

有机负荷对颗粒化 SBR 反应器的影响研究

刘宏波¹, 杨昌柱^{1*}, 濮文虹¹, 李雅婕²

(1. 华中科技大学环境科学与工程学院, 武汉 430074; 2. 陕西理工学院化学与环境科学学院, 汉中 723001)

摘要:研究了进水有机负荷对颗粒化 SBR 反应器的影响. 当进水有机负荷由 $1.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 逐步下降到 1.575 、 1.125 和 $0.67 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 好氧颗粒污泥形态特征发生了明显的变化, 包括颗粒解体, 污泥流失, 颗粒化程度和整体沉降性能的下降, 颗粒形状由较规则的球状变为杆状、星状等多种形状, 颜色加深等. 好氧颗粒污泥系统对 COD 和 TP 的去除率分别为 90% 和 70% 左右, 且进水有机负荷的降低, 对其影响较小, 但会严重影响同步硝化反硝化的进行, 当有机负荷由 $1.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 下降到 $0.67 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 硝化率下降了约 45% , 反硝化率下降了约 40% .

关键词:好氧颗粒污泥; 有机负荷; 同步硝化反硝化, 好氧除磷

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)05-1449-05

Effect of Organic Loading Rate on Granular SBR

LIU Hong-bo¹, YANG Chang-zhu¹, PU Wen-hong¹, LI Ya-jie²

(1. College of Environmental Science and Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China; 2. School of Chemistry and Environmental Science, Shaanxi University of Technology, Hanzhong 723001, China)

Abstract: The effect of organic loading rate on granular SBR was investigated. When the organic loading rate gradually reduced from $1.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ to 1.575 , 1.125 and $0.67 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, the characteristics of granular sludge changed greatly, including disintegration of granules, washout of sludge, reduce of granulation rate and settleability of granule, shift of granule shape from regular sphericity to different shapes of asteroid and bacilliform and the increase of color deepness. The granular SBR system reached COD and TP removal rates were about 90% and 70% , respectively, which were not influenced by the reduce of organic loading rate. However, the simultaneous nitrification and denitrification could be greatly influenced by organic loading rate reduce. When organic loading rate reduced from $1.8 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ to $0.67 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, the removal rates of ammonia and TN decreased 45% and 40% , respectively.

Key words: aerobic granule; organic loading rate; simultaneously nitrification and denitrification; aerobically removing phosphorus

好氧颗粒污泥技术已成为水处理领域的一个研究热点, 具有许多突出的优点, 包括沉降性好、污泥浓度高、用途广等^[1~4]. 但是, 不稳定性一直是制约着好氧颗粒污泥技术应用推广的瓶颈问题^[5], 许多工艺运行参数包括进料负荷^[6]、沉淀时间^[7]、剪切力^[8]、COD/N、溶解氧浓度^[9]、反应器结构等均可影响颗粒污泥的生长与特征^[10].

进水有机负荷是影响污水处理效果的重要指标之一, 研究表明, 在生物膜法水处理过程中, 进水有机负荷直接影响着生物膜的结构特征^[11]. 作为一种以生物膜为主体的活性污泥处理系统, 好氧颗粒污泥受进水有机负荷的影响较大, Tay 等^[12]研究表明, 当进水有机负荷 $< 2.0 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 好氧颗粒无法形成. Liu 等^[13]报道在低进水负荷条件下, 好氧颗粒污泥系统达到稳定需要更长的时间. Liu 等^[6]研究表明, 在好氧颗粒污泥系统中, 低有机负荷将刺激丝状菌的生长, 并造成系统的不稳定.

本试验通过分阶段降低进水 COD 浓度, 研究了进水有机负荷对颗粒化 SBR 反应器的影响, 包括颗粒污泥形态特征的变化、污泥系统的沉降性能和颗

粒化率的改变, 以及好氧颗粒污泥系统除污能力的变化等.

