

# 好氧聚磷颗粒污泥的培养与丝状菌膨胀控制

吴 蕾<sup>1</sup>, 彭永臻<sup>1</sup>, 王淑莹<sup>1</sup>, 马 勇<sup>1</sup>, 霍明昕<sup>2</sup>, 张蕾蕾<sup>2</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 100124;

2. 东北师范大学 城市与环境科学学院, 长春 130024)

**摘要:** 在序批式 SBR 反应器中接种普通活性污泥, 通过厌氧/好氧交替的运行方式, 以沉降时间作为选择要素, 经过人工配水快速实现污泥颗粒化(阶段 I)、实际生活污水稳定维持(阶段 II) 以及提高  $\rho(P)/\rho(COD)$  强化富集聚磷菌(阶段 III) 3 个阶段, 成功培养出聚磷能力良好的好氧颗粒污泥, 并稳定运行 352 周期。模拟废水水质成份单一且易降解是造成好氧颗粒污泥在阶段 I 后期发生膨胀的主要原因, 变换水质为实际生活污水可有效控制丝状菌的过度生长, 利于维持系统稳定。成熟的好氧颗粒污泥近似为球形, 平均粒径 0.8 mm, 平均沉降速率为 2.0 cm/s, SVI 在 17~30 mL/g, 平均除磷效率在 90% 以上。采用荧光原位杂交技术(FISH) 对颗粒污泥种群结构定量分析, 结果表明, 聚磷菌约占总菌的 51.48%。

**关键词:** 颗粒污泥; 聚磷菌; 丝状菌膨胀; SBR 工艺

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2011)07-1058-09

颗粒污泥是微生物自凝聚形成的一种特殊形式的活性污泥, 具有良好的沉降性能、密实的结构、较高浓度的生物量、较强的冲击负荷和抵抗有毒有害物质的能力<sup>[1-4]</sup>。按照微生物代谢过程中电子受体的不同, 颗粒污泥可分为好氧颗粒污泥和厌氧颗粒污泥两类。厌氧颗粒污泥是 20 世纪 80 年代首次在厌氧系统中发现的, 但存在着反应器启动时间长、操作温度高以及脱氮除磷效率低等缺点<sup>[5]</sup>, 使得好氧颗粒污泥的培养和应用受到了国内外学者的普遍关注。Mishima 和 Nakamura<sup>[6]</sup> 首次向好氧上向流反应器中发现了好氧颗粒污泥, Heijnen 和 van Loosdrecht 在 1998 年首次获得了好氧颗粒污泥的专利。

目前, 许多研究学者报道了在 SBR 反应器中成功培养出好氧颗粒污泥的实例, 然而好氧颗粒污泥的不稳定性是制约其培养和应用的瓶颈问题, 主要表现为颗粒污泥的瓦解和丝状菌的过度生长<sup>[1-4]</sup>。许多研究报道了 SBR 好氧颗粒污泥反应器中都存在不同程度的丝状菌生长<sup>[7-11]</sup>。少量或适量的丝状菌对好氧颗粒污泥的形成起骨架作用, 有利于增强颗粒污泥的结构, 是实现污泥颗粒化的关键。而一旦反应器中丝状菌占据优势生长, 就会导致: 1) 好氧颗粒污泥的沉降性能变差; 2) 丝状颗粒污泥会从反应器中淘洗出去; 3) 增加出水悬浮物(SS) 质量浓度; 4) 导致颗粒污泥瓦解。丝状菌过量生长的最终结果是好氧颗粒污泥培养失败<sup>[12]</sup>。

本研究旨在把好氧颗粒污泥技术和聚磷菌(PAOs) 的富集培养结合起来, 污泥颗粒化的同时同步富集 PAOs, 同时控制颗粒污泥反应器内丝状菌的数量, 防止颗粒污泥发生丝状菌膨胀而解体, 维持系统稳定。

## 1 材料与方 法

### 1.1 SBR 反应器的运行

试验采用 SBR 反应器, 高 50 cm, 直径 20 cm, 总体积 12 L, 有效容积为 10 L, 由有机玻璃制成, 上部为

收稿日期: 2009-09-25。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50808004); 城市水资源与水环境国家重点实验室开放基金资助项目(QAK200802); 北京市教委科技创新平台资助项目(PXM2008\_014204\_050843); 北京工业大学研究生科技基金资助项目(ykj-2010-3646)

作者简介: 吴 蕾(1982—), 女, 山东泰安人, 博士研究生。

圆柱形,底部泥斗为圆锥形.在反应器壁上的垂直方向设置一排间距 10 cm 的取样口,底部设有排泥管,以黏砂块作为微孔曝气器,采用鼓风机曝气,转子流量计调节曝气量.由温度控制仪控制反应器内温度,温度传感器在线监测反应器内水温的变化. Multi340i 型便携式多功能 pH 值、DO 测定仪在线测定反应过程中的 pH 值和  $\rho(\text{DO})$ .

