

Effect of Different Aeration Intensity on Removal of Pollutants in Constructed Wetlands

Haitao Li¹, Jianming Qi², Lei Zhang², Ming Wang², Gaojian Fu², Cunhao Du³, Hanqi Wu³, Lixiao Ni^{3*}

¹State Grid Huai'an Power Supply Company, Huaian Jiangsu

²Jiangsu Fangtian Electric Power Technology Co. Ltd., Nanjing Jiangsu

³Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing Jiangsu

Email: *nilixiao@hhu.edu.cn

Received: Sep. 18th, 2019; accepted: Oct. 5th, 2019; published: Oct. 12th, 2019

Abstract

As an ecological sewage treatment technology, constructed wetland has developed rapidly at home and abroad due to its characteristics of low energy consumption, good treatment effect, low operation cost and easy management. However, engineering practice has proved that the phenomenon of artificial wetland blockage is widely existed in most actual wetland systems, and has become an important factor restricting the further improvement of pollutant treatment efficiency and shortening of its operating life. Therefore, this paper by means of matrix in artificial aeration way to suppress the artificial wetland blockage and pollutants removal efficiency under different aeration intensity change, get the following results: artificial aeration in effective control of blocking phenomenon at the same time, for the handling of major pollutants discharged into water also plays a positive role in promoting the efficiency. Its removal effect on nitrogen is particularly obvious, and the removal rate of $\text{NH}_4^+\text{-N/TN}$ in each aeration group reactor increased by 24%/31% (low aeration group), 107%/103% (medium aeration group) and 110%/99% (high aeration group), respectively. However, the removal effect of COD and TP was not significant because of the restriction of their removal pathways.

Keywords

Aeration, Artificial Wetland

不同曝气强度对人工湿地污染物的去除效果

李海涛¹, 祁建民², 张磊², 王明², 傅高健², 杜存浩³, 武晗琪³, 倪利晓^{3*}

*通讯作者。

文章引用: 李海涛, 祁建民, 张磊, 王明, 傅高健, 杜存浩, 武晗琪, 倪利晓. 不同曝气强度对人工湿地污染物的去除效果[J]. 环境保护前沿, 2019, 9(5): 726-735. DOI: 10.12677/aep.2019.95096

¹国网淮安供电公司, 江苏 淮安

²江苏方天电力技术有限公司, 江苏 南京

³河海大学, 教育部浅水湖泊重点实验室, 江苏 南京

Email: nilixiao@hhu.edu.cn

收稿日期: 2019年9月18日; 录用日期: 2019年10月5日; 发布日期: 2019年10月12日

摘要

人工湿地作为一种生态型污水处理技术, 因其具有的能耗低、处理效果好, 运行费用低廉及管理容易等特点使其在国内外都得到了较快的发展。然而, 工程实践证明, 人工湿地堵塞现象广泛地存在于大多数实际运行的湿地系统中, 并成为制约进一步提高污染物处理效率及缩短其运行寿命的重要因素。因此, 本论文通过采用基质内人工曝气方式抑制人工湿地堵塞, 考察了不同曝气强度下污染物去除效率的变化, 得到以下实验结果: 人工曝气在有效控制堵塞现象的同时, 对进水主要污染物的处理效率的提高亦有积极地促进作用。其对氮素的去除作用尤为明显, 各曝气组反应器的 NH_4^+-N /TN去除率分别提升了24%/31% (低曝气组)、107%/103% (中曝气组)及110%/99% (高曝气组)。而COD及TP去除效果因其脱除途径的制约而并不显著。

关键词

曝气, 人工湿地

Copyright © 2019 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

湿地(Wetland)之所以目前在世界各地得到广泛应用, 是因为其能够将陆生生态系统及水生生态系统相互联系起来[1][2]。其独特的构造以及所拥有的众多野生动植物资源使其成为生物多样性丰富及具有多种独特功能的重要过渡性生态系统。湿地因其强大的生态维持及净化作用而在涵养水源、削减污染、调节径流等方面发挥着不可替代的关键性作用[3]。目前, 生活污水、农业污水、垃圾场渗滤液及黑臭水体的处理也广泛采用人工湿地[4][5], 在湿地景观效应及生态修复功能方面的研究也已有了一定的成果。但是, 人工湿地在运行中常常出现堵塞现象。据美国环境保护署(USEPA)调查 100 多座人工湿地后, 发现在运行五年后, 设计的湿地一半左右的人工湿地被不同程度的堵塞[6]。在中国, 在处理废水的过程中, 人工湿地也经常出现这种堵塞现象[7][8]。

