

芦苇碳源后置反硝化滤池强化低碳氮比纳污河水脱氮

汤同欢^{1,2}, 陈丙法^{2,3}, 金婧梅¹, 陈开宁², 李勇¹, 黄蔚²

(1. 苏州科技大学 环境科学与工程学院, 江苏 苏州 215000; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所 湖泊环境与工程国家重点实验室, 江苏 南京 210008; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 针对纳污河水碳氮比较低的问题, 采用芦苇碳源后置反硝化生物滤池(Post-DBF)强化反硝化脱氮, 重点考察了进水量(17.28、28.80、43.20 L/d)对系统脱氮效果的影响。当进水量为17.28 L/d时, 后置反硝化滤池对COD、TN和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率分别为78.81%、78.23%和70.21%, 出水水质达到了《城市污水再生利用 景观环境用水水质》(GB/T 18921—2002)标准。其中, Post-DBF的硝化段可以去除大部分有机物, 占系统总去除率的87.34%。在进水与芦苇碳源有足够长接触时间(>2.6 h)的情况下, 芦苇能够为系统缺氧段提供一定的碳源, 使反硝化过程得以稳定进行, 弥补了传统低碳氮比污水因碳源不足而产生的脱氮效率低下的缺陷。

关键词: 后置反硝化; 固体碳源; 生物滤池; 低碳氮比

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)05-0019-06

Post Denitrification Biofilter with Reed Carbon Source for Enhanced Nitrogen Removal in Low C/N Ratio Polluted River Water

TANG Tong-huan^{1,2}, CHEN Bing-fa^{2,3}, JIN Jing-mei¹, CHEN Kai-ning²,
LI Yong¹, HUANG Wei²

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215000, China; 2. State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Reed carbon source was added to the post denitrification biofilter (Post-DBF) to enhance the nitrogen removal in the low C/N ratio polluted river water, and the effects of influent flow (17.28 L/d, 28.80 L/d and 43.20 L/d) on the denitrification efficiency were investigated. When the influent flow was 17.28 L/d, the mean removal rates of COD, TN and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ of Post-DBF were 78.81%, 78.23% and 70.21% respectively, and the effluent quality reached the standard of *The Reuse of Urban Recycling Water—Water Quality Standard for Scenic Environment Use* (GB/T 18921 - 2002). The nitrification stage of Post-DBF could remove most of the organic matter, accounting for 87.34% of the total removal rate of the system. In case of the influent and reed carbon source had enough contact time (>2.6 h), reed straw could provide carbon source for the anoxic denitrification process, making up for the low denitrification efficiency of low C/N ratio wastewater.

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07603-05); 国家自然科学基金资助项目(51409166); 太湖水污染治理专项资金资助项目(TH2016401)

通信作者: 陈开宁 E-mail: knchen@niglas.ac.cn

Key words: post denitrification; solid carbon source; biofilter; low C/N ratio

城市河流污染是目前我国亟待解决的主要环境问题之一,因为大量未经处理的城市污水和初期雨水直接排放到河流中,使得城市河道污染状况日益严重,河流生态系统遭到破坏、水体自净能力降低和景观美化功能丧失,严重影响了城市的形象和城市居民生活质量^[1]。河道是城市宝贵的淡水资源库,水量较大,因而城市河道污水的再生利用对于水资源匮乏的城市意义重大^[2]。

曝气生物滤池(BAF)由于具有良好的有机物和氨氮去除能力,在受污染水源预处理、难降解废水处理以及污水深度处理领域的应用前景较好^[3-4]。但是,城市河道污水由于可利用的有机物含量较低,呈现出低 C/N 值的趋势^[5],给 BAF 工艺的正常运行和出水达标带来了一系列的问题。低 C/N 值污水处理的难点在于不能为微生物反硝化提供足够碳源,从而造成系统总体脱氮效率降低,而投加碳源又会造成处理费用的显著增加等问题。为了在不外加碳源的情况下提高低 C/N 值污水的脱氮效率,有研究者利用人工有机材料和天然纤维材料替代传统的固体填料和液体碳源,结果表明其可在一定程度上解决进水碳源缺乏的问题,提高系统的整体脱氮能力^[6-7]。芦苇作为常见的水生植物,生物量大,来源广泛。有研究^[5]表明芦苇的 COD 释放量非常大,反硝化效果较好,并且具有极强的吸附能力,使得 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 显著减少。但芦苇碳源也存在碳源释放速率不稳定、初期释放量过大的问题。张恒亮等^[8]构建了芦苇碳源表面流人工湿地中试系统,使湿地对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 TN 的去除率得到明显改善。

