

微气泡曝气条件下仿生水草生物接触氧化池对污水的处理效果*

詹俊伟¹ 陈卓^{1,2} 詹旭^{1#} 孙涛^{3,4} 黄俊波^{3,4} 孙连军^{3,4}

(1.江南大学环境与土木工程学院,江苏 无锡 214122;2.江苏省厌氧生物技术重点实验室,江苏 无锡 214122;
3.无锡工源机械有限公司,江苏 无锡 214194;4.无锡工源环境装备技术有限公司,江苏 无锡 214194)

摘要 采用仿生水草作为生物接触氧化池填料,在微气泡曝气环境下处理模拟生活污水。结果表明,微气泡曝气下,稳定期生物接触氧化池对 COD、氨氮、TN 的平均去除率分别为 86.1%、78.7%、69.8%,明显高于传统曝气(COD、氨氮、TN 的平均去除率分别为 76.2%、60.9%、54.1%)。仿生水草具有较强的生物富集能力,微气泡曝气下仿生水草表面挂膜生物量达 16.45 $\mu\text{g/g}$,生物活性达 81.16 $\mu\text{g/g}$,硝化细菌数量达 2.8×10^{10} 个/g,硝化菌群的平均相对丰度达 29.7%。微气泡曝气可以提高氧传质效率,仿生水草表面富集的高浓度硝化细菌可以强化硝化反硝化过程,两者均有助于提升生物接触氧化池的出水水质。

关键词 微气泡曝气 生物接触氧化 仿生水草 生物膜

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2018.02.020

Studies on the performance of bionic aquatic filler biological contact oxidation tank for wastewater treatment based on microbubble aeration ZHAN Junwei¹, CHEN Zhuo^{1,2}, ZHAN Xu¹, SUN Tao^{3,4}, HUANG Junbo^{3,4}, SUN Lianjun^{3,4}.
(1.School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi Jiangsu 214122; 2.Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Wuxi Jiangsu 214122; 3.Wuxi Gongyuan Machinery Co., Ltd., Wuxi Jiangsu 214194; 4.Wuxi Gongyuan Environmental Equipment & Technology Co., Ltd., Wuxi Jiangsu 214194)

Abstract: The bionic aquatic filler was adopted as filler of biological contact oxidation tank to treat the simulated domestic sewage under the microbubble aeration environment. The results showed that under the microbubble aeration, the average removal rates of COD, ammonia nitrogen and TN were 86.1%, 78.7% and 69.8% respectively during the stable period of biological contact oxidation tank, which was significantly higher than conventional aeration (the average removal rates of COD, ammonia nitrogen and TN were 76.2%, 60.9% and 54.1% respectively). Bionic aquatic filler posed better effect on bioaccumulation. The biomass on the surface of bionic aquatic filler reached 16.45 $\mu\text{g/g}$, the biological activity was 81.16 $\mu\text{g/g}$, the number of nitrifying bacteria was 2.8×10^{10} cells/g, and the average relative abundance of the group was 29.7% under the microbubble aeration. Microbubble aeration could improve the efficiency of oxygen transfer, and the high concentrations of nitrifying bacteria enriched on the surface of bionic aquatic filler could strengthen the process of nitrification and denitrification. Both of the two factors could improve the effluent quality of biological contact oxidation tank.

Keywords: microbubble aeration; biological contact oxidation; bionic aquatic filler; biofilm

生物接触氧化法是污水生物处理工艺中的常用方法^[1],该方法通常与其他污水处理工艺联合使用^[2]。填料是生物接触氧化法中的重要材料,需具有一定的生物膜附着力,一般比表面积大、空隙率大、水流阻力小、黏附力强^[3-5]。新型仿生水草填料呈片状或折成旋片体,能够切割气泡^[6],加速污染物分离与生物膜的形成^[7-8]。生物接触氧化法中的传统曝气方式具有污水处理效果差、微生物生长缓慢等缺陷,针对这一问题,国外较早将微气泡曝气技术

