

城市污水培养好氧颗粒污泥的中试研究

涂响, 苏本生, 孔云华, 竺建荣*

(北京师范大学环境学院, 北京 100875)

摘要:以城市污水为处理对象, 在中试 SBR 反应器中接种厌氧消化污泥, 经过 210 d 运行, 培养出了平均粒径在 330 μm 的好氧颗粒污泥。实验表明, 经过前 3 个月较低的进水有机负荷, 反应器对污染物的去除效果逐步提高并达到稳定, 活性污泥中与脱氮除磷相关的微生物大量富集。运行周期缩短为 6 h, 污泥的沉降性能和污染物去除特性保持良好, 同时污泥平均粒径开始增大。好氧颗粒污泥完全形成以后, SVI 值为 30 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 污泥浓度 MLSS 达到 8.8 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, MLVSS/MLSS 增至 82%, 氧利用速率 OUR 达到 5.32 $\text{mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{L})^{-1}$ 。颗粒外层以杆菌为主, 内层主要是球菌。单个周期内颗粒污泥对 COD 和总磷的去除率保持在 90%, 氨氮几乎完全去除, 出水中无硝氮和亚硝氮累积, 总氮的去除率达到 80%, 实现了良好的同步硝化反硝化和同步脱氮除磷效果。

关键词:中试 SBR; 城市污水; 好氧颗粒污泥; 脱氮除磷; 同步硝化反硝化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)09-2118-06

Cultivation of Aerobic Granules in a Large Pilot SBR with Domestic Sewage

TU Xiang, SU Ben-sheng, KONG Yun-hua, ZHU Jian-rong

(School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China)

Abstract: The cultivation of aerobic granules in a large pilot-scale SBR was investigated using domestic wastewater. After operation of 210 days, the granules with a diameter of 330 μm were successfully formed by seeding anaerobic digested sludge. Results showed that, during the first three months of operation under low organic load of influent, removal efficiencies of pollutants increased steadily including COD, NH_4^+-N , total nitrogen (TN) and total phosphorous (TP). Meanwhile, microorganisms related to nitrogen and phosphorous were enriched. The organic load was enhanced since cycle time was shortened to 6 h, and the operational performance of the reactor still remained stable. Moreover, the average particle size of the sludge started to increase, along with excellent settling ability and high bioactivity. After the formation of aerobic granules, Sludge volume index (SVI) was maintained at 30 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ and the mixed liquor suspended solid (MLSS) concentration in the SBR reached 8.8 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. MLVSS/MLSS ratio of the sludge increased to 82% with a high oxygen uptake rate (OUR) of 5.32 $\text{mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{L})^{-1}$. Bacillus was dominant on the outer layer of granules, while cocci were mainly located inside. The average COD and TP removal efficiencies kept at 90% and NH_4^+-N was almost completely depleted, $\text{NO}_3^- -\text{N}$ and $\text{NO}_2^- -\text{N}$ were not accumulated in the effluent. The aerobic granules were also capable of achieving simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a single SBR cycle, which resulted in a high TN removal efficiency of 80%.

Key words: pilot-scale SBR; domestic sewage; aerobic granules; nutrient removal; simultaneous nitrification denitrification

采用 SBR 工艺培养好氧颗粒污泥作为水处理领域的一个研究热点, 已有广泛的报道^[1-3]。与传统活性污泥相比, 好氧颗粒污泥具有许多不可比拟的优势, 如极短的沉降时间、较高的生物量和容积利用率、优良的同步脱氮除磷效果等。由于 SBR 工艺具有厌好氧交替和贫富营养交替的运行特性, 非常适合好氧颗粒污泥的形成和生长。但是好氧活性污泥的颗粒化过程比较复杂, 许多工艺运行参数包括沉降时间、进料负荷、曝气强度、C/N 等均可影响颗粒污泥的培养^[4-8]。目前关于好氧颗粒污泥的研究多以实验室人工配水为主, 另外也有一些采用实际工业废水培养颗粒污泥的报道^[9,10], 而在中试 SBR 规模下处理城市污水并形成好氧颗粒污泥的应用性研究则较少。城市污水的 COD 浓度普遍偏低^[11], 一般在 200 ~ 300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, 因此在实际

