

自养菌污泥致密过程及其污水处理特性研究

李志华, 郭强, 吴杰, 张婷, 谭周权, 刘芳, 王晓昌

(西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 西安 710055)

摘要 采用无机碳作为基质在 SBR 反应器内培养好氧颗粒污泥, 考察了氨氧化菌(AOB)、硝化菌(NOB)在颗粒密实化过程中的变化规律及其对颗粒化的影响. 研究发现自养菌形成的颗粒污泥极为密实, 其密度高达 1.06 g/mL, 扫描电镜结果表明棒状菌是其优势菌群. 出水的氨氮、亚硝酸氮及硝酸氮浓度分别为 4.5~15.2 mg/L、10.2~20.3 mg/L 和 17.9~30.1 mg/L, 氨氮的去除率为 78%~92%. 通过分析反应器内不同形态氮的变化曲线及变化速度, 发现在实验初期较短的沉淀时间是 AOB 富集的主要因素, 且颗粒的形成与 AOB 的富集无明显的相关性. 与此相反, 硝化速率与颗粒的形成有明显的相关性, 颗粒形成有利于固定 NOB, 其代谢产物可以促进颗粒稳定化, 因此, 颗粒化与 NOB 之间存在相互促进的作用. 另外, 本研究还发现自养反硝化作用随着颗粒的形成而逐步得以强化.

关键词 好氧颗粒污泥; 自养菌; 氨氧化菌(AOB); 硝化菌(NOB); 活性污泥

中图分类号 X703.1; X172 **文献标识码** A **文章编号** 0250-3301(2010)03-0738-05

Densification of Autotrophic Bacteria Sludge and Its Characteristics for Wastewater Treatment

LI Zhi-hua, GUO Qiang, WU Jie, ZHANG Ting, TAN Zhou-quan, LIU Fang, WANG Xiao-chang

(Key Laboratory of Northwest Water Resources, Environment and Ecology, Ministry of Education, School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

Abstract Autotrophic granular sludge was developed in an SBR reactor using inorganic carbon substrate. The variation of ammonia-oxidizing bacteria (AOB) and nitrite-oxidizing bacteria (NOB) during the densification process and their effects on granulation have been evaluated. It was found that the autotrophic bacteria granular sludge was compact with the density reached up to 1.06 g/mL, and the rod-like bacteria predominated in granules on the evidence of scanning electron microscopic (SEM) results. Ammonia, nitrite and nitrate in the effluent were 4.5-15.2 mg/L, 10.2-20.3 mg/L and 17.9-30.1 mg/L, respectively, and the ammonia removal efficiency was 78%-92%. By evaluating the profile of various types of nitrogen and their conversion rates, it was found that short settling time was the main factor that enriched the AOB at the beginning of this experiment, and the granulation did not correlate with AOB. On the contrary, nitrification rate well correlated with granulation, and evidence demonstrated that the formation of granulation was in favor of immobilization of NOB and the metabolite of NOB stabilized granules, therefore granules and NOB mutually enhanced. Additionally, it was found that the autotrophic denitrification was gradually increased with the process of granulation.

Key words aerobic granular sludge; autotrophic bacteria; ammonia-oxidizing bacteria (AOB); nitrite-oxidizing bacteria (NOB); activated sludge

好氧颗粒污泥由于其特殊的物理结构能够在单个颗粒中实现好氧、缺氧和厌氧等多种微生物并存的环境,并具有良好的沉淀性能,是一种新的处理高效、流程紧凑的污水处理技术,该技术可用于处理城市污水、食品工业废水、含酚工业废水、难降解工业废水、高含盐废水等领域^[1-8]. 好氧颗粒污泥的形成主要依赖于外部操作条件,但某些种类的微生物确实可以提高颗粒的密实度和稳定性. 例如,在间歇式操作模式下的 SBR 反应器中,有研究发现慢速增长微生物的富集有利于形成更为密实和稳定的颗粒污泥^[9]. 目前实现慢速增长的微生物富集的手段主要包括 2 个方面,一是通过在 SBR 操作中引入厌氧阶段,从而选择具有较强的基质存储功能的微生物种群;二是改变进水负荷中的 C/N,从而富集自养硝化

