

# 球形红细菌污泥颗粒化及降解氯苯

王玉芬<sup>1,2</sup> 张肇铭<sup>2,3\*</sup> 胡筱敏<sup>2</sup> 宋秀兰<sup>4</sup>

- (1. 山西财经大学环境经济学院 山西 太原 030006)  
(2. 东北大学资源环境与土木工程学院 辽宁 沈阳 110004)  
(3. 山西大学生命科学与技术学院 山西 太原 030006)  
(4. 太原理工大学环境工程与科学学院 山西 太原 030024)

**摘 要:** 投加絮凝剂是促使微生物快速形成污泥颗粒的一种有效手段, 通过研究在不同絮凝剂下生成的生物絮体的形态和沉降性能, 推荐选用聚合氯化铝(PAC)作为促进光合细菌球形红细菌形成污泥颗粒的絮凝剂。PAC 的最佳投加量范围为 140–160 mg/L, 其中, PAC 投加量 150 mg/L 时, 促进污泥颗粒化的效果最好。考察球形红细菌污泥颗粒降解氯苯的环境条件, 结果表明球形红细菌污泥颗粒降解氯苯的最佳条件为好氧、pH 7.0、30°C。

**关键词:** 光合细菌, 球形红细菌, 污泥颗粒化, 降解氯苯

## Granular Sludge Formation and Chlorobenzene Degradation by *Rhodobacter Sphaeroides*

WANG Yu-Fen<sup>1,2</sup> ZHANG Zhao-Ming<sup>2,3\*</sup> HU Xiao-Min<sup>2</sup> SONG Xiu-Lan<sup>4</sup>

- (1. Department of Environmental Economics, Shanxi University of Finance and Economics, Taiyuan, Shanxi 030006, China)  
(2. School of Resource Environment and Civil Engineering, Northeastern University, Shenyang, Liaoning 110004, China)  
(3. College of Life Science and Technology, Shanxi University, Taiyuan, Shanxi 030006, China)  
(4. College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Taiyuan, Shanxi 030024, China)

**Abstract:** Influences of several different kinds of flocculating agent on photosynthetic bacteria *Rhodobacter sphaeroides* were assessed by analyzing settling performances and strength of biofloculates. From the results, polychlorinated alumina (PAC) was finally selected as a flocculating agent to accelerate formation of granular sludge of *Rhodobacter sphaeroides*. Tests gave the dose of PAC in the range of 140–160 mg/L. When the dose of PAC was 150 mg/L, granulation was the most effective. The degradation efficiency and reaction parameters were investigated on treating chlorobenzene in water by granular sludge of *Rhodobacter sphaeroides*. The results showed that the optimal conditions of treatment for chlorobenzene in water by granular sludge of *Rhodobacter sphaeroides* were aerobic condition, temperature 30°C and pH 7.0.

**Keywords:** Photosynthetic bacteria, *Rhodobacter sphaeroides*, Granular sludge formation, Chlorobenzene degradation

污泥颗粒化是指在特定的工艺条件下,反应器中的微生物与载体或微生物间相互作用,形成大而密实的颗粒状的污泥聚合物<sup>[1]</sup>。在以颗粒化污泥作为生物相的污水处理生物反应器中,由于污泥颗粒化后,提高了生物浓度和质量传递面积,使反应器具有较高的容积负荷能力;与传统的生物处理工艺相比,具有处理效率高、运行稳定、固液分离效果好等优点<sup>[2-4]</sup>,因此,污水颗粒型生物处理系统成为近年来各国学者的研究热点之一。目前污泥颗粒化及其反应器的研究和应用已取得了许多成果<sup>[5-12]</sup>,其中多数研究集中在通过投加载体促使污泥颗粒化的多聚体包埋微生物技术,如采用非水溶性蒽醌、海藻酸钠、聚乙烯醇等固定化技术处理有机废水<sup>[13-16]</sup>。但是对于工程应用来说,如果通过微生物的自凝聚作用形成颗粒,在经济技术指标上将具有更强的竞争力。

微生物自身固定化是指悬浮状微生物接种于生化反应器后,通过严格控制反应器的运转负荷、环境因素,依靠微生物自身的絮凝作用形成颗粒状生物体(颗粒污泥)的方法。此法所需固定化时间长且受环境因素影响大,如厌氧生化反应器从污泥接种到完成污泥颗粒化可能要花费几个月甚至1年时间<sup>[17]</sup>。最新研究发现,如果在反应器启动初期投加高分子聚合物如聚季铵盐、聚丙烯酰胺等可以强化微生物的絮凝和促进污泥颗粒的形成,颗粒化时间明显缩短<sup>[18-21]</sup>。

