

解体好氧颗粒污泥修复

王新华^{1,2}, 张捍民^{*1}, 杨凤林¹, 王永飞¹, 高明明^{1,2}

(1. 大连理工大学 工业生态与环境工程教育部重点实验室, 辽宁 大连 116024;

2. 山东大学 环境科学与工程学院, 山东 济南 250100)

摘要: 考察了加入新的活性污泥使解体好氧颗粒污泥完成修复的可行性. 解体好氧颗粒污泥对新加入的活性污泥进行吸附, 在各种选择压力特别是水力剪切力作用下和原有颗粒污泥形成一个有机整体. 大约3周时间, 解体颗粒污泥被完全修复. 扫描电镜观察发现, 被修复后的颗粒污泥呈现非常规则的结构, 微生物相十分致密. 在解体颗粒污泥逐渐被修复的过程中, 颗粒平均粒径仅从最初的2.8 mm增至2.9 mm, 说明活性污泥在颗粒污泥上的附着主要发生在颗粒的空穴. 而颗粒污泥的沉降性能和强度都得到了极大的改善, 颗粒沉降速率和完整性系数分别由最初的72 m/h和56.8%提高到110 m/h和65.8%. 新加入的活性污泥除了部分用于修复解体颗粒污泥, 其余在选择压力等的作用下形成了新的好氧颗粒污泥.

关键词: 解体好氧颗粒污泥; 修复; 稳定性; 颗粒粒径; 沉降性能; 颗粒强度

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A

0 引言

好氧颗粒污泥具有生物致密、沉降性能好、生物活性高以及抗冲击负荷能力强等优点, 因此, 近年来关于好氧颗粒污泥的培养条件、形成机理、结构特性及降解功能的研究成为众多学者探讨的热点^[1~5]. 然而, 好氧颗粒污泥稳定性较差, 限制了其在废水处理工程中的实际应用^[6~8].

到目前为止, 已有很多学者开始关注如何提高好氧颗粒污泥的稳定性^[9~11], 但关于已解体的颗粒污泥如何修复却鲜有报道. 本文从如何修复解体好氧颗粒污泥的角度出发, 考察加入新的活性污泥使解体好氧颗粒污泥完成修复的可行性.

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验采用气提式内循环间歇反应器(SBAR), 有机玻璃制作, 圆柱形, 高100 cm, 有效容积2.5 L. 内管直径4 cm, 高70 cm; 外套沉降

管直径8 cm, 高80 cm. 空气从反应器底部用空气压缩机充入, 气体流量由气体流量计控制. 污泥被气流带动在上升管中向上运动, 在上升管管顶进入沉降管, 然后向下沉降运动, 至反应器底部再次进入上升管, 从而在反应器内部形成循环流动形式. 排水口在反应器底部高40 cm处, 并且在反应器底部高10 cm和20 cm处设有可换排水口. 实验装置如图1所示. 反应器进水、曝气、沉降时间等均由双时间继电器自动控制, 循环时间为6 h, 其中进水为2 min. 为避免实验初期新加入的活性污泥大量流失, 初始沉降时间 t_s 设为40 min, 然后逐渐减少到1 min(图2), 排水1 min, 其余均为曝气时间. 曝气量为0.1 m³/h, 相当于表观气体流速为1.8 cm/s. 反应器于室温(18~30 ℃)条件下运行.

1.2 接种污泥及进水水质

保留反应器中原有解体的颗粒污泥1 L, MLSS为4 266 mg/L; 加入新的活性污泥1 L, 取自大连市春柳河污水处理厂, MLSS为5 000

收稿日期: 2007-08-24; 修回日期: 2009-12-18.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50878034); 长江学者创新团队计划资助项目(IRT0813); 山东大学自主创新基金资助项目(2009TS022).

作者简介: 王新华(1982-), 男, 博士, 讲师, E-mail: xinhuaawang@sdu.edu.cn; 张捍民*(1973-), 女, 教授, 博士生导师, E-mail: zhanghm@dl.cn.

mg/L,SVI 为 170 mL/g,污泥粒径均在 0.1 mm 以下,呈絮状结构.

