

曝气量对 SBAR 中好氧颗粒污泥特性的影响

王永飞¹, 张捍民^{2*}, 王新华², 杨凤林²

(1. 大连理工大学化工学院, 大连 116024; 2. 大连理工大学环境与生命学院, 大连 116024)

摘要:采用 SBAR 反应器对比研究了颗粒化后表观气速为 $1.8 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 和 $0.9 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 时对成熟好氧颗粒污泥形态结构、粒径、强度等物理特性和硝化性能以及胞外聚合物代谢的影响。结果表明, 颗粒化后降低曝气量增加颗粒形态不规则程度, 空隙增大; 55 d 试验中, 与高曝气量下相比, 降低曝气量使表观污泥产率提高 33%, 颗粒粒径平均增长速率提高 25%, 相对颗粒强度降低 6%, EPS 含量平均降低 12%。两反应器颗粒污泥 SVI 值均在 $10 \sim 15 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 沉降性能良好, 且均具有良好硝化性能和降解 COD 能力。与高曝气量下相比, 低曝气量下硝化菌群活性低, 而异养菌活性高。

关键词:好氧颗粒; 曝气量; 胞外聚合物(EPS); 气提式间歇反应器(SBAR)

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)06-1598-06

Effects of Aeration Intensity on Characteristics of Aerobic Granules in Sequencing Batch Airlift Reactor (SBAR)

WANG Yong-fei¹, ZHANG Han-min², WANG Xin-hua², YANG Feng-lin²

(1. School of Chemical Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China; 2. School of Environmental and Biological Science and Technology, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: This study investigated the physical performances of mature aerobic granules in SBAR, including granular shape and structure, mean size and granular relative strength, and cell metabolic activities to excrete extracellular polymeric substances (EPS), and nitrification and microbial activity, which performed visible differences at superficial upflow velocity of $1.8 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ and $0.9 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ respectively. Results show that granular surface was more irregular at the low aeration intensity than that at the high aeration intensity and granular interstice performed increasing with it. In 55 days, comparing with high aeration intensity, the sludge productivity and the mean size of aerobic granules at the low aeration intensity were increased by 33% and 25%, respectively, while the granular relative strength and EPS were reduced by 6% and 12%, respectively. The sludge volume index in two reactors were about between $10 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ and $15 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, which implied that granules at both aerations behaved well settling ability. The two reactors still performed well nitrification characteristic and ability to remove COD. The activity of nitrifying bacteria in aerobic granules at the low aeration intensity was lower than that at the high aeration intensity, while heterotrophs performed higher activity at the low aeration intensity.

Key words: aerobic granules; aeration intensity; extracellular polymeric substances (EPS); sequencing batch airlift reactor (SBAR)

好氧颗粒污泥具有沉降性能好、生物活性高、生物密度大以及抗冲击负荷能力强等优点, 是目前国内外研究热点^[1~3]。不同操作条件和培养目的下培育出的好氧颗粒污泥在大小、粒径分布、颜色、功能上都存在着差异^[4]。在颗粒形成和结构稳定性方面, 胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)具有极其重要的作用, 但水力剪切力对 EPS 的作用机理仍不明确^[5]。

目前, 好氧颗粒污泥的形成和培养普遍在较高曝气量下进行, 表观气体流速通常都在 $1.2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 以上^[5], 导致能耗较高。本试验采用 2 个相同的气提式间歇反应器(sequencing batch airlift reactor, SBAR)对比研究曝气量对成熟好氧颗粒污泥粒径、强度、EPS 含量和组成、硝化性能和微生物活性的影响, 以期在低曝气量下好氧颗粒系统稳定运行的可行性提供理论参考, 对促进好氧颗粒系统的节能降

耗具有一定的价值和意义。

1 材料与方法

1.1 实验装置与流程

试验所采用 SBAR 反应器由有机玻璃制成, 高 100 cm, 总体积 3.4 L, 有效容积 2.5 L; 外管直径 8.0 cm, 高 90 cm, 内管直径 4.4 cm, 高 70 cm。出水口位于反应器管壁中间, 以使混合液体积置换比(mixed liquor volume exchange ratio)为 0.5。2 个反应器 R1 和 R2 的表观曝气量分别为 $0.1 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ 和 $0.05 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$, 对应的表观气速分别为 $1.8 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 和 $0.9 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, 前者与颗粒化过程中的曝气量相同; 其它

收稿日期: 2007-06-05; 修订日期: 2007-09-17

基金项目: 高等学校博士学科点专项科研基金项目(20030141022)

作者简介: 王永飞(1979~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染处理技术, E-mail: lookeey.wang@hotmail.com

* 通讯联系人, E-mail: zhanghm@dl.cn

各操作参数保持相同. 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5~15 min, 曝气340~350 min, 沉降3~5 min, 排水1 min. 反应器于室温($16.5^{\circ}\text{C} \pm 2.0^{\circ}\text{C}$)条件下运行. 试验装置如图1所示.

