin: A preliminary understanding and suggestion, *Acta Geographica Sinica*, 2019, **74**(12): 2431-2436. DOI: 10.11821/dlxb201912001. [陆大道, 孙东琪. 黄河流域的综合治理与可持续发展. 地理学报, 2019, **74**(12): 2431-2436.]

[2] 刘冬梅. 黄河干流有机碳及调水调沙时期碳输运规律[学位论文]. 青岛: 中国海洋大学, 2010.

[3] Pan BZ, Han X. Analysis of aquatic ecological issues in the Yangtze and Yellow River Basins. *Landscape Architecture*, 2020, **27**(8): 18-23. DOI: 10.14085/j.fjyl.2020.08.0018.06. [潘保柱, 韩谞. 长江与黄河两大流域水生态问题剖析. 风景园林, 2020, **27**(8): 18-23.]

[4] Wang ZY, Tian SM. Integrated management strategies for the Yellow River. *Journal of Tianjin University*, 2008, **41**(9): 1130-1135. DOI: 10.3969/j.issn.0493-2137.2008.09.021. [王兆印, 田世民. 黄河的综合治理方略. 天津大学学报, 2008, **41**(9): 1130-1135.]

[5] 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.]

[6] Jin XW, Wang YY, Wang BX *et al*. Methods development for monitoring and assessment of ecologica integrity of surface waters in China. *Environmental Monitoring in China*, 2017, **33**(1): 75-81. DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2017.01.12. [金小伟, 王业耀, 王备新等. 我国流域水生态完整性评价方法构建. 中国环境监测, 2017, **33**(1): 75-81.]

[7] 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.

[8] Wu JY, Zhao YJ, Wang HZ *et al*. Ecosystem health assessment of lakes in wuhan based on macrobenthos biological integrity. *Journal of Hydroecology*, 2021, **42**(5): 10. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202106290213. [吴俊燕, 赵永晶, 王洪铸等. 基于底栖动物生物完整性的武汉市湖泊生态系统健康评价. 水生态学杂志, 2021, **42**(5): 10.]

[9] Xiong CH, Zhang RL, Xu YP *et al*. Health assessment on rivers in Shanghai City using benthic index of biotic integrity. *J Lake Sci*, 2015, **27**(6): 1067-1078. DOI: 10.18307/2015.0611. [熊春晖, 张瑞雷, 徐玉萍等. 应用底栖动物完整性指数评价上海市河流健康. 湖泊科学, 2015, **27**(6): 1067-1078.]

[10] 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.]

[11] You QH, Yang WJ, Jian MF *et al*. A comparison of metric scoring and health status classification methods to evaluate benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity performance in Poyang Lake wetland. *Science of the Total Environment*, 2021, **761**: 144112. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144112.

[12] 雷呈. 鄱阳湖丰水期大型底栖动物群落结构及完整性评价[学位论文]. 南昌: 江西师范大学, 2020.

[13] Li Q, Yang LF, Wu J *et al*. Stream health assessment using a benthic-index of biotic integrity in xitiaoxi stream, Zhejiang Province, China. *Environmental Science*, 2007, **28**(9): 2141-2147. DOI: 10.13227/j.hjkx.2007.09.011. [李强, 杨莲芳, 吴璟等. 底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康. 环境科学, 2007, **28**(9): 2141-2147.]

[14] Aura CM, Kimani E, Musa S *et al*. Spatio-temporal macroinvertebrate multi-index of biotic integrity (MMiBI) for a coastal river basin: A case study of River Tana, Kenya. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2017, **17**(2): 113-124. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2016.10.001.

[15] Yao KS, He YJ, Van den Brink PJ *et al*. Multivariate approaches to assess the drivers of benthic macroinvertebrate communities and biotic indices in a highly urbanized fluvial-estuarine system. *Ecological Indicators*, 2022, **139**: 108956. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.108956.

[16] Alemu T, Bahrndorff S, Pertoldi C *et al*. Development of a plant based riparian index of biotic integrity (RIBI) for assessing the ecological condition of highland streams in East Africa. *Ecological Indicators*, 2018, **87**: 77-85. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.12.032.

[17] Feng B, Zhang M, Chen JF *et al*. Reduction in the phytoplankton index of biotic integrity in riverine ecosystems driven by industrial activities, dam construction and mining: A case study in the Ganjiang River, China. *Ecological Indicators*, 2021, **120**: 106907. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106907.

[18] Li Y, Yang N, Qian B *et al*. Development of a bacteria-based index of biotic integrity (Ba-IBI) for assessing ecological health of the Three Gorges Reservoir in different operation periods. *Science of the Total Environment*, 2018, **640/641**: 255-263. DOI: 10.1016/j.scitotenv.

