

# ABR/MFC/MEC 处理粪便黑水的启动与同步脱氮除碳

刘洪波, 姚洋洋, 冷 风

(上海理工大学 环境与建筑学院, 上海 200093)

**摘 要:** 为探究耦合微生物电化学系统对于粪便黑水的同步脱氮除碳过程,考察了厌氧折流板反应器(ABR)、微生物燃料电池(MFC)以及微生物电解池(MEC)等三个反应器的独立启动过程以及耦合(AMM)反应器的同步脱氮除碳效果。采用间歇增加 COD 的方式 ABR 反应器能快速启动,COD 去除率可达 81.2%,对氨氮的最大去除率能达到 50.0%。在启动过程中,双室型 MFC 阴极充入氧气可很大程度上提高输出电压。维持曝气量为 500 mL/min 时,对 COD 和氨氮的去除率可分别达到 90.0% 和 95.6%。MEC 启动结果表明,电压为 0.5 V 时 COD 降解率为 86.4%,随着外加电压的增大,对氨氮的去除效果逐渐提高,外加电压为 0.7 V 时去除率可达到 65.0%。对于 AMM 反应器而言,其效果均优于三个独立系统,出水 COD 和氨氮浓度可分别维持在 50 和 28 mg/L 以下。

**关键词:** 粪便黑水; 厌氧折流板反应器; 微生物燃料电池; 微生物电解池; 启动特性; 脱氮除碳

**中图分类号:** TU992      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1000-4602(2018)05-0032-05

## Start-up and Simultaneous Carbon and Nitrogen Removal of ABR/MFC/MEC Coupled Device for Fecal Sewage Treatment

LIU Hong-bo, YAO Yang-yang, LENG Feng

(School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China)

**Abstract:** In order to research the simultaneous carbon and nitrogen removal process of fecal sewage by coupling microbial electrochemical system, start-up of anaerobic baffled reactor (ABR), microbial fuel cell (MFC) and microbial electrolysis cell (MEC), as well as the simultaneous denitrification and decarbonization of the coupled reactor (AMM) were investigated. The results showed that ABR could be started up quickly with a mode of increasing COD intermittently, the removal rate could reach to 81.2%, the maximum removal rate of ammonia nitrogen could reach to 50.0%. For double-chamber MFC start-up process, addition of oxygen to the cathode could greatly increase the output voltage, the removal rate of COD and ammonia nitrogen could reach to 90.0% and 95.6% under the aeration rate of 500 mL/min. MEC was started up at the voltage of 0.1 V, 0.3 V, 0.5 V and 0.7 V. When the applied voltage was 0.5 V, the removal rate of COD was 86.4%, and the increase of voltage could affect the removal efficiency of COD. With the increase of the applied voltage, the removal rate of ammonia nitrogen would increase, especially at 0.7 V, the removal rate could be maintained at 65.0%. For the coupled AMM, its

efficiency was better than the three independent systems, the concentration of effluent COD and ammonia nitrogen could be maintained below 50 mg/L and 28 mg/L, respectively.

**Key words:** fecal sewage; ABR; MFC; MEC; start-up characteristics; carbon and nitrogen removal

粪便黑水是每年排放量最大的污水之一,因富含大量有机物、氨氮和致病菌而受到广泛关注<sup>[1~3]</sup>。粪便中的病原体以及致病菌还能在动植物体内富集,通过食物链进入人体,从而危害人类健康<sup>[4]</sup>。Logan 教授及其团队在 2004 年成功研发出微生物燃料电池(MFC),在处理生活污水的同时还可以产生电能<sup>[5]</sup>,且投资省、运行简单<sup>[6]</sup>。微生物电解池(MEC)能够将废水中的化学能转化为氢能<sup>[7]</sup>,同时其具备的弱电刺激特性还能加速微生物对污染物的转化<sup>[8,9]</sup>。传统的厌氧处理技术在增加污泥浓度的同时,还可以延长其停留时间<sup>[10]</sup>,其中较为典型的是厌氧折流板反应器(ABR)<sup>[11]</sup>,其独特的分格式结构和接近理想推流的流态,使每个隔室中可以培养和驯化与该反应室水质条件相适应的微生物群落和菌群,保证了脱氮除碳效果。

