

进料负荷调控培养好氧颗粒污泥的试验研究

史晓慧¹, 刘芳¹, 刘虹², 竺建荣^{1*}

(1. 北京师范大学环境学院, 北京 100875; 2. 北京师范大学水环境模拟国家重点实验室, 北京 100875)

摘要:采用厌好氧交替的 SBR 反应器, 以进料负荷(即进水浓度)作为主要控制参数, 研究了好氧颗粒污泥的关键培养技术. 结果表明, 在 30 min 的较长污泥沉降时间下, 通过进料 COD 0 ~ 900 mg·L⁻¹ 的负荷调控, 可以有效控制反应器内污泥生长. 初始接种污泥的沉降性能对颗粒污泥产生很重要, SVI 值保持在 20 ~ 50 mg·L⁻¹ 才能有助于颗粒污泥形成和培养. 应用“空曝”这种强力负荷调控方式可大大改善污泥沉降性能, 并促进颗粒污泥的形成. 通过进料减负运行可很好实现污泥的“完全颗粒化”培养. 颗粒化转变出现在进料浓度 COD 400 ~ 500 mg·L⁻¹, 污泥浓度约 8 ~ 10 g·L⁻¹. “完全颗粒化”污泥的性能优异, 粒径约 1.0 mm, SVI 值 25 ~ 35 mg·L⁻¹, 最大沉降速率 60 m·h⁻¹. 污泥颗粒过程的发生可能决定于 SBR 的独特间歇式运行, 即基质浓度的贫富交替, 减负运行可强化基质贫富交替并增大颗粒化过程的驱动力.

关键词:好氧颗粒污泥; 进料负荷; 关键培养技术; 污泥沉降性能

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)05-1026-07

Investigation of Aerobic Granular Sludge Cultivation by Feed Loading as a Control Strategy

SHI Xiao-hui¹, LIU Fang¹, LIU Hong², ZHU Jian-rong¹

(1. School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. State Key Laboratory of Water Environment Simulation, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: The key cultivation strategy for aerobic granular sludge cultivation was investigated using feed loading control as a main operational parameter in an aerobic/anaerobic SBR system. The results showed that the feed loading by influent COD 0 ~ 900 mg·L⁻¹ could effectively control the growth of sludge. The settling characteristic of inoculated sludge was important for aerobic granules formation, and its SVI 20 ~ 50 mg·L⁻¹ was favourable to granulation development process. Pure aeration without substrate feeding can greatly improve the settleability of sludge, and stimulate the granulation process. The activated sludge with good settleability could be converted to completely aerobic granular sludge through reducing operational loading in a certain condition. The granulation process occurred in COD feeding 400 ~ 500 mg·L⁻¹, and sludge concentration 8 ~ 10 g·L⁻¹. The developed granules were approximately 1.0 mm in diameter, SVI 25 ~ 35 mg·L⁻¹, settling velocity 60 m·h⁻¹. The authors proposed that granulation formation process was attributed to a unique operational mode in SBR system, i. e. the famine-feast alternation of substrate in reactor. The control strategy of organic loading by reducing substrate could enhance the variation of famine-feast in substrate, and made the driving force for granulation development.

Key words: aerobic granular sludge; feed loading; key cultivation strategy; sludge settleability

好氧颗粒污泥由于其优良的性质, 已成为水处理领域的一个研究热点^[1-4]. 一些学者与研究机构对好氧颗粒污泥的研究取得了一定的进展, 一般是从纯好氧曝气或厌/好氧曝气的 SBR 系统中培养得到. 但是, 好氧颗粒污泥的形成过程比较复杂, 许多工艺运行参数包括沉降时间、交换比、剪切力、进料负荷、COD/N、微生物生长速率、溶解氧浓度、反应器结构等均可影响颗粒污泥的形成与生长, 好氧污泥颗粒化的最关键影响参数还不清楚, 好氧颗粒污泥的关键培养技术尚不明确, 需要继续深入研究.