2018.05.291.

[19] Zhang WL, Yang G, Wang HL *et al*. Predicting bend-induced heterogeneity in sediment microbial communities by integrating bacteria-based index of biotic integrity and supervised learning algorithms. *Journal of Environmental Management*, 2022, **304**: 114267. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.114267.

[20] Zheng YW, Yang T, Wang N *et al*. Quantifying hydrological-ecological response relationships based on zooplankton index of biotic integrity and comprehensive habitat quality index—A case study of typical rivers in Xi'an, China. *Science of the Total Environment*, 2023, **858**: 159925. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.159925.

[21] Zhu YC, Wang LJ, Zhao XY *et al*. Accumulation and potential sources of heavy metals in soils of the Hetao area, Inner Mongolia, China. *Pedosphere*, 2020, **30**(2): 244-252. DOI: 10.1016/S1002-0160(17)60306-0.

[22] 刘建康. 高级水生生物学. 北京: 科学出版社, 1999.

[23] Morley SA, Duda JJ, Coe HJ *et al*. Benthic invertebrates and periphyton in the elwha river basin: Current conditions and predicted response to dam removal. *Northwest Science*, 2008, **82**(sp1): 179-196. DOI: 10.3955/0029-344x-82.s.i.179.

[24] 段学花, 王兆印, 徐梦珍. 底栖动物与河流生态评价. 北京: 清华大学出版社, 2010.

[25] Wang X, Wang HJ, Wang YG *et al*. Ecological health assessment on upstream watershed of Miyun Reservoir (Beijing section) using benthic index of biotic integrity (B-IBI). *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, **38**(2): 157-167. DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2020.0881. [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. 生态与农村环境学报, 2022, **38**(2): 157-167.]

[26] Cai K, Zhang J, Xu ZA *et al*. Application of a benthic index of biotic integrity for the ecosystem health assessment of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2014, **26**(1): 74-82. DOI: 10.18307/2014.0109. [蔡琨, 张杰, 徐兆安等. 应用底栖动物完整性指数评价太湖生态健康. 湖泊科学, 2014, **26**(1): 74-82.]

[27] Zhang K, Wang J, Ge YH *et al*. Health assessment of the Ili River based on benthic index of biotic integrity (B-IBI) and the effects of different months and years. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(14): 5868-5878. DOI: 10.5846/stxb202002280365. [张葵, 王军, 葛奕豪等. 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.]

[28] Peng SM, Zheng XK, Wang Y *et al*. Study on water-energy-food collaborative optimization for Yellow River Basin. *Advances in Water Science*, 2017, **28**(5): 681-690. DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2017.05.005. [彭少明, 郑小康, 王煜等. 黄河流域水资源-能源-粮食的协同优化. 水科学进展, 2017, **28**(5): 681-690.]

[29] Zhao WH, Wang HJ, Wang HZ *et al*. Macroinvertebrates in the bed sediment of the Yellow River. *International Journal of Sediment Research*, 2011, **26**(3): 255-268. DOI: 10.1016/S1001-6279(11)60092-9.

[30] Kathman RD, Brinkhurst RO. Guide to the freshwater oligochaetes of North America. America: Aquatic Resources Center, 1999.

[31] Dudgeon D. Tropical Asian streams: Zoobenthos, ecology and conservation. Hong Kong: Hong Kong University Press, 1999.

[32] Epler JH. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. *FEBS Letters*, 2001, **81**(2). DOI: 10.1016/0014-5793(77)80570-X.

[33] Morse JC, Yang L, Tian L. Aquatic insects of China useful for monitoring water quality. Nanjing: Hohai University Press, 1994.

[34] Stoddard JL, Larsen DP, Hawkins CP *et al*. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 2006, **16**(4): 1267-1276. DOI: 10.1890/1051-0761(2006)016[1267: seftec]2.0.co;2.

[35] Han X, Pan BZ, Chen Y *et al*. Characteristics of water environment and spatial-temporal distribution of nitrogen and phosphorus load in the Yellow River. *Environmental Science*, 2021, **42**(12): 5786-5795. DOI: 10.13227/j.hjkx.202104004. [韩谞, 潘保柱, 陈越等. 黄河水环境特征与氮磷负荷时空分布. 环境科学, 2021, **42**(12): 5786-5795.]

