

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.09.013

# 温度、DO 及 C/N 值对 SBBR 工艺脱氮除磷的影响

罗忆涵, 陈莹, 解舒婷, 赵剑强  
(长安大学 水利与环境学院, 陕西 西安 710064)

**摘要:** 采用以 An/O/A(厌氧/好氧/缺氧)模式运行的序批式生物膜反应器(SBBR)工艺对模拟宁夏农村生活污水进行处理,考察温度、DO 及 C/N 值对 SBBR 工艺脱氮除磷效果的影响。结果表明,SBBR 系统可以呈现良好的同步硝化反硝化(SND)效果,系统在 C/N 值为 6、DO 为 1.4 ~ 1.6 mg/L、温度分别为 30 ℃ 和 20 ℃ 两种工况下,对氮、磷的平均去除率分别为 98.25%、81.56% 和 91.63%、96.03%,出水水质满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级 B 标准。该工艺在深度脱氮情况下后置缺氧段存在二次释磷现象,通过调整 DO 浓度,该工艺在温度为 30 ℃、C/N 值为 6、DO 为 2.9 ~ 3.1 mg/L 的条件下,出水水质可达到 GB 18918—2002 的一级 A 标准。

**关键词:** 农村生活污水; 序批式生物膜反应器(SBBR); 脱氮除磷; 同步硝化反硝化(SND)

**中图分类号:** TU992      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1000-4602(2021)09-0082-08

## Effects of Temperature, DO and C/N Ratio on Nitrogen and Phosphorus Removal in SBBR Process

LUO Yi-han, CHEN Ying, XIE Shu-ting, ZHAO Jian-qiang  
(School of Water and Environment, Chang'an University, Xi'an 710064, China)

**Abstract:** Synthetic rural domestic sewage was treated by a laboratory scale sequencing batch biofilm reactor (SBBR) which was operated in An/O/A (anaerobic/oxic/anoxic) mode in Ningxia, and the effects of temperature, DO and C/N ratio on removal performances of nitrogen and phosphorus were investigated. The SBBR system showed a good simultaneous nitrification and denitrification (SND) performance. When the system was operated at temperature of 30 ℃ and 20 ℃ with C/N ratio of 6 and DO of 1.4 - 1.6 mg/L, the removal efficiencies of nitrogen and phosphorus were 98.25%, 81.56% and 91.63%, 96.03%, respectively, and the effluent quality could meet the first level B limitation of *Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant* (GB 18918 - 2002). In the process of deep denitrification, there was a secondary phosphorus release phenomenon in the post-anoxic section. By adjusting the concentration of DO, the effluent quality met the first level A limitation of GB 18918 - 2002 when temperature, C/N ratio and DO were 30 ℃, 6 and 2.9 - 3.1 mg/L.

**Key words:** rural domestic sewage; sequencing batch biofilm reactor (SBBR); nitrogen and phosphorus removal; simultaneous nitrification and denitrification (SND)

基金项目: 宁夏回族自治区重点研发计划(重点)项目(2019BFG02031); 国家自然科学基金资助项目(51778057)  
通信作者: 赵剑强      E-mail: 626710287@qq.com

随着我国农村生活水平的逐步提高,农村居民的生活模式也发生了一定程度的改变,用水量大幅度增加,生活污水的排放量和污染物种类也不断增加。但是由于农村基础设施尤其是污水收集与处理设施建设程度均较低,大量的生活污水和畜禽养殖废水不经处理直接就近排入受纳水体,对农村的生态环境造成了严重污染,不仅会严重威胁地下水水质安全,还会引起河流、湖泊富营养化,甚至可能会导致黑臭水体。因此,只有合理地解决了水污染问题,才能够促进农村的可持续发展。

虽然目前针对农村生活污水处理的研究已有许多,但其中多数工艺存在基建投资大、运行管理费用高及处理效率低等问题,且农村基层缺乏运行管理技术、经验和专业技术人员,许多污水处理设施无法长期正常运行甚至闲置<sup>[1-4]</sup>。而序批式生物膜反应器(SBBR)工艺通过融合活性污泥法(SBR)和生物膜法,能够同时去除N、P污染物,具有污泥活性高、生物相种类多的特点,已在工业有机废水、有毒难降解废水、养殖废水和城镇污水的处理中表现出诸如耐冲击负荷、产泥量少、出水无臭、运行灵活、流程紧凑等良好性能<sup>[5-9]</sup>,近年来受到了广泛关注。此外,随着自动化硬件及软件水平的提高,为解决人员成本高等问题,分散的农村污水处理工程多采用远程集中监控的方法自动控制运行。有研究表明<sup>[5]</sup>,DO可作为监控SBBR氮氧化进程及供氧终点的关键控制参数。实际工程可以远程监控DO实时曲线,判断工艺运行情况。

另外,因堵塞问题工程上可用的最小潜污泵处理规模为3 m<sup>3</sup>/h,这说明大部分小流量污水处理工程实际都是间歇运行,因而采用SBBR工艺处理诸如农村污水这种小流量污水较采用连续流工艺更贴近工程实际,也更为合理。