SBR 反应器的运行由 HA-L 时间程序控制器及附属电子线路实现对运行的自动控制,每天运行 4 个周期,每个周期 6 h,每个周期包含 8 min 进水、2.5 h 厌氧搅拌、3 h 好氧曝气、从 15 ~ 1 min 逐级递减沉淀时间和 2 min 闲置时间.每个周期排水 7 L,进水 7 L,排水比为 7/10,水力停留时间大约为 8.5 h,温度为  $(20 \pm 0.5) ^\circ\text{C}$ .

## 1.2 接种污泥与培养方式

本试验接种污泥采自北京市小红门城市污水处理厂,接种污泥量为 4 L,质量浓度为 4 000 mg/L,接种时污泥沉降性能和除磷能力较差.

为加快污泥的颗粒化进程,采用以乙酸为碳源的模拟废水启动反应器,待颗粒污泥形成后,水质变为实际生活污水.加入有机碳源(乙酸与丙酸交替)和磷酸盐溶液,并逐渐提高  $\rho(\text{P})/\rho(\text{COD})$ ,一方面通过碳源的变换抑制聚糖菌的生长,增加 PAOs 在菌群中的数量,另一方面通过提高  $\rho(\text{P})/\rho(\text{COD})$  增强颗粒污泥的除磷性能.模拟废水采用 Adian 配方<sup>[13]</sup>,进水含  $\rho(\text{COD})$  为 400 mg/L,  $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$  为 13.3 mg/L,具体培养方式如表 1 所示.试验期间生活污水水质为  $\rho(\text{COD})$  平均 156 mg/L,  $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$  为 5.3 mg/L,  $\rho(\text{TN})$  为 68 mg/L.

表 1 聚磷颗粒污泥的培养方式

Table 1 The cultivation mode of phosphorus accumulating granular sludge

	水质	碳源	进水 $\rho(\text{P})/\rho(\text{COD})$	污泥龄/d	沉降时间/min
阶段 I (1 ~ 168 周期)	模拟废水	乙酸	1/30	不控制	15 ~ 3
阶段 II (168 ~ 208 周期)	生活污水	不额外加碳源	1/50	不控制	6 ~ 2
			1/40	9	1
阶段 III (208 ~ 560 周期)	生活污水	丙酸乙酸交替	1/30	9	1
			1/20	9	1

## 1.3 分析方法

$\rho(\text{COD})$  采用 5B-1A 型快速测定仪;  $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$  采用钼锑抗分光光度法; 污泥质量浓度 MLSS 采用滤纸重量法; 污泥容积指数(SVI) 采用标准方法<sup>[14]</sup>.

采用奥林巴斯 BX-51 及 OLYMPUS C24040 ZOOM 数码像机进行微生物相观察.经预处理后,采用 FEIQuanta 200 型扫描电镜观察颗粒污泥的微观结构.颗粒污泥的评价指标(数量分布、比表面积、平均粒径、沉降速度、密度、含水率、完整率系数等)根据 Beun 等<sup>[15]</sup>的方法测定.颗粒污泥的丝状化程度  $\Delta$  用颗粒污泥带毛边的直径  $D$  与不计毛边的颗粒粒径  $d$  的比值表示<sup>[16]</sup>.PHA 含量的测定采用修正 Bond 等<sup>[17]</sup>的方法. FISH 分析按照 Blackall 等<sup>[18]</sup>的操作方法进行,采用 EUB338 型探针探测全菌, PAO mix(  $c(\text{PAO 462}) : c(\text{PAO 651}) : c(\text{PAO 846}) = 1 : 1 : 1$  ) 探针检测 *Accumulibacter phosphati* 目标菌.

## 2 结果与分析

本试验旨在富集聚磷菌的颗粒污泥并维持其稳定运行,以普通絮状活性污泥为接种污泥,从反应器接种启动到聚磷颗粒污泥形成以及反应器稳定运行,分为以下 5 个时期.

## 2.1 启动期

快速启动 SBR 反应器 接种污泥后 在运行阶段 I 以模拟废水为试验用水运行 系统沉淀时间为 15 min. 培养初期 污泥结构松散 呈深褐色 沉淀性能较差 SVI 为 205 mL/g 系统除磷能力很差 仅为 21.48%. 运行 1 周后 接种污泥开始适应所处的生长环境 系统性能开始好转 污泥生长速度加快. 通过降低沉降时间为 12、10、9、8 min 使沉降性能较差的细小分散污泥不断洗出 反应器内污泥质量浓度保持在 1 600 ~ 1 800 mg/L.

## 2.2 颗粒污泥形成期

SBR 反应器运行 1 个月左右 逐渐降低沉降时间为 3 min 此时观察到反应器内污泥形态发生重大变化 污泥变为浅黄色 且有细砂状的颗粒污泥出现 平均粒径较小 为 0.12 mm 颗粒形状不规则 表面有少量丝状菌生长 系统 SVI 锐减到 28 mg/L. 颗粒污泥形成后 控制污泥龄为 9 d. 颗粒污泥的除磷能力明显增强 除磷效率上升到 75%. 图 1 是 SBR 反应器运行至 100 周期时好氧颗粒污泥的照片.