光合细菌(*Photosynthetic bacteria*)是进行不放氧光合作用的两大类细菌的总称,由于光合细菌独特生理结构,可随生长条件的变化而灵活地改变物质能量的代谢形式,能够忍受高浓度有机物,具有去除和分解有机物的能力,因此人们一直在研究利用光合细菌这一独特的生理性质来处理高浓度、特别是生物难降解的有机废水<sup>[22-27]</sup>。但是由于光合细菌菌体体积小、沉降性能较差、流失现象较严重,而使光合细菌处理有机废水的工程应用受到限制。

针对促进生化反应器中光合细菌污泥颗粒的应用目的,选用适宜的聚合物种类、确定最佳投加剂量是重要的研究内容。本文以聚合氯化铝(PAC)、聚合氯化铁、聚丙烯酰胺(阳离子型、阴离子型、非离

子型)、硫酸铝等污水处理工艺中常用的絮凝剂为筛选物,通过综合评价这几种絮凝剂对光合细菌球形红细菌污泥颗粒化的影响,确定出絮凝剂的种类和投加量;并在此基础上,提出球形红细菌污泥颗粒对氯苯降解的最适宜环境条件。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

菌种:球形红细菌(*Rhodobacter sphaeroides*)H菌株系紫色非硫菌群红细菌属光合细菌,由山西大学光合细菌研究室分离、鉴定并保存。

基础培养基:采用光合细菌降解氯苯的最佳液体培养基,其成分为  $\text{MgSO}_4$  0.2 g,  $\text{CaSO}_4$  0.093 g,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  0.1 g, 苹果酸 1.0 g,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  0.6 g,  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  0.9 g, 蒸馏水 1000 mL, 酵母膏 1.0 g, pH 7.0<sup>[28]</sup>。

驯化培养基:基础培养基加适量氯苯。

絮凝剂:本实验所用絮凝剂有:聚合氯化铝(PAC)、聚合氯化铁、聚丙烯酰胺(阳离子型、阴离子型、非离子型)和硫酸铝。其中PAC、聚合氯化铁、阴离子型聚丙烯酰胺、硫酸铝为饮用水级。

混凝实验搅拌机:实验用六联搅拌机为潜江梅宇仪器有限公司生产的MY3000-6B型普通型混凝实验搅拌机。

### 1.2 实验方法

**1.2.1 筛选絮凝剂实验:**在6个1000 mL的烧杯中各装入相同体积的球形红细菌菌液,然后分别同时加入不同絮凝剂进行混合反应,并观察反应过程中生物絮体的形成情况。采用六联搅拌机的搅拌程序如下:(1) 350 r/min 快速搅拌 1 min; (2) 以 30 r/min 慢速搅拌 10 min; 反应完毕后,测定试样静置沉淀 30 min 上清液中的细菌光密度( $OD$  值),污泥颗粒的区域沉降速度(ZSV)和污泥沉降比(SV%)。

**1.2.2 絮凝剂最佳投加量实验:**采用 1.2.1 筛选出的絮凝剂,在不同投加量下进行絮凝反应实验,实验方法和六联搅拌机的搅拌程序设定同 1.2.1。反应完毕后,测定试样静置沉淀 30 min 上清液中的细菌光密度( $OD$  值),污泥颗粒的区域沉降速度(ZSV)和污泥沉降比(SV%)。

**1.2.3 球形红细菌污泥颗粒的形态分析:**用筛选出

的絮凝剂在最佳投加量下形成的球形红细菌污泥颗粒, 进行污泥颗粒粒径和沉降速度计算, 并通过扫描电镜分析其形态。

**1.2.4 球形红细菌污泥颗粒降解氯苯实验:** (1) 在无菌条件下, 按接种量10%(体积比)的球形红细菌驯化菌种加入培养瓶中, 然后将筛选出的絮凝剂在最佳投加量下依次加入制成污泥颗粒; (2) 在装有污泥颗粒的各培养瓶中, 依次加入氯苯、培养基, 最终溶液的氯苯浓度为100 mg/L。然后将加好试剂的培养瓶分别放置在不同条件下培养2 d后, 测定处理水中氯苯浓度。

### 1.3 分析方法

**1.3.1 菌体浓度:** 菌体浓度用 UV-2102 PC 型紫外可见分光光度计(UNICO), 在最大吸收波长 580 nm 处测定菌液光密度( $OD_{580}$  值)。

**1.3.2 区域沉降速度(ZSV)测定:** 将反应完毕的泥水混合液倒入 100 mL 量筒中, 混合均匀, 自出现清晰的泥水界面开始计时, 该界面在单位时间下沉的高度即为 ZSV。

**1.3.3 污泥沉降比(SV%):** 将反应完毕的泥水混合液倒入 100 mL 量筒中, 静置沉淀 30 min, 测定沉淀污泥与混合液的体积比。

**1.3.4 污泥颗粒粒径的测定:** 取泥水混合液约 10 mL, 用清水冲洗后, 将颗粒污泥均匀地放置在载玻片上, 在光学显微镜下利用显微镜测微尺测量颗粒污泥的尺寸, 数量约 50–100 个。

平均粒径  $d_{\text{avg}}$  用 Sauter 公式计算:  $d_{\text{avg}} = (\sum d^3/n)^{1/3}$ , 其中,  $d_{\text{avg}}$ : 颗粒污泥平均粒径;  $n$ : 颗粒污泥数量;  $d$ : 颗粒污泥的粒径。

