

DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2015.0505

何秋来, 王弘宇, 杨小俊, 等. 2016. SBR 不同进水中反硝化除磷颗粒污泥的培养[J]. 环境科学学报, 36(1): 134-141

He Q L, Wang H Y, Yang X J, et al. 2016. Cultivation of denitrifying phosphorus removal granular sludge in sequencing batch reactor for treating different kinds of wastewater [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 36(1): 134-141

## SBR 不同进水中反硝化除磷颗粒污泥的培养

何秋来<sup>1</sup>, 王弘宇<sup>1,\*</sup>, 杨小俊<sup>2</sup>, 周俊<sup>1</sup>, 叶娅萍<sup>1</sup>, 陈丹<sup>1</sup>, 杨开<sup>1</sup>

1. 武汉大学土木建筑工程学院, 武汉 430072

2. 武汉纺织大学环境工程学院, 武汉 430200

收稿日期: 2015-03-22

修回日期: 2015-06-05

录用日期: 2015-06-09

**摘要:** 分别以人工配水、加  $\text{Ca}^{2+}$  人工配水和实际生活污水为进水水源, 在 A/O/A 运行模式的 3 套 SBR 反应器 (R1、R2 和 R3) 中培养反硝化除磷颗粒污泥, 研究了其生化特性和启动过程的除污性能, 分析了反硝化除磷能力, 最后对颗粒化机理进行了探讨, 重点考察了反硝化除磷颗粒污泥启动过程中对 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TP 的去除情况. 结果表明, R1~R3 均在 30 d 内成功得到反硝化除磷颗粒污泥, 颗粒污泥平均粒径大于 600  $\mu\text{m}$ , 比重和比耗氧速率较大, 含水率较低; 培养过程中出水 COD 平均值低于 40  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出水 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  及 TP 平均浓度低于 1  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; 系统稳定后一个典型周期内试验表明, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 TP 的去除效果良好, 对 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 及 TP 的去除率可达 90% 以上; R1~R3 中最大比释磷速率分别达 14.34、8.32 和 2.32  $\text{mg}\cdot\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$  (以每 g MLVSS 每小时释放的 P 量 (mg) 计), R1~R2 中最大比吸磷速率分别达 14.13 和 2.34  $\text{mg}\cdot\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$  (以每 g MLVSS 每小时吸收的 P 量 (mg) 计); 试验结果表明,  $\text{Ca}^{2+}$  对颗粒化有促进作用.

**关键词:** SBR; 颗粒污泥; 反硝化除磷; 反硝化除磷菌; A/O/A 模式

文章编号: 0253-2468(2016)01-134-08

中图分类号: X703

文献标识码: A

## Cultivation of denitrifying phosphorus removal granular sludge in sequencing batch reactor for treating different kinds of wastewater

HE Qiulai<sup>1</sup>, WANG Hongyu<sup>1,\*</sup>, YANG Xiaojun<sup>2</sup>, ZHOU Jun<sup>1</sup>, YE Yaping<sup>1</sup>, CHEN Dan<sup>1</sup>, YANG Kai<sup>1</sup>

1. School of Civil Engineering, Wuhan University, Wuhan 430072

2. School of Environmental Engineering, Wuhan Textile University, Wuhan 430200

Received 22 March 2015;

received in revised form 5 June 2015;

accepted 9 June 2015

**Abstract:** Cultivation of denitrifying phosphorus removal granular sludge was carried out in three sequencing batch reactors (SBR, corresponding to R1, R2 and R3) fed with synthetic wastewater, synthetic wastewater with 10  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$   $\text{Ca}^{2+}$  and domestic wastewater, respectively, under an A/O/A operation mode to investigate the biochemical and physical characteristics of granular sludge, nutrients removal performance during start-up period and mechanism of aerobic granulation. Results show that granules with a diameter over 600  $\mu\text{m}$  was obtained in R1~R3 within 30 days, with the characteristics of low in moisture content, high in specific gravity and specific oxygen uptake rate. Nutrients removal performance reveals that effluent COD concentration was always lower than 40  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , and effluent nitrogen (total nitrogen and ammonia nitrogen include) and phosphorus (total phosphorus) were always lower than 1  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . The performance illustrates that removal rates of COD, nitrogen and phosphorus steadily remained higher than 90%. Denitrifying phosphorus was enhanced with the maximal specific phosphorus release rates of 14.34, 8.32 and 2.32  $\text{mg}\cdot\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$  (MLVSS)<sup>-1</sup> in R1~R3, respectively, and the maximal specific phosphorus uptake rates were 14.13 and 2.34  $\text{mg}\cdot\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$  (MLVSS)<sup>-1</sup> in R1, R2, respectively. In addition,  $\text{Ca}^{2+}$  was proved to benefit for sludge granulation.

