

A/A/O—MBR 组合工艺强化去除氨氮及其硝化速率

陈卫¹, 武迪¹, 朱宁伟¹, 郑晓英¹, 李激², 羊鹏程²

(1. 河海大学环境学院, 南京 210098; 2. 无锡市排水管理处, 江苏无锡 214011)

摘要:将 PVDF 帘式中空纤维膜组件与 A/A/O 工艺结合, 构建“A/A/O—MBR”强化生物脱氮的中试系统, 用于处理太湖流域城镇污水。针对组合工艺的脱氮效果, 以组合工艺 MBR 池内活性污泥的硝化速率为研究对象, 分析了溶解氧(DO)浓度、进水氨氮浓度和温度对硝化速率的影响。结果表明, 组合工艺在夏季和冬季的氨氮平均去除率分别稳定为 96.56% 和 96.68%; 低温($T < 15^{\circ}\text{C}$)条件下, 进水氨氮浓度对硝化速率影响不大; 温度升高硝化速率加快, 温度为 30.5°C 时组合工艺的硝化速率为 11.8°C 时的 2.6 倍; 与常规工艺相比, 组合工艺的硝化速率是氧化沟工艺的 2.3 倍。组合工艺两级硝化空间形成的较长水力停留时间和 MBR 内膜的截留作用补偿了低温对硝化速率的影响。

关键词: A/A/O—MBR 组合工艺; 低温; 氨氮去除率; 硝化速率

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-4764(2010)04-0090-06

Enhanced Ammonia Removal and Nitrification Rate of A/A/O-MBR Combined Process

CHEN Wei¹, WU Di¹, ZHU Ning-wei¹, ZHENG Xiao-ying¹, LI Ji², YANG Peng-cheng²

(1. College of Environmental, Hohai University, Nanjing 210098, P. R. China;

2. Wuxi Drainage Management Office, Wuxi 214011, Jiangsu, P. R. China)

Abstract: By combining the membrane bioreactor of the PVDF hollow fiber membrane with the A/A/O process, a pilot test system of A/A/O-membrane process (A/A/O-MBR) was constructed and employed in treating municipal wastewater in Taihu Lake Basin. According to the nitrogen removal of combined process, the nitrification rate of activated sludge in MBR was studied. The effect of dissolved oxygen concentration, influent ammonia nitrogen concentration and temperature on nitrification rate was analyzed. It is found that the average removal rates of ammonia nitrogen of combined process are 96.56% and 96.68% in summer and winter, respectively. Influent ammonia concentration has little effect on nitrification rate at low temperature of less than 15.0°C . Higher temperatures would speed up the nitrification rate and the nitrification rate of combined process at 30.5°C was 2.6 times than that at 11.8°C . Compared with the conventional process, nitrification rate of combined process was 2.3 times than that in oxidation ditch. The enhanced nitrification of long hydraulic retention time formed by two nitrification phase and the role of membrane filtration in MBR offset the inhibitory effects of low temperature on nitrification rate.

Key words: A/A/O-MBR combined process, Low temperature, Ammonia-nitrogen removal rate, Nitrification rate

收稿日期: 2010-01-02

基金项目: 国家科技支撑项目(2006BAC19B01); 江苏省科技支撑计划—社会发展项目(BE2008674)

作者简介: 陈卫(1958-), 女, 教授, 博士生导师, 主要从事水处理技术研究, (E-mail) cw5826@hhu.edu.cn.

