

厨余垃圾与剩余污泥厌氧共消化效能及潜在应用: 以武汉为例

杨 思¹, 范晓志², 罗 希², 刘 正¹, 苗 雨³, 吴晓晖¹, 詹飞翔^{1*}

(1. 华中科技大学 环境科学与工程学院, 湖北 武汉 430074; 2. 长江勘测规划设计研究有限责任公司 湖北省长江流域水环境综合治理工程技术研究中心, 湖北 武汉 430010; 3. 华中科技大学 土木与水利工程学院, 湖北 武汉 430074)

摘要: 厌氧共消化是市政有机固废减量化资源化的主流工艺之一, 然而湖北省武汉市仍缺乏具有本地代表性的厨余垃圾与剩余污泥厌氧共消化效能及潜在影响的相关研究。通过生化产甲烷潜力批次实验、动力学分析和共消化性能评估考察了武汉本地典型厨余垃圾和剩余污泥的比例对厌氧共消化效能和潜在应用的影响。研究结果表明: 厨余垃圾与剩余污泥共消化的产甲烷速率比厨余垃圾单独消化提高了 40% ~ 96%; 厨余垃圾与剩余污泥的最佳比例为 2:1 (基于 VS), 此时实际产甲烷潜力为 $408 \text{ mL CH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}_{\text{added}}$, 比理论叠加值提高了 11.2%; 厌氧消化的渗透率达到 60% 时, 武汉本地的厨余垃圾和剩余污泥通过厌氧消化回收的能量高达 6100 万 $\text{m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{a}^{-1}$ 或 2 亿 $\text{kWh} \cdot \text{a}^{-1}$, 可以供应约 7.6% 的居民生活天然气需求量或 1.7% 的电力需求量, 可为武汉本地乃至全国的厨余垃圾和剩余污泥共消化提供参考和指导意义。

关键词: 厨余垃圾; 剩余污泥; 厌氧共消化; 甲烷; 热电联产

中图分类号: S216.4; X703; X705 文献标志码: A 文章编号: 1000 - 1166(2023)02 - 0050 - 09

DOI: 10.20022/j.cnki.1000-1166.2023020050

Performance and Implications of Anaerobic Co-digestion of Food Waste and Waste Activated Sludge: A Case Study in Wuhan / YANG Si¹, FAN Xiaozhi², LUO Xi², LIU Zheng¹, MIAO Yu³, WU Xiaohui¹, ZAN Feixiang^{1*} / (1. School of Environmental Science and Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China; 2. Changjiang Institute of Survey, Planning, Design and Research Co Ltd, Hubei Provincial Engineering Research Center for Comprehensive Water Environment Treatment in the Yangtze River Basin, Wuhan 430010, China; 3. School of Civil and Hydraulic Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China)

Abstract: Anaerobic co-digestion (AcoD) is one of the optimal processes for volume reduction and resource recovery of organic fraction of municipal solid waste, but relevant studies on the anaerobic co-digestion of adequately representative food waste (FW) and waste activated sludge (WAS) are rare. In this study, the effects of ratios of typical local FW and WAS on AcoD performance and potential implications in Wuhan were investigated via biochemical methane potential batch tests, kinetic analysis, and implications discussion. The results showed that the co-digestion of FW and WAS increased the methane production rate by 40% ~ 96% compared to FW mono-digestion. The optimal ratio of FW: WAS was 2:1 (based on VS), and the methane potential was $408 \text{ mL CH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}_{\text{added}}$, 11.2% higher than the theoretical stacked value. When the anaerobic digestion penetration rate reached 60%, the annual energy recovery of FW and WAS in Wuhan was 61 million $\text{m}^3 \text{ CH}_4$ or 200 million $\text{kWh} \cdot \text{a}^{-1}$, which could supply about 7.6% of the residential natural gas demand or 1.7% of the electricity demand. This study could provide guidance and reference significance for the co-digestion of FW and WAS in Wuhan and even nationwide.

Key words: food waste; waste activated sludge; anaerobic co-digestion; methane; combined heat and power generation

收稿日期: 2022-07-11 修回日期: 2022-09-28

项目来源: 国家自然科学基金(52100145); 中央高校基本科研业务费专项资金项目(2021XXJS041); 国家重点研发计划: 生活垃圾分质收运与减量提质系统优化与示范(2018YFC1902902)。

作者简介: 杨 思(1997 -) 男, 汉族, 湖北随县人, 硕士, 研究方向为有机固废厌氧消化, E-mail: si_yang@hust.edu.cn

通信作者: 詹飞翔, E-mail: fxzan@hust.edu.cn

随着经济的发展和城镇人口的增长,城市有机固体废弃物的产量逐年攀升^[1]。厨余垃圾和剩余污泥是城市有机固废中的主要组分^[2]。据统计,目前全球每年的厨余垃圾产量超过 13 亿吨,预计到 2025 年将增长到 22 亿吨^[3]。这些厨余垃圾造成的经济损失每年高达 7.5 万亿美元,产生的碳足迹每年达 33 亿吨 CO₂^[4]。我国目前年厨余垃圾产量约为 1.2 亿吨^[5],剩余污泥产量以 5%~13% 的年增长率逐年攀升并在 2020 年达到约 6000 万吨^[6]。《中国统计年鉴》显示 2020 年我国城市生活垃圾处理方式中填埋和焚烧的占比分别高达 33% 和 62%。具体到武汉市而言,据估计目前厨余垃圾和剩余污泥(含水率 80%)年产量分别约为 110 万吨^[7]和 70 万吨^[8]。武汉市 2021 年的厨余垃圾收运年处理量仅为 29 万吨^[9],其余厨余垃圾和剩余污泥的处理仍严重依赖于传统的填埋和焚烧。填埋和焚烧会造成垃圾渗滤液泄露、二恶英和温室气体排放等二次污染问题^[10]。因此,武汉本地乃至全国都亟需适宜的有机固废减量化、资源化处理技术,以减轻其对环境和经济的负面影响。

