污水处理与回用

王浩晗, 彭康, 汤显强, 等. 城市湖渠再生水生态补水的环境模拟效应[J]. 净水技术, 2026, 45(10): 77-87,103.
Wang H H, Peng K, Tang X Q, et al. Environmental simulation effect of ecological water supplement with reclaimed water for urban lake-channel systems [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(10): 77-87,103.

城市湖渠再生水生态补水的环境模拟效应

王浩晗[1],彭　康[1,2],汤显强[1,2,*],付嘏悦[3]
(1. 长江科学院流域水环境研究所,湖北武汉　430010;2. 长江科学院湖北省丹江口引调水工程生态环境效应野外科学观测研究站,湖北武汉　430010;3. 武汉青山流域水环境科技有限公司,湖北武汉　430080)

摘　要　**【目的】** 再生水生态补水是缓解城市河湖水量短缺和水体污染的重要手段,但由于再生水水质和补水方案的差异,补水效果可能会受到限制,甚至引发潜在的环境风险。本文揭示再生水补水实施后湖渠的环境效应,为补水模式优化提供参考支撑。**【方法】** 本文以武汉市再生水生态补水试点工程为例,构建二维水动力-水质模型,采用多情景模拟方法,定量分析再生水补水后湖渠流速、总磷、化学需氧量和氨氮的时空变化,探究补水量、补水点、补水频率、再生水水质等因素变化对湖渠水动力及水质的影响,并结合模糊综合评价方法识别关键影响因子。**【结果】** 由于渠道形态的不同,流速改善效果存在一定差异。当流速提升至 0.064 m/s 以上时,增加补水量能够提高湖渠流速,从而显著改善水质,且效果与再生水水质密切相关,增设补水点虽使单点补水量减少,但有助于缓解局部污染,扩大水动力的影响范围。再生水水质是影响补水效果的首要因素,其次为补水量、补水频率和补水点,各因素的贡献率分别为 37.57%、28.08%、22.38%和 11.97%。**【结论】** 实施生态补水时,提高补水水质可以直接改善补水效果,若再生水水质难以进一步提升,通过将湖渠流速提高至 0.064 m/s 以上,并采用多频次补水和合理分布补水点等策略,可以更有效地改善湖渠水环境。

关键词　城市湖渠; 再生水生态补水; 环境效应; 水动力模拟; 水质评价
中图分类号: X522　　**文献标志码**: A　　**文章编号**: 1009-0177(2026)10-0077-12
DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.10.009

Environmental Simulation Effect of Ecological Water Supplement with Reclaimed Water for Urban Lake-Channel Systems

Wang Haohan[1], Peng Kang[1,2], Tang Xianqiang[1,2,*], Fu Guyue[3]
(1. *Basin Water Environmental Research Department, Changjiang River Scientific Research Institute, Wuhan* 430010, *China*;
2. *Hubei Provincial Field Scientific Observation and Research Station for Ecological and Environmental Effects of the Danjiangkou Water Diversion and Transfer Project, Changjiang River Scientific Research Institute, Wuhan* 430010, *China*;
3. *Wuhan Qingshan Basin Water Environment Technology Co., Ltd., Wuhan* 430080, *China*)

Abstract　[**Objective**] Reclaimed water for ecological recharge is an important means to alleviate water shortage and water pollution of urban rivers and lakes, but due to the differences in the quality of reclaimed water and the recharge program, the effect of recharge may be limited, and even cause potential environmental risks. This paper analyzes the environmental effects of reclaimed water replenishment on lakes and canals, providing references and support for the optimization of water replenishment modes. [**Methods**] The two-dimensional hydrodynamic-water quality model was constructed in Wuhan as an example of the reclaimed water ecological replenishment pilot project, and a multi-scenario simulation method was used to quantitatively analyze the temporal and

[收稿日期]　2025-05-21
[基金项目]　中央级公益性科研院所基本科研业务项目(CKSF2024327/SH);2023 年度湖北省住房和城乡建设科学技术计划项目(2023057)
[作者简介]　王浩晗(2000—　),女,硕士研究生,主要从事河湖水环境保护与治理等工作,E-mail: whh13962022@126.com。
[通信作者]　汤显强(1981—　),男,正高级工程师,主要从事流域水环境保护与治理等工作,E-mail: ckyshj@126.com。

spatial changes in the flow rate of the lakes and canals after reclaimed water replenishment, the total phosphorus (TP), the chemical oxygen demand (COD), and ammonia nitrogen, and to investigate the amount of replenishment, the recharge points, frequency of recharge, reclaimed water quality and other factors on the hydrodynamics and water quality of the lake-channel, and combined with the fuzzy comprehensive evaluation method to identify the key influencing factors. [**Results**] Due to the different channel morphology, there are some differences in the flow rate improvement effect. When the flow rate is increased to more than 0.064 m/s, increasing the recharge volume can improve the flow rate of the lake-channel, thus significantly improving the water quality, and the effect is closely related to the quality of the reclaimed water, and the installation of recharge points can help to alleviate the local pollution and expand the influence of the hydrodynamics even though it reduces the replenishment volume per point. Reclaimed water quality is the primary factor affecting the effect of water replenishment, followed by the amount of water replenishment, the frequency of water replenishment and water replenishment points, and the contribution rate of each factor is 37.57%, 28.08%, 22.38% and 11.97%, respectively. [**Conclusion**] When implementing ecological water replenishment, improving the quality of water replenishment can directly improve the effect of water replenishment. If it is difficult to further improve the quality of reclaimed water, the water environment of the lake-channel can be improved more effectively by increasing the flow rate of the lake-channel to more than 0.064 m/s and adopting the strategies of multi-frequency replenishment and reasonable distribution of replenishment points.

Keywords urban lakes and channels; ecological supplement with reclaimed water; environmental effect; hydrodynamic simulation; water quality evaluation

生态补水通过调配多种水源增强水体流动性、改善水质,是解决城市水体易发生黑臭问题的重要手段[1]。传统生态补水多依赖水库、河流或地下水等自然水源,尽管效果显著,但水资源获取成本较高。而再生水作为一种经济、安全且可持续的选择,正受到广泛关注,并已在多个国家展现出显著成效[2-6]。例如,韩国仁川的谷浦川受到再生水补给后,枯水期因断流导致的水质恶化与生态退化问题得到显著改善[7];昆明市每年向采莲河等滇池入湖河道补充 3.2 亿 m^3 再生水,这不仅增加了流域内的水量循环,还改善了滇池水质[8]。然而,再生水补水后的影响并非都是积极的。例如,再生水补入深圳新洲河后,水体氮、磷负荷显著增加,进而引发藻华暴发[9];西安思源湖和汉城湖在长期接受再生水补给后,水体叶绿素 a、氮、磷质量浓度明显升高,藻类暴发风险随之增加[10]。其中一个原因是再生水用于生态补水时,现行水质标准中设定的营养盐质量浓度限值,对于生态敏感区域或水动力条件较弱的河湖来说仍可能偏高[11]。此外,在实施生态补水时,除再生水水质外,补水频率[12]、补水点[13]和补水量[14]等因素也会影响补水效果,导致补水后各因素的环境效应不明晰。因此,综合评估这些补水因素对受纳水体的影响,识别关键影响因子,并进一步优化补水模式,是当前研究的焦点。基于此,本文以国家再生水利用的典型示范区——武汉市青山区北湖(BH)流域为研究对象,利用数值模拟方法综合研究补水量、补水点、补水频率和再生水水质对水体的影响,并结合模糊综合评价方法识别关键影响因子,以期为城市湖渠生态补水模式的科学优化提供理论支持与实践参考。