为实现太湖流域水环境可持续发展,重点整治水体富营养化,江苏省颁布了《太湖地区城镇污水处理厂及重点工业行业主要水污染物排放限制》(DB32 1072-2007)和《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002),因此太湖流域城镇污水处理厂提标改造任务紧迫。

近年,膜生物反应器(MBR)以其处理效率高、出水水质好和占地面积小等优点而受到关注^[1]。MBR反应器对有机物和SS的去除效果明显,但由于反应器中常是完全好氧环境,对氮、磷营养元素的去除效果不佳,因此将MBR与传统的生物脱氮除磷工艺组合成为研究热点,其中A/O-MBR、UCT-MBR和A/A/O-MBR等组合工艺有相关报道。但目前研究应用的组合工艺中,虽然膜对污染物的去除有一定的作用,但生物反应器仍承担主要处理任务,研究重点也放在污染物去除机理、控制膜污染和污泥减量等方面^[2-5],然而水质条件、环境因素的差异对组合工艺脱氮效果的研究鲜有报道。相比于反硝化菌,硝化菌对环境条件的变化更为敏感^[6-7],因为硝化菌是世代时间很长的自养菌,环境条件改变时,它与其他异养微生物竞争往往处于劣势^[8-10]。硝化过程受到抑制,氨氮去除率降低,系统内缺少足量硝酸盐氮,进而影响反硝化过程,使得总氮去除率降低。太湖流域城镇污水存在水质、水量变化大,碳氮比普遍偏低、悬浮固体无机组分所占比例偏高等水质特征,低温($T < 15^{\circ}\text{C}$)条件下,现有工艺脱氮效果差,已有研究未针对这一情况展开对低温硝化及其速率的研究,需要进一步探讨。

研究采用A/A/O-MBR组合工艺处理太湖流域城镇污水,考察冬季低温条件下,组合工艺氨氮去除效果及其硝化速率,组合工艺通过MBR池实现2级硝化,以期补偿因冬季温度降低对整个系统硝化作用的影响,达到强化系统脱氮功效的目的,使出水水质达到一级A标。试验结果将为太湖流域污水处理厂升级改造提供技术参考。

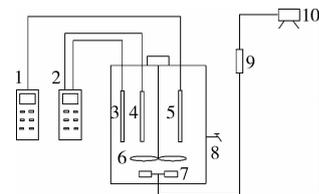
1 试验装置与方法

1.1 试验装置

试验在无锡市某污水处理厂进行。A/A/O-MBR组合工艺中试装置长5.5 m、宽2.2 m、高2.5 m,有效水深2 m,有效容积24 m³,其中厌氧池、缺氧池、好氧池和MBR池的容积比为3:3:4:4,各池用焊接钢管连通。厌氧池和缺氧池均设有搅拌机,好氧池底部装有微孔曝气器,MBR池内安装穿孔曝气管,采用鼓风机曝气,并设置变频器,以实现

曝气量的实时调整。MBR池中放置的膜采用中国产PVDF帘式中空纤维膜,膜平均孔径为0.01 μm。膜组件为外压式。

硝化速率试验的活性污泥取自A/A/O-MBR组合工艺的MBR池。系统由反应器、曝气系统和搅拌系统组成(见图1),反应器高60 cm,直径19 cm,有效体积为10 L,曝气系统包括空压机(DKY-OIS型)、气体转子流量计和曝气头(砂孔曝气头),搅拌采用7312型电动搅拌机。



1—便携式溶氧仪;2—T/PH 测量计;
3—玻璃电极;4—温度计探头;5—溶氧仪探头;6—搅拌桨;
7—砂孔曝气头;8—取样口;9—气体流量计;10—空压机。

图1 活性污泥硝化速率的测定装置

1.2 试验用水水质

以污水处理厂沉砂池出水为试验用水,夏季和冬季水温分别为25~30℃、10~18℃,氨氮平均进水浓度分别为15.02 mg·L⁻¹、19.02 mg·L⁻¹,COD平均进水浓度分别为219.0 mg·L⁻¹、258.0 mg·L⁻¹;TN平均进水浓度为24.0 mg·L⁻¹和28.0 mg·L⁻¹;MBR池内好氧污泥的MLVSS为2.00~3.0 g·L⁻¹。

1.3 测定项目与方法

试验过程的测定参数包括MLVSS、氨氮、硝酸盐氮、DO(Dissolved Oxygen,溶解氧浓度)、温度、pH值,其中MLVSS采用马弗炉灼烧减重法;氨氮采用纳氏试剂光度法;硝酸盐氮采用麝香草酚分光光度法;DO、温度采用WTW DO测定仪;pH值采用pH计。

