

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.19.004

# 剩余污泥中温和高温厌氧消化长期运行性能研究

高丽娟<sup>1</sup>, 王苗<sup>2</sup>, 王怡<sup>2</sup>, 彭俊<sup>2</sup>, 柴宝华<sup>1</sup>, 韩晓峰<sup>1</sup>,  
寇晓梅<sup>1</sup>, 庄鹏宇<sup>1</sup>

(1. 中国电建集团西北勘测设计研究院有限公司, 陕西 西安 710065; 2. 西安建筑科技大学 环境与市政工程学院, 陕西 西安 710055)

**摘要:** 针对目前存在的污泥高温厌氧消化(TAD)能耗高的问题,设计了不同有机负荷(OLR)下污泥中温和高温厌氧消化连续试验,分析了温度及OLR对污泥厌氧消化(AD)的影响,并对系统产能和耗能进行了初步核算。连续130 d的小试结果表明,当OLR(以VS计)为2.87 g/(L·d)时,TAD系统的单位容积产甲烷速率可达到419.5 mL/(L·d),是中温厌氧消化(MAD)系统的2.9倍,是OLR为1.79 g/(L·d)时的1.6倍。同时,不同OLR下TAD系统的溶解性COD(SCOD)、总氨氮(TAN)及游离氨(FAN)浓度均高于MAD系统,但挥发性脂肪酸(VFAs)浓度与MAD系统的相差不大。此外,TAD系统中*Methanosarcina*为优势古菌属(占56.4%),而在MAD系统中*Methanothrix*占主导(占56.9%)。能量衡算表明,TAD系统可以实现能量自给,而MAD系统需要额外的能量输入。总体来看,TAD系统比MAD系统的水解产气性能更好,而且可满足能量自给,在城市污水处理厂剩余污泥资源化应用中具有更明显的优势。

**关键词:** 高温厌氧消化; 长期运行; 微生物群落; 能量衡算

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)19-0027-06

## Long-term Operation Performance of Excess Sludge Anaerobic Digestion under Mesophilic and Thermophilic Conditions

GAO Li-juan<sup>1</sup>, WANG Miao<sup>2</sup>, WANG Yi<sup>2</sup>, PENG Jun<sup>2</sup>, CHAI Bao-hua<sup>1</sup>,  
HAN Xiao-feng<sup>1</sup>, KOU Xiao-mei<sup>1</sup>, ZHUANG Peng-yu<sup>1</sup>

(1. PowerChina Northwest Engineering Corporation Limited, Xi'an 710065, China; 2. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China)

**Abstract:** This study designed two continuous mesophilic and thermophilic excess sludge anaerobic digestion systems under different organic loading rates (OLR), analyzed the effects of temperature and OLR on sludge anaerobic digestion (AD), and preliminarily calculated the energy production and consumption of the systems, so as to solve the high energy consumption problem of sludge thermophilic anaerobic digestion (TAD). According to the bench-scale experiment operated continuously for 130 days, the methane yield per unit volume of TAD reached 419.5 mL/(L·d) when the OLR was 2.87

基金项目: 国家自然科学基金资助面上项目(52170172); 陕西省重点产业创新链(群)项目(2021ZDLSF05-04); 陕西省教育厅重点科学研究计划项目(20JT042)

通信作者: 王怡 E-mail: wangyi1003@sina.com

g/(L·d) (measured as VS), which was 2.9 times that of the mesophilic anaerobic digestion (MAD) system, and 1.6 times that of the TAD system when the OLR was 1.79 g/(L·d). Besides, the soluble chemical oxygen demand (SCOD), total ammonia nitrogen (TAN) and free ammonia (FAN) in the TAD system under different OLRs were higher than those in the MAD system, whereas the concentrations of volatile fatty acids (VFAs) were not much different from those in the MAD system. In addition, *Methanosarcina* was the dominant archaea in the TAD system (56.4%), while *Methanothrix* was the dominant archaea in the MAD system (56.9%). The energy balance calculation showed that the TAD system could achieve energy self-sufficiency, while the MAD system required additional energy input. In general, the TAD system had better performance of hydrolysis and gas production than those of the MAD system, and could realize the energy self-sufficiency. Therefore, TAD has more obvious advantages in the energy production of excess sludge in municipal wastewater treatment plants.

