

蔡青秀, 温仓祥, 程方奎, 等. 落干式人工湿地工艺对农村灰水处理的效能[J]. 净水技术, 2023, 42(7):81-89.

CAI Q X, WEN C X, CHENG F K, et al. Efficiency of flooding-drying constructed wetland process for rural greywater treatment[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(7):81-89.

落干式人工湿地工艺对农村灰水处理的效能

蔡青秀^{1,2}, 温仓祥^{1,2}, 程方奎^{1,2}, 吕锡武^{1,2,*}

(1. 东南大学能源与环境学院, 江苏南京 210096; 2. 无锡太湖水环境工程研究中心, 江苏无锡 214000)

摘要 研究基于农村生活污水灰黑分离处理模式, 针对农村灰水的水质水量特征, 构建了一种以河沙、沸石为主要基质层填料的新型非饱和垂直流人工湿地——落干式人工湿地。文中探究了比脉冲体积、脉冲周期、比水力负荷率 3 种与水力条件相关的关键参数对农村灰水处理效果的影响。根据权重分析法计算得出在脉冲周期为 4 h、比脉冲体积为 106.88 L/m²、比水力负荷率为 3.56 L/(m²·min) 的条件下达到最佳综合处理效能, 对 COD_{Cr}、氨氮、TN、TP 的去除率分别达到 94.75%、92.74%、85.52%、71.34%。最佳运行参数下的长期监测发现, 连续高负荷运行导致湿地堵塞, 降低处理性能; 运行 5 d, 休床 2 d 的休床策略能缓解堵塞现象, 保证湿地运行的稳定性; 减小湿地水力负荷有助于改善冬季低温对湿地运行的影响。总体而言, 落干式人工湿地不需外加条件即可达到良好复氧效果保证污染物的去除率, 系统简单易维护, 在处理农村灰水方面具有良好的应用潜力。

关键词 人工湿地 运行方式 水力工况 农村生活污水 灰水

中图分类号: X799 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)07-0081-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.07.011

Efficiency of Flooding-Drying Constructed Wetland Process for Rural Greywater Treatment

CAI Qingxiu^{1,2}, WEN Cangxiang^{1,2}, CHENG Fangkui^{1,2}, LÜ Xiwu^{1,2,*}

(1. School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China;

2. Wuxi Taihu Water Environment Engineering Research Center, Wuxi 214000, China)

Abstract Based on the characteristics of greywater in rural areas at home, a new type of unsaturated vertical flow constructed wetland was proposed, which was filled with river sands and zeolites. The effect of hydraulic parameters (i.e., specific pulse volume, pulse period, and specific hydraulic load) on rural greywater treatment were investigated. According to the comprehensive analysis method, the best treatment efficiency could be achieved under the conditions of pulse period 4 h, specific pulse volume 106.88 L/m², specific hydraulic load 3.56 L/(m²·min), the removal rates of COD_{Cr}, ammonia nitrogen, TN, and TP reached 94.75%, 92.74%, 85.52%, and 71.34%, respectively. Stable operation tracking showed that continuous high load operation may lead to wetland blockage, wastewater cannot seep down from the overflow mouth in time. The treatment performance was reduced need to rest. Stability of wetland operation could be ensured at 5 days operating and 2 days resting. Microbial activity was affected in the cold season with low temperature. The stability could be ensured in cold season by reduced hydraulic load basis of warm-season operation mode. In general, this newly constructed wetland can achieve well reoxygenation and efficient removal without additional conditions. Low construction and operating cost, simple management, and easy maintenance ensure its application in rural areas at home.

Keywords constructed wetland operation mode hydraulic condition rural wastewater greywater

生活污水是农村人居环境整治的重点任务, 目

前常见的农村生活污水处理模式选择将家庭产生的各类污水统一纳管, 通过复杂管网将污水送入末端处理设施进行处理。人口密度低、居住分散的农村地区导致这种模式管网建设费用巨大^[1]。同时污水的混合收集忽略了灰水和黑水的巨大差异, 既带来“稀释即污染”问题, 导致处理难度增加, 又舍弃

[收稿日期] 2022-03-29

[基金项目] 江苏省生态环境科研项目(2021001)

[作者简介] 蔡青秀(1996—), 女, 硕士, 研究方向为水污染控制工程, E-mail: 1694433191@qq.com。

[通信作者] 吕锡武, 教授, E-mail: xiwulu@seu.edu.cn。

了污水中营养物的资源化利用,造成资源和能源的浪费。灰黑分离治理模式通过对生活污水分类收集、就地就近分质处理,避免了传统“末端处理”模式管网的建设,简化了处理设施的工艺流程,极大降低建设和运行成本^[2]。虽然生活污水中 80% 以上氮、磷营养物可以通过黑水的资源化利用实现处理^[3],但剩余灰水仍需谨慎处理才能排放。人工湿地是一种成熟的生态处理技术,具有易维护、低能耗、低投资运行成本的优势。通过人工湿地原位或就近处理源分离灰水可以进一步降低污水输送和处理的成本,易于在我国农村地区推广。

国内外研究显示人工湿地对灰水有较好的处理效果。例如,Gross 等^[4]采用一种循环竖式流人工湿地系统处理灰水,出水基本满足以色列对浇灌用水的水质标准。然而传统人工湿地中的供氧不足常常限制了其处理效率,尤其是对有机物和氨氮的处理^[5]。人工曝气和潮汐流已成为解决人工湿地溶解氧不足的主要手段^[6]。人工曝气虽然可以确保充足的氧气供应,但高昂的运行成本限制了其普及应用。潮汐流也可以增加人工湿地复氧能力,但复杂控制系统不适用于我国农村地区经济、技术及运行管理水平低的实际情况。因此,向低成本、易维护方向进一步提高湿地复氧能力具有重要意义。

