

郭佳豪,胡宝娥,肖雅,等. 猪场沼液本土微生物富集的氮磷回收特性[J]. 华中农业大学学报, 2022, 41(4): 79-86.  
DOI: 10.13300/j.cnki.hnlkxb.2022.04.011

## 猪场沼液本土微生物富集的氮磷回收特性

郭佳豪<sup>1</sup>, 胡宝娥<sup>2</sup>, 肖雅<sup>3</sup>, 李攀<sup>1</sup>, 彭靖靖<sup>1</sup>, 艾平<sup>1,4</sup>

1. 华中农业大学工学院, 武汉 430070; 2. 湖北省汉川市农业农村局, 汉川 432300;  
3. 湖北省宜昌市农村能源办公室, 宜昌 443000; 4. 华中农业大学农业碳中和工程技术与装备研究中心, 武汉 430070

**摘要** 为提高规模化养殖场的沼气工程中沼液增值化利用水平, 本研究对低碳氮比(C/N)沼液采用葡萄糖碳源添加进行沼液本土微生物富集培养, 以实现沼液废水处理和养分回收增值化利用。对初始C/N为1.5的猪场沼液分别添加2、4、6、8和10 g/L的葡萄糖碳源, 碳源添加后OD<sub>600</sub>均呈先升后降趋势, 且在第2~3天达到最大值, 葡萄糖碳源添加量为6 g/L时总蛋白增长率(145.8%)为各组最高。综合经济性, 选取最佳沼液本土微生物富集培养条件为葡萄糖添加量6 g/L、处理时间2 d, 此时沼液的总氮和总磷去除率分别为66.1%、77.5%, 同时通过沼液本土微生物富集增加生产了2.44 g/L的生物干质量和0.72 g/L的总蛋白, 回收了29.0%的总氮和59.7%的总磷。研究表明, 沼液本土微生物富集培养可有效用于沼液氮磷养分回收, 获得微生物干质量和蛋白增长, 同时可作为沼液深度处理的预处理手段。

**关键词** 沼液; 本土微生物; 氮磷回收; 总蛋白; 无害化处理

**中图分类号** X703 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2022)04-0079-08

对畜禽粪便进行无害化处理并加以增值化利用, 是我国未来养殖业实现可持续发展的重点<sup>[1]</sup>。在碳中和大背景的影响下, 沼气工程因兼具能源与环境效益是处理畜禽粪便的有效方式之一<sup>[2]</sup>。但沼气工程会产生大量厌氧消化残留物, 沼液中有有机物含量和营养成分较高, 碳氮比失调严重, 可生化性较差, 处置不当极易对环境造成严重污染<sup>[3]</sup>。如何高效价廉回收沼液中的养分, 对沼液进行无害化、资源化及综合处理利用是目前亟待解决的一大难题。

在众多废水处理方法中, 微生物处理法因成效显著、成本低廉、无二次污染等优势, 已成为研究热点之一。目前, 大部分相关研究集中在单菌种微生物鉴定及其应用上, 例如泛养硫球菌、粪产碱菌、恶臭假单胞菌<sup>[4]</sup>、施氏假单胞菌 T13<sup>[5]</sup>和巨大芽孢杆菌<sup>[6]</sup>等。虽然筛选出的纯菌种对特定污染物去除效率较高, 但混合菌群抵抗外界干扰、维持群落稳定和降解污染物的能力优于纯菌种<sup>[7]</sup>。Zhang 等<sup>[8]</sup>研究发现在实际废水应用中, 混合菌群比纯菌种具有更好的脱氮效率, 利用筛选的特定纯菌株来处理废水

时会有菌株存活力低、与本土微生物存在竞争关系等一系列问题, 这使得外加菌株处理废水技术的发展受到了极大的限制<sup>[9]</sup>。

研究表明培养有机废水中的本土微生物可以有效处理废水并回收养分。有研究者在利用沼液本土混合菌群处理沼液时发现混合菌群对沼液中氮磷养分显示出良好的去除效果, 并且生物量增加到初始量的1.75倍, 可作为净化高浓度沼液的有效菌群, 具有微生物增殖的较大潜力<sup>[10]</sup>。Sobhi 等<sup>[11]</sup>通过改进的气升式反应器将培养沼液本地微生物和沼液氨吹脱技术合并, 能更好地回收沼液氮磷养分, 同时培养增殖富含蛋白质的沼液本土微生物, 可用于生产高价值生物菌肥。沼液本土微生物菌群培养的设备要求和条件相对简单, 因此, 适用作为沼液大规模生态利用前的初步处理, 也可作为沼液达标处理工艺的前端预处理<sup>[12]</sup>。

在沼液本土微生物培养时, 沼液碳氮比是关键控制参数。沼液中无机氮去除需要提高有机废水中碳氮比(C/N)来促进异养微生物生长, 因沼液C/N较低则需额外提供有机碳, 但最佳有机碳添加量则

收稿日期: 2022-03-31

基金项目: 国家自然科学基金项目(51406064); 中央高校基本科研业务费专项(2662019PY064)

郭佳豪, E-mail: 1102417029@qq.com

通信作者: 艾平, E-mail: aiping@mail.hzau.edu.cn

需根据微生物在沼液中生长和水质处理情况来确定<sup>[13]</sup>。基于此,本研究考察不同碳源及其添加量对沼液本土微生物生长以及氮磷回收效率的影响,通过沼液本土微生物菌群培养来实现沼液氮磷脱除和获得富含微生物的增值化菌肥的目标,旨在利用沼液本土微生物增殖进行氮磷养分回收工艺优化。

