

## 除有机物除磷系统中好氧反应时间参数优化

徐竹兵<sup>1</sup>, 周亚旭<sup>2</sup>, 王淑莹<sup>1</sup>, 唐晓雪<sup>1</sup>, 杨雄<sup>1</sup>, 彭永臻<sup>1</sup>

- (1. 北京工业大学 北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京市污水脱氮除磷处理与过程控制工程技术研究中心, 北京, 100124;
2. 西安市污水处理有限公司, 陕西 西安, 710024)

**摘要:**在序批式反应器中考察不同好氧反应时间( $t_{\text{AHR}}$ )条件下两段式厌氧氨氧化工艺中除有机物除磷系统活性污泥吸附有机物和磷的能力, 以及相应条件下系统的稳定性。研究结果表明: 当好氧反应时间为 40~60 min 时, 系统对污水中有机物及磷的去除能力较强, 污泥沉降性能良好, 但胞内贮存物聚- $\beta$ -羟基烷酸(PHA)与污泥碳含量随好氧反应时间的递增而缩短; 当好氧反应时间为 30 min 时, 系统对污水中有机物及磷去除效果较差, 且系统发生严重的污泥黏性膨胀, 不适合长期运行。综合考虑除有机物除磷系统在不同好氧反应时间下对有机物与磷的吸附效果、资源与能源回收的潜力及系统长期运行的稳定性, 推荐  $t_{\text{AHR}}=40$  min 为“两段式厌氧氨氧化工艺”中除有机物除磷系统的最优好氧反应时间控制参数。

**关键词:** 好氧反应时间; 吸附; 有机物; 磷; 城市污水

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 1672-7207(2015)01-0372-07

## Optimization parameter of aerobic hydraulic retention time in organic matter and phosphate removal system

XU Zhubing<sup>1</sup>, ZHOU Yaxu<sup>2</sup>, WANG Shuying<sup>1</sup>, TANG Xiaoxue<sup>1</sup>, YANG Xiong<sup>1</sup>, PENG Yongzhen<sup>1</sup>

- (1. Engineering Research Center of Beijing, Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China;
2. Xi'an Wastewater Treatment Company, Xi'an 710024, China)

**Abstract:** The adsorption performance of organic matter and phosphate and the stability of the organic matter and phosphate removal system were investigated under different aerobic hydraulic retention time ( $t_{\text{AHR}}$ ) using a sequence batch reactor (SBR). The results show that the system has strong adsorption performance of organic matter and phosphate and the activated sludge exhibit good settle-ability when the aerobic hydraulic retention time is 40–60 min while the poly-hydroxyalkanoate (PHA) and carbon content in sludge increase with the reduction of aerobic hydraulic retention time. However, the adsorption properties significantly deteriorate and serious non-filamentous sludge bulking occur when the aerobic hydraulic retention time of 30 min is employed. Consequently, the aerobic hydraulic retention time of 30 min is not suitable for long-term operation. In consideration of the adsorption property, the potential of resource recovery and the stability of the system, the aerobic hydraulic retention time of 40 min is recommended to be the optimal aerobic hydraulic retention time for the long-term operation of the organic matter and phosphate adsorption system.

**Key words:** aerobic hydraulic retention time; adsorption; organic matter; phosphate; domestic wastewater

收稿日期: 2014-02-27; 修回日期: 2014-04-12

基金项目(Foundation item): 国家自然科学基金资助项目(51178007); 北京市教委科技创新平台项目(2014年); 北京工业大学研究生科技基金资助项目(ykj-2012-8308) (Project(51178007) supported by the National Natural Science Foundation of China; Project(2014) supported by Science and Technology Innovation Platform of Beijing Education Board; Project(ykj-2012-8308) supported by Science and Technology Fund for Beijing University of Technology Graduate)

