

餐厨垃圾与剩余污泥高温微氧消化影响因素的研究

刘维维^{1,2*}, 徐婷婷³, 欧根能^{1,2}, 陈华君^{1,2}, 谢容生^{1,2#}

¹昆明冶金研究院有限公司, 云南 昆明

²共生有色金属资源加压湿法冶金技术国家重点实验室, 云南 昆明

³云南财经大学, 云南 昆明

Email: #xiers90@sina.com

收稿日期: 2020年10月1日; 录用日期: 2020年10月22日; 发布日期: 2020年10月29日

摘要

利用自行设计的消化反应器对餐厨垃圾和剩余污泥开展高温微氧消化试验, 按批式运行方式考察了曝气强度、消化温度、pH值对餐厨垃圾和污泥消化释放碳源过程的影响, 以消化体系SCOD和SCFAs最大化为主要指标确定了适宜的消化工艺参数。试验最佳工艺条件为: 曝气强度为每升混合物料曝气0.8 L/h, 消化温度50℃, pH值9.0。研究表明, 适当降低曝气强度和升高温度都有利于餐厨垃圾和污泥的微氧消化效果, 有利于碳源的累积。

关键词

剩余污泥, 餐厨垃圾, 微氧消化, 高温

Study on Thermophilic Microaerobic Digestion of Food Waste and Sewage Sludge

Weiwei Liu^{1,2*}, Tingting Xu³, Genneng Ou^{1,2}, Huajun Chen^{1,2}, Rongsheng Xie^{1,2#}

¹Kunming Metallurgy Research Institute Co., Ltd., Kunming Yunnan

²State Key Laboratory of Pressure Hydrometallurgical Technology of Associated Nonferrous Metal Resources, Kunming Yunnan

³Yunnan University of Finance and Economics, Kunming Yunnan

Email: #xiers90@sina.com

*第一作者。

#通讯作者。

文章引用: 刘维维, 徐婷婷, 欧根能, 陈华君, 谢容生. 餐厨垃圾与剩余污泥高温微氧消化影响因素的研究[J]. 环境保护前沿, 2020, 10(5): 755-762. DOI: 10.12677/aep.2020.105091

Abstract

Experiment of high temperature anaerobic digestion on food waste and sewage sludge was carried out by use of designed reactor. Effect of digestive on aeration intensity, digestion temperature and pH value were investigated by batch type of operation mode. SCOD and SCFAs of digestion system were the most important indicator. The optimum technological conditions for research were aeration intensity of 0.8 L/(h·L_{sludge}), digestion temperature of 50°C and pH of 9.0. Research shows that the property of microaerobic digestion system can be improved by reduced aeration intensity and raise the temperature.

Keywords

Sewage Sludge, Food Waste, Microaerobic Digestion, High Temperature

Copyright © 2020 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 前言

我国餐厨垃圾产量巨大, 每年产量大约为 8.28×10^7 t, 且逐年增加[1]。目前餐厨垃圾的主要处理方法有填埋法、堆肥法、饲料化、焚烧法、机械粉碎直排法、好氧生物处理法和厌氧消化法等[2]。餐厨垃圾富含有机质, 是生物处理的理想原料[3], 主要分为好氧与厌氧的初步处理方式, 通过微生物消化作用分解餐厨垃圾中的蛋白质和糖类等多链物质, 为后续处理工艺提供基础条件。目前广泛使用厌氧消化技术处理餐厨垃圾, 在餐厨垃圾处理过程协同产生甲烷气体, 实现资源的循环利用[4]。然而, 在实际应用中, 餐厨垃圾厌氧消化往往面临酸化时间较长和产甲烷速率低等问题[5]。已有研究探究了采用超高温好氧堆肥技术进行减量、无害化处理方法的可行性[6] [7] [8]。另一方面, 我国城镇污水厂每年产生大量的城市污泥, 截至 2016 年, 城镇污泥年产量达到 4083 万吨[9], 其处理与处置已成为普遍关注的难题。由于污泥的 C/N 较低, 厌氧消化时含 N 物质会较快地溶出而发生氨氮的积累, 造成生物消化处理体系营养物质的配比失衡, 进而导致厌氧消化进程的抑制。