人工湿地作为一种生态型污水处理技术, 其去除污染物的效率是评价其运行效果的最为重要的指标之一。在维持污染物被稳定去除的情况下有效地抑制堵塞, 延长其整体运行寿命, 是任何一种高效的堵塞防控措施所应当具备的重要特性。在本实验中, 通过对四组不同曝气程度的湿地系统的进出水中主要营养物质(包括 COD、 NH_4^+-N 、TN 及 TP)的连续检测与分析, 评估人工曝气对系统污染物去除效率的影响, 分析产生的原因及途径, 确定相对优化的气水比。

2. 材料与方法

2.1. 实验材料

本研究共设置四组单元垂直流人工湿地反应器，该反应器是由钢化塑料制成的，其总高为 0.9 m，直径为 0.5 m。充填厚度为 6 cm 的砾石于反应器桶底($d_{50} = 15 \text{ mm}$)为集水区，在砾石上方充填 65 cm 厚度的石英砂($d_{10} = 0.6 \text{ mm}$, $d_{50} = 2.5 \text{ mm}$, 不均匀系数 $C_u = 5.0$, 初始孔隙率 $n = 0.31$)。在反应器左侧壁距填料层顶端 5 cm、25 cm 及 45 cm 处垂直设有 3 个取样管，同时整个湿地有效基质层被此三个取样管分为上层、中层及下层。选用当地生长的香蒲和芦苇作为模拟湿地植物，栽种密度分为 5 株/ m^2 和 10 株/ m^2 。反应器顶部的布水管均匀的将实验进水喷洒在填料层表面，出水口位于桶底的砾石下面。

所有反应器的实验用水均由一个每日换水的 100 L 配水箱提供，通过离心水泵与连有流量计的橡胶管路分别进入各反应器。在实验期间，进水负荷被控制在 $0.6 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。垂直流人工湿地反应器的结构如图 1 所示。

