

盐度强化剩余污泥碱性发酵产酸

邢立群,彭永臻*,金宝丹,何岳兰,曾 薇 (北京工业大学,北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室,北京市污水脱氮除磷处理与过程控制工程技术研究中心,北京 100124)

摘要: 短链脂肪酸(SCFAs)是生物脱氮除磷的优质碳源,为提高剩余污泥碱性发酵 SCFAs 的产量,分别在 20℃和 35℃条件下,考察了不同盐度(0~25g/L)对剩余污泥碱性(pH=10)发酵的影响.结果表明:在 20℃和 35℃条件下,投加适量的氯化钠均可提高 SCFAs 产量,且氯化钠投加量为 15g/L 时 SCFAs 产量最大,较不投加时分别提高了 42.3%和 15.0%.进一步的研究表明,适量的投加氯化钠促进了生成 SCFAs 所需底物(蛋白质和多糖)的释放,同时提高了发酵系统的 C/N(SCFAs/NH₄⁺-N).因此,盐度联合碱性 pH 值可强化剩余污泥发酵产生 SCFAs,同时达到剩余污泥减量的效果.

关键词: 剩余污泥; 厌氧发酵; 短链脂肪酸; 盐度; 温度

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2015)06-1771-09

Enhanced production of short-chain fatty acids from waste activated sludge alkaline fermentation: The effect of salinity. XING Li-qun, PENG Yong-zhen*, JIN Bao-dan, HE Yue-lan, ZENG Wei (Engineering Research Center of Beijing for Nitrogen and Phosphorus Removal and Process Control, Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China). *China Environmental Science*, 2015,35(6): 1771~1779

Abstract: Short chain fatty acids (SCFAs) were used as high quality carbon source for biological denitrification and phosphorus removal process. In order to improve the SCFAs production of waste activated sludge (WAS) in alkaline fermentation system, the effect of salinity (0~25g/L) on the WAS alkaline fermentation (pH=10) was studied at 20℃ and 35℃, respectively. The results showed that adding appropriate sodium chloride (NaCl) enhanced the SCFAs production. The highest accumulation of SCFAs appeared at 15g/L NaCl and improved by 42.3% (20℃) and 15.0% (35℃) comparing with no NaCl addition. Further researches indicated that adding NaCl could increase the release of substrate (protein and polysaccharide) to produce more SCFAs, accompanied by the increase of C/N (SCFAs/NH₄⁺-N). Therefore, the integrated control of salinity and pH could enhance the SCFAs generation from WAS fermentation and promote WAS reduction simultaneously.

Key words: waste activated sludge; anaerobic fermentation; short chain fatty acids; salinity; temperature

目前,我国城市生活污水中普遍存在碳源不足、C/N 比较低的问题.为了提高出水水质,需要向污水中投加外碳源(如甲醇,乙酸钠等)以强化微生物的脱氮除磷能力^[1],但是外碳源的投加将大大增加污水处理厂的运行成本,同时主要以生物方法为处理工艺的城市污水处理厂在运行时会产生大量的剩余污泥.据统计,剩余污泥的处理成本占到污水处理厂运行成本的 20%~50%^[2].剩余污泥中包含大量的有机物质(如蛋白质和多糖等),这些有机物质可以被厌氧微生物发酵利用,达到污泥减量的同时获得短链脂肪酸(SCFAs)、

甲烷和氢气等有利用价值的物质^[3-4].剩余污泥发酵过程中产生的 SCFAs 可作为强化微生物脱氮除磷的碳源,不仅减少或者避免外碳源投加,而且降低剩余污泥的处理费用,从而节约了污水处理厂的运行成本.污泥发酵过程一般分为水解、产酸及产甲烷 3 个阶段.剩余污泥厌氧发酵产酸即将发酵过程控制在产酸阶段,剩余污泥中大

收稿日期: 2014-11-19

基金项目: 国家“863”项目(2012AA063406);北京市科研基地建设-科技创新平台

* 责任作者, 教授, pyz@bjut.edu.cn

部分有机成分都是微生物细胞,由于微生物细胞壁的半刚性结构限制了剩余污泥的水解,因此水解过程成为剩余污泥厌氧消化的限速步骤^[5-7].采用适当的预处理方法可以破坏微生物的细胞壁结构,促进细胞溶解,颗粒状的大分子有机物质转化为小分子易降解化合物,从而加速剩余污泥的水解过程.目前常用的促进剩余污泥水解速率的预处理方法主要有:机械处理法^[8]、热处理法^[9]、酸碱处理法^[5]、生物处理法^[5]及添加表面活性剂法^[3]等.

研究发现,剩余污泥碱性发酵一般仅能提取污泥中 45%左右的碳源^[10],因此如何进一步提高污泥发酵中碳源的溶出量是亟待解决的问题.在碱处理过程中起作用的是 OH^- 离子,但同时引入的金属阳离子也会影响剩余污泥的融胞效果.剩余污泥在碱性条件下发酵时,有机物的分解以及调节发酵液 pH 值时都会引入 Na^+ . Na^+ 是微生物必需的营养物质,低浓度 Na^+ 可以促进微生物生长,高浓度的 Na^+ 则抑制微生物的活性、减缓微生物的新陈代谢^[12-13];研究还发现氯化钠可以导致剩余污泥的稳定性和脱水性恶化^[14].温度是影响污泥发酵的重要因素,水解菌和产酸菌对温度的适应性很强,在低温(10~30℃)、中温(30~40℃)和高温(50~60℃)的环境中都可以很好地生存^[15].Chen 等^[11]在室温条件下考察了 pH 值对剩余污泥发酵的影响,发现在碱性条件下剩余污泥更容

易水解,蛋白质、碳水化合物和 SCFAs 等产量都显著提升.研究发现提高发酵温度可以促进初沉污泥水解,从而有利于污泥发酵产酸^[16-17].目前,在碱性条件下,有关不同盐度和温度对剩余污泥发酵的联合作用的研究鲜见报道,因此本文在碱性条件(pH=10)下考察了不同氯化钠盐度和温度对剩余污泥厌氧发酵产酸及污泥减量的影响.