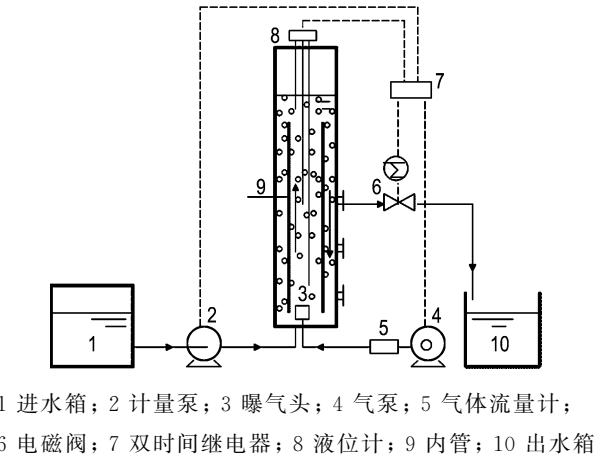


图 1 SBAR 装置图
Fig.1 Schematic diagram of SBAR

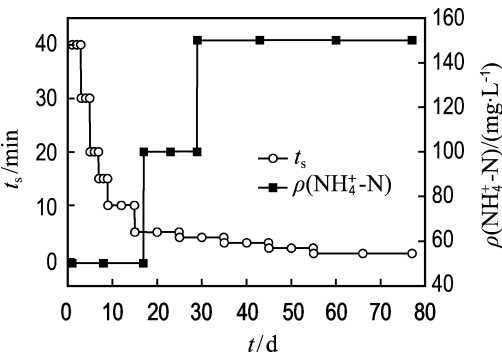


图 2 沉降时间和进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的操作变化
Fig.2 Operation of stepwise decreasing settling time and increasing substrate $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration

进水采用模拟废水,分别以乙醇和氯化铵为碳源和氮源,固定 COD 浓度为 500 mg/L, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度从 50 mg/L 逐步提高到 150 mg/L(图 2).磷酸二氢钾为磷源,浓度为 22 mg/L; $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 和 EDTA 的浓度分别为 60、12.5、10 和 20 mg/L;微量元素按体积比 1 : 1 000 投加,组成为 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1 500 mg/L、 H_3BO_3 150 mg/L、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 30 mg/L、KI 30 mg/L、 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 120 mg/L、 $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 120 mg/L、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 120 mg/L、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 150 mg/L. 进水 pH 由碳酸氢钠调节,保持在 7.5~8.5.

1.3 分析项目和方法

MLSS 和 SVI 根据标准方法测定^[12];沉降速

率(settling velocity, v_s)采用重力沉降法测定^[11];比耗氧速率(specific oxygen utilization rate, R_{sou})测定采用 Liu 等所述方法^[9],异养菌、亚硝酸菌和硝酸菌的比耗氧速率分别以 $R_{\text{sou,H}}$ 、 $R_{\text{sou,NH}_4}$ 、 $R_{\text{sou,NO}_2}$ 表示;使用数码照相机观察和记录颗粒形态;使用扫描电镜(KYKY-2800B,北京)观察颗粒微观结构,处理方法如下:①戊二醛固定,②乙醇脱水,③叔丁醇干燥,④冷却抽真空,⑤离子溅射金(JFC-1100),⑥观察、照相.

颗粒粒径用显微镜测量,采用 Sauter 公式计算颗粒平均粒径, $d = \frac{1}{n} \sum (ab^2)^{1/3}$,假设颗粒为规则椭圆形,其中 a 为长度, b 为宽度, n 为随机抽取数.

颗粒相对强度采用修正的 Ghangrekar 法^[13]测定,将颗粒污泥混合液在静止状态下沉降 1 min,收集沉降的颗粒污泥并用自来水将其稀释到 100 mL,然后在 200 r/min 下搅拌 5 min,搅拌后的混合液静置沉降 1 min,分别称量上清液和沉降颗粒的污泥质量,求出污泥完整性系数(integrity coefficient, C_i), $C_i = \text{沉降颗粒质量} / (\text{上清液颗粒质量} + \text{沉降颗粒的质量})$. C_i 在一定程度上可表示颗粒污泥强度, C_i 越高,强度越大.

2 结果与讨论

2.1 解体好氧颗粒污泥的形态变化

实验开始前,反应器中残留的颗粒污泥大多为完全解体的颗粒污泥(图 3(a)),解体的颗粒污泥虽然大小不一,但都仍保持清晰的轮廓和较为完整的结构.从扫描电镜照片看(图 4(a)和(b)),颗粒污泥的中心出现很大的空穴,结构松散,但几乎没有发现丝状菌存在,基本由杆菌和球菌组成.对于粒径较大、结构密实的好氧颗粒污泥来说,营养物和溶解氧往颗粒污泥内部的传质受到很大限制,从而导致颗粒污泥内部厌氧区域的存在以及活性生物的死亡,颗粒污泥的内部出现空穴,随着传质限制的加剧,空穴逐渐变大,最终导致颗粒污泥的不稳定和解体^[7,8].

