



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202212042 中图分类号 X703 文献标识码 A

姜姗, 黄锦楼, 阚凤玲, 等. 曝气条件对生态滤池处理农村生活污水的影响[J]. 环境工程学报, 2023, 17(4): 1252-1262. [JIANG Shan, HUANG Jinlou, KAN Fengling, et al. Effects of aeration conditions on the treatment of rural domestic sewage by ecological filter[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(4): 1252-1262.]

曝气条件对生态滤池处理农村生活污水的影响

姜姗^{1,2}, 黄锦楼^{1,✉}, 阚凤玲³, 李英利¹, 张傲醒^{1,2}, 王恩全^{2,4}

1. 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 北京嘉博文生物科技有限公司, 北京 100084; 4. 中国科学院生态环境研究中心水污染控制实验室, 北京 100085

摘要 生态滤池技术在农村生活污水治理中应用越来越多, 针对生态滤池技术存在持续曝气能耗较高, 增大了处理成本的问题。采用生态滤池处理晋城市农村生活污水, 研究了不同曝气条件对生态滤池净化效果的影响。结果表明, 间歇曝气的生态滤池比无曝气的生态滤池生物作用更强, 植物生长更茂盛, 微生物群落的丰富度和多样性更高, 污染物的去除效果更好。当间歇曝气采用 2:3、3:3、4:2 的曝停比时, 随着曝停比的增大, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP、DTP、SRP 的去除率增加, 但 TN、COD 的去除率降低。采用相同的曝停比时, 植物茂盛时生态滤池的净化效果更好。间歇曝气的生态滤池运行中, 水生植物稀疏时采用 3:3 的曝停比, 植物茂盛后采用 2:3 的曝停比, 可获得较好的处理效果, 并能耗较低。间歇曝气的生态滤池设计简单、自然生态性强、运行费用低, 出水 TN、COD 能稳定达到山西省《农村生活污水处理设施水污染物排放标准》(DB 14/726-2019) 的一级排放标准, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP 也具有较高的一级达标率。该研究为生态滤池在晋城市农村地区的应用提供了参考。

关键词 生态滤池; 农村生活污水; 间歇曝气; 水生植物

黄河流域的生态保护和高质量发展已经上升为国家战略。《黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要》^[1] 中提出要统筹推进黄河流域城乡生活污染治理, 做好厕所革命与农村生活污水治理的衔接, 因地制宜选择治理模式, 强化污水管控标准。山西省晋城市是黄河流域的重要城市, 其境内有黄河的 2 条重要支流——丹河和沁河。丹河和沁河流域沿岸分布大量的村庄, 这些村庄污水收集处理率低。丹沁两河多处考察断面水质不合格, 部分断面氮、磷污染物严重超标, 水质持续为劣五类。因此, 需将丹沁两河流域内的村庄, 特别是一些人口数量较多、污水直接入河的村庄的生活污水进行收集处理。这对提高丹沁两河水质, 降低黄河流域水环境污染及改善当地农村人居环境都具有重要意义。

目前, 农村生活污水处理技术正逐渐从传统生化处理技术向因地制宜的生态、自然型处理技术转变。生态滤池因其自然生态性强、剩余污泥量少、抗冲击负荷能力强、基建费用低、运行管理方便等优点, 在国内外农村地区应用越来越多^[2-6]。陈美登等^[4] 采用生态滤池技术处理贵州省环保科技园化粪池污水, 出水水质能稳定达到贵州省地方一级标准。潘伟亮等^[5] 采用生态滤池技术处理重庆市铜梁区某农村污水, 取得了较好的净化效果。生态滤池种植有根系发达的水生植物,

收稿日期: 2022-12-07; 录用日期: 2023-02-15

基金项目: 晋城市高平市农村生活污水处置与资源化利用项目 (20210682); 晋城市沁水县农村生活污水处置与资源化利用项目 (20210614)

第一作者: 姜姗 (1997—), 女, 硕士研究生, shanjian_st@rcees.ac.cn; ✉通信作者: 黄锦楼 (1978—), 男, 博士, 副研究员, jlhuang@rcees.ac.cn

随着植物根系的生长发育, 逐渐在填料上层形成一层致密的水生植物根系过滤层, 不仅可以增强系统的过滤性能, 还可以为微生物提供更大的附着面积, 提高微生物的多样性和活性^[7-8], 从而提高污水净化能力。同时, 植物吸收作用可增强系统对污染物的去除能力, 尤其是对氮、磷的去除能力^[9-11]。处理效果和运行费用是生态滤池使用中普遍关注的2个问题, 无动力生态滤池运行费用低, 但存在供氧不足, 氮污染物去除效果差的问题, 因此, 多见于处理微污染水体^[12-13]和农村生活灰水^[14-15], 或与其他技术联合使用^[16]。谢春生等^[17]采用微动力的生态水培槽与无动力的生态滤池组合工艺处理农村生活污水, 其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率高达93%。而处理相对浓度较高的灰、黑水混合农村生活污水, 单独采用无动力的生态滤池是很难实现达标排放的, 在生态滤池内部添加曝气后可以极大提高对污染物的去除效果^[18-19]。但曝气又会增加系统的能耗, 从而增加运行成本, 这一矛盾在发展较差的农村显得尤为突出^[20]。庞文等^[21]通过调研发现北京周边农村污水处理设施停运现象普遍存在, 其中一大原因就是资金匮乏。因此, 探寻生态滤池高效节能的曝气条件, 对生态滤池的推广以及持久应用意义重大。本文考察了不同曝气条件对生态滤池去除污染物的影响, 优化了保持较好污染物去除效果和较低能耗的曝气条件, 以为生态滤池在晋城市农村生活污水治理实际应用中提供参考。

1 材料与方法

1.1 生态滤池装置

实验构建了2个同型号生态滤池(图1)。生态滤池框架为牛筋敞口塑料水箱($L \times W \times H = 88 \text{ cm} \times 66 \text{ cm} \times 64 \text{ cm}$), 生态滤池底部填充30 cm厚的粒径为20~30 mm的大沸石, 大沸石上铺设10 cm厚的粒径为3~8 mm的小沸石。小沸石上面设置水生植物固定装置并放置水生植物, 固定装置采用PP材质的镂空桶, 桶壁上布满三角形小孔, 植物根系可以穿过小孔向四周发散生长。实验采用的水生植物为千屈菜、风车草、芦竹, 具体为每个滤池内放置100株千屈菜幼苗、2株风车草幼苗、2株芦竹幼苗。1号生态滤池没有安装曝气设备, 2号生态滤池安装了曝气设备, 在2号生态滤池底部往上10 cm高度位置铺设两根微孔曝气管, 曝气管长90 cm, 管壁上微孔布置密度为700~1200个 $\cdot\text{m}^{-1}$, 微孔平均孔径0.03~0.06 mm。曝气管通过聚乙烯软管与电磁式增氧泵相连(功率18 W, 排气量25 L $\cdot\text{min}^{-1}$), 时控开关控制电磁增氧泵间歇运行。生态滤池运行时, 污水经水泵抽提进入进水水箱, 然后在重力作用下自流进入2个生态滤池, 进水口处安装有流量控制阀。污水经生态滤池处理后从底部流入储水池, 再经出水口排出。