1 材料和方法

1.1 试验装置与运行方法

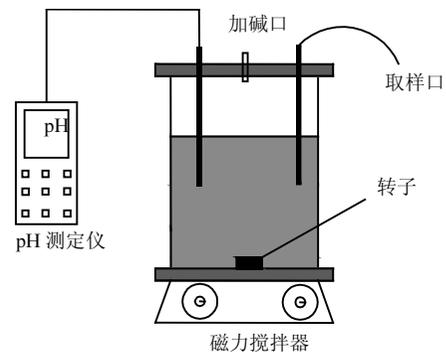


图 1 试验装置示意

Fig.1 Reactor of test

1.2 污泥来源和性质

剩余污泥取自本实验室中试规模 SBR 工艺的排泥,剩余污泥取回后用自来水淘洗 3 次,淘洗后剩余污泥性质如表 2 所示.

表 1 实验控制条件

Table 1 The conditions of test

项目	20℃				35℃			
	1#	2#	3#	4#	1#	2#	3#	4#
pH 值	10±0.1	10±0.1	10±0.1	10±0.1	10±0.1	10±0.1	10±0.1	10±0.1
盐度(g/L)	0	2	15	25	0	2	15	25

表 2 剩余污泥性质

Table 2 The properties of WAS

温度	SCOD (mg/L)	SCAFs (mgCOD/L)	蛋白质 (mgCOD/L)	多糖 (mgCOD/L)	NH_4^+-N (mg/L)	$\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ (mg/L)	MLSS (mg/L)	MLVSS (mg/L)
20℃	67.8	20.52	18.8	10.48	0.11	1.84	13870	11120
35℃	64.5	15.70	17.8	15.53	0.57	1.66	13250	10784

试验在恒温培养箱中分 2 个批次进行,恒温箱温度分别设定为 20℃和 35℃.本试验反应装置

如图 1 所示,反应器由有机玻璃制成,有效容积为 1.5L,设有转子、pH 探头、加碱口及取样口.4 个反应器(1#~4#)内分别添加 1.2L 经淘洗过的剩余污泥;向 4 个反应器中投加一定量的氯化钠,控制 1#~4#的氯化钠浓度分别为 0,2,15,25g/L;试验过程中使用 2mol/L 的氢氧化钠溶液调节发酵液的 pH 值,维持发酵液 pH=10±0.1.4 个反应器在曝氮气 2min 去除氧气后密封.采用磁力搅拌器进行搅拌,设定转速为 500r/min;反应周期为 10d,每天取样 1 次.20℃和 35℃时反应条件如表 1 所示.

1.3 检测方法

取出的样品在转速为 4000r/min 下离心 15min,离心后的上清液经 0.45μm 的微孔纤维滤膜过滤后滤液用于指标分析.SCOD、MLSS 和 MLVSS 均采用国家环境保护总局发布的标准方法^[18]; TOC 采用 TN/TOC 测定仪(Multi N/C3000, AnanltikjenaAG, Germany)检测,蛋白质采用 Lowry-folin 分光光度法^[19]检测,多糖采用硫酸-蒽酮分光光度法^[20]检测,SCFAs 采用 Agilent 6890DB-MAXETR 气相色谱仪^[21]检测,NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P 采用流动注射分析仪 (Lachat Quik-Chem8000, Lachat Instrument, Milwaukee, USA)^[22]检测.

2 结果与讨论

2.1 剩余污泥发酵水解情况

剩余污泥的水解特征可以用发酵液中 SCOD 浓度的变化表示^[12-23],发酵液中的 SCOD 浓度越高,表明污泥水解程度越高.图 2 表示 20℃和 35℃条件下不同盐度对剩余污泥水解的影响.

在 20℃条件下,1#和 2#反应组 SCOD 浓度从试验开始到反应的 7~8d 均快速增加,在反应第 7~8d 达到最大值后缓慢下降;而 3#和 4#反应组 SCOD 浓度从试验开始后均快速增加,在反应的第 5d 达到最大值后逐渐降低.在 35℃条件下,试验开始后 1#~3#反应组 SCOD 浓度均快速增加,并在第 6d 达到最大值后出现下降,4#反应组的 SCOD 浓度在前 3d 快速增加,之后出现波动,试验的最后 3d 1#~4#反应组 SCOD 浓度均基本保持不变,由此发现,提高温度能够缩短剩余污泥的发酵时间.在 20℃和 35℃条件下,污泥发酵过程中

SCOD 浓度的大小依次均为 4#>3#>2#>1#,最大 SCOD 浓度分别为 487.3 和 688.3mg/gMLVSS,明显高于苑宏英等^[24]在室温和碱性(pH=10)条件下研究酸碱调节对混合污泥发酵影响时发现的 SCOD 释放量(380.31mg/gMLVSS,16d).发酵第 6d 时发酵液中的 TOC 含量如图 3 所示,除 35℃时 4#外,TOC 随着温度和盐度的增加而增加,即适当的提高温度和盐度可促进 TOC 的生成,这与 SCOD 的变化规律一致.

