

刘 烨, 孟海波, 王 健, 等. 畜禽粪便与秸秆混合发酵及贮藏阶段沼液中碳氮元素变化[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(9): 2045–2051.

LIU Ye, MENG Hai-bo, WANG Jian, et al. Changes in carbon and nitrogen in biogas slurry during mixed anaerobic fermentation and storage of animal manure and straw[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(9): 2045–2051.

畜禽粪便与秸秆混合发酵及贮藏阶段沼液中碳氮元素变化

刘 烨^{1,2,3}, 孟海波^{2,3}, 王 健^{2,3}, 沈玉君^{2,3}, 丁京涛^{2,3}, 李 睿^{1*}

(1. 武汉轻工大学生物与制药工程学院, 武汉 430023; 2. 农业部规划设计研究院农村能源与环保研究所, 北京 100121; 3. 农业部资源循环利用技术与模式重点实验室, 北京 100121)

摘 要:为研究沼液从产生到贮藏期间碳氮元素的变化规律,将猪粪、鸡粪和秸秆混合,进行中温厌氧发酵,并在常温下以密闭静置、密闭搅拌、敞口静置、敞口搅拌等4种方式贮藏沼液,跟踪并分析了猪、鸡粪和秸秆混合发酵沼液在厌氧发酵及贮藏期间碳、氮元素的形态和含量变化。结果表明:厌氧发酵阶段,沼液中的总有机碳(TOC)和总氮(TN)浓度均有所增加,增加幅度在15.0%~36.1%之间,其中TOC在第18 d达到最高浓度($6467 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),TN在第23 d达到最高浓度($4181 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。贮藏阶段,沼液中的TOC、TN浓度均有所降低,TOC先下降后升高,总体降低幅度较小(2.9%~12.0%),降幅顺序为敞口静置<敞口搅拌<密闭静置<密闭搅拌;TN先升高后降低,总体降低幅度较大(4.2%~56.2%),降幅顺序为密闭静置<密闭搅拌<敞口静置<敞口搅拌。综上,厌氧发酵18~23 d的沼液碳氮元素含量最高,采用密闭静置方式并缩短贮藏时间可减少沼液贮藏过程氮元素的损失。

关键词:厌氧发酵;沼液贮藏;总有机碳;总氮

中图分类号:X71 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)09-2045-07 doi:10.11654/jaes.2017-1764

Changes in carbon and nitrogen in biogas slurry during mixed anaerobic fermentation and storage of animal manure and straw

LIU Ye^{1,2,3}, MENG Hai-bo^{2,3}, WANG Jian^{2,3}, SHEN Yu-jun^{2,3}, DING Jing-tao^{2,3}, LI Rui^{1*}

(1. School of Biology and Pharmaceutical Engineering, Wuhan Polytechnic University, Wuhan 430023, China; 2. Institute of Rural Energy and Environmental Protection, Chinese Academy of Agricultural Engineering, Beijing 100121, China; 3. Key Laboratory of Technologies and Models for Cyclic Utilization from Agricultural Resources, Ministry of Agriculture, Beijing 100121, China)

Abstract: In order to investigate changes in carbon and nitrogen in biogas slurry during anaerobic fermentation and storage, in the present study, pig manure, chicken manure, and straw were mixed to perform mesophilic anaerobic fermentation for 30 days. Afterwards, the biogas slurry was stored at room temperature for 30 days under 4 treatment conditions: closed and settled (CS), closed and agitated (CA), opened and settled (OS), and opened and agitated (OA). The forms and concentrations of carbon and nitrogen were tracked and analyzed in biogas slurry over the entire duration of the fermentation. Results showed that during anaerobic fermentation, total dissolved organic carbon and organic nitrogen in biogas slurry increased significantly, while other forms of carbon and nitrogen increased slightly, which resulted in a 15.0%~36.1% increase in total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN). TOC concentration reached its peak ($6467 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) on day 18 of fermentation, and TN concentration reached its peak ($4181 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) on day 23. After 30 days of storage of biogas slurry, TOC and TN concentrations both decreased. TOC concentrations first decreased and then increased slowly during storage, with an overall decrease of between 2.9% and 12.0%. The order of decrease of TOC concentrations from the lowest to the highest degree was: OS<OA<CS<CA. TN concentrations first increased and then decreased during storage, with an overall decrease of between 4.2% and 56.2%. The order of decrease of

收稿日期:2017-12-27 录用日期:2018-03-06

作者简介:刘 烨(1993—),女,湖北咸宁人,硕士研究生,从事农业废弃物资源化利用研究。E-mail:1975174309@qq.com

*通信作者:李 睿 E-mail:lruiwuhan@163.com

基金项目:北京市科技支撑计划项目(Z171100001417007)

Project supported: The Science and Technology Support Program of Beijing, China (Z171100001417007)

TN concentrations was: $CS < CA < OS < OA$. Therefore, during the period between days 18 and 23 of anaerobic fermentation, TOC and TN concentrations reached peak levels in biogas slurry. The use of the closed and settled treatment and shorter storage time could effectively reduce nitrogen loss in biogas slurry during its storage.