落干式人工湿地是一种结合了潮汐流人工湿地特点的非饱和垂直流人工湿地。湿地为间歇运行,进水时采用较大的比脉冲体积,使得污水在基质表面形成水封并以推流的方式通过湿地,湿地床体完全排空后静置一段时间等待下一次进水。氧气主要通过对流作用和扩散作用进入湿地中。通过对流作用进入湿地的氧气与湿地进水量正相关^[7],更大的水力负荷将导致更大的对流氧气传输,同时污水下渗过程中水位变化产生的负压也会增强对流作用。氧气的扩散速度则与基质孔隙中水/空气含量成反比^[8],因此,湿地静置一段时间有利于减少基质孔隙中湿度对氧气扩散的抑制。但更大的比脉冲体积(specific pulse volume,SPV)降低了基质及微生物与污水的接触时间,将导致处理效果变差。更长的进水间隔则降低了湿地处理能力,将增大湿地占地面积与建设成本。故本研究的目的是确定落干式人工湿地运行的最佳水力条件,包括 SPV、脉冲周期及比水力负荷率(specific hydraulic load rate,SHLR)3 种

关键参数,并评估其在最佳运行参数下处理农村灰水的性能。

1 材料与方法

1.1 试验装置

如图 1 所示,落干式人工湿地装置由 PVC 塑料板制成,长为 40 cm,宽为 40 cm,高为 120 cm;湿地底部排水层填充 10 cm 粒径为 8~14 mm 的陶粒,中间层填充 60 cm 粒径为 4~8 mm 的沸石,上层填充 20 cm 粒径为 0.5~2.0 mm 的河沙,河沙表面覆盖一层大砾石防止水流冲刷;湿地中间设有直径为 5 cm、高为 120 cm 的通气管以增强复氧能力。出水孔位于湿地底部。湿地暖季种植黄花鸢尾(*Iris wilsonii* C. H. Wright),冷季种植西伯利亚鸢尾(*Iris sibirica* L.),种植密度均为 80 株/m²。试验于光照条件良好的玻璃大棚内进行。

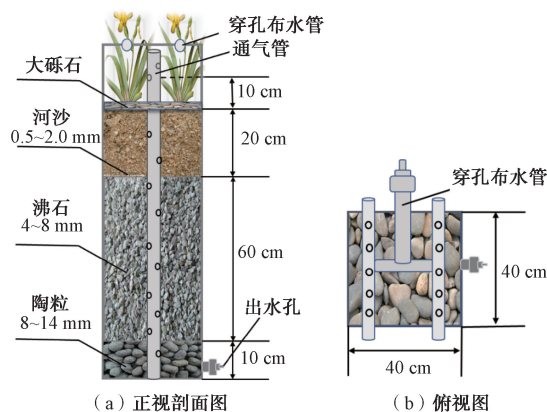


图 1 落干式人工湿地装置示意图

Fig. 1 Schematic Diagram of Flooding-Drying Constructed Wetland Installation

1.2 试验方法

1.2.1 水质指标

参考灰水水质^[9-11]及课题组近两年对江苏省太湖流域及安徽省巢湖流域农村地区的水质水量调研情况^[12],进行生活污水灰水配制,主要水质指标如表 1 所示。人工配水置于 500 L 配水桶内,由蠕动泵经穿孔布水管于湿地顶部均匀布水。每 2 d 彻底清洗并更换配水桶中配水以确保进水水质稳定。

1.2.2 试验方法

湿地运行初期移栽鸢尾苗,以脉冲周期为 2 h、SPV 为 17.81 L/m²、SHLR 为 7.13 L/(m²·min) 的条件进水,待植物成活,湿地出水稳定后进行正式试验,表 2 列出了各试验组的相关运行参数。根据相关研究^[13],初步确定在进水脉冲周期为 6 h、SHLR

表 1 进水水质
Tab. 1 Influent Quality

指标	配制原料	质量浓度/(mg·L ⁻¹)
COD _{Cr}	C ₆ H ₁₂ O ₆	200±56
氨氮	NH ₄ Cl	6.25±3.27
NO ₃ ⁻ -N	KNO ₃	8.22±4.36
TN	NH ₄ Cl/ KNO ₃	18.17±7.65
TP	KH ₂ PO ₄	2.33±0.86

为 7.13 L/(m²·min) 的条件下探究不同 SPV (35.63、71.25、106.88、142.50、213.75 L/m²) 对污染物去除率的影响;其次在确定最佳 SPV 后,以相同 SHLR,探究不同脉冲周期(8、6、4、3 h)下污染物去除效率;最后在最佳 SPV 及最佳脉冲周期条件下,探究不同 SHLR [2.38、5.57、4.75、5.94、7.13 L/(m²·min)] 对污染物去除的影响。参数探究期间,湿地在每个参数下运行一周,第 4 d 运行稳定后,连续 3 d 检测进出水污染物浓度。每个参数运行结束,湿地停止进水,休床 2 d 后再探究下一个参数。最终基于以上最佳参数进行长期监测,监测系统的稳定性并根据实际情况调整运行策略。

表 2 试验组运行参数

Tab. 2 Operation Parameters of Experimental Group

试验组	SPV/ (L·m ⁻²)	脉冲 周期/h	SHLR/ [L·(m ² ·min) ⁻¹]	水力负荷/ [m ³ ·(m ² ·d) ⁻¹]
1	35.63	6	7.13	0.14
2	71.25			0.29
3	106.88			0.43
4	142.50			0.57
5	213.75			0.86
6	106.88	8	7.13	0.32
7		6		0.43
8		4		0.64
9		3		0.86
10	106.88	4	2.38	0.64
11			3.56	
12			4.75	
13			5.94	
14			7.13	

