

UAFB-缺氧-好氧 MBR 组合工艺处理生活污水效能研究

高大文, 安瑞, 付源, 任南琪

(哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: 为了同时达到从生活污水中回收能源性气体和深度处理生活污水的目的, 试验采用升流式厌氧污泥固定床 (up-flow anaerobic fixed bed, UAFB)-缺氧-好氧膜生物反应 (membrane bioreactor, MBR) 组合工艺处理生活污水. 试验重点研究了组合工艺对生活污水的处理效能, 包括能源性气体的产生效能、对污染物质的处理效能以及对污泥浓度的控制. UAFB-缺氧-好氧 MBR 组合工艺在温度 20℃、厌氧 HRT 为 3 h、缺氧 HRT 为 3 h、好氧 HRT 为 3.5 h 的条件下运行, 甲烷气体的产生量为 1.55 L/d, COD 去除率为 93.28%, NH_4^+ -N 去除率为 90.60%, UAFB 出水 VFAs 为 54.74 mg/L, TN 去除率为 45.51%. 试验发现, 组合工艺可以长期维持反应器内较低的污泥浓度, 大大减小了剩余污泥的处理量, 在一定程度上实现了污泥减量化, 同时较低的污泥浓度有利于缓解膜污染.

关键词: UAFB; MBR; 生活污水; CH_4 回收; 深度处理

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)08-1851-07

Development of a Novel Hybrid UAFB-Anoxic-Aerobic MBR for Energy Production and Nutrients Removal from Domestic Wastewater

GAO Da-wen, AN Rui, FU Yuan, REN Nan-qi

(State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The combined treatment process making up of up-flow anaerobic sludge fixed bed (UAFB), anoxic tank and aerobic membrane bioreactor (MBR) was used to treat domestic wastewater. And the ability of reclaiming methane and reusing wastewater was investigated. The efficiency of the combined treatment process treating wastewater at optimized parameters was studied in this paper. The combined treatment process treating domestic wastewater run at optimized parameters (20℃, HRT were 3 h, 3 h, 3.5 h) indicated that, the anaerobic gas production was 1.55 L/d, the COD and NH_4^+ -N removal efficiency were 93.28% and 90.60% respectively, UAFB effluent including 54.74 mg/L of total VFAs, corresponding NO_3^- -N accumulating rate was 45.19% and TN removal efficiency was 45.51%. At the same time, it was found that sludge concentration of anoxic tank and aerobic MBR could be maintained at a low level, which is so rich in significance for sludge reduction and delaying membrane fouling.

Key words: up-flow anaerobic sludge fixed bed (UAFB); membrane bioreactor (MBR); domestic wastewater; CH_4 reclaiming; wastewater treatment

厌氧生物处理专家 Lettinga 曾经指出^[1], 如果有适合的后处理方法相配合, 厌氧生物处理技术可以成为分散型生活污水处理模式的核心手段, 这一模式较之于传统的集中处理方法更具有可持续性和生命力, 尤其适合发展中国家的情况. 随着人们不断突破厌氧处理污水的传统观念, 越来越多的学者认为, 应用厌氧反应器完全可以在较短的反应时间高效净化低浓度污水, 以替代好氧为主的技术^[2~5]. 与此同时, 膜生物反应器以其占地面积小、剩余污泥排放少、出水水质好等优点在水污染控制中发挥着越来越重要的作用^[6~8].

An 等^[9]利用 UASB 和 MBR 的组合工艺处理模拟生活污水, 同时实现了生产甲烷和短程硝化反硝化, TOC 的去除率达到 98% 以上, 污泥回流比从 50% 提高到 800%, NH_4^+ -N 去除率从 48.1% 提高到 82.8%. 王琳等^[10]开发了一体式 UASB-MBR 高效

反应器, 对 COD 的平均去除率可达 98.67%, 且系统具有良好的耐冲击负荷能力, 适用于水量和污染物浓度变化较大的工业废水处理. 虽然厌氧-好氧 MBR 组合工艺的处理效果远高于传统处理法, 但由于其处理成本也相对较高, 限制了组合工艺在污水处理中的广泛应用. 但是, 在能源、水资源紧张, 环境污染问题日益严峻的今天, 关注排放废水及回用水的水质问题是十分必要的^[11,12], 并且目前联合工艺大多数研究采用的是人工模拟生活污水, 而人工配水和实际生活污水存在很大差别, 不能很好地体现实际情况. 因此, 深入研究厌氧反应器对有机物