## 2.3 颗粒污泥膨胀期

反应器运行到 132 周期时 颗粒污泥的平均粒径达 0.51 mm 镜检发现培养的颗粒污泥出现了一定程度的丝状菌生长 但结构较为稳定. 到第 164 周期时 发现好氧颗粒污泥由非丝状菌结构变成绒毛似的丝状菌结构 见图 2(b). SVI 升高至 69 mg/L 并有部分颗粒污泥随出水流出 MLSS 减少到 1 024 mg/L. 颗粒污泥丝状化程度  $\Delta$  达到 0.242 系统除磷能力显著下降.

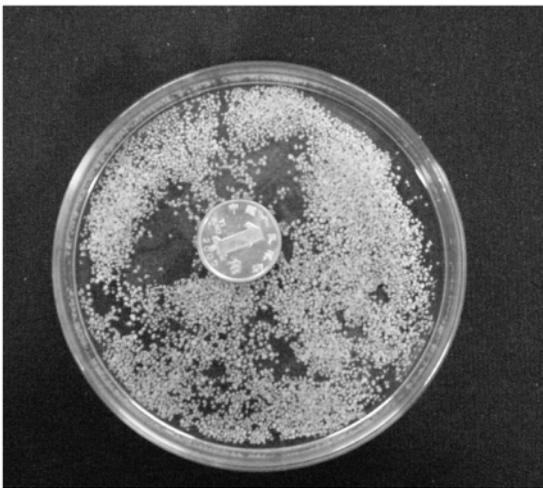
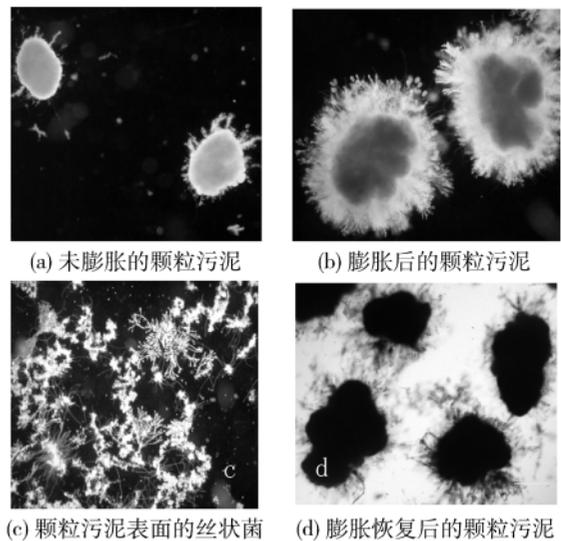


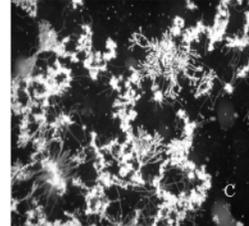
图 1 好氧颗粒污泥照片

Fig.1 Observation of granular sludge

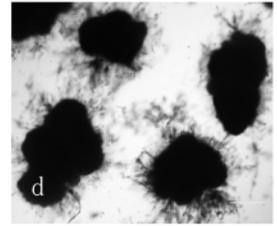


(a) 未膨胀的颗粒污泥

(b) 膨胀后的颗粒污泥



(c) 颗粒污泥表面的丝状菌



(d) 膨胀恢复后的颗粒污泥

图 2 好氧聚磷颗粒污泥的污泥形态观察(40 ×)

Fig.2 Microscopic observation of granular sludge

## 2.4 膨胀控制期

颗粒污泥丝状菌膨胀后 本试验随即将进水基质由易降解人工配水变换为水质复杂的实际生活污水 同时提高搅拌速度 并延长沉淀时间为 6 min 防止污泥流失. 变换水质后 曝气时反应器出现大量白色泡沫 并有大量丝状物(图 2(c)) 随水流出. 运行 28 周期后 发现实际生活污水可以对颗粒污泥丝状微生物的过度生长有效控制. 颗粒污泥颜色发生变化 呈深褐色 丝状菌数量明显减少 如图 2(d) 所示.

## 2.5 稳定运行期

颗粒污泥丝状菌膨胀得到有效抑制后 为维持其稳定运行 本试验继续采用实际生活污水对颗粒污泥

进行强化培养 在厌氧初期投加有机碳源(丙酸与乙酸交替) 以满足 PAOs 厌氧释磷的需要 进一步提高聚磷菌所占比例 提高颗粒污泥的除磷性能.