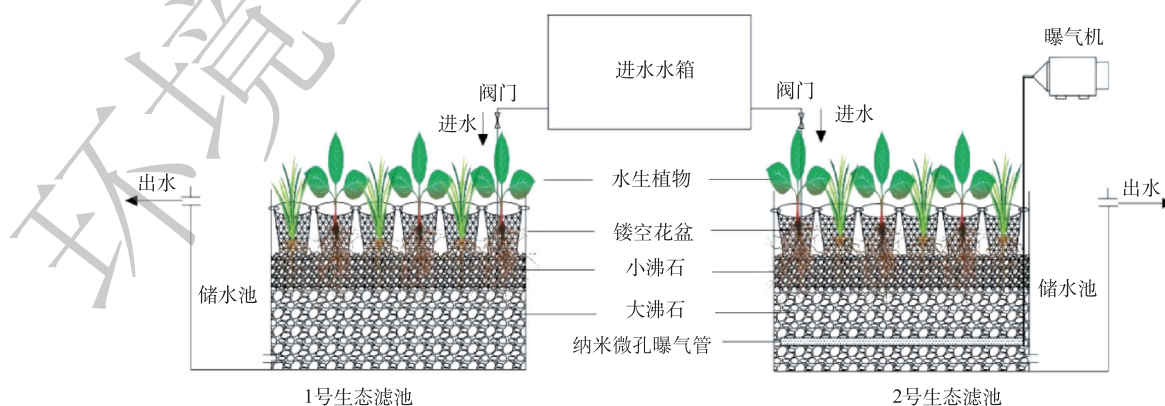


图1 生态滤池装置

Fig. 1 Ecological filter device

1.2 进水水质

实验选址在晋城市泽州县某村建设中的污水收集处理设施旁,生态滤池进水取自该处理设施的化粪池。实验期间该化粪池水质波动较大,其中TN为20.39~30.45 mg·L⁻¹,NH₄⁺-N为18.14~38.32 mg·L⁻¹,TP为1.52~2.50 mg·L⁻¹,DTP(dissolved total phosphorus)为1.38~2.34 mg·L⁻¹,SRP(soluble reactive phosphorus)为1.25~2.17 mg·L⁻¹,COD为72.48~111.78 mg·L⁻¹,SS为13.86~21.76 mg·L⁻¹,阴离子表面活性剂为2.41~2.91 mg·L⁻¹,全盐量为467.73~1291.43 mg·L⁻¹。实验期间,采用温度记录仪(精创,RC-4)全程监测滤池内水温,5、6、7、8月份滤池内水温分别为19.4~26.4、18.8~29.9、20.4~29.2、22.7~29.5℃。

1.3 生态滤池运行方式

2个生态滤池均于2022年5月20日开始连续运行80d,全程采用连续进水方式,进水流量为8.28 L·h⁻¹,水力停留时间为24h。1号生态滤池研究无曝气状态下的运行情况及处理效果,根据装置的运行时长,分为前期I₁阶段(0~40d)和后期I₂阶段(40~80d)。2号生态滤池研究不同曝气条件下的运行情况及处理效果。II₁阶段持续曝气使生态滤池快速启动,II₂~II₇为间歇曝气,运行时间、曝气周期、曝停比参数如表1。II₈阶段在前7个阶段的曝气基础上停止曝气,以模拟生态滤池运行时遭遇曝气设备损坏等突发状况,造成停止曝气的情况。在生态滤池运行的各个阶段内,持续监测溶解氧,并每隔3d取1次进出水样,测定TN、NH₄⁺-N、TP、DTP、SRP、COD等水质指标。

表1 各阶段运行参数
Table 1 Operating parameters of each stage

阶段	生态滤池序号	运行前(后)期	运行时间/d	曝气量/(m ³ ·h ⁻¹)	曝停周期/h	曝停比
I ₁	1号	前期	0~40	—	无曝气	—
I ₂	1号	后期	40~80	—	无曝气	—
II ₁	2号	—	0~10	1.5	持续曝气	—
II ₂	2号	前期	10~20	1.5	5	2:3
II ₃	2号	前期	20~30	1.5	6	3:3
II ₄	2号	前期	30~40	1.5	6	4:2
II ₅	2号	后期	40~50	1.5	6	4:2
II ₆	2号	后期	50~60	1.5	6	3:3
II ₇	2号	后期	60~70	1.5	5	2:3
II ₈	2号	—	70~80	—	无曝气	—

1.4 水质分析方法

水质分析采用《水和废水监测分析方法(第四版)》中的方法。TN采用碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定;NH₄⁺-N采用纳氏试剂光度法测定;TP、DTP、SRP采用钼锑抗分光光度法测定;COD采用重铬酸钾法测定;溶解氧采用便携式溶解氧仪现场测定。数据分析使用Excel 2016和Origin 2020完成。

1.5 微生物群落结构分析方法

1号和2号生态滤池运行80d后,采集水体样品低温保存寄送到上海美吉生物医药科技有限公司,进行16S rRNA基因扩增子高通量测序。PCR扩增引物选取515F(GTGYCAGCMGCCGCGGTAA)和806R(GGACTACNVGGGTWTCTAAT),基于Illumina Miseq测序系统(Illumina, USA)进行高通量

测序,结果用以分析微生物群落结构^[22]。

2 结果与讨论

2.1 各阶段溶解氧的变化情况

各阶段生态滤池内的溶解氧变化情况(1个曝气周期内)如图2所示。在无曝气的1号生态滤池内,前期I₁阶段溶解氧质量浓度为0.22~0.26 mg·L⁻¹,后期I₂阶段溶解氧质量浓度为0.25~0.29 mg·L⁻¹,两阶段装置内溶解氧浓度无明显差异,表明无曝气时依靠自然复氧的溶解氧浓度很低。2号生态滤池内,II₁阶段由于持续曝气,装置内的溶解氧质量浓度维持在4.42~4.58 mg·L⁻¹,属于连续好氧环境。II₂~II₇阶段采取间歇曝气的方式,在曝气周期内,生态滤池内的溶解氧浓度先上升后下降,且均表现出在开/关曝气的前0.5 h内溶解氧上升/下降速度最快,之后上升/下降速度变缓的趋势,这可能和气液两相界面的氧分压差变化有关。在曝气0.5 h内即可以使生态滤池内的溶解氧质量浓度大于2 mg·L⁻¹,此时溶解氧不再成为硝化过程的限制因素^[23]。II₂、II₃、II₄阶段生态滤池内溶解氧的最小值分别为0.50、0.58、0.89 mg·L⁻¹,最大值分别为2.70、3.24、3.83 mg·L⁻¹。说明随着曝停比的增大,生态滤池内溶解氧的最小值和最大值均会增大。对比II₂和II₇阶段、II₃和II₆阶段、II₄和II₅阶段可以发现,相同曝气条件下,运行后期阶段的溶解氧能达到的最大值会增大。这可能是由于生态滤池运行后期植物生长更加茂盛,植物可去除更多的污染物,使得微生物耗氧减少,也可能是植物根系具有泌氧功能,在植物生长茂盛后,植物根系泌氧能力有所增强^[24]。II₈阶段停止曝气后,生态滤池内溶解氧质量浓度依然可达0.58~0.62 mg·L⁻¹,可能与实验采用的微孔曝气管产生的微气泡(0.03~0.06 mm)具有缓释性和高效复氧性有关^[25]。

