

# 厌氧陶粒附着膜膨胀床启动及运行实验研究

郭素红<sup>1)</sup> 倪文<sup>1)</sup> 王凯军<sup>2)</sup> 邹安华<sup>1)</sup>

1) 北京科技大学土木与环境工程学院, 北京 100083 2) 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037

**摘要** 采用载体吸附法的固定化方式培养了高活性的厌氧生物膜颗粒, 并研究了反应器的启动运行、工艺特性及污泥特性等规律, 探索用生物膜颗粒取代厌氧颗粒污泥的可行性, 以缓解国内颗粒污泥供应不足的问题. 实验装置采用厌氧附着膜膨胀床, 投加人工配水, 裸载体为陶粒(湿视密度  $1310 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ , 平均粒径  $0.32 \text{ mm}$ ). 实验分初次启动、二次启动及稳定运行两个阶段进行, 反应器仅需 24 d 就可完成启动, COD 容积负荷最高达到  $18 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , 相应的 COD 去除率在 70%~80% 之间.

**关键词** 陶粒; 厌氧附着膜膨胀床; 启动运行; 工艺特性; 污泥特性

**分类号** X703.1

高质量的颗粒污泥是现代所有高效厌氧生物反应器高效稳定运行的决定性因素. 颗粒污泥不仅具有很高的生物活性, 同时具有良好的沉降性能. 但是颗粒污泥的培养与获得需要较长的时间(一般为 3 个月)<sup>[1]</sup>, 也需要一定的技术水平, 目前国内还缺少足够的高活性颗粒污泥, 许多新建厌氧反应器难以快速启动. 因而必须研发一种由分散污泥接种, 在短时间内形成颗粒污泥的高效厌氧反应器.

Pol<sup>[2]</sup> 在研究污泥的颗粒化现象时发现, 在分散污泥中添加无烟煤等惰性载体有利于加速污泥颗粒化进程. 在好氧生物流化床反应器中, 投加细小的颗粒状载体, 微生物可以附着在其表面, 最终形成颗粒生物膜, 使反应器内能够迅速积累高浓度的生物量. 参照好氧流化床, Jewell 开发了厌氧附着膜膨胀床(AAFEB)反应器<sup>[3]</sup>, Jeris 开发了厌氧流化床(AFB)<sup>[4]</sup>反应器, 二者在实验室处理多种高浓度有机废水均获得了成功.

陶粒及改性陶粒是近年来在好氧工艺及厌氧滤床中常用的新型水处理填料<sup>[5-8]</sup>. 本研究针对国内难以找到足够高质量接种颗粒污泥的现实, 借鉴 AAFEB 的成功经验, 将价格低廉、生物亲和性好、容易获得的陶粒作为载体引入厌氧附着膜膨胀床反应器, 对其初次启动、二次启动及稳定运行进行系统的实验研究.

## 1 实验

收稿日期: 2006-04-20 修回日期: 2006-06-22

基金项目: 国家“863”高新技术研究发展资助项目(No. 2002AA601190)

作者简介: 郭素红(1973—), 女, 博士研究生; 倪文(1961—), 男, 教授, 博士生导师

### 1.1 实验装置

实验装置及反应器结构形式如图 1(a), (b) 所示, 反应器由有机玻璃制成, 规格  $\phi 60 \text{ mm} \times 2005 \text{ mm}$ , 底部为平面, 布水方式采用中央给水, 切线回流的形式, 反应区有效容积  $4.41 \text{ L}$ , 总容积  $8 \text{ L}$ .

