



引用格式: 金宝丹, 钮劲涛, 李诺楠, 等. 乳渣协同污泥厌氧发酵产酸及其发酵液再利用研究 [J]. 轻工学报, 2019, 34(6): 64 - 71.

中图分类号: X703; TS252 文献标识码: A

DOI: 10.3969/j.issn.2096-1553.2019.06.009

文章编号: 2096-1553(2019)06-0064-08

# 乳渣协同污泥厌氧发酵产酸及其发酵液再利用研究

## Study on anaerobic fermentation of milk residue cooperating with sludge and recycle of fermentation liquor

金宝丹<sup>1,2</sup>, 钮劲涛<sup>1,2</sup>, 李诺楠<sup>1</sup>, 代菁雯<sup>1</sup>, 陶泓帆<sup>1</sup>, 马志刚<sup>1</sup>,  
周萍<sup>1</sup>, 牛佳慧<sup>1</sup>, 张局<sup>1</sup>, 张钟方<sup>1</sup>

JIN Baodan<sup>1</sup>, NIU Jintao<sup>1,2</sup>, LI Nuonan<sup>1</sup>, DAI Jingwen<sup>1</sup>, TAO Hongfan<sup>1</sup>,  
MA Zhigang<sup>1</sup>, ZHOU Ping<sup>1</sup>, NIU Jiahui<sup>1</sup>, ZHANG Ju<sup>1</sup>, ZHANG Zhongfang<sup>1</sup>

1. 河南省环境污染治理与生态修复协同创新中心 郑州轻工业大学, 河南 郑州 450001;
  2. 河南恒安环保科技有限公司, 河南 郑州 450001
1. He'nan Collaborative Innovation Center of Environmental Pollution Control and Ecological Restoration, Zhengzhou University of Light Industry, Zhengzhou 450001, China;
2. He'nan Heng'an Environmental Protection Technology Co., Ltd., Zhengzhou 450001, China

### 关键词:

乳渣; 污泥; 厌氧发酵; 协同作用; 碳源; 发酵液

### Key words:

milk residue; sludge; anaerobic fermentation; cooperation function; carbon source; fermentation liquor

**摘要:**采用乳渣协同污泥厌氧发酵方式,考察在不同乳渣占比情况下,污泥厌氧发酵系统水解酸化性能和发酵液作为碳源时微生物的再利用情况.结果表明,随着乳渣占比的增加,发酵系统中蛋白质和多糖质量浓度增大,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  产量增大,而  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  产量呈先增加后降低的趋势.发酵初期,在高乳渣占比发酵系统中,短链脂肪酸(SCFAs)的产量较低,但是发酵后期该发酵系统中 SCFAs 产量迅速增大,最高可达 4 289.15 mgCOD/L(表示以化学需氧量 COD 计,该物质的质量浓度,下同).同时发现,在  $m(\text{发酵液}) : m(\text{乙酸}) = 3 : 1$  的条件下, COD,  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的去除率分别为 84.50%, 97.94% 和 76.46%,虽然随着发酵液占比的增加,污染物去除率稍有下降,但是其去除量有所增大,可见,发酵液作为碳源能够被微生物有效利用.

收稿日期: 2019-05-14

基金项目: 河南省自然科学基金项目(182300410140); 郑州轻工业大学众创空间孵化项目(2018ZCKJ201)

作者简介: 金宝丹(1985—),女,吉林省长春市人,郑州轻工业大学讲师,博士,主要研究方向为剩余污泥处理处置及资源化.

**Abstract:** The fermentation method of milk residue cooperating with sludge was used to inspect the hydrolytic acidizing performance of sludge fermentation system under the different ratio of milk residue as well as the microbial recycle of fermentation liquor as carbon source. The results showed that with the increase of the milk residue ratio, the protein and polysaccharides production increased, the production of  $\text{NH}_4^+ -\text{N}$  increased, while the production of  $\text{PO}_4^{3-} -\text{P}$  increased first and then decreased. In the early fermentation, short chain fatty acid (SCFAs) of high milk residue ratio fermentation system was lower than other fermentation systems. However, the SCFAs increased rapidly with the value being 4 289. 15 mgCOD/L (the unit referred to the chemical oxygen demand COD, the mass concentration of the substance, the same below). At the same time, the removal rate of COD,  $\text{NH}_4^+ -\text{N}$  and  $\text{PO}_4^{3-} -\text{P}$  was 84. 50% ,97. 94% and 76. 46% respectively under  $m(\text{fermentation liquor}) : m(\text{sodium acetate}) = 3 : 1$  condition. Although the removal rate of pollutant declined with fermentation liquor ratio, but the treated volume of pollutant increased. Therefore, microorganism could use the fermentation liquor as carbon source effectively.