## 1 材料与amp;方法

### 1.1 试验材料

沼液取自湖北省武汉市江夏区中粮集团沼气站。发酵原料为猪厂污水,35℃中温发酵。取回后的沼液置于阴凉处15℃密闭储存,待试验时取用。试验所用沼液的化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)为(1 147.3±25.7) mg/L,总氮(total nitrogen, TN)、铵氮、硝氮、亚硝氮、总磷(total phosphorus, TP)质量浓度分别为(787.08±20.50)、(542.5±13.6)、(3.16±2.10)、(0.25±0.02)、(15.60±5.21) mg/L,蛋白质质量浓度为(0.66±0.12) g/L。

### 1.2 试验方案

葡萄糖是污水处理培菌常用碳源,为确定最佳葡萄糖添加量,向处理组的沼液中分别添加2、4、6、8和10 g/L的葡萄糖(国药集团化学试剂有限公司),并设置不添加葡萄糖的0 g/L对照组。根据异养微生物将沼液中的所有无机氮转化为微生物生物量时所消耗的有机碳量以确定试验组中葡萄糖最高添加量为10 g/L<sup>[14]</sup>。在250 mL锥形瓶中加入50 mL沼液,添加不同葡萄糖量后在SHA-CA数显水浴恒温振荡器(金坛市晶玻实验仪器厂)中28℃、150 r/min条件下培养96 h,所有处理重复3次。分别在试验开始时和24、48和72 h后收集5 mL的样品待测。

### 1.3 分析方法

1)水质检测。沼液样品于8 000 r/min下离心10 min,重复离心2次后取上清液进行水质检测。pH值采用METTLER TOLEDO FE28型pH计(上海梅特勒-托利多)测定;TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定;铵氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)采用水杨酸钠分光光度法测定;硝氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)采用紫外分光光度法测定;亚硝氮(NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N)采用N-(1-萘基)乙二胺分光光度法测定;TP采用钼酸铵分光光度法测定;COD采用重铬酸钾氧化法通过CM-03型便携式COD水质测定仪(北京双晖京承电子产品有限公司)测定,

每个指标至少测试3次,结果取平均值。各水质指标去除率 $\eta$ 计算如公式(1)所示。

$$\eta = \frac{C_0 - C_1}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

式(1)中 $\eta$ :污染物去除率,%;C<sub>0</sub>:处理前各水质指标质量浓度,mg/L;C<sub>1</sub>:处理后各水质指标质量浓度,mg/L。

2)本土微生物的生物量特征评价。根据微生物学中的标准定性测定微生物生长曲线的方法,通过测定处理后的培养液在600 nm波长处的吸光值(OD<sub>600</sub>)来指示菌体细胞密度,采用紫外分光光度计(日立UH5300)测定,并用初始沼液作为空白进行调零操作<sup>[15]</sup>;利用质量法测量生物干质量。总氮、总磷采用硫酸-双氧水消解的方法测定。总蛋白质质量浓度采用BCA蛋白质定量试剂盒(北京天根生化科技有限公司)测定;微生物的形态特征,对沼液样品通过0.1%甲基紫染色后用生物显微镜(100×10,上海重逢科学仪器BM2000)观察。

3)数据分析处理。采用SPSS19.0、Excel 2016和Origin 2018进行统计分析和作图。

## 2 结果与分析

### 2.1 葡萄糖添加量对微生物生长的影响

沼液本土微生物在培养过程中OD<sub>600</sub>的变化情况如图1A所示,所有试验组OD<sub>600</sub>值均呈先升后降趋势,其中第1天各试验组葡萄糖含量充足,OD<sub>600</sub>值均上升到0.5左右,并在第2~3天达到最大值。之后随着时间推移,微生物因沼液养分残余量不足开始衰亡,OD<sub>600</sub>值均出现下降<sup>[16]</sup>。而对照组因缺乏有机碳的添加,导致沼液微生物未能得到有效繁殖,其OD<sub>600</sub>稳定在0.2左右。

本土异养微生物可以直接从沼液中吸收铵氮产生细胞蛋白,蛋白质是组成微生物的重要成分,总蛋白质量浓度越大说明沼液本土微生物生长情况越好<sup>[17]</sup>,可通过沼液本土微生物总蛋白的质量浓度侧面表征微生物的生长情况。所有试验组总蛋白质量浓度都在第1~2天达到最大值,随后下降(图1B)。其中0~10 g/L处理组的总蛋白增长率在第1天时分别达到了33.3%、71.7%、78.3%、145.8%、121.7%、132.3%,其中6 g/L处理组蛋白增值率(145.8%)为各组最高,总蛋白质量浓度从初始的0.67 g/L增加到1.64 g/L。与OD<sub>600</sub>变化情况一致。

