

# 好氧颗粒污泥膜生物反应器中的污泥性质与膜污染研究

王成端, 黄国富

(西南科技大学环境与资源学院, 绵阳 621010)

**摘要** 好氧颗粒污泥膜生物反应器运行了 75 d, 其 COD、氨氮和总氮去除率分别为 91% ~ 95%、89.57% ~ 100% 和 48.25% ~ 90.84%。运行过程中颗粒污泥出现了一定程度的解体, 污泥沉降性能出现了恶化, 污泥比阻由起始的  $1.085 \times 10^{13}$  m/kg 上升到反应末期的  $2.712 \times 10^{13}$  m/kg; 胞外聚合物维持在 44.71 ~ 72.23 mg/g 之间。对膜组件污染特性进行研究, 发现膜表面滤饼层阻力和膜孔堵塞阻力分别为  $5.32 \times 10^{11}$  m<sup>-1</sup> 和  $2.34 \times 10^{11}$  m<sup>-1</sup>, 占到总阻力的 67.42% 和 29.66%。通过对膜污染物质进行红外光谱分析, 发现膜污染的主要物质为蛋白质和糖类物质。

**关键词** 好氧颗粒污泥; 膜生物反应器; 污泥性质; 膜污染; 污泥比阻; 红外光谱

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)03-0756-07

## Sludge Performances and Membrane Pollution in Aerobic Granular Sludge Membrane Bioreactor

WANG Cheng-duan, HUANG Guo-fu

(School of Environment and Resources, Southwest University of Science and Technology, Mianyang 621010, China)

**Abstract** The aerobic granular sludge membrane bioreactor worked for 75 days. In this operation, the removal efficiencies for COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and TN were 91% -95%, 89.57% -100% and 48.25% -90.84%, respectively. The granular sludge appeared disintegration to some extent and the sludge settlement performances deteriorated. Sludge specific resistance from initial resistance of  $1.085 \times 10^{13}$  m/kg rose to  $2.712 \times 10^{13}$  m/kg at the end; extracellular polymeric substances maintained between 44.71 and 72.23 mg/g. Then, pollution characteristics of the membrane module were studied. It was found that membrane surface cake layer resistance and membrane pore plugging resistance were  $5.32 \times 10^{11}$  m<sup>-1</sup> and  $2.34 \times 10^{11}$  m<sup>-1</sup>, accounted for the total resistance of 67.42% and 29.66%, respectively. Through the analysis of infrared spectrum for membrane fouling matters found that the main fouling matters were proteins and carbohydrate materials for membrane.

**Key words**: aerobic granular sludge; membrane bioreactor; sludge performances; membrane fouling; sludge specific resistance; infrared spectrum

膜生物反应器作为一种高效紧凑的污水处理技术,在污水处理与回用领域得到了广泛的研究与应用<sup>[1]</sup>,但在实际应用中存在着反硝化脱氮和除磷能力不足、膜污染严重等问题<sup>[2]</sup>。好氧颗粒污泥是通过微生物的自凝聚作用形成的颗粒状活性污泥,与一般活性污泥相比,不仅在污染物同步去除中具有优势,其各项污泥性状指标也均优于絮状污泥,这使得颗粒污泥混合液的性能优于一般活性污泥混合液,特别是多种微生物共聚的颗粒污泥有较大的粒径结构,具有良好的过滤性和可压缩性,可以大大地减缓膜污染<sup>[3-12]</sup>。因此本研究将实验室培养的好氧颗粒污泥与膜生物反应器结合起来,采用序批式运行方式,考察将两者结合后反应器整体的污水处理能力,同时利用好氧颗粒污泥减缓膜生物反应器中膜的污染,提高膜生物反应器的运行周期。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置和操作参数

好氧颗粒污泥膜生物反应器(AGMBR)装置的示意图如图 1。AGMBR 采用有机玻璃制成,沉降管内径 8 cm,高 100 cm,升流管壁厚 0.5 cm,内径 5 cm,高 70 cm,有效容积 3.88 L。PA-8 型聚丙烯微孔过滤管式膜组件浸没在反应器中下部,膜孔径为 0.5 μm,膜管长度为 400 mm,外径为 31 mm,内径为 15 mm,膜面积为 0.03 m<sup>2</sup>,工作压力 ≤ 0.25 MPa。AGMBR 系统采用序批式运行方式,由时间继电器控制进水、厌氧搅拌、曝气、曝气排水及静止等全过

收稿日期 2009-05-05; 修订日期 2009-08-12

基金项目 欧盟国际合作项目[ VN/Asia-Link/12(113128) ]

作者简介 王成端(1962 ~),男,博士,教授,主要研究方向为污水处理与污染控制, E-mail: wcd@swust.edu.cn

程. 其中进水 5 min, 厌氧搅拌 90 min, 曝气 120 min, 曝气排水 130 min, 静止 15 min, 周期总长 360 min. 图 1 中进水采用潜水泵进水, 厌氧采用电动搅拌机搅拌, 好氧采用微孔曝气器曝气. 出水采用恒流泵抽吸出水, 出水水量由恒流泵和转子流量计调节控制, 采用 8 min 抽/2 min 停的出水方式, 膜通量为  $35 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ , 气水比为 50:1. 一个周期内出水在出水箱中混合即为出水水样. 水力停留时间为 12 h, 周期末于反应器中部排泥, SRT 为 30 ~ 40 d.