**Keywords:** SBR; granular sludge; denitrifying phosphorus removal; denitrifying phosphorus accumulating organisms; A/O/A mode

### 1 引言 (Introduction)

在传统生物脱氮除磷工艺中, 氮的去除主要是

通过好氧硝化和缺氧反硝化两个独立的过程来实现, 磷则是通过厌氧释磷和好氧吸磷两步完成 (王弘宇等, 2002). 因此, 同步脱氮除磷需要硝化菌、反

基金项目: 国家自然科学基金 (No.51378400); 湖北省自然科学基金项目 (No.2013CFB289)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No.51378400) and the Natural Science Foundation of Hubei Province (No.2013CFB289)

作者简介: 何秋来 (1991—), 男, E-mail: heqiulai@outlook.com; \* 通讯作者 (责任作者), E-mail: hyuwang@yeah.net

Biography: HE Qiulai (1991—), male, E-mail: heqiulai@outlook.com; \* Corresponding author, E-mail: hyuwang@yeah.net

硝化菌和聚磷菌 (PAOs) 同时参与 (Yang *et al.*, 2010). 由于反硝化过程和释磷过程都需要有机物提供碳源, 反硝化细菌和 PAOs 之间存在竞争, 所以当污水中碳源不足时, 系统对氮、磷的去除效果将受到影响 (姜鸣等, 2011).

反硝化除磷菌 (DNPAOs) 可以利用同一碳源处理硝酸盐/亚硝酸盐和磷, 从而避免了对有机碳源的竞争 (Zhou *et al.*, 2012). DNPAOs 能在厌氧条件下将有机物转化为 PHA 存储在细胞内, 而且能利用硝酸盐或亚硝酸盐作为电子受体进行好氧吸磷 (Hu *et al.*, 2003). DNPAOs 产能效率较低, 污泥产量可以降低 20% ~ 30% (姜鸣等, 2011). 因此, DNPAOs 在同步生物脱氮除磷中具有较大优势. 颗粒污泥具有结构致密、沉降性能好、生物密度大、微生物种类多、污泥活性高、抗冲击能力强等优点 (Lee *et al.*, 2010). 研究表明, 颗粒污泥内部由于氧气渗透深度有限可以同时存在好氧/缺氧/厌氧环境, 有利于同步脱氮除磷 (Kishida *et al.*, 2006). 在 SBR 反应器中, 通过搅拌、曝气等选择压能够得到反硝化除磷颗粒污泥, 这种颗粒污泥兼具反硝化除磷技术和颗粒污泥的优势 (Kishida *et al.*, 2006; 刘小英等, 2009; Zhang *et al.*, 2011; 李军等, 2012).

反硝化除磷颗粒污泥技术作为一种新型的污水处理技术, 目前尚处于实验室小试阶段, 尚未得到广泛应用, 关于颗粒化过程的报道及颗粒污泥特性等的文章也不多见. 为此我们进行本试验的探究, 拟为反硝化除磷颗粒污泥的颗粒化过程及其特性提供一定的实践参考和理论依据. 试验采用三套完全相同的 SBR 反应器 R1、R2 和 R3, 以 A/O/A 运行模式, 接种普通絮状污泥, 分别以普通人工配水、加  $\text{Ca}^{2+}$  人工配水和实际生活污水为进水水源, 进行反硝化除磷颗粒污泥的培养, 并研究反硝化除磷颗粒污泥的相关特性及其除污性能.

## 2 材料与方法 (Materials and methods)

### 2.1 试验装置

本试验采用的 3 套 SBR 反应器 R1、R2、R3 形态结构完全相同, 试验装置如图 1 所示. 反应器由有机玻璃加工制成, 内径 120 mm, 外径 220 mm, 高 800 mm, 高径比  $H/D$  为 6.7, 有效容积 7 L. SBR 反应器的运行采用时间程序控制器进行自动控制, 反应器全程不控温, 均在室温 (23 ~ 28 °C) 条件下运行. 人工配水和实际生活污水由计量泵从反应器上部引

入, 厌氧和缺氧过程由搅拌仪实现, 转速为 300  $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ , 好氧过程利用气泵从底部曝气实现. 试验所用污泥取自武汉市沙湖污水处理厂二沉池, 经初步处理后投加到反应器中, 初始污泥浓度约为 5000  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

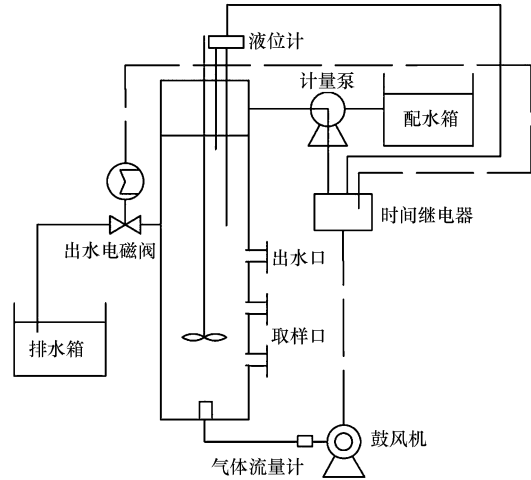


图 1 SBR 反应器示意图

Fig.1 Schematic diagram of SBR reactor

### 2.2 系统运行模式

3 套反应器均采用 A/O/A 模式, 反应周期为 8 h, 每日运行 3 个周期, 每周排水比为 50%. 好氧段 DO 值控制在 5.0  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  左右, 缺氧段低于 0.50  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , 厌氧段低于 0.25  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ . 具体运行模式如表 1 所示.