厌氧消化工艺可将有机固废转化为甲烷等便于回收利用的生物能源,对环境友好,具有广阔的应用前景。然而,厨余垃圾含有大量易腐有机物,在厌氧消化过程中极易水解酸化,导致挥发性脂肪酸积累至 5 g·L⁻¹ 以上,使厌氧消化反应器的 pH 值降至 5 甚至更低,从而抑制产甲烷过程,导致厌氧消化工艺因酸化而失败^[11]。剩余污泥的有机质含量较低(约为 50%)且主要是污泥微生物和胞外聚合物,厌氧消化时面临水解和产气速率慢、产甲烷潜力低等问题^[12]。与单一底物厌氧消化相比,共消化可以平衡底物的碳氮比,提高底物的可利用性,稀释潜在抑制物的浓度,发挥微生物种群的协同效应等,最终提高底物降解率和甲烷产量^[12]。目前已有许多学者对厨余垃圾和剩余污泥共消化进行了研究,大多数研究指出共消化比单一底物消化表现出更高的甲烷产量,然而也有文献报道共消化不能提高甲烷产量^[6]。这些文献关于共消化的分歧可能归因于厨余垃圾和剩余污泥的组分特征和共消化比例等差异^[14]。显然,厨余垃圾的组分由于地域和饮食习惯的差异而不同,进而导致共消化的运行参数和效能上的差异^[15]。例如,武汉厨余垃圾中淀粉类食物、蔬菜、果皮和肉类的占比分别约为 40%、30%、20% 和 10%^[16]。但是,目前已有研究所使用的厨余垃

圾都是来自餐厅食堂^[17-19]的或者人工调配的餐厨垃圾^[6,20-21],并不能充分代表一个城市或地区总体水平的厨余垃圾,而能充分代表武汉本地乃至全国的厨余垃圾和剩余污泥共消化的研究仍未见报道。此外,武汉市实际上也愈加重视有机固废厌氧资源化利用,例如武汉市 2022 年生态环境重大项目“千子山有机质固废处置项目”正在建设,该项目采用厌氧消化工艺,设计处理能力为 1000 t·d⁻¹(厨余垃圾 800 t·d⁻¹+餐厨垃圾 200 t·d⁻¹),但是,厨余垃圾和剩余污泥单独消化或者共消化的潜在影响,例如厌氧消化系统的运行稳定性和能源回收前景尚不明确。

鉴于此,本研究以武汉本地典型的厨余垃圾和剩余污泥为底物,通过生化产甲烷批式实验研究底物的比例对共消化效能的影响,监测运行过程中反应器的 pH 值、总氨氮(TAN)、溶解性化学需氧量(SCOD)和挥发性脂肪酸(VFAs)浓度以研究物质转化过程。进一步基于改进的 Gompertz 模型对产甲烷过程进行了动力学分析,对共消化性能进行了评估。最后以武汉本地为例讨论了本研究的潜在应用,为武汉本地乃至全国的厨余垃圾和剩余污泥共消化提供参考和指导。

1 材料与方法

1.1 实验材料与装置

根据之前研究^[16],武汉市本地厨余垃圾由 40% 的米饭、30% 的白菜、20% 的香蕉皮和 10% 的猪肉组成(比例基于湿重),以上材料取自华中科技大学的食堂和市场。使用厨房搅拌机将厨余垃圾打碎至粒径小于 2 mm,搅拌均匀后存于 4℃ 冰箱备用。剩余污泥取自武汉市某使用 AAO 工艺的污水处理厂的二沉池。接种污泥取自武汉市某处理啤酒废水的中温厌氧消化罐。本实验中使用的厨余垃圾、剩余污泥和接种污泥的性质如表 1 所示。实验装置为自动甲烷潜力测试系统(AMPTS, MultiTalent 203, Nova Skantek),由水浴加热机械搅拌厌氧反应器、碱液吸收装置和气体计量装置组成,详情如文献所述^[16]。

表 1 实验底物和接种污泥的性质

项目	pH 值	TS (% 湿重)	VS (% 湿重)	VS/TS
厨余垃圾	6.42	25.46	24.67	96.88
剩余污泥	6.89	2.44	1.07	43.66
接种污泥	7.21	3.92	1.68	42.89

1.2 生化产甲烷批次实验

反应瓶的总容量约为 500 mL,工作容量为 400 mL。厨余垃圾与剩余污泥的比例分别为 1:0、2:1、1:1、1:2和 0:1(以 VS 计),底物与接种污泥的比例为 1:2(以 VS 计)此外还设置了一组只有接种污泥的反应瓶。上述反应瓶搅拌均匀后调节 pH 值为 7.5 ± 0.1 ,然后用纯氮吹扫 5 min 以去除氧气,紧接着用橡胶塞密封,然后置于 $37^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ 的水浴中,连接硅胶管和控制线,机械搅拌(80 rpm)每隔 30 s 运行 30 s。所有反应器都设置平行样,运行 30 天。运行过程中通过取样管取反应器内搅拌均匀的混合液用于物理化学指标测定。

1.3 检测分析方法

1.3.1 物理化学指标测定

甲烷产量由自动甲烷潜力测试系统记录,以底物的每克 VS 产生的甲烷在标准条件下(0°C , 1 atm)的体积表示($\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$)。采用重量法测定 TS、VS。pH 值采用 pH 计(FE28, Mettler Toledo)测量。水样经 $0.45 \mu\text{m}$ 孔径的滤头过滤后用于 SCOD 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 测定,再经 $0.22 \mu\text{m}$ 孔径的滤头过滤后用于 VFAs 测定。采用快速消解分光光度法测定 SCOD;采用纳氏试剂分光光度法测定 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$;使用配备火焰离子检测器和毛细管柱(DB-FFAP,安捷伦)的气相色谱仪(GC-2014C,岛津)测定 VFAs,然后将浓度以 $\text{mgCOD} \cdot \text{L}^{-1}$ 表示。