1 材料与方法

1.1 试验装置及工况

本试验所用的装置为圆柱形 SBR 反应器: 高 200 cm , 内径 8.4 cm , 有效容积 7.5 L . 反应器底部装有曝气装置, 为污泥系统提供溶解氧和搅拌的动力. SBR 工艺的运行周期为 6 h : 进水 1 min (停曝)、曝气 352 min 、沉淀 5 min 以及出水 2 min (停曝). 温度控制在 20°C 左右, 曝气强度以满足颗粒污泥能够完全悬浮于反应器内, 溶解氧没有进行有效的控制, DO 在 $3.0 \sim 6.0 \text{ mg/L}$ 内变化, 试验过程中 pH 值为 $5.0 \sim 7.0$.

1.2 试验方法

本试验中 COD 采用重铬酸钾法, 氨氮浓度采用

收稿日期: 2008-06-22; 修订日期: 2008-11-03

作者简介: 刘宏波(1980~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为污水处理方法及其设备的开发.

* 通讯联系人, E-mail: yangchzh169@163.com

纳氏试剂分光光度法,总氮浓度采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法,总磷浓度采用钼锑抗分光光度法,污泥浓度采用重量法^[14].

1.3 试验用水

本次试验所用原水为人工配水,其水质指标为(mg/L): $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 150、 CaCl_2 30、 NH_4Cl 30、 K_2HPO_4 22.5、 FeSO_4 30,葡萄糖由开始的 900 mg/L,根据试验的需要逐渐下降到 800、560 和 340 mg/L.每个周期的排水量为 5 L.

2 结论与讨论

2.1 对好氧颗粒污泥形态结构的影响

当进水有机负荷由 $1.8\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (COD 浓度为

$800\text{ mg}/\text{L}$)下降到 $0.67\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (COD 浓度为 $300\text{ mg}/\text{L}$)时,好氧颗粒污泥的形态结构如图 1 所示.当进水有机负荷为 $1.8\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,颗粒粒径较大,颜色较浅,呈规则的球形(图 1A).当进水有机负荷下降到 $1.125\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ (COD 浓度为 $500\text{ mg}/\text{L}$)时,颗粒开始明显的解体,被淘洗后的颗粒污泥如图 1(B)所示,可见颗粒粒径变小,颜色变成灰黑色,同时出现了许多杆状颗粒.当进水有机负荷进一步降低到 $0.67\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,好氧颗粒污泥解体现象更加明显,被淘洗后的颗粒污泥形态特征如图 1C 所示,颗粒粒径进一步减小,颜色为灰黑色,形状多样,包括球形、杆形和星形等,但颗粒变得密实.

随着进水 COD 的下降,颗粒污泥的粒径、颜

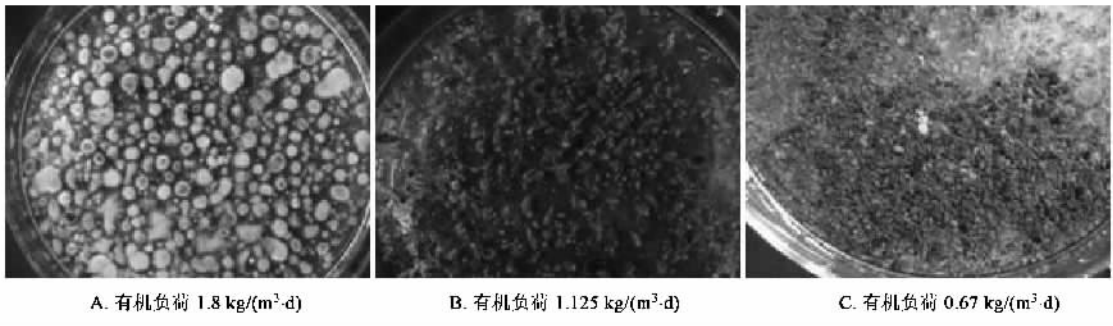


图 1 不同有机负荷条件下好氧颗粒污泥形态

Fig.1 Granules morphologies under different organic loading rates

色、紧密性、形状都发生了改变,分析原因,可能是由于进水 COD 的下降,当有机营养物从颗粒外向内扩散时,浓度梯度减小,使颗粒内部的微生物得不到足够的营养而失去活性,所以造成了粒径较大的颗粒污泥解体,而较小粒径的颗粒污泥能够保留.同时,由于颗粒解体,颗粒内部黑色的厌氧微生物分布于反应器内,造成颗粒污泥的颜色加深.在相同的曝气量条件下,粒径较小的颗粒受搅动的强度更大,于是颗粒的密度增大.