分别选取0、2、6和10 g/L处理组作为不添加、少量添加、适量添加和过量添加葡萄糖组,观察沼液本

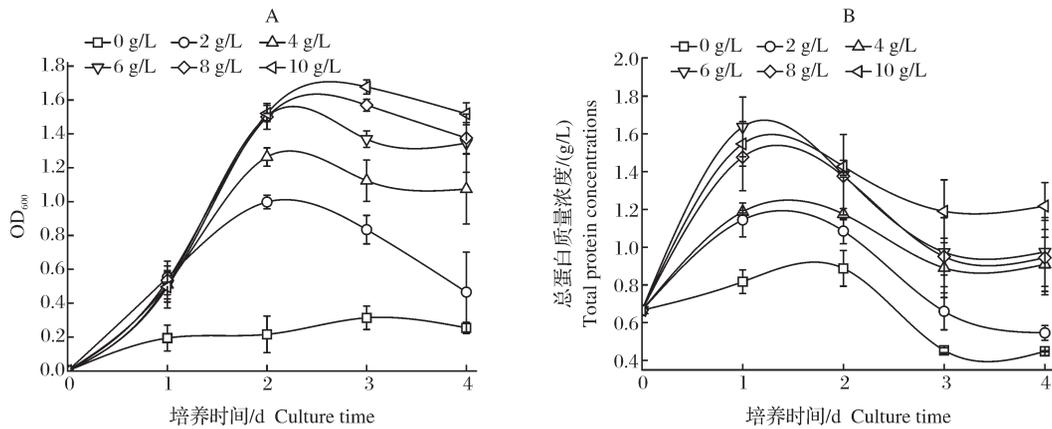


图1 不同葡萄糖添加量下沼液OD<sub>600</sub>(A)和总蛋白质质量浓度(B)的变化

Fig.1 Changes of OD<sub>600</sub>(A) and total protein (B) in biogas slurry with different glucose additions

土微生物OD<sub>600</sub>和总蛋白质质量浓度变化规律。对照组在第2天和第3天时微生物数量几乎未发生变化,而2、6和10 g/L处理组则有明显增长(图2)。结合OD<sub>600</sub>和总蛋白质质量浓度变化趋势及图2可知,沼液本土微生物数量会随葡萄糖添加量增加而显著增加,但并不会随葡萄糖添加量增加而无限增殖,当达到环境饱和值以后,活细菌数会保持相对稳定、总细菌数达到最高水平。

### 2.2 葡萄糖添加量对沼液本土微生物富集过程中氮迁移转化的影响

沼液处理过程中总氮和铵氮的质量浓度变化如图3A、B所示。处理过程中总氮和铵氮质量浓度都呈下降趋势,第1天时0~10 g/L处理组总氮质量浓度从781.1 mg/L下降至483.5~563.8 mg/L,铵氮质量浓度从542.5 mg/L下降至430.5~471.1 mg/L。总氮和铵氮的去除在不同处理组间区别不大,此时沼液本土微生物还未大量繁殖(图1A),沼液总氮和

铵氮质量浓度下降主要是因为是在振荡过程中破坏了沼液的气液平衡使得溶解在沼液中的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N转化为氨气逸出体系导致。而第2~3天时,微生物吸收沼液中的氮作为养分进行繁殖,葡萄糖添加量越多,总氮和铵氮质量浓度下降的越多,其中10 g/L处理组在第3天时总氮与铵氮去除率分别为76.8%和70.2%,总氮从787.08 mg/L下降至182.29 mg/L,铵氮从542.5 mg/L下降至161.45 mg/L,表明沼液本土微生物繁殖越多,沼液中总氮和铵氮去除率越大<sup>[12]</sup>。

各试验组硝态氮浓度都呈先降后升趋势(图3C),而对照组则为持续下降,其中10 g/L处理组在第3天时有最大的硝态氮去除率,最大去除率为93.7%。硝态氮质量浓度在1~3 d下降可能因沼液微生物进行硝酸盐呼吸作用将硝酸盐转化为亚硝酸盐和氮气等导致<sup>[18]</sup>,第4天所有试验组硝态氮质量浓度缓慢上升,因此时微生物死亡将体内的硝酸盐释放到沼液中使得硝态氮质量浓度增加。亚硝态氮

