



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.201903046

中图分类号 X703

文献标识码 A

宋志伟, 徐雪冬, 张晴, 等. 碳氮比对好氧颗粒污泥稳定性的影响[J]. 环境工程学报, 2020, 14(1): 262-269.

SONG Zhiwei, XU Xuedong, ZHANG Qing, et al. Influence of carbon-nitrogen ratio on the stability of aerobic granular sludge[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(1): 262-269.

碳氮比对好氧颗粒污泥稳定性的影响

宋志伟*, 徐雪冬, 张晴, 邓文静

黑龙江科技大学环境与化工学院, 哈尔滨 150022

第一作者: 宋志伟(1968—), 女, 博士, 教授。研究方向: 污水生物处理技术。E-mail: szwcyp@163.com

*通信作者

摘要 针对好氧颗粒污泥运行过程中稳定性较差的问题, 在 3 个 C/N 比条件下, 通过气升式内循环反应器对好氧颗粒污泥进行培养, 分析了不同时期好氧颗粒污泥的沉降性能、粒径变化、进出水水质中有机物、胞外聚合物组分及含量变化, 探讨了 C/N 比对好氧颗粒污泥稳定性的影响。结果表明, 在 C/N 比分别为 10、15 和 25 的条件下, 均能培养出好氧颗粒污泥, C/N 比为 15 时, 好氧颗粒污泥稳定性最优, 此时好氧颗粒 26 d 内成熟, 其 SVI 值为 $16.98 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 颗粒粒径主要分布在 $0.2 \sim 0.6 \text{ mm}$, 对 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TP 的去除率可达 93%、75% 和 91%, 松散型 EPS 和紧密型 EPS 的含量最高分别为 $44.97 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $54.20 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。在采用不同 C/N 比对好氧颗粒污泥的培养过程中, C/N 比对好氧颗粒污泥稳定性有较大影响, 其中松散型 EPS 与好氧颗粒污泥的稳定性呈正相关关系。

关键词 好氧颗粒污泥; 碳氮比; 污泥稳定性; 胞外聚合物

好氧颗粒污泥 (aerobic granular sludge, AGS) 是一种特殊的生物膜结构^[1], 污水生物处理系统中的微生物在适宜的环境条件下互相聚集, 最终能够形成颗粒污泥^[2], 具有传质条件好、抗冲击负荷和抗毒性能力强、活性高以及沉淀性好等优点^[3]。1997 年, DANGCONG^[4]首次在实验室的 SBR 中培养出好氧颗粒污泥, 且发现此类污泥具有较好的降解水中污染物的能力。此后, 好氧颗粒污泥法便成为废水处理领域的研究热点。但随着研究的深入, 发现好氧颗粒污泥稳定性不好, 运行中易出现解体现象, 存在一定的工艺难操控性^[5], 这些特点限制了好的氧颗粒污泥技术的推广。

好氧颗粒污泥的培养过程受很多因素影响, 如进水 C/N 比、有机负荷、接种污泥等都对好氧颗粒污泥的快速形成及颗粒性能具有重要影响^[6-7]。其中进水中 C/N 比是影响微生物生长的重要因素, 碳源是培养微生物所必需的物质, 它为微生物细胞构成含碳物质和微生物生长、繁殖及运动供给所需要的能量, 而氮源则是合成微生物体内蛋白质的主要原料。有些学者在研究 C/N 比对好氧颗粒污泥稳定性的影响时, 多采用在培养过程中随培养时间而改变进水负荷的方法, 张睿^[8]在实验中采用间隔 10 d 改变一次进水 C/N 比的方法, 来观察 C/N 比对好氧颗粒污泥的影响, 并采用交替改变进水 C/N 比的方法, 来研究污泥的特性。李亚峰等^[9]通过交替改变进水 C/N 比的方式培养好氧颗粒污泥。

收稿日期: 2019-03-06; 录用日期: 2019-05-09

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (51678222)

采用随时间改变进水 C/N 的方式培养好氧颗粒污泥的方法，只能研究不同 C/N 比对不同颗粒污泥生长阶段的稳定性的影响，无法明确指出在整个污泥生长过程中 C/N 比对好氧颗粒污泥特性的影响。本研究采用气升式内循环反应器，在 3 个不同 C/N 比条件下，分别进行好氧颗粒污泥的培养，探讨 C/N 比对好氧颗粒污泥物理性能和降解性能的影响，分析好氧颗粒污泥形成过程中胞外聚合物及其组分的变化，探讨其对维持好氧颗粒污泥稳定性的作用，为促进好氧颗粒污泥的工程应用提供参考。