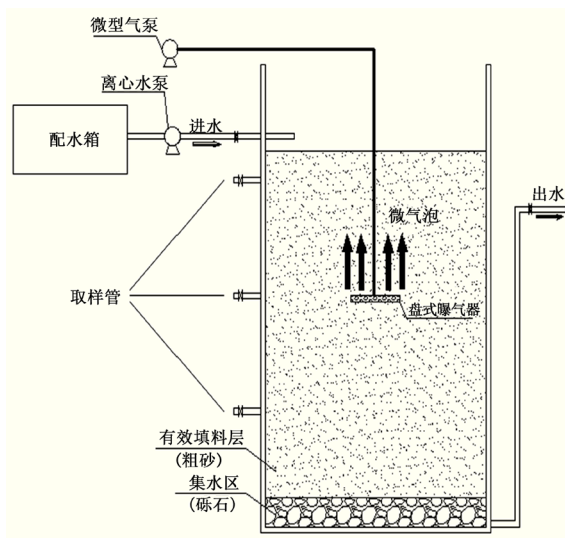


Figure 1. Unit vertical flow reactor
图 1. 单元垂直流反应器

2.1.1. 曝气系统的设置

如图 1 中所示盘式曝气器、空气输送管线以及微型气泵组成了整个曝气系统。盘式曝气器直径为 10 cm，由高温烧结的气泡石组成，单面透气，表面平均孔隙率为 0.5。有研究证明，当曝气器位于填料床中层时，能够最有效的去除有机污染[9] [10]。所以在本实验中，曝气器被放置于距填料床顶端 25 cm 的中部。盘式曝气器通过与其中心的导气管连接的橡胶软管与位于反应器外的微型气泵连接。在本实验中，气水比(Gas-water ratio)被用来作为衡量空气流量的指标。有文献指出，当气水比为 6 时，人工曝气能够使垂直流人工湿地达到最佳的污染物去除效率[10]。故以此值为基准，设置四个气水比梯度：0 (未曝气组)，2 (低曝气组)，6 (中曝气组)，10 (高曝气组)，分别对四组反应器供气。一些研究指出，湿地植物根系的输氧作用强度在一天中有随时间变化的特性。植物的光合作用在白天增强，根内的氧气运输增加，根周围溶解氧浓度增加。夜间光合作用停止，其根系输氧作用接近停滞，其根系周围溶解氧浓度降低[11]。因此本实验选择于夜间进行曝气，曝气自晚间 8 时开始，时间为 10 h，曝气方式采用间隙曝气，每间隔 40 min 连续曝气 20 min，以防止持续曝气对基质内微生物群落及正常流态造成不利影响。

2.1.2. 试验水质

在本实验中, 进水为模拟废水。为了避免进水中含有的多糖及寡聚糖杂质对胞外多糖的分析产生干扰, 我们选择乙醇代替常用的葡萄糖作为外加碳源。同时, 氯化铵为氮源, 磷酸二氢钾为磷源。水质情况见表 1。

Table 1. Average concentration of major pollutants in simulated wastewater (mg/L)

表 1. 模拟废水主要污染物平均浓度(mg/L)

COD	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP
204.5 ± 41.7	20.3 ± 5.4	19.8 ± 3.6	4.1 ± 1.4

2.2. 分析项目及方法

2.2.1. 取样点

测试所用水样分别使用 50mL 试管定期自各反应器侧壁的三组取样管及进、出水口获取, 所得样品用于各主要污染物浓度及水体电导率的测定。

2.2.2. 水质测定方法及仪器

对所采取的水样测定其主要污染物的浓度(包括 COD, TN, TP, NH₄⁺-N, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N)测定方法均采用国标中规定的方法。主要污染物的测定方法见表 2。

Table 2. Method for determination of major pollutants

表 2. 主要污染物测定方法

分析项目	分析方法
COD	快速封闭催化消解分光光度法
NH ₄ ⁺ -N	纳氏试剂光度法
NO ₂ ⁻ -N	N-(1-萘基)-乙二胺光度法
NO ₃ ⁻ -N	紫外分光光度法
TN	过硫酸钾氧化紫外分光光度法
TP	钼锑抗分光光度法

3. 结果与讨论

3.1. COD 的去除效果

各反应器 COD 去除率在整个实验周期内(2009.12 至 2010.7)的变化情况如图 2 所示。从图 2 可以看出, 经过一个月的启动期, 各组反应器的 COD 去除率相对于运行初期均有了大幅的提升, 均高于 50%。而对比同时期各组反应器的表现, 在反应器达到稳定运行后的整个周期内, 各曝气组反应器对 COD 的去除率始终保持高于未曝气组的水平。

对比表 3 中的数据可以发现, 各曝气组反应器相对于未曝气组的 COD 平均去除率分别提高了 10.6% (低曝气组)、28.4% (中曝气组) 和 30.7% (高曝气组)。这说明曝气强度越高, 植物根系周围溶解氧浓度越高, 好氧微生物也随之增强, 能够更加充分地降解有机污染物, 并减少了各种降解反应中间产物的生成和积累, 从而使出水 COD 浓度得到进一步削减。然而, 各曝气组反应器对 COD 去除率的相对提升率均没有超过 30%, 且当气水比超过 6 时, COD 的去除率受人工曝气强度的增强的收益也不显著(仅仅 2.3%)。

造成这一现象的原因这可能是基质内部参与降解进水中有机污染物的微生物种群除各好氧菌群外, 兼性厌氧菌如及部分厌氧菌群也同样发挥了重要的作用, 而后者对溶解氧的变化并不敏感, 在较低的氧化还原电位水平下也能够正常地吸收和降解进水中的有机物质, 从而保持一定的 COD 去除效率。结果说明, 在一定浓度的有机污染物的进水情况下, 微生物对于系统内部溶解氧的需求量存在阈值。这同时也验证了基质内人工曝气对 COD 去除率的提升效果是轻微和有限的。