2.2 对污泥量及性能的影响

当进水有机负荷由(I) $1.8\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 下降到(II) 1.575 、(III) 1.125 和(IV) $0.67\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,污泥浓度和沉降性能力如图 2 所示.试验过程中,通过调节沉淀时间,将 MLSS 控制在 $2\,000 \sim 3\,000\text{ mg}/\text{L}$,但 SVI 的变化较大.当进水有机负荷为 $1.8\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,污泥颗粒化程度较高,表现出较好的沉淀性,SVI 为 $70\text{ mL}/\text{g}$ 左右,当进水有机负荷下降到 1.575 和 $1.125\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,SVI 快速增大,可能是由于颗粒解体和丝状菌的增长所致.研究表明,在颗粒污泥系统中,低有机负荷有利于丝状菌的生

长^[5];当进水有机负荷下降到 $0.67\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,SVI 快速下降到 $60\text{ mL}/\text{g}$ 左右,可能是因为颗粒解体,而且没有排泥,污泥老化严重.

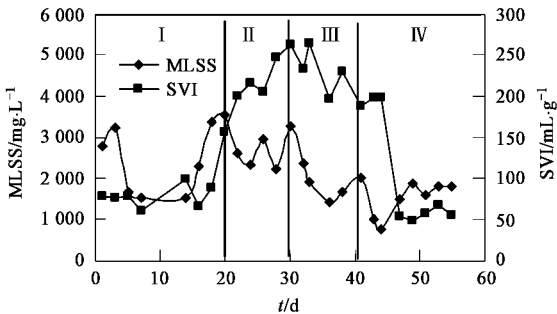


图 2 MLSS 和 SVI 随运行时间的变化

Fig.2 Variations of MLSS and SVI in reactor

2.3 颗粒化率

试验过程中,颗粒化率采用湿筛分离方法进行测定^[15],将好氧污泥进行过滤(滤网孔径为 1.0 mm),过滤前后的污泥浓度的比值(颗粒化率)用来表述污泥颗粒化的程度.如图 3 所示,随着进水有机

负荷的下降,污泥颗粒化率下降明显,说明低有机负荷容易造成颗粒污泥的解体,不利于颗粒污泥系统的稳定.

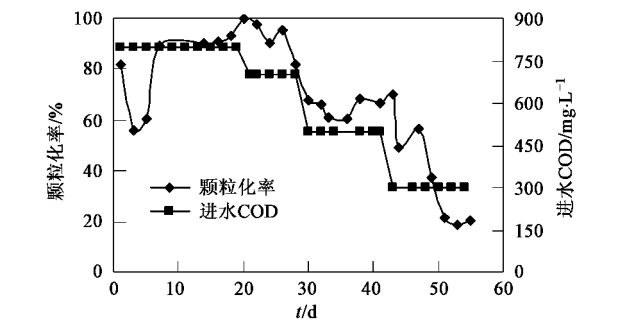


图 3 进水 COD 对颗粒污泥颗粒化率的影响

2.4 对污染物去除的影响

2.4.1 有机物去除效果

高污泥负荷和良好的有机物去除效果是颗粒污泥系统的显著特征^[1-4].如图 4 所示,当水力停留时间为 9.6 h,进水有机负荷由 1.8 kg/(m³·d)下降到 0.67 kg/(m³·d)时,出水 COD 能够保持在 100 mg/L 以下,去除率在 90% 左右.说明好氧颗粒污泥系统活性较大,进水 COD 浓度的变化对其影响不大,同时说明好氧颗粒污泥系统具有处理不同浓度有机物废水的能力.