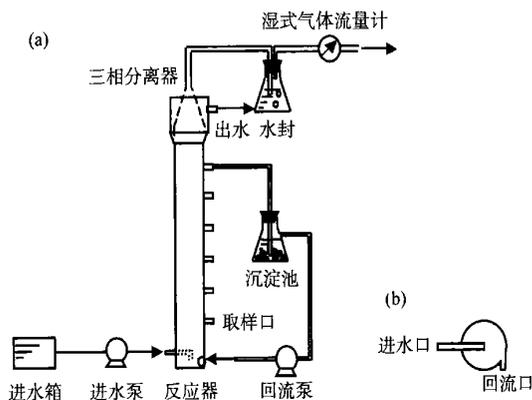


图 1 实验反应器流程图(a)和底部结构(b)

Fig.1 Flow chart of an experiment reactor (a) and its bottom sketch (b)

### 1.2 实验条件

(1) 载体性质. 陶粒外观为黑色角状, 表面多孔洞; 载体粒径为 60~80 目( $0.18 \sim 0.45 \text{ mm}$ ), 堆积密度  $709 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ , 湿视密度  $1310 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ .

(2) 接种污泥性质. 接种污泥均取自山东滨州淀粉厂生产性 UASB 反应器. 接种污泥在接种前已在室温下放置 14 个月左右, 经破碎、筛分后制成分散污泥接种. 各阶段反应器内接种污泥性质分别如表 1 所示.

表 1 不同阶段接种污泥性质

Table 1 Characteristics of inoculation sludge in different stages

阶段	形态	粒度/mm	VSS 质量浓度/(g·L <sup>-1</sup> )	接种量/L	反应器内 VSS 质量浓度/(g·L <sup>-1</sup> )
I	分散	< 0.098	38.00	1.7	8.08
II	分散	< 0.098	22.24	2.0	8.08

(3) 基质. 基质为实验室自配水, 分别以葡萄糖、脲素、磷酸二氢钾及少许微量元素为营养源, 按 COD: N: P = 200: 5: 1 配制. 同时还加入适量 NaHCO<sub>3</sub> 以调节反应区内 pH 值.

(4) 温度及 pH 值. 实验为中温厌氧实验, 所有实验装置均置于一个 30 ± 2 °C 的恒温室内, 反应器内 pH 值控制在 6.5~7.2 之间.

### 1.3 分析方法

COD 采用重铬酸钾标准测定法<sup>[4]</sup>, 总悬浮固体 TSS 和挥发性悬浮固体 VSS 采用称重法<sup>[4]</sup>, pH 采用 PHS-2 型酸度计和精密 pH 试纸进行测量, 厌氧污泥活性采用史氏发酵管测定<sup>[5]</sup>, 载体及污泥生物相用扫描电镜拍照.

## 2 实验结果和分析

实验分两个阶段启动并考察载体的挂膜情况.

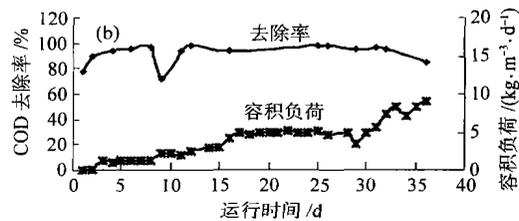
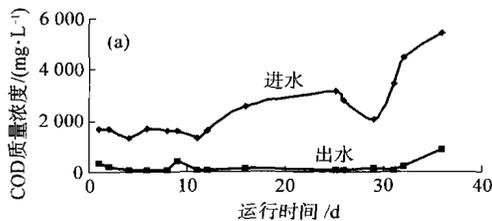


图 2 反应器初次启动运行结果. (a) COD 质量浓度; (b) 容积负荷及 COD 去除率

Fig 2 Results of reactor operation during the first start-up: (a) COD concentration; (b) volumetric loading rate and COD removal efficiency

积负荷 5.2 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>, 去除率 97.7%, 反应器内充满大量的生物膜颗粒, 粒径均匀, 略微增大, 床层膨胀率稳定, 界面清晰. 控制回流比在 26.5 左右, 第 35 天时容积负荷达 9 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>, COD 去除率为 84.2%, 反应器内生物膜颗粒完全形成, 成功实现反应器的启动.