在好氧颗粒污泥关键培养技术的研究中, 沉降时间一直被认为是最为重要的控制条件. 对于 SBR 反应器, 一般应用 3 ~ 5 min 的短沉降时间选择淘汰沉降速度较慢的絮状污泥, 将具有较快沉降速度的

污泥留在反应器中生长形成好氧颗粒^[2,4,5]. 但是, 进一步研究表明, 短沉降时间作为好氧颗粒污泥的关键培养技术并不十分确切. 竺建荣^[3]、Peng^[6]、Jang^[7]等均在较长沉降时间(15 ~ 45 min)下培养出好氧颗粒污泥. 在实际工程化试验中, 短沉降时间只形成了沉降性能较好的污泥, 并未实现完全颗粒化^[8]. 因此, 短沉降时间并不是唯一的培养控制参数, 还有其它关键影响因素. 只有控制好这些因素, 才可能形成一套成熟的好氧颗粒污泥关键培养技术, 有效地培

收稿日期: 2006-03-10; 修订日期: 2006-11-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(50478093); 北京师范大学研究基金项目

作者简介: 史晓慧(1981 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染处理技术以及好氧颗粒污泥培养, E-mail: shixiaohui1981@163.com

* 通讯联系人, E-mail: zjrtshua@sohu.com

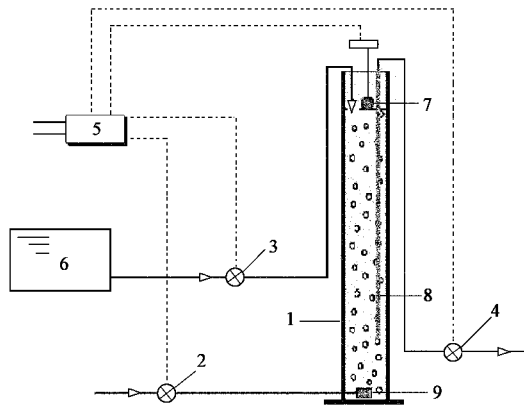
养出好氧颗粒。

在其它影响因素中, 进料负荷即进水浓度是一个值得关注的控制参数. 进料负荷直接控制污泥微生物的生长状态, 最终影响污泥的结构和沉降性能. 迄今, 已经有文献报道在确定的不同进料负荷下颗粒污泥的培养和结构特性^[9~11]. 但是, 对于一个 SBR 系统, 如何改变和应用进料负荷来调控污泥的结构和沉降性能, 并考察污泥颗粒化培养过程等研究尚无报道. 这方面研究对更好地探寻颗粒污泥的关键培养技术非常重要. 本文报道使用厌好氧交替的 SBR 系统, 在约 30 min 的较长沉降时间下, 通过改变进料负荷调控改善污泥的结构和沉降性能, 并最终在反应器中成功实现污泥完全颗粒化培养的实验结果.

1 材料与方法

1.1 试验装置及流程

试验装置如图 1 所示. 本试验 SBR 系统采用有机玻璃制成, 内径 8 cm, 高 160 cm, 有效容积 6.7 L. 反应器顶部进水, 曝气头在反应器底部鼓气, 曝气量由气泵额定流量控制. 自吸泵通过有机玻璃小管排水, 排水高度即换水比可调, 一般情况下换水比为 75%. 反应器运行周期由时间程序控制器实现自动控制. 典型的运行周期为 6 h, 厌好氧交替进行, 其中包括进料 20 min, 厌氧 100 min, 好氧 210 min, 沉降 28 min 和排水 2 min. 厌氧段不设搅拌; 好氧段曝气量约在 30 L·min⁻¹ 以上. 反应器接种北京市高碑店污水处理厂的普通活性污泥絮体, 反应器在室温下运行, 葡萄糖为主要碳源. 配水成份如表 1.



1. 反应器; 2. 气泵; 3. 进料泵; 4. 排水泵; 5. 时控器; 6. 进料容器; 7. 液位控制; 8. 排水管; 9. 曝气头

图 1 SBR 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of experimental SBR system

表 1 模拟生活污水组分¹⁾/mg·L⁻¹

Table 1 Composition of synthetic domestic wastewater/mg·L⁻¹

组分	含量	组分	含量
葡萄糖	100 ~ 900	硫酸铵	63
碳酸氢钠	94	磷酸二氢钾	44
蛋白胨	63	MgSO ₄ ·7H ₂ O	94
氯化钠	63	FeSO ₄ ·2H ₂ O	2.2

1) 由于自来水硬度较大, 故进水不再添加 CaCl₂

1.2 分析项目及方法

(1)COD、混合液悬浮固体(MLSS)和 SVI 采用标准方法测量^[12].

