

## 缺/好氧条件下亚硝酸盐的存在对污泥沉降性能的影响

宋姬晨, 王淑莹, 杨雄, 郭建华, 彭永臻

(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)

**摘要:** 在3个配备自控系统的序批式反应器(SBR)中,以乙酸钠为碳源,分别在缺氧和好氧阶段向SBR-1和SBR-2投加亚硝酸盐,以SBR-3作对照,研究缺氧及好氧条件下亚硝酸盐的存在对污泥沉降性能的影响。研究表明:在缺氧及好氧条件下,亚硝酸盐的存在均能引发丝状菌污泥膨胀,其中在缺氧条件下存在亚硝酸盐时易发生更严重的污泥膨胀;亚硝酸盐能刺激菌胶团菌所分泌的胞外聚合物中多糖比例增加,引起菌胶团菌贮存能力降低,使丝状菌在底物竞争中占优势,且使系统除磷效果严重恶化,导致污泥沉降性能变差;SBR-1和SBR-2发生污泥膨胀时,优势丝状菌均为 *Thiothrix nivea*。

**关键词:** 亚硝酸盐; 污泥沉降; 丝状菌; 底物贮存; 胞外聚合物

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 1672-7207(2014)04-1361-08

## Influence of nitrite on sludge settleability under anoxic and aerobic conditions

SONG Jichen, WANG Shuying, YANG Xiong, GUO Jianhua, PENG Yongzhen

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering,  
Engineering Research Center of Beijing, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

**Abstract:** Three lab-scale automatic control sequencing batch reactors(SBR) were operated by using acetate as the single carbon source, nitrite was dosed to SBR-1 and SBR-2 under anoxic and aerobic conditions, respectively, and SBR 3 was operated as control without dosing. The results show that, the presence of nitrite under anoxic and aerobic conditions would both cause filamentous sludge bulking. A more serious sludge bulking is observed when the nitrite is presented under the anoxic conditions. Nitrite could stimulate the increase of carbohydrates in extracellular polymeric substances, weaken the storage capability of floc-formers and decrease the phosphorous removal efficiency, thus cause the deterioration of sludge settleability. The dominant filaments are both *Thiothrix nivea* for SBR-1 and SBR-2 when sludge bulking occurred.

**Key words:** nitrite; sludge settleability; filaments; storage; extracellular polymeric substances

在污水处理界,污泥膨胀因其多发性和难控制性,是污水处理中的顽疾。污泥膨胀的引发因素众多,国内外学者对此进行了大量深入的研究,取得了许多重要的研究成果,如: Martins 等<sup>[1-2]</sup>考察了溶解氧(DO)

浓度、进水负荷等对污泥沉降性能的影响,证明了在低 DO 和低负荷条件下均容易引发污泥膨胀; Gulez 等<sup>[3]</sup>及杨雄等<sup>[4]</sup>分别研究了不同碳源对污泥沉降性能的短期和长期影响,结果表明碳源种类不同对污泥沉

收稿日期: 2013-05-25; 修回日期: 2013-06-13

基金项目: 国家高技术研究发展计划(2012AA063406); 北京市教委科技创新平台项目(2012)

通信作者: 王淑莹(1953-),女,黑龙江肇源人,教授,博士生导师,从事污水生物处理理论与应用研究;电话: 010-67392627; E-mail: wsy@bjut.edu.cn

降性能的影响程度也不相同,且对优势丝状菌的类别具有选择作用;Krishna 等<sup>[5]</sup>考察了温度对污泥沉降性能的影响,证明温度越高,污泥的贮存能力越低,污泥沉降性能越差。目前,这些引发因素的研究已经比较深入,为污水处理厂在实际运行过程中预防和控制污泥膨胀提供了重要的理论指导。但是近年来,随着新型污水处理工艺的不断研发,一些可能引发污泥膨胀的新因素也随即出现,亚硝酸盐就是其中之一。一般的全程硝化系统,亚硝酸盐作为中间产物,其积累量很少,影响可以忽略不计。但是在短程硝化工艺中,亚硝酸盐的质量浓度达到 10 mg/L 以上<sup>[6]</sup>,当亚硝酸盐增加到一定质量浓度时,会抑制微生物生长和生理活动<sup>[7]</sup>,因此,其影响就不能忽略。Ma 等<sup>[8]</sup>报道,在 A/O 连续流工艺中实现短程硝化时,污泥的 SVI 值与亚硝酸盐的积累率呈现出明显的正相关性;Guo 等<sup>[9]</sup>证实短程硝化系统中容易发生污泥膨胀;Musvoto 等<sup>[10]</sup>的研究也显示,亚硝酸盐存在于 UCT 系统中会引发污泥 SVI 的急剧增长;由此可见,亚硝酸盐的存在对污泥沉降性能影响显著。但是,目前还没有研究揭示亚硝酸盐对污泥沉降性能影响的作用机理,缺氧及好氧条件下亚硝酸盐是否对污泥沉降性能的影响存在差异也尚不明确。为此,本文通过在好氧条件和缺氧条件分别投加亚硝酸盐的方式,考察不同条件下亚硝酸盐对污泥沉降性能、污泥贮存能力及微生物种群结构等的影响,以期进一步完善污泥膨胀影响因素研究的理论体系,为实际运行中解决污泥膨胀问题提供理论依据。