## 0 引言

随着国家工业化步伐加快和人口的增长,工业废水、生活污水排放量日益增大,污、废水处理受到社会高度重视. 目前,活性污泥法是使用最广泛的污水处理工艺,具有处理效果好、运行成本低等特点. 在使用活性污泥法进行污水处理过程中,会产生大量的副产物,即剩余污泥. 据统计,污水处理厂污泥处置费用约占污水处理厂运行费用的 50%<sup>[1]</sup>. 污泥中富含蛋白质、多糖等有机物,同时含有大量的病原菌、重金属等,如果处理不当将造成严重的环境污染和资源浪费. 污水处理后的剩余污泥能否得到有效处理也成为污水处理厂节能降耗的关键<sup>[2]</sup>. 污泥厌氧发酵是一种污泥有效处理与资源化的手段,分为水解、酸化、产甲烷 3 个阶段<sup>[3]</sup>. 其中,污泥厌氧发酵酸化阶段能够将污泥中的有机物转化为可挥发性短链脂肪酸(SCFAs). 而 SCFAs 作为原料,可用于合成聚羟基脂肪酸(PHA)<sup>[4-5]</sup>,作为碳源可用于低 C/N 比污水生物脱氮除磷处理领域<sup>[6]</sup>. 乳制品生产企业传统的废水处理方式容易造成污泥丝状膨胀<sup>[7]</sup>,但经气浮等工艺处理可以提取出乳渣,乳渣中含有大量的蛋白质、糖类和脂肪等物质<sup>[8]</sup>,处理不当会造成潜在的资源浪费. 目前,各乳制

品企业污水处理系统产生的乳渣,多将其与其他剩余污泥混合进行脱水处理后外运处置,但乳渣本身脱水性差,而脱水又存在耗药量大的问题,同时,乳渣外运也存在一定的安全隐患. 鉴于此,本文拟将乳渣引入污泥厌氧发酵系统,考察在不同的乳渣与污泥配比条件下污泥厌氧发酵系统的产酸性能,同时将提取的 SCFAs 用于生物脱氮除磷系统,考察不同条件下发酵液微生物的可利用性,以期解决乳渣和污泥难处理及城市污水处理厂碳源不足的问题.

## 1 材料与方法

### 1.1 污泥来源及实验装置

本实验使用的污泥取自郑州市某城市污水处理厂二沉池,污泥使用前用自来水清洗,去除污泥表面的有机物残留,并将其浓缩至实验所需活性污泥的悬浮污泥浓度 (MLSS),即  $(9500 \pm 155)$  mg/L. 实验所用乳渣采用成品配制,配制成分及其质量浓度如下: 蛋白质  $(3000 \pm 200)$  mgCOD/L (表示以化学需氧量 COD 计,该物质的质量浓度,下同), 碳水化合物  $(5000 \pm 350)$  mgCOD/L, 脂类  $(3800 \pm 150)$  mgCOD/L.

主要试剂: 浓  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{CuSO}_4$ , 酒石酸钾钠, 天津市大茂化学试剂厂产; 吡喃葡萄糖苷、硝基 - a - d - 吡喃葡萄糖苷、对硝基苯磷酸二钠、

碘硝基四唑紫、Folin 试剂,阿拉丁试剂有限公司产.以上试剂均为分析纯.