1.2.3 指标检测方法

COD_{Cr} 采用快速消解法,氨氮采用纳氏试剂分光光度法,NO₃⁻-N 采用氨基磺酸紫外分光光度法,TN 采用碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法,TP

采用钼酸铵分光光度法,溶解氧采用快速测定仪(JPSJ-605F)。

2 结果与分析

2.1 SPV 对污染物去除的影响

如图 2(a) 所示,随着 SPV 的增大,出水溶解氧逐渐降低。试验组 1~4 保持在充足的好氧环境,试验组 5 出水溶解氧质量浓度迅速降低至 1.15 mg/L。增大 SPV 虽然增加了湿地系统的对流氧量,但也增长了污水下渗时间,导致扩散氧量减小;加之污染负荷的逐步增加消耗了更多的溶解氧,因而出水溶解氧呈现下降趋势。

由图 2(b) 可知,在一定范围内增大 SPV,湿地系统对有机物的去除无影响,继续增大 SPV,有机物去除效能下降,SPV 最大处降至 75.35%。试验组 1、2、3 溶解氧充足,有利于有机物被微生物降解利用,因此,去除率保持在 90% 以上;SPV 的增大加快了污水下渗速率,缩短了污水与基质及微生物的接触处理时间^[14],因此试验组 4 较试验组 3 去除率有所下降;在 SPV 为 213.75 L/m² 时,溶解氧下降及污水滞留时间缩短同时限制了有机物的去除效能。

由图 2(c) 氮的去除率曲线看出,氨氮去除率随着 SPV 的增大呈下降的趋势,但保持在 80% 以上。5 组试验组均保持较高的氨氮去除率是因为基质对氨氮的吸附作用,已有研究^[15] 表明,沸石对氨氮去除效果很好,前期基质吸附试验计算得沸石对氨氮的动态吸附饱和量为 18.8 mg/g,而在试验期间,远未达到该吸附饱和量,因此,表现出较好的氨氮吸附作用。试验组 4、5 较前 3 组下降的原因与有机物去除率下降原因相同,较低的溶解氧与较短的接触处理时间不利于氨氮的去除。NO₃⁻-N 去除率随着 SPV 的增大逐步上升,试验组 1 去除率表现为负值是因为在好氧条件下,氨氮通过硝化作用转化为 NO₃⁻-N。NO₃⁻-N 未被及时去除引起硝酸盐积累,此时系统不利于反硝化,脱氮性能较差,TN 去除率也仅达 28.09%。TN 去除率随着 SPV 的增大先上升后下降,SPV 在 142.5 L/m² 以内,硝化反应保持高稳定性,不作为 TN 去除率的限制因素,此阶段 TN 去除率随着反硝化作用的增强而增大,而 SPV 增大至 213.75 L/m² 时,去除率下降可能是因为单次进水量过大,对基质存在冲刷作用,导致部分微生物脱落^[16],因此,TN 去除率下降。好氧条件下的高脱氮

性能是因为快速进水条件下,基质表层形成的水封层营造了短暂的缺氧环境,有利于反硝化脱氮。

由图 2(d)可知,随着 SPV 的增大,TP 去除率逐步降低。人工湿地中磷的去除依赖植物、基质、微生物共同作用。许多学者对人工湿地除磷机理深入研究,发现基质对磷去除贡献率达 70%~87%^[17];张荣社等^[18]说明人工湿地内植物的变化对除磷的效果影响不大,且植物吸收磷需要通过收割的方式

进行去除,证明了植物吸收对磷的去除效果不显著;微生物生长增殖过程中对磷素的需求量很少,并且其对磷的去除一直处于吸收与释放动态平衡状态^[19],研究^[20]表明微生物对磷的去除贡献率仅达 14.5%。综上,人工湿地中,植物和微生物对磷的去除作用较小,绝大多数磷主要依靠基质的吸附作用。随着 SPV 的增大,污水下渗速度增快,缩短了污水与基质的接触时间,导致 TP 去除率降低。