与生物接触氧化法联用处理工业废水和生活污水,微气泡是由溶气泵产生的大量形如牛奶状的微小气泡(直径 50 μm 左右)^[9],而常规曝气采用鼓风机或增氧泵,产生的气泡直径在 200 μm 左右;微气泡曝气技术与常规曝气相比有显著优势,大气泡破裂速度快,黏附性较弱,供氧量不足,而微气泡在水中停留时间长、上浮速度缓慢^[10-11],带有负电荷、氧传质效率高、比表面积大^[12-13],能与污水中大分子物质紧密结合附着在生物膜上,微气泡破裂后会产生大量

第一作者:詹俊伟,男,1993年生,硕士研究生,主要从事水污染控制方面的研究。# 通讯作者。

* 江苏省自然科学基金资助项目(No.BK20130145)。

·OH,从而促进微生物的新陈代谢与污染物的氧化分解^[14-15]。

为提高生物接触氧化法的污水处理效果,本研究首次提出将新型仿生水草填料与微气泡曝气技术联合运用于生物接触氧化法中,考察在微气泡曝气环境下仿生水草对污水的处理性能、仿生水草表面挂膜的生物量及生物活性,为微气泡曝气技术在污水处理的工程应用提供技术支持^[16]。

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验装置如图1所示。接触氧化池由有机玻璃制成,有效高度75 mm,长60 mm,宽50 mm,容积225 L。贮水池直径650 mm,高960 mm,容积300 L。

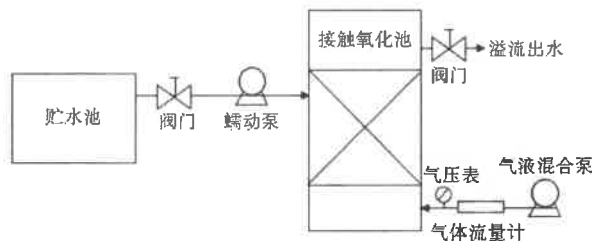


图1 实验装置
Fig.1 Flow chart of experiment

将模拟生活污水注入贮水池调节水质,外加营养液后通过蠕动泵注入接触氧化池中,将仿生水草填料放置在接触氧化池,填料填充率为55%,利用气液混合泵产生的微气泡进行增氧曝气挂膜实验。

1.2 实验仪器与分析方法

PE型加药箱;TL-BT-600T型蠕动泵;20QY-1型气液混合泵;DCG-9123A型电热恒温鼓风干燥箱;AL104型电子分析天平;L5型紫外-可见分光光度计;5B-3C型COD快速测定仪;HQ-30D便携式DO测定仪。

氨氮采用水杨酸分光光度法测定;TN采用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法测定;生物量采用脂磷法测定;微生物活性采用2,3,5-三苯基氯化四氮唑(TTC)-脱氢酶活性法测定;硝化细菌丰度采用荧光原位杂交(FISH)技术测定。

1.3 实验方法

实验用水为模拟生活污水,由葡萄糖、尿素、磷酸钠、氯化铵、蛋白胨、碳酸钠等配置,模拟生活污水COD为150~250 mg/L,TN为20~50 mg/L。

接触氧化池采用接种挂膜法,接种污泥取自无锡市某污水处理厂曝气滤池,将污泥混合液注入接

触氧化池中,接种量为5%(体积分数),维持接触氧化池内DO在3.0~5.0 mg/L闷曝24 h,停止曝气静置2 h,换掉20%(体积分数,下同)上清液,再补充模拟生活污水继续闷曝24 h,静置2 h后换掉40%上清液,以此类推增加上清液置换比例,5 d换掉全部上清液后开始连续进水,当仿生水草表面挂满活性污泥并附有一层土褐色生物膜后即视为挂膜成功,此后降低反应器DO在1.5~3.0 mg/L,测定出水COD、TN、氨氮的浓度变化,分析生物接触氧化池对污染物的去除效果,并在相同工艺条件下用常规曝气方式进行对照实验。