**发酵实验反应器:**有机玻璃材质,总体积为 2.5 L,有效容积为 2.0 L,采用磁力搅拌器进行匀速搅拌.

**脱氮除磷实验反应器:**有机玻璃材质 SBR 反应器,总体积为 12 L,有效体积为 10 L,内设悬臂搅拌器和曝气装置.

**主要仪器:**754 紫外-可见分光光度计,FA2004 电子天平,上海舜宇恒平科学仪器有限公司产;TG16-WS 离心机,湘仪离心机仪器有限公司产;5B-1F(V8)COD 快速检测仪,连华科技有限公司产;GC6890B 气相色谱仪,安捷伦科技有限公司;PHS-25 雷磁水质测定仪,上海仪电科学仪器股份有限公司产.

## 1.2 实验方法

**发酵实验:**将取自城市污水处理厂的剩余污泥进行清洗、浓缩,将乳渣与污泥按照 1:1,1:1.5,1:3,1:9 的质量比混合后,分别投加至 1—4 号反应器,控制搅拌速度为 750 r/min.

**发酵液再利用实验:**控制 COD 为 250 ~ 400 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度为 40 ~ 45 mg/L, $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  质量浓度为 20 ~ 30 mg/L;运行条件为厌氧(缺氧+厌氧)运行 3 h,好氧运行 4 h,静止 1 h 后排水,每天 2 个运行周期;发酵液作为碳源逐渐代替乙酸钠用于污水脱氮除磷处理,其中发酵液与乙酸钠质量比分别为 0:1(第 1 阶段),1:3(第 2 阶段),2:2(第 3 阶段),3:1(第 4 阶段).

## 1.3 分析方法

指标检测前,将样品用离心机以 4000 r/min 的转速离心后,再用孔径为 0.5  $\mu\text{m}$  滤膜抽滤,去除液体中的悬浮物.

采用 COD 快速消解仪测定 COD、MLSS,可挥发性污泥浓度(MLVSS), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ , $\text{NO}_3^- - \text{N}$ , $\text{NO}_2^- - \text{N}$  等的质量浓度根据国标

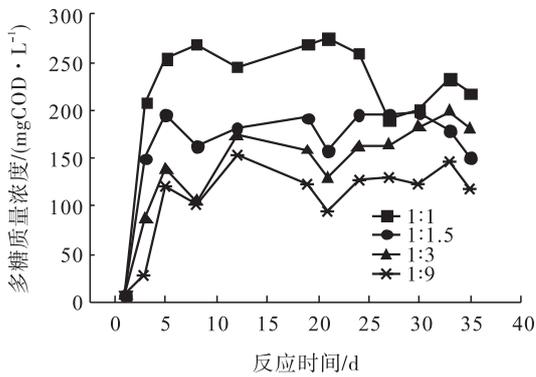
方法测定<sup>[9]</sup>.多糖和蛋白质质量浓度用分光光度计测定<sup>[10-11]</sup>.可挥发性短链脂肪酸(SCFAs)产量采用气相色谱仪测定(色谱柱为 Agilent DB-WAXetr,30 m × 0.53 mm × 0.001 mm,载气为  $\text{N}_2$ ,检测器为  $\text{H}_2$  火焰燃烧器(FID)<sup>[12]</sup>,SCFAs 成分换算成 COD:乙酸(×1.07)、丙酸(×1.51)、异丁酸(×1.82)、正丁酸(×1.82)、异戊酸(×2.04)和正戊酸(×2.04).

## 2 结果与讨论

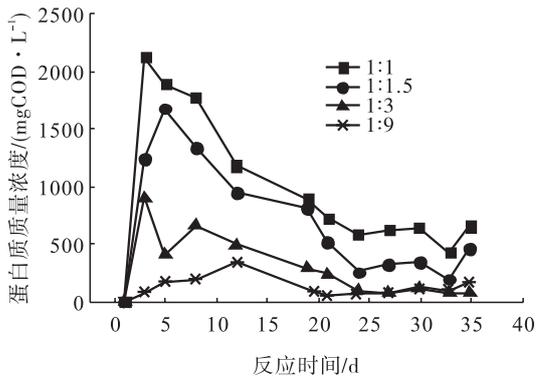
### 2.1 乳渣协同污泥厌氧发酵系统水解情况分析

乳渣和污泥中均含有丰富的蛋白质和碳水化合物,乳渣中的蛋白质和碳水化合物直接被发酵,再经水解酶分解后生成氨基酸和单糖等小分子物质,进而被产酸菌利用生成 SCFAs,但是污泥中的有机物必须经发酵水解菌作用后形成蛋白质和多糖才可被发酵产酸菌利用.因此,乳渣和污泥中的蛋白质和多糖的水解是乳渣协同污泥厌氧发酵系统的关键步骤<sup>[10,13]</sup>.图 1 为乳渣协同污泥厌氧发酵系统中蛋白质和多糖的释放情况.

