

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.11.007

# 过氧化氢原位缓解人工湿地基质堵塞的应用

蒋志国<sup>1,2</sup>, 刘源<sup>3</sup>, 金晶<sup>1</sup>, 廖群<sup>1</sup>, 张冰<sup>3</sup>, 周帅峰<sup>3</sup>,  
时文歆<sup>3</sup>

(1. 池州市水环境投资建设有限公司, 安徽 池州 247099; 2. 深圳市环水投资集团有限公司, 广东 深圳 518000; 3. 重庆大学 环境与生态学院, 重庆 400045)

**摘要:** 为缓解C市某污水处理厂尾水潜流人工湿地基质堵塞问题,通过“叉车提升+重力自流”方式将35%的 $\text{H}_2\text{O}_2$ 投加到人工湿地试验单元格。投加 $\text{H}_2\text{O}_2$ 后,试验单元格出水流量从 $(4.90\pm 0.12)\text{ m}^3/\text{h}$ 提升到 $(6.42\pm 0.25)\text{ m}^3/\text{h}$ ;加药后有黄褐色泥水混物流出,说明 $\text{H}_2\text{O}_2$ 在一定程度上能缓解人工湿地基质堵塞问题。投加 $\text{H}_2\text{O}_2$ 会短暂降低人工湿地的处理性能,但在加药60 d后,对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和 $\text{NO}_2^--\text{N}$ 的去除率恢复到加药前水平,对 $\text{COD}$ 、 $\text{TP}$ 、 $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 的去除率有所提高。微生物群落结构分析表明,投加 $\text{H}_2\text{O}_2$ 可改善好氧环境,这为好氧菌的生长创造了适宜条件,但是会抑制基质内部硝化菌的活性;在加药60 d后,亚硝化菌属*Nitrosomonas*和反硝化菌属*Arenimonas*的丰度增加,在一定程度上优化了基质内部微生物群落结构。

**关键词:** 潜流人工湿地; 基质堵塞; 过氧化氢; 微生物群落结构

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)11-0048-08

## Application of Hydrogen Peroxide for In-situ Mitigating Media Blockage in Constructed Wetlands

JIANG Zhi-guo<sup>1,2</sup>, LIU Yuan<sup>3</sup>, JIN Jing<sup>1</sup>, LIAO Qun<sup>1</sup>, ZHANG Bing<sup>3</sup>,  
ZHOU Shuai-feng<sup>3</sup>, SHI Wen-xin<sup>3</sup>

(1. Chizhou Water Environment Investment and Construction Co. Ltd., Chizhou 247099, China;  
2. Shenzhen Water Investment Co. Ltd., Shenzhen 518000, China; 3. College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

**Abstract:** Hydrogen peroxide ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) with concentration of 35% was introduced into the experimental cells of a constructed wetland using a combination of forklift lifting and gravity self-flow, to address the issue of media blockage in the constructed wetland caused by the underflow of tailwater from a wastewater treatment plant in City C. After the addition of  $\text{H}_2\text{O}_2$ , the outflow rate in the test cell increased from  $(4.90\pm 0.12)\text{ m}^3/\text{h}$  to  $(6.42\pm 0.25)\text{ m}^3/\text{h}$ . Following the introduction of the chemical, a yellowish-brown mud-water mixture was observed to flow out, suggesting that  $\text{H}_2\text{O}_2$  could effectively mitigate the issue of media blockage in the constructed wetland to some extent. The introduction of  $\text{H}_2\text{O}_2$  led to a temporary decrease in the treatment efficiency of the constructed wetland. Nevertheless, after dosing for 60 days, the removal efficiencies of  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and  $\text{NO}_2^--\text{N}$  reverted to pre-dosing levels, while the removal efficiencies of

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(52270025)

通信作者: 时文歆 E-mail: shiwenxin@cqu.edu.cn

COD, TP, TN, and  $\text{NO}_3^-$ -N increased. Analysis of the microbial community structure revealed that the introduction of  $\text{H}_2\text{O}_2$  to enhance the aerobic environment provided favorable conditions for the proliferation of aerobic bacteria, yet it suppressed the activity of nitrifying bacteria within the media. After dosing chemical for 60 days, the abundance of the nitrosating bacterium *Nitrosomonas* and the denitrifying bacterium *Arenimonas* increased, thereby contributing to the optimization of the microbial community structure within the media to a certain extent.