通信作者: 王淑莹, 教授, 博士生导师, 从事污水深度脱氮处理理论及应用; E-mail: wsy@bjut.edu.cn

厌氧氨氧化工艺作为一种新型的生物脱氮工艺,近年来得到了污水处理界的广泛关注<sup>[1-3]</sup>。与传统的“硝化-反硝化”生物脱氮途径相比,厌氧氨氧化菌可利用二氧化碳作为碳源、亚硝酸盐作为电子受体,直接将氨氮还原为氮气实现氮的去除,不仅节省了近60%的曝气能耗,而且不再需要有机碳源进行反硝化脱氮<sup>[4-5]</sup>,因此,厌氧氨氧化工艺的提出为污水处理厂回收利用有机碳源提供了契机。由于厌氧氨氧化工艺无法实现同步除磷,而污水处理厂要达标排放,必须对污水中的磷加以去除,因此,亦可考虑以资源回用的方式回收污水中的磷源。此前的研究提出了“两段式厌氧氨氧化处理城市低碳氮比污水”的理念<sup>[6]</sup>,其中“碳磷吸附系统”(第一段)的原理即利用活性污泥在厌氧条件下快速释磷并吸附污水中的有机物,然后在短时好氧的条件下快速过量摄取磷,以达到同步去除污水中有机物和磷的目的。后期通过对除有机物除磷系统的剩余污泥进行厌氧发酵产甲烷<sup>[4, 7]</sup>以及对发酵液进行投加化学试剂沉淀的方法<sup>[8-9]</sup>即能实现有机物和磷的回收。研究证明在传统的活性污泥法工艺中,进入系统的有机物在短时厌氧条件下即能被活性污泥大量吸附或贮存<sup>[10-11]</sup>;而被吸附和贮存的有机物在随后的好氧条件下会逐步被微生物降解利用,用于合成细胞物质、贮存为胞内聚合物及转化成胞外聚合物(EPS)<sup>[10]</sup>。因此,要达到高的碳回收率,需要尽量缩短好氧反应时间( $t_{AHR}$ ),使得被微生物消耗的有机物少,污泥的碳含量高;而要实现磷的去除和回收,则需要尽量长的好氧反应时间让活性污泥过量摄取磷。这两者对于好氧反应时间的需求产生了矛盾。此外,由于活性污泥中绝大多数菌是好氧菌,好氧反应时间必然会影响到活性污泥的性能,如沉降性能、表面特性等,从而影响到整个系统的稳定长期运行。尽管“两段式”理念的提出能实现能源和资源的回收利用,但是对于除有机物除磷系统如何稳定运行及如何保障高效回收有机物和磷的问题,之前未进行针对性研究。基于以上原因,本文作者通过同时考察除有机物除磷系统在不同好氧反应时间条件下的有机物和磷去除效果、污泥沉降性能、微生物贮存能力及污泥絮体表面特性,对除有机物除磷系统的好氧反应时间进行了优化。该研究不仅能为“两段式厌氧氨氧化工艺”的稳定运行及高效回收有机物能源、磷资源提供理论依据,也能为该工艺被应用于工程实际中的参数选择问题提供指导。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置及运行方式

本试验在一个序批式反应器(SBR)中进行,SBR反应器由有机玻璃制成,总有效容积为8 L,如图1所示。沿反应器壁垂直方向上设有一排取样口,用以取样和排水;SBR底部设有排泥管,用于排放剩余污泥;以黏砂块作为微孔曝气器,采用鼓风机曝气,以转子流量计调节曝气量;用加热棒控制反应器内温度,用温度传感器在线监测反应器内水温的变化;采用WTW Multi 340i型便携式多功能pH/DO测定仪在线测定反应过程中的pH和溶解氧(DO)变化情况。

试验过程中控制温度恒定为 $(25 \pm 1)$ ,污泥龄为2 d,曝气量200 L/h,SBR反应器每周期进水4 L,排水4 L,每周周期时间为75~90 min,包括进水10 min、厌氧搅拌10 min、好氧反应、沉淀30 min、排水10 min。好氧反应时间分别为30 min(0~28 d)、25 min(29~59 d)、20 min(60~100 d)和15 min(101~139 d),每阶段待污泥性质和出水水质稳定后调整好氧反应时间依次进行下一阶段试验。

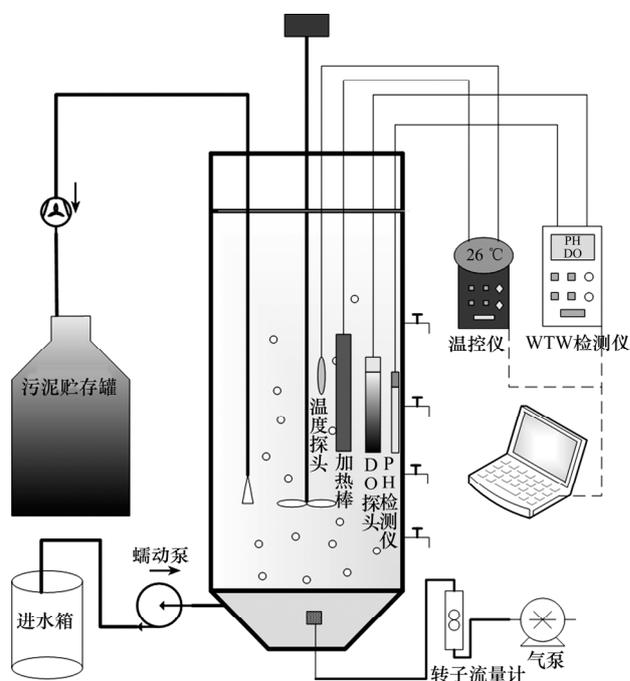


图1 试验装置图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental system

### 1.2 试验水质及接种污泥

试验采用实际生活污水,每天从某学校生活小区

化粪池抽取生活污水到贮水箱,进水水质指标如表 1 所示。试验接种污泥取自高碑店污水厂 A<sup>2</sup>/O 二沉池污泥,经过长期驯化,实现了有机物去除和硝化过程的分离,在有机物的吸附阶段并不发生硝化作用<sup>[12]</sup>。