由图 1 可以看出,当乳渣与污泥配比不同时,发酵系统中蛋白质和多糖的质量浓度具有显著的差别,蛋白质和多糖的质量浓度均随着乳渣占比的增加而增大.发酵后期,蛋白质质量浓度显著下降,而多糖质量浓度相对稳定.发酵第 5~6 d 时,蛋白质和多糖质量浓度最大,当  $m(\text{乳渣}):m(\text{污泥})=1:1,1:1.5,1:3,1:9$  时,对应的最大蛋白质质量浓度分别为 1 791.89 mgCOD/L, 1 352.84 mgCOD/L, 664.34 mgCOD/L 和 205.34 mgCOD/L,对应的最大多糖质量浓度分别为 268.63 mgCOD/L, 162.84 mgCOD/L, 103.36 mgCOD/L 和 101.75 mgCOD/L.同时发现,虽然乳渣中含有丰富的碳水化合物,但是发酵系统中多糖含量



a) 多糖的释放情况



b) 蛋白质的释放情况

图1 乳渣协同污泥厌氧发酵系统中多糖和蛋白质的释放情况

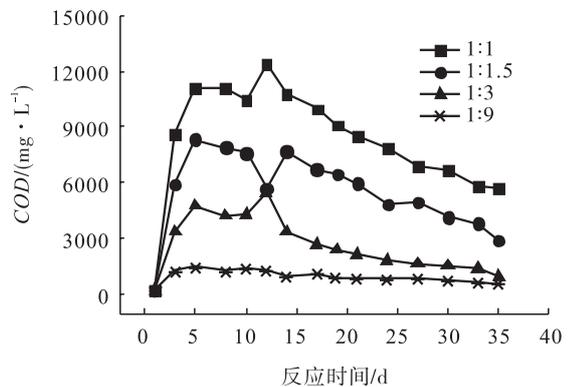
Fig.1 The polysaccharide and protein releasing of anaerobic fermentation system of milk residue cooperating with sludge

远低于蛋白质含量,这说明乳渣中碳水化合物被微生物利用转化为 SCFAs,并合成自身的生存基质.有研究表明,多糖比蛋白质更加容易被产酸菌利用而生成 SCFAs<sup>[1]</sup>,所以发酵系统中多糖的含量远低于蛋白质含量.

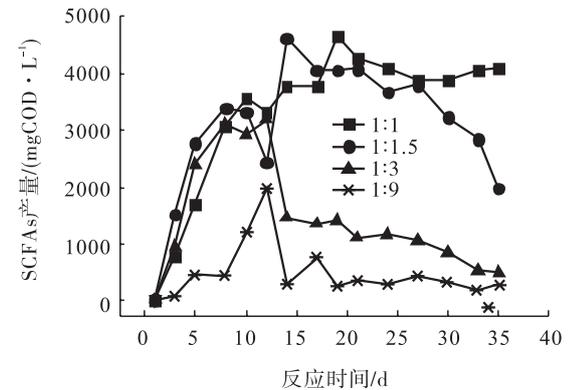
## 2.2 乳渣协同污泥厌氧发酵系统酸化情况分析

SCFAs 是乳渣协同污泥厌氧发酵过程中的酸化产物,是酸化菌作用于蛋白质和多糖等水解产物而生成.图2为乳渣协同污泥厌氧发酵系统中 COD 和 SCFAs 的积累情况.