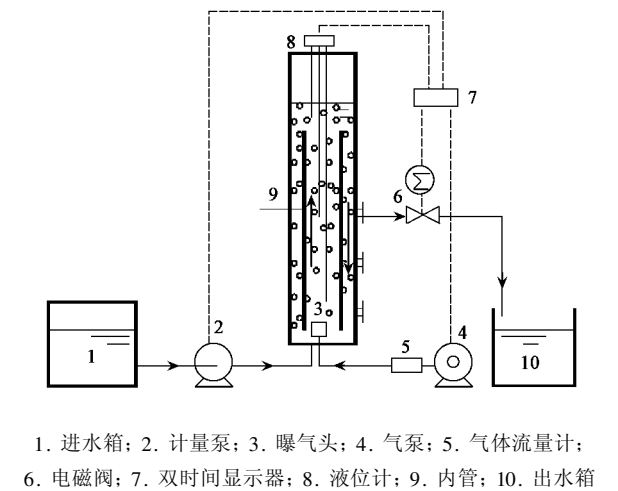


图1 SBAR装置

Fig.1 Schematic diagram of SBAR installation

1.2 颗粒污泥

以絮状活性污泥为接种污泥, 采用逐步提高氮负荷的方法培养好氧硝化颗粒污泥^[6], 94 d后, 好氧颗粒污泥完全成熟, 其平均粒径0.9 mm, MLSS $8\,043.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, VSS/SS 0.493, SVI $10.4\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 此时反应器进水 N/COD 为0.4, 氮负荷为 $0.4\text{ kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$. 将此颗粒污泥分装于R1和R2, 初始颗粒污泥的 MLSS 均约为 $4\,910\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, MLVSS 为 $2\,216.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, SVI 为 $9.87\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$.

1.3 进水组成

R1和R2采用相同模拟废水, 其中以葡萄糖为有机碳源, COD 固定为 $500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 氯化铵为氮源, NH_4^+-N 浓度150或 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 磷酸二氢钾为磷源, 磷浓度为 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 碳酸氢钠是氯化铵质量浓度的1~3倍, 以中和硝化反应过程产生的 H^+ , 使混合液维持在较稳定 pH 范围内, 从而使微生物在整个循环周期内保持较佳活性状态; $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 和 EDTA 的浓度分别为60、12.5、10和 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; 微量元素组成的营养液按体积比1:1 000投加, 其中包括($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$): $\text{FeCl}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1 500、 H_3BO_3 150、 $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 30、KI 30、 $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 120、 $\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 120、 $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 120、 $\text{COCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$

150. 进水 pH 值由氢氧化钠和盐酸调节, 保持在7.5~8.5范围内.

1.4 分析项目与方法

MLSS、MLVSS、SVI、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 等采用标准测定方法^[7]. 颗粒相对强度采用振荡法测定^[7], 在 30°C 下振荡20 min, 以未破碎颗粒质量占总颗粒质量的比值反映其相对强度. 颗粒平均粒径采用激光粒度仪(Lasentec, Redmond, USA)测量. 沉降速率采用重力沉降法^[9]. EPS 采用阳离子树脂交换法, 其中多糖(PS)采用苯酚-硫酸法测定^[10], 蛋白质(PN)采用考马斯亮蓝法测定^[6], 本试验以 PS 和 PN 之和表示 EPS 含量. 溶解氧利用 Model YSI-55 溶解氧测定仪测定. 以比耗氧速率(SOUR)表征颗粒污泥中菌群活性, 采用 Ochoa 等^[11]所述方法测定, 异养菌、氨氧化菌(AOB)和亚硝酸盐氧化菌(NO_B)的比耗氧速率分别记为 $(\text{SOUR})_{\text{H}}$ 、 $(\text{SOUR})_{\text{AOB}}$ 、 $(\text{SOUR})_{\text{NOB}}$, 硝化菌的比耗氧速率 $(\text{SOUR})_{\text{N}}$ 记为 $(\text{SOUR})_{\text{AOB}}$ 与 $(\text{SOUR})_{\text{NOB}}$ 之和.