### 2.2 第 II 阶段——二次启动及运行实验

第 I 阶段启动实验完成后, 反应器停止运行 40 d 开始进行二次启动实验. 向第 I 阶段已停运的反应器内加入适量的分散污泥和陶粒, 以容积负荷 3.6 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>, 进水 COD 质量浓度 2 500 mg·L<sup>-1</sup>, 回流比 26, 上升流速 4.3 m·h<sup>-1</sup> 及水力停留时间 18 h 启动. 实验工艺运行曲线如图 3 所示.

实验运行至第 10 天, COD 去除率达 88.2%, 之后持续增至 92%, 并稳定在 95% 左右, 第 20 天时

第 I 阶段运行 36 d, 为初次启动实验; 在第 I 阶段实验完成后, 反应器停运 40 d, 开始进行第 II 阶段的二次启动实验(运行 87 d), 同时开展中高负荷下陶粒反应器的稳定运行及工艺特性、污泥特性研究.

### 2.1 第 I 阶段——初次启动

将接种污泥与陶粒同时加入反应器, 用 COD 质量浓度为 2 000 mg·L<sup>-1</sup> 的配水间歇循环 3 d (不计入连续运行时间), 每天更换一半配水, 以维持基质浓度. 随后以 COD 质量浓度为 2 000 mg·L<sup>-1</sup> 的配水进水, 无回流, 上升流速 0.08 m·h<sup>-1</sup>, 水力停留时间 34 h, COD 容积负荷 1~1.5 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>. 实验工艺运行曲线如图 2 所示.

实验第 3 天, COD 去除率达 88.8%; 逐步增加流量, 至第 11 天, COD 容积负荷接近 3 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>, COD 去除率为 97.6%, 反应器内出现少量细小的颗粒污泥. 第 24 天水力停留时间缩至 14.5 h, 容

在反应器内出现粒径在 1 mm 左右的颗粒污泥, 启动完成. 之后, 缓慢提升容积负荷, 最高达 18 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>, 这期间 COD 去除率变化趋势为: 15 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> 以下, 稳态波动(86%~97%); 15~18 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> 时, 缓慢下降; 18 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> 以上, 急剧下降, 并伴随污泥大量解体、流失等现象. 可见, 在过高容积负荷的长时间冲击下, 污泥流失较多, 当污泥保有量不足以降解所负担的有机物时, 反应器的去除效率会急速下降. 在高负荷条件下, 陶粒生物膜颗粒对水力负荷及 COD 容积负荷的耐冲击能力相对薄弱, 分析认为, 陶粒为多角不规则形状, 以陶粒为核心的生物膜颗粒, 在高负荷状态下, 由于承受着较大的水力剪切及气体扰动, 颗粒在各个角度的受力不均, 极易造成生物膜的脱落及颗粒的解体, 致使污泥过量流失, 反应器运行效果恶化.

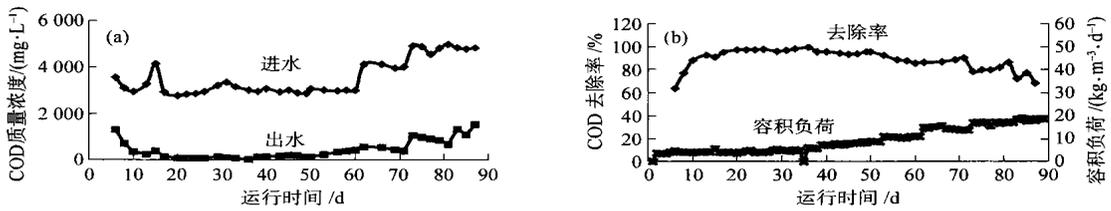


图 3 反应器二次启动工艺运行结果。(a) COD 质量浓度;(b) 容积负荷及 COD 去除率

Fig. 3 Results of reactor operation during the second start-up: (a) COD concentration; (b) volumetric loading rate and COD removal efficiency