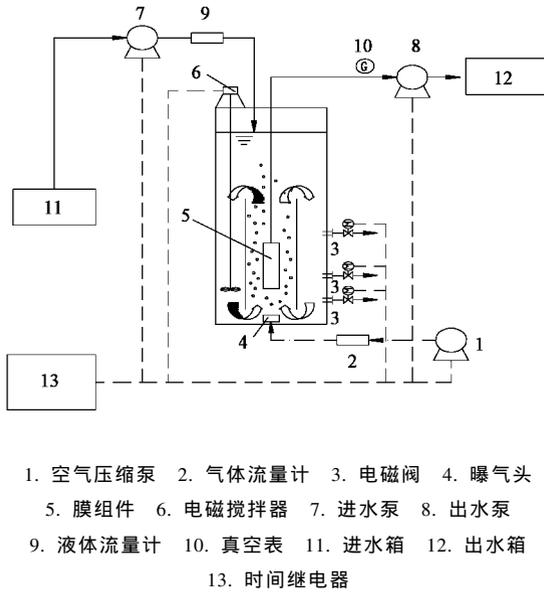


图 1 好氧颗粒污泥膜生物反应器系统

Fig.1 Schematic diagram of AGMBR installation

## 1.2 实验用水

试验用水采用人工配水, 水质成分如表 1 所示.

表 1 模拟生活污水组成/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 1 Composition of synthetic domestic wastewater/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

基质组分	质量浓度	基质组分	质量浓度
葡萄糖	500	$\text{CaCl}_2$	110
乙酸钠	500	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	25
$\text{NH}_4\text{Cl}$	280	EDTA	20
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	40	$\text{NaHCO}_3$	280

## 1.3 接种污泥

将实验室培养成熟的好氧颗粒污泥接种到膜生物反应器中, 接种好氧颗粒污泥呈现黄色和深黄色, MLSS 为  $7\,200 \text{ mg}/\text{L}$ , MLVSS/MLSS 为 0.90, 颗粒污泥粒径主要分布在  $0.45 \sim 2.0 \text{ mm}$  之间, SVI 为  $17.92 \text{ mL}/\text{g}$ , 平均沉降速率为  $45.62 \text{ m}/\text{h}$ .

## 1.4 分析项目及方法

COD、氨氮、总氮、MLSS、SVI 等常规测定见国家标准分析方法<sup>[13]</sup>. 污泥比阻采用文献[14]的方法

测量, EPS 提取方法以及总糖、蛋白质测定方法采用王芳<sup>[15]</sup>所述的方法测定, 颗粒污泥粒径采用 Laguna 等<sup>[16]</sup>所述的湿筛分法测量, 膜污染物的表面结构采用 Leica Cambridge LTD S440 扫描电子显微镜观察; 沉降速率采用重力法测量<sup>[17]</sup>; DO 用 HANNA 公司的 HI96400 DO 仪测量.

## 2 结果与分析

### 2.1 对污染物的去除效果

#### 2.1.1 对有机物的去除效果

从图 2 中可以看出, 在系统的启动阶段, 上清液和膜出水中 COD 值较高, 分别达到  $398.75 \text{ mg}/\text{L}$  和  $175.78 \text{ mg}/\text{L}$ , 微生物和系统的去除率为 55.6% 和 79.7%, 此时膜的去除率相对较高, 最高可达到 31.9%. 其原因是成熟的好氧颗粒污泥投入 MBR 后, 环境发生了变化, 需要一定的时间适应这种变化. 经过 2 周多的运行, 反应器中好氧颗粒污泥逐步适应了新环境, 性能逐步得到恢复, 微生物和系统的 COD 去除率增加, 20 d 后微生物和系统的 COD 去除率稳定在 70% ~ 80% 和 91% ~ 95% 之间. 系统运行稳定后, 微生物的降解作用较为活跃, 总 COD 去除率主要来自微生物的降解作用, 膜的截留作用对 COD 去除率仅占总去除率的 15%. 总体上, 膜的截留为生物反应器的稳定运行提供了有力保障, 尤其是反应器的启动阶段, 关键时期能够强化系统对 COD 的去除率, 保证出水质量.