由图2a)可以看出,乳渣为发酵系统提供丰富的蛋白质、糖类和脂类化合物,因此,4个



a) COD的变化情况



b) SCFAs的积累情况

图2 乳渣协同污泥厌氧发酵系统中 COD 和 SCFAs 的积累情况

Fig.2 The COD and SCFAs of anaerobic fermentation system of milk residue cooperating with sludge

发酵系统中 COD 也随着乳渣占比的增加而增大(5 749.60 mg/L,2 949.60 mg/L,993.40 mg/L和 541.80 mg/L).由图2b)可以看出,乳渣协同污泥厌氧发酵系统中 SCFAs 产量具有显著变化,发酵初期,乳渣与污泥不同质量比对应的4个发酵系统中,SCFAs 产量由高到低顺序为 1:1.5 发酵系统>1:3 发酵系统>1:1 发酵系统>1:9 发酵系统,可见,SCFAs 的产量未随乳渣量的增加而提高,说明厌氧发酵产酸既需要丰富的产酸基质(如蛋白质和多糖),也需要大量的水解酸化功能菌.1:1 发酵系统中含有充足的蛋白质和多糖等物质,但是由于其中缺少功能菌的作用,导致发酵初期 SCFAs 产量稍低.1:9 发酵系统虽然含有丰富的水解酸化

功能菌,但是由于系统中反应基质较少,污泥自身蛋白质和多糖含量有限,导致其 SCFAs 产量最低.同时发现,发酵 10 d 后,1 : 1 发酵系统和 1 : 1.5 发酵系统中 SCFAs 产量随着乳渣量的增加而增大,且随着发酵时间的延长而先增大后稳定,最高可达 4 289. 15 mgCOD/L(1 : 1 发酵系统),但是 1 : 3 发酵系统和 1 : 9 发酵系统中 SCFAs 产量呈先增加后降低的趋势,发酵 13 d 后迅速降低,发酵末期,各系统中 SCFAs 产量分别为 4 110. 31 mgCOD/L, 1 996. 48 mgCOD/L, 509. 30 mgCOD/L, 282. 96 mgCOD/L. 其原因是:1 : 3 发酵系统和 1 : 9 发酵系统中乳渣量较少,随着发酵的进行,乳渣和污泥提供的蛋白质和多糖不能满足微生物的需求,使其对 SCFAs 的消耗大于产生,同时系统中产甲烷菌可能快速生长,导致 SCFAs 产量下降.

### 2.3 乳渣协同污泥厌氧发酵系统氮和磷释放情况分析

图 3 为乳渣协同污泥厌氧发酵系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的产量变化情况.由图 3 可以看出, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  产量随着乳渣投放量的增

加而增大,发酵末期各发酵系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的产量分别为 781. 13 mg/L, 529. 49 mg/L, 263. 31 mg/L 和 136. 93 mg/L;  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  产量随着乳渣投放量的增加呈先增加后降低趋势,发酵末期各发酵系统中  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的产量分别为 15. 04 mg/L, 14. 00 mg/L, 19. 46 mg/L 和 42. 88 mg/L. 由此可知,乳渣和污泥中的有机氮、有机磷物质被充分利用,并进行水解酸化.同时,研究发现,发酵系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的含量远大于  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的含量,分析其原因可能是  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  由蛋白质、尿素等有机物分解而成,  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  则由磷脂双分子层和多磷酸颗粒分解而成,但是有机磷物质含量远低于蛋白质和尿酸含量,这导致污泥在水解酸化过程中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的产量远高于  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ <sup>[13]</sup>. 同时,人工配制的乳渣成份中有机磷物质较少,在乳渣发酵过程中  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的产量较少,所以发酵系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的含量显著高于  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ . 同时,由于污泥中有机磷的释放,导致发酵后期低比例乳渣发酵系统中  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的含量升高.