1.3.2 动力学分析

为了研究不同底物比例下的产甲烷动力学,使用改进的 Gompertz 模型^[22]来拟合累积产甲烷数据。

$$M_{(t)} = M_0 \times \exp\{-\exp[(\mu \times e) \times (\lambda - t) / M_0 + 1]\} \quad (1)$$

式中: $M_{(t)}$ 为 t 时刻的理论产甲烷量($\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$); M_0 为最终产甲烷潜力($\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$); μ 为最大比甲烷产率($\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}} \cdot \text{d}^{-1}$); λ 为滞后时间(d); e 是自然底数, $e \approx 2.718$; t 是时间(d)。

1.3.3 共消化性能评价

为了定量分析共消化时厨余垃圾和剩余污泥的比例对产甲烷潜力的协同或拮抗效应,参照文献^[23]方法计算底物不同比例情况下的加权产甲烷潜力(Weighted methanogenic potential, WMP)和共消化性能指数(Co-digestion performance index, CPI)。混合底物的加权产甲烷潜力 WMP 由混合底物中包含的几种单一底物基于 VS 的比例和单一底物的产甲烷潜力加权计算得到,共消化性能指数 CPI 为混合底

物的实际产甲烷潜力 M_0 与加权产甲烷潜力 WMP 的比值。

$$WMP_i = \sum (VS_j \times M_{0j}) \quad (\text{其中 } j \text{ 取 } 1 \sim n) \quad (2)$$

$$CPI_i = WMP_i / M_{0i} \quad (3)$$

式中: WMP_i 为第 i 种混合底物的加权产甲烷潜力($\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$); n 为混合底物中包含的单一底物的种类数; VS 为单一底物在混合底物中所占的 VS 比例, $\sum VS_j = 1$; M_{0j} 为第 j 种单一底物的实际产甲烷潜力($\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$); M_{0i} 为第 i 种混合底物的实际产甲烷潜力($\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$)。

1.3.4 统计分析方法

使用 SPSS 22.0 进行 Pearson 相关性分析,统计学显著性 $p < 0.05$ 为显著,记作* $p < 0.01$ 为非常显著,记作**。Pearson 相关系数范围为 $-1 \sim +1$, -1 表示完全负的线性相关, 0 表示非线性相关, $+1$ 表示完全正的线性相关。使用 Microsoft Excel 作 Student-test(t-test) 差异显著性检验, $p < 0.05$ 被视为差异显著, $p < 0.01$ 被视为差异非常显著。

2 结果与讨论

2.1 主要过程参数的变化

2.1.1 pH 值

pH 值是反映厌氧消化过程稳定性的一个重要的宏观参数^[10]。不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧消化过程中 pH 值的变化如图 1 所示,各图中 FW 表示厨余垃圾, WAS 表示剩余污泥。在消化初期,由于底物中易降解成分的水解和酸化, 5 组反应器的 pH 值都下降了。剩余污泥单独消化时 pH 值只是略微降低,随着剩余污泥比例的减小, pH 值逐渐降低,当厨余垃圾单独消化时 pH 值最低,主要原因是厨余垃圾中的易水解营养物质含量较高,厌氧消化初期快速水解释放出有机酸,显著降低 pH 值。第 2 天到第 8 天,随着有机酸被逐渐消耗, pH 值均缓慢上升。第 8 天到第 18 天, pH 值再次呈现出下降的趋势,并降至 6.7 左右,这可能是底物中的缓慢降解有机物的水解和酸化所导致的。随后 pH 值再次回升到 7.0 左右。pH 值变化趋势表明,厨余垃圾中的营养物质快速水解酸化使得 pH 值显著降低,而剩余污泥有着较强的缓冲能力,使得 pH 值保持在近中性环境。共消化时剩余污泥的存在缓解了酸化问题,增强了反应器的缓冲能力,使 pH 值维持在适宜产甲烷菌生长的近中性范围内,从而调节了消化过程,增强了运行稳定性^[10, 24]。

2.1.2 溶解态化学需氧量

溶解态化学需氧量(SCOD) 是表征厌氧消化水解过程的重要指标^[16] ,不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧消化过程中 SCOD 的变化如图 2 所示。5 组反应器的 SCOD 浓度变化趋势相似,在前 2 天 SCOD 显著升高,随后由于可溶性有机物被微生物利用,SCOD 总体呈现出下降趋势。第 12 天到第 20 天,5 组反应器 SCOD 均呈现上升趋势,与图 1 中 pH 值降低相对应,可能是由于可缓慢降解有机物的水解。在第 20 天后,SCOD 稳定在 1300 mg·L⁻¹ 附近。值得注意的是,从第 1 天到第 20 天,厨余垃圾单独厌氧消化时 SCOD 浓度总是高于其他 4 组反应器,最高达 3600 mg·L⁻¹,表明厨余垃圾中含有大量的易降解有机物,在厌氧消化初期即可快速水解释放出高浓度可溶性物质。而投加剩余污泥的 4 组反应器的 SCOD 浓度差别较小,都低于 1600 mg·L⁻¹,表明剩余污泥的投加可以显著缓解 SCOD 的积累。