1 材料与方 法

1.1 实验原料

磷酸氢二钾 (K_2HPO_4)、七水合硫酸镁 ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$)、无水氯化钙 ($CaCl_2$)、磷酸二氢钾 (KH_2PO_4)、七水合硫酸亚铁 ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$)、葡萄糖、氯化铵 (NH_4Cl)、蛋白胨、牛肉膏均为分析纯；为保证提供微生物生长所需的物质，在废水中加入微量元素，微量元素组分为硼酸 (H_3BO_3)、七水合硫酸锌 ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)、七水合氯化锰 ($MnCl_2 \cdot 7H_2O$)、五水合硫酸铜 ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$)、钼酸钠 ($MoNa_2O_4$)、氯化镍 ($NiCl_2$)、六水合氯化钴 ($CoCl_2 \cdot 6H_2O$)、碘化钾 (KI)。接种污泥取自哈尔滨市百威啤酒厂污水处理二沉池中的活性污泥，污泥的基本性质如下：MLSS 为 $5\ 290\ mg \cdot L^{-1}$ ，SVI 为 $177.6\ mg \cdot L^{-1}$ ，粒径小于 $0.2\ mm$ 的污泥占总比的 99.8%，呈絮状灰褐色。

1.2 实验装置

实验采用自制式气升式内循环序批式反应器^[10]，实验装置见图 1。反应器为双层有机玻璃柱构成，柱体积为 5.0 L，高径比 (H/D) 约为 15，其中外部管径约为 8 cm，高约 120 cm，内部管径约为 6 cm，高约为 90 cm，出水口距底部 40 cm，反应器的进水、曝气、沉降以及排水时间由 PLC 控制器进行控制，反应器采用外部水浴控温。

1.3 实验方法

本研究采用 3 个并列的反应器柱，分别为 R1、R2 和 R3，实验连续运行 60 d，SBAR 反应器的主要运行参数：进水时间为 5 min，曝气时间为 333~345 min，沉淀时间为 5~15 min，排水时间为 5 min，运行周期为 6 h，表面气流速度为 $2.4\ m \cdot s^{-1}$ ，曝气量为 $0.32\ m^3 \cdot h^{-1}$ ，温度为 $30\ ^\circ C$ 。0~10 d，曝气时间为 335 min，沉降时间为 15 min；11~20 d，曝气时间为 340 min，沉降时间为 10 min；21~60 d，曝气时间为 345 min，沉降时间为 5 min。

1.4 分析方法

COD、 NH_4-N 、TP、MLSS 和 SVI 采用标准方法^[11]测定；颗粒污泥的粒径分布利用激光粒度分布仪测定；胞外聚合物 (EPS) 采用分光光度法测定；多糖采用硫酸-萘酮法测定；蛋白质采用考马斯亮蓝 G-250 法测定。

EPS 采用改良型热提取法提取。松散型胞外聚合物 (LB-EPS) 的提取方法：取 40 mL 泥水混合物，在 $4\ ^\circ C$ 、 $2\ 100\ r \cdot min^{-1}$ 的条件下离心 10 min，取上清液，经 $0.45\ \mu m$ 的微孔膜过滤，所得液体即为 LB-EPS。紧密型胞外聚合物 (TB-EPS) 的提取方法：用生理盐水将提取过 LB-EPS 的离心管中的剩余泥水混合物补足至 40 mL，再 $80\ ^\circ C$ 恒温水浴 60 min，冷却后在 $4\ ^\circ C$ 、 $12\ 000\ r \cdot min^{-1}$ 的条件下离心 10 min，取上清液经 $0.45\ \mu m$ 的微孔膜过滤，所得液体为 TB-EPS^[12]。

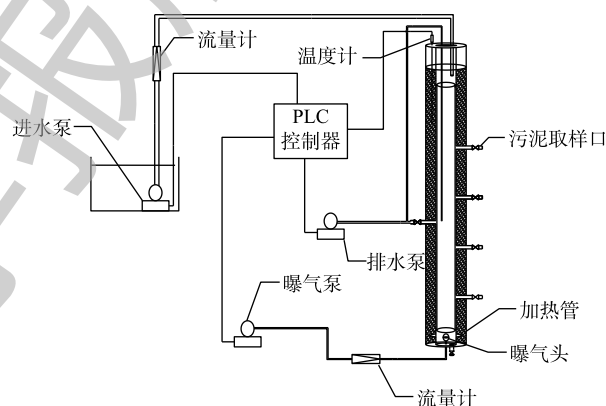


图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram and experimental equipment