## 1 材料与方法

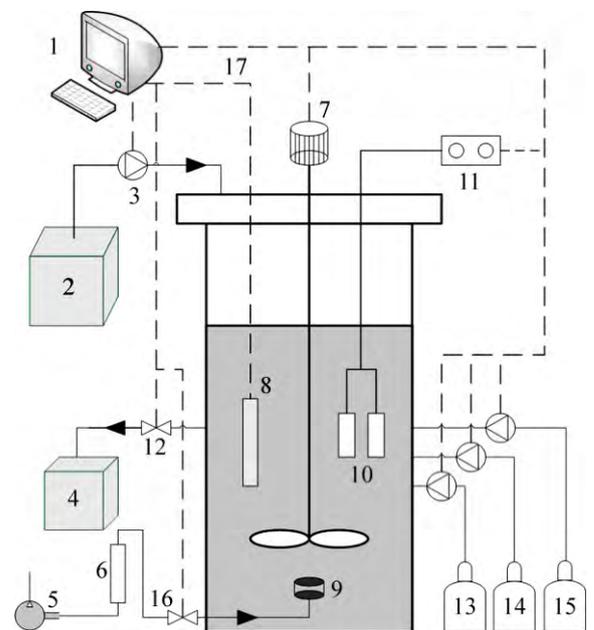
### 1.1 试验装置与运行方式

试验在 3 个有效容积为 5 L,具有自动控制系统的序批式反应器(编号 SBR-1, SBR-2 和 SBR-3)中进行,装置如图 1 所示。SBR 由有机玻璃制成,其配套有进水泵、加药泵、酸/碱泵、电动搅拌器、加热棒、曝气阀及排水阀等电器设备,并设置有 pH/DO 仪在线监测 SBR 中的温度、pH 和 DO 参数。pH/DO 仪能与可编程控制器(PLC)进行数据通信,PLC 控制平台可依据设定参数及 pH/DO 仪的反馈数据控制各电器设备电源的通断,维持温度、pH 及 DO 的恒定,实现 SBR 的自动控制。SBR 采用鼓风曝气,曝气量恒定为

0.8 m<sup>3</sup>/h。好氧阶段 DO 质量浓度控制在 2.0 mg/L,温度控制在 25℃,通过投加 1 mol/L NaOH 和 1 mol/L HCl,维持 pH 在 7.5 左右。试验共运行 80 d,分为三个阶段:阶段一(1~34 d)为养泥阶段,获得沉降性能良好的污泥;阶段二(35~60 d),SBR-1 和 SBR-2 分别在缺氧和好氧阶段起始一次性投加 10 mL 质量浓度为 24.64 g/L 的 NaNO<sub>2</sub> 溶液,使得系统中 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 质量浓度为 10 mg/L, SBR-3 作对照不投加,考察了不同条件下亚硝酸盐的存在对污泥沉降性能的影响差异;阶段三(60~80 d)停止亚硝酸盐的投加,考察了解除亚硝酸盐的影响后,污泥沉降性能的变化。3 个 SBR 每天均运行 3 个周期,每周期 8 h;每周期进水量为 2.5 L,排水比为 50%。各 SBR 的运行方式如图 2 所示。

### 1.2 试验水质与污泥

3 个 SBR 均采用人工配水,进水水质相同,以乙酸钠作唯一碳源基质,进水中的 COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P 质量浓度分别为 300, 15 和 3 mg/L,其 x(C):x(N):x(P)为 100:5:1(x 为原子数分数)。此外,进水中还添加了微生物生长所需的各种微量元素,试验进水水质如表 1 所示。3 个 SBR 的接种污泥均来自本实



1—PLC 控制平台; 2—进水箱; 3—蠕动泵;  
4—出水箱; 5—空气压缩机; 6—气体流量计;  
7—搅拌器; 8—加热棒; 9—曝气头; 10—pH/DO 探头;  
11—pH/DO 计; 12—出水阀; 13—酸; 14—碱;  
15—亚硝酸盐溶液; 16—空气阀; 17—平台数据控制线路

图 1 SBR 反应器装置图

Fig. 1 Set-up diagram of SBR reactor

表1 人工配水水质情况

Table 1 Characteristics of artificial wastewater

营养成分	质量浓度/ (mg·L <sup>-1</sup> )	微量元素	质量浓度/ (mg·L <sup>-1</sup> )
CH <sub>3</sub> COONa	384	EDTA	10
NH <sub>4</sub> Cl	57.3	CoCl <sub>2</sub> ·7H <sub>2</sub> O	0.15
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	13.2	NaMoO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.06
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	91.2	MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	0.12
CaCl <sub>2</sub>	11.1	KI	0.18
		CuSO <sub>4</sub> ·5H <sub>2</sub> O	0.03
		H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0.15
		Fe <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	1.5