的 SBR 工艺过程中有机负荷也较低, 当 COD 容积负荷 < 1 $\text{kg}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{d})^{-1}$ 时好氧颗粒污泥的生长速度较慢, 这也成为限制好氧颗粒污泥应用的一大瓶颈。

实验室通过调节配水 COD 浓度能够对 SBR 进料负荷进行调控^[12,13], 而在实际工程中无法做到。一些研究通过缩短单个周期的运行时间来提高 COD 的容积负荷, 起到了一定的效果。De Kreuk 等^[14]在 3 L 的小试 SBR 反应器中, 以实际城市污水为进水, 单个周期时间为 2 h, 经过 20 d 高负荷运行培养出平均粒径在 1.1 mm 的好氧颗粒污泥。De

收稿日期: 2009-09-23; 修订日期: 2010-03-31

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z318)

作者简介: 涂响(1981~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水污染控制与治理工程, E-mail: tu_xiang@mail.bnu.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: zjrtshua@sohu.com

Bruin 等^[15]利用城市污水进行了中试实验,单个周期时间为 2 ~ 5 h, COD 容积负荷为 1 ~ 2 $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 经过 6 个月的连续运行, 在 1.6 m^3 的 SBR 反应器中实现了完全颗粒化, 平均粒径 > $212 \mu\text{m}$. Ni 等^[16]采用 1 m^3 的中试 SBR 反应器来培养好氧颗粒污泥, 城市污水的进水 COD 浓度 < $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 单个周期为 3 ~ 4 h, 经过 300 d 运行形成粒径在 0.2 ~ 0.8 mm 的好氧颗粒, 污泥浓度 MLSS 达到 9.5 g/L , 颗粒化程度为 85%.

通过缩短周期时间来提高有机负荷虽然有助于颗粒的形成^[16,17], 但是 SBR 单个周期的反应时间也会随之减少, 从而降低系统对污染物尤其是氮磷的去除效果, 最终对好氧颗粒污泥的结构、沉降性能和稳定性产生不利影响. 因此本实验以中国北方典型的城市污水为研究对象, 采用厌-好氧交替的中试 SBR 系统, 探索在较长的单个运行周期时间下(6 ~ 8 h), 实现良好的脱氮除磷效果, 并在此基础上促进好氧颗粒污泥的形成.

1 材料与amp;方法

1.1 中试装置

本实验中试 SBR 系统位于北京市高碑店污水

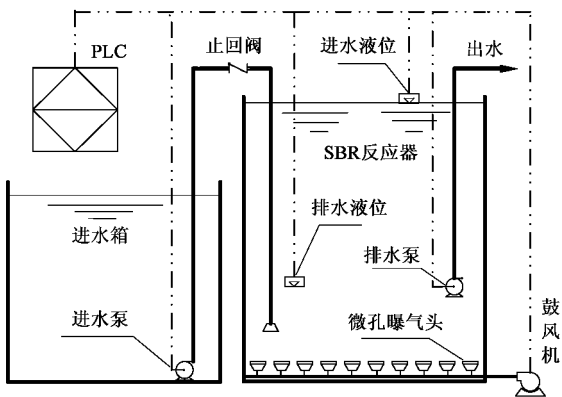


图 1 中试 SBR 装置示意

Fig.1 Photograph and schematic picture of the pilot SBR reactor

处理厂, 主体反应器为 PE 材料的圆柱形罐体(图 1), 内径 1.9 m, 高 2.2 m, 有效体积 6 m^3 . 曝气系统由 1 台流量为 $10 \sim 15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ 的鼓风机和 10 个微孔曝气头组成. 进水来自高碑店污水厂初沉池, 由进水池进入主反应器, 城市污水主要污染物成分见表 1. 出水由反应器内悬吊的潜水泵排出, 悬吊高度可调并与排水液位相适应, 通过调节排水液位高度控制交换比. 反应器接种污水厂的厌氧消化污泥, 反应器初始污泥浓度 MLSS 为 $3 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$.

