

不同产酸类型餐厨酸化液作为污水反硝化碳源的性能研究

郑永辉¹ 任玉莹² 王珍宝³ 卢艳娟³ 董仁杰¹ 郭建斌¹

(1. 中国农业大学工学院, 北京 100083; 2. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193;

3. 北京时代桃源环境科技股份有限公司, 北京 100085)

摘要: 餐厨酸化液有机酸含量高, 作为碳源应用于污水反硝化脱氮过程潜力巨大, 可缓解我国城市污水处理厂普遍面临的碳源不足的问题。基于全混式厌氧发酵反应器, 探究在连续运行条件下不同 pH 值、有机负荷 (OLR) 和停留时间 (HRT) 对餐厨废弃物厌氧产酸特性的影响, 通过调控厌氧产酸类型, 获取不同产酸类型的酸化液, 评估其作为外加碳源的反硝化性能。结果表明, 中温条件下, 控制 pH 值为 6.0, OLR 为 15.0 g/(L·d) 时获得最大 TVFAs 产量, 为 50.05 g/L, 产酸类型为丁酸型发酵; 控制 pH 值为 5.0 时, 产酸类型为乙酸型发酵, 具有最佳反硝化速率, 为 7.62 mg/(g·h), 介于葡萄糖 (5.39 mg/(g·h)) 和乙酸钠 (9.47 mg/(g·h)) 之间; 同等 COD 下, 餐厨酸化液的反硝化能力 (0.21 g/g) 相当于乙酸钠的 84%。因此, 餐厨酸化液作为一种新的、可持续的、低成本的碳源具有巨大的市场和应用潜力。

关键词: 餐厨废弃物; 产酸发酵; 外加碳源; 反硝化脱氮

中图分类号: S216.4; X712

文献标识码: A

文章编号: 1000-1298(2024)11-0446-07

OSID:



Food Waste Acidification Liquid as Carbon Source for Wastewater Denitrification

ZHENG Yonghui¹ REN Yuying² WANG Zhenbao³ LU Yanjuan³ DONG Renjie¹ GUO Jianbin¹

(1. College of Engineering, China Agricultural University, Beijing 100083, China

2. College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100193, China

3. Beijing Fairyland Environmental Technology Co., Ltd., Beijing 100085, China)

Abstract: The acidified liquid of food waste had a high concentration of organic acids, providing an additional carbon source for the denitrification process in wastewater treatment, potentially alleviating the common problem of carbon source scarcity in urban sewage treatment plants in China. Based on fully mixed anaerobic fermentation reactors, the effects of different pH values, organic loading rates (OLR), hydraulic retention times (HRT) on the anaerobic acidification characteristics of food waste under continuous operation were investigated. By regulating the types of anaerobic acid production, different types of acidification liquids were obtained to evaluate their performance as additional carbon sources for wastewater denitrification. The results indicated that controlling the pH value at 6.0 and the OLR at 15.0 g/(L·d) yielded the maximum production of TVFAs at 50.05 g/L, with butyric acid fermentation being predominant. When the pH value was controlled at 5.0, acetate-type fermentation occurred, exhibiting the optimal denitrification rate of 7.62 mg/(g·h), which was between that of glucose (5.39 mg/(g·h)) and sodium acetate (9.47 mg/(g·h)). At equivalent COD levels, the denitrification capability of the acidified liquid of food waste (0.21 g/g) was 84% of that of sodium acetate. Therefore, food waste acidification liquid represented a sustainable, low-energy and cost-effective renewable carbon source with significant market and application potential.

Key words: food waste; acidogenic fermentation; additional carbon source; denitrification

收稿日期: 2024-01-23 修回日期: 2024-03-24

基金项目: 教育部产学合作育人项目 (3901100)

作者简介: 郑永辉 (1999—), 男, 博士生, 主要从事农业废弃物资源化利用研究, E-mail: t15695450563@163.com

通信作者: 卢艳娟 (1980—), 女, 高级工程师, 博士, 主要从事有机垃圾资源化处理和利用研究, E-mail: luyj@fairyland.com.cn

0 引言

2022 年,我国城市生活废弃物清运量约为 $2.44 \times 10^8 \text{ t}^{[1]}$,餐厨废弃物作为城市生活废弃物的主要部分,约占 51%^[2],达 $1.5 \times 10^8 \text{ t}$ 。厌氧消化是处理餐厨废弃物、实现资源化利用的重要手段之一。因餐厨有机质含量高、含水率高和易酸化的特点,挥发性脂肪酸(Volatile fatty acids, VFAs)作为厌氧消化过程重要的中间产物,其资源化利用被广泛研究^[3-5]。