Keywords: anaerobic fermentation; biogas slurry storage; total organic carbon; total nitrogen

沼液是厌氧发酵的液相残留物,未经固液分离时沼液呈半流体泥浆状,固液分离后上清沼液为深色悬浊液^[1]。沼液中含有丰富的有机质(0.24%~1.85%)^[2]和氮(0.03%~0.08%)、磷(0.02%~0.07%)、钾(0.05%~1.40%)等基本营养元素^[3],是一种多元的高效有机复合肥,对提升土壤养分十分有效。2015年我国农村沼气工程生产沼肥(沼液和沼渣)7100万 t^[4],其中沼液产生量远大于沼渣。随着沼气工程的规模日益提升,沼液资源越来越丰富。

沼液用作液体肥料是当前沼气工程的一种资源利用方式,其排放具有大量性、连续性等特点^[5],而土地对于沼液的需求具有季节性的变化,导致大量沼液无法及时被土地消纳,需经长时间贮藏和运输至所需地才可施用于农田。德国是发展沼气工程的先进代表,德国法律规定其沼液贮藏池必须加盖^[6],而我国沼气工程沼气池目前有敞口式和半封闭式罐型两种。在敞口贮藏时,沼液会释放大量 CH_4 、 CO_2 、 N_2O 、 NH_3 等温室气体^[7],这不但造成了养分的损失和养分管理的不便,还对环境产生不利影响。目前,已有大量研究报道了固液分离^[8]、酸化^[9-10]、覆盖^[6,11]等处理方式对沼液气体减排的效果,但少有涉及沼液中碳氮元素变化的相关研究。

国内外大量沼气工程采用混合原料,研究表明混合原料发酵性能优于单一原料,且多种粪便混合有助于平衡发酵体系内营养物质和丰富生物多样性^[12]。猪粪、鸡粪、秸秆是沼气工程常用的原料,王晓娇^[13]、王永成等^[14]均有研究表明猪粪和鸡粪以2:1混合并辅以秸秆混合发酵性能较好。本研究以此为混合发酵原料进行湿法厌氧发酵,并以密闭静置(Closed and settled, CS)、密闭搅拌(Closed and agitated, CA)、敞口静置(Opened and settled, OS)、敞口搅拌(Opened and

agitated, OA)等4种方式贮藏沼液,模拟敞口和封闭两种沼液贮藏方式的沼液静置和搅拌情况,跟踪并分析了厌氧发酵-贮藏全过程的沼液中碳氮元素变化,旨在为沼液养分管理和高值化利用提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

猪粪、鸡粪采集自北京市某养殖场,风干玉米秸秆采集自北京地区农田,接种用厌氧污泥取自北京市某沼气工程沼液。所采集的风干玉米秸秆粉碎至1~3 cm后,置于阴凉干燥处保存,采集的新鲜的粪便样品除去大块石粒、毛发等用密封袋密封后于0~4℃冰柜中保存,以最大程度降低其养分损失。原料的基本性质如表1所示。

1.2 试验设计

试验采用中温连续批式厌氧发酵,试验装置采用自制的可控恒温厌氧发酵装置(图1a),采用恒温水箱控制发酵温度,用3 L广口瓶作为发酵瓶和集气瓶。以猪粪、鸡粪、秸秆鲜重比为2:1:2混合使C/N值为(20~25):1,污泥接种量为36.9%TS(以干物质计),加水调节混合物料总固体浓度(Total solid, TS)为8%,混合均匀。在12个厌氧发酵瓶中分别装入2 L物料,以橡胶塞密封,发酵瓶与集气瓶中间用硅胶管连接。控制恒温水箱温度为38℃,每日早晚9:00手动摇匀发酵瓶内物料,发酵周期为30 d。定期于厌氧操作箱内取20 mL发酵物料样品,以3000 r·min⁻¹离心10 min,取上层液体,测定pH、总有机碳(TOC)、总可溶性有机碳(TDOC)、总氮(TN)、铵态氮(NH_4^+-N)、硝态氮($NO_3^- -N$)等参数。

厌氧发酵结束后,将发酵混合物静置1 h得到上层沼液,分别转移800 mL沼液至1 L试剂瓶(图1b)

表1 发酵物料基本性质

Table 1 Basic properties of materials to be fermented

项目	含水率 Water content/%	VS 含量 VS content/% TS	N 含量 Nitrogen content/% TS	C/N
猪粪 Pig manure	58.5	71.7	2.6	12.6
鸡粪 Chicken manure	73.9	56.4	2.2	12.3
秸秆 Straw	12.7	90	1.4	37.8
接种污泥 Inoculation sludge	88.2	—	—	4.6

内,12个试剂瓶随机分成4组,其中两组加盖,两组敞口。在常温下分别采用密闭静置(CS)、密闭搅拌(CA)、敞口静置(OS)、敞口搅拌(OA)四种方式贮藏30 d,其中密闭贮藏(CS和CA)的沼液只排气不进气,搅拌(CA和OA)方式为每3 d摇晃试剂瓶1 min。贮藏期间定期从取样口取5 mL沼液样品,以3000 r·min⁻¹离心10 min,取上层液体测定pH、TOC、TDOC、TN、NH₄-N、NO₃-N等参数。