**1.3.5 颗粒污泥沉速:** 取泥水混合液约 5 mL, 静置沉淀 30 min 后撇去上清液, 在沉降污泥中取一勺约 0.5 mL, 放入注满清水的 500 mL 量筒中, 并开始计时。计量约 20 个颗粒污泥从水面沉淀到量筒底部花费的时间, 计算各个污泥颗粒的沉降速度, 取其平均值作为颗粒污泥的沉速。

**1.3.6 氯苯浓度的测定:** 氯苯浓度采用高效液相色谱法 (SHIMADZU LC-10ATVP)。分离柱为 Nova2Pak C18, 4  $\mu\text{m}$ , 3.9 mm  $\times$  150 mm; 紫外检测器, 检测波长 254 nm; 流动相为甲醇/水 (V/V, 75:25); 流速 1.0 mL/min, 进样量 10  $\mu\text{L}$ 。氯苯出

峰时间为 5.4 min。

**1.3.7 扫描电镜分析:** 取少量游离态的球形红细菌菌液和污泥颗粒放在载玻片上干燥, 然后用导电胶将载玻片固定在铜台上喷金后, 在扫描电镜下观察并照相。分析所用扫描电镜为日本产 JEOL JSM-35CF 型扫描电镜。

### 1.4 数据处理

数据处理及分析在 SPSS10.0 平台上完成, 用单因素方差分析方法进行显著性分析, 显著性水平  $\alpha = 0.05$ 。

## 2 结果与讨论

### 2.1 筛选絮凝剂

选用 PAC, 聚合氯化铁, 阳离子型、阴离子型、非离子型 3 种聚丙烯酰胺(PAM), 硫酸铝为絮凝剂, 分别在高、中、低不同投加量下对球形红细菌进行絮凝实验, 16#为空白, 只加入菌液不加絮凝剂。结果见表 1。实验均设平行。

**2.1.1 不同絮凝剂所形成污泥沉降性能的评价:** 污泥的沉降特性用区域沉淀速度(ZSV)、污泥沉降比(SV%)和静置沉淀 30 min 上清液中的细菌光密度( $OD_{580}$  值)来评价。表 1 中的结果表明, 投加量在 10–50 mg/L 时 3 种聚丙烯酰胺(PAM)的絮凝效果最差, 几乎对球形红细菌凝聚没有促进作用, 考虑到 PAM 的价格因素和对微生物的毒性作用, 若继续增加 PAM 投加量意义不大; PAC 和聚合氯化铁在投加量为 100–150 mg/L、硫酸铝在 150 mg/L 时形成的污泥颗粒在 5 min 之内基本完成了絮凝沉淀, 其中 PAC 投加量为 150 mg/L 的污泥颗粒沉淀速度最快, 上清液中的细菌光密度( $OD_{580}$  值)最低。

**2.1.2 不同絮凝剂对生物絮体形成的影响:** 在絮凝反应过程中, 通过观察生物絮体的形态可知(见表 1), 投加 10 mg/L 和 50 mg/L 3 种 PAM 以及 50 mg/L 硫酸铝后, 看不到生物絮体颗粒形成的现象; 投加 100 mg/L 和 150 mg/L 的硫酸铝、50 mg/L PAC 和聚合氯化铁后, 有细小的生物絮体颗粒形成, 但这些颗粒的沉淀性较差, 没有明显的泥水分离现象, 沉淀速度也较慢; PAC 和聚合氯化铁在投加量为 100–150 mg/L 时, 形成生物絮体颗粒的速度很快, 而且非常明显, 颗粒粒径也较大。

通过以上对不同絮凝剂对生物絮体形成和生物污泥颗粒沉降性能的分析可以看出,不同絮凝剂对球形红细菌污泥颗粒形成的影响是不同的。其作用机理主要是絮凝剂通过静电吸引或吸附架桥作用使带负电的细菌细胞相互连接成大的絮凝体,但由于不同絮凝剂的化学结构和物质组成有所差异,因此絮凝效果也是不同的。通过综合评价确定选用 PAC 作为促进球形红细菌形成污泥颗粒的絮凝剂。