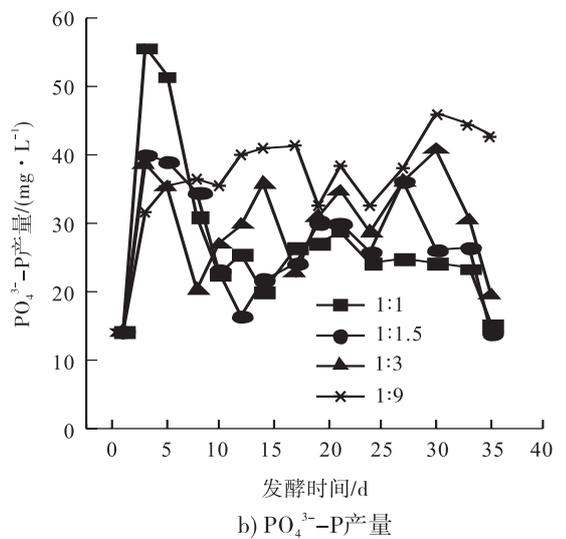
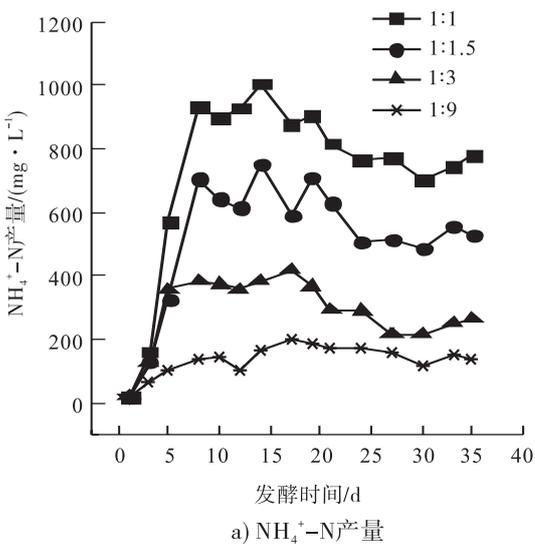


图 3 乳渣协同污泥厌氧发酵系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的产量变化情况

Fig. 3 The  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  and  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  production changes of anaerobic fermentation system of milk residue cooperating with sludge

## 2.4 发酵液再利用情况

乳渣协同污泥厌氧发酵系统中含有大量的有机物如 SCFAs、蛋白质、多糖、脂类等. 当发酵液作为碳源时,不同比例发酵液的使用导致脱氮除磷系统有机物成分不同,使微生物利用情况不同. 图 4 为不同发酵所段发酵液作为碳源时微生物的利用情况. 表 2 为不同发酵阶段发酵液作为碳源时氮和磷的去除量和去除率.

**2.4.1 COD 去除效果** 微生物利用系统内的碳源即 COD 进行  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和  $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$  的去除,同时合成自身的生存基质. 由图 4a) 可以看出,控制脱氮除磷系统的 COD 为 250 ~ 400 mg/L. 随着反应的进行,反应系统内乙酸钠投加量的降低即发酵液比例的增加,脱氮除磷系统 COD 增大. 这表明,随着发酵液比例的提高微生物对其利用较为稳定,平均出水 COD 为

39.93 mg/L, COD 去除率降低,但是 COD 去除量升高(表 2),说明微生物能够有效利用乳渣和污泥发酵液作为碳源.

**2.4.2 脱氮效果** 根据系统进水条件可知,水中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度为 40 mg/L 左右,同时发酵液中也含有一定的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,因此,随着发酵液投放比例的增大,系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度增大,分别为 34.65 mg/L(第 1 阶段)、42.46 mg/L(第 2 阶段)、48.04 mg/L(第 3 阶段)和 54 mg/L(第 4 阶段). 但是系统中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除率较稳定,出水中  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  质量浓度为 1.30 mg/L,各阶段去除率分别为 96.84%, 97.99%, 96.44% 和 97.94%(见表 2). 可见,发酵液的使用未影响硝化菌活性. 系统中反硝化菌利用碳源即 COD 通过反硝化作用将  $\text{NO}_3^- - \text{N}$

