



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.201911116

中图分类号 X705

文献标识码 A

石佳, 刘长青, 迟文浩, 等. 微好氧预处理对市政污泥厌氧消化产甲烷的影响[J]. 环境工程学报, 2020, 14(8): 2252-2261.

SHI Jia, LIU Changqing, CHI Wenhao, et al. Effect of microaerobic pretreatment on municipal sludge anaerobic digestion and methane production[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(8): 2252-2261.

## 微好氧预处理对市政污泥厌氧消化产甲烷的影响

石佳<sup>1</sup>, 刘长青<sup>1,\*</sup>, 迟文浩<sup>2,3</sup>, 吴绍全<sup>2,3</sup>, 张乐婷<sup>2,3</sup>, 孙扬<sup>2,3</sup>

1. 青岛理工大学环境与市政工程学院, 青岛 266033

2. 青岛水务集团有限公司, 青岛 266071

3. 青岛市水质保障与水资源开发利用重点实验室, 青岛 266071

第一作者: 石佳(1996—), 女, 硕士研究生。研究方向: 污水处理与资源化利用。E-mail: m15192607031@163.com

\*通信作者: 刘长青(1973—), 男, 博士, 教授。研究方向: 污水处理与资源化利用。E-mail: lcqlfy@163.com

**摘要** 针对目前市政污泥处理资源化与减量化效率低的问题, 利用微好氧预处理技术进行预处理, 提高其甲烷产量。利用有机物溶出效率、VSS 减量、甲烷产量 3 项指标对预处理效果进行了评价; 研究了不同参数条件下微好氧预处理对市政污泥厌氧消化产甲烷的影响; 探讨了微好氧预处理对污泥胞外聚合物的影响。结果表明, 微好氧预处理可以促进污泥溶解性有机物释放、提高 VSS 去除率; 在最佳反应条件下(曝气强度  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ 、预处理时间 12 h), 相对于未经过预处理的工况, 甲烷产量可提高 26.77%; 微好氧预处理对剩余污泥活性细胞的影响主要发生在胞外聚合物部分, 同时也存在对活性微生物的破解作用。市政污泥经过微好氧预处理后, 可有效提升后续中温厌氧消化或高温厌氧消化的甲烷产量。

**关键词** 微好氧预处理; 市政污泥; 厌氧消化; 甲烷

截至 2018 年底, 我国投入运行使用的污水处理厂达 4 332 座, 污水处理能力达  $1.95 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , 治理规模居世界首位<sup>[1]</sup>。这意味着, 会有大量的剩余污泥伴随着污水处理的过程产生。据统计, 我国剩余污泥年产量已超过  $4 \times 10^8 \text{ t}$ (按含水率 80% 计)。其中, 仅有 20% 左右的剩余污泥能够得到安全处置<sup>[2]</sup>。滞后的污泥处理处置能力带来的环境问题已日益凸显, 部分未经妥善处理的剩余污泥所含有的病原微生物、重金属等污染物会重回环境, 造成对环境的二次污染。因此, 污泥的处理处置问题受到了广泛关注<sup>[3]</sup>。传统的厌氧消化技术由于存在有机物利用率低、甲烷产率低、污泥停留时间长等问题, 很大程度限制了污泥处理处置资源化与减量化的效率<sup>[4]</sup>。

近年来, 国内外研究者探究了多种污泥厌氧消化预处理方法, 主要包括超声波预处理法、热预处理法、碱预处理法和过氧化氢预处理法等<sup>[5-7]</sup>。上述方法虽均可以有效提高污泥消化性能、增加厌氧消化水解速度和提高甲烷产率<sup>[8-9]</sup>, 但也存在药剂投加大、能耗高和加热过程中有臭气产生等问题。有研究<sup>[10-12]</sup>表明, 微量氧气的供应可以加快厌氧消化微生物内酶的水解速率、提高其微生物种群的相对丰度; 同时, 污泥中 COD 的溶解性能也可以得到改善<sup>[13-14]</sup>。JENICEK 等<sup>[15]</sup>在连续流反应器中探究了预曝气对硫化氢去除效率、磷酸盐释放的影响。RAMOS 等<sup>[16]</sup>在连续流厌氧

消化中试系统中观察微曝气对超载条件下厌氧消化性能的影响，实验结果表明，微曝气能够增加消化系统的负荷。

以通入微量氧气作为预处理方式不需额外投加药剂，有利于减少成本、防止环境的二次污染。有研究<sup>[17-18]</sup>表明，微好氧预处理可以有效改善污泥中有机质溶解性和增加甲烷产率，但关于微好氧预处理影响因素的研究还比较少。本研究以含固率 4% 的市政污泥为研究对象，研究曝气强度、时间等因素对微好氧预处理提升污泥厌氧消化有机质溶出率和甲烷产率的影响，以期开发高效的污泥厌氧消化预处理技术提供支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验材料

本研究所用污泥取自山东省青岛市某市政污水厂，该水厂的处理规模为  $1.6 \times 10^5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 。实验所用的市政污泥由初沉污泥与剩余污泥混合而成，混合比例按水厂实际生产运行情况确定，即初沉污泥:剩余污泥=9:11。混合后经重力浓缩和离心沉降，调节含固率至 4% 左右。

接种污泥取自水厂内污泥厌氧消化池中消化污泥，取回后放置于 AMPTS II 型甲烷潜能测试系统中，在实验温度条件下培养驯化使其具有良好的消化性能，直至日产气量小于  $5 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$ ，取出放入  $4 \text{ }^\circ\text{C}$  冰箱备用。2 种污泥基本性质见表 1。