1　研究区概况

BH 流域位于武汉市青山区,地处长江中游南岸。年均气温为 14~24 ℃,多年平均降雨量为 1 343.4 mm,其中 4 月—8 月为汛期,降雨量占全年的 65.6%。BH 在 BH 水系中承担着中转、调蓄雨水的功能,常水位为 18 m,水域面积为 1.92 km^2,岸线总长度达 6.9 km,流域水系发达,渠道交错复杂。污水和雨水混合后通过渠内众多排口直排入渠,再通过白玉山明渠(BYS)、八吉府明渠(BJF)、BH 港(BHG)和 BH 南港(BHNG)汇入 BH,最后经 BH 闸港(BHZG)和 BH 大港(BHDG)排入长江。

BH 流域企业密集,点源污染严重,大部分港渠流速缓慢、水位较低,入湖污染负荷远超水体的自净能力。本文分别于 2023 年 10 月、2024 年 1 月对 BH 和主要入湖港渠开展补水前水质和水动力状况调查分析。结果显示,BH 水质为Ⅳ类~Ⅴ类,港渠水质较差,为Ⅴ类~劣Ⅴ类,其中 BYS、BHG 和 BHNG 存在轻度黑臭现象。为改善湖渠水质现状,青山 BH 流域再生水利用工程计划通过新建再生水回用管网及提升泵站,将部分再生水用于明渠生态补水。

2 研究方法

2.1 数值模型

考虑到研究区域面积较小且湖渠交互过程复杂,本文在 MIKE 21 平台中构建 BH 流域湖渠再生水生态补水的二维水动力-水质模型,主要使用水动力和对流扩散模块。其中,水动力模块基于纳维-斯托克斯方程组模拟水流动态变化。对流扩散模块通过设定衰减常数模拟污染物降解过程。

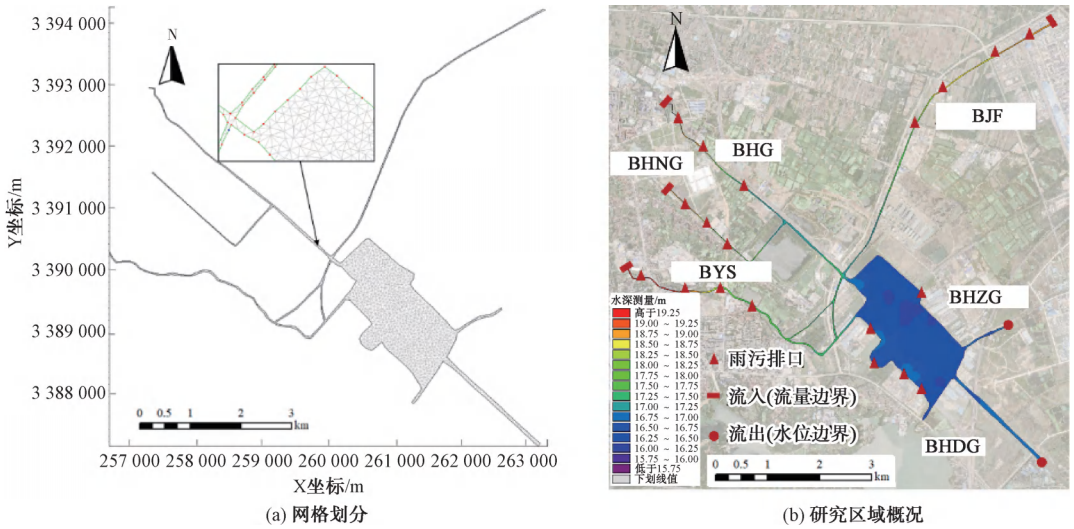
2.2 模型建立

2.2.1 空间离散

模型范围为 BH 及周边主要港渠,包括入湖港渠(BYS、BHG、BHNG、BJF)和出口港渠(BHZG、BHDG),如图 1 所示。针对部分渠道形态曲折、边界复杂的特点,为更好地适配湖渠边界,选用三角形非结构化网格剖分方法。同时采用局部网格加密和调整最小允许角度的方法,优化网格质量。最终在平衡模型计算效率和模拟精度的基础上,共生成 3 625 个网格和 2 915 个节点[图 1(a)]。

2.2.2 边界条件

选取 BHG、BHNG、BJF 及 BYS 作为模型的流入边界,BHZG 和 BHDG 作为流出边界,其他均为闭合边界,如图 1(b)所示。考虑到各港渠内雨水、污水和混合排口众多,且排口分布、排放流量与时间并不详尽,因此在各渠道上游设置等效流量边界。流量根据 2 次现场调查结果估算得到,用于模拟非汛期稳态时期的水动力场。流出边界采用水位边界,水位数据来源于 BH 水位自动监测站,其波动参考 2023 年 BH 每日实测水位数据。参考《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002),选取湖渠总磷(TP)、化学需氧量(COD)和氨氮作为湖渠水质指标,BH 初始质量浓度设置为地表水Ⅴ类水质限值,存在黑臭水体的 BYS、BHG 和 BHNG 水质初始质量浓度为实测 TP、COD、氨氮最高质量浓度值,BJF 初始质量浓度设置为 2023 年的年均值,港渠质量浓度边界采用 2023 年各渠道的月均水质。BHDG 和 BHZG 作为模型流出边界,其水质由模型计算得到。区域降水通过地表径流汇入渠道,根据湖渠沿线雨污排口的分布情况,排污源在模型中被均匀概化为 3-5 个雨污排口。基于研究区 2023 年逐日降雨量数据,结合不同港渠汇水面积和产流系数,计算出渠道汇水流量。渠内每个雨污排口的流量为渠道平均汇流量(单个渠道汇水流量/雨污排口数量),污染物质量浓度参考月均实测值。模型上边界的降雨量、蒸发量以及风速和风向数据来源于武汉市气象站,数据为研究区的多年月均值,湖渠的水下地形由实测高程插值得到。



(a) 网格划分　　(b) 研究区域概况

图 1 研究区域概况与网格划分

Fig. 1 Overview of the Study Area and Grid Division

2.2.3 模型参数

根据实地调查结果,并参考相关文献,初步确定库朗数(CFL 数)、底床摩擦力、扩散系数、TP 衰减系数、COD 衰减系数和氨氮衰减系数取值范围。由于部分渠段可能出现断流,因此将干水深、湿水深、淹没水深设置为 0.005、0.050、0.100 m,模拟最大

时间步长设为 120 s。基于湖渠水位、流速和水质监测数据进行参数调整,最终确定具体参数取值(表 1)。在水动力阶段,率定的参数为底床摩擦力,取值为 25 $m^{1/3}/s$;在水质阶段,率定的参数为 TP 衰减系数、COD 衰减系数和氨氮衰减系数,取值分别为 0.015、0.016 d^{-1} 和 0.200 d^{-1}。

表 1　模型参数设置

Tab. 1　Model Parameters Setting

模型参数	取值	参考值[15-16]
CFL 数	0.800	0.800~1.000
底床摩擦力/($m^{1/3}\cdot s^{-1}$)	25.000	10.000~100.000
扩散系数/($m^2\cdot s^{-1}$)	1.000	0.100~2.000
TP 衰减系数/(d^{-1})	0.015	0.002~0.030
COD 衰减系数/(d^{-1})	0.016	0.005~0.030
氨氮衰减系数/(d^{-1})	0.200	0.017~0.200

2.2.4　模型准确性验证

利用 BH 国控断面的实测水位数据,以 2023 年 1 月—6 月作为模型率定期,2023 年 7 月—12 月作为验证期,校准水动力模型。在水动力模型参数率定的基础上,以湖渠 TP、氨氮和 COD 监测数据为约束条件,进一步完成污染物衰减系数的率定和验证。采用均方根误差(RMSE)和偏离率(Bias)验证模型准确性。在每条渠道上,按每 300 m 间隔布设 1 个监测点,同时在湖泊区域均匀布设代表性点位。通过调整衰减系数,使渠道与湖泊的 RMSE 均值和 Bias 均值均达到最小值时,对应的参数即为最优值。计算如式(1)~式(2)所示。

$$E=\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(M_i-O_i)^2} \tag{1}$$

$$A=\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(M_i-O_i) \tag{2}$$

其中:E——RMSE;