1.3 检测方法

原料和样品中的TS和含水率采用烘干方法测定;NH₄-N含量参照国家标准(HJ 535—2009),采用纳氏试剂分光光度法测定;NO₃-N含量参照国家标准(HJ 636—2012),采用紫外分光光度法测定;TN含量参照国家标准(HJ 636—2012),采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定;TOC含量参照国家标准(HJ 615—2011),采用重铬酸钾氧化-分光光度法测定;TDOC含量采用0.45 μm滤膜过滤沼液后参照国

家标准(HJ 615—2011),采用重铬酸钾氧化法测定;pH值采用pH计测定。

1.4 仪器与设备

DNW系列三用电热恒温水箱(北京国华医疗器械厂),YQX-Ⅲ型厌氧培养箱(上海万瑞实验室设备有限公司),HR/T20MM立式高速冷冻离心机(湖南赫西仪器装备有限公司),i7紫外/可见分光光度计(济南海能仪器股份有限公司),雷磁COD-571-1型消解装置(上海仪电科学仪器股份有限公司),雷磁PHS-3C型pH计(上海仪电科学仪器股份有限公司)。

1.5 数据处理方法

采用SPSS 21进行数据分析,采用Origin 9.2进行作图。

2 结果与讨论

2.1 厌氧发酵阶段沼液理化性质变化

2.1.1 pH值变化

pH值能够直接反映厌氧发酵体系的稳定性。有研究表明,pH值低于6.1或者高于8.3均会抑制厌氧发酵的运行,导致底物发酵不完全^[15]。本研究所设置的所有试验组,沼液pH值均维持在7.5~8.2之间(图2),在正常运行的条件范围内。各试验组pH值均在前3 d下降,随后缓慢上升并逐渐稳定,这是由于系统残留的氧气抑制产甲烷菌活动,好氧及兼性厌氧产酸菌群的水解酸化起主导作用,使有机酸不断积累而导致pH值降低^[16];随着氧气被消耗殆尽,产甲烷菌数量逐渐增加,乙酸化和产甲烷作用增强,有机酸被分解,pH值逐渐升高并达到稳定^[17]。

2.1.2 碳元素形态及含量变化

沼液中的TOC可在一定程度上反映沼液中的总有机质含量,包括TDOC和其他不溶性有机碳。厌氧

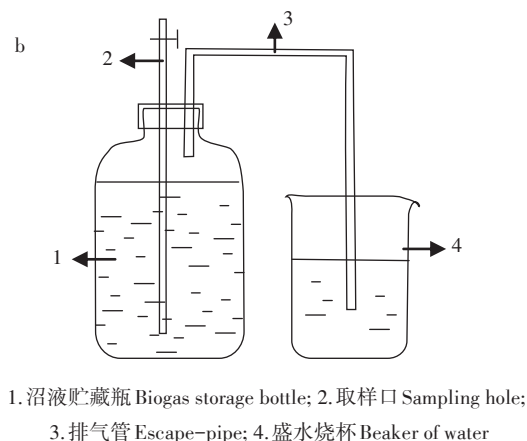
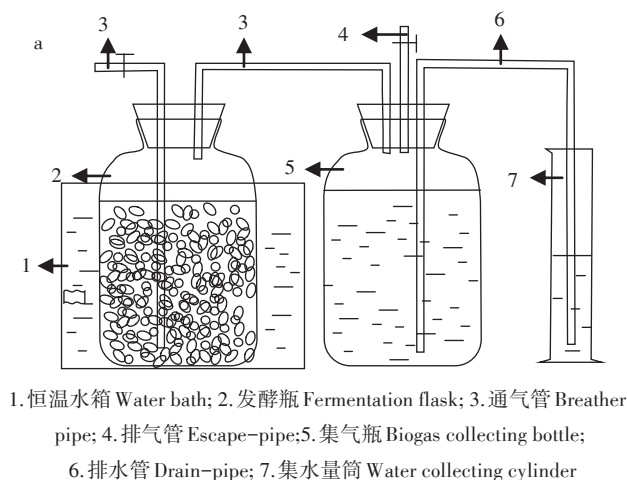


图1 厌氧发酵(a)和沼液贮藏(b)装置示意图

Figure 1 Sketch maps of anaerobic fermentation unit(a) and storage unit of biogas slurry(b)

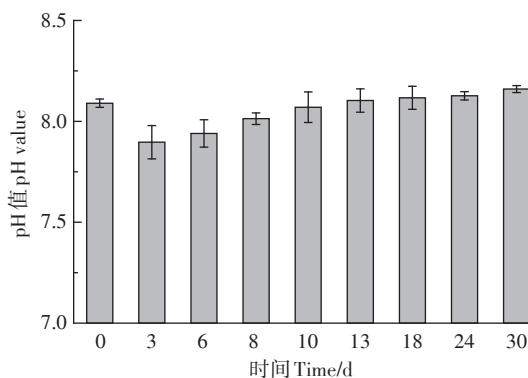


图2 厌氧发酵期间沼液pH值变化

Figure 2 Change of pH value of biogas slurry during anaerobic fermentation

发酵期间, TOC 浓度(图3)从0~18 d持续增加, 在第18 d达到最大值 $6\,466.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此后开始下降。有机质是微生物厌氧代谢的主要营养物质, 在微生物的水解酸化作用下被降解成小分子有机物, 后经产甲烷作用生成 CH_4 和 CO_2 从系统中释放出来^[18]。在发酵前期(0~18 d), 沼渣中的有机质被水解进入沼液中, 而发酵前期 CH_4 和 CO_2 的释放速率低于有机质溶出速率, 使沼液 TOC 增加; 发酵后期(18~30 d), 沼渣中易水解有机质总量逐渐降低, 进入沼液中的有机质总量减少, 同时伴随 CH_4 和 CO_2 的持续释放, 使 TOC 浓度降低。

