

泳动床/好氧颗粒污泥新技术处理生活污水的特性研究

张岩, 王永胜, 白玉华, 陈晨, 吕鑑, 张杰

(北京工业大学建筑工程学院北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100022)

摘要: 基于生物膜法和活性污泥法的联合工艺技术, 开发了泳动床/好氧颗粒污泥污水处理新技术. 试验阶段, 泳动床/好氧颗粒污泥技术表现出高效处理生活污水和实现污泥减量的显著特性. 在水力停留时间 HRT 为 3.2 h, COD 负荷与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 负荷分别为 $2.03 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 和 $0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时, 分别获得 COD 90.9% 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 98.3% 的平均去除效果. 系统运行 16 d 开始出现好氧颗粒污泥, 颗粒呈球形、椭球形和棒形, 试验阶段混合液悬浮固体浓度 MLSS 最高达 $5\,640 \text{ mg/L}$, MLVSS/MLSS 平均高达 0.87. 此外, 镜检表明好氧颗粒污泥与生物膜均聚集大量的原生动物和后生动物, 形成较长和较稳定的食物链, 有利于污泥减量, 运行过程中污泥产率 ($\text{MLSS}/\text{COD}_{\text{removed}}$) 为 0.175 5, 仅为普通好氧工艺的 50% 左右.

关键词: 泳动床; 好氧颗粒污泥; 生物膜; 污水处理; 污泥产率

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)10-2249-06

Characteristics of Novel Wastewater Treatment Technology by Swimming Bed Combined with Aerobic Granular Sludge

ZHANG Yan, WANG Yong-sheng, BAI Yu-hua, CHEN Chen, LÜ Jian, ZHANG Jie

(Beijing Key Laboratory of Water Quality Science and Water Environmental Restoration Engineering, College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100022, China)

Abstract: Swimming bed combined with aerobic granular sludge as a novel technology for wastewater treatment was developed, which was on the basis of the biofilm process and activated sludge process, and results demonstrated notable performance of high-efficiency treatment capability and sludge reduction. Even when hydraulic retention time (HRT) was only at 3.2 h with average COD volumetric loading of $2.03 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ of $0.52 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, 90.9% of average COD removal rate and 98.3% of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal rate were achieved. Aerobic granular sludge appeared with spherical or rod shape after 16 days operation. Mixed liquor suspended solid (MLSS) concentrations in the reactor reached $5\,640 \text{ mg/L}$ at the highest during operation period, and the average ratio of mixed liquor volatile suspended solid (MLVSS) to MLSS reached 0.87. Furthermore, microscopic observation of biofilm and aerobic granules revealed much presence of protozoa and metazoa on the biofilm and suspended sludge, and this long food chain can contribute to the sludge reduction. Only 0.175 5 of sludge yields ($\text{MLSS}/\text{COD}_{\text{removed}}$) was obtained in the experiment, which was only about 50% of the conventional aerobic processes.

Key words: swimming bed; aerobic granules; biofilm; wastewater treatment; sludge yield

泳动床 (swimming bed) 技术是 20 世纪末在日本刚刚发展起来的污水生物处理新技术, 它利用亲水性的高性能丙烯酸树脂纤维 Biofringe 为半软性生物载体, 利用生物载体随水流产生的“泳动”效应, 提高了生物膜与污水的接触频率并优化了微生物菌群, 提高了污水处理的能力与稳定性. Rouse 等^[1]考察了泳动床对蛋白胨与金枪鱼肉配制的模拟工业废水的处理性能, 表明了泳动床处理污水的容积负荷高、生物浓度高与污泥产量低等优点. Cheng 等^[2]的研究进一步证实了泳动床技术具有污泥减量的效果. 成英俊^[3]利用泳动床反应器, 以实验室配制的低浓度生活污水与高浓度有机废水为处理对象, 进一步证明了好氧泳动床生物反应器具有高效处理和一定程度脱氮的能力.