2 结果与讨论

2.1 颗粒扫描电镜观察

从第50 d 颗粒表面扫描电镜照片看, 其形态十分不规则, 这与颗粒内微生物从核心沿径向向增长程度差异有关. 在不同曝气量下颗粒形态和密实程度方面具有较大差异, 与高曝气量下颗粒表面形态(图2a, b)相比, 低曝气量下颗粒表面更加粗糙并有较多沟壑, 颗粒空隙较大(图2c, d). 颗粒表面粗糙程度和空隙的增大可使颗粒与营养基质的接触面积增加, 并促进基质向颗粒内部传质. 从颗粒形态和密实程度来看, 降低曝气量后颗粒仍处于较稳定状态, 未出现解体现象.

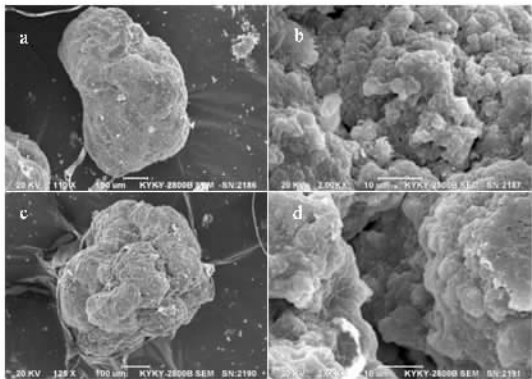


图2 第50 d R1(a, b)和R2(c, d)中颗粒表面扫描电镜图像

Fig.2 SEM of surface of aerobic granules in R1 and R2 at day 50

2.2 曝气强度对 EPS 的影响

EPS 对好氧颗粒污泥结构、功能、特性以及污泥颗粒化进程具有重要作用,其组成随微生物种类、细胞生理状态以及操作条件的变化而改变^[12-14].从图 3 可见,R1、R2 内 PS、PN 和 EPS 具有相同变化趋势;分装后(N/COD 0.4)单位生物量(以 VSS 计,下同)EPS 含量均约为 24.6 mg·g⁻¹,第 12 d N/COD 降至 0.3,以减小过高的亚硝酸盐积累对菌种活性的影响,4 d 后 EPS 分别增至 30.3 mg·g⁻¹ 和 28.7 mg·g⁻¹,第 34 d 达到 39.2 mg·g⁻¹ 和 34.5 mg·g⁻¹.此后 N/COD 恢复至 0.4,以增大硝化菌群在颗粒中的比例,并且进水 NaHCO₃ 与 NH₄Cl 质量浓度比由 1:1 已提高至 3:1,完全中和硝化过程产生的 H⁺,减弱 H⁺ 对硝化菌群的抑制作用,第 50 d EPS 分别达到 48.5 mg·g⁻¹ 和 39.6 mg·g⁻¹. R1 中 EPS 含量平均约比 R2 高 12%. 由此可知,剪切力是好氧颗粒污泥 EPS 含量的重要影响因素,较高剪切力可以刺激微生物细胞分泌比较多的 EPS,这可能是微生物细胞主动调节其代谢途径,以分泌较多的 EPS 来减弱剪切力对其正常生理活动的影响.

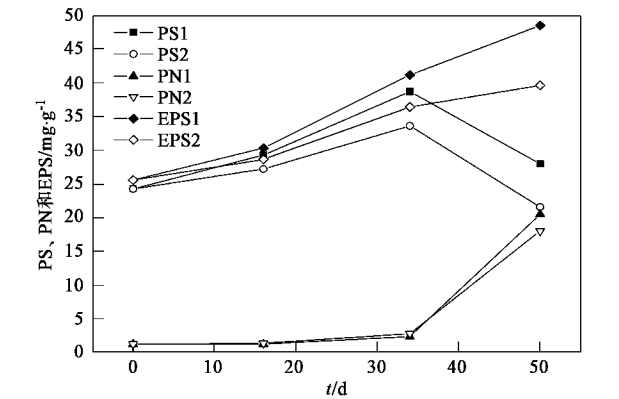


图 3 不同曝气强度下 EPS 组分随时间的变化情况
Fig.3 Comparison of each EPS components between R1 and R2