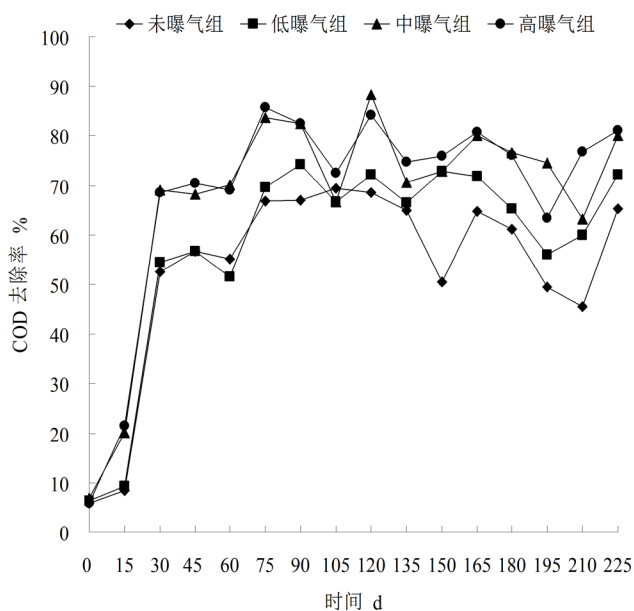


Figure 2. Variation curve of COD removal rate in effluent of each reactor during the experiment
图 2. 试验期间各反应器出水 COD 去除率变化曲线

Table 3. Average and peak COD removal rates (%)
表 3. COD 平均及峰值去除率(%)

去除率	未曝气组	低曝气组	中曝气组	高曝气组
平均去除率	52.36	57.91	67.23	68.43
峰值去除率	68.89	75.01	87.94	85.77

3.2. 氮的去除效果

整个试验期间, 各组湿地系统对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除及沿反应器深度方向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度的分布分别见图 3、图 4。

图 3 显示, 与未曝气组及低曝气组单元反应器比较, 中曝气组与高曝气组单元反应器对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率在经过约一个月的启动期后即得到了显著的提升, 随后一直保持高于 40% 的水平, 而与此同时, 未曝气组与低曝气组的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率在整个运行周期的前半段一直在 10%~30% 间波动, 并没有显著的提升, 直至进入实验中期后(120 天左右)才表现出明显的提高。这说明在较高的曝气强度下, 较为有利于硝化细菌与亚硝化细菌的繁殖, 其挂膜与形成发挥稳定的脱氮功能所需要的周期较短。其生物活性相较未曝气组及低曝气组则更为活跃。

从表 4 可以发现, 未曝气组反应器对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均去除率仅有 30.13%, 三组曝气组反应器相对于未

曝气组对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的平均去除效率分别提升了 26.5% (低曝气组)、105.6% (中曝气组) 及 109.3% (高曝气组)。明显可以看出曝气组比未曝气组去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的效率更高, 曝气强度越高, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效率越高。

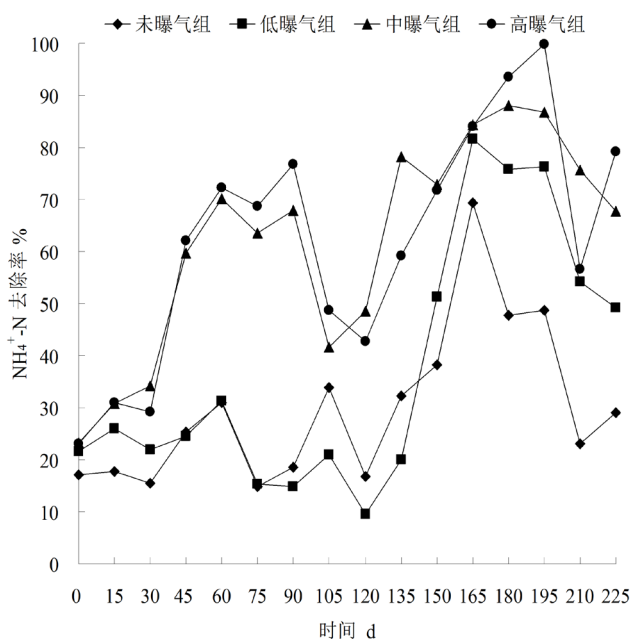


Figure 3. Variation curves of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal rate in effluent of each reactor during the experiment