表 1 生活污水水质(质量浓度)

Table 1 Characteristics of domestic wastewater mg/L				
COD	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	P
230~300	45~90	0~0.3	0~0.4	5.0~7.0

### 1.3 分析项目及方法

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P 采用 LACHAT-8500 型流动注射仪测定;COD 采用 5B-3(A) 型 COD 快速测定仪测定; pH, DO 浓度与温度采用德国 WTW-Multi340i 仪器在线测定; TC 采用 Elementar 总有机碳分析仪(Vario TOC); MLSS 采用标准方法测试。聚-β-羟基烷酸(PHA)采用气象色谱测定<sup>[13]</sup>,胞外聚合物(EPS)及其组分采用钠型阳离子树脂提取<sup>[14]</sup>,其组分:蛋白采用 folin-酚法测定,多糖采用蒽酮法测定<sup>[15]</sup>。所有水样经过 0.45 μm 滤纸过滤后测定。

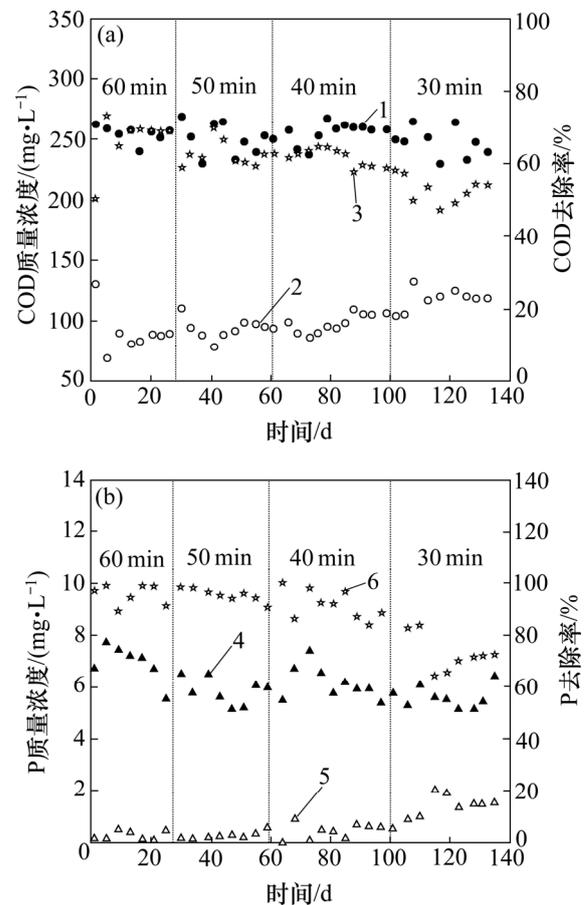
## 2 结果与讨论

### 2.1 不同好氧反应时间下活性污泥对污水中有机物和磷的去除效果

活性污泥对污水中有机物的去除分为吸附和降解 2 个阶段,吸附阶段活性污泥可迅速将水体中溶解性与非溶解性的有机物进行吸附,当外界有机底物浓度开始受限时,即进入降解阶段,此阶段主要表现为微生物对所吸附的有机物进行氧化分解并合成新的细胞物质<sup>[11,16]</sup>。合理地控制好氧反应时间就可以使有机物的去除停留在吸附阶段,减少微生物对有机物的降解消耗。图 2(a)所示为有机物质量浓度的变化曲线。从图 2(a)可以看出,进水 COD 质量浓度在 230~270 mg/L 之间,当好氧反应时间分别为 60, 50, 40 和 30 min 时,稳定后系统出水 COD 质量浓度分别为(89±3), (96±4), (101±3)和(120±2) mg/L,对应 COD 去除率分别为 66%, 64%, 62%和 53%。当好氧反应时间从 60 min 缩短至 40 min 时,出水 COD 质量浓度仅提高了 10%, COD 去除率仅降低了 4%。而当好氧反应时间从 40 min 缩短至 30 min 后,出水 COD 质量浓度提高了 20%,对应 COD 去除率降低了近 10%。因此可以认为,当好氧反应时间为 40~60 min 时,活性污泥对

