

强化供氧条件下潜流型人工湿地运行特性

鄢璐, 王世和, 钟秋爽, 黄娟, 刘洋, 王峰

(东南大学市政工程系, 南京 210096)

摘要: 针对潜流型人工湿地中溶解氧浓度和脱氮率偏低的问题, 试验研究了强化供氧对植物和微生物的影响及人工湿地内溶解氧浓度、净化效率的变化规律。结果表明, 强化供氧宜在湿地前端进行, 最佳气水比为 6 左右, 可采用连续供氧方式。供氧对湿地植物生理特性无明显不良影响, 可显著增加湿地中硝化菌、反硝化菌数量, 硝化菌可比供氧前高出 1~2 个数量级, 反硝化菌高出 1 个数量级。强化供氧有效改善了湿地内氧环境, 供氧前湿地内溶氧浓度普遍低于 0.6 mg/L, 供氧后氧浓度上升至 1 mg/L 以上。强化供氧有利于各类污染物质尤其是有机物和氮类物质的去除, 有机物去除率比原湿地高出 10% 左右, TN 去除率能够达到 60% 以上。因此, 强化充氧措施具有较好的研究和应用价值。

关键词: 人工湿地; 强化供氧; 植物; 微生物; 净化效率

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)04-0736-06

Study on Running Characteristics of Aerating Subsurface Flow Wetlands

YAN Lu, WANG Shi-he, ZHONG Qiu-shuang, HUANG Juan, LIU Yang, WANG Feng

(Department of Municipal Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: Aim at the low dissolved oxygen concentration and nitrogen removing efficiency in constructed wetlands, the running parameters of aeration measure, influence on plants and bacteria, the dissolved oxygen concentration and purifying efficiency after aeration were studied. The results show that aeration should be run in the forepart of wetland. The best gas-flow ratio is 6. Continuous aeration is adopted. The influence of aeration on plants in wetlands is inconspicuous. The quantity of nitrifying bacteria and denitrifying bacteria are increased. Aeration improves the oxygen condition, which is under 0.6 mg/L before aeration but over 1 mg/L after aeration. The purifying efficiency of wetlands is improved, removing efficiency of organic matter increases 10%, and removing efficiency of total nitrogen is higher than 60%. So aeration has the value of research and application.

Key words: constructed wetlands; aeration; plants; microorganism; purifying efficiency

人工湿地是上世纪 70 年代以来快速发展起来的污水生物处理新技术^[1-7], 中外学者对人工湿地中氧的分布规律与传递机理的研究表明^[8-13], 人工湿地系统中的氧被消耗于有机物和氮素物质的氧化过程, 对湿地的净化效果有着非常重要的影响。但由于湿地自身构造的限制, 湿地内溶解氧浓度较低, 抑制了微生物活性和各种生化反应的进行, 使人工湿地的除污效果尤其是对氮类物质的脱除受到了制约^[14-20], 而国内外鲜见对人工湿地氧浓度提高措施的实际运行研究。本试验研究了美人蕉湿地强化充氧措施的运行特性, 阐述了强化供氧条件下人工湿地溶解氧特征及对各类污染物质的去除效果, 并分析了强化供氧对植物、微生物等的生理特性的影响。

区。湿地植物为美人蕉 (*Canna generalis*), 属多年生草本, 栽种密度为 10~15 株/m²。

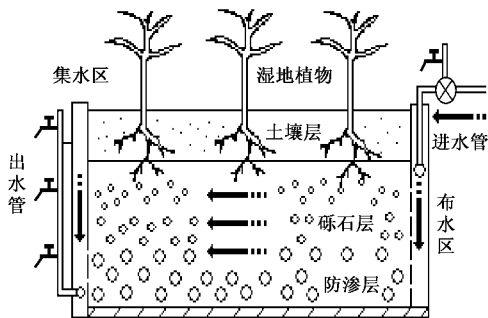


图 1 水平流潜流型人工湿地结构

Fig.1 Structure of horizontal flow SFS wetlands

1 试验装置与方法

1.1 试验装置

潜流型湿地模型尺寸为 3 m × 1.0 m × 1.0 m, 底面坡度为 1%, 处理区填料由 4 层组成, 分别为粗糙砾石、中等砾石、细小砾石及表层覆土 (如图 1)。污水在湿地中沿水平方向流动, 经布水区、床体和集水