A——Bias;

M_i——模型模拟值;

O_i——实测值;

n——实测值的数量。

2.3　情景设置

在等效水动力-水质模型构建的基础上,本文设置了不同补水情景以探究再生水水质、补水频率、补水点和补水量对湖渠水环境的影响。具体情景设置结合实际情况,目前补水工程已在主要入湖港渠建设泵站和沿线管道,可满足持续补水、增设补水点及调节补水频率等需求。其中,各渠道基准补水量由港渠的生态需水量确定,分别为:BJF 为 8 400 m^3/d、BHG 为 16 500 m^3/d、BHNG 为 6 300 m^3/d、BYS 为 12 000 m^3/d。同时,考虑渠道过水能力,设定最大补水量分别为 129 600、138 240、129 600 m^3/d 和 129 600 m^3/d,采用线性插值法在基准补水量和最大补水量之间设置了 5 个梯度流量值。补水点设置方面,采用等分原则沿渠道均匀布置 1~5 个补水点。补水频率设定 5 种频率,分别为 12、14、16、18、20 h/d 补给,其补水量均为基准补水量。补水水质设置方面,因再生水出水水质计划达到地表水Ⅱ类标准且其存在波动,所以再生水水质参考《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅱ类和Ⅲ类标准限值,设置为 WQ-1 和 WQ-2 2 种水质,WQ-1 类水质对应再生水出水水质波动的情况,即Ⅲ类标准限值。以上各要素的不同组合共形成 30 种补水情景,具体设计详如表 2 所示。

表 2　补水情景设置

Tab. 2　Recharge Scenarios Setting

补水因素	情景	情景设置				再生水水质/($mg\cdot L^{-1}$)			
		BJF	BHG	BHNG	BYS	类别	TP	COD	氨氮
补水量/($m^3\cdot d^{-1}$)(单点、24 h 补水)	Q1	8 400	16 500	6 300	12 000	WQ-1	0.2	20	1.0
	Q2	38 880	43 200	34 560	43 200	WQ-1	0.2	20	1.0
	Q3	69 120	77 760	69 120	69 120	WQ-1	0.2	20	1.0
	Q4	99 360	103 680	95 040	103 680	WQ-1	0.2	20	1.0
	Q5	129 600	138 240	129 600	129 600	WQ-1	0.2	20	1.0
	Q6	8 400	16 500	6 300	12 000	WQ-2	0.1	15	0.5
	Q7	38 880	43 200	34 560	43 200	WQ-2	0.1	15	0.5
	Q8	69 120	77 760	69 120	69 120	WQ-2	0.1	15	0.5
	Q9	99 360	103 680	95 040	103 680	WQ-2	0.1	15	0.5
	Q10	129 600	138 240	129 600	129 600	WQ-2	0.1	15	0.5

(续表2)

补水因素	情景	情景设置				再生水水质/(mg·L^{-1})			
		BJF	BHG	BHNG	BYS	类别	TP	COD	氨氮
补水点/个(固定补水量,	P1	1	1	1	1	WQ-1	0.2	20	1.0
24 h 补水,增加补水点)	P2	2	2	2	2	WQ-1	0.2	20	1.0
	P3	3	3	3	3	WQ-1	0.2	20	1.0
	P4	4	4	4	4	WQ-1	0.2	20	1.0
	P5	5	5	5	5	WQ-1	0.2	20	1.0
	P6	1	1	1	1	WQ-2	0.1	15	0.5
	P7	2	2	2	2	WQ-2	0.1	15	0.5
	P8	3	3	3	3	WQ-2	0.1	15	0.5
	P9	4	4	4	4	WQ-2	0.1	15	0.5
	P10	5	5	5	5	WQ-2	0.1	15	0.5
补水频率/(h·d^{-1})	F1	12	12	12	12	WQ-1	0.2	20	1.0
(固定补水量,单点补水,	F2	14	14	14	14	WQ-1	0.2	20	1.0
改变每日补水时间)	F3	16	16	16	16	WQ-1	0.2	20	1.0
	F4	18	18	18	18	WQ-1	0.2	20	1.0
	F5	20	20	20	20	WQ-1	0.2	20	1.0
	F6	12	12	12	12	WQ-2	0.1	15	0.5
	F7	14	14	14	14	WQ-2	0.1	15	0.5
	F8	16	16	16	16	WQ-2	0.1	15	0.5
	F9	18	18	18	18	WQ-2	0.1	15	0.5
	F10	20	20	20	20	WQ-2	0.1	15	0.5

2.4 模型分析

模型分析采用单因子评价法分析湖渠水质,计算湖渠水质的污染程度。采用模糊评价法全面评价湖渠水体的综合水质等级,量化不同情景补水后湖渠水质的变化,为识别关键影响因子提供依据[17]。污染物质量浓度为情景模拟下不同湖渠区域内网格节点的平均值,评价指标为 TP、COD 和氨氮,其中评价指标数值越小结果越优,适用于偏小型隶属度函数,根据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002),构建 5 级水质评价标准矩阵,计算如式(3)~式(7)所示。

$$\mu_A = \begin{cases} 1, & x \leqslant a \\ \dfrac{b-x}{b-a}, & a \leqslant x \leqslant b \\ 0, & x > b \end{cases} \tag{3}$$

$$R = \begin{bmatrix} r_{11} & \cdots & r_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ r_{m1} & \cdots & r_{mn} \end{bmatrix} \tag{4}$$

$$\boldsymbol{B} = W \times R = [b_1, b_2, \cdots, b_5] \tag{5}$$

$$M = 100 - \mathrm{MAX}(B) \tag{6}$$

其中:μ_A——偏小型的隶属度函数;

x——评价指标的实测值;

a、b——评价标准限值;

r_{mn}——第 m 个指标对第 n 个评价等级的隶属度;

$\boldsymbol{B}$——模糊评价结果向量;

W——评价指标的权重(权重值均等);

R——隶属度矩阵;

$b_1 \sim b_5$——评价等级的隶属度;

M——综合水质等级评分,其评分值越低,表示水质污染程度越严重,水质等级越低,如表 3 所示。

表 3 综合水质等级划分

Tab. 3 Water Quality Classification

综合水质等级评分	水质等级
≤20	Ⅴ
21~40	Ⅳ
41~60	Ⅲ
61~80	Ⅱ
≥80	Ⅰ

基于计算得到的综合水质等级评分,计算各补水

因素在不同情景下,补水后与补水前综合评分的变化率 z_i ,依据式(7),进而计算补水因素的贡献率 D_i。

$$D_i = \frac{z_i}{S} \times 100\% \qquad (7)$$

其中:D_i ——第 i 个补水因素贡献率;

z_i ——第 i 个补水因素对应的水质变化率;