(2)污泥颗粒沉降速度 采用直径 8 cm、高度 100 cm 的有机玻璃柱测定. 污泥层沉降速度以停曝后反应器内污泥的沉降速率直接测定.

(3)污泥平均粒径测定 从反应器中随机取 20 个颗粒, 每个颗粒在显微镜下利用物测微尺过球心读取 2 个球径, 单个颗粒的粒径 $d = (ab)^{1/2}$, 平均粒径由单个颗粒粒径的算术平均值得出.

使用 Olympus B41 光学显微镜和数码照相机观察和记录颗粒形态. 使用中国科学院微生物研究所扫描电子显微镜观察好氧颗粒表面和剖面微观结构, 电镜型号 FEI QUANTA 200. 观察样品预处理方法如下: ① 戊二醛-锇酸双固定; ② 乙醇脱水; ③ 乙酸异戊脂置换; ④ 二氧化碳临界点干燥 (CPD030 Critical Point Dryer); ⑤ 离子溅射金 (SCD005 Sputter Coater); ⑥ 观察、照相.

2 结果与分析

根据不同的运行特征, 整个实验研究分成 3 个不同阶段: 初运行阶段, 进料负荷调控阶段和减负荷运行阶段.

2.1 初运行阶段

该阶段主要是实验预运行研究, 共历时约 3 个月. 试验装置从 2005-03 启动, 反应器进水 COD 为 500 mg·L⁻¹, 接种北京市高碑店城市污水处理厂的普通活性污泥. 该接种污泥沉降性较差, SVI 为 76.8 mg·L⁻¹, 沉降速度为 0.81 m·h⁻¹. 显微镜观察污泥完全为细小而松散的絮体. 由于污泥沉降性能差, 在较高换水比 75% 的情况下污泥很易流失. 运行 4 周后污泥浓度从接种时的 9 g·L⁻¹ 降至 5.4 g·L⁻¹, COD 去除率也从开始时的约 93.2% 下降到约 81.3%. 继续运行至第 50 d, 污泥形态仍为絮体, 总体颗粒化不好, 沉降性能差, 污泥浓度最终只有 2.3 g·L⁻¹, SVI 值达 102.6 mg·L⁻¹, COD 去除率进一步下降至约

77.6%. 为了增大反应器内污泥量, 将进料 COD 浓度提高至 $700\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 换水比调整至 50%, 27 d 后, 污泥浓度随负荷升高增加到 $4.2\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, 但污泥沉降性能很差, SVI 值仍很高($101.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 污泥仍为絮体, 结构松散, 显微镜下观察有丝状菌从团状污泥中伸出, 呈现污泥膨胀的倾向. 为了防止污泥膨胀的发生, 将进料负荷重新调低至 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 并降低氮磷营养物质的浓度, 运行 15 d, 污泥性质有所改善, 而且有少数几个颗粒出现, 但污泥沉降性能仍没有较大改变, SVI 值 $81.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 该阶段结果表明, 对于沉降性能不好的接种污泥来说, 后续轻微调控反应器进料负荷, 污泥生长没有明显改变. 同时也说明, 初始接种污泥的结构和性能很重要. 如果要有效改善污泥沉降性能, 必须采取更大力度的进料负荷调控方式.

2.2 进料负荷调控阶段

从前期初运行结果出发, 本阶段实验重点以进料负荷调控为手段, 首先建立沉降性能良好的初始接种污泥, 然后开展好氧污泥的颗粒化过程研究. 反应器以前阶段的膨胀污泥再加部分高碑店絮状污泥重新接种, 起始污泥浓度为 $8.8\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, SVI $78.8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 采取“空曝”的强力措施改善起始接种污泥沉降性能, 也就是进水基质即进料负荷为零, 稀释水

和排水按正常操作. 由于进料中缺乏营养, 污泥微生物进行内源呼吸, 部分微生物自溶分解; 同时, 微生物活动能力降低, 倾向于聚集生长. 5 d 后污泥絮体变小, 沉降性能大大改善, SS 和 SVI 值显著下降, 测定值分别为 $3.8\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $48.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 污泥变得比较密实, 沉降性能得到改善, 停曝后反应器内污泥层沉降速度为 $2.65\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$. 由此可以得出, 经过“空曝”的强力负荷运行调控方式可以大大改善污泥的沉降性能.