细菌. 另外,在自养硝化系统中即使在连续流的情况下也可观察到颗粒污泥的形成^[10, 11]. 由此可以看出,硝化菌对好氧颗粒污泥的形成过程有重要的作用. 为此,本研究采用无机碳源培养颗粒污泥,以考察氨氧化菌(AOB)和硝化菌(NOB)对颗粒形成的影响及其所形成的颗粒污泥的污水处理特性.

收稿日期 2009-03-27;修订日期 2009-08-28

基金项目 国家自然科学基金项目(50708089);教育部留学回国人员科研启动基金项目(教外司留[2008]890号);陕西省教育厅专项科研计划项目(08JK325);陕西省自然科学基金项目(2009JQ7002);陕西高校省级重点实验室科研计划项目(09JS027)

作者简介 李志华(1976~),男,博士,副教授,主要研究方向废水生物处理技术与理论, E-mail: lizhihua@gmail.com

1 材料与方法

1.1 实验装置及流程

实验采用有机玻璃反应器,内径 50 mm,有效容积 2 L,反应器按 SBR 操作模式进行,时间序列为:进水 5 min,曝气 160 min,沉淀 10 min,出水 5 min. 每周期长度为 3 h,采用气泵经玻璃砂芯从反应器底部进行曝气,其气体流速为 1 L/min,其溶解氧水平维持在 6~8 mg/L. 在排水期间,从反应器的中部排水. 每周期进出水均为 1 L,反应器在 25℃±1℃ 的水浴条件下运行.

1.2 进水水质及接种污泥

配水水质如下 (mg/L):525 NaHCO₃, 43.9 KH₂PO₄, 229.3 NH₄Cl(NH₄⁺-N 为 60), 90 MgSO₄·7H₂O, 14 CaCl₂·2H₂O, 并按照 0.3 mL/L 的比例加入微量元素储备液,其组成如下 (g/L):1.5 FeCl₃·7H₂O, 0.15 H₃BO₃, 0.03 CuSO₄·5H₂O, 0.18 KI, 0.12 MnCl₂·H₂O, 0.06 Na₂MoO₄·2H₂O, 0.12 ZnSO₄·7H₂O, 0.15 CoCl₂·6H₂O, 10 EDTA. 接种污泥来自西安市邓家村污水处理厂 A²/O 二沉池的

回流污泥.

1.3 分析项目及方法

颗粒形态采用尼康 N90i 全自动显微镜或数码相机拍照分析. 扫描电镜的分析步骤为:颗粒取出后,立即采用多聚甲醛进行固定,固定后的颗粒采用乙腈脱水进行真空干燥,干燥后的颗粒镀金后采用日立扫描电镜 S3400N 进行其表面结构的观察. 颗粒密度采用蔗糖梯度溶液的方法进行测定^[12];COD 采用 HACH 公司的微回流法测定;NO₂⁻ 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定;NO₃⁻ 采用酚二磺酸光度法测定;NH₄⁺ 采用纳氏试剂光度法测定;其它均按照国家标准方法进行测定^[13].

2 结果与分析

2.1 颗粒形成过程及其形态变化

图 1 为接种污泥[图 1(a)]到颗粒形成初期[图 1(b)]及成熟期[图 1(c)]的形态. 由此看出,在本实验条件下 25d 左右即可获得良好的颗粒污泥. 为了更好地分析颗粒的表面特征,本实验对颗粒污泥的表面特征进行了扫描电镜分析,如图 2 所示.