2 结果与讨论

2.1 COD去除效果分析

反应进行到第25天时,生物接触氧化池中仿生水草表面附有明显的土褐色生物膜,认为挂膜成功。对挂膜成功后稳定期(运行25~36 d)生物接触氧化池的污染物去除效果进行分析。

由图2可见,常规曝气下生物接触氧化池进水COD在184.33~246.86 mg/L,出水COD在38.11~62.01 mg/L,平均COD去除率为76.2%,最大COD去除率为80.6%。由图3可见,微气泡曝气下,生物接触氧化池进水COD在192.33~248.65

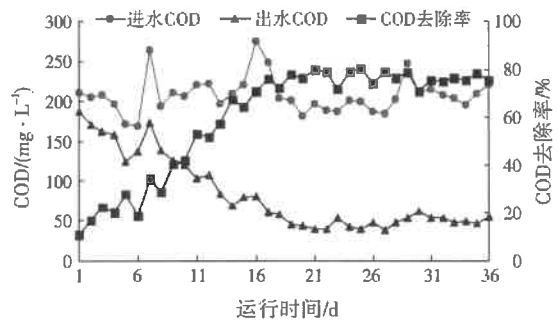


图2 常规曝气下生物接触氧化池的COD去除效果
Fig.2 Removal efficiency of COD in conventional biological aeration contact oxidation tank

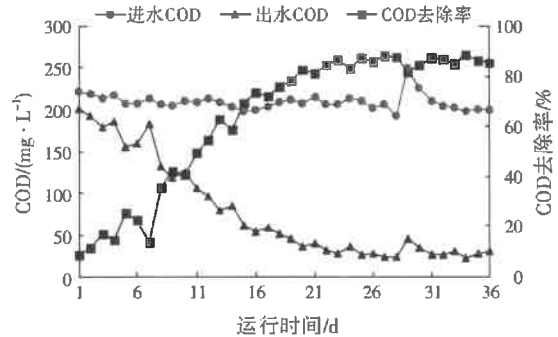


图3 微气泡曝气下生物接触氧化池的COD去除效果
Fig.3 Removal efficiency of COD in microbubble biological aeration contact oxidation tank

mg/L,出水 COD 在 22.68~45.74 mg/L,平均 COD 去除率为 86.1%,最大 COD 去除率为 88.7%。可以看出,微气泡曝气下的 COD 去除效果优于常规曝气,这是因为微气泡停留时间长并带有黏性,与污染物结合后能更好地截留在生物膜上,从而给微生物生长提供营养物质。此外,仿生水草下端固定,上端呈自由漂游状态,螺旋状填料对于微气泡有很好的切割作用,因此形成的生物膜比表面积相对更大,使得大分子有机物易被填料上的生物膜吸附。

2.2 氨氮去除效果分析

由图 4 可见,常规曝气下生物接触氧化池进水氨氮在 19.91~35.16 mg/L,出水氨氮在 6.31~17.54 mg/L,平均氨氮去除率为 60.9%,最大氨氮去除率为 68.3%;由图 5 可见,微气泡曝气下进水氨氮在 21.92~31.23 mg/L,出水氨氮在 3.89~6.41 mg/L,平均氨氮去除率为 78.7%,最大氨氮去除率为 83.2%,说明与常规曝气相比,微气泡曝气能显著提高生物接触氧化池的氨氮去除能力。这是因为微气泡有助于提高反应器内 DO 含量,促进硝化细菌将氨氮转化为亚硝态氮和硝态氮,而生物膜内层缺氧环境给反硝化反应提供了场所,使亚硝态氮和硝态氮转化为氮气溢出水面排出。由图 5 可见,运行