[36] Ding YT, Pan BZ, Zhao GN *et al*. Phytoplankton in the mainstem of the Yellow River: Community characteristics and bioassessment of water quality. *China Environmental Science*, 2021, **41**(2): 891-901. DOI: 10.3969/j.issn.1000-6923.2021.02.043. [丁一桐, 潘保柱, 赵耿楠等. 黄河干流全河段浮游植物群落特征与水质生物评价. 中国环境科学, 2021, **41**(2): 891-901.]

[37] Zhang JH, Ma JJ, Zhang ZH *et al*. Initial ecological restoration assessment of an urban river in the subtropical region in China. *Science of the Total Environment*, 2022, **838**: 156156. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156156.

[38] 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.

[39] Astin LE. Developing biological indicators from diverse data: The Potomac Basin-wide Index of Benthic Integrity (B-IBI). *Ecological Indicators*, 2007, **7**(4): 895-908. DOI: 10.1016/j.ecolind.2006.09.004.

[40] Zhang K, Li WM, Chen SS *et al*. River health assessment based on macroinvertebrates in Huangbai River, A tributary of Yangtze River, China. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2022, **31**(10): 2218-2229. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202210011. [张坤, 李卫明, 陈圣盛等. 基于大型底栖动物的黄柏河河流健康评价. 长江流域资源与环境, 2022, **31**(10): 2218-2229.]

[41] 周雄冬. 青藏高原底栖动物对河流地貌的响应研究[学位论文]. 北京: 清华大学, 2019.

[42] Hou YM, Pan BZ, Jiang XM *et al*. Benthic macroinvertebrate community characteristics and bioassessment of water quality in the mainstem of upper Hanjiang River and its typical tributaries in the southern slope of the Qinling Mountains. *J Lake Sci*, 2020, **32**(4): 1140-1153. [侯易明, 潘保柱, 蒋小明等. 汉江上游干流和秦岭南麓典型支流的底栖动物群落特征及水质生物评价. 湖泊科学, 2020, **32**(4): 1140-1153.]

[43] Sun XJ, Shu H, Liu YJ *et al*. Effects of environmental factors on phosphorus adsorption and desorption in surface sediments of Gansu-Ningxia-Inner Mongolia section of the Yellow River. *Water Resources Protection*, 2021, **37**(4): 51-60. DOI: 10.3880/j.issn.1004 6933.2021. 04. 008. [孙晓杰, 舒航, 刘云江等. 环境因子对黄河甘宁蒙段表层沉积物中磷吸附-解吸的影响. 水资源保护, 2021, **37**(4): 51-60.]

[44] Downes BJ, Lake PS, Schreiber ESG *et al*. Habitat structure, resources and diversity: The separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, 2000, **123**(4): 569-581. DOI: 10.1007/PL00008862.

[45] Lamarre H, Roy AG. The role of morphology on the displacement of particles in a step-pool river system. *Geomorphology*, 2008, **99**(1/2/3/4): 270-279. DOI: 10.1016/j.geomorph.2007.11.005.

[46] Zhao HG, Tang YY, Yang ST. Dynamic identification of soil erosion risk in the middle reaches of the Yellow River Basin in China from 1978 to 2010. *Journal of Geographical Sciences*, 2018, **28**(2): 175-192. DOI: 10.1007/s11442-018-1466-0.

[47] Cai RR, Zhang HW, Zhang Y *et al*. Research on the dynamics of the uplift and transport characteristics of sediment in the Lower Yellow River Channel. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2022, **53**(10): 1218-1228, 1239. DOI: 10.13243/j.cnki.slxb.20210955. [蔡蓉蓉, 张红武, 张宇等. 黄河下游河槽泥沙扬动与输移特性. 水利学报, 2022, **53**(10): 1218-1228, 1239.]

[48] Llansó RJ, Dauer DM, Vølstad JH. Assessing ecological integrity for impaired waters decisions in Chesapeake Bay, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, **59**(1/2/3): 48-53. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2008.11.011.

[49] Zhang Y, Ding S, Zhao Q *et al*. Exploring the feasibility of establishing conductivity criteria for macroinvertebrate based on the field investigations. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2015, **10**(1): 204-214. DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20140531002. [张远, 丁森, 赵茜等. 基于野外数据建立大型底栖动物电导率水质基准的可行性探讨. 生态毒理学报, 2015, **10**(1): 204-214.]

[50] Pritchard JB, Renfro JL. Renal sulfate transport at the basolateral membrane is mediated by anion exchange. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1983, **80**(9): 2603-2607. DOI: 10.1073/pnas.80.9.2603.

[51] Miserendino ML. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: Environmental relationships. *Hydrobiologia*, 2001, **444**(1): 147-158. DOI: 10.1023/A: 1017519216789.