表 1 供试污泥主要性质  
Table 1 Main characteristics of experimental sludge

污泥类型	pH	总固体/%	VSS/%	SCOD/( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	总COD/( $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )
市政污泥	$6.56 \pm 0.29$	$3.96 \pm 0.02$	$2.45 \pm 0.01$	$402.33 \pm 57.33$	$37.85 \pm 3.87$
接种污泥	$7.61 \pm 0.15$	$2.14 \pm 0.22$	$1.23 \pm 0.05$	$254.30 \pm 26.63$	$16.18 \pm 1.19$

### 1.2 实验方法

预处理实验以 5 个相同的 1.0 L 烧杯作为反应容器，采用机械搅拌，每个反应器内注入 1.0 L 的市政污泥，通过控制转子流量计调节通入反应器内的空气量，以达到维持反应器内曝气强度的目的。反应器内曝气强度为通气速率与发酵液体积之比。曝气强度对市政污泥厌氧消化甲烷产率的影响实验中，曝气强度分别设定为 0、0.20、0.25、0.30 和  $0.35 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ 。反应温度控制为  $35 \text{ }^\circ\text{C}$ ，预处理时间为 24 h。曝气时间对市政污泥厌氧消化甲烷产率的影响实验中，曝气强度控制为  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ ，反应温度控制为  $35 \text{ }^\circ\text{C}$ ，由于在实验过程中发现，前 12 h 内市政污泥中有机物含量随曝气时间的增加已经呈现出大体的变化趋势，此时降低取样频次依然能够反映其变化规律，所以将曝气时间分别设定为 0、2、4、6、8、10、12、16、20、24 h。实验装置如图 1(a) 所示。

污泥厌氧消化反应器采用瑞典 Bioprocess Control 公司生产的 AMPTS II 型甲烷潜能测试系统。实验在厌氧消化罐中进行，消化罐容量为 500 mL，保持反应器中的污泥体积约为 400 mL，采用水浴加热法控制反应器内温度，内置搅拌装置(间歇搅拌， $140 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ )对污泥进行均匀混合，通过气体排气口保持瓶内气压稳定。反应器内接种污泥与市政污泥的比例为 2:1(以 VS 计)，投加污泥后向瓶内通入氮气 5 min 以排出氧气。沼气中  $\text{CO}_2$  被碱液吸收瓶中的  $3 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 NaOH 所吸收，剩余的气体进入气体计量系统，产气量数据会自动储存在数据采集系统中，单位 VS 累积产甲烷量以  $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$  计，厌氧消化周期为 16 d。实验装置如图 1(b) 所示。

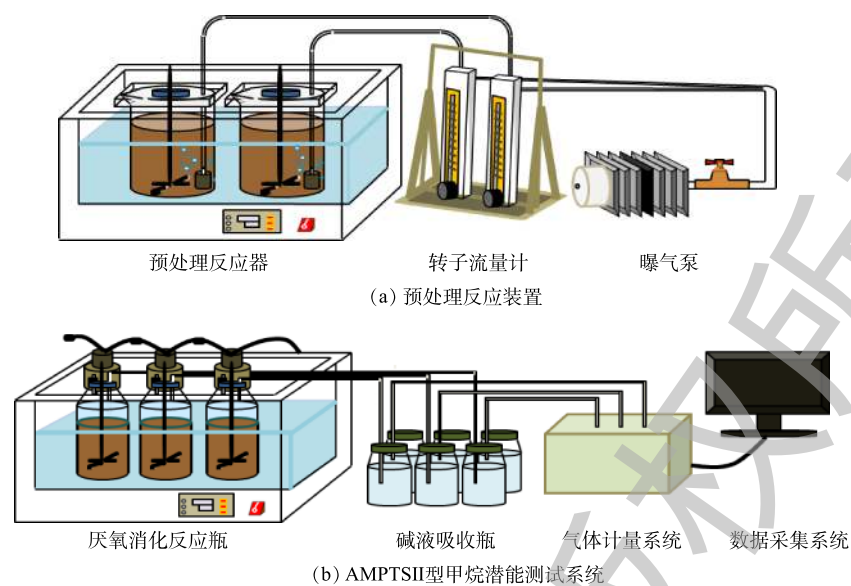


图1 实验装置图

Fig. 1 Diagram of experimental device

### 1.3 分析方法

常规指标 TS、VS、VSS、TCOD、SCOD 均采用文献中的方法<sup>[19]</sup>进行测定；pH 采用雷磁(上海精密科学仪器有限公司)PHS-29A 测定；溶解性碳水化合物测定采用苯酚-硫酸比色法<sup>[20]</sup>，以葡萄糖作为标准物质；溶解性蛋白质测定采用 BCA 法<sup>[21]</sup>，以牛血清蛋白为标准物质；DNA 测定采用二苯胺显色法<sup>[22]</sup>，以小牛胸腺 DNA 为标准品。污泥的 COD 溶出率<sup>[23]</sup>由式(1)计算。

$$R = \frac{C_{\text{SCOD}} - C_{\text{SCOD}_0}}{C_{\text{TCOD}} - C_{\text{SCOD}_0}} \times 100\% \quad (1)$$