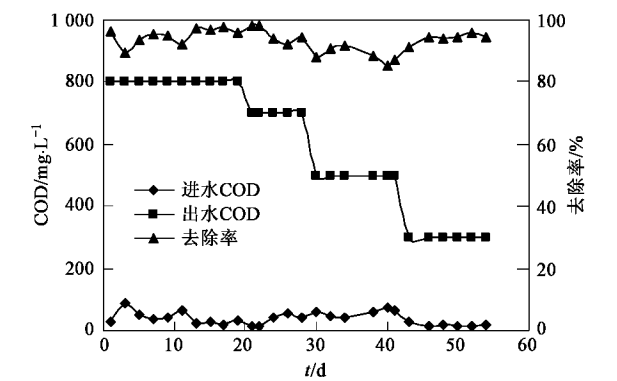


图 4 进水有机负荷对有机物去除效果的影响

2.4.2 硝化与反硝化效果

氨氮的去除主要通过硝化菌在好氧条件下,将氨氮转化为硝态氮和亚硝态氮^[16],研究表明^[17],用普通活性污泥法处理含氨氮废水时,降低进水有机物浓度有利氨氮的去除,因为硝化菌为自养菌,属于弱势菌种,降低进水 COD 有利于抑制异养菌的生长,而提高自养菌在污泥系统中的浓度.

当运行条件保持不变的条件下,进水有机负荷由 1.8 kg/(m³·d)下降到 0.67 kg/(m³·d)时,氨氮的去除效果如图 5 所示,当进水有机负荷在 1.125 kg/(m³·d)以上时,氨氮的去除受进水有机负荷影响不大,而当进水有机负荷下降到 0.67 kg/(m³·d)时,氨氮的去除效果明显下降,可能是因为好氧颗粒解体,大量污泥流失,造污泥龄减小,弱势菌种硝化菌浓度降低,所以氨氮去除率受到影响.

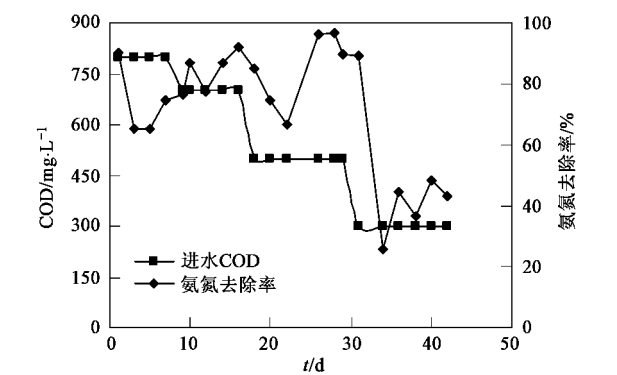


图 5 进水 COD 对氨氮去除效果的影响

Fig.5 Effect of organic loading rate on NH₄⁺-N removal rate

同步硝化反硝化除氮是好氧颗粒污泥系统的优点之一^[18-20].在完全好氧的条件下(DO > 3.0 mg/L),好氧颗粒污泥对总氮的去除效果如图 6 所示,当进水有机负荷 > 1.125 kg/(m³·d)时,总氮的去除率能够保持在 80% 以上,而当进水 COD 浓度进一步下降时,总氮去除受到较大的影响.

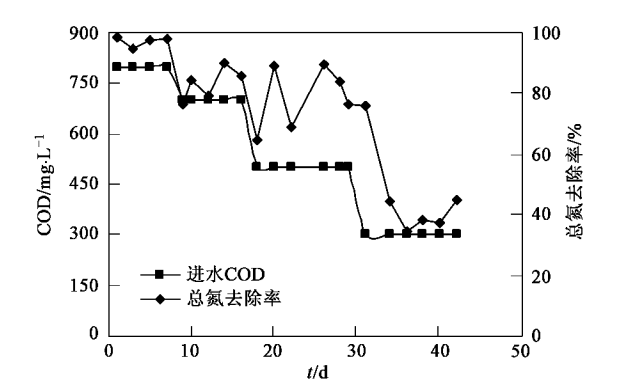


图 6 进水 COD 对总氮去除效果的影响

Fig.6 Effect of organic loading rate on TN removal rate

进水有机物负荷对总氮的影响主要表现在两方面.首先,反硝化菌为异养菌,它利用有机物提供的电子还原硝态氮和亚硝态氮,生成氮气,达到除氮的目的,所以有机物负荷的下降,直接影响了反硝化过程中电子的传递.其次,在好氧颗粒污泥系统中,反