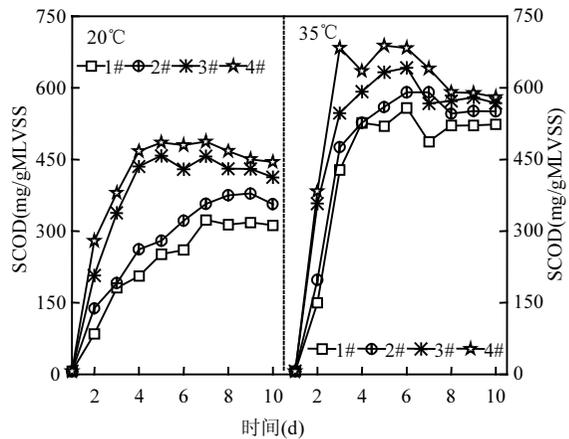


图 2 20℃和 35℃条件下不同盐度对剩余污泥水解影响
Fig.2 Effect of different salinity on sludge hydrolysis under conditions of 20℃ and 35℃

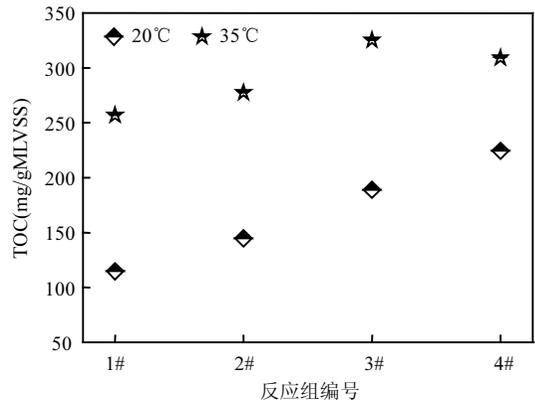


图 3 20℃和 35℃条件下不同盐度发酵液中 TOC 含量
Fig.3 Effect of different salinity and temperature on TOC concentration

在 20℃和 35℃条件下,分别将不同盐度时发酵前期的 SCOD 浓度数据进行一次线性方程拟

合,拟合结果如下表 3 所示.剩余污泥发酵前期, 2,表 3),且符合一次线性方程($R^2>0.9$),这与苑宏英等^[25]的研究一致.

表 3 不同盐度和温度下 SCOD 线性回归方程

Table 3 SCOD linear regression equation under different salinity and temperature

编号	时间(d)	20°C	R^2	时间(d)	35°C	R^2
1#	7	$y=49.07x-8.71$	0.939	3	$y=211.21x-227.77$	0.967
2#	7	$y=53.85x+6.78$	0.927	3	$y=235.00x-243.47$	0.989
3#	4	$y=141.82x-107.95$	0.973	3	$y=270.59x-237.59$	0.971
4#	4	$y=148.36x-87.72$	0.917	3	$y=339.11x-320.22$	0.996

盐度对剩余污泥发酵过程中 SCOD 的生成有显著的影响.在同一温度条件下,发酵液中 SCOD 的溶出速率和溶出量均随着 NaCl 盐度(0~25g/L)的增大而显著增大,并且达到最大浓度的时间明显缩短.这可能是因为随着 NaCl 盐度的增加,微生物细胞外环境的渗透压不断升高,污泥中有的微生物细胞为适应新环境合成大量胞外聚合物(EPS)^[26],而有些微生物细胞因不适应环境变化而发生自溶死亡,释放出大量有机物,从而增加了发酵液中的 SCOD 浓度.

适当的提高发酵温度可以促进污泥发酵水解速率,增大 SCOD 的生成量;35°C 时 SCOD 的溶出速率和溶出量均大于 20°C 时,这与 Ferreiro 等^[17]的研究结果一致;同时适当的提高温度能够缩短污泥发酵时间,原因可能在于较高的温度可以提高蛋白质和多糖等有机物的溶解度^[27],且中温条件(35°C)能够提高水解菌的生长速率和新陈代谢速率,增加水解菌的数量,从而导致发酵液中 SCOD 的生成量和生成速率均增加^[28],因此 35°C 时剩余污泥水解程度较高,发酵时间较短.

2.2 发酵液中溶解性蛋白质和多糖的变化情况

在厌氧发酵过程中,剩余污泥首先在水解菌的作用下释放出溶解性蛋白质和多糖,而产酸菌以溶解性蛋白质和多糖等为底物生成 SCFAs,因此发酵液中的溶解性蛋白质和多糖是剩余污泥发酵产酸过程中关键的中间物质.图 4 表示 20°C 和 35°C 条件下不同盐度对溶解性蛋白质浓度的影响,图 5 表示 20°C 和 35°C 条件下不同盐度对溶解性多糖浓度的影响.