式中： $R$ 为污泥的 COD 溶出率； $C_{\text{SCOD}}$ 为经预处理后污泥中 SCOD 浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $C_{\text{SCOD}_0}$ 为未经预处理污泥中 SCOD 浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $C_{\text{TCOD}}$ 为未经预处理污泥中总 COD 浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

胞外聚合物(EPS)提取方法<sup>[24-26]</sup>如下：取污泥 25 mL 于离心管中，使用高速冷冻离心机在 2 000g、4℃ 条件下离心 15 min，取其上清液即为黏液层 EPS(S-EPS)；将剩余颗粒污泥用磷酸盐缓冲溶液悬浮到原体积，在 4 000g、4℃ 条件下离心 15 min，取上清液过 0.45 μm 微孔滤膜，过膜后清液即为松散结合型 EPS(LB-EPS)；用磷酸盐缓冲溶液继续补充至 25 mL，恒温 80℃、水浴 60 min，放置冰箱冷藏至 4℃ 后在 12 000g、4℃ 条件下离心 10 min，所得上清液过 0.45 μm 微孔滤膜，为紧密结合型 EPS(TB-EPS)。

## 2 结果与讨论

### 2.1 微好氧预处理曝气强度对市政污泥厌氧消化甲烷产率的影响

为研究曝气强度对市政污泥中有机物水解程度的影响，需要对市政污泥中耗氧类有机化合物(以 SCOD 计)、蛋白质、碳水化合物的溶出情况进行测定分析。有机物的水解是产甲烷阶段的必要条件。无论是颗粒物质的溶解还是长链有机物分解为单体都要经过水解反应才能被甲烷化，从而使水解过程成为整个厌氧消化过程的限速步骤<sup>[27]</sup>。污泥的水解过程中，胞内外物质的释放最为重要。不同曝气强度对市政污泥溶解程度的影响如图 2 所示。由图 2 可知，随着曝气强度的增加，污泥中溶解性蛋白质及溶解性碳水化合物含量均逐渐增加，而 SCOD 含量及 COD 溶出率，在曝气强度为  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$  时，升高到顶峰后又略有降低。当曝气强度由 0 增大至  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$

时, 污泥中溶解性蛋白质含量从  $166.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  升高到  $465.75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; 溶解性碳水化合物含量从  $20.37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  升高至  $112.99 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; SCOD 含量从  $402.33 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  增加到  $1\ 915.58 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。此时, COD 溶出率为  $4.04\%$ , 系统内 SCOD 含量达到最大值。当曝气强度继续增加至  $0.35 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$  时, 溶解性蛋白质和溶解性碳水化合物含量均有小幅度上升, 分别为  $479.25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $117.32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; 而 SCOD 含量略有降低为  $1\ 846.24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 系统内 COD 溶出率降低为  $3.86\%$ 。上述结果说明, 微曝气促进了复合有机物的水解, 使其转化为可溶性物质。此外, 当曝气强度由  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$  增加至  $0.35 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$  时, 溶解性蛋白质和溶解性碳水化合物浓度随曝气强度的增加保持微弱的增加趋势, 而 SCOD 含量不增反减。其主要原因是: 随曝气强度的增加, 污泥中颗粒性有机质被水解为小分子有机物, 溶解性有机物的产生速率大于反应体系内微生物的消耗速率, 溶解性有机物增加; 当曝气强度大于  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$  时, 随着系统内水解速率加快, 微生物用来满足自身生长繁殖所消耗的有机物质也在逐渐增加。因此, 上述实验结果表明, 微好氧预处理有助于污泥的溶解, 且最佳曝气强度为  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$ 。

系统中甲烷积累量能够直观的显示出曝气强度对市政污泥厌氧消化产甲烷的影响。图 3 为曝气强度对市政污泥厌氧消化产甲烷量的影响。由图 3 可知, 各反应器中甲烷产量均随时间上升。当曝气强度由 0 增加至  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$  时, 单位 VS 最大累积产甲烷量由  $203.72 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$  增加至  $259.42 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ , 然而继续增大曝气强度其值略有降低; 当曝气强度由  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$  增大至  $0.35 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$ , 由于系统中溶解性蛋白质和溶解性碳水化合物含量增加缓慢且 SCOD 含量略有降低, 单位 VS 最大累积产甲烷量下降至  $246.91 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 。因此, 促进市政污泥厌氧消化甲烷产率的最佳曝气强度为  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$ , 相应的甲烷产量为  $259.42 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ , 其产率约提高了  $27.34\%$ 。该结论也与图 2 中实验结论相一致。

污泥厌氧消化产甲烷在得到能源气体甲烷的同时还能实现污泥的减量化。污泥体积的减小有助于后续的外运及填埋处置。图 4 为曝气强度对 VSS 减量的影响。可以看出, 随着曝气强度的增加, VSS 的去除率基本呈现上升趋势。当曝气强度由 0 增加至  $0.30 \text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$  时, VSS 去除率由  $29.52\%$  上升至  $40.17\%$ 。实验结果表明, 微好氧预处理有利于污泥的减量。这是由于微好氧预处理强化了兼性厌氧菌的活性, 使得他们能够快速分解和氧化污泥中的复合有机物<sup>[28]</sup>, 有助于污泥有机质的减量。