鉴于此,本研究采用以An/O/A(厌氧/好氧/缺氧)模式运行的SBBR工艺对模拟农村生活污水进行处理,考察了温度、DO及C/N值对SBBR工艺同步脱氮除磷效果的影响,旨在探索该工艺处理农村生活污水的可行性,为在实际农村生活污水处理中的应用提供理论依据和技术参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置及运行

实验采用课题组前期以C/N值为7启动并以An/O/A模式稳定运行的SBBR反应器。实验装置

由SBBR反应器、搅拌器、曝气装置及进出水装置组成,具体装置示意图见图1。

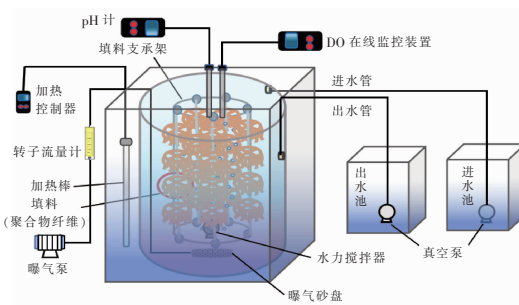


图1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental device

SBBR反应器为有机玻璃制成的圆柱形容器,有效容积为8 L。该SBBR工艺采用DO仪自动控制,当溶解氧曲线快速上升达到上限值3 mg/L时自动停止曝气,达不到3 mg/L时由时间控制,剩余时间缺氧运行。反应器中设置内循环系统起搅拌作用。采用曝气砂盘作曝气设备,通过转子流量计来控制曝气泵进气流量。SBBR日常以An/O/A模式运行,采用时间继电器控制每个反应运行周期的时间,每个运行周期为8 h,包括厌氧1 h、好氧曝气5 h、缺氧1.5 h、静沉及排水0.5 h。每周期进水3 L、排水3 L,排水比为3/8(即SBBR反应器在单个运行周期内的排水量与反应器容积之比)。温度通过恒温水浴进行控制。

### 1.2 实验水质

实验用水采用人工配水,主要组分为C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>、NH<sub>4</sub>Cl、KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>、NaHCO<sub>3</sub>、MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O、CaCl<sub>2</sub>和1 mL/L微量元素营养液<sup>[10]</sup>。

### 1.3 系统排泥方式

为了能有效去除污水中的污染物质,尤其是磷,生物膜系统进入稳定运行阶段后,需采取相应的排泥措施。该系统除通过生物膜的自然脱落外,反应器内设置的水泵循环混合系统也有助于生物膜的脱落和更新。

### 1.4 实验方案

实验通过改变反应器运行条件探讨温度、DO以及C/N值对SBBR工艺同步脱氮除磷效果的影响。温度设置为30℃和20℃,其中20℃是实验室冬季平均温度,可供工程应用参考。反应器中DO浓度控制在0.9~1.1 mg/L和1.4~1.6 mg/L两种低浓度状况,其目的是加强反硝化作用。根据宁夏回族自治区固原市农村生活污水水质实际调查结

果,确定实验进水  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  浓度为 80 mg/L,不同 C/N 值(4、6)条件下 COD 浓度分别为 320 mg/L 和 480 mg/L。实验分为 5 个阶段运行,具体运行工况如表 1 所示。

表 1 反应器运行工况

Tab. 1 Operating conditions of reactor

阶段 编号	温度/ ℃	COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ / ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TP/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	DO/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )
I	30	320	80	6	0.9 ~ 1.1
II	30	480	80	6	0.9 ~ 1.1
III	30	480	80	6	1.4 ~ 1.6
IV	20	480	80	6	1.4 ~ 1.6
V	30	480	80	6	2.9 ~ 3.1

### 1.5 分析项目及方法

实验中 COD、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  均按照《水和废水监测分析方法》(第 4 版)进行测定。pH 值采用 pH510 便携式智能酸度计测定,DO 浓度采用 Hach - HQ30d 型溶解氧仪测

定。其中,TN 浓度为  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  的浓度之和。

## 2 结果与讨论

### 2.1 脱氮除磷效果

5 个实验阶段  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  及 COD 的去除效果见表 2。实验第 I 阶段运行稳定后和第 II 阶段的出水 4 项污染物指标可以满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)二级标准,实验第 III、IV 阶段的出水 4 项污染物指标均能达到 GB 18918—2002 的一级 B 标准,其中实验第 III 阶段是由于后置缺氧阶段中二次释磷现象影响了  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的去除率。有研究表明<sup>[11-12]</sup>,二次释磷是由于缺氧段电子受体( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ )不足所致。因此,实验在后期增加第 V 阶段,通过调整 DO 浓度,使得系统中有电子受体积累,避免二次释磷,结果表明该阶段出水水质可以达到 GB 18918—2002 的一级 A 标准。