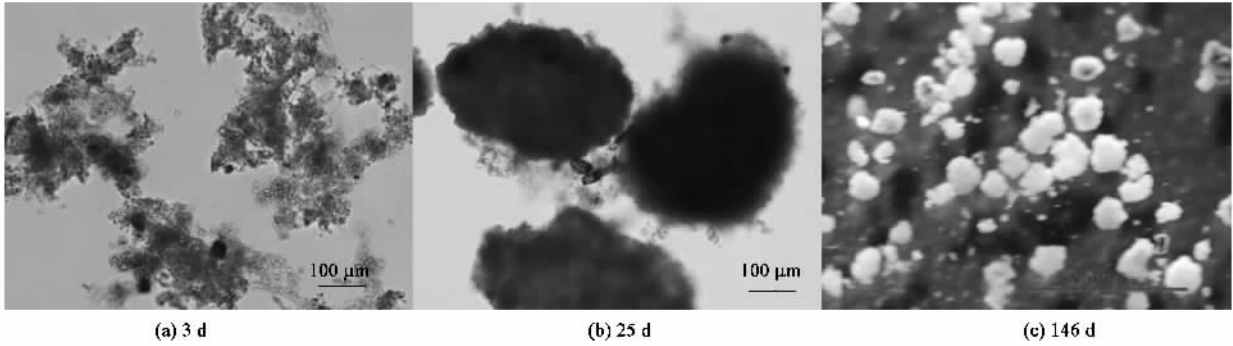


图 1 颗粒污泥形成过程
Fig.1 Course of granule formation

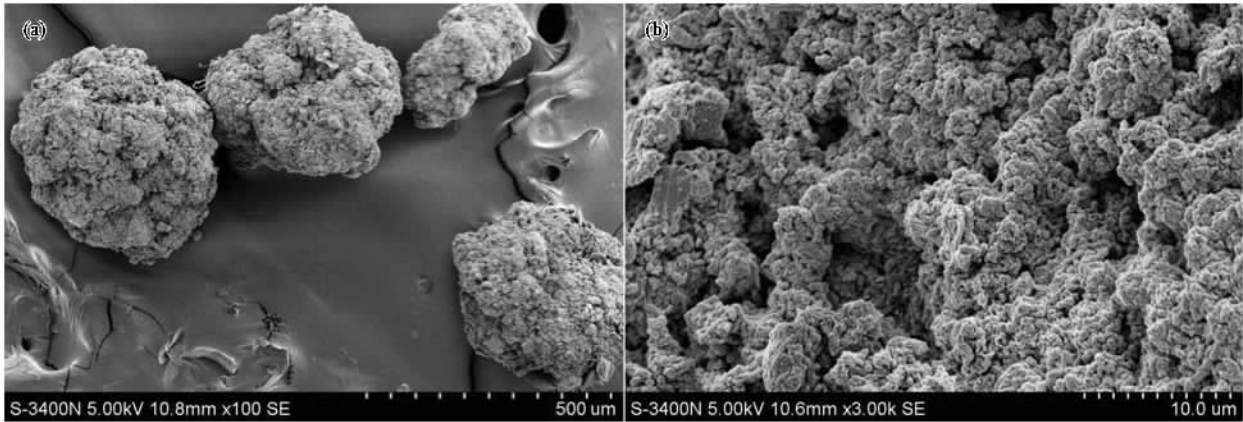


图 2 成熟颗粒污泥的形态及优势菌群形态
Fig.2 Morphology and predominate bacteria in mature granules