S——总水质变化率。

3　模型验证

3.1　水动力模型

模拟水位与实测水位总体变化趋势一致,水位的 RMSE 为 0.07 m,Bias 为 0.05%,具体如图 2 所示,符合精度要求,表明该模型具有较高的可靠性。

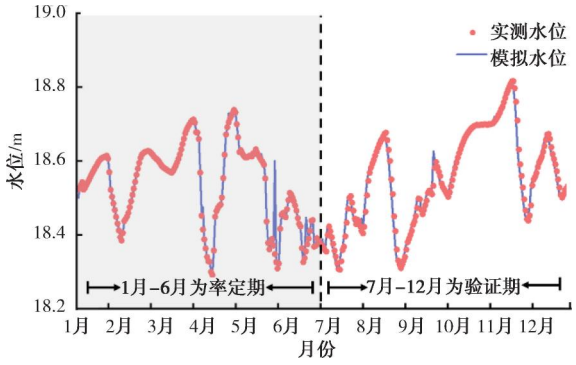


图 2　BH 水位模拟值与实际值验证结果

Fig. 2　Validation Results of Simulated and Actual Values of Water Levels in BH

3.2　水质模型

模型整体 TP、COD 和氨氮的 RMSE 分别为 0.123、7.774 mg/L 和 0.162 mg/L,Bias 分别为 10.66%、7.05% 和 12.52%(表 4)。其中,BJF 和 BYS 的模拟结果与实测数据拟合较好,而 BH、BHG 和 BHNG 的模拟值与实测值存在一定偏差,Bias 相对较大。这是因为港渠排污具有随机性,模型无法完全捕捉排污过程。如图 3 所示总体模拟误差较小,水质变化趋势基本一致,表明该模型能够等效模拟水动力和水质过程。

表 4　湖渠 TP、COD 及氨氮的验证结果

Tab. 4　Validation Results of TP, COD and Ammonia Nitrogen in the Lake-Channel

区域	TP		COD		氨氮	
	RMSE/(mg·L^{-1})	Bias	RMSE/(mg·L^{-1})	Bias	RMSE/(mg·L^{-1})	Bias
BH	0.205	15.71%	6.194	14.37%	0.176	18.99%
BHG	0.135	14.54%	6.152	15.21%	0.238	13.77%
BHNG	0.233	19.31%	8.842	4.18%	0.278	17.80%
BYS	0.006	0.30%	8.503	0.33%	0.024	2.36%
BJF	0.034	3.44%	9.181	1.15%	0.097	9.67%

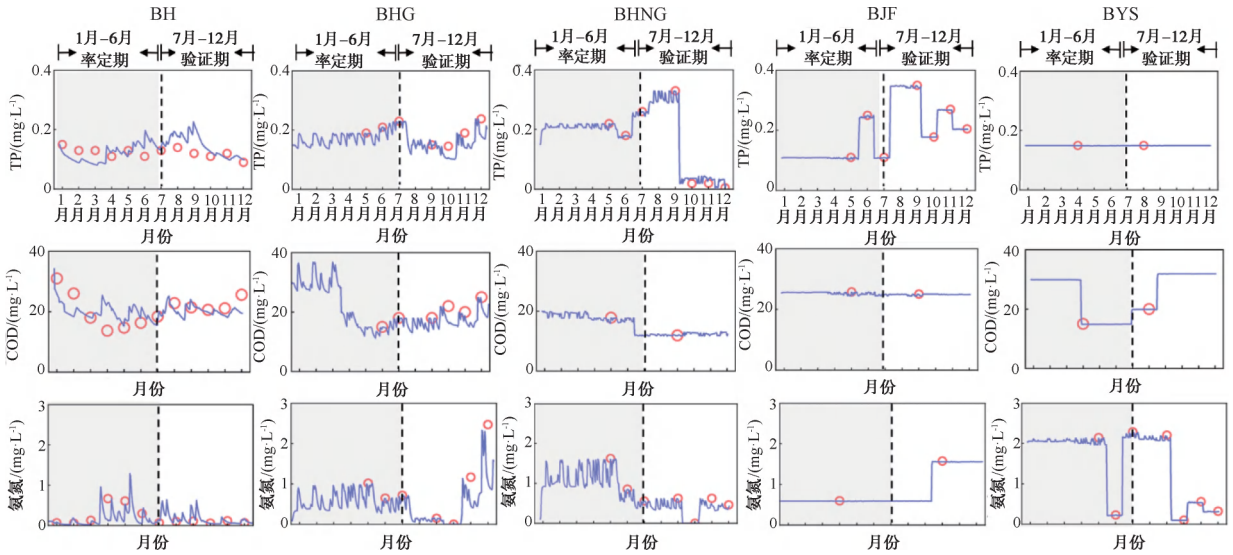


图 3　湖渠 TP、COD 和氨氮模拟值与实际值验证结果

Fig. 3　Validation Results of Simulated and Actual Values of TP, COD and Ammonia Nitrogen in the Lake-Channel

4 结果与讨论

4.1 补给量对湖渠水动力水质变化的影响

如图 4 所示，随着补水量增加，各渠道流速大幅提升，从基础补水条件下的 0~0.25 m/s，提升至 0~0.35 m/s。与基础补水量 Q1 相比，Q2~Q5 中流速平均提升幅度分别为 55.35%、86.66%、123.79%和 149.31%。其中，BJF 的流速提升最为显著，峰值达到 187.66%。由于 BHG 和 BHNG 的渠道形状较直、水流阻力小，其流速提升幅度近 150%。而 BYS 因渠道多处弯曲且走向曲折，水流在流动过程中受到更多的水力阻力，流速提升幅度相对较小，约为 100%。

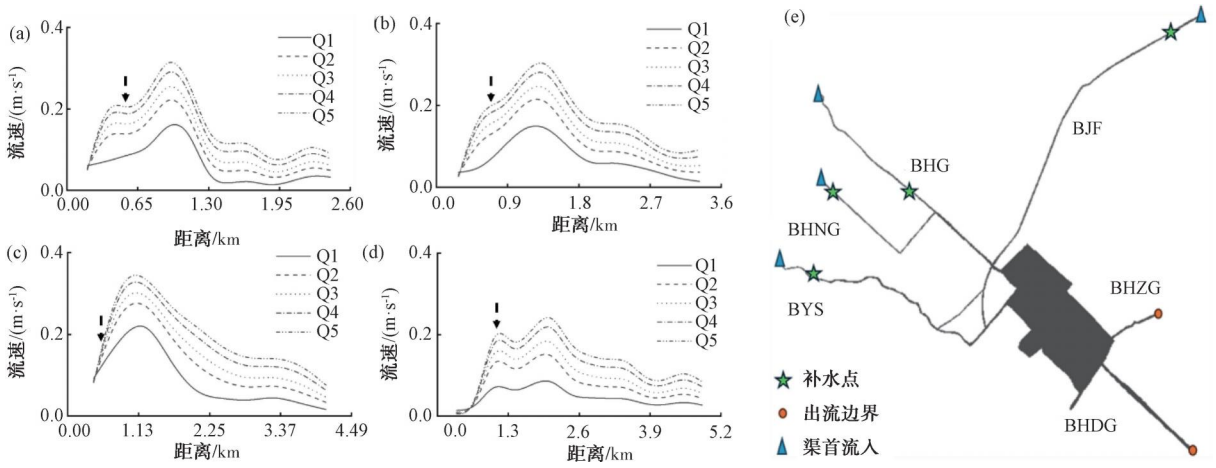


图 4 各点位流速变化：(a) BHG；(b) BHNG；(c) BYS；(d) BJF；(e) 补水点位置(箭头示意)

Fig. 4 Flow Rate Variations at Each Sampling Site: (a) BHG; (b) BHNG; (c) BYS; (d) BJF; (e) Water Recharge Points (Arrows Indicate Locations)

补水量增加可能会增加水体氮、磷负荷，从而使不同湖渠污染物质量浓度变化具有较大差异(图 5)。在 Q1~Q5 中，补水水质为 WQ-1，BH 受高质量浓度氮、磷输入影响，并且入湖水流流速缓慢，不利于污染物的扩散和降解，因此氮、磷负荷逐渐累积，质量浓度呈上升趋势，单因子评价结果显示 BH 水质为Ⅳ类。BJF 的水动力条件相对较好，TP 质量浓度有所下降，虽其水质变化率从 5.47%降至 1.92%，但水质仍保持Ⅲ类。BYS、BHG 和 BHNG 水质变化率提升幅度较小，仅为 1.7%。这表明尽管增加再生水的补水量有助于稀释 TP、COD 和氨氮质量浓度，但渠道流速增加后，额外输入的氮、磷负