表 2 不同阶段 SBBR 工艺运行性能

Tab. 2 Operating performance of SBBR process at different stages

项 目		第 I 阶段	第 II 阶段	第 III 阶段	第 IV 阶段	第 V 阶段
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	进水/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	81.33 ± 3.04	81.40 ± 1.95	80.79 ± 1.85	81.07 ± 2.34	85.48 ± 2.87
	出水/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	19.53 ± 1.34	8.02 ± 1.02	1.12 ± 2.75	6.25 ± 2.54	0.03 ± 0.06
	去除率/%	75.96 ± 1.88	90.14 ± 1.27	98.33 ± 3.71	92.28 ± 3.13	99.97 ± 0.07
TN	进水/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	81.34 ± 3.04	81.47 ± 2.07	80.79 ± 1.85	81.07 ± 2.34	85.48 ± 2.87
	出水/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	23.57 ± 5.16	8.10 ± 1.01	1.17 ± 2.74	6.77 ± 2.30	0.15 ± 0.14
	去除率/%	71.05 ± 6.01	90.05 ± 1.25	98.25 ± 3.68	91.63 ± 2.86	99.83 ± 0.16
$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	进水/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	5.33 ± 0.43	5.29 ± 0.37	5.11 ± 0.58	5.17 ± 0.38	5.86 ± 0.5
	出水/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	3.01 ± 0.13	1.59 ± 0.11	0.95 ± 0.37	0.21 ± 0.19	0.19 ± 0.16
	去除率/%	43.27 ± 4.70	69.73 ± 2.80	81.56 ± 6.49	96.03 ± 3.63	96.95 ± 2.61
COD	进水/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	307.76 ± 14.81	471.55 ± 11.51	474.51 ± 11.65	490.73 ± 10.41	497.46 ± 6.69
	出水/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	29.37 ± 2.88	22.00 ± 3.85	19.93 ± 2.20	24.64 ± 2.19	30.98 ± 0.87
	去除率/%	90.44 ± 1.04	95.33 ± 0.81	95.81 ± 0.41	94.99 ± 0.41	93.77 ± 0.16

#### 2.1.1 不同 C/N 值下脱氮除磷效果

有机碳源作为微生物生存繁殖的营养物质,在污水处理的脱氮除磷过程中具有重要作用。由阶段 I 和阶段 II 可以看出,当进水 C/N 值由 4 增加到 6 时,对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的去除效果均有提高,出水浓度分别由(19.53 ± 1.34)、(23.57 ± 5.16)、(3.01 ± 0.13) mg/L 降至(8.02 ± 1.02)、(8.10 ± 1.01)、(1.59 ± 0.11) mg/L,平均去除率分别由(75.96 ± 1.88)%、(71.05 ± 6.01)%、(43.27 ± 4.70)% 提高到(90.14 ± 1.27)%、(90.05 ± 1.25)%、(69.73 ± 2.80)%。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和 TN 去除率的变化可能是因为:为控制低 C/N 值(C/N 值 =

4)和高 C/N 值(C/N 值 = 6)下相同的 DO 浓度,以便对实验结果进行比较,实验过程中调整曝气量使得 DO 为 0.9 ~ 1.1 mg/L,但实际上低 C/N 值条件下的活性异养菌数量理论上少于高 C/N 值条件下的,氧利用率也低于高 C/N 值的,所以为维持同样的 DO 浓度,曝气量低于高 C/N 值,由此引起生物膜内传质速率降低,从而导致低 C/N 值下  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  有较多剩余。

而磷的去除主要是通过厌氧释磷和好氧吸磷完成,C/N 值较低时,碳源不足,影响聚磷菌(PAOs)的释磷效果,因此 C/N 值为 4 时对  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的去除率较低<sup>[13]</sup>。而当 C/N 值增加到 6 时,碳源不再是



PAOs厌氧释磷过程的限制性因素,PAOs也能得到优势富集,系统除磷效果提高<sup>[14]</sup>。

### 2.1.2 不同DO浓度下脱氮除磷效果

DO浓度较低时,不利于好氧微生物的新陈代谢以及硝化反应对DO的需求;而DO浓度较高时则不利于SBBR工艺中缺氧环境的形成,同时造成微生物呼吸作用变强,使有机物被过度消耗而造成反硝化碳源不足,因而DO浓度过低或过高均不利于SBBR系统中SND过程的进行<sup>[15-17]</sup>。由阶段Ⅱ和阶段Ⅲ的数据可以看出, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN的去除效果随着DO浓度的升高均有提高,出水浓度分别为 $(1.12 \pm 2.75)$ 、 $(1.17 \pm 2.74)$  mg/L,平均去除率分别为 $(98.33 \pm 3.71)\%$ 、 $(98.25 \pm 3.68)\%$ 。这是由于在低DO浓度条件下,硝化作用受到抑制,氨氧化速率较低导致在相同的曝气时间内氨未氧化完全,出水中剩余 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 量多,致使在低DO浓度条件下TN去除率低。