餐厨酸化液作为一种可再生的低成本碳源,具有巨大的市场应用潜力,近年来已经成为产业研究热点。我国约有 60% 以上的城市污水处理厂中需要外加碳源^[6],购买、运输和储存常规化学碳源(甲醇、乙酸钠和葡萄糖等)费用占每日运行费用的 60%^[7]以上。2023 年底,国家发展改革委等 3 部门发布《关于推进污水处理减污降碳协同增效的实施意见》,提出加强污水处理节能降碳,支持依法依规将上游生产企业可生化性强的废水作为下游污水处理厂碳源补充^[8]。理论上,污水脱氮反硝化细菌更容易利用短链碳源^[9],因而不同产酸类型的餐厨酸化液对于污水反硝化脱氮性能影响较大。底物类型和各种生态因子如何影响产酸发酵途径实际上已被大量研究^[10-13],但不同产酸类型的餐厨废弃物酸化液用作污水反硝化脱氮碳源的性能并未进行充分的评价。

本文基于全混式厌氧工艺,探究连续运行条件下不同 pH 值、有机负荷(Organic loading rate, OLR)、停留时间(Hydraulic residence time, HRT)对餐厨废弃物厌氧消化产酸特性的影响,对获得的不同产酸类型的酸化液用作污水反硝化脱氮碳源的性能进行评价,以进一步明确发酵产酸过程中促进 VFAs 生产的主要产酸代谢途径和调控策略。

1 材料与方法

1.1 底物和接种物

使用的餐厨废弃物取自北京市某餐厨废弃物处理公司,经分拣、破碎、制浆、高温除油后取液相餐厨废弃物保存在 4℃ 的冷藏室中。准备进料时,将包装好的食物废弃物有机浆液于 15℃ 下解冻。用于接种的厌氧污泥来自于北京市某大型城市生活污水处理厂厌氧泥,经驯化 7 d 后用于实验。餐厨废弃物有机浆液和接种污泥的组成、特点如表 1 所示。

1.2 实验方法

1.2.1 餐厨产酸实验

采用 4 个相同的全混式厌氧反应罐(Continuous-flow stirred tank reactor, CSTR)。反应罐总容积为

表 1 餐厨废弃物和接种污泥的特性
Tab.1 Characteristics of food waste and inoculum

参数	餐厨废弃物 (n = 9)	接种污泥 (n = 3)
pH 值	4.4 ± 0.1	7.8 ± 0.1
总固体(TS)质量浓度/(g·L ⁻¹)	75.4 ± 6.3	61.4 ± 0.1
挥发性固体(VS)质量浓度/(g·L ⁻¹)	65.4 ± 2.7	41.2 ± 0.1
总化学需氧量(TCOD)/(g·L ⁻¹)	116.2 ± 8.2	
溶解性化学需氧量(SCOD)/(g·L ⁻¹)	60.2 ± 6.7	
总挥发性脂肪酸(TVFAs)质量浓度/ (g·L ⁻¹)	3.2 ± 0.4	
氨氮(NH ₄ ⁺)质量浓度/(mg·L ⁻¹)	312 ± 56	
总氮(TN)质量浓度/(mg·L ⁻¹)	2 215 ± 248	

注:n 表示样品测试个数。

12 L,工作容积为 10 L。通过搅拌器以 80 r/min 的恒定速率搅拌,使用水浴循环装置和水套系统控制温度在(37 ± 1)℃。在反应器上连接一个 20 L 的气袋来收集产生的气体,每日测试气体成分后用 LMF-2 型湿式气体流量计记录产气量。根据文献[14]的研究结果,餐厨废弃物与接种污泥质量比设为 3:1。通过 5.0 mol/L NaOH 和 2.0 mol/L HCl 调节反应器 pH 值,反应器 A 不控制 pH 值,反应器 B 控制 pH 值为 4.8 ~ 5.0,反应器 C 控制 pH 值为 5.8 ~ 6.0,反应器 D 控制 pH 值为 6.8 ~ 7.0。同时为了研究 HRT 和 OLR 对产酸发酵的影响,餐厨废弃物挥发性固体进料前被调整为 60.0 g/L,并在整个实验期间保持恒定,调整后底物每日手动进料给反应器一次。产酸发酵反应器在 5、4、3.3 d 共 3 种不同的 HRT 下运行,相应的 OLR 从 12.0 g/(L·d)到 18.2 g/(L·d)不等。表 2 为 4 个反应器运行过程中不同 HRT 下的进料量 and 对应的有机负荷。每天的出料在 4℃ 下保存以测定其物理和化学性质以及评价反硝化性能。

表 2 不同 HRT 下的进料量 and 对应的有机负荷
Tab.2 Feed volume and organic loading rate at different HRTs

运行周期/d	进料量/L	OLR/(g·L ⁻¹ ·d ⁻¹)	HRT/d
1 ~ 23	2.0	12.0	5.0
24 ~ 40	2.5	15.0	4.0
41 ~ 54	3.0	18.2	3.3

1.2.2 反硝化性能评价

反硝化性能研究在同一个序批式生物反应器(Sequencing batch reactor, SBR)上多次进行。总容量为 12 L 的玻璃反应罐,有效容积为 10 L。活性泥取自北京市某大型污水处理厂二沉池,混合液悬浮固体质量浓度为(4 213 ± 342) mg/L,混合液挥发性固体质量浓度为(3 286 ± 241) mg/L (n = 3)。实验