污水中有机物的去除能力不存在显著差异,而当好氧反应时间降低到 30 min 时,活性污泥对污水中有机物的去除能力会明显下降。

生活污水中的磷以溶解性的正磷酸盐为主,溶解性的磷主要通过聚磷菌的吸磷作用去除,不溶性的磷通过活性污泥的絮凝和网捕作用去除<sup>[17]</sup>。厌氧阶段聚磷菌通过分解释放体内的聚合态磷产生能量,将污水中的有机物合成胞内聚合物 PHA 贮存于细胞内部;在随后的好氧过程中,聚磷菌则分解利用胞内贮存的 PHA 并超量吸收污水中的磷酸盐,以聚合磷的形式贮存于细胞内部,从而实现出水中磷的去除,如图 2(b)所示。好氧反应时间对磷的去除效果有着显著的影响,在好氧反应时间较长时活性污泥能够充分去除污水中的磷,而在好氧反应时间较短时活性污泥对污水中磷的去除效果较差。当好氧反应时间为 50 min 和 60 min



(a) 有机物质量浓度变化曲线; (b) 磷的质量浓度变化曲线  
1—进水 COD; 2—出水 COD; 3—COD 去除率;  
4—进水 P; 5—出水 P; 6—P 去除率

图 2 不同好氧反应时间下活性污泥对污水中有机物与磷的去除情况

Fig. 2 Removal performance of organic matter and phosphate for different aerobic hydraulic retention time

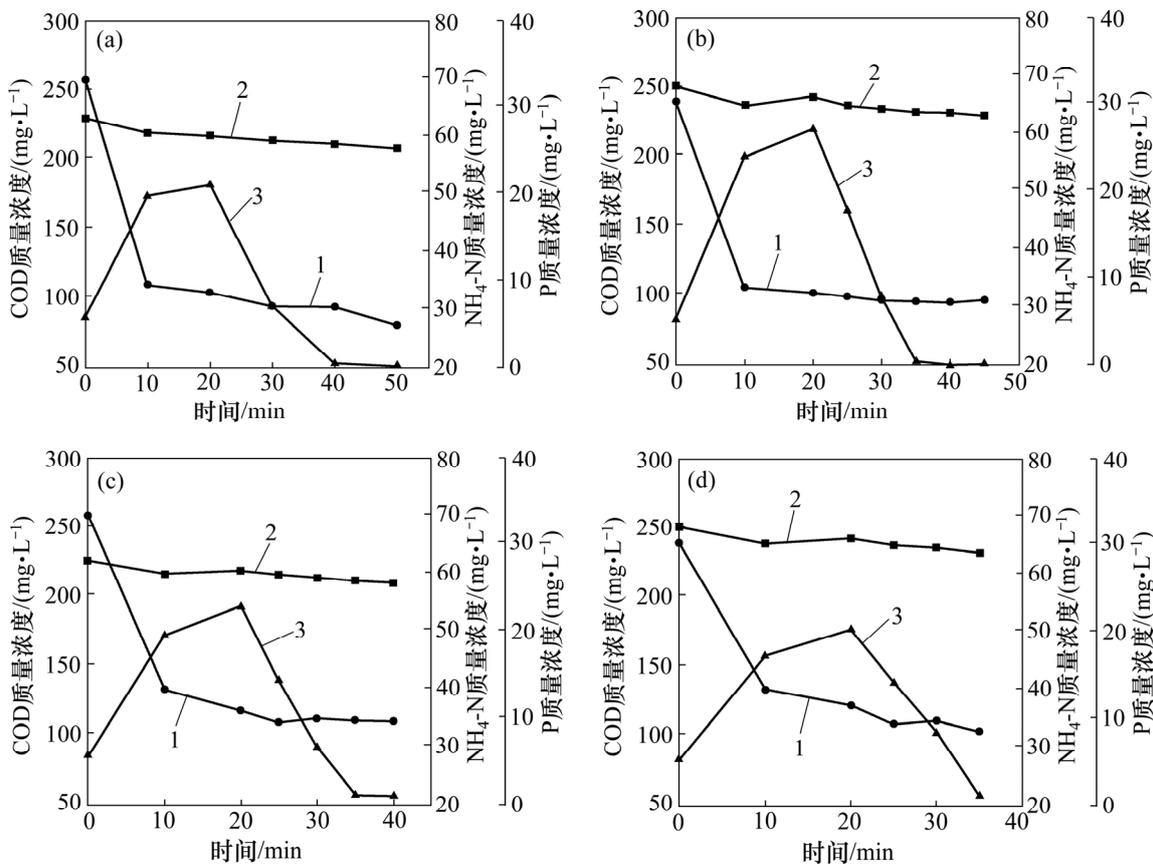
时活性污泥对污水中磷的去除效果较好, 出水磷质量浓度分别为(0.28±0.1) mg/L 和(0.39±0.1) mg/L ,平均磷去除率分别为 96%和 94%;好氧反应时间为 40 min 时, 出水磷质量浓度增长至(0.58±0.2) mg/L, 平均磷去除率为 90% ,出水磷浓度基本达到污水厂排放标准;而当好氧反应时间降至 30 min 时, 出水磷质量浓度已升高至(1.6±0.4) mg/L, 仅有 70%的进水磷得到去除。可见:好氧反应时间在 40~60 min 时, 活性污泥对污水中磷的去除效果较为理想。