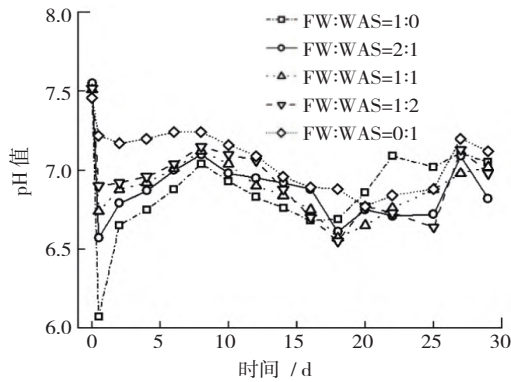


图 1 不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧共消化过程中 pH 值的变化

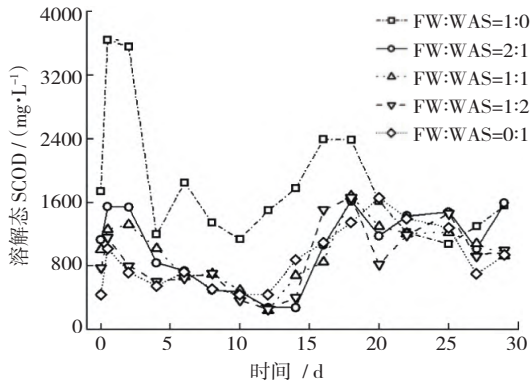


图 2 不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧共消化过程中溶解态 SCOD 的变化

2.1.3 氨氮

蛋白质等含氮有机物被微生物代谢转化会产生

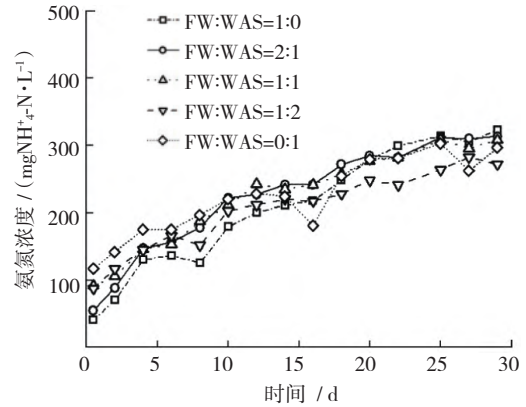


图 3 不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧共消化过程中 NH₄⁺-N 的变化

氨氮浓度过高时会对产甲烷菌有抑制作用^[25]。不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧消化过程中氨氮的变化如图 3 所示,5 组反应器中的总氨氮浓度几乎以相同的速率逐渐增大,并最终达到 280 ~ 320 mg·L⁻¹。研究表明^[26-27] 氨氮浓度在 20 ~ 200 mg·L⁻¹ 时有利于微生物生长,高于 1500 mg·L⁻¹ 时,会对产甲烷菌产生抑制作用。本次实验中氨氮浓度最高仅为 320 mg·L⁻¹,远低于抑制浓度。

2.1.4 挥发性脂肪酸

挥发性脂肪酸(VFAs) 是厌氧消化过程中的代谢中间产物,是表征短链脂肪酸的产生、转化与消耗的重要参数^[26-27]。5 组反应器内的总 VFAs 变化如图 4 所示,其变化趋势与 SCOD 浓度的变化趋势一致。厨余垃圾单独消化时总 VFAs 浓度最高,第 0.5 天时达到 1350 mgCOD·L⁻¹,其次是厨余垃圾:剩余污泥为 2:1 时;到第 2 天时,总 VFAs 快速降低至约 300 mgCOD·L⁻¹,随后到第 12 天,总 VFAs 缓慢降低。而其余 3 组在最初 12 天内的总 VFAs 浓度一直在 10 ~ 100 mgCOD·L⁻¹ 的低浓度范围内。以上结果表明,FW 含有大量的易水解有机物,在消化初期即可迅速转化为 VFAs,随后被微生物消耗,而投加剩余污泥后,总 VFAs 浓度显著降低并且降低速率更快。从第 14 天到第 18 天,5 组反应器的总 VFAs 浓度均逐渐上升至 600 mgCOD·L⁻¹ 左右,随后逐渐下降并伴随一定的波动,这可能是由于底物中的可缓慢降解有机物的水解和酸化导致 VFAs 浓度变化^[10]。

5 组反应器内的 VFAs 组分(即乙酸、丙酸、丁酸和戊酸)变化情况如图 5 ~ 9 所示。厨余垃圾和剩余污泥的比例为 2:1、1:1、1:2 和 0:1 时,前 14 d

的乙酸、丙酸、丁酸和戊酸浓度都很低,表明 VFAs 的转化和消耗速率很高。而在厨余垃圾单独消化时,乙酸和丙酸浓度快速降低,丁酸和戊酸转化较慢,显著高于其他 4 组反应器,这可能是由于厨余垃圾含有较多的脂质,水解出更多的中长链脂肪酸^[16]。以上结果表明,当厨余垃圾单独消化时,在有机负荷率较高时极易发生 VFAs 的积累,进而抑制厌氧消化运行效率。而投加剩余污泥进行共消化