表 1 城市污水主要污染物组分

Table 1 Composition of the domestic wastewater

COD/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	氮氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	总氮/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	总磷/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	SS/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	pH
200 ~ 350	15 ~ 40	30 ~ 50	5 ~ 15	150 ~ 350	6.5 ~ 7.0

1.2 运行流程设置

本实验于 2008 年 5 月开始启动, 连续运行 7 个月. 前 3 个月单个周期的运行时间设为 8 h, 其中包括 30 min 进水, 80 min 厌氧, 310 min 好氧, 30 min 沉降和 30 min 排水, 交换比设为 50%, COD 容积负荷较低, 仅为 $0.3 \sim 0.5 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 随后运行周期调整为 6 h, 包括进水 30 min, 厌氧 50 min, 好氧 230 min, 沉降 20 min 和排水 30 min, 交换比提高到 65%, COD 容积负荷增至 $0.5 \sim 0.9 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 反应器运行由时间程序控制器(PLC)实现自动控制.

1.3 分析项目及方法

COD 采用重铬酸钾法, 氨氮采用纳氏试剂光度法, 硝氮采用酚二磺酸光度法, 亚硝氮采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法, 总氮采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法, 总磷采用钼锑抗分光光度法, 混合液悬浮固体(MLSS)、挥发性悬浮固体(MLVSS)和污泥体

积指数(SVI)采用标准方法测定^[18]. 污泥颗粒的形态用数码相机(Olympus B41)记录, 使用扫描电子显微镜(FEI QUANTA 200)观察好氧颗粒污泥表面微观结构. 污泥平均粒径采用激光粒度分析仪(Mastersize2000)测定. OUR 采用 Thermo Orion805A 溶解氧仪测定. 采用 HACH SC100 标准控制器对溶解氧(DO)和 pH 值进行在线监测.

2 结果与amp;讨论

2.1 好氧颗粒污泥的形成

接种的厌氧污泥颜色较黑, 形态不规则, 平均粒径为 $80 \mu\text{m}$ (图 2). 经过 7 d 的运行, 污泥颜色逐渐转变为褐黄色[图 3(a)], 表明好氧微生物开始成为优势菌群, 但是经过 3 个月的运行后污泥的平均粒径没有明显变化, 这可能与进水的 COD 负荷较低有关. 污泥中出现了丰富的游泳型纤毛虫、轮虫、线虫等原、后生动物, 但是污泥结构仍然松散[图 3(b)].

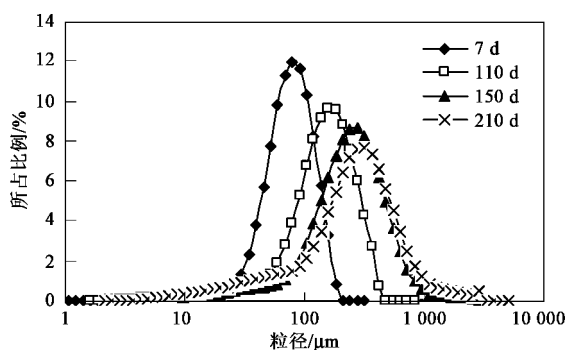


图2 不同运行阶段的污泥粒径分布
Fig.2 Particle size distribution of the sludge
in different operation time

此后由于缩短运行周期提高有机负荷,在一个周期6 h的运行条件下,污泥结构和沉降性能保持稳定,同时污泥粒径开始缓慢增大,在第110 d时反应器底部出现细小的颗粒污泥,污泥平均粒径已经增大到158 μm .此后颗粒化程度和颗粒粒径不断增加,污泥粒径分布范围扩大,峰值逐渐降低.到第150 d时污泥平均粒径达到275 μm ,大部分颗粒污泥呈均匀的圆形或者椭圆形[图3(c)].随后颗粒污泥的生长速度减慢,运行结束时成熟颗粒污泥的平均粒径为330 μm ,颗粒结构密实,絮状污泥较少[图3(d)].电镜观察结果显示颗粒中微生物相丰富,外层以杆状菌为主[图3(e)],内层主要是球菌