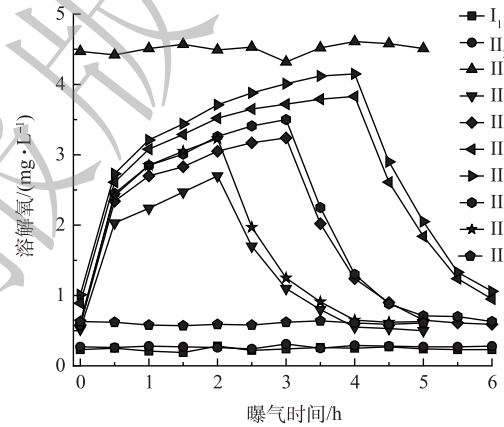


图2 各阶段溶解氧变化情况

Fig. 2 Variation of dissolved oxygen at each stage

2.2 植物的生长状态和氮的去除效果

各阶段氮的去除效果如图3所示。无曝气的1号生态滤池中,I₁、I₂阶段对NH₄⁺-N、TN的去除率均低于43%,处理效果较差。2号生态滤池中,II₁阶段持续曝气,II₄、II₅、II₆阶段采用较高的曝停比,NH₄⁺-N去除率均较高,但TN去除率均较低。NH₄⁺-N的去除主要依靠

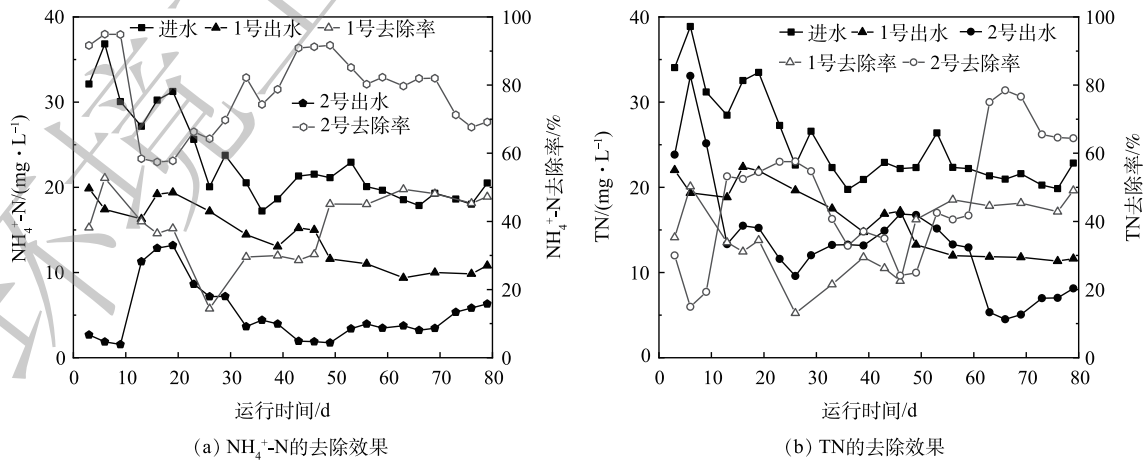


图3 各阶段NH₄⁺-N、TN的去除效果

Fig. 3 Removal effect of NH₄⁺-N and TN at each stage

硝化菌的硝化作用, 氧气供给量越充足, 硝化反应进行越充分, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率也就越高。TN 去除是硝化反应和反硝化反应的综合体现, 持续曝气和高的曝停比使生态滤池内部溶解氧含量过高, 无法提供反硝化菌所需的缺氧环境, 反硝化过程受阻导致 TN 去除率较低。

II_2 阶段对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 的去除率仅为 57.88% 和 53.37%, 出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度高达 $12.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 超过山西省《农村生活污水处理设施水污染物排放标准》(DB 14/726-2019) 的一级排放标准 ($\leq 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)^[26], 说明此阶段氧气供给量不足, 硝化过程进行不充分。在 2 号生态滤池运行 60 d 后, II_7 阶段再次采用和 II_2 阶段相同的曝气条件, 此阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 的去除率提高为 81.24%、76.69%, 出水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 均能达到 DB 14/726-2019 的一级排放标准 ($\text{NH}_4^+\text{-N} \leq 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{TN} \leq 20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。相同曝气条件下, II_6 阶段比 II_3 阶段的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率上升 15.81%, TN 去除率下降了 15.01%。 II_5 阶段比 II_4 阶段的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率上升 12.85%, TN 去除率下降了 8.86%。1 号滤池相较于 2 号滤池处理效果较差, 但波动较小, I_2 阶段和 I_1 阶段虽然相差 40 d, 但 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 去除率仅上升了 3.29% 和 4.69%。实验中发现, 1 号滤池内的植物生长缓慢, 后期生长停滞, 2 号滤池内的植物生长迅速, 短期内就有明显的生物量增量。因此, 植物作用可能是造成 2 号滤池相同曝气条件下, 运行后期去除率高于运行前期的原因。

各阶段植物的生长状态如图 4 所示。1 号生态滤池内的植物生长缓慢 (图 4(a)~(c)), I_2 阶段相对于 I_1 阶段植株的株高和生物量均没有明显变化, 植物出现严重萎蔫并伴有叶片发黄, 可能与水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量过高有关。高浓度 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会对植物产生毒害作用^[27-28], 导致植物体内叶绿素含量减少, 叶片发黄。有研究^[29]表明, 氨氮质量浓度为 $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 苦草叶绿素 a 和 b 的含量就呈现显著下降趋势, 并且可以肉眼观察到轻微的缺绿症状。 I_1 、 I_2 阶段出水中氨氮的平均质量浓度分别为 $17.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $11.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 表明实验所选用的水生植物对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的耐受能力在 $11.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。