2 结果与讨论

2.1 碳氮比对好氧颗粒污泥形成的影响

在好氧颗粒污泥培养过程中, 定期测定不同碳氮比条件下好氧颗粒污泥的 MLSS 和 SVI 值, 结果见图 2。从图 2 可以看出, R1 在启动后的第 17 天, 污泥颜色从接种时的黄褐色变为淡褐色, 并且出现较小颗粒, 此时反应器中存在较多絮状污泥, SVI 值为 $49.8 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 。运行 26 d 后, R1 中污泥颗粒不断增加, 反应器中颗粒污泥占主体地位, 其 SVI 值为 $38.27 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 。在运行至第 35 天, R1 中的颗粒略有解体现象, 但在 8 d 之后, 又重新形成颗粒, 至反应器运行结束为止。在整个运行期间, MLSS

最大值可达 $6431 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, SVI 值可降到 $30.32 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$; R2 和 R3 在运行到第 17 天, 反应器中都出现较多颗粒, SVI 值分别为 $63.05 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $76.2 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$; R2 在运行至第 26 天, 反应器中基本没有絮状污泥, 实现颗粒化, 此时颗粒 SVI 值为 $42.79 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, MLSS 值为 $5609 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 反应器继续运行至第 55 天, SVI 值最低降至 $16.98 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$; R3 在运行至第 43 天, SVI 降至 $32.86 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 且在运行过程中, 反应器内污泥浓度较低, MLSS 值仅为 $3347 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 导致其对污染物的降解效果明显下降。

经分析可知, 进水在不同 C/N 比条件下培养的好氧颗粒污泥的性状有较大区别, 在 C/N 比为 15 时, 培养的好氧颗粒污泥的稳定性最好。其中 R1(C/N=10) 在运行阶段形成颗粒, 但是随着反应器的持续运行, 出现颗粒大部分解体现象。造成这种现象的原因可能由于 C/N 比较低, 丝状菌长势过度, 导致颗粒粒径增大, 结构松散, 最终好氧颗粒污泥解体, 这与赵霞等^[13] 在 SBR 中培养好氧颗粒污泥得到的结果一致。R2(C/N=15) 在整个污泥培养的过程中, 颗粒运行稳定, 未出现颗粒解体的现象。R3(C/N=25) 在污泥培养过程中, 由于 C/N 比值较高, 氮源不足, 菌体繁殖量少, 不利于微生物的积累, 导致反应器中污泥量较少, 不利于对有机物的稳定去除。

2.2 碳氮比对颗粒污泥粒径的影响

在反应器运行过程中, 采用激光粒度分布仪定期对颗粒粒径进行检测, 结果见图 3。从图 3 可以看出, R1 中的颗粒粒径大于 0.2 mm 的颗粒分布呈先上升后下降再上升的趋势, 颗粒经历解体再形成的过程。在第 25 天, 粒径大于 0.2 mm 的颗粒占比为 49.29%; 且粒径在 $0.2 \sim 0.6 \text{ mm}$ 的颗粒占 37.89%; $0.6 \sim 1.0 \text{ mm}$ 的颗粒占 8.88%; $1.0 \sim 2.0 \text{ mm}$ 的颗粒占 2.52%。虽然 R1 形成颗粒, 但是颗粒粒径较小, 很容易解体成絮状污泥。而 R2 中颗粒粒径大于 0.2 mm 的颗粒分布起初一直呈上升的趋势, 后期趋于平稳。在第 55 天, 大于 0.2 mm 的颗粒占比达到 76.43%, 且粒径在 $0.2 \sim 0.6 \text{ mm}$ 的颗粒占比达到 45.24%; $0.6 \sim 1.0 \text{ mm}$ 的颗粒占 17.56%; $1.0 \sim 2.0 \text{ mm}$ 的颗粒占比为 13.63%, 在颗粒化后, R2 反应器中的颗粒粒径主要在 $0.2 \sim 1.0 \text{ mm}$ 。R3 中的颗粒粒径大于 0.2 mm 的颗粒开始呈增加趋势, 在第 25 天达到最大, 占比为 73.56%。粒径在 $0.2 \sim 0.6 \text{ mm}$ 的