在室温(20℃)下进行,实验进水为自来水,通过NaNO₃溶液调整进水NO₃-N质量浓度为40 mg/L,通过外加碳源使COD/NO₃-N比为6.0,葡萄糖、乙酸钠、酸化液(不控制pH值)、酸化液(pH值5.0)、酸化液(pH值6.0)和酸化液(pH值7.0)的添加量分别为0.22 g/L、0.31 g/L、3.21 mL/L、2.86 mL/L、2.63 mL/L和2.72 mL/L,加入1 mL微量元素,其中每升含有:1.5 g FeCl₃·6H₂O、0.03 g CuSO₄·5H₂O、0.12 g MnCl₂·4H₂O、0.06 g Na₂MoO₄·2H₂O、0.12 g ZnSO₄·7H₂O、0.15 g CoCl₂·6H₂O、0.18 g KI、0.15 g H₃BO₃和10 g 乙二胺四乙酸。取OLR为15.0 g/(L·d)、HRT为4 d的4个反应器中稳定阶段下(运行3个HRT后)的酸化液经离心后得到的上清液、乙酸钠、葡萄糖分别用于反硝化脱氮过程中的外加碳源。反硝化批次实验共进行480 min,分别在0、10、20、30、60、120、180、240、480 min 取样检测NO₃-N、NO₂-N、COD浓度。反硝化性能评价主要通过反硝化速率 V_{DN} 和反硝化能力 P_{DN} 表示^[15],具体公式为

$$V_{DN} = \frac{NO_{x.in} - NO_{x.ss}}{MLVSS t_{ss}} \quad (1)$$

$$P_{DN} = \frac{N_{initial} - N_{end.Xs}}{COD_{in} - COD_e} \quad (2)$$

式中 $NO_{x.in}$ ——实验进水中NO_x-N的质量浓度,mg/L
 $NO_{x.ss}$ ——快速生物降解组分利用完时NO_x-N的质量浓度,mg/L
 $MLVSS$ ——污泥混合液悬浮固体质量浓度,mg/L
 t_{ss} ——快速降解成分利用完所需的时间,h
 $N_{initial}$ ——进水氮质量浓度,mg/L
 $N_{end.Xs}$ ——慢速降解基质完全耗尽时出水氮质量浓度,mg/L
 COD_{in} ——进水COD,mg/L
 COD_e ——出水COD,mg/L

1.3 分析方法

1.3.1 物理和化学分析

TS、VS含量采用重量法测定;pH值测定采用梅特勒托多酸度计;TCOD、SCOD测定采用紫外分光光度法,其中SCOD经过8 000 r/min离心15 min后取上清液过0.45 μm滤膜后测定;硝态氮和亚硝态氮浓度分别根据GB 7493—87和HJ/T 346—2007采用紫外分光光度法测定;VFAs的质量浓度采用日本岛津公司的GC-2010Plus型气相色谱进行测试。

1.3.2 统计分析

使用Microsoft Excel 2023 进行数据处理。使用SPSS 22.0 通过方差分析(ANOVA)确定统计学显著

性。所有结果被认为在 $P < 0.05$ 时具有统计学显著性。使用Excel和Origin Pro 绘制图形。

2 结果与讨论

2.1 不同pH值、OLR和HRT对餐厨废弃物厌氧产酸发酵的影响

2.1.1 VFAs产量和组分

图1为在4个不同pH值条件下的反应器中,餐厨废弃物酸化液的TVFAs(以COD计)质量浓度随有机负荷的变化。在反应初期,所有反应中的TVFAs浓度先迅速增加,然后相对稳定;当OLR提高到15.0 g/(L·d)、HRT为4 d时,TVFAs浓度达到各pH值条件下的最大值,不控制pH值和控制pH值为5.0、6.0、7.0时分别为17.35、30.95、50.05、40.68 g/L,且控制pH值为5.0、6.0、7.0时分别是不控制pH值的1.78、2.88、2.34倍。

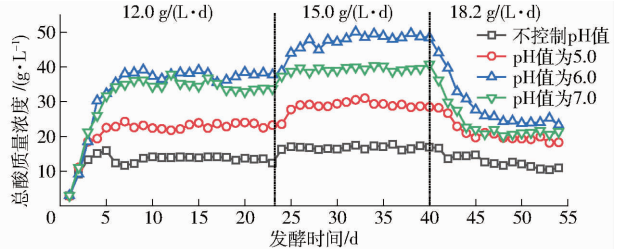


图1 不同pH值和OLR下总酸质量浓度变化曲线
Fig.1 Variation in TVFAs concentration at different pH values and OLR

