

SBR 中生物膜促进好氧颗粒化研究

程媛媛^{1,2}, 赵 珏^{1,2}, 程 鹏^{1,2}, 宣鑫鹏^{1,2}, 张立楠^{1,2}, 龙 焙^{1,2}

(1. 江西省环境岩土与工程灾害控制重点实验室, 江西 赣州 341000; 2. 江西理工大学 建筑与测绘工程学院, 江西 赣州 341000)

摘 要: 利用弹性填料附着生物膜, 在选择压法培养好氧颗粒污泥 (AGS) 的过程中研究人工刮膜使其进入混合液对好氧颗粒化进程的影响。前 23 d 内颗粒化率随着生物膜刮落进入混合液中而不断增加, 24 d 后将弹性填料上附着的生物膜全部刮入混合液中, 颗粒化率大幅度提高。游离态生物膜在颗粒化过程中发挥了先驱物或晶核作用, 而在较高水力选择压下微生物分泌的胞外聚合物促进了松散的生物膜转化为结构密实的 AGS, 因而在冬季较低温度下于 30 d 内成功实现了好氧颗粒化。弹性填料有效地提高了系统的稳定性, 即使选择压法操作不当时仍可以抵抗污泥膨胀造成的影响, 这一设置有效地降低了系统崩溃的风险。运行过程中反应器表现出较好的污染物去除效果, 对 COD、TIN 及 TP 的去除率常在 90%、82% 及 80% 以上。

关键词: 好氧颗粒污泥; 生物膜; 颗粒化; 弹性填料; 稳定性

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)01-0014-06

Aerobic Granulation Accelerated by Biofilm in a Sequencing Batch Reactor

CHENG Yuan-yuan^{1,2}, ZHAO Jue^{1,2}, CHENG Peng^{1,2}, XUAN Xin-peng^{1,2},
ZHANG Li-nan^{1,2}, LONG Bei^{1,2}

(1. Jiangxi Key Laboratory of Environmental Geotechnology and Engineering Disaster Control, Ganzhou 341000, China; 2. School of Architectural and Surveying & Mapping Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, China)

Abstract: The strategy that attached biofilm was scrapped into mixed liquor during cultivation of aerobic granular sludge (AGS) by selection pressure method, and its influence on the granulation process was explored. The proportion of granules increased along with attached biofilm scrapped into the mixed liquor during the first 23 days, and granulation rate increased quickly after the elastic filler was removed, which left a large amount of free biofilm scrapped into the mixed liquor from the 24th day. The result indicated that free biofilm played the role of precursor and nuclei in the formation of AGS, where the extra-cellular polymeric substances network facilitated the conversion of loose biofilm into compact AGS by high selection pressure. Therefore, AGS was cultivated within 30 days at low temperature in winter by the strategy. The existence of elastic filler greatly enhanced the stability of the system to resist sludge bulking, which reduced the risk of startup failure even if operational parameter was improperly controlled by selection pressure method. Good performance of the reactor was achieved, where removal rates of COD,

TIN and TP were usually more than 90% , 82% and 80% during the operation.

Key words: aerobic granular sludge; biofilm; granulation; elastic filler; stability

与活性污泥相比,好氧颗粒污泥(AGS)具有许多优点,如结构紧凑、沉降性能好、耐有机负荷等^[1]。然而,好氧颗粒化的影响因素众多且形成条件较苛刻^[2],因而大大制约了该技术的发展与推广。研究表明,模拟污水下绝大多数 SBR 中成功培养出 AGS 需 1~2 个月,若以实际废水培养则往往耗时更长^[3]。虽然好氧颗粒化耗时一般要短于厌氧颗粒污泥反应器的启动时间^[4],但对于实际应用^[5]显然还是偏长,毕竟活性污泥或生物膜系统常可在数周内启动成功。选择压法^[6]是目前广泛采用的一种 AGS 培养方法,目前已有大量成功案例^[1~3,5],但所积累的操作参数仍非常粗糙。以沉降时间为例,虽然其被认为是选择压法最重要的影响因素,但至今未形成一套精确的控制流程。因此,如何高效、稳定地培养出 AGS 一直是个热门话题。为了提高培养效率,研究者们提出了一些快速培养策略,如投加惰性载体^[7,8]、进水中添加金属离子^[9,10]、接种部分成熟颗粒污泥^[11,12]、投加特殊菌种^[13,14]等。然而,由于运行条件的差异、衡量颗粒化成功标准不一等原因,这些研究成果仍需不断检验及完善。