鉴于常用的水解酸化或厌氧发酵处理技术, 在处理污泥时存在的过程缓慢、效率不高等问题, 结合餐厨垃圾 C/N 较高、有机物高、易被生物降解的特点, 为最大限度激发污泥的水解酸化效能将有机物转化为挥发性脂肪酸, 提出餐厨垃圾与污泥联合消化产酸。研究对比了中温和高温下污泥发酵产酸的酸累积情况, 发现高温下 VFAs 的累积浓度更高, 且乙酸和异戊酸所占的百分比最高[10]。王磊[11]等考察了混合污泥与餐厨垃圾 TS 之比为 1:3 和 1:1 下的两相中温厌氧消化效果, 最佳条件为混合污泥与餐厨垃圾 TS 之比 1:1。已有研究针对污泥和餐厨垃圾的处理研究均为厌氧条件下, 在自然堆放条件下的处理研究尚未有相关报道。

本研究基于高温好氧稳定化体系的原理与实践[12], 提出微氧条件下采用高温技术协同处理污泥与餐厨垃圾, 深入探究碳源释放与代谢过程的基础理论问题, 优化工艺过程与技术参数, 研究结果对餐厨垃圾与污泥协同资源化利用与无害化处置均具有重要指导意义。

2. 试验

2.1. 原料

污泥样品来自昆明市呈贡某污水处理厂污泥。淀粉类垃圾是餐厨垃圾最重要的组成部分，占比可高达 65% [13]，且淀粉类物质在餐厨垃圾厌氧消化过程中起到关键性作用[14]，故本实验使用可溶性淀粉模拟餐厨垃圾。污泥和餐厨垃圾的基本性质如表 1 所示。

Table 1. Characteristics of seed sludge and food waste

表 1. 接种污泥和餐厨垃圾基本性质

污泥及基质	TS/%	VS/%	VS/TS	含水率/%
污泥	1.77	1.14	64.40	98.22
餐厨垃圾	99.03	98.45	99.41	0.96

注：TS、VS 和含水率以湿重计。

2.2. 试验装置

本研究技术方法对污泥和餐厨垃圾消化体系进行低强度曝气，利用有机物氧化降解释放的热量维持反应器的自热与高温状态，高温的消化环境将有利于物料在较短的时间内实现稳定化处理；另一方面，消化体系的微氧状态则促使快速释放的有机质代谢转化为短链挥发性脂肪酸(SCFAs)并进入消化液中，从而充当内碳源。实验装置示意图见图 1。