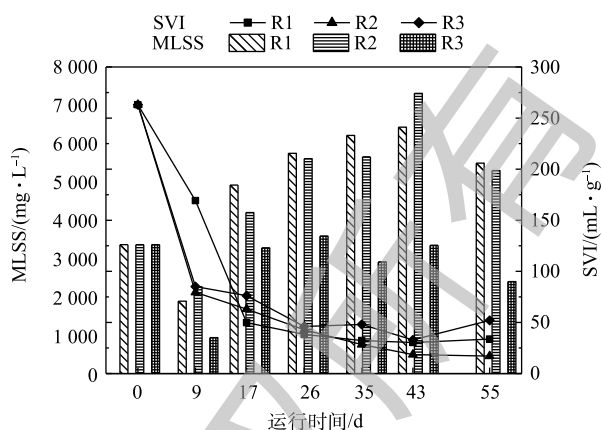


图 2 污泥浓度 MLSS 和污泥容积指数 SVI 的变化
Fig. 2 Change of mixed liquid suspended solids MLSS and sludge volume index SVI

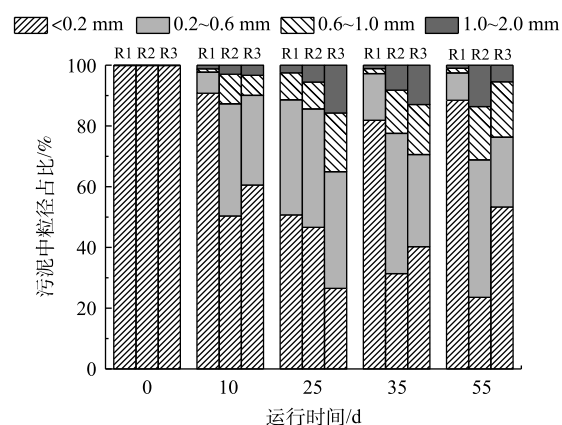


图 3 颗粒粒径分布的变化
Fig. 3 Variation of particle size distribution

颗粒占 38.39%；0.6~1.0 mm 的颗粒占 19.32%；1.0~2.0 mm 的颗粒占比为 15.75%；之后，大于 0.2 mm 的颗粒略微下降，但占比依然保持 50% 以上。

由此可见，C/N 比为 15 和 25 时，好氧颗粒污泥的粒径主要分布在 0.2~1.0 mm，R2 中占比为 62.8%，R3 中占比为 57.7%，颗粒分布较均匀。

2.3 碳氮比对有机物去除效果的影响

1) 碳氮比对 COD 去除率的影响。进水 COD 值为 $1\ 500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，在不同碳氮比情况下，R1、R2 和 R3 的进出水 COD 值以及对 COD 的去除率见图 4。可以看出，在反应器运行初期，接种污泥中的微生物处于适应期，对 COD 的去除率有较大波动。运行 13 d 后，3 个反应器中 COD 的去除率呈现上升趋势，17 d 后，趋于平稳，R1 由 50% 上升到 83%；R2 由 44% 上升到 88%；R3 由 68% 上升到 89%。在运行到第 35 天，由于 R1 内的好氧颗粒污泥出现解体，对 COD 的去除效果有所下降，但也保持在 70% 以上，随后经历颗粒再形成，对 COD 的去除率上升到 80% 以上，最高可达 84%，但是运行到第 51 天，R1 对 COD 的去除率又下降到 70%，之后到运行结束，虽有提高，但是最高只达到 77%；R2 在经历污泥适应期后，对 COD 的去除率一直保持在 80% 以上，最高可达 93%；R3 在经历污泥适应期后，对 COD 的去除率达到最大值后略有下降，在此之后虽有波动，但是基本保持在 80% 以上。