相关研究表明<sup>[18]</sup>,在水力停留时间为3 h的条件下,将DO浓度控制在2 mg/L可取得较好的脱氮效果,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN的浓度分别为2.83、11.9 mg/L。而本研究结果表明DO浓度在1.4~1.6 mg/L条件下即可取到较好的脱氮效果,这说明控制较低的DO以牺牲反应时间而加强反硝化作用可以达到很好的脱氮效果。

由于实验第Ⅱ、Ⅲ阶段后缺氧段存在二次释磷现象,导致出水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度较高,为进一步提高 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的去除率,在第Ⅴ阶段提高好氧段DO浓度使得后缺氧段存在电子受体,避免二次释磷<sup>[11-12]</sup>。同时,DO浓度能够直接影响PAOs的好氧吸磷效果,当DO浓度较低(阶段Ⅱ、Ⅲ)时,出水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度分别为 $(1.59 \pm 0.11)$ 、 $(0.95 \pm 0.37)$  mg/L,去除率分别为 $(69.73 \pm 2.80)\%$ 、 $(81.56 \pm 6.49)\%$ 。而当DO浓度升高(阶段Ⅴ)时,出水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 为 $(0.19 \pm 0.16)$  mg/L,平均去除率提高到 $(96.95 \pm 2.61)\%$ ,出水水质可以达到GB 18918—2002的一级A标准。

### 2.1.3 不同温度下脱氮除磷效果

温度对微生物的生长和繁殖有着重要影响,温度改变会影响到系统中微生物的种类、活性以及反应速率,从而影响污水处理效果。由阶段Ⅲ和阶段Ⅳ的数据可以看出,随着温度由30℃降低到20℃,对氨氮和TN的去除效果有所下降,平均去除率分

别由 $(98.33 \pm 3.71)\%$ 、 $(98.25 \pm 3.68)\%$ 下降到 $(92.28 \pm 3.13)\%$ 、 $(91.63 \pm 2.86)\%$ ,这是由于硝化菌的最佳生长温度为35℃,温度降低,导致硝化菌和反硝化菌的增长速率下降,代谢能力降低,从而使得 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TN的去除率降低。 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的去除效果则随着温度降低而有所提高,平均去除率从 $(81.56 \pm 6.49)\%$ 提高到 $(96.03 \pm 3.63)\%$ 。有研究表明<sup>[19-21]</sup>,PAOs在低温下具有竞争优势,温度为20℃时,厌氧释磷速率最大,一定温度范围(20~35.5℃)内,随着温度升高,PAOs对基质的利用能力下降,增长速率变慢,PAOs数量减少,聚糖菌(GAOs)取代PAOs成为优势菌群,因而降低温度更有利于 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的去除。

## 2.2 系统稳定时运行周期内各指标变化

为进一步了解反应器的脱氮除磷情况,实验分别在第Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ阶段反应器运行稳定的情况下进行多次周期性实验,观察典型周期内各指标(ORP、DO、pH值、COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ )的变化情况,分析了厌氧段、好氧段、缺氧段不同单元对氮、磷的去除效果,结果如图2~6所示。