加入新的活性污泥后的第 4 d(图 3(b)),肉眼可见一些活性污泥黏附到颗粒污泥上,特别是逐渐堵塞到颗粒污泥的空穴中.已有大量研究表明,与活性污泥相比,好氧颗粒污泥具有更高的疏水性,较高的疏水性将诱导和强化细胞间的相互

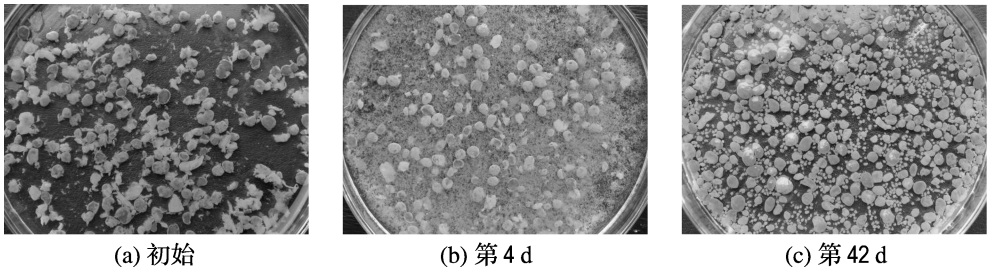


图 3 污泥形态变化
Fig. 3 Evolution of sludge

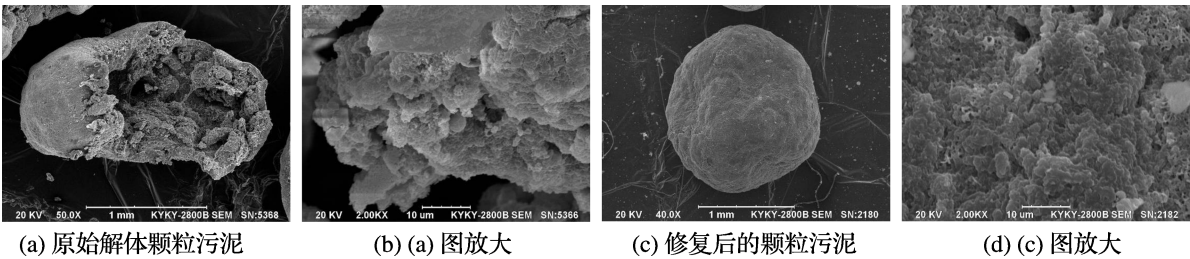


图 4 扫描电镜照片
Fig. 4 Scanning electron micrographs

附着^[14~16]；而活性污泥加入反应器后，在较高的剪切力作用下，活性污泥的疏水性也能够不断得到提高^[14]。好氧颗粒污泥内微生物分泌的胞外蛋白质中氨基带正电荷，能够中和活性污泥由于其表面含有可解离的阴离子基团如羟基和羧基等产生的负电荷^[17,18]。同时由于表面能的作用，固体物质表面具有一定的吸附性能，颗粒污泥容易吸附悬浮液中的絮状污泥，从而造成团聚；颗粒污泥的空穴部位可以看做是多孔介质，吸附能力更强。以上因素都将导致原有解体颗粒污泥特别是颗粒污泥的空穴对于新加入的活性污泥的吸附。

被吸附的活性污泥在水力剪切力、序批式间歇操作、沉降时间、交替的富营养-饥饿阶段等选择压力的作用下，逐渐改变其微生物特性，从而和原来的微生物结合为一体，逐步将原始解体颗粒污泥修复。大约 3 周，几乎所有的解体颗粒污泥完全被修复(图 4(c)和(d))。被修复颗粒污泥的结构非常规则，表面光滑，生物相十分致密，由大量杆菌和球菌组成。

没有被吸附到颗粒污泥上的活性污泥也在各种选择压力作用下逐渐聚集，最终形成新的好氧颗粒污泥。从第 23 d 开始反应器中陆续出现大量细小的颗粒污泥，而絮状活性污泥则逐渐消失。从第 42 d 由反应器中取出的颗粒照片可以看出(图