**Key words:** thermophilic anaerobic digestion; long-term operation; microbial community; energy balance calculation

厌氧消化(AD)是一种可将废物转化为生物能源的技术。污泥中含有大量的有机物,是一种典型的生物质资源,采用AD对污泥进行处理,在减量污泥的同时可以产生沼气,因此可达到碳减排的效果,这对于实现我国的双碳目标意义重大。

传统的中温厌氧消化(MAD)水解速度较慢,使得产气速率较低,从而导致MAD在实际工程应用中体积较大<sup>[1]</sup>。与MAD相比,高温厌氧消化(TAD)被认为可通过加速污泥水解来提高产气量,但其缺点是需要更大的能耗,这在一定程度上限制了TAD在工程上的应用。因此,TAD提高的沼气量与系统所需能耗之间是否平衡决定了其推广应用是否可能。鉴于此,笔者设计了不同负荷下污泥中温和高温厌氧消化连续反应器,研究温度及负荷对污泥厌氧消化的产气性能、水解性能及微生物群落结构的影响,并对系统能量供耗进行核算,以期为污泥TAD在工程上的应用提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 污泥来源及性质

试验采用西安市某污水处理厂奥贝尔氧化沟剩余污泥经离心压滤后的脱水污泥,该厂奥贝尔氧化沟工艺部分的污泥停留时间(SRT)为18~20 d,是典型的长泥龄污泥。试验开始前,采用脱水污泥调制含固率为4%和8%的污泥并将其保存在4℃环境中,将含固率为4%的污泥作为试验启动阶段基质,含固率为8%的污泥作为反应器运行阶段I和II的试验污泥。污泥的理化性质如表1所示。

表1 污泥理化性质

Tab.1 Physical and chemical properties of sludge

| 项 目       | pH   | TS/(g·kg <sup>-1</sup> ) | VS/(g·kg <sup>-1</sup> ) | VS: TS/% | TCOD/(g·kg <sup>-1</sup> ) | 总氨氮(TAN)/(mg·L <sup>-1</sup> ) |
|-----------|------|--------------------------|--------------------------|----------|----------------------------|--------------------------------|
| 脱水污泥      | 7.42 | 161.19                   | 86.10                    | 53.42    | 156.70                     | —                              |
| 含固率为4%的污泥 | 7.43 | 39.41                    | 20.78                    | 52.72    | 28.40                      | 181.65                         |
| 含固率为8%的污泥 | 7.15 | 80.12                    | 42.15                    | 52.61    | 51.96                      | 454.12                         |

### 1.2 试验装置及启动运行方法

AD装置如图1所示。AD反应器为1 L的玻璃瓶,工作体积为0.6 L。使用集热式恒温加热磁力搅拌器分别将MAD系统和TAD系统控制在中温(36±1)℃和高温(52±1)℃条件下。采用排水法(6%的NaOH溶液)计算每日产甲烷量,采用抽填法进行AD系统每日的进样和出样。

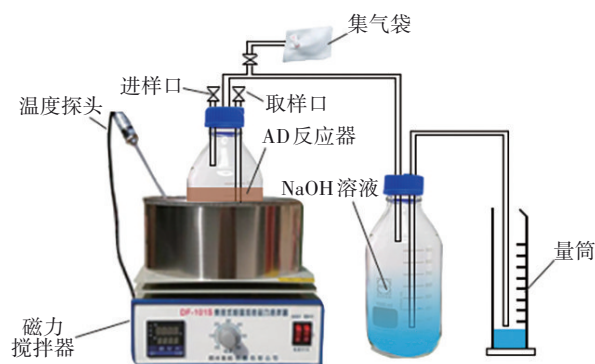


图1 连续厌氧消化反应装置

Fig.1 Continuous anaerobic digestion reaction device

试验共运行130 d,在开始之前接种污泥,并在低OLR[0.72 g/(L·d),以VS计]下启动AD系统,控制SRT为30 d,运行10 d;然后将OLR提高至1.79 g/(L·d),缩短SRT至24 d,运行50 d;然后继续缩短SRT至15 d,以提高OLR至2.87 g/(L·d),运行70 d。