提高 N/COD 前 R1、R2 中 PS 分别为 38.8 mg·g⁻¹ 和 33.6 mg·g⁻¹,PN 极少并且均呈缓慢增加的趋势;当 N/COD 提高至 0.4 后,PS 减少而 PN 增幅较大,使 PS/PN 减小,这与已有研究结果^[5,15,16]相似,分析可能是以下两方面原因:①底物变化导致颗粒内各菌种的活性和分布改变^[12,17],从而使 EPS 各组分贡献发生变化;②随着 F/M 的降低,由于细胞自溶或微生物自身所分泌的胞外聚合物也可作为营养基质被利用,同时分泌大量胞外酶来促进生物化学过程,引起 EPS 中蛋白质含量提高^[13,14].

2.3 曝气强度对颗粒污泥粒径、污泥浓度的影响

由图 4 可知,曝气量对好氧颗粒污泥的 MLSS、MLVSS 具有较大的影响,R1 内 MLSS、MLVSS 均比 R2 小.分装后 2 个反应器内 F/M 约是分装前 2 倍,微生物处于相对富营养阶段而快速生长,导致混合液 MLSS、MLVSS 都迅速增长.随着生物量的增加,F/M 减小,微生物进入减速生长期,其增殖和衰亡速率几乎相同,表现为 MLSS、MLVSS 增长缓慢;第 17 d R1 中 MLSS 达到约 6 000 mg·L⁻¹ 后趋于稳定;R2 中,第 9 d 达到 6 926 mg·L⁻¹ 后增长减缓.在污泥浓度相对稳定阶段,R1 和 R2 中表观污泥产率分别约为 0.32 g·g⁻¹ 和 0.43 g·g⁻¹,后者表观污泥产率约比前者增加 33%.第 34 d 改变进水条件,R1 和 R2 内 MLSS、MLVSS 又迅速增加,第 53 d 后分别增至 9 670.7 mg·L⁻¹、7 196.5 mg·L⁻¹ 和 10 650.3 mg·L⁻¹、7 991.5 mg·L⁻¹.分析认为,这是微生物细胞通过主动调节代谢途径以适应环境条件变化的必然结果,高的曝气量更易刺激细胞进行分解代谢,减小细胞产率^[18].另外,较高剪切力刺激微生物细胞分泌大量的胞外聚合物,从而增强了细胞间的黏合程度,但这种紧密结合状态进一步限制了营养物质向颗粒内部扩散,使颗粒内的微生物处于营养相对缺乏状态,从而减缓了新生细胞的产生速率.

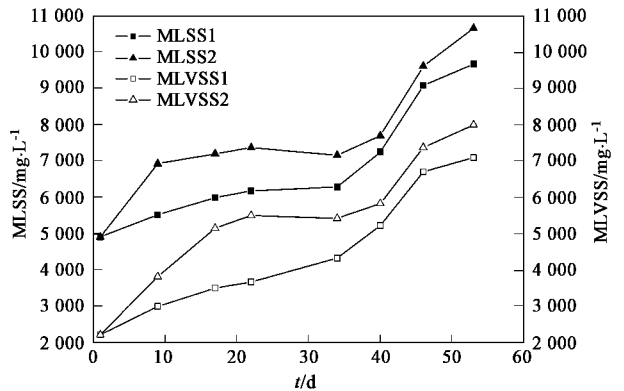


图 4 不同曝气强度下污泥浓度随时间变化曲线
Fig.4 MLSS and MLVSS in R1 and R2

曝气量变化并未导致颗粒污泥 SVI 值发生显著差别,SVI 值都在 10~15 mL·g⁻¹ 范围内,R1、R2 内颗粒污泥都具有良好的沉降性能.另外,沉降速率可直接反映出污泥沉降性能的优劣,从图 5 看出,在较小粒径范围内沉降速率与粒径呈线性关系,其随着粒径增加而增大;当粒径达到一定值后,2 个反应器内颗粒沉降速率出现微小差异,R1 中沉降

速率略微高于 R2, 进一步验证了较高剪切力利于形成结构密实的颗粒污泥, 但是剪切力与颗粒物理性质之间的定量关系需要深入研究, 以确定颗粒稳定存在的合适剪切力范围.