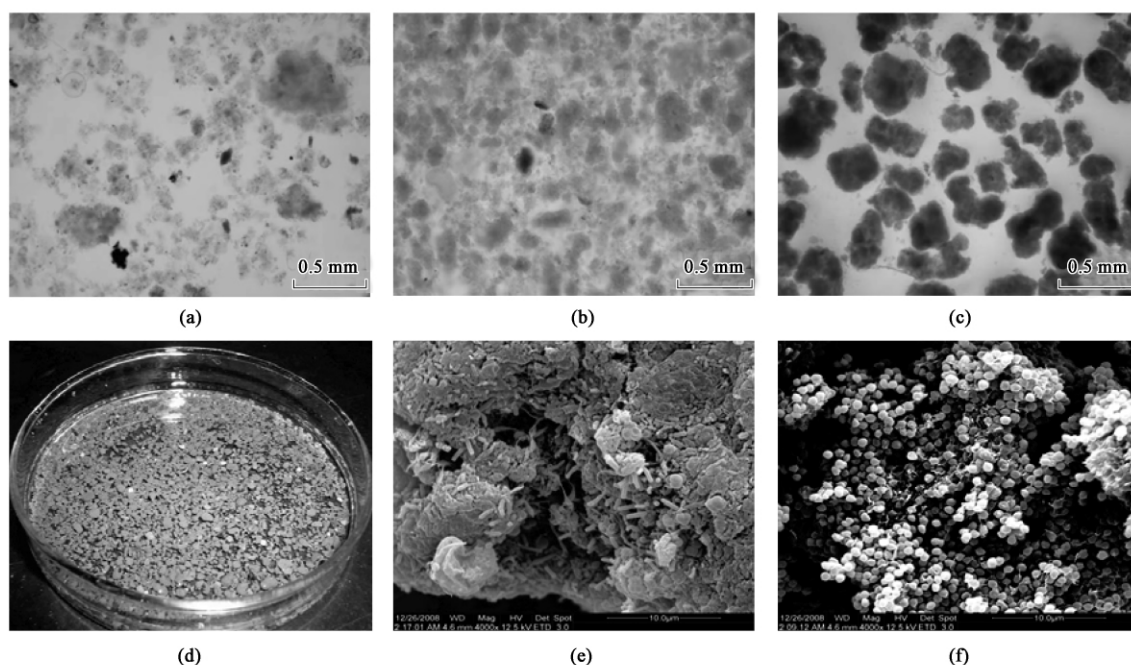


图3 污泥不同阶段形态及好氧颗粒污泥 SEM 观察

Fig.3 Morphology of sludge during the granulation process and SEM observation of the aerobic granules

[图3(f)],菌体之间通过胞外多聚物聚集在一起.

2.2 污泥浓度和污泥沉降特性

如图4所示,在接种厌氧消化污泥以后,污泥浓度MLSS增长较慢,在运行的第120 d MLSS仅为4.1 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.在随后的27d时间内污泥浓度开始显著增加,第150 d时MLSS增大到7.6 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右.随着颗粒化过程的完成,MLSS达到8.8 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.刚接种的污泥沉降性能较好,污泥体积指数SVI在40~45 $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 之间,这可能与消化污泥中无机成分含量较高有关.混合液挥发性悬浮固体浓度MLVSS是表征污泥中有机物含量的一个重要指标,也与污泥的生物量有关.在初始运行阶段(0~30 d),MLVSS/