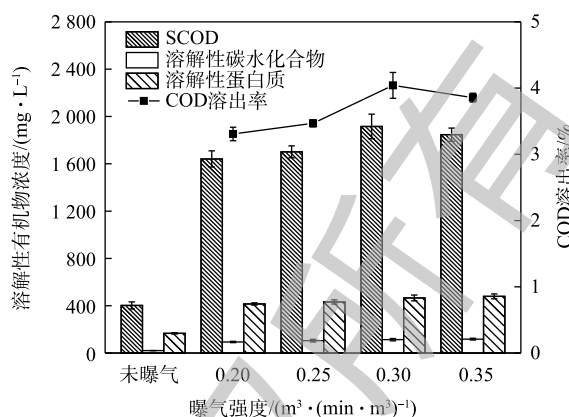


图 2 曝气强度对溶解性有机物及 COD 溶出率的影响  
Fig. 2 Effects of aeration intensity on soluble organic matter and solubility of COD

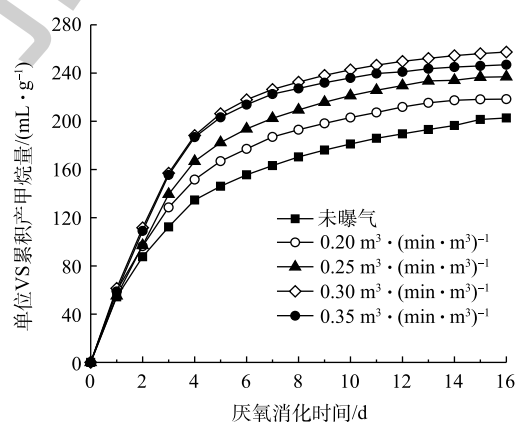


图 3 曝气强度对市政污泥厌氧消化产甲烷量的影响  
Fig. 3 Effects of aeration intensity on methane production in anaerobic digestion of municipal sludge

综上,在利用微好氧预处理市政污泥时,将曝气强度控制在  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$  可以较好的促进污泥中有机物的释放,使单位 VS 累积产甲烷量得到最大限度的提升。因此,促进市政污泥厌氧消化甲烷产率的最佳曝气强度为  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ 。

## 2.2 微好氧预处理时间对市政污泥厌氧消化甲烷产率的影响

为进一步确定微好氧预处理的最佳条件,实验探究了在最佳曝气强度  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$  条件下,预处理时间对市政污泥厌氧消化的影响。曝气时间对市政污泥溶解程度的影响如图 5 所示,可以看出,随着曝气时间的延长,系统内各溶解性有机物含量均逐渐增加。当曝气时间为 12 h 时,系统内溶解性蛋白质、溶解性碳水化合物、SCOD 浓度分别从 210.11、19.65、403.37  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  增加到 480.67、99.39、1 898.68  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , COD 溶出率由 1.60% 增加至 4.07%; 曝气时间增加至 24 h,系统内溶解性蛋白质、溶解性碳水化合物、SCOD 浓度分别增长到 500.67、110.50、1 978.80  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , COD 溶出率增长到 4.21%。上述结果说明,前 12 h 内,曝气对污泥的破解效率较高; 24 h 后,由于在前处理阶段已溶胞大部分污泥,后期随着水解的进行,部分溶出的营养物质被微生物重新利用,逐渐达到溶出与利用相平衡的趋势。因此,12 h 后,系统内各溶解性有机物随曝气时间的增加不明显; 当曝气时间长于 12 h 时,增加不明显且曝气时间的增加会造成能源供给的浪费。所以,曝气 12 h 是  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$  曝气强度条件下利于溶解性物质释放的较优参数。

图 6 为曝气时间对市政污泥厌氧消化产甲烷量的影响。由图 6 可知,随预处理时间的增加,各反应器中甲烷产量随之提高。由于在预处理过程中有机物的水解效率是提升甲烷产率的关键,且甲烷产率与能量利用效率之间存在最优值,因此,综合考虑各曝气时间下溶解性有机物的含量及经济技术合理性,选择预处理时间分别为 0、8、12、24 h 的市政污泥进行后续的厌氧消化实验。当预处理时间分别为 0、8、12 和 24 h 时,单位 VS 最大累积产甲烷量分别为 202.72、250.65、256.98、259.80  $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 。可以看出,当预处理时间大于 12 h 时,曝气时间的增加对甲烷的最大积累产量影响不明显,仅升高了