收稿日期: 2009-10-05; 修订日期: 2009-12-29

基金项目: 教育部全国优秀博士学位论文专项基金项目 (200544); 黑龙江省留学回国基金项目 (LC07C06); 国家自然科学基金重点项目 (50638020); 哈尔滨市创新人才科学研究基金项目 (2007RFLXS002)

作者简介: 高大文 (1967 ~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为污水处理理论与新工艺, E-mail: gaodw@hit.edu.cn

的转化途径和组合工艺处理生活污水的效能是这项新技术在实际工程中应用的必要准备。

本研究在前人工作的基础上,采用 UAFB-缺氧-好氧 MBR 的组合系统处理实际生活污水,旨在深入探讨厌氧反应器对有机物的转化途径,提高组合工艺处理生活污水的效能,包括能源性气体的产生效能、对污染物质的处理效能以及对污泥浓度的控制。

1 材料与方法

1.1 试验装置

UAFB-缺氧-好氧 MBR 试验装置由有机玻璃制成。其中 UAFB 反应区内径 90 mm,高 800 mm,选择直径 10 mm 的圆环状填料作为主体填料,填料区占总体积的约 2/3,此时 UAFB 的有效容积为 5.9 L;反应区和沉淀区之间有一段高为 50 mm 的缓冲区,沉淀区内径 150 mm,高 100 mm;缺氧反应器内径 280 mm,高 240 mm,有效体积为 8 L,内设电磁搅拌器;好氧 MBR 长 400 mm,宽 100 mm,高 400 mm,有效体积为 8 L,其中膜组件采用三菱公司生产的 PE 中空纤维膜,膜丝表面孔径为 0.4 μm ,理论膜通量为 0.27 $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,试验用膜组件采用 0.11 m^2 的

膜丝。试验装置如图 1 所示。UAFB 是在 UASB 的基础上改良形成,在组合工艺中的主要作用是产生能源性气体 CH_4 ,其中填加填料可以使因进水有机负荷低而容易解体的厌氧污泥附着生长,防止污泥流失,同时截留生活污水中的非溶解性物质,并且将生活污水中的溶解性有机物转化成为甲烷气体以及有利于反硝化的乙酸等小分子有机物^[13]。缺氧段主要进行的是反硝化作用,一方面接受来自 UAFB 的没有被彻底转化为 CH_4 的小分子有机酸等有机物作为反硝化电子供体,另一方面接受由 MBR 中回流的硝化液,使 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 转化为 N_2 从系统中脱除。好氧 MBR 既要实现硝化过程,为反硝化提供 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,又要依靠膜组件的作用实现泥水分离,提高出水水质。

试验进水、硝化液回流和膜出水采用蠕动泵控制,根据前期的试验结果,综合考虑组合工艺处理生活污水产甲烷效率和深度处理生活污水效率,选择组合工艺在温度为 20℃、UAFB 的 HRT 为 3 h、缺氧 HRT 3 h、好氧 MBR 的 HRT 为 3.5 h、曝气量为 0.4 m^3/h 、硝化液回流比为 2.5 的条件下运行,其中膜出水抽吸 3 min 停止 1 min,控制过膜压力在 0.04 MPa 以下。

