

微生物电解强化剩余污泥裂解液发酵产短链脂肪酸

孟庆杰¹, 王 慧², 康 旭^{1, 3}, 刘文宗^{3, *}

(1. 深圳市深水水务咨询有限公司, 广东 深圳 518024; 2. 西湖大学 工学院 浙江省海岸带环境与资源研究重点实验室, 浙江 杭州 310030; 3. 哈尔滨工业大学(深圳) 土木与环境工程学院, 广东 深圳 518055)

摘要:污泥裂解液是污泥热水解过程中产生的含有大分子有机物的高浓度溶液, 通常采用厌氧消化来实现降解转化及资源回收, 但在热转化过程中, 美拉德反应产物等难降解有机物会导致厌氧转化效率较低, 产甲烷效率也不高。为了解决这个问题, 本研究提出了利用微生物电解辅助厌氧消化(ME-AD)系统对污泥裂解液进行强化处理和资源化的方法, 旨在考察大分子有机物的降解效能和短链脂肪酸(SCFAs)转化效率。研究结果表明, 与实际污水厂通常处理稀释5倍后的裂解液相比, 采用ME-AD直接处理裂解液原液可以提升厌氧降解效率。在序批周期内, COD的去除率为40.2%, 比传统厌氧转化提高了15.6%; 强化降解污泥裂解液中复杂有机物转化为SCFAs, 在第五天强化厌氧发酵过程中, SCFAs的产生达到了最高浓度 40.0×10^5 mg/L, 其中乙酸的占比最高, 达到了68.1%。该研究可为解决污泥裂解液处理难题和污泥资源化利用提供思路。

关键词:剩余污泥; 微生物电解; 厌氧发酵; 短链脂肪酸; 难降解有机物

中图分类号: X703 文献标识码: A

Short-chain fatty acids from lysis liquid of residual sludge anaerobic fermentation enhanced by microbial electrolysis

MENG Qingjie¹, WANG Hui², KANG Xu^{1, 3}, LIU Wenzong^{3, *}

(1. Shenzhen Shenshui Water Resources Consulting Co., Ltd., Shenzhen 518024, China; 2. Key Laboratory of Coastal Environment and Resources of Zhejiang Province, School of Engineering, Westlake University, Hangzhou 310030, China; 3. School of Civil and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Shenzhen 518055, China)

Abstract: Sludge lysis liquid is a highly concentrated solution containing macromolecular organic matter produced during thermal hydrolysis of sludge. Anaerobic digestion is commonly used to achieve degradation conversion and resource recovery. However, during the thermal conversion process, the presence of refractory organic matter such as Melad reaction products can result in low anaerobic conversion efficiency and methane yield. To address the issue, this study proposes a method for the intensive treatment and resource recovery of sludge lysis liquid using a microbial electrolysis-assisted anaerobic digestion (ME-AD) system. The study aimed to investigate the degradation efficacy of macromolecular organic matter and the conversion efficiency of short-chain fatty acids (SCFAs). The results of the study showed that the direct treatment of raw lysis liquid with ME-AD improved the anaerobic degradation efficiency compared to the usual treatment, which involved a 5-fold dilution of lysis liquid. The COD removal rate was 40.2% in the renewal batch cycle, which was 15.6% higher than the conventional anaerobic conversion. Additionally, the complex organic matter in the intensively degraded sludge lysis liquid was converted to SCFAs, which were produced at a maximum concentration of 40.0×10^5 mg/L during the fifth day of intensive anaerobic fermentation. Among the SCFAs, acetic acid had

收稿日期: 2023-07-10 DOI: 10.20078/j.eep.20230901

基金项目: 广东省住房和城乡建设厅 2020 年研究开发项目 (2020-K32-310025)

作者简介: 孟庆杰 (1989—), 男, 山东济宁人, 高级工程师, 从事水处理技术研究工作。E-mail: 1224888204@qq.com

通讯作者: 刘文宗 (1983—), 男, 山东泰安人, 教授, 从事污水处理碳减排与资源化研究。E-mail: liuwenzong@hit.edu.cn

the highest percentage at 68.1%. This study provides a new approach to address the treatment of sludge lysis liquid and utilization of sludge resources.