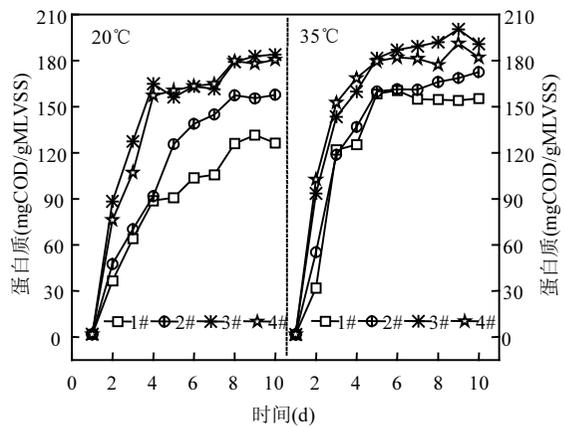


图 4 20°C 和 35°C 条件下不同盐度对溶解性蛋白质浓度的影响

Fig.4 Effect of different salinity on soluble protein concentration under 20°C and 35°C

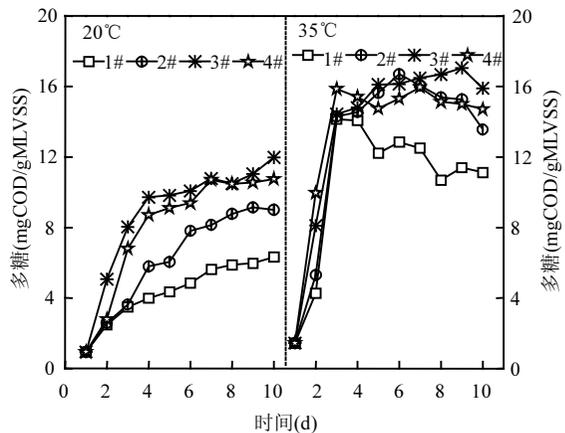


图 5 20°C 和 35°C 条件下不同盐度对溶解性多糖浓度的影响

Fig.5 Effect of different salinity on soluble polysaccharide concentration under 20°C and 35°C

由图 4 和图 5 可知,在 20℃ 条件下,1# 和 2# 反应组蛋白质和多糖浓度均不断增加,在反应至第 9~10d 时增至最大值;3# 和 4# 反应组的蛋白质和多糖浓度在前 4d 迅速增加,4d 后增幅变缓;其中 3# 反应组的蛋白质和多糖浓度最大,最大值分别为 184.0 和 12.0mgCOD/gMLVSS。在 35℃ 条件下,试验开始后 1#~4# 反应组中蛋白质和多糖浓度均迅速增加,在反应进行到第 4d 后,除 1# 反应组的多糖浓度下降且蛋白质维持稳定,2#~4# 反应组的蛋白质浓度少量增加,而多糖浓度有轻微波动;3# 反应组的蛋白质和多糖浓度最大,最大值分别为 200.4 和 17.1mgCOD/gMLVSS。Zhang 等^[29]在研究中温和高温条件下 pH 对剩余污泥水解和 SCFAs 积累时发现:在 pH=10 和中温条件下,发酵液中蛋白质和多糖的最大浓度为 197mgCOD/gMLVSS,低于本文 35℃ 条件下蛋白质和多糖的最大浓度(217.5mgCOD/gMLVSS)。因此,适当的盐度和温度可以促进剩余污泥发酵过程中蛋白质和多糖的释放。

在同一温度条件下,发酵液中溶解性蛋白质和多糖浓度均随盐度的增大先增加后减少,其中 3# 反应组的蛋白质和多糖浓度最高;但在相同发酵条件下,2# 和 4# 反应组的蛋白质和多糖浓度均高于 1# 反应组。原因可能为:① 剩余污泥中含有大量的胞外聚合物(EPS)^[30],而 NaCl 能破坏微生物的细胞结构,促进蛋白质和多糖的释放^[31],从而提高了发酵液中溶解性蛋白质和多糖的浓度;② 在低盐度(0~15g/L)条件下,剩余污泥中有些微生物为适应新环境而合成大量的 EPS,进而间接提高了发酵液中溶解性蛋白质和多糖的浓度^[32];③ 高浓度的 NaCl(15~25g/L)可以抑制微生物的活性并减缓微生物的新陈代谢^[12-13],导致剩余污泥中有些微生物细胞壁分离,发生自溶而释放出大量的蛋白质和多糖^[33]。但是过高 NaCl 浓度(≥ 25 g/L)将导致剩余污泥中微生物细胞内外渗透压差值过大,微生物细胞在合成较多的 EPS 前直接破碎,虽然发酵液中 SCOD 的浓度增加(图 2),但是剩余污泥发酵过程中蛋白质和多糖的释放量减少,所以在同一温度条件下,4# 反应组蛋白质和多糖生成量均低于 3# 反应组。

温度对剩余污泥发酵过程中蛋白质和多糖的释放有显著影响。同一盐度条件下,35℃ 时发酵液中溶解性蛋白质和多糖的浓度明显高于 20℃,原因在于适当提高发酵温度能够提高水解菌的活性^[28],促进污泥发酵的水解过程(图 2),从而增加了蛋白质和多糖的释放量。同时研究还发现,同一温度和盐度条件下,发酵液中蛋白质的释放量明显高于多糖的释放量,这是因为相对蛋白质,产酸菌优先利用多糖为底物进行酸化作用^[34-35],且剩余污泥中蛋白质含量高于多糖的含量^[36]。

2.3 剩余污泥发酵产酸情况

剩余污泥发酵过程中,产酸菌利用水解菌水解产生的蛋白质和多糖等物质合成大量的短链脂肪酸(short-chain fatty acids, SCFAs)。发酵液中的 SCFAs 浓度越高,说明其中的产酸菌数量越多、活性越高,产酸性能越好。图 6 表示 20℃ 和 35℃ 条件下不同盐度对剩余污泥厌氧发酵产酸的影响。