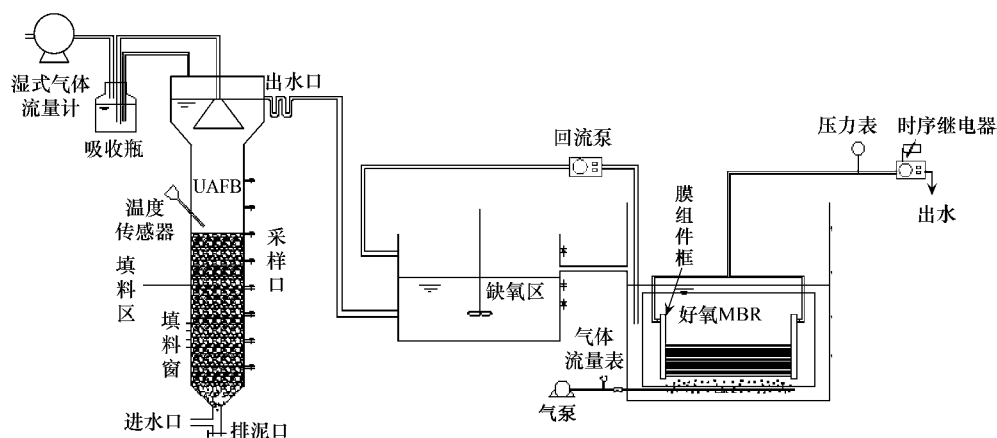


图 1 试验装置示意

Fig. 1 Diagram of experimental system

1.2 试验用水及水质

本试验用水取自哈尔滨工业大学二校区教工生活区的实际污水,其水质 COD 为 203.9 ~ 366.0 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 24.46 ~ 53.45 mg/L, pH 为 7.28 ~ 7.83,碱度以 CaCO_3 计为 240 ~ 300 mg/L。接种污泥取自哈尔滨市文昌污水处理厂。

1.3 测试项目与分析方法

试验中测定的指标主要有 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、MLSS、MLVSS 等,其检测方法采用

国家环保总局颁布的标准方法^[14]。

UAFB 产生的气体总量由湿式气体流量计检测,产生气体的组分及含量利用山东鲁南瑞虹化工仪器有限公司生产的 SP-6801T 型气相色谱仪检测,UAFB 出水中挥发酸组分及含量则利用美国安捷伦公司生产的 GC-D4890 型气相色谱仪检测。

2 结果与讨论

2.1 组合工艺回收甲烷气体效能的分析

采用组合工艺处理生活污水的一个主要目的是回收能源性气体甲烷,因此,组合工艺产生能源性气体甲烷的能力为本实验重点考察的运行效能之一.厌氧反应的气相组分有 CH_4 、 CO_2 、 H_2 、 H_2S 等,UAFB 产生的消化气体先经过 pH 为 12 ~ 13 的 NaOH 吸收液,将 CO_2 和 H_2S 等酸性气体吸收除去,然后进入湿式气体流量计计量体积;另外,经检测系统基本不产生 H_2 . 因此湿式气体流量计计量得到的气体组分绝大部分应为 CH_4 ,试验可以湿式气体流量计计量的体积数表征 UAFB 产生甲烷气体的量.图 2 所示为 UAFB 的产气量情况.

由图 2 可以看出,UAFB 的产气量随进水溶解性 COD 的变化而变化.组合工艺运行后经过 1 周左右的波动产气量逐渐稳定在 1 718 mL/d,此时进水溶解性 COD 的平均值为 281 mg/L,当第 24 ~ 28 d 生活污水的溶解性 COD 下降为 201 mg/L 左右时,

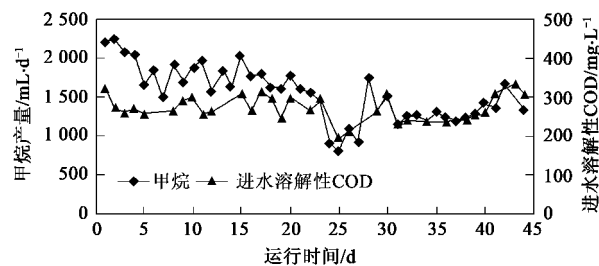


图 2 UAFB 产气量变化情况

Fig. 2 Gas production in UAFB

UAFB 的产气量也随之下降为 900 mL/d 左右,之后生活污水 COD 逐渐恢复到 261 mg/L 左右的水平,UAFB 的产气量也上升并逐渐稳定在 1 341 mL/d 的水平.

UAFB 的进水溶解性 COD 的具体转化情况如表 1 所示.出水 COD 包括 VFAs 和溶于出水中 CH_4 的 COD.