Keywords: Residual sludge; Microbial electrolysis; Anaerobic fermentation; Short-chain fatty acids; Refractory organic matter

0 引 言

剩余污泥是污水活性污泥工艺的副产物,随着我国污水处理量的不断增加伴随产生大量剩余污泥。据报道,截至 2019 年疫情前,我国年污泥产量达到 3 923 万 t(含水率 80%)并呈逐年递增的趋势^[1],剩余污泥蕴含丰富的有机质,对其进行资源化利用有助于污水处理碳减排^[2]。由于污泥微生物细胞壁半刚性结构和污泥絮体中形成的菌胶团、胞外聚合物等阻碍了剩余污泥中营养物质(例如,有机碳源、氮源和磷源等)的释放^[3],当前污水厂污泥处置已经采用热水解、热裂解等大规模高效处理手段解决这一问题。

污泥热水解工艺是一种通过高温高压(180~350 ℃,2~10 MPa)将污泥絮体结构破坏的污泥预处理方法,其具有处理效率高,占地面积小等优点^[4-6]。污泥热水解的产物主要由固体残渣和污泥裂解液组成。其中,固体残渣的热值高,可用作固体燃料,而污泥裂解液的处理是污泥热水解工艺实现剩余污泥处理与资源化的制约因素^[7]。污泥裂解液组成复杂,其中除了含有高浓度的有机碳、氮和磷等有机物外,还有大量的难降解有机物(如美拉德反应产物、腐殖酸等)^[8]。厌氧消化(AD)处理被认为是有潜力的污泥裂解液处理方法,但研究表明该方法有机物降解和甲烷产生效率均不理想(170 ℃处理 0.5 h 的甲烷产率仅为 286 mL CH₄/g COD)且所需的时间较长^[8-9]。因此提高污泥裂解液的厌氧消化处理效能是实现利用污泥热水解工艺解决污泥处理与资源化问题的有效途径。

本研究采用微生物电解辅助厌氧消化(ME-AD)系统^[10]对污泥裂解液进行处理,探究不同浓度裂解液在 ME-AD 系统处理过程中的产酸效率及难降解有机物的降解效能,旨在解决污泥裂解液处理难题和污泥资源化利用提供思路。

1 材料方法

1.1 污泥裂解液

本研究使用的污泥裂解液来自山西省某污

水处理厂。该污水处理厂采用 A/A/O 工艺,日处理 5 万 t 生活污水,剩余活性污泥采用热水解技术进行处理,日处理量为 100 t。该污水处理厂使用热水解技术的主要参数为温度 300 ℃、压力 9 MPa 和处理时间 20 min。该污水处理厂每日产生约 70 t 污泥裂解液,部分进行还田处理,90%以上经出水稀释后回流进入污水处理厂主流生物处理工艺。污泥经热水解处理后静置 5 h,收集上清液,得到本研究所需的污泥裂解液。经测定,污泥裂解液的 COD 浓度为(25 730±70) mg/L,氨氮浓度为(1 462±30) mg/L,总氮浓度为(2 110±30) mg/L, pH 为 6.5~7.5。

为研究 ME-AD 系统强化处理原始污泥裂解液的厌氧发酵产酸效能,同步以原污泥裂解液作为对照,采用实际污水厂进行生化降解的 5 倍稀释裂解液开展低浓度处理研究,分析原浓度和稀释浓度污泥裂解液的产酸效能及难降解有机物的降解效能。实验分组情况如下:

A 组:原溶液组为未经处理的原污泥裂解液。

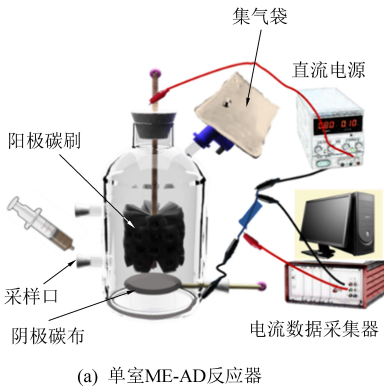
B 组:稀释液组为稀释 5 倍的污泥裂解液。

1.2 反应器启动及运行

研究构建了 2 组单室 ME-AD 反应器(图 1(a)),每组设置 2 个平行。反应器的工作容积为 120 mL,顶空容积为 50 mL。阳极材料为碳纤维刷(直径 2 cm、长度 9 cm、空间体积 28.26 cm³),阴极由铂碳涂布的碳布组成(直径 3 cm,铂碳涂布量 0.5 mg Pt/cm²)。反应器采用直流电源,工作电压为 0.8 V。按照 10% 体积接种活性污泥和乙酸盐培养液(2 000 mg/L 乙酸钠+50 mmol/L 磷酸盐缓冲液)用以富集所需的生物电化学厌氧降解功能微生物,通过电流数据采集器(Keithley2700)连续检测启动阶段反应器的电流变化,当 3 次续批运行周期的电流稳定且保持一致的规律,同时营养液 COD 去除效果稳定且连续重现时,将反应器中的溶液完全更换为不同条件的污泥裂解液进行降解研究。

此外,研究同时构建了 2 组 AD 反应器(图 1(b)),每组设置 2 个平行。反应器的工作容积与 ME-AD 反应器相同。AD 反应器中接种 10% 体积

厌氧消化污泥和原始污泥裂解液后,在与 ME-AD 反应器相同的环境条件下静置培养并定期取样。



所有实验均在厌氧和室温条件下进行,试验运行时间为 40 天。

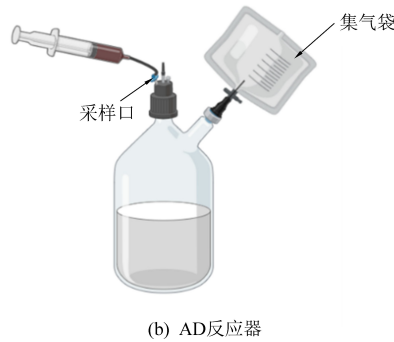


图 1 实验所用反应器示意图
Fig. 1 Schematic diagram of the reactor used in the experiment

1.3 分析方法

在实验中,样品的提取采用三通阀进行。为保证测量精度,所有样品在测试前均使用 0.22 μm 聚四氟乙烯 (PTFE) 薄膜注射器过滤器进行过滤。总氮 (TN) 和氨氮 (NH₄⁺-N) 按照 SEPA 2002 标准方法进行分析^[11]。污泥裂解液的荧光特性通过三维荧光激发-发射矩阵 (3D-EEM) 光谱 (FP-6 500, 日本东京雅斯科) 检测。样品经 H₂SO₄ 酸化后 (每个样品加入 25 μL 5% H₂SO₄) 利用岛津 LC 20A 液相色谱仪测定短链脂肪酸 (SCFAs) 的组成和浓度,其中包括异戊酸 (iso-Val)、正戊酸 (n-Val)、异丁酸 (iso-But)、正丁酸 (n-But)、丙酸 (Pro) 和乙酸 (Ace)。利用 HACH DR6000 分光光度计全波长扫描 (220~550 nm) 测定污泥裂解液中难降解有机物的浓度。通过数据采集器每 10 min 记录一次 ME-AD 反应器中的电流数值。

2 结果和讨论

2.1 ME-AD 处理污泥裂解液电化学性能

在弱电刺激下,微生物的电子传递过程得到

强化,进而提升体系中有机物的厌氧生物转化能力^[12],体系中的电流反映了 ME-AD 中功能微生物对底物的利用活性^[13]。为研究 ME-AD 对不同浓度污泥裂解液的处理效率,比较了不同处理组电流强度随时间的变化。结果表明,与污水厂处理的稀释液组相比,原溶液组的电流强度更高。原溶液组运行第 19 天时,电流达到峰值 10 mA,而稀释液反应器运行到第 17 天时达到电流峰值 2.62 mA (图 2)。反应器运行前 30 天,原溶液组的电流强度均明显高于稀释液组。以上结果共同表明原始浓度裂解液处理组的电子传递数量更多,具有更高的有机物降解效率。此外,体系中电路电流的大小及变化趋势与两种浓度裂解液中可降解有机物的总含量密切相关。稀释后的污泥裂解液中有有机物,尤其是易降解的小分子有机物浓度降低,因此体系中微生物降解有机物过程中所传递的电子数量低,表现出较低的电流强度^[14],相比之下,原始浓度裂解液中的有机物浓度高,对微生物电子传递的推动力也更高。