好氧颗粒污泥是细胞自身固定化形成的球状颗粒, 可以认为是一种特殊生长方式的生物膜^[4]. 与普通的活性污泥絮体相比, 好氧颗粒污泥具有结构坚固致密、水力强度高、沉降性能好、微生物量高、抗冲击负荷能力强等突出优点^[5,6]. 1991 年 Mishima 等^[7]首次报道了在连续好氧升流式污泥床 (AUSB) 反应器中发现了 $2 \sim 8 \text{ mm}$ 的好氧颗粒污泥. 之后, 许多研究者在 SBR 反应器中培养出了好氧颗粒污泥^[8-12], 并进行了好氧颗粒污泥形成过程、形成条件、影响因素以及污泥特性等相关研究.

收稿日期: 2006-10-13; 修订日期: 2007-02-12

基金项目: 中日合作研究与开发项目 (202HB01917); 北京市教育委员会科技发展计划面上项目 (KM200710005024)

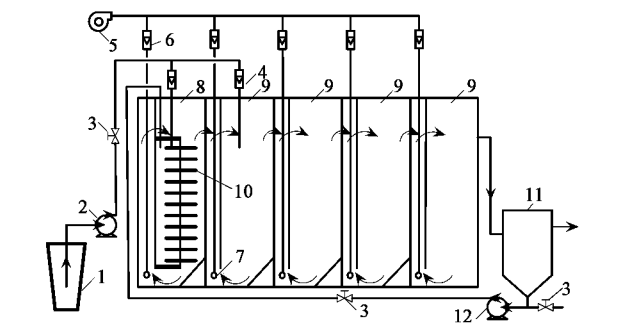
作者简介: 张岩 (1962~), 女, 博士, 副教授, 主要研究方向为污水生物处理, E-mail: yzhang@bjut.edu.cn

泳动床技术与好氧颗粒污泥技术成为目前研究的热点,并取得了较大的进展.但是针对连续流反应器在处理低浓度的生活污水条件下培养好氧颗粒污泥的研究较少,所以将泳动床技术与好氧颗粒污泥技术有机地结合起来,实现连续流好氧工艺中污泥的颗粒化、污泥减量化以及污水的高效处理,需要深入地研究.

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验装置如图 1 所示.



1. 进水槽; 2. 进水泵; 3. 阀门; 4. 玻璃转子液体流量计;
5. 空压机; 6. 玻璃转子气体流量计; 7. 曝气头;
8. 泳动床(生物膜反应池); 9. 好氧颗粒污泥反应池;
10. Biofringe 填料; 11. 沉淀池; 12. 污泥回流泵

图 1 泳动床/好氧颗粒污泥系统试验装置

Fig.1 Schematic diagram of swimming bed/aerobic granular sludge system

泳动床/好氧颗粒污泥反应器共分为 5 格,有效容积共为 55.6 L. 每格反应池内通过内置隔板将反应池分为上向流区和下向流区 2 部分,曝气头设置在上向流区的底部,通过单侧曝气使混合液高速循环.第 1 格为高性能新型生物载体 Biofringe 填充区,即泳动床;2~5 格为好氧颗粒污泥区,各格反应池串联连通,整个系统为连续流好氧系统.沉淀池有效容积为 60 L,污泥回流比为 100%.

1.2 生物载体及其泳动床/好氧颗粒污泥反应器的工作原理

试验所用的生物载体为 Biofringe, 主要技术参数如表 1 所示,它是由亲水性丙烯酸树脂纤维制成,与普通的软性填料相比,具有更高的孔隙率和比表面积.生物载体的基本构造及其在泳动床/好氧颗粒污泥反应器中的工作原理如图 2 所示.生物载体的纤维丝由 3 根在不同加热温度下制成的纤维缠绕而成,纤维丝由中心向外侧减少分布,使得粗糙的纤维

丝表面具有更好的粘附能力,生物膜的附着生长更好,不易出现大面积生物膜脱落与磨损的现象.生物载体上附着污泥形成内部厌氧(缺氧)外部好氧的环境,创造了多样化的生境.同时由于生物载体呈放射性状,在反应器的内循环水流与曝气作用下能产生“泳动”状态,增加与污水的接触频率,同时使生物膜能够均匀脱落,优化微生物种群,保持较高的活性;另一方面也延缓了生物膜的老化,避免厌氧层的过分增长,减轻生物膜的大面积脱落.从生物载体上脱落的生物膜还具有较高的活性,它还能作为好氧颗粒污泥形成的诱导核,在内循环的水力条件以及丝状菌缠绕等因素的共同作用下促进好氧颗粒污泥的形成、增大与成熟.