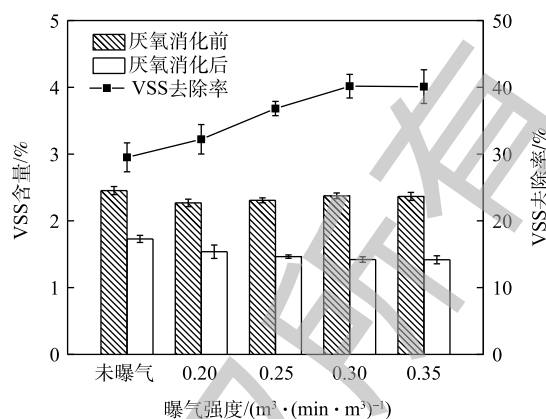


图 4 曝气强度对 VSS 减量的影响

Fig. 4 Effects of aeration intensity on VSS removal

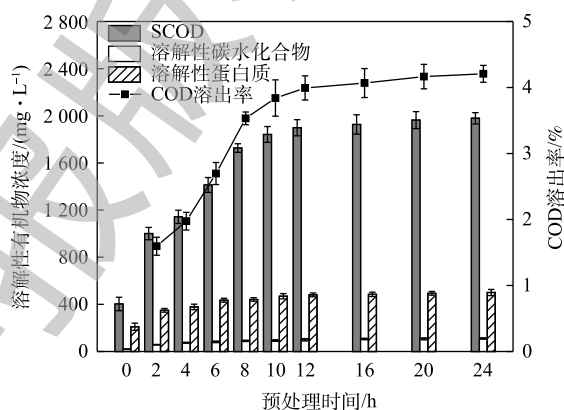


图 5 曝气时间对溶解性有机物及 COD 溶出率的影响

Fig. 5 Effects of aeration time on soluble organic matter and solubility of COD

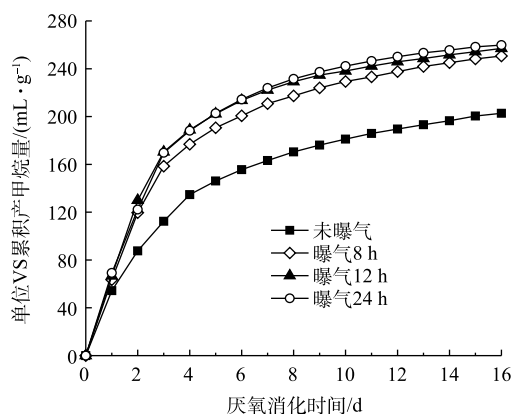


图 6 曝气时间对市政污泥厌氧消化产甲烷量的影响

Fig. 6 Effects of aeration time on methane production in anaerobic digestion of municipal sludge

1.39%。因此，在最佳曝气强度为  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$  的条件下，微好氧预处理最佳曝气时间为 12 h，相应的甲烷产量为  $256.98 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ ，甲烷产率约提高了 26.77%。该结论也与图 5 中实验结论相一致。

综上，在最佳曝气条件下利用微好氧预处理市政污泥时，对曝气时间进行优化可以获得更高的能量利用效率。在最佳曝气强度  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$  条件下曝气 12 h，市政污泥中溶解性有机物充分释放，有效提高了单位 VS 累积产甲烷量，能量利用效率较高。因此，促进市政污泥厌氧消化甲烷产率的最佳参数条件为  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ 、12 h。

### 2.3 中高温条件下微好氧预处理市政污泥厌氧消化性能

在污泥厌氧消化过程中，温度对有机物负荷和产气量有明显影响。根据微生物对温度的适应性，可将污泥厌氧消化分为中温 ( $35 \text{ }^\circ\text{C}$ ) 厌氧消化和高温 ( $55 \text{ }^\circ\text{C}$ ) 厌氧消化。图 7 反映了中、高温条件下微好氧预处理对市政污泥溶解改善程度的对比。由图 7 可知，在曝气强度为  $0.30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{min}^{-1}$  的条件下，虽然市政污泥经预处理后溶解性蛋白质、溶解性碳水化合物、SCOD 均有增加，且中、高温变化趋势一致，但高温微好氧预处理对市政污泥的破解效果优于中温微好氧预处理对污泥的破解效果。在 12 h 时，高温微好氧预处理系统中溶解性蛋白质、溶解性碳水化合物、SCOD 浓度分别是中温组的 3.34、3.43、2.92 倍，其浓度分别达到  $1637.05$ 、 $341.22$ 、 $5532.60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。这主要是因为，在高温条件下，系统中存在大量嗜热细菌，其生物活性及水解效率均明显高于嗜温细菌，污泥溶解程度明显<sup>[29]</sup>；同时，高温条件有利于微生物细胞壁及胞外聚合物的裂解，促使有机物溶出，提高转化率<sup>[30]</sup>。因此，在最佳曝气强度  $0.30 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{min}^{-1}$  条件下，微好氧预处理在中温、高温时均利于市政污泥释放溶解性蛋白、溶解性碳水化合物和 SCOD，且高温时效果较好。

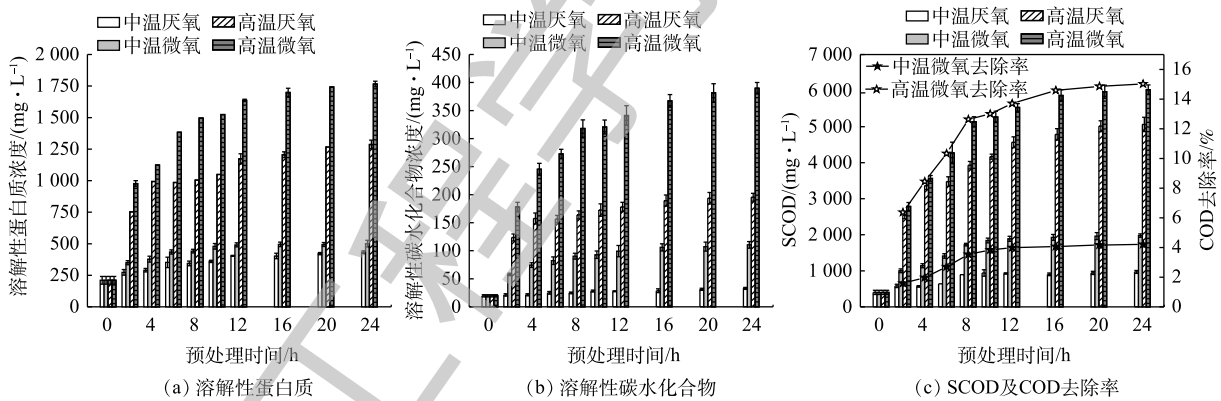


图 7 中温、高温条件下溶解性有机物及 COD 溶出率对比

Fig. 7 Comparison of soluble organic matter and solubility of COD under mesophilic and thermophilic conditions

