

doi:10.3969/j.issn.1673-9833.2020.03.009

微动力曝气对复合垂直流人工湿地脱氮效果研究

付峥嵘, 王耀辉, 殷强

(湖南工业大学 土木工程学院, 湖南 株洲 412007)

摘要: 为构建复合垂直流人工湿地, 通过单因素、多因素正交实验法得到系统运行所需最佳运行条件, 微动力曝气最佳运行条件为曝气位置为下行流湿地 60 cm, 曝气时间为 3.5 h, 曝气量为 600 mL/min, 曝气方式为连续曝气 0.5 h, 停机 1.0 h。在最佳运行条件下, 考察微动力曝气对系统内 DO、pH 值、COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 浓度的影响, 同时考察复合垂直流人工湿地系统的运行效果。结果表明: 在最佳运行条件下, 出水的 DO 质量浓度为 7.89 mg/L, pH 值为 7.26, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除率均达到了 90% 以上; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 出水浓度达到了地表水 I 类标准, TN 出水浓度达到了地表水 II 类标准; 湿地系统 CW1 对微污染水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 COD 的去除率均明显高于空白对照组的湿地系统 CW1 和 CW2。可见, 通过微动力曝气, 能明显增强复合垂直流人工湿地对微污染水源的脱氮效果, 并且能极大地提高湿地系统内的 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率。

关键词: 微动力曝气; 复合垂直流人工湿地; 脱氮效果; 总氮

中图分类号: X52

文献标志码: A

文章编号: 1673-9833(2020)03-0062-07

引文格式: 付峥嵘, 王耀辉, 殷强. 微动力曝气对复合垂直流人工湿地脱氮效果研究 [J]. 湖南工业大学学报, 2020, 34(3): 62-68.

Study on the Denitrification Effect of Micro-Dynamic Aeration on Compound Vertical Flow Constructed Wetland

FU Zhengrong, WANG Yaohui, YIN Qiang

(College of Civil Engineering, Hunan University of Technology, Zhuzhou Hunan 412007, China)

Abstract: This paper aims to construct a composite vertical flow constructed wetland, with the optimal operation conditions for the system operation to be obtained by single factor and multi-factor orthogonal experiments. Under the optimal operation conditions (optimal operation condition of micro-dynamic aeration is that the aeration position is 60 cm down flow wetland, with 3.5 h the aeration time, 600 mL / min the aeration amount, the aeration mode being continuous aeration for 0.5 h and shutdown for 1.0 h.), an investigation has been made of the influence of the system on DO, pH, COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN concentration in the system, as well as the operation effect of the composite vertical flow constructed wetland system. The results show that under the optimal operating conditions, the DO concentration of the effluent is 7.89 mg/L, the pH value 7.26, and the removal rates of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN reaching more than 90%. The effluent concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ meets class I standard of the surface water, and the effluent concentration of TN meets class II standard of the surface water. The removal rates of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN and COD in micro-polluted water

收稿日期: 2019-05-30

基金项目: 湖南省省市联合基金资助项目 (2017JJ4034), 株洲市科技计划基金资助项目 (2019-022)

作者简介: 付峥嵘 (1974-), 男, 湖南安化人, 湖南工业大学副教授, 主要从事生态水处理和绿色建筑技术方面的教学与研究, E-mail: 441680332@qq.com

by the wetland system CW1 are over 90%, significantly higher than that of the wetland system CW1 and CW2 in the blank control group. Through micro-dynamic aeration, the denitrification effect of compound vertical flow constructed wetlands on micro-polluted water sources can be significantly enhanced, with the removal rates of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN in the wetland system greatly improved.

Keywords: micro-dynamic aeration; integrated vertical-flow constructed wetland; denitrification effect; total nitrogen

0 引言

我国越来越重视环境保护和生态修复, 积极开展微污染河流、湖泊的水质治理。其源头的污水处理厂达标排放的尾水也属于微污染水^[1], 人工湿地 (constructed wetland, CW) 是治理微污染水的生态技术之一, 特别适用于面源污染治理, 净化水体、改善水质。人工湿地技术属于生态水处理技术^[2-3], 其模拟自然湿地的生态结构, 人工设计建造污水处理系统, 由基质组成填料床, 在其表面种植高等水生植物, 形成特殊的污水处理系统。这种生态系统的技术手段在工程应用^[4-7]上具有可操控性, 可行且实用。但是在实际运行过程中, 不同人工湿地的脱氮效果差异较大, 国内外学者其改良、强化工艺投入了较多研究。其中, 强化措施有很多, 如工程上一般会不同湿地进行组合形成复合湿地, 联合其它性质污水处理工艺形成组合工艺, 研发配制更优的基质填料组合, 优化植物的选择, 进行高强度曝气, 投加针对性的微生物等^[8-10]。