表 1 填料的技术参数

Table 1 Characteristics of the carrier

项目	规格	项目	规格
直径/mm	100	比表面积/ $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$	3 410
长度/mm	520	填料名称	Biofringe
密度/ $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$	0.8	填料厂家	NET 株式会社

1.3 原水水质及运行条件

试验用水为北京工业大学某生活小区化粪池上清液,原水水质与试验运行条件如表 2 所示.试验分 I~III 阶段运行,通过调节进水量来考察不同 HRT 条件下的运行状况.

表 2 各试验段的运行条件及进水水质情况

Table 2 Influent quality and operational characteristics in each test stage

参数	试验段		
	I	II	III
运行时间/d	55	20	35
HRT/h	10.3	6.6	3.2
COD/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	176~424	120~298	140~394
$\text{NH}_4^+ \text{-N}/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	55~88	34~75	53~85
$\text{DO}_{\text{mean}}/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	4.2	3.4	2.8

1.4 接种污泥及反应器启动

试验接种污泥取自北京市高碑店污水处理厂某脱氮除磷小试试验二沉池的回流污泥.接种污泥 MLSS 为 3 000 mg/L , SV_{30} 为 72%,呈深灰色.泳动床/好氧颗粒污泥工艺反应池接种污泥初始 MLSS 浓度为 750 mg/L .

接种污泥后,反应器的启动采取“补充原污水→闷曝 18 h→静沉 4 h→快速排出上清液→补充原水”的方式,重复 3 个循环,进行连续进水,系统正式启动.

1.5 分析方法

COD 采用重铬酸钾回流法测定^[13], $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 采用

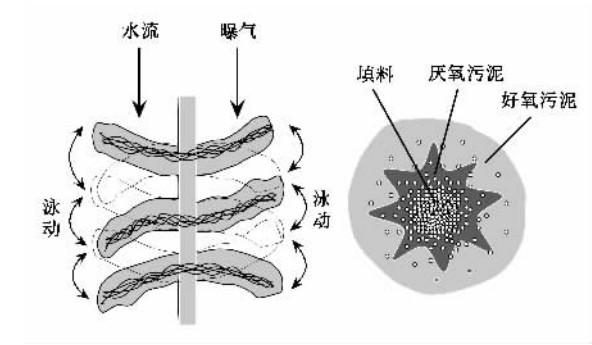


图 2 生物载体构造及泳动床工作原理

Fig.2 Configuration for biomass carrier and the principle of swimming bed reactor

麝香草酚光度法测定^[14]. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂光度法分析, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 N -(1-萘基)-乙二胺光度法分析, 混合液悬浮固体浓度 MLSS、挥发性混合液悬浮固体浓度 MLVSS 及进出水悬浮固体浓度 SS 均采用国家标准分析方法^[15]. DO 采用溶氧仪 (inolab level 3 with level 3 terminal; WTW, Germany) 测定. 生物膜及颗粒污泥的形态特征通过奥林巴斯光学显微镜 (BX41; OLYMPUS, Japan) 观察.