生物膜是微生物在载体上附着生长后形成的生物聚集体,与传统活性污泥相比,具有处理效率高、耐冲击负荷、不易发生污泥膨胀等优点。AGS 通常被认为是微生物在特殊环境下自凝聚的产物,具有许多明显不同于活性污泥的特性,而这些特性与填料上附着生长或脱落下来的生物膜有许多相似之处^[15,16],甚至有学者认为 AGS 就是一种特殊的生物膜^[1]。目前,已有通过接种生物膜进行 AGS 培养的研究报道^[17],结果显示确实可以缩短好氧颗粒化所需时间。然而,由于成熟的生物膜并不易获得,因此,同一反应器内通过活性污泥增殖形成的生物膜能否加快颗粒化进程是一个值得探索的问题。综上所述,在实验室培养 AGS 过程中积累的经验与教训的基础上,在 SBR 中添加弹性填料以附着生长生物膜,并在选择压法培养 AGS 的同时不断将附着生长的生物膜剥离至混合液中,研究该策略是否有利于 AGS 的形成,旨在为 AGS 技术的发展提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 装置及运行方式

SBR 有效容积为 10.21 L(直径为 10 cm,有效高度为 130 cm, H/D 约为 13),换水率为 50%。1~23 d 内反应器中填充 1 根弹性填料(高度为 150 cm、比表面积为 $310 \text{ m}^2/\text{m}^3$)用于微生物附着生长,24 d 时取出。压缩空气由无油静音空压机从反应器底部通入,表观上升气速控制在 $1.2 \sim 1.5 \text{ cm/s}$ 之间。装置在冬季室温下运行(白天平均温度为 12°C 、夜间平均为 7°C),无加热、保温设施。

反应器启动时接种实验室其他 SBR 中强化脱氮的活性污泥,起始 MLSS 约为 $2\,500 \text{ mg/L}$ 。反应器采用间歇式运行,循环周期为 6 h,包括进水、反应、沉淀及排水 4 个过程,每天 4 个周期,具体周期组成见表 1。接种活性污泥前,将浸湿后的弹性填料取出,立即称量其质量为 W_0 ,随后在 23 d 挂膜过程中每日将其取出刮膜后并测定其湿质量变化。未刮膜前弹性填料的质量记为 W_1 ,刮膜后弹性填料质量记为 W_2 。因此,附着在弹性填料上的生物膜质量为 $W_1 - W_0$,刮落的生物膜质量为 $W_1 - W_2$ 。

表 1 循环周期组成

Tab. 1 Composition of a cycle

项目	时间/d	进水/min	好氧反应/min	沉淀/min	排水/min
1 [#]	1~3	3	325	30	2
2 [#]	4~6	3	345	20	2
3 [#]	7~8	3	338	17	2
4 [#]	9~15	3	343	12	2
5 [#]	16~23	3	348	7	2
6 [#]	24~25	3	350	5	2
7 [#]	26~28	3	352	3	2
8 [#]	29~30	3	353.5	1.5	2
9 [#]	31~42	3	354	1	2

1.2 模拟污水

模拟污水的具体配方^[18]见实验室已发表成果,其中包括醋酸钠、氯化铵、磷酸二氢钾及其他必需元素。进水 COD、氨氮、TP 浓度分别为 600、30 及 6 mg/L ,对应的 COD 容积负荷为 $2.4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

1.3 分析项目及测试方法

COD、氨氮、亚硝态氮、TP、SV、SVI、MLSS、

MLVSS 等均采用国家标准分析方法测定^[19], 硝态氮采用麝香草酚分光光度法测定, 总无机氮 (TIN) 为氨氮、硝态氮及亚硝态氮三者之和; 利用数码相机和光学显微镜观察、记录污泥形态变化; 平均粒径、颗粒化率采用标准筛湿筛分法测定; 胞外聚合物 (EPS) 采用热提取法提取^[17], 其中多糖 (PS) 采用苯酚-硫酸法测定, 蛋白质 (PN) 则采用改良后的 Lowery 法测定, 二者之和为 EPS 含量。