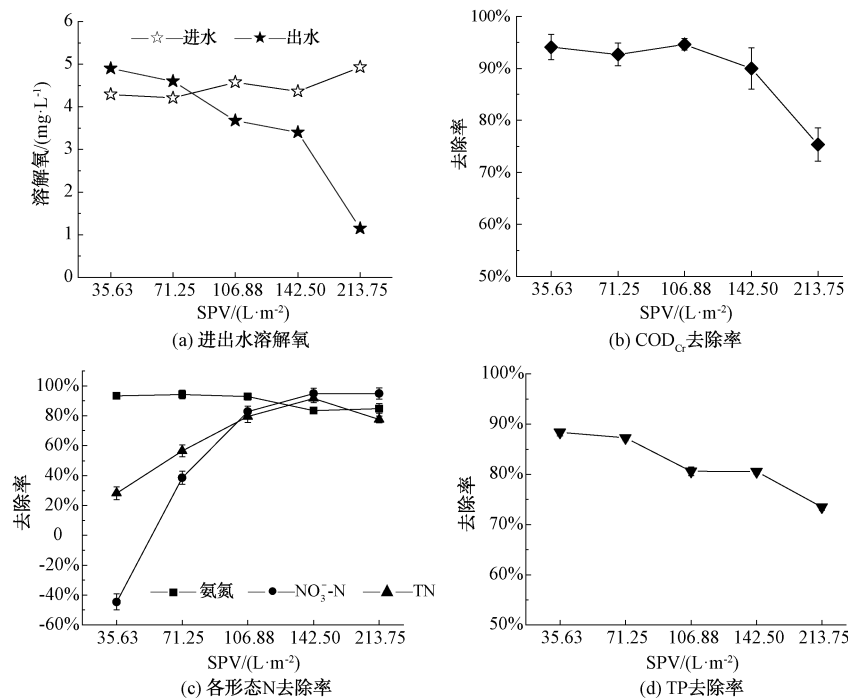


图 2 SPV 对出水溶解氧及污染物去除率的影响

Fig. 2 Influence of SPV on Effluent Dissolved Oxygen and Pollutant Removal Rate

为了直观地反映各影响因素对污染物去除效能的影响,采用权重分析法确定最佳运行参数。本试验主要针对农村生活污水处理进行探究,因此,参照各省市农村生活污水排放标准确定综合效能评价公式,如式(1)。

$$E = 0.3 \cdot E_{\text{COD}_{\text{Cr}}} + 0.3 \cdot E_{\text{氨氮}} + 0.2 \cdot E_{\text{TN}} + 0.2 \cdot E_{\text{TP}} \quad (1)$$

其中: $E_{\text{COD}_{\text{Cr}}}$ ——污染物 COD_{Cr} 的去除率;

$E_{\text{氨氮}}$ ——污染物氨氮的去除率;

E_{TN} ——污染物 TN 的去除率;

E_{TP} ——污染物 TP 的去除率;

E ——综合效能。

计算得出:不同 SPV 的评分依次是 79.18、84.81、88.29、86.46、78.27。因此,选用 SPV 为

106.88 L/m² 进行下一步脉冲周期的探究。

2.2 脉冲周期对污染物去除的影响

由图 3(a)溶解氧曲线可知,脉冲周期由 8 h 减小到 4 h,出水溶解氧受影响不大,继续减小脉冲周期,出水溶解氧质量浓度降低至 2.52 mg/L。当单次进水量一定时,对流氧量相同,湿地复氧能力则由静置空床时间的扩散氧量决定,因此,在 SPV 为 106.88 L/m² 条件下,间歇 4 h 系统复氧能力即达饱和,不必进一步增大空床时间。

由图 3(b)~图 3(c)可知,随着脉冲周期的缩短,系统保持在好氧环境,有利于有机物为微生物利用及硝化作用,因此,有机物及氨氮始终保持高去除率,不受脉冲周期影响。NO₃-N、TN 去除率随着脉冲周期的减小逐渐增大,分别由 -37.21%、29.90% 上升至 79.25%、86.49%;随着脉冲周期的减小,基

质层含水率增加,污水下渗速率减缓,水封层高度增加,营造了更长时间有利于反硝化的缺氧环境。

由图 3(d)可知,TP 的去除率随着脉冲周期的减小逐渐降低,当脉冲周期缩短至 3 h 时,去除率仅达 58.82%。一方面,脉冲周期的减小使基质层含水率升高,不利于基质对磷的吸附作用;另一方面,

脉冲周期的减小增大了处理负荷,微生物的富集导致基质层渗透率降低^[21],污水雍积在基质表层造成短流,所以随着脉冲周期的减小 TP 的去除率降低。

采用式(1)进行评分,试验组 6、7、8、9 的综合评分分别为 80.30、85.09、88.18、84.99,因此,选用脉冲周期为 4 h 进行 SHLR 的探究。

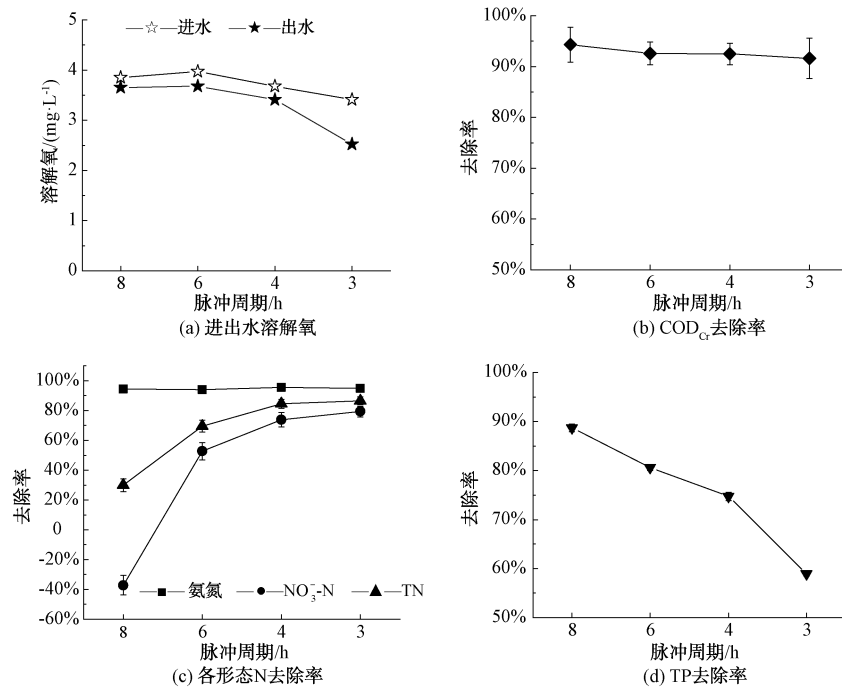


图 3 脉冲周期对出水溶解氧及污染物去除率的影响

Fig. 3 Influence of Pulse Period on Effluent Dissolved Oxygen and Pollutant Removal Rate