2 结果与讨论

2.1 对 COD 的去除效果

试验分 3 个阶段进行, 对 COD 的去除效果如图 3 所示. HRT 为 10.3 h 时, 进水 COD 浓度为 176 ~ 424 mg/L, 平均 276.0 mg/L, 出水 COD 浓度为 19.8 ~ 210.1 mg/L, 平均 64.0 mg/L, COD 平均去除率为 76.1%. 随着系统的稳定, 其处理能力不断提高, 当 HRT 为 6.6 h 时, 进水 COD 浓度为 120 ~ 298 mg/L, 平均 242.2 mg/L, 出水 COD 浓度为 2.0 ~ 88.8 mg/L, 平均 24.6 mg/L, COD 平均去除率为 89.5%. 当 HRT 为 3.2 h 时, 进水 COD 浓度为 140 ~ 394 mg/L, 平均 242.5 mg/L, 出水 COD 浓度为 0 ~ 52.0 mg/L, 平均 20.8 mg/L, COD 平均去除率为 90.9%, 达到了污水综合排放一级标准. 在 0.2 ~ 0.6 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 污泥负荷范围、平均负荷 0.47 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$ 的条件下 (如图 4 所示), 泳动床/好氧颗粒污泥系统处理生活污水取得了较好的 COD 去除效果, 一方面是由于反应池污泥浓度较高, 另一方面则由于泳动床的“泳动”效果和颗粒污泥的内循环保持了污泥的高活性.

试验发现, 泳动床/好氧颗粒污泥反应器的有机污染负荷与净化负荷之间呈现良好的线性关系 (如图 5), 净化负荷随着有机污染负荷的提高而提高, 表明泳动床/好氧颗粒污泥反应器仍有污染物负荷

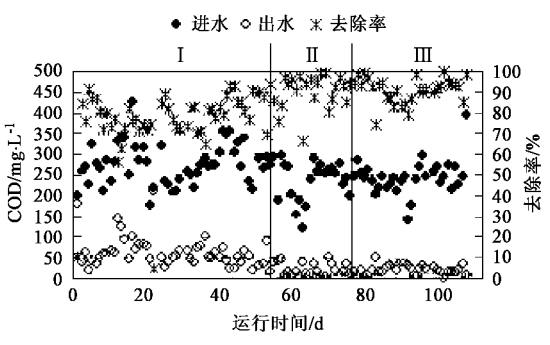


图 3 不同工况下 COD 的去除情况

Fig.3 COD removal under different conditions

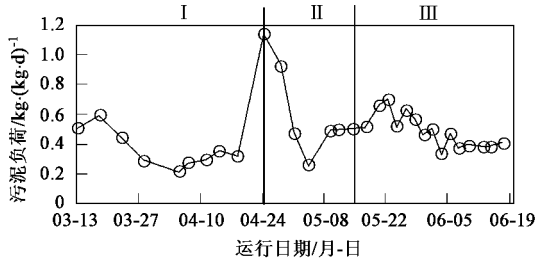


图 4 污泥负荷经时变化

Fig.4 Changes in sludge loading rates

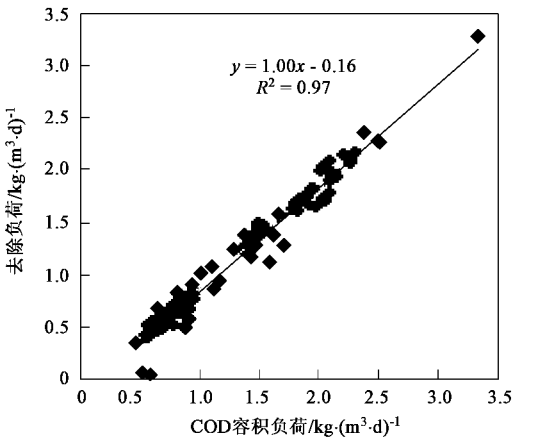


图 5 有机污染负荷与净化负荷之间的关系

Fig.5 Relationship between organic pollution loading rate and removal loading rate

承载的余地.

2.2 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果

试验表明, 泳动床/好氧颗粒污泥系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 有很强的去除能力, 如图 6 所示. 第 I 阶段, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 0 ~ 69.5 mg/L, 平均 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 出水浓度和去除率分别为 17.2 mg/L 和 74.8%. 第 II 阶段, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 0 ~ 18.1 mg/L, 平均 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 出水浓度和去除率分别为 3.2 mg/L 和 94.9%. 第 III 阶段,

出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度为 $0 \sim 11.7 \text{ mg/L}$, 平均 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 出水浓度和去除率分别为 1.2 mg/L 和 98.3% .