#### 2.1.2 对 N 的去除效果

由图 2 还可知, AGMBR 具有很好的硝化能力. 启动初期进水氨氮浓度为  $52.36 \sim 62.56 \text{ mg}/\text{L}$  时, 膜出水氨氮浓度就维持在  $10.25 \sim 15.89 \text{ mg}/\text{L}$  之间. 经过 5d 左右的适应后, 系统中氨氮的去除率可达到 95% 以上. 进水总氮在  $55.25 \sim 87.32 \text{ mg}/\text{L}$  时, 膜出水总氮的去除率在 48.25% ~ 90.84% 之间. 在反应的中后期, 系统总氮的去除率有了一定程度地下降, 这是由于反应中后期系统中颗粒污泥的粒径减少, 絮状污泥的量增多, 致使 AGMBR 的反硝化能力下降造成的. 从图 2 可知, 膜的高效分离作用也是系统高效稳定运行的重要因素之一, AGMBR 中膜出水的氨氮和总氮处理效果均优于反应器中上清液的效果, 这说明膜组件的过滤作用对氨氮和总氮去除效果的提高起到促进作用. 通常情况下, 氨氮和总氮的去除大部分是微生物作用的结果. 尤其是氨氮的去除, 95% 以上是微生物完成的, 总氮的去除率也在 90% 以上.

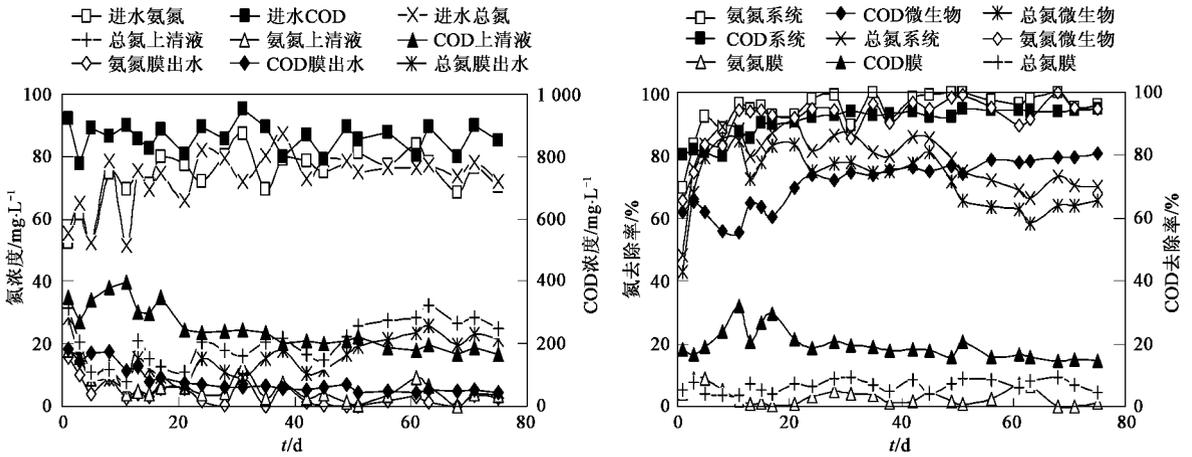


图2 AGMBR 中污染物的去除效果

Fig.2 Removal of pollutions in AGMBR

### 2.2 AGMBR 中污泥性状特征研究

#### 2.2.1 AGMBR 中颗粒污泥粒径分布的变化

好氧颗粒污泥接入 AGMBR 时,62% 的好氧颗粒污泥分布在 0.45 ~ 2.0 mm 之间.颗粒污泥粒度的维持对 AGMBR 中膜污染控制具有重要意义,本研究考察了 AGMBR 中好氧颗粒污泥粒度分布的变化,结果如图 3 所示.

从图 3 中可以看出,接种污泥中粒径在 1.0 ~ 2.0 mm 和 > 2.0 mm 颗粒污泥的浓度分别为 998.9 mg/L 和 364.2 mg/L,分别占到接种污泥总量的 25.1% 和 9.2%,系统运行 18d 后,浓度分别减少到了 723.9 mg/L 和 212.9 mg/L,分别只占到污泥总量的 17.1% 和 4.9%,说明此时系统内的颗粒污泥出

现了一定程度地解体.系统内絮状污泥的变化尤为明显,启动时粒径 < 0.18 mm 的絮状污泥浓度为 433.8 mg/L,仅占接种污泥总量的 10.9%,反应末期,絮状污泥浓度增长为 2422 mg/L,占到了污泥总量的 34.5%.粒径在 0.18 ~ 0.45 mm 和 0.45 ~ 1.0 mm 的颗粒污泥在 AGMBR 运行过程中比较稳定.反应末期 0.18 ~ 0.45 mm 的颗粒污泥由启动时的 716.4 mg/L 增加到 1614.7 mg/L,占到污泥总量的 23%;0.45 ~ 1.0 mm 的颗粒污泥由启动时的 1466.6 mg/L 增长到 1930.6 mg/L,相应的质量分数由 36.9% 减少到 27.5%.反应后期系统中污泥粒径的减小,造成了颗粒污泥脱氮能力的下降.