2.3 SHLR 对污染物去除的影响

由图 4(a)可知,随着 SHLR 的升高,出水溶解氧呈下降趋势。在相同的 SPV 及脉冲周期的情况下,对流氧量相同,不同 SHLR 的出水溶解氧不同是由扩散氧量与跌水充氧共同影响的。随着 SHLR 的提高,进水时间缩短,扩散氧量增加,跌水充氧能力减弱,反之跌水充氧能力增强。本试验探究的几组 SHLR 单次进水时间分别为 15.0、18.0、22.5、30.0、45.0 min,对大气扩散氧量影响较小,而低 SHLR 则有助于跌水充氧,因此,随着 SHLR 的升高,出水溶解氧逐步下降。

由去除率曲线图 4(b)~图 4(d)可知,在脉冲周期为 4 h,SPV 为 106.88 L/m² 的条件下运行,湿地系统复氧能力强,改变 SHLR 对有机物及氨氮的去除率影响不大,对 NO₃-N、TN、TP 去除率的影响较大。由图 4(c)可知,NO₃-N 及 TN 的去除率均随 SHLR 的增

大而增大,当 SHLR 为 2.38 L/(m²·min) 时,NO₃-N 去除率仅为 43.95%,此时进水流速过慢,不利于基质表层形成水封,因此,湿地系统缺少缺氧环境,不利于反硝化,当 SHLR 增大到 3.56 L/(m²·min) 时,NO₃-N 去除率快速上升,达到 75.63%,继续增大 SHLR,去除率缓慢上升,稳定在 80%左右;在氨氮去除率保持稳定的情况下,TN 去除率不再受氨氮影响,而是与 NO₃-N 去除率呈现相同趋势,在 SHLR 最低时达到最低值 59.37%,继续增大 SHLR,去除率稳定在 85%左右。TP 去除率随着 SHLR 的减小逐渐降低,在 SHLR 最低时达最大,是因为当单次进水量相同时,进水流速越大,污水下渗速率越大,污水与基质的接触处理时间越短,因而增大 SHLR 降低了基质层对磷的吸附作用,导致处理性能下降。

采用权重分析法计算得出:不同 SHLR 的评分依次是 85.69、87.62、86.87、85.74、85.58。综上,采

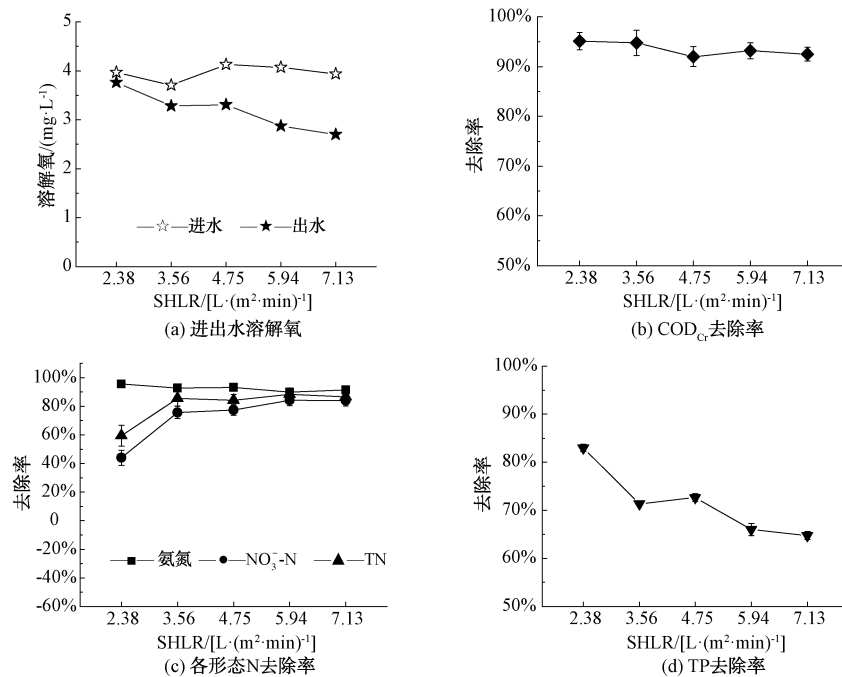


图4 SHLR对出水溶解氧及污染物去除率的影响

Fig. 4 Influence of SHLR on Effluent Dissolved Oxygen and Pollutant Removal Rate

用脉冲周期为4 h、SPV为 106.88 L/m^2 、SHLR为 $3.56 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$ 进行稳定运行跟踪研究,在此试验条件下,小试装置对 COD_{Cr} 、氨氮、TN、TP的去除率分别为94.75%、92.74%、85.52%、71.34%。

2.4 稳定运行跟踪研究

根据前期最佳运行参数的探究,以脉冲周期为4 h、SPV为 106.88 L/m^2 、SHLR为 $3.56 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$ 的条件连续运行,每5 d检测进出水污染物浓度一次。从溶解氧曲线(图5)可以看出,连续运行一个月,系统出水溶解氧逐步降低,由于湿地上部处于好氧环境,加上连续高负荷运行提供丰富的碳源,微生物大量繁殖积累形成低密度生物膜,并向基质内部扩散导致基质渗透系数下降^[21],湿地复氧能力变

差。当运行第31 d时,溶解氧质量浓度降低至 0.99 mg/L ,此时污水未能及时下渗引起基质表面雍水,造成堵塞,大量污水不能及时下渗从通气管的溢流口流出。从污染物去除率(图6)可知,连续运行的31 d内,有机物及氨氮呈下降趋势,由于污水溢流,第31 d去除率分别为74.92%、60.67%;TN去除率由第1 d的46.38%上升至第26 d的88.76%,第31 d由于溢流,去除率迅速下降至52.21%;TP去除率在连续运行16 d以内,保持80%以上的去除率,运行到第21 d,降低至68.95%,第31 d降低至58.28%。结果说明高负荷持续运行易造成湿地堵塞,不能保证运行的稳定性。