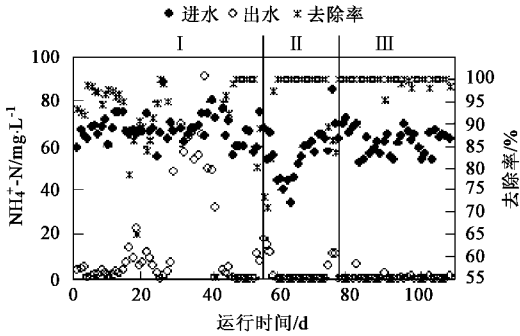


图 6 不同工况下 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除情况

Fig.6 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ removal under different conditions

氮的存在形态如图 7 所示, 试验运行整个阶段保持低浓度的出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, 基本上转化为 $\text{NO}_3^- \text{-N}$, 系统表现出很强的硝化能力和硝化率. 一方面由于生物膜与好氧颗粒污泥的存在, 实现了固体停留时间与水力停留时间的分离, 为增殖速率慢、世代时间长的硝化菌提供了良好的生长环境; 另一方面, 在试验期间, $\text{COD}/\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 值为 $2.3 \sim 6.5$, 较低的 COD 浓度在反应池内很快就被异养菌的生物代谢所利用, 而较高的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 值能为硝化菌提供源源不断的氮源, 依靠填料和颗粒污泥作为载体, 自养硝化菌迅速增殖, 促进硝化反应的进行.

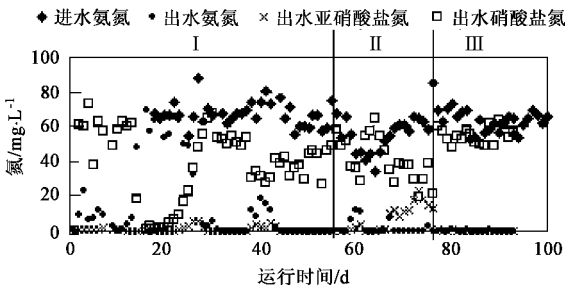


图 7 氮的存在形式

Fig.7 Varying in nitrogen transform

2.3 污泥特性

泳动床/好氧颗粒污泥系统运行 16 d 开始出现球形、椭球形和棒状的好氧颗粒污泥, 肉眼可见, 如图 8 所示.

污泥特性如图 9 所示, 试验阶段污泥浓度逐渐上升, MLSS 最高达到 $5\,640 \text{ mg/L}$ (不包括生物膜量), 约为普通活性污泥法的 2 倍.

挥发性混合液悬浮固体浓度与混合液悬浮固体



图 8 好氧颗粒污泥照片(第 46d)

Fig.8 Photo of aerobic granules(at 46 days)

浓度的比值 f 为 $0.82 \sim 0.90$, 平均高达 0.87 , 高于普通活性污泥法处理生活污水的 0.75 值, 表明污泥的有机物含量高, 间接体现污泥的高活性.

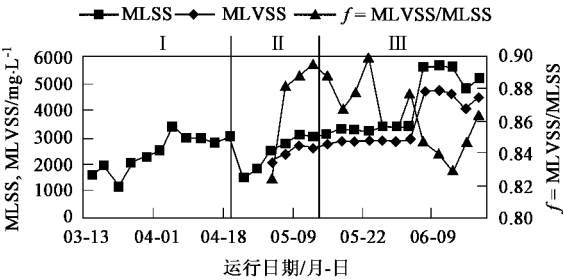


图 9 MLSS 、 MLVSS 和 MLVSS/MLSS 随时间变化情况

Fig.9 Changes in MLSS , MLVSS and MLVSS/MLSS

微生物观察表明, 泳动床/好氧颗粒污泥系统具有丰富的微生物种群, 形成较稳定的、较长食物链的生态系统. 原生动物、后生动物随着系统的稳定大量出现, 在挂膜和颗粒污泥培养初期, 主要出现的是变形虫等; 之后钟虫、累枝虫等纤毛虫类开始出现, 污泥浓度逐渐稳定在较小范围内波动; 当生物膜稳定以及颗粒污泥开始出现, 处理效果继续升高, 出水较清澈, 污泥中出现了吸管虫、轮虫、线虫、瓢体虫等, 形成稳定的生态系, 如图 10 所示, 污泥周围聚集大量的累枝虫、轮虫等.