实验室某 A2O 反应器排泥, 接种时该污泥具有正常的硝化和除磷功能。

1.3 分析项目与方法

COD 和 MLSS 指标均采用国家标准方法测定<sup>[11]</sup>,

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 Quikchem8500 型流动注射仪测定(Lachat Instrument, Milwaukee, wiscosin)。pH 和 DO 采用 WTW Multi 340i pH/DO 仪在线测定。底物贮存主要测定聚-β-羟基烷酸(PHA), PHA 由聚-β-羟基丁酸(PHB)、聚-β-羟基戊酸(PHV)和聚-β-羟基-2-甲基戊酸(PH2MV)组成, 由于在本试验污泥样本中没有检测到 PH2MV 的存在, 故 PHA 以 PHB 和 PHV 二者之和计。PHA 采用 Agilent 6890N 型气相色谱以及 Agilent DB-1 型气相色谱柱、按照 Oehmen 等<sup>[12]</sup>改良后的方法测定。胞外聚合物(EPS)的提取采用钠型阳离子树脂交换法<sup>[13]</sup>。EPS 组分测定: 多糖含量采用蒽酮法测定, 蛋白质含量采用修正的 Lowry 法测定, DNA 含量采用二苯胺法测定<sup>[14]</sup>。活性污泥絮体结构用 Olympus\_BX61 型显微镜进行观察, 通过革兰氏染色、纳氏染色以及分子荧光原位杂交技术(FISH)对丝状菌及菌胶团菌种进行鉴定<sup>[15]</sup>, 所用到的 FISH 探针如表 2 所示。丝状菌丰度(FI)根据 Eikelboom 所编手册中的方法判断<sup>[16]</sup>。

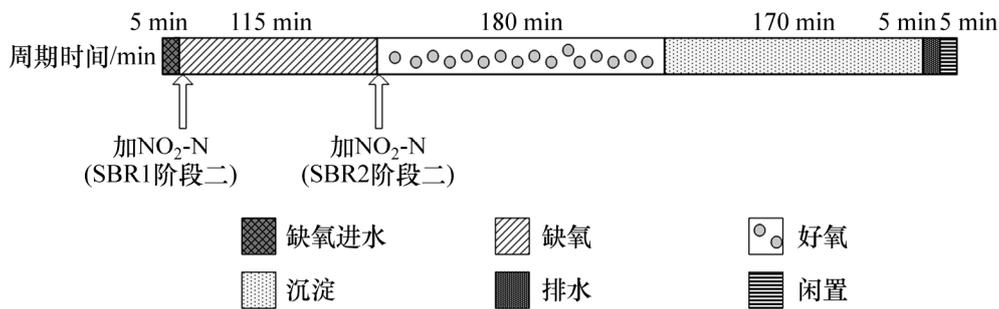


图2 反应器运行方式

Fig. 2 Reactor operational parameters

表2 FISH 中采用的寡核苷酸探针

Table 2 Oligonucleotide probes used in this work

探针名称	FA 浓度/%	荧光染料	革兰氏染色结果*	探针序列	目标菌
EUB338	—	FITC	—	GCTGCCTCCCGTAGGAGT	大部分 Eubacteria
EUB338	—	FITC	—	GCAGCCACCCGTAGGTGT	Planctomycetales
EUB338	—	FITC	—	GCTGCCACCCGTAGGTGT	Verrucomicrobiales
TNI	45	Cy3	—	CTCCTCTCCCACATTCTA	<i>Thiotrix nivea</i>
TM7305	30	Cy3	+	GTCCCAGTCTGGCTGATC	Type 0041
SNA23a	35	Cy3	—	CATCCCCCTCTACCGTAC	<i>S. natans</i>

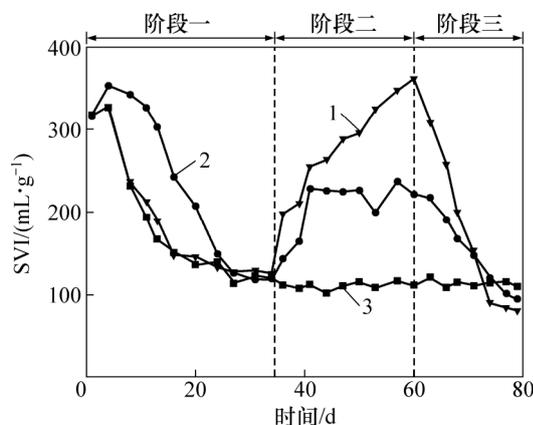
\*: +代表阳性; -代表阴性

## 2 试验结果与分析

### 2.1 不同条件下亚硝酸盐对污泥沉降性能的影响

各 SBR 在不同阶段中的污泥体积指数(SVI)变化曲线如图 3 所示。阶段一在污泥接种初期, 3 个系统中的 SVI 值为 320 mL/g 左右, 由于采用短时进水、缺/好氧交替的运行模式, 高底物浓度梯度结合缺氧选择器的作用, 能快速地改善污泥沉降性能<sup>[2]</sup>, 经过 1 月的培养驯化, 3 个系统中的 SVI 均降低到 150 mL/g 以下。