### 2.3 陶粒生物膜反应器工艺特性

(1) 水力负荷对反应器运行的影响. 在生物膜颗粒反应器的启动和运行过程中, 水力负荷起着重要作用. 从运行结果可知, 当水力负荷达  $0.18 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$  时, 才形成颗粒污泥. 在启动期间, 由于选择压及传质的作用, 要求适当的水力负荷才能促成分散污泥的颗粒化, 但过高的水力负荷又会导致轻质的分散污泥流失过多, 使反应器无法启动. 在稳定运行期, 适当的水力负荷起淘洗选择作用, 颗粒污泥将变得更加密实, 可承受更高的水力负荷冲击. 高水力负荷条件下培养的颗粒污泥有更强的耐冲击能力, 同时由于水力负荷冲击造成解体的颗粒污泥在适宜的条件下易于恢复.

(2) 容积负荷对水处理效果的影响. 如图 3(b) 所示, COD 去除效果与 COD 容积负荷变化存在着严密的相关性, 陶粒反应器运行的第 II 阶段的 COD 去除率均随着容积负荷的变化经历同样的变化规律. 在启动成功后, 随着容积负荷的升高, COD 去除率顺次经历稳定运行期、缓慢下降期、急速下降期三个阶段后, 系统最终会走向崩溃. 在一定的 COD 容积负荷范围内, 若反应器内污泥足以保障基质代谢的进行, 改变负荷并不影响其处理效果; 进一步提高负荷, 基质代谢效果随之降低, 但系统运行仍然稳定. 若 COD 容积负荷超过反应器的处理能力, 系统运行稳定性将遭破坏, 基质去除率急剧下降.

### 2.4 陶粒生物膜反应器污泥特性

#### 2.4.1 反应器运行过程中污泥量变化

第 II 阶段反应器内污泥质量浓度随时间的变化情况如图 4 所示. 反应器内污泥质量浓度呈先下降后上升的趋势: 启动初期, 反应器内主要是沉降性能较差的分散污泥, 污泥流失速率大于其增长速率, 故污泥质量浓度随时间降低; 第 20 天, 随着颗粒污泥在反应器底部形成, 沉降性能有很大提高, 可承受更高的水力负荷, 加之随后进入提负荷阶段, 充足的营养物质使污泥增长速率提高, 污泥生长速率大于流失速率, 因而反应器内污泥质量浓度呈正增长态势.

第 62 天, 负荷  $15 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , 高负荷冲击致使污泥颗粒部分解体, 粒径相对变小, 出水悬浮物显著增多, 反应器内污泥质量浓度有所下降.

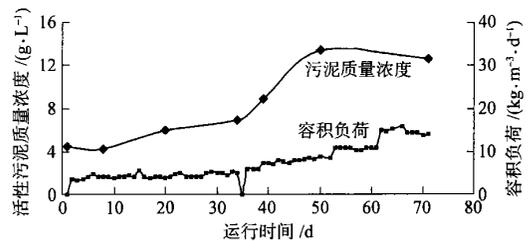


图 4 第 II 阶段实验污泥质量浓度和容积负荷随运行时间变化曲线

Fig. 4 Curves of the mass concentration and volumetric loading rate of sludge to time during the second stage

#### 2.4.2 陶粒生物膜颗粒活性变化

第 II 阶段实验污泥活性变化如图 5 所示, 接种污泥活性、第 20 天 (容积负荷  $4.0 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )、第 39 天 (容积负荷  $7.5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )、第 71 天 (容积负荷  $14 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ) 反应器内污泥活性 (以单位时间内每克 VSS 去除的 COD 量计) 平均值依次为 0.82, 1.37, 2.13 和  $2.24 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$ . 可见, 1~20 d 期间, 污泥活性随着容积负荷的提高而增大, 比接种污泥增加 67%; 20~39 d 期间, 污泥活性再次提高 55%; 39~71 d 期间, 负荷提高 87%, 污泥活性只增长 5%.