厌氧降解甲烷化<sup>[12]</sup>、微生物燃料电池产电<sup>[13]</sup>、有机物的消耗<sup>[14]</sup>和弱电刺激<sup>[15]</sup>都是在缺氧或厌氧的状态下,由不同功能的微生物菌群参与的复杂的生物化学过程,将四者有效耦合能够实现粪便黑水中碳、氮、磷等元素的资源化和产电再利用。利用 MFC/MEC 系统对 ABR 反应器中微生物的刺激作用,在 ABR/MFC/MEC 系统(AMM)中快速形成高效降解便尿废水的优势菌种,实现其快速启动目标。该耦合系统结合了各自的优点,能达到粪便黑水处理效果的最大化<sup>[16]</sup>。笔者在前期研究的基础上深入研究了耦合 AMM 反应器在启动过程中的影响因素,以及各单体启动完成后的整体脱氮除碳效果。

## 1 试验材料与方法

### 1.1 装置构造

耦合 AMM 装置如图 1 所示,系统由 5 mm 厚的有机玻璃加工而成,其长、宽和高分别为 640、180 和 250 mm,有效容积为 28 L,反应区体积为 25 L。整体装置包括三个部分,即 ABR、MFC(阴极+阳极)、MEC(阴极+阳极)。MFC 所用阴极为 80 mm × 60 mm 的致密钢丝网,阳极为相同尺寸的石墨碳毡,并采用金属钛丝进行首尾连接,MEC 的电极均为 80 mm × 60 mm 的石墨碳毡。

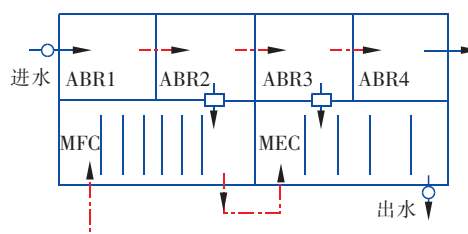


图 1 耦合 AMM 装置示意

Fig. 1 Diagram of coupled AMM device

### 1.2 运行条件

试验用水为模拟粪便黑水和实际粪便黑水,各占 1/2。具体水质如下:COD 为 1 200 ~ 1 600 mg/L, BOD<sub>5</sub> 为 500 ~ 800 mg/L, NH<sub>3</sub>-N 为 120 mg/L, TP 为 8 ~ 15 mg/L, pH 值为 6 ~ 9。模拟粪便黑水的组成: C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub> 为 0.7 g/L, C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>NaO<sub>2</sub> · 3H<sub>2</sub>O 为 1.6 g/L, NH<sub>4</sub>Cl 为 0.3 g/L, 其他微量元素包括 FeCl<sub>3</sub> · 7H<sub>2</sub>O、Na<sub>2</sub>MoSO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O、MnCl<sub>2</sub> · 4H<sub>2</sub>O、KI、CuSO<sub>4</sub> · 5H<sub>2</sub>O、CaCl<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O 和 H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>, 含量分别为 0.900、0.120、0.060、0.060、0.180、0.03、0.150、0.150 mg/L。

接种污泥为厌氧絮状污泥,取自上海某污水处理厂。经测定,该污泥的 MLSS 为 (4.7 ± 0.3) g/L,挥发性有机物含量约占 33%,泥水比为 1 : 4。

ABR 反应器采用低负荷进行启动,先保持进水 COD 为 200 mg/L,再采用间歇增加 COD 的方式将浓度提高至 900 mg/L,在保持一定的 COD 去除率及正常运行后,再次提升负荷,直到进水 COD 稳定在 1 600 mg/L 上下。MFC 在启动阶段接种活性污泥,并在阴阳极之间串联一个 1 200 Ω 的电阻,阴极适当曝气,曝气量分别为 0、500、1 500 mL/min。MEC 在启动阶段,于 0.1、0.3、0.5 和 0.7 V 的外加电压下进行诱导和驯化,并固定 7 d 为一个循环周期。

当 ABR、MFC 和 MEC 独立启动完成后对三个装置进行耦合启动,连续进水,水力停留时间为 24 h。去掉 MFC 的阴极曝气和 MEC 的外加电源, MFC 所产电通过钛丝接到 MEC。

### 1.3 分析项目及方法

COD:重铬酸钾法;MFC 的电压:Pico 数据记录仪在线监测;MLSS:在 105 °C 下干燥 24 h 后采用重量法测定;氨氮:纳氏试剂分光光度法;pH 值:pH 计;其他常规水质指标:国家标准分析方法。