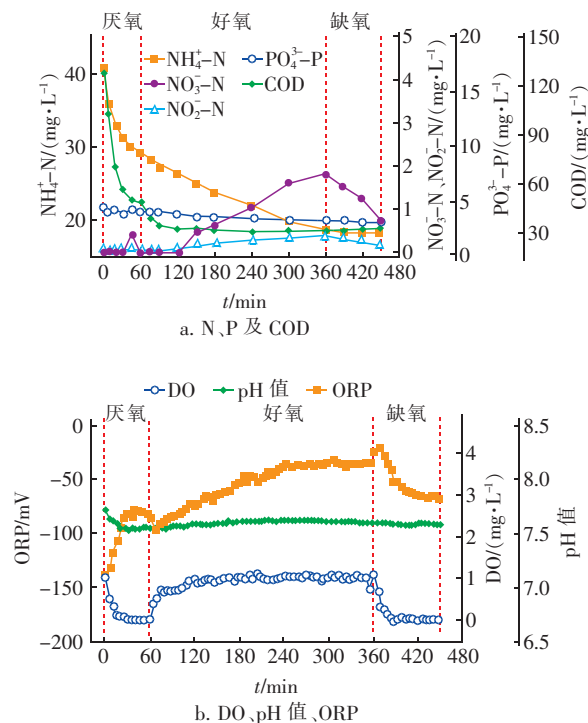


图2 阶段Ⅰ典型反应周期内各指标变化曲线

Fig. 2 Change curve of each index during a typical reaction cycle in stage I

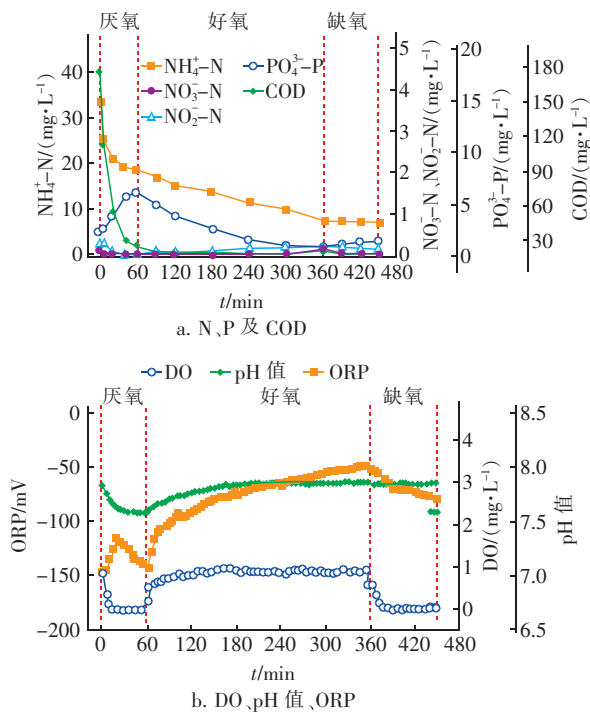


图3 阶段Ⅱ典型反应周期内各指标变化曲线

Fig. 3 Change curve of each index during a typical reaction cycle in stage II

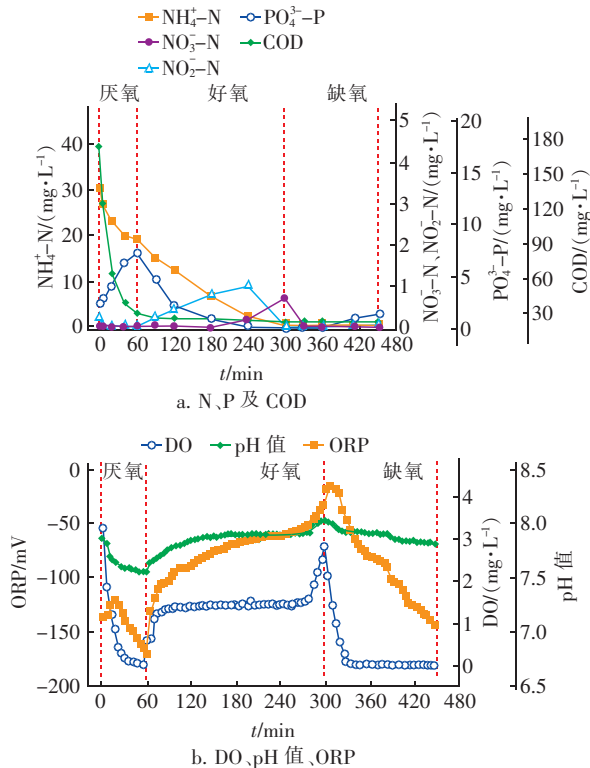


图4 阶段Ⅲ典型反应周期内各指标变化曲线

Fig. 4 Change curve of each index during a typical reaction cycle in stage III

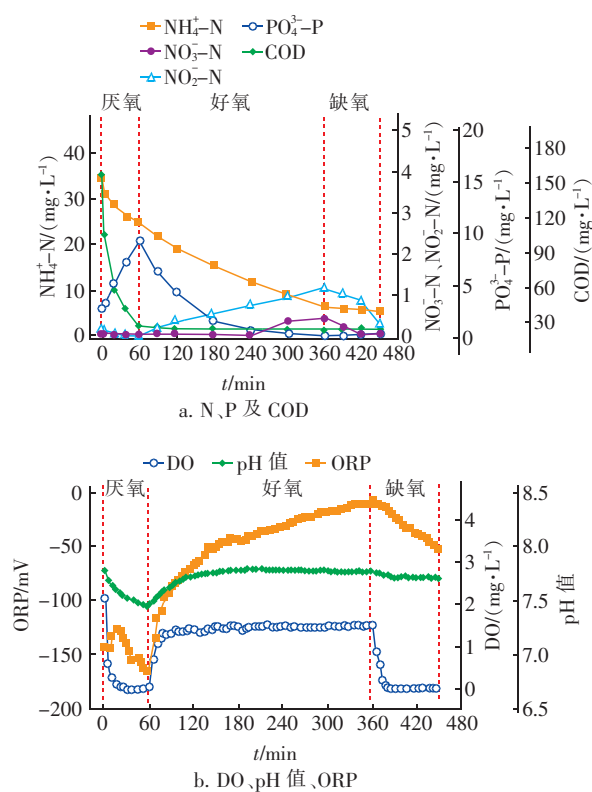


图5 阶段Ⅳ典型反应周期内各指标变化曲线

Fig. 5 Change curve of each index during a typical reaction cycle in stage IV

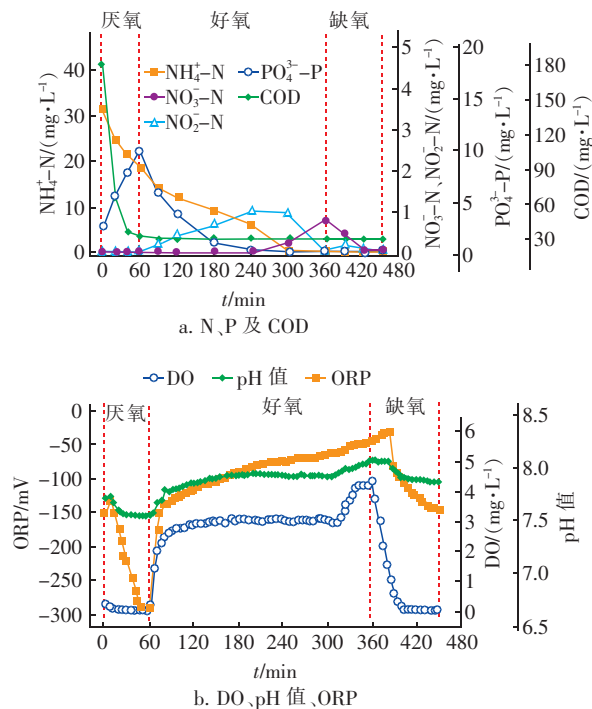


图6 阶段Ⅴ典型反应周期内各指标变化曲线

Fig. 6 Change curve of each index during a typical reaction cycle in stage V

从5组过程曲线可以看出,COD在进入反应器后就迅速被消耗,此时可能首先是微生物的吸附作用,然后PAOs将COD储存为PHA(聚羟基脂肪酸酯),之后在好氧阶段,微生物利用内碳源进行好氧吸磷。由于微生物贮存、生物膜吸附以及水的稀释作用, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的浓度在厌氧段也有一定的降低。此外,好氧段几乎没有 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 积累,呈现出稳定的同步硝化反硝化(SND)效果。反应器中实现SND是由于生物膜对DO扩散的阻滞作用,且较低的供氧量使得氧气无法深入到生物膜内部,如此生物膜表层和内部分别形成好氧区和缺氧区,为系统实现SND提供了有利环境,这也正是SBBR工艺相较于传统脱氮除磷工艺的一个优势。

典型周期内pH值和ORP值的变化:①厌氧阶段葡萄糖先被发酵细菌分解为挥发性脂肪酸(VFA),PAOs再将VFA转化为PHA,同时释放聚磷酸盐<sup>[22]</sup>,另外,PAOs在聚PHA过程中会释放 $\text{CO}_2$ , $\text{CO}_2$ 溶解于水中从而导致pH值降低。好氧开始阶段,曝气吹脱系统中部分 $\text{CO}_2$ ,反应器内碱度含量大于硝化所需,且反硝化作用产生碱度,pH值迅速升高,后因硝化和反硝化作用逐渐平衡使得系统中碱度相对平衡,pH值趋于稳定。