强化培养期间系统的吸放磷情况如图 3 所示. 运行约 360 个周期后 好氧聚磷颗粒污泥未发现丝状菌膨胀现象, SVI 一直维持在 17 ~ 30 mL/g, 出水  $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$  的最小值为 0.24 mg/L, 最大值为 1.95 mg/L,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  的去除率平均在 90% 以上, 已具备了聚磷菌的典型特性 厌氧时 颗粒污泥吸收水中的有机碳源  $\rho(\text{COD})$  从 150 mg/L 降到 84 mg/L, 以 PHA 的形式储存起来 体内 PHA 从 0.01 mg/mg 增加到 0.09 mg/mg, 所需能量主要来自于胞内聚磷的水解, 表现为磷的释放,  $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$  从 13.25 mg/L 增加到 53.9 mg/L. 在随后的好氧段, PAOs 以储存的 PHA 为碳源和能源 吸收正磷酸盐, PHA 降至 0.02 mg/mg, 出水中的  $\rho(\text{PO}_4^{3-}\text{-P})$  为 0.649 mg/L. 在强化培养期间 颗粒污泥吸放磷的能力随着聚磷菌占微生物总量比例的增大而提高, 如图 3 所示. 第 500 个周期时, 采用 FISH 技术进行群落结构分析(图 4 所示), 发现 PAOs 占总菌的 51.48% 左右, 聚糖菌(GAOs) 约占 10.2%, 说明好氧聚磷颗粒污泥培养成功.

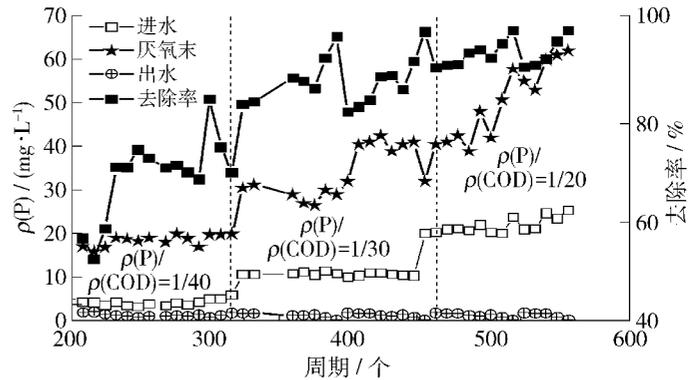


图 3 好氧聚磷颗粒污泥系统的除磷特性  
Fig. 3 Phosphorus removal performance of aerobic granular sludge

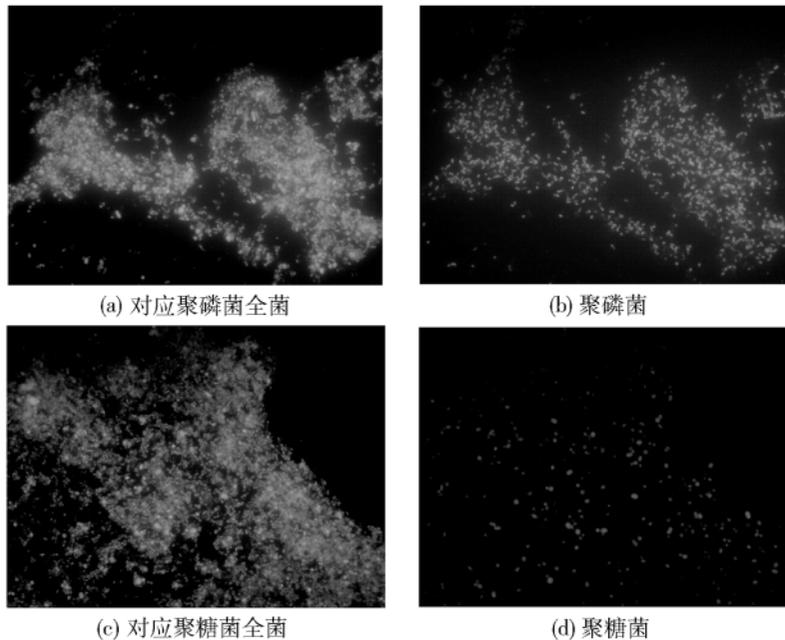


图 4 好氧聚磷颗粒污泥第 500 周期时的 FISH 图片  
Fig. 4 FISH analysis of granular sludge on 500 cycles

应用扫描电镜技术( SEM) 对颗粒污泥微观结构进行观察 见图 5. 形成的聚磷颗粒污泥形状规则 表面光滑 大量呈球状或短杆状的微生物聚集在一起 它们相互结合紧密 没有鞭毛 不能运动. 颗粒表面呈孔隙和无细胞的通道网络结构 细菌之间通过通道和孔隙形成的网络结构很相似 这有利于营养物质和气体的交换<sup>[1-2]</sup>. 颗粒污泥中有一定的丝状菌存在 但是数量不多 主要起到骨架的作用 这说明颗粒污泥的丝状菌膨胀得到了有效的控制 生活污水水质复杂有助于控制丝状菌膨胀.