阶段二, 分别向 SBR-1 和 SBR-2 的缺氧和好氧阶段投加亚硝酸盐溶液, SBR-3 作对照, 考察不同条件下亚硝酸盐的存在对污泥沉降性能的影响差异。由于硝化作用和反硝化作用的存在, 亚硝酸盐在 SBR-1 缺氧段内及 SBR-2 好氧段内会逐步被降解, 不会累积到下一个阶段或周期。不同阶段 SVI 的变化如图 3 所示。从图 3 可见: 在加入亚硝酸盐之后, SBR-1 和 SBR-2 的 SVI 都上升, SBR-1 的 SVI 上升较快, 阶段 2 结束时达到了 350 mL/g, 且仍然有上升的趋势; 相比之下, SBR-2 的 SVI 在前 5 d 上升较快, 但是之后稳定在 225 mL/g 左右。镜检发现, SBR-1 和 SBR-2 中污泥沉降性能的恶化均由丝状菌过量增长导致。这说明无论条件为缺氧还是好氧, 亚硝酸盐的存在对污泥沉降性能的影响都是不利的, 且缺氧阶段下投加亚硝酸盐时, 容易引发更严重的污泥膨胀。这是由于亚硝酸盐对菌胶团菌的抑制作用比对丝状菌的抑制作用大。



1—SBR-1 缺氧投加  $\text{NO}_2\text{-N}$ ; 2—SBR-2 好氧投加  $\text{NO}_2\text{-N}$ ;  
3—SBR-3 不投加  $\text{NO}_2\text{-N}$

图 3 不同阶段 SVI 的变化

Fig. 3 Sludge settleability for different phases

Borisov 等指出<sup>[17]</sup>, 亚硝酸盐的抑制是由于亚硝酸盐还原过程中所产生的 NO 引起的, NO 能够与氧化还原酶(Oxygen respiration reductase)发生反应, 其产物抑制微生物的呼吸作用。Casey 等<sup>[18]</sup>在提出 NO 理论时指出, 在缺氧条件下, 丝状菌仅能将  $\text{NO}_3\text{-N}$  还原成  $\text{NO}_2\text{-N}$ , 而菌胶团菌则能将  $\text{NO}_3\text{-N}$  还原为  $\text{N}_2$ , 因此, 作为反硝化中间产物的 NO 仅能在菌胶团菌体内累积, 而不会在丝状菌体内累积, 在缺氧条件下,  $\text{NO}_2\text{-N}$  浓度越高, 这种累积作用越明显, 因此, SBR-1 中缺氧阶段投加的  $\text{NO}_2\text{-N}$  会加剧 NO 在菌胶团菌体内的积累, 抑制菌胶团菌对有机底物的吸收和利用。在后期的好氧阶段内, 当有机底物浓度很低时, 这种抑制作用会持续存在<sup>[19]</sup>, 从而使菌胶团菌的生长受到抑制, 失去竞争能力, 此时, 丝状菌则能利用环境中的有机底物快速生长, 引发污泥膨胀。由此可见, 缺氧段投加  $\text{NO}_2\text{-N}$  会导致污泥的沉降性能迅速恶化。当在好氧段投加亚硝酸盐(SBR-2)时,  $\text{NO}_2\text{-N}$  会随着硝化反应的进行转化为  $\text{NO}_3\text{-N}$ , 使得下一周期缺氧段内  $\text{NO}_2\text{-N}$  的质量浓度降低, NO 的累积量减少, NO 的累积对菌胶团菌的抑制作用被削弱, 使得 SBR-2 中的污泥沉降性能的恶化程度不如 SBR-1 严重。但是, 由于亚硝酸盐的存在还会影响到微生物的贮存特性及表面特性的变化, 引起丝状菌的增殖, 因此 SBR-2 中污泥沉降性能较 SBR-3 的差。

阶段三, 停止亚硝酸钠的投加, 2 个反应器中的 SVI 值均迅速下降, SBR-1 中的 SVI 甚至降低到 100 mL/g 以下。这主要是由于亚硝酸盐抑制作用的解除, 使得丝状菌失去了争夺有机物的优势; 进水初期在高底物浓度梯度的条件下, 菌胶团菌能够迅速地贮存利用有机物而在种群竞争中占绝对优势, 有效抑制丝状菌的生长。这也进一步说明在阶段二, 污泥沉降性能的恶化是亚硝酸盐的存在造成的, 一旦亚硝酸盐消失, 其对菌胶团菌的抑制作用也随之消失, 污泥沉降性能随即得到恢复。

此外, 根据文献[20]报道, 污泥中 EPS 的变化与污泥沉降性能有一定的关系。图 4 所示为不同系统各阶段平均 EPS 量的变化情况。EPS 是生物絮凝体的主要组成部分, 主要成分是一些不同类型的高分子物质, 如多糖、蛋白质、DNA 等聚合物<sup>[21]</sup>, 由于所测样品中 DNA 的含量极低, 故本文中用蛋白质和多糖的总和来表示 EPS。Andreadakis<sup>[22]</sup>指出, 用 EPS 的组成成分来表征污泥的沉降性能比用 EPS 的总量更合适; 当 EPS