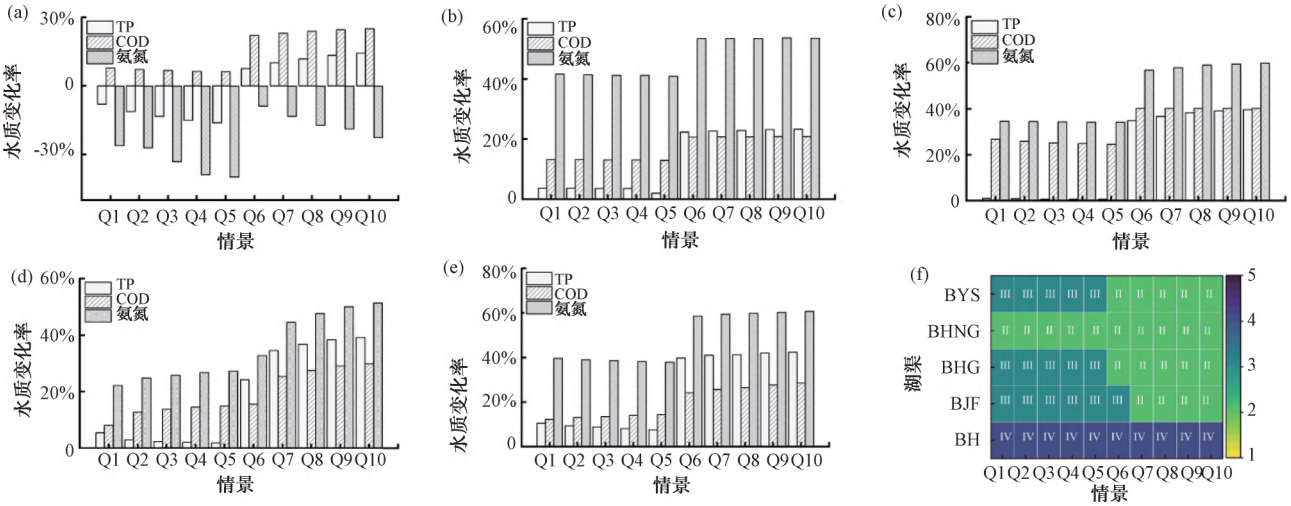


图 5 各点位水质指标变化：(a) BH；(b) BHG；(c) BHNG；(d) BJF；(e) BYS；(f) 单因子评价结果

Fig. 5 Water Quality Variations at Each Sampling Site: (a) BH; (b) BHG; (c) BHNG; (d) BJF; (e) BYS; (f) Single-factor Evaluation

荷来不及降解,从而限制了水质改善效果。在 Q6~Q10 中,再生水水质提升至 WQ-2 时,通过降低再生水中的 TP、COD 和氨氮质量浓度,并增强扩散作用,水体污染物质量浓度得到有效降低。各渠道污染物质量浓度变化率提高了 10%~40%,渠道水质提升为Ⅱ类。

4.2　补给点数量对湖渠水动力水质变化的影响

随着补水点的增加,补水流量分散,低流量补给对流速改善作用有限,降雨汇流作用更为显著,流速沿程变化的总体趋势仍保持一致(图 6)。在增设补水点后,每个补水点的流量减小,其对水流的推动作用也会相应减弱,各渠道的流速总体呈现下降趋势。与单点补水 P1 相比,P2~P5 中各渠道平均流速分别下降了 3.55%、6.12%、6.15%和 7.33%。当补水点增设至 5 个时,BJF 作为长度最长的渠道,水流在渠道内的动能损失较大,流速减缓显著,降幅达 14.18%;而 BHG、BHNG 和 BYS 的流速降幅较小,分别为 0.87%、8.71%和 5.57%。

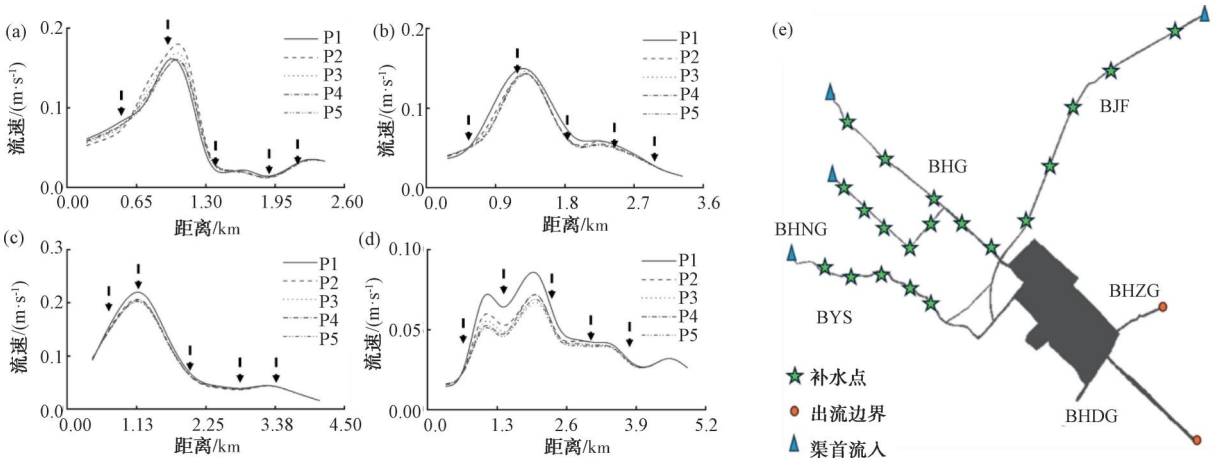


图 6　各点位流速变化:(a)BHG;(b)BHNG;(c)BYS;(d)BJF;(e)补水点位置(箭头示意)

Fig. 6　Flow Rate Variations at Each Sampling Site: (a) BHG; (b) BHNG; (c) BYS; (d) BJF; (e) Water Recharge Points (Arrows Indicate Locations)

随着补水点增至 5 个,湖渠水质的改善效果逐渐减弱,总体变化率下降约 2%(图 7)。这是由于补水点流量分散,水动力对流扩散作用减弱,进一步削弱了整体水质的改善效果。然而,再生水水质为 WQ-1 时,与单点补水 P1 和 P6 相比,在两点补水中(P2 和 P7),各渠道的水质变化率提高 2.02%,且