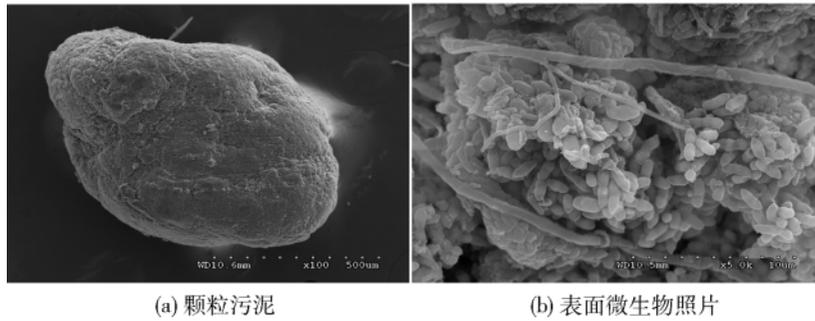


图5 好氧聚磷颗粒污泥的扫描电镜照片  
Fig.5 SEM Configuration of granular sludge

### 3 讨论

#### 3.1 颗粒污泥的性能

好氧颗粒污泥与传统的絮状污泥具有完全不同的形态特征. 表2列出了颗粒污泥常用的性能指标. 由此可见, 培养的颗粒污泥呈椭圆形或圆形外观, 表面光滑, 边界清晰, 含水率低于普通活性污泥(含水率99%以上), 污泥密度高, 生物量大, 沉降速率远高于絮状污泥, 且活性高, 代谢旺盛.

表2 颗粒污泥的性能指标  
Table 2 Performance indexes of the granule

指标	数值	指标	数值
含水率/%	94.6	数量分布/个	$4.17 \times 10^6$
比重	1.015	比表面积/ $m^{-1}$	$0.52 \times 10^4$
湿密度/( $g \cdot mL^{-1}$ )	1.80	完整率/%	85.4
平均粒径/mm	0.8	平均沉降速率/( $cm \cdot s^{-1}$ )	2.1

#### 3.2 颗粒污泥膨胀的原因

一般情况下, 引起颗粒污泥系统中丝状菌过量生长的原因有<sup>[19-22]</sup>: 1) 污泥龄(SRT)较长; 2) 污水中底物质量浓度低; 3) 进水水质成份单一; 4) 颗粒内部DO缺乏; 5) 颗粒污泥内部营养物质缺乏; 6) 温度波动等. 下面针对这些因素逐一分析, 试图找出本试验中颗粒污泥培养期间发生丝状菌膨胀的原因.

##### 3.2.1 SRT

SRT和微生物的比增长速率成反比, 即较长的SRT对应着较低的增长速率. 由于丝状菌的比增长速率较低, 较长的SRT( $>10$  d)适合丝状菌的生长, 一般会引起丝状菌膨胀<sup>[19-21]</sup>. Lin等<sup>[23]</sup>实验研究发现, 当SRT为10 d时, 形成颗粒污泥较为稳定, 但粒径较小, 且表面有绒状. 当SRT增长至70 d时, 颗粒污泥从非丝状菌结构完全变成丝状菌结构.

本试验在好氧颗粒污泥的培养过程中, 以沉降时间为选择要素, 不断排出沉降性能较差的污泥. 这种操作模式就使得颗粒污泥在培养过程中的MLSS一直维持在1600~1800 mg/L, SRT较低. 随着好氧颗粒污泥的颗粒化进程, 污泥的沉降性能逐渐改善, SRT稳定在9 d, 因此, SRT不是造成颗粒污泥膨胀的主要原因.

##### 3.2.2 DO

文献报道, 低 $\rho$ (DO)是活性污泥中丝状菌大量生长的主要原因<sup>[21]</sup>. 在SBR好氧颗粒污泥反应器中, DO必须扩散到颗粒污泥内部, 以被内部的微生物利用. 从理论上讲, DO渗透的深度取决于水体中的

$\rho(\text{DO})$  与颗粒污泥的好氧速率.  $\rho(\text{DO})$  低于 1.1 mg/L 时,对颗粒污泥的沉降性能不利且易长丝状菌,抑制丝状菌如 *Sphaerotilus natans* 生长的最低  $\rho(\text{DO})$  值为 2 mg/L<sup>[22,24]</sup>. 与  $\rho(\text{DO})$  为 2.0 ~ 5.0 mg/L 相比,当  $\rho(\text{DO})$  在 0.5 ~ 2.0 mg/L 时,污泥的沉降性能变差且出水  $\rho(\text{SS})$  高<sup>[25]</sup>.

本试验为加快污泥的颗粒化进程,在好氧段提供较大的曝气量来增加传质. 液相中  $\rho(\text{DO})$  一直从 2 mg/L 到饱和范围内变化,因此  $\rho(\text{DO})$  也不是造成颗粒污泥膨胀的主要原因.

### 3.2.3 底物质量浓度

文献报道<sup>[26]</sup>,在低底物质量浓度下,底物向颗粒污泥内部的扩散受到限制,好氧颗粒污泥外形不规则且呈多孔结构,且结构密实的污泥也会变得蓬松且有丝状菌生长. 因此,液体中和颗粒污泥内部底物缺乏造成的双重作用都可促使 SBR 好氧颗粒污泥反应器中丝状菌生长<sup>[26]</sup>. 在膜反应器中也发现了这种现象. 低底物质量浓度时,膜生物反应器中长有丝状菌,而高底物质量浓度下生物膜结构密实且光滑<sup>[27]</sup>.