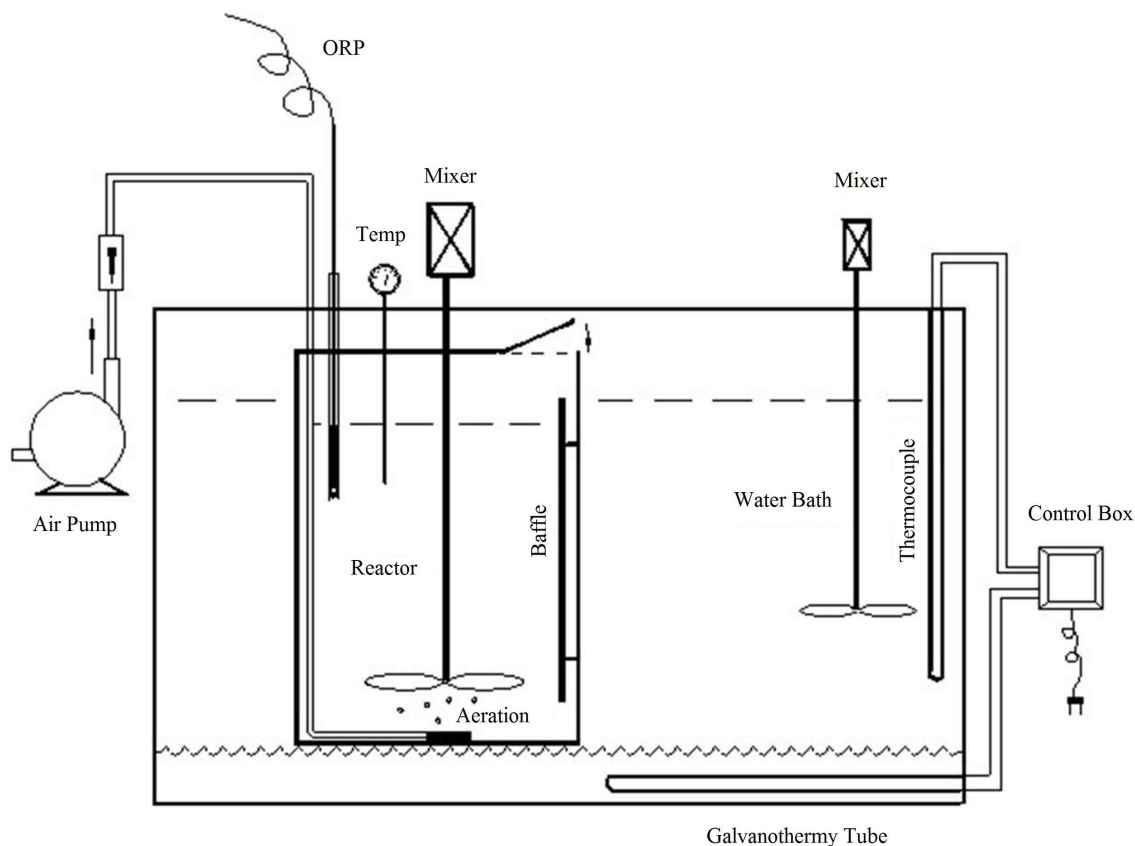


Figure 1. High temperature microoxygen digester

图 1. 高温微氧消化装置

2.3. 试验设计

采用批式实验方法, 取污泥和餐厨垃圾混合物于反应器, 将反应器置于水浴摇床上, 消化过程维持 pH 值自然变化, 反应器内水分蒸发在每次取样定容时用蒸馏水相应补充。按照设定的消化温度及消化体系启动过程的升温方式, 分别考察曝气强度、消化温度、消化液 pH 对污泥高温微氧消化进程的影响。试验参数设计见表 2。

Table 2. Experimental reaction parameter

表 2. 试验反应条件设计

影响因素	反应参数		
污泥: 餐厨垃圾	1:1	1:1	1:1
曝气强度	0.8 L/(L _{污泥} ·h)	1.0 L/(L _{污泥} ·h)	1.2 L/(L _{污泥} ·h)
反应温度	40℃	50℃	60℃
pH	5.0	7.0	9.0

3. 结果与讨论

3.1. 曝气强度对微氧消化过程的影响

溶解氧是影响微生物生长的重要条件, 通过控制曝气强度调整消化反应体系的溶解氧, 加速有机物的降解和短链脂肪酸(SCFAs)的积累, 为消化反应提供碳源。

将污泥和餐厨垃圾按照 1:1 的比例混合, 置于容器中离心处理 4 min 后得到混合物料。调节污泥和餐厨垃圾混合物料 TS 为 6%, 取混合物 2 L 分别装于反应器中, 依次标记为 R₁、R₂、R₃。将反应器置于水浴摇床, 以 1℃/h 的升温速率从室温升至 50℃, 在该温度下持续消化反应。分别按 0.8、1.0、1.2 L/(L_{污泥}·h)对 R₁、R₂、R₃ 反应体系曝气, 每隔 24 h 取样分析, 曝气强度对污泥和餐厨垃圾混合物消化体系中溶解性有机物(SCOD)的含量变化见图 2。

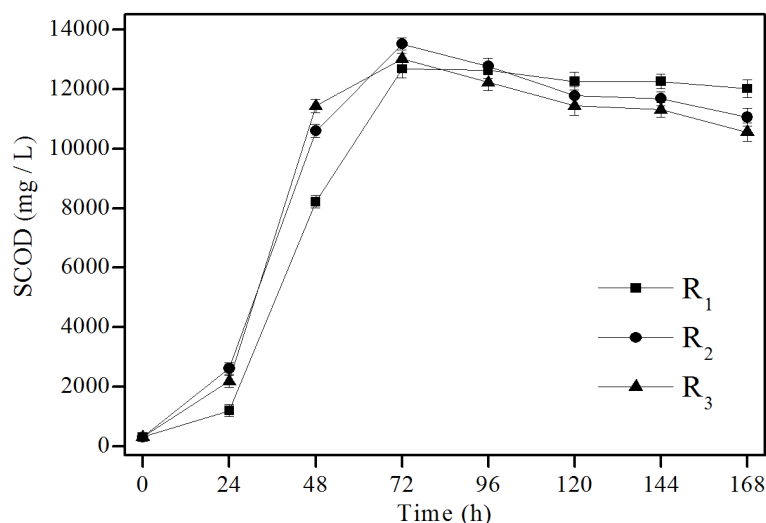


Figure 2. Variations of SCOD at different aeration rates

图 2. 不同曝气强度下消化体系中 SCOD 变化

R₁、R₂、R₃ 消化体系中 SCOD 变化趋势具有相似性。随着温度的递增, SCOD 浓度均缓慢的增加;