#### 2.2.2 AGMBR 中颗粒污泥沉降性能的变化

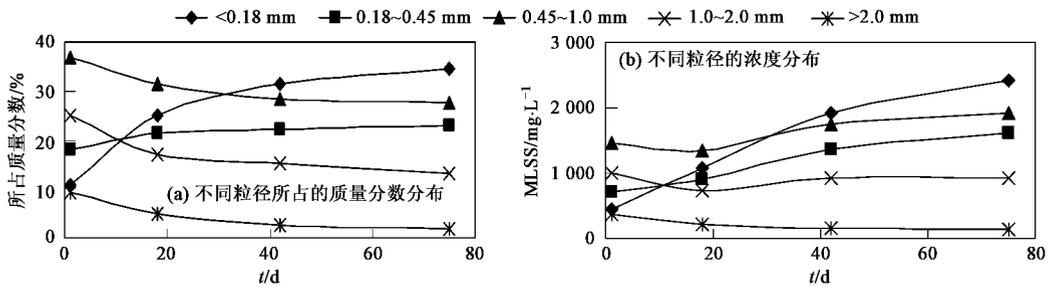


图3 AGMBR 中好氧颗粒污泥的粒径分布

Fig.3 Size distribution of aerobic granule sludge in SBAR and SBR

污泥沉降性能是污泥自身性状的综合表现,SVI 是表征污泥沉降性能的一个重要指标<sup>[18]</sup>.AGMBR 中好氧颗粒污泥的 SVI 随反应器运行时间的变化如图 4 所示.可以看出,接种好氧颗粒污泥的沉降性能良好,其 SVI 值为 17.92 mL/g,随后好氧颗粒污泥性状出现恶化,第 12 d 时,SVI 达到 85.45 mL/g.此

后,SVI 值略有降低,但变化幅度不大,基本稳定在 75.0 mL/g 左右. AGMBR 系统中好氧颗粒污泥的沉降性能比普通好氧颗粒污泥差.

为进一步了解 AGMBR 运行过程中好氧颗粒污泥沉降性能的变化,分别在第 1、20、40 和 70 d 测定了 AGSBR 中 0.45 ~ 1.0 mm 和 1.0 ~ 2.0 mm 范

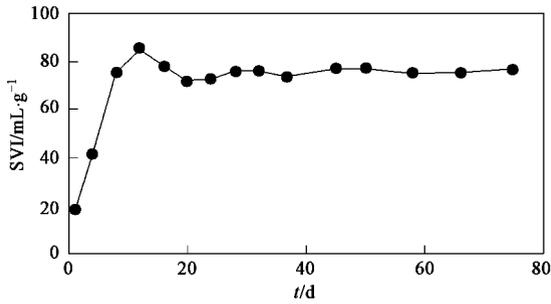


图4 AGMBR 中好氧颗粒污泥 SVI 的变化

Fig.4 Variation of aerobic granular sludge's SVI in AGMBR

围内的好氧颗粒污泥在清水中的沉降速度,结果如表 2 所示。

表 2 颗粒污泥在清水中的平均静沉速度/ $m \cdot h^{-1}$ Table 2 Mean settlement velocity of granular sludge in static water/ $m \cdot h^{-1}$ 

粒径/mm	运行时间/d			
	1	20	40	70
0.45 ~ 1.0	27.45	20.32	18.95	16.38
1.0 ~ 2.0	42.5	36.92	34.83	33.60

从表 2 可以看出,AGMBR 中好氧颗粒污泥在静水中的沉降速度随着反应器运行时间的延长而呈降低趋势。第 1 d 时,0.45 ~ 1.0 mm 和 1.0 ~ 2.0 mm 粒径范围的好氧颗粒污泥静水沉速分别为 27.45 m/h 和 42.5 m/h,20 d 时降至 20.32 m/h 和 36.92 m/h,70 d 时,0.45 ~ 1.0 mm 和 1.0 ~ 2.0 mm 粒度范围的好氧颗粒污泥静水沉速已经降至 16.38 m/h 和 33.60 m/h。说明 AGMBR 中好氧颗粒污泥的沉降速率随反应器运行时间的延长而降低。

### 2.2.3 AGMBR 中颗粒污泥 EPS 的变化

胞外聚合物(extracellular polymer substances, EPS)是指在一定环境条件下,污泥中的细菌或其他微生物在其代谢过程中合成并分泌出来的、包围在微生物细胞壁外的多聚化合物,包括荚膜、黏液层及其它表面物质<sup>[19]</sup>。诸多研究表明,EPS 在混合液中膜上积累的增加能够引起混合液黏度的增加和膜的过滤阻力的增加<sup>[14]</sup>。本研究分别考察了 AGMBR 中蛋白质和糖类物质的变化情况,并用糖类物质和蛋白质的总和来表示 EPS,考察 EPS 的变化。图 5 为反应器运行过程中污泥 EPS 及蛋白质和糖类物质的变化情况。

由图 5 可以看出,反应器运行初期,EPS 总量在反应器运行前期无明显变化,其值在 44.71 ~ 58.87 mg/g 内。45 d 后 EPS 总量开始上升至 72.23 mg/g 左右。EPS 中蛋白质变化与 EPS 总量变化过程相