一般认为解决湿地堵塞的有效方法有增大基质

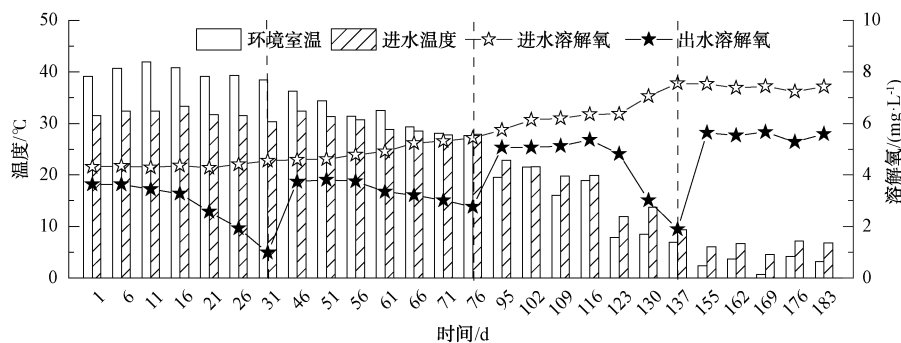


图5 长期监测下环境温度与溶解氧的变化

Fig. 5 Changes of Temperature and Dissolved Oxygen under Long-Term Monitoring

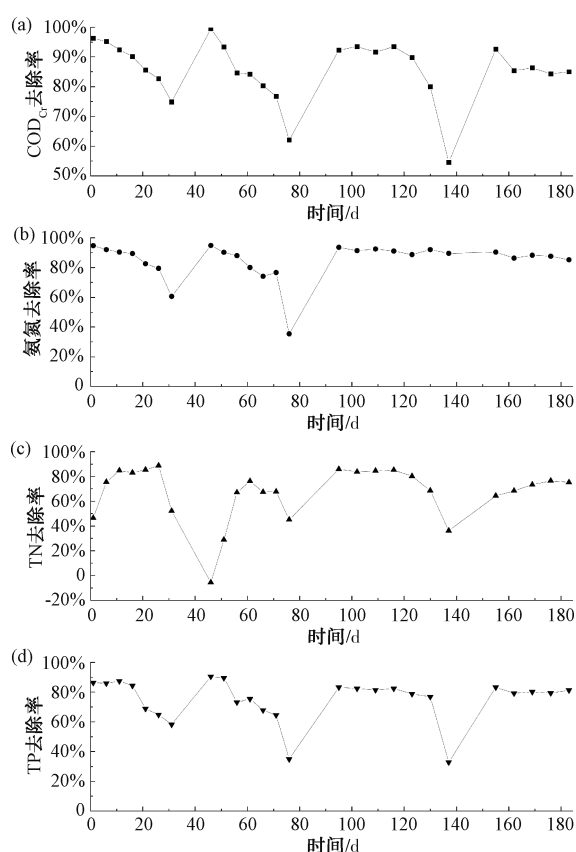


图6 长期监测下污染物去除率的变化

Fig. 6 Change of Pollutant Removal Rate under Long-Term Monitoring

粒径、反冲洗^[22]、停床轮休^[23-24]。但试验采用落空方式,增大基质粒径,将会缩短污水与基质、微生物的接触处理时间,不利于污染物的去除;反冲洗技术要求过高,在农村地区可实施性较差,且反冲洗会将基质上附着的微生物冲洗掉,需要较长时间才能恢复处理效率;停床轮休有助于加速湿地系统复氧与有机质的降解,同时抑制微生物的过量生长,控制堵塞情况^[25]。因此,本试验采用停床轮休方式。

Brix等^[26]研究发现,适宜的周期运行恢复时间为夏季10 d、冬季20 d;李怀正等^[23]通过对垂直流人工湿地的轮休措施的研究,发现短期轮休后有机物、TN、TP均较轮休前有所降低,而长期轮休对湿地堵塞有明显效果;法国开发的处理原废水的垂直流人工湿地建议停床轮休1~2个星期^[27];高泉祀等^[28]关于潜流人工湿地堵塞及轮休解除机理研究中,建议冬季采取3个星期的轮休措施。人工湿地的具体轮休措施需根据湿地系统的基质、植物配置等综合考量,本试验首先采用2周的长期休床措施。

第一阶段(46~76 d),连续运行,每5 d检测进出水污染物浓度一次。如图5和图6所示,湿地进行第一次休床后,运行第1 d出水溶解氧质量浓度升高至4.12 mg/L,此时,有机物、氨氮、TP去除率也分别达到99.5%、94.77%、90.56%,TN去除率为-5.54%。TN去除率表现为负值可能原因有2个,一是经过长时间休床,湿地复氧能力恢复,缺少缺氧条件引起硝酸盐积累;二是长时间的休床导致微生物缺氧,营养物质而脱落,脱落后微生物被污水冲刷出人工湿地,导致出水TN高于进水TN,因此,去除率表现为负值。在运行的第46~71 d,湿地出水溶解氧质量浓度稳定在4 mg/L以上,有机物、氨氮、TP去除率表现为逐步下降,TN去除率逐步上升,在第61 d达最大76.26%,随后随着运行天数逐渐降低;运行至76 d,湿地表面出现雍水,COD_{Cr}、氨氮、TN、TP去除率迅速降低,分别为62.06%、35.36%、45.12%、34.94%。结果说明长期的休床措施不能快速恢复稳定的TN去除效能,且在夏季长时间的停休不利于植物的存活,因此,接下来采取运行5 d,休床2 d的短期措施。