TDOC 可在一定程度上反映沼液中的可溶性小分子有机物的浓度。厌氧发酵前期, TDOC 浓度在第0~3 d迅速增加, 水解酸化作用生成有机酸的速率大于消耗有机酸产生 CH_4 和 CO_2 的速率, TDOC 含量增加; 在随后的3~10 d, 有机酸的累积逐渐抑制酸化作用, 使有机酸的生成速率小于消耗速率, TDOC 浓度出现小幅度降低; 之后随着 TDOC 浓度的降低, 酸化抑制被解除, 使其浓度在10~13 d大幅增加, 至第18 d达到最高浓度 $2\,460.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 此后两种作用基本维持平衡状态, TDOC 浓度变化不大, 至发酵结束时浓度上升了226.7%。

2.1.3 氮元素形态及含量变化

沼液中的氮元素包括 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 等速效氮, 以及有机氮为主的其他形态的氮。如图4所示, 在厌氧发酵30 d期间, 沼液中的 TN、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 浓度分别上升了36.1%、17.2%、34.8%, 其中 TN 浓度在第23 d达到最高, 为 $4\,181.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; NH_4^+-N 、 NO_3^--N 均在第18 d达到最高浓度, 分别为 $2\,632.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $190.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。厌氧条件下, 物料中的有机氮会发生

氨化、厌氧氨氧化、硝化和反硝化等作用^[19]。发酵前期(0~18 d), 物料中的大分子含氮有机物经氨化作用转变成可溶性的小分子含氮有机物和 NH_3 进入沼液中, 引起沼液 TN 浓度和 NH_4^+-N 浓度增加, 部分 NH_4^+-N 通过硝化作用使 NO_3^--N 浓度增加; 在发酵后期(23~30 d), 剩余大分子有机物难以被降解, 而沼液中的有机氮继续被氨化生成 NH_4^+-N , 同时 NH_4^+-N 转化成 NO_3^--N 使 NH_4^+-N 浓度基本不变, 而厌氧氨氧化和反硝化作用使 NO_3^--N 生成 N_2 和 NO_2 等气体挥发, NO_3^--N 浓度下降, 有机氮、 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的变化使沼液 TN 减少。

2.2 不同方式贮藏阶段沼液理化性质变化

2.2.1 pH 值变化

沼液以不同方式贮藏过程中, 各处理组 pH 值均有不同程度地增加(图5)。结果表明, 是否搅拌对 pH 值的影响并不明显, 而敞口与否对 pH 值的影响较大, 密闭贮藏(CS 和 CA)的沼液 pH 维持在8.2~8.5之间, 变化幅度较小, 而敞口贮藏(OS 和 OA)的沼液 pH 值有较大幅度升高, 从初始的8.3上升到8.9~9.0, 这可能是由于密闭贮藏的沼液仍处于厌氧状态, 代谢速率较低使 pH 值变化不大, 而敞口贮藏的沼液中微生物好氧代谢活跃, 大量消耗沼液中的有机酸, 同时产生的 CO_2 从体系中挥发, 导致 pH 值上升^[20]。

2.2.2 碳元素形态及含量变化

沼液贮藏期间 TOC 和 TDOC 浓度变化(图6)波动较大。30 d后各处理组的 TOC 浓度分别为 $4\,805.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (CS)、 $4\,697.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (CA)、 $5\,179.53\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (OS)、 $5\,001.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (OA), 比贮藏初期浓度($5\,336.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)降低2.9%~12.0%; TDOC 浓度分别为 $2\,222.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (CS)、 $2\,185.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (CA)、 $2\,812.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$

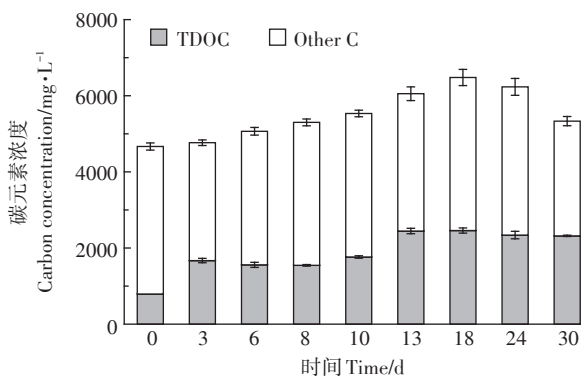


图3 厌氧发酵期间沼液碳元素形态及含量变化

Figure 3 Changes of carbon forms and concentrations in biogas slurry during anaerobic fermentation