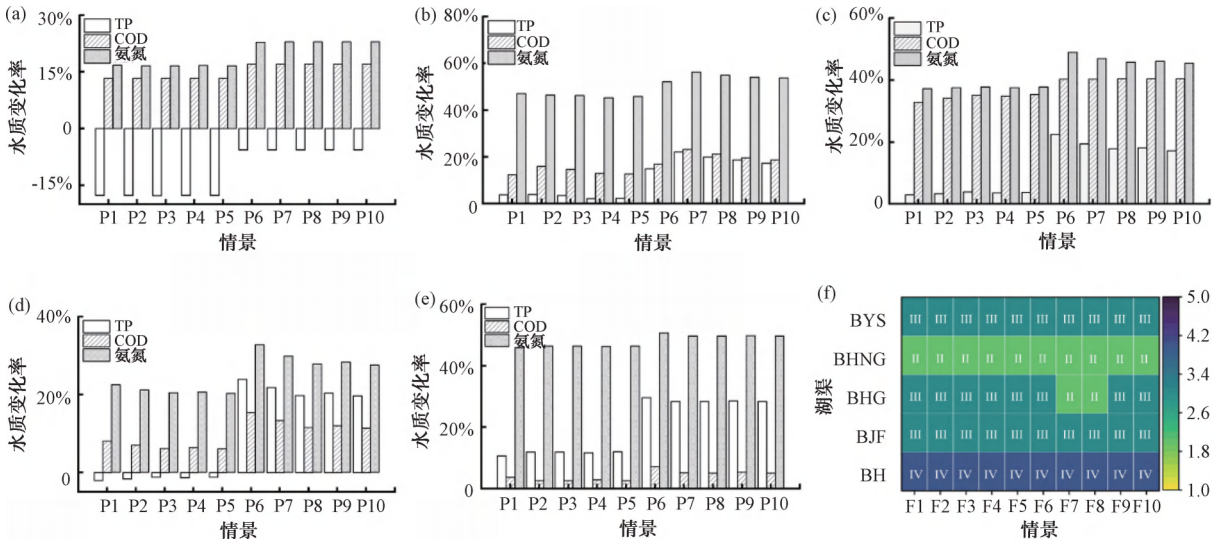


图 7　各点位水质指标变化:(a)BH;(b)BHG;(c)BHNG;(d)BJF;(e)BYS;(f)单因子评价结果

Fig. 7　Water Quality Variations at Each Sampling Site: (a) BH; (b) BHG; (c) BHNG; (d) BJF; (e) BYS; (f) Single-factor Evaluation

P7 的单因子评价结果提升至Ⅱ类,表明合理分布补水点能扩大水动力改善范围,水流的对流扩散作用可以覆盖更广泛的区域,从而提升湖渠水质。BH 仍受渠道中磷输入影响,TP 质量浓度呈上升趋势。随着再生水水质提升至 WQ-2(P6~P10),TP、COD 和氨氮的质量浓度显著降低。其中,TP 的质量浓度降低了 16.11%,COD 和氨氮的质量浓度均降低了 10%左右。

4.3 补水频率对湖渠水动力水质变化的影响

随着补水时段的增加(F1~F5),补水流量逐渐分散。与 F1 相比,F2~F5 中渠道平均流速分别下降 1.20%、1.85%、2.42%及 2.43%(图 8)。然而,在渠首区域,补水频率的提升使流量在短时间内集中,显著提升了渠首流速,改善了局部水动力条件。渠道形态对补水频率的响应表现出显著差异,随着补水时段从 12 h 增至 20 h,具有弯曲形态的 BHNG 和 BYS 内水流能量损失增加,流速明显减弱,分别降低 4.56%和 2.39%。而对于形态较为笔直的 BHG 和 BJF,流速变化较小,分别减小 1.11%和增加 0.46%。

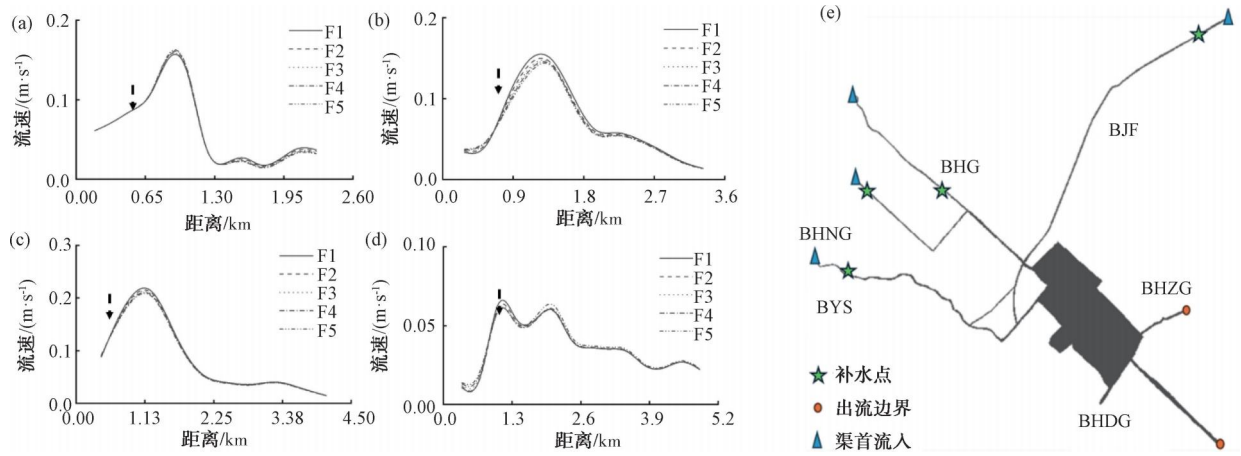


图 8 各点位流速变化:(a)BHG;(b)BHNG;(c)BYS;(d)BJF;(e)补水点位置(箭头示意)

Fig. 8 Flow Rate Variations at Each Sampling Site: (a) BHG; (b) BHNG; (c) BYS; (d) BJF; (e) Water Recharge Points (Arrows Indicate Locations)

在补水时段从 12 h 增至 20 h 后,各渠道的 TP、COD 和氨氮质量浓度平均仅降低约 1%(图 9)。这主要是在补水量固定的情况下,渠道流速变化较小,频率提高对湖渠水质改善的效果较为有限。通过提

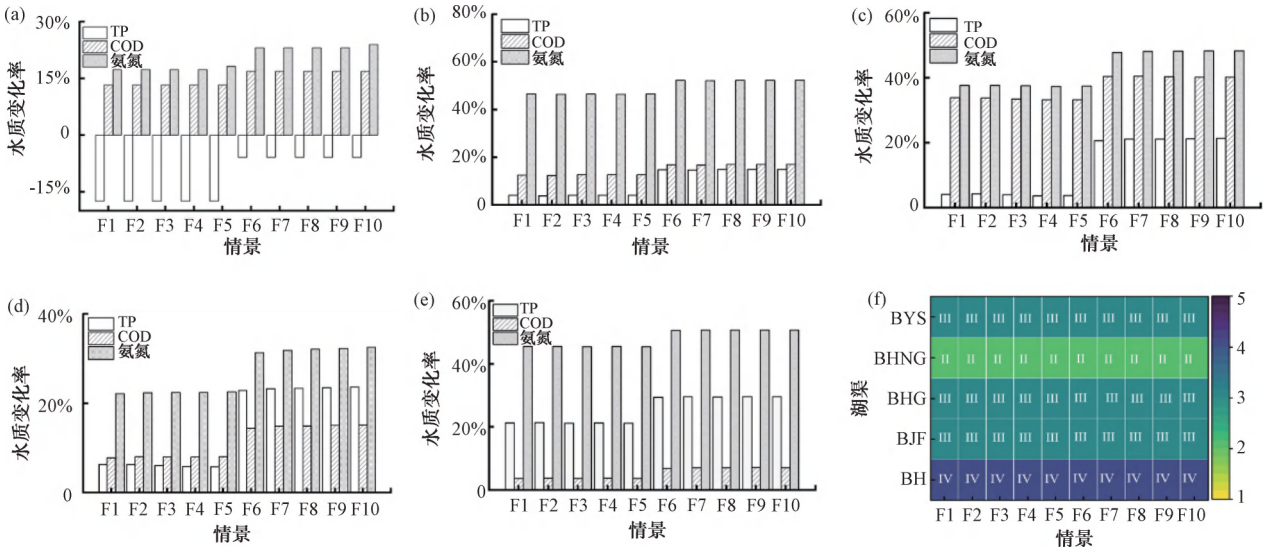


图 9 各点位水质指标变化:(a)BH;(b)BHG;(c)BHNG;(d)BJF;(e)BYS;(f)单因子评价结果

Fig. 9 Water Quality Variations at Each Sampling Site: (a) BH; (b) BHG; (c) BHNG; (d) BJF; (e) BYS; (f) Single-Factor Evaluation