缺氧阶段pH值的下降可能是由于部分兼性异养菌发酵产酸所致。而图2(b)中由于C/N值为4时碳源不足,同步硝化反硝化脱氮过程受到抑制,从而在好氧段和缺氧段pH值基本不发生变化。②在厌氧开始阶段pH值迅速下降影响ORP使其上升<sup>[23]</sup>,之后pH值下降缓慢,不再是影响ORP的主要因素,从而ORP因为PHA合成以及厌氧释磷而降低。在好氧开始阶段,DO迅速增大、反应器内碱度高,氧化态物质开始增多,ORP迅速上升,之后由于SND作用,且硝化反应速率随 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的降解不断减小,ORP缓慢上升。而当 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和有机物全部氧化完,DO迅速上升,此时ORP也出现峰值[见图4(b)]。缺氧阶段由于DO下降,氧化态物质减少,ORP降低。

对比图2(a)和图3(a)发现:图2(a)厌氧段中PAOs没有释磷因而COD有剩余,其在好氧开始时发生氧化导致开始时DO消耗过快,从而图2(b)的DO曲线相较于图3(b)上升缓慢。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在好氧段中,图2(a)的氧化速率相对于图3(a)的氧化速率较小,因此图2(a)出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度较高,去除效果不好。图2(a)中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度全程基本没有

发生变化,图3(a)中有明显的厌氧释磷和好氧吸磷现象,缺氧段中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度的少量增高,是由于缺少电子受体所致<sup>[11-12]</sup>。

对比图3(a)和图4(a)发现:提高DO浓度, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化速率和好氧吸磷速率均有显著提高,其中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 在好氧进行4h时就已经氧化完全,为保证系统中不积累 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,当DO浓度上升到3mg/L时自动停止曝气,进入缺氧运行。因缺氧阶段延长,电子受体不足而发生二次释磷,从而导致出水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度升高,去除率降低。通过提高DO浓度到2.9~3.1mg/L,并且在氨氮氧化完全后,DO浓度上升时仍加以曝气[见图6(a)],使好氧末期系统有 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 存在,为后缺氧段提供电子受体,避免二次释磷,提高磷的去除效率。