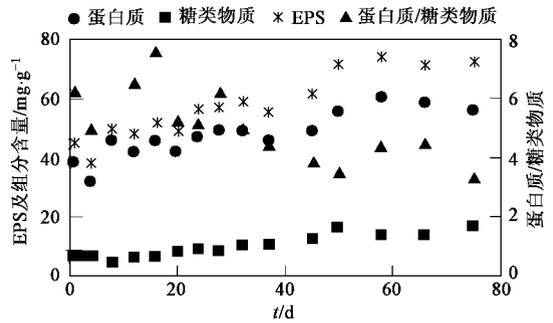


图5 AGMBR 中污泥 EPS 变化

Fig.5 Variation of sludge EPS in AGMBR

似,且含量高,蛋白质在 31.48 ~ 60.32 mg/g 之间。糖类物质的含量低且缓慢增长,稳定在 6.15 ~ 16.55 mg/g 之间。从图 5 还可以看出,EPS 中蛋白质/糖类物质比值的变化趋势呈现整体下降,其比值在反应器运行 30 d 前为 5 以上,由于反应后期糖类物质的增长,至反应末期其值下降到 3.5 左右。

### 2.2.4 AGMBR 中污泥比阻的变化

污泥比阻是表示污泥过滤特性的综合性指标,它的物理意义是单位质量的污泥在一定压力下过滤时在单位过滤面积上的阻力。污泥比阻愈大,过滤性能愈差<sup>[6]</sup>。表 3 列出了运行期间 AGMBR 中污泥比阻的变化情况。起始时颗粒污泥的比阻为  $1.085 \times 10^{13}$  m/kg,其过滤性能非常好,随着反应器的运行,污泥混合液的比阻值在 35 d 时上升到  $2.439 \times 10^{13}$  m/kg,在 67 d 左右时反应器中污泥混合液的比阻值在  $2.712 \times 10^{13}$  m/kg。可以看出,随着反应器的运行,AGMBR 中污泥混合液的比阻值逐渐增加,其过滤性能变差。这主要是由于膜高效分离作用使反应器处于相对封闭状态,污泥絮体在气流和水流的剪切力作用下被剪切得更加细碎,其污泥的过滤性能也就越差。

表 3 AGMBR 中污泥比阻的变化

Table 3 Changes of sludge specific resistance in AGMBR

运行时间/d	1	35	67
污泥比阻 $\times 10^{13}/m \cdot kg^{-1}$	1.085	2.439	2.712

### 2.3 AGMBR 中膜组件运行状况

AGMBR 膜出水采用恒流泵和流量计控制,并且采用 8 min 出水/2 min 停水的间歇方式运行。膜两侧压差由 U 型水柱压力计和真空表对照读出。反应器运行过程中的跨膜阻力 TMP 以及膜通量变化如图 6 所示。

AGMBR 在运行过程中没有进行任何水力清洗

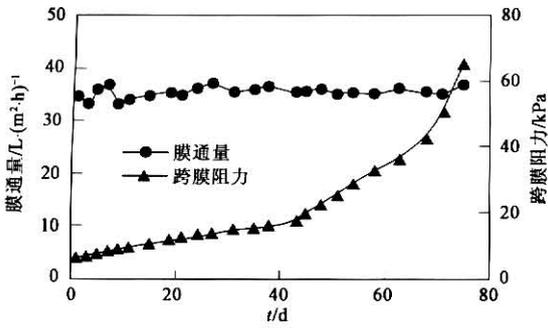


图6 AGMBR中膜通量和压差变化

Fig. 6 Variation of membrane flux and TMP in AGMBR

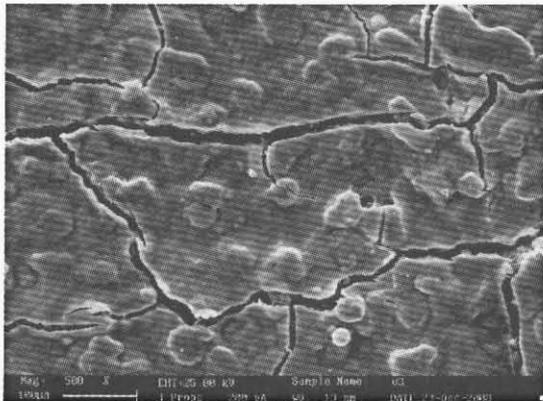
或化学清洗.膜通量在运行过程中维持通过恒流泵和流量计控制在  $35 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  左右.从图6可以看出,跨膜阻力随着反应器的运行缓慢增加,前38 d TMP维持在  $6.1 \sim 15.8 \text{ kPa}$ ,43 d后TMP上升速度加快,从  $17.8 \text{ kPa}$  增长到75 d时的  $65.3 \text{ kPa}$ .TMP的上升是膜组件污染过程逐渐加重造成的.开始时

AGMBR中主要以好氧颗粒污泥为主,絮体非常少,好氧颗粒污泥较难在膜表面形成堆积,所以TMP在反应初期下降得比较缓慢,而随着颗粒污泥与膜组件的不断碰撞、摩擦,导致部分好氧颗粒污泥出现了解体的现象,形成了一部分絮体和细小颗粒,致使膜孔径堵塞,并附着在膜表面最终形成了一定程度的滤饼层.在AGMBR中,好氧颗粒很少沉积在膜表面,胶体颗粒和溶解性有机物成为膜污染的主要贡献者,它们堵塞膜孔,在膜表面形成密实的滤饼层,导致了TMP的上升.