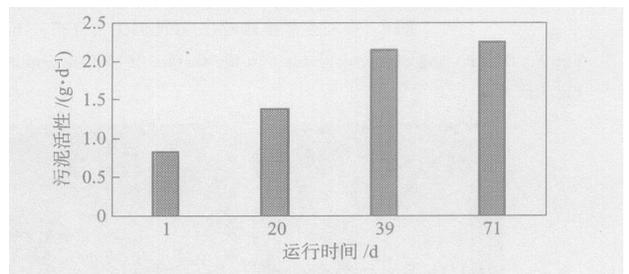


图 5 陶粒生物膜颗粒污泥活性变化

Fig. 5 Activity of granular sludge with time

厌氧颗粒污泥接种后, 在基质改变的工艺运行前期, 其主要代谢菌群的数量及比例都发生较大变化. 而高负荷稳定运行时, 随着负荷的变化其主要

代谢菌群的数量及比例均较为恒定. 本实验中, 接种的分散污泥, 除了在适应新基质过程中菌群种类进行重新分布及调整外, 在各种物理化学力作用下向载体表面附着的过程中, 还实现了优势菌种的选择及快速增长, 这一过程即为反应器的启动期. 当污泥适应新基质并形成生物膜颗粒后, 重新建立的生态体系已适应新基质, 生物膜中优势菌数量增多, 活性明显增强. 此后, 微生物进入正常代谢、增长阶段, 此时基于厌氧微生物的增长速率和环境资源容量所限, 微生物的增长速率减慢, 相应的污泥活性增长也随之减慢.

### 2.4.3 陶粒生物膜颗粒微生物特性

在厌氧陶粒生物膜颗粒反应器的两个阶段的启动和稳定运行过程中, 均成功培养出以陶粒为载体

的生物膜颗粒污泥. 在此以第 II 阶段颗粒污泥为研究对象, 对生物膜颗粒的形成机理、微生物相特征进行研究分析.

(1) 生物膜的形成过程. 生物膜的形成过程见图 6. 陶粒表面具有大于  $0.5\mu\text{m}$  的形状不规则的孔洞, 其较高的机械强度、粗糙的表面及较大的比表面积, 为微生物的附着提供有利条件. 载体生物膜的形成首先是生物被吸附至陶粒载体表面 (如图 6(c)), 形成局部生物膜, 附着于载体表面的微生物利用基质生长繁殖, 并网捕存在于液相中的微生物絮体, 在局部首先形成新生生物膜, 生物膜不断发展, 并覆盖整个载体表面, 并最终形成生物膜颗粒 (如图 6(d)).

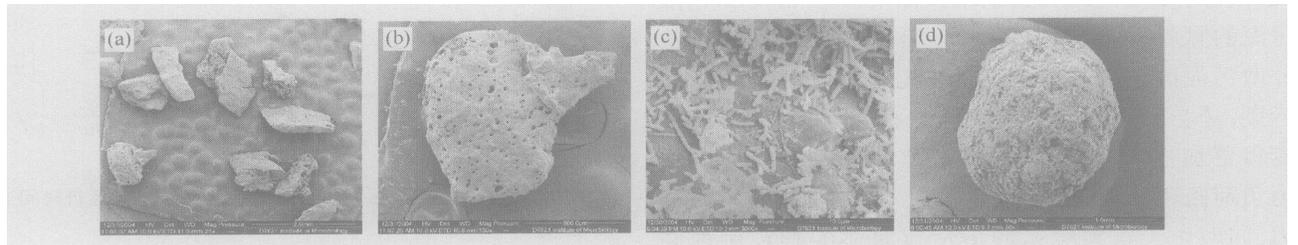


图 6 生物膜颗粒的形成过程. (a) 裸陶粒; (b) 陶粒表面微孔; (c) 初长膜的陶粒; (d) 成熟生物膜颗粒

Fig 6 Formation of biofilm granular sludge: (a) bare ceramisites; (b) micropores in the surface of ceramisites; (c) initial stages of biofilm formation; (d) mature biofilm granular sludge