污泥性质初步改善后, SBR 反应器恢复正常运行, 反应器进料 COD 浓度逐步从 $180\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $450\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 反应器运行性能良好, 尽管进料浓度增加, 出水 COD 反而从开始的 $51.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降到后期的 $10.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 去除率则从 71.4% 提高到 95.8%. 此阶段历时 32 d, 运行结果见图 2. 伴随进料 COD 浓度提高, 污泥浓度有较快增长, 最后升至 $4.7\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. 此时反应器内污泥变得密实, 有一些好的细小颗粒出现(图 3), 污泥的沉降性能继续改善, 沉降速度明显增加, 反应器停曝后污泥层沉降速度升至 6.17 m/h , SVI 值从 $48.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $25.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 但此时反应器内污泥量相对较少, 污泥颗粒化过程不完全. 因此为了探讨好氧颗粒的全部形成过程, 后续实验进一步提高进料及污泥浓度.

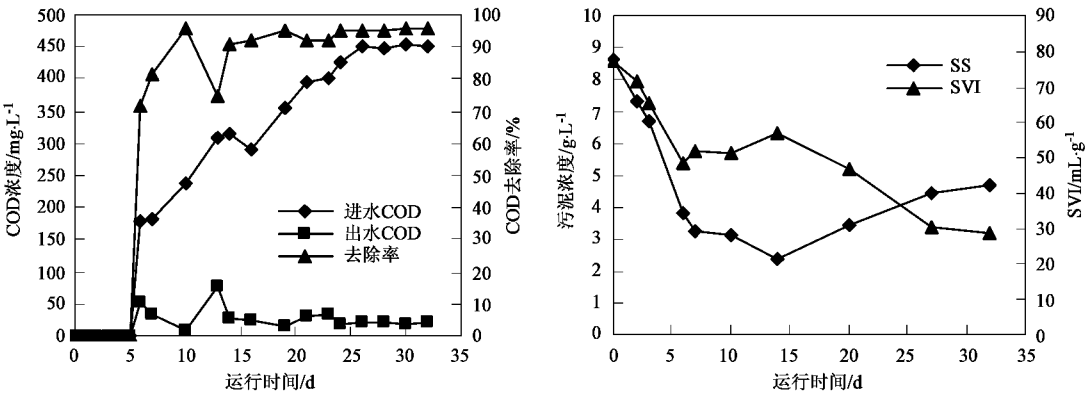


图 2 进料负荷调控阶段低负荷期的 SBR 运行特性

Fig.2 Operational properties of SBR system at low feeding period during organicloading adjustment

反应器在高负荷下的运行结果如图 4 所示. 此阶段进料 COD 从 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 提高到 $900\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 反应器出水很好($\text{COD } 9.2 \sim 33.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), COD 去除率 93.4% ~ 98.2%. 高 COD 进料负荷下, 尤其当 COD 达到 $800\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上, 微生物的初始营养负荷很高, 细菌旺盛生长, 反应器内污泥大量繁殖, 污泥浓度迅速增加, 2 周内从 $5.5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加至 $10\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$. 此时污泥处于快速生长期, 并有较多悬浮污泥出现.

由于微生物生长速度过快, 污泥沉降后上清液中仍有大量不能沉降的悬浮污泥随水排出. 但是沉降下来的污泥层仍然有较清晰的泥水分界面, 停曝后污泥层沉降速度提高到 $10.63\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$. 同时, 颗粒污泥数量也大大增加. 光学显微镜下观察, 留在反应器内的污泥部分形成均匀的细小颗粒, 粒径 0.2 mm 左右. 观察发现, 小颗粒内部有较密实的内核, 这些内核也是由微生物组成, 只是生长密度较大, 内核外生

长着疏松的微生物层,颗粒周围还有絮体污泥存在. 这些结果表明,通过进料负荷调控可以很有效地控制污泥的生长,改善污泥结构和沉降性能,促进污泥

颗粒化过程的进行.起始沉降性能良好的污泥,有助于后续颗粒污泥的形成和培养.