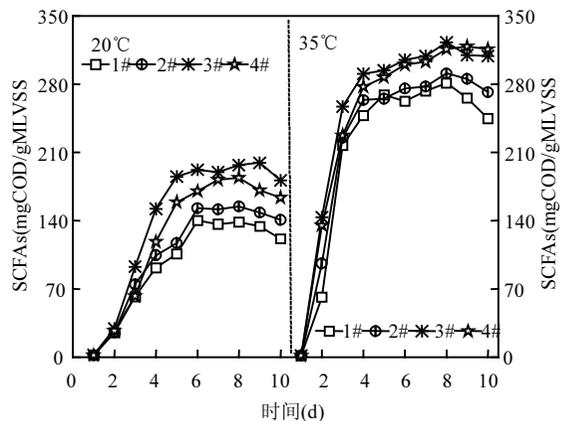


图 6 20℃ 和 35℃ 条件下不同盐度对剩余污泥厌氧发酵产酸的影响

Fig.6 Effect of different salinity on sludge anaerobic fermentation acids under 20℃ and 35℃

由图 6 可知,在 20℃ 和 35℃ 下,试验开始后各反应组的 SCFAs 浓度均快速增加,并分别在第 8~9d 达到最大值后逐渐下降,其中 35℃ 时 3# 反应组的 SCFAs 浓度最大(323.1mgCOD/gMLVSS),高于 Su 等^[37](300~303mgCOD/gMLVSS)和 Zhang 等^[29](298mgCOD/gMLVSS)研究得到的

SCFAs 产量.20℃时 2#~4#反应组最大 SCFAs 浓度较 1#反应组分别提高了 10.3%,42.3%,31.3%; 35℃时 2#~4#反应组最大 SCFAs 浓度较 1#反应组分别提高了 3.5%,15.0%,13.4%.说明低温碱性发酵过程中,盐度能够大幅度提高发酵系统的产酸量,但是在中温条件下,其产酸量提高幅度较为相近.

研究发现,同一温度条件下,盐度对剩余污泥发酵过程中 SCFAs 的产量具有显著的影响,即 SCFAs 浓度随盐度的增大先增加后减少,其中 3#反应组的 SCFAs 浓度最大,且 2#~4#反应组的 SCFAs 浓度均大于 1#反应组.这主要是由于适当浓度的 Na^+ 能够促进微生物生长,而过高浓度 Na^+ 的促进作用减弱^[12-13],所以在低盐度条件下(0~15g/L),随着 NaCl 盐度的增大,蛋白质和多糖的释放量均增加(图 4,图 5),而蛋白质和多糖是产酸菌发酵产酸的底物,因此产酸量也增加;当盐度增加到一定程度时($\geq 25\text{g/L}$),高浓度的钠离子对产酸菌的活性、新陈代谢速率的促进作用减弱,从而导致产酸量下降.

同一盐度条件下,35℃时发酵液中 SCFAs 浓度比 20℃时大,这与王琴^[38]的研究一致.王琴^[38]发现适当升高温度可以提高剩余污泥发酵液中 SCFAs 浓度.李晓玲等^[39]也发现中温(35℃)有利于水解菌和产酸菌作用的发挥,增大污泥的水解酸化程度,体系内有明显的 SCFAs 积累.这可能是由于适当的升高发酵温度能够提高水解菌和产酸菌的活性^[28],促进剩余污泥发酵的水解过程(图 2),增加了产酸菌发酵产酸底物的浓度(图 4,图 5),从而增加剩余污泥发酵的产酸量.

但是在试验后期各反应组 SCFAs 浓度均出现少量下降现象,原因可能是以下两点:其一是反应器中剩余污泥为一次性投加,所以在试验后期污泥释放的蛋白质和多糖的量减少,产酸菌可以利用的底物减少,导致 SCFAs 的生成量减少;其二是大部分产甲烷菌只能在中性(pH=6~8)条件下生存,但仍有一部分产甲烷菌能适应酸性条件或碱性条件^[40-42],适应碱性环境的产甲烷菌可以利用发酵液中的 SCFAs 生成甲烷,从而导致各反应组 SCFAs 的消耗量增大.

2.4 剩余污泥发酵 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 释放情况

剩余污泥在发酵产酸过程中伴随着释放出大量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ^[11].由图 7 可见,在 20℃ 和 35℃ 条件下,发酵液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度均随盐度的增加而增大,且在同一温度和盐度条件下,发酵液中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度明显高于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度,这与 Chen 等^[11]和 Banister 等^[43]的研究结果一致.这是因为 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是由生物降解有机氮等物质产生,如蛋白质和尿素,但是 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 则有生物降解有机磷等物质产生,如多糖和磷脂等,所以在污泥发酵过程中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度明显高于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度^[12].