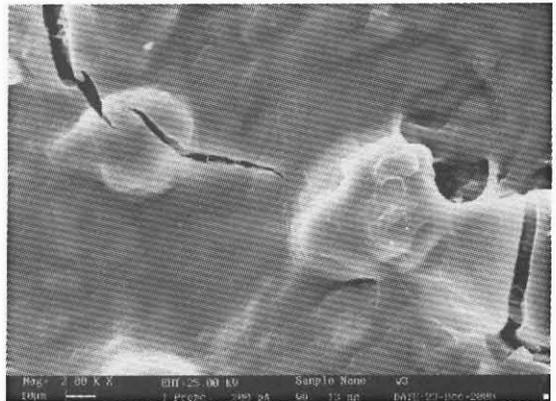
## 2.4 AGMBR中膜组件污染特性研究

### 2.4.1 污染膜观察

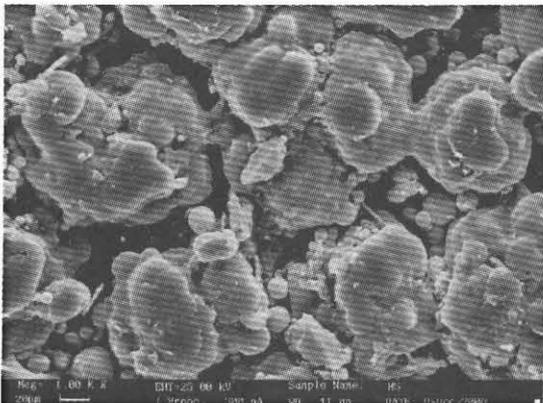
在AGMBR运行结束时,将膜组件从反应器中取出,观察其表观形貌,发现膜管膜表面沉积有大量深褐色黏稠状污泥和黏性物质,有少量好氧颗粒污泥黏附在膜表面.对污染的膜管和未污染的膜管进行扫描电镜观察如图7所示.



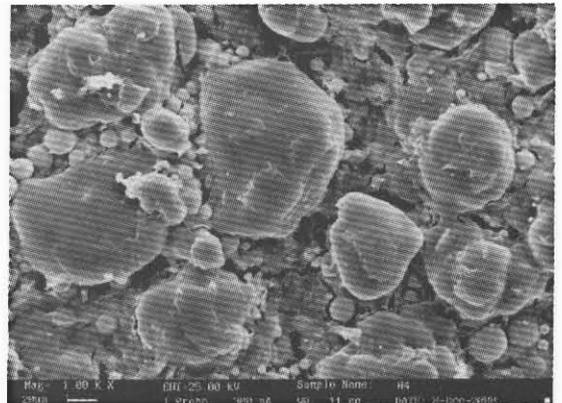
(a) 污染膜表面(放大500倍)



(b) 污染膜表面(放大2000倍)



(c) 未污染的膜表面



(d) 污染后经清洗的膜表面

图7 污染膜扫描电镜照片

Fig. 7 Fouling membrane in AGMBR under scan electron microscope

图7(a)和7(b)是污染膜管表面的扫描电镜图,可以看到膜组件中膜管表面上覆盖着大量污泥,

即形成滤饼层的污泥,污泥颜色为深褐色,明显深于反应器中悬浮污泥颜色,几乎观察不到好氧颗粒污

泥沉积在膜表面,其中滤饼层严重影响了膜的过滤性能,是 AGMBR 中膜组件阻力变大的一个主要原因。图 7(c)是未污染的新膜管表面的扫描电镜图,图 7(d)为污染膜管经水力清洗去掉滤饼层后膜管表面的扫描电镜图。比较图 7(c)和图 7(d)可以看出,未污染的新膜孔径较大,膜阻力很小;污染的膜由于胶体颗粒和溶解性有机物得以进入膜孔内部,致使膜孔堵塞,膜孔径变小,膜阻力变大,因此膜孔堵塞也是 AGMBR 中膜组件阻力变大的一个重要原因,这同周军<sup>[20]</sup>的研究是相同的。