第二阶段(91~137 d),运行5 d,休床2 d,在运行的最后1 d检测进出水污染物浓度。第91~123 d,出水溶解氧及各污染物去除率保持稳定,第123~137 d,污水下渗速率降低,出水溶解氧、污染物去除率相应降低,可能由于温度过低,湿地系统微生物量降低,活性降低,微生物对于有机物、氮磷的利用率降低;基质对氨氮的吸附作用较好^[15],本试验采用的落干式人工湿地沸石层高达60 cm,所以低温条件下也能实现较高的去除率。第137 d出现雍水堵塞现象。

低温条件下,水的黏性增大,扩散速率降低,导致氧传递效率下降^[29];加上低温条件会影响湿地内部微生物群落结构与功能,从而影响其对污染物的代谢速率^[30],温度降低,大幅度减弱人工湿地对污染物的去除能力且影响过水能力造成堵塞问题,因此,在冬季不宜采用高负荷的运行模式,需要减小水力负荷。自监测第137 d后,进行第3次休床,此后以脉冲周期6 h,SPV为71.25 L/m²、SHLR为3.56 L/(m²·min)的短期休床模式继续运行。连续30 d的监测结果表明减小水力负荷能保证冬季的污染物去除效能的稳定。

综上,对于农村地区,夏季可采取运行5 d,休床

2 d 的运行模式;冬季在此基础上减小水力负荷也能保证去除效率的稳定性。

3 结论

(1)落干式人工湿地复氧能力强,对氨氮和有机物具有良好的去除效果;快速进水在基质表层形成水封,可营造短暂的缺氧环境,解决了人工湿地复氧效果好而脱氮性能差的问题。

(2)最佳参数探究可知,在水力负荷为 $0.64 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,即脉冲周期为 4 h、SPV 为 $106.88 \text{ L}/\text{m}^2$ 、SHLR 为 $3.56 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$ 的条件下达到最佳综合处理效能,对 COD_{Cr} 、氨氮、TN、TP 的去除率分别达到 94.75%、92.74%、85.52%、71.34%。出水均达江苏省农村生活污水一级 A 排水标准。

(3)在 $0.64 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 下的高水力负荷长期运行会导致基质表层雍水,影响去除效果;采用休床的方式可有效缓解堵塞问题。长期监测试验发现运行 5 d、休床 2 d 的休床措施能保证湿地运行的稳定性;在暖季运行模式的基础上减小湿地水力负荷至 $0.29 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时,有助于改善冷季低温对湿地运行的影响。

(4)试验所采用的落干式人工湿地解决了传统人工湿地复氧不足的问题,同时保证污染物去除的高效稳定性,耐负荷性能强,系统简单易维护,具有在农村应用的潜力。

参考文献

- [1] 陆曼,赵立军.农村污水治理的思考与实践[J].中国住宅设施,2021(6):14-15.
LU M, ZHAO L J. Thinking and practice of rural sewage treatment[J]. China Housing Facilities, 2021(6): 14-15.
- [2] 程方奎,巩子傲,汪思宇,等.农村生活污水低耗资源化处理工艺应用[J].东南大学学报(自然科学版),2020,50(6):1076-1083.
CHENG F K, GONG Z A, WANG S Y, et al. Application of low-consumption resource-recovery process for rural domestic sewage treatment[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2020, 50(6): 1076-1083.
- [3] 左斯琪,李子富.黑水无害化及资源化处理技术进展[J].环境卫生工程,2020,28(4):37-44.
ZUO S Q, LI Z F. The progress of harmless and resourceful treatment technologies of black water [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2020, 28(4): 37-44.
- [4] GROSS A, SHMUEL O, RONEN Z, et al. Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)—A novel method of

- recycling greywater for irrigation in small communities and households[J]. Chemosphere, 2007, 66(5): 916-923.
- [5] HU Y S, ZHAO Y Q, ZHAO X H, et al. High-rate nitrogen removal in an alum sludge-based intermittent aeration constructed wetland[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(8): 4583-4590.
- [6] LI Y H, ZHU S K, ZHANG Y, et al. Constructed wetland treatment of source separated washing wastewater in rural areas of southern China [J]. Separation and Purification Technology, 2021, 272: 118725. DOI: 10.1016/j.seppur.2021.118725.
- [7] BASSANI L, PELISSARI C, SILVA A R, et al. Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland [J]. Science of the Total Environment, 2021, 754(2): 142400. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142400.
- [8] KAYSER K, KUNST S. Processes in vertical-flow reed beds: Nitrification, oxygen transfer and soil clogging [J]. Water Science & Technology, 2005, 51(9): 177-184.
- [9] 李云,何志琴,夏训峰,等.国内外灰水处理技术研究进展[J].环境工程技术学报,2021,11(5):935-941.
LI Y, HE Z Q, XIA X F, et al. Research progress of greywater treatment technology at home and abroad [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2021, 11(5): 935-941.
- [10] 何源,吕锡武,郑向群,等.巢湖地区农村生活污水产排污调研方法及实证[J].农业资源与环境学报,2022,39(2):319-325.
HE Y, LÜ X W, ZHENG X Q, et al. Investigation and demonstration of rural domestic sewage generation and discharge in the Chaohu area, China [J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2022, 39(2): 319-325.
- [11] 孔进,张百德,宋玉亮.农村分散生活污水治理技术探讨[J].净水技术,2021,40(4):56-61.
KONG J, ZHANG B D, SONG Y L. Discussion on decentralized domestic sewage treatment technologies in rural areas [J]. Water Purification Technology, 2021, 40(4): 56-61.
- [12] CHENG F K, DAI Z Q, SHEN S T, et al. Characteristics of rural domestic wastewater with source separation [J]. Water Science and Technology, 2021, 83(1): 233-246.
- [13] PUCHER B, LANGERGRABER G. Influence of design parameters on the treatment performance of VF wetlands—A simulation study [J]. Water Science and Technology, 2019, 80(2): 265-273.
- [14] TORRENS A, MOLLE P, BOUTIN C, et al. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent [J]. Water Research, 2009, 43(7): 1851-1858.
- [15] 孙洪涛,刘国惠,刘国为,等.天然沸石的综合应用进展