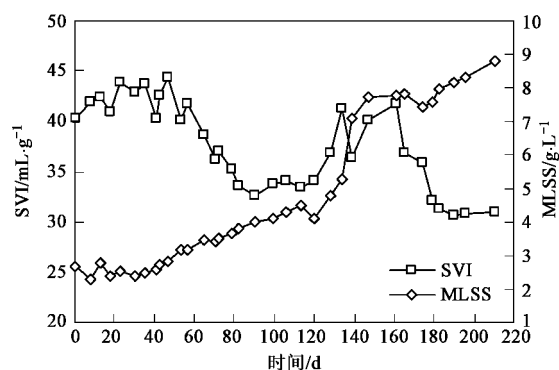


图4 SBR运行过程中的MLSS及SVI

Fig.4 Variation of SVI and MLSS during the
entire operation of SBR

MLSS 仅为 60% ~ 65% , 低于普通活性污泥. 随着反应器的稳定运行以及有机负荷的增加, MLVSS 开始逐渐增加, 同时污泥 SVI 值也保持在 32.7 ~ 41.7 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间, 当颗粒污泥完全形成以后, SVI 值降至 30 $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$, MLVSS/MLSS 也增大到 82% , 说明成熟颗粒污泥具有极好的沉降性能和较高的微生物含量.

2.3 反应器对污染物的去除效果

SBR 反应器进出水污染物浓度以及去除率的变化情况如图 5 所示. 反应器启动后经过 30 d 连续运行, COD 和氨氮去除率开始稳步提高并保持在 80% 以上, 出水 COD 和氨氮浓度分别在 50 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 在运行启动的前 20 d 内出水中亚硝氮也出现积累, 其浓度在 8 ~ 10 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间, 说明亚硝酸菌活性低于氨氧化菌. 随后亚硝氮浓度逐渐降低并几乎完全去除, 硝化作用已经非常明显. 启动后经过 30 d 运行, 出水中硝氮开始出现积累, 到 67 d 时其浓度达到 13 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 此后由于反硝化作用, 出水中硝氮浓度开始下降, 随着污泥的颗粒化过程, 反硝化作用得到进一步加强, 出水中硝氮浓度保持在 8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右. 经过前 3 个月的运行, 总氮去除率由启动时的 48.7% 增加到 75.4%. 随后脱氮效果继续缓慢提高, 好氧颗粒污泥形成以后, 总氮的去除率保持在 80% 以上. COD 和总磷的去除率在运行 2 个月以后稳定保持在 90% ~ 95% 之间, 同时出水中总磷浓度也保持在 1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 这些结果表明反应器在颗粒污泥形成之前已经具有了较高的脱氮除磷效果, 可以推测污泥中氨氧化菌、亚硝化菌、反硝化菌和聚磷菌的数量和活性已有显著的增长, 随着污泥颗粒化的进行, 这一效果得到了进一步强化.

2.4 好氧颗粒形成后单个周期的运行特性

图 6(a) 为 SBR 在 180 d 时运行一个周期内 COD、总磷、溶解氧 (DO) 的变化情况. 在进水和厌氧段, DO 浓度在 0.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下. 由于厌氧段进水中有机物发生水解酸化作用, pH 值保持在 6.7 左右. COD 浓度在进水和厌氧段下降明显, 说明进水中易降解的有机物很快的被颗粒污泥吸附或者转化为聚羟基丁酸 (PHB) 储存在微生物细胞中, 同时总磷浓度有一定的增加, 表明颗粒污泥中的聚磷菌在厌氧条件进行了磷的释放. 这些结果与 Cassidy 等^[19]的研究结果相一致. 在进入好氧段以后, DO 经过 160 min 缓慢增加, 保持稳定 8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右, pH 值也增大到 7.25. COD 浓度在好氧段的前 90 min 继续降至 20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 同时总磷含量也显著下降, 说明颗粒