2.2 不同好氧反应时间下典型周期内物质变化情况

不同好氧反应时间下典型周期内 COD、氨氮及无机磷变化如图 3 所示。从图 3 可以看出 进水中的 COD 基本都是在厌氧条件下得到吸附去除, 而在后续的好氧阶段去除量较少。当好氧反应时间分别为 40, 50 和 60 min 时, 在进水和厌氧搅拌过程中 COD 吸附量均占总 COD 去除量的 88%以上(图 3(a)~(c));但是在好氧反应时间为 30 min 时, 进水和厌氧搅拌过程中的 COD 吸附比例有所降低, 只有 75%(图 3(d))。这表明当好氧反应时间为 40~60 min 时活性污泥对有机物吸

附效果差异不大, 而好氧反应时间为 30 min 时活性污泥对有机物吸附效果明显降低。究其原因, 可能是由于好氧时间过短, 污泥活性不高造成的, 活性污泥中绝大部分的细菌都是好氧菌, 需要在有氧的条件下维持生长和活性, 当好氧反应时间降低至 30 min 时, 活性污泥微生物的活性受到了一定程度的抑制, 从而使得活性污泥对有机物吸附量降低。此外, 好氧反应时间为 30 min 时, 其污泥沉降性能差也是导致有机物吸附效果不佳的一个原因。污泥沉降性能恶化以后, 部分微生物随出水流失, 导致系统内总的生物量较好氧反应时间为 40, 50, 60 min 条件下的总生物量低, 从而致使好氧反应时间为 30 min 时活性污泥对有机物的吸附效果恶化。

典型周期内系统中磷的变化情况有明显差异, 从图 3 可以看出:好氧反应时间为 30, 40, 50 和 60 min 时, 其最大释磷量均能达到 20 mg/L 以上, 但是系统好氧吸磷过程存在较大差异。当好氧反应时间为 60, 50, 40 和 30 min 时, 系统好氧吸磷速率(以  $PO_4^{3-}-P$  计)分别达到 13, 12, 11 和 8 mg/(L·h)。可见:好氧反



好氧反应时间/min : (a) 60 ; (b) 50 ; (c) 40 ; (d) 30

1—COD; 2— $NH_4^+-N$ ; 3—P

图 3 不同好氧反应时间下典型周期内 COD, P 和  $NH_4^+-N$  质量浓度变化曲线

Fig. 3 Variation concentrations of COD, P and  $NH_4^+-N$  in typical cycle for different aerobic hydraulic retention time

应时间在 40~60 min 时,好氧吸磷速率较快,聚磷菌在好氧曝气 20 min 内能够充分吸磷,出水磷质量浓度在 0.6 mg/L 以下,活性污泥对磷的吸收效果良好。而当好氧反应时间缩短至 30 min 后系统好氧吸磷速率下降了 30%,导致聚磷菌不能充分利用胞内贮存物吸收水中的磷,出水磷质量浓度增大,达到 1.3 mg/L,出水磷质量浓度不能达到城市污水排放标准。

由于系统内接种种泥经过培养驯化已淘洗出大部分的硝化细菌,因此反应过程中无明显的硝化作用发生,曝气过程中并未产生大量的  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 积累(反应过程中  $\text{NO}_2^-$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 质量浓度均在 0.5 mg/L 以下)。系统中  $\text{NH}_4^+$ -N 质量浓度的降低主要是由于异养菌的同化作用导致。当好氧反应时间分别为 60, 50, 40 和 30 min 时,  $\text{NH}_4^+$ -N 质量浓度降低量分别为 5.1, 5.0, 4.5 和 4.0 mg/L,随着好氧反应时间的缩短,微生物增殖降解利用的  $\text{NH}_4^+$ -N 量也逐渐减少。由此也进一步验证,污泥的活性也是随着好氧反应时间的缩短而降低的。从 4 个典型周期的数据可以得知:活性污泥吸附水中的有机物与磷后,原水中的  $\text{NH}_4^+$ -N 得到了保留,实现了污水中有机物、磷与氮源的分离,这正是该除有机物除磷系统需要达到的。去除了大部分有机物和绝大部分磷的污水进入“两段式厌氧氨氧化工艺”的硝化与厌氧氨氧化单元(第二段)中继续进行反应,这为硝化与厌氧氨氧化单元提供稳定的进水,并且有利于增加硝化菌的富集程度,提高系统的硝化效果。