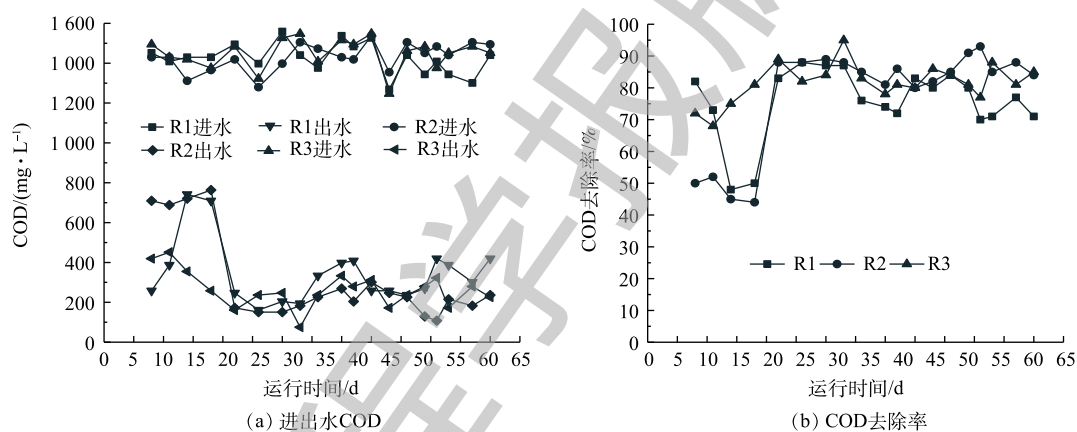


图 4 反应器进出水 COD 及去除率

Fig. 4 Influent and effluent concentration and removal rate of COD in reactor

由此可见，C/N 比为 15 时好氧颗粒污泥对 COD 的去除率保持在 80% 以上，而且运行过程稳定，不存在颗粒解体现象。有研究^[11]表明，好氧颗粒污泥在 C/N 比从 20 降低至 10 的过程中对 COD 的去除率保持在 87%，这与本研究的结果基本相符。

2) 碳氮比对 TP 去除率的影响。在好氧颗粒污泥培养过程中，定期测定不同碳氮比条件下好氧颗粒污泥的 TP 去除率以及进出水内 TP 的浓度，结果见图 5。可以看出，在反应器运行初期，接种污泥中的微生物处于适应期，对 TP 的去除率有较大波动。在运行 13 d 后，R1、R2 和 R3 中的 TP 去除率呈现上升趋势，17 d 后，趋于平稳，R1 中的 TP 去除率由 44% 上升到 92%；R2 由 54% 上升到 92%；而 R3 在第 21 天后，趋于平稳，对 TP 的去除率由 69% 上升到 89%。其中，R1 在运行 35 d 后，反应器内好氧颗粒污泥部分解体，对 TP 的去除率由 92% 下降到 65%，在第 37 天，略微升高后又下降至 53%，之后稳定在 80% 以上；R2 对 TP 的去除率在经历适应期后迅速上升，在第 15 天之后，趋于稳定，始终保持对 TP 的去除率在 80% 以上，最高可达 91%；R3 对 TP 的去除率在经历 20 d 左右的适应期后，达到平稳，之后有所波动，但保持在 80% 以上。