本实验中, SBR 的运行方式为厌/好氧交替,进水中的有机碳源最大限度被用于 PAOs 磷的释放和 PHA 的合成,厌氧结束后有机碳源绝大部分被消耗掉,在之后的好氧段丝状菌可利用的碳源很少,从而利于促进 PAOs 选择性生长而不利于丝状菌和其他异养微生物生长,因此底物质量浓度不是颗粒污泥丝状膨胀的原因.

### 3.2.4 颗粒污泥内部营养物质缺乏

活性污泥中营养物质的缺乏,尤其是氮的缺乏会导致活性污泥结构松散<sup>[19-22]</sup>. 大部分好氧颗粒污泥的培养都是采用易降解的模拟废水  $\rho(\text{COD})/\rho(\text{N})$  为 100:5. 然而,由于好氧颗粒污泥密实的结构使扩散受到限制,其情况要比传统的絮状污泥复杂. 文献报道,水体中乙酸、DO 和氨的扩散速率分别为  $2.5 \times 10^{-9}$ 、 $1.67 \times 10^{-9}$  和  $1.01 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ <sup>[28-30]</sup>. 由此可见,氨的扩散率最低. 这就说明颗粒污泥中局部  $\rho(\text{COD})/\rho(\text{N})$  会低于溶液中,使得颗粒污泥内部遭遇氮的缺乏. 因此推荐出水中无机氮的质量浓度为 1 ~ 2 mg/L,以满足营养物质的需要<sup>[31]</sup>.

本文配水  $\rho(\text{N})/\rho(\text{COD}) = 8:100$ ,高于理论值,好氧结束后出水中氨氮质量浓度在 18.916 ~ 22.216 mg/L,远远超过营养物质的需要. 因此,这不是造成颗粒污泥丝状菌膨胀的主要原因.

### 3.2.5 温度

在活性污泥系统中,研究者们考察温度对污泥沉降性能的影响发现,随着温度的增加,SVI 急剧增加<sup>[32]</sup>. 另外,增加温度还可以减少水中的 DO,更有利于丝状菌的生长.

对于颗粒污泥的培养,研究者发现低温下颗粒污泥不易培养,大多是在室温下进行. Liu<sup>[33]</sup>报道,与 17 °C 运行的 SBR 好氧颗粒污泥反应器相比,25 °C 更容易生长丝状菌. de Kreuk 等<sup>[34]</sup>研究发现,8 °C 运行下的颗粒污泥外形形状不规则,且表面丝状菌过量生长,导致沉降性能变差,颗粒污泥相应的反硝化和去除有机物的能力也变差. 卢然超等<sup>[35]</sup>研究了 8 °C、15 °C、22 °C 对形成好氧颗粒污泥的影响,表明 22 °C 时对好氧颗粒污泥的形成有利.

本试验通过温度控制仪的调节,水温控制在  $(20 \pm 0.5) \text{ }^\circ\text{C}$ . 在培养期间,没有较大幅度的波动,且水温适中,适宜颗粒污泥的培养,因此温度并不是本研究颗粒污泥膨胀的原因.

### 3.2.6 进水水质

本试验在启动期间采用乙酸为唯一碳源的模拟废水,水质营养成分单一,且易降解,一般易于 *Eikelboom* 和 *Nocardia spp* 等丝状菌在厌/缺/好氧交替并且易降解基质系统中出现. 文献报道,葡萄糖、柠檬酸、乙酸以及其他易生物降解的有机物适宜丝状菌的生长<sup>[22]</sup>. 本试验条件与此项吻合. 因此,推断试验采用水质成份单一且易降解的模拟废水是造成污泥膨胀的主要原因.

在第 168 周期颗粒污泥发生丝状菌膨胀后,立即改变进水为实际生活污水,生活污水水质复杂,水中存在难生物降解物. 水质变化后,丝状及非丝状菌的最大生长率都减小,这就使得具有较大比表面积的丝状菌所具有的优势变得不明显. 同时,生活污水在化粪池中进行初步水解酸化,使得废水中有机酸含量较高,这是本试验中将人工配水改为实际生活废水后丝状菌过度生长得到控制的一个原因.

## 4 结论

1) 在 SBR 反应器中, 接种普通活性污泥, 通过厌氧/好氧(A/O) 交替的运行, 以沉降时间作为选择要素, 成功培养出聚磷颗粒污泥. 培养成熟的好氧颗粒污泥近似为球形, 平均粒径 0.8 mm, 平均沉降速率为 2.0 cm/s, SVI 在 17~30 mL/g, 磷的去除率平均在 90% 以上.

2) 进水水质会影响好氧颗粒污泥的丝状菌生长. 适量的丝状菌是颗粒污泥形成的重要因素之一, 但是长期使用人工模拟废水, 水质成份单一且生物降解, 容易引起丝状菌过度生长, 导致颗粒污泥 SVI 升高, 污泥流失, 除磷能力显著下降. 本研究中, 将模拟废水变为水质复杂的生活污水后, 丝状菌膨胀得到快速有效的控制.