(2) 生物膜中微生物相特性. 接种污泥为分散污泥, 存在着球菌、短杆菌、丝状菌、无机质等, 其中以短杆菌占优势. 随着载体表面生物膜形成, 其微

生物相组成、分布及优势菌种与接种污泥相比有较大改变. 其表面及剖面微生物组成和分布情况如图 7和图 8 所示.

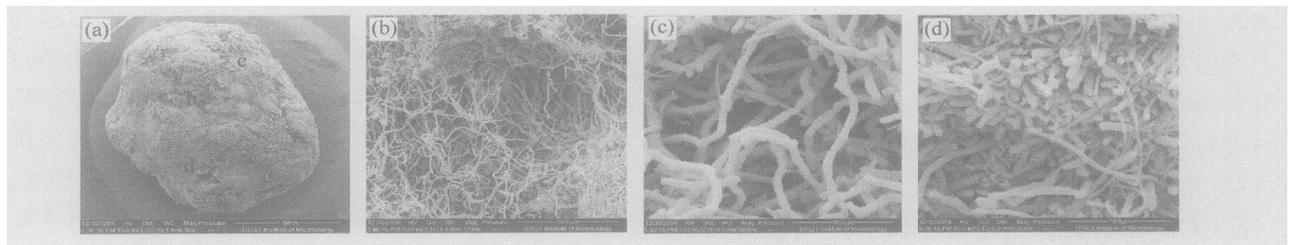


图 7 陶粒生物膜颗粒(a)表面微生物分布. (b), (c)和(d)分别是(a)中的 b, c 和 d 点的 SEM 照片

Fig 7 Distributing of microorganism in the surface of biofilm granular sludge (a): (b), (c) and (d) SEM micrographs at sites b, c, and d in Fig (a)

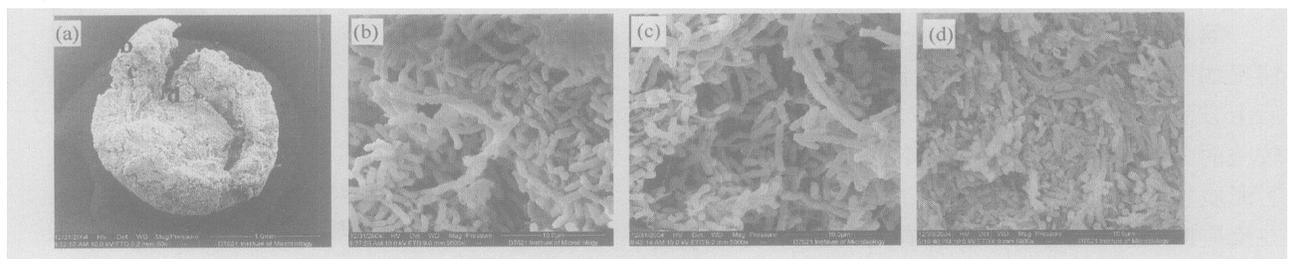


图 8 陶粒生物膜颗粒剖面微生物分布. (a) 横剖面; (b) 边缘; (c) 中部; (d) 中心

Fig. 8 Distributing of microorganism in the section of biofilm granular sludge: (a) section; (b) edge; (c) middle; (d) center

成熟的颗粒污泥多为球形或椭球形, 颗粒污泥表面存在细菌分区生长的现象, 细菌主要有球菌、短杆菌、丝状菌、链球菌等。

为研究颗粒污泥微生物相沿径向的分布特点, 对陶粒生物膜颗粒污泥剖面进行扫描电镜分析(如图 8 所示)。陶粒颗粒污泥剖面沿径向细菌分布无明显差异, 边缘与中间层的细菌均以短杆菌居多, 且细菌饱满程度相当, 说明生物膜活性沿径向无较大梯度。