温度升高至 50℃, SCOD 呈显著增长趋势, 在消化反应 72 h 时, 各自达到最大值, 分别为 12,684、13,526 与 13,105 mg/L。分析认为, 在早期的消化反应体系中, 大量有机物被降解释放, 导致消化上清液的 SCOD 浓度增加; 反应 72 h 后, 不断释放出的 SCOD 被嗜热菌代谢消耗, 导致 SCOD 浓度降低, 曝气强度越高, 嗜热菌增殖越快, 其 SCOD 减少速度也更快。

为了掌握污泥与餐厨垃圾混合物微氧消化体系下降解释放的短链脂肪酸及其成分, 对不同 SCFAs 的成分进行了分析。三个不同消化体系中 SCFAs 的组分及含量见图 3。SCFAs 各组分比例的分析结果表明, 比例最大的成分为乙酸, 其次是丙酸。餐厨垃圾和污泥的联合微氧消化体系中的 SCFAs 总量变化与 SCOD 变化基本保持相似趋势, 随着消化反应的进行, SCFAs 总量逐渐增加, 三个消化体系在反应 72 h 时达到最大, 分别为 10,308、9782 和 8536 mg/L。另一方面, 曝气强度越大, SCFAs 总量越小, R₁ 体系的 SCFAs 总量占 SCOD 的 81.3%, 而 R₃ 体系的 SCFAs 总量仅占 SCOD 的 65.6%。分析认为, 较低的曝气强度对 SCFAs 含量的积累更为有利。

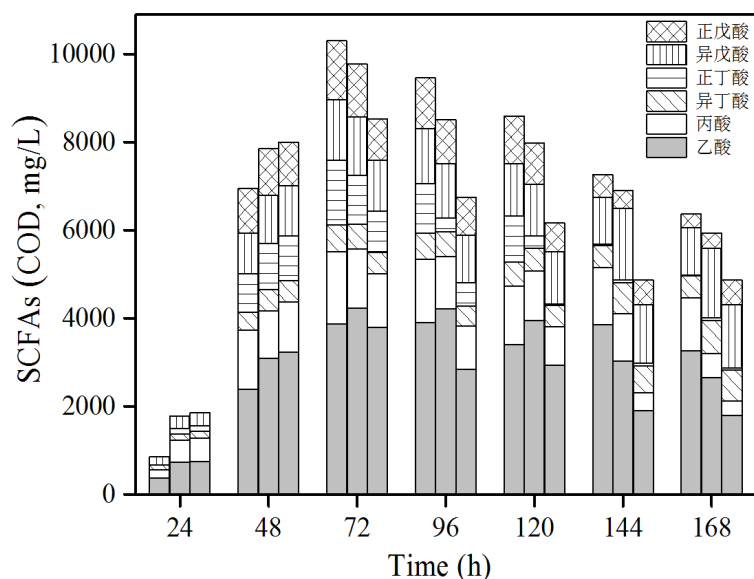


Figure 3. Variations of SCFAs at different aeration rates (left, R₁, middle, R₂, right, R₃)

图 3. 不同曝气强度下消化体系中 SCFAs 及其组分变化(左、中、右柱代表 R₁、R₂、R₃ 反应体系)

3.2. 消化温度对高温微氧消化过程的影响

反应体系的消化温度能影响微生物的活性, 是控制消化反应效果的重要因素。将污泥和餐厨垃圾按照 1:1 的比例混合, 置于容器中离心处理 4 min 后得到混合物料。调节污泥和餐厨垃圾混合物料 TS 为 6%, 取混合物 2 L 分别装于反应器中, 依次标记为 T₁、T₂、T₃。将反应器置于水浴摇床, 分别从室温升至 40℃、50℃和 60℃, 持续进行消化反应至 7 天。通过微孔曝气器对三个反应器内的混合物进行曝气充氧, 每升混合物料的供气量为 0.8 L/h, 每隔 24 h 取样一次。消化温度对污泥和餐厨垃圾混合物消化体系中溶解性有机物(SCOD)的含量变化见图 4。

