

基于全子集回归的官厅水库 WQI_{min} 构建与应用^{*}

王军红¹⁾, 金桂琴^{1,2)†}, 杨丹妮³⁾, 白璇⁴⁾, 孙文杰⁴⁾

(1)北京水科学技术研究院,北京; 2)城市地下水监测预警与安全控制北京市重点实验室,北京;

3)北京市清河管理处,北京; 4)北京市官厅水库管理处,河北张家口)

摘要 针对官厅水库水质监测指标繁多、评价成本高昂及入库河流与库区水质异质性显著等问题,本研究基于2018—2022年逐月监测数据,构建了“分区差异化建模-协同对比分析”的入库河流-库区水环境协同评价体系,采用全子集回归方法分别构建了适用于库区和入库河流的最简水质指数(WQI_{min})评价模型,系统揭示了水质的时空演变规律及驱动机制。结果表明:库区 WQI_{min} 模型包含氟、化学需氧量、氨氮、五日生化需氧量和总氮5项指标,调整 R^2 达0.803;入库河流模型包含电导率、氨氮、溶解氧、五日生化需氧量和总氮5项指标,调整 R^2 达0.841。多重共线性诊断与Bland-Altman一致性分析显示, WQI_{min} 与传统WQI具有良好的一致性(一致性比例>92%),模型统计结构稳健,但 WQI_{min} 对水质变化响应更为敏感,可在保证评价精度的同时,将监测指标数量减少58%;2018—2022年库区水质整体呈逐年改善趋势,年均 WQI_{min} 处于中等至良好水平,春季(3月)水质最好,秋季(9月)相对较差;入库河流水质整体处于中等水平,汛期稀释效应可改善水质,但下花园桥(洋河)断面水质稳定性较差,汛期面源污染输入导致水质恶化风险较高;库区 WQI_{min} 显著高于入库河流,表明水库对氮素等污染物具有一定的自净和稀释作用。本研究构建的协同评价体系和 WQI_{min} 模型可为官厅水库及类似北方半湿润区大型水库的水质高效监测与精准管理提供方法支撑。

关键词 官厅水库;最简水质指数;全子集回归;水质评价;时空演变;Bland-Altman分析

中图分类号 X524

DOI: 10.12202/j.0476-0301.2026062

0 引言

官厅水库是新中国成立后兴建的第一座大型水库,控制流域面积43 402 km²,占永定河总流域面积的92.8%,是首都北京防洪安全的重要屏障与战略备用水源地^[1-2]。自2007年恢复为备用水源地以来,其水质状况直接关系到首都供水安全与京津冀区域生态健康^[3]。然而,监测数据显示库区总氮关键指标长期超出地表水Ⅲ类标准,水体面临农业面源、工业点源及生活污水的多重污染压力^[4]。鉴于水库在京津冀水资源配置中的战略地位及日益严峻的水环境形势^[5],开展官厅水库水质综合评价,对保障区域供水安全、维持流域生态系统健康、制定精准管控策略等具有重要的现实意义和迫切需求。

目前常用的水质综合评价方法各具特点,但也存在明显局限^[6]:单因子评价法应用最广,依据GB 3838—2002《地表水环境质量标准》,以最差指标确定水质类别,但可能因片面强调某一指标而导致整体水质状况被低估^[7-8];人工神经网络法依赖海量监测数据进行

训练,但在训练样本不足时模型准确度下降,且计算过程复杂、可解释性差^[7-9];模糊数学评价法通过隶属函数处理污染程度模糊边界,但易将不同污染程度平均化,造成评价结果偏差^[10];此外,灰色聚类法权重确定主观性强,主成分分析难以捕捉非线性关系^[11],在应对官厅水库这种具有显著时空异质性、污染物来源复杂的北方典型大型水库时均存在适用性限制。

综合水质指数法(WQI)通过加权归一化将多参数整合为单一无量纲数值,兼具成本低、可操作性强、结果直观易懂的优势^[12],近年来在白洋淀流域^[7]、鄱阳湖^[13]以及官厅水库^[14]等多类型水体中得到广泛应用。然而,传统WQI需要监测10项以上指标,数据采集与分析成本高昂,难以满足长期高频监测需求。最简水质指数(WQI_{min})通过逐步回归^[15]、主成分分析或全子集回归等,大幅降低监测成本^[9]。在白洋淀流域的应用表明:基于电导率(EC)、氨氮(NH₃-N)、溶解氧(DO)、化学需氧量(COD_{Cr})和总氮(TN)5个参数构建的 WQI_{min} 与WQI的回归系数 R^2 达0.82,百分比

^{*}北京市科技计划资助项目(Z221100005222014);北京市财政资助项目(11000023T000002092475)

[†]通信作者:金桂琴(1977—),女,正高级工程师,研究方向:流域水生态环境规划、治理与智慧化管理,E-mail: 156116588@qq.com

收稿日期:2026-04-03

误差仅 9.46%^[7]; 大黑汀水库研究也显示 WQI_{min} 与 WQI 相关性 R^2 达 0.80^[16], 官厅水库上游河流的研究表明 WQI_{min} 与 WQI 相关性 $R^2 > 0.715$, 且随着水质参数的增加而递增^[9]。然而, 现有研究在应对官厅水库这类北方典型大型水库时存在局限。库区与入库河流水动力条件、污染物赋存形态及迁移转化机制存在本质差异, 忽视了河流-水库水环境的异质性响应机制, 导致评价结果难以解析污染物的“源-汇”过程; 传统 WQI_{min} 构建多采用逐步回归或主成分分析, 前者易陷入局部最优而遗漏区域特异性指标(如官厅水库流域特有的氟化物污染), 后者难以量化非线性响应关系; 不同水体类型采用同质模型, 使得入库河流与库区水质评价结果缺乏方法论层面的可比性, 难以科学评估水库对污染物的自净与稀释效应。

针对上述不足, 本研究构建“分区差异化建模-协同对比分析”的入库河流-库区水环境协同评价体系(以下简称“协同评价体系”)。该体系的核心创新在于, 针对河流与库区水环境异质性, 采用全子集回归方法分别构建适配其污染特征的 WQI_{min} 模型, 既保证评价模型的区域适配性, 又通过标准化方法(Bland-Altman 一致性检验)确保评价结果的可比性, 从而建立从“入库污染源”到“库区响应”的完整评价链条。相较于传统统一模型, 该体系能更精准识别河流-库区的污染传递关系。本研究以官厅水库 2018—2022 年入库河流(妫水河、洋河、桑干河)及库区 6 个典型监测断面(包括坝后断面)逐月水质数据为基础, 采用

全子集回归方法筛选关键参数, 分别构建适用于入库河流(流动水体、外源输入主导)与库区(静水、内源释放与外源输入叠加)的差异化 WQI_{min} 评价模型, 并系统揭示水质的时空演变规律。研究旨在: 1) 验证全子集回归在复杂水体 WQI_{min} 构建中的全局优化优势, 识别区域特异性指标与跨域稳定性指标; 2) 建立入库河流-库区水质协同评价范式, 量化水库对氮素等污染物的自净与稀释效应; 3) 为官厅水库及类似北方半湿润区大型水库的水质高效监测与精准管理提供可复制的理论框架。研究成果对推动流域水质评价方法标准化与监测网络优化具有重要实践意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

官厅水库属于海河流域永定河水系, 该水系流域范围西起东经 112°8.3', 东至东经 116°20.6', 北边达北纬 41°14.2', 南端为北纬 38°51', 属中纬度地区, 为温带半干旱区, 大陆季风型气候^[17]。官厅水库位于北京市西北 100 km 的河北省怀来县南部和北京市延庆区西部, 1951 年兴建, 1954 年建成, 1955 年蓄水运用, 总库容约为 41.6 亿 m³, 建库 70 a 以来, 在防洪、供水、发电、灌溉等方面发挥着巨大效益。官厅水库及其周边年降雨分配不均匀, 全年降雨的 80% 集中在夏季 6—9 月。结合气候特征和属地管理现状, 将 6—9 月设为汛期, 1—5 和 10—12 月设为非汛期。研究区域如图 1 所示。

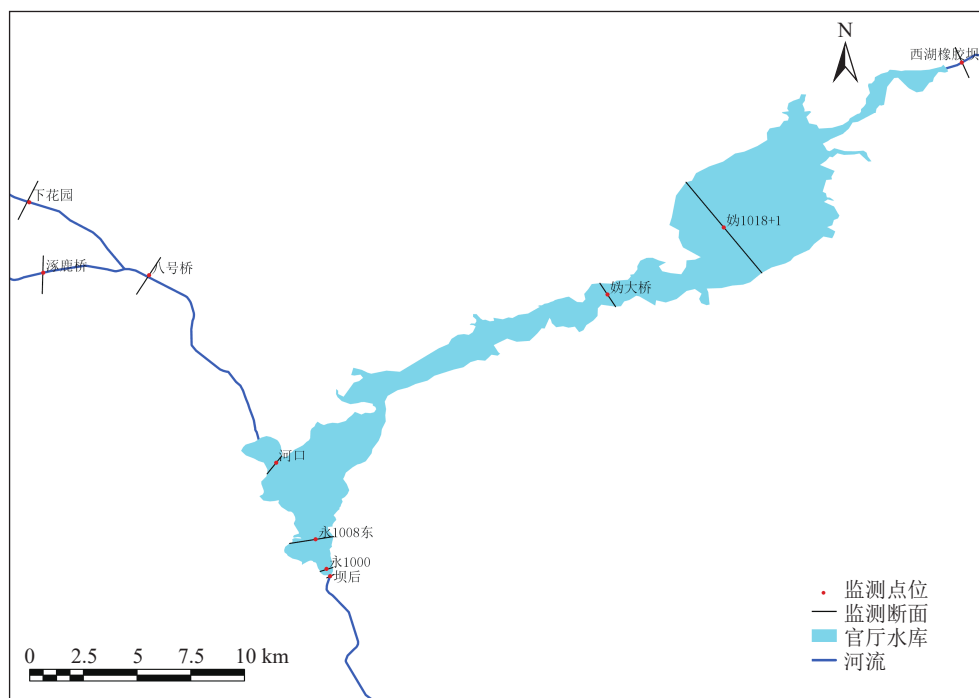


图1 官厅水库水质监测断面分布

1.2 数据来源及处理

为系统分析官厅水库及其入库河流水质变化特征,选取妫 1018+1、妫大桥、河口、永 1008 东、永 1000 以及坝后等 6 个断面作为库区断面,选取洋河入库断面下花园桥、桑干河入库断面涿鹿桥、妫水河入库断面西湖橡胶坝,以及洋河与桑干河汇合后入库断面八号桥等 4 个断面作为入库断面,共计 10 个断面的 2018—2022 年水质指标月监测数据.水质指标包括温度(T)、pH、电导率(EC)、氟(F)、硝酸盐氮(NO_3^- -N)、化学需氧量(COD_{Cr})、氨氮(NH_3 -N)、溶解氧(DO)、五日生化需氧量(BOD_5)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、总氮(TN)和总磷(TP)等 12 项,数据来源于北京市官厅水库管理处.水样的采集、保存、运输、检测以及数据处理和质量控制等严格按照《地表水环境质量监测技术规范》(HJ 91.2—2022)要求执行.