- [J]. 化工管理, 2021(28): 90-91.
- SUN H T, LIU G H, LIU G W, et al. Progress in the comprehensive application of natural zeolite [J]. Chemical Enterprise Management, 2021(28): 90-91.
- [16] 朱加乐, 林燕, 王欣泽, 等. 曝气生物滤池脱氮的研究进展[J]. 化工进展, 2017, 36(3): 1077-1083.
- ZHU J L, LIN Y, WANG X Z, et al. Research progress on nitrogen removal by biological aerated filter [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2017, 36(3): 1077-1083.
- [17] 赵桂瑜, 秦琴, 周琪. 几种人工湿地基质对磷素的吸附作用研究[J]. 环境科学与技术, 2006(6): 84-85, 120.
- ZHAO G Y, QIN Q, ZHOU Q. Phosphorus adsorption by some substrates in constructed wetland system [J]. Environmental Science & Technology, 2006(6): 84-85, 120.
- [18] 张荣社, 李广贺, 周琪, 等. 潜流湿地中植物对脱氮除磷效果的影响中试研究[J]. 环境科学, 2005(4): 83-86.
- ZHANG R S, LI G H, ZHOU Q, et al. Effects of plants on nitrogen/phosphorus removal in subsurface constructed wetlands [J]. Environmental Science, 2005(4): 83-86.
- [19] 王纳川, 付新喜, 陈永华, 等. 人工湿地除磷基质及其净化机理研究进展[J]. 环境生态学, 2021, 3(2): 53-61.
- WANG N C, FU X X, CHEN Y H, et al. Research progress on phosphorus removal fillers and purification mechanism of constructed wetlands[J]. Environmental Ecology, 2021, 3(2): 53-61.
- [20] NGUYEN T A H, NGO H H, GUO W S, et al. White hard clam (*Meretrix lyrata*) shells media to improve phosphorus removal in lab-scale horizontal sub-surface flow constructed wetlands; Performance, removal pathways, and lifespan [J]. Bioresource Technology, 2020, 312: 123602. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123602.
- [21] 贺映全, 曹红军, 胡武林, 等. 垂直流人工湿地基质堵塞分析与处理措施[J]. 山西建筑, 2019, 45(10): 175-176.
- HE Y Q, CAO H J, HU W L, et al. Analysis and treatment of matrix blockage in vertical flow constructed wetlands[J]. Shanxi Architecture, 2019, 45(10): 175-176.
- [22] 马飞, 蒋莉, 熊洁羽, 等. 反冲洗措施改善垂直潜流人工湿地水力特性的研究[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(7): 46-49.
- MA F, JIANG L, XIONG J Y, et al. Changes of hydraulics of constructed wetlands after backwashing [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34(7): 46-49.
- [23] HUA G F, ZENG Y T, ZHAO Z W, et al. Applying a resting operation to alleviate bioclogging in vertical flow constructed wetlands: An experimental lab evaluation [J]. Journal of Environmental Management, 2014, 136(8): 47-52.
- [24] 李怀正, 叶建锋, 徐祖信. 轮休措施对堵塞型垂直潜流人工湿地的影响[J]. 环境科学学报, 2008(8): 1555-1560.
- LI H Z, YE J F, XU Z X. Influence of alternate operation on clogging in a vertical-flow constructed wetland [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008(8): 1555-1560.
- [25] 童宁, 邓风. 人工湿地堵塞的生物机制及控制措施[J]. 工业安全与环保, 2013, 39(12): 16-18, 64.
- TONG N, DENG F. Biological mechanism of clogging problems and solutions for constructed wetlands[J]. Industrial Safety and Environmental Protection, 2013, 39(12): 16-18, 64.
- [26] BRIX H, COOPER P F. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe [M]. Leiden: Backhuys Publisher, 1998: 95-118.
- [27] PAING J, GUILBERT A, GAGNON V, et al. Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems [J]. Ecological Engineering, 2015, 80: 46-52. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.10.029.
- [28] 高泉祀, 骆慧敏, 陈细良, 等. 潜流人工湿地堵塞及轮休解除机理[J]. 给水排水, 2015, 51(s1): 146-151.
- GAO Q S, LUO H M, CHEN X L, et al. Clogging mechanism and alternate operation release mechanism in subsurface-flow constructed wetlands [J]. Water & Wastewater Engineering, 2015, 51(s1): 146-151.
- [29] 黄翔峰, 谢良林, 陆丽君, 等. 人工湿地在冬季低温地区的应用研究进展[J]. 环境污染与防治, 2008, 30(11): 84-89.
- HUANG X F, XIE L L, LU L J, et al. Literature review of winter performance of the constructed wetlands located in low-temperate areas[J]. Environmental Pollution & Control, 2008, 30(11): 84-89.
- [30] 殷峻, 闻岳, 周琪. 人工湿地中微生物生态的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2007(1): 108-110.
- YIN J, WEN Y, ZHOU Q. Microbial characteristics of constructed wetlands[J]. Environmental Science & Technology, 2007(1): 108-110.