### 1.3 分析项目与方法

沼气产量采用排水法测定;气体组分占比采用气相色谱法(Agilent 6890N,TCD,TDX-01)分析,每5 d测定1次。消化液的性质每5 d测定1次,pH采用雷磁pH计测定,TS和VS采用标准重量法测定,TAN、TCOD、溶解性COD(SCOD)和TN浓度均采用国家标准方法测定,游离氨(FAN)浓度通过式(1)计算得到,VS降解率按照Koch<sup>[2]</sup>的方法计算。将消化液在10 000 r/min下离心10 min后经0.22 μm膜过滤,采用甲酸调pH至2.0,然后采用气相色谱法(Agilent 6890N,FID)测定挥发性脂肪酸(VFAs)。试验结束时将消化液送至生工生物工程(上海)股份有限公司进行细菌和古菌群落的高通量测序。

$$\text{FAN/TAN} = \left[ 1 + \frac{10^{-\text{pH}}}{10^{-(0.09018 + \frac{2.729.92}{T})}} \right]^{-1} \quad (1)$$

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同负荷下AD系统的连续运行性能

#### 2.1.1 产气性能

不同阶段MAD和TAD系统的单位容积产甲烷速率、产甲烷占比及VS降解率如图2所示。

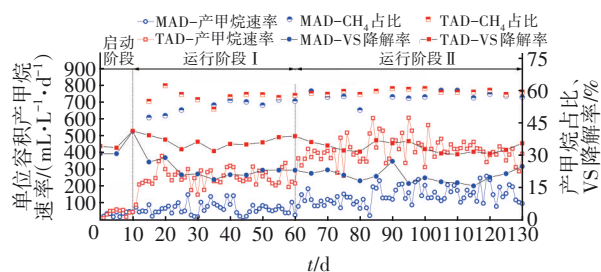


图2 MAD和TAD系统的单位容积产甲烷速率、产甲烷占比及VS降解率

Fig.2 Methane production rate per unit volume, proportion of methane production and VS degradation rate in MAD system and TAD system

由图2可知,在启动阶段,MAD和TAD系统的单位容积产甲烷速率接近,均保持在50 mL/(L·d)左右。提高有机负荷到阶段I后,MAD系统的单位容积产甲烷速率接近70 mL/(L·d),而TAD系统高

达254.7 mL/(L·d),是MAD的3.7倍。进一步提高有机负荷到阶段II时,MAD和TAD系统的单位容积产甲烷速率分别为147.0和419.5 mL/(L·d),分别为阶段I的2.1倍和1.6倍。因此,提高AD系统的温度和有机负荷均会明显提高产甲烷量。

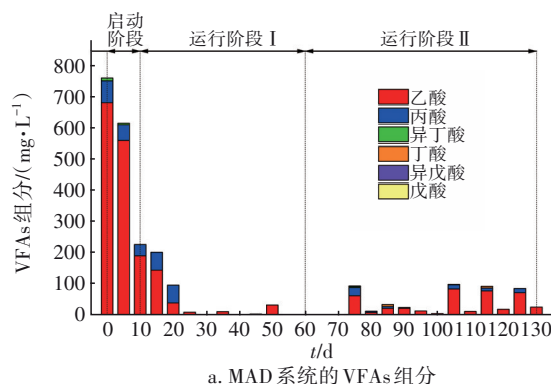
在污泥含固率为8%的条件下,TAD与MAD系统的平均VS降解率分别为33.9%和22.3%。虽然两个系统的VS降解率均未满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中对厌氧消化技术有机物降解率需大于40%的稳定化要求,但整个运行过程中TAD系统的VS降解率均明显高于MAD系统,TAD与MAD系统的VS降解率变化范围分别为30%~41%和17%~30%。

此外,图2显示,TAD系统产生的沼气中甲烷占比略高于MAD系统,且对产甲烷占比进行方差计算可知,MAD系统的方差( $\delta$ )为245.5,而TAD系统的 $\delta$ 为4.7,因此TAD系统的产甲烷占比相对稳定。在阶段I的前25 d,两个系统的产甲烷占比均有较大的波动,而在后25 d中MAD系统基本稳定在55%左右,TAD则稳定在57%左右。提高有机负荷后MAD和TAD系统的产甲烷占比分别提升到57%和59%。