1.3 研究方法

综合水质指数(I_{WQ})的计算式^[18]为

$$I_{\text{WQ}} = \frac{\sum_{i=1}^n C_i P_i}{\sum_{i=1}^n P_i},$$

式中: n 为水质参数总数, C_i 为参数 i 的标准化因子, P_i 为参数 i 的相对权重.结合研究区域以及现有研究成果确定标准化因子和权重,其中水质指标氟是结合《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)以及研究区氟污染的现状^[4]综合确定,其他指标的标准化因子和权重直接来源于相关文献^[9, 14, 19],具体数值如表 1 所示.WQI 值在 0~100 之间被划分为 5 个等级,[0, 25)为差,[25, 50)为一般,[50, 70)为中等,[70, 90)为良好,[90, 100]为优秀^[20–21].

表 1 水质指标权重值和标准化值

指标	P_i	归一化因子 C_i										
		100	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
$T/(^{\circ}\text{C})$	1	>16~21	>15~16, >21~22	>14~15, >22~24	>12~14, >24~26	>10~12, >26~28	>5~10, >28~30	>0~5, >30~32	>-2~0, >32~36	>-4~-2, >36~38	>-6~-4, >38~40	$\leq$ -6, >40~45
pH	1	7	>7~8	>8~8.5	>8.5~9	>6.5~7	>6~6.5, >9~9.5	>5~6, >9.5~10	>4~5, >10~11	>3~4, >11~12	>2~3, >12~13	>1~2, >13~14
EC/ ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1	<750	750~ <1 000	1 000~ <1 250	1 250~ <1 500	1 500~ <2 000	2 000~ <2 500	2 500~ <3 000	3 000~ <5 000	5 000~ <8 000	8 000~ <12 000	>120 000
$\rho(\text{F})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	3	<0.1	<0.3	<0.5	<0.7	<1.0	<1.1	<1.2	<1.3	<1.4	$\leq$ 1.5	>1.5
$\rho(\text{NO}_3^- \text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	2	<0.5	<2.0	<4.0	<6.0	<8.0	<10.0	<15.0	<20	<50	$\leq$ 100	>100
$\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	3	<5	<10	<20	<30	<40	<50	<60.0	<80	<100	$\leq$ 150	>150
$\rho(\text{NH}_3 \text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	3	<0.01	<0.05	<0.1	<0.2	<0.3	<0.4	<0.5	<0.75	<0.1	$\leq$ 1.25	>1.25
$\rho(\text{DO})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	4	>7.5	>7.0	>6.5	>6.0	>5.0	>4.0	>3.5	>3.0	>2.0	$\geq$ 1.0	<1.0
$\rho(\text{BOD}_5)/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	3	<0.5	<2	<3	<4	<5	<6	<8	<10	<12	$\leq$ 15	>15
$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	3	<1	<2	<3	<4	<6	<8	<10	<12	<14	$\leq$ 15	>15
$\rho_{\text{T}}(\text{N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	3	<0.1	<0.2	<0.35	<0.5	<0.75	<1	<1.25	<1.5	<1.75	$\leq$ 2	>2
$\rho_{\text{T}}(\text{P})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	1	<0.01	<0.02	<0.05	<0.1	<0.15	<0.2	<0.25	<0.3	<0.35	$\leq$ 0.4	>0.4

官厅水库入库河流和库区 WQI_{min} 的建立主要步骤包括训练和验证,采用全子集回归模型优选水质参数建立 WQI_{min} 模型.全子集回归是一种基于穷举策略的变量选择方法,通过检验所有可能的自变量组合(共 2^k-1 个, k 为候选变量数),以 R^2_{adj} (调整决定系数)最大化为准则筛选最优子集.与逐步回归(stepwise regression)相比,FSR 能够遍历整个模型空间,避免陷

入局部最优解,尤其适用于候选变量间存在复杂交互关系的场景^[9, 22].

其核心评价指标 R^2_{adj} 计算公式为

$$R^2_{\text{adj}} = 1 - \frac{(1 - R^2)(n - 1)}{n - p - 1},$$

式中: R^2 为决定系数; n 为样本量; p 为模型中自变量个数.该指标通过惩罚项 $\frac{n-1}{n-p-1}$ 修正了变量增加导

致的 R^2 虚高问题, 确保模型在拟合优度与简洁性之间取得平衡. 当模型纳入冗余变量时, 尽管 R^2 可能增加, 但 R^2_{adj} 会因 p 增大而下降, 从而自动筛选出变量数与解释力最优平衡的模型. 参考现有研究成果的构建方法^[9], 在模型训练阶段, 采用 1—9 月的水质数据作为训练样本; 在模型验证阶段, 采用 10—12 月的水质数据作为验证样本. 此外, 选择 1—9 月作为训练样本、10—12 月作为验证样本, 基于水文过程代表性和样本量配比合理性考虑. 1—9 月涵盖官厅水库流域完整的非汛期(1—5 月)和汛期(6—9 月), 包含低水位、高水位及洪峰过程, 能够充分捕捉水质指标在极端水文事件(如暴雨径流、干旱低流)下的变异特征. 10—12 月为枯水期, 水流稳定、污染物累积, 作为独立验证集可检验模型在特定水文期的外推能力. 训练集与验证集样本量配比约为 3 : 1(库区 270 : 90, 入库河流 180 : 60), 符合机器学习领域训练集占 70%~80% 的常规要求^[9], 既能保证模型充分学习训练样本

的统计规律, 又能保留足够样本量进行验证, 并结合 Bland-Altman 分析^[23] 开展 I_{WQ} 和 I_{WQmin} 模型的一致性检验. 与 I_{WQ} 类似, 基于 I_{WQmin} 数值将水质划分为 5 类, 即 [0, 20) 为差, [20, 40) 为一般, [40, 60) 为中等, [60, 80) 为良好, [80, 100] 为优秀^[24].

2 结果与分析

2.1 官厅水库水质指标时空特征分析

2018—2022 年官厅水库库区水质指标年度统计结果如表 2 所示. 库区水体 pH 均呈弱碱性, 多年平均值为 8.36~8.75, 总体稳定在地表水环境质量标准范围内. $\rho(\text{DO})$ 平均值为 9.10~11.68 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 变异系数较小(0.17~0.24), 优于地表水 I 类标准(7.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 表明库区自净能力较强. $\rho(\text{BOD}_5)$ 平均值为 1.17~2.00 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 变异系数较大(0.44~0.56), 但均符合地表水 I 类标准(3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 平均值为 14.83~20.54 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 年际波动明显, 2018—2020 年基本达到

表 2 2018—2022 年官厅水库入库河流及库区水质统计数据

区域	年份	统计数值	T	pH	EC	F	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	COD_{Cr}	$\text{NH}_3 - \text{N}$	DO	BOD_5	COD_{Mn}	TN	TP
			$^{\circ}\text{C}$	/	$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$									
库区	2018	最大值	30.50	8.90	1 610.00	1.36	4.25	28.00	0.63	26.20	5.00	5.60	4.73	0.07
		最小值	-2.00	6.90	731.00	0.54	0.01	2.30	0.05	7.20	0.30	1.00	0.56	0.01
		平均值	14.55	8.36	1 244.11	1.15	0.67	16.52	0.25	11.68	2.00	4.17	1.26	0.03
		标准差	9.34	0.44	257.57	0.22	0.59	3.31	0.14	2.80	1.11	1.15	0.57	0.01
		变异系数	0.64	0.05	0.21	0.19	0.87	0.20	0.57	0.24	0.56	0.28	0.45	0.33
	2019	最大值	27.80	8.90	1 590.00	1.46	1.36	23.00	0.91	14.60	5.40	6.60	2.17	0.10
		最小值	0.00	7.40	496.00	0.56	0.13	4.00	0.05	5.50	0.20	0.80	0.72	0.01
		平均值	15.60	8.42	1 291.93	1.26	0.51	16.81	0.36	10.03	1.70	4.46	1.24	0.03
		标准差	8.98	0.36	307.70	0.19	0.35	4.71	0.16	1.98	1.05	1.17	0.40	0.01
		变异系数	0.58	0.04	0.24	0.15	0.68	0.28	0.44	0.20	0.62	0.26	0.32	0.47
	2020	最大值	28.20	8.90	1 610.00	1.46	1.32	31.00	0.51	13.20	2.20	5.80	2.11	0.07
		最小值	1.20	8.00	761.00	0.56	0.01	4.00	0.03	5.20	0.10	0.50	0.43	0.01
		平均值	15.05	8.75	1 279.23	1.19	0.50	18.72	0.27	9.10	1.17	4.52	1.16	0.03
		标准差	8.01	0.22	288.99	0.18	0.35	6.14	0.10	1.57	0.51	1.22	0.33	0.01
		变异系数	0.53	0.02	0.23	0.15	0.70	0.33	0.38	0.17	0.44	0.27	0.29	0.47
	2021	最大值	26.80	8.90	1 523.00	1.34	2.03	27.00	0.47	14.50	3.30	5.70	2.64	0.05
		最小值	0.00	8.20	892.00	0.91	0.01	8.00	0.02	7.40	0.20	3.00	0.57	0.01
		平均值	14.16	8.64	1 205.15	1.13	0.67	20.54	0.22	10.27	1.45	4.62	1.29	0.02
		标准差	8.34	0.16	176.41	0.10	0.47	3.58	0.09	1.57	0.72	0.55	0.50	0.01
		变异系数	0.59	0.02	0.15	0.09	0.71	0.17	0.42	0.15	0.50	0.12	0.39	0.30
	2022	最大值	29.40	9.00	1 396.00	1.17	2.66	22.00	0.37	17.30	3.20	5.00	3.25	0.05
		最小值	0.90	7.90	813.00	0.64	0.08	4.00	0.03	7.50	0.50	1.50	0.41	0.01
		平均值	15.19	8.67	1 195.27	1.00	0.64	14.83	0.21	10.84	1.64	4.08	1.32	0.02
		标准差	9.15	0.19	135.10	0.09	0.54	2.96	0.08	2.26	0.73	0.68	0.60	0.01
		变异系数	0.60	0.02	0.11	0.09	0.84	0.20	0.36	0.21	0.45	0.17	0.45	0.47