2.2 絮凝剂最佳投加量确定

在 PAC 投加量分别为 0、30、60、90、120、150、180、210 mg/L 条件下进行絮凝实验,结果见

表 2。

**2.2.1 PAC 投加量对生物絮体沉降性能的影响:**根据表 2 数据,制作在 PAC 不同投加量时的反应混合液静置沉淀 30 min 后上清液细菌光密度( $OD_{580}$  值)和 SV%的变化曲线(图 1)。

从图 1 可以看出,当 PAC 投加量在 0–150 mg/L 时,随着 PAC 投加量的增加,上清液中的细菌光密度( $OD_{580}$  值)逐渐减小,SV%值逐渐增大;PAC 投加量大于 150 mg/L 后,上清液中的细菌光密度( $OD_{580}$  值)反而增大,而 SV%值变小。由此说明,当 PAC 投加量等于 150 mg/L 时,生物絮体沉降性最好。此

表 1 絮凝剂筛选实验结果  
Table 1 The result of selecting flocculating agent

编号 Number	絮凝剂种类 Flocculating agent	絮凝剂加量 Concentration of flocculating agent (mg/L)	上清液细菌 光密度( $OD_{580}$ ) $OD_{580}$ of supernatant	SV (%)	生物絮体形态 Morphology of biological floc	ZSV (m/h)
1	阴离子 PAM	10	1.896		无生物絮体颗粒生成	
2	阴离子 PAM	50	1.875		无生物絮体颗粒生成	
3	阳离子 PAM	10	1.906		无生物絮体颗粒生成	
4	阳离子 PAM	50	1.912		无生物絮体颗粒生成	
5	非离子 PAM	10	1.889		无生物絮体颗粒生成	
6	非离子 PAM	50	1.863		无生物絮体颗粒生成	
7	PAC	50	1.558	8	有细小絮体颗粒,沉降差	
8	PAC	100	1.204	13	有絮体颗粒,有沉降	3.0
9	PAC	150	0.865	18	有明显的絮体颗粒,沉降好	4.0
10	聚合氯化铁	50	1.614	6	有细小絮体颗粒,沉降差	
11	聚合氯化铁	100	1.425	9	有絮体颗粒,有沉降	2.5
12	聚合氯化铁	150	1.287	14	有较明显的絮体颗粒,沉降较好	3.0
13	硫酸铝	50	1.826	4	无生物絮体颗粒生成	
14	硫酸铝	100	1.785	6	有细小絮体颗粒,沉降差	
15	硫酸铝	150	1.568	8	有细小絮体颗粒,沉降差	
16	空白		1.913		无生物絮体颗粒生成	

表 2 PAC 不同投加量的絮凝实验结果  
Table 2 The results of flocculating test on various concentrations of PAC

编号 Number	PAC 投加量 Concentration of PAC (mg/L)	上清液细菌 光密度( $OD_{580}$ ) $OD_{580}$ of supernatant	SV (%)	生物絮体形态 Biological floc Morphology	ZSV (m/h)
1	0	1.905	3	无生物絮体颗粒生成	
2	30	1.754	6	有细小絮体颗粒,沉降差	
3	60	1.549	8	有细小絮体颗粒,沉降差	
4	90	1.315	12	有较明显的絮体颗粒,沉降较好	2.8
5	120	1.186	14	有较明显的絮体颗粒,沉降较好	3.0
6	150	0.865	18	有明显的絮体颗粒,沉降好	4.0
7	180	1.101	16	有较明显的絮体颗粒,沉降较好	3.5
8	210	1.103	16	有较明显的絮体颗粒,沉降较好	3.5

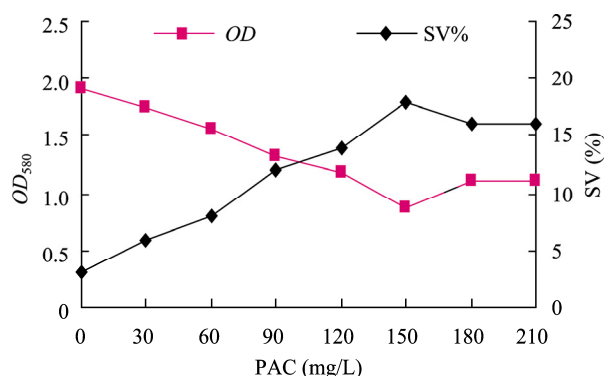


图1 PAC不同投加量对生物絮体沉降性的影响

Fig. 1 Setting performances of biofloculation on various concentrations of PAC

外,从生物絮体颗粒区域沉降速度(表2)也可看到,PAC为150 mg/L时的ZSV值也是最大的。

**2.2.2 PAC投加量对生物絮体形成的影响:**观察投加PAC后生物絮体的形成状况可知(表2),投加量在90–210 mg/L时,生物絮体颗粒的形成速度较快,而且比较明显,颗粒粒径也较大,PAC为150 mg/L时,形成的生物絮体颗粒最明显,泥水分离现象最清晰。