人工湿地的强化措施中, 曝气是一种典型的措施。而曝气的种类又分为很多, 如经典的鼓风曝气、机械曝气等, 而本研究设计的曝气系统与前人的不同之处在于采用微动力。经典的好氧曝气的局限性, 在于反硝化反应被抑制, 致使出水 TN (total nitrogen, 总氮) 去除率较低, 高强度的好氧曝气能源消耗较大, 不利于节约资源^[11]; 而采用微动力曝气, 不仅可以保证较高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (铵态氮) 去除率, 还能使反硝化反应得到正常运行, 使出水 TN 去除率提高^[12]。目前, 实验室阶段采用微型增氧气泵充当曝气能源, 在实际工程应用中可以采用太阳能电池板、风力发电等作为曝气能源, 利用微动力曝气带来较高的污染物去除率, 该技术必然是以后生态水处理技术研究的热点之一。本文构建复合垂直流人工湿地, 将主要讨论微动力曝气对复合垂直流人工湿地的脱氮效果及其影响因素。

1 实验

1.1 实验装置

本实验主要装置设置在湖南工业大学土木楼 308 水处理实验室, 实验装置主要包括预处理系统、进水系统、集水系统和处理系统, 处理系统包括基质、植物和曝气系统。实验装置的剖面图如图 1 所示。整个主实验装置的规格为 (长 × 宽 × 高) 100 cm × 50 cm × 100 cm, 总容积为 0.5 m³, 侧面每隔 20 cm 设置 1 个取样口, 安装阀门。排水口设置在试验装置底部, 用 DN20 PVC 管连接下水道, 超过实验装置的水由上部的阀门排出。进水管与支水管垂直连接, 支水管置于基质上方, 即湿地表面水平均匀分布多个支水管, 支水管上均匀设置多个配水孔, 孔径为 10 mm, 起到均匀布水的效果。实验装置的进水口设置在下行流湿地系统的上部, 水流依靠重力向下流动至下行流湿地底部, 再通过基质填料扩散至上行流湿地底部, 最后向上缓慢流动, 直至达到标记的水位线, 超出的部分可利用侧面的取样口排除。增氧气泵的空气通过曝气主管和流量计输送至分流器, 经过分流后分别连接 4 个曝气分管, 曝气分管末端有马蹄形气石, 可以在水中产生微型气泡。在实验装置中预埋 DN40 的 PVC 立管, 垂直安装在基质填料中, 下行流和上行流湿地中各 2 根。立管上有间距相同的圆孔, 曝气支管可在立管中上下调整位置, 且不会被基质填料挤压而变形。

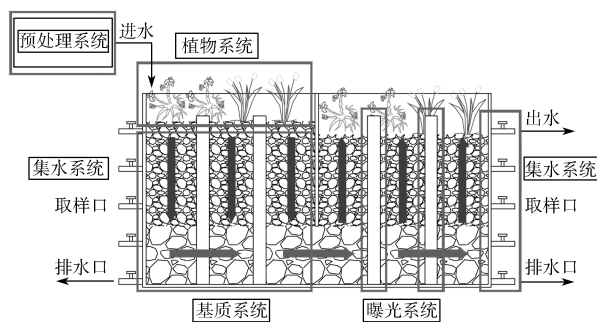


图 1 实验装置剖面图 (CW1)

Fig. 1 Section drawing of test equipment (CW1)

1.2 实验进水水质

实验进水为株洲市龙泉污水处理厂一期工程二沉池边缘出水的模拟废水,水质情况如表1所示。模拟污水厂出水的试验水质低于地表水环境质量V类标准,属于微污染水。

表1 实验进水水质对比

Table 1 Comparison of inlet water quality

项目	COD/ (mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/ (mg·L ⁻¹)	TN/ (mg·L ⁻¹)	TP/ (mg·L ⁻¹)	pH值
地表水环境质量 V类标准	40.0	2.0	2.0	0.4	6~9
实验水质 浓度范围	35~38	5.32~7.42	6.5~10.6	0.11~0.18	7.22~7.85
实验水质均值	36.4	6.54	8.6	0.14	7.56