C/N 比为 10 的条件下，由于出现颗粒解体现象，导致对 TP 去除效果在培养后期呈现较大波

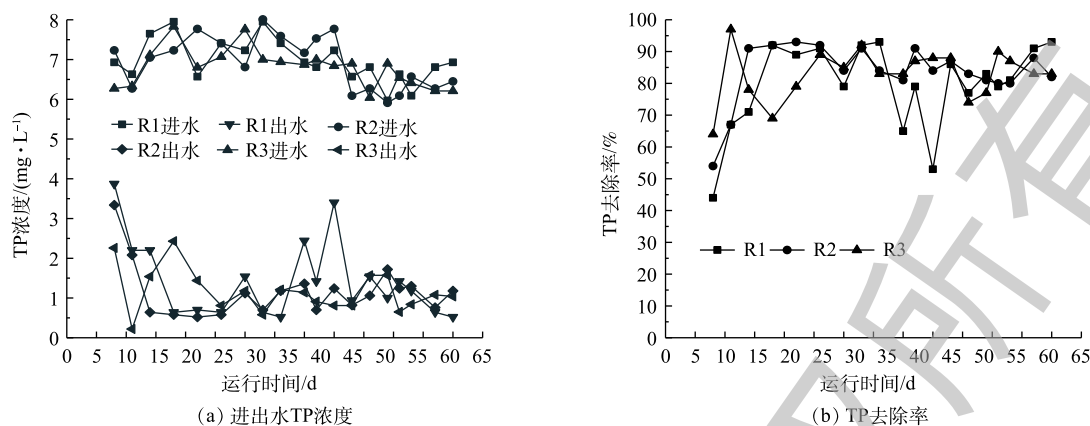


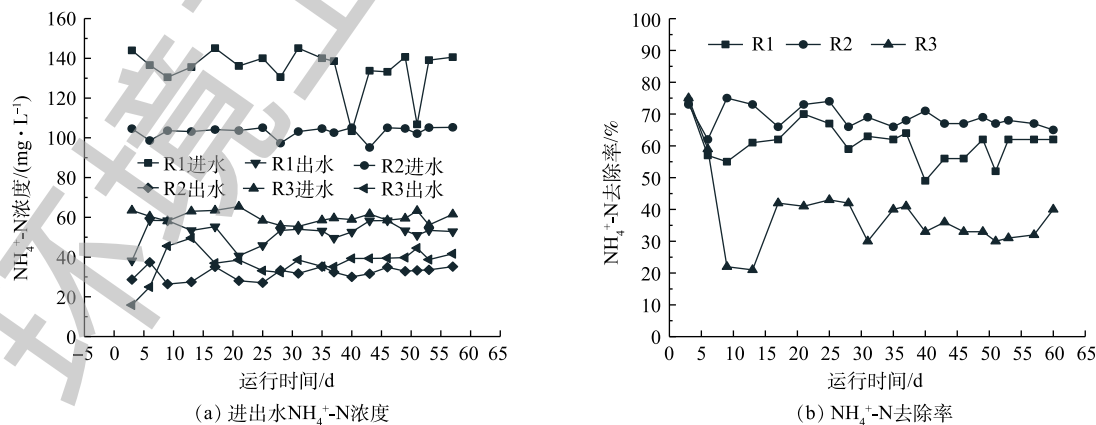
图5 反应器进出水TP浓度及去除率

Fig. 5 Influent and effluent concentration and removal rate of TP in reactor

动；C/N比为15的条件下，好氧颗粒污泥对TP的去除效果最稳定；C/N比为25的条件下，培养的好氧颗粒污泥对TP的去除效果有波动，但也保持在80%以上。在本研究中，由于R1在运行过程中存在污泥解体现象，分析其原因可能是由于反应器内硝态氮的增多，抑制了释磷菌的活性，不利于释磷菌对磷的去除^[14]，因此，造成R1反应器对TP的去除率呈现较大程度的降低。通过分析可知，在C/N比为15的条件下，培养的好氧颗粒污泥对TP的去除效果最稳定。

3) 碳氮比对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率的影响。在好氧颗粒污泥培养过程中，定期测定不同碳氮比条件下好氧颗粒污泥的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率，结果见图6。可以看出，不同C/N比条件下，培养的好氧颗粒污泥对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果有显著差异。在污泥接种阶段，反应器内的污泥微生物处于适应阶段，R1、R2和R3对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率有明显的先下降后上升再趋于平稳的趋势，其中R1对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率由55%上升到70%，随后略有下降，在第40天，去除率达到最低，为49%，之后，R1对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率始终保持在50%以上。在整个培养阶段，R1对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率均达到49%以上，最高可达70%；R2在接种阶段对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率有明显下降，在第9天后迅速回升，对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率保持在70%左右，在第9天，达到最高值，为75%；R3对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率由21%上升到42%，在之后略有下降，但仍保持在30%以上。

不同碳氮比条件下，培养的好氧颗粒污泥对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果有较大影响，在C/N比为15时效果最好。造成这种显著差异的原因可能是由于在R1中的进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量要高于R2，而较高的氨

图6 反应器进出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度及去除率Fig. 6 Influent and effluent concentration and removal rate of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in reactor

氮负荷会抑制硝化菌和反硝化菌的活性，导致对 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的去除效果下降，这也和刘宏波等^[12] 的研究结论相符，而 R3 中的进水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的含量过低，导致反应器内微生物量不足，无法有效去除 $\text{NH}_4\text{-N}$ 。

2.4 碳氮比对好氧颗粒污泥中 EPS 的影响

在好氧颗粒污泥培养过程中，定期测定不同碳氮比条件下好氧颗粒污泥的 EPS 及其组分变化，结果见图 7。可以看出，在整个好氧颗粒污泥的培养阶段，R1 和 R3 内的 EPS 总量呈先上升后下降再上升的趋势，R2 内的 EPS 总量呈先迅速上升后缓慢上升的趋势。在污泥培养的前 21 d，3 个反应器内的 EPS 总量都呈快速上升的趋势，R1 的 EPS 总量为 $96.88 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ；R2 的 EPS 总量为 $87.89 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ；R3 的 EPS 总量为 $108.37 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，而这一时期颗粒污泥正处于快速形成期。但在第 35 天，R1 反应器内污泥的 EPS 总量由 $96.88 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 减少至 $86.56 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，而后呈上升趋势，在第 54 天，EPS 总量为 $112.17 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ；R2 中颗粒污泥的 EPS 总量整体呈现缓慢上升的趋势，在第 35 天，由 $87.89 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 减少至 $82.66 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 43 天，增加至 $92.55 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 49 天，减少至 $86.45 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 54 天，增加至 $99.17 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ；R3 中的 EPS 总量在 21 d 后呈快速减少的趋势，在第 43 天，由 $108.37 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 减少至 $60.58 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，之后缓慢上升，在第 54 天，增加至 $95.89 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。3 个反应器内的 EPS 总量的变化趋势与好氧颗粒污泥的稳定状态一致。由此可知，在好氧颗粒污泥的培养过程中，碳氮比对好氧颗粒污泥中的 EPS 含量有较大影响，这与孙洪伟等^[15] 的研究结论一致，且 EPS 总量的变化与好氧颗粒污泥的稳定性呈正相关关系。