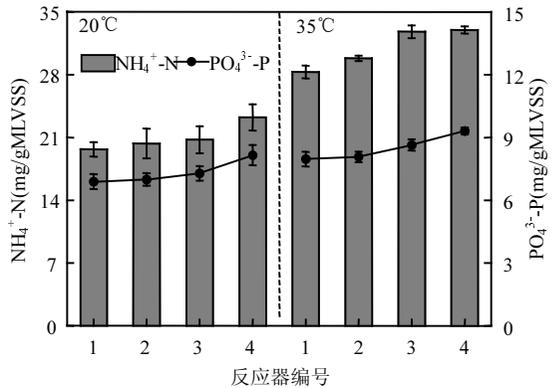


图 7 20℃和 35℃条件下不同盐度对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度的影响

Fig.7 Effect of different salinity on $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentrations under conditions of 20℃ and 35℃

在同一温度条件下,1#~4#反应组释放的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度均随着盐度的升高而不断增大.这是因为随着盐度的升高,有的微生物为适应新环境合成大量的蛋白质和多糖^[26],发酵液中有更多的蛋白质和多糖被产酸菌利用产酸的同时释放出大量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$;而有的微生物因不适应新环境(高 Na^+ 浓度)而导致微生物细胞发生自溶死亡,微生物细胞的磷脂双分子层和细胞内的多聚磷酸盐颗粒被分解,同时固相的有机氮生成溶解性的有机氮,而溶解性有机氮进一步水解生成氨氮,进而增加了发酵液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度.在同一盐度条件下,35℃时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度均高于 20℃时,

这与王琴^[38]的研究结果一致.原因可能在于适当的升高温度促进了污泥的水解过程(图2),提高蛋白质和多糖的释放量(图4,图5),在增加剩余污泥发酵产酸量的同时释放大量的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$.

污泥发酵过程中, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的不断提高会导致发酵系统中的 C/N 不断下降,而较低的 C/N 对产酸菌的生长不利^[44],导致系统的产酸量下降.因此考察了污泥发酵系统稳定产酸时系统中的 C/N 及 SCFAs 占 SCOD 的比例关系,图 8 为 20℃ 和 35℃ 条件下不同盐度对发酵液中 SCFAs/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 SCFAs/SCOD 的影响.

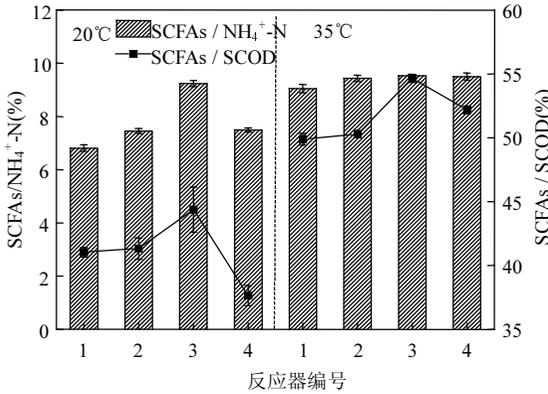


图 8 20℃ 和 35℃ 条件下不同盐度对 SCFAs/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 SCFAs/SCOD 的影响

Fig.8 Effect of different salinity on SCFAs/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and SCFAs/SCOD under conditions of 20℃ and 35℃

在 20℃ 和 35℃ 条件下,发酵系统中 SCFAs/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 SCFAs/SCOD 的比值均随着盐度的提高先增大后减少,其中 3# 反应组的 SCFAs/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 SCFAs/SCOD 的比值均最大,且 2# 和 4# 反应组的 SCFAs/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比值大于 1# 反应组.发酵系统中 SCFAs/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的比值变化规律与发酵液中 SCFAs 浓度(图 6)的变化规律基本一致,即 SCFAs 的产量随着 C/N 比值的增加而得到提高.因此在同一温度下,适当的 NaCl 盐度能够提高发酵系统的 C/N,避免了因 C/N 较低对产酸菌生长造成的不利影响,从而增加发酵系统的产酸量;同一盐度条件下,35℃ 时发酵液中 SCFAs/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 SCFAs/SCOD 的比值均大于 20℃,即

适当升高温度能够提高发酵液中的 C/N,促进污泥发酵产酸,并提高发酵液中 SCFAs 占 SCOD 的比例.

3 剩余污泥发酵后污泥减量情况

污泥减量的最直接表现就是发酵后污泥 MLVSS 浓度的变化.剩余污泥经水解和酸化作用不断地“液化”减量,并最终表现为发酵污泥的 MLVSS 持续下降^[45].在 20℃ 和 35℃ 条件下,不同盐度对污泥减量的影响见图 9.

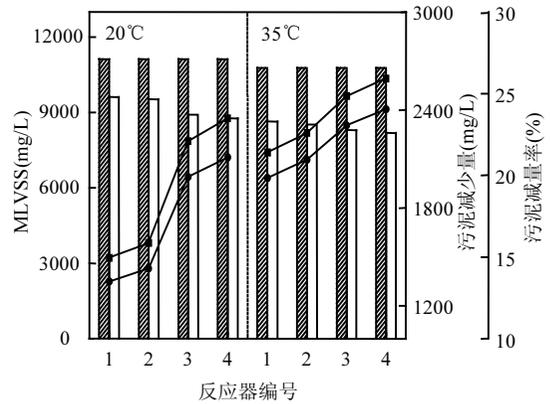


图 9 20℃ 和 35℃ 条件下不同盐度对污泥减量的影响

Fig.9 Effect of different salinity on sludge reduction under the conditions of 20℃ and 35℃

■ 反应前 MLVSS ▲ 污泥减少量
□ 反应后 MLVSS ● 污泥减量率

由图 9 可知,在 20℃ 和 35℃ 条件下,剩余污泥经过 10d 的发酵后污泥浓度均出现不同程度下降.20℃ 时 1#~4# 反应组污泥减少量分别为 1495, 1585, 2210, 2350mg/L, 相应的污泥减量率分别为 13.5%, 14.3%, 19.9%, 21.1%. 35℃ 时 1#~4# 反应组污泥减少量分别为 2140, 2260, 2486, 2594mg/L, 相应的污泥减量率分别为 19.8%, 21.0%, 23.1%, 24.1%. 由此可见,同一盐度条件下,35℃ 时污泥减少量和污泥减量率均大于 20℃, 主要是由于 35℃ 时污泥水解酸化能力较强(图 2, 图 6), 使得剩余污泥中更多的 MLVSS 转化为 SCOD、SCFAs 等物质,从而达到污泥减量的效果.同一温度条件下,剩余污泥减少量和相应的污泥减量率均随盐度的增加而逐渐增大,原因可能是低盐度促进微生物