结果表明控制pH值可以显著提高TVFAs的产量,控制pH值为6.0、OLR为15.0 g/(L·d)时可以获得中性和酸性条件下的最大TVFAs产量,这与文献[16-17]的结果相似。这可能是因为水解酶活性在pH值为6.0下最佳,导致最高的TVFAs浓度。当OLR提高到18.2 g/(L·d)、HRT缩短为3.3 d时,TVFAs浓度出现大幅下降,这可能是过高的有机负荷导致微生物的浓度和活性下降甚至大量死亡^[18]。当pH值不受控制时,TVFAs浓度非常低,这是因为有机酸在非常低的pH值下未解离,并且通过穿过微生物的细胞膜来抑制微生物生长,使产酸微生物活性降低^[16]。

图2为4个不同pH值条件下的反应器中,餐厨酸化液VFAs组分随发酵时间和有机负荷的变化。在图2a、2b中可以观察到不控制pH值的反应器中餐厨酸化液pH值在7 d内快速降至3.8,此后pH值基本保持不变,这与文献[17]一致。这是由于餐厨废弃物易于生物降解,且富含碳水化合物,VFAs的产生和积累导致反应器pH值迅速降低。

观察VFAs产量和分布,如图2a、2b所示,当不控制pH值和控制pH值为5.0时,餐厨废弃物产酸

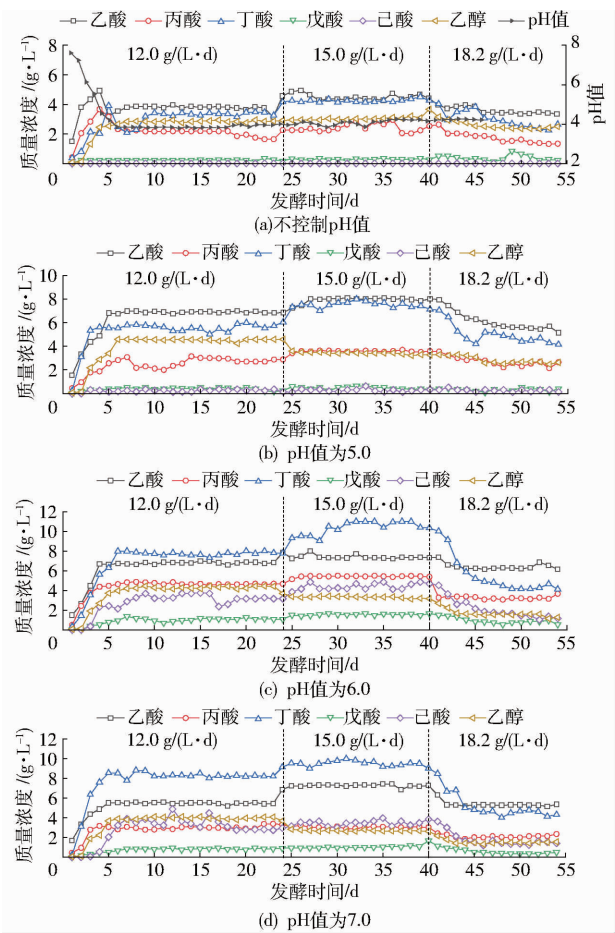


图2 不同 pH 值下,随着 OLR 提高 VFAs 的浓度变化曲线
Fig.2 VFAs components in four reactors during semicontinuous experiments

类型为乙酸型发酵,乙酸是占主导地位的有机酸,约占总产物的 40%,其次为丁酸。观察图 2c、2d 可以看到,当控制 pH 值为 6.0 和控制 pH 值为 7.0 时,餐厨废弃物产酸类型为丁酸型发酵,VFAs 以丁酸为主,占总产酸量的 35%~40%,其次为乙酸,这与文献[19]的研究结果一致。文献[11]研究表明了丁酸是最主要的发酵产物,这可能是微生物群落的不同影响了发酵类型。文献[10]研究中高温条件下不控制 pH 值、控制 pH 值为 7.0、控制 pH 值为 10.0 下的发酵产酸情况,同样发现当 pH 值为 7.0 时丁酸是最主要的发酵产物(90%)。其他发酵产物如丙酸和乙醇当 pH 值为 5.0 时所占比例最高(分别为 20% 和 25%)。戊酸和己酸在各 pH 值条件下浓度均很低,但当控制 pH 值为 6.0 和控制 pH 值为 7.0 时,从第 5 天开始,己酸开始产生,最高质量浓度达到 4.85 g/L,同时伴随着己酸浓度增加,乙醇浓度出现了明显下降,这可能是通过反向 β 氧化途径将乙醇转化为了长链脂肪酸^[20]。

2.1.2 气体产量和组分

气体组成可以被认为是区分代谢途径的指标,是反映反应活性的预测指标^[21]。表 3 为不同 pH 值

表 3 不同 pH 值下,随 OLR 变化气体的产量和组分
Tab.3 Biogas production and H₂/CO₂ contents at different pH values and OLR

pH 值	平均日产气量/(L·d ⁻¹)			气体组分体积分数/%		
	12.0 g/(L·d)	15.0 g/(L·d)	18.2 g/(L·d)	CO ₂	H ₂	其他
不控制	13.8	10.6	7.5	94.8	2.1	3.1
5.0	16.3	11.7	7.1	73.4	22.4	4.2
6.0	19.4	13.7	6.7	74.9	24.8	0.3
7.0	18.3	10.3	6.9	75.6	21.4	3.0