表 1 组合工艺进水溶解性 COD 平衡分析

Table 1 Influent dissolved COD balance analysis in combined process

指标	COD _{进水}	COD _{出水}	COD _{VFAs}	COD _{CH₄(s)}	COD _{CH₄(g)}	COD _{CO₂}	COD _{其他}
平均值/g·d ⁻¹	12.91	7.53	3.11	3.09	2.87	0.07	2.44

由表 1 可以看出,进水溶解性 COD 中有 46.17% 转化为甲烷,UAFB 处理掉的溶解性 COD 为 8.25 g/d,其中 72.24% 转化为 CH_4 ,由此可知 UAFB 具有良好的甲烷产生能力.但是产生的 CH_4 中有 41.74% 溶解于出水中,不可以直接回收利用,因此为了提高生活污水的资源化利用率可以设置气水分离装置以回收溶于出水的甲烷.

由表 1 还可知,进水溶解性 COD 有 58.33% 成为出水溶解性 COD 进入后续工艺,并且出水溶解性 COD 中有 41.30% 为 VFAs,其中乙酸为主要成分(约占 VFAs 总量的 83.69%),这在一定程度上可以促进反硝化进程,提高 NO_3^- -N 的转化率.

2.2 组合工艺处理生活污水效能的研究

2.2.1 组合工艺对 COD 的去除效果

UAFB-缺氧-好氧 MBR 各单元对有机物均存在不同程度的利用.图 3 所示为组合工艺运行时期各阶段 COD 的变化情况.

由图 3 可以看出,在组合工艺运行期间,生活污水随着雨季的到来存在较大幅度的波动,其余各阶段的 COD 相对比较稳定,说明组合工艺具有一定抗冲击负荷的能力,并且组合工艺使作为后续工艺的缺氧-好氧-MBR 系统可以保持较低的污泥浓度,有效缓解膜污染的发生^[15].表 2 所示为各阶段对 COD

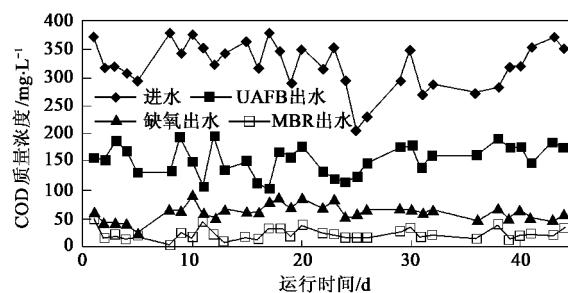


图 3 组合工艺各阶段 COD 变化情况

Fig. 3 Variation of COD at different stages in combined process

的去除情况.

由表 2 可以看出,生活污水进水有机物中大约 50% 被 UAFB 利用,可以满足一定程度的 CH_4 产生量;另有 30% 即约 95 mg/L 的 COD 成为反硝化菌的有机碳源物质;还有 10% 被膜截流去除,膜设置的主要目的是实现泥水分离,但是通过膜的过滤作用也可以实现对有机物较小程度的去除,从而更深度地处理生物污水,提高出水水质.

2.2.2 组合工艺对氮素的去除效果

组合工艺脱除 NH_4^+ -N 的主要功能区为好氧 MBR,同时 UAFB 可以将进水的部分有机氮转化为 NH_4^+ -N 以提高总氮的去除率.图 4 所示为组合工艺各阶段 NH_4^+ -N 浓度的变化情况.

表 2 组合工艺各阶段对 COD 的平均去除情况

Table 2 Average of COD removal in combined process								
COD _{进水} /mg·L ⁻¹	COD _{UAFB出水} /mg·L ⁻¹	UAFB 去除率 /%	COD _{缺氧过滤} /mg·L ⁻¹	反硝化利 用率/%	COD _{MBR过滤} /mg·L ⁻¹	膜截除率 /%	COD _{MBR出水} /mg·L ⁻¹	总去除率 /%
321.93	153.63	51.41	60.31	29.66	59.13	11.35	21.57	93.28