2.3 减负荷运行阶段

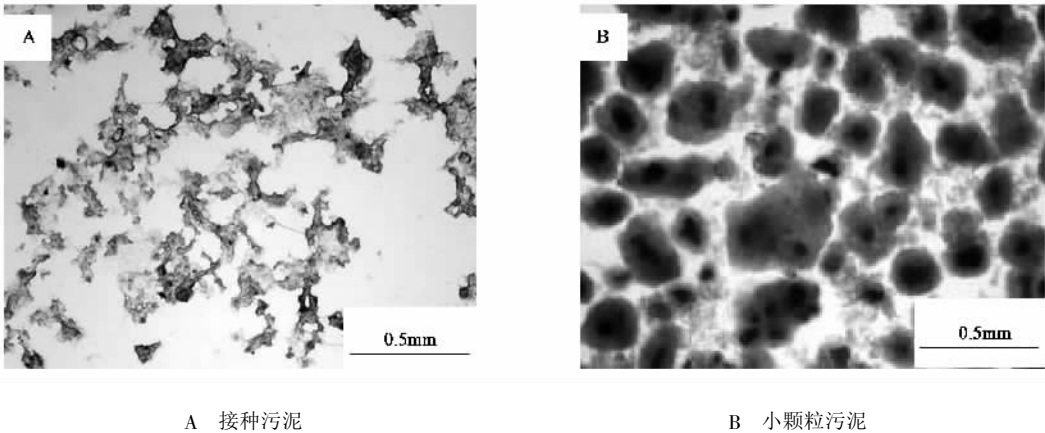


图 3 进料负荷调控阶段的污泥形态

Fig.3 Morphology of sludge during organic loading adjustment stage

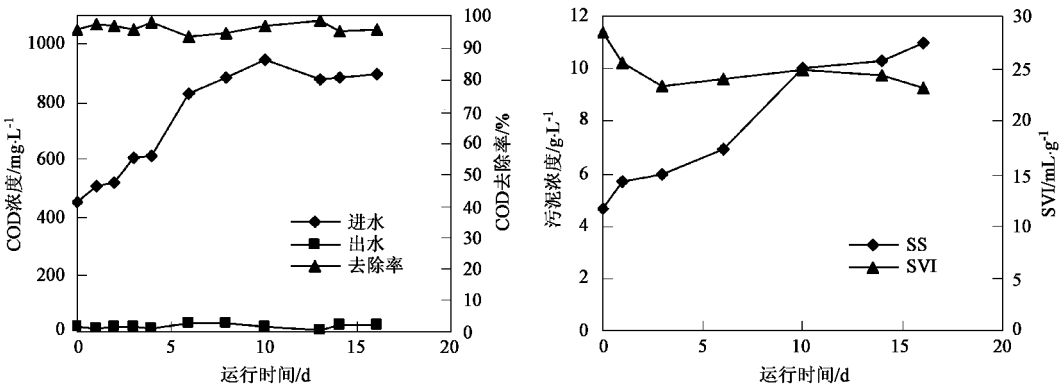


图 4 运行负荷调控阶段高负荷期的 SBR 运行特性

Fig.4 Operational properties of SBR system at high feeding period during organicloading adjustment stage

高负荷运行时尽管颗粒污泥量大大增加,但同时絮状污泥也不断生长.为了减少絮体污泥的生长并预防污泥膨胀的再次发生,反应器进入减负荷运行阶段.在此阶段,进水 COD 浓度从 900 mg·L⁻¹ 降至 400 mg·L⁻¹,此时反应器内污泥出现明显变化(图 5).随着进水 COD 下降,污泥浓度从 11.2 g·L⁻¹ 降至 9.0 g·L⁻¹,同时反应器内絮体污泥基本消失,污泥小颗粒粒径增大,在很短的时间(1 周内)污泥快速转化并完全形成颗粒状污泥(图 6).完全颗粒化后污泥各项理化特性表现优异,沉降性能极大改善,停曝后污泥层沉降速度达到 15.72 m·h⁻¹,颗粒污泥沉降速度达到 60 m·h⁻¹,SVI 值 25~35 mg·L⁻¹.SBR 运行性能稳定,COD 去除率保持在 95% 以上,说明颗粒污泥具有很高的活性.但是,污泥浓度随着进水 COD 的减少在后续运行时期有所降低,从 10 g·L⁻¹

减小至 5 g·L⁻¹ 左右.这些结果表明,在保持污泥良好沉降性的基础上,一定条件下减负荷运行方式可以有效促进好氧颗粒污泥的形成并最终转化为完全颗粒化污泥.进料负荷从高到低降至 400 mg·L⁻¹ 左右,是形成好氧颗粒污泥的最佳负荷.