1.4 试验方法

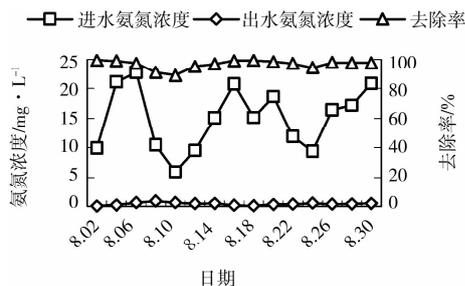
以MBR池内活性污泥为对象,考察不同进水氨氮浓度、温度对硝化效果的影响。为削减混合液中原有可溶性氮对试验的影响,从MBR池取8 L混合液,沉降15 min排出2 L上清液后再加入蒸馏水搅拌均匀,再沉降15 min排出2 L上清液,底部污泥待用。通过对污泥的清洗使所取活性污泥中可溶性的氨氮和硝态氮均溶于水,并随上清液排出反应器。向反应器中加入2 L的原污水和碳酸氢钠以保持混合液中的pH值(硝化过程要消耗一定的碱度)。曝气以保持反应器内DO浓度在3.0 mg·L⁻¹左

右,并控制混合液中氨氮的起始浓度在 15.00~27.0 mg·L⁻¹。在一定时间间隔取样,过滤后测定氨氮的浓度。当反应器中 DO 浓度随时间升高,即表明氨氮已基本转换成硝酸氮,取混合液测定 MLVSS,由氨氮浓度随时间变化曲线的斜率可得出硝化速率。

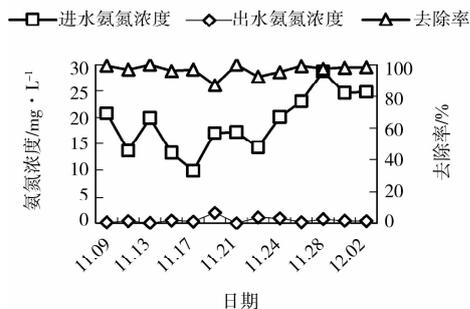
2 试验结果与分析

2.1 A/A/O—MBR 组合工艺对氨氮的强化去除效果

夏季和冬季城市污水水温和氨氮浓度差异较大。图 2 为稳定运行期间,夏季、冬季 A/A/O—MBR 组合工艺对氨氮的处理效果的对比结果。结果显示,在夏季和冬季,进水氨氮变化均较大,但氨氮出水均能稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级 A 排放标准,氨氮去除率分别为 96.56%和 96.68%。影响硝化反应的主要因素有 DO、进水氨氮浓度、温度和污泥龄等。冬季的低温和高氨氮负荷必然会降低硝化反应的效率。组合工艺稳定的硝化效果表明,必然有其他作用补偿了温度和进水高氨氮负荷对硝化作用的影响。测定不同条件下系统内活性污泥的硝化速率,有助于分析组合工艺稳定去除氨氮的原因。



(a) 夏季 (T: 25~30℃)



(b) 冬季 (T: 10~18℃)