表 2 (续)

区域	年份	统计数值	T	pH	EC	F	$\text{NO}_3^- \text{-N}$	COD_{Cr}	$\text{NH}_3\text{-N}$	DO	BOD_5	COD_{Mn}	TN	TP
			$^{\circ}\text{C}$	/	$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$					$\rho/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$				
入库	2018	最大值	30.10	9.10	1 901.00	1.83	17.00	23.00	5.10	17.00	9.00	7.50	20.00	1.30
		最小值	-0.30	7.60	420.00	0.33	0.01	2.30	0.08	5.10	0.90	1.00	0.03	0.01
		平均值	13.99	8.31	1 091.69	0.84	4.19	15.46	0.55	11.63	3.71	4.04	5.36	0.20
		标准差	10.07	0.36	409.36	0.34	4.04	3.06	0.82	2.58	1.76	1.56	4.98	0.30
		变异系数	0.72	0.04	0.37	0.41	0.96	0.20	1.49	0.22	0.47	0.39	0.93	1.53
	2019	最大值	29.20	8.90	1 445.00	1.34	14.70	28.00	1.82	23.30	5.90	11.80	15.00	0.87
		最小值	0.00	7.30	283.00	0.46	0.15	4.00	0.11	4.70	0.80	1.60	0.56	0.01
		平均值	14.44	8.28	902.22	0.87	3.13	12.59	0.45	11.51	2.85	4.26	4.01	0.16
		标准差	9.82	0.40	327.54	0.24	3.17	5.58	0.31	3.14	1.35	1.79	3.20	0.18
		变异系数	0.68	0.05	0.36	0.28	1.01	0.44	0.69	0.27	0.47	0.42	0.80	1.14
	2020	最大值	27.00	9.00	1 382.00	1.32	12.50	34.00	1.76	19.20	7.20	6.90	12.60	1.06
		最小值	0.50	7.70	186.00	0.44	0.01	8.00	0.08	4.50	0.90	2.50	0.84	0.01
		平均值	13.99	8.56	869.75	0.81	2.77	17.55	0.54	11.24	3.33	4.57	4.25	0.16
		标准差	8.95	0.32	311.45	0.23	2.65	4.62	0.35	2.94	1.53	1.00	2.84	0.23
		变异系数	0.64	0.04	0.36	0.28	0.96	0.26	0.65	0.26	0.46	0.22	0.67	1.45
	2021	最大值	28.80	8.90	1 671.00	1.37	10.20	24.00	2.03	15.60	14.80	7.80	11.90	1.02
		最小值	0.00	7.80	377.00	0.35	0.01	9.00	0.09	7.10	0.80	2.40	0.60	0.03
		平均值	13.51	8.44	988.21	0.81	3.10	18.21	0.47	11.35	3.62	4.56	4.04	0.13
		标准差	9.21	0.26	323.86	0.26	2.66	3.89	0.44	2.51	2.34	1.24	2.88	0.16
		变异系数	0.68	0.03	0.33	0.32	0.86	0.21	0.95	0.22	0.65	0.27	0.71	1.25
	2022	最大值	30.10	9.00	1 400.00	1.21	7.28	29.00	8.65	17.30	9.80	6.90	13.20	1.38
		最小值	0.00	7.90	339.00	0.21	0.09	4.00	0.04	2.60	0.80	1.80	0.85	0.02
		平均值	13.05	8.51	936.67	0.71	2.53	12.33	0.96	10.70	3.67	3.91	4.19	0.16
		标准差	9.85	0.29	330.44	0.25	2.31	5.55	1.68	3.09	2.04	1.24	3.21	0.28
		变异系数	0.75	0.03	0.35	0.35	0.91	0.45	1.74	0.29	0.56	0.32	0.77	1.78

I~Ⅲ类水标准, 2021—2022 年略有上升. $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 为 4.08~4.62 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 变异系数较小(0.17~0.28), 符合 I~Ⅱ类水标准. $\rho(\text{NH}_3\text{-N})$ 平均值为 0.21~0.27 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 处于地表水Ⅱ类标准以内(0.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). $\rho(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 平均值为 0.50~0.67 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 远低于集中式生活饮用水地表水源地标准. $\rho_{\text{T}}(\text{N})$ 平均值为 1.16~1.32 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 超出地表水Ⅲ类标准(1.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 是库区首要控制的污染物. $\rho_{\text{T}}(\text{P})$ 平均值为 0.02~0.03 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 基本达到Ⅲ类标准(0.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). 其中 TN、TP 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的变异系数相对较大, 表明这些氮、磷对库区水质时空变异具有较强的敏感性.

入库水体 pH 均呈弱碱性, 多年平均值为 8.28~8.56, 整体略低于库区 pH. $\rho(\text{DO})$ 平均值为 10.70~11.63 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 与库区水平相当, 优于地表水Ⅰ类标准. $\rho(\text{BOD}_5)$ 平均值为 2.85~3.71 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 显著高于库区水平, 变异系数较大(0.47~0.65), 但总体符合 I~Ⅱ类标准. $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 平均值为 12.33~18.21 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 年

际波动较大, 2022 年降至 12.33 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 整体优于库区同期水平. $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 平均值为 3.91~4.57 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 略低于库区, 符合 I~Ⅱ类水标准. $\rho(\text{NH}_3\text{-N})$ 平均值为 0.45~0.96 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 2022 年达 0.96 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 显著高于库区, 接近地表水Ⅲ类标准限值(1.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). $\rho(\text{NO}_3^- \text{-N})$ 平均值为 2.53~4.19 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 远高于库区水平(0.50~0.67 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 变异系数极大(0.86~1.01), 表明入库氮污染负荷时空分布极不均匀. $\rho_{\text{T}}(\text{N})$ 平均值为 4.01~5.36 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 是库区 TN 的 3~4 倍, 远超地表水Ⅴ类标准(2.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 成为入库水质的决定性污染因子. $\rho_{\text{T}}(\text{P})$ 作为入库水质的关键指标, 与库区 TP 相比呈现明显升高趋势, 是入库水质的重要污染因子, 需与 TN 协同管控.

与库区水质相比, 入库断面氮污染负荷显著高于库区, 体现了上游来水对水库 N 污染的主导性影响. 具体而言, 入库 $\rho_{\text{T}}(\text{N})$ (4.01~5.36 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 远超库区 (1.16~1.32 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 表明上游流域农业活动、生活污

水和工业排放携带的大量氮素在入库断面高度富集, 入库氮污染强度约为库区的 3.5 倍. 入库 $\rho(\text{NO}_3^--\text{N})$ ($2.53\sim 4.19\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 亦显著高于库区 ($0.50\sim 0.67\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 印证了上游氮素输入的持续性. 然而, 库区 $\rho(\text{BOD}_5)$ ($1.17\sim 2.00\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 反而低于入库 ($2.85\sim 3.71\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$ 在 2021—2022 年也呈现库区高于入库的现象, 这反映了水库内部可能存在内源有机质释放或藻类代谢产物的积累过程. $\rho(\text{DO})$ 在库区和入库断面均保持较高水平 ($9.10\sim 11.68\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), 说明水库充氧条件良好, 自净能力未受根本破坏. 空间梯度上, 从入库到库区, TN 、 NO_3^--N 和 NH_3-N 均呈现明显稀释效应, 降幅达 60%~70%, 而 COD_{Cr} 和 BOD_5 的降幅相对较小 (20%~40%), 表明水库对氮素的自然净化能力有限, 但对有机污染物的降解作用较为显著. 综上, 氮仍是制约官厅水库水质改善的关键因子, 需强化上游流域氮污染源的管控.

值得特别说明的是, 2022 年 10 月 (非汛期) 下花园桥断面出现 $\rho_{\text{T}}(\text{P})$ 极大值 $1.38\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (表 2), 远超地表水 V 类标准 ($0.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 该断面同期 $\rho(\text{NH}_3-\text{N})$ ($1.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 与 $\rho(\text{BOD}_5)$ ($9.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 亦同步显著升高, 表明此次 $\rho_{\text{T}}(\text{P})$ 异常并非孤立的数据离群, 而是该时段水质整体恶化的综合表征. 从水文情势分析, 10 月官厅水库流域已进入枯水期, 上游来水量锐减, 下花园桥断面处水面窄、流速低, 水体的稀释扩散与自净能力显著下降, 导致上游残留的生活污水、农业退水及河道内源负荷在此高度累积. 全子集回归表明 TP 在所有子集模型中权重贡献极低 (入库河流模型中 TP 的回归系数仅 0.009 8), 未能进入最优 5 指标模型; 对训练样本进行敏感性分析 (剔除该异常值后重新建模), 库区与入库河流 WQI_{min} 模型的 R_{adj}^2 变化幅度均 < 0.01 , 模型结构与参数稳定性未受影响.

2.2 最简水质综合评价指数模型构建

以水质指标为自变量, 以 WQI 为因变量进行全子集回归, 回归结果如表 3 所示. 从库区的回归结果可知, COD_{Mn} 对 WQI 的贡献最大, 但 R_{adj}^2 相对较小 (0.315 , $P < 0.001$). 当模型的水质指标数量分别增加至 2、3、4 和 5 个时, 模型的显著性逐渐增加, R_{adj}^2 分别增至 0.542、0.647、0.756 和 0.803. 当水质指标数量 > 5 个时, 尽管 R_{adj}^2 能够进一步增加, 但是增加的趋势有所放缓. 因此, 综合考虑水质综合评价的准确性、易用性和经济性, 选取 5 个参数构建 WQI_{min} 模型, 相关的水质指标分别为 F、 COD_{Cr} 、 NH_3-N 、 BOD_5 和 TN . 入库河流的回归结果与库区类似, 当水质指标数量为 5 个时, R_{adj}^2 为 0.841. 继续增加水质指标数量, R_{adj}^2 增幅

有限. 因此, 入库河流的 WQI_{min} 模型也包含 5 个指标, 分别为 EC、 NH_3-N 、DO、 BOD_5 和 TN . 在验证环节, 对优选的 5 个水质指标构建的 WQI_{min} 模型进行了验证, 结果如图 2 所示. 由图 2 可知, 官厅水库库区和入库河流在验证集上表现出较好的拟合效果.