### 2.3 好氧反应时间对系统污泥沉降性能的影响

好氧反应时间对污泥沉降性能有着显著的影响,好氧反应时间较长时污泥沉降性能良好,好氧反应时间较短时污泥易发生膨胀,不同好氧反应时间下污泥的沉降性能变化如图 4(a)所示。当好氧反应时间为 40, 50 和 60 min 时,污泥体积指数(SVI)维持在 50 mL/g 左右,污泥沉降性能良好,系统污泥浓度(MLSS)稳定在 2 200~2 500 mg/L。而当好氧反应时间降至 30 min 时,SVI 在 20 d 内即上涨至 400 mL/g 以上,系统发生了严重的污泥膨胀,出水悬浮物质增多,MLSS 迅速降低到了 1 300 mg/L 以下。镜检表明此时系统内并不存在大量的丝状菌,但是絮体周围存在大量的结合水,因此系统内所发生的膨胀为污泥黏性膨胀。污泥黏性膨胀主要是由于絮体污泥分泌的胞外聚合物过多,束缚了过多的结合水所致的<sup>[18]</sup>。从图 4(b)可见:随着好氧反应时间的缩短,污泥所分泌的 EPS 量逐渐增多,当好氧反应时间缩短至 30 min 时,其 EPS 分泌量(以 VSS 计)达到了 28.4 mg/g,是好氧反应时间为 60 min 时的 3.5 倍。此外, EPS 组分的变化也是导致污泥沉

降性能发生改变的主要原因。Sponza<sup>[19]</sup>指出 EPS 组分中的蛋白质含量对污泥沉降性能有决定性作用,蛋白质含量越低,则污泥沉降性能越差。从图 4(b)可以看出:随着好氧反应时间从 60 min 缩短至 30 min,其 EPS 中蛋白质组分比例也由 76%降低到了 35% 因此,当好氧反应时间缩短至 30 min 时,污泥沉降呈现出了严重恶化的现象。

微生物所吸附的有机物不仅用于生长增殖及胞内贮存,多余的部分则转化成了细胞外物质依附在细胞表面成为 EPS<sup>[19]</sup>。好氧反应时间的缩短之所以会导致污泥活性污泥 EPS 分泌量的增加尤其是 EPS 中多糖组分的增加,主要是由于有机负荷的过高造成的。好氧反应时间从 60 min 缩短至 30 min 时,每千克 MLSS 的污泥有机负荷(以 COD 计)从开始的 0.6 kg/d 提高到 1.7 kg/d。由于好氧反应时间较短时曝气时间不足,导致微生物利用有机物的时间较短,过高的有机物供给导致微生物将吸收的有机物大量转化为多糖物质积聚

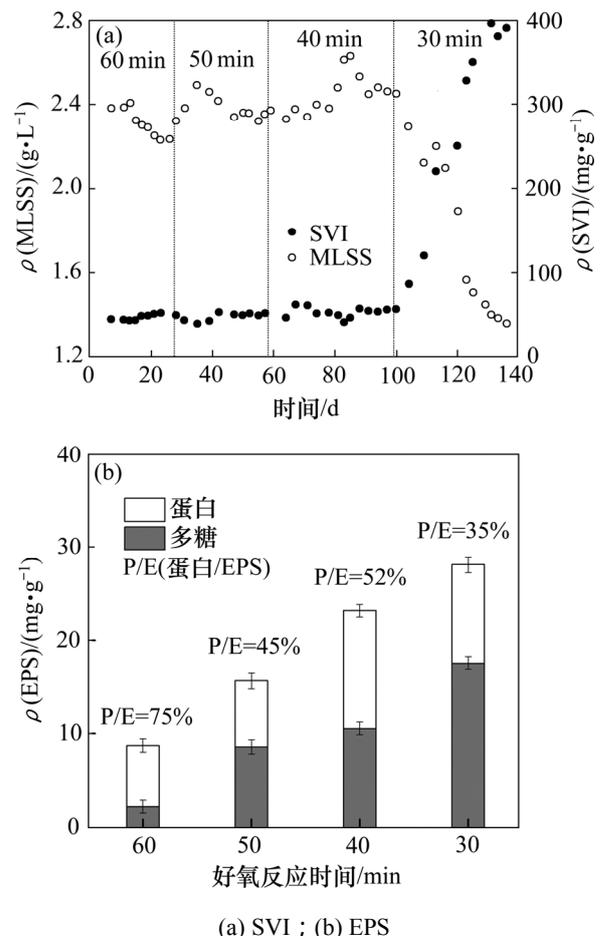


图 4 不同好氧反应时间下系统 MLSS, SVI 和 EPS 的质量浓度变化

Fig. 4 Variation of mass concentration of MLSS, SVI and EPS for different aerobic hydraulic retention time in system