图 3. 试验期间各反应器出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率变化曲线

Table 4. Average and peak removal rates of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (%)

表 4. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均及峰值去除率(%)

去除率	未曝气组	低曝气组	中曝气组	高曝气组
平均去除率	30.13	38.12	61.97	63.06
峰值去除率	48.36	82.15	87.93	99.15

由图 4 可知, 在未曝气组中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度沿床深变化曲线总体上变化平稳, 在基质顶层其浓度相较进水原始浓度降低了 5% 左右, 其变化很小。到了中层浓度才降低的多一点, 植物根系就处于基质的中层, 因此很大可能 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会被植物的根系吸收并降解, 然而从图中也可以发现在基质的中层对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效率也没有达到最高, 所以可以得知植物的根系对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸收和降解作用也是有限的。而在基质底层, 此时整个湿地系统处于一定的缺氧状态, 硝化作用和反硝化作用并存, 故基质底层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度下降的趋势得到了缓和。在出水处, 各反应器中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度与底层浓度也相差无几, 但是各反应器出水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度由高到低分别是: 未曝气组、低曝气组、中曝气组和高曝气组, 这说明随着曝气强度的增加, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的总削减量也随之上升。另外, 各反应器中对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除主要集中在氧气较充足的基质中上层, 因此可以通过人工曝气使人工湿地基质中上层处于好氧状态, 从而为硝化细菌及亚硝化细菌提供良好的溶解氧环境, 使其能够有效地将进水中的大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化为硝酸盐及亚硝酸盐, 达到削减 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的目的。

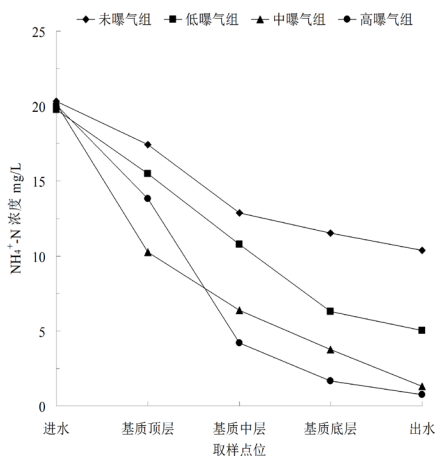


Figure 4. Curves of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in effluent of each reactor along bed depth
图 4. 各反应器出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度沿床深变化曲线

各组湿地系统沿反应器深度方向 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 质量浓度的分布分别见图 5、图 6。

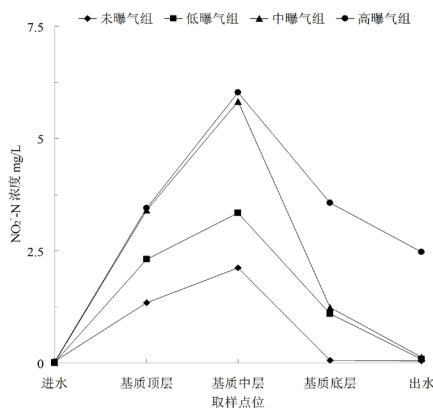


Figure 5. $\text{NO}_2^- \text{-N}$ concentration curve along bed depth
图 5. $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 浓度沿床深变化曲线

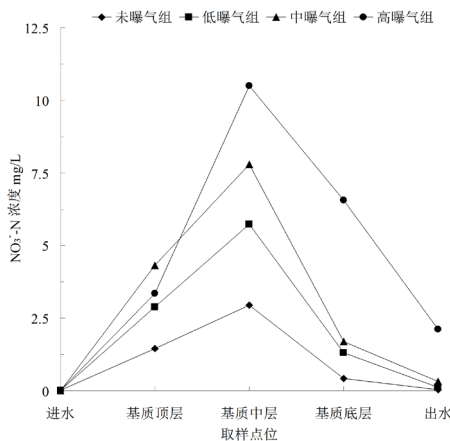


Figure 6. $\text{NO}_3^- \text{-N}$ concentration curve along bed depth
图 6. $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度沿床深变化曲线