下反应罐中气体产量及组分随有机负荷的变化。结果表明,与不控制 pH 值时相比,控制 pH 值时气体积累明显增加,单日最高产气量为 42.6 L,日均产气量为 6.9~19.4 L/d。气体在厌氧代谢的大多数反应中都是产物,因此气体体积反映代谢活性。

气体成分与代谢程度有关,在最初的几天中,这些过程没有明显变化。在反应的启动期,由于中性和弱酸性的环境和产甲烷菌的生化作用,产生了少量 CH₄,但随着 VFAs 的产生和积累,pH 值发生不可避免的降低,产甲烷菌会逐渐丧失生活的环境直至死亡,在保持 pH 值为 7.0 的反应罐中,由于实验设置过高的 OLR 和过低的 HRT,产甲烷过程也无法稳定发生^[22]。在所有条件下,产酸发酵产气组分中均以 CO₂ 和 H₂ 为主,其中 CO₂ 体积分数为 73.4%~94.8%,H₂ 体积分数为 2.1%~24.8%,当控制 pH 值为 6.0 时,达到最高日产气量,为 19.4 L/d,且产生的气体中 H₂ 体积分数最高,为 24.8%。氢气产生量可能与 pH 值有关,文献[23]也证实了这个观点。日常投料后气体产生迅速,可能是由于氢氧化钠和进料中的碱性物质(CO₃²⁻、HCO₃⁻)与发酵液中的 H⁺ 反应生成 CO₂^[24]。

2.1.3 COD

厌氧消化第 1 步,不溶性有机聚合物如碳水化合物、蛋白质和脂肪被分解成单糖、脂肪酸和氨基酸。食物废弃物的固体有机部分的溶解可导致反应器中可溶性 COD 的增加。不同 pH 值条件下 SCOD 随有机负荷变化如图 3 所示。在产酸发酵初期,SCOD 浓度随着发酵时间增大,之后基本保持稳定,有机负荷升高到 15.0 g/(L·d) 达到最大值,当有机负荷提高到 18.2 g/(L·d),对应 HRT 为 3.3 d 时,SCOD 出现明显的下降,表明过高的有机负荷导致有机物降解不充分^[25]。

观察 pH 值对 SCOD 溶出的影响可以发现,在整个产酸发酵过程中,反应器中 SCOD 质量浓度从大到小依次为:pH 值为 6.0、pH 值为 7.0、pH 值为 5.0、不控制 pH 值。当 OLR 为 15.0 g/(L·d) 时,

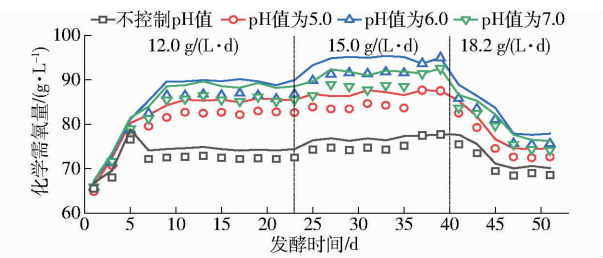


图 3 不同 pH 值、OLR 下的 SCOD 质量浓度变化曲线
Fig.3 Concentration of SCOD at different pH values and OLR conditions

控制 pH 值为 5.0、6.0、7.0 时 SCOD 质量浓度为 83.45、91.25、88.96 g/L,分别为不控制 pH 值情况下 74.68 g/L 的 1.12、1.22、1.19 倍。且在各 pH 值条件下,最大 SCOD 在 pH 值为 6.0 和 7.0 时观察到,这是由于在此条件下微生物和酶活性最佳^[26]。

2.1.4 氨氮浓度

不同 pH 值条件下随 OLR 变化餐厨酸化液中 NH_4^+ 质量浓度变化如图 4 所示。在稳定运行状况下,氨氮浓度相对稳定,并且当不控制 pH 值和控制 5.0 时质量浓度分别维持在 1 000 mg/L 和 1 200 mg/L 左右,而当 pH 值为 6.0、7.0 时, NH_4^+ 质量浓度分别提高到 1 300 mg/L 和 1 600 mg/L 左右,且在整个运行过程中,pH 值的提高与氨氮释放呈正相关关系,表明较高的 pH 值导致较高的氨释放,这可能是由于高 pH 值条件下会加速细胞外聚合物物质和细胞的溶解促进氨的释放^[27]。当 OLR 提高到 15.0 g/(L·d) 时, NH_4^+ 释放达到最大值,pH 值为不控制、5.0、6.0、7.0 时分别为 1 317.7、1 377.1、1 708.9、1 766.2 mg/L。在 pH 值为不控制、5.0、6.0、7.0 时,考虑到反应器中的 VS 进料, NH_4^+ 产量分别为 8.67、9.47、11.31、12.33 mg/g。