[52] Zhang YH, Qu XD, Wang SM *et al*. River health assessment of Hun River Basin based on benthic index of biological integrity. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2020, **29**(6): 1374-1386. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202006012. [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. 长江流域资源与环境, 2020, **29**(6): 1374-1386.]

[53] Cummins KW, Klug MJ. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1979, **10**: 147-172. DOI: 10.1146/annurev.es.10.110179.001051.

[54] Pan BZ, Wang HZ, Pusch MT *et al*. Macroinvertebrate responses to regime shifts caused by eutrophication in subtropical shallow lakes. *Freshwater Science*, 2015, **34**(3): 942-952. DOI: 10.1086/682077.

[55] He KJ, Liu H, Ding J *et al*. Impacts of different land use patterns on macrobenthic communities in the Babian River Basin, Yunnan Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2021, **41**(23): 9525-9535. DOI: 10.5846/stxb202007211913. [和克俭, 刘虹, 丁佼等. 云南省把边江流域不同土地利用方式对大型底栖动物群落的影响. 生态学报, 2021, **41**(23): 9525-9535.]

[56] Li N, Chen AL, Yang CJ *et al*. Impacts of urbanization on water quality and macrobenthos community structure upstream in the Huangshui River. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, **37**(10): 3570-3576. DOI: 10.5846/stxb201603120438. [李宁, 陈阿兰, 杨春江等. 城镇化对湟水河上游水质和底栖动物群落结构的影响. 生态学报, 2017, **37**(10): 3570-3576.]

[57] 刘立杰. 黄河三角洲湿地大型底栖动物时空变化规律及其功能群研究[学位论文]. 泰安: 山东农业大学, 2010.

[58] 许晨. 长白山源头溪流大型底栖动物群落特征初步研究[学位论文]. 长春: 东北师范大学, 2017.

[59] Allan JD, Castillo MM, Capps KA. Stream ecology: Structure and function of running waters. Germany: Springer Nature, 2021. DOI: 10.1007/978-3-030-61286-3.

[60] Zhang Y, Cheng L, Tolonen KE *et al*. Substrate degradation and nutrient enrichment structuring macroinvertebrate assemblages in agriculturally dominated Lake Chaohu Basins, China. *Science of the Total Environment*, 2018, **627**: 57-66. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.232.

[61] Ma ZF, Zhang HP, Ma YX. Downstream changes of riverbed grain size and its controls. *Acta Geologica Sinica*, 2022, **96**(10): 3658-3673. DOI: 10.3969/j.issn.0001-5717.2022.10.021. [马宇发, 张会平, 马元旭等. 河道沉积物粒度沿程变化特征及其影响因素. 地质学报, 2022, **96**(10): 3658-3673.]

[62] Weaver L. Land use strategies for optimizing carbon sequestration within the head of the lower Mississippi watershed. San Francisco: AGU Fall Meeting, 2015.

[63] Ten Brinke WBM. The bed composition of the Waal and IJssel in years 1966, 1976, 1984 and 1995. RIZA report 97.009, Netherlands. Arnhem: Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), 1997.

附表Ⅰ 黄河干流采样断面详表

Attached Tab.Ⅰ Detailed information of sampling sections in the Yellow River mainstem

断面编号	断面名称	断面编号	断面名称
MD	玛多	ZJF	昭君坟
JM	吉迈	TDG	头道拐
MT	门堂	WJZKW	万家寨库尾
MQ	玛曲	WJZKZ	万家寨库中
TNH	唐乃亥	WJZKS	万家寨库首
LYXKW	龙羊峡库尾	HQ	河曲
LYXKZ	龙羊峡库中	WB	吴堡
LYXKS	龙羊峡库首	LM	龙门
GD	贵德	TG	潼关
XH	循化	SMXKW	三门峡库尾
LJXKW	刘家峡库尾	SMXKZ	三门峡库中
LJXKZ	刘家峡库中	SMXKS	三门峡库首
LJXKS	刘家峡库首	SMXBX	三门峡坝下
XC	小川	XLDKW	小浪底库尾
LZ	兰州	XLDKZ	小浪底库中
XHY	下河沿	XLDKS	小浪底库首
QTXKW	青铜峡库尾	XLDBX	小浪底坝下
QTXKZ	青铜峡库中	HYK	花园口
QTXKS	青铜峡库首	JHT	夹河滩
QTXBX	青铜峡坝下	SK	孙口
DK	磴口	LK	泺口
SHHK	三湖河口	LJ	利津