形成的好氧颗粒污泥外观为浅黄色,近似圆形或椭圆形.粒径 0.8~1.4 mm,多数为 1.0 mm.颗粒表面光滑,颗粒外周中原后生动物较少.电镜观察结果如图 7 所示,颗粒表面基本光滑,局部区域有丝状菌缠绕(图 7A).颗粒外侧微生物种类丰富,多为杆菌.放大至 8 000 倍可以看到,颗粒表面的丝状菌也为短杆菌组成,短杆菌通过胞外多聚物聚集成丝状(图 7B).从颗粒污泥的剖面电镜来看,颗粒中心空洞较多,微生物主要是球菌,并通过丝状物连接(图 7C),这些丝状物可能为微生物分泌的胞外物质.

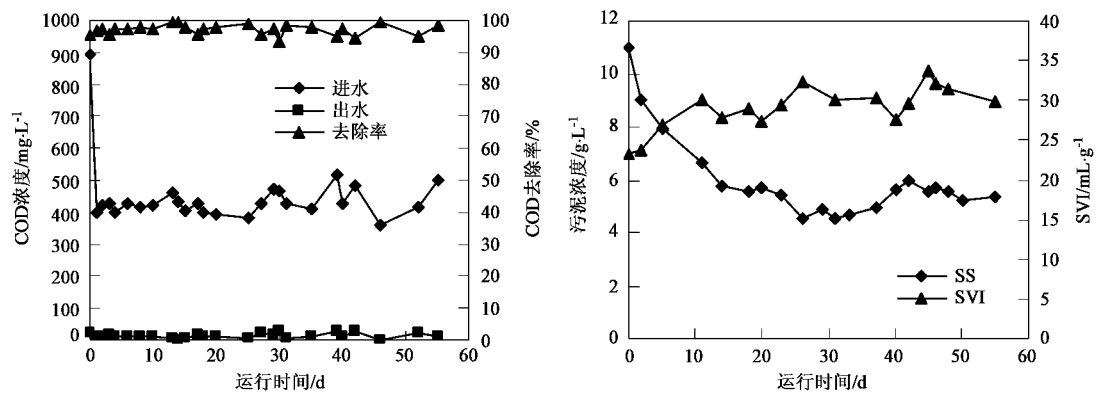
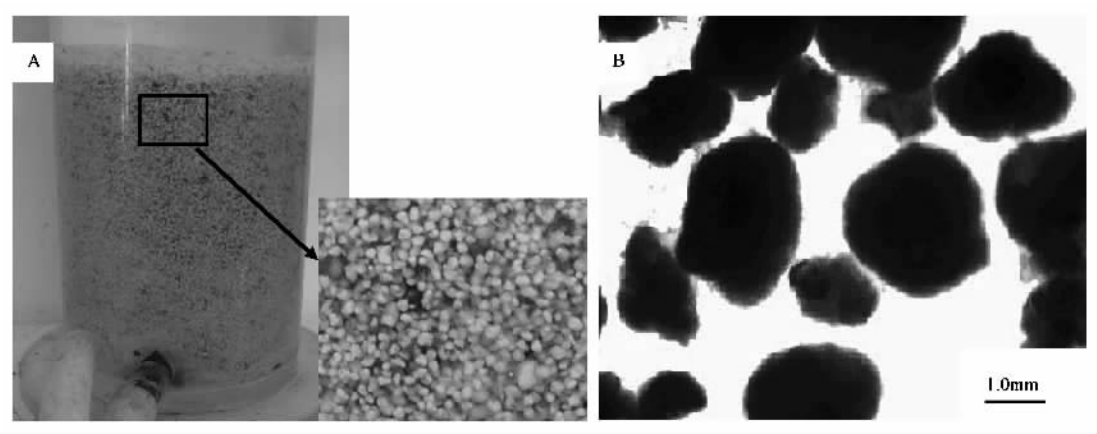


图 5 减负荷运行阶段的 SBR 运行特性

Fig.5 Operational properties of SBR system during reducing loading stage



A 反应器中的完全颗粒化污泥

B 显微镜下的颗粒污泥

图 6 完全颗粒化的污泥形态

Fig.6 Morphology of granular sludge



A 好氧颗粒污泥($\times 100$)

B 好氧颗粒表面丝状菌($\times 200$)