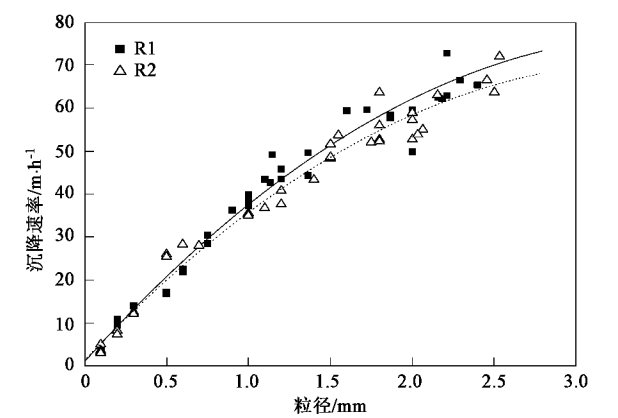


图5 第53 d不同曝气强度下颗粒沉降速度的比较
Fig.5 Comparison of settling velocities in R1 and R2 at day 53

随着颗粒污泥浓度不断增加, 颗粒粒径也逐渐增大. 从图6可见, 颗粒粒径呈现出缓慢增加的趋势; 分装后30 d内 R1和R2中颗粒平均粒径由0.9 mm分别增加至1.1 mm和1.3 mm, 第53 d增至1.3 mm和1.4 mm; R1和R2中颗粒平均增长速率分别约为 $7.7\text{ }\mu\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$ 和 $9.6\text{ }\mu\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$, 后者约比前者高25%, 表明在较低曝气量下颗粒污泥表面受剪切力作用较弱, 从而使颗粒粒径比较高曝气量下大. 另外, 已有研究表明好氧颗粒污泥的比增长速率和其粒径呈正相关关系^[16]. 在较低曝气量下, 微生物细胞分泌的EPS较少, 并且颗粒致密程度较小, 营养物质在颗粒内的扩散阻力减弱, 使颗粒内微生物细胞处于相对较高的营养水平, 其生长繁殖速度较快, 可产生大量新生细胞, 从而表现为颗粒污泥的MLVSS和颗粒粒径的增速较大, 结果如图4和图6所示.

2.4 曝气强度对颗粒相对强度的影响

颗粒强度是表征颗粒稳定性的重要参数之一, 颗粒强度越大, 其抗机械冲击能力就越强. 分装运行45 d后, R1和R2中颗粒相对强度分别为0.684和0.643, 两者相差6%左右, 表明在较高曝气量下颗粒污泥具有较大的抗冲击能力, 这可能与颗粒内微生物细胞分泌EPS的相对含量有关, 较高曝气量下形成的较大剪切力可刺激细胞释放更多EPS, 从而加强细胞间的黏合程度, 使好氧颗粒污泥强度相

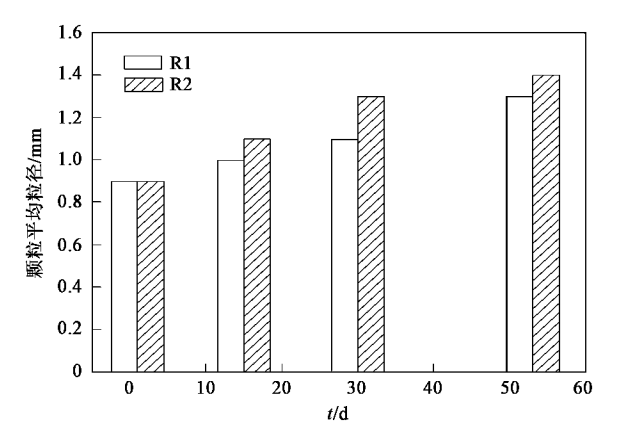


图6 不同曝气强度下颗粒平均粒径的变化情况
Fig.6 Comparison of mean size between R1 and R2 at different days

对增强.