升再生水水质至 WQ-2(F6~F10),有效减少了氮、磷负荷,湖渠中的 TP 和氨氮质量浓度显著降低,水质变化率提高 0%~20%。然而,单因子评价结果表明,即使污染物质量浓度有所降低,但湖渠的整体水质未有显著提升。

4.4　再生水补水关键因素识别

由图 10 可知在 Q1~Q5 中,随着补水量的增加,湖渠氮、磷质量浓度随之增加,BH、BHG 以及 BHNG 的综合水质等级评分分别下降 5.2%、0.9% 和 1.6%。BJF 因污染物质量浓度高,增加补水量后,氮、磷质量浓度得到有效降低,使其综合水质等级评分提升了 2.6%。在 Q6~Q10 中,通过提升再生水水质,湖渠的综合水质等级提高,其中,BH 和 BJF 综合水质等级提升至Ⅲ类,BHNG 水质等级提升为Ⅱ类;在 P1~P5 中,BYS 和 BHNG 的综合水质等级评分分别上升 0.2% 和 1.8%,而其他港渠的水质等级评分则呈下降趋势,平均降低 0.7%。在 P6~P10 中,BH 和 BHNG 的综合水质等级评分升高。然而,由于增设补水点后水流对流扩散作用减弱,综合水质等级变化幅度较小,最大变化幅度仅为 0.21%;在 F1~F5 中,较小流量的多次补水方式有助于减少局部区域氮、磷的累积,但由于 BHNG 和 BYS 的渠道较弯曲,流速减弱显著,其综合水质等级评分分别下降 0.7% 和 0.2%,其余湖渠的综合水质等级均呈现提升趋势。在 F6~F10 中,随着补水水质的改善,BH 及各港渠综合水质等级均达到Ⅲ类,并呈现持续提升趋势。

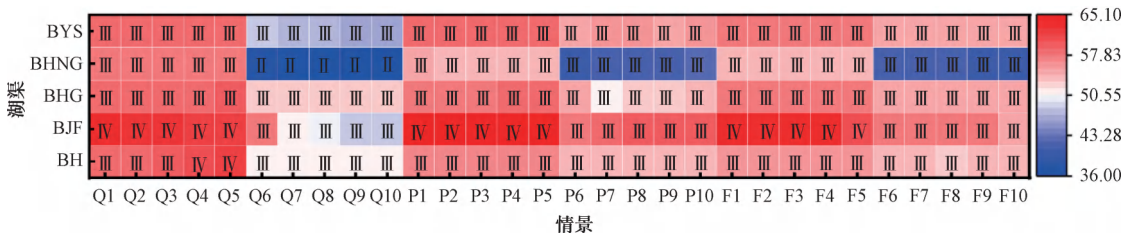


图 10　各情景湖渠模糊综合评价结果

Fig. 10　Fuzzy Integrated Evaluation Results of Lake-Channel by Scenarios

流速与综合水质等级呈现显著正相关关系(图 11),各渠道的变化趋势近似“U”形,底部的变化呈现分区特征,这主要与补水量和补水水质的差异相关:在右侧区域,补给水质的提升和补水量的增加使污染物质量浓度降低,水质等级改善至Ⅱ类或Ⅲ类;而在左侧区域,由于再生水水质降至 WQ-1,补水量增加后,污染物质量浓度增大,进而使水质等级降至Ⅲ或Ⅳ类。当流速提升至 0.064 m/s 以上时,增加补水量能够提高湖渠流速,从而显著改善水质;而当流速低于 0.064 m/s 时,补水点和补水频率对流速的改善作用较小,水质改善效果受到一定限制,此时再生水水质的提升在改善水质方面起到了主导作用。

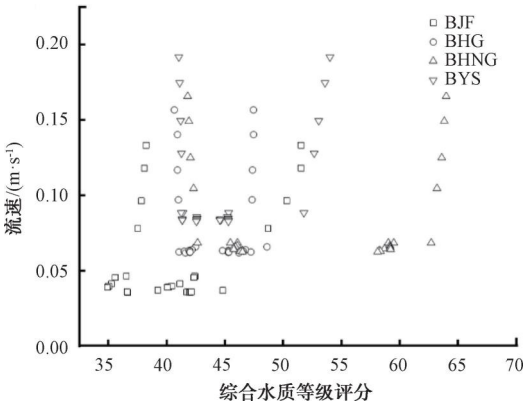


图 11　湖渠流速变化与水质关系

Fig. 11　Relationship between Flow Rate Variation and Water Quality in Lake-Channel

通过分析各类补水情景下综合水质等级的变化可知,优化再生水水质对湖渠整体水质的改善效果最佳,水质提升至 WQ-2 后,综合水质等级评分可提高 3.87%。其次,在再生水中 TP 和氨氮含量低于湖渠的情况下,增加补水量有助于进一步提高湖渠水质,综合水质等级评分提升幅度最高可达 2.41%。然而,当再生水中 TP 和氨氮含量高于湖渠时,增加补水量对水质的改善效果相对有限;增大补水频率一倍时能有效提升水质,使综合水质等级评分提高 2.86%。这表明将传统单次补水模式调整为多频次补水,更有利于促进水质改善;增设补水点在直接改善水质方面效果不佳,但能够有效缓解集

中补水对单一补给点附近水体造成的氮、磷污染,同时扩大水动力的影响范围,从而间接促进水质改善。综上所述,补水水质是影响补水效果的首要因素,其次是补水量、补水频率和补水点,各补水因素的贡献率分别为 37.57%、28.08%、22.38%和 11.97%。此外,补水量、补水点和补水频率对水质的改善效果主要通过提升水动力条件来实现,其中补水量的影响效果与再生水水质密切相关。

5 结论

本文基于武汉市再生水生态补水试点工程,构建湖渠二维水动力-水质数值模型,模拟不同生态补水情景下湖渠水动力和水质的变化特征,识别影响水质变化的关键因子,得到以下结论:

(1)由于渠道形态的不同,流速改善效果存在一定差异。当补水频率增加至 1 倍时,在形态较为笔直的 BHG、BHNG 和 BJF 流速提升幅度最高分别达到 26.4%、16.2%和 10.1%,而形态较为弯曲的 BYS 则最高仅为 6.1%。

(2)当流速提升至 0.064 m/s 以上时,增加补水量能够提高湖渠流速,从而显著改善水质,且效果与再生水水质密切相关。增设补水点虽使补水量分散,但有助于缓解局部污染,扩大水动力的影响范围。

(3)补水水质是影响补水效果的首要因素,其次是补水量、补水频率和补水点,其贡献率分别为 37.57%、28.08%、22.38%和 11.97%。再生水补水显著提升了湖渠水质,达到了 BH 流域《武汉市水功能区划》规定的地表水 V 类目标,并有效降低了污染物质量浓度,未引发潜在环境风险。实施生态补水时,提高补水水质可以直接改善补水效果,在无法提升再生水水质的情况下,采用多频次补水方案和合理分布补水点能够显著优化湖渠的水动力,为水质改善创造更有利的条件。

参考文献

[1] Liu S H, Li Y, Ge Y X, et al. Analysis on the impact of river basin ecological compensation policy on water environment pollution[J]. Sustainability, 2022, 14(21): 13774. DOI: 10.3390/SU142113774.

[2] Kesari K K, Soni R, Jamal Q M S, et al. Wastewater treatment and reuse: A review of its applications and health implications [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2021, 232(5): 208. DOI: 10.1007/S11270-021-05154-8.

[3] Yan Z Q, Zhou Z H, Sang X F, et al. Water replenishment for ecological flow with an improved water resources allocation model [J]. Science of the Total Environment, 2018, 643: 1152-1165.