对比图4(a)和图5(a)可以看出:温度降低, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 氧化速率降低,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度增加;厌氧释磷量增大,好氧吸磷速率也有所提高。

### 3 结论

当C/N值由4增加到6时,系统脱氮除磷效果提高,对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN及 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的平均去除率分别由 $(75.96 \pm 1.88)\%$ 、 $(71.05 \pm 6.01)\%$ 和 $(43.27 \pm 4.70)\%$ 提高到 $(90.14 \pm 1.27)\%$ 、 $(90.05 \pm 1.25)\%$ 和 $(69.73 \pm 2.80)\%$ ;当DO浓度由0.9~1.1mg/L升到1.4~1.6mg/L时,对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN、 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的去除效果均有提高,其中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TN甚至接近100%的去除率,对 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的平均去除率为 $(81.56 \pm 6.49)\%$ ;随着温度由30℃降到20℃,对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TN的去除效果有所下降,平均去除率分别降至 $(92.28 \pm 3.13)\%$ 、 $(91.63 \pm 2.86)\%$ ,而对 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的去除效果则随着温度降低有显著提高,平均去除率由 $(81.56 \pm 6.49)\%$ 提高到 $(96.03 \pm 3.63)\%$ 。由于该工艺后置缺氧段存在二次释磷现象而影响 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的去除,通过调整DO浓度,可使工艺出水水质在温度为30℃、C/N值为6、DO为2.9~3.1mg/L条件下达到GB 18918—2002的一级A标准。

### 参考文献:

- [1] 吴娜,薛晓莉,张志立,等.农村污水治理现状及一体化水处理设施的应用[J].现代农业科技,2020(1): 173-174,177.

- WU Na, XUE Xiaoli, Zhang Zhili, *et al.* Current situation of rural sewage treatment and application of integrated water treatment facilities [J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, 2020(1): 173 - 174, 177 (in Chinese).
- [2] 崔玉峰. 强化农村生活污水处理设施管理的思考[J]. *资源节约与环保*, 2020(1): 14 - 15.
- CUI Yufeng. Thoughts on strengthening the management of rural domestic sewage treatment facilities [J]. *Resources Economization & Environmental Protection*, 2020(1): 14 - 15 (in Chinese).
- [3] 周晓莉, 俞锋, 朱光灿, 等. 江苏农村生活污水处理设施进水水质调查分析[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(3): 1445 - 1449.
- ZHOU Xiaoli, YU Feng, ZHU Guangcan, *et al.* Investigation and analysis of influent quality of wastewater treatment facilities in rural areas of Jiangsu province, China [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(3): 1445 - 1449 (in Chinese).
- [4] 干钢, 唐毅, 郝晓伟, 等. 日本净化槽技术在农村生活污水处理中的应用[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(5): 1791 - 1796.
- GAN Gang, TANG Yi, HAO Xiaowei, *et al.* Application of Japanese Johkasou technology in treatment of rural domestic sewage [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(5): 1791 - 1796 (in Chinese).
- [5] 蒋铁锋, 王和阳, 程凌峰. 序批式生物膜反应器预处理餐饮废水的性能[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(19): 116 - 120.
- JIANG Yifeng, WANG Heyang, CHENG Lingfeng. Performance of sequencing batch biofilm reactor for pretreatment of restaurant wastewater [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(19): 116 - 120 (in Chinese).
- [6] WANG J Y, RONG H W, ZHANG C S. Evaluation of the impact of dissolved oxygen concentration on biofilm microbial community in sequencing batch biofilm reactor [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2018, 125(5): 532 - 542.
- [7] ZHAO J, FENG L J, YANG G F, *et al.* Development of simultaneous nitrification-denitrification (SND) in biofilm reactors with partially coupled a novel biodegradable carrier for nitrogen-rich water purification [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 243: 800 - 809.
- [8] 毛雪梅. 多维曝气 SBBR 工艺处理餐饮废水实验研究[D]. 重庆: 重庆工商大学, 2014.
- MAO Xuemei. Experimental Study on Treatment of Restaurant Wastewater by Multi-dimensional Aeration SBBR Process [D]. Chongqing: Chongqing Technology and Business University, 2014 (in Chinese).
- [9] DUTTA A, SARKAR S. Sequencing batch reactor for wastewater treatment: recent advances [J]. *Current Pollution Reports*, 2015, 1(3): 177 - 190.
- [10] LOVLEY D R, PHILLIPS E J. Novel mode of microbial energy metabolism: organic carbon oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1988, 54(6): 1472 - 1480.
- [11] WINKLER M, COATS E R, BRINKMAN C K. Advancing post-anoxic denitrification for biological nutrient removal [J]. *Water Research*, 2011, 45(18): 6119 - 6130.
- [12] 张森, 袁庆, 黄棚兰, 等. 不同电子受体浓度对反硝化除磷的影响及动力学特性[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(3): 830 - 838.
- ZHANG Miao, YUAN Qing, HUANG Penglan, *et al.* Effect of different electron acceptor concentrations on denitrifying phosphorus removal and dynamic characteristic [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, 12(3): 830 - 838 (in Chinese).
- [13] 许秀红, 王丹, 李秀. 温度、C/N、C/P 和 DO 质量浓度对 SBBR 工艺的影响[J]. *沈阳建筑大学学报(自然科学版)*, 2015, 31(6): 1136 - 1143.
- XU Xiuhong, WANG Dan, LI Xiu. Impacts of temperature, C/N, C/P and the dissolved oxygen concentration on the SBBR technology [J]. *Journal of Shenyang Jianzhu University (Natural Science)*, 2015, 31(6): 1136 - 1143 (in Chinese).
- [14] 范晓玮, 刘石虎, 孟红, 等. C/N 值对 SBBR 反应器深度脱氮除磷效能的影响[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(19): 37 - 41.
- FAN Xiaowei, LIU Shihu, MENG Hong, *et al.* Effect of C/N ratio on advanced phosphorus and nitrogen removal of SBBR reactor [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(19): 37 - 41 (in Chinese).
- [15] 郑桂林, 张朝升, 曹勇锋, 等. DO 在 SBBR 生物膜中传递及对同步硝化反硝化的影响[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(3): 22 - 26.
- ZHENG Guilin, ZHANG Chaosheng, CAO Yongfeng, *et al.* Transfer of DO in biofilm and effect of DO on simultaneous nitrification and denitrification in sequencing batch biofilm reactor [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(3): 22 - 26 (in Chinese).