注:化学需氧量(chemical oxygen demand, COD),总磷(total phosphorus, TP)。

1.3 实验设计

实验设置对照组和空白组,与实验组进行对比,其实验参数如表2所示。

表2 实验组与空白对照组的试验参数

Table 2 Test parameters of the experimental group and the blank control group

名称编号	实验装置	基质系统	植物系统	曝气系统
实验组 CW1	复合垂直流	红火山石	植物1、植物2	微动力曝气
对照组 CW2	复合垂直流	红火山石	植物1、植物2	无
空白组 CW3	复合垂直流	红火山石	无	无

实验前先在株洲市龙泉污水处理厂一期工程二沉池边缘取水样并测定其主要水质指标,然后在实验室内用自来水添加葡萄糖、硫酸铵、磷酸二氢钾等配置成模拟污水放置在高位水箱中作为原水使用。

选用10~20 mm、30~50 mm红火山石作为基质填料。红火山石的比表面积较大,表面有较多的孔隙,且质地较硬,适合用作水处理填料^[13]。将30~50 mm红火山石均匀铺到实验装置的底部,高度约为40 cm,再在上方铺满10~20 mm红火山石,高度约为40 cm。即将实验装置分为两层,上层为小粒径的红火山石,下层为大粒径的红火山石,上层红火山石内设置一块亚克力材质的隔板形成复合流,最后在上层种植水生植物美人蕉和黄菖蒲。

运用单因素实验法,对曝气位置、曝气时间、曝气量进行实验,得出以下结果:

1) 在上行流底部曝气时,出水的TN去除率略微提高,但NH₄⁺-N去除率下降较大;在两池底部同时曝气时,TN去除率下降较大。在下行流底部曝气时,出水的NH₄⁺-N、TN去除率均较高。故得知较好的曝气位置为下行流湿地60 cm处。

2) 单独改变曝气时间,对出水水质指标有明显

影响。随着曝气时间增加,NH₄⁺-N去除率不断增大,TN去除率在0.5~2.0 h逐渐增大,在2.0~8.0 h逐渐减小。综合考虑,确定较好的曝气时间为3.5 h。

3) 单独改变曝气量对出水水质指标有明显的影响。随着曝气量的增加,NH₄⁺-N去除率先增大后减小直至稳定,TN去除率在200~600 mL/min逐渐增大,600~1 200 mL/min逐渐减小。故得出较好的曝气量为600 mL/min。

通过以上单因素分析结果,再运用正交实验分析和综合考虑,确定微动力曝气的最佳运行条件如下:曝气位置为下行流湿地60 cm处,曝气时间为3.5 h,曝气量为600 mL/min,曝气方式为连续曝气0.5 h,再停机1.0 h。然后根据上述得到的最佳运行条件进行复合垂直流人工湿地的运行效果研究。

1.4 检测内容及方法

实验装置启动后,进行定期采样,每隔3 d进行1次采样,测定进水和出水的水质指标。水质指标的测定方法参考《水和废水监测分析方法》第四版和相应的国家标准。

水质检测试验相关的营养盐指标、方法及仪器,如表3所示。

表3 水质检测营养盐指标及方法

Table 3 Nutrient salt indicators and methods for water quality testing

指标名称	检测方法	仪器名称型号
化学需氧量 COD	重铬酸钾法	ET3150B型多功能消解器、 ET1151型COD测定仪
氨氮 NH ₄ ⁺ -N	纳氏试剂分光 光度法	AD-82B型便携式氨氮测定仪
总氮 TN	碱性过硫酸钾 分光光度法	XFH-50CA型电热式压力蒸汽 灭菌器、UV-1800型紫外可见 分光光度计

2 结果与分析

2.1 对系统内沿程DO浓度的影响

DO(dissolved oxygen)对实验的影响主要体现在实验装置在微动力曝气最佳运行条件和未曝气情况下,沿程取样点的DO浓度变化如图2所示。两种运行情况下的DO浓度差值如图3所示。

由图2和图3可以得知,实验装置在未曝气情况下,沿水流方向,DO质量浓度先增大,后减少,再增大,最后减小至稳定;实验装置在曝气最佳运行条件下,沿水流方向,DO质量浓度是先增大,后减小,再增大。

