

# 水力剪切力对厌氧反应器启动的影响

吴静, 周红明, 姜洁

(清华大学环境科学与工程系, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084)

**摘要** 升流式厌氧反应器以絮状污泥为种泥启动, 启动过程主要关注 COD 去除率的提高以及污泥颗粒化的情况. 污泥颗粒化过程包括“成核”以及“在核基础上成熟”2 个步骤, “成核”作为颗粒化的起点尤为重要. 本实验运用课题组建立的定量方法, 研究了在低、中、高水力剪切力条件下的絮状污泥的成核过程. 在成核过程中, 污泥平均粒径 (average sludge diameter, ASD)、含核率 (nucleus ratio, NR) 都与运行时间明显线性相关, ASD 的增长速率分别为 0.40、0.51 和 0.41  $\mu\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ . 中等水力条件下污泥的成核速度最快, 相应的剪切速率为 8.28  $\text{s}^{-1}$ , 液相和气相上升流速分别为 2.66 和 0.24 m/h. 高水力剪切力下, 污泥的 COD 去除率增长快. 同时污泥去除能力与污泥性质密切相关, 在试验条件下, ASD 的增长速率与 COD 去除率达到 92% 的快慢是一致的.

**关键词** 水力剪切力; 启动; 絮状污泥; 厌氧颗粒化; 成核

**中图分类号** X703.1 **文献标识码** A **文章编号** 0250-3301(2010)02-0368-05

## Effects of Hydrodynamic Force on Start-up of Anaerobic Reactor

WU Jing, ZHOU Hong-ming, JIANG Jie

(State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, Department of Environmental Science & Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

**Abstract** The keystones of the start-up of upflow anaerobic reactor with flocculent sludge as seed include the improvement of COD removal and sludge granulation. The anaerobic sludge granulation consists of two steps, namely nucleation and maturation upon nuclei. The nucleation as the starting point is of particular importance. In this paper, the nucleation of flocculent sludge as seed under low, medium and high hydrodynamic shear conditions is studied with an original quantitative method. The average sludge diameters (ASD) or nucleus ratios show satisfactory linear correlations with the operation time during the nucleation and the average augmentation rate of ASD of 0.40, 0.51 and 0.41  $\mu\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$  respectively. The nucleation under the medium shear conditions of shear rate of about 8.28  $\text{s}^{-1}$  which is corresponding to the superficial liquid and gas velocities of 2.66 and 0.24 m/h develops fastest. High hydrodynamic shear conditions enhance the improvement of COD removal of reactor. In this study the increase rate of ASD and the improvement rate of COD removal to 92% of sludge show consistent trend.

**Key words** hydrodynamic shear force; start-up; flocculent sludge; anaerobic granulation; nucleation

升流式厌氧反应器以絮状污泥为种泥启动, 启动过程主要关注 COD 去除率的提高以及污泥颗粒化的情况<sup>[1]</sup>. 形成生物活性高、沉淀性能好的颗粒污泥是内循环厌氧反应器 (internal circulation anaerobic reactor, ICAR) 等升流式反应器高效稳定运行的关键之一<sup>[2~4]</sup>. 目前普遍认为, 水力剪切力是影响颗粒污泥形成和颗粒污泥性质的关键因素之一<sup>[5~7]</sup>. 在较强的水力条件下, 可以形成致密、结实的颗粒污泥, 而当水力条件太弱时, 很难或不能形成颗粒污泥<sup>[8,9]</sup>. 水力剪切力是气、液、固三相共同作用的结果. 由于液相上升流速增加到升流式厌氧污泥床 (upflow anaerobic sludge blanket, UASB) 反应器的 20~60 倍, 有机负荷增加到 2~4 倍<sup>[10]</sup>, ICAR 和膨胀颗粒污泥床 (expanded granular sludge blanket, EGSB) 反应器的水力剪切力显著增强. 高的水力剪切力强化了微生物和污染物的传质, 但同

时也增大了污泥洗出和破碎的风险, 从而降低了反应器的运行稳定性. 因此在 ICAR 这类最高效的升流式反应器中, 水力剪切力已经成为最重要的运行参数之一. 另一方面, 从工程角度来说, 水力剪切力是可以调控的. 因此, 研究水力剪切力对颗粒化的影响具有重要的意义.