如图 2, 在湿地深 20、40 及 60 cm 处, 沿程分别埋有 5 处充氧管, 充氧管横跨整个湿地, 沿湿地侧壁接出, 以软管与空气压缩机连接, 同时可用作沿程采

收稿日期: 2006-05-18; 修订日期: 2006-06-25

基金项目: 国家自然科学基金项目 (50278016)

作者简介: 鄢璐 (1982~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: wrongsky1982@163.com

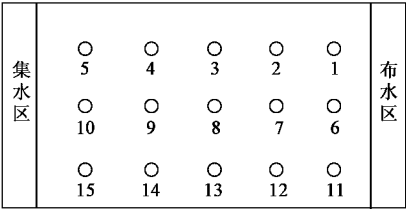


图 2 湿地侧壁充氧采样接口分布

Fig.2 Distributing tube on wall of wetlands

表 1 人工湿地进水水质/mg·L⁻¹

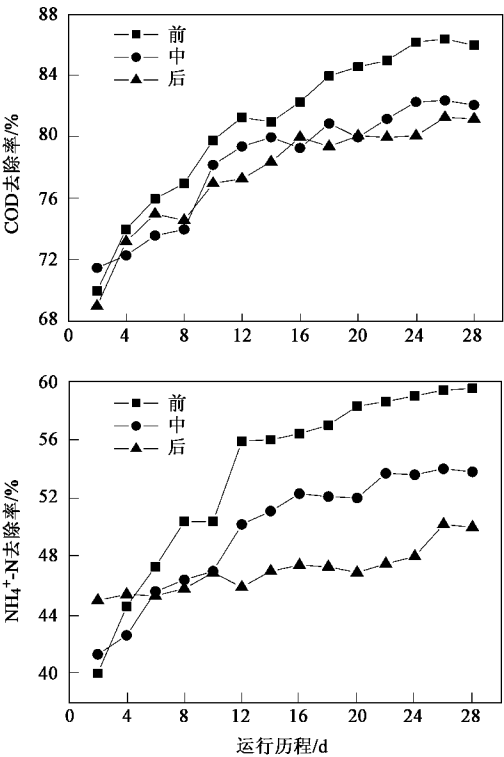
Table 1 Water quality of inflow/mg·L⁻¹

BOD ₅	COD	DO	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TN	SS	TP	pH
100~120	150~300	0.75~1.15	40~68	7.5~12.5	45~90	80~260	3.1~6.8	7.8~8.2

2.1.1 强化供氧位置

在前期试验中,已发现因各类污染物去除机制不同,其在人工湿地中的主要降解位置有所不同,故供氧位置将对各类污染物的去除产生影响,试验中分别在 3 块美人蕉湿地中层的前、中、后位置(图 2 中,6、8、10 号采样点,即沿湿地 0.5 m、1.5 m、2.5 m 处)连续以较大气水比强化供氧 1 个月,跟踪观测.图 3 反映不同供氧位置时人工湿地对 COD、NH₄⁺-N、TN、TP 的去除效果.

由图 3 可见,供氧后 COD 去除率有明显提高,



样管.

1.2 进水水质

湿地的试验进水来自南京市锁金村污水处理厂的初沉池出水,水质条件见表 1. 试验中水质指标测试均采用国标法^[21].

2 结果与分析

2.1 强化供氧运行参数的确定

前端供氧明显优于中后端供氧,主要由于 COD 的去除集中在湿地前部. 氮类物质的去除中,前端和中端供氧时,NH₄⁺-N 和 TN 去除率增加显著,后端供氧时,NH₄⁺-N 的去除率在 1 个月内变化始终不明显,增幅仅为 5%,TN 去除率反而有所降低,张甲耀^[22]的研究表明,人工湿地系统总体上反硝化菌数量后部高于前部,由此来看,反硝化主要发生在湿地后端,供氧对其有不利影响. 由于湿地除磷主要依靠基质物理化学作用和植物吸收,故供氧对于 TP 的去除影响不显著. 综上所述,湿地前端是强化供氧的最佳