综合比较了PAC不同投加量对生物絮体形成和生物污泥颗粒沉降性能的影响后,确定PAC的最佳投加量为150 mg/L。

### 2.3 球形红细菌污泥颗粒的形态分析

在PAC投加量为150 mg/L条件下,形成的球形红细菌污泥颗粒,其形状基本上为球形;从颜色来看,污泥颗粒呈红色,图2为球形红细菌污泥颗粒照片。在此基础上,取少量球形红细菌污泥颗粒和游离态菌液对它们的形态进行电子扫描电镜的对比分析。见图3A和图3B。

比较图3A和图3B中细菌的形态可以看出,

球形红细菌在絮凝剂的作用下彼此相互粘结,紧密排列,形成一种网状结构。此外,可看到在颗粒污泥内部存在着许多孔隙,正是由于这些自由空间的存在使颗粒污泥的基质交换非常容易。

研究发现,污泥颗粒粒径在0.1 mm–1.2 mm时,底物的去除能力和颗粒沉降性能都比较好。因为颗粒污泥直径越小,传质阻力也越小,底物的利用能力越好,处理效果越佳,但是颗粒沉降性能较差;反之颗粒污泥直径越大,传质阻力增大,污泥活性和处理效果随之下降,但颗粒沉降性能较好。因此控制恰当的污泥颗粒粒径是十分重要的。在本研究中,通过对污泥颗粒粒径和平均沉降速度分析计算结果表明,污泥颗粒的粒径大多为0.1 mm–0.5 mm之间,平均粒径为0.29 mm,污泥颗粒平均沉降速度为9.21 m/h。

### 2.4 球形红细菌污泥颗粒对氯苯的降解

采用在接种量10%(体积比)、PAC最佳投加量150 mg/L的条件下形成的球形红细菌污泥颗粒,分别进行不同pH、不同供氧、不同温度条件下对氯苯的降解实验,反应时间2 d,结果见图4、5、6。

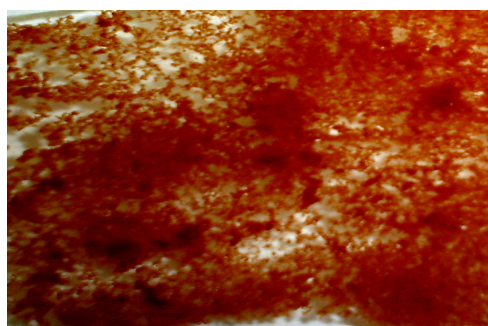


图2 球形红细菌污泥颗粒照片

Fig. 2 Images of *Rhodospirillum rubrum* granules

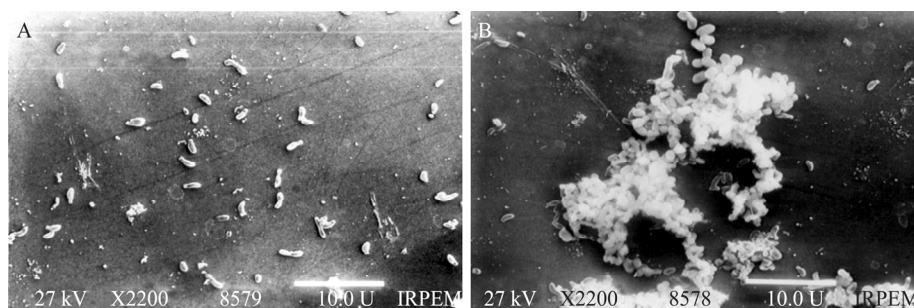


图3 球形红细菌污泥颗粒扫描电镜照片

Fig. 3 Scanning electron microscope view of *Rhodospirillum rubrum* granules

Note: A: Free cell; B: Granular sludge.