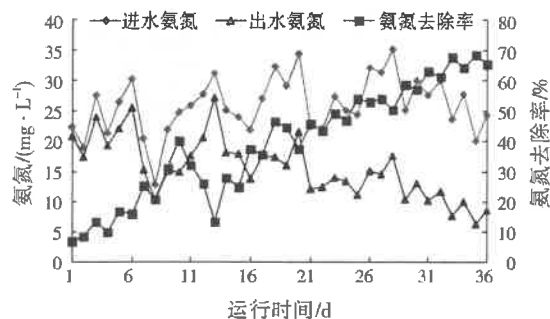


图 4 常规曝气下生物接触氧化池的氨氮去除效果
Fig.4 Removal efficiency of ammonia nitrogen in conventional aeration biological contact oxidation tank

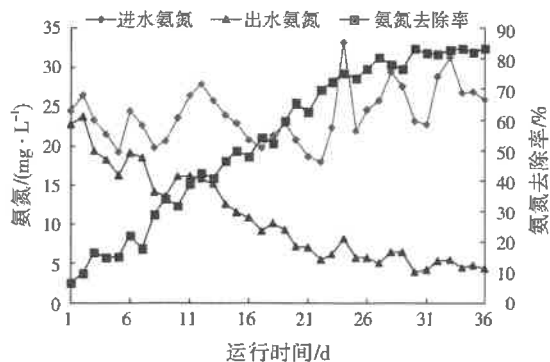


图 5 微气泡曝气下生物接触氧化池的氨氮去除效果
Fig.5 Removal efficiency of ammonia nitrogen in microbubble aeration biological contact oxidation tank

30~35 d 时,氨氮去除率变化不大并保持平稳,而相同周期内常规曝气下的氨氮去除率波动较大,表明微气泡曝气下系统对氨氮的去除效果更稳定,抗冲击能力更强。

2.3 TN 去除效果分析

由图 6 可见,常规曝气下生物接触氧化池进水 TN 在 31.87~38.74 mg/L,出水 TN 在 14.87~18.01 mg/L,平均 TN 去除率为 54.1%,最大 TN 去除率为 56.4%;由图 7 可见,微气泡曝气下,进水 TN 在 29.64~33.21 mg/L,出水 TN 在 7.96~10.01 mg/L,平均 TN 去除率为 69.8%,最大 TN 去除率为 75.7%,说明微气泡曝气下生物膜脱氮能力更强、硝化反硝化反应更显著,因此出水 TN 浓度更低。微气泡曝气下,TN 去除率比氨氮去除率低 8.9 个百分点,这是因为生物接触氧化池是一个内循环系统,没有内设回流系统,因此导致 TN 去除率较氨氮低,但 TN 总体上去除较稳定,说明反应器中的微生物生长较好^[17]。

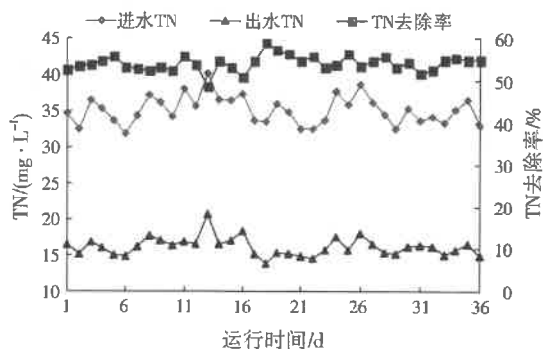


图 6 常规曝气下生物接触氧化池的 TN 去除效果
Fig.6 Removal efficiency of TN in conventional aeration biological contact oxidation tank

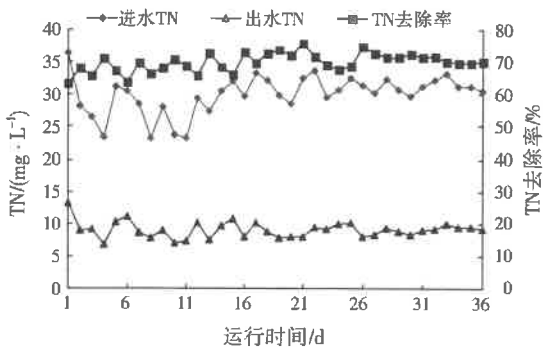


图 7 微气泡曝气下生物接触氧化池的 TN 去除效果
Fig.7 Removal efficiency of TN in microbubble aeration biological contact oxidation tank