结果表明自养颗粒污泥主要由杆菌组成,其结构非常密实.这也可以从颗粒污泥的密度及其沉淀速度得以证实(图3),其成熟的颗粒沉速为12.8~33.5

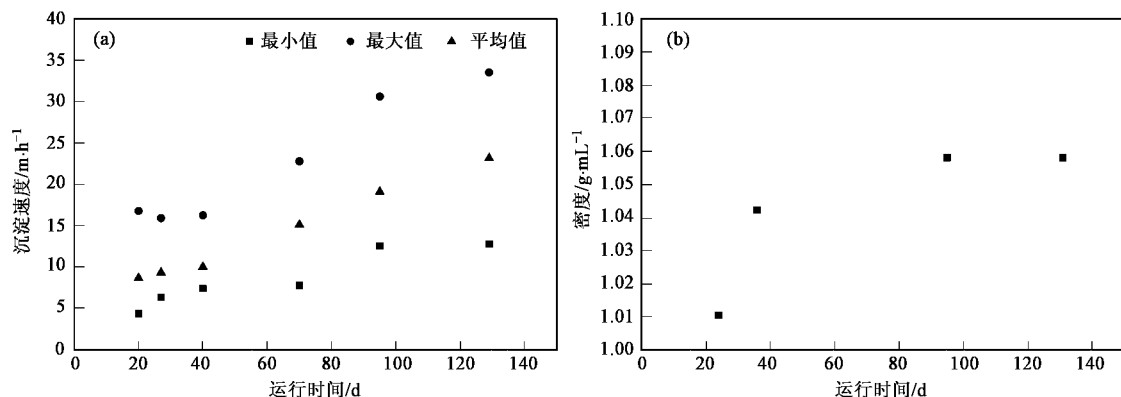


图3 沉淀速度与密度

Fig.3 Settling velocity and density

从图4可以看出,出水的氨氮、亚硝酸氮及硝酸氮浓度分别为4.5~15.2 mg/L、10.2~20.3 mg/L和17.9~30.1 mg/L,氨氮的去除率为78%~92%。随着颗粒的形成,出水中的COD和氨氮有逐渐下降的趋势(图4),其主要原因可能是由于颗粒的形成使得微生物增殖速度加快或异养菌的比例有所提高,进而通过同化作用合成细胞从而使污染物得以去除,而COD主要来源于微生物的自溶及其胞外物质的释放.这些COD可为在自养菌系统中为数不多的异养反硝化菌提供碳源^[14],从本研究来看,总氮的去除率始终维持在10%~20%之间[图4(c)],而总氮的去除途径包括:①曝气时氨氮的吹脱作用,其效果与pH值有关,而出水中的pH在整个实验期均维持在7.4~7.7之间[图4(a)],因此这种途径的总氮去除途径非常有限;②细胞自身合成作用,但对于慢速生长的自养菌而言,这种途径的去除效果也非常有限;③硝化反硝化途径,在本研究中发现随着颗粒的大量形成,出水中的硝酸氮在100 d以后有明显的提高,其出水浓度维持在30~35 mg/L范围内,而这段时间总氮的去除率是提高的.另外,对比分析氨氮的转化率及其硝态氮的转化率(图5,表1).可以看出氮的非平衡量随着颗粒的形成而增大(绝对值),表明氮的总量在一个周期内发生了除硝态氮以外的其它途径的转化即反硝化.因此,可以推断在本系统中存在明显的反硝化作用,而该作用随着颗粒的形成而逐步提高.

另外,在100d以前由于颗粒的粒径较小,出水中的SS一直维持在5 mg/L左右,而当颗粒的粒径

m/h,平均沉速为23.2 m/h,而密度维持在1.06 g/mL左右.

2.2 颗粒形成对污水处理特性的影响

较大时出水的SS有明显的上升,其最大浓度高达34 mg/L[图4(a)],这可能与颗粒之间的相互摩擦作用随颗粒粒径增大而增大有关^[15].