附表Ⅱ B-IBI 指标体系的候选生物参数

Attached Tab.Ⅱ Candidate biological parameters of B-IBI index system

指标代码	类型	生物指数	对干扰反应
M1	群落丰富度	总分类单元数	降低
M2		蜉蝣目分类单元数	降低
M3		襀翅目分类单元数	降低
M4		毛翅目分类单元数	降低
M5		双翅目分类单元数	降低
M6		摇蚊科分类单元数	升高
M7		寡毛类分类单元数	升高
M8		EPT 分类单元数	降低
M9	各类群相对丰度	优势分类单元个体相对丰度	升高
M10		蜉蝣目分类单元个体相对丰度	降低
M11		襀翅目分类单元个体相对丰度	降低
M12		毛翅目分类单元个体相对丰度	降低
M13		双翅目分类单元个体相对丰度	升高
M14		摇蚊科分类单元个体相对丰度	升高
M15		寡毛类分类单元个体相对丰度	升高
M16		EPT 分类单元个体相对丰度	降低
M17	耐污能力	敏感类群分类单元数	降低
M18		耐污类群分类单元个体相对丰度	升高
M19		BI 值	升高
M20		FBI 值	升高
M21		BMWP 指数	降低
M22		ASPT 指数	降低
M23	功能摄食类群结构	滤食者个体相对丰度	降低
M24		撕食者+刮食者个体相对丰度	降低
M25		收集者个体相对丰度	升高
M26		捕食者个体相对丰度	降低
M27		撕食者个体相对丰度	升高
M28	群落多样性	Shannon-Wiener 多样性指数	降低
M29		Margalef 丰富度指数	降低
M30		Pielou 均匀度指数	降低

附表Ⅲ 30 个备选参数值在春季参照点的分布范围

Attached Tab.Ⅲ Distribution range of 30 alternative parameter values at spring reference points

指标代码	生物指数	均值	标准差	最小值	最大值	25%分位数	中位数	75%分位数
M1	总分类单元数	8.00	2.28	5.00	12.00	7.00	8.00	8.00
M2	蜉蝣目分类单元数	1.40	0.80	0.00	2.00	1.00	2.00	2.00
M3	襀翅目分类单元数	1.20	1.47	0.00	4.00	0.00	1.00	1.00
M4	毛翅目分类单元数	0.20	0.40	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
M5	双翅目分类单元数	3.80	0.98	3.00	5.00	3.00	3.00	5.00
M6	摇蚊科分类单元数	3.40	1.02	2.00	5.00	3.00	3.00	4.00
M7	寡毛类分类单元数	0.60	0.80	0.00	2.00	0.00	0.00	1.00
M8	EPT 分类单元数	2.80	2.04	0.00	6.00	2.00	2.00	4.00
M9	优势分类单元个体相对丰度	0.34	0.14	0.20	0.52	0.23	0.25	0.51
M10	蜉蝣目分类单元个体相对丰度	0.10	0.13	0.00	0.37	0.02	0.06	0.07
M11	襀翅目分类单元个体相对丰度	0.16	0.15	0.00	0.40	0.00	0.16	0.23
M12	毛翅目分类单元个体相对丰度	0.02	0.03	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00
M13	双翅目分类单元个体相对丰度	0.47	0.29	0.18	1.00	0.23	0.46	0.50
M14	摇蚊科分类单元个体相对丰度	0.46	0.31	0.10	1.00	0.23	0.45	0.50
M15	寡毛类分类单元个体相对丰度	0.17	0.21	0.00	0.44	0.00	0.00	0.42
M16	EPT 分类单元个体相对丰度	0.28	0.26	0.00	0.68	0.06	0.18	0.47
M17	敏感类群分类单元数	1.80	1.17	1.00	4.00	1.00	1.00	2.00
M18	耐污类群分类单元个体相对丰度	0.22	0.21	0.00	0.49	0.00	0.18	0.44
M19	BI 值	4.56	1.65	2.97	6.98	3.18	3.58	6.12
M20	FBI 值	5.38	1.31	3.80	6.98	4.01	5.43	6.68
M21	BMWP 指数	42.60	19.66	15.00	75.00	34.00	40.00	49.00
M22	ASPT 指数	5.07	1.26	3.00	6.25	4.25	5.71	6.13
M23	滤食者个体相对丰度	0.02	0.03	0.00	0.08	0.00	0.00	0.03
M24	撕食者+刮食者个体相对丰度	0.34	0.13	0.18	0.48	0.18	0.42	0.45
M25	收集者个体相对丰度	0.52	0.17	0.32	0.82	0.43	0.44	0.58
M26	捕食者个体相对丰度	0.10	0.12	0.00	0.34	0.00	0.08	0.10
M27	撕食者个体相对丰度	0.27	0.10	0.16	0.43	0.18	0.23	0.34
M28	Shannon-Wiener 多样性指数	2.45	0.39	1.85	2.91	2.24	2.45	2.81
M29	Margalef 丰富度指数	0.88	0.24	0.52	1.28	0.81	0.89	0.92
M30	Pielou 均匀度指数	1.20	0.08	1.15	1.35	1.15	1.17	1.18