2.4 DO 浓度变化

由图 8 可见,常规曝气下生物接触氧化池上部、中部、底部的日均 DO 质量浓度分别为 1.86、2.20、4.14 mg/L;由图 9 可见,微气泡曝气下生物接触氧化池上部、中部、底部的日均 DO 质量浓度分别为

2.45、3.09、4.88 mg/L,表明微气泡曝气下氧传质效率高于常规曝气,可显著提高生物接触氧化池内 DO 浓度,有助于微生物氧化分解污染物,降低出水污染物浓度。

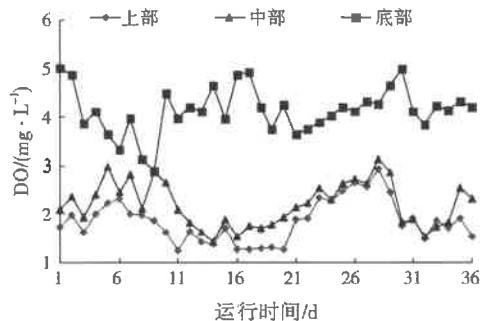


图 8 常规曝气下 DO 质量浓度随时间的变化
 Fig.8 Variation of DO concentration with time in conventional aeration

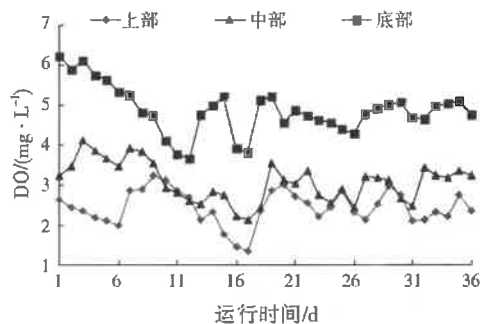


图 9 微气泡曝气下 DO 质量浓度随时间的变化
 Fig.9 Variation of DO concentration with time in microbubble aeration

由图 9 可见,总体看来,微气泡曝气下挂膜前期生物接触氧化池内 DO 浓度相对较高,这可能是挂膜前期微生物数量较少,造成 DO 浓度积累导致,随着挂膜时间增长,污水中 COD、TN 的去除对 DO 进行消耗,DO 浓度逐渐下降,生物接触氧化池中部、上部的 DO 浓度相差不多,底部 DO 浓度最高,可知生物接触氧化池的好氧生物降解主要发生在反应器底部。

2.5 微生物检测

2.5.1 生物量和生物活性

取微气泡曝气和常规曝气生物接触氧化池底部 30 mm 处的仿生水草,分别检测挂膜初期(运行 1~5 d)与稳定期的平均生物量和生物活性。由表 1 可见,仿生水草具有显著的生物附着效果,且微气泡曝气下仿生水草表面微生物的生物量、生物活性均明显高于常规曝气,说明微气泡曝气为硝化细菌、亚硝化细菌等微生物的生长提供良好的环境,强化了仿生水草的生物富集优势。

2.5.2 硝化细菌富集效果及种群变化

对微气泡曝气下,稳定期仿生水草表面挂膜的

表 1 仿生水草表面微生物的生物量和生物活性
 Table 1 Biomass and bioactivity of bionic aquatic filler

阶段	生物量 /($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)	生物活性 ¹⁾ /($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)
挂膜初期	1.67 ± 1.21	7.89 ± 2.46
微气泡曝气稳定期	16.45 ± 2.78	81.16 ± 14.35
常规曝气稳定期	7.82 ± 3.12	44.36 ± 10.28