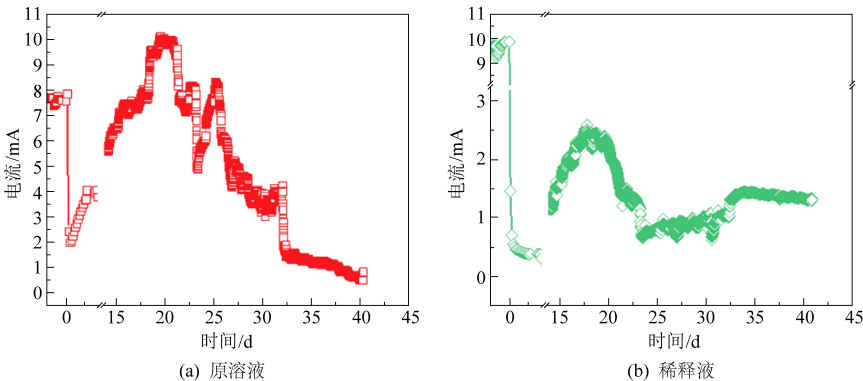


图 2 ME-AD 处理剩余污泥裂解液电流变化
Fig. 2 Current variation of lysis liquid of residual sludge treated by ME-AD

2.2 有机质厌氧降解

为进一步研究 ME-AD 对污泥裂解液中有机物的降解效能,测定原溶液组和稀释液组中的有机物浓度,并将其与传统 AD 处理进行比较,结果如图 3 所示。裂解液原液在 AD 和 ME-AD 系统中经 40 天处理后,COD 的去除率分别为 24.6%和 40.2%,表明 ME-AD 能够直接用于裂解液原液的厌氧强化处理,其有机物降解效率比传统厌氧转化提升了 15.6%(图 3)。此外,ME-AD 系统中的有机物降解速率也高于传统厌氧处理,其在第 3 天和第 20 天的 COD 去除率分别为 1.9%和 35.3%,而传统厌氧处理的 COD 去除率分别为 2.2%和 18.8%。这说明 ME-AD 系统可以在更短的时间内实现更高的 COD 去除率。

处理效能的研究结果表明,稀释后的污泥裂解液 COD 转化的斜率高于原溶液组,但去除量远

远低于原溶液组。在 20 天时,原溶液组 ME-AD 系统的 COD 去除率为 35.3%,但去除量达到了 9 082.7 mg/L。稀释液组的 COD 去除率为37.0%,但去除量仅为 4 760.1 mg/L。在 40 天时原溶液组 COD 去除率为 40.2%,稀释液处理组为 43%,它们相对应的 COD 去除量分别为 10 343.5 mg/L 和 5 532.0 mg/L。污泥裂解液中含有丰富的大分子含氮难降解有机物,如美拉德反应产物和蛋白等,这些有机物对厌氧系统中的微生物具有不利影响。稀释处理后,这些大分子难降解有机物浓度降低,减轻了对微生物群落的不利影响,提升了稀释液处理组的有机物去除率。相比之下,原溶液液组中包含的有机物总量高,电子传递强,因此其有机物去除量远远大于稀释液组,表明了 ME-AD系统可以直接强化降解原始浓度的污泥裂解液。

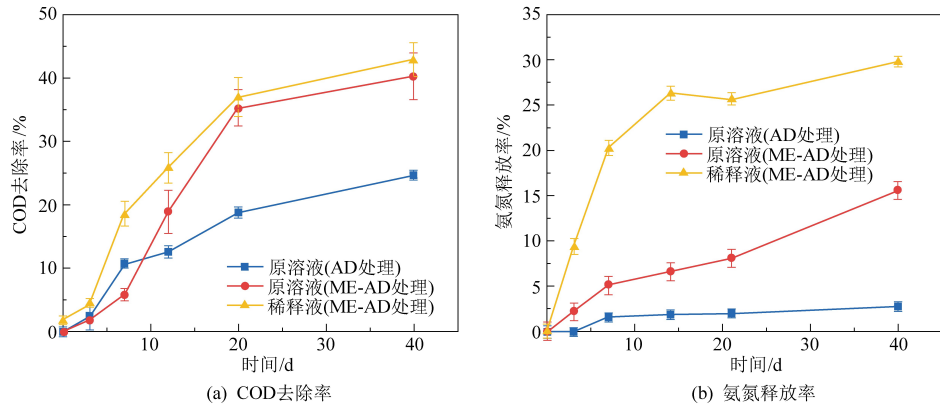


图 3 原溶液和稀释液在 ME-AD 处理过程中的 COD 去除率和氨氮释放率变化

Fig. 3 COD removal and ammonia nitrogen release of the original solution and diluent during ME-AD treatment process