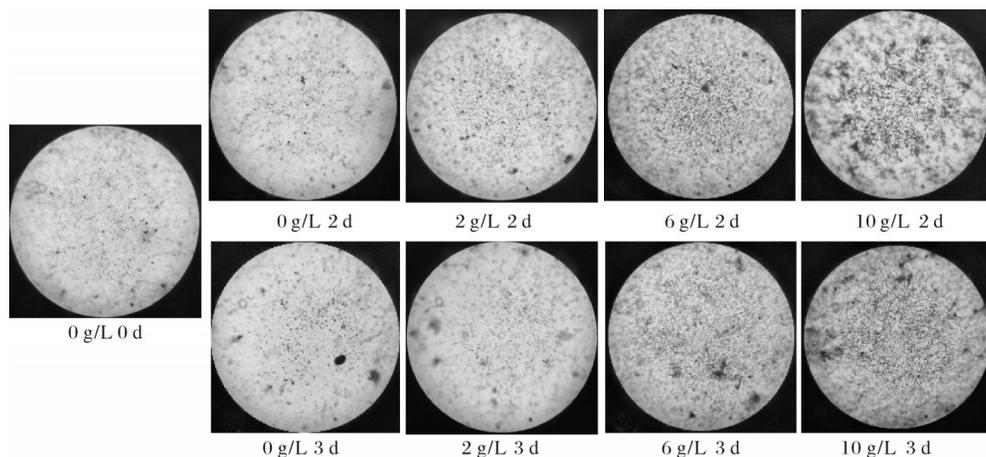


图2 显微镜下的沼液本土微生物

Fig.2 Indigenous microorganisms in biogas slurry under microscope

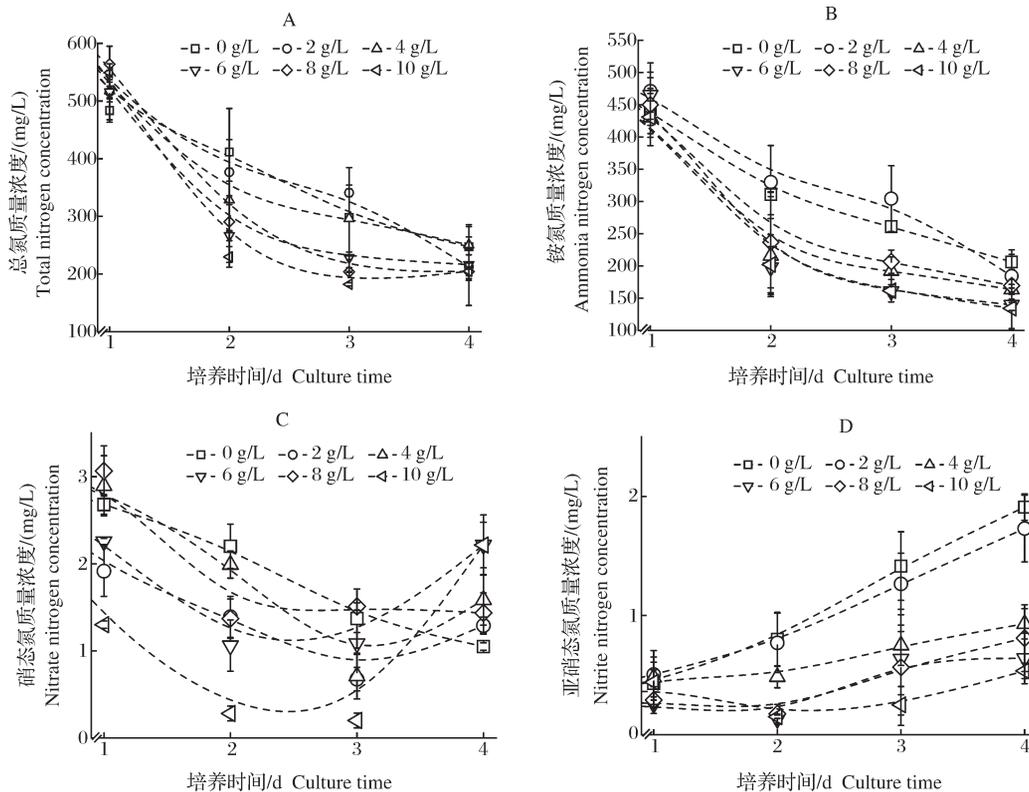


图3 不同葡萄糖添加量处理下沼液TN(A)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (B)、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (C)、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (D)质量浓度的变化

Fig.3 Changes of TN(A),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (B),  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (C),  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (D) concentrations in biogas slurry under different glucose addition treatments

浓度在所有处理组都处于上升趋势,其中对照组增幅最大,亚硝态氮质量浓度从初始的0.25 mg/L上升到1.91 mg/L(图3D)。4~10 g/L处理组中亚硝态氮质量浓度的增加速率远低于对照组和2 g/L处理组,可能是沼液本土微生物将沼液中部分亚硝酸盐降解利用导致<sup>[19]</sup>。

### 2.3 葡萄糖添加量对沼液TP、COD及pH值的影响

沼液本土微生物能对磷有效回收利用(图4A),磷在微生物增殖时会被大量利用,在细胞的能量转移、DNA和RNA合成以及多聚磷的积累过程中起着不可忽视的作用,沼液总磷去除大部分来自沼液中悬浮微生物增殖生长后的沉降作用<sup>[20]</sup>,2和4 g/L处理组在试验第2天达到最大总磷去除率,分别为58.2%和77.3%。且沼液总磷质量浓度在第2天后增加,可能因后续沼液残余碳源不足,沼液本土微生物群落衰亡,将磷释放到沼液中导致。而6、8和10 g/L处理组总磷质量浓度呈下降趋势,其总磷最大去除率均在第4天,分别为84.03%、79.7%和87.7%,此时TP质量浓度分别为2.41、3.04、1.85 mg/L。

COD去除率是确定沼液最佳处理条件的关键指

标之一。对照组沼液初始COD为1 147.3 mg/L,沼液的初始COD浓度因葡萄糖的添加量不同而呈现梯度差异,随后除了对照组以外,各试验组中COD都得到了较好的去除(图4B)。第1天时沼液本土微生物处于适应期,繁殖速率较慢,COD去除量较少,2~10 g/L处理组对COD去除率为9.6%~19.2%。第2天沼液本土微生物消耗大量葡萄糖进行增殖,2~10 g/L各组COD去除率分别达到了65.2%~83.9%,最佳COD去除效率优于Qin等<sup>[21]</sup>的添加有机碳后沼液COD去除率(72%)。第3天各试验组的沼液COD变化较小,甚至在第4天时因为沼液中剩余有机碳的量不足,微生物死亡细胞破裂导致4~8 g/L处理组的COD略有上升。因此,在利用本土微生物增殖进行沼液氮磷回收需注意处理时间,处理时间太短导致微生物来不及利用COD,时间太长反而导致COD的增加。

各组pH值变化趋势较为一致(图4C)。沼液初始pH值为8.26,第1天时pH值从8.2升至9.4左右,在继续培养过程中,4~10 g/L处理组的pH值在第2天下降显著,葡萄糖添加量越多则pH值下降越明显。第1天沼液pH上升是因为在振荡培养作用下沼