比较图 5 和图 6 可观察得, 四组反应器中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的质量浓度沿床深分布具有一定的相似性, 均是进水后开始迅速积累, 并在基质中层到达最大值, 然后开始下降, 其中未曝气组、低曝气组和中曝气组在出水处浓度都几乎降到 0。人工湿地基质中同时存在着硝化细菌及亚硝化细菌, 因此在人工湿地系统中亚硝化作用及硝化作用是相互连贯的整体, 这也是 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 具有相似的质量浓度分布的原因之一。同时, 由于硝化细菌和亚硝化细菌对生存条件要求差不多, 故而人工曝气强度对两种细菌生化作用的影响也差不多, 这也是 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 具有相似的质量浓度分布的原因之一。由图 5 和图 6 也可以看出两种细菌对 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 降解速率的影响随着人工曝气强度增加而收到一定的抑制作用。这种抑制作用在低曝气组和中曝气组中并不明显, 在高曝气组中抑制作用就比较明显, 可能是高强度曝气使整个处理系统中的溶解氧浓度过高, 微生物及细菌不能够将这些过剩的溶解氧消耗掉, 反硝化细菌所需要的缺氧环境也得不到满足了, 所以反硝化细菌并不能有效的降解 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$, 导致 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的出水质量浓度偏高。

各反应器出水 TN 浓度变化见图 7 所示。由图 7 可知, 整个试验周期内各反应器 TN 的去除效率与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率分布类似。值得注意的是, 与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除情况不同, 整个运行周期后期低曝气组的反应器 TN 的去除率要显著高于未曝气组, 这可能是由于在溶解氧缺乏的情况下, 未曝气组中好氧硝化菌群总量及生物活性受到明显抑制, 硝化脱氮进程受阻, 硝态氮的浓度受到影响从而导致反硝化作用受阻, 大部分的氮素脱除是通过植物根系的吸收作用而贡献的, 而在低曝气情况下, 硝化脱氮作用仍可进行, 故除植物吸收外, 仍有一部分是通过随后的反硝化进程脱除的。

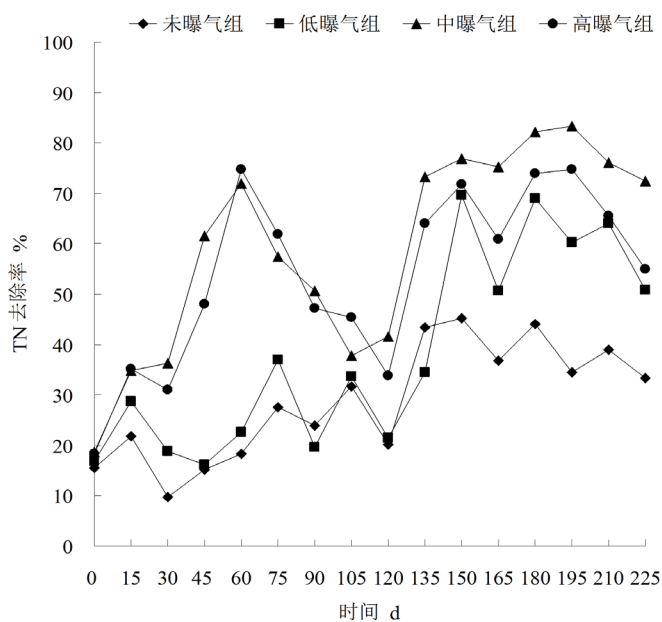


Figure 7. Variation curve of TN removal rate in effluent of each reactor during the experiment
图 7. 各反应器出水 TN 去除率变化曲线