附表Ⅳ 30 个备选参数值在秋季参照点的分布范围

Attached Tab.Ⅳ Distribution range of 30 alternative parameter values at autumn reference points

指标代码	生物指数	均值	标准差	最小值	最大值	25%分位数	中位数	75%分位数
M1	总分类单元数	8.40	4.76	2.00	16.00	6.00	7.00	11.00
M2	蜉蝣目分类单元数	1.60	1.36	0.00	3.00	0.00	2.00	3.00
M3	襀翅目分类单元数	0.60	0.80	0.00	2.00	0.00	0.00	1.00
M4	毛翅目分类单元数	0.20	0.40	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00
M5	双翅目分类单元数	2.80	2.48	0.00	7.00	1.00	2.00	4.00
M6	摇蚊科分类单元数	2.20	1.60	0.00	4.00	1.00	2.00	4.00
M7	寡毛类分类单元数	1.00	0.63	0.00	2.00	1.00	1.00	1.00
M8	EPT 分类单元数	2.40	2.06	0.00	5.00	0.00	3.00	4.00
M9	优势分类单元个体相对丰度	0.70	0.18	0.46	1.00	0.65	0.67	0.76
M10	蜉蝣目分类单元个体相对丰度	0.16	0.17	0.00	0.38	0.00	0.08	0.35
M11	襀翅目分类单元个体相对丰度	0.02	0.04	0.00	0.10	0.00	0.00	0.02
M12	毛翅目分类单元个体相对丰度	0.00	0.01	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
M13	双翅目分类单元个体相对丰度	0.47	0.37	0.00	0.93	0.13	0.43	0.86
M14	摇蚊科分类单元个体相对丰度	0.46	0.37	0.00	0.93	0.13	0.43	0.83
M15	寡毛类分类单元个体相对丰度	0.08	0.09	0.00	0.25	0.02	0.02	0.11
M16	EPT 分类单元个体相对丰度	0.19	0.20	0.00	0.48	0.00	0.09	0.37
M17	敏感类群分类单元数	1.40	1.36	0.00	3.00	0.00	1.00	3.00
M18	耐污类群分类单元个体相对丰度	0.14	0.11	0.00	0.26	0.02	0.15	0.25
M19	BI 值	4.65	1.23	3.39	6.78	3.60	4.36	5.13
M20	FBI 值	5.41	0.87	4.01	6.75	5.24	5.50	5.57
M21	BMWP 指数	43.20	26.35	8.00	81.00	23.00	41.00	63.00
M22	ASPT 指数	4.98	1.25	3.29	6.83	4.00	5.06	5.73
M23	滤食者个体相对丰度	0.07	0.08	0.00	0.20	0.00	0.00	0.14
M24	撕食者+刮食者个体相对丰度	0.14	0.13	0.00	0.37	0.04	0.12	0.19
M25	收集者个体相对丰度	0.50	0.25	0.24	0.87	0.25	0.41	0.71
M26	捕食者个体相对丰度	0.23	0.27	0.02	0.75	0.06	0.10	0.20
M27	撕食者个体相对丰度	0.04	0.08	0.00	0.19	0.00	0.00	0.01
M28	Shannon-Wiener 多样性指数	2.06	0.74	0.81	3.06	1.85	2.17	2.39
M29	Margalef 丰富度指数	1.01	0.50	0.27	1.72	0.82	0.85	1.38
M30	Pielou 均匀度指数	1.10	0.21	0.78	1.33	0.95	1.17	1.28