以最佳预处理条件  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$  曝气强度下曝气 12 h 为例，对比中、高温条件下经微好氧预处理的市政污泥厌氧消化甲烷产率。图 8 为中、高温条件下市政污泥厌氧消化产甲烷量对比。由图 8 可知，市政污泥在高温厌氧消化条件下，单位 VS 累积产甲烷量明显高于中温厌氧消化，经微好氧预处理的市政污泥厌氧消化条件下单位 VS 累积产甲烷量明显高于未预处理的对照组。在  $0.03 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ 、12 h 时，中、高温厌氧消化单位 VS 最大累积产甲烷量分别为  $256.98$ 、 $267.35 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ ，较未经预处理对照组分别提高了 25.53%、14.17%，高温厌氧消化产甲烷的提升率反而较低。这是由于，虽然嗜热细菌较嗜温细菌水解效率高、污泥溶解程度明显，但其在厌氧消化过程中维持自身生长繁殖的能量需求也较高<sup>[31]</sup>。上述结果说明，微好氧预处理对于中、高温厌氧消化均可提高污泥甲烷产率。

## 2.4 微好氧预处理对胞外聚合物分层结构的影响

有研究<sup>[32-33]</sup>表明,胞外聚合物(EPS)可以作为碳源和能量被微生物利用,其生物降解性与EPS结构的松散程度密切相关。根据EPS与细胞结合的紧密程度,可将其分为黏液层EPS(S-EPS)、松散结合型EPS(LB-EPS)和紧密结合型EPS(TB-EPS)<sup>[34]</sup>,相对于结构紧密的TB-EPS, S-EPS及LB-TBS结构松散,与细胞壁结合不牢固易脱落,具有流动性,对提高厌氧消化效率有直接影响<sup>[35]</sup>。

以最佳预处理条件 $35\text{ }^{\circ}\text{C}$ 、 $0.30\text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$ 曝气强度下曝气12 h为例探究微好氧预处理对胞外聚合物分层结构的影响。图9为污泥各层中EPS组分变化。由图9可知,经微好氧预处理后各分层中的EPS组分变化并不一致, S-EPS经预处理后各组分均有明显提高、LB-EPS各组分略有提高、TB-EPS各组分经预处理后趋于减小,预处理前处于S-EPS、LB-TBS、TB-EPS中组分的浓度占EPS总量的比例分别为23.24%、5.36%、75.23%,经预处理后变为47.09%、8.94%和43.97%。这是由于在经过预处理后,胞外聚合物在曝气产生的水力剪切力作用下被剥离,从与细胞壁结合牢固的TB-EPS移动至结构松散的S-EPS及LB-EPS中<sup>[36]</sup>。由于S-EPS处于细胞外部且结构较为松散,易于脱离到液相中,所以S-EPS所占比例的提高与溶解性有机物的溶出率的提升关系密切。预处理前后DNA总量分别为 $363.00$ 和 $409.85\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,说明实验过程同时存在活性微生物的破解,使细胞内的有机物质溶出,为后续厌氧消化提供底物。

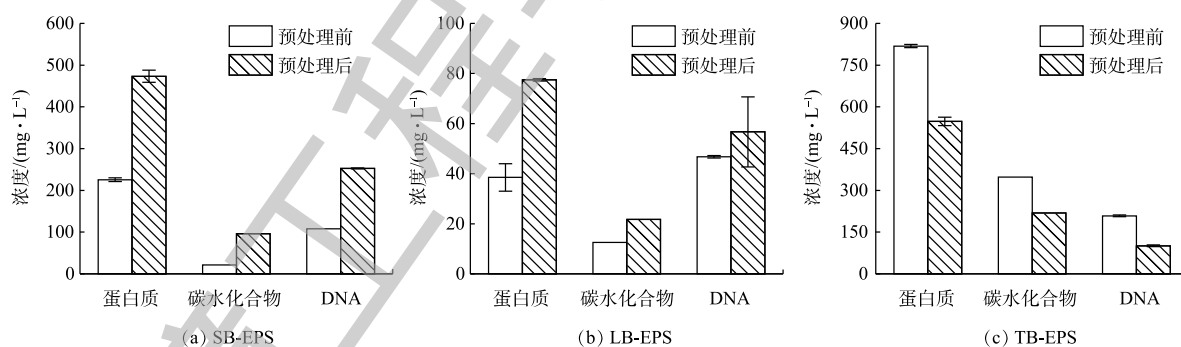


图9 各层中EPS组分的变化

Fig. 9 Change of EPS composition in each layer

## 3 结论

1) 微好氧预处理能够促进市政污泥厌氧消化产甲烷,并且微好氧预处理的参数条件为曝气强度 $0.30\text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$ 下预处理12 h,相应的甲烷产量为 $256.98\text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ ,较未经预处理的对照组提升了26.77%。

2) 微好氧预处理能够促进市政污泥中有机物的释放。当曝气强度为 $0.30\text{ m}^3\cdot(\text{min}\cdot\text{m}^3)^{-1}$ 、曝气时间12 h时,系统中溶解性蛋白质、溶解性碳水化合物、SCOD值分别可达原泥的2.29、5.06和4.71倍,COD溶出率由1.60%增加至4.07%。