表 1 A/O/A 模式不同阶段运行时间

Table 1 The Operation of different stages of SBR in A/O/A mode

| 阶段  | 运行时间/min |     |     |     |    | 出水 |
|-----|----------|-----|-----|-----|----|----|
|     | 进水       | 厌氧  | 好氧  | 缺氧  | 沉降 |    |
| I   | 5        | 180 | 180 | 90  | 20 | 5  |
| II  | 5        | 180 | 160 | 115 | 15 | 5  |
| III | 5        | 180 | 160 | 120 | 10 | 5  |
| IV  | 5        | 180 | 150 | 135 | 5  | 5  |
| V   | 5        | 180 | 140 | 148 | 2  | 5  |

### 2.3 试验用水与水质

本实验进行人工配水和实际生活污水的对比分析, 其中, R1 采用人工配水, R2 采用加 10  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$   $\text{Ca}^{2+}$  人工配水 ( $\text{Ca}^{2+}$  由  $\text{CaCl}_2$  提供), R3 采用取自武汉大学茶港小区的实际生活污水. 污水水质如表 2 所示. 同时人工配水中加入微生物生命活动所需的各种微量元素, 微量元素组成如表 3 所示.

表 2 人工配水和实际生活污水水质

Table 2 Water quality of the synthetic wastewater and raw domestic wastewater

| 废水种类   | COD/(mg·L <sup>-1</sup> ) | TP/(mg·L <sup>-1</sup> ) | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> ) | pH  |
|--------|---------------------------|--------------------------|---|-----|
| 人工配水   | 300~350                   | 8~14                     | 40~50   | 7~8 |
| 实际生活污水 | 59.2~335.2                | 0.70~9.52                | 11.60~111.98  | 6~8 |

表 3 微量元素液成分

Table 3 Composition of the trace elements solution

mg·L<sup>-1</sup>

| FeCl <sub>3</sub> | H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub> | KI   | CuSO <sub>4</sub> ·5H <sub>2</sub> O | MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O | ZnSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O | CoCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O | Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O | EDTA |
|-------------------|--------------------------------|------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|---|------|
| 0.9               | 0.15                           | 0.18 | 0.03                                 | 0.06                                 | 0.12                                 | 0.15                                 | 0.06  | 10   |

## 2.4 分析方法

采用国家标准方法(魏复盛, 2003)测定 COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、TN 和 TP, 采用 pHS-25 型酸度计测量 pH 值, 采用 YSI5000 型溶解氧测定仪测定 DO. 颗粒污泥外观形态及生物相采用电子显微镜进行观察, 含水率和比重的测定采用重量法, 比耗氧速率的测定采用污泥呼吸测量法(石宪奎等, 2006).

## 3 结果与分析(Results and discussion)

### 3.1 颗粒污泥培养及特征

接种污泥为浅黄褐色絮状, 无明显丝状菌, 活性较低. 在 SBR 中不同进水培养过程中, 絮状污泥由细小的不规则颗粒变成个体较大较饱满的颗粒, 最终长成形状呈球形或椭球形, 颜色为黄褐色或黑褐色, 结构致密, 边缘较清晰的颗粒污泥. 刘小英等

(2009) 研究发现, 反硝化除磷颗粒污泥颜色较深, 原因是缺氧段颗粒污泥内部 pH 较低, 使部分金属盐沉积.

R1~R3 中颗粒污泥特性如表 4 所示. 从表 4 可知, R1~R3 间相比, R1、R2 较 R3 中颗粒污泥平均粒径和比重偏高, 含水率和比耗氧速率偏低. 说明 R1 和 R2 中颗粒污泥孔隙率较小, 生物密度较大, 但微生物活性较 R3 低. 造成这些区别的主要原因有二: 一是 R1 和 R2 中污水负荷较 R3 中偏高, 二是 R3 中生活污水成分较 R1 和 R2 中配水更为复杂. 与活性污泥相比, R1~R3 中颗粒污泥粒径和比重明显增加, 含水率明显降低, 比耗氧速率也有很大提高; 与已有的关于反硝化除磷颗粒污泥报道相比, 粒径、含水率和比重处于中等水平区间, 但比耗氧速率偏小, 分析主要是 COD 负荷过低所致.

表 4 颗粒污泥特性对比

Table 4 Comparison between the characteristics of granules in different studies

| 污泥类型及文献来源 |  | 平均粒径/μm                | 含水率      | 比重/(mg·g <sup>-1</sup> ·h <sup>-1</sup> ) | SOUR/(mg·g <sup>-1</sup> ·h <sup>-1</sup> ) |
|-----------|--|------------------------|----------|---|---|
| 本研究       | R1   | 800                    | 97.00%   | 1.016                                     | 26.93                                       |
|           | R2   | 1008                   | 96.70%   | 1.023                                     | 54.97                                       |
|           | R3   | 598.02                 | 97.10%   | 1.014                                     | 116.77                                      |
| 普通活性污泥    | Gao <i>et al.</i> , 2011; Adav <i>et al.</i> , 2008; Abdullah <i>et al.</i> , 2013 | 70.00                  | >99%     | 1.002~1.006                               | 8   |
| 反硝化除磷颗粒污泥 | 李军等, 2012  | 331                    | —        | —   | —   |
|           | 王景峰等, 2006   | 600~1000               | —        | —   | —   |
|           |  | 姜欣欣, 2011 <sup>a</sup> | 900~1300 | 1.0179%                                   | 97.253                                      |
|           |  | 1100~1300              | 1.0256%  | 94.219                                    | 115.81                                      |
|           | 张晓昕等, 2011   | 900~1500               | —        | —   | —   |
|           | 何理等, 2014  | 1000~2000              | 1.0448%  | 86  | —   |
|           | Kishida <i>et al.</i> , 2006   | 1000                   | —        | —   | —   |
|           | 张慧等, 2009 <sup>b</sup>   | 1240                   | 1.022%   | —   | —   |
|           | 1450   | 1.061%                 | —        | —   |   |