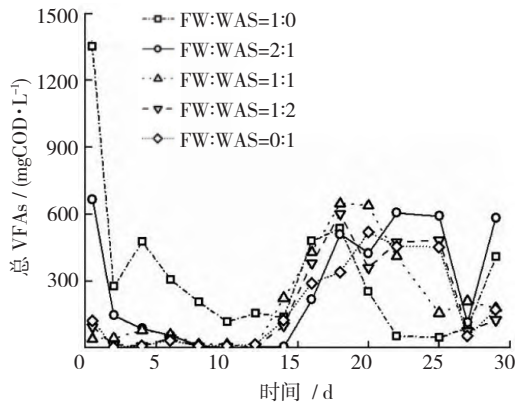


图 4 不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧共消化中总 VFAs 的变化

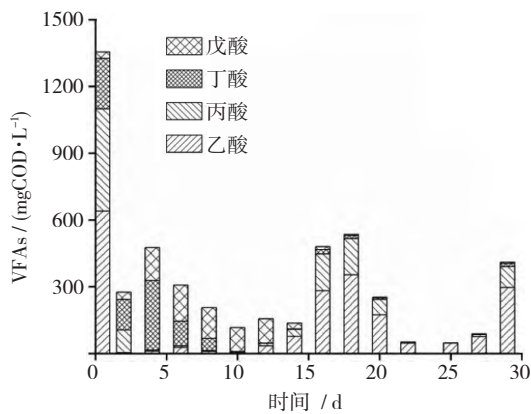


图 5 厨余垃圾: 剩余污泥为 1:0 时各项 VFAs 的变化

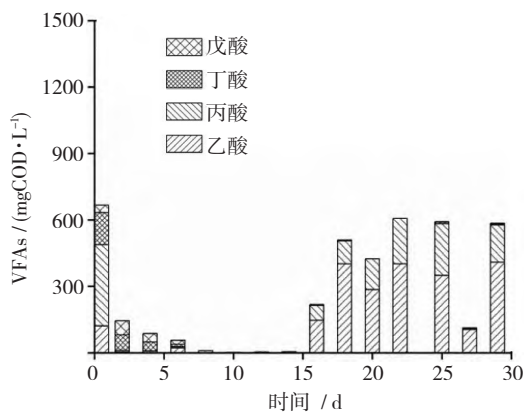


图 6 厨余垃圾: 剩余污泥为 2:1 时各项 VFAs 的变化

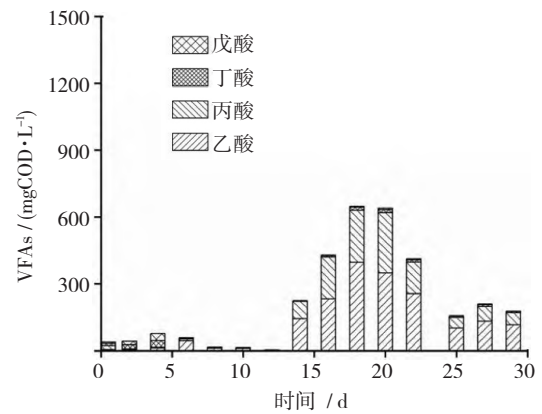


图 7 厨余垃圾: 剩余污泥为 1:1 时各项 VFAs 的变化

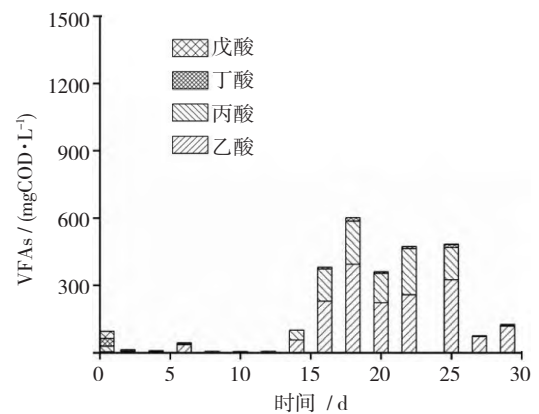


图 8 厨余垃圾: 剩余污泥为 1:2 时各项 VFAs 的变化

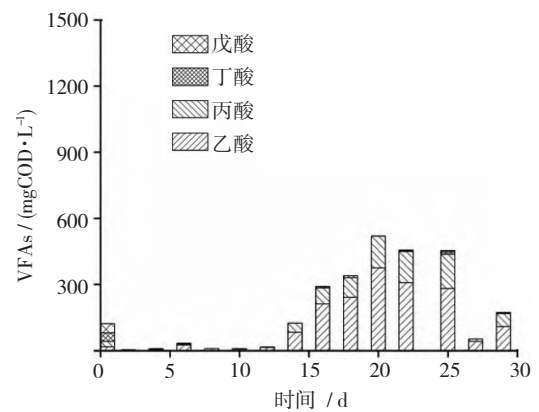


图 9 厨余垃圾: 剩余污泥为 0:1 时各项 VFAs 的变化

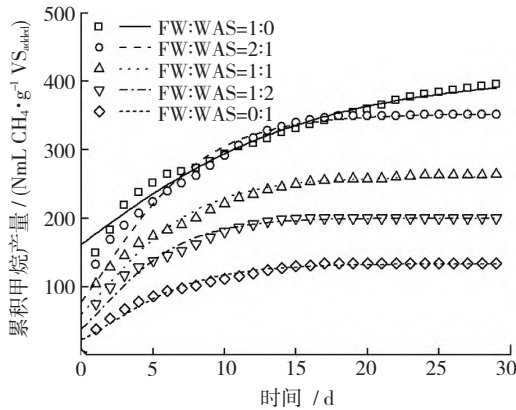
时,会加快丙酸、丁酸和戊酸的转化速率,从而缓解酸积累导致的抑制,促进厨余垃圾厌氧消化系统的高效运行。

2.2 累积甲烷产量及动力学分析

2.2.1 累积甲烷产量

不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧消化过程中累积甲烷产量的变化如图 10 所示。在产甲烷潜力方面,厨余垃圾和剩余污泥单独消化时的产甲

烷潜力分别为 408 和 133 $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$,共消化时的产甲烷潜力在 200 ~ 352 $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$ 的范围内。相关文献^[10,16] 报道厨余垃圾和剩余污泥的产甲烷潜力为 100 ~ 476 $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$,与本研究一致。在产甲烷速率方面,厨余垃圾单独消化时产气速率较慢,达到 80% 的甲烷潜力所需时间(t_{80})约为 16 d,剩余污泥单独消化和共消化时 t_{80} 约为 9



注: FW 表示厨余垃圾, WAS 表示剩余污泥; 符号代表实测值, 线条代表模型拟合值。

图 10 不同比例的厨余垃圾和剩余污泥在厌氧消化过程中累积甲烷产量的变化

表 2 基于改进的 Gompertz 模型拟合得到的动力学参数

厨余垃圾: 剩余污泥	M_0	μ	λ	R^2
	($\text{mLCH}_4 / \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$)	($\text{mLCH}_4 / \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}} \text{d}^{-1}$)	d	
1:0	408.6 ± 7.8	15.6 ± 1.0	-10.4 ± 1.0	0.981
2:1	352.3 ± 5.7	30.5 ± 2.8	-2.5 ± 0.6	0.951
1:1	260.2 ± 4.2	23.6 ± 2.3	-2.5 ± 0.6	0.945
1:2	200.2 ± 2.6	21.9 ± 1.9	-1.7 ± 0.4	0.956
0:1	133.3 ± 1.6	12.9 ± 0.9	-1.6 ± 0.4	0.972