Wiegant<sup>[11]</sup> 和 Chen 等<sup>[12]</sup> 众多研究者认为, 污泥颗粒化过程由“成核”和“在核基础上成熟”2 个步骤组成. 作为颗粒化的起点, 成核过程对于颗粒化机制的研究十分重要. Spaghetti 理论甚至认为, 成核过程是两步骤中更关键的一步<sup>[11]</sup>. 本实验采用课题组建立的定量方法研究了絮状污泥的以成核过程为主

收稿日期 2009-03-23 修订日期 2009-07-18

基金项目 国家自然科学基金项目 (50308013, 50678090); 霍英东基金优选项目 (114020); 美国美铝基金项目

作者简介 吴静 (1974~), 女, 博士, 副研究员, 主要研究方向为废水处理与水质预警, E-mail: wu\_jing@tsinghua.edu.cn

的启动过程,并讨论了水力剪切力的影响.描述成核过程的定量方法可以帮助在反应器层面更好地了解污泥成核的机制.

1 材料与方法

1.1 试验装置

ICA 反应器是目前效率最高的厌氧反应器之一,本试验采用 3 个构型相同的 ICA 反应器(分别命名为 R<sub>1</sub>、R<sub>2</sub>、R<sub>3</sub>),反应器的有效容积为 2.06 L,高度为 1.40 m.反应温度保持在 35℃ ± 1℃.试验流程见图 1.

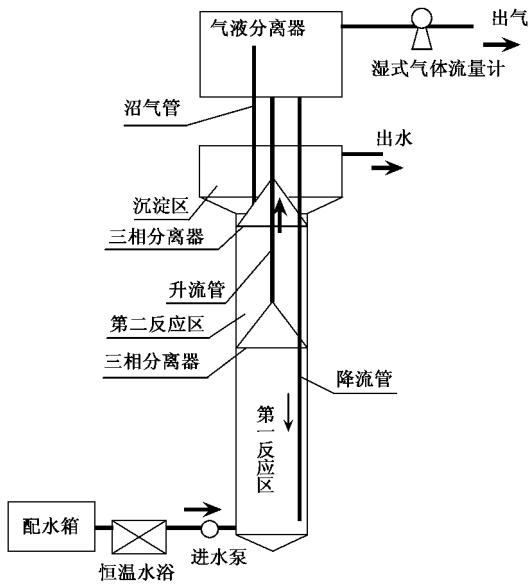


图 1 试验流程示意

Fig. 1 Schematic diagram of experimental process

1.2 试验用水和接种污泥

反应器进水按 COD:N:P = 150:5:1 的比例加入葡萄糖、尿素和磷酸二氢钾,同时加入微量元素和酵母膏,并加入碳酸氢钠调节 pH 7.0 左右.

种泥为北京高碑店污水处理厂的污泥二级消化池的厌氧消化污泥.为了消除种泥中大颗粒的干扰,将污泥过标准筛(筛孔为 0.1 mm),取筛下的絮状污泥接入反应器.接种污泥平均粒径为 47.8 μm,VSS/SS 为 0.5,污泥浓度均为 6 g · L<sup>-1</sup>[13].

1.3 反应器的水力状况

反应器的污泥负荷(即单位 VSS 单位时间所承担的 COD 量)为 0.35 kg · (kg · d)<sup>-1</sup>. 分别通过通入不同流速的氮气来获得低、中、高 3 种水力剪切力条件.采用以下流化床反应器的经验公式[14,15]来计算 R<sub>1</sub>、R<sub>2</sub> 和 R<sub>3</sub> 的平均水力剪切力.ICA 反应器的水

力剪切力一般在 7 ~ 71 s<sup>-1</sup> 之间[16],由于试验的反应器较小,结合实际观测结果,确定 3 个反应器的平均剪切速率分别为 (0.04 ± 0.00) s<sup>-1</sup>、(8.28 ± 0.39) s<sup>-1</sup>、(12.42 ± 0.89) s<sup>-1</sup>.该方法曾用于以前的颗粒污泥破碎的研究[16].

$$\gamma = \left( \frac{2\psi}{15\eta} \right)^{0.5} \tag{1}$$

$$\psi = \frac{[\rho_s \varepsilon_s (u_l + u_g) - \rho_l u_l (1 - \varepsilon_l) + \rho_l u_g \varepsilon_l] g}{\varepsilon_l} \tag{2}$$