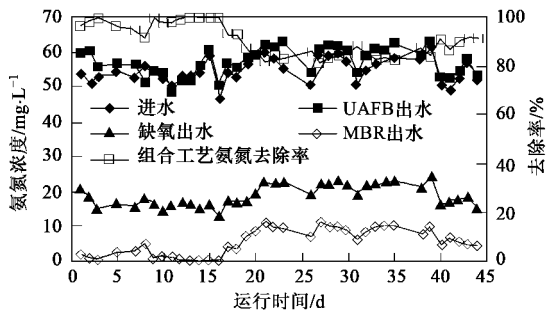


图 4 组合工艺各阶段NH₄⁺-N浓度的变化

Fig. 4 Variation of NH₄⁺-N at different stages in combined process

由图 4 可以看出,组合工艺运行的前 16 d NH₄⁺-N 的去除良好,MBR 出水 NH₄⁺-N 在检出限以下,组合工艺的 NH₄⁺-N 去除率可以达到接近 100% 的水平,但是从第 17 d 开始 MBR 出水 NH₄⁺-N 浓度逐渐升高,到第 39 d 逐渐稳定在 9 mg/L 左右的水平,而后运行的 1 周 MBR 出水 NH₄⁺-N 开始下降,平

均值约为 5 mg/L 左右.

试验中发现,MBR 出水 NH₄⁺-N 的变化是受进水 NH₄⁺-N 和反应温度影响的.前 16 d 进水 NH₄⁺-N 的平均值为 55.03 mg/L,而且缺氧-好氧 MBR 的运行温度控制为 23℃ 左右,而第 17 d ~ 39 d 的 NH₄⁺-N 的平均浓度为 59.79 mg/L,同时将运行温度调整为 20℃,在这 2 个原因的作用下 MBR 出水 NH₄⁺-N 开始上升,最后 1 周左右进水 NH₄⁺-N 浓度为 54.47 mg/L,此时温度仍然控制为 20℃,MBR 出水 NH₄⁺-N 又逐渐下降.由此可以知道,组合可以完全硝化去除 NH₄⁺-N 存在极限浓度,高于该极限值组合工艺对 NH₄⁺-N 的去除将不完全,另外,23 ~ 20℃ 的温度变化对硝化作用也存在一定影响.

表 3 所示为组合工艺运行期间各阶段对 NH₄⁺-N 的平均转化情况.可以看出,约有 2 ~ 3 mg/L 的有机氮在 UAFB 中被转化为 NH₄⁺-N,提高了组合工艺对 TN 的脱除效率.

表 3 组合工艺各阶段对 NH₄⁺-N 的转化情况

Table 3 Conversion of NH ₄ ⁺ -N in combined process				
氨氮 _{进水} /mg·L ⁻¹	氨氮 _{UAFB出水} /mg·L ⁻¹	氨氮 _{缺氧过滤} /mg·L ⁻¹	氨氮 _{MBR出水} /mg·L ⁻¹	氨氮去除率/%
54.98	57.34	18.67	5.30	90.76

组合工艺对氮素的脱除主要依靠缺氧段的反硝化作用,而反硝化细菌需要有机碳源作为电子供体完成对硝酸盐的还原.因此,有机碳源在生物脱氮过程中具有很重要的作用^[16].根据前期研究,乙酸是反硝化作用的最佳有机碳源,因此,厌氧段(UAFB)获得最大量的乙酸将对反硝化脱氮意义重大.组合工艺运行期间,UAFB 中 VFAs 产生情况如图 5 所示.

由图 5 可以看出,UAFB 的出水 VFAs 以乙酸为主,丙酸、丁酸、戊酸的含量均较少,而且以戊酸含量为最少.组合工艺运行时期进水溶解性 COD 的平均值为 273 mg/L,将 UAFB 出水中的 VFAs 按照燃烧方程式换算为 COD 约为 72.79 mg/L,即生活污水中有 26.66% 的溶解性 COD 转化为 VFAs 进入后续氮素脱除工艺.经计算可知缺氧-好氧 MBR 进水 COD 中含有 41.30% VFAs(其中乙酸占 34.57%).