1) 实验装置经过曝气后,各沿程取样点的DO质量浓度值均大于5 mg/L,且取样点2和取样点8

的 DO 质量浓度值高于 7 mg/L; 沿水流方向, 湿地前端 DO 质量浓度的增幅较高, 这是因为曝气位置是在下行流底部, 微型气泡受浮力向上扩散, 并溶解于水中。

2) 对比两种运行条件下的 DO 浓度差值, 可以发现最佳运行条件下样的 DO 质量浓度平均提高了 2.52 mg/L。这表明实验装置内的氧环境条件得到了改善, 湿地系统在该曝气条件下, 内部呈现出不断交替的好氧 / 缺氧环境。

3) 曝气最佳运行条件下, 取样点 1~3、7、8 的 DO 质量浓度比取样点 4~6 的 DO 浓度高。表明取样点 1~3、7、8 在试验装置的中上部, 靠近植物的根系部分, 处于好氧区; 而取样点 4~6 在装置的底部, 离植物较远, 故 DO 质量浓度相对较低。

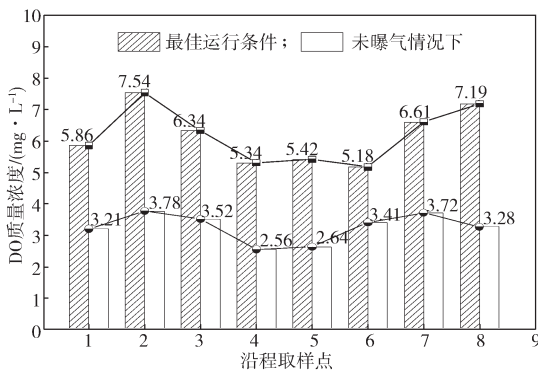


图2 两种运行条件下沿程取样点的 DO 质量浓度变化
Fig. 2 DO mass concentration changes along the sampling points under two operating conditions

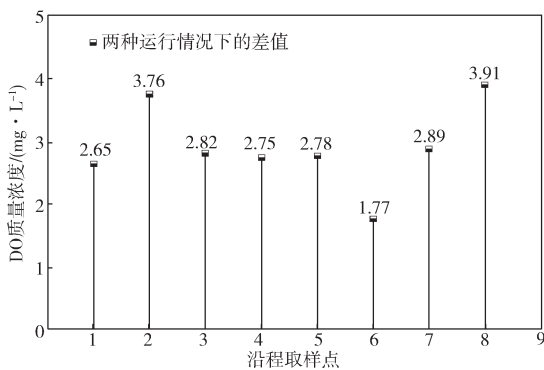


图3 两种运行情况下的 DO 质量浓度差值
Fig. 3 DO mass concentration difference comparison under two operating conditions

2.2 对系统内沿程 pH 值的影响

pH 值对实验装置的影响主要体现在对微生物的影响。大多数微生物生存的适宜 pH 值范围均较小, 若处于适宜 pH 值范围之外, 则微生物的生命活动会变慢甚至导致其死亡。实验装置在微动力曝气最佳运行条件和未曝气情况下沿程取样点的 pH 值变化情况如图 4 所示。在两种运行情况下的 pH 值差值如图 5

所示。

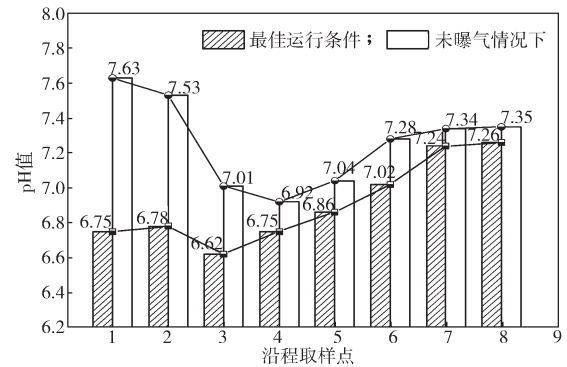


图4 两种运行条件下沿程取样点的 pH 值变化
Fig. 4 pH changes of sampling points along the path under two operating conditions