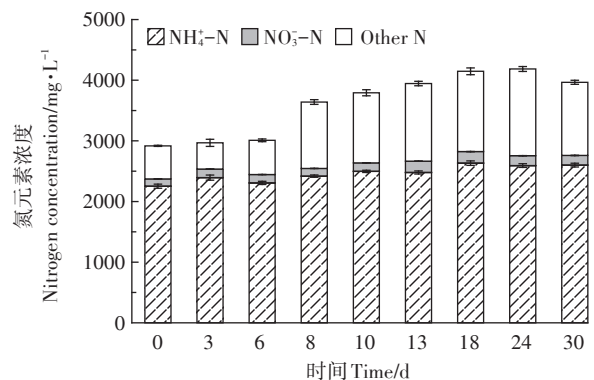


图4 厌氧发酵期间氮元素形态及含量变化

Figure 4 Changes of nitrogen forms and concentrations in biogas slurry during anaerobic fermentation

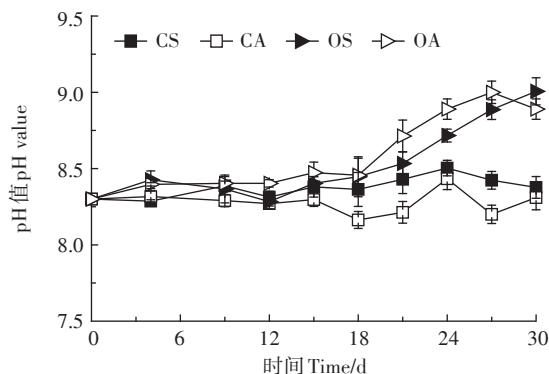


图5 贮藏阶段沼液 pH 值变化

Figure 5 Changes of pH value during storage of biogas slurry

(OS)、2 737.8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (OA), 其中敞口组比贮藏初期浓度(2 587.7 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)略高, 密闭组比贮藏初期浓度降低 14.1%~15.5%。沼液进入贮藏阶段后, 残留的大分子有机质难以迅速被分解, 微生物消耗沼液中小分子有机质并产生 CH_4 和 CO_2 挥发, 使沼液 TOC 和 TDOC 浓度降低^[21]; 随着时间变化, 大分子有机质逐渐被降解溶于沼液, 使 TOC 和 TDOC 浓度缓慢增加; 在贮藏后期大分子有机质难以被降解, CH_4 和 CO_2 的挥发导致 TOC 下降, 沼液中部分不溶性有机碳转化成 TDOC, 使 TDOC 浓度继续增加或维持不变。而敞口贮藏的沼液蒸发量较大, 贮藏后期产生浓缩效应, 使 TOC 和 TDOC 浓度大于密闭贮藏的 TOC 和 TDOC 浓度。由图中可知搅拌处理使沼液 TOC 和 TDOC 养分波动较大, 可能是由于搅拌改变了体系的稳定性, 在贮藏 30 d 后, 搅拌处理的 TOC 和 TDOC 浓度比静置处理的 TOC 浓度要低, 是由于搅拌促进微生物的分解代谢^[15]而导致。

2.2.3 氮元素形态及含量变化

沼液贮藏过程, 氮元素形态变化见图 7, 各处理

组的 TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和以有机氮为主的其他形态氮元素浓度总体均下降。沼液贮藏 30 d 期间, 密闭贮藏的沼液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度基本不变, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度从 129.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 62.9~63.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而敞口贮藏的沼液 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度均一直处于下降状态, 分别从 2 700.8 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 129.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低到 203.2~240.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 19.1~38.9 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 降低幅度较密闭贮藏大(图 7b、图 7c)。在密闭贮藏时, 主要有氨化作用、短程硝化反硝化作用^[22]和异养硝化作用^[23]。氨化细菌的氨化作用使沼液中残留的大分子含氮有机质分解产生 NH_3 溶于沼液, 形成的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 由于硝化作用和反硝化作用最终生成气体挥发, 因此 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度基本不变。而由于体系中缺少氧等电子受体, 其他形态氮无法被转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 而沼液中原有的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 被反硝化生成 N_2 、 N_2O 等气体挥发, 沼液 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度降低。而敞口环境中, NH_3 挥发、有机物吸附沉淀、硝化作用和微生物藻类吸收等^[5]作用引起 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度大幅降低; 局部反硝化作用使沼液原有的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化成 N_2 和 N_2O 挥发^[24], $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度大幅降低。

图 7a 显示, 密闭贮藏和敞口贮藏的沼液 TN 浓度均在前 4 d 大幅增加, 从 3 969.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 上升至 8 536.2~9 657.2 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 随后密闭贮藏组在 4~21 d 维持稳定, 之后下降至 3 341.2~3 803.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 而敞口贮藏组在第 4 d 后持续降低, 至 30 d 贮藏期结束时, 浓度降至 1 737.4~2 178.6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 低于密闭贮藏的沼液中浓度。沼液贮藏初期, 氨化细菌的氨化作用使沼液中残留的有机质分解, 产生大量小分子有机氮和 NH_3 溶于沼液, 使沼液 TN 增加; 随着残留氧浓度减少, 氨化作用逐渐减弱, 有机氮溶解速率减小, 而短程硝化反硝化作用^[25]和异养硝化作用^[23, 26]使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 快速转化为气体, 气体挥发速率增加, 使沼液 TN 含量基本稳定;