笔者利用天然沸石作为生物滤池填料、芦苇作为碳源构建后置反硝化生物滤池(Post-DBF),研究其处理低碳氮比纳污河水的效能,探讨进水量对出水 COD 和脱氮效果的影响,以为芦苇碳源后置反硝化生物滤池工艺的优化运行提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验装置

Post-DBF 工艺由好氧柱和缺氧柱组成,滤池主体采用有机玻璃管制作,其结构如图 1 所示。滤池高度为 1 m,直径为 10 cm,体积均为 7.85 L。好氧柱填充沸石填料,填充高度为 80 cm;缺氧柱下部填充 40 cm 的芦苇作为固体碳源,其上填充 40 cm

的沸石填料,中间设置均匀布孔的承托板。好氧柱和缺氧柱的有效体积(填料填充体积)均为 6.28 L,占总体积的 80%。系统通过曝气机曝气,整个试验过程中控制气水比为(3:1)~(5:1),保证好氧柱出水 DO 浓度不低于 3.0 mg/L。试验分三个阶段进行,进水量分别控制在 17.28、28.80、43.20 L/d,相应的 HRT 为 3.49、5.23、8.72 h。装置运行期间温度为 15~21℃。

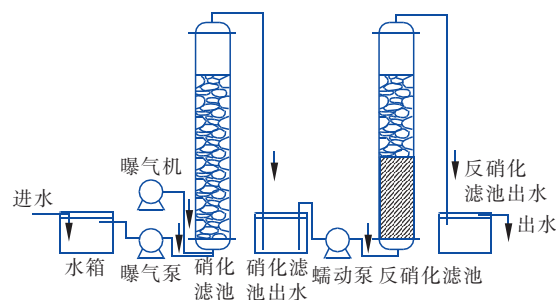


图1 生物滤池装置示意

Fig.1 Schematic diagram of biofilter equipment

1.2 试验材料

沸石填料购置于河南绿源水处理有限公司,其理化性质见表1,粒径为4~8 mm,堆积密度为1.6 g/cm³。芦苇的直径为0.5~0.8 cm,剪碎至长度为1 cm左右。试验采用模拟配水,碳源、氨氮、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和总磷分别由葡萄糖、氯化铵、硝酸钾、磷酸二氢钠提供,TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和COD分别为13.5~16.5、8.46~10.50、0.03~0.56和35~40 mg/L。

表1 沸石填料理化性质

Tab.1 Physicochemical properties of zeolite %

项 目	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MgO	CaO
含 量	67.09	12.44	0.78	1.22	8.81

1.3 分析项目和方法

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$:纳氏试剂分光光度法; $\text{NO}_3^- - \text{N}$:紫外分光光度法; $\text{NO}_2^- - \text{N}$:N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;TN:碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法;COD:重铬酸钾法;pH值、DO:HQ40 便携式溶解氧测定仪。

2 结果与讨论

2.1 后置反硝化滤池的挂膜与启动

反置反硝化滤池挂膜采用循环接种排泥的方法^[9-10],接种污泥取自某污水处理厂A²/O工艺的

缺氧池。将接种污泥和营养液按 1:1 混合后倒入反应器中,营养液浓度按照 C:N:P=100:5:1 配制,控制 pH 值在 7.0~8.0 之间(用 NaHCO_3 进行调节),持续培养 3 d,然后排空。3 d 后小流量(8.64 L/d)进水 2 d,在连续进水的第 2 天对主要水质指标进行检测,如此循环两次。从第 11 天起连续进水,进水流量为 14.4 L/d。

两次循环排泥后可以观察到填料上生长有明显生物膜,好氧柱生物膜呈浅黄色,缺氧柱生物膜呈黑色,生物膜附着不强,分布不均匀,容易被水流扰动。图 2 反映了挂膜期间好氧柱和缺氧柱出水 DO 的变化。