注: M_0 为最终产甲烷潜力; μ 为最大比甲烷产率; λ 为滞后时间。

2.3 剩余污泥对厌氧共消化的影响

2.3.1 剩余污泥对厌氧共消化运行参数的影响

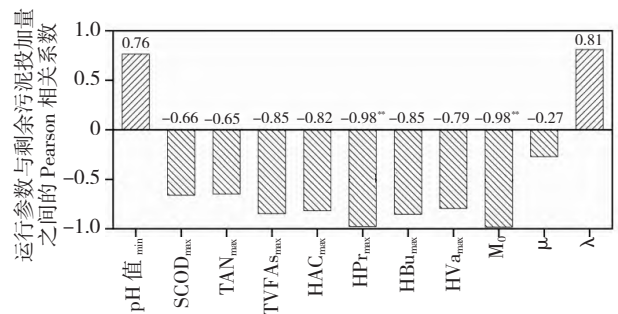
在此批式实验中,共消化底物中剩余污泥的比例显然影响了厌氧消化的运行参数、甲烷产量和动力学参数。为了评估剩余污泥投加比例对厌氧消化运行参数的影响,选取了消化过程中 pH 值最低值 (pH_{min})、SCOD 最高值 (SCOD_{max})、TAN 最高值 (TAN_{max})、TVFAs 最高值 ($\text{TVFAs}_{\text{max}}$)、乙酸最高值 (HAc_{max})、丙酸最高值 (HPr_{max})、丁酸最高值 (HBu_{max})、戊酸最高值 (HVa_{max}),以及拟合得到的最终甲烷产量 (M_0)、最大比产甲烷速率 (μ) 和滞后时间 (λ) 这 11 个参数作为代表性参数,计算了上述

d,比厨余垃圾单独消化缩短了约 44%。以上结果表明,投加的剩余污泥可以提高甲烷产生速率,进而缩短所需的停留时间。但是随着剩余污泥占比的增大,甲烷产量会逐渐下降。

2.2.2 动力学分析

为了研究不同底物配比下的产甲烷动力学,使用改进的 Gompertz 模型对累积产甲烷数据进行拟合^[22],得到的动力学参数如表 2 所示。在此次批式实验中,该模型在所有情况下相关系数 $R^2 \geq 0.945$,表明拟合结果与实测值非常吻合。拟合得到的累积甲烷产量随时间变化的曲线如图 10 所示。厨余垃圾和剩余污泥单独进行厌氧消化时的最大比甲烷产率分别为 12.9 和 15.6 $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}} \cdot \text{d}^{-1}$;共消化时的最大比产甲烷速率处于 21.9 ~ 30.5 $\text{mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}} \cdot \text{d}^{-1}$ 的范围内,比厨余垃圾单独消化提高了 40% ~ 96%,表明厨余垃圾和剩余污泥共消化可以提高最大比甲烷产率,从而缩短停留时间。本实验中,滞后时间 λ 均为负值,表明厌氧消化开始即有甲烷生成,这可能是因为使用的底物适合厌氧消化并且接种污泥活性较高^[16],接种污泥比例较大也是一个可能的因素。

参数与剩余污泥投加量之间的 Pearson 相关系数及显著性,如图 11 所示。相关性分析表明,只有丙酸



注: 数值 -1 表示完全负相关, +1 表示完全正相关, 0 表示不相关; ** 表示 $p < 0.01$ 。

图 11 主要参数与剩余污泥投加之间的 Pearson 相关系数

最高值($HP_{r_{max}}$)和最终甲烷产量(M_0)与剩余污泥投加量具有显著的相关性($p < 0.01$),且都是负相关(相关系数 $r = -0.98$)。随着剩余污泥投加比例增大,丙酸的浓度随之显著下降,表明投加剩余污泥显著加快了丙酸的转化速率,从而缓解酸积累导致的抑制,促进了厌氧消化的高效运行。此外,最终甲烷产量随着剩余污泥投加比例的增大而显著降低。

2.3.2 剩余污泥对厌氧共消化性能的影响

底物不同比例时的共消化性能指数(Co-digestion performance index, CPI)和甲烷产量提高率如表

表3 共消化性能指数及甲烷产量提高率

厨余垃圾: 剩余污泥	M_0	WMP	CPI	提高率
	($mLCH_4 \cdot g^{-1} VS$)	($mLCH_4 \cdot g^{-1} VS$)		%
1:0	408	408	1.00	0
2:1	352	317	1.11	11
1:1	260	270	0.97	-3
1:2	200	225	0.89	-11
0:1	133	133	1.00	0