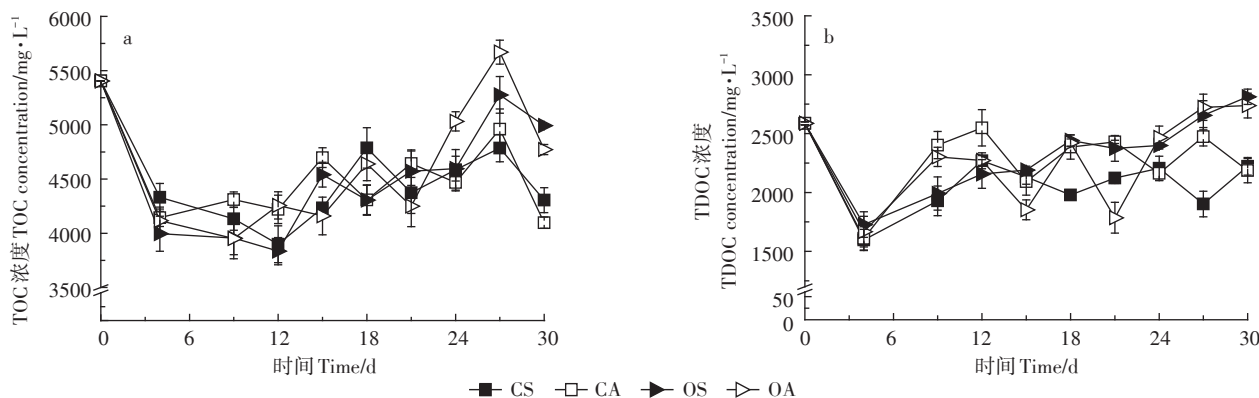


图6 沼液贮藏阶段碳元素形态及含量变化

Figure 6 Changes of carbon forms and concentrations during storage of biogas slurry

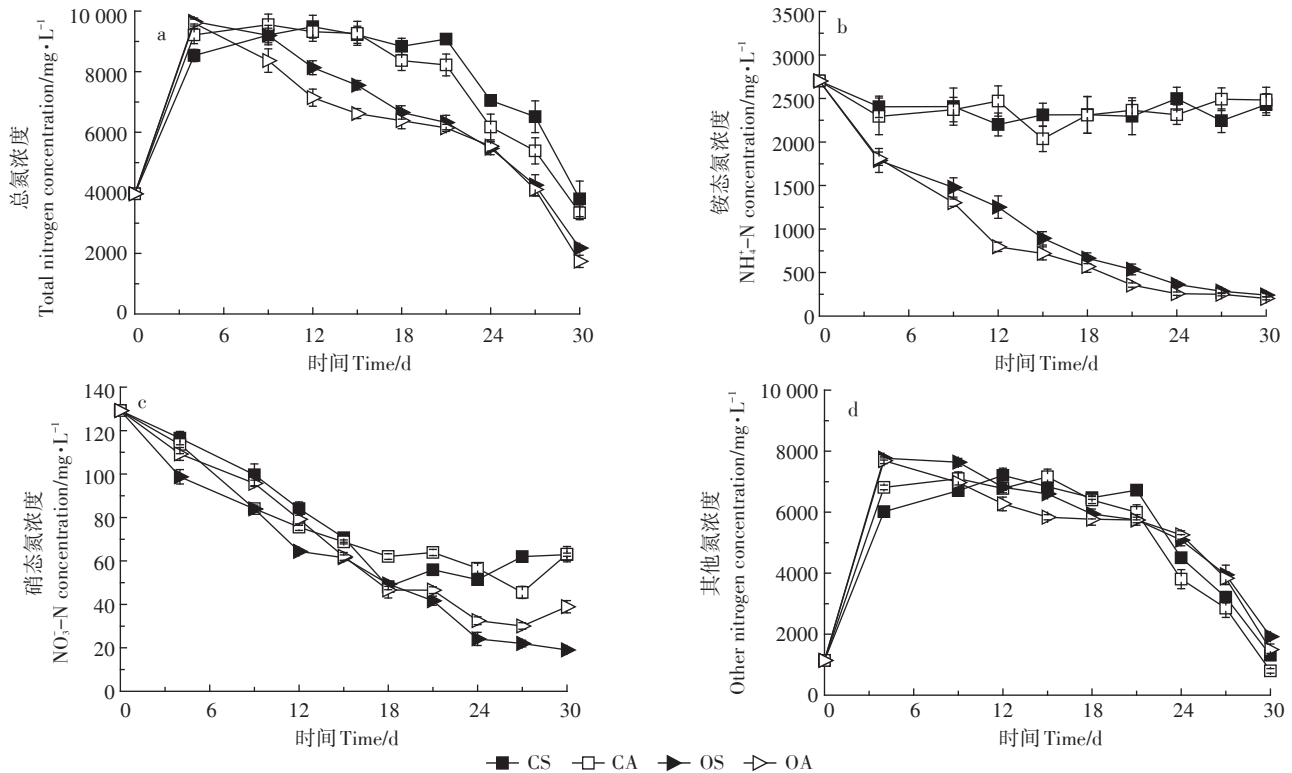


图7 沼液贮藏阶段氮元素形态及含量变化

Figure 7 Changes of nitrogen forms and concentrations during storage of biogas slurry