对比表 5 中的数据可以发现, 未曝气组反应器对 TN 的去除效率要远远不如三组曝气组, 未曝气组仅有 28.77% 的 TN 平均去除率, 而与此同时, 各曝气组反应器的 TN 去除率则相对其分别提升了 33.23% (低曝气组)、109.21% (中曝气组) 及 100.63% (高曝气组)。总体上, 人工湿地对 TN 的去除率随着人工曝气强度增强而提高。但是, 高曝气组的 TN 平均去除率相比中曝气组反而下降了 8.58%, 这说明人工曝气强度对 TN 去除的促进作用存在阈值。同时结合前述对反应器中两种形态氮的含量分布的分析可以得出,

过高的曝气强度在促使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 大量转化为 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的同时, 高强度曝气使整个处理系统中的溶解氧浓度过高, 微生物及细菌不能够将这些过剩的溶解氧消耗掉, 反硝化细菌所需要的缺氧环境也得不到满足了, 所以反硝化细菌并不能有效的降解 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 导致 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的出水质量浓度偏高, 从而最终降低出水 TN 的去除率。

Table 5. Average and peak TN removal rates (%)

表 5. TN 平均及峰值去除率(%)

去除率	未曝气组	低曝气组	中曝气组	高曝气组
平均去除率(%)	28.77	38.33	60.19	57.72
最大去除率(%)	45.28	68.91	83.30	74.72

3.3. TP 的去除效果

试验期间各反应器出水 TP 浓度变化见图 8 所示。

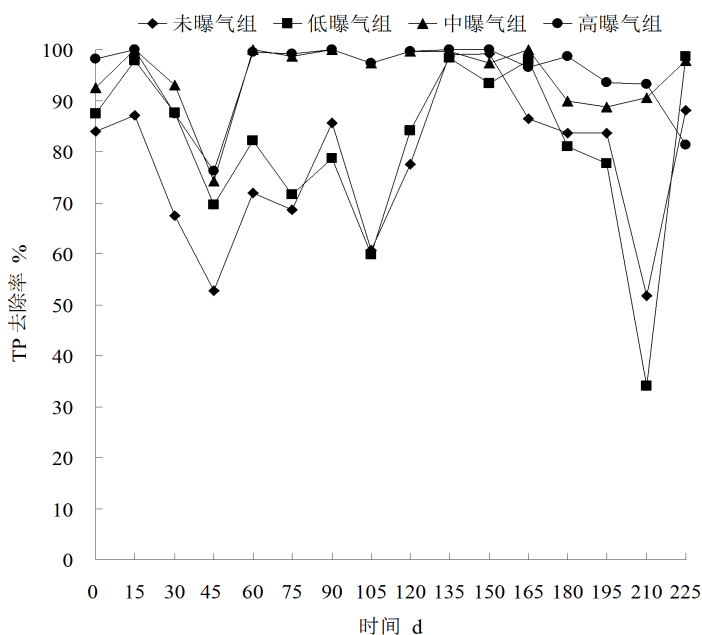


Figure 8. Change curve of TP removal rate of effluent from each reactor during the experiment

图 8. 试验期间各反应器出水 TP 去除率变化曲线

由图 8 可知, 在反应器运行前 15 天, 各反应器从一开始就保持了较高的 TP 去除率(均高于 80%), 并随着运行时长增加 TP 的去除率还有上升的趋势。但是, 从 15 天到 45 天内 TP 的去除率呈逐渐下降的趋势。而从 45 天之后中曝气组的 TP 去除率又得到提升, 并始终保持在 90%以上, 而未曝气组及低曝气组及高曝气组的 TP 去除率则显示出了较大的波动。这一现象说明, 人工湿地的基质颗粒对磷化合物的沉降与吸附作用是其去除 TP 的主要途径[12]。而在这个过程中, 化合物间的络合反应起到很重要的作用。如中性或酸性环境中, 在好氧条件下, Fe^{3+} 与磷络合成稳定化合物, 但在厌氧条件下, Fe^{3+} 被还原为 Fe^{2+} , 磷被释放出[13] [14]。所以溶解氧浓度是基质对磷素的吸附作用强弱的一个因素。人工曝气使基质处于好氧状态, 这时基质颗粒中的 Fe 等化合物能和水体中的磷形成大量稳定化合物, 这些稳定的化合物会被基质颗粒所截留, 从而达到基质对污水中 TP 的去除。