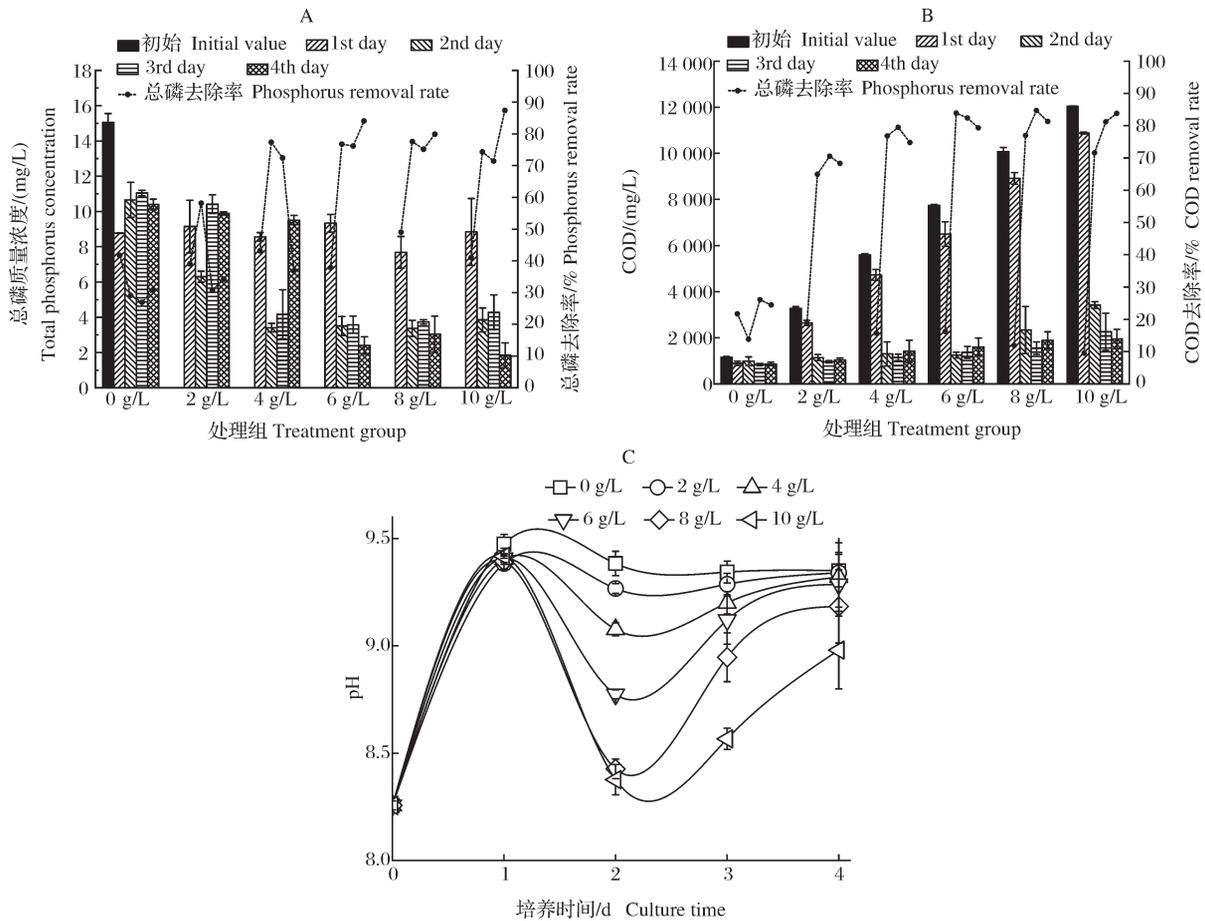


图4 不同葡萄糖添加量处理对沼液TP(A)、COD(B)及pH(C)的影响

Fig.4 Effect of different glucose addition on TP(A), COD(B) and pH(C) of biogas slurry

液中溶解的CO<sub>2</sub>溢出导致,作用机制与氨吹脱类似<sup>[22]</sup>。但第2天微生物快速繁殖,沼液中葡萄糖通过糖酵解过程转化为丙酮酸,导致pH值下降。随着丙酮酸逐渐地被微生物利用,所有试验组pH值在第4天逐渐稳定,此时对照组的pH最高为9.35,10 g/L的pH最低为8.98。

#### 2.4 工艺过程养分质量平衡及工艺经济效益分析

综合考虑沼液本土微生物生长情况及处理水质情况,从节约成本的角度考虑选用6 g/L葡萄糖添加量,微生物培养时间为2 d,进行工艺过程养分质量平衡及工艺经济效益分析。

1)工艺过程养分质量平衡分析。以1 t沼液为基准,添加6 kg葡萄糖处理沼液2 d后,沼液本土微生物富集过程中的氮磷质量平衡分析如图5所示。沼液初始生物干质量为1.67 kg,总蛋白0.66 kg,微生物培养增殖后生物干质量为4.11 kg,其中富含总蛋白1.38 kg。因此计算可得,1 t沼液处理后本土微生物的生物干质量从1.67 kg增加到了4.11 kg,增加了146.1%,总蛋白质从0.66 kg增加到了1.38 kg,增加

了109.1%。

在该工艺下沼液总氮下降了520.30 g,去除率为66.1%,本土微生物利用了其中150.76 g总氮,回收率达到29.0%。在其他沼液本土微生物培养研究中,沼液总氮去除率为78%,高于本工艺,但对总氮的回收率低于本工艺,仅为19%<sup>[12]</sup>。沼液总氮出现这种高去除率、低回收率的原因可能是培养的沼液本土微生物来不及利用总氮,大部分氮就以氨气的形式挥发到空气中<sup>[23]</sup>。因此,后续可考虑将本工艺和回收挥发性氨气进行耦合,在提高氮回收率的同时降低总运行成本。