在后期沼液中易水解有机质基本降解完全,氨化细菌直接消耗沼液中的小分子有机氮产生 NH_3 ,同时 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被继续转化为气体挥发,沼液TN减少。敞口贮藏时,氨化作用较强,有机质大量水解溶于沼液使沼液TN浓度增加;随着易分解有机质被逐渐降解完全,沼液TN不再增加,而沼液有机氮继续氨化产生 NH_3 挥发,反硝化作用产生 N_2 或 N_2O 挥发,使TN浓度快速下降,并低于密闭贮藏沼液TN浓度。

在敞口和密闭贮藏期间,搅拌促进微生物代谢活动,氨化作用和硝化作用增加^[15],搅拌组TN浓度变化幅度比静置组大,30 d后搅拌处理的沼液TN损失较高。静置组和搅拌组的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度基本一致,但敞口时静置组 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度下降幅度大于搅拌组,是由于敞口静置处理促进沼液表面结壳,Berg等^[10]研究表明沼液结壳促进 N_2O 的排放,导致硝态氮的大量分解。

3 结论

(1)猪粪、鸡粪与秸秆混合厌氧发酵30 d期间,沼液中的碳、氮含量均有增加,第18 d TOC浓度最高为 $6\,466.6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,第23 d TN浓度最高为 $4181\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在第18~23 d时,沼液碳氮元素含量最高。

(2)在沼液贮藏30 d期间,沼液的TOC损失很少,而TN浓度在后期大幅降低,缩短沼液贮藏时间有利于减少沼液氮元素损失。

(3)在沼液贮藏30 d后,密闭静置贮藏组沼液中氮元素损失最小。在实际使用过程中,采用密闭静置贮藏可减少氮元素损失。

参考文献:

- [1] 曹汝坤,陈 灏,赵玉柱.沼液资源化利用现状与新技术展望[J].中国沼气,2015,33(2):242-250.
CAO Ru-kun, CHEN Hao, ZHAO Yu-zhu. Resource utilization of biogas slurry: Current status and future prospects[J]. *China Biogas*, 2015, 33(2):242-250.
- [2] 张昌爱,刘 英,曹 曼,等.沼液的定价方法及其应用效果[J].生态学报,2011,31(6):1735-1741.
ZHANG Chang-ai, LIU Ying, CAO Man, et al. Pricing method of application effects of biogas slurry[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(6): 1735-1741.
- [3] 葛 昕,李布清,丁叶强,等.沼液利用现状和潜在风险分析[J].安徽农业科学,2012,40(30):14897-14898.
GE Xin, LI Bu-qing, DING Ye-qiang, et al. Analysis on utilization status and potential risk of biogas slurry[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2012, 40(30):14897-14898.
- [4] 国家发展改革委,农业部.全国农村沼气发展“十三五”规划[N].中国经济导报,2017-02-18(A01).