综上,TAD系统的单位容积产甲烷速率及产甲烷占比均高于MAD系统,且变化幅度较小,表明TAD系统的产沼气性能优于MAD系统。

#### 2.1.2 水解性能

MAD和TAD系统在不同负荷下运行的水解指标历时变化见图3。图3(a)和(b)为VFAs组分的历时变化,可以看出,启动阶段MAD系统的VFAs组分以乙酸为主,而TAD系统开始出现了丙酸积累。提高负荷后的阶段I,TAD系统中丙酸积累更加明显,浓度高达419.9 mg/L。再次提高负荷的阶段II,两个系统均以乙酸为主,其次为少量的丙酸。



a. MAD系统的VFAs组分

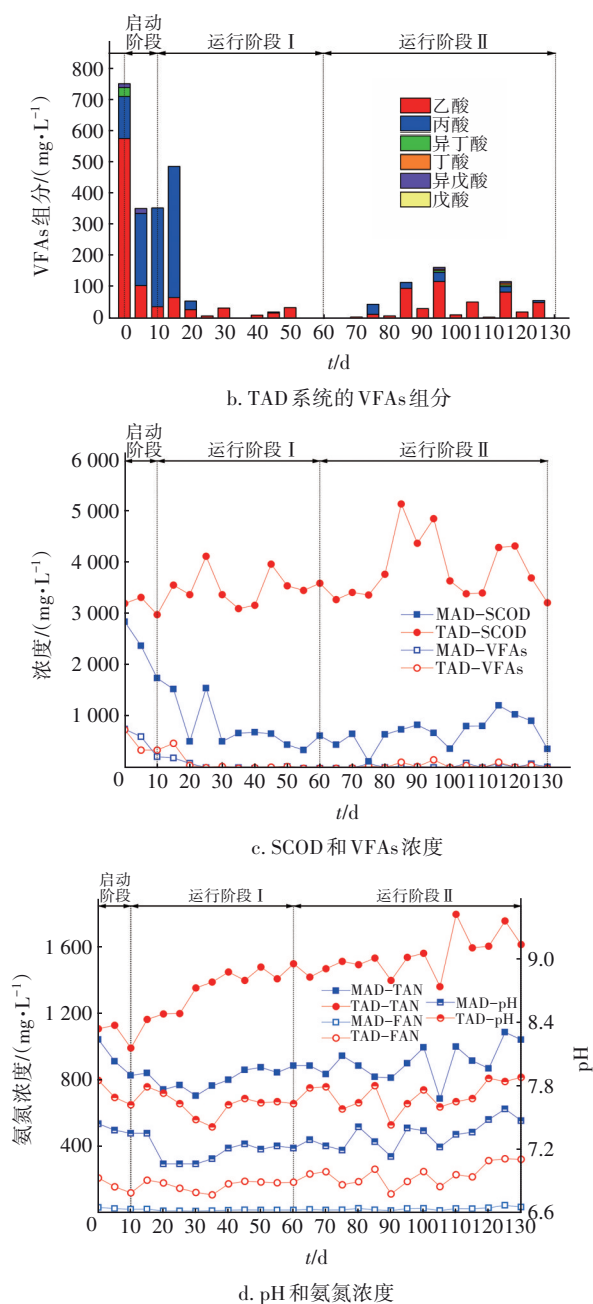


图3 MAD及TAD系统的水解指标的历时变化

Fig.3 Change of the hydrolysis indexes of MAD system and TAD system

图3(c)为MAD和TAD系统的SCOD及VFAs浓度的历时变化。可以看出,TAD系统的SCOD浓度及波动均较MAD系统要大,但是两个系统的VFAs浓度却相差不大,说明TAD系统中产生了一定量的非挥发性有机物。在阶段I中,MAD系统的SCOD浓度从1 759.6 mg/L下降并稳定在600 mg/L左右,而TAD系统的SCOD浓度则从2 999.2 mg/L增加到3 613.9 mg/L。提高负荷至阶段II后,MAD系统的

SCOD浓度没有明显的增加,平均浓度为700 mg/L,而TAD系统的SCOD及VFAs均有增加,SCOD浓度在85 d时达到了最高值(5 161.3 mg/L),这也为TAD系统在阶段II产气提供了物质基础。

图3(d)为MAD与TAD系统的pH、TAN及FAN浓度的历时变化。可以看出,整个运行过程中TAD系统的pH、TAN及FAN浓度均高于MAD系统,阶段II的波动较阶段I明显。pH是AD系统的关键环境因素,在本试验中,启动阶段MAD及TAD系统的pH分别在7.06~7.58和7.43~7.88范围波动,未超出文献报道的pH抑制产气范围<sup>[3]</sup>。此外,MAD系统的TAN浓度在启动阶段从1 044.5 mg/L减少到827.5 mg/L,然后在阶段I稳定在810.0 mg/L左右,但在阶段II时波动变大,最高浓度达到了1 088.9 mg/L;而TAD系统的TAN浓度在整个运行阶段内呈上升趋势,变化范围为994.0~1 800.8 mg/L。至于FAN浓度,MAD系统在运行期间均稳定在20 mg/L左右,而TAD系统的FAN平均浓度为198.2 mg/L,是MAD系统的10倍左右,这是温度变化所导致的。总的来说,MAD和TAD系统的氨浓度均未达到文献中所报道的氨抑制阈值<sup>[4]</sup>。