2.4 污泥产率

污泥产率通过以下公式计算^[16].

$$Y = \frac{SS_{\text{end}} - SS_{\text{start}}}{\text{COD}_{\text{removed}}} \quad (1)$$

$$SS_{\text{end}} = SS_A + SS_S + SS_{S'} + SS_E \quad (2)$$

SS_{start} 为接种污泥的总量, SS_{end} 为试验阶段结束时的污泥总量, 包括生物膜量 SS_A 、曝气池中悬浮固体总量 SS_S 、沉淀池中固体总量 $SS_{S'}$ 以及每天排放出

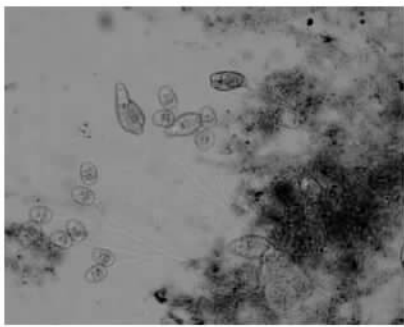


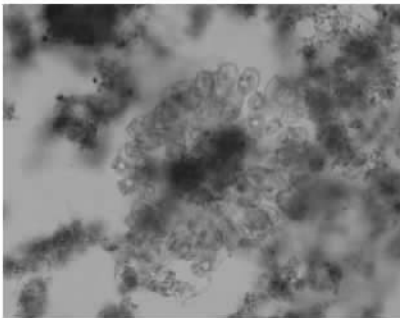
图 10 污泥的显微镜观察(第 74 d, ×100)
Fig. 10 Microscopic observation on sludge
(at 74 days, ×100)

的悬浮固体总量 SS_E . $COD_{removed}$ 代表试验阶段 COD 的去除总量.

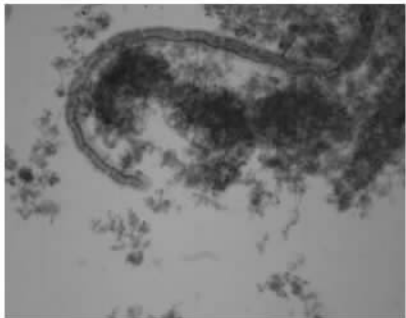
试验阶段污泥产率($MLSS/COD_{removed}$)为 0.175 5, 与普通好氧生物工艺处理生活污水相比,污泥产率降低了 50% 左右.这主要是由于系统中形成了从“细菌-原生动物-后生动物”的较长食物链,尤其是后生动物的大量存在使得污泥碎片得以捕食,一方面可以净化水质,另一方面可以实现污泥减量,与 Lee 等^[17]的研究一致.如图 11 显微镜观察的微生物形态,生物膜以及好氧颗粒污泥存在着丰富的微生物,尤其是原生动物(以钟虫和累枝虫为主)和后生动物(以轮虫、红斑瓢体虫和寡毛虫为主)在促进污泥颗粒化、捕食污泥实现污泥减量发挥着重要作用,如图 11(c)所示寡毛虫正在摄食污泥.试验观察表明,轮虫是污泥碎片的捕食者,其大量存在将使出水清澈洁净,而且保存并促进了污泥颗粒的形成.



(a) 生物膜 (第67d, ×100)



(b) 好氧颗粒污泥 (第98d, ×100)



(c) 寡毛虫摄食污泥 (第103d, ×40)

图 11 生物膜与好氧颗粒污泥的形态
Fig. 11 Morphology of aerobic granules and biofilm

3 结论

(1) 泳动床/好氧颗粒污泥系统启动快,仅 6 d 就启动成功,借助泳动床的生物膜泳动效果和反应器特殊结构创造的水力循环条件能够培养出好氧颗粒污泥,系统运行 16 d 就出现好氧颗粒污泥,颗粒污泥肉眼可见,外观呈球形、椭圆形和棒形,粒径为 1 ~ 3 mm.