随着消化反应的进行, 40℃条件下的反应体系 SCOD 增长较为缓慢, 但 SCOD 浓度明显比 50℃和 60℃条件下消化体系的浓度低, 分析认为, 较高的温度释放体系的碳源作为补充, 有利于促进污泥和餐厨垃圾的消化。另一方面, 50℃和 60℃温度条件下的 SCOD 增长呈稳定上升趋势, 在 120 h 时分别达到 10310、12,201

mg/L; 反应至 144 h 后, SCOD 含量开始下降。基于 50°C 和 60°C 温度下的消化体系 SCOD 趋势一致, 含量差距并不大, 考虑高温消化体系能耗供给较高、保温措施要求较为严格, 消化体系的温度以 50°C 较为适宜。

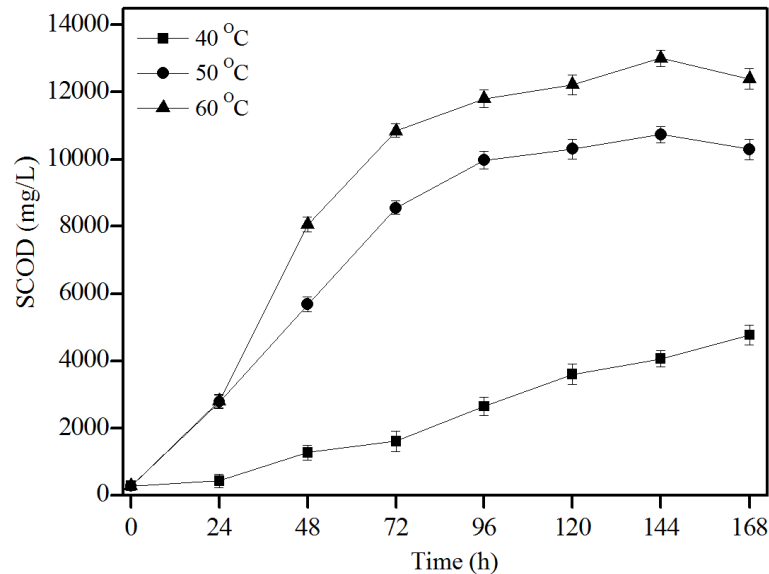


Figure 4. Variations of SCOD at different temperature

图 4. 不同温度条件下 SCOD 变化

三个不同消化体系中 SCFAs 的组分及含量见图 5。SCFAs 各组分比例的分析结果表明, 主要成分为乙酸, 丙酸、正丁酸、异戊酸也占 SCFAs 的较大比例。随着温度的逐渐升高, SCFAs 总量相应增加, 温度为 50°C 和 60°C 的消化体系在反应 120 h 时, SCFAs 总量分别增大至 6768、8797 mg/L, 随着消化反应的继续进行, SCFAs 总量开始呈下降趋势。分析认为, 较高的温度更有利于碳源的释放和 SCFAs 的积累。

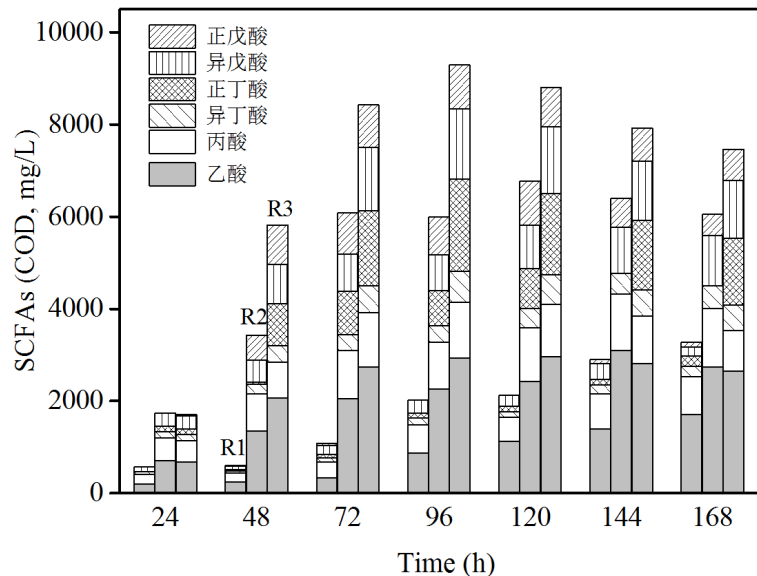


Figure 5. Variations of SCFAs at different temperature (left, 40 °C, middle, 50 °C, right, 60 °C)