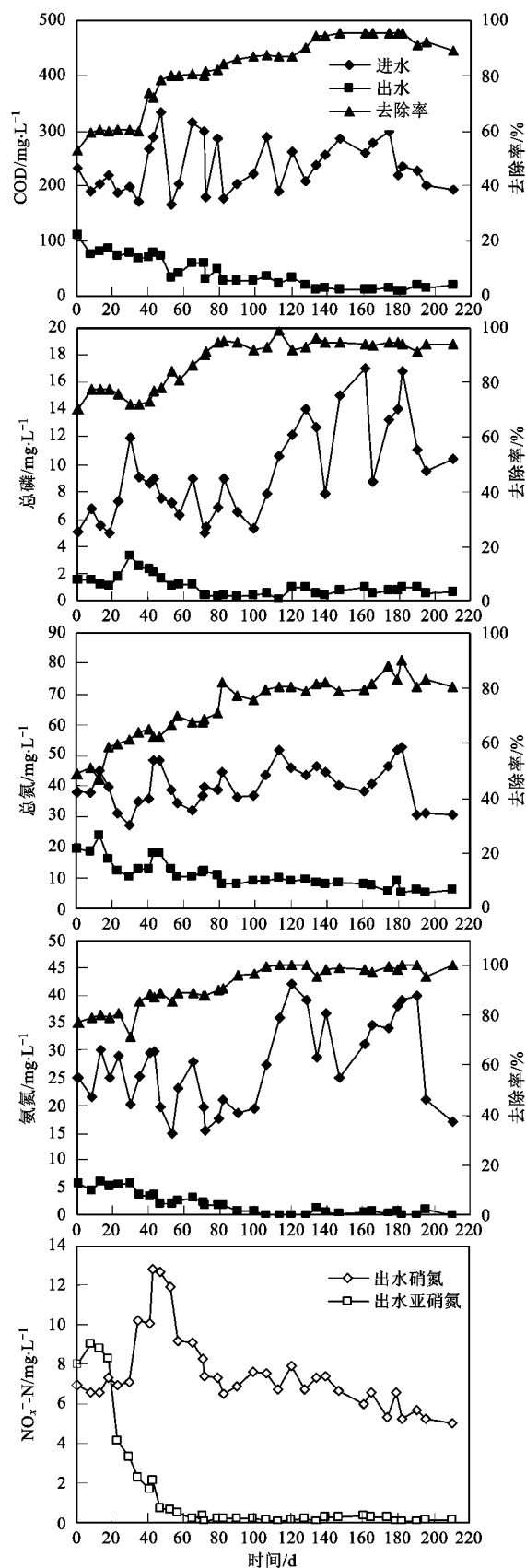


图 5 中试 SBR 运行过程中污染物的去除效果

Fig. 5 Performance of the pilot SBR operation for the pollutants removal

中聚磷菌开始利用厌氧段储存的碳源进行过量的磷吸收。

图 6(b) 为图 6(a) 所示的同一周期内氨氮、硝氮、亚硝氮和总氮的变化情况。氨氮浓度在进水和厌氧段增加了近 $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 这可能是由于在厌氧条件下进水中有机氮水解后转变形成了氨氮。但是在曝气以后的 1 h 内, 氨氮浓度没有明显下降, 随着大部分 COD 的去除, 氨氮浓度迅速降低, 说明硝化反应开始进行。在好氧段开始以后, 颗粒中异养菌与自养菌之间对溶解氧存在竞争, 由于硝化细菌等自养菌

群在有机物大量存在时无法占到优势, 因此造成了硝化反应的延迟^[19, 20]。硝化反应在周期的 170 ~ 190 min 时完成, 硝氮浓度达到 $11.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 随后又开始缓慢减低, 这说明颗粒内部发生了同步硝化反硝化(SND)^[21, 22]。亚硝氮浓度在整个周期没有超过 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 表明在较高的 DO 浓度下, 反硝化作用仍然能够完全进行。DO 对颗粒污泥中自养菌群的分布以及 SND 效果有较大的影响^[23, 24], 在本研究中, 污泥的颗粒化和高溶解氧提高了 SND 能力, 同时使得周期结束时的总氮浓度降至 $7.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