2.3 颗粒形成对不同形态氮的影响

为了更好地了解颗粒污泥对氨氮的去除机制,实验测试了不同时期不同形态氮在一个曝气周期内的分布并计算了相应的变化速率(图5,表1).氨氮的降解速率和硝酸盐氮的生成速率在101 d以前随着时间的推移均有明显的提高[图5(a)和图5(c)]而亚硝酸盐氮的生成速率变化不明显,由此可以看出颗粒的形成有利于硝化速率的提高而对亚硝化速率影响不大.在实验初期表现出较高的亚硝酸盐浓度[图4(b)]主要是由于在颗粒污泥系统中采用了较短的沉淀时间(5 min),从而使得生长速度相对较快的氨氧化菌(AOB)占优势,而随着颗粒的不断形成使得附着在颗粒上的微生物实际停留时间延长,因此生长速度较慢的亚硝酸盐氧化菌(NO₂)⁻在系统中得以富集,从而表现出亚硝酸盐的降低和硝酸盐的上升[图4(b)],而总氮转化率基本维持不变[图4(c)].AOB和NO₂⁻随着颗粒的形成所表现出来的上述关系在其它的研究中也有类似报道^[16].由此可以推断在好氧颗粒污泥系统中短暂的污泥沉淀时间而导致的较高淘洗率是AOB富集的主要因素,而颗粒的形成而导致更长的污泥停留时间则是NO₂⁻富集的主要原因.在对比研究絮体与颗粒污泥的基础上,有研究发现NO₂⁻主要富集在结构密实的颗粒中,而AOB在絮体中的量更多,而且即使在颗粒中,NO₂⁻的消耗速度比NH₄⁺的消耗速度