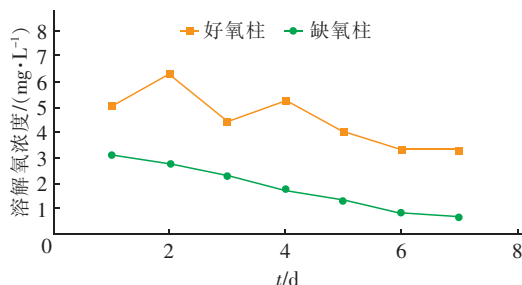


图2 挂膜期间 DO 的变化

Fig. 2 Dynamic characteristics of DO during biofilm formation

由图 2 可以看出,随着时间的增加,好氧柱和缺氧柱出水 DO 浓度都逐渐降低,且分别稳定在 3.36 和 0.67 mg/L 左右。普遍认为,DO > 2 mg/L 是保证硝化细菌较高活性的合适溶解氧浓度^[11]。但过高的溶解氧会抑制硝酸盐还原酶的合成及其活性,缺氧柱 DO 的降低有利于形成缺氧环境,为反硝化菌的生长繁殖及进行反硝化提供适宜的条件。启动初期,由于微生物活性较低,系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的去除效果较差,对氨氮的去除主要是沸石的吸附和离子交换作用。系统出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 分别从第 11 天的 9.48 和 15 mg/L 逐渐下降到第 18 天的 3.8 和 6 mg/L,去除率均超过 60% 并稳定,即认为系统挂膜成功^[8]。

2.2 进水量变化对去除 COD 的影响

Post-DBF 完成启动后,进入稳定运行阶段,反应器出水温度为 15~21 °C。试验期间进水 COD 平均值为 41.03 mg/L,在 3 种进水量条件下对 COD 的去除效果见图 3。可见,增大进水量对 COD 的去除效果影响不显著。在不同阶段,缺氧柱出水 COD 和

总去除率分别维持在 10.16 mg/L 和 75.23% 左右。且好氧柱可以去除水中大部分的有机物,对系统总去除率的贡献超过 85%,大幅减少了后续缺氧柱进行反硝化的可利用碳源,在没有外加碳源的情况下会显著降低其 TN 去除能力。因此,芦苇作为固体碳源为生物滤池缺氧段的反硝化过程提供碳源就变得至关重要。

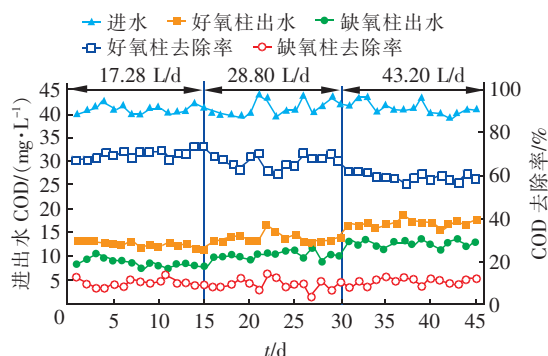


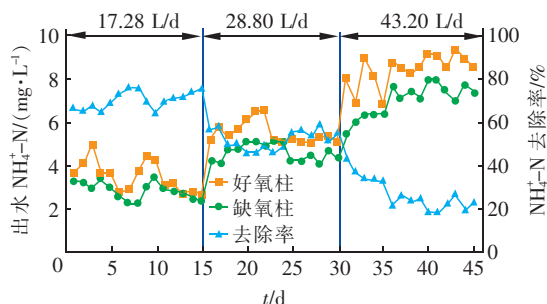
图3 不同进水量条件下对 COD 的去除效果

Fig. 3 COD removal under different influent flows

结果表明,在进水量为 17.28 和 28.80 L/d 时,缺氧段对去除 TN 的贡献率最高分别能够达到 39.20% 和 29.55%,而进水量为 43.20 L/d 时,缺氧段对系统去除 TN 的贡献率最高仅能达到 10.04%,即在进水与芦苇碳源接触时间足够长(>2.6 h)的情况下,芦苇能够为缺氧段提供一定的碳源,使反硝化过程得以稳定进行,弥补了传统的低 C/N 值污水脱氮效率低下的缺陷。

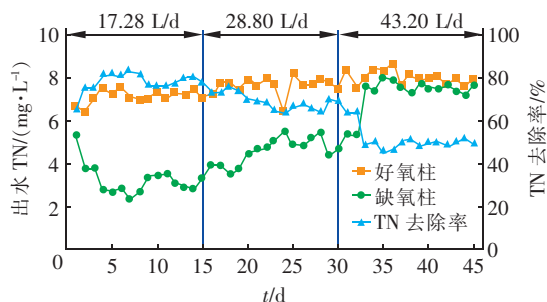
2.3 不同进水量下系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果

Post-DBF 好氧柱和缺氧柱出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 变化如图 4 所示。曝气生物滤池去除 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的性能受到水力负荷的影响,当进水流量为 17.28 L/d 时,系统出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 2.29~3.20 mg/L,去除率稳定在 70% 左右;当进水流量为 28.80 和 43.20 L/d 时,系统出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度显著升高,平均值分别为 4.58 和 7.01 mg/L,去除率分别降至 51.73% 和 26.04%。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除效果和出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度以及系统总水力停留时间(HRT)存在一定的关系^[12]。在稳定运行阶段,提高进水量就意味着减少水力停留时间,由于硝化细菌的生长速度较慢,世代时间长,所以要求反应器有较长的水力停留时间,以保证硝化反应的顺利进行^[13],反之则造成好氧柱对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除能力显著降低,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度明显升高。