**Key words:** subsurface flow constructed wetland; media blockage; hydrogen peroxide; microbial community structure

潜流人工湿地作为一种有效的污水生态处理系统,因其成本低、环境友好、景观效果好而广泛应用于污水厂尾水的深度处理<sup>[1-2]</sup>。然而,在长期运行过程中,由于化学沉淀、生物膜生长和植物根系的固体积累等因素影响,潜流人工湿地普遍存在基质堵塞的现象,导致其处理能力下降,严重影响湿地的运行年限。

目前已有一些减少人工湿地堵塞物积累的方法。其中,更换基质成本昂贵、效率低;停床轮休简单易行<sup>[3]</sup>,但不能满足污水连续处理要求;植物及动物的净化作用对潜流人工湿地基质堵塞问题的缓解作用有限;有研究提出了采用原位施用化学药剂的方法对堵塞的湿地介质进行修复<sup>[4]</sup>,即根据化学净化的原理,向湿地注入化学药剂,以溶解或去除部分有机物,抑制微生物生长,从而改善基质堵塞。Nivala等<sup>[5]</sup>将35%的 $\text{H}_2\text{O}_2$ 应用于两个被堵塞的湿地,结果表明,这种氧化处理方式明显缓解了基质堵塞,而且没有长期的负面影响。

然而 $\text{H}_2\text{O}_2$ 对湿地基质堵塞的缓解效果及其对湿地的影响目前尚不明确。为此,笔者针对C市某污水处理厂尾水湿地基质堵塞的工程实际问题,根据现有的研究<sup>[5]</sup>,选择35%的 $\text{H}_2\text{O}_2$ 作为化学溶脱剂投加到湿地试验单元格,根据潜流人工湿地出水量、进出水水质和微生物群落结构的变化等,分析 $\text{H}_2\text{O}_2$ 原位缓解潜流人工湿地基质堵塞的效果,旨在为该技术的大规模推广应用提供参考。

## 1 材料和方法

### 1.1 潜流人工湿地系统概况

C市污水厂尾水生态处理工程通过潜流人工湿地、表流人工湿地等多级串联的水质净化设施,以进一步处理达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级A标准的尾水,使其水质

达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅳ类标准。湿地处理系统平面布置和水平潜流人工湿地结构如图1所示。

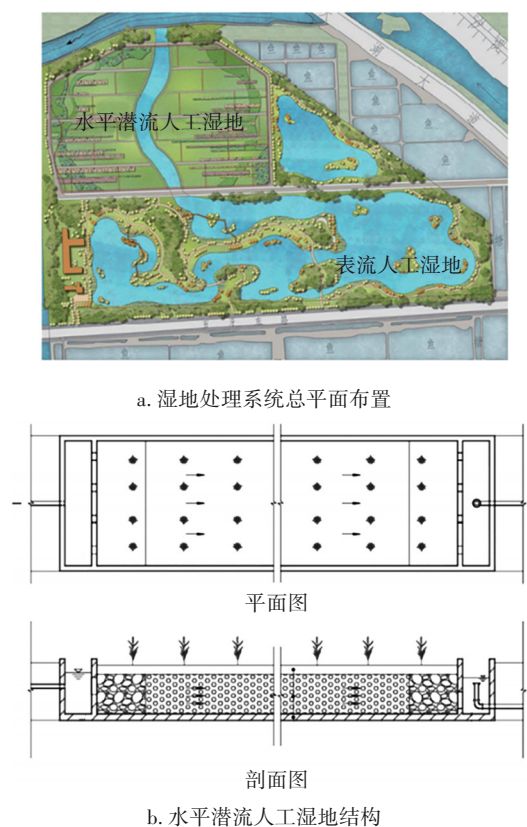


图1 湿地系统布置和水平潜流人工湿地示意

Fig.1 Schematic diagram of constructed wetland system and horizontal subsurface flow constructed wetland

该工程的潜流人工湿地设计面积为9 hm<sup>2</sup>,设计处理规模为8×10<sup>4</sup> m<sup>3</sup>/d, BOD<sub>5</sub>表面负荷为40 kg/(hm<sup>2</sup>·d),水力负荷为0.88 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·d),水力停留时间为24 h;通过配水渠配水,土壤覆盖层设计厚度为25 cm,基质层的主要构成为砾石、沸石、云母石与少量的钢渣,其粒径为5~30 mm,填料层的设计孔隙率约为30%~40%,基质层设计厚度为75 cm。通过挖

取潜流湿地基质,观察到潜流人工湿地现场单元格前端实际的覆土厚度为50 cm,基质层厚度为50 cm,比设计厚度少25 cm。

总进水渠西侧的水平潜流人工湿地单元格共99组,其中标准单元格尺寸为37.0 m×17.2 m,共74组,非标准单元格25组。水平潜流人工湿地单元格在垂直于进水渠方向设置进水管,每处进水渠供给并列布置的两侧水平潜流人工湿地,标准水平潜流人工湿地单元格有2根进水管,管径为DN100,采用穿孔配水管配水,配水管管径为DN100,管道标准长度为3.5 m,开孔率为3%。然而,自2019年建成以来,尾水湿地已连续运行多年,潜流人工湿地基质堵塞较为严重,处理水量从 $8 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 下降至 $2 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ,基质净化能力下降也较为明显。