有研究利用絮凝剂来处理沼液时总磷去除率达57.0%,低于本工艺77.5%的总磷去除率,说明本工艺对总磷的去除效果优于部分絮凝剂对总磷的去除<sup>[24]</sup>。但本工艺沼液微生物对总磷回收率仅为59.7%,低于总磷去除率,出现差异原因可能是在对细胞沉淀冲洗时,部分富含磷的胞外聚合物被冲洗掉,导致产生测量误差,使得总磷回收率低于去除率。

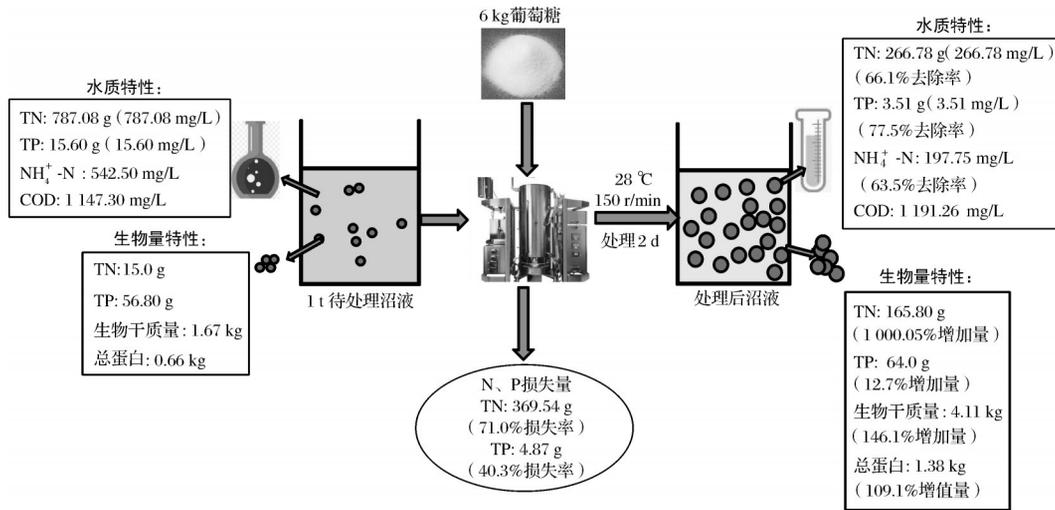


图5 沼液本土微生物富集氮磷质量平衡分析

Fig.5 Mass balance analysis of N and P enrichment by indigenous microorganisms in biogas slurry

2) 工艺经济效益分析。本工艺成本来自物料、能耗两个方面。物料成本主要来源于碳源, 能耗包括加热等运行费用。收益方面主要来源于富集本土微生物制成的生物菌肥, 以及因沼液氮磷去除而节省的后端深度处理费用, 此处仅以生物菌肥效益计入。在能耗方面, 一般沼气工程中温发酵产生的沼液温度为 35 °C, 而本工艺 28 °C 即可运行, 因此只需将待处理沼液降温后在保温状态下运行, 无需额外加热费用。物料成本方面采用 98% 的工业级葡萄糖 (400 元/t) 为碳源, 1 t 沼液需添加约 6.20 kg 工业级葡萄糖, 需花费 2.48 元。生物菌肥价格按 1 300 元/t 计, 本工艺中 1 t 沼液可生产 4.11 kg 生物干质量, 因此菌肥收益约为 5.34 元/t。该工艺可用于沼液深度处理的前端预处理手段, 为实际工程提供参考。

### 3 讨论

规模化养殖场的沼气工程中常因沼液无法就近消纳导致环境氮磷污染问题, 使得沼液氮磷养分回收技术受到更多关注。本研究对低碳氮比 (C/N) 沼液采用葡萄糖添加进行沼液本土微生物富集培养, 实现了沼液废水处理和养分回收增值化利用。

本研究同一培养时间段葡萄糖添加量越多的试验组其 OD<sub>600</sub> 越大, 但 8 g/L 和 10 g/L 处理组相对于 6 g/L 的增幅较小, 可见, 当葡萄糖添加量达到 6 g/L 后继续增加添加量对微生物增殖促进较小, 在 6 g/L 添加量时, 反映微生物增殖的 OD<sub>600</sub> 值在第 2 天达到最大值 1.5。不同于 OD<sub>600</sub> 的是, 总蛋白质质量浓度的

最大值出现要比 OD<sub>600</sub> 早 1 d 左右, 可能是因为沼液本土微生物在最开始时不会立即进行繁殖, 需经一段时间自身调整, 诱导合成必要的酶、辅酶或合成某些中间代谢产物, 此时细胞质量增加, 体积增大, 但不分裂繁殖, 导致其总蛋白质质量浓度很高而 OD<sub>600</sub> 值变化不大, 之后微生物会消耗部分蛋白质来进行生长繁殖等代谢活动。而对照组的总蛋白含量的变化幅度均较小, 说明沼液本土微生物在无外加有机碳的情况下生长受限。从经济性考虑, 当葡萄糖添加量为 6 g/L, 培养时间控制在 2 d 时即可达到沼液本土微生物的最佳生长繁殖效果。