2 结果与讨论

2.1 污泥形态变化

前 3 d 内黄色的生物膜主要附着在弹性填料的液面与大气的分界面处, 第 4 天开始在液面下观察到生物膜, 此后填料上附着的生物膜量逐渐增加, 23 d 时生物膜几乎覆盖整个填料。培养过程中弹性填料上生物膜的附着量及刮膜量如图 1 所示。由于 1~3 d 挂膜量较小、13~15 d 出现明显污泥膨胀, 故这两段时间未刮膜。其余时间每天从填料上刮取部分粘稠的生物膜, 直至 24 d 时将弹性填料从反应器中取出并将附着的绝大多数生物膜刮下。

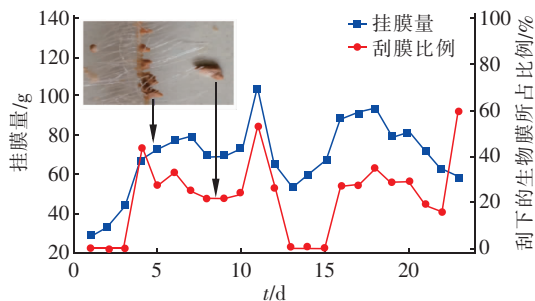


图1 生物膜附着量及刮膜比例

Fig.1 Quantity of biofilm and mass percentage of stripped biofilm

混合液中污泥形态变化见图 2。

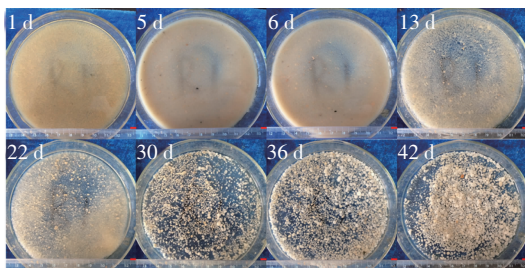


图2 污泥形态变化(标尺=5 mm)

Fig.2 Morphological changes of sludge (bar=5 mm)

前 4 d 内混合液中几乎全部是松散的絮状污泥, 伴随着混合液中游离态生物膜的增加, 第 5 天首

次观察到不规则的生物胶团, 第 6 天观察到了小颗粒。随后, 二者在反应器内的比例不断增加, 自 22 d 开始 AGS 已在反应器内占主导, 30 d 时 AGS 已占绝对优势, 但大部分为不规则的小颗粒。随后的 5 d 内可观察到大颗粒的比例明显增加, 而 36 d 以后没有观察到颗粒形状的明显变化。最终, 培养出淡黄色、形状不规则的 AGS。

2.2 污泥理化特性变化

2.2.1 污泥沉降性能

SV_{30}/SV_5 及 SVI 的变化见图 3。在前 4 d 内 SVI 不断减小, 但随着沉降时间的缩短, 随后的 11 d 内 SVI 整体呈增大趋势, 并在 15 d 时达到最大值为 194.30 mL/g, 污泥沉降性能的急剧恶化, 表明混合液中污泥发生了膨胀。随着重新开始刮膜, 随后的 15 d 内 SVI 又整体呈下降趋势, 并在第 30 天达到最小值为 23.84 mL/g。此后, SVI 逐渐趋于稳定, 保持在 25.81~37.34 mL/g 之间。 SV_{30}/SV_5 在前 8 d 内变化不大, 基本保持在 59.09%~69.23% 之间; 在 9~21 d 内整体呈减小趋势 (91.67%~57.14%), 自第 22 天开始则基本保持在 90% 以上。研究表明^[20], 成熟 AGS 的 SV_{30} 与 SV_5 的偏差小于 10%。结合污泥形态变化, 结果表明 36 d 后 AGS 已趋于成熟。