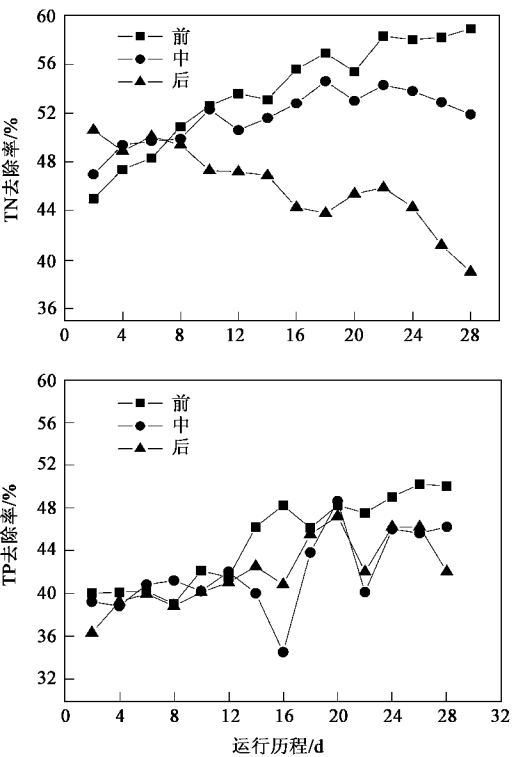


图 3 不同供氧位置时 COD、NH₄⁺-N、TN、TP 的去除效果

Fig.3 Removing efficiency of COD, NH₄⁺-N、TN、TP with different aeration position

位置,以下的供氧试验均选择在人工湿地前端.

2.1.2 最佳气水比

强化供氧试验中,气水比是 1 个重要的控制因素,气水比太小,对湿地处理效果影响不大;气水比太大,运行成本上升易造成能源浪费.参照一般城市生活污水处理厂曝气池运行参数及本研究组试验运行参数,选取 6 组气水比作为试验运行工况,对湿地中层前端充氧(图 2 中 6 号采样点),各气水比及供氧时间等参数见表 2.

如图 4 所示,以不同气水比供氧时,人工湿地对

表 2 气水比试验各工况参数¹⁾

Table 2 Operating parameters of gas-flow ratio test		
气水比	进气量/mL·min ⁻¹	温度/℃
2	300	27 ~ 35
4	600	
6	900	
8	1 200	29 ~ 37
10	1 500	
12	1 800	28 ~ 35

1)进水量均为 15 mL/min,充氧时间为 30 d

于各类污染物的去除效率有所不同.在气水比小于 6 时,COD 去除率随气水比的增加而增加,气水比大于 6 后,对湿地基质产生一定的气液冲刷作用,降低了基质的吸附量,COD 去除率随气水比的增加反而降低.TP 的去除率在气水比大于 6 后降幅明显,说明气液冲刷对于依靠基质吸附为主的磷类物质去除的不利影响更为显著.NH₄⁺-N 的去除率随气水比增加而增加,说明硝化速率不断得到提高,但气水比达到 6 后增幅变缓.而气水比过大时,对反硝化有不利影响,故 TN 去除率在气水比大于 8 后也有所降低.综合各类污染物的去除效果,以下的试验中采取最

佳气水比为 6.

2.1.3 强化供氧方式

为研究不同供氧方式对湿地净化效果的影响,特选取 2 块美人蕉湿地,其中 1 块连续供氧,另 1 块采取间歇供氧,间歇周期为 1 d.试验共运行 1 个月,稳定运行 1 周后,跟踪观测各项指标.由图 5 可见,间歇供氧对湿地脱氮效果更加有利,连续供氧则有利于湿地中 COD、NH₄⁺-N、TP 的去除.分析认为,间歇供氧使湿地处于好氧和厌氧的交替环境中,分别有利于硝化和反硝化作用的进行,从而促进 TN 的去除;而连续供氧为湿地中的好氧微生物提供了充足的氧源,对有机物的降解有利,对聚磷菌好氧摄磷有一定的促进作用,而且连续供氧能够改善湿地的硝化能力,因此连续供氧能够提高湿地 COD、NH₄⁺-N、TP 的去除率.但连续供氧既导致湿地缺氧区的缩小,也失去了时间概念上缺氧-好氧条件的转换,因而 TN 去除率稍低.综合各项指标,本试验采用连续供氧方式.