## 1.2 试验方法

选择其中一组潜流人工湿地单元作为试验单元格,开展投加35%的 $\text{H}_2\text{O}_2$ 原位缓解基质堵塞的现场试验。在试验单元格的进水管段上安装流量计和进水阀,检测湿地前、中、后段基质堵塞物中有机物含量,并根据前期试验结果,以基质堵塞物中有机物含量为依据,按挥发性悬浮固体(VSS)含量确定 $\text{H}_2\text{O}_2$ 投加量为2.2 L/kg。药剂投加方式为单次投加,用叉车将装有 $\text{H}_2\text{O}_2$ 的塑料桶提升至一定高度,并通过加药管道使 $\text{H}_2\text{O}_2$ 重力自流进入湿地内部,控制 $\text{H}_2\text{O}_2$ 的流速为4~8 L/min。由于 $\text{H}_2\text{O}_2$ 具有强氧化性,加药过程中需做好安全防护。

## 1.3 检测项目及方法

试验期间,在加药前、加药后及加药60 d后三个阶段每天取潜流人工湿地的进水和出水水样,为期7 d,先进行沉淀分离,其上清液过0.45  $\mu\text{m}$ 滤膜后再进行水质指标检测。COD采用快速消解分光光度法测定, $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, $\text{NO}_2^--\text{N}$ 采用N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定, $\text{NO}_3^--\text{N}$ 采用紫外分光光度法测定,TP采用钼酸铵分光光度法测定,TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定。加药前挖取试验单元格堵塞基质,测定单位基质堵塞物的有机质含量。试验前,在潜流湿地试验单元格出水管上加装电磁流量计,用于测定及记录出水流量的变化。通过高通量测序技术,对加药前、加药7 d后、加药60 d后试验单元格基质上的微生物群落结构进行分析。采用引物338F(5'-ACTCCTACGGAGGGCAGCAG-3')和

806R(5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3')对细菌16S rRNA基因的V3-V4高变区域进行扩增,并运用Illumina MiSeq PE300测序平台进行高通量测序分析。

## 2 结果与讨论

### 2.1 加药过程及现象

加药时,湿地床与 $\text{H}_2\text{O}_2$ 的反应具有极强的放热过程, $\text{H}_2\text{O}_2$ 注入时会产生大量蒸汽,湿地表面出现大量泡沫,如图2所示。这说明 $\text{H}_2\text{O}_2$ 与堵塞基质反应不仅是通过化学氧化作用,还有释放热量和起泡泡的物理作用,在加药过程中应注意控制投药速度并注意安全。减缓 $\text{H}_2\text{O}_2$ 的流入速度以后,泡沫逐渐消散,但是依然会产生白色蒸汽,这种猛烈的氧化作用可以持续长达60 min。观测显示,加药7 d后的出水水样中带有土黄色的颗粒物,这与未加药之前的透明状水样形成对比。同时,在出水管段上方和出水渠道内积累了许多黄褐色的污泥沉淀,推测是基质中堵塞物溶脱的结果。



图2 加药过程中进水端反应现象

Fig.2 Reaction phenomenon at the inlet end during the dosing process

### 2.2 加药对基质层及植物的影响

图3展示了试验单元格前端基质层加药前、中、后的变化。可以看出,加药前基质呈现黑色,表面附着大量的堵塞物。同时未观察到水流,说明该单元格基质堵塞程度较为严重。在加入 $\text{H}_2\text{O}_2$ 之后,基质内部先是冒出大量的气泡,并产生浓烟,反应5~10 min以后,反应变缓慢,气泡逐渐消失。这是由于35%的 $\text{H}_2\text{O}_2$ 是一种强氧化剂,容易分解并释放氧气,与还原性杂质如有机物反应,同时与有机污泥接触以后会形成微气泡,这些微气泡迅速聚集导致沸腾。



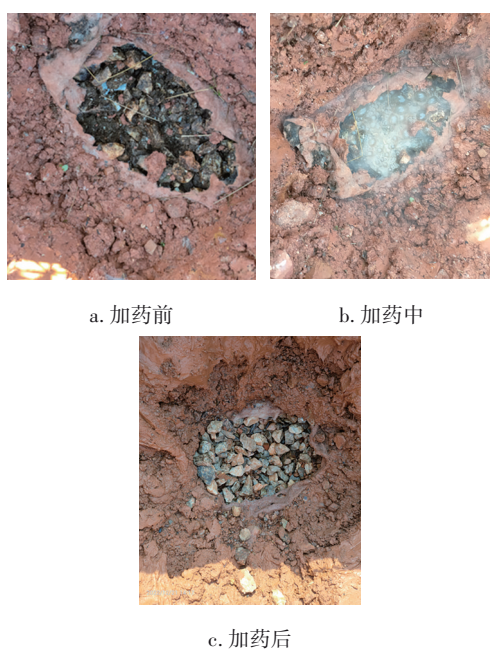


图3 加药前后基质层表观变化情况

Fig.3 Change in appearance of substrate layer before and after dosing chemical

试验单元格基质层表面前端种植有 90 m<sup>2</sup> 龙须草,末端种植了 170 m<sup>2</sup> 的黄菖蒲。初次加药时进药流速控制不佳,导致 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 与内部基质反应剧烈,大量气泡从基质内部流出,流出的泥水混合物对植物叶片具有一定的伤害,故试验单元格基质加药管边缘部分龙须草叶片丧失活性,其余植物并未出现死亡的现象。同时,由于试验季节为冬季,种植的植物大多数已经被收割,在加药 60 d 后,进入春季可以明显观察到试验单元格的植物开始生长,说明投加 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 并不会导致植物大量死亡。