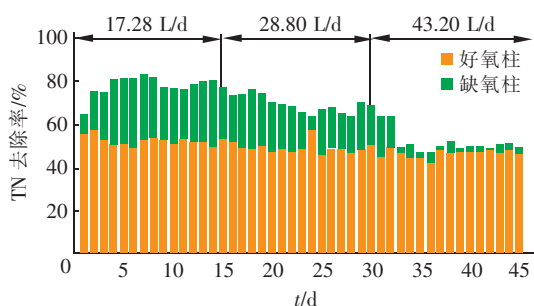
图4 不同进水流量下对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果Fig.4 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal under different influent flows

2.4 不同进水量下系统对 TN 的去除效果

系统稳定运行阶段对 TN 的去除率变化趋势和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的相似,都是随进水量的增加而降低。当进水流量为 17.28 L/d 时,第 1~5 天,系统出水 TN 浓度从 5.31 mg/L 下降到 2.74 mg/L, TN 去除率提高了 17.09%,达到 81.71%,其后稳定在 80% 左右;当进水量提高至 28.80 和 43.20 L/d 时, TN 去除效果显著下降(见图 5)。



a. 对 TN 的去除效果



b. 对 TN 去除的贡献

图5 出水 TN 的变化及其去除效果

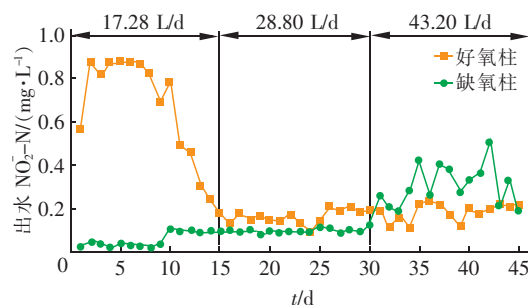
Fig.5 Change of TN in effluent and the removal effect

但是在整个稳定运行阶段,好氧柱的脱氮效率都稳定在 50% 左右,波动较大的是缺氧柱,当进水量从 17.28 L/d 升至 43.20 L/d 时,缺氧柱的脱氮效率从最高的 31.83% 降至 0.76%,原因可能是随着进水量的不断增大,导致水力停留时间减少,使得

反硝化作用不能充分发挥。水力停留时间的缩短,一方面使好氧柱出水与芦苇接触时间减少,芦苇无法为反硝化菌提供足够的碳源;另一方面,由于好氧柱出水有机物含量较低,反硝化细菌在与碳化异养菌的竞争中处于劣势,总体活性下降,对 TN 的降解能力降低^[12]。

2.5 系统出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的变化趋势

好氧柱出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度略有波动(见图 6),当进水量为 17.28 L/d 时,好氧柱出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度由第 1 天的 0.56 mg/L 迅速上升并稳定在 0.82 mg/L 左右,随后又迅速大幅度降低;当进水量为 28.80 和 43.20 L/d 时,好氧柱出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度在 0.11~0.23 mg/L 之间小幅波动。

图6 出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 变化Fig.6 Dynamic characteristics of $\text{NO}_2^- - \text{N}$ in the effluent

相对于好氧柱来说,缺氧柱在进水量为 17.28 和 28.80 L/d 时,其出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度一直维持在一个较低的水平(0.075 mg/L 左右),并未出现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累。Post-DBF 好氧柱出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的变化(见图 7)与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 呈现出相反的趋势,即在进水量为 17.28 L/d 时出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度明显上升,从最初的 1.06 mg/L 上升到 5.84 mg/L,但并未出现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累,说明生物硝化反应的第二步即硝酸菌将 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 不是硝化反应的限制步骤。 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除主要依赖生物反硝化作用,即在缺氧和有机物充足的情况下,填料表面附着生长的反硝化菌以 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 为电子受体,以有机碳为电子供体,实现硝酸盐氮的转化。所以好氧柱出水经过缺氧柱,通过缺氧柱的反硝化作用,保证了系统出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量始终维持在一个较低的水平(<1.0 mg/L)。但随着进水量的增加,好氧柱出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度不断降低,由此所导致的后果是系统整体脱氮能力降低,出水 TN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