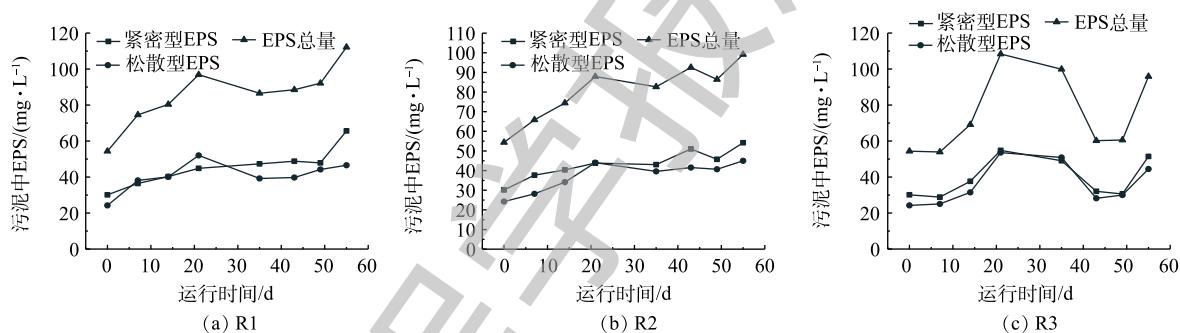


图 7 运行阶段 EPS 的变化

Fig. 7 Variations of EPS at the operation phase

R1 中的紧密型 EPS 含量由最初的 $30.12 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加至第 54 天的 $65.62 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，随着运行时间呈逐渐增加的趋势，松散型 EPS 的含量由 $24.25 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加至第 21 天的 $52.03 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 43 天，降低至 $39.72 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 54 天，增加至 $46.55 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ；R2 中的紧密型 EPS 含量由 $30.12 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加至第 43 天的 $51.01 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 49 天，减少至 $45.76 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 54 天，又增加至 $54.20 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，松散型 EPS 的含量由 $24.25 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加至第 21 天的 $44.05 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 35 天，减少至 $39.60 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 54 天，增加至 $44.97 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ；R3 中的紧密型 EPS 由 $30.12 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加至第 21 天的 $54.79 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，随后降低至第 49 天的 $30.61 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 54 天，增加至 $51.43 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，松散型 EPS 的含量由 $24.25 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 增加至第 21 天的 $53.58 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，随后降低至第 49 天的 $29.97 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，在第 54 天，增加至 $44.46 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。经分析可知，在好氧颗粒污泥培养过程中，不同碳氮比的条件下，紧密型 EPS 与松散型 EPS 的含量相差不大。

分析其变化趋势可知，在污泥培养的前 21 d，3 个反应器内的松散型 EPS 含量都呈快速增加的趋势，而在第 35 天，R1 中的松散型 EPS 含量迅速降低，在第 49 天，又缓慢增加，这一趋势与 R1 中的颗粒的粒径变化趋势相一致；R2 中的松散型 EPS 含量在第 35 天增加至最大值后，呈相对稳定的趋势；R3 中的松散型 EPS 的含量在第 35 天达到最大值，呈先降后升的趋势。可见，3 个反

反应器中松散型EPS的变化均与其颗粒粒径的变化趋势相吻合,这与夏志红等^[16]的研究结论相一致,这说明松散型EPS在促进好氧颗粒污泥形成、维持其稳定性方面起到了更重要的作用。

3 结论

1) 在C/N为10、15和25的条件下均能形成好氧颗粒污泥,C/N比为15时,污泥颗粒化效果最好,此时,好氧颗粒污泥粒径大于0.2 mm的颗粒占76.43%,SVI值为16.98 mL·g⁻¹。

2) 不同碳氮比对好氧颗粒污泥的降解性能均有影响,在C/N为10时,对COD、NH₄⁺-N和TP的最高去除率为84%、70%和92%;在C/N为15时,对COD、NH₄⁺-N和TP的最高去除率为93%、75%和91%;在C/N为25时,对COD、NH₄⁺-N和TP的最高去除率为95%、43%和92%,C/N比为15时,对有机物的去除效果最好。