### 2.3 出水流量的变化

试验期间加药单元格出水流量的变化如图 4 所示。可以看出,加药前出水平均流量为 (4.90±0.12) m<sup>3</sup>/h,出水流量较稳定。在投加 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 后的 1~5 d (第 8~12 天),出水流量有所下降,推测是由于大量基质堵塞物从基质表面溶脱下来,泥水混合物逐渐流出潜流湿地。加药 8 d 后 (第 15 天),出水流量逐渐增大,加药 11 d 后 (第 18 天),潜流湿地所在地下雨,导致流量有所波动。加药 60 d 后,出水流量趋于稳定,平均出水流量为 (6.42±0.25) m<sup>3</sup>/h。说明投加 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 有效缓解了潜流湿地试验单元格的基质堵塞问题。

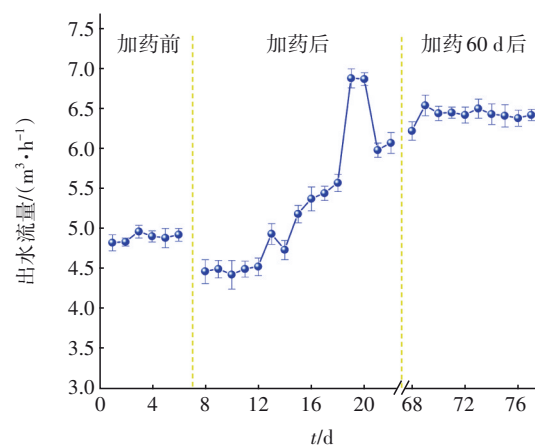


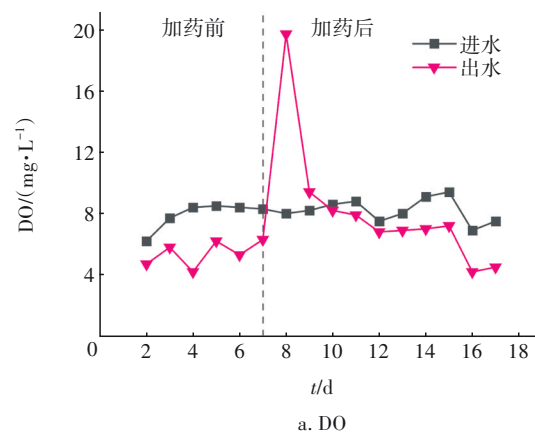
图4 加药前后出水流量的变化

Fig.4 Change in outflow rate before and after dosing chemical

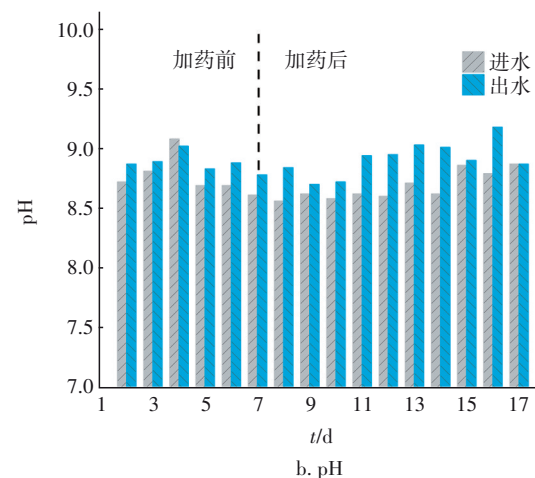
### 2.4 水质的变化

#### 2.4.1 溶解氧和 pH 的变化

加药前后进出水 DO 和 pH 的变化如图 5 所示。



a. DO



b. pH

图5 加药前后进出水 DO 和 pH 的变化

Fig.5 Change in DO and pH of influent and effluent before and after dosing chemical

从图5(a)可以看出,加药前进水平均DO为7.9 mg/L,出水DO为5.4 mg/L。加药后(第8天), $H_2O_2$ 与基质堵塞物反应放出大量的热与氧气,导致出水DO浓度升高,达到19.7 mg/L;加药9 d后(第16天),出水DO浓度恢复至加药前水平,说明此时基质内部因为投加 $H_2O_2$ 而产生的溶解氧已全部消耗或流出。

从图5(b)可以看出,湿地进水呈弱碱性,在经过潜流湿地净化后,pH有所升高,说明湿地内部是一个弱碱性的环境。有研究表明<sup>[6]</sup>,弱碱性环境有利于生物脱氮除磷。在加药之后,潜流湿地进出水pH没有明显变化,说明投加 $H_2O_2$ 没有改变湿地内部的酸碱环境。