2 号生态滤池内的植物生长迅速, 相邻阶段植物的株高和生物量均有明显增量 (图 4(d-l))。 II_2 阶段期间, 出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均质量浓度高达 $12.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 超过了 I_2 阶段, 但并未影响植物后续的生长, 说明植物虽受到 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 胁迫作用, 但后续 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度降低后, 植物可以恢复正常生长。2 号生态滤池运行后期, 随着植物的生长茂盛, 生态滤池的净化能力会提高, 对氧气的需求量减少。因此在生态滤池运行前期, 应该采用 3:3 的曝停比, 以保证较高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率, 运行后期应采用 2:3 的曝停比, 在获得较高的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除率的同时, 又能减少曝气能耗。

II_8 阶段停止曝气后, 因为前期有足够长的曝气时间, 生态滤池内溶解氧存量较多, 且水生植物已经较为茂盛, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 的去除效果没有立刻下降, 效果仍然好于无曝气运行的 1 号生态滤池。这表明间歇曝气的生态滤池运行成熟后, 即使遭遇曝气设备损坏等突发状况在短期内停止曝气, 其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 仍然具有一定的处理效果。

2.3 磷的去除效果

各阶段磷的去除效果如图 5 所示, 3 种形态磷的去除呈现类似的趋势。无曝气的 1 号生态滤池中磷的去除率极低, 均低于 14%。2 号生态滤池中, 实验前期的 II_2 、 II_3 、 II_4 阶段曝停比依次增大, 3 种形态磷的去除率随曝停比增大而升高; 实验后期的 II_5 、 II_6 、 II_7 阶段曝停比依次减小, 3 种形态磷的去除率则随曝停比减小而降低。TP、DTP 的去除率在 II_5 阶段最大, 分别为 57.50%、57.71%; SRP 的去除率在 II_6 阶段最大, 达到 57.11%。在曝气条件相同时, 运行后期 3 种形态磷的去除率和植物的生物量均高于运行前期, 与水生植物对磷的吸收量与其生物量呈显著正相关的相关研究发现相符^[30-32]。实验进水中磷的浓度波动较大, 实验前期进水中磷浓度高, 从 6 月中旬开始, 晋城市开始进入雨季, 部分雨水汇入排污管道稀释了污水的浓度, 使实验进水中的磷浓度骤降, 在此情况下, I_2 、 II_3 ~ II_8 阶段出水 TP 均能满足山西省《农村生活污水处理设施水污染物排放标准》(DB 14/726-2019) 的一级排放标准 ($\text{TP} \leq 1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。

DTP 是 TP 的主要组成成分, SRP 是 DTP 的主要组成成分, 生物可利用性好, 可直接被植物吸收^[33]。磷的去除率和选用的沸石填料有关, 沸石对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附性能优异^[34-36], 沸石中与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 发生离子交换的主要是 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 K^+ , 三者占离子交换总量的 99%^[37], $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和磷的吸附点位