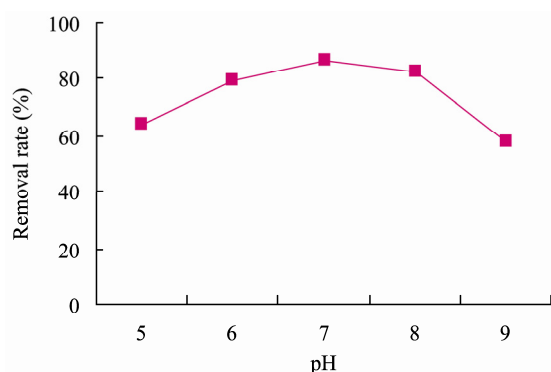


图4 pH对球形红细菌污泥颗粒降解氯苯的影响

Fig. 4 Degradation CB by *Rhodobacter sphaeroides* granules on various pH

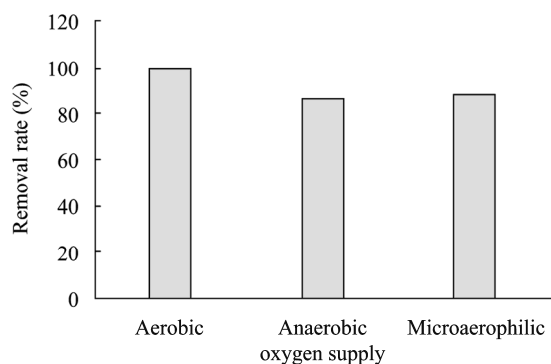


图5 不同供氧条件对球形红细菌污泥颗粒降解氯苯的影响

Fig. 5 Degradation CB by *Rhodobacter sphaeroides* granules under different oxygen

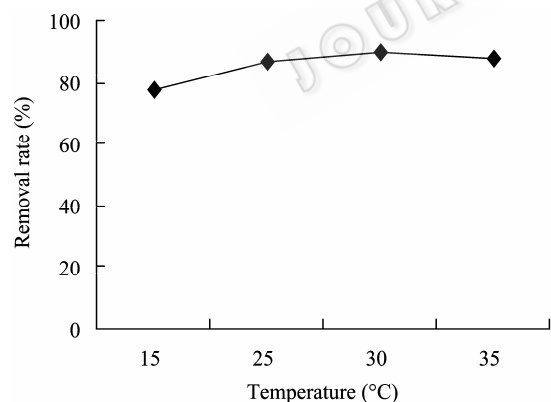


图6 温度对球形红细菌污泥颗粒降解氯苯的影响

Fig. 6 Degradation CB by *Rhodobacter sphaeroides* granules on temperature

**2.4.1 球形红细菌污泥颗粒在不同 pH 条件下对氯苯的降解:** 球形红细菌污泥颗粒在 25°C, pH 分别为 5.0、6.0、7.0、8.0、9.0 条件下进行厌氧光照(2000 LX)降解氯苯的实验, 结果可知(图 4), 当 pH 在 6.0–8.0 时的处理效果较好, 氯苯去除率依次为 79.2%、86.9%和 82.3%, 当 pH 在 9.0 时的处理效果最差,

氯苯去除率仅为 57.9%; SPSS 单因素方差分析显示, pH 为 7.0 的处理效果与其他各组差异显著 ( $\alpha = 0.05$ )。由以上结果可得出, 当 pH 等于 7.0 时球形红细菌污泥颗粒对氯苯的去除效率最佳, 菌体在中性略偏碱条件下比酸性条件下生长好。这是因为氯苯降解需要开环成为有机酸才能被利用, 所以在氯苯的降解过程中 pH 会降低, 外环境若是呈碱性恰好可以起到中和作用, 而使细菌偏好在偏中性环境中生长。

**2.4.2 球形红细菌污泥颗粒在不同供氧条件下对氯苯的降解:** 由球形红细菌污泥颗粒在 25°C、供氧条件分别为好氧黑暗、微好氧光照、厌氧光照3种不同供氧条件下降解氯苯的实验结果(图5)可知, 在好氧黑暗条件下, 对氯苯的降解效果最好, 处理时间为2 d时, 氯苯去除率为100%; 厌氧光照下, 球形红细菌污泥颗粒对氯苯的降解效果最差, 2 d的氯苯去除率为86.9%。按氯苯去除率大小排序为: 好氧 > 微好氧 > 厌氧, 且统计学分析显示在  $\alpha = 0.05$  水平上差异显著, 结果表明不同的供氧条件使球形红细菌污泥颗粒降解氯苯的效率有所不同。分析其原因主要是由于球形红细菌系紫色非硫菌群红细菌属光合细菌, 它既能在有光和无氧的条件下进行光能异养生长, 又可在黑暗和有氧的条件下进行化能异养生长, 光能异养生长速率较化能异养生长速率缓慢。前期研究发现, 厌氧光照条件下球形红细菌以共代谢方式降解氯苯, 氯苯的脱氯和去除趋势与细菌的生长趋势一致, 在细菌的对数生长期, 氯苯脱氯率和去除率的增加速率很快, 当细胞浓度达到最大值, 氯苯的脱氯率和去除率也达到最大值, 其代谢途径以先开环后脱氯的方式进行<sup>[29]</sup>。