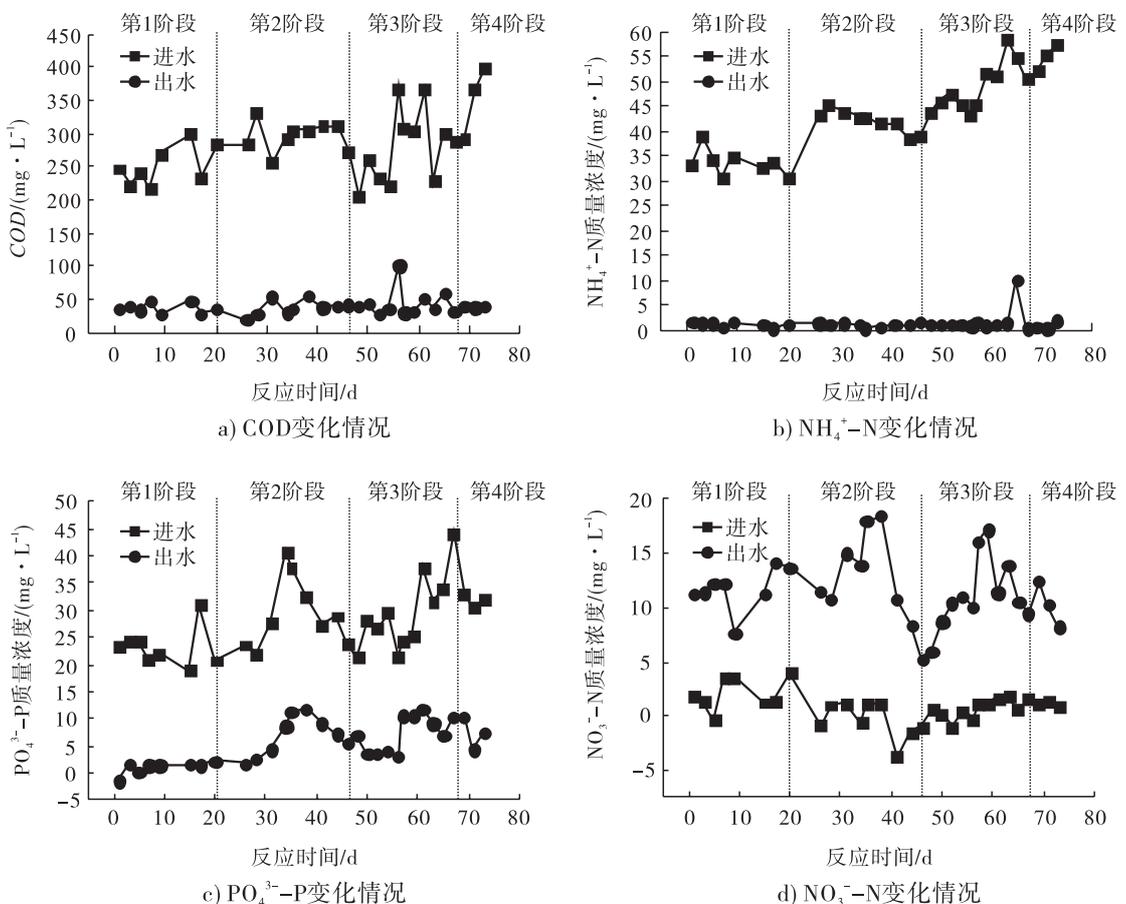


图 4 发酵液作为碳源时微生物脱氮除磷效果

Fig. 4 The nitrogen and phosphorus removal of fermentation liquor as the carbon resource

表2 不同发酵阶段发酵液作为碳源时氮和磷的去除量和去除率  
Table 2 Nitrogen and phosphorus removal amount and rate in different fermentation stages with broth as carbon source

指标	第1阶段		第2阶段		第3阶段		第4阶段	
	去除量 /(mg·L <sup>-1</sup> )	去除率/%						
COD	254.9	86.41	294.112	85.57	279.79	82.83	353.81	84.50
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	33.56	96.84	41.62	97.99	46.33	96.44	53.72	97.94
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> - P	21.94	94.49	20.59	70.26	23.07	75.63	23.97	76.46

转化为 N<sub>2</sub>, 从而完成脱氮反应. 由图 4d) 可以看出, 系统出水氨氮较低, NN<sub>3</sub><sup>-</sup> - N 质量浓度略有增大, 但均在 15 mg/L 以下, 说明发酵液的使用对反硝化菌活性无影响, 反硝化菌能够有效利用发酵液中有机物作为碳源进行高效脱氮.

**2.4.3 除磷效果** 除磷菌对碳源要求极为严格, 碳源性质直接影响其除磷效果. 由图 4c) 可以看出, 发酵液的投放增大了反应系统中 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P 的质量浓度, 由 23.36 mg/L 升至 31.98 mg/L, 同时反应出水中 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P 的质量浓度随着发酵液投放量的增加而增大, 当  $m(\text{发酵液}) : m(\text{乙酸钠}) = 3 : 1$  时, 即第 4 阶段, 出水中 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P 的质量浓度为 4 ~ 7 mg/L, 说明发酵液的使用影响系统除磷效果. 同时发现, 随着发酵液占比的提高, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P 的去除量逐渐增大, 分别为 21.94 mg/L, 20.59 mg/L, 23.07 mg/L 和 23.97 mg/L (表 2), 说明除磷菌实际除磷量增大.