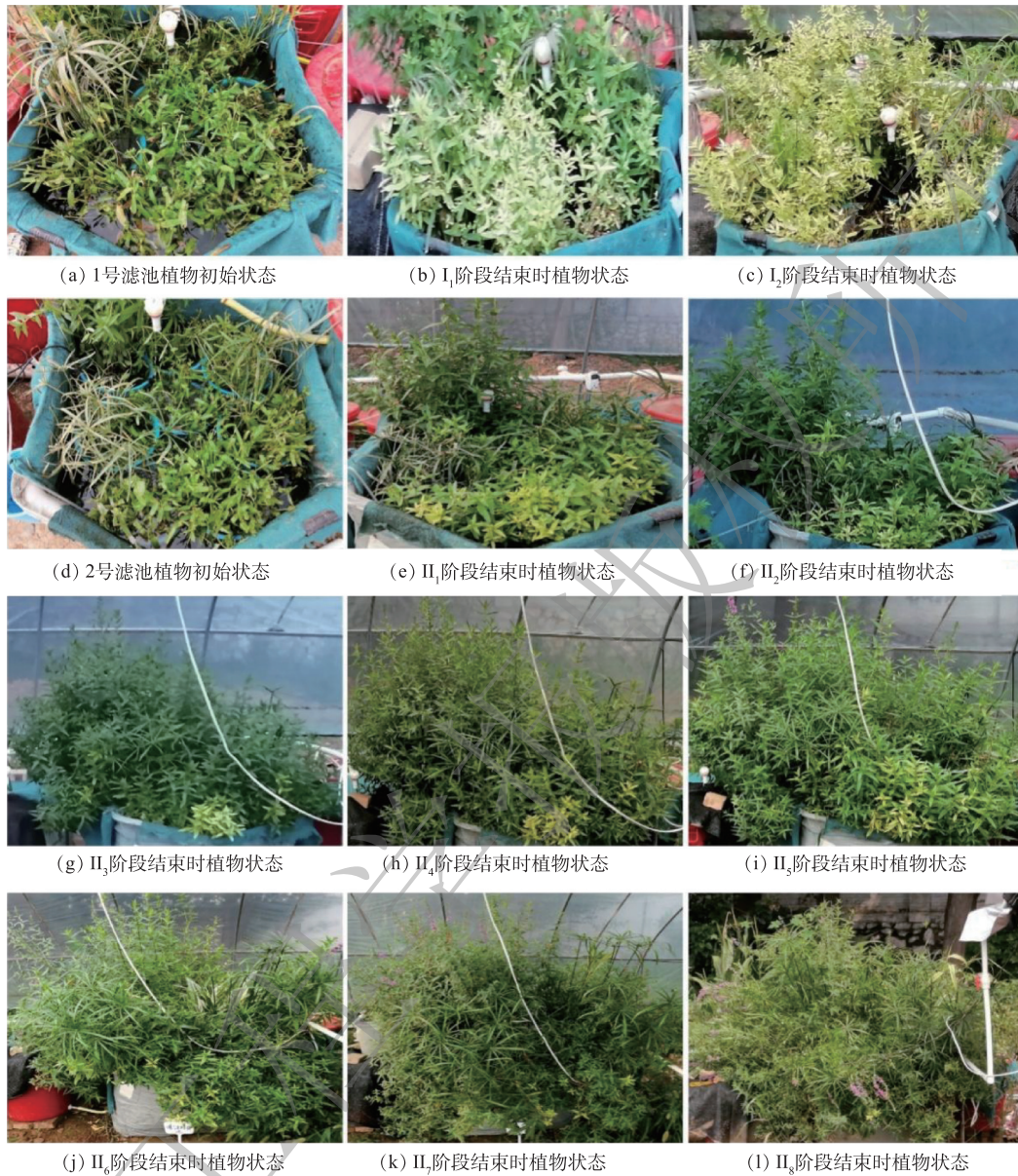


图 4 各阶段植物的生长状态

Fig. 4 Growth state of plants at each stage

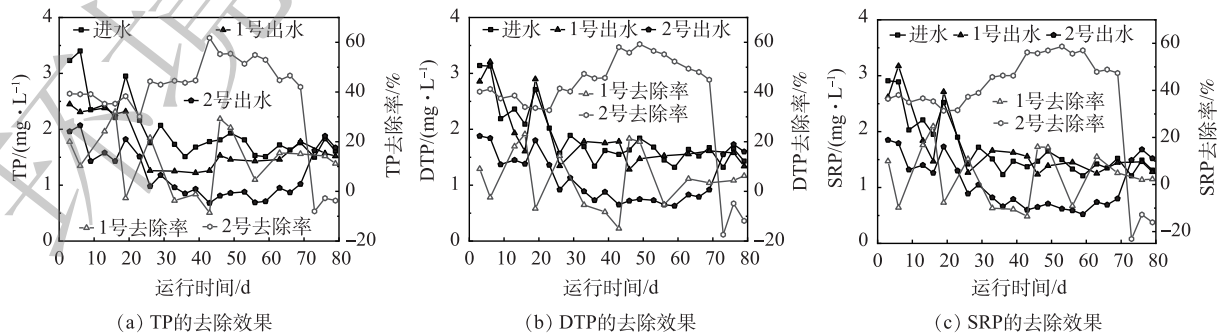


图 5 各阶段 TP、DTP、SRP 的去除效果

Fig. 5 Removal effect of TP, DTP and SRP at each stage

有所重合^[38], 沸石对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附可能会影响其对磷的去除。生态滤池的除磷机理还有植物吸收作用和聚磷菌在好氧条件下超量吸磷, 并以多聚磷酸盐的形式蓄积在体内的作用^[39-40]。II₈ 阶段停止曝气后, 溶解氧降低, 聚磷菌将蓄积在体内的磷重新释放到水中, 造成磷的去除效果很差。

2.4 COD 的去除效果

各阶段 COD 的去除效果如图 6 所示。1 号生态滤池中, I₁、I₂ 阶段对 COD 的平均去除率分别为 47.76%、43.12%, 效果较差。2 号生态滤池中, II₁ 阶段持续曝气下 COD 的去除率为 49.76%, 实验前期的 II₂、II₃、II₄ 阶段曝停比依次增大, COD 去除率随曝停比增大而降低, 分别为 76.53%、71.56%、59.48%。实验后期的 II₅、II₆、II₇ 阶段曝停比依次减小, COD 去除率则随曝停比减小先增大后减小, 分别为 70.65%、78.69%、71.23%。好氧条件有利于微生物降解 COD, 但曝气量过大可能会破坏微生物菌团絮体^[41], 从而降低 COD 去除率。实地调查发现, 晋城市农村生活污水以灰水为主, 污水中 COD 值普遍偏低, 进水 COD 值都在 $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。6 月份以后, 晋城市雨水增多, 进水 COD 值更是低至 $78.93 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 因此 COD 达标排放难度不大。间歇曝气阶段出水 COD 值都能满足山西省《农村生活污水处理设施水污染物排放标准》(DB 14/726-2019) 的一级排放标准 ($\text{COD}\leq 50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。II₈ 阶段停止曝气后, 系统失稳, COD 的平均去除率仅有 14.76%, 表明短期停止曝气对 COD 去除的影响较大。

2.5 各阶段污染物去除能力分析

对各阶段污染物去除能力进行聚类分析和 PCA (principal component analysis) 分析 (图 7)。聚类分析 (图 7(a)) 表明, II₁~II₇ 阶段对 6 种污染物均具有较好的去除能力, I₁、I₂、II₈ 阶段对污染物的去除能力均较差, 尤其是 TP、DTP、SRP 去除率很低。从曝气条件来看, I₁、I₂、II₈ 阶段运行期间都是无曝气的, II₁~II₇ 阶段均有曝气, 说明曝气可以提升生态滤池对 6 种污染物的处理能力。PCA 分析 (图 7(b)) 表明, 6 种污染物根据生态滤池对其的去除能力, 可以归类为两类: 其中 PC1 的方差贡献率为 70.90%, 主要表征对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP、DTP、SRP、COD 的去除能力; PC2 的方差贡献率为 16.65%, 主要表征对 TN 的去除能力。2 种主成分累积方差贡献率达到 87.55%, 具有较好的多因素替代解释性。从 PCA 分析图中可以更加直观地看出, 无曝气的 I₁、I₂、II₈ 阶段对