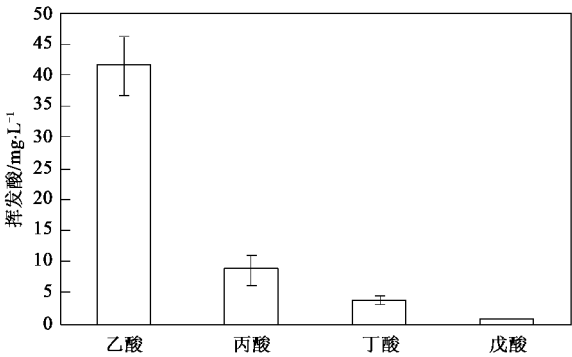


图 5 组合工艺运行时期 UAFB 出水中 VFAs 含量情况

Fig. 5 Composition of VFAs in UAFB

2.2.3 缺氧-好氧 MBR 的氮素平衡分析

缺氧的主要目的是在其中完成反硝化作用,作为组合工艺的中间环节其还起着水量上的连接作用,为了更好判断缺氧在组合工艺中发挥的作用,尤

其是对氮素脱除的作用,将对缺氧反应器的进出水氮素浓度进行平衡分析.进入缺氧反应器的水量有 32.78 mL/min 的 UAFB 出水和 81.94 mL/min 的从

MBR 中回流的泥水混合液,流出缺氧反应器的水量只有以 114.72 mL/min 进入 MBR 的水量,具体情况如表 4 所示.

表 4 缺氧氮素平衡分析

Table 4 Nitrogen balance analysis in anoxic tank

氮素	UAFB 出水		回流 MBR 泥水混合		缺氧泥水混合	
	浓度 /mg·L ⁻¹	质量流量 /mg·min ⁻¹	浓度 /mg·L ⁻¹	质量流量 /mg·min ⁻¹	浓度 /mg·L ⁻¹	质量流量 /mg·min ⁻¹
NH ₄ ⁺ -N	57.34	1.88	6.09	0.50	18.67	2.14
NO ₃ ⁻ -N	—	—	24.78	2.03	13.35	1.53

由表 4 可以看出,缺氧反应器可以分别以 0.24 mg/min 和 0.50 mg/min 的速度脱除 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N,而生活污水 NH₄⁺-N 的含量为 1.80mg/min,在此基础上计算得到缺氧反应器可以脱除 41.06% 的氮素,在组合工艺中对氮素的脱除发挥着重要作用.

好氧 MBR 在组合工艺中主要发挥着硝化和实

现泥水分离的作用,为了更好判断好氧 MBR 在组合工艺中发挥的作用,尤其是对氮素转化脱除的作用,将对好氧 MBR 反应器的进出水氮素进行平衡分析.进入好氧 MBR 反应器的水量有 114.72 mL/min 的缺氧泥水混合物,流出好氧 MBR 的水量有 81.94 mL/min 回流到缺氧反应器的泥水混合液和相当于 32.78 mL/min 的 MBR 出水,具体情况如表 5 所示.

表 5 好氧 MBR 氮素平衡分析

Table 5 Nitrogen balance analysis in aerobic MBR

氮素	缺氧泥水混合		回流 MBR 泥水混合		MBR 出水	
	浓度/mg·L ⁻¹	含量/mg·min ⁻¹	浓度/mg·L ⁻¹	含量/mg·min ⁻¹	浓度/mg·L ⁻¹	含量/mg·min ⁻¹
NH ₄ ⁺ -N	18.67	2.14	6.09	0.50	5.30	0.17
NO ₃ ⁻ -N	13.35	1.53	24.78	2.03	25.86	0.85

由表 5 可知,好氧 MBR 可分别以 1.47 mg/min 的速度转化 NH₄⁺-N,为生活污水 NH₄⁺-N 的 81.67%,但是以 1.35 mg/min 的速度积累 NO₃⁻-N,从上来讲好氧 MBR 以 0.12 mg/min 的速度脱除氮素,而生活污水 NH₄⁺-N 的含量为 1.80 mg/min,在此基础上计算得到好氧 MBR 可以脱除 6.67% 的氮素,因此好氧 MBR 在组合工艺中对 NH₄⁺-N 的转化发挥着重要作用,但为了进一步提高 TN 的脱

除率可能需要适当调节回流比^[17]等,改进工艺运行方式.

2.2.4 有机负荷的变化

组合工艺稳定运行期间 UAFB 和缺氧-好氧 MBR 的有机负荷和 NH₄⁺-N 负荷如表 6 所示,其中 UAFB 进水 COD 为生活污水全部 COD,缺氧-好氧 MBR 进水 COD 为 UAFB 出水 COD, NH₄⁺-N 为 UAFB 出水 NH₄⁺-N.