3(c))，此时的反应器中几乎全部由颗粒污泥组成。

2.2 解体好氧颗粒污泥的物理性能变化

随着原解体好氧颗粒污泥的逐渐修复和新的好氧颗粒污泥的逐渐形成，反应器中出现了粒径分布截然不同的两类颗粒污泥(图 3(c))。在整个实验过程中(0~77 d)，大部分新形成的好氧颗粒污泥粒径都在 1.0 mm 以下，而原有解体颗粒污泥粒径都在 2.0 mm 以上。为单独考察原有解体颗粒污泥的物理性能，实验前先用 1.5 mm 标准筛将它们与活性污泥或新形成的好氧颗粒污泥分离，然后进行粒径、沉降速率以及完整性系数的测定。

在原有解体好氧颗粒污泥被逐渐修复的前 3 周，颗粒粒径没有发生很明显的变化，平均粒径仅从最初的 2.8 mm 增至 2.9 mm (图 5(a))，说明活性污泥在颗粒污泥上的附着主要发生在颗粒的空穴。这是由于在较强的剪切力作用下，反应器中的颗粒污泥与水相和气相间存在很大的摩擦力，加上颗粒污泥之间的相互碰撞，附着到颗粒污泥表面的活性污泥很容易脱落。相反，附着到颗粒污泥空穴内的活性污泥则会因为剪切力的存在而更紧密地与颗粒污泥结为一体。因此加入新的活性污泥非常适合修复这类存在大空穴的解体好氧颗

粒污泥. 有趣的是, 在解体好氧颗粒污泥被完全修复后的 4 周内, 颗粒粒径却有一定程度的增加, 这可能是颗粒污泥内微生物的生长繁殖导致的.

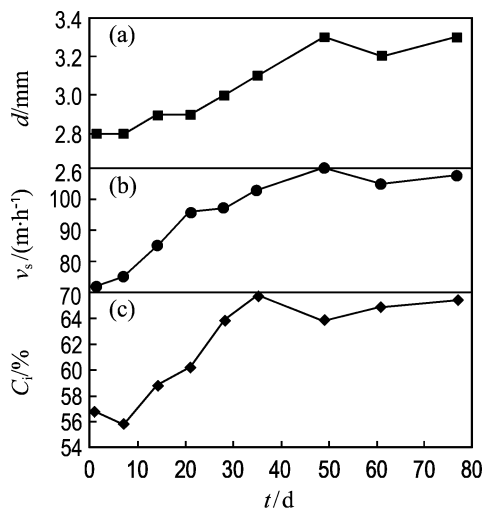


图 5 原有解体颗粒污泥沉降性能和强度的变化

Fig. 5 Evolution of settleability and strength of initial aerobic granules

与颗粒粒径的变化趋势不同, 随着活性污泥在颗粒污泥空穴中的逐渐附着, 颗粒污泥变得越来越密实, 其沉降性能和强度都发生了明显变化. 从图 5 可以看出, 随着原解体颗粒污泥逐渐被修复, 颗粒污泥的沉降性能逐步改善, 到第 21 d 时沉降速率由原来的 72 m/h 提高到了 96 m/h. 在颗粒污泥被完全修复后, 随着颗粒粒径的增加, 沉降速率进一步提高到第 49 d 时的 110 m/h. 颗粒污泥强度也发生了相似的变化, 经过 5 min 的磁力搅拌后完整性系数由原来的 56.8% 提高到第 35 d 时的 65.8%, 表明颗粒污泥的强度得到了很大程度的增强. 在前 7 d 时完整性系数的下降可能是刚开始附着到颗粒污泥上的活性污泥尚未与原来的颗粒污泥结合成牢固的整体, 在进行完整性系数测定时容易脱落导致的.

3 结 论

(1) 在反应器中加入新的活性污泥后解体好氧颗粒污泥可以得到有效的修复. 活性污泥逐渐附着到颗粒污泥的空穴中, 在各种选择压力特别是剪切力作用下和原有颗粒污泥形成一个有机的整体.

(2) 被修复后的颗粒污泥呈现非常规则的结构, 微生物相十分致密. 在修复过程中, 颗粒粒径变化不显著, 而颗粒污泥的沉降性能和强度却得到了极大的改善.

(3) 新加入的活性污泥除了部分用于修复解体颗粒污泥, 其余在选择压力等的作用下形成了新的好氧颗粒污泥.