裂解液原液在 AD 系统中经 40 天处理后的氨氮释放率仅为 2.68%。在 ME-AD 系统中,稀释液组的氨氮释放率在 20 天时达到 25.7%,原溶液组为 8.0%。此外,在 40 天时原溶液组氨氮释放率为 15.5%,稀释液组为 29.8%,相较于传统 AD 处理分别提高了 12.82%和 27.12%(图 3(b))。上述结果说明裂解液中的含氮有机物(如芳香族蛋白类有机物和美拉德反应产物等)在 ME-AD 处理过程能被强化降解,同时复杂有机氮化合物被转化为氨氮释放。实际污水厂通过将裂解液原液进行 5 倍稀释降低大分子难降解有机物的浓度,可以减缓其对生物处理过程的抑制。总体而言,使用 ME-AD 直接处理原浓度污泥裂解液时,总有机质和大分子有机物的降解量以及微生物氨化过程均可被进一步提升。

2.3 有机物的降解效能

3D-EEM 光谱在不同区域的发光强度和变化可以表示不同种类可溶解有机物,包括芳香族蛋白质、腐殖酸、富里酸等的浓度和变化^[15]。在未经 ME-AD 处理前,稀释液组中芳香族蛋白质有机物(E_x/E_m : 200~250/280~380 nm)的强度值低于原裂解液组。经 ME-AD 处理后,两组的芳香族蛋白质类有机物浓度均明显降低,即原溶液的最高荧光强度和相应位置由 2 438 a.u. (E_x/E_m : 215/370 nm)降低为 1 332 a.u. (E_x/E_m : 225/375 nm),稀释液的最高荧光强度和相应位置由 1 917 a.u. (E_x/E_m : 225/380 nm)降低为 540.5 a.u. (E_x/E_m : 200/315 nm)(图 4),分别降低了 45.4%和 71.8%。