表 6 UAFB 和缺氧-好氧 MBR 的污染物负荷

Table 6 Organic loading in UAFB and A/O MBR

反应单元	VSS /g	有效体积 /L	污泥负荷 /g·(g·d) ⁻¹	容积负荷 /g·(L·d) ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N 负荷 /g·(g·d) ⁻¹
UAFB	138.00	6.8	0.11	2.23	0.02
缺氧-好氧 MBR	40.62	13	0.18	0.56	0.07

UAFB 的生物量很大,而 UAFB 的进水为低有机负荷的生活污水,由表 6 可以看出,UAFB 的污泥负荷仅为 0.11 g/(g·d),远小于一般厌氧反应器的有机负荷,同时容积负荷为 2.23 g/(L·d),也小于正常情况下 UASB 在 20℃ 条件下对 VFAs 废水的容积负荷[4~6 g/(L·d)],但是其功能发挥

良好,证明高效的厌氧反应器不但适合于处理高浓度的有机废水,也可以用来处理生活污水等低浓度有机废水.

2.3 组合工艺运行条件下污泥浓度的控制

试验过程中发现,组合工艺在进水有机物浓度、溶解氧以及水力停留时间等因素的综合作用下可有

效控制污泥浓度的增长,实现长期运行不排泥,这在很大程度上减少了剩余污泥的处理量,而在污水处理厂污泥的处理处置费用一般会占到整个厂运行费用的 50%~60%^[18],因此该工艺减少了基建投资和运行费用,为组合工艺的推广应用提供了有利条件.图 6 所示为组合工艺运行期间 MBR 中污泥浓度的变化情况.

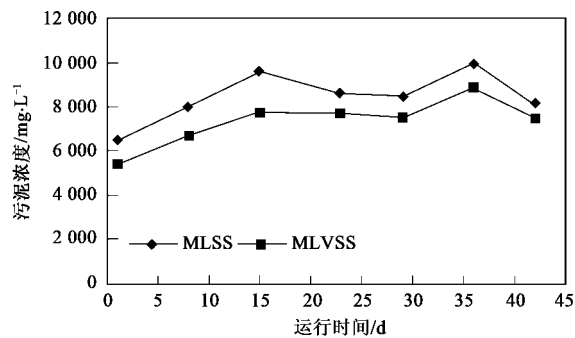


图 6 组合工艺运行期间 MBR 中污泥浓度的变化情况

Fig. 6 Variation of MLSS and MLVSS in MBR

表 7 组合工艺各单元生物量组成情况

Table 7 Biomass at different unites in combined process

生物量	UAFB				缺氧反应器	好氧 MBR
	悬浮	填料截流	填料挂膜	+		
MLSS/g	86.86	87.23	35.58	209.68	49.57	49.64
MLVSS/g	59.12	51.65	27.23	138.00	40.81	40.43
MLVSS/MLSS	0.68	0.59	0.77	0.66	0.82	0.81

3 结论

(1) 利用 UAFB-缺氧-好氧 MBR 组合工艺处理生活污水,有 46.17% 的溶解性 COD 转化为 CH₄,平均每 L 生活污水可以产生 0.033 L 的 CH₄,这样的转化率有利于能源性气体 CH₄ 的回收利用,但是产生的 CH₄ 中有 40% 左右溶解于出水当中,因此,为了提高生活污水的资源化利用率需要设置气水分离装置以回收溶于出水的甲烷.

(2) 组合工艺对 COD 的去除率可以达到 93.28%,对 NH₄⁺-N 的去除率可以达到 90.60%,TN 的去除率为 45.51%,其中缺氧段对 TN 去除率的贡献为 41.06%,为氮素脱除的主导工艺环节,好氧 MBR 的主要作用是转化 NH₄⁺-N,转化率可以达到 80% 以上.

(3) 组合工艺在较长水力停留时间、较低有机负荷、MBR 较高 DO 的条件下处理生活污水,使得缺氧-好氧 MBR 系统可以维持较低污泥浓度,极大

由图 6 可以看出,好氧 MBR 中的污泥浓度可以稳定维持在 8 450 mg/L 左右(控制 MBR 的有效体积为 7 L),污泥的增长速率可以认为是每天从 MBR 中的取样量,每天取出 50 mL 的泥水混合物,按照 8 450 mg/L 的污泥浓度衡量,MBR 中污泥的增长速率为 423 mg/d.由此可知组合工艺可以有效控制污泥浓度的增长,组合工艺在运行过程中可以实现污泥的少排放甚至零排放,这一研究结果与 An 等^[19]的研究相符.