注:1)以单位质量微生物的 TTC 还原产物(1,3,5-三苯基甲臜,TF)产生量计。

硝化细菌(包括硝酸菌和亚硝酸菌)进行培养,并与进水中硝化细菌的细胞数量进行比较。由表 2 可见,进水中硝酸菌、亚硝酸菌的细胞数分别为 1.3×10^3 、 9.4×10^3 个/g,稳定期仿生水草表面挂膜的硝化细菌细胞数达 6.0×10^9 、 2.2×10^{10} 个/g,提高了约 7 个数量级,表明仿生水草能够使硝化细菌这类生长较慢的细菌富集并在系统中占据优势,形成一种适用于硝化细菌生长、增殖的微环境,当进水负荷变化时,可以依靠仿生水草提供的微生态环境,逐步适应进水负荷的影响,强化系统的净化能力^[18]。

表 2 仿生水草对硝化细菌的富集效果
 Table 2 Enrichment effect of bionic aquatic filler on nitrification bacteria

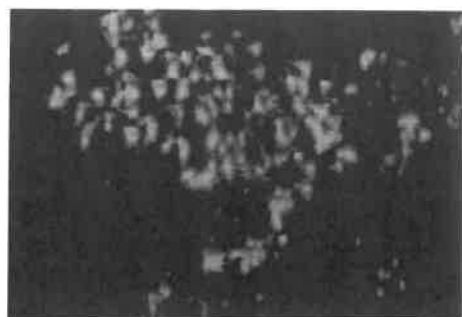
项目	进水 /($\text{个} \cdot \text{g}^{-1}$)	仿生水草挂膜 /($\text{个} \cdot \text{g}^{-1}$)
硝酸菌	1.3×10^3	6.0×10^9
亚硝酸菌	9.4×10^3	2.2×10^{10}
硝化细菌	9.5×10^3	2.8×10^{10}

采用荧光原位杂交(FISH)技术对微气泡曝气下稳定运行阶段仿生水草表面的硝化菌群和反硝化菌群丰度进行检测。由图 10 可见,硝化菌群比反硝化菌群荧光面积广,通过杂交图像分析,以通用探针杂交区域面积为基准,计算出硝化菌群和反硝化菌群的平均相对丰度分别为 29.7%、10.4%,反硝化菌群明显低于硝化菌群的平均相对丰度,说明硝化菌群生长更具优势,仿生水草表面附有稳定的高浓度硝化细菌,使得生物接触氧化池内的硝化反硝化过程增强,有助于提升出水水质。

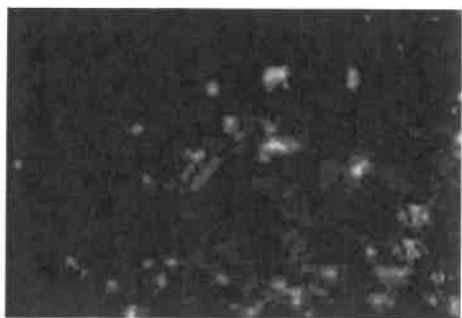
3 结 论

(1) 在常规曝气条件下,稳定期生物曝气接触氧化池对 COD、氨氮、TN 平均去除率分别为 76.2%、60.9%、54.1%;微气泡曝气条件下,稳定期生物曝气接触氧化池对 COD、氨氮、TN 平均去除率分别为 86.1%、78.7%、69.8%。可见,微气泡曝气条件有助于提高生物接触氧化池的处理效果。

(2) 微气泡曝气下,稳定期生物接触氧化池上部、中部、底部的日均 DO 质量浓度分别为 2.45、



(a) 硝化菌群



(b) 反硝化菌群

图 10 稳定运行阶段仿生水草表面硝化菌群与反硝化菌群的 FISH 图

Fig.10 FISH pictures of nitrifiers and denitrifiers on the surface of bionic aquatic filler at stable operation stage

3.09、4.88 mg/L, 高于常规曝气(上部、中部、底部)的日均 DO 质量浓度分别为 1.86、2.20、4.14 mg/L), 表明微气泡曝气可以提高生物接触氧化池内的氧传质效率。