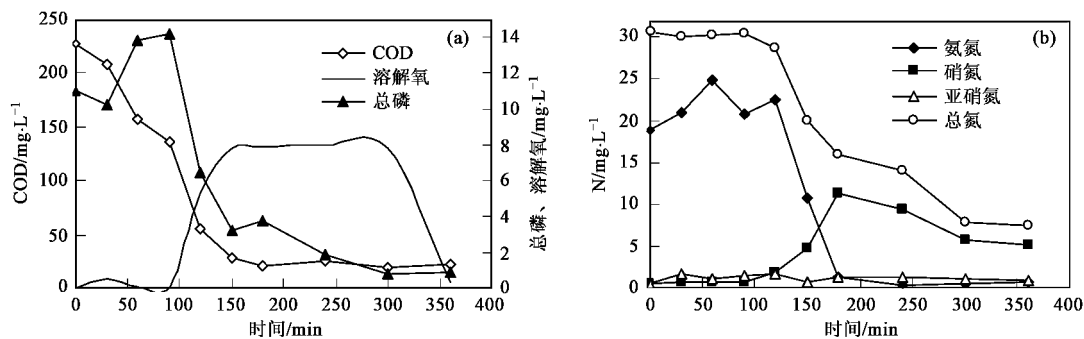


图 6 中试 SBR 典型周期内各污染物浓度变化

Fig. 6 Time profile of the pollutants concentration in a typical cycle of the pilot SBR

2.5 好氧颗粒污泥的活性

反应器运行不同阶段污泥的氧利用速率 (OUR) 及比好氧速率 (SOUR, 即单位污泥浓度的 OUR^[25]) 如表 2 所示。在反应器启动初期 (5 d), OUR 和 SOUR 都较低, 分别为 $0.39\text{ mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{L})^{-1}$ 和 $0.13\text{ mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$ 。经过 90 d 稳定运行后, OUR 和 SOUR 都大幅提高, 分别为 $2.36\text{ mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{L})^{-1}$ 和 $0.59\text{ mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$, 说明系统在低负荷下运行使污泥得到驯化, 活性已经较高。结合图 5 的实验结果也可以发现此时反应器对 COD、氨氮、总氮和总磷的去除效果都较为理想, 说明与脱氮除磷相关的微生物已经大量富集, 而且具有较好的污染物去除特性。在提高运行负荷以后, 好氧颗粒污泥逐渐形成, 反应器内污泥保持了良好的活性, SOUR 有小幅增加, 在 180 d 时为 $0.67\text{ mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$, 而由于颗粒污泥形成后污泥浓度大量增加, 使得 OUR 显著增大到 $5.32\text{ mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{L})^{-1}$ 。好氧颗粒污泥较高的生

表 2 不同阶段 OUR 和 SOUR

Table 2 OUR and SOUR in different operation time		
时间/d	OUR/ $\text{mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{L})^{-1}$	SOUR/ $\text{mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$
5	0.39	0.13
90	2.36	0.59
180	5.32	0.67

物活性也保证了反应器的连续稳定运行。

3 结论

(1) 在中试 SBR 工艺条件下, 以厌氧消化污泥为接种污泥, 经过 210 d 连续运行, 形成平均粒径为 $330\text{ }\mu\text{m}$ 的好氧颗粒污泥。成熟颗粒污泥以杆菌和球菌为主, SVI 值 $30\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, MLSS 达到 $8.8\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

(2) 在单个周期为 8 h 的低负荷条件下, 经过 90 d 运行, 反应器对 COD 和氨氮的去除率达到 80% 以上, 总磷去除率增大到 90%, 总氮去除率增大到 75.4%。污泥对污染物去除能力得到驯化, 与脱氮除磷相关的菌群得到富集, 微生物活性显著提高, SOUR 达到 $0.59\text{ mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{g})^{-1}$ 。

(3) 单个周期时间缩短为 6 h 后, 污泥沉降性能和污染物去除效果保持稳定, 粒径开始增大, 好氧颗粒污泥形成以后, 颗粒中同步硝化反硝化效果明显, 总氮的去除率保持在 80% 以上, OUR 达到 $5.32\text{ mg}\cdot(\text{min}\cdot\text{L})^{-1}$ 。