C 好氧颗粒内部球菌($\times 8000$)

图 7 好氧颗粒污泥的电镜观察

Fig.7 Observation of aerobic granular sludge by scanning electron microscopy(SEM)

3 讨论

3.1 好氧颗粒污泥的关键培养技术

本实验研究中,在较长沉降时间(30 min)条件下,通过进料负荷调控,在 SBR 工艺中实现了好氧污泥的完全颗粒化培养.其中,起始接种污泥的结构

和沉降性能对颗粒污泥的培养有重要影响.在初运行阶段,由于没有重视接种污泥的沉降性能控制,污泥的总体沉降性能一直表现不佳,并且时有絮状污泥出现.进入负荷调控阶段后,接种污泥通过“空曝”,污泥的初始结构和沉降性能大大改善,在低负荷和随后的高负荷阶段,始终保持污泥 SVI 值在 20 ~ 50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,后通过减负荷的运行调控最终实现污泥完全颗粒化.因此,污泥的良好沉降性能与进料负荷调控是实现颗粒化的一种关键技术.

迄今,已有的研究中,多以控制 SBR 沉降时间(特别是短沉降时间的应用)作为培养颗粒污泥的关键控制参数.Beun 等^[2,4]首次提出在 SBR 反应器中,采取 3 ~ 5 min 的短沉降和排水时间淘汰沉降速度慢的絮体,有助于好氧颗粒的形成.Qin 等^[5]认为长于 15 min 的沉降时间不能实现完全颗粒化,但中试规模的实验研究表明事实并非如此^[6].另外,很多研究表明,在较长的沉降时间也能培养出很好的完全颗粒化污泥^[3, 6, 7].所以,肯定还存在着其它更重要或更本质的运行控制参数.这一参数很可能就是进料负荷.确实,短沉降时间对筛选沉降性能良好的起始颗粒污泥是有利的,但这不是唯一因素.从组成污泥的本质来说,控制污泥中微生物(包括细菌)生长的更合理指标是运行负荷.实际应用中改变运行负荷的常用方式是改变进料浓度,此外是改变周期运行时间.不同进料负荷控制污泥微生物生长,最终影响污泥的结构和沉降性能.事实上,常规活性污泥法中出现污泥膨胀的诱因及控制方法研究中,进料负荷也是一个很重要因素.这也是上述解释的强有力佐证.

运行负荷分反应器容积负荷和污泥负荷.这里所说的负荷是反应器容积进料负荷,因为对一般反应器来讲,如前所述负荷变化主要是进料浓度变化,故直接体现在容积进料负荷的变化.另一方面,当进料负荷变化时,反应器内污泥量也会跟着变化,而且污泥浓度也受运行控制模式的制约,因此,污泥负荷是一个从属变化参数.本实验研究中,污泥完全颗粒化出现在进料浓度 COD 400 ~ 500 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,容积负荷 1.6 ~ 2.0 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$,此时污泥浓度约 8 ~ 10 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,污泥负荷 0.16 ~ 0.25 $\text{kg} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$.

3.2 进料负荷调控与污泥颗粒化过程

到目前为止,污泥的颗粒化过程及确切生长机理仍然不是很清楚.笔者认为, SBR 的独特运行方式及基质浓度变化是形成颗粒化污泥的前提条件.由于 SBR 是周期性间歇运行,反应器内基质浓度存在

一个贫富交替.进料之初反应器中处于富营养状态,微生物生长会处于较旺盛阶段.随着运行的进行,营养基质逐步被消耗,负荷渐渐降低并转趋贫营养状态,这时就会产生一个选择压力,强制促使微生物生长处于低能级状态,从热力学角度产生收缩现象,也就是微生物转趋聚集生长并形成颗粒化污泥.迄今,已有的颗粒污泥成功培养报道均来自 SBR 工艺,也从一个方面说明了上述假说的合理性.

尽管 SBR 的间歇运行和基质贫富交替提供了颗粒污泥生长的前提条件,但不是必然结果.污泥起始结构和沉降性能对颗粒化生长过程的影响也极其重要.一定条件下,当 SBR 的进料和运行周期确定后,污泥微生物生长会建立起一个平衡,相互间微生物的生长达到一个稳定均衡过程.由此,一旦起始接种污泥结构与沉降性能不是很理想,颗粒污泥培养就会比较困难.此时,采用强力进料负荷调控方式进行污泥结构和沉降性能的改善就非常重要.本实验中应用“空曝”的方式将污泥的 SVI 控制在 25 ~ 50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,这是一个比较适宜颗粒污泥形成的范围.