(3) 仿生水草的生物富集性能良好, 可以形成适合硝化细菌生长增殖的微环境, 仿生水草表面附着的高浓度硝化细菌使生物接触氧化池内硝化反硝化过程增强, 有助于提升出水水质。

参考文献:

- [1] DENG L J, GUO W S, NGO H H, et al. New functional biocarriers for enhancing the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor membrane bioreactor system [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 208(5): 87-93.
- [2] YOUNG B, BANIHASHEMI B, FORREST D, et al. Meso and microscale response of post carbon removal nitrifying MBBR biofilm across carrier type and loading[J]. *Water Research*, 2016, 91(3): 235-243.
- [3] 姜瑞, 于振波, 李晶, 等. 生物接触氧化法的研究现状分析[J]. *环境科学与管理*, 2013, 38(5): 61-63.
- [4] 崔鹏, 彭永臻, 曾立云, 等. A/O 生物接触氧化反应器的挂膜与启动[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(9): 25-29.
- [5] ZHANG X Y, LI J, YU Y, et al. Biofilm characteristics in natural ventilation trickling filters (NVTfS) for municipal wastewater treatment; comparison of three kinds of biofilm carriers[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2016, 106(2): 87-96.
- [6] 周晓红, 王旻, 吴春筠, 等. 仿生植物附着微生物膜对污染水体氮素迁移转化效能分析[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(6): 1102-1108.
- [7] AGARWAL A, NGW J, LIU Y. Principle and applications of microbubble and nanobubble technology for water treatment [J]. *Chemosphere*, 2011, 84(9): 1175-1180.
- [8] 熊永磊, 杨小丽, 宋海亮. 微纳米气泡在水处理中的应用及其发生装置研究[J]. *环境工程*, 2016, 34(6): 23-26.
- [9] PETERAT G, SCHMOLKE H, LORENZ T, et al. Characterization of oxygen transfer in vertical microbubble columns for aerobic biotechnological processes [J]. *Biotechnology & Bioengineering*, 2014, 111(9): 1809-1819.
- [10] RODRIGUES R T, RUBIO J. DAF-dissolved air flotation: potential applications in the mining and mineral processing industry [J]. *International Journal of Mineral Processing*, 2007, 82(1): 1-13.
- [11] DEENDARLIANTO D, WIRATNI W, TONTOWI A E, et al. The implementation of a developed microbubble generator on the aerobic wastewater treatment [J]. *International Journal of Technology*, 2015, 6(6): 327-332.
- [12] LI P, ZHENG T L, WANG Q H, et al. Treatment of real high concentration dyeing wastewater using a coagulation-hydrolysis acidification-multilevel contact oxidation system [J]. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 2014, 32(2): 339-345.
- [13] REHMAN F, MEDLEY G J D, BANDULASENA H, et al. Fluidic oscillator-mediated microbubble generation to provide cost effective mass transfer and mixing efficiency to the wastewater treatment plants [J]. *Environmental Research*, 2015, 137(2): 32-39.
- [14] YAO K, CHI Y, WANG F, et al. The effect of microbubbles on gas-liquid mass transfer coefficient and degradation rate of COD in wastewater treatment [J]. *Water Science & Technology*, 2016, 73(8): 1969-1977.
- [15] 张磊, 刘平, 马锦, 等. 基于微气泡曝气的生物膜反应器处理废水研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(6): 2277-2282.
- [16] TERASAKA K, AI H, NISHINO T. Development of microbubble aerator for waste water treatment using aerobic activated sludge [J]. *Chemical Engineering Science*, 2011, 66(14): 3172-3179.
- [17] 张其殿, 淑杰, 陈福明, 等. 加压溶气生化气浮法处理生活污水的脱氮试验研究[J]. *环境污染与防治*, 2015, 37(2): 68-72.
- [18] 詹俊, 吕锡武. 生物强化技术改善太湖梅梁湾水源地水质的研究[J]. *中国环境科学*, 2007, 27(6): 801-805.

编辑: 丁 怀 (收稿日期: 2017-06-22)