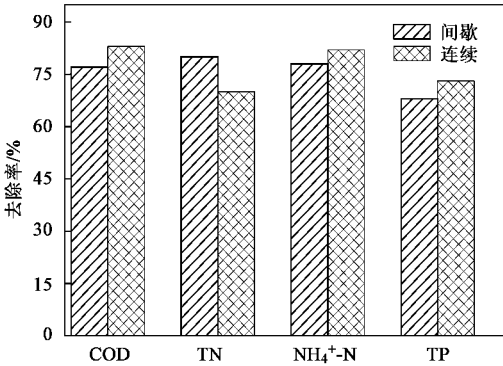


图 5 强化供氧方式对去除效果的影响

Fig.5 Removing efficiency with different aeration means

2.2 强化供氧对湿地植物及微生物生理特性的影响

2.2.1 强化供氧对湿地植物光合特性的影响

强化供氧方式下,将改变湿地中的植物根系附近氧浓度,从而可能对植物的生理特性产生影响,试验采用 LI-6400 便携式光合作用测定仪(美国,LI-COR 公司),开放式气路,光强、温度、CO₂ 浓度与室外同步,在试验现场非离体条件下直接测定植物的净光合速率 [P_n , $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$],蒸腾速率 [T_r , $\text{mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$],气孔导度 [C_s , $\text{mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$]等指标.

表 3 可见,同样的测试条件下,强化供氧后的美人蕉净光合速率有所降低,分析认为 O₂ 与 CO₂ 发生对 RuBP 的竞争反应,生成磷酸乙醇酸,其后一部分再

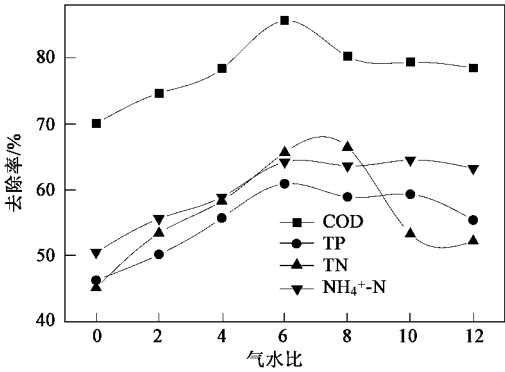


图 4 不同气水比时 COD、NH₄⁺-N、TN、TP 的去除效果

Fig.4 Removing efficiency of COD, NH₄⁺-N, TN, TP with different gas-flow ratio

转化为光合碳循环的组成成分,另一部分变成 CO₂ 释放,这一过程即通常所称的光呼吸,而光呼吸总是使叶片净光合速率明显降低,同时气孔导度有略微的增加.但在试验的气水比下,植物净光合速率和气孔导度的变化均在正常范围内,而试验结果也表明强化供氧对于美人蕉的蒸腾速率和胞间 CO₂ 浓度没有影响.综合以上分析,控制气水比的情况下,强化供氧对人工湿地植物的生理特性未见不良影响.

表 3 强化充氧对于美人蕉光合特性的影响

Table 3 Influence of aeration on photosynthesis of *Canna generalis*

阶段	时间	温度/℃	发光强度	净光合速率	气孔导度	胞间浓度	蒸腾速率
			$\mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{s})^{-1}$	$\mu\text{mol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{s})^{-1}$	$\text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{s})^{-1}$	$\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$	$\text{mmol}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{s})^{-1}$
强化充氧前	08:00	30.89	120	1.63	0.334	441	1.64
	10:00	32.65	213	4.47	0.168	340	1.07
	12:00	35.97	869	8.21	0.197	301	1.85
	13:00	38.64	1 501	15.5	0.602	311	4.62
	14:00	36.23	1 230	17.3	0.891	314	5.01
	16:00	32.34	775	5.48	0.709	350	3.48
	18:00	30.61	185	2.47	0.532	364	2.86
	19:00	28.64	50	0.24	0.169	384	1.71
强化充氧后	08:00	30.89	120	1.42	0.338	437	1.68
	10:00	32.65	213	4.20	0.172	342	1.10
	12:00	35.97	869	7.93	0.205	305	1.83
	13:00	38.64	1 501	13.2	0.637	312	4.67
	14:00	36.23	1 230	16.4	0.910	314	5.11
	16:00	32.34	775	5.26	0.715	352	3.45
	18:00	30.61	185	2.38	0.542	367	2.83
	19:00	28.64	50	0.26	0.176	380	1.64