**2.4.3 球形红细菌污泥颗粒在不同温度下对氯苯的降解:** 分别在 15°C、25°C、30°C、35°C 4 种不同温度条件下, 球形红细菌污泥颗粒厌氧光照降解氯苯的实验结果如图 6 所示, 温度在 15°C–30°C 时, 氯苯的处理效果随着温度的升高而增加, 氯苯去除率分别为 77.3%、86.9%和 89.5%; 温度在 35°C 时氯苯的去除率为 87.3%, 该值与 30°C 时氯苯的去除率 89.5%相比略有下降, 总体来看在温度为 25°C–35°C 之间的降解效果比较理想, 这是由于在 25°C–35°C 温度范围内球形红细菌生长速率较快、酶活性较高, 所以降解氯苯的效果也较好。30°C 时的氯苯去除

率与其它温度条件下的去除率相比均有显著性差异( $\alpha = 0.05$ ), 因此最佳温度为 30°C。

### 3 结论

(1) 通过综合评价在不同絮凝剂下生成的生物絮体的形态和沉降性能, PAC 对生物污泥颗粒化的促进作用最为明显, 因此选用 PAC 作为促进球形红细菌形成污泥颗粒的絮凝剂。

(2) 通过实验并分析比较 PAC 不同投加量对生物絮体形成和生物污泥颗粒沉降性能的影响, 研究表明, PAC 的最佳投加量范围为 140–160 mg/L。其中, PAC 投加量为 150 mg/L 时, 促进污泥颗粒化的效果最好。

(3) 对在 PAC 投加量为 150 mg/L 条件下形成的球形红细菌污泥颗粒进行形态分析和粒径、颗粒平均沉降速度计算, 结果表明, 其形状基本上为球形, 呈红色, 污泥颗粒内部细菌的排列较为紧密, 成网状结构。污泥颗粒的粒径大多为 0.1 mm–0.5 mm 之间, 平均粒径为 0.29 mm, 污泥颗粒平均沉降速度为 9.21 m/h。

(4) 通过球形红细菌污泥颗粒在不同 pH、不同供氧和不同温度条件下的降解氯苯实验得出, 球形红细菌污泥颗粒降解氯苯的最佳环境条件为好氧、pH 7.0、30°C。

### 参 考 文 献

- [1] Lettinga G, Van Velsen AFM, Hobma SW, *et al.* Use of the Up-flow Sludge Blanket (USB) concept for biological waste water treatment, specially for anaerobic treatment. *Bio technol Bioeng*, 1980, **22**(4): 699–734.
- [2] Schmidt JE, Ahring BK. Granular sludge formation in up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Biotechnol Bioeng*, 1996, **49**(3): 229–246.
- [3] Wright PC, Raper JA. A review of some parameters involved in fluidized bed bioreactors. *Chern Eng Technol*, 1996, **19**(1): 50–64.
- [4] 岳秀萍, 李亚新, 刘美霞. 聚季铵盐对厌氧生化反应器中微生物自身固定化的促进作用. *化工学报*, 2004, **55**(3): 418–421.
- [5] 卢刚, 郑平. 废水生物处理中的污泥颗粒化. *东北农业大学学报*, 2004, **35**(2): 129–134.
- [6] Holst TC, Truc A, Pujol R. Anaerobic fluidized beds: Ten years of industrial experience. *Water Sci Tech*, 1997, **36**(6): 415–422.
- [7] Morgenroth E, Sherden T, Van Loosdrecht MCM, *et al.* Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Wat Res*, 1997, **31**(12): 3191–3194.
- [8] Tay JH, He YX, Yan YG. Anaerobic biogranulation using phenol as the sole carbon source. *Water Env Res*, 2000, **72**(2): 189–194.
- [9] Frankin RJ, Koevoets WAA, Van Gils WMA, *et al.* Application of the biobed upflow fluidized bed process for anaerobic waste water treatment. *Water Sci Tech*, 1992, **25**(7): 373–382.
- [10] Zoutberg GR, Frankin R. Anaerobic treatment of chemical and brewery waste water with a new type of anaerobic reactor the biobed EGSB reactor. *Water Sci Tech*, 1996, **34**(5/6): 375–381.
- [11] Pereboom JHF, Vereijken TLFM. Methanogenic granule development in mill scale internal circulation reactors. *Water Sci Tech*, 1994, **30**(8): 9–21.
- [12] Heijnen JJ, Van Loosdrecht MCM, Mulder, R, *et al.* Development and scale up of an aerobic biofilm airlift suspension reactor. *Water Sci Tech*, 1993, **27**(5/6): 253–261.
- [13] 郭建博, 周集体, 王栋, 等. 固定化蒽醌对偶氮染料生物降解促进作用研究. *环境科学*, 2006, **27**(10): 2071–2075.
- [14] 李焱, 陈羽, 齐秀兰. 高效苯酚降解菌细胞固定化方法与条件的研究. *微生物学杂志*, 2008, **28**(5): 61–64.
- [15] 王坤, 刘永军. 活细胞固定化技术在焦化废水处理中的应用试验. *环境科技*, 2009, **22**(4): 25–27.
- [16] 张志刚, 徐德强, 李光明. 固定化菌种降解 2,6-二叔丁基酚的研究. *环境科学与技术*, 2005, **28**(3): 1–3.
- [17] Wirtz RA, Rague RR. Enhancement of granulation and start up in the anaerobic sequencing batch reactor. *Water Env Res*, 1996, **68**(5): 883–892.
- [18] Uyanik S, Sallies PJ, Anderson GK. The effect of polymer addition on granulation in an anaerobic baffled reactor. *Part I: Process Performance Wat Res*, 2002(36): 933–9435.
- [19] 王林山, 吴允, 张勇. UASB 反应器中污泥颗粒化. *环境导报*, 1996(3): 12–14.
- [20] El Mamouni R, Leduc R, Guiot SR. Influence of synthetic and natural polymers on the anaerobic granulation process. *Water Sci Tech*, 1998, **38**(8/9): 341–347.
- [21] 岳秀萍, 李亚新. 筛选厌氧污泥颗粒化促进剂实验研究. *给水排水*, 2004, **30**(6): 49–51.
- [22] AL Momani F, Touraud E, Degorce Dumas JR, *et al.* Biodegradability enhancement of textile wastewater by VUV photolysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 2002, **153**(1): 191–197.
- [23] Harwood CS, Gibson J. Anaerobic and aerobic metabolism of diverse aromatic compounds by the Photosynthetic bacterium *Rhodospseudomonas palustris*. *Appl Environ*