中多糖与蛋白质的质量比(C/P)越大时,污泥絮体表面所带的负电荷越少,污泥的絮凝作用越差,从而沉降性能越差<sup>[23]</sup>。本文的研究结果也表明:EPS的总量与污泥沉降性能不存在明显的相关性,但是当污泥沉降性能变差时(阶段二),SBR-1和SBR-2中C/P分别由0.19和0.15升高到1.40和0.46(图4);在阶段三,当2个系统中的污泥沉降性能恢复后,其C/P又分别降低到0.34和0.20;作为对照的SBR-3中污泥SVI值一直维持在120 mL/g左右,而其C/P也一直低于0.3。这表明亚硝酸盐的存在,尤其是缺氧条件下亚硝酸盐的存在,会引起菌胶团菌所分泌的EPS中C/P比例的增加,从而导致污泥沉降性能变差。关于亚硝酸盐影响EPS分泌的作用机理,以及丝状菌的生长繁殖与EPS组分的关系等问题目前尚不清楚,还有待进一步研究。

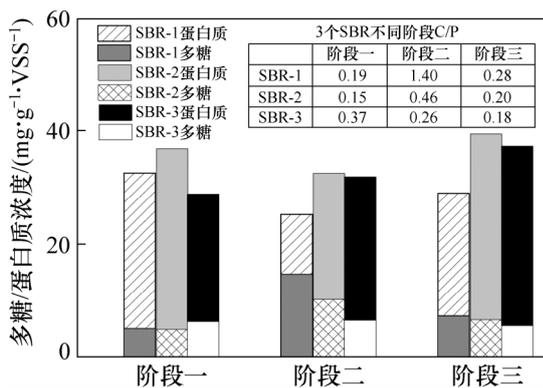


图4 不同阶段 EPS 贮存情况

Fig. 4 EPS storage conditions for different phases

## 2.2 亚硝酸盐对底物储存能力的影响

不同阶段各反应器中PHA贮存量的变化情况如图5所示。阶段一,由于运行方式相同,3个系统中的最大PHA贮存量均在78 mg/g左右,系统底物贮存能力高,污泥沉降性能好。阶段二,亚硝酸盐的加入使SBR-1和SBR-2中PHA的贮存量明显减少,这也是导致污泥膨胀发生的一个主要原因。污泥沉降性能良好的系统内,菌胶团菌在种群竞争中占优势,这种优势体现在对有机底物的有力争夺。菌胶团菌争夺有机物的一种有效方式为底物贮存<sup>[19]</sup>,即在有机底物过剩的条件下将其以PHA的形式大量贮存于体内,当外界可用底物受限时,菌胶团菌可分解利用自身贮存的PHA以维持正常的新陈代谢。亚硝酸盐的存在,会影响甚至抑制微生物的主动运输、利用氧气和氧化磷酸

化等过程,从而导致菌胶团菌底物竞争能力的降低(图5);而绝大多数丝状菌贮存PHA的能力都很弱<sup>[19]</sup>,但具备利用低浓度有机物的能力,不依赖于胞内的贮存物质维持自身活性。当菌胶团菌的有机物竞争能力被亚硝酸盐削弱后,丝状菌能够迅速利用有机物进行生长繁殖,在种群数量上占据优势,引起污泥膨胀的发生。从图5可以看出:阶段二时SBR-2中污泥的底物贮存能力稍比SBR-1的高,表明SBR-2中菌胶团活性较SBR-1的高,因此,SBR-2中污泥沉降性能优于SBR-1。阶段三,SBR-1和SBR-2中污泥沉降性能恢复后,其贮存能力也得到了恢复。

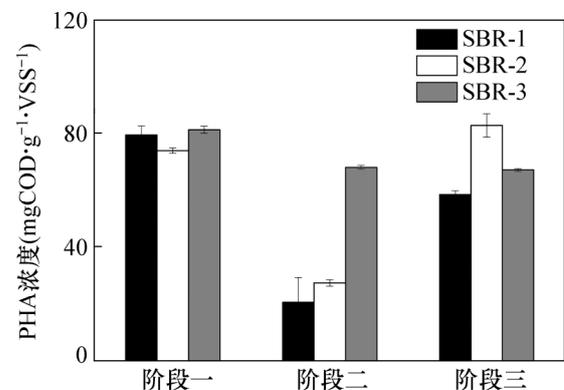


图5 不同阶段 PHA 贮存能力的变化

Fig. 5 PHA storage capacity for different phases

## 2.3 亚硝酸盐对污染物质去除能力的影响

不同阶段各系统的污染物质去除能力如图6所示。缺氧或好氧的条件下亚硝酸盐的存在(SBR-1和SBR-2)对系统的COD及NH<sub>4</sub>-N去除能力影响很小,各阶段3个系统的COD平均去除率都能达到85%左右,NH<sub>4</sub>-N平均去除率能维持在95%以上,这与丝状菌的特性及亚硝酸盐的投加量有关。首先,丝状菌同样具有高效降解有机物的能力,发生膨胀的污泥对有机物的去除效果并不会恶化。据文献<sup>[24]</sup>,在微膨胀的系统内,使丝状菌数量增多甚至能提高COD去除率;其次,阶段二中2个系统内的亚硝酸投加量在10 mg/L,当pH=7.5、温度为25℃时,经计算<sup>[25]</sup>,本文中游离亚硝酸(FNA)的最高质量浓度仅为7.1 × 10<sup>-4</sup> mg/L,Zhou等<sup>[26]</sup>报道,抑制硝化作用的FNA阈值为0.22~2.8 mg/L,因此,本试验过程中的亚硝酸盐投加量不足以抑制硝化作用。