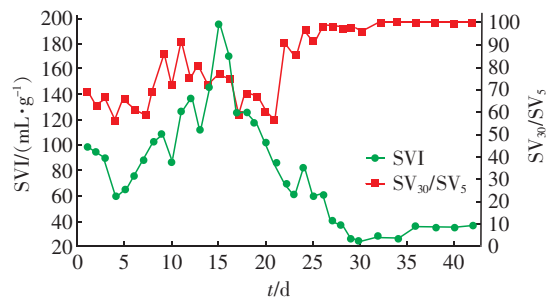


图3 SV_{30}/SV_5 及 SVI 的变化

Fig.3 Variation of SV_{30}/SV_5 and SVI during cultivation

2.2.2 MLSS 及 MLVSS/MLSS

MLSS 及 MLVSS/MLSS 的变化如图 4 所示。MLSS 在前 5 d 内整体呈增大趋势 (3.95~7.96 g/L), 这段时间 MLSS 的显著增加主要是由于 COD 负荷远高于接种前污泥反应器的负荷所致。随着沉降时间的缩短及排泥量的增大, MLSS 在随后的 21 d 内整体呈下降趋势, 并在 26 d 时达到最小值为 3.29 g/L。随着沉降性能良好的 AGS 在反应器中逐渐占据绝对优势, 随后的 8 d 内 MLSS 迅速增大, 并在 34

d 时达到最大值为 9.30 g/L 。此后 MLSS 逐渐趋于稳定,保持在 $7.08 \sim 7.34 \text{ g/L}$ 之间。除个别点外, MLVSS/MLSS 在前 12 d 内变化不大(一般在 $0.47 \sim 0.60$ 之间), 13 d 时 MLVSS/MLSS 突然增大至 0.81 , 预示着污泥膨胀的开始。由于大量膨胀污泥被排出反应器, 随后的 8 d 内 MLVSS/MLSS 整体呈下降趋势, 并在第 21 天达到最小值为 0.24 。此后的 13 d 内 MLVSS/MLSS 整体呈上升趋势($0.31 \sim 0.56$), 36 d 以后逐渐趋于稳定, 并维持在 $0.54 \sim 0.61$ 之间。

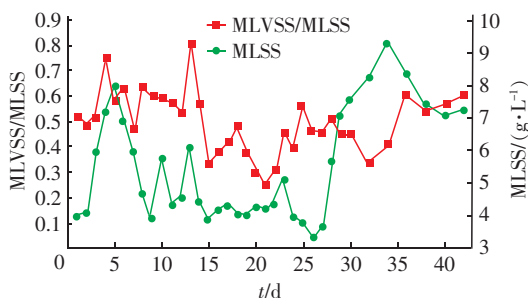


图 4 MLSS 及 MLVSS/MLSS 的变化

Fig. 4 Variation of MLSS and MLVSS/MLSS during cultivation

2.2.3 EPS 及 PN/PS

EPS 及 PN/PS 的变化见图 5。EPS 含量在前 12 d 内整体呈下降趋势, 并在第 12 天时降至最小值为 43.83 mg/gMLVSS 。接种污泥的高 EPS 主要得益于较高的亚硝化细菌含量, 已有研究^[21, 22]表明自养菌的富集可分泌更多的 EPS。因此大量絮状污泥排出导致了硝化细菌的数量大幅度减少, 从而导致了 EPS 的含量显著降低。

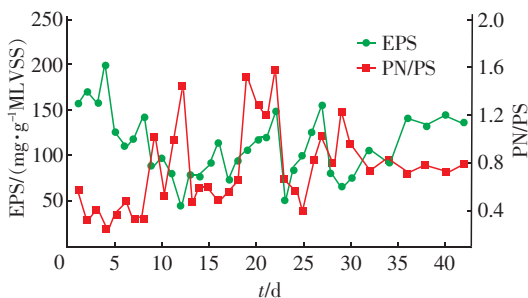


图 5 EPS 及 PN/PS 的变化

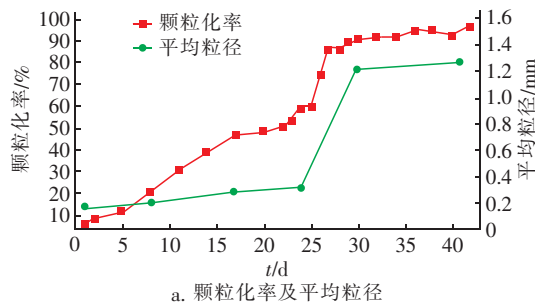
Fig. 5 Variation of EPS and PN/PS during cultivation