(2) 泳动床/好氧颗粒污泥系统具有很强的污染物去除能力,在水力停留时间 HRT 为 3.2 h, COD 负荷与 NH_4^+ -N 负荷分别为 $2.03\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 和 $0.52\text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,分别获得 90.9% 和 98.3% 的平均去除率,以及平均 20.8 mg/L COD 和 1.2 mg/L NH_4^+ -N 的良好出水效果.

(3) 反应池污泥具有很高的活性,混合液悬浮固体浓度 MLSS 最高达 5 640 mg/L, MLVSS/MLSS 平均高达 0.87,远高于普通活性污泥法处理生活污水

的 0.75 值.

(4) 显微镜观察表明生物膜和好氧颗粒污泥均生长着大量的原生动物和后生动物,形成较长的食物链,有利于污泥减量,运行过程中污泥产率($MLSS/COD_{removed}$)为 0.175 5,仅为普通好氧工艺的 50% 左右.

致谢:感谢日本 NET 株式会社提供的研究经费资助以及熊本大学 Furukawa 教授提供的文献资料.

参考文献:

[1] Rouse J D, Yazaki D, Cheng Y J, *et al.* Swim-bed technology as an innovative attached-growth process for high-rate wastewater treatment[J]. Japanese Journal of Water Treatment Biology, 2004, 40(3): 115 ~ 124.

[2] Cheng Y J, Yazaki D, Koyama T, *et al.* Reducing sludge production by using swim-bed technology as an innovative attached-growth process[A]. In: 土木学会西部支部研究発表会[C]. Japan, 2005. 967 ~ 968.

[3] 成英俊. 摇动床生物膜反应器处理废水的实验研究[D]. 大

连:大连理工大学,2005.

[4] Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor[J]. *Water Research*, 2002, **36**:702 ~ 712.

[5] Belinda Sue, McSwain B S P H. Molecular investigation of aerobic granular sludge formation[D]. Notre Dame, IN, USA, University of Notre Dame, 2005.

[6] Liu Yu, Tay Joo-Hwa. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment[J]. *Biotechnology Advances*, 2004, **22**: 533 ~ 563.

[7] Mishima K, Nakamura M. Self-immobilization of aerobic activated sludge-a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment[J]. *Water Science & Technology*, 1991, **23**:981 ~ 990.

[8] Morgenroth E, Sherden T, van Loosdrecht M C M, *et al.* Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor[J]. *Water Research*, 1997, **31**:3191 ~ 3194.

[9] Peng D C, Bernet N, Delgenes J P, *et al.* Aerobic granular sludge-a case report[J]. *Water Research*, 1999, **33**(3):890 ~ 893.

[10] Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor[J]. *Water Research*, 1999, **33**:2283 ~ 2290.

[11] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge[J]. *Water Research*, 2002, **36**:1653 ~ 1665.

[12] 卢然超, 张晓建, 张悦, 等. SBR 工艺污泥颗粒化对生物脱氮除磷特性的研究[J]. *环境科学学报*, 2001, **21**(5):577 ~ 581.

[13] APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [M]. (15th Ed). Washington, DC. USA: Am Publ Hlth Assoc, 1985.

[14] 陈宛华, 吴贤芬, 陈月嫦. 麝香草酚和二磺酸酚分光光度法测定 NO_3^- -N 的比较[J]. *净水技术*, 2003, **22**(1):42 ~ 43.

[15] 国家环境保护局. 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.

[16] Ghyyot W, Verstraete W. Reduced sludge production in a two-stage membrane-assisted bioreactor[J]. *Water Research*, 1999, **34**(1): 205 ~ 215.

[17] Lee N M, Welander T. Reducing sludge production in aerobic wastewater treatment through manipulation of ecosystem[J]. *Water Research*, 1996, **30**(8):1781 ~ 1790.