## 2 结果与讨论

### 2.1 ABR 启动过程中对污染物的去除

启动初期由于进水 COD 只有  $(200 \pm 20)$  mg/L,出水水质变化较小。当进水 COD 值提高到  $(900 \pm 50)$  mg/L 时,运行至第 4 天去除率达到最大,为 60.7% (见图 2)。随后几天由于有机酸等小分子有机物的积累,会引起 COD 略微上升。将进水 COD 增加至  $(1\,200 \pm 50)$  mg/L,运行至第 4 天去除率达到 62.4%。在第三个循环周期,进水 COD 提高到  $(1\,600 \pm 50)$  mg/L,运行周期结束时,出水 COD 浓度可以维持在 245.7 ~ 345.7 mg/L,最大去除率为 81.2%。可见,在运行的三个周期内,随着进水 COD 浓度的提高,对应的去除率也会提高。三个周期的进水氨氮浓度均维持在  $(100 \pm 5)$  mg/L,其最大去除率分别为 50.03%、26.76% 和 28.51%,随着进水 COD 浓度的逐步提高,对氨氮的去除率呈下降的趋势。这说明单纯提高粪便黑水中的碳氮比并不能有效提高对氨氮的去除率。

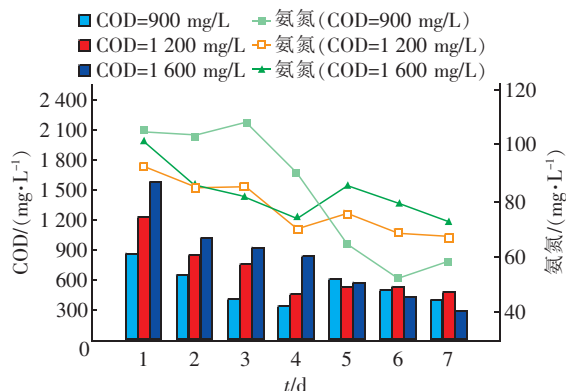


图2 不同进水有机负荷下 ABR 对 COD 和氨氮的去除效果随时间的变化

Fig.2 Changes of COD and ammonia nitrogen in ABR with time under different organic loading

### 2.2 MFC 启动过程中产电与去除污染物情况

MFC 启动过程中在阴极区进行曝气,曝气量分别为 0、500、1 500 mL/min。当曝气量为零时,系统产生的电压相对较小;将曝气量增加到 500 mL/min 时,输出电压可稳定在 200 ~ 250 mV;当曝气量达到

1 500 mL/min 时,输出电压能较快达到 400 mV。这说明 MFC 阴极的充氧量很大程度上决定了输出电压的高低,充入的空气量越多,则还原反应进行得越快,输出的电压就越高。在三种曝气条件下对 COD 的最大去除率分别为 70.3%、90.0% 和 97.9%,且曝气量越大,COD 的下降趋势越明显,在曝气量为 1 500 mL/min 时,至第 4 天时 COD 就基本降至 100 mg/L 以下 (见图 3)。同时可以发现在三种曝气量条件下,对氨氮的去除率分别为 56.3%、95.6% 和 99.0%。曝气对提高氨氮的去除效果非常明显,曝气量大于 500 mL/min 时,出水氨氮浓度基本可以维持在 5 mg/L 以下。这是由于在有分子氧存在的情况下,其可以作为电子受体加快反应的进行,也能有效促进氨氮的去除。

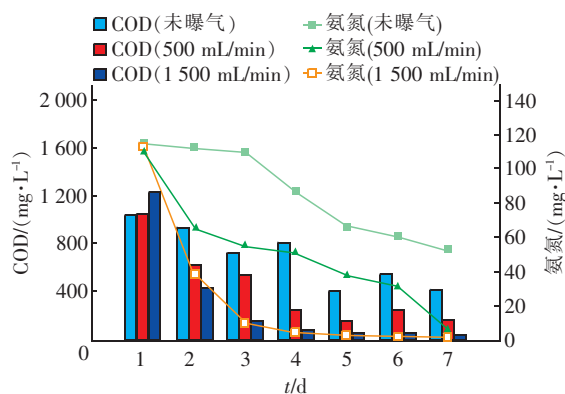


图3 曝气量对 MFC 去除 COD 和氨氮的影响

Fig.3 Effects of different aeration rate on COD and ammonia nitrogen removal in MFC