此后的 22 d 内 EPS 波动较大($50.82 \sim 156.72 \text{ mg/gMLVSS}$), 36 d 后逐渐趋于稳定, 维持在 $134.23 \sim 146.49 \text{ mg/gMLVSS}$ 之间。PN/PS 在前 8 d 内变化不大, 基本维持在 $0.3 \sim 0.5$ 之间; 随后的 22 d 内

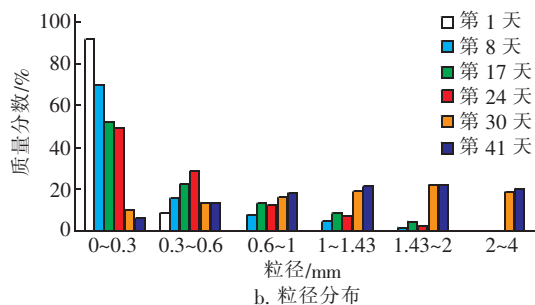
PN/PS 波动较大($0.40 \sim 1.58$), 32 d 开始 PN/PS 逐渐趋稳, 保持在 $0.71 \sim 0.84$ 之间。培养过程中 EPS 及 PN/PS 均出现较大波动, 推测主要是由于这段时间内活性污泥、生物膜及 AGS 处于激烈的相互作用, 导致其状态不稳定。

2.2.4 颗粒化率及粒径分布

颗粒化率的变化见图 6(a)。颗粒化率在前 29 d 内保持增大趋势, 但前 22 d 的增幅相对较小, 直到第 22 天时才首次超过 50%。24 d 时大量生物膜进入混合液后颗粒化率迅速增加, 30 d 以后颗粒化率保持在 90% 以上。以实验室提出的反应器内颗粒化率首次超过 90% 视为培养成功的标准^[23], 并结合观察到的污泥形态变化, 本策略于冬季在 30 d 内成功实现了好氧颗粒化。培养过程中平均粒径保持增大趋势, 但前 24 d 内增长缓慢。随着游离态生物膜大量进入混合液中, 反应器内大颗粒的比例不断增加, 导致 30 d 后的平均粒径增大至 1.2 mm 以上。



a. 颗粒化率及平均粒径



b. 粒径分布

图 6 培养过程中颗粒化率、平均粒径及粒径分布变化

Fig. 6 Variations of granulation rate, average particle size and size distribution during cultivation

由图 6(b) 可知, 絮状污泥质量分数逐渐减小 ($93.82\% \sim 5.60\%$), 而颗粒污泥的比例逐渐增加。然而, 不同粒径范围的颗粒的质量分数变化则略有差异: 除 $0.3 \sim 0.6 \text{ mm}$ 范围内的颗粒污泥呈先增大后减小外, $0.6 \sim 1$ 、 $1 \sim 1.43$ 、 $1.43 \sim 2$ 及 $2 \sim 4 \text{ mm}$ 区间的颗粒均整体呈增大趋势。随着大量生物膜进入

混合液,24 d以后1 mm以上颗粒比例显著增大,但各区间内的颗粒污泥的比例分布变得更加均匀(13%~22%)。

2.3 反应器对污染物的去除效果

反应器对COD具有较好的去除效果,除第4天开始刮膜等少数天数的出水COD较高外,其余时间均可保持在100 mg/L以下,去除率高达90%以上。出水TP在前11 d内波动较大(0.11~3.16 mg/L),此后出水TP变化趋于平缓,逐渐稳定在1.0 mg/L以下,对应的去除率基本维持在80%以上。

反应器的脱氮效果除第1天及第16~18天较差外,其余时间均较稳定,氨氮一般在3.50 mg/L以下,出水TIN一般可保持在5.30 mg/L以下、对应的去除率保持在82%以上,硝态氮略有积累(最大不超过3.2 mg/L),并逐渐成为出水TIN的主要贡献者,而亚硝态氮一般在0.70 mg/L以下(见图7)。