物的生长代谢^[12-13],微生物数量增加,而随着剩余污泥中可利用物质浓度的减少,导致微生物细胞发生内源呼吸,出现微生物细胞自溶死亡现象,从而达到污泥减量效果;高盐度条件能抑制微生物的活性、减缓微生物的新陈代谢^[12-13],导致有些微生物细胞因不适应高盐度环境而发生细胞自溶死亡现象,从而达到污泥减量效果.同时研究发现,35℃时不同盐度的污泥减量效果差别不明显,这是因为在 35℃时发酵系统中的水解菌和产酸菌的活性均较强,水解菌的生长速率、新陈代谢速率及其数量基本达到峰值^[28].同时在 NaCl 的作用下,微生物迅速进行水解酸化作用,通过消耗大量的剩余污泥来生成 SCFAs,从而达到污泥减量的目的.但是由于反应器内可利用的有机物是有限的,所以在发酵过程中各反应组的 SCOD 和 SCFAs 产量均较为接近(图2,图6),因此在 35℃时发酵系统中污泥减量效果差别不明显;由此也发现,低温条件下 NaCl 对剩余污泥碱性发酵效果影响更为明显.

4 结论

4.1 在碱性条件(pH=10)下,同一温度时,适量的氯化钠能够促进剩余污泥水解产酸.发酵液中的 SCOD 生成量和生成速率均随盐度的增大而增加;SCFAs、蛋白质和多糖浓度均随盐度的增大先增加后减少,其中氯化钠浓度为 15g/L 时发酵液中的 SCFAs、蛋白质和多糖浓度最高;NH₄⁺-N 和 PO₄³⁻-P 的浓度均随盐度的增大而增加;氯化钠盐度越高,污泥减少量和相应的污泥减量率越高.

4.2 同一盐度时,35℃时发酵液中的 SCOD、蛋白质、多糖和 SCFAs 浓度均较 20℃时高,NH₄⁺-N 和 PO₄³⁻-P 的释放量、污泥减少量及相应的污泥减量率均是 35℃时大于 20℃时.

4.3 氯化钠和温度联合作用可以促进剩余污泥发酵产酸,适当的提高盐度和温度均可有效地提高发酵系统的 SCFAs/NH₄⁺-N 及 SCOD 中 SCFAs 的比例,增加发酵系统的产酸量,且在 35℃和氯化钠浓度为 15g/L 条件下,发酵 8d 的产酸量最大.

参考文献:

- [1] Peng Y Z, Wang X L, Li B K. Anoxic biological phosphorus uptake and the effect of excessive aeration on biological phosphorus removal in the A²O process [J]. *Desalination*, 2006, 189(1-3):155-164.
- [2] Li H, Jin Y Y, Mahar R B, et al. Effects and model of alkaline waste activated sludge treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2008,99(11):5140-5144.
- [3] Jiang S, Chen Y G, Zhou Q, et al. Biological short-chain fatty acids (SCFAs) production from waste-activated sludge affected by surfactant [J]. *Water Research*, 2007,41(14):3112-3120.
- [4] McCarty P L, Smith D P. Anaerobic wastewater treatment [J]. *Environmental Science and Technology*, 1986,20(12):1200-1206.
- [5] Weemaes M P J, Verstraete W H. Evaluation of current wet sludge disintegration techniques [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 1998,73(2):83-92.
- [6] Parkin G, Owen W. Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1986,112(5):867-920.
- [7] Muller J. Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment [J]. *Water Science and Technology*, 2000,41(8):123-130.
- [8] Harrison S T L. Bacterial-cell disruption—a key unit operation in the recovery of intracellular products [J]. *Biotechnology Advances*, 1991,9(2):217-240.
- [9] Brooks R B. Heat treatment of sewage sludge [J]. *Water Pollution Control*, 1970,69:92-99.
- [10] Chang C N, Ma Y S, Lo C W. Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2002,90(3):273-281.
- [11] Chen Y G, Jiang S, Yuan H Y, et al. Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs [J]. *Water Research*, 2007,41(3):683-689.
- [12] Chen Y G, Cheng J J, Creamer K S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(10):4044-4064.
- [13] Feijoo G, Soto M, Méndez R, et al. Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: Antagonism and adaptation phenomena [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 1995,17(2): 180-188.
- [14] Higgins M J, Novak J T. The effect of cations on the settling and dewatering of activated sludges: laboratory results [J]. *Water Environment Research*, 1997,69(2):215-224.
- [15] 吴满昌,孙可伟,李如燕,等.温度对城市生活垃圾厌氧消化的影响 [J]. *生态环境*, 2005,14(5):683-685.
- [16] 任南琪,王爱杰.厌氧生物技术原理与应用 [M]. 北京:化学工业出版社, 2004.