在进一步对培养过程中的沼液水质进行测量时发现, 葡萄糖添加量为 6 g/L 的试验组对于沼液氮磷元素的去除效果在各试验组中也是最优的, 相较于 0、2 和 4 g/L 葡萄糖添加量组, 6 g/L 葡萄糖添加量组对沼液中 N、P 及 COD 去除率更高, 而 8 和 10 g/L 这种高葡萄糖添加量组对污染物的去除效果与 6 g/L 葡萄糖添加量组也相差不多。在处理 2 d 的条件下, 6 g/L 葡萄糖添加量组对沼液 TN 与 TP 去除率分别达到了 66.1% 和 77.5%, 其中去除总氮量的 29.0% 和去除总磷量的 59.7% 被沼液本土微生物利用, 生物质量浓度从初始的 1.67 g/L 上升至 4.11 g/L, 增加了 2.44 g/L, 总蛋白质质量浓度从初始的 0.66 g/L 上升至 1.38 g/L, 增加了 0.72 g/L。通过简单的经济性分析后可知, 该工艺处理沼液所需物料成本为 2.48 元/t, 并在处理后可获得约 5.34 元/t 的菌肥收益, 具有很好的应用潜力。

## 参考文献 References

- [1] ZUBAIR M, WANG S Q, ZHANG P Y, et al. Biological nutrient removal and recovery from solid and liquid livestock manure: recent advance and perspective [J/OL]. *Bioresource technology*, 2020, 301: 122823 [2022-03-31]. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122823>.
- [2] 陈松文, 刘天奇, 曹凑贵, 等. 水稻生产碳中和现状及低碳稻作技术策略[J]. *华中农业大学学报*, 2021, 40(3): 3-12. CHEN S W, LIU T Q, CAO C G, et al. Carbon neutralization status of rice production and low-carbon rice cultivation technology strategy [J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2021, 40(3): 3-12 (in Chinese with English abstract).
- [3] 白晓凤. 基于营养物质高效回收的沼液资源化处理技术研究[D]. 北京: 北京科技大学, 2018. BAI X F. Recycling technologies based on efficient nutrient recovery of liquid digestate [D]. Beijing: University of Science and Technology Beijing, 2018 (in Chinese with English abstract).
- [4] LI A, GAI Z H, CUI D, et al. Genome sequence of a highly efficient aerobic denitrifying bacterium, *Pseudomonas stutzeri* T13 [J/OL]. *Journal of bacteriology*, 2012, 194(20): 5720 [2022-03-31]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23012292/>. DOI: 10.1128/JB.01376-12.
- [5] FENG L, YANG J X, MA F, et al. Characterisation of *Pseudomonas stutzeri* T13 for aerobic denitrification: stoichiometry and reaction kinetics [J/OL]. *Science of the total environment*, 2020, 717: 135181 [2022-03-31]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135181>.
- [6] LI D, LIU R Q, CUI X Y, et al. Co-culture of bacteria and microalgae for treatment of high concentration biogas slurry [J/OL]. *Journal of water process engineering*, 2021, 41: 102014 [2022-03-31]. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102014>.
- [7] YUAN H G, HUANG S B, YUAN J Q, et al. Characteristics of microbial denitrification under different aeration intensities: performance, mechanism, and co-occurrence network [J/OL]. *Science of the total environment*, 2021, 754: 141965 [2022-03-31]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141965>.
- [8] ZHANG H H, ZHAO Z F, LI S L, et al. Nitrogen removal by mix-cultured aerobic denitrifying bacteria isolated by ultrasound: performance, co-occurrence pattern and wastewater treatment [J]. *Chemical engineering journal*, 2019, 372: 26-36.
- [9] 王书亚, 李志, 高仪璠, 等. 藻菌共培养体系优势菌株筛选及沼液处理[J]. *农业资源与环境学报*, 2019, 36(1): 121-126. WANG S Y, LI Z, GAO Y F, et al. Screening of the dominant strains in the algae-bacteria symbiotic system and effects of biogas slurry treatment [J]. *Journal of agricultural resources and environment*, 2019, 36(1): 121-126 (in Chinese with English abstract).
- [10] 邹古月. 混合菌群处理养猪沼液耦联微藻养殖技术研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2020. ZOU G Y. Study on swine biogas slurry treatment by mixed bacteria coupled with microalgae cultivation [D]. Nanchang: Nanchang University, 2020 (in Chinese with English abstract).
- [11] SOBHI M, HAN T T, STINNER W, et al. Hybrid technology for nutrients recovery as microbial biomass and ammonium sulfate from un-diluted biogas liquid digestate using a modified airlift reactor [J/OL]. *Journal of cleaner production*, 2020, 267: 121976 [2022-03-31]. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121976>.
- [12] SOBHI M, GUO J B, CUI X, et al. A promising strategy for nutrient recovery using heterotrophic indigenous microflora from liquid biogas digestate [J]. *Science of the total environment*, 2019, 690: 492-501.
- [13] CERDA A, MEJIAS L, RODRÍGUEZ P, et al. Valorisation of digestate from biowaste through solid-state fermentation to obtain value added bioproducts: a first approach [J]. *Bioresource technology*, 2019, 271: 409-416.
- [14] EBELING J M, TIMMONS M B, BISOGNI J J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems [J]. *Aquaculture*, 2006, 257(1/2/3/4): 346-358.
- [15] DUEDU K O, FRENCH C E. Two-colour fluorescence fluorimetric analysis for direct quantification of bacteria and its application in monitoring bacterial growth in cellulose degradation systems [J]. *Journal of microbiological methods*, 2017, 135: 85-92.
- [16] 马文峰. 环境污水微生物处理方法应用研究[J]. *绿色科技*, 2020(22): 108-109. MA W F. Application of microbiological treatment method for environmental wastewater [J]. *Journal of green science and technology*, 2020(22): 108-109 (in Chinese).
- [17] CRAB R, KOCHVA M, VERSTRAETE W, et al. Bio-flocs technology application in over-wintering of tilapia [J]. *Aquacultural engineering*, 2009, 40(3): 105-112.
- [18] 高尚, 刘海燕, 王晓玲. 反硝化聚磷菌硝酸盐呼吸代谢机理及种群动态演替[J]. *中国资源综合利用*, 2015, 33(10): 26-28. GAO S, LIU H Y, WANG X L. Nitrate respiratory metabolism mechanism and population dynamic succession of denitrifying phosphorus accumulating bacteria [J]. *China resources comprehensive utilization*, 2015, 33(10): 26-28 (in Chinese).
- [19] 张峰峰, 谢凤行, 周可, 等. 利用复合微生物降解养殖水体中亚硝酸盐的初步研究[J]. *水产科学*, 2012, 31(10): 593-596. ZHANG F F, XIE F X, ZHOU K, et al. Removal of nitrite from aquaculture water by a mixture of microorganisms [J]. *Fisheries science*, 2012, 31(10): 593-596 (in Chinese with English abstract).
- [20] 刘枢. 不同沉降时间对低浊度地表水样品总磷测定结果的影响[J]. *现代农业科技*, 2020(11): 197, 204. LIU S. Effect of different settling time on determination results of total phosphorus in low turbidity surface water samples [J]. *Modern agricultural science and technology*, 2020(11): 197, 204 (in Chinese).
- [21] QIN L, LIU L, WANG Z M, et al. Efficient resource recycling from liquid digestate by microalgae-yeast mixed culture and the assessment of key gene transcription related to nitrogen assimilation in microalgae [J]. *Bioresource technology*, 2018, 264: 90-97.
- [22] 艾平, 彭靖靖, 席江, 等. 温度及吹脱沼气中CO<sub>2</sub>比例对沼液氨吹脱效果的影响[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(1): 206-212. AI P, PENG J J, XI J, et al. Effect of temperature and CO<sub>2</sub> ratio of stripping biogas on biogas slurry stripping of ammonia [J]. *Transactions of the CSAE*, 2019, 35(1): 206-212 (in Chinese with English abstract).
- [23] LIU G Q, WANG J M, CAMPBELL K. Formation of filament-