## 2.2 微生物群落分析

### 2.2.1 微生物多样性

表2所示为MAD及TAD系统中微生物的 $\alpha$ 多样性指数。其中Chao、ACE和Shannon指数与微生物多样性呈正相关,而Simpson指数与微生物多样性呈负相关。从表2可以看出,MAD系统中的序列数是TAD系统的1.28倍,并且其Chao、Shannon及ACE指数均大于TAD系统,而Simpson指数小于TAD系统。由此可见,MAD系统中的微生物多样性高于TAD系统。

表2 MAD及TAD系统中微生物的 $\alpha$ 多样性指数

Tab.2 Alpha diversity indices in MAD system and TAD system

| 项 目   | 序列数    | OTUs | Chao | Shannon | Simpson | ACE | Coverage |
|-------|--------|------|------|---------|---------|-----|----------|
| MAD样品 | 51 260 | 916  | 950  | 5.011   | 0.023   | 947 | 0.998 7  |
| TAD样品 | 39 974 | 877  | 934  | 4.517   | 0.040   | 929 | 0.997 3  |

### 2.2.2 微生物群落相对丰度

众所周知,在污泥厌氧消化中微生物群落起到了至关重要的作用,连续反应结束时MAD和TAD系统中微生物群落在属水平上的相对丰度见图4。



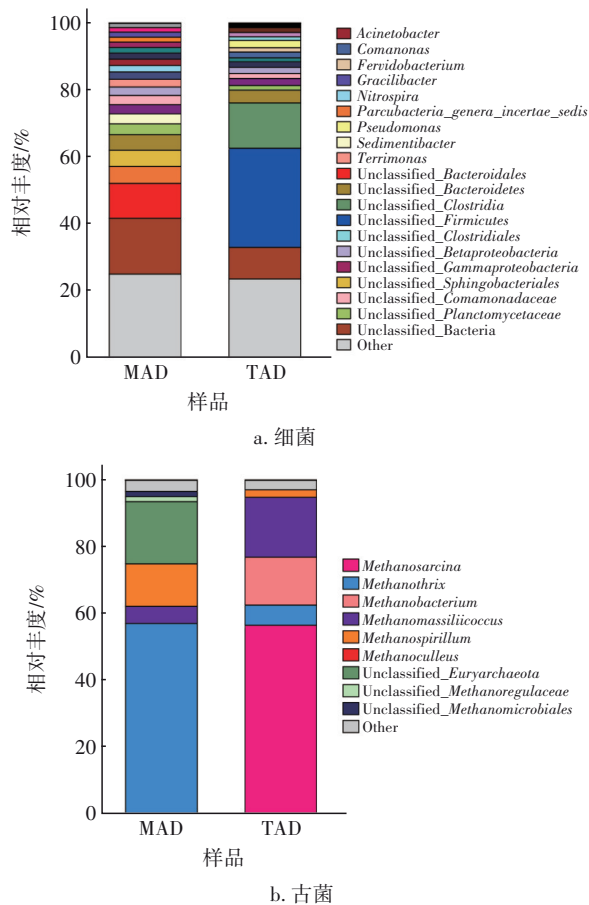


图4 MAD和TAD系统中微生物群落在属水平上的相对丰度

Fig.4 Relative abundance of microbial community at genus level in MAD and TAD systems

从图4(a)可以看出,除相对丰度<1%的属水平细菌(Other)外,MAD和TAD系统中的优势细菌属存在较大的差异。MAD系统中属水平上的优势细菌属分别为 *Unclassified\_Bacteroidales* (10.44%)、*Paracubacteria\_genera\_incertae\_sedis* (5.06%) 以及 *Unclassified\_Sphingobacteriales* (4.83%)。 *Unclassified\_Sphingobacteriales* 属于 *Sphingobacteriia*,其可以降解复杂大分子有机物,例如蛋白质和碳水化合物等<sup>[3]</sup>。TAD系统中属水平上相对丰度最高的细菌为 *Unclassified\_Firmicutes* (29.72%),是厌氧消化系统中常见的细菌,在丁酸等VFAs的降解过程中起着重要的作用<sup>[5]</sup>。此外,高温菌 *Unclassified\_Clostridia* 在TAD系统中的相对丰度也高达13.56%,其被报道是一种常见的能够降解蛋白质、脂质和聚合碳水化合物的高温菌<sup>[6]</sup>。