浓度不断升高。

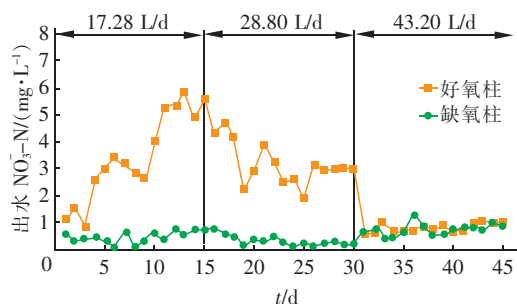


图7 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 变化

Fig. 7 Dynamic characteristics of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ in the effluent

3 结论

循环接种排泥的方法可以快速启动生物滤池。系统对 TN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率变化趋势相同,即随进水量的增加都有不同程度的下降。当进水量为 17.28 L/d 时,系统出水 TN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度分别为 3.26 和 2.82 mg/L,达到了景观回用水水质标准。稳定运行阶段,未出现 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累,且 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 转化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 不是硝化反应的限制步骤。好氧柱的脱氮效率稳定在 50% 左右,缺氧柱则波动较大。但当进水与芦苇碳源有足够长接触时间 (>2.6 h) 时,芦苇能够为系统缺氧段提供一定的碳源,使系统脱氮效率提高 30% 以上,弥补了低 C/N 值污水脱氮效率低下的缺陷。

参考文献:

- [1] 刘顺,桂和荣,洪步林,等. 铜陵翠湖公园水体污染生态治理[J]. 中国给水排水,2018,34(8):110-114.
Liu Shun, Gui Herong, Hong Bulin, et al. Ecological management for water pollution control of Green Lake Park in Tongling City[J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(8):110-114(in Chinese).
- [2] Wu P W, Timpany P, Dawson B. Simulation and applications of a novel modified SBR system for biological nutrient removal[J]. Water Sci Technol, 2001, 43(3):215-222.
- [3] 张杰,曹相生,孟雪征. 曝气生物滤池的研究进展[J]. 中国给水排水,2002,18(8):26-29.
Zhang Jie, Cao Xiangsheng, Meng Xuezheng. Research progress of biological aerated filter[J]. China Water & Wastewater, 2002, 18(8):26-29(in Chinese).
- [4] 李鑫玮,阜崑,魏威,等. 反硝化滤池深度脱氮效能分析及工程应用[J]. 中国给水排水,2016,32(21):132-136.
Li Xinwei, Fu Wei, Wei Wei, et al. Efficiency analysis and engineering application for advanced removal in denitrification biofilter[J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(21):132-136(in Chinese).
- [5] 向衡,韩芸,刘琳,等. 用于河道水反硝化脱氮补充碳源选择研究[J]. 水处理技术,2013,39(5):64-68.
Xiang Heng, Han Yun, Liu Lin, et al. Selection of carbon sources for biological denitrification riverway water[J]. Technology of Water Treatment, 2013, 39(5):64-68(in Chinese).
- [6] Kong X K, Bi E P, Liu F, et al. Laboratory column study for evaluating a multimedia permeable reactive barrier for the remediation of ammonium contaminated groundwater[J]. Environ Technol, 2015, 36(11):1433-1440.
- [7] 钟丽燕,郝瑞霞,万京京,等. 新型缓释碳源耦合海绵铁同步脱氮除磷的研究[J]. 中国给水排水,2017,33(9):69-72.
Zhong Liyan, Hao Ruixia, Wan Jingjing, et al. New slow-release organic carbon source coupling sponge iron for denitrification and phosphorus removal[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(9):69-72(in Chinese).
- [8] 张恒亮,朱铁群,王海燕,等. 芦苇碳源投加量对表面流人工湿地中试系统强化脱氮启动的影响[J]. 环境工程技术学报,2017,7(3):332-339.
Zhang Hengliang, Zhu Tiequn, Wang Haiyan, et al. Influence of *Phragmites australis* carbon dosage on enhanced nitrogen removal start-up of pilot-scale surface flow constructed wetland[J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2017, 7(3):332-339(in Chinese).
- [9] 杨威,张雷坤,余华荣,等. 前置反硝化曝气生物滤池的挂膜启动研究[J]. 环境工程学报,2014,8(11):4701-4706.
Yang Wei, Zhang Leikun, Yu Huarong, et al. Study on start-up and film formation of pre-denitrification biological aerated filter[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(11):4701-4706(in Chinese).
- [10] 王建华,陈永志,彭永臻. 硝化型曝气生物滤池的挂膜与启动[J]. 环境工程学报,2010,4(10):2199-2203.
Wang Jianhua, Chen Yongzhi, Peng Yongzhen. Biofilm formation and startup of nitrification biological aeration

(下转第29页)