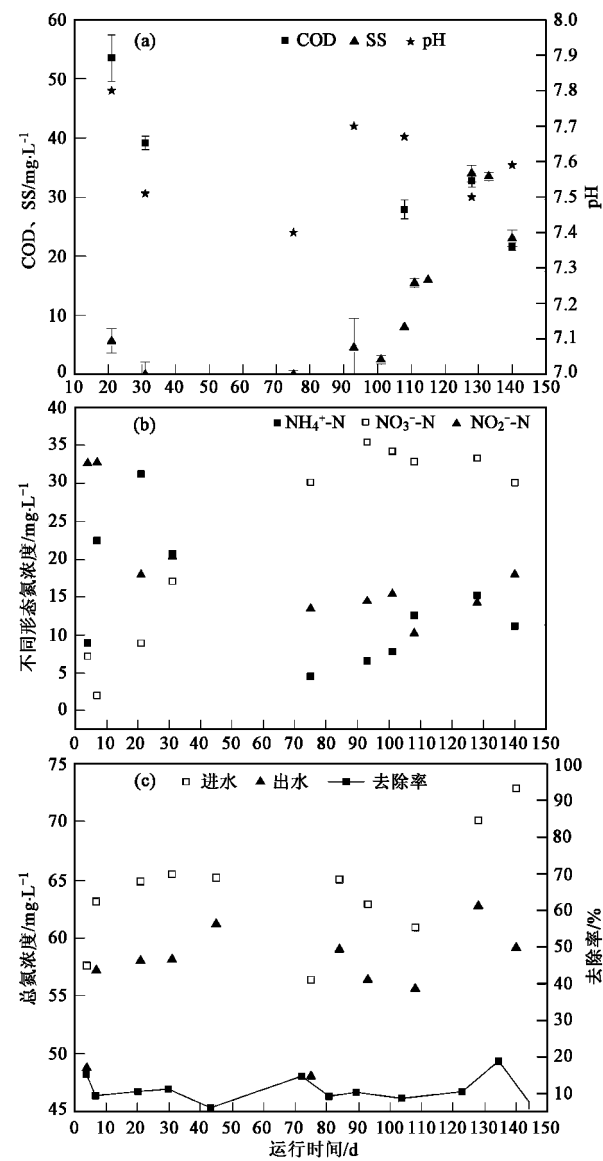


图 4 出水水质随时间的变化

Fig. 4 Variation of effluent water quality along with time

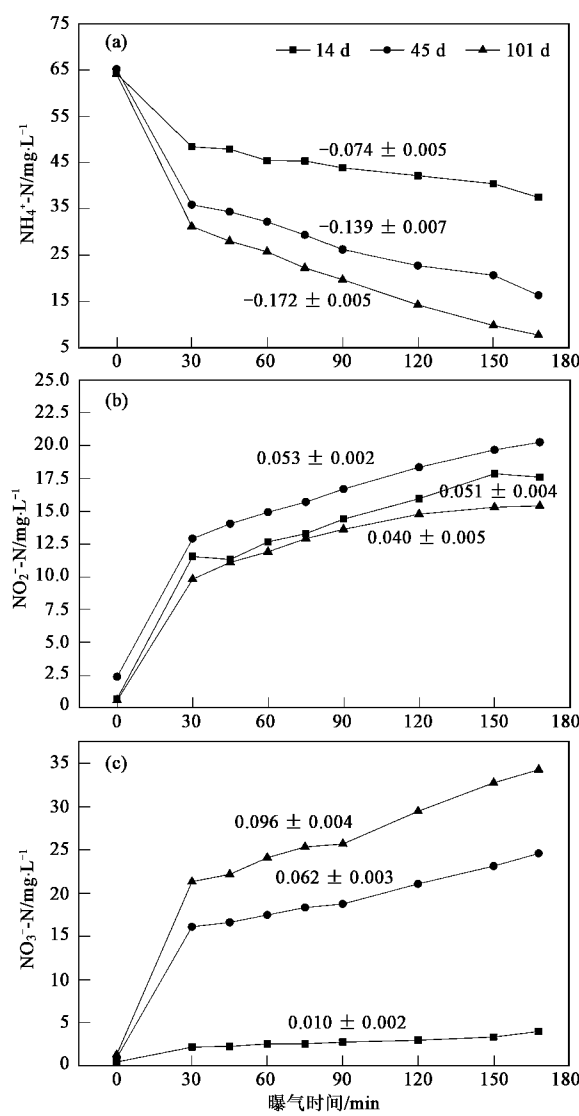


图 5 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在一个周期内的变化

Fig. 5 Profiles of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in a cycle

表 1 不同形态氮的生成或转化速率/ $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$

Table 1 Production or conversions rate of various type of nitrogen/ $\text{mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{min})^{-1}$

时间/d	NH_4^+ 消耗速率	NO_2^- 生成速率	NO_3^- 生成速率	氮非平衡量
14	-0.074 ± 0.005	0.051 ± 0.004	0.010 ± 0.002	-0.014
45	-0.139 ± 0.007	0.053 ± 0.002	0.062 ± 0.003	-0.024
101	-0.172 ± 0.005	0.040 ± 0.005	0.096 ± 0.004	-0.036

要快,即在密实的颗粒中 NOB 要比 AOB 的活性高^[17]. AOB 和 NOB 的代谢产物对于颗粒的稳定性也是截然不同的:亚硝酸盐的积累会减低污泥的沉淀性能^[18],而硝酸盐的存在可能是形成颗粒污泥的另一动力^[19]. 因此,NOB 和颗粒污泥的形成是一种相互促进的作用,即 NOB 适宜于密实结构的颗粒污

泥环境而 NOB 的代谢特征更有利于密实结构的维持. 这一推论也解释了目前普遍认为富集慢速生长 NOB 有利于颗粒污泥稳定这一现象^[9].

AOB 的活性及其数量在实验后期有所下降[图 5(b)],这与出水 SS 在后期的上升[图 4(a)]有一定的关联性. 有研究指出,AOB 和 NOB 在颗粒的空

间分布上有所不同,前者主要集中在颗粒的表面^[20],而颗粒表面正是颗粒间相互摩擦而导致颗粒腐蚀的主要部位,从而导致 AOB 生存环境的不断被更新,因此随着颗粒的摩擦碰撞几率增大 AOB 的数量有所降低.

3 结 论

(1) 采用无机碳源可在 25d 左右培养密度高达 1.06 g/mL以棒状菌为主的结构密实的颗粒污泥 出水的氨氮、亚硝酸氮及硝酸氮浓度分别为 4.5 ~ 15.2 mg/L、10.2 ~ 20.3 mg/L和 17.9 ~ 30.1 mg/L,氨氮的去除率为 78% ~ 92% .

(2) 亚硝化速率与颗粒形成无明显相关性,与之相关的氨氧化菌(AOB)的富集主要受沉淀时间的影响 ;而硝化速率与颗粒的形成有明显的相关性,颗粒形成有利于固定硝化菌(NO_B) ;随着颗粒粒径增大,颗粒表面的腐蚀可能是导致 AOB 下降的原因.