图 5. 不同温度条件下 SCFAs 及各组分变化(左、中、右列分别表示 40°C、50°C 与 60°C 反应体系)

3.3. pH 值对高温微氧消化过程的影响

为了研究不同 pH 值对餐厨垃圾和污泥消化的影响,将餐厨垃圾与污泥按体积比 1:1 调配后的混合物进行离心浓缩处理,调节获得 TS 约 6%的试验用物料,取混合物 2 L 分别装于反应器中,依次标记为 P₁、P₂、P₃。将反应器置于水浴摇床,设置温度从室温升至 50℃,持续消化反应。通过微孔曝气器对三个反应器内的混合物进行曝气充氧,每升混合物料的供气量为 0.8 L/h,每 12 h 调节一次 pH 维持在设定值,间隔 24 h 取样一次。pH 对污泥和餐厨垃圾混合物消化体系中溶解性有机物(SCOD)的含量变化见图 6。

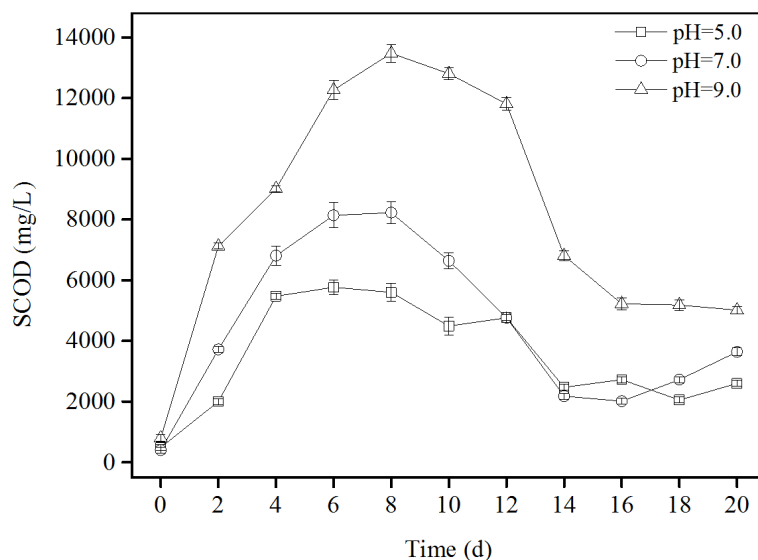


Figure 6. Variations of SCOD at different pH

图 6. 不同 pH 值下 SCOD 变化

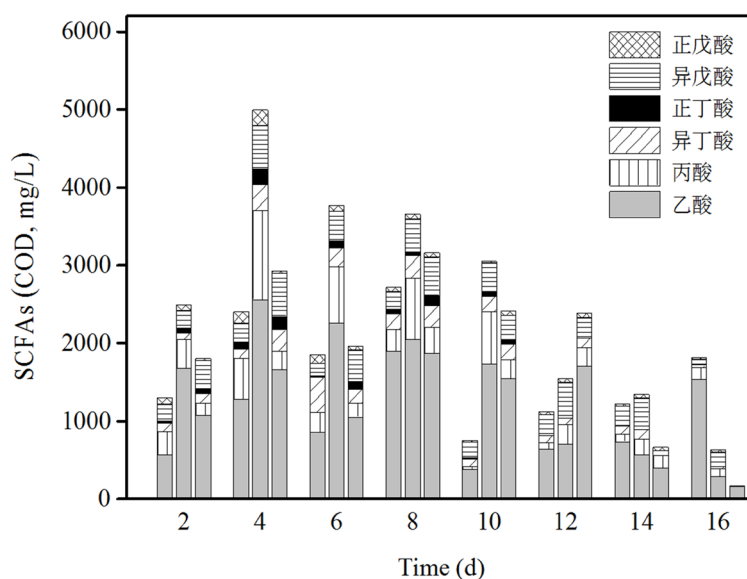


Figure 7. Variations of SCFAs at different pH (left, pH 5.0, middle, pH 7.0, right, pH 9.0)

图 7. 不同 pH 值下 SCFAs 及各组分的变化(左、中、右列分别表示 pH 5.0、7.0 与 9.0 的反应器)