为避免共线性和异方差, 所有水质参数的标准化值及 WQI 均做了对数化处理, 即 WQI 取 $\lg(I_{\text{WQ}} + 1)$. $X_1\sim X_{12}$ 表示的水质指标分别为 T 、pH、EC、氟、 NO_3^--N 、 COD_{Cr} 、 NH_3-N 、DO、 BOD_5 、 COD_{Mn} 、 TN 和 TP.

2.3 基于 WQI 和 WQI_{min} 水质评价

2.3.1 WQI 和 WQI_{min} 水质时间变化

按照汛期和非汛期分别计算了官厅水库库区和入库 2018—2022 年的 WQI 和 WQI_{min}, 结果如图 3 所示. 从图 3 可知, 库区的年均 WQI 值都处于良好类别, 年均 WQI 整体呈现逐年递增的趋势, 其中 2019 年的 WQI 值 (70.63) 稍低于 2018 年 (72.50), 可能与 2019 年的总降雨量和汛期降雨量有关, 与 2018 年相比, 2019 年总降雨量 (506 mm) 和汛期降雨量 (337 mm) 分别减少 14.2% 和 18.4%^[25]. 库区非汛期的 WQI 值均小于汛期 (仅 2020 年例外), 表明汛期的大量降雨对库区水环境有明显的改善作用. 库区的 WQI_{min} 与 WQI 的结果类似, 但 2019 年的汛期 (59.23) 和非汛期 (57.96) 的 WQI_{min} 值均处于中等水平, 相对于 WQI 的评价结论降低了 1 个等级. 结合官厅水库库区的 WQI 和 WQI_{min} 的结果表明, 库区的水环境状况整体呈现出逐年改善的趋势, 包含 5 个水质指标的 WQI_{min} 能够与包含 12 个水质指标的 WQI 获取类似的评价结论, 进一步验证了构建的库区 WQI_{min} 模型的适用性.

与库区相比, 入库河流的 WQI 值均处于中等水平, 仅 2021 年汛期的 WQI 值 (70.82) 略高于中等水平, 表明入库河流水质情况是影响库区水环境的关键. 此外, 入库河流的 WQI 值在 2018—2022 年间无较大波动, 年平均值为 66.36~68.47, 表明在研究时间尺度上, 入库河流的水环境改善情况不明显. 尽管汛期的 WQI 值稍优于非汛期, 但是整体仍处于良好水平以下, 仅 2021 年的汛期稍高于中等水平, 可能与当年汛期的强降雨有关 (汛期降雨量 784 mm, 约占全年的 85.9%)^[25]. 与入库河流的 WQI 相比, 入库河流的 WQI_{min} 将各年入库河流的水环境等级提高到良好水平, 年均 WQI_{min} 为 64.35~66.98. 尽管如此, 基于 WQI_{min} 获取的汛期与非汛期的趋势仍然和 WQI 保持一致. 因此, 官厅水库入库河流的水环境状况差于库区, 要实现官厅水库恢复水源地功能, 上游入库河流水质的提升是关键.

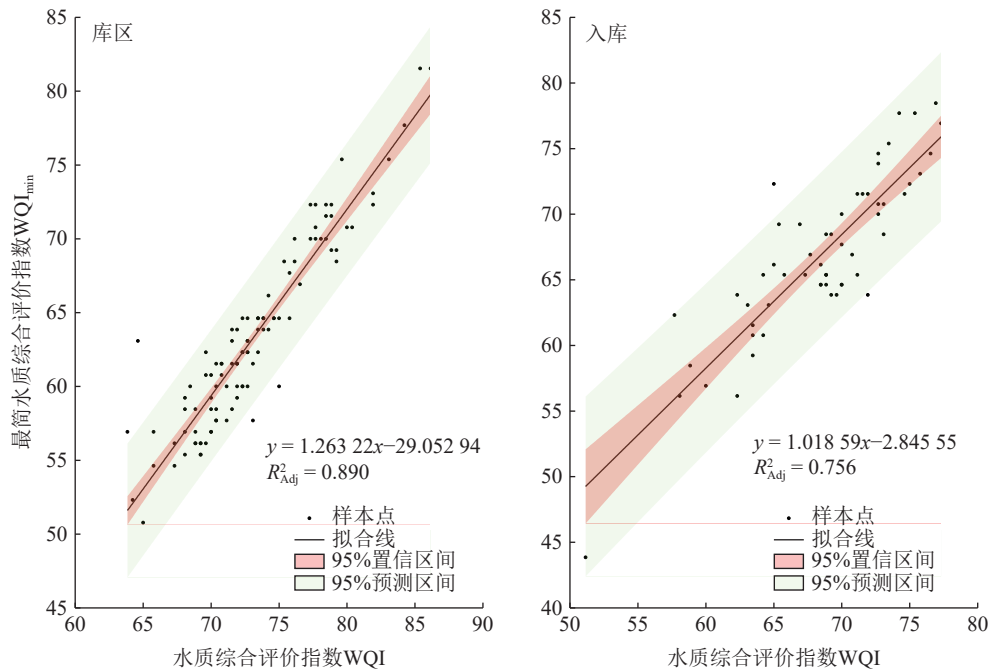
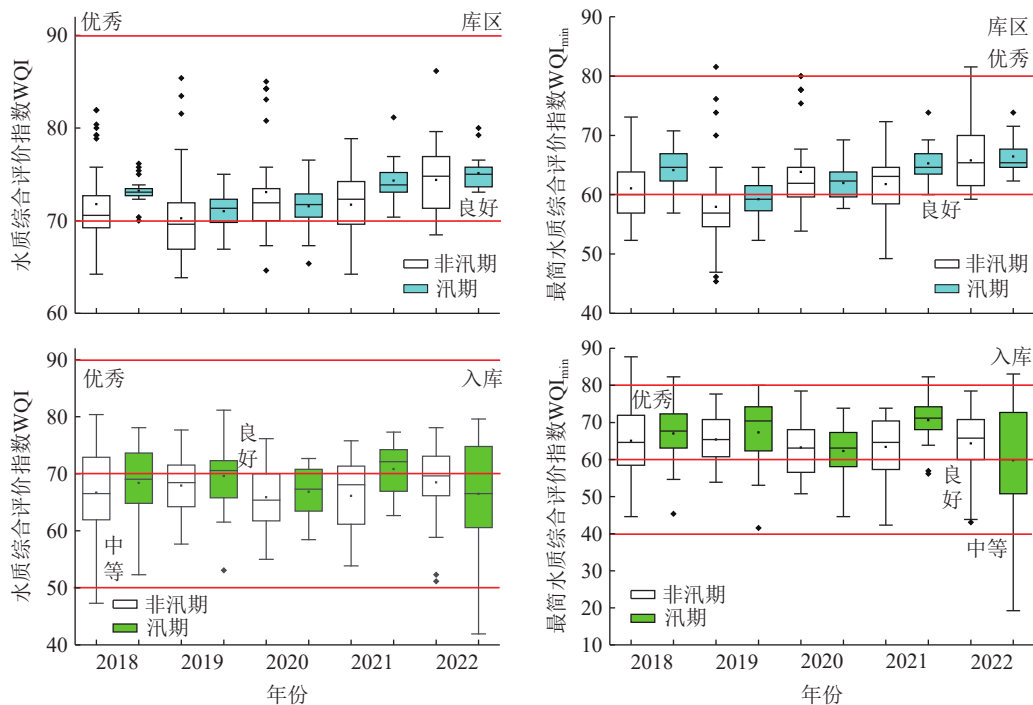
表 3 官厅水库库区和入库河流的全子集回归分析结果