### 3 结论

本文考察了在不同乳渣占比情况下污泥厌氧发酵系统水解酸化性能的影响及发酵液再利用的可行性, 结果表明, 随着乳渣占比的增加, 蛋白质和多糖质量浓度增大, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N 产量增大, 而 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P 产量呈先增加后降低的趋势但是发酵初期 SCFAs 的产量随着乳渣占比的增加先降低后升高, 发酵后期高乳渣占比的污泥

发酵系统中 SCFAs 的产量显著提高. 发酵液作为碳源能够被微生物有效利用, 随着发酵液占比的增大, 微生物对 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N 和 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - P 的去除率降低, 但是去除量升高. 可见不同乳渣比例对污泥厌氧发酵系统水解酸化性能具有显著的影响. 该成果为乳制品行业乳渣的资源化应用提出了新的思路.

### 参考文献:

- [1] JIN B, WANG S, RING L, et al. The effect of salinity on waste activated sludge alkaline fermentation and kinetic analysis [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2016, 43(5): 80.
- [2] 杨平平. 逐步式 pH 强化污泥厌氧发酵生产短链脂肪酸 [J]. *环境工程*, 2018, 246(12): 160.
- [3] WU Q L, GUO W Q, BAO X, et al. Enhanced volatile fatty acid production from excess sludge by combined free nitrous acid and rhamnolipid treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 224: 727.
- [4] GURIEFF N, PAUL L. Comparative life cycle assessment and financial analysis of mixed culture polyhydroxyalkanoate production [J]. *Bioresource Technology*, 2007, 98(17): 3393.
- [5] ALBUQUERQUE M G E, MARTINO V, POLLET E, et al. Mixed culture polyhydroxyalkanoate (PHA) production from volatile fatty acid (VFA)-rich streams: Effect of substrate composition and feeding regime on PHA productivity,

- composition and properties[J]. *Journal of Biotechnology*, 2011, 151(1):66.
- [6] JIN B, NIU J, DAI J, et al. New insights into the enhancement of biochemical degradation potential from waste activated sludge with low organic content by potassium monopersulfate treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 265:8.
- [7] 关英杰, 邹华, 路福平. 乳业废水处理技术的研究与实践[J]. *安徽农业科学*, 2008, 36(30):13304.
- [8] 马效民. 乳品工业废水处理[J]. *林业科技情报*, 2002, 34(3):53.
- [9] CLESCERI L S, GREENBERG A E, EATON A D. Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association [J]. Washington, DC, 1998, 56(3):387.
- [10] YUAN Y, WANG S, LIU Y, et al. Long-term effect of pH on short-chain fatty acids accumulation and microbial community in sludge fermentation systems [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 197:56.
- [11] LI Y, WANG J, ZHANG A, et al. Enhancing the quantity and quality of short-chain fatty acids production from waste activated sludge using CaO<sub>2</sub> as an additive [J]. *Water Research*, 2015, 83:84.
- [12] YUAN H, CHEN Y, ZHANG H, et al. Improved bioproduction of short-chain fatty acids (SCFAs) from excess sludge under alkaline conditions[J]. *Environmental science & technology*, 2006, 40(6):2025.
- [13] CHEN W, JIN L, ZHANG P, et al. Effects of potassium ferrate oxidation on sludge disintegration, dewaterability and anaerobic biodegradation[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2015 (102):137.

## 本刊数字网络传播声明

本刊已许可中国知网,万方数据资源系统,维普网,国家科技学术期刊开放平台,博视网,超星,中国科技论文在线,中教数据库,EBSCOhost,CA, Ulrichs, FSTA 等在其系列数据库产品中以数字化方式复制、汇编、发行、信息网络传播本刊全文. 其相关著作权使用费与本刊稿酬一并支付. 作者向本刊提交文章发表的行为即视为同意我刊上述声明.