### 3 结论

(1) 以陶粒为载体的厌氧附着膜膨胀床反应器在 11 d, 开始出现颗粒污泥, 20~ 30 d 形成大量的颗粒污泥, 24 d 即可完成启动, 与直接接种颗粒污泥的反应器的启动周期相当或略快。但首次启动不宜采用过高的水力负荷, 二次启动则可以采用相对高的启动负荷, 经 20 d 可完成启动。

(2) 在生物膜颗粒的形成过程中水力负荷及容积负荷是重要的影响因素, 其中水力负荷对污泥的颗粒化有着重要作用。出现颗粒化的最低流速在  $0.2 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$  左右。成熟的生物膜颗粒表面的微生物呈多样化分区生长现象。

(3) 以陶粒为载体培养的生物膜颗粒不宜承受

过高的 COD 容积负荷, 实验中所能达到的最高 COD 容积负荷为  $18 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 。

### 参 考 文 献

- [1] 许丹东, 肖红, 滕兰珍. 高效厌氧生物反应器快速启动的研究. 甘肃环境研究与监测, 1994, 7(1): 28
- [2] Pol H. The Phenomenon of granulation of anaerobic sludge [Dissertation]. Wageningen: Agricultural University, 1989
- [3] Jewell W J, Switzenbaum M S, Morris J W. Municipal wastewater treatment with the anaerobic attached microbial film expanded bed process. *Water Pollut Control Fed.* 1981, 53: 482
- [4] 方治华, 柯益华, 杨平, 等. 厌氧流化床反应器微生物固定化载体筛选的研究. 环境科学学报, 1995, 15(4): 399
- [5] 余莹, 黄江南, 林波, 等. 新型水处理填料——纳米改性陶粒的研制. 给水排水, 2004, 30(12): 95
- [6] 桑军强, 王占生. 低温条件下生物陶粒反应器运行特性研究. 环境科学, 2003, 24(2): 112
- [7] 曹丛荣, 贾立敏, 黄清华, 等. SBR 反应器生物膜生长特性. 城市环境与城市生态, 2005, 18(5): 15
- [8] 岳敏, 胡九成, 赵海霞. 国产轻质陶粒用于厌氧滤池的特性研究. 环境污染与防治, 2004, 26(1): 22
- [9] 国家环境保护局. 水与废水检测分析方法. 3 版. 北京: 中国环境科学出版社, 1997: 233
- [10] 吴唯民. 厌氧升流式污泥床(UASB)反应器内颗粒污泥的形成及其特性研究[学位论文]. 北京: 清华大学环境工程系, 1984

## Investigation on start-up and operation of an anaerobic attached microbial film expanded bed with ceramisites as biofilm carrier

GUO Suhong<sup>1)</sup>, NI Wen<sup>1)</sup>, WANG Kaijun<sup>2)</sup>, ZOU Anhua<sup>1)</sup>

1) Civil and Environmental Engineering School, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China;

2) Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037, China

**ABSTRACT** Anaerobic biofilm particles with high activity were developed by the immobilized method of carrier adsorption. The start-up and operation of the reactor, the processing characteristics and the sludge characteristics were investigated. The feasibility of granular sludge replaced by biofilm particles was discussed to resolve the shortage of granular sludge in China. The equipment was applied an anaerobic attached microbial film expanded bed, whose influent was artificial and whose bare carrier was ceramic media with a wet superficial density of  $1310 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  and an averaged meter of 0.32mm. The results showed that start-up of the reactor was successful only in 24d, the COD volumetric loading rate (OLR) was up to  $18 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  and the COD removal efficiency was 70%~ 80%.

**KEY WORDS** ceramisites; anaerobic attached microbial film expanded bed; start-up and operation; processing characteristics; sludge characteristics