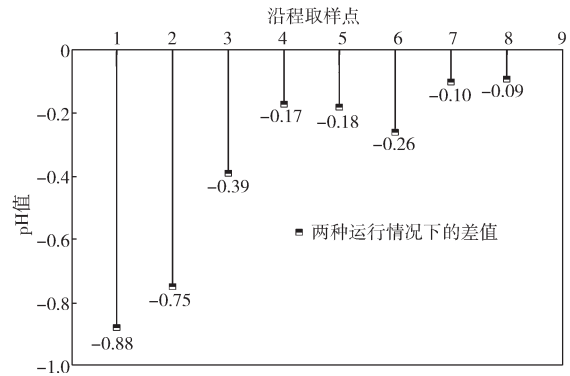


图5 两种运行情况下的 pH 值差值
Fig. 5 pH value difference under the two operating conditions

由图 4 和图 5 可以得知, 实验装置在曝气最佳运行条件和未曝气情况下的 pH 值变化存在差异, 但变化趋势类似。

1) 未曝气情况下, pH 值的平均值为 7.26。取样点 1~4 的 pH 值变化较大, 变化范围为 6.92~7.63; 取样点 5~8 的 pH 值变化不大, 变化范围为 7.04~7.35。曝气最佳运行条件下, pH 值的平均值为 7.08。取样点 5~8 的 pH 值变化较大, 变化范围为 6.86~7.26; 取样点 1~4 的 pH 值变化不大, 变化范围为 6.62~6.75。

2) 对比两种运行条件下的 pH 值变化, 发现沿水流方向 pH 值变化较大, 但出水的 pH 值变化很小, 即曝气对出水 pH 值的影响较小。

3) 曝气最佳运行条件下的 pH 值均低于未曝气情况下的。分析其原因, 是曝气使湿地系统内硝化作用增强, 硝态氮不断积累, 同时水中有机物降解过程中产生了酸性物质等, 使得溶液的 pH 值较低。

4) 曝气最佳运行条件下的 pH 值均减小了, 且取样点 1 的 pH 值降幅最大。分析原因是曝气在下行流湿地的底部进行, 曝气产生的微量气泡使得上部的有机物不断分解, 产生各类酸性物质, 使得上部 pH 值呈弱酸性, 说明微动力曝气对下行流湿地上的

pH 值影响较大。

2.3 对垂直流人工湿地中 TN 的去除效果

各湿地系统的 TN 进出水质量浓度随时间的变化曲线如图 6 所示, 各湿地系统的 TN 去除率随时间的变化曲线如图 7 所示。

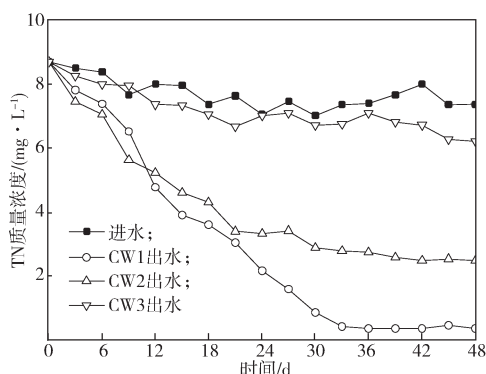


图 6 各湿地系统 TN 进出水质量浓度随时间的变化曲线

Fig. 6 TN in and out mass concentration of each wetland system over time

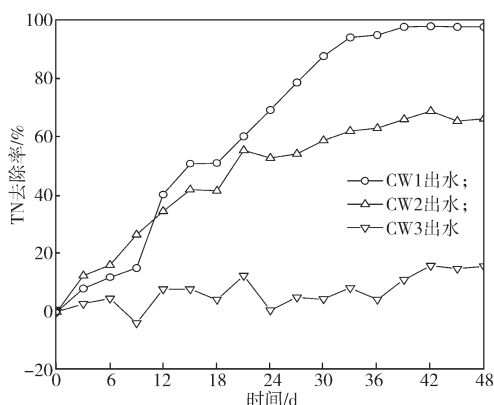


图 7 各湿地系统 TN 去除率随时间的变化曲线

Fig. 7 TN removal rate of each wetland system over time

由图 6 中曲线可以得知, 各个湿地系统的进水 TN 质量浓度为 7.02~8.67 mg/L, 平均 TN 的质量浓度为 7.68 mg/L。经过各湿地系统的净化作用后, TN 质量浓度均降低, 微污染水经过湿地系统 CW1 后, TN 的质量浓度为 0.37 mg/L; 微污染水经过湿地系统 CW2 后, TN 的质量浓度为 2.49 mg/L; 微污染水经过湿地系统 CW3 后, TN 质量浓度为 6.20 mg/L。