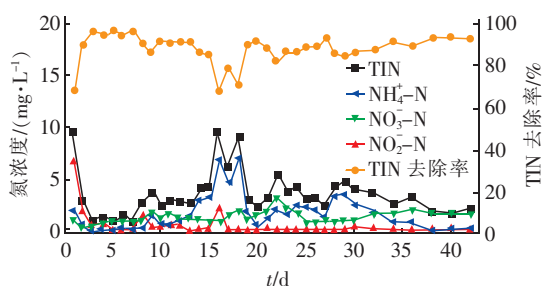


图7 反应器出水氮浓度及TIN去除率变化

Fig.7 Profile of effluent TIN, NH_4^+-N , NO_3^--N , NO_2^--N and removal rate of TIN

2.4 AGS的形成机理探讨

选择压假说^[6]是目前用于解释AGS形成较流行的假说之一,该假说认为在高选择压下微生物通过相互凝聚以抵抗恶劣的环境、最终形成AGS。培养过程中的水力选择压包括较大的表观上升气速(1.2~1.5 cm/s)和逐渐缩短的沉降时间(30~1 min),而较高的有机负荷[2.4 kg/(m³·d)]则为微生物提供了必要的生物选择压。根据污泥形态变化及颗粒化率可知,颗粒化率与进入混合液中的游离态生物膜量成正比,特别是24 d时游离生物膜大量进入混合液导致颗粒化率的大幅增加。另外,实测8~23 d内附着于弹性填料上生物膜的EPS在86.78~95.56 mg/gMLVSS之间(PN/PS为1.12~1.34),与混合液中污泥的EPS含量相当,但是远低于36 d后的成熟AGS含量(134.23~142.72 mg/

gMLVSS)。因此,有理由推测游离态生物膜进入混合液后发挥了“晶核”的作用,而较高水力选择压下微生物分泌的大量EPS^[6]有效促使松散生物膜转化为致密的AGS(见图8)。通常,絮状污泥在选择压的作用下逐渐转化为AGS^[5,6]需要较长的时间,相比之下,絮状污泥转化为生物膜则较为容易,加之游离态生物膜又可快速转化为AGS,因而缩短了AGS形成所需的时间。

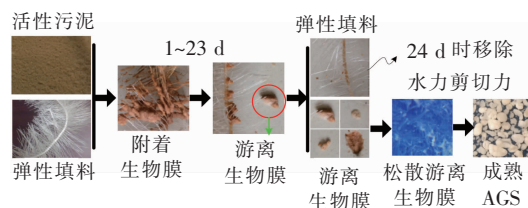


图8 好氧颗粒污泥快速形成机理

Fig.8 Mechanism of rapid aerobic granulation

选择压法是目前用于AGS培养的主流方法,但到目前为止始终未形成一套统一的操作模式,且沉淀时间或污泥排放量操作不当容易引起污泥膨胀等异常。本研究中由于絮状污泥排放量过大,污泥负荷在13~15 d期间由0.40 kgCOD/(kgMLSS·d)迅速增加至0.62 kgCOD/(kgMLSS·d),导致混合液中的污泥发生了明显的膨胀现象。然而,弹性填料上生物膜的存在极大地提高了系统稳定性,使得系统可在短时间内恢复正常。值得一提的是,弹性填料是污水处理中常见的性价比较高的环保材料。因此,通过“絮状污泥→附着态生物膜→游离态生物膜→AGS”的转化模式不仅可缩短AGS形成所需时间,亦可大大提高选择压法的可靠性。

3 结论

在冬季低温的条件下,通过“絮状污泥→附着态生物膜→游离态生物膜→AGS”的转化模式可在30 d内成功实现好氧颗粒化,36 d时AGS已趋于成熟,并表现出良好的污染物去除效果。在较高水力选择压下,游离态生物膜的“晶核”作用及微生物分泌的大量EPS有效促进了致密AGS的形成,且弹性填料大大提高了系统稳定性,并极大地降低了反应器启动失败的风险。

参考文献:

- [1] Adav S S, Lee D J, Show K Y, et al. Aerobic granular sludge: recent advances[J]. Biotechnol Adv, 2008, 26:

- 411 – 423.
- [2] 苏海佳,王陆玺,邓爽,等. 好氧颗粒污泥技术及研究进展[J]. 化工进展,2016,35(6):1914 – 1922.
- [3] Zhang Q G, Hu J J, Lee D J. Aerobic granular processes: Current research trends [J]. Bioresour Technol, 2016, 210: 74 – 80.
- [4] Lim S J, Kim T H. Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment processes [J]. Biomass & Bioenergy, 2013, 60: 189 – 202.
- [5] Pronk M, Kreuk M K D, Bruin B D, *et al.* Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment [J]. Water Res, 2015, 84: 207 – 217.
- [6] Liu Y, Wang Z W, Qin L, *et al.* Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2005, 67: 26 – 32.
- [7] Li A J, Li X Y, Yu H Q. Aerobic sludge granulation facilitated by activated carbon for partial nitrification treatment of ammonia-rich wastewater [J]. Chem Eng J, 2013, 218: 253 – 259.
- [8] Zhou J H, Zhao H, Hu M, *et al.* Granular activated carbon as nucleating agent for aerobic sludge granulation: effect of GAC size on velocity field differences (GAC versus flocs) and aggregation behavior [J]. Bioresour Technol, 2015, 198: 358 – 363.
- [9] Li X M, Liu Q Q, Yang Q, *et al.* Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg^{2+} augmentation [J]. Bioresour Technol, 2009, 100: 64 – 67.
- [10] Sajjad M, Kim K S. Influence of Mg^{2+} catalyzed granular sludge on flux sustainability in a sequencing batch membrane bioreactor system [J]. Chem Eng J, 2015, 281: 404 – 410.
- [11] 龙焙,程媛媛,赵珏,等. 培养过程中投加部分好氧颗粒对颗粒化的影响 [J]. 中国给水排水, 2017, 33 (15): 13 – 19.
- [12] 赵珏,刘祖文,龙焙,等. 培养过程中接种部分厌氧颗粒污泥促进好氧颗粒化 [J]. 中国给水排水, 2017, 33 (17): 8 – 13.
- [13] Ivanov V, Wang X H, Stabnikova O. Starter culture of *Pseudomonas veronii* strain B for aerobic granulation [J]. World J Microbiol Biotechnol, 2008, 24(4): 533 – 539.
- [14] Jiang H L, Tay J H, Maszenan A M, *et al.* Enhanced phenol biodegradation and aerobic granulation by two co-aggregating bacterial strains [J]. Environ Sci Technol, 2006, 40: 6137 – 6142.
- [15] Adav S S, Lee D J, Tay J H. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule [J]. Water Res, 2008, 42: 1644 – 1650.
- [16] 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: 1653 – 1665.
- [17] Yang G F, Feng L J, Yang Q, *et al.* Startup pattern and performance enhancement of pilot-scale biofilm process for raw water pretreatment [J]. Bioresour Technol, 2014, 172: 22 – 31.
- [18] 龙焙,程媛媛,赵珏,等. 好氧颗粒污泥处理化工废水的应用研究 [J]. 中国给水排水, 2017, 33 (5): 26 – 32.
- [19] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 (第 4 版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.
- [20] Liu Y Q, Tay J H. Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2007, 75: 205 – 210.
- [21] Chen H, Ma C, Yang G F, *et al.* Floatation of flocculent and granular sludge in a high-loaded anammox reactor [J]. Bioresour Technol, 2014, 169: 409 – 415.
- [22] Huang W L, Wang W L, Shi W S, *et al.* Use low direct current electric field to augment nitrification and structural stability of aerobic granular sludge when treating low COD/ NH_4^+ – N wastewater [J]. Bioresour Technol, 2014, 171: 139 – 144.
- [23] Long B, Yang C Z, Pu W H, *et al.* Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a continuous flow reactor [J]. J Environ Chem Eng, 2015, 3: 2966 – 2973.



作者简介:程媛媛(1985 –), 女, 山西长治人, 硕士, 助教, 从事废水处理技术与设备研究。

E – mail: yuancheng37@163. com

收稿日期: 2017 – 11 – 01