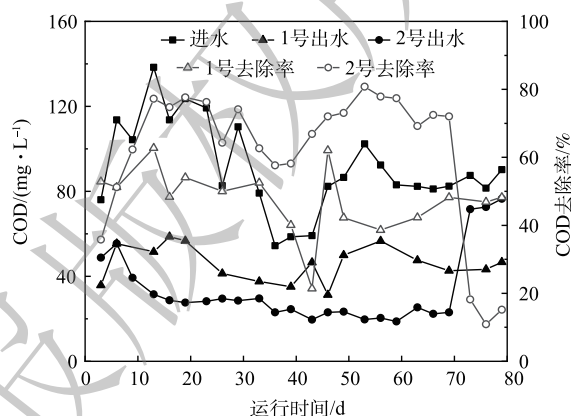


图 6 各阶段 COD 的去除效果

Fig. 6 Removal effect of COD at each stage

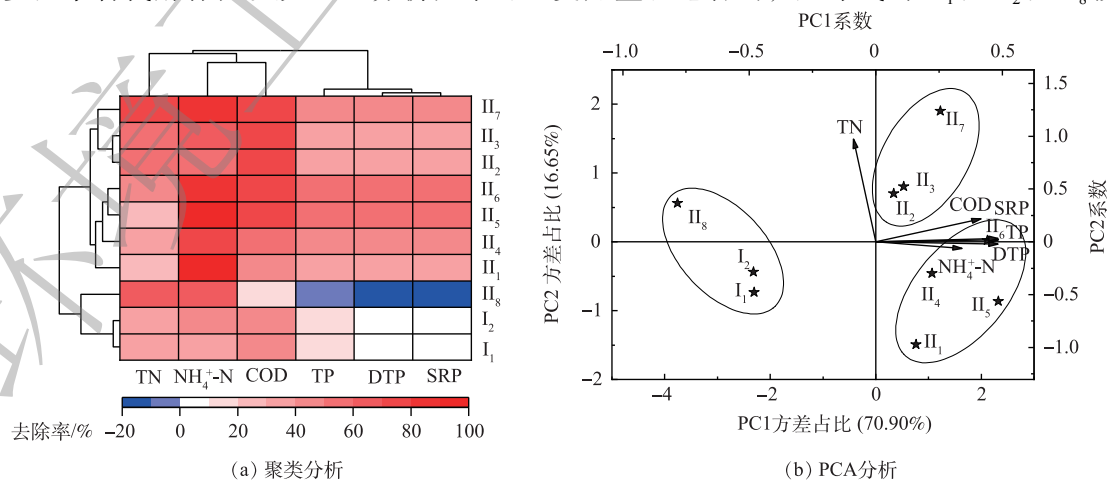


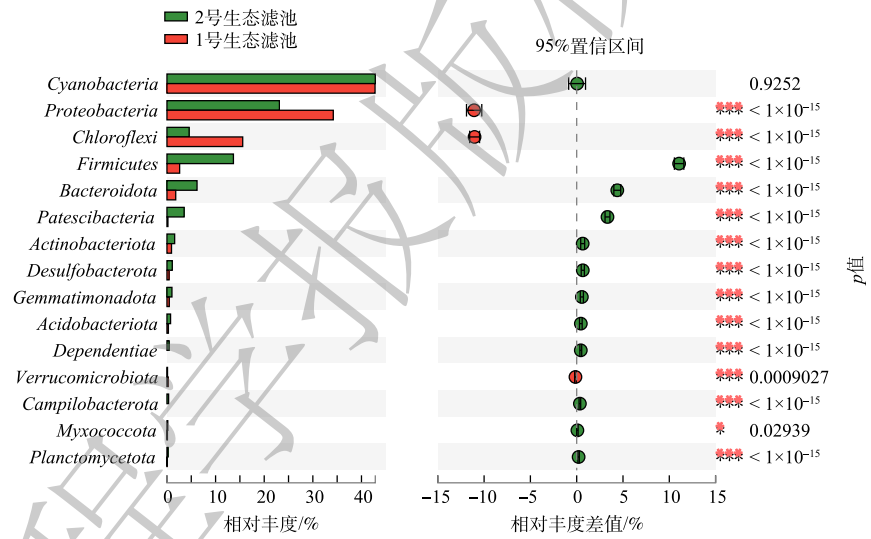
图 7 各阶段污染物去除能力分析

Fig. 7 Analysis of pollutant removal capacity at each stage

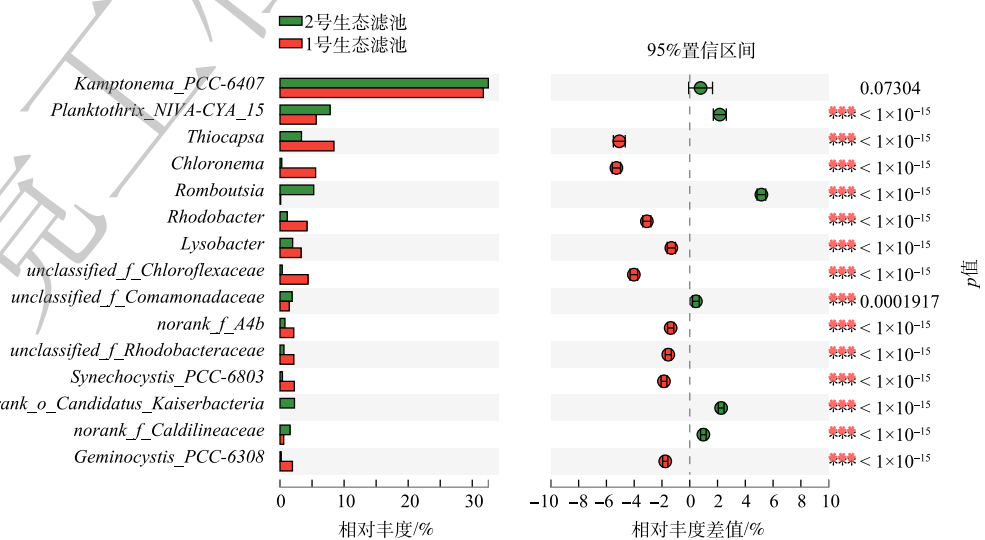
6 种污染物去除能力很相似，与有曝气的 II₁~II₇ 阶段差距很大。II₂、II₃、II₇ 阶段对 COD 和 TN 具有较好的去除能力；II₁、II₄、II₅、II₆ 对 COD 和 NH₄⁺-N 具有较好的去除能力。在兼顾 6 种污染物的去除效果情况下，运行前期采用 3:3 的曝停比，运行后期采用 2:3 的曝停比是最为合理的方式。

2.6 微生物群落结构分析

图 8(a) 为门水平上的微生物群落结构分布。相对丰度前 4 种的优势门分别为蓝菌门 (*Cyanobacteria*)、变形菌门 (*Proteobacteria*)、绿弯菌门 (*Chloroflexi*)、厚壁菌门 (*Firmicutes*)，在 1 号生态滤池中的相对丰度分别为 42.79%、34.20%、15.58%、2.61%；在 2 号生态滤池中的相对丰度分别为 42.84%、23.13%、4.56%、13.67%。1 号生态滤池中变形菌门、绿弯菌门的相对丰度要高于 2 号生态滤池中，但厚壁菌门、拟杆菌门 (*Bacteroidota*)、髌骨菌门 (*Patescibacteria*) 则低于 2 号生态滤池中，蓝菌门等其他 10 种优势门相对丰度接近。这表明曝气条件增加了厚壁菌门、拟杆菌门、髌骨菌门的相对丰度，降低了变形菌门、绿弯菌门的相对丰度，使得两种生态滤池中微生物群落结构



(a) 门水平分布



(b) 属水平分布

图 8 微生物群落结构门水平、属水平分布

Fig. 8 Phylum and genus distribution of microbial communities

产生较大差异性。

图8(b)为属水平上的微生物群落结构分布。相对丰度前5种的优势属分别为 *Kamptonema* PCC-6407 属、浮丝藻属 (*Planktothrix* NIVA-CYA 15)、荚硫菌属 (*Thiocapsa*)、绿线菌属 (*Chloronema*)、罗姆布茨菌属 (*Romboutsia*)。浮丝藻属等6种属在2号生态滤池中相对丰度更高，荚硫菌属等9种属在1号生态滤池中相对丰度更高，两种生态滤池中微生物群落结构在属水平上差异较大。

采用 Chao 指数和 Shannon 指数分析微生物群落结构的 Alpha 多样性。Chao 指数表征群落丰富度，Chao 指数越大，说明群落丰富度越高。1号、2号生态滤池的 Chao 指数分别为 390、554，表明曝气的2号生态滤池中微生物群落更加丰富。Shannon 指数表征群落多样性，Shannon 指数越大，说明群落多样性越高。1号、2号生态滤池的 Shannon 指数分别为 4.24、4.34，表明2号生态滤池中微生物群落多样性高于1号生态滤池。

如图9所示，微生物测序结构中分析出6种具有硝化功能的菌属：亚硝化螺菌属 (*Nitrospira*)、亚硝化球菌属 (*Nitrosococcus*)、*Nitrolancea* 属、硝化球菌属 (*Nitrococcus*)、硝化杆菌属 (*Nitrobacter*) 和亚硝化单胞菌属 (*Nitrosomonas*)。分析出7种具有反硝化功能的菌属：*Nitrotoga* 属、硝化刺菌属 (*Nitrospina*)、红球菌属 (*Rhodococcus*)、假单胞菌属 (*Pseudomonas*)、芽单胞菌属 (*Gemmatimonas*)、脱硫杆菌属 (*Desulfobacter*)、芽孢杆菌属 (*Bacillus*)。采用间歇曝气的2号生态滤池中具有硝化功能和反硝化功能的菌属相对丰度明显大于无曝气的1号生态滤池，因此，对氨氮的去除效果较好。