由图 7 可以得知, 湿地系统 CW1 对 TN 的去除率为 95.18%, 湿地系统 CW2 对 TN 的去除率为 67.58%, CW3 对 TN 的去除率为 19.27%。可见湿地系统 CW1 对微污染水 TN 的去除效果最优。在不同的湿地处理单元中, CW1 对水质中 TN 的净化效果要好于 CW2 和 CW3。

2.4 对垂直流人工湿地中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果

各湿地系统的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进出水质量浓度随着时间

的变化曲线如图 8 所示。

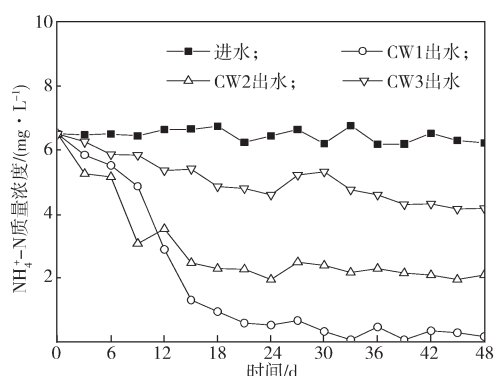


图 8 各湿地系统 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进出水质量浓度随时间的变化曲线

Fig. 8 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in and out water mass concentration of each wetland system over time

由图 8 可以得知, 湿地系统的进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度为 6.21~6.78 mg/L, 平均 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度为 6.49 mg/L。经过各湿地系统的净化作用后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度均降低。微污染水经过湿地系统 CW1 后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度降为 0.23 mg/L; 微污染水经过湿地系统 CW2 后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度降为 2.14 mg/L, 微污染水经过湿地系统 CW3 后, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的质量浓度降为 4.23 mg/L。

各湿地系统的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率随时间的变化曲线如图 9 所示。

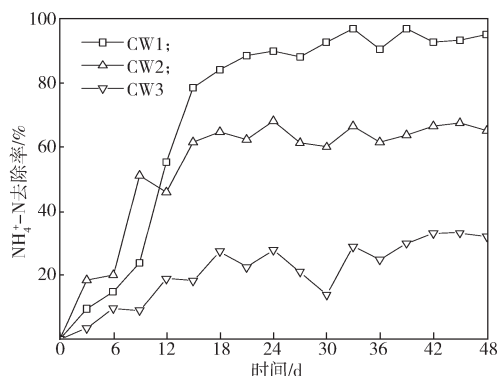


图 9 各湿地系统 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率随时间的变化曲线

Fig. 9 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal rate of each wetland system over time

由图 9 可知, 湿地系统 CW1 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 96.46%, 湿地系统 CW2 的去除率为 67.03%, CW3 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 34.82%。可见, 湿地系统 CW1 对微污染水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果最优。在不同的湿地处理单元中, CW1 对水质中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的净化效果要好于 CW2 和 CW3。

2.5 对垂直流人工湿地中 COD_{Cr} 的去除效果

各湿地系统的 COD_{Cr} 进出水浓度随时间的变化曲线如图 10 所示。

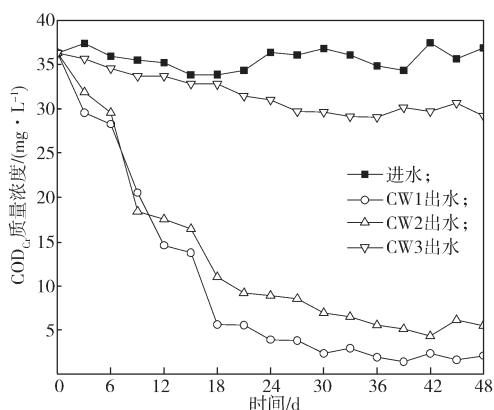


图 10 各湿地系统 COD_{Cr} 进出水质量浓度随时间的变化曲线

Fig. 10 COD_{Cr} in and out water mass concentration of each wetland system over time

由图 10 中的曲线可知, 湿地系统的进水 COD_{Cr} 质量浓度为 33.86~37.50 mg/L, 平均 COD_{Cr} 质量浓度为 35.71 mg/L。经过各湿地系统的净化作用后, 水中 COD_{Cr} 质量浓度均降低: 微污染水经过湿地系统 CW1 后, COD_{Cr} 的质量浓度为 2.09 mg/L; 微污染水经过湿地系统 CW2 后, COD_{Cr} 的质量浓度为 5.52 mg/L; 微污染水经过湿地系统 CW3 后, COD_{Cr} 的质量浓度为 29.20 mg/L。