附表Ⅴ 春季备选参数 Spearman 秩相关分析

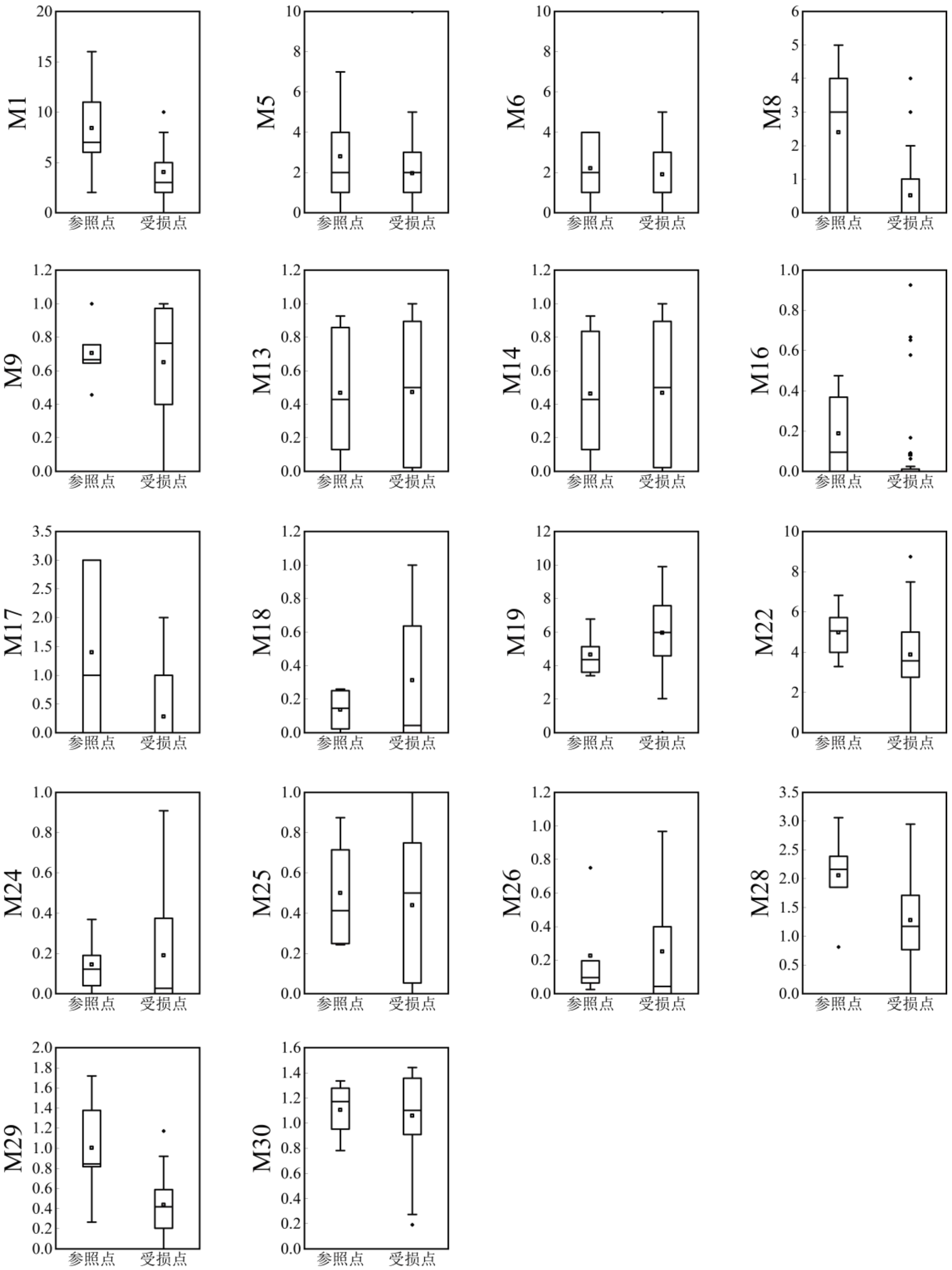
Attached Tab.Ⅴ Spearman correlation analysis of alternative parameters in spring

指标代码	*n*	系数	M1	M19	M22	M28	M29
M1	44	*r*	1				
		P					
M19	44	*r*	-0.29	1			
		P	0.051				
M22	44	*r*	0.49	-0.68	1		
		P	0.024	<0.001			
M28	44	*r*	0.91	-0.41	0.57	1	
		P	<0.001	0.004	0.011		
M29	44	*r*	0.97	-0.33	0.55	0.93	1
		P	<0.001	0.023	0.011	<0.001	