此外,腐殖酸类有机物的含量(E_x/E_m : 250~400/380~550 nm)也呈降低趋势,例如,在原溶液

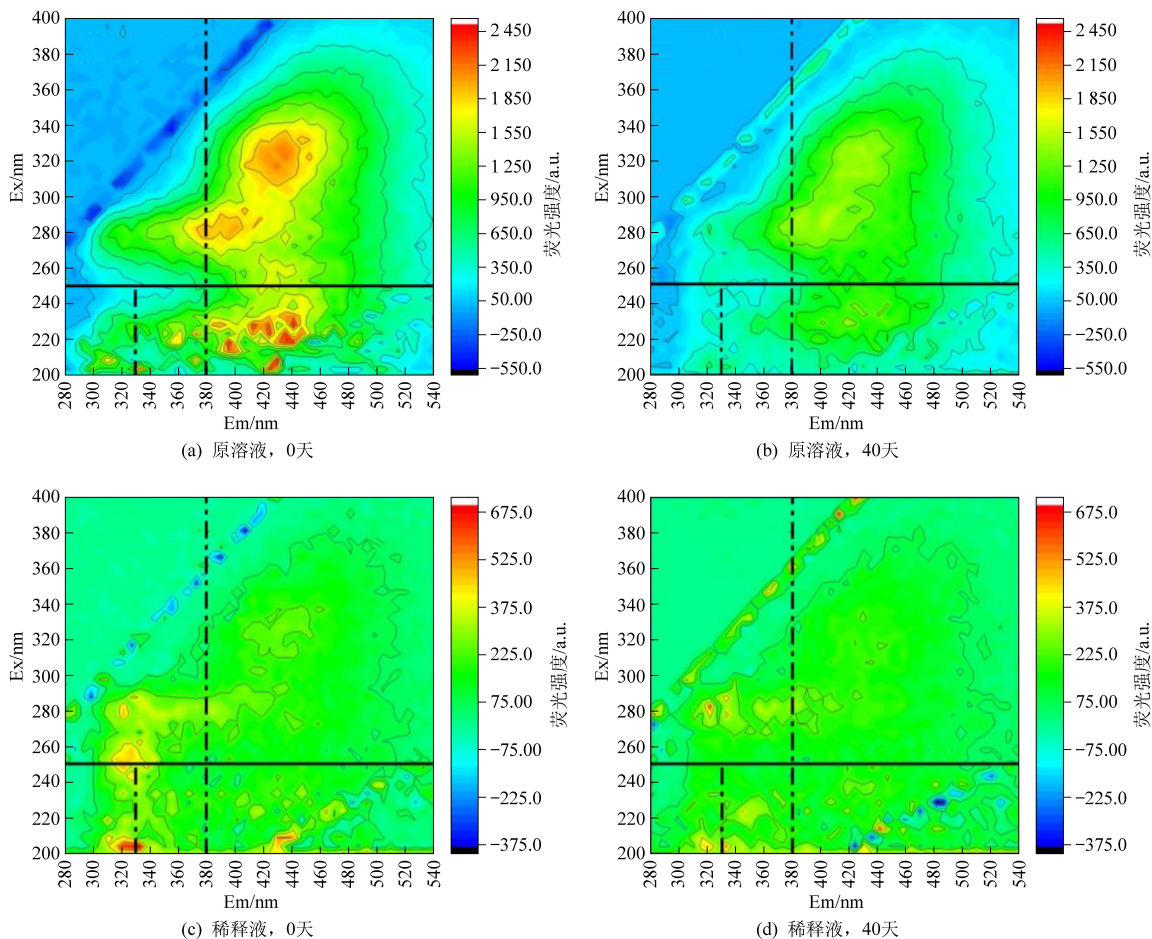


图 4 原溶液和稀释液经 ME-AD 处理后三维荧光光谱变化

Fig. 4 Three-dimensional fluorescence spectra of the original solution and diluent after ME-AD treatment

组中,腐殖酸类有机物的荧光强度和相应位置从 0 天时的 1 010 a.u.降低至 40 天时的 674.2 a.u. (Ex/Em: 350/440 nm)。在稀释液组中,腐殖酸类有机物的荧光强度和相应位置由 184.4 a.u. 降低至 125.8 a.u.(Ex/Em: 350/440 nm),分别降低了 33.2%和 31.8%。总体而言,根据芳香族蛋白质 (Ex/Em: 200~250/280~380 nm),富里酸 (Ex/Em: 200~250/380~550 nm)和腐殖酸 (Ex/Em: 250~400/380~550 nm)类有机物在荧光光谱中的位置和其在 ME-AD 处理过程中的强度变化可以推测,ME-AD 体系对这些可溶解有机物均有降解效果^[16],其中,芳香族蛋白质类有机物相较于富里酸类和腐殖酸类有机物更易被 ME-AD 系统降

解和转化。

2.4 难降解有机物的强化去除

实验通过全波扫描研究了 ME-AD 对难降解有机物如美拉德反应产物和腐殖质的降解性能,并对溶液的颜色变化进行了观察。在 0 天时,原溶液组的最大吸光度和位置为 3.13 a.u.和 296 nm,稀释液组的最大吸光度和位置为 0.86 a.u.和 270 nm(表 1)。经 ME-AD 处理 40 天后,两组的最大吸光度和吸收波长均发生了变化,在原溶液组中降至 2.76 a.u.(286 nm),在稀释液组降至 0.6 a.u.(272 nm),分别降低了 11.8%和 30.2%。此外,在实验中观察到不同浓度污泥裂解液经 ME-AD 处理后颜色的变化,原溶液组经 ME-AD 处

表 1 原溶液和稀释液经 ME-AD 处理前后的最大吸光度和位置变化

Table 1 Maximum absorbance and peaks of the original solution and diluent before and after treatment with ME-AD