### 2.3 MEC 启动过程中电刺激的影响

在 MEC 启动阶段,分别施以不同的电压对微生物进行电诱导和驯化,结果见图 4。电压大小对 COD 的去除有很大的影响,维持外加电压为 0.1、0.3、0.5 和 0.7 V 时,对 COD 的去除率分别能达到 85.3%、85.9%、86.4% 和 77.9%,当电压处于 0.1 ~ 0.5 V 之间时,COD 的降解速率呈快速增加的趋势,而当电压达到 0.7 V 时 COD 的降解速率变慢,在第 3 天之后 COD 基本不再降低,去除率甚至低于施加 0.1 V 电压下的去除率。由此可知,在一定外加电压范围内,随外加电压的升高则对 COD 的去除率逐渐增大,超过最佳电压值后,COD 的去除率会降低。在逐渐增大外加电场的作用下,氨氮的去除率呈逐渐上升的趋势,最大去除率分别为 54.5%、39.2%、52.8% 和 65.0%。在施加的电压小于 0.7

V 时,电场对氨氮的去除影响较小,而在电压为 0.7 V 时,氨氮的去除率会明显增大。

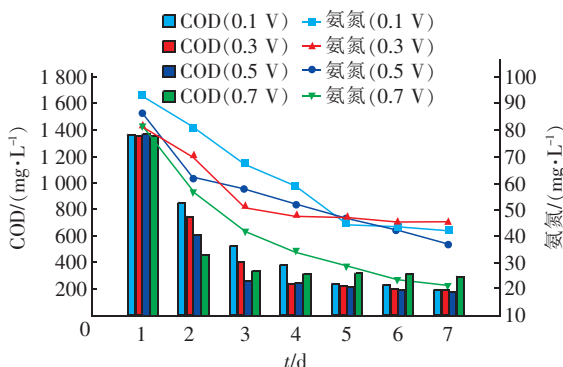


图4 电压对去除 COD 和氨氮的影响

Fig. 4 Effect of voltage intensity on COD and ammonia nitrogen removal

## 2.4 耦合 AMM 反应器的脱氮除碳效果

在三个系统独立启动成功后,对耦合 AMM 反应器的脱氮除碳规律进行研究,结果表明,对 COD 的去除率从 92% 逐步上升到 98%,出水 COD 基本维持在 75 mg/L 以下。相对于单个的 ABR、MFC 和 MEC 反应器而言,AMM 对 COD 的去除效率更优。同时在较长的运行周期内,COD 去除率能基本维持在 92%~98% 之间。对氨氮而言,1~5 d 内其去除率仅为 5%~10%,第 6 天在反应器的入水口处加入 30 mL 含有产电菌和硝化菌的混合溶液,再次运行 5 d 后去除率提高至 50% 以上,且在较长的运行时间内仍有进一步提高的趋势(见图 5)。由此可知,耦合 AMM 反应器在处理富含 COD 和氨氮的粪便黑水过程中,对 COD 的去除处于优先地位,COD 和氨氮去除效果的差异与反应器中微生物的种类和含量有关,运行后期产电菌和硝化菌在该耦合系统中快速生长和富集,对氨氮的去除才得到明显改善。

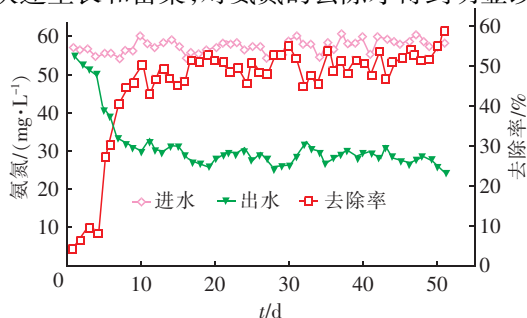


图5 耦合 AMM 反应器对氨氮的去除效能

Fig. 5 Removal efficiency of ammonia nitrogen in coupled AMM reactor

## 3 结论

① 采用间歇增加 COD 的方式 ABR 能快速启动,当进水 COD 为 1 600 mg/L、氨氮为 100 mg/L 时,COD 浓度迅速降低,去除率能达到 81.2%,氨氮最大去除率能达到约 50%。

② 在双室型 MFC 启动过程中阴极区的充氧量很大程度上决定了输出电压的大小,曝气量达到 1 500 mL/min 时,输出电压能较快达到 400 mV。当曝气量  $\geq 500$  mL/min 时,对 COD 和氨氮的去除率分别可以达到 90.0% 和 95.6%。

③ 在 0.5 V 启动电压条件下,MEC 对 COD 的去除率能达到 86.4%,再次增大电压反而会导致 COD 去除效果下降。而对氨氮而言,随着外加电压的增大,其去除率提高,在 0.7 V 时去除率可以达到 65.0%。

④ 对于连续进水耦合 AMM 反应器,COD 和氨氮的去除率分别保持在 92% 和 50% 以上,效果均优于三个独立系统。这说明该耦合系统能较好地集成 ABR、MFC、MEC 的优点,且在不需外界供能的情况下对粪便黑水就可以达到较好的处理效果。