#### 2.4.2 COD和总磷的变化

加药前后人工湿地进出水COD和总磷浓度的变化如图6所示。

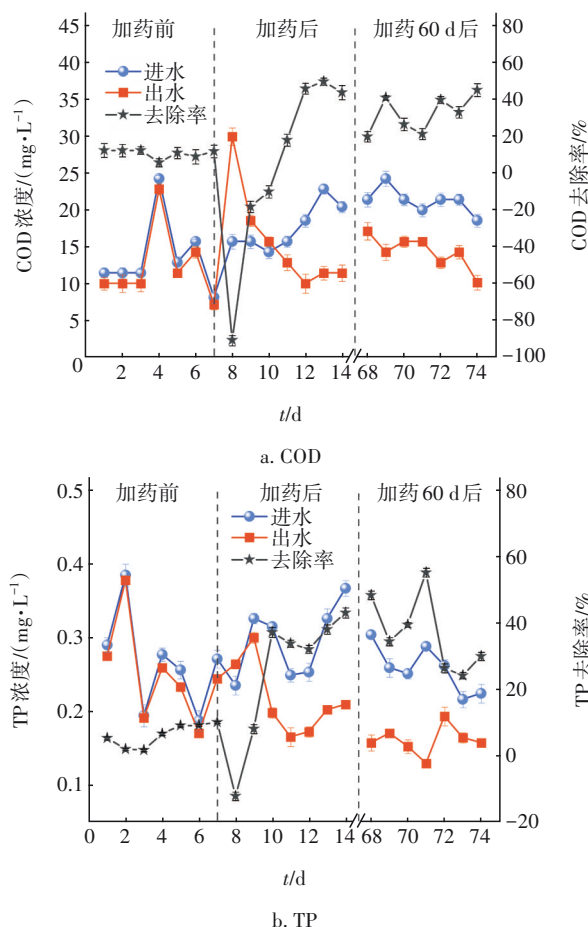


图6 加药前后进出水COD和TP的变化

Fig.6 Change in COD and TP concentrations of influent and effluent before and after dosing chemical

从图6(a)可以看出,潜流人工湿地进水COD在8.1~24.3 mg/L范围内波动,平均浓度为13.6 mg/L。加药前试验单元格出水COD平均浓度为12.1 mg/L,去除率为10.8%。加药后第1天出水COD浓度上升至30 mg/L,并观察到出水中含有大量土黄色颗粒,推测原因是 $H_2O_2$ 的作用使得基质堵塞物氧化溶脱并从湿地内部流出,导致出水有机物增多。加药7 d后,潜流人工湿地对COD的去除能力恢复到正常水平,进水COD为20.4 mg/L,出水COD为11.4 mg/L,去除率达到44.0%。加药60 d后,COD平均去除率达到32.6%,较加药前提高21.8%。有研究表明<sup>[7]</sup>,随着潜流湿地基质堵塞,湿地水力停留时间变短,对COD的去除效果变差,投加 $H_2O_2$ 后COD去除率上升,表明潜流湿地基质堵塞情况得到一定改善。

从图6(b)可以看出,潜流人工湿地进水TP在0.2~0.4 mg/L范围内波动,加药前TP去除率为6.2%,加药后第1天TP出水浓度为0.27 mg/L,TP去除率下降到-12.5%,之后去除率逐步提高,至加药后第7天TP去除率达到43.0%。加药60 d后TP去除率在40%左右波动。结合微生物群落变化进行分析,加药60 d后,潜流湿地内部放线菌门和变形菌门相对丰度增加,而放线菌门和变形菌门在生物脱氮除磷过程中具有核心作用,故总磷去除率得以提高。

#### 2.4.3 氮的变化

进水 $NH_4^+-N$ 在0.3~7.3 mg/L范围内波动,主要受污水厂出水水质的影响,加药后第1天出水 $NH_4^+-N$ 浓度为0.4 mg/L,去除率从78.8%下降到9.7%,第2天则恢复到92.4%。加药60 d后,对 $NH_4^+-N$ 的平均去除率为75.3%。对 $NH_4^+-N$ 的去除发生在微生物吸收消耗有机营养物的硝化过程中<sup>[8]</sup>,加入 $H_2O_2$ 后,短期内潜流人工湿地内部缺氧环境被改变,对氨氮的去除效果有短暂提升。潜流人工湿地进水 $NO_3^--N$ 平均浓度为11.6 mg/L,如图7(a)所示。加药前,出水 $NO_3^--N$ 为13.1 mg/L,高于进水浓度;加药7 d后,出水 $NO_3^--N$ 浓度虽有降低,但仍高于进水;而在加药60 d后 $NO_3^--N$ 去除率达到14.7%。推测是因为潜流人工湿地内部仍处于缺氧状态,有利于 $NO_3^--N$ 被微生物还原。

潜流人工湿地进水 $NO_2^--N$ 在0.1~0.28 mg/L范围内波动,加药前对 $NO_2^--N$ 的平均去除率为

91.9%,加药7 d后降至84.6%,加药60 d后恢复到95.4%。潜流人工湿地进水TN为9.5~15.2 mg/L,如图7(b)所示,加药前TN平均去除率为-4.8%,加药后短期内TN去除率稍有提高,但在60 d后,TN去除率大幅提高,达到34.9%。结合微生物群落变化进行分析,加药60 d后,潜流人工湿地内部反硝化菌活性增加,故在加药后TN去除率升高。综上可知,投加 $H_2O_2$ 后短期内可能会导致人工湿地的氮去除性能下降,但随着时间的推移, $NH_4^+-N$ 和 $NO_3^- -N$ 去除率逐渐恢复到加药前水平,TN和 $NO_3^- -N$ 的去除率较加药前则分别提高39.7%和28.0%。