亚硝酸盐的存在对除磷效果的影响较大,且缺氧

条件下的影响程度大于好氧条件下的影响程度。造成这一结果的原因可能有 2 点：其一为丝状菌的过量生长使得聚磷菌(PAOs)数量减少,系统的除磷能力下降;其二为亚硝酸盐的抑制作用。

PAOs 良好的释磷效果是系统磷去除率提高的保障。Saito 等<sup>[27]</sup>报道,PAOs 的 FNA 抑制阈值为  $0.5 \times 10^{-3}$  mg/L, SBR-1 中缺氧条件下投加亚硝酸盐,PAOs 释磷过程受到显著的影响,几乎监测不到磷的释放,PAOs 的活性受到了抑制,导致磷去除率的降低。在

阶段三,当移除亚硝酸盐的抑制后,SBR-1 中的除磷能力在缺/好氧交替运行的条件下得到了恢复(图 6(a))。SBR-2 中亚硝酸盐采用好氧投加的方式,PAOs 释磷过程不会受到  $\text{NO}_2\text{-N}$  的影响。但是,由于好氧条件下仍然存在  $\text{NO}_2\text{-N}$  的作用,因此 SBR-2 中的除磷能力仍然有恶化的趋势,但恶化程度不如 SBR-1 严重,如果系统长期在阶段二的条件下运行,SBR-2 中的除磷效果势必将受到较大影响。

#### 2.4 亚硝酸盐对污泥种群结构的影响

亚硝酸盐的存在对污泥形态及种群结构产生了较大影响。SBR-1 污泥的镜检结果如图 7 所示,由图 7 可知:在阶段一,不投加亚硝酸盐,污泥沉降性能良好,污泥絮体密实,絮体表面较光滑,丝状菌数量少(图 7(a))。经染色镜检鉴定,3 个系统中的优势丝状菌主要为存在大量附着生长的 Type 0041(图 7(b)),其次还存在少量的 Type 0092,FI 在 0~1 之间。这 2 种丝状菌为一般的活性污泥系统中常见菌种,均不容易引发污泥膨胀。由于污泥活性良好,各系统中还存在少量的钟虫、轮虫等原、后生动物。阶段二,由于亚硝酸盐对菌胶团菌的抑制作用,SBR-1 和 SBR-2 都滋生了一定数量的丝状菌,其中 SBR-1 中 FI 达到 4~5, SBR-2 中的 FI 也达到 3 左右。普通镜检发现 2 个系统内的污泥絮体蓬松,絮体表面毛糙,并有大量丝状菌从絮体内部延伸出来(图 7(c));经染色及 FISH 鉴定可知:SBR-1 和 SBR-2 中的优势丝状菌均为 *Thirotrix nivea*(图 7(d)),在 SBR-1 中还发现了较多的 Type 0041 及少量的 *S. natans*。这一结果与单独用乙酸钠作碳源的膨胀污泥种群鉴定结果一致<sup>[4]</sup>,亚硝酸盐的加入并没有引起优势丝状菌类型的变化,因此,可以认为:当发生污泥膨胀时,碳源种类可能在优势丝状菌类型的选择上起了主导作用。后期需要通过试验进一步验证这一猜想。阶段二中,缺氧投加亚硝酸盐的系统内(SBR-1)原、后生动物的量与阶段 1 相比明显减少,只能见到极少量的轮虫;好氧投加亚硝酸盐的系统内(SBR-2)原、后生动物数量与阶段 1 相比基本无变化。阶段三,通过镜检可观察到 SBR-1 和 SBR-2 中的污泥重新发生了絮凝,絮体回归了阶段一时密实的状态,FI 为 1 左右。染色和 FISH 鉴定结果显示,SBR-1 和 SBR-2 中除了常规的 Type 0041 和 Type 0092 外,仍然有少量的 *Thirotrix nivea* 存在,原、后生动物的数量与阶段 1 相似。SBR-3 的种群类型和数量在 3 个阶段内基本无变化。