各湿地系统的 COD_{Cr} 去除率随时间的变化曲线如图 11 所示。

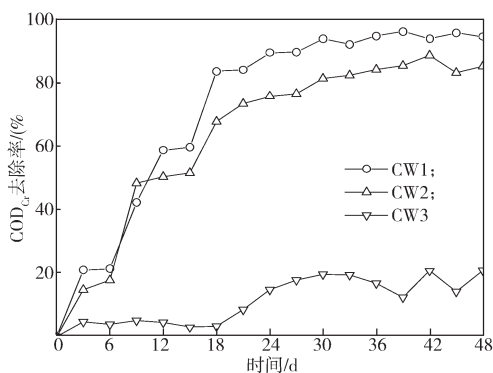


图 11 各湿地系统 COD_{Cr} 去除率随时间的变化曲线

Fig. 11 COD_{Cr} removal rate of each wetland system over time

由图 11 可知, 湿地系统 CW1 的 COD_{Cr} 去除率为 94.15%, 湿地系统 CW2 的去除率 84.54%, CW3 的 COD_{Cr} 去除率为 18.23%。这一结果表明湿地系统 CW1 对微污染水 COD_{Cr} 的去除效果最优。总结, 在不同的湿地处理单元中, CW1 对水质中 COD_{Cr} 的净化效果要好于 CW1 和 CW2。

2.6 微动力曝气对垂直流人工湿地中脱氮机理分析

有研究表明, 含氮化合物的去除主要依靠湿地生物系统中微生物与植物等通过物理、化学及生物

协同作用的综合结果^[14]。植物与微生物对含氮有机物的转化主要通过氨化作用, 其将可溶性的含氮有机物 (dissolved organic nitrogen, DON) 转化成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 再经过耦合硝化和反硝化作用去除氨氮^[15]。通过对 CW1、CW2 与 CW3 的对比实验, 以及对结果图的分析, 可得知 TN 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除主要通过生长期植物和微生物的吸收与转化来进行, 通过增加微动力曝气, 能够增加装置内植物根系与微生物的活性, 从而促进硝化与反硝化作用的进行, 使 TN 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率得到提升。

3 结论

通过单因素、多因素等试验分析和综合考虑, 确定微动力曝气最佳运行条件如下: 曝气位置为下行流湿地 60 cm, 曝气时间为 3.5 h, 曝气量为 600 mL/min, 曝气方式为连续曝气 0.5 h, 停机 1.0 h。在此运行条件下, 出水的 DO 质量浓度为 7.89 mg/L, pH 值为 7.26, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除率均达到了 90% 以上; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 出水浓度达到了地表水 I 类标准, TN 出水浓度达到了地表水 II 类标准。通过微动力曝气, 复合垂直流人工湿地的脱氮效果明显。

1) 曝气最佳运行条件下, 试验装置内的 DO 质量浓度平均提高了 2.52 mg/L, 表明试验装置内的氧环境条件得到了改善, 湿地系统在该曝气条件下, 内部呈现不断交替的好氧/缺氧环境。

2) 未曝气情况下出水的平均 pH 值为 7.26; 曝气最佳运行条件下出水的平均 pH 值为 7.08, 相比前者, 后者的平均 pH 值减小了。对比两种运行条件下的 pH 值变化发现, 沿水流方向的 pH 值变化较大, 但出水的 pH 值变化很小, 即曝气对出水 pH 值的影响较小。

3) 曝气最佳运行条件下, 试验装置的出水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 浓度均减小, 相比未曝气条件下, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除效果均得到了提高。

参考文献:

- [1] 靳鑫伟, 李梅, 谢培梁, 等. 微污染水源水处理技术研究进展 [J]. 环境科学与管理, 2019, 44(1): 119-123.
JIN Xinwei, LI Mei, XIE Peiliang, et al. Present Situation and Discussion of Micro-Polluted Water Resource Treatment Technology [J]. Environmental Science and Management, 2019, 44(1): 119-123.
- [2] 王印, 陶梦妮, 左思敏, 等. 城镇污水厂尾水处理技术应用研究 [J]. 应用化工, 2018, 47(12): 2729-