在细胞表面,最终导致了污泥黏性膨胀的发生。显然,当好氧反应时间为 30min 时,污泥沉降性能的恶化使得泥水分离困难,不利于富碳污泥回收产能和回收磷资源。

#### 2.4 不同好氧反应时间下污泥中 PHA 和污泥碳含量的比较

合理控制好氧反应时间能够尽可能的保留活性污泥吸附的有机物,减少对有机物的降解,本文通过检测污泥内贮存物 PHA 和污泥碳含量(有机碳与总碳的质量分数之比)能够表征活性污泥对有机物吸附效果,进而对好氧反应时间进行优化选择。不同好氧反应时间下活性污泥内贮存物 PHA 含量差异明显,PHA 含量随好氧反应时间的增长而逐步降低。如图 5 所示,好氧反应时间分别为 60, 50, 40 和 30 min 时,典型周期好氧曝气结束后贮存在活性污泥内 PHA 质量分数(以 COD 计)分别为(71.5±1.9), (80.2±1.2), (90.3±1.5) 和(95.5±1.3) mg/g。由于活性污泥通过消耗 PHA 吸收水中的磷,好氧反应时间较长使贮存在细胞内的 PHA 物质过量消耗用于吸附磷,不利于有机物的回收;在好氧反应时间较短时微生物利用部分 PHA 吸收磷,细胞内 PHA 含量高,其被微生物消耗的有机物也就少,有利于有机碳源的回收。好氧反应时间为 50 min 和 60 min 时微生物利用 PHA 充分吸收磷,虽然系统的出水磷质量浓度很低(分别为 0.1 mg/L 和 0.2 mg/L),但 PHA 质量分数较好氧反应时间为 40 min 时降低了 10%~20%;而当好氧反应时间降至 30 min 时,虽然污泥中 PHA 贮存量较好氧反应时间为 40, 50 和 60 min 时的高,但是系统发生了污泥膨胀,不能稳定回收污水中有机物与磷,且除有机物除磷系统有污泥流失的现象,系统不能稳定运行。此外,经测定发现,不同好氧反应时间下的污泥碳含量与 PHA 含量呈现出基本相同的变化趋势。当好氧反应时间为 40, 50 和 60 min 时,系统稳定阶段污泥碳含量分别为 49.6%±2.4%, 40.8%±1.1%和 34.5%±1.0%,好氧反应时间越长,污泥碳含量越少;但是当好氧反应时间降低至 30 min 时,其碳含量为 47.2%,较好氧反应时间为 40 min 时又有所降低,分析可能与活性污泥对有机物的吸附效果不佳有关。

综上所述,好氧反应时间为 40 min 时,系统对污水中的有机物及磷去除率均较高,且污泥中 PHA 和污泥碳含量均较高,有利于后续厌氧发酵产甲烷进行有机碳源的回收;此外,该好氧反应时间条件下,污泥沉降性能较好,系统运行稳定。因此,推荐  $t_{\text{AHR}}=40$  min 为“两段式厌氧氨氧化工艺”中除有机物除磷系统的最佳好氧反应时间。

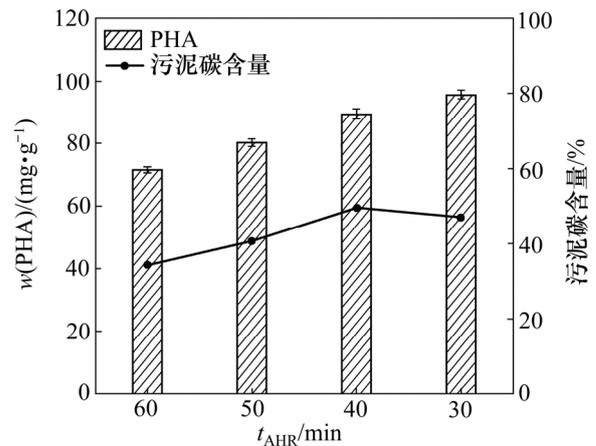


图 5 不同好氧反应时间下系统污泥 PHA 和碳含量变化  
Fig. 5 Variation of PHA and carbon content for different aerobic hydraulic retention time

### 3 结论

1) 当好氧反应时间为 40~60 min 时,系统对污水中的有机物和磷的去除能力及活性污泥对有机物和磷的吸附效果不存在显著差异;而当好氧反应时间缩短到 30 min 时,系统对污水中的有机物和磷的去除能力及活性污泥对有机物和磷的吸附效果明显降低。

2) 好氧反应时间对污泥沉降性能有显著的影响,当好氧反应时间为 40~60 min 时,活性污泥体积指数能够维持在 50 mL/g 的水平;而当好氧反应时间降至 30 min 后,污泥体积指数在 20 d 内上涨至 400 mL/g 以上,活性污泥胞外聚合物中多糖质量分数(以 VSS 计)由 3 mg/g 增长至 17.52 mg/g,除有机物除磷系统发生了严重的污泥黏性膨胀。