从图4(b)可以看出,MAD与TAD系统中的古菌群落存在明显区别。*Methanotherix*在MAD系统中

的相对丰度高达56.9%,为MAD系统的优势古菌属,其以乙酸作为产甲烷基质<sup>[7]</sup>。而TAD系统中的优势古菌属为 *Methanosarcina* (56.4%),其作为AD系统中常见的多功能产甲烷古菌,可以利用  $H_2/CO_2$ 、乙酸、甲醇、甲胺等基质产甲烷,且有文献报道称, *Methanosarcina* 可在较大的温度范围内生长,并且对环境pH的接受范围较大,因此可以在高温中保持较高丰度<sup>[8]</sup>。此外, *Methanobacterium* (28.0%)也是TAD系统中的优势古菌属,该菌是一种氢营养型产甲烷古菌,可利用  $H_2$ 和  $CO_2$ 作为产甲烷基质<sup>[9]</sup>,其在MAD系统中未被发现。

综上可知,温度提高导致AD系统中优势菌群丰度发生了变化,这与温度所导致的AD系统中pH、TAN及VFAs等环境条件和基质条件变化相关。

### 2.3 能量衡算

为了初步评价工艺能耗及产气能源回收,本研究对连续试验进行能量衡算。污泥厌氧消化系统的能耗主要包括将污泥从环境温度加热到反应温度并维持所需要的能耗,而产能则是由系统最终产甲烷的量来决定。具体计算方法见式(2)~(5)。

$$E_{i,P} = \rho Q \gamma (t_2 - t_1) (1 + k) \quad (2)$$

$$E_{i,E} = Q \theta + V \omega \quad (3)$$

$$E_{o,P} = P_{CH_4} H \eta_m \quad (4)$$

$$\Delta E = E_{i,P} + E_{i,E} - E_{o,P} \quad (5)$$

式中:  $E_{i,P}$ 为污泥加热所需的热能, kJ/d;  $E_{i,E}$ 为污泥加热所需的电能, kJ/d;  $\rho$ 为污泥密度,取1.04 kg/L;  $Q$ 为污泥量, m<sup>3</sup>/d;  $\gamma$ 为污泥比热容,含固率为8%的污泥比热容取4.0 kJ/(kg·°C)<sup>[10]</sup>;  $t_1$ 为环境温度,取西安市年平均温度15°C;  $t_2$ 为厌氧消化系统所需的温度,°C;  $k$ 为热损失系数,取8%;  $\theta$ 为输送污泥泵的电能消耗,取1.8×10<sup>3</sup> kJ/m<sup>3</sup>;  $V$ 为处理污泥体积,取0.6 L;  $\omega$ 为搅拌消耗的电能,取3.0×10<sup>2</sup> kJ/(m<sup>3</sup>·d);  $E_{o,P}$ 为污泥厌氧消化产甲烷回收的能量, kJ/d;  $P_{CH_4}$ 为产甲烷体积, L;  $H$ 为甲烷最低燃烧值,取35.8 kJ/L;  $\eta_m$ 为转化效率,取90%<sup>[11]</sup>。

计算结果见表3。可知,TAD系统的净能量高于MAD系统,提高负荷后MAD系统的净能量减少而TAD系统的净能量增加。就耗能情况来看,在阶段I中,MAD系统的总能耗为2.59 kJ/d,TAD系统则需要4.39 kJ/d的能耗来维持更高的反应温度。同样,在阶段II中,MAD与TAD系统的能耗也分别

提升到了4.02和6.90 kJ/d。然而,产能方面,TAD系统与MAD系统相比,不同的运行阶段均产生了更多甲烷量,因此也产生了更多可回收的能量。总之,整个运行阶段MAD和TAD系统的净能量分别为-3.26、1.13 kJ/d,TAD系统可以能量自给,而MAD系统尚需要额外的能量输入。