tous microorganisms impedes oxygen transfer and decreases aeration efficiency for wastewater treatment [J]. *Journal of cleaner production*, 2018, 189: 502-509.

[24] 关正军,王新志,杨一盈.藻类生物絮凝剂对沼液的絮凝效果研

究[J]. *农业机械学报*, 2017, 48(5): 290-295, 303. GUAN Z J, WANG X Z, YANG Y Y. Effect of algae flocculant applied in biogas slurry [J]. *Transactions of the CSAM*, 2017, 48(5): 290-295, 303 (in Chinese with English abstract).

## Characteristics of nitrogen and phosphorus recovery from biogas slurry enriched by indigenous microflora in pig farms

GUO Jiahao<sup>1</sup>, HU Baoye<sup>2</sup>, XIAO Ya<sup>3</sup>, LI Pan<sup>1</sup>, PENG Jingjing<sup>1</sup>, AI Ping<sup>1,4</sup>

1. *College of Engineering, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China;*
2. *Hanchuan Agricultural and Rural Affairs Bureau, Hubei Province, Hanchuan 432300, China;*
3. *Rural Energy Office of Yichang, Hubei Province, Yichang 443000, China;*
4. *Technology & Equipment Center for Carbon Neutrality in Agricultural, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China*

**Abstract** In the biogas project of large-scale farms, the environmental nitrogen and phosphorus pollution is often caused by the inability of biogas slurry to be consumed nearby, which makes the recovery technology of nitrogen and phosphorus nutrient from biogas slurry more concerned. In this article, the low C/N ratio biogas slurry was enriched and cultured by adding glucose carbon source to realize the value-added utilization of wastewater and recovery of nutrient from biogas slurry. The biogas slurry in pig farms with initial C/N of 1.5 was added with 2 g/L, 4 g/L, 6 g/L, 8 g/L and 10 g/L glucose carbon sources, respectively. The OD<sub>600</sub> increased first and then decreased after adding carbon sources, and reached the maximum at 2-3 d. The total protein growth rate of 6 g/L was the highest in each group. The results showed that the optimal conditions for enrichment culture of the indigenous microflora in biogas slurry were the addition of 6 g/L glucose and 2 d treatment based on the comprehensive economy. Under the optimal conditions, the removal rate of TN and TP from biogas slurry were 66.1% and 77.5%, respectively. 0.72 g/L total protein was produced by enrichment of the indigenous microflora in biogas slurry. The biomass dry weight increased by 146.1%. 29.0% of total nitrogen and 59.7% of total phosphorus were recovered. It is indicated that the enrichment culture of the indigenous microflora in biogas slurry can be effectively used for the recovery of nitrogen and phosphorus nutrient. Microbial dry weight and protein growth can be used as a pretreatment method for the advanced treatment of biogas slurry in pig farms.

**Keywords** biogas slurry; indigenous microflora; nitrogen and phosphorus recovery; total protein; harmless treatment

(责任编辑:陆文昌)