附表Ⅵ 秋季备选参数 Spearman 秩相关分析

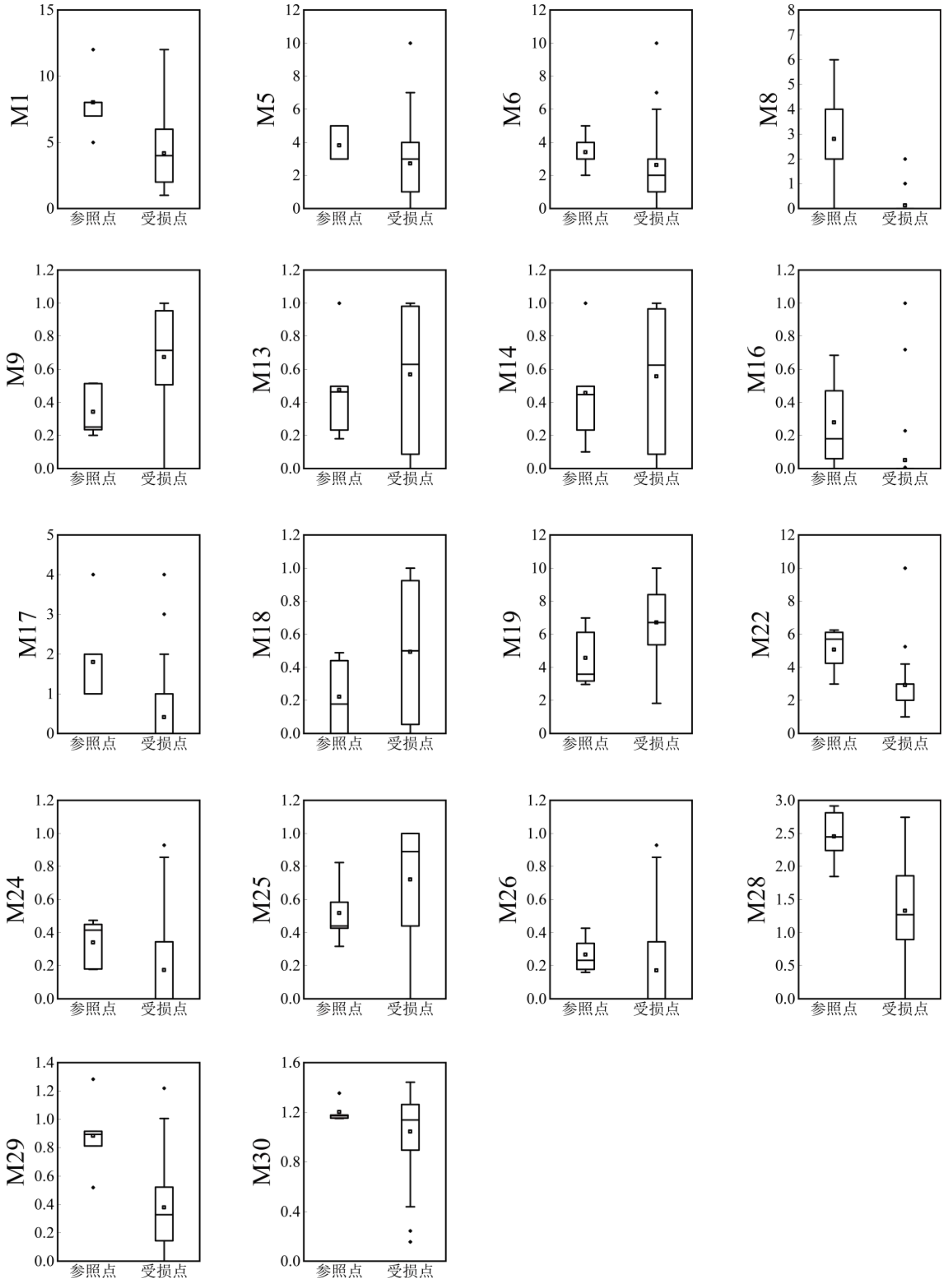
Attached Tab.Ⅵ Spearman correlation analysis of alternative parameters in autumn

指标代码	*n*	系数	M1	M16	M19	M22	M28	M29
M1	44	*r*	1					
		P						
M16	44	*r*	0.33	1				
		P	0.013					
M19	44	*r*	0.05	0.37	1			
		P	0.351	0.055				
M22	44	*r*	0.14	0.79	-0.57	1		
		P	0.252	<0.001	0.023			
M28	44	*r*	0.72	0.14	-0.02	-0.01	1	
		P	<0.001	0.008	0.453	0.255		
M29	44	*r*	0.94	0.35	-0.03	0.22	0.78	1
		P	<0.001	0.012	0.641	0.109	<0.001	



附图Ⅰ 18 个候选参数在春季参照点和受损点的箱型图

Attached Fig.Ⅰ Box plots of the 18 candidate parameters at the spring reference and damaged points



附图Ⅱ 18 个候选参数在秋季参照点和受损点的箱型图

Attached Fig. Ⅱ Box plots of the 18 candidate parameters at the autumn reference and damaged points