表 7 所示为组合工艺各单元污泥的~情况,缺氧和好氧 MBR 中的生物量以及 VSS/SS 的值非常接近,而且有机生物量含量很高,污泥活性良好;而 UAFB 中 VSS 与 SS 的比值为 0.66 相对较小,尤其是截流部分污泥 VSS/SS 的值仅为 0.59,说明 UAFB 截流了生活污水中大量的无机性污染物使污泥量增长明显,这将会对 UAFB 长期运行带来污泥增长迅速而且无机质含量较高的问题,因此如果组合工艺应用到实际污水处理厂中,对沉沙池的功效要求会比较高.

地减少了剩余污泥的排放量,为组合工艺实现污泥减量化提供了实验依据,有利于膜生物反应器的广泛应用.

参考文献:

- [1] Yu H Q, Tay J H, Wilson F. A sustainable municipal wastewater treatment process for developing countries [J]. Water Sci Technol, 1997, **35** (9): 191-198.
- [2] Ndon U J, Dague R R. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater [J]. Water Res, 1997, **31** (10): 2455-2466.
- [3] 李绍衡. 厌氧生物处理技术的原理及其在城市污水处理中的应用 [J]. 湖南大学学报, 2008, **28** (3): 16-22.
- [4] Krishna G V T, Kumar P. Treatment of low-strength soluble wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR) [J]. J Environ Manage, 2009, **90** (1): 166-176.
- [5] Alvarez J A, Armstrong E, Gomez M, et al. Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions [J]. Bioresource Technol, 2008, **99** (15): 7051-7062.

- [6] Meng F G, Chae S R, Drews A, *et al.* Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material[J]. *Water Res*, 2009, **43**(6):1489-1512.
- [7] Ravindran V, Tsai H H, Williams M D, *et al.* Hybrid membrane bioreactor technology for small water treatment utilities: Process evaluation and primordial considerations [J]. *J Membr Sci*, 2009, **344**(1-2):39-54.
- [8] 郑祥,朱小龙,张绍园,等.膜生物反应器在水处理中的研究及应用[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2000,**1**(5):12-20.
- [9] An Y Y, Yang F L, Chuan H C, *et al.* The integration of methanogenesis with shortcut nitrification and denitrification in a combined UASB with MBR[J]. *Bioresource Technol*, 2008, **99**(9):3714-3720.
- [10] 王琳,任南琪.一体式 UASB-MBR 反应器处理高浓有机废水[J]. *中国给水排水*, 2006,**22**(15):33-36.
- [11] Tam L S, Tang T W, Lau G N, *et al.* A pilot study for wastewater reclamation and reuse with MBR/RO and MF/RO systems[J]. *Desalination*, 2007,**202**:106-113.
- [12] 李建.天津开发区“双膜法”污水再生回用工程[J]. *中国给水排水*, 2003,**19**(11):96-97.
- [13] 任南琪,马放,杨基先.污染控制微生物学[M]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学出版社, 2002.
- [14] 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.
- [15] Zoh K D, Stenstrom, Michael K. Application of a membrane bioreactor for treating explosives process wastewater[J]. *Water Res*, 2002, **36**(4):1018-1024.
- [16] Ahmeda Z, Lim B R, Cho J, *et al.* Biological nitrogen and phosphorus removal and changes in microbial community structure in a membrane bioreactor: Effect of different carbon sources [J]. *Water Res*, 2008, **42**:198-210.
- [17] 郑祥,刘俊新.影响 MBR 脱氮效率的因素研究[J]. *环境科学学报*, 2005,**25**(10):1325-1329.
- [18] 何岩,周恭明.剩余污泥减量化技术的研究发展[J]. *环境技术*, 2004, **5**(16):39-41.
- [19] An K J, Chen G H. Chemical oxygen demand and the mechanism of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process[J]. *J Envir Eng*, 2008, **134**(6):469-477.