表3 AD系统的能量衡算

Tab.3 Energy balance calculation of AD system

| 项 目                                       | MAD系统 |       | TAD系统 |       |
|---|-------|-------|-------|-------|
| OLR/(g·L <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup> ) | 1.79  | 2.87  | 1.79  | 2.87  |
| 能耗/(kJ·d <sup>-1</sup> )                  | 热能耗   | -2.36 | -3.77 | -4.16 |
|   | 电能耗   | -0.23 | -0.25 | -0.23 |
| 产能/(kJ·d <sup>-1</sup> )                  | 1.06  | 2.29  | 4.58  | 7.84  |
| 净能量/(kJ·d <sup>-1</sup> )                 | -1.52 | -1.74 | 0.20  | 0.93  |

### 3 结论

① TAD系统的单位容积产甲烷速率高于MAD系统,最高可达608.3 mL/(L·d);相同负荷下TAD系统的产甲烷占比高于MAD系统,且波动较MAD系统的要小。

② MAD与TAD系统的水解指标波动相似,但TAD系统的pH、TAN、FAN及SCOD浓度均明显高于MAD系统。高温会导致细菌及古菌群落的多样性减少,细菌的优势菌属丰度发生变化,古菌的优势菌属从*Methanotrix*演变为*Methanosarcina*。

③ TAD系统在不同负荷下运行均可满足能量自给,而MAD系统还需要额外的能量输入,因此,从系统能量收支角度看,TAD更有优势。

### 参考文献:

- [1] XU Y, LU Y Q, ZHENG L K, *et al.* Perspective on enhancing the anaerobic digestion of waste activated sludge[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 389: 121847.
- [2] KOCH K. Calculating the degree of degradation of the volatile solids in continuously operated bioreactors [J]. Biomass and Bioenergy, 2015, 74: 79-83.
- [3] 冯高, 张昱晨, 苟敏, 等. 丁酸氧化菌群对抗生素及活性炭协同作用响应[J]. 生物技术通报, 2019, 35 (8): 64-76.  
FENG Gao, ZHANG Yuchen, GOU Min, *et al.* Response of butyrate-oxidizing microbial community to the co-effects of antibiotics and activated carbon [J].

Biotechnology Bulletin, 2019, 35 (8): 64-76 (in Chinese).

- [4] TAO B, DONNELLY J, OLIVEIRA I, *et al.* Enhancement of microbial density and methane production in advanced anaerobic digestion of secondary sewage sludge by continuous removal of ammonia [J]. Bioresource Technology, 2017, 232: 380-388.
- [5] PING Q, ZHANG Z P, DAI X H, *et al.* Novel CaO<sub>2</sub> beads used in the anaerobic fermentation of iron-rich sludge for simultaneous short-chain fatty acids and phosphorus recovery under ambient conditions [J]. Bioresource Technology, 2021, 322: 124553.
- [6] BEDOYA K, HOYOS O, ZUREK E, *et al.* Annual microbial community dynamics in a full-scale anaerobic sludge digester from a wastewater treatment plant in Colombia [J]. Science of the Total Environment, 2020, 726: 138479.
- [7] NGUYEN V K, CHAUDHARY D K, DAHAL R H, *et al.* Review on pretreatment techniques to improve anaerobic digestion of sewage sludge [J]. Fuel, 2020, 285: 119105.
- [8] CAPSON-TOJO G, MOSCOVIZ R, ASTALS S, *et al.* Unraveling the literature chaos around free ammonia inhibition in anaerobic digestion [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2019, 117: 109487.
- [9] LI Y, CHEN Y G, WU J. Enhancement of methane production in anaerobic digestion process: a review [J]. Applied Energy, 2019, 240: 120-137.
- [10] 程英超, 李欢, 张玉瑶. 含固率对污泥热常数的影响 [J]. 四川环境, 2015, 34(6): 1-4.  
CHENG Yingchao, LI Huan, ZHANG Yuyao. Influence of total solid content on thermal physical properties of sewage sludge [J]. Sichuan Environment, 2015, 34 (6): 1-4 (in Chinese).
- [11] XIAO B Y, TANG X Y, YI H, *et al.* Comparison of two advanced anaerobic digestions of sewage sludge with high-temperature thermal pretreatment and low-temperature thermal-alkaline pretreatment [J]. Bioresource Technology, 2020, 304: 122979.

作者简介:高丽娟(1984-),女,山西临汾人,硕士研究生,主要研究方向为污泥处理技术。

E-mail:1654465680@qq.com

收稿日期:2022-01-21

修回日期:2022-03-25

(编辑:刘贵春)