4. 结论

1) 基质内人工曝气在有效抑制堵塞的同时, 也能显著促进提升人工湿地对主要污染物的去除效率。总体来说, 随着气水比的增强, 反应器启动期相对缩短, 而同一时期主要污染物的去除率亦呈上升趋势。

2) 基质内人工曝气对氮素的去除效果最为明显, 相对于未曝气组, 各曝气组反应器的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率分别提升了 26.5% (低曝气组)、105.6% (中曝气组) 及 109.3% (高曝气组)。而 TN 去除率则相对其分别提升了 33.23% (低曝气组)、109.21% (中曝气组) 及 100.63% (高曝气组)。

3) 相对于氮素的去除, 基质内人工曝气的方式对 COD 及 TP 的去除效果的提升并不明显。前者是由于参与降解 COD 的微生物包括好氧微生物、兼性厌氧及厌氧微生物等多种微生物群落而使 COD 脱除过程对溶解氧浓度变化敏感度较低。后者则是由于其主要脱除途径为基质颗粒的吸附及沉降作用, 这一物理化学机制受溶解氧浓度的变化影响不是很大。

4) 在本研究条件下, 当气水比为 6 时, 人工湿地对污染物的整体去除效率达到了相对优化, 其 COD 平均去除率为 67.23%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 平均去除率为 61.97%, TN 平均去除率为 60.19%, TP 平均去除率为 94.97%。

基金项目

国家自然科学基金(No. 51779079), 江苏省自然科学基金(No. BK20181313), 江苏省水利科技项目(No. 2018037), 江苏方天电力项目(No. 819049016)。

参考文献

- [1] 李静. 人工湿地污水处理技术的应用[J]. 绿色环保建材, 2019(4): 36-37.
- [2] 周柄邑, 李定启. 微电解人工湿地生态系统对富营养化水体的处理效果[J]. 能源与环保, 2019, 41(4): 33-35.
- [3] 赵虎生. 人工湿地发展概况及应用前景[J]. 现代农业科技, 2019(7): 167+174.
- [4] 柳文丽. 人工湿地在中国的研究进展[J]. 四川环境, 2010, 29(5): 58-62.
- [5] 黄炳彪, 岳伦. 人工湿地技术在北京市的研究及应用进展[J]. 北京水务, 2018(3): 26-30.
- [6] EPA (2000) Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters (Electronic Resource). United States Environmental Protection Agency, Washington DC.
- [7] 尚文, 杨永兴, 韩大勇, 唐明艳. 人工湿地基质堵塞问题及防治新技术研究[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(28): 13945-13947.
- [8] 颜秉斐, 肖书虎, 廖纯刚, 邓齐玉, 李丹, 刘雪瑜. 潜流人工湿地长效运行脱氮研究进展[J]. 环境工程技术学报, 2019, 9(3): 239-244.
- [9] 钟秋爽, 王世和, 孙晓文, 黄娟, 鄢璐. 曝气气水比对人工湿地处理效果的影响[J]. 环境工程, 2008, 26(6): 42-44.
- [10] 李想, 崔莉凤. 曝气增强垂直潜流型人工湿地脱氮效果研究[J]. 北京工商大学学报(自然科学版), 2009, 27(1): 6-10.
- [11] Winter, K.J. and Goetz, D. (2003) The Impact of Sewage Composition on the Soil Clogging Phenomena of Vertical Flow Constructed Wetlands. *Water Science and Technology*, **48**, 9-14. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0268>
- [12] 汤显强, 黄岁樑. 人工湿地去污机理及其国内外应用现状[J]. 水处理技术, 2007, 33(2): 9-13.
- [13] Zafarani, H.R., Bahrololoom, M.E., Javidi, M., Hossein Shariat, M. and Tashkhourian, J. (2014) Removal of Chromate Ion from Aqueous Solutions by Sponge Iron. *Desalination and Water Treatment*, **52**, 7154-7162. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.822335>
- [14] 常邦, 胡伟武, 李文奇, 冯传平. 新型铁碳微电解填料去除农村生活污水中的磷[J]. 水处理技术, 2017, 43(5): 48-51.