如图 6 所示,随着高温微氧消化反应的进行,在消化反应 8 d 时,累积的 SCOD 含量达到最高,P1、P2、P3 消化体系的 SCOD 浓度分别达到 5600、8230 和 13,480 mg/L;随后,SCOD 浓度呈下降趋势。P3 消化体系 SCOD 浓度明显高于其他条件下的 SCOD 浓度。表明在高温微氧消化处理餐厨垃圾和污泥时,pH 为 9 的条件能达到更好的微氧消化处理效果。

三个不同消化体系中 SCFAs 的组分及含量见图 7。SCFAs 各组分比例的分析结果表明,主要成分为乙酸。随着消化反应的进行,pH 为 5.0 的消化体系内 SCFAs 的浓度呈波动增长和降低趋势,而 7.0 与 9.0 的消化体系 SCFAs 浓度总体上呈下降趋势。pH 为 9.0 的消化体系在 16 d 时,SCFAs 总量最低达 170 mg/L。因此,在微氧消化环境下,温和的碱性 pH 可以促进底物氧化。

4. 结论

1) 采用高温微氧消化处理餐厨垃圾和污泥源时,其最佳处理工艺条件为:曝气强度为每升混合物料曝气 0.8 L/h,消化温度 50℃,pH 值 9.0。

2) 适当降低曝气强度和升高温度都有利于餐厨垃圾和污泥的微氧消化效果,有利于碳源的积累。

基金项目

基于“计算机辅助菌种选择(CASCADE)”技术的餐厨垃圾处理菌剂的开发及应用(20171011)。

参考文献

- [1] Uçkun Kiran, E., Trzcinski, A.P., Ng, W.J., *et al.* (2014) Bioconversion of Food Waste to Energy: A Review. *Fuel*, **134**, 389-399. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.074>
- [2] 陈满英, 路风辉, 刘敬勇, 等. 餐厨垃圾处理技术及资源化利用研究进展[J]. 广州化工, 2018, 46(4): 13-16.
- [3] 张国华, 张志红, 黄江丽, 等. 餐厨垃圾厌氧发酵连续产氢产甲烷的试验研究[J]. 中国沼气, 2016, 34(4): 8-12.
- [4] Li, R., Chen, S. and Li, X. (2009) Anaerobic Co-Digestion of Kitchen Waste and Cattle Manure for Methane Production. *Energy Sources*, **31**, 1848-1856. <https://doi.org/10.1080/15567030802606038>
- [5] Chen, Y., Cheng, J.J. and Creamer, K.S. (2008) Inhibition of Anaerobic Digestion Process: A Review. *Bioresource Technology*, **99**, 4044-4064. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.01.057>
- [6] 王新杰, 郁昂, 黄韦辰, 等. 超高温好氧堆肥技术对隔离区餐厨垃圾处理的应用可行性分析[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2020(3): 354-359.
- [7] 杨松. 餐厨垃圾高温好氧发酵影响因素与效果分析[J]. 中国科技投资, 2018(25): 286.
- [8] 罗瑾, 陈孝挺, 蔡官军, 等. 某县餐厨垃圾预氧化加高温堆肥处理工程实例分析[J]. 江西化工, 2019(6): 45-48.
- [9] E20 研究院. 中国污泥处理处置市场分析报告(2017 年版) [R]. 2017.
- [10] Wang, H. (2015) Volatile Fatty Acids Productions by Mesophilic and Thermophilic Sludge Fermentation: Biological Responses to Fermentation Temperature. *Bioresource Technology*, **175**, 367-373. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.106>
- [11] 王国华, 王磊, 谭学军, 等. 餐厨垃圾与污泥两相中温厌氧消化试验研究[J]. 净水技术, 2014(1): 54-57.
- [12] David, H. and Leonard, R.S. (2011) Microbial Ecology of Autothermal Thermophilic Aerobic Digester (ATAD) Systems for Treating Waste Activated Sludge. *Systematic and Applied Microbiology*, **34**, 127-138. <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2010.11.017>
- [13] Ma, Y.Q., Cai, W.W. and Liu, Y. (2017) An Integrated Engineering System for Maximizing Bioenergy Production from Food Waste. *Applied Energy*, **206**, 83-89. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.190>
- [14] Ye, M., Liu, J., Ma, C., *et al.* (2018) Improving the Stability and Efficiency of Anaerobic Digestion of Food Waste Using Additives: A Critical Review. *Journal of Cleaner Production*, **192**, 316-326. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.244>