图2 A/A/O—MBR 组合工艺夏、冬两季氨氮去除效果对比

2.2 DO 对硝化速率的影响

硝化细菌是严格的好养菌,硝化反应需在好氧条件下进行,并以氧作为电子受体。将 1.00 g 氨氮

转化为硝态氮需耗氧 4.57 g(其中亚硝化反应需耗氧 3.43 g,硝化反应需耗氧 1.12 g)。硝化菌和亚硝化菌的 DO 饱和常数一般分别为 1.20~1.50 mg·L⁻¹和 0.20~0.40 mg·L⁻¹[11],表明亚硝化菌对 DO 的亲合力大于硝化菌。因此,在低 DO 条件下,亚硝化菌生长速率大于硝化菌生长速率,易造成系统内亚硝酸氮积累。有研究表明[12-13],当系统中 DO 浓度降低到 0.76 mg·L⁻¹时,会造成亚硝酸氮在系统内显著累积,一般认为曝气池的 DO 浓度保持在 2.00 mg·L⁻¹以上时,不会发生亚硝酸氮的累积。研究反应器内 DO 保持在 3.00 mg·L⁻¹左右,可确保硝化反应最终将氨氮转化为硝酸氮。根据硝化反应动力学理论,由氨氮转化为亚硝酸氮时释放的能量约为由亚硝酸氮转化为硝酸氮时所释放能量的 4~5 倍[14],实际反应器内充足的 DO 能够满足单位时间内硝化菌对亚硝酸氮的氧化速率 4 倍于氨氮的速率,减少的氨氮均转化为硝酸氮,故 DO 不是硝化反应的限制性因素。彭永臻等人[15]研究表明,容积氨氧化速率 *r* 及比氨氧化速率 *k* 均随着 DO 浓度的升高而有所增加,但 DO 浓度为 1.50 mg·L⁻¹和 2.00 mg·L⁻¹的比氨氧化速率 *k* 差别较小。应用比氨氧化速率的二次拟合曲线,预测 DO 浓度 > 2.00 mg·L⁻¹ 时的比氨氧化速率 *k*,发现继续增加 DO 浓度,比氨氧化速率 *k* 将不会过多增加。因此,DO 浓度和硝化速率呈零级动力学反应,DO 不是限制因子。可见,试验系统内 DO 是氨氮去除率高的原因之一。同时,也能证明该研究中用比氨氧化速率 *k* 来表示硝化速率的合理性。按照公式(1)、(2)来计算硝化速率。

$$r = (\text{NH}_4^+ - \text{N})_{\text{氧化}} / T \quad (1)$$

$$k = r / \text{MLVSS} \quad (2)$$

2.3 低温 (T < 15℃) 条件下,氨氮浓度对硝化速率的影响

在低温 (T < 15℃) 条件下,系统中氨氮浓度随时间变化情况见图 3,硝化速率值见表 1。图 3 可知,

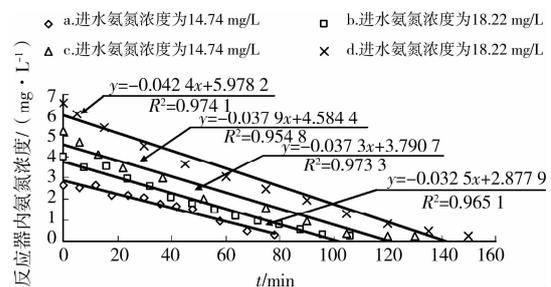


图3 不同的进水氨氮浓度下硝化速率的变化曲线

硝化时间随进水氨氮浓度的升高而延长。由表1得出结论,低温时硝化速率缓慢,均在 $1.000 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \text{ MLVSS}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 左右。有研究表明在硝化反应过程中,当氨氮负荷从 $0.08 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 增至 $0.40 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时,硝化反应的效率降低了31%^[16]。而该试验中硝化速率随进水氨氮浓度的提高略有升高,但变化不明显。主要原因在于,试验污泥取自

MBR池,与普通活性污泥法相比,膜的截留作用使得MLSS值较大,且污泥中硝化菌数量较多,进入反应器内的氨氮立即被充足的硝化菌转化成为硝态氮,故试验中硝化菌的数量也不能成为硝化反应的限制性因素。由此说明,该组合工艺设计负荷合理,抗冲击负荷良好,能强化冬季氨氮去除作用。

表1 低温($T < 15^\circ\text{C}$)条件下活性污泥硝化速率测定结果

编号	氨氮进水浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	反应器内氨氮初始浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$T/^\circ\text{C}$	$r/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	MLVSS/ ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	$k/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$ MLVSS $^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)
a	14.74	2.63	10.5	1.95	2.355	0.828
b	18.22	3.98	11.6	2.24	2.450	0.910
c	21.30	5.21	11.8	2.27	2.440	0.929
d	26.83	6.56	11.2	2.54	2.460	1.033