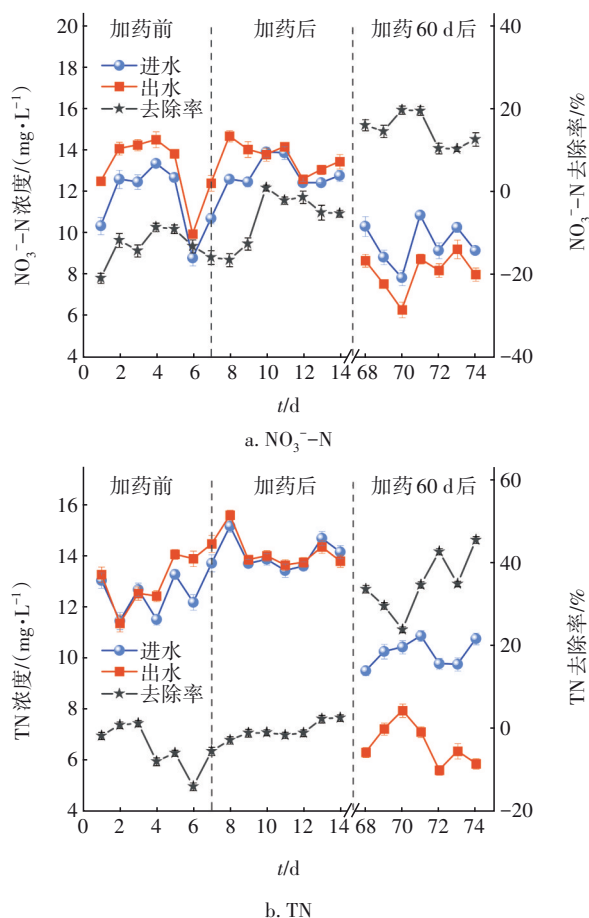


图7 加药前后进出水 $NO_3^- -N$ 和TN的变化

Fig.7 Change in nitrate nitrogen and total nitrogen concentrations of influent and effluent before and after dosing chemical

## 2.5 加药对微生物群落结构的影响

为了深入分析投加 $H_2O_2$ 对潜流人工湿地基质内部微生物群落结构的影响,分析了加药前(Q1)、加药7 d后(Q2)、加药60 d后(Q3)试验单元格基质上微生物群落结构的变化情况,结果见图8。

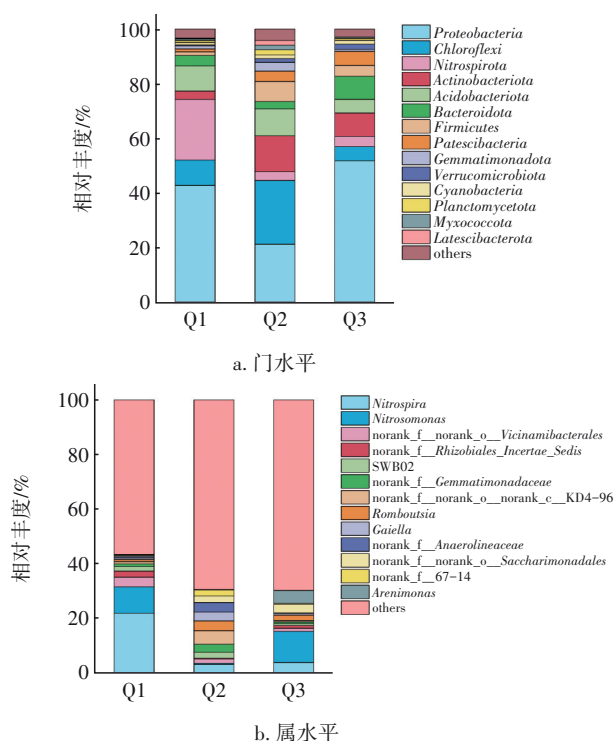


图8 加药前后试验单元格中微生物的群落结构

Fig.8 Microbial community structure in the test cell before and after dosing chemical