注: “—”表示没有数据; a. 分别以生活污水和人工配水为进水水源; b. 分别以 A/O/A 和 A/O 模式运行; SOUR 为活性污泥比耗氧速率, 单位每 g MLVSS 每小时利用的 O<sub>2</sub>量(mg)计.

### 3.2 启动期除污性能

3.2.1 COD 去除 启动期 R1~R3 中 COD 去除情况如图 2 所示.由图 2 可以看出,R1、R2 中 COD 去除率均较高,但 R2 平均出水 COD 较 R1 低,原因可能是  $\text{Ca}^{2+}$  有助于颗粒污泥的形成,R2 中反硝化除磷颗粒污泥成长速度较快.R3 初期对 COD 有一定的去除能力,但当进水浓度变化时,这种能力不稳定,说明抗冲击负荷能力不强;后期,R3 系统的处理能力逐渐增强并稳定,不随进水浓度的变化出现大的波动,此时系统内颗粒污泥已经逐渐成熟起来,具有较强的去污能力和抗冲击负荷能力.R3 平均去除率低于 R1、R2,主要是因为 R3 初期进水 COD 变化太大,抗冲击负荷能力弱,同时水中含有较多的惰性有机质难被微生物利用;后期去除率稳定在 90% 左右,说明 R3 具备了稳定高效的处理能力,同时具有较强的抗冲击负荷能力.

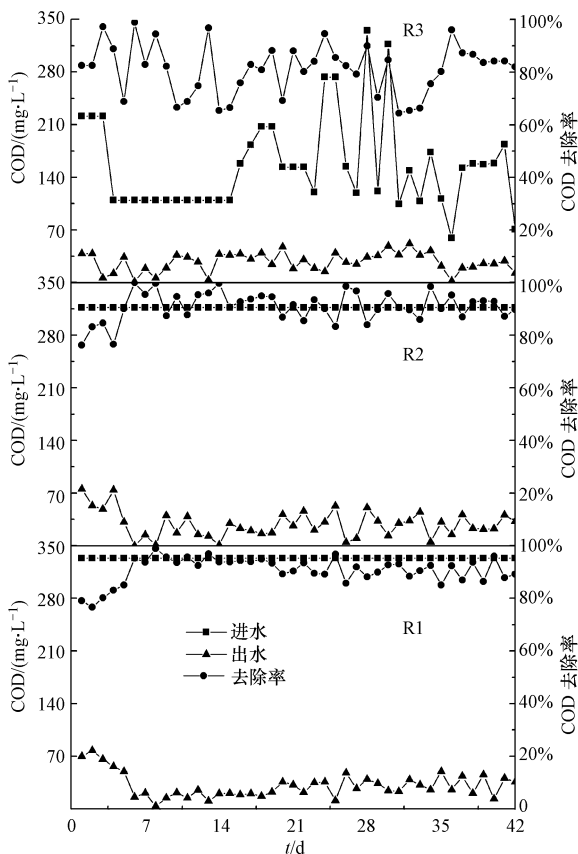


图 2 R1~R3 中 COD 去除情况

Fig.2 The COD removal in R1~R3

由此可见,反硝化除磷颗粒污泥启动阶段对 COD 的去除是很高效的,这主要是因为生物除磷过程是一个需能反应过程,必须供给足够的能量才能合成 PHAs 供微生物使用 (Kishida *et al.*, 2006).本

文结果与以往试验结果一致 (王景峰等, 2006; 张慧, 2008; 姜欣欣, 2011).

3.2.2 氮的去除 图 3 为 R1、R2 和 R3 对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除情况.从图 3 中可以看出,R1 和 R2 对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除情况呈现与 COD 类似的规律,即 R2 的处理能力和处理效果较 R1 强且稳定.后期系统对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除率都稳定在 95% 以上.R3 前期对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的处理能力比较强,这是因为系统中本来就存在一定数量的硝化细菌.当进水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度从  $18.44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  骤升到  $111.98 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,系统出水  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度也随之升高,去除率下降,这主要是由于系统硝化菌数量有限,未完全进行硝化反应;但系统抗冲击负荷能力很强,迅速恢复了高效去除  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  能力,去除率上升并稳定在 90% 以上.