2.5 曝气量对反应器硝化性能的影响

图7为沉降、出水、进水、曝气阶段约3 h内R1和R2中DO的变化情况, 沉降阶段DO分别从 $11\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 分别降至 $8.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $7.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 出水后都迅速降至 $2.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 由于进水DO约为 $12\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 进水期间气液扩散速率高于微生物对氧利用速率, DO分别迅速上升至 $8.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $7.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 曝气后DO呈现逐步增加的趋势并在1.5 h后基本稳定, 分别维持在 $11\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右. 从整个过程来看, R1中DO始终比R2中高, 这是由于混合液中DO变化是由气液传质速率和微生物对氧的利用速率决定. 氧扩散速率随着表观气体流速增加而增大, 而生物量增加将加大DO消耗速率; 高曝气量提高了气液氧传质速率, 但生物量较小(如图5), 使混合液中DO比较高. 另外, 高曝气量下颗粒小且结构密实(如图2和图6), 使氧在颗粒内传质阻力增大, 减小了颗粒内

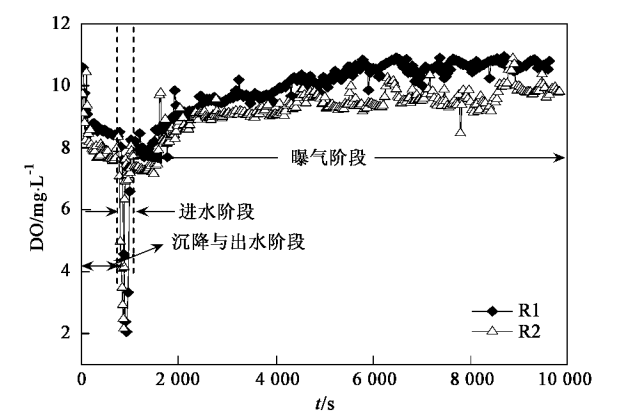


图7 1个周期不同阶段溶解氧变化情况(第40 d)
Fig.7 DO concentration at different periods of one cycle time at day 40

微生物对氧的利用率，这也是高曝气量下 DO 偏高的原因之一。

DO 是影响好氧颗粒污泥硝化性能的主要因素之一，在整个曝气阶段 R1、R2 内 DO 都高于 $7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，均表现出良好的硝化性能和降解 COD 的能力(图 8)。曝气后 R1、R2 中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 COD 分别具有相同的变化趋势， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在 6 h 末分别在 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下，而 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 都在 $160\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右；COD 在 6 h 末分别降至 $118.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $93.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。曝气 1 h 内，R1、R2 中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化速率分别为 $12.5\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $11.5\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ ，COD 降解速率分别为 $10.8\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $12.2\text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ ，这可能与曝气量对好氧颗粒内各菌种的选择有关，高的曝气量利于硝化菌群的富集并使异养菌活性降低(如 2.6 节结果所示)，从而使颗粒对底物 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化率提高，COD 降解速率减小。

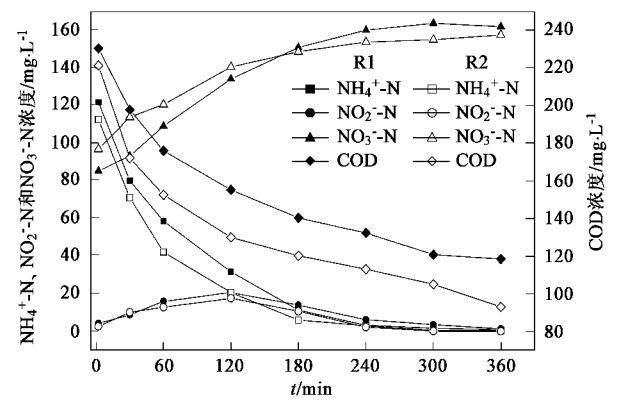


图 8 1 个循环周期内 R1 和 R2 中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 COD 的变化情况(第 42 d)

Fig.8 Concentration of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and COD in R1 and R2 in one cycle time at day 42

2.6 曝气量对异养菌、AOB 和 NOB 活性的影响

图 9 比较了 2 个反应器在氮负荷调整不同阶段硝化菌群和异养菌活性和菌种活性的变化情况。R1 中异养菌活性较小，约是 R2 的 0.85 倍；AOB 活性约是 R2 的 1.2 倍，NOB 活性约是 R2 的 1.8 倍。可见高曝气量可增强硝化菌群活性，使异养菌活性受到抑制，利于颗粒中硝化菌群的富集培养，但是曝气量对菌群的这种选择性行为和机理仍不清楚，可能需借助生态学、细胞学和分子生物学等相关学科共同研究。