- [17] Ferreiro N, Soto M. Anaerobic hydrolysis of primary sludge: influence of sludge concentration and temperature [J]. *Water Science and Technology*, 2003,47(12):239-246.
- [18] Clesceri L S, Greenberg A E, Eaton A D. Standard methods for the examination of water and wastewater [M]. American Public Health Association, Washington, DC, 1998.
- [19] Lowry O H, Rosebrough N J, Farr A L, et al. Protein measurement with the Folin phenol reagent [J]. *Journal of Biological Chemistry*, 1951,193(1):265-275.
- [20] Jenkins D, Richard M G, Daigger G T. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming [M]. 2nd Boca Raton: Lewis, 1993.
- [21] 袁 泉,王淑莹,汪传新,等. 温度对亚硝酸盐剩余污泥发酵耦合反硝化系统性能的影响 [J]. *中南大学学报(自然科学版)*, 2013,44(11):4774-4780.
- [22] 王 博,霍明昕,王淑莹,等. pH 对剩余污泥发酵耦合反硝化系统性能的影响 [J]. *中南大学学报(自然科学版)*, 2014,45(5): 1746-1750.
- [23] Hatziconstantinou G J, Yannakopoulos P, Andreadakis A. Primary sludge hydrolysis for biological nutrient removal [J]. *Water Science and Technology*, 1996,34(1/2):417-423.
- [24] 苑宏英,宋建阳,吴丽杰,等. 酸碱调节对混合污泥中有机质溶出的影响 [J]. *中国给水排水*, 2013,29(19):113-116.
- [25] 苑宏英,张华星,陈银广,等. pH 对剩余污泥厌氧发酵产生的 COD、磷及氨氮的影响 [J]. *环境科学*, 2006,27(7):1358-1361.
- [26] Ma C, Jin R C, Yang G F, et al. Impacts of transient salinity shock loads on anammox process performance [J]. *Bioresource Technology*, 2012,112:124-130.
- [27] 苏高强,王淑莹,郑冰玉,等. 温度和污泥浓度对碱性条件下剩余污泥水解酸化的影响 [J]. *环境工程学报*, 2013,7(4):1231-1236.
- [28] Appels L, Baeyens J, Degreè 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.
- [29] Zhang P, Chen Y G, Zhou Q. Waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under mesophilic and thermophilic conditions: effect of pH [J]. *Water Research*, 2009, 43(15):3735-3742.
- [30] Feng L Y, Chen Y G, Zheng X. Enhancement of waste activated sludge protein conversion and volatile fatty acids accumulation during waste activated sludge anaerobic fermentation by carbohydrate substrate addition: the effect of pH [J]. *Environmental Science and Technology*, 2009,43(12):4373-4380.
- [31] Stuckey D C, McCarty P L. The effect of thermal pretreatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of waste activated sludge [J]. *Water Research*, 1984,18(11):1343-1353.
- [32] Wang Z C, Gao M C, Wang Z, et al. Effect of salinity on extracellular polymeric substances of activated sludge from an anoxic-aerobic sequencing batch reactor [J]. *Chemosphere*, 2013, 93(11):2789-2795.
- [33] Oh G Y, Zhang L, Jahng D. Osmoprotectants enhance methane production from the anaerobic digestion of food wastes containing a high content of salt [J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 2008,83(9):1204-1210.
- [34] Dimock R, Morgenroth E. The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge [J]. *Water Research*, 2006,40(10):2064-2074.
- [35] Weiss M, Manneberg M, Juranville J-F, et al. Effect of the hydrolysis method on the determination of the amino acid composition of proteins [J]. *Journal of Chromatography A*, 1998, 795(2):263-275.
- [36] Tanaka S, Kobayashi T, Kamiyama K-i, et al. Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge [J]. *Water Science and Technology*, 1997,35(8): 209-215.
- [37] Su G Q, Huo M X, Yuan Z G, et al. Hydrolysis, acidification and dewaterability of waste activated sludge under alkaline conditions: Combined effects of NaOH and Ca(OH)₂ [J]. *Bioresource Technology*, 2013,136(0):237-243.
- [38] 王 琴. 污泥停留时间及温度对剩余污泥连续生产短链脂肪酸的影响 [D]. 上海:同济大学, 2008.
- [39] 李晓玲,彭永臻,柴同志,等. 提高污泥碱性发酵挥发酸积累的新方法 [J]. *环境科学*, 2014,35(7):2658-2663.
- [40] Garcia J L, Patel B K, Ollivier B. Taxonomic, Phylogenetic, and Ecological Diversity of Methanogenic Archaea [J]. *Anaerobe*, 2000,6(4):205-226.
- [41] Bräuer S L, Cadillo-Quiroz H, Yashiro E, et al. Isolation of a novel acidiphilic methanogen from an acidic peat bog [J]. *Nature*, 2006,442(7099):192-194.
- [42] Zhilina T N, Zavarzin G A. Alkaliphilic anaerobic community at pH 10 [J]. *Current Microbiology*, 1994,29(2):109-112.
- [43] Banister S, Pitman A R, Pretorius W A. The solubilisation of N and P during primary sludge acid fermentation and precipitation of the resultant P [J]. *Water SA*, 1998,24(4):337-342.
- [44] 李晓玲,彭永臻,柴同志,等. 投碱种类和氨吹脱对污泥碱性发酵产酸的影响 [J]. *中国环境科学*, 2014(5):1194-1199.
- [45] 李 方,杨 波,田 晴,等. 水解酸化应用于剩余污泥减量的试验研究 [J]. *环境工程学报*, 2008,2(9):1247-1250.

作者简介: 邢立群(1989-),男,山东德州人,北京工业大学环境与能源工程学院硕士研究生,主要从事污水、污泥处理与水污染控制研究。