序号	线性模型	R^2_{adj}	P
1	$1.337\ 9 + 0.291\ 6 \cdot \lg(X10 + 1)$	0.315	<0.001
2	$0.958\ 3 + 0.213\ 1 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.273\ 0 \cdot \lg(X10 + 1)$	0.542	<0.001
3	$0.893\ 6 + 0.072\ 4 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.227\ 4 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.221\ 9 \cdot \lg(X10 + 1)$	0.647	<0.001
4	$0.860\ 7 + 0.089\ 9 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.216\ 8 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.224\ 1 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.013\ 6 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.756	<0.001
5	$0.868\ 8 + 0.046\ 3 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.201\ 2 \cdot \lg(X6 + 1) + 0.070\ 0 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.206\ 2 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.014\ 4 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.803	<0.001
6	$0.903\ 7 + 0.034\ 0 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.048\ 4 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.199\ 6 \cdot \lg(X6 + 1) + 0.069\ 4 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.156\ 6 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.014\ 3 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.846	<0.001
7	$0.788\ 2 + 0.035\ 0 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.034\ 8 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.152\ 2 \cdot \lg(X6 + 1) + 0.066\ 6 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.152\ 6 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.131\ 7 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.014\ 1 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.890	<0.001
8	$0.383\ 4 + 0.037\ 0 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.033\ 7 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.143\ 2 \cdot \lg(X6 + 1) + 0.069\ 0 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.193\ 7 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.154\ 5 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.144\ 7 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.014\ 8 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.919	<0.001
9	$0.038\ 4 + 0.037\ 3 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.034\ 3 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.156\ 0 \cdot \lg(X5 + 1) + 0.149\ 0 \cdot \lg(X6 + 1) + 0.079\ 3 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.203\ 7 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.138\ 7 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.156\ 3 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.011\ 1 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.940	<0.001
10	$0.025\ 4 + 0.039\ 7 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.050\ 7 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.032\ 9 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.163\ 5 \cdot \lg(X5 + 1) + 0.131\ 3 \cdot \lg(X6 + 1) + 0.080\ 2 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.183\ 6 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.138\ 3 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.141\ 7 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.011\ 8 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.954	<0.001
11	$-0.018\ 1 + 0.038\ 1 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.048\ 7 \cdot \lg(X2 + 1) + 0.043\ 9 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.035\ 1 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.165\ 9 \cdot \lg(X5 + 1) + 0.128\ 4 \cdot \lg(X6 + 1) + 0.081\ 0 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.176\ 3 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.135\ 2 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.133\ 3 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.011\ 6 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.960	<0.001
序号	线性模型	R^2_{adj}	P
1	$1.737\ 7 + 0.062\ 5 \cdot \lg(X7 + 1)$	0.479	<0.001
2	$1.705\ 5 + 0.052\ 7 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.029\ 6 \cdot \lg(X12 + 1)$	0.615	<0.001
3	$1.021\ 3 + 0.249\ 1 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.049\ 7 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.139\ 8 \cdot \lg(X9 + 1)$	0.725	<0.001
4	$1.110\ 5 + 0.216\ 6 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.044\ 8 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.125\ 0 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.017\ 4 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.787	<0.001
5	$0.817\ 1 + 0.220\ 4 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.039\ 4 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.145\ 5 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.127\ 9 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.017\ 4 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.841	<0.001
6	$0.631\ 1 + 0.127\ 7 \cdot \lg(X5 + 1) + 0.034\ 1 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.154\ 3 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.102\ 5 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.221\ 7 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.020\ 4 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.875	<0.001
7	$0.507\ 5 + 0.133\ 2 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.097\ 8 \cdot \lg(X5 + 1) + 0.035\ 0 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.153\ 7 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.110\ 8 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.172\ 1 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.018\ 3 \cdot \lg(X11 + 1)$	0.902	<0.001
8	$0.616\ 5 + 0.057\ 9 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.145\ 5 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.030\ 8 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.124\ 5 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.099\ 1 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.179\ 2 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.020\ 3 \cdot \lg(X11 + 1) + 0.013\ 1 \cdot \lg(X12 + 1)$	0.915	<0.001
9	$0.527\ 9 + 0.043\ 4 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.122\ 7 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.060\ 4 \cdot \lg(X5 + 1) + 0.031\ 0 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.137\ 4 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.098\ 3 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.192\ 5 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.018\ 4 \cdot \lg(X11 + 1) + 0.010\ 6 \cdot \lg(X12 + 1)$	0.925	<0.001
10	$0.562\ 8 + 0.040\ 6 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.090\ 8 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.020\ 4 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.062\ 5 \cdot \lg(X5 + 1) + 0.031\ 0 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.142\ 2 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.099\ 9 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.181\ 6 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.018\ 0 \cdot \lg(X11 + 1) + 0.010\ 5 \cdot \lg(X12 + 1)$	0.932	<0.001
11	$0.446\ 8 + 0.042\ 1 \cdot \lg(X1 + 1) + 0.084\ 2 \cdot \lg(X3 + 1) + 0.021\ 0 \cdot \lg(X4 + 1) + 0.068\ 1 \cdot \lg(X5 + 1) + 0.078\ 1 \cdot \lg(X6 + 1) + 0.031\ 1 \cdot \lg(X7 + 1) + 0.145\ 1 \cdot \lg(X8 + 1) + 0.100\ 1 \cdot \lg(X9 + 1) + 0.159\ 6 \cdot \lg(X10 + 1) + 0.017\ 7 \cdot \lg(X11 + 1) + 0.009\ 8 \cdot \lg(X12 + 1)$	0.934	<0.001

2.3.2 官厅水库入库河流 WQI 和 $WQI_{\min}$ 水质空间变化

基于 2018—2022 年逐月监测数据,对 3 条入库河流的 4 个监测断面,即下花园桥(洋河)、涿鹿桥(桑干河)、八号桥(洋河和桑干河汇合后汇入)、西湖橡胶坝(奶水河)的水质指数(WQI 和 $WQI_{\min}$)对比分析表明(图 4),4 个断面的汛期与非汛期 WQI 差异呈现不同特征:下花园桥(洋河)非汛期 WQI(62.64)略高

于汛期(61.17),差值为-1.47,表明该河流汛期水质略差于非汛期,可能与雨季面源污染汇入有关。涿鹿桥、八号桥、西湖橡胶坝,这 3 个断面均表现为汛期 WQI 高于非汛期,差值分别为 1.75、2.41 和 1.43,说明汛期水量增加对这入库河流具有一定的稀释净化作用。相较于 WQI, $WQI_{\min}$ 对季节的响应更为敏感。下花园桥汛期 $WQI_{\min}$ (56.04)明显低于非汛期(61.41),下降

图2 基于测试集的官厅水库库区和入库河流 $WQI_{\min}$ 与 WQI 的拟合结果图3 2018—2022年官厅水库入库河流及库区 WQI 和 $WQI_{\min}$

了5.37,表明最小水质指数法更能捕捉到汛期的水质恶化情况.而其他3个断面的 $WQI_{\min}$ 则呈现汛期高于非汛期的趋势,但增幅(2.39~3.66)小于 WQI 的增幅.

5a 监测数据的统计分析表明,4个监测断面的水质状况由强到弱排序为西湖橡胶坝(妫水河)、涿鹿桥(桑干河)、八号桥、下花园桥(洋河).西湖橡胶坝 WQI 均值72.36,达到Ⅱ级(良好)水平,是4个监测断面中水质最好的,这与其上游来水以山区溪流为主、人类活动干扰较少有关;涿鹿桥 WQI 均值69.53,接

近良好水平,水质相对稳定(年际变异系数仅1.35%);八号桥 WQI 均值66.09,水质中等,但稳定性最好(年际变异系数1.13%);下花园桥 WQI 均值62.12,为3条河流中最低,且变异系数最高(11.03%),表明洋河水水质受外界干扰较大,稳定性较差.基于 WQI 均值的污染贡献排序,下花园桥(洋河)对官厅水库的污染贡献最大,其 WQI 均值最低(62.12),是入库河流中的主要污染源;西湖橡胶坝(妫水河)污染贡献最小,水质最好.这一结论与洋河下游流经农业区和城镇、而妫

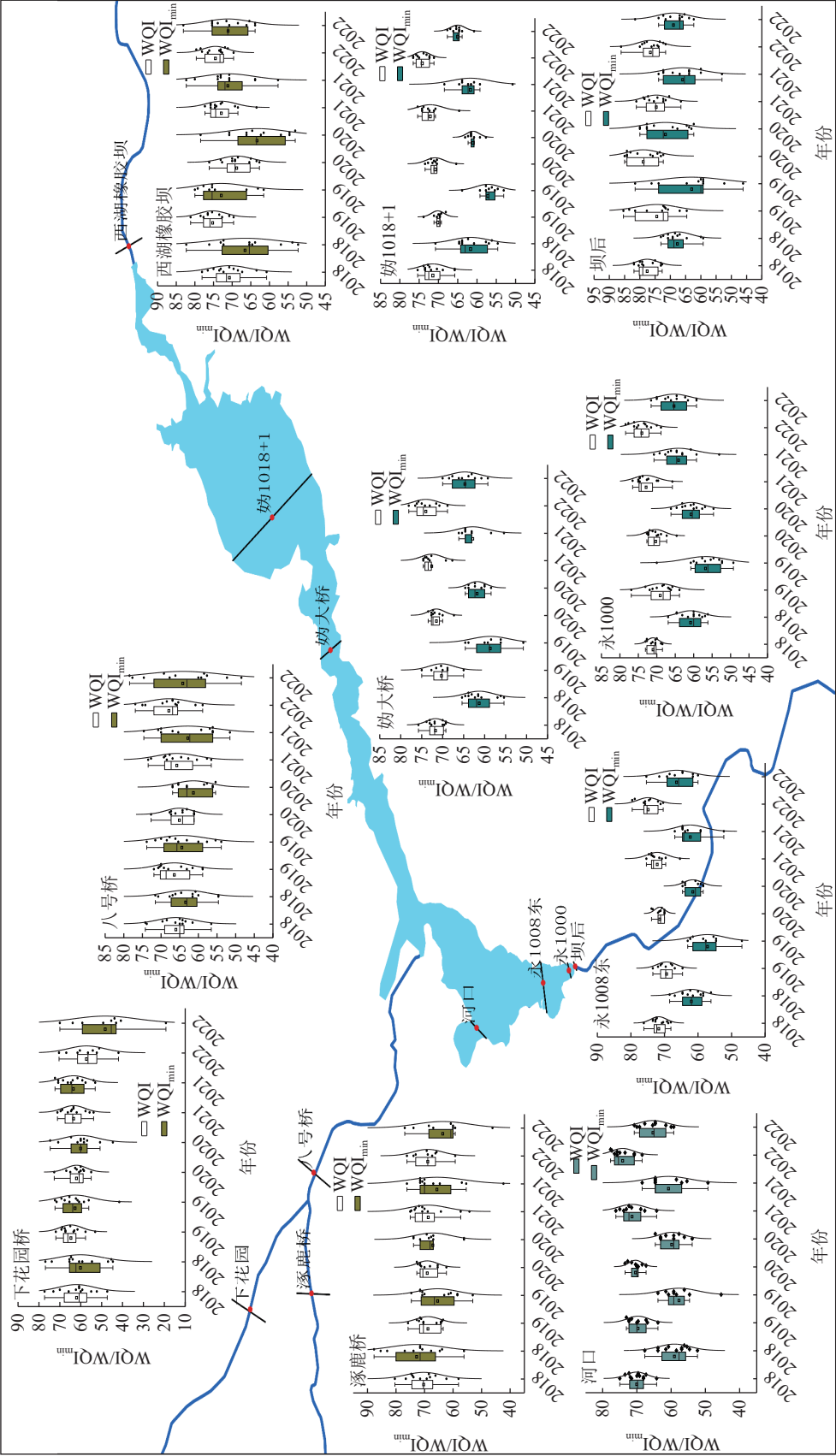


图 4 2018—2022 年官厅水库入库河流及库区各监测断面 WQI 和 WQI_{min}

水河上游以自然保护区为主的实际情况相符。

Bland-Altman 分析结果显示(表4), 4个监测断面均存在正偏倚(Bias = 2.02~3.56), 表明 WQI 系统性地高于 WQI_{min}。95% 一致性界限(LoA)显示八号桥一致性最好(LoA = -3.20~10.33), 下花园桥相对较差(LoA = -8.36~13.61)。所有河流均存在显著负比例偏差($r = -0.61 \sim -0.87, P < 0.001$), 即水质较差时 2 种方法差异增大, 水质较好时差异减小, 提示 WQI_{min} 对较

好的水质更敏感。尽管存在统计学差异, 但所有监测断面的一致性比例均超过 92%, 表明 2 种方法具有可接受的一致性水平。综上, 汛期应重点监控下花园桥(洋河)的水质变化, 防范面源污染; 优先治理洋河(下花园桥)流域的农业面源污染和生活污水排放, 提升入库水质。对于水质较好的西湖橡胶坝和八号桥, 可采用 WQI_{min} 法简化监测; 对于污染较重的下花园桥, 建议保留全指标监测。