从图8(a)可以看出,在门水平上,加药前基质内部的优势菌门为变形菌门 *Proteobacteria* (42.64%)、硝化螺菌门 *Nitrospirata* (22.18%)、绿弯菌门 *Chloroflexi* (9.38%)、酸杆菌门 *Acidobacteriota* (9.23%)、拟杆菌门 *Bacteroidota* (3.82%)和放线菌门 *Actinobacteriota* (3.04%)。加药7 d后,由于 $H_2O_2$ 的强氧化性,可使DO升高,并对堵塞物具有溶脱和氧化分解作用,这引起了湿地内部环境和基质堵塞物结构的变化,变形菌门的丰度下降到21.12%,硝化螺菌门下降到3.24%,拟杆菌门下降到2.74%,表明投加 $H_2O_2$ 在短期内导致了基质内部微生物群落结构的变化,降低了部分细菌的丰度。而绿弯菌门丰度上升至23.35%,放线菌门上升至13.13%。有研究表明<sup>[9]</sup>,绿弯菌门可参与硝化作用的第二步,即将亚硝态氮转化为硝态氮,并同化吸收环境中的多种有机酸,这解释了在部分硝化菌属丰度下降的情况下,仍可以有效进行有机物降解和脱氮的部分原因;放线菌门和变形菌门下的菌属在生物脱氮除磷过程中具有核心作用<sup>[10]</sup>,这也说明了加药后短期内试验单元格除磷效果增强的原因。

在加药后第1天对碳、氮、磷的去除受到较大影



响,这可归因于 $H_2O_2$ 的投加对湿地内部环境和微生物群落结构造成较大冲击;但在加药后第2~7天,对碳、氮、磷的去除率便快速提升并在短期内逐渐趋于稳定,这可认为即使微生物群落结构受到较大影响,但微生物在 $H_2O_2$ 的影响下被快速激发活性以适应 $H_2O_2$ 的负面影响,因此微生物生长在一定程度上向适应 $H_2O_2$ 影响的方向发展,从而优化微生物群落结构。在加药60 d后,变形菌门的丰度上升至51.71%,放线菌门上升至8.55%,拟杆菌门上升至8.39%。说明投加 $H_2O_2$ 后在短期内对变形菌和拟杆菌有一定的抑制作用,但并不会造成此类细菌消失,60 d后其丰度可逐渐恢复,说明 $H_2O_2$ 带来的影响是可逆的。

在属水平上进一步分析微生物群落结构的变化,如图8(b)所示。可以看出,加药前湿地基质内的优势菌属为硝化螺菌属*Nitrospira*(21.81%)、亚硝化单胞菌属*Nitrosomonas*(9.66%)、*norank\_f\_\_norank\_o\_\_Vicinamibacterales*(3.5%),加药后短期内(7 d)3种菌属的丰度分别下降了18.76%、9.24%、1.99%;而加药60 d后,亚硝化单胞菌属*Nitrosomonas*丰度上升至11.42%。*Nitrosomonas*属于亚硝化单胞菌科、亚硝化单胞菌目、 $\beta$ -变形菌纲和变形菌门,其中富含硝化功能的细菌能够将氨氮氧化成亚硝酸盐<sup>[11]</sup>。由亚硝化菌属丰度的变化可以看出,加药后微生物群落结构在属水平上的变化与门水平一致。投加 $H_2O_2$ 短期内会降低硝化菌的丰度,推测这是因为投加 $H_2O_2$ 造成系统内氨氮浓度下降,硝化过程受阻,且硝化菌易受外界环境变化的影响,致使世代周期长、生长缓慢,从而导致硝化菌生长受到抑制。但是在60 d后其丰度可逐步恢复,说明 $H_2O_2$ 带来的影响是可逆的。此外,在加药60 d后,兼性反硝化菌*Arenimonas*丰度由加药前的0.15%上升至4.79%。该菌属可以利用有机碳源进行脱氮<sup>[12]</sup>,其相对丰度的升高可能是在投加 $H_2O_2$ 后异养菌的相对丰度降低,在湿地逐渐恢复厌氧环境的过程中,反硝化菌属与异养菌竞争碳源的难度降低,从而促进了反硝化菌的生长。

### 3 结论

① 投加 $H_2O_2$ 在一定程度上能够缓解潜流人工湿地基质堵塞问题。投加过氧化氢60 d后,试验单元格出水流量从 $(4.90 \pm 0.12) m^3/h$ 提升至 $(6.42 \pm$

$0.25) m^3/h$ 。尽管投加 $H_2O_2$ 会短暂降低潜流人工湿地的处理性能,但没有改变湿地内部的酸碱环境。在加药60 d后, $NH_4^+-N$ 和 $NO_2^--N$ 的去除率恢复至加药前水平,而对COD、TP、TN、 $NO_3^--N$ 的去除率分别提高21.8%、33.8%、39.7%、28.0%。

② 微生物群落结构分析表明,投加过氧化氢60 d后促进了*Proteobacteria*相对丰度的增加,但是会短期抑制基质内部硝化菌的丰度,这是因为潜流人工湿地孔隙率增大所致的好氧环境为好氧菌的生长创造了适宜条件,从而推动潜流人工湿地处理性能的恢复。加药60 d后,亚硝化菌属*Nitrosomonas*、反硝化菌属*Arenimonas*丰富增加,基质内部微生物群落结构在一定程度上得到优化。