式中,γ 为剪切速率,s<sup>-1</sup>;ψ 为能量消耗率,W · m<sup>-3</sup>;η 为溶液的动力学黏度,Pa · s;ρ<sub>s</sub> 为固相密度,kg · m<sup>-3</sup>;ε<sub>s</sub> 为固相含率,即固相所占的体积比;u<sub>l</sub> 为反应区液相上升流速,m · s<sup>-1</sup>;u<sub>g</sub> 为反应区气相上升流速,m · s<sup>-1</sup>;ε<sub>l</sub> 为液相含率,即液相所占体积比;ρ<sub>l</sub> 为液相密度,kg · m<sup>-3</sup>.

1.4 描述成核过程的定量方法

描述成核过程的定量方法参见文献[13].定义直径为 0.1 ~ 0.6 mm 污泥聚集体为核,直径 ≥ 0.6 mm 的为颗粒污泥.因此,定义成核为:由接种生长至污泥平均粒径为 0.1 mm 的过程.由下列参数描述:用 ASD 和含核率(nucleus ratio,NR)来表征污泥尺寸和核含量;用 ASD 的增长速率、NR 的增长速率和成核时间(nucleation time,NT)来表征污泥成核的快慢.NR 定义为:污泥中核的体积分数(%),NT 定义为:从污泥接种至成核过程完成所需的时间.ASD 及 NR 用激光粒度仪(Mastersizer, Malvern, UK)测量获得.

1.5 分析方法

胞外多聚物(extracellular polymers, ECP)经 EDTA 提取[17]后,采用蒽酮-硫酸法[18]测量多糖含量,Lowry 法[19]测量蛋白质含量.COD:YL-1A 型 COD 速测仪(华通仪器厂,河北)测定;SS、VSS:重量法;气相流速和液相流速均采用流量计测量.

2 结果与分析

本试验历时 146 d.试验中,3 个反应器的进水水力负荷和污泥负荷分别保持 0.025 m<sup>3</sup> · (m<sup>2</sup> · h)<sup>-1</sup>和 0.35 kg · (kg · d)<sup>-1</sup>. R<sub>1</sub>、R<sub>2</sub> 和 R<sub>3</sub> 分别在第 57、42 和 35 d 时,COD 去除率达到 80%,在 77、44 和 49 d 时 COD 去除率达到 92%,之后稳定在 95% 以上,如图 2 所示.试验中 3 个反应器的平均剪切速率分别为 (0.04 ± 0.00) s<sup>-1</sup>、(8.28 ± 0.39) s<sup>-1</sup>、(12.42 ± 0.89) s<sup>-1</sup>,可以分别反

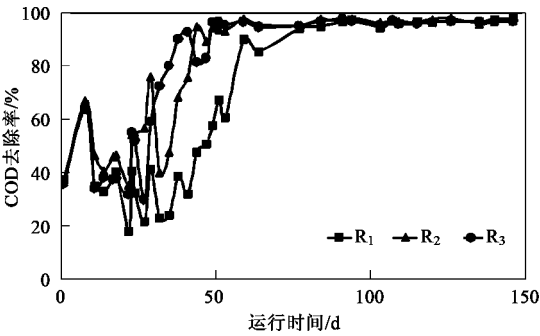


图2 成核过程中R<sub>1</sub>、R<sub>2</sub>和R<sub>3</sub>的COD去除率

Fig.2 COD removal of R<sub>1</sub>, R<sub>2</sub> and R<sub>3</sub> during the necleation

映低、中和高等水力状况.