(注:表1中, r 为容积氨氧化速率; k 为比氨氧化速率,即硝化速率。)

表2 不同温度,相同进水氨氮浓度条件下活性污泥硝化速率测定结果

编号	$T/^\circ\text{C}$	进水氨氮浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	反应器内氨氮初始浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$r/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	R^2	MLVSS/ ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	$k/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$ MLVSS $^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)
a	19.6	20.39	4.24	3.108	0.992 6	2.350	1.323
b	24.0	19.93	4.31	4.272	0.984 4	2.430	1.758
c	30.5	20.78	4.18	5.724	0.991 4	2.220	2.578

2.4 温度对活性污泥硝化速率的影响

温度对任何生化反应都会产生影响,氨的完全硝化反应是由2种不同种类微生物参与依次完成,故温度变化会改变亚硝化菌和硝化菌的活性比例,影响不同反应过程的速率;温度不但影响硝化细菌的活性,而且会影响其比增长速率。温度升高,硝化菌的繁殖速率加快,亚硝化菌的最大比增长速率 μ 与温度的关系服从Arrhenius方程^[17],即温度每升高 10°C , μ 值增加一倍。根据硝化反应动力学方程^[17] $k = \mu/Y_{\text{Nobs}}$ (式中 Y_{Nobs} 为亚硝化菌的表观产率系数,一般为 $0.04 \sim 0.13 \text{ mg} \cdot \text{mg}^{-1}$),比氨氧化速率 k 与 μ 值成正比。由表1和表2可知,进水氨氮浓度相同时,温度为 30.5°C 时组合工艺的硝化速率为 11.8°C 时的2.6倍,硝化速率随温度的升高而增大。图4显示,温度降低,硝化时间延长。常规工艺中为保证低温有良好的硝化效果,一般冬季会适当延长水力停留时间。组合工艺有好氧区和MBR区2级硝化组成,硝化区总水力停留时间大于12h,有效强化了冬季硝化过程的完整进行。因此,较长的水力停留时间也是冬季低温条件氨氮去除效果好的原因之一。

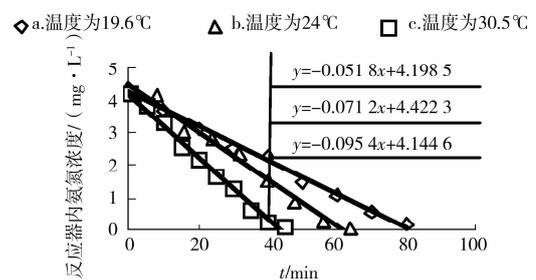


图4 不同温度条件下硝化速率变化曲线

2.5 不同工艺中活性污泥硝化速率的测定

在相同温度条件下,处理相同水质太湖流域城镇污水,活性污泥分别取自组合工艺和常规工艺,如表3所示,结果表明,组合工艺的硝化速率是氧化沟工艺的2.3倍。有研究证实硝化速率和系统内硝化细菌数量呈正相关关系^[19]。组合工艺中膜组件对活性污泥和微生物的高效截留分离作用,使得系统污泥龄延长,有利于世代周期较长的硝化细菌大量繁殖,实现硝化菌的富集驯化,强化了系统整体的硝化效果。

表 3 不同工艺中活性污泥硝化速率测定结果

活性污泥 采样点	进水氨氮浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	反应器内氨氮初始 浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$T/^\circ\text{C}$	$r/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$	MLVSS/ ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	$k/(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$
a. A/A/MBR(O)组合工艺 MBR 池	20.69	4.97	15.1	2.960	2.230	1.33
b. 某城市污水厂氧化沟内沟	20.93	4.89	14.9	1.416	2.420	0.58