硝化菌主要分布在颗粒内部,利用缺氧环境实现反硝化,而进水 COD 浓度下降时,严重破坏了这种微环境,所以反硝化受到影响.而且从总氮去除率下降的趋势来看,颗粒结构的破坏对反硝化的影响更为明显.

2.4.3 TP 去除效果

目前,微生物除磷主要有 2 种方式,一是常规的厌氧/好氧交替环境除磷,即微生物在厌氧环境下释磷,并积累 PHB,在好氧条件下吸收更多的磷,达到降低污水中总磷含量的目的^[21,22].另一种方式是在完全好氧条件下,微生物利用微观的厌氧/好氧环境除磷,可以实现同步除去总磷和有机污染物^[23,24].目前大多关于好氧颗粒污泥除磷的报道中,总磷的去除方式主要是通过常规的厌氧/好氧交替环境除去^[25,26],而利用好氧颗粒污泥内部的微观厌氧/好氧环境除磷的研究,还鲜见报道.

在完全好氧条件下,好氧颗粒污泥对总磷的去除效果如图 7 所示,当进水有机负荷较高时,好氧颗粒污泥系统具有较好的总磷去除效果.而当有机负荷逐渐下降时,总磷的去除率也成下降趋势,说明有机负荷对总磷的去除有一定的影响.其原因包括 2 个方面,首先,微生物对总磷的吸收是一个耗能过程,需要消耗有机物来提供能量,所以有机物浓度直接影响微生物吸磷效率.其次,进水有机负荷的下降破坏了好氧颗粒污泥结构,适合聚磷菌生存的微厌氧/好氧环境减少,所以影响了总磷的去除.

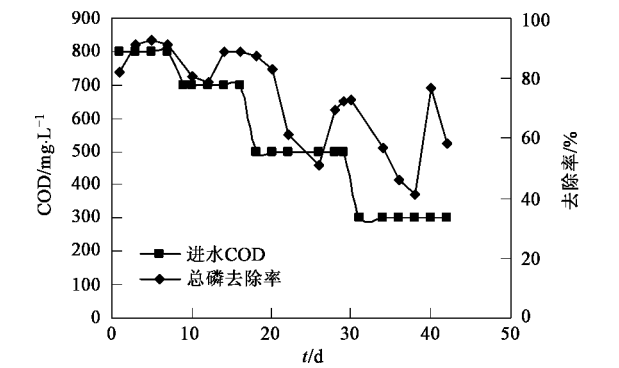


图 7 进水 COD 对总磷去除效果的影响

Fig.7 Effect of organic loading rate on TP removal rate

3 结论

(1) 随着进水有机负荷由 $1.8\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ 下降到 $0.67\text{ kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,好氧颗粒污泥的形态特征发生了显著的变化.有机负荷的减少,将引起大粒径的颗粒解

体、颗粒化率下降、污泥流失严重、污泥整体沉降性能下降、颗粒粒径减小、形状由较规则的球状,变为杆状、星状等多种形状以及颜色加深等.

(2) 进水有机负荷的降低,对颗粒污泥系统有机物去除效果影响不大,出水 COD 稳定,去除率在 90%左右,表明好氧颗粒污泥具有良好的有机物去除效果.

(3) 进水有机负荷的降低,对硝化反硝化的影响较大.颗粒解体,污泥流失严重是导致颗粒污泥脱氮能力下降的主要原因.

(4) 进水有机负荷的降低,对 TP 的去除有一定的影响,但较之对脱氮的影响,TP 的去除效果更加稳定,分析原因可能是好氧除磷菌起到了一定的缓冲作用.