成核过程如图3所示.种泥的ASD为47.8 μm, NR为7.65%.可以看出,R<sub>1</sub>、R<sub>2</sub>和R<sub>3</sub>的成核时间NT

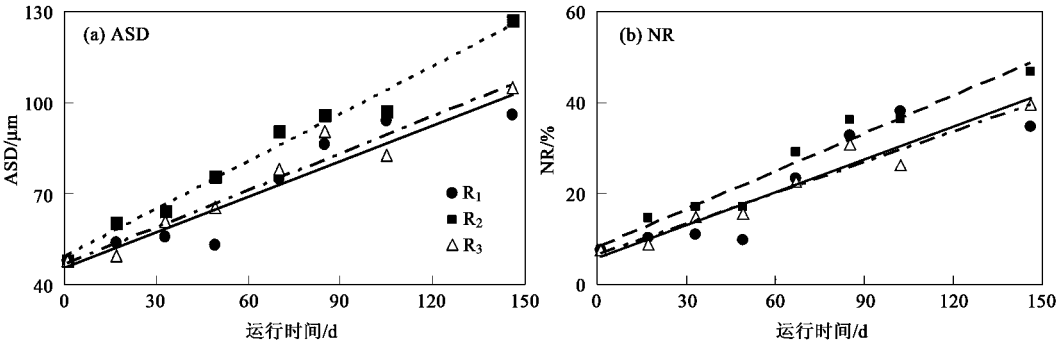


图3 R<sub>1</sub>、R<sub>2</sub>和R<sub>3</sub>的成核过程

Fig.3 Nucleation of R<sub>1</sub>, R<sub>2</sub> and R<sub>3</sub>

式中, $D$ 为ASD,  $\mu\text{m}$ ;  $t$ 为运行时间,  $\text{d}$ .  $R_1$ 、 $R_2$ 和 $R_3$ 的 $D$ 与 $t$ 之间的线性相关系数分别为0.938~0.990, ASD的平均增长速率分别为0.40、0.51和0.41  $\mu\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ ,表明 $R_2$ 成核最快.模型表明成核过程中ASD的增长大致为零级反应.上述线性模型在80%置信度的置信区间内的误差分别为 $\pm 10.37$ 、 $\pm 5.12$ 和 $\pm 6.91 \mu\text{m}$ .

NR是成核过程中最重要的参数之一.  $R_1$ 、 $R_2$ 和 $R_3$ 的NR和运行时间的线性关系分别如下.

$R_1:$  
$$N = 0.2415t + 5.8699 \quad (6)$$
$$R^2 = 0.811$$

$R_2:$  
$$N = 0.2781t + 8.2260 \quad (7)$$
$$R^2 = 0.959$$

$R_3:$  
$$N = 0.2268t + 6.5774 \quad (8)$$
$$R^2 = 0.948$$

式中, $N$ 为NR, % .  $R_1$ 、 $R_2$ 和 $R_3$ 的NR线性模型在80%置信度的置信区间内的误差分别为 $\pm 8.0\%$ 、 $\pm 4.8\%$ 和 $\pm 5.0\%$ .  $R_2$ 中NR的增长斜率最大,也

分别为146、100和129 d.成核完成时, NR分别达到36.7%、36.4%和34.4%.试验结束时, NR分别达到34.7%、47.0%和39.5%, ASD分别为100、127和105  $\mu\text{m}$ .  $R_2$ 的ASD和NR增长最快、NT最短,表明中等水力剪切力条件最有利于完成污泥的成核过程.

ASD是污泥最重要的性质参数之一.在成核过程中,三反应器的ASD与运行时间之间存在明显的线性相关性,如式(3)~(5)所示.

$R_1:$  
$$D = 0.4030t + 44.5687 \quad (3)$$
$$R^2 = 0.938$$

$R_2:$  
$$D = 0.5139t + 50.6450 \quad (4)$$
$$R^2 = 0.990$$

$R_3:$  
$$D = 0.4152t + 46.3995 \quad (5)$$
$$R^2 = 0.974$$

表明 $R_2$ 最快完成成核.由NR模型与ASD模型得到的结论是相符的.

试验中 $R_1$ 、 $R_2$ 和 $R_3$ 中污泥的ECP分别为 $(52.8 \pm 36.1) \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $(60.0 \pm 41.9) \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $(61.6 \pm 62.5) \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ,主要成分为多糖和蛋白质,在 $R_1$ 、 $R_2$ 和 $R_3$ 中,蛋白质与多糖的平均比例分别为2.04、2.51、3.86,这与文献报道的范围相符<sup>[17,20]</sup>.蛋白质含量 $R_3 > R_2 > R_1$ ,表明水力剪切力可以促进胞外蛋白质分泌.多糖含量 $R_2 > R_1 > R_3$ .