(3) 通过物料平衡发现在本研究中存在明显的自养菌反硝化作用,而这一作用随着颗粒的形成而逐步得以强化.

参考文献：

[1] Yilmaz G, Lemaire R, Keller J, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2008, **100** (3) :529-541.

[2] Adav S S, Chen M Y, Lee D J, *et al.* Degradation of phenol by aerobic granules and isolated yeast *Candida tropicalis* [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2007, **96** (5) :844-852.

[3] Ni B J, Yu H Q. Growth and storage processes in aerobic granules grown on soybean wastewater [J]. *Biotechnol Bioeng*, 2008, **100** (4) :664-672.

[4] 陈竹,陈元彩,蓝惠霞,等. 降解五氯酚的微好氧颗粒污泥的培养及其微生物种群分析 [J]. *应用与环境生物学报*, 2008, **14** (3) :416-421.

[5] 王建龙,张子健,吴伟伟. 好氧颗粒污泥的研究进展 [J]. *环境科学学报*, 2009, **29** (3) :449-473.

[6] 汪善全,原媛,孔云华,等. 好氧颗粒污泥处理高含盐废水

研究 [J]. *环境科学*, 2008, **29** (1) :145-151.

[7] 李志华,王立东,王晓昌,等. 好氧颗粒污泥处理含盐有机废水 [J]. *工业水处理*, 2008, **28** (11) :18-20.

[8] 李志华,王晓昌,王耀东. 含盐量对好氧颗粒污泥形成过程的影响 [J]. *环境工程学报*, 2008, **2** (9) :1228-1230.

[9] Liu Y, Yang S F, Tay J H. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. *J Biotechnol*, 2004, **108** (2) :161-169.

[10] Tsuneda S, Ejiri Y, Nagano T, *et al.* Formation mechanism of nitrifying granules observed in an aerobic upflow fluidized bed (aufb) reactor [J]. *Water Sci Technol*, 2004, **49** (11-12) :27-34.

[11] Jin R C, Zheng P, Mahmood Q, *et al.* Performance of a nitrifying airlift reactor using granular sludge [J]. *Sep Purif Technol*, 2008, **63** (3) :670-675.

[12] Etterer T, Wilderer P A. Generation and properties of aerobic granular sludge [J]. *Water Sci Technol*, 2001, **43** (3) :19-26.

[13] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第三版). 北京 :中国环境科学出版社,1989.

[14] 杨国红,方芳,郭劲松,等. 单级自养脱氮工艺氨氮去除途径研究 [J]. *环境科学*, 2009, **30** (1) :102-107.

[15] Gjaltema A, Vinke J L, van Loosdrecht M C M, *et al.* Abrasion of suspended biofilm pellets in airlift reactors : Importance of shape, structure, and particle concentrations [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1997, **53** (1) :88-99.

[16] Tokutomi T, Kiyokawa T, Shibayama C, *et al.* Effect of inorganic carbon on nitrite accumulation in an aerobic granule reactor [J]. *Water Sci Technol*, 2006, **53** (12) :285-294.

[17] Carvalho G, Meyer R L, Yuan Z, *et al.* Differential distribution of ammonia-and nitrite-oxidising bacteria in flocs and granules from a nitrifying/denitrifying sequencing batch reactor [J]. *Enzyme Microb Technol*, 2006, **39** (7) :1392-1398.

[18] Ma Y, Peng Y Z, Wang S Y, *et al.* Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant [J]. *Water Res*, 2009, **43** (3) :563-572.

[19] Wan J, Sperandio M. Possible role of denitrification on aerobic granular sludge formation in sequencing batch reactor [J]. *Chemosphere*, 2009, **75** (2) :220-227.

[20] Shi X Y, Yu H Q, Sun Y J, *et al.* Characteristics of aerobic granules rich in autotrophic ammonium-oxidizing bacteria in a sequencing batch reactor [J]. *Chem Eng J*, 2009, **147** (2-3) :102-109.