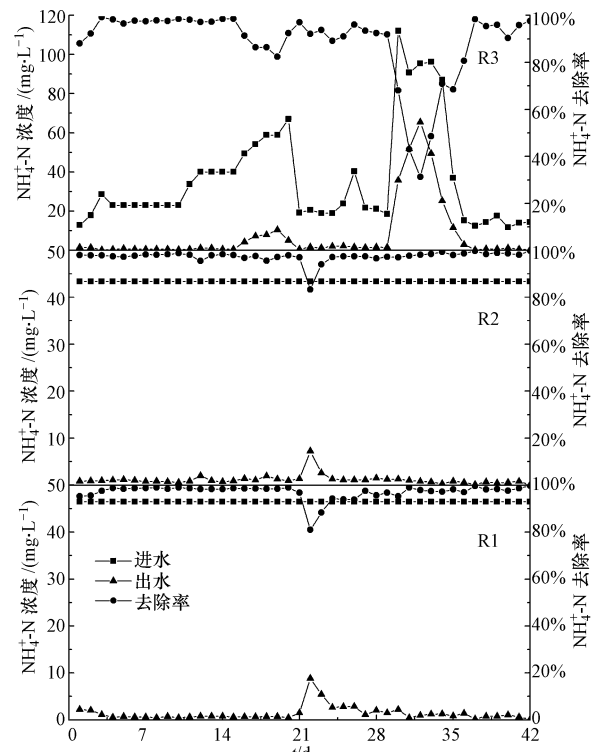


图 3 R1~R3 中  $\text{NH}_4^+$  去除情况

Fig.3  $\text{NH}_4^+$  removal in R1~R3

根据 Kishida 等的研究发现,反硝化除磷颗粒污泥启动过程中硝氮的去除率一般较高,基本可达 95% 以上,而普通 SBR 工艺去除率一般为 90% 左右 (Kishida *et al.*, 2006; 唐艳葵等, 2007).这说明反硝化除磷颗粒污泥工艺具有良好的同步脱氮除磷效果,主要原因是在颗粒污泥内部存在一个“缺氧区”,在此区域内能进行好氧条件下的反硝化作用,增加了氨氮的去除效果 (唐艳葵等, 2007; 姜欣欣,



2011).

图4为R1、R2、R3对TN的去除情况.从图4可以看出,R1和R2中前期TN去除效果波动较大,后期趋于平稳,主要是因为随着系统内絮状污泥逐渐转化为颗粒污泥,DNPAOs得到有效富集,提高了反硝化能力,使硝酸氮和亚硝酸氮彻底反硝化去除.与R1和R2相比,R3对TN的去除效果波动较大,并呈现出与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效果类似的趋势.从图4中还可以看出,在运行第30d时,进水TN浓度骤升至 $114.16\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,TN去除效果下降,但经过4d的短时运行后,系统对TN的去处效果又恢复了稳定,说明R3系统已经具备了很强的抗冲击负荷能力.

综合来看,R3系统对氨氮的去除效果与对总氮的去除效果并不同步,在对氨氮去除效果良好的基础上,系统只有具有良好的反硝化能力,才可以实现高效生物脱氮.

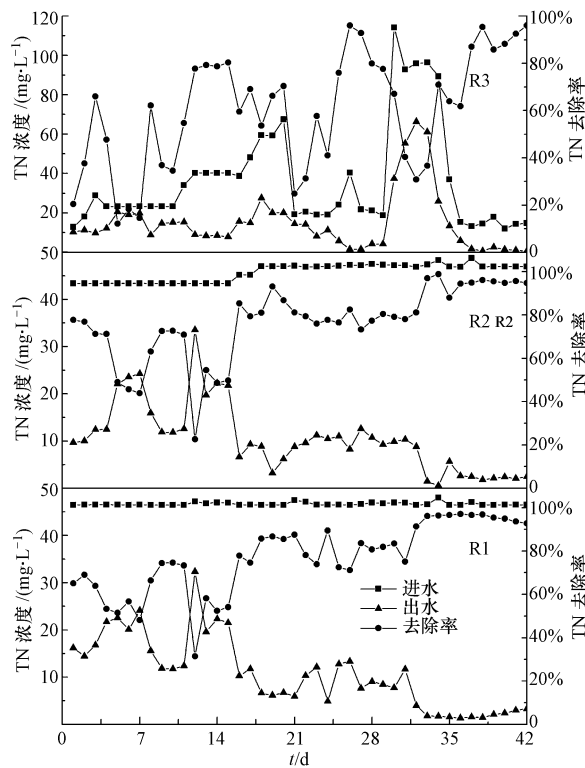


图4 系统对TN的去除情况

Fig.4 TN removal characteristics of the systems

3.2.3 磷的去除 R1、R2和R3系统对TP的去除情况如图5所示.从图5中可见,R1、R2系统前期的除磷能力较差,出水浓度较高;中后期R1和R2系统除磷能力逐渐提高并保持稳定,最终TP去除率均可保持在90%左右;并且运行前期R1对TP去除能力较R2稍强,后期却稍弱于R2.分析原因可能是

运行前期两系统中投泥量稍有差异,R1污泥浓度稍高于R2;运行后期R2中反硝化除磷颗粒污泥生长速度快于R1,致使R2中DNPAOs逐渐呈现优势.R3前期除磷效果较差,主要是因为系统中DNPAOs浓度较低,进水COD负荷不足;后期系统除磷效果逐步提高并趋于稳定,最终TP出水浓度稳定在 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,去除率高于90%.与R1、R2相比,R3出水平均TP浓度更低,因为R3进水平均TP浓度远低于R1、R2;R3平均去除率低于R1、R2系统,这是由于R3采用的生活污水中有机物浓度较低,可供DNPAOs吸收利用的短链脂肪酸较少,不利于DNPAOs的增长繁殖,系统除磷效率的提高较人工配水系统缓慢.