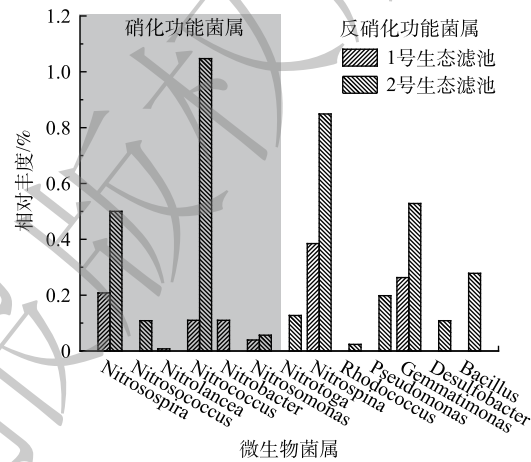


图9 硝化菌和反硝化菌分布

Fig. 9 Nitrobacteria and denitrifying bacteria distribution

2.7 曝气成本与碳排放比较

通过国家电网查询到晋城市的一般工商业用电价格为 0.60 元·kWh⁻¹，发 1 kWh 电会排放 0.856 kg CO₂^[42]，计算得到处理 1 m³ 农村生活污水的曝气成本和碳减排 (表 2)。持续曝气下，处理 1 m³ 农村生活污水的电耗为 2.17 kWh，曝气成本为 1.30 元，排放 1.86 kg CO₂，而采用间歇曝气则能大幅减少曝气成本和碳排放。结合对污染物的去除效果分析，运行前期采用 3:3 的曝停比，处理 1 m³ 农村生活污水的电耗为 1.09 kWh，曝气成本为 0.65 元，排放 0.93 kg CO₂，和持续曝气相比能减少 50% 的电耗和 CO₂ 排放量。运行后期采用 2:3 的曝停比，处理 1 m³ 农村生活污水的电耗为 0.87 kWh，曝气成本为 0.52 元，排放 0.74 kg CO₂，和持续曝气相比减少 60% 的电耗和 CO₂ 排放量。可见采用间歇曝气方式具有较好的节能减排效应。

表 2 曝气成本与碳排放

Table 2 Aeration cost and carbon emission

阶段	曝停比	曝气电耗/(kWh·m ⁻³)	曝气成本/(元·m ⁻³)	碳排放量/(kg·m ⁻³)	节能减排比例/%
II ₁	持续曝气	2.17	1.30	1.86	0
II ₂	2:3	0.87	0.52	0.74	60.00
II ₃	3:3	1.09	0.65	0.93	50.00
II ₄	4:2	1.45	0.87	1.24	33.33
II ₅	4:2	1.45	0.87	1.24	33.33
II ₆	3:3	1.09	0.65	0.93	50.00
II ₇	2:3	0.87	0.52	0.74	60.00

3 结论

1) 间歇曝气的生态滤池比无曝气的生态滤池中生物作用更强。植物生长地更加茂盛,微生物群落的丰富度和多样性更高,从而污染物的去除效果也更好。

2) 曝气条件对生态滤池去除污染物的影响较大。为了保证较高的污染物去除率和降低能耗,间歇曝气的生态滤池运行前期可采用3:3的曝停比,运行后期可采用2:3的曝停比。

3) 生态滤池遭遇曝气设备损坏等突发状况造成短期停止曝气时,滤池系统会逐渐失稳, NH_4^+ -N和TN的去除效果具有一定的降低缓冲能力,但磷和COD的去除效果受影响很大,因此需提高对曝气系统的关注。

4) 间歇曝气的生态滤池设计简单、自然生态性强、运行费用低,出水TN、COD能稳定达到山西省《农村生活污水处理设施水污染物排放标准》(DB 14/726-2019)的一级排放标准, NH_4^+ -N、TP也具有较高的一级达标率。