3 讨论

在这次试验中, $R_1$ 、 $R_2$ 和 $R_3$ 的水力剪切力分别为0.04、8.28和12.42  $\text{s}^{-1}$ , COD去除率达到80%的快慢是 $R_3 > R_2 > R_1$ ,  $R_3$ 的去除率达到80%比 $R_1$ 、 $R_2$ 时间上分别缩短了63%和20%,这表明较高的水力剪切力有利于反应器中污泥处理能力的提升,较高的水力条件,可以改善传质是主要原因<sup>[21]</sup>.

但  $R_1$ 、 $R_2$  和  $R_3$  的 COD 去除率稳定在 92% 以上的顺序是  $R_2 > R_3 > R_1$ , 图 2 显示剪切力过大, COD 去除率在升高过程中, 有较大波动, 造成增加速率减慢。

对于颗粒化过程,  $R_1$ 、 $R_2$  和  $R_3$  的 NT 为 146、100 和 129 d, ASD、NR 分别与运行时间存在显著的线性相关性, 相关系数为 0.811 ~ 0.990, ASD 的平均增长速率为 0.40、0.51 和 0.41  $\mu\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$ , NR 的增长速率为 0.24、0.28 和 0.23 %  $\cdot \text{d}^{-1}$ , 上述结果表明, 成核过程中, 水力剪切力不改变线性相关性, 但影响线性模型的斜率, 即影响成核快慢。剪切速率为 8.28  $\text{s}^{-1}$  左右的中等水力剪切力条件最有利于污泥的成核过程。

污泥成核的机制主要依赖细菌黏附或者细菌与惰性颗粒的黏附<sup>[11]</sup>以及核上微生物的繁殖, 因此高的水力条件, 可以增加细菌之间或者细菌与惰性颗粒相遇的几率从而提高成核速率<sup>[13]</sup>, 也可以强化传质, 促进微生物生长。但另一方面, 高剪切力也会带来负面效应, 比如, 降低碰撞的接触时间<sup>[22]</sup>, 甚至使核破碎。因此存在较优的水力范围, 在该范围中, 较高的剪切力有利于成核<sup>[23]</sup>。

研究中也发现 ECP 和水力条件存在相关性。本试验中, 高的水力条件, ECP 含量越高, 这表明, 高的水力剪切力可能会促进 ECP 分泌, 尤其是蛋白质与多糖之比随水力剪切力增加而升高。ECP 在颗粒化过程中的黏连作用已经被广泛认同<sup>[24]</sup>。但是蛋白质与多糖之比高的厌氧颗粒污泥强度低, 沉降性能差已经被试验证实<sup>[25]</sup>, 这可能也是  $R_3$  反应器的成核速率反而低于  $R_2$  的主要原因。再加上高水力条件下, 细菌碰撞后接触的时间缩短, 造成了高剪切力下污泥成核速率反而慢。

污泥性质与污泥去除能力显示出密切相关。在第 41 ~ 49 d,  $R_3$  的 COD 去除率出现降低时, 其 NR 的增长速率由之前的 0.37%  $\cdot \text{d}^{-1}$  降至 0.06%  $\cdot \text{d}^{-1}$ , 降幅最大, 且同时直径 < 50  $\mu\text{m}$  的污泥含量增多。整体上, ASD 的增长速率是  $R_2 > R_3 > R_1$ , 与 COD 去除率达到 92% 的快慢是一致的。由于系统负荷较低, 启动一段时间后, 污泥去除能力完全能胜任负荷, 所以去除率上未再显示出差异。