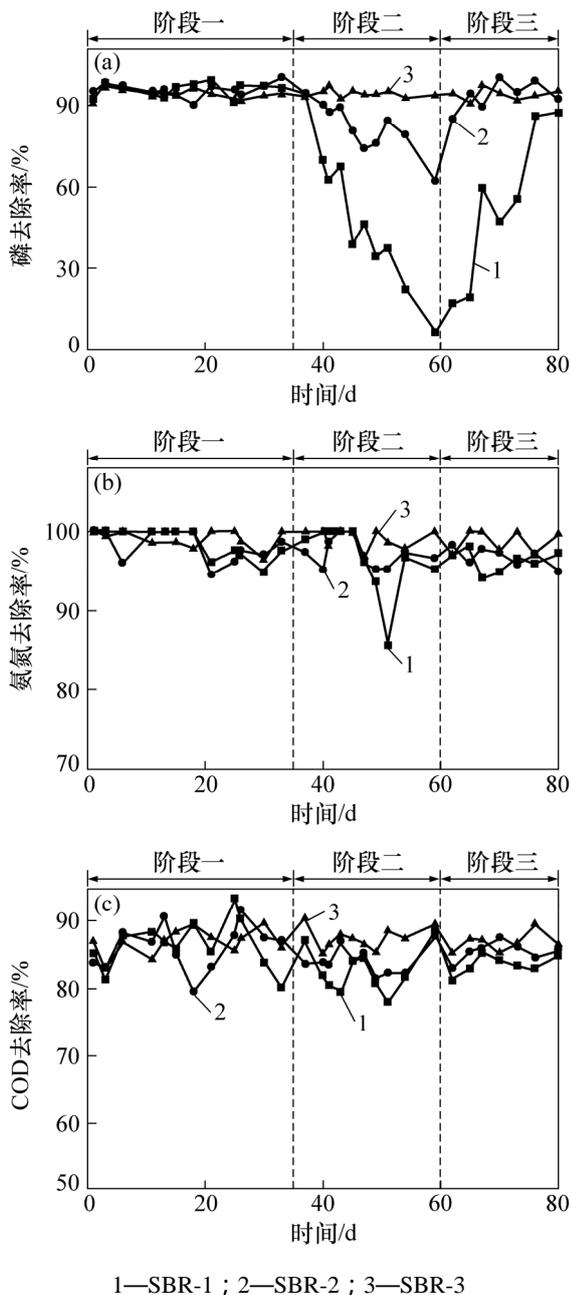
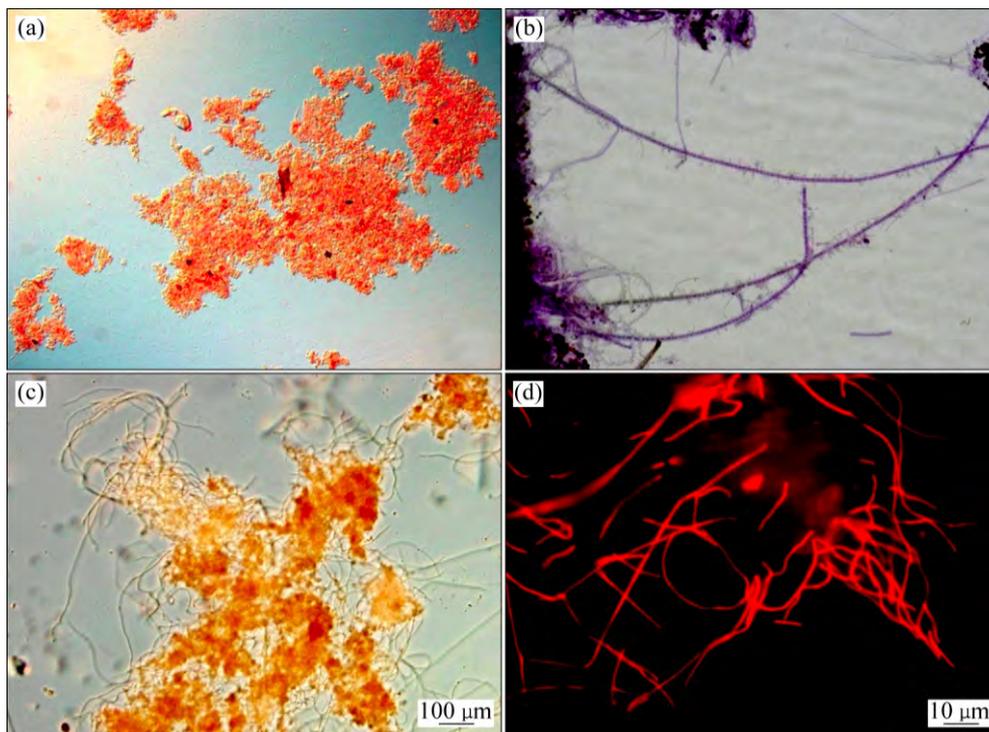


图 6 不同阶段各系统的污染物去除能力对比

Fig. 6 Pollutants removal ability contrast for different phases of each system



(a) 阶段一普通镜检(100×); (b) 阶段一纳氏染色, 图中丝状菌为 Type 0041(1000×);  
(c) 阶段二普通镜检(100×); (d) 阶段二 FISH, 图中丝状菌为 *Thiotrix nivea*(1000×)

图7 SBR-1 污泥镜检图片

Fig. 7 SBR-1 sludge microscopic images

### 3 结论

(1) 缺氧或好氧条件下亚硝酸盐的存在, 都会刺激菌胶团菌所分泌 EPS 中多糖与蛋白质的质量比升高, 使污泥的沉降性能变差; 同时, 亚硝酸盐还会削弱菌胶团菌的底物贮存能力, 使得丝状菌在种群竞争中占优势, 导致丝状菌的过量生长; 其中缺氧条件下亚硝酸盐的存在更容易引发丝状菌污泥膨胀。