2.2.2 强化供氧对湿地脱氮细菌的影响

试验中,对强化供氧前后湿地系统内的微生物分别进行了测定,选取 2 块湿地前端和后端,于湿地土壤表层下 20 cm 处采集土样,用 MPN 法分别测定其中硝化菌及反硝化菌的数量.每种细菌做 5 个平行样,取平均值作为测定结果,结果如表 4.

表 4 表明,硝化菌的数量级在 10³ ~ 10⁶ 之间,沿湿地长度方向硝化菌分布为前端高,后端低,且供氧湿地硝化菌数量前端后端均高于不供氧湿地,前端高出近 2 个数量级,后端高出近 1 个数量级.这说明,随着供氧的进行,湿地前端硝化菌繁殖加快,数

量增长非常迅速.同时,反硝化菌的数量在 10⁴ ~ 10⁶ 个/g 之间,总体上看,湿地后段反硝化菌数量高于前端,供氧湿地后端反硝化菌数量高出不供氧湿地后端 1 个数量级,而前端相差不大.供氧时,虽然作为反硝化菌最终电子受体之一的氧浓度也提高了,但湿地后端仍然处于厌氧环境,反硝化菌优先选择硝酸根作为最终电子受体,因此在前端硝化充分的基础上,湿地反硝化菌的数量也随之增加.

2.3 强化供氧对于人工湿地溶解氧浓度及各污染物去除效果影响

2.3.1 强化供氧对于人工湿地溶解氧浓度的影响

表 4 湿地系统中硝化菌与反硝化菌的数量/cells·g⁻¹

Table 4 Quantity of nitrifying bacteria and denitrifying bacteria in wetlands/cells·g⁻¹

湿地类型	检测次数	硝化菌		反硝化菌	
		前端	后端	前端	后端
供氧湿地	1	2.53 × 10 ⁶	4.61 × 10 ⁴	6.73 × 10 ⁴	2.35 × 10 ⁶
	2	1.14 × 10 ⁶	4.03 × 10 ⁴	1.45 × 10 ⁵	1.76 × 10 ⁶
	3	6.94 × 10 ⁵	3.27 × 10 ⁴	6.94 × 10 ⁴	7.25 × 10 ⁵
	4	2.86 × 10 ⁶	8.25 × 10 ³	1.68 × 10 ⁵	8.92 × 10 ⁵
	5	1.62 × 10 ⁶	3.32 × 10 ⁴	2.84 × 10 ⁴	2.31 × 10 ⁶
	平均值	1.76 × 10 ⁶	3.21 × 10 ⁴	9.49 × 10 ⁴	1.61 × 10 ⁶
不供氧湿地	1	4.68 × 10 ⁴	4.24 × 10 ³	6.25 × 10 ⁴	1.45 × 10 ⁵
	2	4.52 × 10 ⁴	4.76 × 10 ³	1.24 × 10 ⁵	1.64 × 10 ⁵
	3	5.19 × 10 ⁴	1.32 × 10 ⁴	3.72 × 10 ⁴	8.37 × 10 ⁴
	4	4.51 × 10 ⁴	5.43 × 10 ³	7.91 × 10 ⁴	6.44 × 10 ⁴
	5	4.28 × 10 ⁴	6.25 × 10 ³	6.49 × 10 ⁴	2.30 × 10 ⁵
	平均值	4.64 × 10 ⁴	6.78 × 10 ³	7.35 × 10 ⁴	1.37 × 10 ⁵

由图 6 可见,在美人蕉湿地中进行强化供氧后,湿地内氧浓度有明显上升,供氧前湿地内溶氧浓度普遍低于 0.6 mg/L,供氧后氧浓度上升至 1 mg/L 以上,出现好氧环境.同时,试验中发现,原湿地由于主要依靠植物光合作用向根部供氧和大气复氧作用,故床层内上、中、下氧浓度差异明显,下层氧浓度很低,处于完全厌氧状态,供氧后垂直方向上氧浓度均显著提高,且无明显差异,下层氧浓度也能达到

1 mg/L,湿地中部氧浓度达到最高.由此可见,强化供氧后人工湿地内氧环境改善明显,有利于各类好氧反应的进行.