(4) 在较低的有机负荷下, 使污泥结构和沉降性能稳定, 同时达到较好的污染物去除率。在此基础上提高负荷, 以 6 h 为一个周期, 既保持良好的脱氮除磷效果, 又能促进颗粒污泥的形成。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] Jang A, Bishop P L, Yoon Y H, *et al.* Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor [J]. J Biotechnol, 2003, **105**(1-2):71-82.
- [3] Adav S S, Lee D J, Show K Y, *et al.* Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. Biotechnol Adv, 2008, **26**(5):411-423.
- [4] Fang F, Liu X W, Xu J, *et al.* Formation of aerobic granules and their PHB production at various substrate and ammonium concentrations [J]. Bioresour Technol, 2009, **100**(1):59-63.
- [5] Thanh B X, Visvanathan C, Aim R B. Characterization of aerobic granular sludge at various organic loading rates [J]. Process Biochem, 2009, **44**(2):242-245.
- [6] Pijuan M, Werner U, Yuan Z G. Effect of long term anaerobic and intermittent anaerobic/aerobic starvation on aerobic granules [J]. Water Res, 2009, **43**(14):3622-3632.
- [7] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times [J]. Bioresour Technol, 2009, **100**(21):5359-5361.
- [8] Wan J F, Bessiere Y, Sperandio M. Alternating anoxic feast/aerobic famine condition for improving granular sludge formation in sequencing batch airlift reactor at reduced aeration rate [J]. Water Res, 2009, **43**(20):5097-5108.
- [9] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Treating chemical industries influent using aerobic granular sludge: Recent development [J]. J Taiw Instit Chem Eng, 2009, **40**(3):333-336.
- [10] Lopez-Palau S, Dosta J, Mata-Alvarez J. Start-up of an aerobic granular sequencing batch reactor for the treatment of winery wastewater [J]. Water Sci Technol, 2009, **60**(4):1049-1054.
- [11] Liu Y Q, Moy B Y P, Tay J H. COD removal and nitrification of low-strength domestic wastewater in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. Enzyme Microb Technol, 2007, **42**(1):23-28.
- [12] 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.
- [13] 刘宏波,杨昌柱,濮文虹,等. 有机负荷对颗粒化 SBR 反应器的影响研究[J]. 环境科学, 2009, **30**(5):1449-1453.
- [14] De Kreuk M K, Van Loosdrecht M C M. Formation of aerobic granules with domestic sewage [J]. J Environ Eng, 2006, **132**(6):694-697.
- [15] De Bruin L M M, Van der Roest H F, de Kreuk M K, *et al.* Promising results pilot research aerobic granular sludge technology at WWTP Ede [A]. In: Bathe B, de Kreuk M, McSwain B, *et al.* Aerobic Granular Sludge [C]. London: IWA Publishing, 2005. 133-139.
- [16] Ni B J, Xie W M, Liu S G, *et al.* Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater [J]. Water Res, 2009, **43**(3):751-761.
- [17] Liu Y Q, Tay J H. Influence of starvation time on formation and stability of aerobic granules in sequencing batch reactors [J]. Bioresour Technol, 2008, **99**(5):980-985.
- [18] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第三版). 北京:中国环境科学出版社, 1997.
- [19] Cassidy D P, Belia E. Nitrogen and phosphorus removal from an abattoir wastewater in a SBR with aerobic granular sludge [J]. Water Res, 2005, **39**(19):4817-4823.
- [20] Wang F, Lu S, Wei Y, *et al.* Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR [J]. J Hazard Mater, 2009, **164**(2-3):1223-1227.
- [21] 王景峰,王暄,季民,等. 好氧颗粒污泥膜生物反应器脱氮特性[J]. 环境科学, 2007, **28**(3):528-533.
- [22] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Biological nitrification-denitrification with alternating oxic and anoxic operations using aerobic granules [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2009, **84**(6):1181-1189.
- [23] Beun J J, Heijnen J J, Van Loosdrecht M C M. N-removal in a granular sludge sequencing batch air lift reactor [J]. Biotechnol Bioeng, 2002, **75**(1):82-92.
- [24] Mosquera-Corral A, De Kreuk M K, Heijnen J J, *et al.* Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor [J]. Water Res, 2005, **39**(12):2676-2686.
- [25] 张胜,孔云华,张铭川,等. 不同培养基质条件下的好氧颗粒污泥特性研究[J]. 环境科学研究, 2008, **21**(2):136-139.