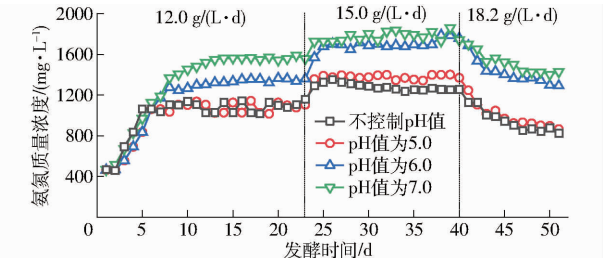


图 4 不同 pH 值、OLR 下的氨氮质量浓度变化曲线
Fig.4 Ammonia nitrogen concentration under different pH values and OLR conditions during stabilization phase

可以看出,在餐厨废弃物产酸发酵过程中会释放出大量的 NH_4^+ ,而在生物脱氮过程中,餐厨酸化液中 NH_4^+ 越少,对后续污水处理过程负荷越低,因此,控制 pH 值 5.0 时获得的餐厨酸化液是节约投碱成本、降低后续处理负担的最佳条件。

2.2 不同产酸类型酸化液反硝化性能

2.2.1 出水水质

为了更好地研究餐厨酸化液成分影响反硝化过程,并根据每种 VFAs 的分子大小和各自的代谢途径确定反硝化的速率和能力。反硝化实验结果如图 5 所示。当使用不同产酸类型的酸化液、葡萄糖和乙酸钠作为自配人工污水处理反硝化过程的外加碳源时,它们都能达到较好的去除 NO_3^- -N 的效果,酸化液对 COD 的去除效果与葡萄糖和乙酸钠基本相同;但与乙酸钠相比,酸化液作为外加碳源时出现了 NO_2^- -N 积累,尤其在不控制 pH 值的情况下, NO_2^- -N 最大积累量为 5 mg/L。

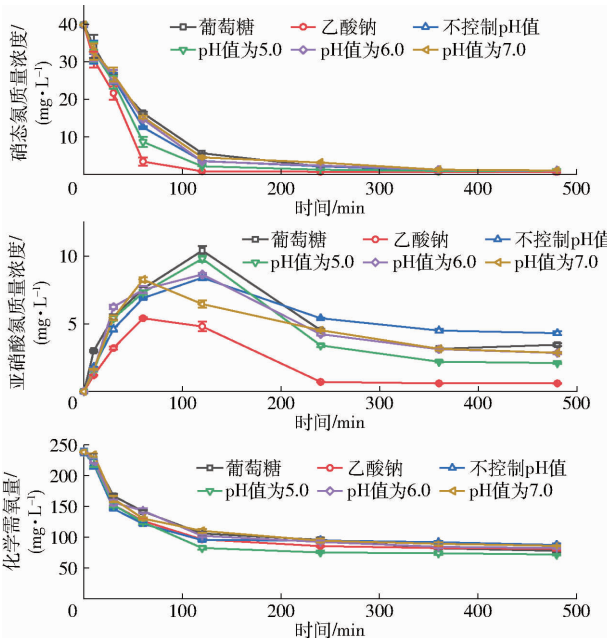


图 5 不同类型碳源反硝化出水水质
Fig.5 Effluent quality of denitrification with different types of carbon sources

2.2.2 反硝化性能

反硝化过程中,更长、更复杂的碳源需要更长的时间来代谢和利用。因此清楚地阐明不同产酸类型的酸化液作为污水反硝化脱氮过程的反硝化性能具有重要意义。

表 4 表示不同产酸类型的酸化液作为反硝化碳源与常规化学碳源(葡萄糖和乙酸钠)反硝化性能对比。本实验条件下,乙酸钠具有最高反硝化速率,为 9.47 mg/(g·h),葡萄糖反硝化速率为 5.39 mg/(g·h),不控制 pH 值和 pH 值为 5.0、6.0 和 7.0 时,餐厨酸化液反硝化速率分别为 6.58、7.62、5.87、5.57 mg/(g·h),均介于葡萄糖(5.39 mg/(g·h))和乙酸钠(9.47 mg/(g·h))之间。不控制 pH 值和 pH 值为 5.0 条件下获得的酸化液反硝化速率高于 pH 值为 6.0 和 pH 值为 7.0 条件

表 4 不同外加碳源的反硝化速率和反硝化能力

Tab.4 Denitrification rate and denitrification capacity of different carbon sources

外加碳源	反硝化速率/ (mg·g ⁻¹ ·h ⁻¹)	反硝化能力/ (g·g ⁻¹)
葡萄糖	5.39 ± 0.20	0.23 ± 0.012
乙酸钠	9.47 ± 0.54	0.25 ± 0.015
酸化液(不控制 pH 值)	6.58 ± 0.34	0.20 ± 0.014
酸化液(pH 值为 5)	7.62 ± 0.15	0.21 ± 0.011
酸化液(pH 值为 6)	5.87 ± 0.34	0.22 ± 0.012
酸化液(pH 值为 7)	5.57 ± 0.42	0.22 ± 0.008