3) 本研究中, 通过不断提高进水  $\rho(P)/\rho(COD)$ , 强化颗粒污泥的除磷性能, 运行 500 个周期时, 分子生物学 FISH 定量分析表明, PAOs 占全菌的 51.48% 左右, GAOs 约占 10.2%, 说明 PAO 在颗粒污泥中的比例大大提高.

### 参考文献:

- [1] 由阳, 彭轶, 袁志国, 等. 富含聚磷菌的好氧颗粒污泥的培养与特性[J]. 环境科学, 2008, 29(8): 2242-2248.  
YOU Yang, PENG Yi, YUAN Zhi-guo, et al. Cultivation and characteristic of aerobic granular sludge enriched by phosphorus accumulating organisms[J]. Environmental Science, 2008, 29(8): 2242-2248. (in Chinese)
- [2] 高景峰, 郭建秋, 毕环宇, 等. 间歇式除磷好氧颗粒污泥反应器的快速启动[J]. 环境工程, 2008, 26(1): 15-18.  
GAO Jing-feng, GUO Jian-qiu, Bi Huan-yu, et al. Rapid start of aerobic granular sludge reactor with intermittent phosphorus removal[J]. Environmental Engineering, 2008, 26(1): 15-18. (in Chinese)
- [3] 高景峰, 周建强, 彭永臻. 处理实际生活污水短程硝化好氧颗粒污泥的快速培养[J]. 环境科学学报, 2007, 27(10): 1604-1611.  
GAO Jing-feng, ZHOU Jian-qiang, PENG Yong-zhen. Rapid cultivation of aerobic granular sludge for shortcut nitrification of domestic wastewater[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2007, 27(10): 1604-1611. (in Chinese)
- [4] 高景峰. 沉淀时间及生物膜对实际生活污水形成好氧硝化颗粒污泥的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1245-1251.  
GAO Jing-feng. Effects of settling time and biofilm on the cultivation of nitrifying aerobic granular sludge[J]. Environmental Science, 2007, 28(6): 1245-1251. (in Chinese)
- [5] LIU Y, TAY J H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment[J]. Biotechnology Advances, 2004, 22(7): 533-563.
- [6] MISHIMA K, NAKAMURA M. Self-immobilization of aerobic activated sludge - a pilot of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment[J]. Water Science and Technology, 1990, 23(4-6): 981-990
- [7] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor[J]. Journal of Applied Microbiology, 2001, 91(1): 168-175.
- [8] MCSWAIN B S, IRVINE R L, WILDERER P A. Effect of intermittent feeding on aerobic granule structure[J]. Water Science and Technology, 2004, 49(11-12): 19-25.
- [9] SCHWARZENBECK N, ERLEY R, MC SWAIN B S, et al. Treatment of malting wastewater in a granular sludge sequencing batch reactor (SBR) [J]. Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica, 2004, 32(1): 16-24.
- [10] MOY B Y P, TAY J H, TOH S K, et al. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules[J]. Letters in Applied Microbiology, 2002, 34(6): 407-412.
- [11] HU L L, WANG J L, WEN X H, et al. The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding anaerobic granules[J]. Process Biochemistry, 2005, 40(1): 5-11.
- [12] ADAV S S, LEE D J, SHOW K Y, et al. Aerobic granular sludge: recent advances[J]. Biotechnology Advances, 2008, 26(5): 411-423.
- [13] OEHMEN A, ZENG R J, YUAN Z G, et al. Anaerobic metabolism of propionate by polyphosphate-accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2005, 91(1): 43-53.
- [14] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社,