3) 当好氧反应时间大于 40 min 时,好氧反应时间越短,污泥中 PHA 及碳含量越高,有机物的回收潜能也越大;当好氧反应时间为 30 min 时,由于污泥活性受到限制,活性污泥碳含量低于好氧反应时间为 40 min 的污泥碳含量。

4) 综合考虑除有机物除磷系统在不同好氧反应时间下的有机物和磷吸附效果、污泥资源和能源回收的潜力及系统长期运行的稳定性,推荐  $t_{\text{AHR}}=40$  min 为“两段式厌氧氨氧化工艺”中除有机物除磷系统的最佳好氧反应时间参数。

参考文献:

[1] Kuenen J G. Anammox bacteria: From discovery to

- application[J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2008, 6(4): 320–326.
- [2] Siegrist H, Salzgeber D, Eugster J, et al. Anammox brings WWTP closer to energy autarky due to increased biogas production and reduced aeration energy for N-removal[J]. *Water Science and Technology*, 2008, 57(3): 383–388.
- [3] Furukawa K, Inatomi Y, Qiao S, et al. Innovative treatment system for digester liquor using anammox process[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(22): 5437–5443.
- [4] Kartal B, Kuenen J G, van Loosdrecht M C M. Sewage treatment with anammox[J]. *Science*, 2010, 328(5979): 702–703.
- [5] MA Bin, PENG Yongzhen, ZHANG Shujun, et al. Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 129: 606–611.
- [6] 唐晓雪, 王传新, 徐竹兵, 等. 城市污水自养脱氮系统中有机物与磷的回收[J]. *化工学报*, 2013, 64(8): 3017–3022.  
TANG Xiaoxue, WANG Chuanxin, XU Zhubing, et al. Recovery of phosphorus and organic matter in an autotrophic denitrification system[J]. *Journal of Chemical Industry and Engineering (China)*, 2013, 64(8): 3017–3022.
- [7] McCarty P L, Bae J, Kim J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer: Can this be achieved? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(17): 7100–7106.
- [8] Kondo T, Tsuneda S, Ebie Y, et al. Improvement of nutrient removal and phosphorus recovery in the anaerobic/oxic/anoxic process combined with sludge ozonation and phosphorus adsorption[J]. *Journal of Water and Environmental Technology*, 2009, 7(2): 135–42.
- [9] Battistoni P, de Angelis A, Pavan P, et al. Phosphorus removal from a real anaerobic supernatant by struvite crystallization[J]. *Water Research*, 2001, 35(9): 2167–2178.
- [10] MA Jinxing, WANG Zhiwei, XU Yinlun, et al. Organic matter recovery from municipal wastewater by using dynamic membrane separation process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, 219: 190–199.
- [11] LIU Hongbo, WEN Xianghua, ZHAO Fang, et al. Harvest of the carbon source in wastewater by the adsorption and desorption of activated sludge[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, 32(4): 1042–1047.
- [12] 唐晓雪, 马斌, 徐竹兵, 等. 自养脱氮工艺有机物去除段与硝化段精确分离的实现与实时控制[J]. *化工学报*, 2012, 63(11): 3666–3672.  
TANG Xiaoxue, MA Bin, XU Zhubing, et al. Precise separation of organic removal and nitrification process and real-time control method of autotrophic nitrogen removal process[J]. *Journal of Chemical Industry and Engineering (China)*, 2012, 63(11): 3666–3672.
- [13] Oehmen A, Keller L B, Zeng, R J, et al. Optimisation of poly- $\beta$ -hydroxyalkanoate analysis using gas chromatography for enhanced biological phosphorus removal systems[J]. *Journal of Chromatography A*, 2005, 1070(1/2): 131–136.
- [14] Frølund B, Palmgren R, Keiding K, et al. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin[J]. *Water Research*, 1996, 30(8): 1749–1758.
- [15] LIU Hong, Fang H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges[J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 95(3): 249–256.
- [16] Aksu Z. Application of biosorption for the removal of organic pollutants: A review[J]. *Process Biochemistry*, 2005, 40(3/4): 997–1026.
- [17] 毕学军, 赵桂芹, 毕海峰. 污水生物除磷原理及其生化反应机制研究进展[J]. *青岛理工大学学报*, 2006, 27(2): 9–13.  
BI Xuejun, ZHAO Guiqin, BI Haifeng. Principle and progress of biochemical mechanism for biological removal of phosphorus from wastewater[J]. *Journal of Qingdao Technological University*, 2006, 27(2): 9–13.
- [18] Contreras E M, Giannuzzi L, Zaritzky N E. Use of image analysis in the study of competition between filamentous and non-filamentous bacteria[J]. *Water Research*, 2004, 38(11): 2621–2630.
- [19] Sponza D T. Extracellular polymer substances and physicochemical properties of flocs in steady and unsteady-state activated sludge systems[J]. *Process Biochemistry*, 2002, 37(9): 983–998.

(编辑 杨幼平)