3) 在好氧颗粒污泥培养过程中,EPS总量的变化与好氧颗粒污泥的稳定性呈正相关关系,而不同碳氮比的条件下,紧密型EPS与松散型EPS的含量相差不大,其中松散型EPS在促进好氧颗粒污泥形成、维持其稳定性上起到更重要的作用。

参 考 文 献

- [1] 董苗苗,陈垚,蒋彬,等.有机负荷及DO对高盐好氧颗粒污泥稳定性的影响[J].水处理技术,2015,41(6): 67-70.
- [2] 王建龙,张子健,吴伟伟.好氧颗粒污泥的研究进展[J].环境科学学报,2009,29(3): 449-473.
- [3] 唐朝春,叶鑫,刘名,等.不同碳氮比下好氧颗粒污泥生长特性研究[J].环境科学与技术,2016,39(2): 128-132.
- [4] DANGCONG P, BERNET N, DELGENES J P, et al. Aerobic granular sludge: A case report[J]. Water Research, 1999, 33(3): 890-893.
- [5] LEE D J, CHEN Y Y, SHOW K Y, et al. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation[J]. Biotechnology Advances, 2010, 28(6): 919-934.
- [6] 韩青青,赵红梅,穗贤杰,等.缺氧颗粒污泥特性研究[J].工业安全与环保,2008,34(7): 4-6.
- [7] LOCHMATTER S, GONZALEZ-GIL G, HOLLIGER C. Optimized aeration strategies for nitrogen and phosphorus removal with aerobic granular sludge[J]. Water Research, 2013, 47(16): 6187-6197.
- [8] 张睿.进水C/N对SBR中好氧颗粒污泥稳定性的影响[J].西南给排水,2013,35(4): 31-35.
- [9] 李亚峰,苏雷,刁可心,等.进水负荷交替变化对好氧污泥颗粒化的促进[J].水处理技术,2018,44(1): 96-101.
- [10] 宋志伟,梁洋,任南琪.有机负荷对SBAR中好氧颗粒污泥特性影响的研究[J].环境科学与技术,2008,31(10): 128-131.
- [11] 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.
- [12] 刘宏波,杨昌柱,濮文虹,等.进水氨氮浓度对好氧颗粒污泥的影响研究[J].环境科学,2009,30(7): 2030-2034.
- [13] 赵霞,冯辉霞,雒和明,等.C/N比对好氧颗粒污泥性能的影响[J].环境工程学报,2012,6(11): 3928-3932.
- [14] 郑燕清,周建华.除磷工艺中厌氧释磷和好氧吸磷的影响因素[J].中国市政工程,2007,125(1): 48-50.

[15] 孙洪伟, 陈翠忠, 高宇学, 等. 碳氮比对活性污泥胞外聚合物的长期影响[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(3): 950-958.

[16] 夏志红. 碳氮比对硝化污泥胞外聚合物及污泥特性的影响研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2014.

(本文编辑: 金曙光, 曲娜, 郑晓梅)

Influence of carbon-nitrogen ratio on the stability of aerobic granular sludge

SONG Zhiwei*, XU Xuedong, ZHANG Qing, DENG Wenjing

School of Environmental and Chemical Engineering, Heilongjiang University of Science and Technology, Harbin 150022, China

*Corresponding author, E-mail: szwcyp@163.com

Abstract To explore the influence of carbon-nitrogen ratio (C/N) on the stability of aerobic granular sludge, sequencing batch airlift reactors was applied to cultivate aerobic granular sludge under three different C/N conditions, the performance of aerobic granular sludge were analyzed, including settling performance, particle size distribution, organic matter concentration as well as variations of extracellular polymeric substance (EPS) in the process of cultivation. The results showed that the aerobic granules was successfully cultivated at C/N ratios of 10, 15 and 25, and the most stable ones occurred at C/N ratio of 15. They matured within 26 days, their SVI and particle size were about $16.98 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ and $0.2\sim 0.6 \text{ mm}$, respectively. The removal rates of COD, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TP were 93%, 75% and 91%, respectively. Meanwhile, LB-EPS and TB-EPS were up to $44.97 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ and $54.20 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. The C/N ratio of influent had a great influence on the stability of aerobic granular sludge, and the LB-EPS had a positive correlation with the stability of aerobic granular sludge.

Keywords aerobic granular sludge; carbon-nitrogen ratio; sludge stability; extracellular polymeric substances