	0 天		40 天	
	位置/nm	峰值/a.u.	位置/nm	峰值/a.u.
原溶液组	296	3.13	286	2.76
稀释液组	270	0.86	272	0.60

理前后无明显变化,均表现为暗黑色。稀释液组变化明显,在 0 天时表现为深褐色,经过 40 天处理后颜色降至浅褐色,且透明度增加。同时,在每个 ME-AD 反应器中检测到最大吸光度的下降,表明 ME-AD 对污泥裂解液中的难降解有机物有去除效果。

2.5 短链脂肪酸产率

SCFAs 是 ME-AD 工艺重要的中间有机产物,其是生产生物降解塑料的重要原材料,具有极大

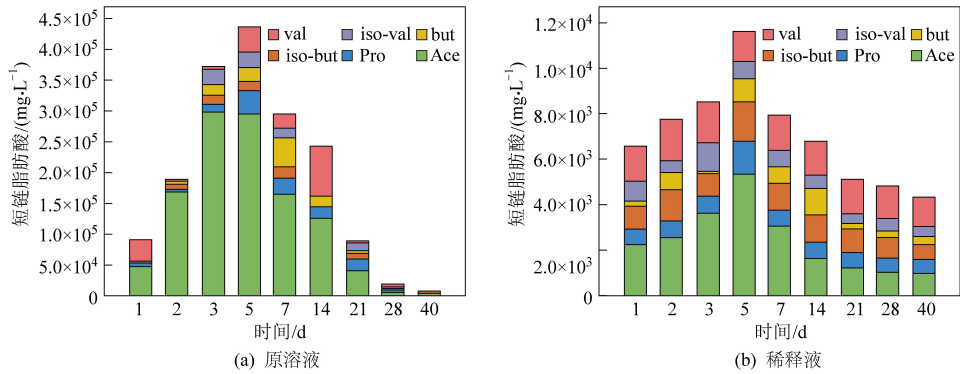


图 5 原溶液和稀释液在 ME-AD 处理过程中的短链脂肪酸产生

Fig. 5 Production of short-chain fatty acids in the original solution and diluent during ME-AD treatment process

ME-AD 系统中阳极的微生物是利用活性污泥进行接种的,其蕴含的微生物多样性高,如产酸微生物、产 SCFAs 微生物、产甲烷微生物和产电微生物^[18]。污泥裂解液中有机物含量和组成时影响微生物活性和底物转化效率的因素之一,因此在后续研究中对 ME-AD 降解污泥裂解液的微生物机理和过程还有待进一步探明。

3 结 论

面向污水厂产生的剩余污泥经过裂解处理产生的高浓度裂解液液实际处理难题,本研究构建了微生物电化学辅助厌氧消化 (ME-AD) 工艺,开展了辅助电压强化复杂碳源生物降解及发酵产短链脂肪酸的研究。结果表明,弱电强化厌氧能够提升污泥裂解液中复杂含氮有机物的降解效率,缩短厌氧降解处理时间。与污水厂处理的裂解液的稀释液相比,ME-AD 系统能够更有效的处理原浓度裂解液。经 ME-AD 处理后,污泥裂解原溶液的短链脂肪酸积累浓度比稀释液高 35 倍。因此,ME-AD 工艺能够有效解决污泥裂解液中高浓度大分子含氮有机质对生物降解和资源化的限制问题,促进有机碳化合物向短链脂肪酸的转化和资源化。

的回收利用价值^[17]。由图 5 可知,原溶液组与稀释液组在 ME-AD 反应器处理过程中 SCFAs 的含量均呈先升高后降低的趋势,其浓度在第 5 天达到最高,分别为 40.0×10^5 mg/L 和 11.6×10^4 mg/L。乙酸 (Ace) 在原溶液 ME-AD 反应器中的占比最高为 68.1%。由于稀释剂组中易降解有机碳源的总量低,因此其 SCFAs 积累量明显低于原溶液组,这一结果与 ME-AD 反应器总有机质降解效能 (COD 去除率) 是一致的。

参考文献 (References) :

[1] 李乔洋. 基于碳减排分析的我国城镇污泥处置现状及发展趋势研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2020: 34-35.
LI Qiaoyang. Current situation and development trend of urban sludge disposal in China based on carbon emission reduction analysis[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2020: 34-35.