#### 2.4.2 膜阻力分析

膜污染后膜的渗透通量严重下降,过膜压力增大,截留效率下降。对于膜生物反应器,膜污染包括膜孔的堵塞和膜面沉积层的形成。实验中采用 Darcy 定律进行阻力的分析<sup>[14]</sup>。AGMBR 连续运行 75 d 并没有进行任何水力清洗,在第 76 d 将膜组件取出进行清洗,并对膜组件污染特性进行研究,其中造成膜污染各部分阻力分布如表 4 所示。膜总过滤阻力为  $7.89 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ ,其中膜的固有阻力很小,为  $2.3 \times 10^{10} \text{ m}^{-1}$ ,仅占总阻力的 2.92%;膜表面滤饼层阻力和膜孔堵塞阻力分别为  $5.32 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$  和  $2.34 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ ,各占总阻力的 67.42% 和 29.66%。由此可见膜污染的总阻力主要是由滤饼层造成的,膜的固有阻力仅占很少的比例。

表 4 膜过滤阻力分布

Table 4 Distribution of different membrane filtration resistance

阻力类型	阻力值 $\times 10^{11}$ / $\text{m}^{-1}$	占总阻力百分数 /%
$R_m$ 膜的固有阻力	0.23	2.92
$R_p$ 膜孔堵塞阻力	2.34	29.66
$R_c$ 膜表面滤饼层阻力	5.32	67.42
$R_t$ 膜总过滤阻力	7.89	100

#### 2.4.3 膜污染物质分析

为了进一步了解膜组件表面污染物质的成分,用 Nicolet-5700 型红外吸收光谱仪对膜表面的物质进行了红外扫描分析。从图 8 可以看出,  $1647.6 \text{ cm}^{-1}$ 、 $1536.5 \text{ cm}^{-1}$  和  $1403.8 \text{ cm}^{-1}$  位置上存在的吸收峰符合酰胺类物质的红外谱线特征,这就说明了膜污染物质中存在着蛋白质<sup>[21]</sup>。在膜污染物质的红外谱图中于  $1057.0 \text{ cm}^{-1}$  处存在一吸收峰,此处存在 C—O 或 Si—O 官能团,说明膜污染物质中有糖类物质或硅酸盐物质。糖类物质中含有大量的 O—H 官能团,硅酸盐物质不含 O—H 官能团,膜污染物质谱图上在  $3412.0 \text{ cm}^{-1}$  的位置存在着吸收峰,说明存在着 O—H 官能团,膜污染物质中存在着

糖类物质<sup>[22,23]</sup>。因此,可以初步确定膜污染的主要物质为蛋白质和糖类物质,胞外聚合物是导致好氧颗粒污泥膜污染的重要物质。

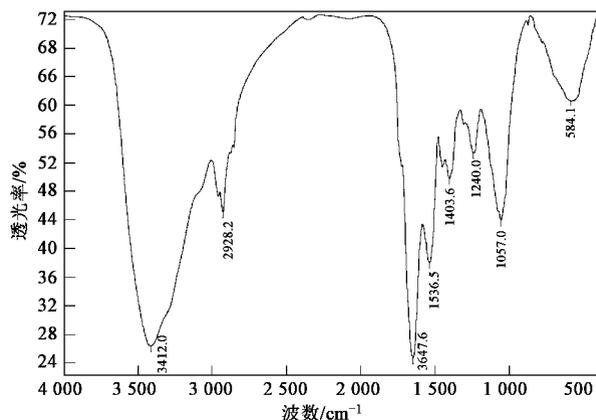


图 8 AGMBR 中膜污染物质红外谱图

Fig. 8 Infrared spectra of membrane pollutant in AGMBR

### 3 结论

(1) AGMBR 中膜出水 COD 浓度稳定在  $43.33 \sim 69.32 \text{ mg/L}$ ,系统氨氮去除率为  $89.57\% \sim 100\%$ ,系统总氮去除率为  $48.25\% \sim 90.84\%$ 。膜组件的过滤作用对 COD、氨氮和总氮去除效果的提高起到了促进作用。

(2) AGMBR 运行初期,颗粒污泥出现了一定程度的解体,絮状污泥增长较快。运行中后期污泥主要以粒径  $< 1.0 \text{ mm}$  的污泥为主。接种颗粒污泥的 SVI 为  $17.92 \text{ mL/g}$ ,污泥的沉降性能随反应器运行时间的延长而降低。运行初期,EPS 为  $44.71 \sim 58.87 \text{ mg/g}$  45 d 后上升到  $72.23 \text{ mg/g}$  左右,蛋白质含量在  $31.48 \sim 60.32 \text{ mg/g}$  之间,糖类物质比蛋白质含量低,稳定在  $6.15 \sim 16.55 \text{ mg/g}$  之间。

(3) AGMBR 在运行过程中膜通量维持在  $35 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$  左右,跨膜阻力由初始的  $6.1 \text{ kPa}$  缓慢上升到 38 d 的  $15.8 \text{ kPa}$ ,此后上升速度加快,75 d 时上升至  $65.3 \text{ kPa}$ 。随着反应器的运行,污泥比阻增加,起始时污泥比阻为  $1.085 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ ,67 d 时污泥比阻上升到  $2.712 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ 。