表4 基于 Bland-Altman 的入库河流 WQI 和 WQI_{min} 一致性分析

监测断面	样本数	偏倚(Bias)	SD	95% LoA	LoA	一致性比例/%
下花园桥	56	+2.62	5.60	[-8.36, 13.61]	21.97	92.9
涿鹿桥	51	+2.02	5.01	[-7.79, 11.83]	19.62	94.1
八号桥	49	+3.56	3.45	[-3.20, 10.33]	13.52	93.9
西湖橡胶坝	43	+3.54	4.32	[-4.92, 12.01]	16.93	97.7

2.3.3 官厅水库库区 WQI 和 WQI_{min} 水质空间变化

官厅水库库区的监测断面结果表明(图4), 坝后断面在汛期与非汛期之间存在显著差异(WQI: $P = 0.012$; WQI_{min}: $P = 0.036$), 非汛期 WQI(77.30)显著高于汛期(73.90), 差值达 3.40。其余 5 个断面(奶 1018+1、奶大桥、河口、永 1008 东、永 1000)的季节间差异均未达到统计学显著水平($P > 0.05$), 表明这些断面的水质状况受季节性水文变化影响相对较小。从空间分布看, 坝后断面作为水库最下游控制断面, 非汛期水质明显优于汛期, 可能与汛期上游来水携带污染物汇入、稀释扩散作用有关。而上游各断面(奶 1018+1、奶大桥)由于直接受入库河流影响, 年内水质波动相对平稳。

基于 Bland-Altman 的 WQI 与 WQI_{min} 这 2 种评价指标的一致性(表5)结果显示, 总体样本($n = 301$)的差值均值为 9.99, 标准差为 2.39, 95% LoA 为 [5.30, 14.68], LoA 为 9.38, 一致性得分达 95.3%。各断面 WQI 与 WQI_{min} 的差值均值在 9.20~10.54 之间, 一致性得分均高于 94%, 表明 2 种评价指标具有良好的一致性。其中河口断面一致性最高(97.92%), 坝后断面 LoA 最大(11.55), 可能与该断面水质波动较大有关。差值均值为正表明 WQI 系统性地高于 WQI_{min}, 这与 WQI_{min} 基于全子集回归筛选关键指标、降低冗余信息有关, 但二者差异稳定在可控范围内, 验证了 WQI_{min} 方法的可靠性。

表5 基于 Bland-Altman 的库区 WQI 和 WQI_{min} 一致性分析

监测断面	差值均值	差值标准差	95% LoA	LoA	一致性得分/%
奶1018+1	10.33	2.17	[6.08, 14.58]	8.50	95.83
奶大桥	10.07	1.73	[6.67, 13.47]	6.80	95.74
河口	10.54	2.37	[5.89, 15.18]	9.29	97.92
永1008东	9.90	2.24	[5.50, 14.30]	8.80	95.92
永1000	10.00	2.51	[5.08, 14.92]	9.83	96.36
坝后	9.20	2.95	[3.43, 14.97]	11.55	94.44

官厅水库主要受 3 条入库河流影响, 洋河(下花园桥)、桑干河(涿鹿桥)、奶水河(西湖橡胶坝)及两河(洋河和桑干河)汇合后(八号桥)。其中西湖橡胶坝(奶水河)直接影响库区最上游断面奶 1018+1, 八号桥(汇合口)直接影响河口断面。西湖橡胶坝 WQI(72.4)与奶 1018+1(71.9)基本持平, 表明奶水河入库后水质未发生显著改变; 而八号桥 WQI(66.3)明显低

于河口(71.2), 下降了 4.9, 表明两河汇合后至河口段, 水质得到显著改善, 可能与水库的稀释自净作用有关。WQI_{min} 方面, 西湖橡胶坝(69.0)显著高于奶 1018+1(61.5), 差值 7.5; 八号桥(63.0)略高于河口(60.6)。这表明 WQI_{min} 指标对入库河流的响应更为敏感, 能够捕捉常规 WQI 未能识别的指标冗余信息。季节性影响方面, 入库河流对库区的影响在汛期更为显著。

汛期八号桥 WQI 均值为 65.1, 河口为 72.0, 下降了 6.9; 非汛期八号桥为 67.3, 河口为 70.6, 下降了 3.3. 汛期差值扩大表明水库在汛期的净化缓冲作用更为明显.

3 讨论

3.1 区域异质性驱动的差异化指标识别机制

水质指标与 WQI 和 $WQI_{\min}$ 的相关性分析结果如图 5 所示, 库区各指标与 WQI 和 $WQI_{\min}$ 均呈现负相关关系(除水温外). 氟化物与 WQI 相关系数 $r = -0.599$ ($P < 0.001$), 与 $WQI_{\min}$ 相关系数 $r = -0.577$ ($P < 0.001$), 均达到极显著水平, 是库区水质评价的核心指标; COD_{Mn} 与 WQI 相关性最强($r = -0.626$), 与 $WQI_{\min}$ 相关性亦达 $r = -0.532$, 反映有机污染对库区水质的

重要影响; 氨氮与 $WQI_{\min}$ 相关性($r = -0.563$)强于与 WQI 的相关性($r = -0.469$), 表明氨氮是 $WQI_{\min}$ 识别的关键敏感指标. F 、 NH_3-N 、 COD_{Mn} 是与 $WQI_{\min}$ 相关性最强的 3 个指标, 且均被 $WQI_{\min}$ 选中, 一致性较好, 这 3 个指标的平均相关系数达 -0.557 , 解释了 $WQI_{\min}$ 变异的 31.0%. BOD_5 和 TN 虽与 $WQI_{\min}$ 相关性相对较弱, 但仍位于相关性前 6 位, 入选合理. COD_{Cr} 与 $WQI_{\min}$ 相关性达 -0.501 (排名第 4), 未被纳入 $WQI_{\min}$, 可能是由于与高锰酸盐指数存在信息重叠(二者相关系数 $r = 0.62$). 库区 $WQI_{\min}$ 入选指标与相关性分析结果具有高度一致性, 入选指标平均排名为 3.4 (共 12 个指标), 前 6 位中仅遗漏化学需氧量, 且存在合理的替代关系.

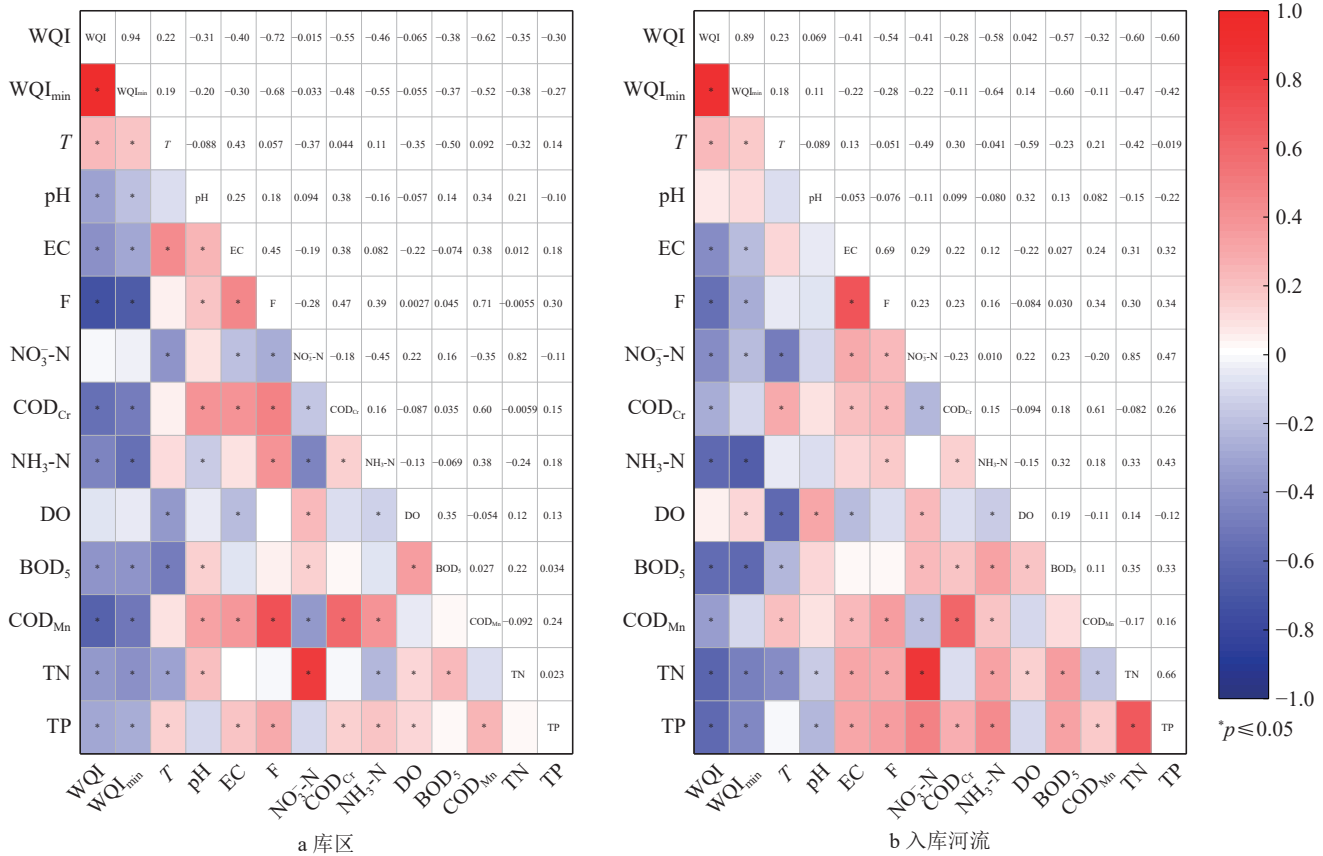


图 5 官厅水库库区及入库河流水质指标与 WQI 和 $WQI_{\min}$ 的相关性

入库河流各指标与 WQI 和 $WQI_{\min}$ 的相关性呈现较大的差异性, 反映了外源输入的复杂性. NH_3-N 与 $WQI_{\min}$ 相关性最强($r = -0.632$), 与 WQI 相关性亦达 -0.563 , 是入库水质评价的首要指标; BOD_5 与 WQI 和 $WQI_{\min}$ 相关性分别为 -0.558 和 -0.591 , 表明有机污染是入库水质的核心问题; TN 与 WQI 相关性达 -0.585 , 与 $WQI_{\min}$ 相关性为 -0.461 , 氮素污染特征明显; DO 与 WQI 相关性极弱($r = 0.058$, $P > 0.05$), 但与 $WQI_{\min}$ 呈弱正相关($r = 0.151$, $P < 0.05$), 这与常规认