参考文献:

[1] Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation [J]. Water Sci Technol, 2000, 41: 41-48.

[2] Jang A, Yoon Y H, Kim I S, et al. Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor [J]. J Biotechnol, 2003, 105: 71-82.

[3] Tsuneda S, Naano T, Hoshino T, et al. Characterization of nitrifying granules produced in an aerobic upflow fluidized bed reactor [J]. Water Res, 2003, 37: 4965-4973.

[4] Chen Y, Jiang W J, Liang D T, et al. Aerobic granulation under the combined hydraulic and loading selection pressures [J]. Bioresour Technol, 2008, 99: 7444-7449.

[5] Liu Y, Liu Q S. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. Biotechnol Adv, 2006, 24: 115-127.

[6] Kim-In S, Kim S M, Jang A. Characterization of aerobic granules by microbial density at different COD loading rates [J]. Bioresour Technol, 2008, 99: 18-25.

[7] 高景峰. 沉淀时间及生物膜对实际生活污水形成好氧硝化颗粒污泥的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1245-1251.

[8] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2001, 57: 227-233.

[9] Mosquera-Corral A, de Kreuk M K, Heijnen J J, et al. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor [J]. Water Res, 2005, 39: 2676-2686.

[10] 易诚, 湛含辉, 程胜高. 好氧颗粒污泥颗粒化研究进展及发展趋势[J]. 环境科学导刊, 2007, 26(5): 1-6.

[11] 吴小付, 李磊, 罗汉金. 亲水性多孔载体在流化床中的生物膜形成过程分析[J]. 环境工程学报, 2008, 2(6): 727-732.

[12] Tay J H, Pan S, He Y X, et al. Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: reactor performance [J]. J Environ Eng, 2004, 130: 1094-1101.

[13] Liu Y Q, Tay J H. Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors [J].

- Bioresour Technol, 2008, **99**: 980-985.
- [14] 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, 1997.
- [15] 胡林林, 王建龙, 文湘华, 等. 低溶解氧条件下生物脱氮研究中的新现象[J]. 应用与环境生物学报, 2003, **9**(4): 444-447.
- [16] 高延耀, 顾国维. 水污染控制工程[M]. 北京: 高等教育出版社, 1989.
- [17] 侯红娟, 王洪洋, 周琪. 进水 COD 浓度及 C/N 值对脱氮效果的影响[J]. 中国给水排水, 2005, **21**(12): 19-23.
- [18] 杨麒, 李小明, 曾光明, 等. SBR 系统中同步硝化反硝化好氧颗粒污泥的培养[J]. 环境科学, 2003, **24**(4): 94-98.
- [19] 张砺彦. 溶氧对好氧颗粒污泥同步硝化反硝化脱氮的影响[J]. 安全与环境学报, 2006, **6**(6): 1-4.
- [20] 康晓荣, 詹健, 栾岚. SBR 系统中好氧颗粒污泥同步硝化反硝化的研究进展[J]. 江西化工, 2007, **4**: 19-21.
- [21] 王亚宜, 彭永臻, 潘绵立. 生物除磷系统聚糖菌的代谢机理及菌群结构[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2008, **40**(8): 1319-1324.
- [22] 许方园, 李勇. 生物脱氮除磷研究进展[J]. 安全与环境工程, 2008, **15**(3): 73-77.
- [23] 成英俊, 张捍民, 张兴文. 生物膜-膜生物反应器脱氮除磷性能[J]. 中国环境科学, 2004, **24**(1): 72-75.
- [24] 杨昌柱, 刘宏波, 濮文虹. 自生动态膜生物反应器处理城市污水[J]. 中国给水排水, 2006, **22**(1): 105-108.
- [25] 杨国靖, 李小明, 曾光明. SBR 系统同步脱氮除磷好氧颗粒污泥的培养[J]. 中国给水排水, 2008, **24**(9): 33-37.
- [26] 由阳, 彭轶, 袁志国, 等. 富含聚磷菌的好氧颗粒污泥的培养与特性[J]. 环境科学, 2008, **29**(8): 2242-2248.