[4] 徐玲娥, 刘书敏, 路丽君. 回用景观水菌藻群落结构及环境响应[J]. 净水技术, 2023, 42(11): 91-100.
Xu L E, Liu S M, Lu L J. Community structure and environmental response for landscape water with reclaimed water reuse[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(11): 91-100.

[5] 赵思远, 唐颖栋, 唐晓斌, 等. 茅洲河流域再生水补水方案研究与实践[J]. 中国给水排水, 2024, 40(12): 128-136.
Zhao S Y, Tang Y D, Tang X B, et al. Research and practice of reclaimed water replenishment in Maozhou River Basin [J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(12): 128-136.

[6] Bai L, Bai Y J, Hou Y, et al. Ecological water replenishment to the Yongding River, China: Effects of different water sources on inorganic ions and organic matter characteristics [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2023, 30(13): 39107-39120.

[7] Jang D. Analysis of the water quality improvement in urban stream using MIKE 21 FM[J]. Applied Sciences, 2021, 11(19): 8890. DOI:10.3390/APP11198890.

[8] 杜吉灿. 昆明市再生水利用回顾与展望[J]. 水科学与工程技术, 2023(2): 1-3.
Du J C. Review and prospect of the related works on reclaimed water in Kunming [J]. Water Sciences and Engineering Technology, 2023(2): 1-3.

[9] Zhang D, Tao Y, Liu X N, et al. Spatial and temporal variations of water quality in an artificial urban river receiving WWTP effluent in South China[J]. Water Science and Technology, 2016, 73(6): 1243-1252.

[10] 刘轩, 陈荣, 雷振, 等. 再生水补水条件下底泥对藻类生长影响作用[J]. 环境工程, 2018, 36(7): 37-41.
Liu X, Chen R, Lei Z, et al. Effect of sediment on the growth of algae under recycled water supplement conditions [J]. Environmental Engineering, 2018, 36(7): 37-41.

[11] 胡洪营, 陆韻, 魏东斌, 等. 再生水生态利用安全保障需求与发展策略[J]. 环境工程, 2024, 42(10): 1-10.
Hu H Y, Lu Y, Wei D B, et al. Safety guarantee requirements and development strategies for ecological uses of reclaimed water [J]. Environmental Engineering, 2024, 42(10): 1-10.

[12] 周荏波. 生态补水对城市河道水质的改善规律研究[J]. 水利科技与经济, 2022, 28(12): 41-46.
Zhou R B. Study on the law of ecological water recharge and improvement of urban water quality [J]. Water Conservancy Science and Technology and Economy, 2022, 28(12): 41-46.

[13] 王菲菲, 卿晓霞, 俞思嘉. 河流生态补水工程实施的优化配置方式[J]. 水文, 2021, 41(5): 48-52, 90.

(下转第 103 页)

3 结论

(1)单一反应单元水力停留时间仅为 3.25 h 生物帘 FBBR 和悬浮填料 MBBR 在初期雨水设计进水水质条件下,即 COD 的质量浓度小于 100 mg/L,氨氮的质量浓度小于 15 mg/L 时,均能有效处理初期雨水,其出水水质达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅴ类水标准。生物帘 FBBR 的 COD 去除率为 35%~85%,氨氮去除率为 95%~99%;悬浮填料 MBBR 的 COD 去除率为 21%~82%,氨氮去除率为 84%~99%。因此,处理工艺简单且不产生剩余污泥的生物膜处理技术非常适合应用于低污染初期雨水的处理。

(2)生物帘 FBBR 具有较厚的生物膜、较长的污泥龄、更优的微生物群落结构,因此,生物帘 FBBR 的氨氮抗冲击能力优于悬浮填料 MBBR。

参考文献

[1] 国家统计局. 中华人民共和国 2023 年国民经济和社会发展统计公报[R]. 北京: 中国国家统计局, 2023.
National Bureau of Statistics of China. Statistical communiqué of the People's Republic of China on the 2023 national economic and social development [R]. Beijing: National Bureau of Statistics of China, 2023.

[2] Risch E, Gasperi J, Gromaire M C, et al. Impacts from urban water systems on receiving waters-How to account for severe wet-weather events in LCA? [J]. Water Research, 2018, 128(1): 412-423.

[3] Peter K T, Hou F, Tian Z Y, et al. More than a first flush: Urban creek storm hydrographs demonstrate broad contaminant pollutographs[J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(10): 6152-6165.

[4] Gupta K, Saul A J. Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows[J]. Water Research, 1996, 30(5): 1244-1252.

[5] 洪忠. 城市初期雨水收集与处理方案研究[J]. 中国农村水利水电, 2010(6): 41-43.
Hong Z. Study on rainwater collection and treatment scheme in early city[J]. China Rural Water and Hydropower, 2010(6): 41-43.

[6] 邓志光, 吴宗义, 蒋卫列. 城市初期雨水的处理技术路线初探[J]. 中国给水排水, 2009, 25(10): 11-14.
Deng Z G, Wu Z Y, Jiang W L. Preliminary study on treatment of first-flush stormwater[J]. China Water & Wastewater, 2009, 25(10): 11-14.

[7] 胡煜. 合肥市肥西县老城区初期雨水处理厂工艺设计方案[J]. 净水技术, 2019, 38(7): 47-51.
Hu Y. Design proposal of treatment process for the initial rainwater treatment plant in old town of Feixi County of Hefei City [J]. Water Purification Technology, 2019, 38(7): 47-51.

[8] Ravel J, Gajer P, Abdo Z, et al. Vaginal microbiome of reproductive-age women [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108 (S1): 4680-4687.

[9] Saunders A M, Oehmen A, Blackall L L, et al. The effect of GAOs (glycogen accumulating organisms) on anaerobic carbon requirements in full-scale Australian EBPR (enhanced biological phosphorus removal) plants[J]. Water Science and Technology, 2003, 47(11): 37-43.

[10] Zhang Y, Qiu X Q, Luo J H, et al. A review of the phosphorus removal of polyphosphate-accumulating organisms in natural and engineered systems[J]. Science of the Total Environment, 2024, 912: 169103. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2023.169103.

[11] Sliekers A O, Derwort N, Gomez J L C, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. Water Research, 2002, 36(10): 2475-2482.

(上接第 87 页)

Wang F F, Qing X X, Yu S J. Optimal allocation method for implementation of river ecological water replenishment project [J]. Journal of China Hydrology, 2021, 41(5): 48-52, 90.

[14] 吴雪, 何佳. EFDC 模型在城市景观水体生态补水工程设计中的应用——以昆明市翠湖为例[J]. 环境保护科学, 2019, 45(1): 73-78.
Wu X, He J. The application of EFDC model in the design of ecological water supplement project for urban landscape water-case study of the greenlake in Kunming [J]. Environmental Protection Science, 2019, 45(1): 73-78.

[15] 郭雪蕊. 基于水动力学的武汉市东湖水质模拟[D]. 西安: 西安理工大学, 2018.
Guo X R. Water quality simulation of East Lake in Wuhan City based on hydrodynamics [D]. Xi′an: Xi′an University of Technology, 2018.

[16] 谢彪. 浅水湖泊二维水动力与水质数值模拟研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2018.
Xie B. Study and Simulation on a shallow lake based on two-dimensional hydrodynamic and water quality model[D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2018.

[17] 周亚奇, 冯倩, 杨晖, 等. 灰色关联分析与模糊综合评价在水质评价中的对比应用研究[J]. 南昌工程学院学报, 2024, 43(3):26-30.
Zhou Y Q, Feng Q, Yang H, et al. Comparative application of gray correlation analysis and fuzzy comprehensive evaluation in water quality assessment [J]. Journal of Nanchang Institute of Technology, 2024, 43(3): 26-30.