- National Development and Reform Commission, Ministry of Agriculture. The 13th five-year plan of the national rural methane development [N]. China Economic Herald, 2017-02-18(A01).
- [5] 吴华山, 郭德杰, 马 艳. 猪粪沼液贮存过程中养分变化[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(12): 2493-2499.
- WU Hua-shan, GUO De-jie, MA Yan. Changes of nutrients in anaerobically digested slurry of pig manure during storage[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(12): 2493-2499.
- [6] 边文范, 张柏松, 张玉凤, 等. 贮藏方式和时间对秸秆沼液养分含量的影响[J]. 中国农学通报, 2014, 30(17): 200-203.
- BIAN Wen-fan, ZHANG Bo-song, ZHANG Yu-feng, et al. Effects of storage methods and time on nutrient content of straw biogas liquid[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2014, 30(17): 200-203.
- [7] Wang Y, Dong H, Zhu Z, et al. Comparison of air emissions from raw liquid pig manure and biogas digester effluent storages[J]. *Transactions of the ASABE*, 2014, 57(2): 635-645.
- [8] Gioelli F, Dinuccio E, Balsari P. Residual biogas potential from the storage tanks of non-separated digestate and digested liquid fraction[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(22): 10248-10251.
- [9] Wang K, Huang D, Ying H, et al. Effects of acidification during storage on emissions of methane, ammonia, and hydrogen sulfide from digested pig slurry[J]. *Biosystems Engineering*, 2014, 122(1): 23-30.
- [10] Berg W, Brunsch R, Pazsiczki I. Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 112(2/3): 129-134.
- [11] Rodhe L, Ascue J, Nordberg A. Greenhouse gas emissions from stored slurry with and without different covers[C]//Ferreira, Luis, Cláudia MdS Cordovil. Proceedings of the 14th ramiran international conference, Lisbon, Portugal: Instituto Superior de Agronomia, 2010: 12-15.
- [12] Cuetos M J, Fernandez C, Gomez X, et al. Anaerobic co-digestion of swine manure with energy crop residues[J]. *Biotechnology and Bio-process Engineering*, 2011, 16(5): 1044-1052.
- [13] 王晓娇. 混合原料沼气厌氧发酵影响因素分析及工艺优化[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2013.
- WANG Xiao-jiao. Analysis of influencing factors and process optimization of biogas anaerobic fermentation with mixed raw materials[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2013.
- [14] 王永成, 李 杰, 许宏伟. 猪鸡粪便及其不同混合比例厌氧处理性能的研究[J]. 东北农业大学学报, 2008, 39(7): 79-83.
- WANG Yong-cheng, LI Jie, XU Hong-wei. Study of pig and chicken manure in different proportion of anaerobic treatment performance[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2008, 39(7): 79-83.
- [15] 熊向峰, 贾丽娟, 宁 平, 等. 射流搅拌提高牛粪中温厌氧发酵产沼气性能[J]. 农业工程学报, 2015, 31(19): 222-227.
- XIONG Xiang-feng, JIA Li-juan, NING Ping, et al. Jet mixing improving biogas production performance of mesophilic anaerobic fermentation with cow manure[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2015, 31(19): 222-227.
- [16] 付善飞, 许晓晖, 师晓爽, 等. 厌氧发酵起始阶段通氧对玉米秸秆产甲烷特性的影响[J]. 化工学报, 2015, 66(3): 1111-1116.
- FU Shan-fei, XU Xiao-hui, SHI Xiao-shuang, et al. Effect of oxygen supply at initial stage of anaerobic digestion on biogas production from corn straw[J]. *CIESC Journal*, 2015, 66(3): 1111-1116.
- [17] 覃国栋, 刘荣厚, 孙 辰. NaOH 预处理对水稻秸秆沼气发酵的影响[J]. 农业工程学报, 2011, 27(1): 59-63.
- QIN Guo-dong, LIU Rong-hou, SUN Chen. Effects of different concentrations of NaOH pretreatment on anaerobic digestion of rice straw for biogas production[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2011, 27(1): 59-63.
- [18] 李裕荣, 刘永霞, 赵泽英, 等. 畜禽粪便厌氧发酵的产气特点及其发酵物养分的变化动态[J]. 西南农业学报, 2012, 25(6): 2305-2310.
- LI Yu-rong, LIU Yong-xia, ZHAO Ze-ying, et al. Biogas generation from anaerobic fermentation of animal manures and nutrient dynamics in residues[J]. *Southwest China Journal of Agricultural Sciences*, 2012, 25(6): 2305-2310.
- [19] 靳红梅, 付广青, 常志州, 等. 猪、牛粪厌氧发酵中氮素形态转化及其在沼液和沼渣中的分布[J]. 农业工程学报, 2012, 28(21): 208-214.
- JIN Hong-mei, FU Guang-qing, CHANG Zhi-zhou, et al. Distribution of nitrogen in liquid and solid fraction of pig and dairy manure in anaerobic digestion reactor[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(21): 208-214.
- [20] 李小平, 魏泉源, 金明军, 等. CO₂吹脱提升厌氧发酵液 pH 值研究[J]. 中国沼气, 2010, 28(3): 3-8.
- LI Xiao-ping, WEI Quan-yuan, JIN Ming-jun, et al. Study on pH value of anaerobic fermentation liquor by CO₂ stripping[J]. *China Biogas*, 2010, 28(3): 3-8.
- [21] Sommer S G, Petersen S O, Sogaard H T. Greenhouse gas emission from stored livestock slurry[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(3): 744-751.
- [22] 陈静雯. 短程硝化反硝化生物滤池脱氮效果研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017.
- CHEN Jing-wen. Study on denitrification effect of short-cut nitrification and denitrification biofilter[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2017.
- [23] 孙庆花, 于德爽, 张培玉, 等. 1 株海洋异养硝化-好氧反硝化菌的分离鉴定及其脱氮特性[J]. 环境科学, 2016, 37(2): 647-654.
- SUN Qing-hua, YU De-shuang, ZHANG Pei-yu, et al. Isolation and identification of a marine heterotrophic nitrification-aerobic denitrifying bacterium and its denitrification characteristics[J]. *Environmental Sciences*, 2016, 37(2): 647-654.
- [24] Wang Y, Dong H, Zhu Z, et al. CH₄, NH₃, N₂O and NO emissions from stored biogas digester effluent of pig manure at different temperatures [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 217(1): 1-12.
- [25] 李 亮, 李 燕, 纪志国. 短程硝化反硝化生物脱氮技术的研究进展[J]. 北方环境, 2011, 23(4): 124-125, 152.
- LI Liang, LI Yan, JI Zhi-guo. Research progress of biological nitrogen removal by short-cut nitrification and denitrification[J]. *North Environment*, 2011, 23(4): 124-125, 152.
- [26] 陈茂霞, 王 欢, 周后珍, 等. 异养硝化-好氧反硝化菌 HN-O₂ 的筛选及其特性[J]. 应用与环境生物学报, 2013, 19(4): 688-693.
- CHEN Mao-xia, WANG Huan, ZHOU Hou-zhen, et al. Screening and characteristics of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification strain HN-O₂[J]. *Journal of Applied and Environmental Biology*, 2013, 19(4): 688-693.