2.3.2 强化供氧对人工湿地净化效果的影响

比较供氧湿地和不供氧湿地净化效率的沿程变化,如图 7 所示.结果表明,供氧后湿地中氧浓度增加,微生物活性增强,好氧反应速率加快,湿地对有机物去除率增加,尤其在湿地中部有机物去除率比原湿地高出 10% 左右.磷类污染物的去除在 2 类湿地中无明显差异,说明人工湿地中除磷主要依靠基质物理化学作用和植物吸收,充氧曝气对磷的去除没有较大影响.在对氮的去除中,原湿地内较低的氧浓度严重抑制了硝化作用的进行,影响了氮类物质去除率,对湿地进行强化供氧后,湿地中氧环境有明显改善,氧浓度增加到 1 mg/L 以上,如前所述,湿地中硝化菌数量增加,活性增强,硝化反应得以顺利进行,氨氮进一步被降解,去除率提高明显,同时,反硝化菌的数量和活性也有所增加,最佳气水比下,反硝化速率提升明显,TN 去除率能够达到 60% 以上.以上结果表明,强化供氧有利于各类污染物尤其是有机物和氮类物质净化效率的提高.

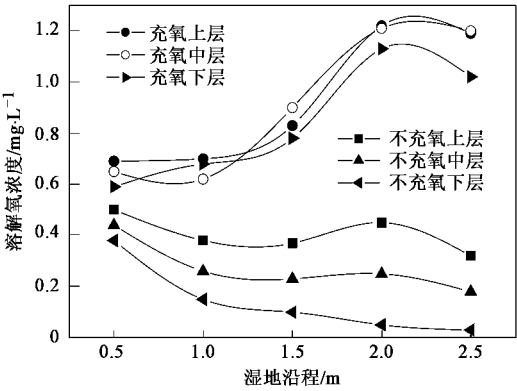


图 6 强化供氧与不强化供氧湿地氧分布比较
Fig. 6 Comparison of oxygen condition in aeration and no aeration wetlands

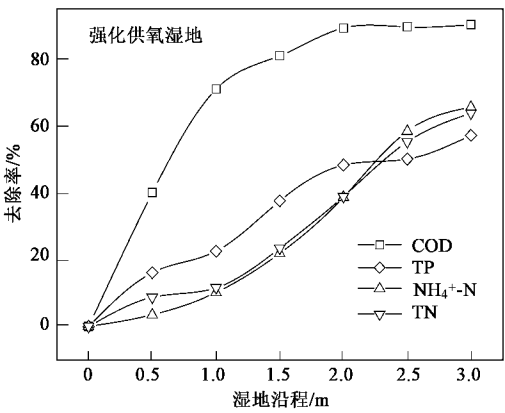
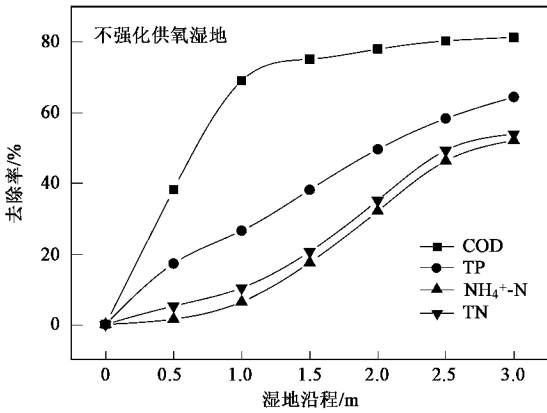


图 7 强化供氧对人工湿地沿程净化效率的影响
Fig. 7 Influence of aeration on removing efficiency

3 结论

(1)强化供氧试验表明,湿地前端是强化供氧的最佳位置,充氧的最佳气水比为 6,间歇供氧方式脱氮效果略优于连续供氧,但综合各类污染物去除效果,本试验建议采取连续供氧方式.