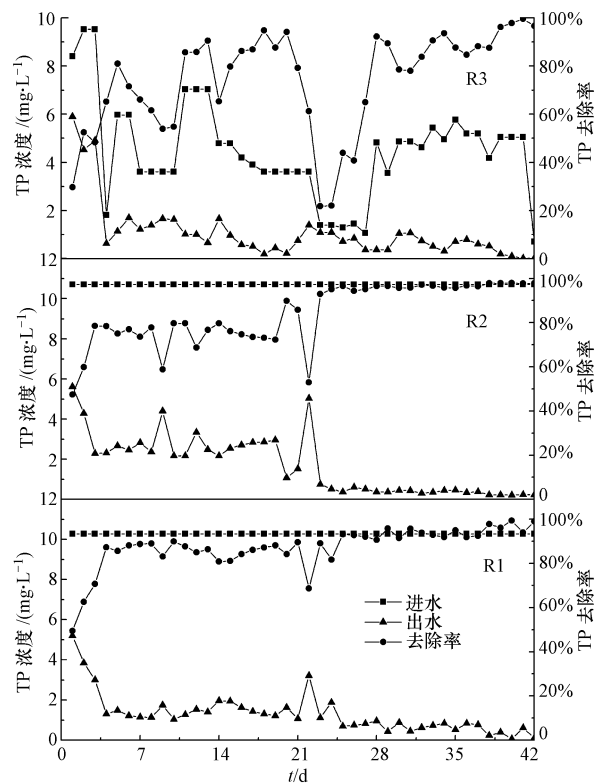


图5 系统对TP的去除情况

Fig.5 TP removal characteristics of the systems

总体来看,与普通SBR工艺及颗粒污泥工艺相比,反硝化除磷颗粒污泥工艺对TP的去除是很高效的(Qin *et al.*, 2006; Kishida *et al.*, 2009).这主要是由于氧气渗透深度的限制在颗粒污泥内部形成了好氧状态下的“好氧-缺氧-厌氧”分区,促进了同步反硝化除磷效能(Kishida *et al.*, 2006; 唐艳葵等, 2007).

在系统运行的第22d,供电系统断电故障,导致

R1~R3 中去除情况波动.当系统供电恢复后,R1~R3 也得以恢复正常.综合看来,R1、R2 和 R3 系统出水 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 均达到一级 A 排放标准,出水 TP 达到一级 B 标准,出水 TP 多维持在  $0.02\sim 0.70\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  范围内.

### 3.3 典型周期除污性能

反硝化除磷颗粒污泥系统稳定后对 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 TP 的去除效果较培养阶段有所提高,图 6 为一典型周期内 R1、R2 和 R3 中污染物浓度变化情况.从图 6 中可见,三系统对 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 和 TP 的去除率都在 90% 左右,系统对污染物的去除稳定且高效.从图 6 可以看出,一个周期内 R1~R3 中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  分别减少了 143.66、160.91、41.87 g,对应的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  增加量则仅为 75.85、84.04、15.01 g.因此,根据 Parker(1975)的化学计量方程计算出通过好氧反硝化去除的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  量分别为 64.85、73.56、26.00 g.

根据 Kuba 等(1993)和 Kim 等(2006)的报道, DNPAOs 的反硝化吸磷率分别为  $2.10$ 、 $1.97\text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$  (以每克  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  吸收的 P 量(g)计),本实验中均值为  $2.0\text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ .反硝化除磷分析及对比如表 5 所示.由表 5 可知,R1、R2 中经 DNPAOs 去除的磷含量比例分别为 42.01%、60.95%,与 Kishida 等(2006)报道的 50% 较接近;与活性污泥和已有的反硝化除磷颗粒污泥报道数据相比,本实验中 R1~R3 的最大比释磷速率(SPRR)偏小,而最大比吸磷速率(SPUR)则偏大,主要是由于颗粒污泥内部存在扩散阻力(Ettouney *et al.*, 1996),同时,在好氧段中颗粒污泥内部 PAOs 由于氧气不足无法正常发挥作用吸磷,而 DNPAOs 厌氧比吸磷速率较好氧时弱(Meinhold *et al.*, 1999).