## 参考文献:

- [1] Luther A K, Desloover J, Fenell D E, et al. Electrochemically driven extraction and recovery of ammonia from human urine[J]. Water Res, 2015, 87: 367-377.
- [2] Biache C, Frometa A E, Czechowski F, et al. Thiosteranes in samples impacted by fecal materials and their potential use as marker of sewage input[J]. Environ Pollut, 2015, 196: 268-275.
- [3] Mawoo P M, Rweyemamu A, Garcia h A, et al. Evaluation of a microwave based reactor for the treatment of blackwater sludge[J]. Sci Total Environ, 2016, 548/549: 72-81.
- [4] 孙龔. 新型生态卫生设备的污染物降解和堆肥效果研究[D]. 西安:西安建筑科技大学, 2008.  
Sun Yan. A Study on Pollutants Removal and Composting Fertilier of New Ecology Sanitary Equipment[D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2008 (in Chinese).
- [5] Wang X, Yue X, Guo Q. Production of electricity during wastewater treatment using fluidized-bed microbial fuel cells[J]. Appl Mech Mater, 2015, 713/715 (4): 703-708.
- [6] 梁鹏, 张玲, 黄霞, 等. 双筒型微生物燃料电池生物阴



- 极反硝化研究[J]. 环境科学, 2010, 31(8): 1932 – 1936.
- Liang Peng, Zhang Ling, Huang Xia, *et al.* Biocathode denitrification in a two-columnar microbial fuel cell[J]. Environmental Science, 2010, 31(8): 1932 – 1936 (in Chinese).
- [7] Cheng S, Logan B E. High hydrogen production rate of microbial electrolysis cell (MEC) with reduced electrode spacing[J]. Bioresour Technol, 2011, 102(3): 3571 – 3574.
- [8] Mena E, Villasenor J, Canizares P, *et al.* Effect of a direct electric current on the activity of a hydrocarbon-degrading microorganism culture used as the flushing liquid in soil remediation processes[J]. Sep Purif Technol, 2014, 124(6): 217 – 223.
- [9] Huang K, Tian H P, Gai L, *et al.* A review of kinetic models for inactivating microorganisms and enzymes by pulsed electric field processing[J]. J Food Eng, 2012, 111(2): 191 – 207.
- [10] Rahimnejad M, Ghoreyshi A A, Najafpour G, *et al.* Power generation from organic substrate in batch and continuous flow microbial fuel cell operations[J]. Appl Energy, 2011, 88(11): 3999 – 4004.
- [11] Chen C, Sun F, Zhang H, *et al.* Evaluation of COD effect on anammox process and microbial communities in the anaerobic baffled reactor (ABR)[J]. Bioresour Technol, 2016, 216: 571 – 578.
- [12] Burkhardt M, Koschack T, Busch G. Biocatalytic methanation of hydrogen and carbon dioxide in an anaerobic three-phase system[J]. Bioresour Technol, 2015, 178(28): 330 – 333.
- [13] Feng Y J, He L, Wang X, *et al.* Continuous electricity generation by a graphite granule baffled air-cathode microbial fuel cell[J]. Bioresour Technol, 2010, 101(2): 632 – 638.
- [14] Finn D, Page K, Catton K, *et al.* Ecological stoichiometry controls the transformation and retention of plant-derived organic matter to humus in response to nitrogen fertilisation[J]. Soil Biol Biochem, 2016, 99: 117 – 127.
- [15] Luo Q, Wang H, Zhang X, *et al.* Effect of direct electric current on the cell surface properties of phenol-degrading bacteria[J]. Appl Environ Microbiol, 2005, 71(1): 423 – 427.
- [16] 刘洪波, 冷风, 王兴戡, 等. ABR/MFC/MEC 除碳脱氮的影响因素分析与优化[J]. 中国给水排水, 2017, 33(7): 123 – 128.
- Liu Hongbo, Leng Feng, Wang Xingjian, *et al.* Analysis and optimization of influencing factors for simultaneous carbon and nitrogen removal in ABR/MFC/MEC process[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(7): 123 – 128 (in Chinese).



作者简介: 刘洪波(1979 – ), 男, 湖北仙桃人, 博士, 副教授, 硕士生导师, 研究方向为水污染控制理论与技术。

E-mail: Liuhb@usst.edu.cn

收稿日期: 2017-08-10

依法治水, 科学管水, 强化节水