有了沉降性能良好的初始污泥,再控制合适的污泥生长量(与污泥负荷相关),在一定条件下污泥就会完全转化形成颗粒污泥.但是,确切的转化形成条件目前还是一个未知数.此时,减负荷运行操作可以说是一种非常有效地控制手段.也就是说,反应器中维持足够的污泥浓度后(一般为 8 ~ 10 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$),再控制负荷逐步减低,就会更容易创造出转化形成颗粒污泥的条件,促使完全颗粒化污泥的形成.可能的原因是,减负荷运行时将会产生更大的基质浓度贫富交替,也就是产生更大的微生物聚集生长驱动力,这样就能更有助于完全颗粒化污泥的形成和生长.概括来说,通过进料负荷调控先培养沉降性能良好的一定量初始污泥,再应用减负荷方式建立形成颗粒的转化条件,最终可以较顺利地培养出完全颗粒化污泥.如果这种方法确实成立的话,对于好氧颗粒污泥的实际工程性应用也会产生很大的实用价值.

4 结论

(1) 通过进料 COD 0 ~ 900 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的负荷调控,可以很有效地控制反应器污泥生长.初始接种污泥 SVI 值保持在 20 ~ 50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,才能有助于颗粒污泥形成和培养.

(2) 采用“空曝”的强力进料负荷调控方式可以大大改善污泥沉降性能.对于 SVI 大于 80 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的起始接种污泥来说,后续轻微调控反应器进料负荷,

不能明显改变污泥生长状态.

(3) 通过进料减负荷运行调控可最终实现污泥完全颗粒化.完全颗粒化过程出现在进料浓度 COD 400 ~ 500 mg•L⁻¹, 污泥浓度约 8 ~ 10 g•L⁻¹.完全颗粒化污泥性能优异, 平均粒径约 1.0 mm, SVI 值 25 ~ 35 mg•L⁻¹, 沉降速度可达 60 m•h⁻¹.

(4) 污泥颗粒过程的发生决定于 SBR 的独特间歇式运行, 即基质浓度的贫富交替, 减负荷运行可强化 SBR 的基质贫富交替并增大颗粒化过程的驱动力.

参考文献:

[1] Morgenroth E, Sherden T, van Loosdrecht M C M, *et al.* Aerobic Granular Sludge in a Sequencing Batch Reactor [J]. Wat Res, 1997, **31**(12): 3191 ~ 3194.

[2] Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor[J]. Wat Res, 1999, **33**(10): 2283 ~ 2290.

[3] 竺建荣, 刘纯新. 好氧颗粒活性污泥的培养及理化特性研究 [J]. 环境科学, 1999, **20**(2): 38 ~ 41.

[4] Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor [J]. Wat Res, 2002, **36**(10):

702 ~ 712.

[5] Qin L, Liu Y, Tay J H. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor[J]. Biochemical Engineering Journal, 2004, **21**: 47 ~ 52.

[6] Peng D, Bernet N, Delgenes J P, *et al.* Aerobic Granular Sludge—A Case Report[J]. Wat Res, 1999, **33**(3): 890 ~ 893.

[7] Jang A, Yoon Y H, Kim I S, *et al.* Characterization and Evaluation of Aerobic Granules in Sequencing Batch Reactor[J]. Journal of Biotechnology, 2003, **105**: 71 ~ 82.

[8] Moy B Y P, Tay J H, Toh S K, *et al.* High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules[J]. Lett Appl Microbiol, 2002, **34**: 407 ~ 412.

[9] Liu Q S, Tay J H, Liu Y. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor[J]. Environment Technology, 2003, **24**: 1235 ~ 1243.

[10] de Kreuk M K, de Bruin L M M, Loosdrecht M C M, *et al.* Promising Results Pilot Research Aerobic Granular Sludge Technology at WWTP Ede[J]. Water Environmental Management, Aerobic Granular Sludge, 2005, **1**: 111 ~ 120.

[11] 王芳, 杨凤林, 张兴文, 等. 不同有机负荷下好氧颗粒污泥的特性[J]. 中国给水排水, 2004, **20**(11): 46 ~ 48.

[12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.