下,表明乙酸型发酵获得的酸化液相比于丁酸型发酵具有更高的反硝化速率。这是由于代谢途径较为复杂的长链脂肪酸反硝化速率较低^[9]。由于乙酸可直接氧化并转化为乙酰- CoA,直接参与三羧酸循环。另一方面,三碳及三碳以上的 VFAs 被其他更复杂的过程所利用,或要经过多轮连续氧化,导致反硝化率较低^[28]。因此从提高酸化液反硝化速率角度分析,具有更多低分子量有机物酸化液体是较好的替代碳源。

反硝化能力可反映单位 COD 的碳源产品反硝化性能,不控制 pH 值、pH 值为 5.0、pH 值为 6.0 和 pH 值为 7.0 条件下酸化液反硝化能力分别为 0.20、0.21、0.22、0.22 g/g (表 4),弱于乙酸钠

(0.25 g/g)和葡萄糖(0.23 g/g)的反硝化能力。可以看出相同 COD 的餐厨酸化液反硝化能力差异不大,从经济性角度分析,当控制 pH 值为 5.0、OLR 为 15.0 g/(L·d)、HRT 为 4 d 时,获得的餐厨酸化液反硝化能力相当于乙酸钠的 84%,可以在节省投碱成本的同时获取较大 TVFAs 产量的酸化液,为生产餐厨酸化液作为污水反硝化处理外加碳源的最佳条件。

3 结束语

餐厨产酸发酵实验结果表明,pH 值是影响产酸类型的主要因素,VFAs 产量主要受 OLR 和 pH 值调节的影响。中温条件下,当 pH 值为 3.8 和 5.0 时,乙酸型发酵占产酸过程的主导地位;而当 pH 值为 6.0 和 7.0 时,丁酸型发酵占产酸过程的主导地位。pH 值为 6.0、OLR 为 15.0 g/(L·d)下获得最大 TVFAs 产量,为 50.05 g/L,是不控制 pH 值条件下的 2.88 倍。反硝化实验结果表明,经过特定产酸调控后获得的酸化液反硝化速率为 5.57 ~ 7.62 mg/(g·h),优于葡萄糖,接近于乙酸钠;控制 pH 值为 5.0 时反硝化能力为 0.21 g/g,相同 COD 下相当于乙酸钠的 84%。综合考虑,本实验条件下,控制 pH 值为 5.0 时,产生的酸化液作为污水反硝化处理的外加碳源,具有更好的反硝化性能和更高的经济性,对废水处理和资源回收具有现实意义。

参 考 文 献

[1] 国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京:中国统计出版社, 2023.

[2] 赵娟. 餐厨垃圾厌氧发酵沼渣与废塑料共热解特性研究及生命周期评价[D]. 兰州:兰州交通大学, 2023.
ZHAO Juan. Study on co-pyrolysis characteristics and life cycle assessment of food waste solid digestate and waste plastics[D]. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2023. (in Chinese)

[3] CHANDRA R, THAKOR A, MEKONNEN T H, et al. Production of polyhydroxyalkanoate (PHA) copolymer from food waste using mixed culture for carboxylate production and *Pseudomonas putida* for PHA synthesis[J]. Journal of Environmental Management, 2023,336:117650.

[4] WANG Q, ZHANG G, WANG X, et al. Promoting chain elongation efficiency from food waste by refluxing chain elongation fermentation liquid[J]. Journal of Cleaner Production, 2022,368:133220.

[5] PIERCY E, VERSTRAETE W, ELLIS P R, et al. A sustainable waste-to-protein system to maximise waste resource utilisation for developing food- and feed-grade protein solutions[J]. Green Chemistry, 2023,25(3): 808 – 832.

[6] 孔维春. 中药渣作为污水厂反硝化过程外加碳源的性能研究及安全评价[D]. 天津:天津理工大学, 2023.
KONG Weichun. Study on the performance and safety assessment of Chinese medicine residue as an additional carbon source in the denitrification process of sewage treatment plant[D]. Tianjin:Tianjin University of Technology, 2023. (in Chinese)

[7] 古明哲. 石化污水厂深度处理反硝化滤池工艺优化[D]. 天津:天津大学, 2018.
GU Mingzhe. Optimization of denitrification filter process for advanced treatment in a petrochemical wastewater treatment plant [D]. Tianjin: Tianjin University, 2018. (in Chinese)

[8] 生态环境部,国家发展改革委,住房城乡建设部. 国家发展改革委 住房城乡建设部 生态环境部 关于推进污水处理减污降碳协同增效的实施意见[EB/OL]. https://www.mohurd.gov.cn/gongkai/zhengce/zhengcefilelib/202401/20240104_776117.html.