[2] WANG Qiandi, LI Xiqi, LIU Wenzong, et al. Carbon source recovery from waste sludge reduces greenhouse gas emissions in a pilot-scale industrial wastewater treatment plant [J]. Environmental Science & Ecotechnology, 2023, 14: 100235.

[3] NGUYEN V K, CHAUDHARY D K, DAHAL R H, et al. Review on pretreatment techniques to improve anaerobic digestion of sewage sludge[J]. Fuel, 2021, 285: 119105.

[4] KIM D, LEE K, PARK K Y. Hydrothermal carbonization of anaerobically digested sludge for solid fuel production and energy recovery[J]. Fuel, 2014, 130: 120-125.

[5] 李京书, 张媛媛, 王兰慧, 等. 污泥热解生物炭中重金属与磷的转化行为研究进展[J]. 能源环境保护, 2023, 37(2): 30-38.
LI Jingshu, ZHANG Yuanyuan, WANG Lanhui, et al. Review on transformation behavior of heavy metals and phosphorus in sewage sludge pyrolysis biochar[J]. Energy Environmental Protection, 2023, 37(2): 30-38.

[6] 刘武军. 含油污泥热解资源化及过程污染控制研究进展及发展趋势 [J]. 能源环境保护, 2023, 37(2): 196-204.
LIU Wujun. Research progress and developing trend of oil

- p>sludge pyrolysis and the process pollution control [J].
- Energy Environmental Protection*
- , 2023, 37(2): 196–204.
- [7] WANG Hui, LIU Wenzong, HAIDER Muhammad Rizwan, et al. Waste activated sludge lysate treatment: Resource recovery and refractory organics degradation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 416: 126206.
- [8] CHEN Huihui, RAO Yue, CAO Leichang, et al. Hydrothermal conversion of sewage sludge: Focusing on the characterization of liquid products and their methane yields [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 357: 367–375.
- [9] DANSO BOATENG E, SHAMA G, WHEATLEY A D, et al. Hydrothermal carbonisation of sewage sludge: Effect of process conditions on product characteristics and methane production [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 177: 318–327.
- [10] YU Zhe, LIU Wenzong, SHI Yingjun, et al. Microbial electrolysis enhanced bioconversion of waste sludge lysate for hydrogen production compared with anaerobic digestion [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 767: 144344–144350.
- [11] SEPA. State Environmental Protection Administration of China (SEPA) monitoring and analysis methods of water and wastewater [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [12] CAI Weiwei, LIU Wenzong, ZHANG Zhaojing, et al. Electro-driven methanogenic microbial community diversity and variability in the electron abundant niche [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 661: 178–186.
- [13] GUO Zechong, LIU Wenzong, YANG Chunxue, et al. Computational and experimental analysis of organic degradation positively regulated by bioelectrochemistry in an anaerobic bioreactor system [J]. *Water Research*, 2017, 125: 170–179.
- [14] 李伟, 杨黎俊, 王佳伟, 等. 微电压强化热水解污泥厌氧消化产甲烷速率研究 [J]. *给水排水*, 2021, 47(12): 30–34+53.
- LI Wei, YANG Lijun, WANG Jiawei, et al. Study on methane production rate of thermal hydrolysis sludge enhanced by micro-voltage [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2021, 47(12): 30–34+53.
- [15] CHEN Wen, WESTERHOFF Paul, LEENHEER Jerry A, et al. Fluorescence excitation emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(24): 5701–5710.
- [16] CHEN Huihui, ZHANG Cheng, RAO Yue, et al. Methane potentials of wastewater generated from hydrothermal liquefaction of rice straw: Focusing on the wastewater characteristics and microbial community compositions [J]. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 2017, 10: 140.
- [17] ATASOY Merve, OWUSU AGYEMAN Isaac, PLAZA Elzbieta, et al. Bio-based volatile fatty acid production and recovery from waste streams: Current status and future challenges [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 268: 773–786.
- [18] CAI Weiwei, LIU Wenzong, YANG Chunxue, et al. Biocathodic methanogenic community in an integrated anaerobic digestion and microbial electrolysis system for enhancement of methane production from waste sludge [J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2016, 4(9): 4913–4921.