## 4 结论

(1) 成核过程中, ASD、NR 分别与运行时间存在显著的线性相关性, 相关系数为 0.811 ~ 0.990。

(2) 水力条件是成核过程中的关键因素之一。水力剪切力不改变线性相关性, 但影响线性模型的

斜率, 即影响成核快慢。本研究中, 相比于低、高等水力条件, 剪切速率为 8.28  $\text{s}^{-1}$  的中等水力条件最有利于污泥成核。

(3) 高水力剪切力下, 污泥的 COD 去除率增长快。同时污泥去除能力与污泥性质密切相关, ASD 的增长速率与 COD 去除率达到 92% 的快慢是一致的。

## 参考文献:

- [1] 贺延龄. 废水的厌氧生物处理 [M]. 北京: 中国轻工业出版社, 1998. 126-145.
- [2] 卢刚, 郑平. 废水生物处理中的污泥颗粒化 [J]. 东北农业大学学报, 2004, 35 (2): 129-134.
- [3] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. Water Research, 2002, 36: 1653-1665.
- [4] Schmidt J E, Ahring B K. Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors [J]. Biotechnol Bioeng, 1996, 49 (3): 229-246.
- [5] Wright P C, Raper J A. A review of some parameters involved in fluidized bed bioreactors [J]. Chem Eng Technol, 1996, 19 (1): 50-64.
- [6] Alphenaar P A, Visser A, Lettinga G. The effects of liquid upflow velocity and hydraulic retention time on granulation in UASB reactors treating wastewater with a high sulphate content [J]. Bioresour Technol, 1993, 43: 249-258.
- [7] O'Flaherty V, Lens P N, de Beer D, et al. Effect of feed composition and upflow velocity on aggregate characteristics in anaerobic upflow reactors [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 1997, 47: 102-107.
- [8] Hulshoff Pol L W, Heijnenkamp K, Lettinga G. The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge: microbiology and technology [M]. The Netherlands: Pudoc Wageningen, 1988. 153-161.
- [9] Arcand Y, Guiot S R, Desrochers M. Impact of the reactor hydrodynamics and organic loading on the size and activity of anaerobic granules [J]. Chem Eng, 1994, 56 (1): B23-B35.
- [10] Habets L H A, Engelaar A J H H, Groeneveld N. Anaerobic treatment of inulin effluent in an Internal Circulation Reactor [J]. Water Sci Technol, 1997, 35 (10): 189-197.
- [11] Wiegant W M. The 'spaghetti theory' on anaerobic sludge formation, or the inevitability of granulation [A]. In: Lettinga G, Zehnder A J B, Grotenhuis J T G, et al. (eds). Granular Anaerobic Sludge: Microbiol and Technol [M]. The Netherlands: Pudoc Wageningen, 1988. 146-152.
- [12] Chen J, Lun S Y. Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors [J]. Water Sci Technol, 1993, 28 (7): 171-178.
- [13] 周红明, 吴静, 谢宇铭. 等. 厌氧反应器中絮状污泥成核过程研究 [J]. 环境科学, 2008, 29 (11): 3114-3118.
- [14] Lee J C, Buckley P S. Fluid mechanics and aeration

- characteristics of fluidized beds [A]. In : Cooper P F, Atkinson B (eds). Biological fluidized bed treatment of water and wastewater [M]. Ellis Horwood, 1981. 67-68.
- [15] Pereboom J H F, Vereijken T L F M. Methanogenic granule development in full scale internal circulation reactors [J]. Water Sci Technol, 1994, **30**(8) :9-21.
- [16] Wu J, Lu Z Y, Hu J C. Disruption of granules by hydrodynamic force in internal circulation anaerobic reactor [J]. Water Sci Technol, 2006, **54**(9) :9-16.
- [17] Sheng G P, Yu H Q, Yu Z. Extraction of extracellular polymeric substances from the photosynthetic bacterium *Rhodospseudomonas acidophila* [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2005, **67**(1) :125-130.
- [18] Raunkjær K, Hvitved J T, Nielsen P H. Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater [J]. Water Res, 1994, **28**(2) :251-262.
- [19] Frolund B, Palmgren R, Keiding K, *et al.* Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin [J]. Water Res, 1996, **30**(8) :1749-1758.
- [20] Liu H, Fang H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges [J]. Biotechnol, 2002, **95**(3) :249-256.
- [21] Wasche S, Horn H, Hempel D C. Mass transfer phenomena in biofilm systems [J]. Water Sci Technol, 2000, **41**(4/5) :357-360.
- [22] Li, X Y, Yuan Y. Collision frequencies of microbial aggregates with small particles by differential sedimentation [J]. Environ Sci Technol, 2002, **26** :387-393.
- [23] Batstone D J, Keller J. Variation of bulk properties of anaerobic granules with wastewater type [J]. Water Res, 2001, **35**(7) :1723-1729.
- [24] 张丽丽,陈效,陈建孟,等.胞外多聚物在好氧颗粒污泥形成中的作用机制 [J]. 环境科学,2007,**28**(4) :795-799.
- [25] Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2004, **65** :143-148.