知(DO 指标越高水质越好)一致. 上述 4 个指标均入选 $WQI_{\min}$, 核心指标识别准确. EC 与 $WQI_{\min}$ 相关性较弱($r = -0.209$, 排名第 6), 但被选入 $WQI_{\min}$, 这可能反映了 EC 作为综合性指标(反映离子总量)在入库污染识别中的独特价值. TP($r = -0.393$)和氟化物($r = -0.282$)与 $WQI_{\min}$ 相关性均强于 EC 和 DO, 但未被纳入, 可能是由于与 TN 或 NH_3-N 存在共线性(TP 与 TN 相关系数 $r = 0.58$). 多重共线性诊断结果表明, 库区 $WQI_{\min}$ 模型的 5 个自变量 VIF(方差膨胀因子)值

范围为 1.06~1.47, 入库河流模型 VIF 值范围为 1.17~1.39, 均远低于临界值 ($VIF = 10$); 库区 $WQI_{\min}$ 模型的 5 个自变量 Tolerance (容忍度) 值范围为 0.68~0.94, 入库河流模型 Tolerance 值范围为 0.72~0.85, 均远高于临界值 ($Tolerance = 0.1$); Pearson 相关系数矩阵 (图 5) 显示所有入选指标 $|r| < 0.48$ (库区 COD_{Cr} 与氟化物相关系数 $r = 0.47$, $P < 0.01$), 未构成共线性。

本研究构建的协同评价体系并非简单的“分别建模”, 而是基于河流-库区水环境异质性理论的分区分配策略。2 个模型保留的 NH_3-N 、 BOD_5 和 TN 构成了“氮素+有机物”双核指标群, 直接指向流域最突出的农业面源与生活污水复合污染, 分别在贵州草海^[24]、官厅水库上游河流^[9]、河北大黑汀水库^[26]、辽宁大伙房水库^[27]等研究中得到验证, 印证了其对我国受农业面源影响水体的普适指示意义。库区模型中氟化物(F)的入选具有鲜明的区域地质-人为复合污染烙印, 而氟在其他研究中均未列入关键指标^[27-28]。官厅水库流域分布有富氟火山岩及萤石矿化带, 岩石风化本底贡献了部分氟来源。水库静水环境导致氟离子缺乏快速稀释通道, 通过蒸发浓缩效应在库区累积, 使其成为区别于流动水体的库区内源释放指纹指标。化学需氧量在库区模型^[16, 29]中替代了河流模型中的 DO, 反映了静水生态系统的沉积物-水界面物质交换潜力, 库区水体流速极低 ($< 0.01 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$), 底层沉积物中有机质在缺氧条件下发生厌氧分解, 持续释放溶解性有机物, 导致 COD_{Cr} 成为表征内源有机污染累积的核心指标。对于 DO 指标入选入库河流 $WQI_{\min}$, 与现有的官厅水库上游的结果一致^[9], 全子集回归通过子集比较, 识别了 DO 在特定组合下的增益效应, 反映了入库河流复氧过程与有机降解的耦合机制^[30]。入库河流模型中 EC 的入选, 本质上是外源离子输入强度的综合表征。永定河上游流经张家口农业区与城镇带, EC 对农业退水和生活污水具有高度集成性。2 套模型的指标差异不仅具有统计学意义, 更具有水环境动力学机制解释力, 是本研究协同评价体系区别于传统统一模型的核心特色。

3.2 官厅水库 $WQI_{\min}$ 变化成因

官厅水库库区 $WQI_{\min}$ 在 2018—2022 年间整体呈现上升趋势, 仅 2019 年出现下降, 表明官厅水库库区水环境逐年改善。官厅水库水质持续改善的原因包括流域治理初见成效、补水调水增强水库自净能力。近年来官厅水库实施了严格的流域综合治理, 污染源控制和生态修复措施效果显现, 官厅水库 $\rho(NH_3-N)$ 由原来的 $1.0 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降至 $0.13 \sim 0.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[31]。2019 年开始北京市年降雨量逐年递增, 生态补水量

也逐年递增 (2022 年度补水量最大, 为 4.56 亿 m^3)^[4], 降雨和径流有助于污染物的稀释和迁移, 降水增多虽会携带面源污染物, 但同时产生稀释效应, 降低污染物浓度^[32]。入库 $WQI_{\min}$ (年均 64.21) 整体高于库区 (年均 62.20), 说明官厅水库对入库水体具有一定的净化作用。水库减缓流速, 使悬浮颗粒和营养盐沉降, 大伙房水库从入库到库区, NH_3-N 和 TN 质量浓度均呈现明显稀释效应, 降幅可达 30%~50%^[33]。

库区 $WQI_{\min}$ 呈现明显的“春季高峰、秋季低谷”的季节模式, 与入库河流对比发现, 入库 $WQI_{\min}$ 春夏季高 (4—6 月平均 67.4)、冬季低 (1—2 月平均 60.9), 而库区 $WQI_{\min}$ 春季 3 月突增后 4 月骤降, 二者存在 1~2 个月的时间滞后效应。3 月正值冰封期结束初期, 水温回升但尚未形成强烈对流, 春季水温回升初期 ($3 \sim 5 \text{ }^{\circ}\text{C}$), 微生物活性逐渐增强, 开始有效分解有机物, 同时尚未进入藻类大量繁殖期, 水质相对较好^[34-35]。3 月入库河流 $WQI_{\min}$ 较低 (56.32), 但库区 $WQI_{\min}$ 反而升高, 说明此时入库流量较小, 水库以内部水体为主, 受上游污染输入影响减弱^[36]。4 月是官厅水库流域农业活动高峰期, 春季施肥和灌溉导致大量氮磷营养盐随地表径流进入水体^[37]。6—9 月为汛期, 雨季降水多, 地表径流量大, 一方面加快污染物的迁移与扩散, 另一方面稀释局部人类活动对水质的影响, 使水质空间差异性变小^[38]。这种稀释效应与污染输入增加形成动态平衡, 使 $WQI_{\min}$ 维持在 60~64 的相对稳定水平。冬季 (12 月—次年 2 月) $WQI_{\min}$ 相对较高, 可能与入库流量减少、污染物输入降低有关。

3.3 入库河流-库区水环境协同评价体系

本研究构建的协同评价体系通过“分区建模-协同验证-源汇解析”的三层架构, 解决了传统统一模型在复杂流域应用中的“失真”问题。传统方法采用统一 WQI 评价河流与库区, 忽视了二者在污染物衰减系数、本底值及响应阈值上的差异, 导致低估入库河流污染强度 (河流污染物质量浓度本底高但衰减快), 以及高估库区自净能力 (库区对氮素沉降作用强但易内源释放)。本研究通过分别建模, 在库区 $WQI_{\min}$ 中保留 COD_{Cr} 以捕捉内源有机物, 在河流模型中保留 EC 以监测外源离子输入, 使评价结果更贴近实际污染过程。Bland-Altman 分析显示, 尽管 WQI 与 $WQI_{\min}$ 存在系统性偏差 ($Bias = 2.02 \sim 3.56$), 但一致性比例 $> 92\%$, 证明了分区建模结果的可靠性, 实现了“精准评价”与“可比分析”的统一。

协同评价体系的核心价值在于解析“入库-库区”的污染传递关系, 结果显示, 入库 $\rho_T(N)$ ($4.01 \sim 5.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 经库区稀释后降至 $1.16 \sim 1.32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 降幅约 70%,

但 $\rho(\text{BOD}_5)$ 降幅仅 20%~40%, 表明官厅水库对颗粒态氮具有显著沉降作用, 而对溶解性有机物降解能力有限. 这种差异化的净化效应唯有通过分区评价模型才能准确识别. 此外, 下花园桥(洋河) $\text{WQI}_{\min}$ 年际变异系数(11.03%)显著高于其他断面, 通过协同评价体系将其与库区坝后断面(变异系数 4.2%)对比, 可明确判断洋河是库区水质波动的主要驱动源, 而非库区内部释放.

基于协同评价体系, 可建立“分级监测-分区分管”的精准管理策略. 对于水质稳定且较好的奶水河(西湖橡胶坝 WQI 均值 72.36), 采用 $\text{WQI}_{\min}$ 简化监测(5 项指标), 降低 58% 监测成本; 对于污染较重且变异大的洋河(下花园桥), 保留 12 项全指标监测以解析复合污染; 对于库区重点断面(坝后), 采用 $\text{WQI}_{\min}$ 进行高频次动态评价. 这种差异化监测方案克服了传统“一刀切”监测模式的资源浪费与信息缺失双重困境, 为北方半湿润区大型水库提供了可复制的方法范式.

4 结论

针对官厅水库水质监测指标繁多、评价成本高昂及入库河流与库区水质异质性显著等问题, 本研究基于 2018—2022 年逐月监测数据, 采用全子集回归方法分别构建了适用于库区和入库河流的最简水质指数($\text{WQI}_{\min}$)评价模型, 系统揭示了官厅水库水质的时空演变规律及其驱动机制. 主要结论如下:

1) 构建了入库河流-库区水环境协同评价体系. 基于全子集回归分别构建了适配库区和入库河流差异化特征的 $\text{WQI}_{\min}$ 模型(库区: F 、 COD_{Cr} 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 BOD_5 、 TN ; 入库河流: EC 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 DO 、 BOD_5 、 TN), R^2_{adj} 分别达 0.803 和 0.841. 多重共线性诊断表明模型统计结构稳健, Bland-Altman 分析证实了分区建模结果与传统 WQI 具有良好一致性(> 92%), 可在保证评价精度的同时将监测指标减少 58%, 实现了“精准评价”与“经济可行”的统一.

2) 2018—2022 年官厅水库库区水质整体呈逐年改善趋势, 年均 $\text{WQI}_{\min}$ 处于中等至良好水平, 春季(3 月)水质最好, 秋季(9 月)相对较差; 入库河流水质整体处于中等水平, 汛期的稀释效应可改善入库水质, 但下花园桥(洋河)断面水质稳定性较差, 汛期面源污染输入导致水质恶化风险较高. 库区 $\text{WQI}_{\min}$ 显著高于入库河流, 表明水库对氮素等污染物具有一定的自净和稀释作用.