(4) 运行末期,AGMBR 中膜总过滤阻力为  $7.89 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ ,滤饼层阻力和膜孔堵塞阻力为  $5.32 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$  和  $2.34 \times 10^{11} \text{ m}^{-1}$ ,占总阻力的 67.42% 和 29.66%,膜污染的总阻力主要由滤饼层造成。通过膜污染物质的红外光谱分析,还发现膜污染的主要物质为蛋白质和糖类物质。

## 参考文献：

- [ 1 ] 木村尚史. 膜分离技术与发展现状[ J ]. 用水与废水, 1999, 41( 4 ) :48-56.
- [ 2 ] 朱振中, 周艳, 李秀芳, 等. 好氧颗粒污泥膜生物反应器的运行特性[ J ]. 环境科学, 2006, 27( 1 ) :57-62.
- [ 3 ] 杨洋, 左剑恶, 孙寓姣, 等. 好氧亚硝化颗粒污泥特性的研究[ J ]. 环境科学, 2007, 28( 12 ) :2710-2715.
- [ 4 ] 王景峰, 王暄, 季民, 等. 好氧颗粒污泥膜生物反应器污泥性状研究[ J ]. 环境科学, 2007, 28( 5 ) :1033-1038.
- [ 5 ] 王耀东, 李志华, 王晓昌. 盐胁迫条件下好氧颗粒污泥生长模式研究[ J ]. 环境科学, 2008, 29( 10 ) :2804-2808.
- [ 6 ] Hong S P, Bae T H, Tak T M, *et al.* Fouling control in activated sludge submerged hollow fiber membrane bioreactors [ J ]. Desalination, 2002, 143( 3 ) :219-228.
- [ 7 ] Liu R, Huang X, Sun Y F, *et al.* Hydrodynamic effect on sludge accumulation over membrane surfaces in a submerged membrane bioreactor [ J ]. Process Biochem, 2003, 39( 2 ) :157-163.
- [ 8 ] Shimizu Y, Okuno YI, Uryu K *et al.* Filtration characteristics of hollow fiber microfiltration membranes used in membrane bioreactor for domestic wastewater treatment [ J ]. Water Res, 1996, 30( 10 ) :2385-2392.
- [ 9 ] Tay J H, Ivanov V, Pan S, *et al.* Specific layer in aerobically grown microbial granules [ J ]. Lett Appl Micro, 2004, 34( 29 ) :254-257.
- [ 10 ] Li X, Gao F, Hua Z, *et al.* Treatment of synthetic wastewater by a novel MBR with granular sludge developed for controlling membrane fouling [ J ]. Separ Purif Technol, 2005, 12( 46 ) :19-25.
- [ 11 ] 张楠, 周琪. 膜生物反应器中好氧颗粒污泥的形成及其性质[ J ]. 重庆建筑大学学报, 2005, 27( 6 ) :71-75.
- [ 12 ] 王芳, 赵玉清, 孙红杰, 等. 好氧颗粒污泥用于膜污染的控制[ J ]. 环境污染与防治, 2006, 25( 9 ) :65-73.
- [ 13 ] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[ M ]. ( 第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 268-359.
- [ 14 ] 王景峰. 好氧颗粒脱氮除磷及颗粒污泥膜生物反应器研究[ D ]. 天津: 天津大学, 2006. 46-47.
- [ 15 ] 王芳. SBAR 中好氧颗粒污泥的培养及其特性研究[ D ]. 大连: 大连理工大学, 2004. 32-33.
- [ 16 ] Laguna A, Ouattara A, Gonzalez R O, *et al.* A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge [ J ]. Water Sci Technol, 1999, 40( 8 ) :1-8.
- [ 17 ] 竺建荣, 刘纯新. 好氧颗粒活性污泥的培养及理化特性研究[ J ]. 环境科学, 1999, 20( 2 ) :38-41.
- [ 18 ] Nagaoka H, Ueda S, Miya A. Influence of bacterial extracellular polymers on the membrane separation activated sludge process [ J ]. Water Sci Technol, 1996, 34( 9 ) :165-172.
- [ 19 ] 周群英, 王士芬. 环境工程微生物学[ M ]. 北京: 高等教育出版社, 2008. 86-105.
- [ 20 ] 周军. 两种类型反应器中好氧颗粒污泥性能研究[ D ]. 大连: 大连理工大学, 2007.
- [ 21 ] Tay J H, Ivanov V, Pan S. Specific layer in aerobically grown microbial granules [ J ]. Lett Appl Micro, 2004, 34( 25 ) :254-257.
- [ 22 ] Cho J, Amy G, Pellegrino J, *et al.* Characterization of clean and natural organic matter ( NOM ) fouled NF and UF membranes, and foulants characterization [ J ]. Desalination, 1998, 118( 13 ) :101-108.
- [ 23 ] Howe K J, Ishida K P, Clark M M. Use of ATR/FTIR spectrometry to study fouling of microfiltration membranes by natural waters [ J ]. Desalination, 2002, 147( 13 ) :251-255.