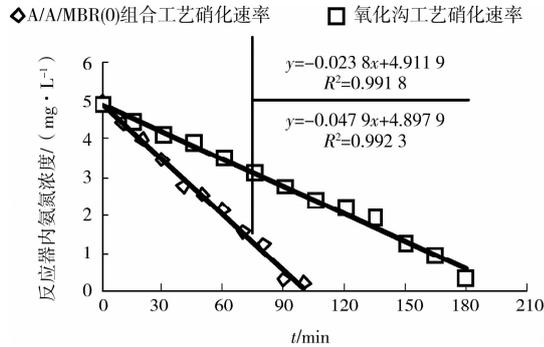


图 5 不同工艺活性污泥硝化速率曲线

3 结论

1)“A/A/O—MBR”组合工艺 MBR 池 DO 浓度保持在 $3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上,能够充分满足硝化菌的需要,强化氨氮去除效果。

2)冬季低温条件下,硝化速率受进水氨氮浓度影响不大,因此冬季较高进水氨氮浓度不会抑制组合工艺的硝化效果。

3)冬季低温降低了硝化速率,与常规工艺比较,组合工艺硝化速率为氧化沟工艺的 2.3 倍。这不仅由于“A/A/O—MBR”组合工艺有好氧池和 MBR 池 2 级硝化空间,延长了水力停留时间;同时膜截留作用使活性污泥中硝化菌得以富集,这种强化的硝化作用补偿了冬季低温对整个系统硝化作用的影响,因此,组合工艺在冬季低温条件下仍能保持 96.68% 的氨氮去除率,出水平均氨氮浓度只有 $0.56 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

参考文献:

[1] HONG S P, BAE T H, TAK T M, et al. Fouling control in activated sludge submerged hollow fiber membrane bioreactors[J]. Desalination, 2002, 143: 219-228.

[2] 曹斌,黄霞,北中敦,等. A²/O-膜生物反应器强化生物脱氮除磷中试研究[J]. 中国给水排水, 2007, 23(3): 22-26.

CAO BIN, HUANG XIA, BEI ZHONG-DUN, et al. Pilot test on enhanced biological nitrogen and phosphorus removal by using A²/O-MBR[J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(3): 22-26.

[3] CHANG I S, CLECH P L, JEFFERSON B, et al. Membrane fouling in membrane bioreactors for wastewater treatment [J]. Environ Eng, 2002, 128 (11): 1018-1029.

[4] ADHAM S, GAGLIARDO P, BOULOS L, et al. Feasibility of the membrane bioreactor process for water reclamation [J]. Wat Sci Technology, 2001, 43 (10): 203-209.

[5] J RAJESH BANU, DO KHAC UAN, LCK-TAE YEOM. Nutrient removal in an A²O-MBR reactor with sludge reduction [J]. Bioresource Technology, 2009, 100: 3820-3824.

[6] WITTEBOLLE L, VERSTRAETE W, BOON N. Quantifying community dynamics of nitrifiers in functionally [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2008, 74(1): 286-293.

[7] 杨庆,彭永臻. 中试规模的城市污水常、低温短程硝化反硝化[J]. 中国给水排水, 2007, 23(15): 1-3.

YANG QING, PENG YONG-ZHEN. Nitrification and denitrification of Pilot-scale municipal wastewater at room, low-temperature [J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(15): 1-3.

[8] F U ZHIMI, YANG FENGLIN, AN YINGYU, et al. Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/O-MBR) [J]. Biochemical Engineering Journal, 2009, 43: 191-196.

[9] MICHAEL W, FALK KYUNG-GUEN SONG, MICHAEL G. Matiassek and Stefan Wuertz. Microbial community dynamics in replicate membrane bioreactor-Natural reproducible fluctuations [J]. Water Research, 2009, 43: 842-852.

[10] ZHANG HANMIN, XIAOLIN WANG, JINGNI XIAO, et al. Enhanced biological nutrient removal using MUCT-MBR system [J]. Bioresource Technology, 2009, 100: 1048-1054.