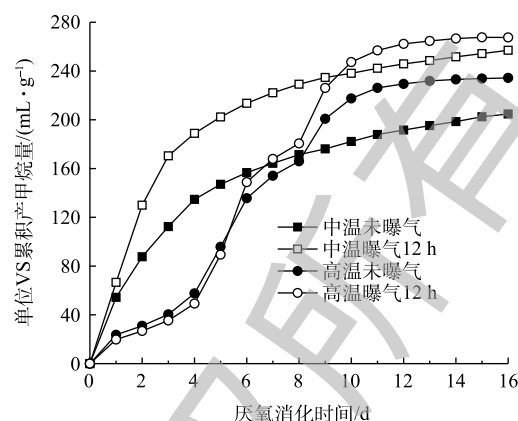


图8 中温、高温条件下市政污泥厌氧消化产甲烷量对比

Fig. 8 Comparison of methane production by anaerobic digestion of municipal sludge under mesophilic and thermophilic conditions

3) 微好氧预处理可以实现市政污泥中有机质的减量, VSS 减量有助于后续的污泥外运及填埋处置。

4) 中、高温条件下微好氧预处理市政污泥厌氧消化性能实验表明, 微好氧预处理对于提升中温厌氧消化和高温厌氧消化甲烷产量均有效果。

5) 微好氧预处理对胞外聚合物分层结构的影响实验表明, 微好氧预处理对剩余污泥活性细胞的影响主要作用于2个方面: 一方面, 能够使胞外聚合物剥离, 从附着于细胞上的TB-EPS移动至松散的S-EPS及LB-EPS中; 另一方面, 能够破解活性微生物, 从而溶出细胞内的有机物质, 为后续厌氧消化提供底物。

## 参 考 文 献

- [1] 叶云晖, 张伟. 生态环境部公布2018年度《水污染防治行动计划》重点任务实施情况[EB/OL]. [2019-07-25]. [http://www.gov.cn/xinwen/2019-07/25/content\\_5415071.htm](http://www.gov.cn/xinwen/2019-07/25/content_5415071.htm), 2019.
- [2] 陈思思, 杨殿海, 庞维海, 等. 我国剩余污泥厌氧转化的主要影响因素及影响机制研究进展[J/OL]. 化工进展: 1-14[2019-10-08]. <https://doi.org/10.16085/j.issn.1000-6613.2019-1128>.
- [3] 胡维杰. 我国污水处理厂污泥处理处置需关注的若干内容[J]. 给水排水, 2019, 55(3): 35-41.
- [4] 王磊, 谭学军, 王逸贤, 等. 热水解预处理剩余污泥的有机物分布及厌氧消化特性[J]. 环境工程, 2019, 37(3): 35-39.
- [5] YAN Y Y, CHEN H L, XU W Y, et al. Enhancement of biochemical methane potential from excess sludge with low organic content by mild thermal pretreatment[J]. Biochemical Engineering Journal, 2013, 70(15): 127-134.
- [6] 廖足良, 冉小珊, 刘长青, 等. 热水解和超声波预处理对污泥厌氧消化效能的影响研究[J]. 环境工程, 2014, 32(6): 52-56.
- [7] 张峰, 冉晓珊, 包苏俊, 等. 热水解超声组合预处理对污泥厌氧消化产气潜力的影响研究[J]. 环境污染与防治, 2013, 35(9): 71-74.
- [8] RUIZ-HERNANDO M, MARTÍN-DÍAZ J, LABANDA J, et al. Effect of ultrasound, low-temperature thermal and alkali pretreatments on waste activated sludge rheology, hygienization and methane potential[J]. Water Research, 2014, 61(15): 119-129.
- [9] 余华平, 黄瑛, 洪锋, 等. 不同预处理方法对脱水污泥厌氧消化的影响[J]. 环境工程学报, 2018, 12(9): 2594-2601.
- [10] GERRITSE J, SCHUT F, GOTTSCHAL J C. Mixed chemostat cultures of obligately aerobic and fermentative or methanogenic bacteria grown under oxygen-limiting conditions[J]. FEMS Microbiology Letters, 1990, 66(1): 87-93.
- [11] KATO S, HARUTA S, CUI Z J. Stable coexistence of five bacterial strains as a cellulose-degrading community[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, 71(11): 7099-7106.
- [12] GOEL R, MINO T, SATOH H, et al. Effect of electron acceptor conditions on hydrolytic enzyme synthesis in bacterial cultures[J]. Water Research, 1997, 31(10): 2597-2603.
- [13] MSHANDETE A, BJORNSSON L, KIVAIISI A K, et al. Enhancement of anaerobic batch digestion of sisal pulp waste by mesophilic aerobic pretreatment[J]. Water Research, 2005, 39(8): 1569-1575.
- [14] NGUYEN P H L, KURUPARAN P, VISVANATHAN C. Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill[J]. Bioresource Technology, 2007, 98(2): 380-387.