(2)强化供氧后植物叶片净光合速率略有降低,气孔导度有所增加,但综合而言,对植物生理特性无明显不良影响.同时考察了湿地中脱氮细菌的变化,

结果表明硝化菌和反硝化菌数量有所增加.

(3)强化供氧后人工湿地内氧环境改善明显,有利于各类好氧反应的进行,从而使有机物和氮类物质的去除率提高明显.

参考文献:

[1] 陈长太,王雪,祁继英.国外人工湿地技术的应用及研究进展[J].中国给水排水,2003,19(3):105~106.
[2] 籍国东,孙铁铮,李顺.人工湿地及其在工业废水处理中的应用[J].应用生态学报,2002,13(2):224~228.

- [3] Stecher M C, Weaver R W. Effects of umbrella palm and wastewater depth on wastewater treatment in a subsurface flow constructed wetland [J]. *Environ. Technology*, 2003, **24**(4): 471 ~ 478.
- [4] Mantovi P. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2003, **88**(2): 85 ~ 90.
- [5] Guodong Ji, Tieheng Sun, Qixing Zhou, *et al.* Constructed subsurface flow wetland for treating heavy oil produced water of the Liao He oil field in China [J]. *Ecological Engineering*, 2002, **18**(4): 489 ~ 495.
- [6] 曲向荣, 贾宏宇, 张海荣, 等. 辽东湾芦苇湿地对陆源营养物质净化作用的初步研究[J]. *应用生态学报*, 2000, **11**(2): 270 ~ 272.
- [7] 鲁敏, 曾庆福. 七种植物的人工湿地处理生活污水的研究[J]. *武汉科技学院学报*, 2004, **17**(2): 32 ~ 35.
- [8] Comin F A. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1997, **35**(5): 255 ~ 261.
- [9] 宋志文. 人工湿地对氮、磷的去除效率与动态特征[J]. *生态学杂志*, 2005, **24**(6): 648 ~ 651.
- [10] Knight R L, Victor W E, Payne J, *et al.* Constructed wetlands for livestock wastewater management [J]. *Ecological Engineering*, 2000, **15**(3): 41 ~ 55.
- [11] Werker A G, Dougherty J M, Mchenry J L, *et al.* Treatment variability for wetland wastewater treatment designs in cold climates [J]. *Ecological Engineering*, 2002, **19**(5): 1 ~ 11.
- [12] 陈秀荣, 周琪. 人工湿地脱氮除磷特性研究[J]. *环境污染与防治*, 2005, **27**(7): 526 ~ 529.
- [13] 尹军, 崔玉波, 韩相奎, 等. 潜流型人工湿地对污染物的降解特性[J]. *中国给水排水*, 2004, **20**(6): 47 ~ 49.
- [14] 刘超翔, 董春宏, 李峰民, 等. 潜流式人工湿地污水处理系统硝化能力研究[J]. *环境科学*, 2003, **24**(1): 80 ~ 83.
- [15] 席俊秀, 谢协忠. 污水湿地处理工艺中存在的问题及对策[J]. *中国给水排水*, 2003, **19**(2): 90 ~ 91.
- [16] 白军红, 欧阳华, 邓伟, 等. 湿地氮素传输过程研究进展[J]. *生态学报*, 2005, **25**(2): 326 ~ 333.
- [17] 罗团忠. 人工湿地的除污机理及进一步提高氮磷去除率的方法[J]. *广东水利电力职业技术学院学报*, 2003, **1**(2): 21 ~ 28.
- [18] Christoph P. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1999, **40**(3): 257 ~ 263.
- [19] 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, **26**(4): 83 ~ 86.
- [20] 籍国东, 倪晋仁. 人工湿地废水生态处理系统的作用机制[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2004, **5**(6): 71 ~ 75.
- [21] 国家环境保护局. 水和废水检测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 200 ~ 284.
- [22] 张甲耀. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究[J]. *环境科学学报*, 1999, **19**(3): 323 ~ 327.