2733.
WANG Yin, TAO Mengni, ZUO Simin, et al. Study on Tail Water Treatment Technologies for Municipal Wastewater Plants[J]. Applied Chemical Industry, 2018, 47(12): 2729-2733.
- [3] 贾小宁, 何小娟, 韩凯旋, 等. 农村生活污水处理技术研究进展 [J]. 水处理技术, 2018, 44(9): 22-26.
JIA Xiaoning, HE Xiaojuan, HAN Kaixuan, et al. Research Progress of Sewage Treatment Technology in Rural Areas[J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44(9): 22-26.
- [4] 熊桂洪, 任 荣, 崔 凤. 人工湿地净化污水机理及应用 [J]. 环境与发展, 2019, 31(1): 251, 253.
XIONG Guihong, REN Rong, CUI Feng. Mechanism and Application of Sewage Purification by Constructed Wetland[J]. Environment and Development, 2019, 31(1): 251, 253.
- [5] DU L, TRINH X, CHEN Q R, et al. Enhancement of Microbial Nitrogen Removal Pathway by Vegetation in Integrated Vertical-Flow Constructed Wetlands (IVCWs) for Treating Reclaimed Water[J]. Bioresource Technology, 2018, 249: 644-651.
- [6] FOLADORI P, RUABEN J, ORTIGARA A R C. Recirculation or Artificial Aeration in Vertical Flow Constructed Wetlands: A Comparative Study for Treating High Load Wastewater[J]. Bioresource Technology, 2013, 149: 398-405.
- [7] DONG H Y, QIANG Z M, LI T G, et al. Effect of Artificial Aeration on the Performance of Vertical-Flow Constructed Wetland Treating Heavily Polluted River Water[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, 24(4): 596-601.
- [8] FAN J L, LIANG S, ZHANG B, et al. Enhanced Organics and Nitrogen Removal in Batch-Operated Vertical Flow Constructed Wetlands by Combination of Intermittent Aeration and Step Feeding Strategy[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(4): 2448-2455.
- [9] 江秀朋, 张翠英, 刘焕然, 等. 不同湿地植物对污染水体的净化效果 [J]. 工业水处理, 2019, 39(1): 53-56.
JIANG Xiupeng, ZHANG Cuiying, LIU Huanran, et al. Purifying Effect of Different Wetland Plants on Polluted Water Bodies[J]. Industrial Water Treatment, 2019, 39(1): 53-56.
- [10] 孙金华, 王思如, 朱乾德, 等. 水问题及其治理模式的发展与启示 [J]. 水科学进展, 2018, 29(5): 607-613.
SUN Jinhua, WANG Siru, ZHU Qiande, et al. Development and Enlightenment of Water Issues and Its Governance[J]. Advances in Water Science, 2018, 29(5): 607-613.
- [11] 陈佩佩, 邵小青, 郭松杰, 等. 水处理中生物填料的研究进展 [J]. 现代化工, 2017, 37(12): 38-42.
CHEN Peipei, SHAO Xiaoqing, GUO Songjie, et al. Research Progress of Biological Fillers for Wastewater Treatment[J]. Modern Chemical Industry, 2017, 37(12): 38-42.
- [12] 朱金格, 张晓姣, 刘 鑫, 等. 生态沟-湿地系统对农田排水氮磷的去除效应 [J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(2): 405-411.
ZHU Jinge, ZHANG Xiaojiao, LIU Xin, et al. Removal of Nitrogen and Phosphorus from Farmland Drainage by Ecological Ditch-Wetland System[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(2): 405-411.
- [13] 刘 冬, 张慧泽, 徐梦佳. 我国人工湿地污水处理系统的现状探析及展望 [J]. 环境保护, 2017, 45(4): 25-28.
LIU Dong, ZHANG Huize, XU Mengjia. Analysis and Prospects on the Situations of Constructed Wetlands in China[J]. Environmental Protection, 2017, 45(4): 25-28.
- [14] LI F M, LU L, ZHENG X, et al. Enhanced Nitrogen Removal in Constructed Wetlands: Effects of Dissolved Oxygen and Step-Feeding[J]. Bioresource Technology, 2014, 169: 395-402.
- [15] 汪 健, 李怀正, 甄葆崇, 等. 间歇曝气对垂直潜流人工湿地脱氮效果的影响 [J]. 环境科学, 2016, 37(3): 980-987.
WANG Jian, LI Huaizheng, ZHEN Baochong, et al. Effect of Intermittent Aeration on Nitrogen Removal Efficiency in Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland[J]. Environmental Science, 2016, 37(3): 980-987.

(责任编辑: 申 剑)