- [15] JENICEK P, CELIS C A, KOUBOVA J, et al. Comparison of microbial activity in anaerobic and microaerobic digesters[J]. *Water Science and Technology*, 2011, 63(10): 2244-2249.
- [16] RAMOS I, FDZ-POLANCO M. The potential of oxygen to improve the stability of anaerobic reactors during unbalanced conditions: Results from a pilotscale digester treating sewage sludge[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 140(7): 80-85.
- [17] MONTALVO S, HUILINIR C. Microaerobic pretreatment of sewage sludge: Effect of air flow rate, pretreatment time and temperature on the aerobic process and methane generation[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, 110(5): 1-7.
- [18] DUMAS C, PEREZ S, PAUL E, et al. Combined thermophilic aerobic process and conventional anaerobic digestion: Effect on sludge biodegradation and methane production[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(8): 2629-2636.
- [19] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [20] AQUINO S F, STUCKEY D C. Soluble microbial products formation in anaerobic chemostats in the presence of toxic compounds[J]. *Water Research*, 2003, 38(2): 255-266.
- [21] SMITH P K, KROHN R I, HERMANSON G T, et al. Measurement of protein using bicinchoninic acid[J]. *Analytical Biochemistry*, 1985, 150(1): 76-85.
- [22] SUN Y, CLINKENBEARD K D, CLARKE C, et al. *Pasteurella haemolytica* leukotoxin induced apoptosis of bovine lymphocytes involves DNA fragmentation[J]. *Veterinary Microbiology*, 1999, 65(2): 156-166.
- [23] 李一兵, 张千, 张彦平, 等. Fenton试剂氧化破解污泥的影响因素研究[J]. *河北工业大学学报*, 2017, 46(1): 98-102.
- [24] 周俊, 周立祥, 黄焕忠. 污泥胞外聚合物的提取方法及其对污泥脱水性能的影响[J]. *环境科学*, 2013, 34(7): 2752-2757.
- [25] 刘翔. 活性污泥和生物膜的胞外聚合物性质及其对污泥性能影响的比较研究[D]. 上海: 复旦大学, 2009.
- [26] MORGAN J W, FORSTER C F, EVISON L. A comparative study of the nature of biopolymers extracted from anaerobic and activated sludges[J]. *Water Research*, 1990, 24(6): 743-750.
- [27] HARIKLIA N, GAVALA, YENAL U, et al. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pretreatment at elevated temperature[J]. *Water Research*, 2003, 37(19): 4561-4572.
- [28] BURGESS J E, PLETSCHE B I. Hydrolytic enzymes in sewage sludge treatment: A mini-review[J]. *Water SA*, 2008, 34(3): 343-349.
- [29] HASEGAWA S, SHIOTA N, KATSURA K, et al. Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion[J]. *Water Science and Technology*, 2001, 41(3): 163-169.
- [30] LIU X, WANG W, GAO X B, et al. Effect of thermal pretreatment on the physical and chemical properties of municipal biomass waste[J]. *Waste Management*, 2012, 32(2): 249-255.
- [31] JANG H M, CHO H U, PARK S K, et al. Influence of thermophilic aerobic digestion as a sludge pretreatment and solids retention time of mesophilic anaerobic digestion on the methane production, sludge digestion and microbial communities in a sequential digestion process[J]. *Water Research*, 2014, 48(6): 1-14.
- [32] WANG Z W, LIU Y, TAY J H. Biodegradability of extracellular polymeric substances produced by aerobic granules[J].

*Applied Microbiology and Biotechnology*, 2007, 74(2): 462-466.

- [33] MORE T T, YADAV J S S, YAN S, et al. Extracellular polymeric substances of bacteria and their potential environmental applications[J]. *Journal of Environmental Management*, 2014, 144(1): 1-25.
- [34] 袁冬琴, 王毅力. 活性污泥胞外聚合物(EPS)的分层组分及其理化性质的变化特征研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(10): 3522-3528.
- [35] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge[J]. *Water Research*, 2007, 41(5): 1022-1030.
- [36] WANG H W, DENG H H, MA L M, et al. Influence of operating conditions on extracellular polymeric substances and surface properties of sludge flocs[J]. *Carbohydrate Polymers*, 2013, 92(1): 510-515.

(本文编辑: 金曙光, 郑晓梅)

## Effect of microaerobic pretreatment on municipal sludge anaerobic digestion and methane production

SHI Jia<sup>1</sup>, LIU Changqing<sup>1,\*</sup>, CHI Wenhao<sup>2,3</sup>, WU Shaoquan<sup>2,3</sup>, ZHANG Leting<sup>2,3</sup>, SUN Yang<sup>2,3</sup>

1. School of Environmental and Municipal Engineering, Qingdao University of Technology, Qingdao 266033, China

2. Qingdao Water Group Co. Ltd., Qingdao 266071, China

3. Qingdao Key Laboratory of Water Quality Protection and Water Resources Utilization, Qingdao 266071, China

\*Corresponding author, E-mail: lcqly@163.com

**Abstract** Aiming at low efficiency of municipal sludge resource reuse and reduction, microaerobic pretreatment was used to improve the methane production from municipal sludge. The pretreatment effect was evaluated by soluble organic dissolved rate, VSS reduction and methane production efficiency. The effects of microaerobic pretreatment on anaerobic digestion of municipal sludge under different conditions and extracellular polymeric substances were studied. The results indicated that microaerobic pretreatment could promote the release of soluble organic matter in municipal sludge and improve the removal efficiency of VSS. Under the optimal reaction conditions: aeration intensity of  $0.30 \text{ m}^3 \cdot (\text{min} \cdot \text{m}^3)^{-1}$ , pretreatment time of 12 h, the methane production increased by 26.77% with comparison with the sludge without pretreatment. The effect of microaerobic pretreatment on cells in excess activated sludge mainly occurred on the extracellular polymeric substances(EPS) and the disintegration of microorganisms. Microaerobic pretreatment could cause the significant increase of methane production rate of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion.

**Keywords** microaerobic pretreatment; municipal sludge; anaerobic digestion; methane