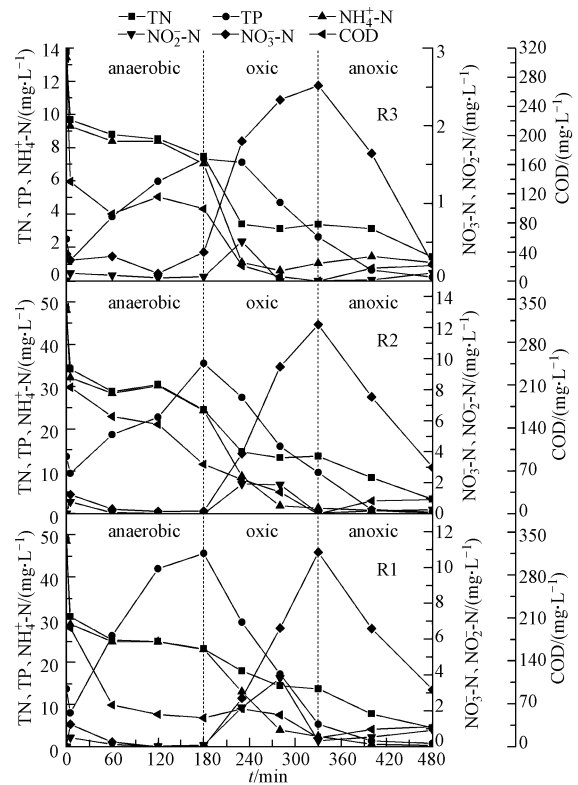


图 6 典型周期营养物变化情况

Fig.6 Variation of nutrients concentration in a typical period in R1~R3

需要特别提出的是,已有报道中提出的 DNPAOs 去除的磷含量比例( $1.97$ 、 $2.10\text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ )均不适用于 R3 系统,已有数值偏大,具体系数有待进一步研究.分析原因是因为上述系数都是在人工配水条件下得到的,而生活污水系统组分复杂,影响因素更多.

表 5 反硝化除磷分析及对比

Table 5 The comparison of the denitrifying phosphorus removal in different studies

| 污泥类型       | 反硝化除磷菌消耗单位硝酸盐的吸磷量 <sup>a</sup> /( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) | 反硝化除磷率 | SPRR/<br>( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ) | SPUR/<br>( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ ) |
|------------|--|--------|--|--|
| R1         | 2.0  | 42.01% | 14.34  | 14.13  |
| R2         | 2.0  | 60.95% | 8.32   | 9.06   |
| R3         | 2.0  | —      | 2.32   | 2.34   |
| 普通活性污泥     | —  | —      | 48.05  | 17.36  |
| A/O/A 颗粒污泥 | 2.1  | 50%    | 22.32  | 3.72   |

注:“—”表示无数值;a.以每克  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  吸收的 P 量(g)计;SPRR 和 SPUR 分别以每 g MLVSS 单位时间内释放和吸收的 P 量(mg)计.

## 4 颗粒化机制探析 (Analysis of granulation mechanism)

在好氧颗粒污泥的形成过程中,选择压假说是

最受认可的,选择压可以分为水力选择压和生物选择压(Adav *et al.*, 2008).通过控制反应器的结构特性(主要是  $H/D$ )和水力条件等将性能差的污泥淘

汰,同时通过改变混合液中有机负荷选择适宜的微生物种类和数量.本试验通过逐步降低沉降时间、曝气提供水力剪切力、A/O/A 交替运行等水力选择压来促进反硝化除磷颗粒污泥的形成;通过逐步缩短好氧段运行时间,延长缺氧段运行时间来强化反硝化除磷能力.具体表现为:①逐步缩短反应器沉降时间(由起始的 20 min 逐步降低至 2 min),在此过程中排出沉降性能差的污泥,富集沉降性能优良的菌胶团.②通过曝气为反应器提供连续、均匀水力剪切力,同时提供充分混合的好氧条件(好氧段 DO 值约  $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ),以促进细胞之间的自凝聚.③A/O/A 交替运行模式为具有反硝化除磷功能的细菌提供理想的生长环境,使其在同丝状细菌的竞争中处于优势地位,提供较大的传质动力.

同时,一些学者提出了好氧颗粒污泥形成的晶核假说,无机晶核在反应前期提供细胞凝聚的晶核,促进颗粒污泥的快速形成(王建龙等, 2009).本试验 R2 系统中加入  $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Ca}^{2+}$  使反应器颗粒污泥形成速度较快,也可以佐证这种观点.

## 5 结论(Conclusions)

1) 以污水厂二沉池污泥作为接种污泥,采用 A/O/A 运行模式,分别以普通人工配水、加  $\text{Ca}^{2+}$  人工配水和实际生活污水为进水水源,于 30 d 内培养得到平均粒径大于  $600 \mu\text{m}$  的反硝化除磷颗粒污泥.颗粒污泥粒径较大、含水率较低、比重较大、比耗氧速率较高.试验结果表明,一定浓度的  $\text{Ca}^{2+}$  对颗粒化过程有促进作用.

2) R1、R2 和 R3 系统培养期间除污性能逐步提高,抗冲击负荷能力逐渐加强.三系统对 COD、 $\text{NH}_4^+$ -N、TN 和 TP 的平均去除率可达 90%,R1~R3 中最大比释磷速率分别达 14.34、8.32 和  $2.32 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ,R1 和 R2 中最大比吸磷速率分别达 14.13 和  $2.34 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ .

3) 反硝化除磷颗粒污泥稳定运行后,典型周期的试验结果显示,R1、R2 和 R3 系统对 COD、 $\text{NH}_4^+$ -N、TN 和 TP 的去除率均为 90%左右,表明反硝化除磷颗粒污泥系统具有良好的污染物去除效果.