注: M_0 为最终产甲烷潜力, WMP 为加权产甲烷潜力, CPI 为共消化性能指数。

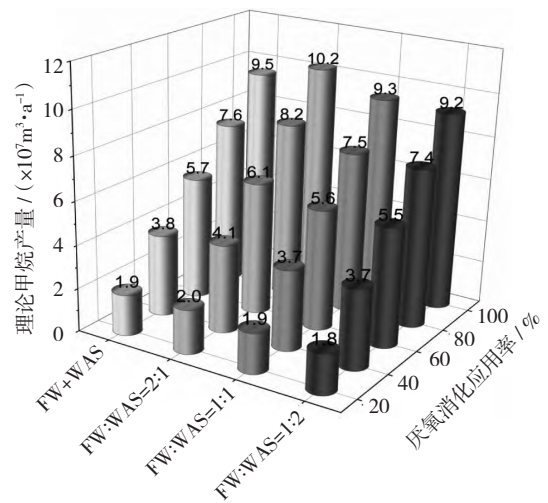
2.4 潜在应用分析

本研究通过批式实验探究了底物中剩余污泥和厨余垃圾的比例对厌氧消化系统运行效果的影响,结果表明,厨余垃圾和剩余污泥的最佳比例为 2:1,此时的实际产甲烷潜力比叠加值提高了 11%。武汉统计年鉴(2021) 显示,用于居民生活的天然气和电力每年分别约为 8 亿 m^3 和 115 亿 $kW \cdot h$ 。武汉市的剩余污泥与厨余垃圾通过厌氧消化工艺产生的甲烷量,以及进一步将甲烷用于热电联产的发电量对本地有机固废能源回收具有重要的指导意义。鉴于此,本节基于当前的有机固废情况和本研究得到的不同底物比例的产甲烷潜力,对武汉市的剩余污泥与厨余垃圾共消化的理论甲烷产量和热电联产理论发电量进行了估算分析。目前武汉市每年的厨余垃圾和剩余污泥的产量分别约为 110 万吨^[23]和 70 万吨^[8]。厨余垃圾和剩余污泥的 TS 含量都约为 20%, VS/TS 分别为 95% 和 50%^[21],估算得到武汉市每年的厨余垃圾和剩余污泥的 VS 产量分别为 21 万吨和 7 万吨。由于厨余垃圾的 VS 总量远大于剩余污泥,超出共消化所需的厨余垃圾则按照单独消化的产甲烷潜力计算甲烷产量。甲烷热值取值为 $39 MJ \cdot m^{-3}$,热电联产发电效率取 30%^[29]。当厌氧消化渗透率从 20% ~ 100% 时,剩余污泥和厨余垃圾单独消化及不同比例共消化情况下理论甲烷产量

和理论发电量分别如图 12、13 所示。厨余垃圾和剩余污泥比例为 2:1 时,共消化性能指数达到 1.11 的峰值,此时的实际产甲烷潜力比叠加值提高了 11%,共消化表现出协同效应。这可能是一方面剩余污泥增强了厌氧消化系统的缓冲能力,使得 pH 值波动更小更稳定,适合产甲烷菌的生长繁殖;另一方面,混合底物中营养物质比例相较于单一底物更均衡,提高了产甲烷潜力^[23]。厨余垃圾和剩余污泥共消化的最佳比例为 2:1,此时产甲烷潜力提高了 11%,所需的停留时间缩短了 44%。

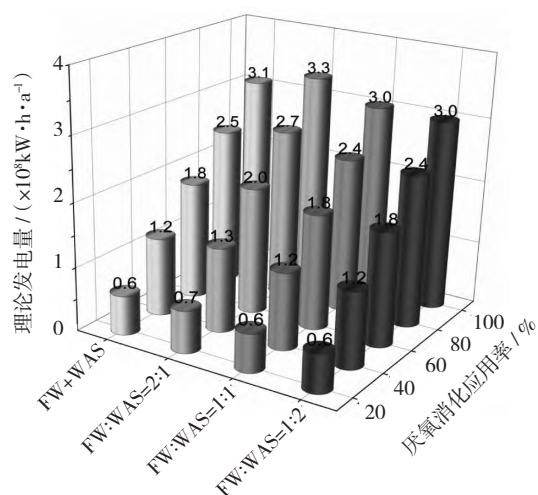
和理论发电量分别如图 12、13 所示。

不论是单独消化还是共消化,理论甲烷产量和理论发电量都随厌氧消化渗透率的提高而线性增加。此外,厨余垃圾和剩余污泥共消化不同比例会使理论甲烷产量产生不同的变化趋势,当共消化比例为最优的 2:1 时,理论甲烷产量比单独消化提高了 7.9%,而在 1:1 和 2:1 时理论甲烷产量降低了 1.5% ~ 2.8%。鉴于此,武汉市在将来“千子山有



注: FW 表示厨余垃圾, WAS 表示剩余污泥。

图 12 武汉市本地的厨余垃圾和剩余污泥厌氧消化的理论甲烷产量



注: FW 表示厨余垃圾, WAS 表示剩余污泥。

图 13 武汉市本地的厨余垃圾和剩余污泥厌氧消化的理论发电量随厌氧消化渗透率(20%~100%)和底物比例的变化

机质固废处置项目”实际运行和改建扩建时,可以考虑将厨余垃圾与剩余污泥以 2:1 的比例进行协同消化,以提高厌氧消化运行效率和稳定性。在能源回收潜力方面,武汉市的厨余垃圾和剩余污泥以最优比例 2:1 且厌氧消化渗透率为 60% 时的理论甲烷产量为每年 6100 万 m^3 ,可以供应约 7.6% 的居民生活天然气需求量;通过热电联产每年可发电 2.0 亿 $\text{kW}\cdot\text{h}$,可以供应约 1.7% 的居民生活电力需求量。上述结果表明厨余垃圾和剩余污泥以 2:1 的比例进行共消化可以略微提高理论甲烷产量,为共消化的推广应用提供了理论支持。但是,本研究没有考虑共消化带来的其他经济影响,例如,共消化增强了运行稳定性从而降低药剂投加费用、共消化需要转运厨余垃圾或剩余污泥的运费等。因此,为了全面评估剩余污泥投加对厨余垃圾厌氧消化的影响,有待进行经济效益评估和生命周期分析。

3 结论

(1) 生化产甲烷潜力实验表明,厨余垃圾与剩余污泥共消化加快了 VFAs 的消耗速率,缓解了厨余垃圾快速水解酸化问题,增强了反应器的缓冲能力,使 pH 值维持在近中性范围内,增强了运行稳定性。