- [16] 曹文娟,徐祖信,王晟. 生物膜中同步硝化反硝化的研究进展[J]. 水处理技术,2012,38(1):1-5.  
CAO Wenjuan, XU Zuxin, WANG Sheng. Research progress of simultaneous nitrification and denitrification in biofilms[J]. Technology of Water Treatment, 2012, 38(1):1-5(in Chinese).
- [17] 张立秋,吴丹,张朝升,等. SBBR反应器同步硝化反硝化处理微污染源水[J]. 中国给水排水,2016,32(23):61-64.  
ZHANG Liqiu, WU Dan, ZHANG Chaosheng, et al. Treatment of micro-polluted source water by simultaneous nitrification and denitrification in SBBR[J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(23):61-64(in Chinese).
- [18] 郑彭生,郑利祥,杨建超,等. 连续曝气生物膜反应器同步脱氮除磷实验研究[J]. 水处理技术,2019,45(12):118-121.  
ZHENG Pengsheng, ZHENG Lixiang, YANG Jianchao, et al. Experimental study on the simultaneous nitrogen and phosphorus removal by continuous aeration biofilm reactor[J]. Technology of Water Treatment, 2019, 45(12):118-121(in Chinese).
- [19] PANSWAD T, DOUNGCHAI A, ANOTAI J. Temperature effect on microbial community of enhanced biological phosphorus removal system[J]. Water Research, 2003, 37(2):409-415.
- [20] BRDJANOVIC D, VAN LOOSDRECHT M C M, HOOIJMANS C M, et al. Temperature effects on physiology of biological phosphorus removal[J]. Journal of Environmental Engineering, 1997, 123(2):144-152.
- [21] 张兰河,李德生,王旭明,等. 不同温度下碳源对AOA—SBR工艺PAO与GAO竞争释磷的影响[J]. 硅酸盐通报,2015,34(8):2274-2280.  
ZHANG Lanhe, LI Desheng, WANG Xuming, et al. Effect of carbon sources on the competition about phosphorus release between PAO and GAO by AOA-SBR process under different temperature[J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2015, 34(8):2274-2280(in Chinese).
- [22] 彭永臻,薛桂松,苗志加,等. 葡萄糖为碳源的EBPR长期运行效果及聚磷菌的富集培养[J]. 东南大学学报(自然科学版),2013,43(1):136-141.  
PENG Yongzhen, XUE Guisong, MIAO Zhijia, et al. Long term effect of glucose as sole carbon source on EBPR and PAOs enrichment[J]. Journal of Southeast University(Natural Science Edition), 2013, 43(1):136-141(in Chinese).
- [23] 李军,彭永臻,顾国维,等. 无外加碳源SBBR脱氮工艺及其控制方法研究[J]. 中国给水排水,2006,22(7):17-21.  
LI Jun, PENG Yongzhen, GU Guowei, et al. Nitrogen removal without external carbon source in SBBR and its control[J]. China Water & Wastewater, 2006, 22(7):17-21(in Chinese).

作者简介:罗忆涵(1995-),女,河南鹿邑人,硕士研究生,研究方向为水污染控制工程。

E-mail:2548116274@qq.com

收稿日期:2020-04-30

修回日期:2020-09-11

(编辑:任莹莹)

环境就是民生,青山就是美丽,蓝天也是幸福