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]. **Water Research**, 1997, **31**(12):3191-3194
- [2] 胡林林, 王建龙, 文湘华, 等. SBR 中厌氧颗粒污泥向好氧颗粒污泥的转化[J]. *环境科学*, 2004, **25**(4): 74-77
- [3] TAY S T L, ZHUANG W Q, TAY J H. Start-up, microbial community analysis and formation of aerobic granules in a tert-butyl alcohol degrading sequencing batch reactor [J]. **Environmental Science and Technology**, 2005, **39**(15):5774-5780
- [4] 王 芳, 杨凤林, 张兴文, 等. SBAR 中培养条件对好氧颗粒污泥特性影响[J]. *大连理工大学学报*, 2005, **45**(6):808-813
(WANG Fang, YANG Feng-lin, ZHANG Xing-wen, *et al.* Influence of operation condition on formation and properties of aerobic granules in SBAR [J]. **Journal of Dalian University of Technology**, 2005, **45**(16):808-813)
- [5] 史晓慧, 刘 芳, 刘 虹, 等. 进料负荷调控培养好氧颗粒污泥的试验研究[J]. *环境科学*, 2007, **28**(5): 1026-1032
- [6] BEUN J J, HENDRIKS A, VAN LOOSDRECHT M C M, *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. **Water Research**, 1999, **33**(10): 2283-2290
- [7] MOY B Y P, TAY J H, TOH S K, *et al.* High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules [J]. **Letters in Applied Microbiology**, 2002, **34**(6):407-412
- [8] ZHENG Y M, YU H Q, LIU S J, *et al.* Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions [J]. **Chemosphere**, 2006, **63**(10): 1791-1800
- [9] LIU Y, YANG S F, TAY J H. Improved stability of

aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria [J]. **Journal of Biotechnology**, 2004, **108**(2):161-169

[10] DE KREUK M K, VAN LOOSDRECHT M C M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability [J]. **Water Science and Technology**, 2004, **49**(11-12): 9-17

[11] WANG X H, ZHANG H M, YANG F L, *et al.* Improved stability and performance of aerobic granules under stepwise increased selection pressure [J]. **Enzyme and Microbial Technology**, 2007, **41**(3):205-211

[12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京:中国环境科学出版社, 2002

[13] GHANGREKAR M M, ASOLEKAR S R, RANGANATHAN K R, *et al.* Experience with UASB reactor start-up under different operating conditions [J]. **Water Science and Technology**, 1996, **34**(5-6):421-428

[14] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules [J]. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 2001, **57**(1-2):227-233

[15] LIU Y, YANG S F, LIU Q S, *et al.* The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules [J]. **Current Microbiology**, 2003, **46**(4): 270-274

[16] LIU Y, YANG S F, QIN L, *et al.* A thermodynamic interpretation of cell hydrophobicity in aerobic granulation [J]. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 2004, **64**(3):410-415

[17] 蔡春光,刘军深,蔡伟民. 胞外多聚物在好氧颗粒化中的作用机理[J]. 中国环境科学, 2004, **24**(5): 623-626

[18] 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

Remediation of disintegrated aerobic granules

WANG Xin-hua^{1,2}, ZHANG Han-min^{*1}, YANG Feng-lin¹, WANG Yong-fei¹, GAO Ming-ming^{1,2}

(1.Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering, Ministry of Education, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China;
2.School of Environmental Science and Engineering, Shandong University, Jinan 250100, China)

Abstract: The feasibility of adding fresh activated sludge for stimulating remediation of disintegrated aerobic granules was evaluated. Fresh activated sludge was gradually adsorbed into disintegrated aerobic granules. These adsorbed activated sludge then combined together with aerobic granules affected by several selection pressures, especially by hydrodynamic shear force. Disintegrated aerobic granules were fully remedied after about 3 weeks. Remedied granules exhibited regular and compact structure. With the gradual remediation of disintegrated aerobic granules, mean granule size was slightly increased from 2.8 mm to 2.9 mm, which indicated that the primary adsorption occurred within the cavities of aerobic granules. Granule settleability and strength were both improved profoundly after remediation. Granule settling velocity and integrity coefficient were changed from 72 m/h and 56.8% to 110 m/h and 65.8%, respectively. Besides the activated sludge used for remediation, the rest formed fresh aerobic granules affected by selection pressure finally.

Key words: disintegrated aerobic granules; remediation; stability; granule size; settleability; granule strength