(2) 在缺氧或好氧的条件下, 当系统内亚硝酸盐质量浓度为 10 mg/L 时, 对活性污泥的有机物及氨氮去除能力影响不大, 但是会影响到磷的去除能力; 其中, 缺氧条件下亚硝酸盐的存在会使 SBR 系统除磷能力丧失。

(3) 亚硝酸盐的存在所引发的污泥膨胀系统中, 优势丝状菌为 *Thiotrix nivea*, 污泥膨胀系统中优势丝状菌的种类主要由碳源的种类决定。

#### 参考文献:

- [1] Martins A, Heijnen J J, van Loosdrecht M. Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2003, 62(5/6): 586–593.
- [2] Martins A, Heijnen J J, van Loosdrecht M. Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions[J]. Water Research, 2003, 37(11): 2555–2570.
- [3] Gulez G, de Los Reyes F L. Multiple approaches to assess filamentous bacterial growth in activated sludge under different carbon source conditions[J]. Journal of Applied Microbiology, 2009, 106(2): 682–691.
- [4] 杨雄, 霍明昕, 王淑莹, 等. 碳源类型对污泥沉降性能及丝状菌生长的影响[J]. 化工学报, 2011(12): 3471–3477.
- [5] Krishna C, van Loosdrecht M. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge[J]. Water Research, 1999, 33(10): 2374–2382.
- [6] Ruiz G, Jeison D, Chamy R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration[J]. Water Research, 2003, 37(6): 1371–1377.
- [7] van Hulle S, Volcke E, Teruel J L, et al. Influence of temperature and pH on the kinetics of the Sharon nitritation process[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2007, 82(5): 471–480.
- [8] Ma Y, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Achieving nitrogen removal via nitrite in a pilot-scale continuous pre-denitrification plant[J].

[1] Martins A, Heijnen J J, van Loosdrecht M. Effect of dissolved

- Water Research, 2009, 43(3): 563–572.
- [9] Guo J H, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Effective and robust partial nitrification to nitrite by real-time aeration duration control in an SBR treating domestic wastewater[J]. *Process Biochemistry*, 2009, 44(9): 979–985.
- [10] Musvoto E V, Lakay M T, Casey T G, et al. Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems - Paper 8: The effect of nitrate and nitrite[J]. *Water Sa*, 1999, 25(4): 397–407.
- [11] State Environmental Protection Administration of China. Monitoring and analysis methods of water and wastewater[M]. 4th. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 200–281.
- [12] Oehmen A, Keller-Lehmann 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.
- [13] Frolund 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.
- [14] Liu H, Fang H. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges[J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 95(3): 249–256.
- [15] Amann R I, Krumholz L, Stahl D A. Fluorescent-oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic, and environmental-studies in microbiology[J]. *Journal of Bacteriology*, 1990, 172(2): 762–770.
- [16] Eikelboom D H. Process control of activated sludge plants by microscopic investigation[M]. London, UK: IWA Publishing, 2000: 43–47.
- [17] Borisov V B, Forte E, Giuffre A, et al. Reaction of nitric oxide with the oxidized di-heme and heme-copper oxygen-reducing centers of terminal oxidases: Different reaction pathways and end-products[J]. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 2009, 103(8): 1185–1187.
- [18] Casey T G, Wentzel M C, Ekama G A. Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems - Paper 11: A biochemical/microbiological model for proliferation of anoxic-aerobic (AA) filamentous organisms[J]. *Water Sa*, 1999, 25(4): 443–451.
- [19] Martins A, Pagilla K, Heijnen J J, et al. Filamentous bulking sludge: A critical review[J]. *Water Research*, 2004, 38(4): 793–817.
- [20] Peng G, Ye F X, Li Y. Investigation of extracellular polymer substances (EPS) and physicochemical properties of activated sludge from different municipal and industrial wastewater treatment plants[J]. *Environmental Technology*, 2012, 33(8): 857–862.
- [21] Sponza D T. Extracellular polymer substances and physicochemical properties of flocs in steady- and unsteady-state activated sludge systems[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 65(1): 156–163.
- [22] Andreadakis A D. Physical and chemical-properties of activated-sludge floc[J]. *Water Research*, 1993, 27(12): 1707–1714.
- [23] Shin H S, Kang S T, Nam S Y. Effect of carbohydrate and protein in the EPS on sludge settling characteristics[J]. *Water Science and Technology*, 2001, 43(6): 193–196.
- [24] Guo J H, Peng Y Z, Peng C Y, et al. Energy saving achieved by limited filamentous bulking sludge under low dissolved oxygen[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(4): 1120–1126.
- [25] Jiang G, Gutierrez O, Yuan Z. The strong biocidal effect of free nitrous acid on anaerobic sewer biofilms[J]. *Water Research*, 2011, 45(12): 3735–3743.
- [26] Zhou Y, Oehmen A, Lim M, et al. The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants[J]. *Water Research*, 2011, 45(15): 4672–4682.
- [27] Saito T, Brdjanovic D, van Loosdrecht M. Effect of nitrite on phosphate uptake by phosphate accumulating organisms[J]. *Water Research*, 2004, 38(17): 3760–3768.

(编辑 何运斌)