(2) 动力学分析和共消化性能评价表明,厨余垃圾与剩余污泥共消化的产甲烷速率比厨余垃圾单

独消化提高了 40%~96%。厨余垃圾与剩余污泥的最佳比例为 2:1 (基于 VS),此时实际产甲烷潜力为 $408 \text{ mLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}_{\text{added}}$,比叠加值提高了 11.2%。

(3) 潜在应用分析表明,在厌氧消化渗透率达到 60% 时,武汉市本地的厨余垃圾和剩余污泥通过厌氧消化回收的能量每年高达 6100 万 $\text{m}^3 \text{CH}_4$ 或 2 亿 $\text{kW}\cdot\text{h}$,可以供应约 7.6% 的居民生活天然气需求量或 1.7% 的电力需求量。

参考文献:

- [1] Zamri M F M A, Hasmady S, Akhlar A, et al. A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021, 137: 110637.
- [2] Zan F, Iqbal A, Lu X, et al. “Food waste-wastewater-energy/resource” nexus: Integrating food waste management with wastewater treatment towards urban sustainability [J]. *Water Research*, 2022, 211: 118089.
- [3] Du M, Liu X, Wang D, et al. Understanding the fate and impact of capsaicin in anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge [J]. *Water Research*, 2021, 188: 116539.
- [4] Xue L, Liu G. Introduction to global food losses and food waste [J]. *Saving Food: Production, Supply Chain, Food Waste and Food Consumption*, 2019: 1–31.
- [5] Jin C, Sun S, Yang D, et al. Anaerobic digestion: An alternative resource treatment option for food waste in China [J]. *Science of The Total Environment*, 2021, 779: 146397.
- [6] Gu J, Liu R, Cheng Y, et al. Anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge under mesophilic and thermophilic conditions: Focusing on synergistic effects on methane production [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 301: 122765.
- [7] 尚丹宁,徐池. 加强党建示范引领 奋力打造“武汉模式” [N]. *中国建设报*, 2021-06-14.
- [8] 刘学军,朱海瀛,杨莎莎. 武汉市污泥处理处置现状研究及建议分析 [J]. *工业安全与环保*, 2020, 46(06): 93–96.
- [9] 武汉市生态环境局. 武汉市 2021 年固体废物污染防治信息公告 [EB/OL]. [2022-06-05]. http://hbj.wuhan.gov.cn/flbjd_19/xxgkml/zwgk/wrfz/gtfwwrfz/202206/t20220607_1983156.html.
- [10] Zan F, Hao T. Sulfate in anaerobic co-digester accelerates methane production from food waste and waste activa-

- ted sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 298: 122536.
- [11] Li L, Peng X, Wang X, et al. Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability [J]. *Bioresource Technology* 2018, 248: 20–28.
- [12] Appels L, Baeyens J, Degève J, et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge [J]. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2008, 34(6): 755–781.
- [13] Nghiem L D, Koch K, Bolzonella D, et al. Full scale co-digestion of wastewater sludge and food waste: Bottlenecks and possibilities [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2017, 72: 354–362.
- [14] Hagos K, Zong J, Li D, et al. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives [J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2017, 76: 1485–1496.
- [15] Karki R, Chuenchart W, Surendra K C, et al. Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives [J]. *Bioresource Technology* 2021, 330: 125001.
- [16] Yang S, Xue W, Liu P, et al. Revealing the methanogenic pathways for anaerobic digestion of key components in food waste: Performance, microbial community, and implications [J]. *Bioresource Technology* 2021: 126340.
- [17] Zhi Z, Pan Y, Lu X, et al. Electrically regulating co-fermentation of sewage sludge and food waste towards promoting biomethane production and mass reduction [J]. *Bioresource Technology* 2019, 279: 218–227.
- [18] 付胜涛, 于水利, 严晓菊, 等. 剩余活性污泥和厨余垃圾的混合中温厌氧消化 [J]. *环境科学*, 2006(07): 1459–1463.
- [19] 王永会, 赵明星, 阮文权. 餐厨垃圾与剩余污泥混合消化产沼气协同效应 [J]. *环境工程学报*, 2014, 8(06): 2536–2542.
- [20] Chen S, Tao Z, Yao F, et al. Enhanced anaerobic co-digestion of waste activated sludge and food waste by sulfidated microscale zerovalent iron: Insights in direct interspecies electron transfer mechanism [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 316: 123901.
- [21] Dai X, Duan N, Dong B, et al. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance [J]. *Waste Management* 2013, 33(2): 308–316.
- [22] Çelekli A, Balci M, Bozkurt H. Modelling of *Scenedesmus obliquus*; function of nutrients with modified Gompertz model [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(18): 8742–8747.
- [23] Ebner J H, Labatut R A, Lodge J S, et al. Anaerobic co-digestion of commercial food waste and dairy manure: Characterizing biochemical parameters and synergistic effects [J]. *Waste Management* 2016, 52: 286–294.
- [24] Li Y, Jin Y, Borrion A, et al. Effects of organic composition on mesophilic anaerobic digestion of food waste [J]. *Bioresource Technology* 2017, 244: 213–224.
- [25] Xue S, Wang Y, Lyu, et al. Interactive effects of carbohydrate, lipid, protein composition and carbon/nitrogen ratio on biogas production of different food wastes [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 312: 123566.
- [26] Rajagopal R, Massé D I, Singh G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 143: 632–641.
- [27] Jiang Y, McAdam E, Zhang Y, et al. Ammonia inhibition and toxicity in anaerobic digestion: A critical review [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2019, 32: 100899.
- [28] Zhang C, Su H, Baeyens J, et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production [J]. *Renewable & sustainable energy reviews*, 2014, 38: 383–392.
- [29] 吴媛媛, 常旭宁, 张佳维. 基于 LCA 方法的秸秆沼气发电和制备生物天然气的环境排放评价 [J]. *中国沼气*, 2020, 38(01): 59–65.