- 2002: 252-354
- [15] BEUN J J , van LOOSDERECHT M C M , HEIJNEN J J. Aerobic granulation [J]. *Water Science and Technology* ,2000 ,41 ( 4-5) : 41-48.
- [16] 汪善全,孔云华,原媛,等. 好氧颗粒污泥中丝状微生物生长研究[J]. *环境科学* ,2008 ,29( 3) : 696-702.  
WANG Shan-quan , KONG Yun-hua , YUAN Yuan , et al. Filamentous overgrowth in aerobic granules [J]. *Environmental Science* ,2008 ,29( 3) : 696-702. ( in Chinese)
- [17] BOND P L , ERHART R , WAGNER M. Identification of some of the major groups of bacteria in efficient and nonefficient biological phosphorus removal activated sludge systems [J]. *Applied and Environmental Microbiology* ,1999 ,65( 9) : 4077-4084.
- [18] BLACKALL L L , CROCETTI G , SAUNDERS A M , et al. A review and update of the microbiology of enhanced biological phosphorus removal in wastewater treatment plants [J]. *Journal of General and Molecular Microbiology* ,2002 ,81( 1-4) : 681-691.
- [19] TANDOI V , ROSSETTI S , BLACKALL L L , et al. Some physiological properties of an Italian isolate of “microthrix parvicella” [J]. *Water Science and Technology* ,1998 ,37( 4-5) : 1-8.
- [20] JENKINS D. Towards a comprehensive of activated sludge bulking and foaming [J]. *Water Science and Technology* ,1992 ,25: 215 - 30.
- [21] ROSSETTI S , TOMEI M C , NIELSEN P H , et al. “Microthrix parvicella” , a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: a review of current knowledge [J]. *FEMS Microbiology Reviews* ,2005 ,29( 1) : 49-64.
- [22] CHUDOBA J. Control of activated sludge filamentous bulking-formation of basic principles [J]. *Water Research* ,1985 ,19 ( 8) : 1017-1022.
- [23] LIN Y M , LIU Y , TAY J H. Development and characteristics of phosphorus-accumulating microbial granules in sequencing batch reactors [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* ,2003 ,62( 4) : 430-435.
- [24] MARTINS A M P , HEIJNEN J J , van LOOSDRECHT M C M. Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* ,2003 ,62( 5-6) : 586-593.
- [25] WILEN B M , BALMER P. The effect of dissolved oxygen concentration on the structure , size and size distribution of activated sludge flocs. [J]. *Water Research* ,1999 ,33( 2) : 391-400.
- [26] MARTINS A M P , HEIJNEN J , van LOSSDRECHT M C M. Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions [J]. *Water Research* ,2003 ,37( 11) : 2555-2570.
- [27] van LOSSDRECHT M C M , GJALTEMA A , MULDER , et al. Biofilm structures [J]. *Water Science and Technology* ,1995 ,32( 8) : 35-43.
- [28] RITTMANN B E , MANEM J A. Development and experimental evaluation of a steady-state model [J]. *Biotechnology and Bioengineering* ,1992 ,39( 9) : 914-922.
- [29] BEYENAL H , TANYOLAC A. A mathematical model for hollow-fiber biofilm reactors [J]. *Chemical Engineering Journal and the Biochemical Engineering Journal* ,1994 ,56( 1) : B53-B59.
- [30] CHEN S K , JUAW C K , CHENG S S. Nitrification and denitrification of high-strength ammonium and nitrite wastewater with biofilm reactors [J]. *Water Science and Technology* ,1991 ,23( 7-9) : 1417-1425.
- [31] LIU Y , LIU Q S. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Biotechnology Advances* ,2006 ,24( 1) : 115-127.
- [32] KRISHNA C V L M. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge [J]. *Water Research* ,1999 ,33( 10) : 2374-82.
- [33] LIU Y Q. Comparative study of aerobic granulation in bubble column and airlift SBRs [D]. Singapore: Institute of Environmental Science and Engineering , Nanyang Technological University ,2005.
- [34] de KREUK M , HEIJNEN J J , van LOSSDRECHT M C M. Simultaneous COD , nitrogen , and phosphate removal by aerobic granular sludge [J]. *Biotechnology and Bioengineering* ,2005 ,90( 6) : 761-769.
- [35] 卢然超,张晓健,张悦,等. SBR 工艺运行条件对好氧污泥颗粒化和除磷效果的影响 [J]. *环境科学* ,2001 ,22( 2) : 87-90.  
LU Ran-chao , ZHANG Xiao-jian , ZHANG Yue , et al. Aerobic sludge granulation and biological phosphorus removal in different operating conditions of SBR [J]. *Environmental Science* ,2001 ,22( 2) : 87-90. ( in Chinese)

## Cultivation of Aerobic Granules Enriched With Phosphorus Accumulating Organisms and Filamentous Overgrowth Controlling

WU Lei<sup>1</sup>, PENG Yong-zhen<sup>1</sup>, WANG Shu-ying<sup>1</sup>, MA Yong<sup>1</sup>, HUO Ming-xin<sup>2</sup>, ZHANG Lei-lei<sup>2</sup>

( 1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering ,  
Beijing University of Technology , Beijing 100124 , China;

2. School of Urban and Environmental Sciences , Northeast Normal University , Changchun 130024 , China)

**Abstract:** By decreasing the settling time , aerobic granules enriched with phosphorus accumulating organisms ( PAOs) were cultivated under alternate anaerobic/aerobic conditions in a SBR inoculated with conventional activated sludge. The system underwent three phases: rapid start-up with synthetic wastewater ( phase I ) , stabilization with real domestic wastewater ( phase II ) and enrichment of PAOs by increasing  $\rho(\text{P})/\rho(\text{COD})$  ( phase III ) and stabilized during 352 cycles. However , filamentous sludge bulking happened during start-up phase and readily biodegradable organics in synthetic wastewater was considered to be the main reason for filamentous overgrowth in aerobic granules. It was ultimately controlled through changing the substrate from synthetic wastewater to real domestic wastewater. The matured aerobic granules had an approximately spherical shape with a size of 0.8 mm , SVI of 17 – 30 mL/g. The average  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  removal efficiency was above 90%. FISH analysis showed that PAOs accounted for about 51.48% of the total bacteria.

**Key words:** aerobic granules; phosphorus accumulating organisms; filamentous overgrowth; SBR process

( 责任编辑 张 蕾)