- Microbiol*, 1988, **54**(3): 712-717.
- [24] Wright GE, Madigan MT. Photocatabolism of aromatic compound by the phototrophic purple bacterium *Rhodospseudomonas vannielii*. *Appl Environ Microbiol*, 1991, **57**(7): 2069-2073.
- [25] Blasco R, Castillo F. Light-dependent degradation of nitrophenols by the phototrophic Bacterium *Rhodobacter capsulatus* E1F1. *Appl Environ Microbiol*, 1992, **58**(2): 690-695.
- [26] Kamal VS, Wyndham RC. Anaerobic phototrophic metabolism of 3-chlorobenzoate by *Rhodospseudomonas palustris*. *Appl Environ Microbiol*, 1990, **56**(12): 3871-3873.
- [27] Montgomery L, Vogel TM. Dechlorination of 2,3,5,6-tetrachlorobiphenyl by a phototrophic enrichment culture. *FEMS Microbiol Lett*, 1992, **73**(3): 247-250.
- [28] Simonich SL, Hites RA. Global distribution of persistent organochlorine compounds. *Science*, 1995(269): 1851-1854.
- [29] 王玉芬, 张肇铭, 胡筱敏, 等. 光合细菌球形红细菌厌氧降解氯苯的实验研究. *中国环境科学*, 2007, **27**(1): 111-115.

## 编辑部公告

### 中国科学院微生物研究所期刊广告部简介

中国科学院微生物研究所期刊广告部于 2007 年 3 月正式成立, 已取得北京市工商行政管理局正式批准的广告经营许可证(京海工商广字第 8107 号)。广告部代理《生物工程学报》、《微生物学报》、《微生物学通报》、《菌物学报》四个期刊的广告经营业务, 此四种期刊均为中国自然科学核心期刊, 国内外公开发行, 主要报道微生物学和生物技术领域的最新研究成果和研究动态, 已被美国化学文摘(CA)、生物学文摘(BA)、医学索引(MEDLINE)、俄罗斯文摘杂志(AJ)及《中国学术期刊文摘》、《生物学文摘》等国内外著名数据库和检索期刊收录, 是促进国内外学术交流的重要科技期刊。

广告刊登内容主要包括大型生化仪器(如显微镜、离心机、色谱仪、无菌操作台、大、中、小型发酵罐)、设备耗材(如 PCR 仪、细胞生物反应器、微量移液器、离心管、杂交膜)及生化试剂(如各种酶、载体、试剂盒)等的产品宣传信息, 也可以发布生物技术人才招聘信息、会议消息、以及与生命科学有关的各类服务信息。广告部以严谨、诚信为原则, 愿与从事生物技术产品生产与销售的各类厂商和公司精诚合作, 共同发展。如有刊登广告的需要, 欢迎与我们电话或 E-mail 联系获取各刊版位及报价信息! 也可以登陆各刊网站, 了解更多详情。

**提示:** 从 2007 年起, 各公司与此四刊签订的广告费用请汇入以下新账号:

收款单位: 中国科学院微生物研究所

开户银行: 中国工商银行北京分行海淀西区支行

帐号: 0200004509089117425

中国科学院微生物研究所·期刊广告部

联系电话: 010-64807336; 010-64807521

联系人: 武文 王闵

电子信箱: gg@im.ac.cn

网 址: <http://journals.im.ac.cn>