[9] GE S, PENG Y, WANG S, et al. Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: the effects of carbon sources and COD/NO₃⁻-N[J]. Bioresource Technology, 2012,114: 137 – 143.

[10] GONG X, WU M, JIANG Y, et al. Effects of different temperatures and pH values on volatile fatty acids production during codigestion of food waste and thermal-hydrolysed sewage sludge and subsequent volatile fatty acids for polyhydroxyalkanoates production[J]. Bioresource Technology, 2021,333:125149.

[11] 李伟,李让玲,李博文,等. 水热预处理对不同污泥性质及厌氧消化性能的影响[J]. 农业机械学报,2020,51(3):326–333.
LI Wei, LI Rangling, LI Bowen, et al. Effect of thermal hydrolysis pretreatment on different sludge properties and anaerobic digestion performance[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2020, 51(3):326–333. (in Chinese)

[12] YANG L, CHEN L, LI H, et al. Lactic acid production from mesophilic and thermophilic fermentation of food waste at different pH[J]. Journal of Environmental Management, 2022,304:114312.

[13] 李真, 李逸恬, 顾家玉, 等. 乙醇型发酵过程优化及代谢调控分子机制[J]. 环境科学学报, 2020,40(10): 3526–3538.
LI Zhen, LI Yitian, GU Jiayu, et al. Process optimization and molecular mechanism of metabolism regulation of ethanol-type fermentation[J]. Acta Scientiae Circumstantiae,2020,40(10): 3526–3538. (in Chinese)

[14] LI Y, CHEN Z, PENG Y, et al. Deeper insights into the effects of substrate to inoculum ratio selection on the relationship of kinetic parameters, microbial communities, and key metabolic pathways during the anaerobic digestion of food waste[J]. Water Research, 2022,217:118440.

[15] SAGE M, DAUFIN G, GESAN-GUIZIOU G. Denitrification potential and rates of complex carbon source from dairy effluents in activated sludge system[J]. Water Research, 2006,40(14): 2747–2755.

[16] JIANG J, ZHANG Y, LI K, et al. Volatile fatty acids production from food waste: effects of pH, temperature, and organic loading rate[J]. Bioresource Technology, 2013,143: 525–530.

[17] TANG J, WANG X, HU Y, et al. Lactic acid fermentation from food waste with indigenous microbiota: effects of pH, temperature and high OLR[J]. Waste Management, 2016,52: 278–285.

[18] DE GROOF V, COMA M, ARNOT T, et al. Selecting fermentation products for food waste valorisation with HRT and OLR as the key operational parameters[J]. Waste Management, 2021,127: 80–89.

[19] SHI C, LIU Y, WU Y, et al. Target and enhance ethanol and butyrate production from anaerobic fermentation via the pH and organic loading rate combined strategy[J]. Applied Biochemistry and Biotechnology, 2022,194(12): 6367–6385.

[20] ARHIN S G, CESARO A, DI CAPUA F, et al. Acidogenic fermentation of food waste to generate electron acceptors and donors towards medium-chain carboxylic acids production[J]. Journal of Environmental Management, 2023,348:119379.

[21] RAMOS-SUAREZ M, ZHANG Y, OUTRAM V. Current perspectives on acidogenic fermentation to produce volatile fatty acids from waste[J]. Reviews in Environmental Science and Bio-Technology, 2021,20(2): 439–478.

[22] WANG E, XING F, CHEN P, et al. Effect of nanobubble water on digestate soaking hydrolysis of rice straw[J]. Bioresource Technology,2024,403:130893.

[23] YUAN Q, LOU Y, WU J, et al. Long-term semi-continuous acidogenic fermentation for food wastes treatment: effect of high organic loading rates at low hydraulic retention times and uncontrolled pH conditions[J]. Bioresource Technology, 2022,357: 127356.

[24] YAN B H, SELVAM A, WONG J W C. Bio-hydrogen and methane production from two-phase anaerobic digestion of food waste under the scheme of acidogenic off-gas reuse[J]. Bioresource Technology, 2020,297:122400.

[25] HAN D, ZHENG M Y, ZHENG M X, et al. The influence of organic loading rates on hydrolysis and acidification rates of fruit and vegetable waste anaerobic fermentation[J]. Advanced Materials Research, 2013,779: 1242–1245.

[26] SARKAR O, ROVA U, CHRISTAKOPOULOS P, et al. Ethanol addition promotes elongation of short-chain fatty acids to medium-chain fatty acids using brewery spent grains as substrate[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(5):105990.

[27] HE Z, JIN H, REN Y, et al. Stepwise alkaline treatment coupled with ammonia stripping to enhance short-chain fatty acids production from waste activated sludge[J]. Bioresource Technology, 2021,341:125824.

[28] GUO L, LI L, ZHOU S, et al. Metabolomic insight into regulatory mechanism of heterotrophic bacteria nitrification-aerobic denitrification bacteria to high-strength ammonium wastewater treatment[J]. Bioresource Technology, 2023,394:130278.