[11] 马勇,王淑莹,曾薇,等. A/O 生物脱氮工艺处理生活污水中试(一): 短程硝化反硝化的研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(5): 703-709.

MA YONG, WANG SHU-YING, ZENG WEI, et al. A/O pilot-scale nitrogen removal process treating domestic wastewater I: The study of short-cut nitrification and denitrification [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 26(5):

- 703-709.
- [12] JAYAMOBAN S, OHGAIKI S. Effect of DO on kinetics of nitrification[J]. *Water Supply*, 1996, 6: 141-150.
- [13] 赵庆良, 刘雨. 废水处理与资源化新工艺[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2006.
- [14] 沈耀良, 王宝贞. 废水生物处理新技术[M]. 2版. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
- [15] 彭永臻, 刘秀红. DO浓度对生活污水硝化过程中 N_2O 产生量的影响[J]. *环境科学*, 2006, 29(3): 660-664.
PENG YONG-ZHEN, LIU XIU-HONG. Effects of DO concentration on N_2O production during nitrification for treating domestic wastewater [J]. *Environmental Science*, 2006, 29(3): 660-664.
- [16] LIU Y, CAPDEVILLE B. Response pattern of nitrifying biofilm reactor to shock loading[J]. *Biotechnol. Lett.*, 1994, 16: 655-660.
- [17] 马俊. 倒置 A^2/O 工艺污水生物脱氮效果研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2006.
- [18] 沈耀良, 王宝贞. 废水生物处理新技术[M]. 2版. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
- [19] 陈金声, 史家辉, 徐亚同. 硝化速率测定和硝化细菌计数考察脱氮效果的应用[J]. *上海环境科学*, 1996, 15(3): 18-20.
CHEN JIN-SHENG, SHI JIA-HUI, XU YA-TONG. Measurement of nitrifying rate and nitrobacteria count for application to investigating the effects of denitrification [J]. *Shanghai Environmental Science*, 1996, 15(3): 18-20.
- (编辑 王秀玲)

(上接第75页)

- [9] 曾亮, 黄少文, 胡欣, 等. 玻化微珠保温砂浆的性能优化[J]. *南昌大学学报: 工科版*, 2008, 30(4): 341-344.
ZENG LIANG, HUANG SHAO-WEN, HU XIN, et al. Optimizing properties of vitrified microsphere insulation mortar[J]. *Journal of Nanchang University: Engineering & Technology*, 2008, 30(4): 341-344.
- [10] SEMIHA YILMAZER, MESUT B OZDENIZ. The effect of moisture content on sound absorption of expanded perlite plates[J]. *Building and Environment*, 2005, 40, (3): 311-318.
- [11] WALDEMAR PICHOR, AGNIESZKA JANIEC. Thermal stability of expanded perlite modified by mullite[J]. *Ceramics International*, 2009 35(1): 527-530.
- [12] IBRAHIM TURKMEN, ABDULHAMIT KANTARCL. Effects of expanded perlite aggregate and different curing conditions on the physical and mechanical properties of self-compacting concrete[J]. *Building and Environment*, 2007, 42(6): 2378-2383.
- [13] 方萍, 吴懿, 龚光彩. 膨胀玻化微珠的显微结构及其吸湿性能研究[J]. *材料导报*, 2009, 23(10): 112-114.
FANG PING, WU YI, GONG GUANG-CAI. Study on the microstructure of expanded and vitrified small balls and its sorption performance [J]. *Materials Review*, 2009, 23(10): 112-114.
- [14] 方正. 保温砂浆的热湿性能研究[D]. 长沙: 湖南大学, 2008.
- [15] 中华人民共和国建设部. GB 50176-93 民用建筑热工设计规范[S]. 北京: 中国计划出版社, 1993
- [16] 张玉. 建筑多孔材料热蒸发量湿气候风洞测试方法[D]. 广州: 华南理工大学, 2005.
- (编辑 胡英奎)