## 参考文献(References):

Abdullah N, Yuzir A, Curtis T P, *et al.* 2013. Characterization of aerobic granular sludge treating high strength agro-based wastewater at different volumetric loadings [J]. *Bioresource Technology*, 127: 181-187

Adav S S, Lee D J, Show K Y, *et al.* 2008. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. *Biotechnology Advances*, 26(5): 411-423

Ettouney H M, Al-Haddad A A, Abu-Irhayem T M. 1996. Mass transfer resistance in ASFF reactors for waste water treatment [J]. *Environmental Pollution*, 91(2): 187-197

Gao D W, Liu L, Liang H, *et al.* 2011. Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment [J]. *Critical Reviews in Biotechnology*, 31(2): 137-152

何理, 高大文. 2014. 基于反硝化聚磷菌的颗粒污泥的培养[J]. *中国环境科学*, 34(2): 383-389

Hu J Y, Ong S L, Ng W J, *et al.* 2003. A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors [J]. *Water Research*, 37(14): 3463-3471

姜鸣, 张静慧, 宫飞蓬, 等. 2011. 生物反硝化除磷技术研究进展[J]. *净水技术*, 30(6): 11-15

姜欣欣. 2011. 基于 A/O/A 运行模式的 SBR 工艺脱氮除磷效能及其微生物特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学. 135

Kim H T, Oh S H, Lee Y D, *et al.* 2006. The behavior of the DNPAOs at the anaerobic-anoxic process according to the change of the influent  $\text{NO}_3^-$ -N loading [J]. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 10(6): 399-403

Kishida N, Kim J, Tsuneda S, *et al.* 2006. Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient removal process utilizing denitrifying polyphosphate-accumulating organisms [J]. *Water Research*, 40(12): 2303-2310

Kishida N, Tsuneda S, Kim J H, *et al.* 2009. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal from high-strength industrial wastewater using aerobic granular sludge [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 135(3): 153-158

Kuba T, Smolders G, Van Loosdrecht M C M, *et al.* 1993. Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic-anoxic sequencing batch reactor [J]. *Water Science & Technology*, 27(5/6): 241-252

Lee D J, Chen Y Y, Show K Y, *et al.* 2010. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation [J]. *Biotechnology Advances*, 28(6): 919-934

李军, 张宇坤, 韦甦, 等. 2012. 反硝化除磷颗粒污泥的培养与除磷性能[J]. *北京工业大学学报*, 38(3): 456-461

刘小英, 姜应和, 郭超, 等. 2009. SBR 中除磷颗粒污泥的培养和 A/O 及 A/A/O 颗粒污泥工艺除磷特性研究[J]. *环境科学*, 30(9): 2655-2660

Meinhold J, Filipe C D M, Daigger G T, *et al.* 1999. Characterization of the denitrifying fraction of phosphate accumulating organisms in biological phosphate removal [J]. *Water Science and Technology*, 39(1): 31-42

Parker D S. 1975. *Process Design Manual for Nitrogen Control*[M]. New York; Brown & Caldwell

Qin L, Liu Y. 2006. Aerobic granulation for organic carbon and nitrogen removal in alternating aerobic-anaerobic sequencing batch reactor [J]. *Chemosphere*, 63(6): 926-933

- 石宪奎, 王凯军, 倪文. 2006. 颗粒污泥粒径的工程测定方法[J]. 环境污染与防治, 28(2): 140-142
- 唐艳葵, 童张法, 张寒冰, 等. 2007. 颗粒污泥的反硝化除磷研究[J]. 中国给水排水, 23(17): 32-36
- 王弘宇, 杨开, 贾文辉, 等. 2002. 废水生物除磷技术及其研究进展[J]. 环境技术, (2): 38-42
- 王景峰, 王暄, 季民, 等. 2006. A/O SBR 中同步硝化反硝化除磷颗粒污泥的富集[J]. 中国给水排水, 22(17): 100-104
- 王建龙, 张子健, 吴伟伟. 2009. 好氧颗粒污泥的研究进展[J]. 环境科学学报, 29(3): 449-473
- 魏复盛. 2003. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社
- Yang S, Yang F L, Fu Z M, *et al.* 2010. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1/3): 551-557
- 张慧. 2008. 反硝化除磷颗粒污泥培养方式及效能研究[D]. 大连: 大连理工大学. 83
- 张慧, 张捍民, 杨凤林, 等. 2009. 反硝化除磷颗粒污泥培养方式的对比实验研究[J]. 环境工程学报, 3(11): 2061-2066
- Zhang H M, Dong F, Jiang T, *et al.* 2011. Aerobic granulation with low strength wastewater at low aeration rate in A/O/A SBR reactor [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 49(2): 215-222
- 张晓昕, 邱珊, 杨基先, 等. 2011. 反硝化聚磷体系中颗粒污泥的特性研究[J]. 中国给水排水, 27(15): 85-87
- Zhou Y, Lim M, Harjono S, *et al.* 2012. Nitrous oxide emission by denitrifying phosphorus removal culture using polyhydroxyalkanoates as carbon source [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 24(9): 1616-1623