参考文献

- [1] 中华人民共和国中央人民政府. 黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要. [EB/OL]. [2022-12-07]. http://www.gov.cn/zhengce/2021-10/08/content_5641438.htm.
- [2] ZHANG Y, CHENG Y, YANG C, et al. Performance of system consisting of vertical flow trickling filter and horizontal flow multi-soil-layering reactor for treatment of rural wastewater[J]. *Bioresour Technol*, 2015, 193: 424-432.
- [3] LOUPASAKI E, DIAMADOPOULOS E. Attached growth systems for wastewater treatment in small and rural communities: A review[J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2013, 88(2): 190-204.
- [4] 陈登美, 朱彬, 康媵. 水力负荷对生态滤池处理农村污水影响研究[J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(S1): 264-269.
- [5] 潘伟亮, 练春江, 曹云鹏, 等. 生态滤池工艺处理农村生活污水的季节特征分析[J]. *水处理技术*, 2021, 47(3): 106-109.
- [6] 杨妍. 农村污水生态滤池净化效果及根际微生物分布特征研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2020.
- [7] ZHAO Y, LIU B, ZHANG W, et al. Effects of plant and influent C: N: P ratio on microbial diversity in pilot-scale constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(4): 441-449.
- [8] 汪欣, 高尚卫, 潘继征, 等. 水生植物恢复对宛山荡水质及水体微生物代谢功能多样性的影响[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(10): 1352-1360.
- [9] SU F, LI Z, LI Y, et al. Removal of total nitrogen and phosphorus using single or combinations of aquatic plants[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16: 4663.
- [10] 金树权, 周金波, 朱晓丽, 等. 10种水生植物的氮磷吸收和水质净化能力比较研究[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(8): 1571-1575.
- [11] 李旭霞, 荣湘民, 谢桂先, 等. 不同水生植物吸收地表水中氮磷能力差异及其机理[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(1): 259-263.
- [12] 刘飞, 左娜, 罗耿彬, 等. 生态渗滤池对微污染水中COD、氨氮和总磷去除效果研究[J]. *安徽农业科学*, 2020, 48(2): 75-77.
- [13] 吴正松, 罗义涌, 何强, 等. 生态滤池的开发及其对低浓度污水的净化效果[J]. *中国给水排水*, 2015, 31(9): 33-36.
- [14] 潘伟亮, 李果, 秦宇, 等. 厌氧反应器/生态滤池处理农村生活灰水效果分析[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(11): 25-28.
- [15] 陈建军, 席银, 廖厚毅, 等. 水力负荷和气温对生态滤池处理农户灰水的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(10): 2012-2018.
- [16] 吴松, 陈华, 刘春晓, 等. UASB-曝气式生态滤池组合工艺处理农村生活污水[J]. *环境科技*, 2020, 33(1): 36-40.
- [17] 谢春生, 黄建翔, 王水木. 生态水培槽/生态滤池组合工艺处理农村生活污水[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(16): 86-89.
- [18] 刘亚妮, 朱宏伟, 黄荣新, 等. 曝气生态滤池中微生物群落组成及物种多样性[J]. *中国环境科学*, 2020, 40(3): 1075-1080.
- [19] 朱宏伟. 新型基质填料应用于曝气生态滤池处理农田排水氮磷试验研究[D]. 兰州: 兰州理工大学, 2018.
- [20] 刘平养, 沈哲. 农村生活污水处理的成本有效性研究: 问题及展望[J]. *复旦学报(自然科学版)*, 2015, 54(01): 91-97.
- [21] 庞文, 周中仁, 冯成洪, 等. 北京农村污水处理设施停运成因大样本调研解析[J]. *给水排水*, 2021, 57(S1): 160-166.
- [22] REN Y, YU G, SHI C, et al. Majorbio Cloud: A one-stop, comprehensive bioinformatic platform for multiomics analyses[J]. *iMeta*, 2022, 1(2): e12.
- [23] 范荣桂, 范彬, 杜显云, 等. 深床过滤机理及其在水处理中的应用研究与进展[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2005, 6(9): 1-6.
- [24] 林剑华, 杨扬, 李丽, 等. 8种湿地植物的生长状况及泌氧能力[J]. *湖泊科学*, 2015, 27(6): 1042-1048.
- [25] AGARWAL A, NG W J, LIU Y. Principle and applications of microbubble and nanobubble technology for water treatment[J]. *Chemosphere*, 2011, 84(9): 1175-1180.
- [26] 山西省生态环境厅. 农村生活污水处理设施水污染物排放标准: DB 14/726-2019[S]. https://sthjt.shanxi.gov.cn/zwgk/hbbz/dfhjhbzb/202111/t20211114_3212087.shtml.
- [27] BRITTO D T, KRONZUCKER H J. NH_4^+ toxicity in higher plants: A critical review[J]. *Journal of Plant Physiology*, 2002, 159(6): 567-584.
- [28] BITTSANSZKY A, PILINSZKY K, GYULAI G, et al. Overcoming ammonium toxicity[J]. *Plant Science*, 2015, 231: 184-190.
- [29] 宋睿, 姜锦林, 耿金菊, 等. 不同浓度铵态氮对苦草的生理影响[J]. *中国环境科学*, 2011, 31(3): 448-453.
- [30] 张树楠, 肖润林, 刘锋, 等. 生态沟渠对氮、磷污染物的拦截效应[J]. *环境科学*, 2015, 36(12): 4516-4522.
- [31] 葛滢, 常杰, 王晓月, 等. 两种程度富营养化水中不同植物生理生态特性与净化能力的关系[J]. *生态学报*, 2000, 20(6): 1050-1055.
- [32] 徐德福, 徐建民, 王华胜, 等. 湿地植物对富营养化水体中氮、磷吸收能力研究[J]. *植物营养与肥料学报*, 2005, 11(5): 597-601.
- [33] 刘哲哲, 倪兆奎, 刘思儒, 等. 湖泊沉积物有机磷释放动力学特征及水质风险[J]. *环境科学*, 2022, 43(6): 3058-3065.
- [34] ZHANG M, ZHANG H, XU D, et al. Removal of ammonium from

- aqueous solutions using zeolite synthesized from fly ash by a fusion method[J]. *Desalination*, 2011, 271(1/2/3): 111-121.
- [35] NJOROGE B N K, MWAMACHI S G. Ammonia removal from an aqueous solution by the use of a natural zeolite[J]. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2004, 3(2): 147-154.
- [36] NGUYEN M L, TANNER C C. Ammonium removal from wastewaters using natural New Zealand zeolites[J]. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 2010, 41(3): 427-446.
- [37] 李圣品, 刘菲, 陈鸿汉, 等. 法库沸石对氨氮的吸附特性和阳离子交互过程[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(1): 157-163.
- [38] 赵统刚, 吴德意, 孔海南, 等. 粉煤灰合成沸石同步去除污水中氮磷的(责任编辑: 曲娜)
- 初步研究[C]//中国环境科学学会. 第二届全国环境化学学术报告会. 上海, 2004.
- [39] SARMA S J, TAY J H. Carbon, nitrogen and phosphorus removal mechanisms of aerobic granules[J]. *Critical Reviews in Biotechnology*, 2018, 38(7): 1077-1088.
- [40] 李林锋, 年跃刚, 蒋高明. 植物吸收在人工湿地脱氮除磷中的贡献[J]. *环境科学研究*, 2009, 22(3): 337-342.
- [41] 郭昌梓, 王凯, 苏朋娟, 等. 不同曝气剪切条件下活性污泥絮体特性研究[J]. *陕西科技大学学报(自然科学版)*, 2014, 32(5): 20-26.
- [42] 夏德建, 任玉珑, 史乐峰. 中国煤电能源链的生命周期碳排放系数计量[J]. *统计研究*, 2010, 27(8): 82-89.

Effects of aeration conditions on the treatment of rural domestic sewage by ecological filter

JIANG Shan^{1,2}, HUANG Jinlou^{1,*}, KAN Fengling³, LI Yingli¹, ZHANG Jingxing^{1,2}, WANG Enquan^{2,4}

1. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Beijing Goldenway Bio-tech Co. Ltd., Beijing 100084, China; 4. Laboratory of Water Pollution Control Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

*Corresponding author, E-mail: jlhuang@rcees.ac.cn

Abstract More and more applications of the ecological filter have been emerged in the treatment of rural domestic sewage, but high energy consumption of continuous aeration and increased treatment cost are main problems in its application. In this study, the ecological filter was used to treat rural domestic sewage in Jincheng City and the influence of different aeration conditions on its purification effect was investigated. The results showed that comparing to the non-aerated ecological filter, the biological effect of the intermittent aerated ecological filter was stronger, plants grew more luxuriantly, microbial community was richer and more diverse, pollutant removal effect was better. When intermittent aeration adopted the ratios of aeration and stop time of 2:3, 3:3 and 4:2, with the increased of the ratio, the removal rates of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TP, DTP and SRP also increased, while the removal rates of TN and COD decreased. At the same ratio of aeration and stop time, the purification effect of the ecological filter was better when plants were flourishing. To ensure better pollutant removal effect and reduce energy consumption, the ratio of aeration and stop time could be set at 3:3 when plants were sparse and at 2:3 when plants were flourishing. The intermittent aerated ecological filter has the advantages of simple design, small area, strong natural ecology and low operation cost, and effluent TN and COD can stably meet the first-level discharge standard of "Discharge standard of water pollutants for rural domestic sewage treatment facilities" (DB 14/726-2019) of Shanxi Province, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TP also have high first-level discharge standard-reaching rates. This study provides a reference for the application of ecological filter in rural areas of Jincheng City.

Keywords ecological filter; rural domestic sewage; intermittent aeration; hydrophyte