3) 本研究构建的协同评价体系和 $\text{WQI}_{\min}$ 模型可为官厅水库及类似北方半湿润区大型水库的水质高效监测与精准管理提供方法支撑. 建议对水质较好

区域采用 $\text{WQI}_{\min}$ 简化监测, 对污染较重的洋河下游区域保留全指标监测, 并重点加强汛期农业面源污染防控, 以保障水库水质安全.

5 参考文献

- [1] 杨艳红, 韩丽, 葛晖, 等. 北方多级复合人工湿地在冬季低温条件下水质净化效果研究: 以官厅水库黑土洼湿地为例[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2026, 62(1): 99
- [2] 焦晨泰, 宋世雄, 黄庆旭, 等. 基于 Google Earth Engine 平台的官厅水库流域开放水体动态研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2021(5): 639
- [3] 王慧. 官厅水库库滨带生态修复工程设计研究[J]. 水利水电技术(中英文), 2024, 55(增刊1): 211
- [4] 金桂琴, 黄俊雄, 王军红, 等. 基于水盐平衡的官厅水库氟化物达标途径研究[J]. 环境工程, 2025, 43(2): 148
- [5] 席丹墀, 许新宜, 韩冬梅, 等. 京津冀地区水资源承载力评价[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2017, 53(5): 575
- [6] 霍丽涛, 王博欣, 潘增辉, 等. 基于对应分析法的北京密怀顺地区地表水回补地下水环境影响评价[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2020, 56(2): 195
- [7] 胡莹莹, 王义成, 周毓彦, 等. 基于综合水质指数的白洋淀流域水质评价[J]. 水利水电技术(中英文), 2022, 53(3): 145
- [8] 明安远, 谢富明, 赵长森, 等. 河流断面演变关键影响因子遥感统计分析识别[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2021, 57(4): 498
- [9] 程鹏, 孙明东, 郝韶楠. 基于最简水质综合评价指数的官厅水库上游河流水质评价[J]. 生态环境学报, 2023, 32(2): 372
- [10] 郑能展, 岳卫峰, 郭梦申, 等. 基于多重水质评价的干旱区灌溉对区域地下水水质的影响[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2020, 56(2): 282
- [11] 吕铃钥, 梁金辉, 宋伟, 等. 山东省黄河及南四湖流域重点河湖生态健康综合评价[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2025, 61(3): 352
- [12] Hurley T, Sadiq R, Mazumder A. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality[J]. Water Research, 2012, 46(11): 3544
- [13] 吴怡, 王成, 王华, 等. 基于 CCME-WQI 方法的鄱阳湖流域乐安河水质分析[J]. 环境科学, 2024, 45(9): 5235
- [14] 陈慧, 黎小红, 谢建枝, 等. 基于 WQI 和多元统计分析的官厅水库水质评价[J]. 环境科学与技术, 2025, 48(6): 185
- [15] 孔锋, 史培军, 吕丽莉, 等. 全球陆地暴雨时空格局变化的自然和人文影响因素研究(1981—2010 年)[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2018, 54(2): 208

- [16] 朱长军, 赵方星, 李步东, 等. 基于主成分分析及 $WQI_{\min}$ 的大黑汀水库水质评价 [J]. *河南师范大学学报(自然科学版)*, 2021, 49(3): 52
- [17] 李晓琳, 潘兴瑶, 杨默远, 等. 基于生态补水的永定河流域径流变化分析 [J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2022, 58(6): 886
- [18] Pesce S F, Wunderlin D A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia River[J]. *Water Research*, 2000, 34(11): 2915
- [19] 徐若诗, 逢勇, 罗缙, 等. 基于 WQI 的南水北调东线江苏段水质评价及时空分布特征 [J]. *环境科学*, 2024, 45(9): 5227
- [20] Jonnalagadda S B, Mhere G. Water quality of the Odzi River in the eastern highlands of Zimbabwe[J]. *Water Research*, 2001, 35(10): 2371
- [21] Wu Z S, Lai X J, Li K Y. Water quality assessment of rivers in Lake Chaohu Basin (China) using water quality index[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 121: 107021
- [22] 程鹏, 张汪寿. 近 20 年中国大陆人类活动净磷输入的时空变化特征与类群分析 [J]. *生态环境学报*, 2019, 28(3): 540
- [23] Xue F F, Zhang T Y, Jia Y L, et al. Developing a deep learning-based image analysis model for high-throughput micronucleus assays: genotoxicity as a sediment quality indicator in East Taihu and Yangcheng Lakes, China[J]. *Ecological Informatics*, 2026, 94: 103651
- [24] 万颖, 杜明普, 郭艳敏, 等. 基于 $WQI_{\min}$ 模型的贵州草海水质评价分析 [J]. *河南师范大学学报(自然科学版)*, 2025, 53(4): 107
- [25] 赵学丽. 1999 年北京市水资源公报概述 [J]. *北京水利*, 2000(6): 44
- [26] 文帅龙, 吴涛, 杨洁, 等. 冬季大黑汀水库沉积物-水界面氮磷赋存特征及交换通量 [J]. *中国环境科学*, 2019, 39(3): 1217
- [27] 王明浩, 段丽杰, 王加攀, 等. 1996—2015 年大伙房水库水环境演变特征 [J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(1): 100
- [28] 娄保锋, 彭晓然, 许秀贞, 等. 丹江口库区入库河流水质现状与趋势及污染控制 [J]. *人民长江*, 2025, 56(12): 40
- [29] 翟振起, 黄廷林, 陈凡. 茜坑水库水质评价及污染源解析 [J]. *水资源与水工程学报*, 2021, 32(6): 57
- [30] 郭涛, 陈海洋, 滕彦国, 等. 东北典型农产区流域地下水水质评价与污染源识别 [J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2017, 53(3): 316
- [31] 王静, 尚鹤, 曹吉鑫, 等. 北京官厅水库砷和氨氮分布特征及水质变化 [J]. *湿地科学与管理*, 2012, 8(3): 61
- [32] 李鸿雁, 杨巍, 李峰平. 嫩江流域降水特征时空分布分析 [J]. *西北大学学报(自然科学版)*, 2020, 50(3): 427
- [33] 王琼, 李法云, 范志平, 等. 辽宁省大伙房水库及入库河流水质空间特征与河库水质关系 [J]. *湖泊科学*, 2016, 28(4): 775
- [34] Kivilä E H, Prėskienis V, Gaudreault N, et al. Variability in lake bacterial growth and primary production under lake ice: evidence from early winter to spring melt[J]. *Limnology and Oceanography*, 2023, 68(11): 2603
- [35] 李鸿雁, 王凡, 刘莹莹, 等. 洮儿河流域平原区气候变化情景下浅层地下水水位动态响应分析 [J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2021, 57(3): 345
- [36] 高星琪, 董志, 李令军, 等. 官厅水库上游河流水质空间变异多元统计分析 [J]. *湿地科学*, 2019, 17(1): 106
- [37] 梁涛, 王红萍, 张秀梅, 等. 官厅水库周边不同土地利用方式下氮、磷非点源污染模拟研究 [J]. *环境科学学报*, 2005, 25(4): 483
- [38] 夏明珠, 薛万来, 黄俊雄, 等. 北京白河流域不同空间尺度下水质对土地利用的响应关系 [J]. *环境科学研究*, 2024, 37(4): 764

$WQI_{\min}$ for Guanting Reservoir based on full subset regression

Wang Junhong¹⁾, Jin Guiqin^{1, 2)}, Yang Danni³⁾, Bai Xuan⁴⁾, Sun Wenjie⁴⁾

(1) Beijing Water Science and Technology Institute, Beijing, China; 2) Beijing Key Laboratory of Urban Groundwater Monitoring Early Warning and Safety Control, Beijing, China; 3) Beijing Qinghe Management Office, Beijing, China; 4) Beijing Guanting Reservoir Management Office, Zhangjiakou, Hebei, China)

Abstract To address issues of excessive monitoring indicators, high evaluation costs, and significant water quality heterogeneity between inflow-rivers and reservoir zones in Guanting Reservoir, in this study a cooperative water environment evaluation system for inflow-rivers and reservoir zones was established via “zoning differentiated modeling and cooperative comparative analysis”. Water Quality Index-minimum ($WQI_{\min}$) evaluation models adapted to the reservoir zone and inflow-rivers were developed using full subset regression approach based on monthly

monitoring data from 2018 to 2022, to systematically reveal temporal and spatial evolution patterns of water quality and their driving mechanisms. Optimal model for the reservoir zone included five variables (fluoride, chemical oxygen demand, ammonia nitrogen, five-day biochemical oxygen demand, and total nitrogen) with an adjusted R^2 of 0.803. The inflow-rivers model incorporating five parameters (electrical conductivity, ammonia nitrogen, dissolved oxygen, five-day biochemical oxygen demand, and total nitrogen) achieved an adjusted R^2 of 0.841. Multicollinearity diagnosis and Bland-Altman consistency analysis demonstrated good agreement between $WQI_{\min}$ and conventional WQI (consistency ratio >92%) with robust statistical structure, with $WQI_{\min}$ being more sensitive to water quality variations. The developed models could reduce monitoring indicators by 58% while maintaining evaluation accuracy. From 2018 to 2022, the reservoir-zone water-quality showed an overall improvement trend annually, with mean $WQI_{\min}$ ranging from moderate to good levels. Water quality peaked in spring (March) and reached the lowest in autumn (September). Inflow-rivers maintained moderate water-quality levels, where flood season dilution effects improved water quality. The Xiahuayuanqiao (Yanghe River) section exhibited poor stability with higher risks of water-quality degradation during flood seasons due to non-point source pollution. $WQI_{\min}$ in the reservoir zone was significantly higher than in inflow-rivers, indicating the reservoir's self-purification and dilution capacity for nitrogen pollutants. The cooperative evaluation system and $WQI_{\min}$ models constructed in this study can provide methodological support for efficient water-quality monitoring and precise management of Guanting Reservoir or similar large-reservoirs in semi-humid regions of northern China.

Keywords Guanting Reservoir; Water Quality Index-minimum ($WQI_{\min}$); full subset regression; water quality assessment; spatiotemporal variation; Bland-Altman analysis

【责任编辑: 武 佳】