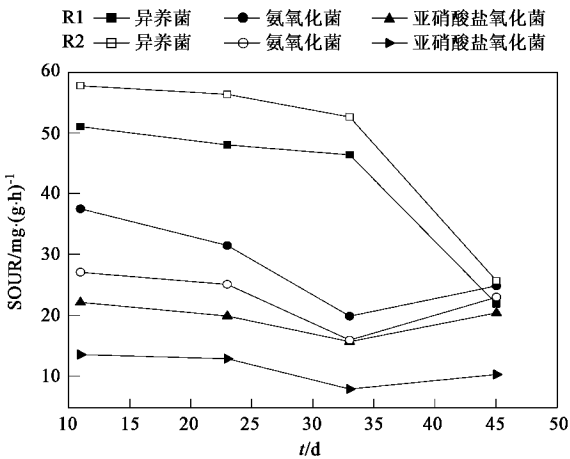


图 9 R1 和 R2 中异养菌、氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌活性变化
Fig.9 Respiratory activities of heterotrophs, AOB and NOB in R1 and R2

3 结论

- (1) 污泥颗粒化后降低曝气量，颗粒表面粗糙程度增加，空隙增大，易于营养物质向颗粒内部传递，满足颗粒内部微生物对营养物质的需求。
- (2) 剪切力是好氧颗粒污泥 EPS 含量的重要影响因素，低曝气量下颗粒 EPS 含量比高曝气量下约小 12%，但其结构稳定性可以维持。
- (3) 与高曝气量下相比，降低曝气量使表观污泥产率增加 33%，颗粒粒径平均增长速率提高 25%，颗粒相对强度降低 6%；两反应器颗粒污泥 SVI 值均在 $10\sim15\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ ，沉降性能良好。
- (4) 两反应器都具有良好硝化性能和降解 COD 能力；但低曝气量下，硝化菌群活性较低，异养菌活性较高，颗粒表现出较低的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化速率和较高的 COD 去除速率。
- (5) 从本试验 55 d 内好氧颗粒系统运行状况来看，降低曝气量可降低能耗，同时对好氧颗粒污泥结构未有显著影响，反应器具有良好的硝化性能和降解 COD 能力。

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]. Water Res, 1997, 31(12): 3191-3194.

[2] Peng D, Bernet N, Delgenes J P, et al. Aerobic granular sludge-a case study[J]. Water Res, 1999, 33(3): 890-893.

[3] Carvalho G, Meyer R, Yuan Z G, 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.

[4] 崔成武, 纪树兰, 高景峰, 等. 好氧颗粒污泥的形成机理 [J]. 水处理技术, 2006, **32**(2): 13-15.

[5] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. Water Res, 2002, **36**(7): 1653-1665.

[6] Bradford M M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding [J]. Anal Biochem, 1976, **72**: 248-254.

[7] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1989. 106-274.

[8] Changrekar M M, Asolekar S R, Ranganathan K R, *et al.* Experience with UASB reactor start-up under different operating conditions [J]. Water Sci Technol, 1996, **34**(5-6): 421-428.

[9] 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**(6): 407-412.

[10] Dubois M, Gilles K, Hamilton J K, *et al.* Colorimetric method for determination of sugars and related substances [J]. Anal Chem, 1956, **28**(3): 350-356.

[11] Ochoa J C, Colprim J, Palacios B, *et al.* Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor [J]. Water Sci Technol, 2002, **46**(1-2): 397-404.

[12] 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**(2): 143-148.

[13] Sponza D T. Extracellular polymer substances and physicochemical properties of flocs in steady- and unsteady-state activated sludge systems [J]. Process Biochem, 2002, **37**(9): 983-998.

[14] Sponza D T. Investigation of extracellular polymer substances (EPS) and physiochemical properties of different activated sludge flocs under steady-state conditions [J]. Enzyme Microb Technol, 2003, **32**(3): 375-385.

[15] Yang S F, Tay J H, Liu Y. Effect of substrate nitrogen/chemical oxygen demand ratio on the formation of aerobic granules [J]. J Environ Eng, 2005, **131**(1): 86-92.

[16] 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.

[17] Tay J H, Yang S F, Liu Y. Hydraulic selection pressure-induced nitrifying granulation in sequencing batch reactors [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2002, **59**(2-3): 332-337.

[18] Liu Y, Tay J H. Detachment forces and their influence on the structure and metabolic behaviour of biofilms [J]. World J Microbiol Biotechnol, 2001, **17**: 111-117.