③  $H_2O_2$ 修复是一种很有前景的应对潜流湿地堵塞的修复方法,但在使用 $H_2O_2$ 处理潜流湿地堵塞时,需要获得相关部门的批准和许可。另外,安全性也是一个关键考虑因素。由于 $H_2O_2$ 具有强氧化性, $H_2O_2$ 与湿地基质的反应是一个放热产生氧气的过程,会产生大量泡沫与浓烟,因此应控制加药流速,同时应注意远离火源,以防引起火灾。另外,不建议在湿地表面施用 $H_2O_2$ ,因为 $H_2O_2$ 会首先与植物碎屑发生反应,一方面对植物根系和叶片有损害,另一方面降低了 $H_2O_2$ 的有效利用率。出于安全和可行性考虑,建议在冬天使用该方法,同时修剪或清除湿地积水区的高大植被。

### 参考文献:

- [1] 顾佳华, 赵金辉, 王洋洋, 等. 人工湿地用于城市污水厂尾水深度处理及其脱氮效能强化研究[J]. 现代化工, 2020, 40(3): 64-66, 71.  
GU Jiahua, ZHAO Jinhui, WANG Yangyang, et al. Study on advanced treatment of tail water from wastewater treatment plant by constructed wetland and enhancement in denitrification efficiency [J]. Modern Chemical Industry, 2020, 40 (3) : 64-66, 71 (in Chinese).
- [2] WU H M, ZHANG J, NGO H H, et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation [J]. Bioresource Technology, 2015, 175: 594-601.
- [3] 林莉莉, 鲁纳, 肖恩荣, 等. 人工湿地生物堵塞研究进展[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(6): 207-214.  
LIN Lili, LU Rui, XIAO Enrong, et al. Bioclogging in

- constructed wetlands: state-of-the-art[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 42(6): 207-214 (in Chinese).
- [4] HUA G F, ZHU W, ZHAO L F, *et al.* Applying solubilization treatment to reverse clogging in laboratory-scale vertical flow constructed wetlands [J]. *Water Science and Technology*, 2010, 61(6): 1479-1487.
- [5] NIVALA J, ROUSSEAU D P L. Reversing clogging in subsurface-flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: two case studies[J]. *Water Science and Technology*, 2009, 59(10): 2037-2046.
- [6] 张耀坤, 荣宏伟, 张朝升. 化学混凝强化SBR工艺除磷的试验研究[J]. *净水技术*, 2016, 35(2): 58-63.  
ZHANG Yaokun, RONG Hongwei, ZHANG Chaosheng. Experimental research on phosphorus removal by enhanced SBR process assisted with chemical coagulation [J]. *Water Purification Technology*, 2016, 35(2): 58-63(in Chinese).
- [7] CAO Y, LI Y, REN L, *et al.* Bio-clogging mitigation in vertical subsurface flow constructed wetlands using rhamnolipids-citric acid compound [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 426: 131278.
- [8] 曹原. 鼠李糖脂-柠檬酸对人工湿地堵塞的缓解效果及机理研究[D]. 青岛: 青岛大学, 2021.  
CAO Yuan. Effect and Mechanism of Rhamnolipids-Citric Acid Compound on Bio-clogging Mitigation in Constructed Wetland[D]. Qingdao: Qingdao University, 2021(in Chinese).
- [9] 鲜文东, 张潇橦, 李文均. 绿弯菌的研究现状及展望[J]. *微生物学报*, 2020, 60(9): 1801-1820.  
XIAN Wendong, ZHANG Xiaotong, LI Wenjun. Research status and prospect on bacterial phylum *Chloroflexi* [J]. *Acta Microbiologica Sinica*, 2020, 60(9): 1801-1820 (in Chinese).
- [10] 房昀昊, 彭剑峰, 宋永会, 等. 高通量测序法表征潜流人工湿地中不同植物根际细菌群落特征[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(3): 911-918.  
FANG Yunhao, PENG Jianfeng, SONG Yonghui, *et al.* High throughput sequencing analysis of microbial communities in different plant rhizosphere in subsurface-flow constructed wetland [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2018, 38(3): 911-918(in Chinese).
- [11] 严夏. 厌氧水解-亚硝化厌氧氨氧化串联工艺处理高氨氮化肥废水的探索研究[D]. 北京: 北京化工大学, 2016.  
YAN Xia. Exploratory Research of Anaerobic Hydrolysis-Nitrosation Anammox Process Treating Rich Ammonia Fertilizer Wastewater [D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2016(in Chinese).
- [12] 马冰冰, 张肖静, 张涵, 等. 长期饥饿后厌氧氨氧化工艺的的运行及恢复性能研究[J]. *中国环境科学*, 2022, 42(6): 2611-2618.  
MA Bingbing, ZHANG Xiaojing, ZHANG Han, *et al.* Operation and recovery performance of anaerobic ammonia oxidation process after long-term starvation [J]. *China Environmental Science*, 2022, 42(6): 2611-2618 (in Chinese).

作者简介: 蒋志国(1988- ), 男, 河南新乡人, 硕士, 工程师, 主要研究方向为水处理技术。

E-mail: 903820162@qq.com

收稿日期: 2024-04-14

修回日期: 2024-09-13

(编辑: 任莹莹)

推进地下水超采综合治理,  
复苏河湖生态环境