

文章栏目: 固体废物处理与资源化

DOI: 10.12030/j.cjee.201805147 中图分类号 X803.3 文献标识码 A

袁彧, 刘研萍, 陆文静, 等. 规模化沼气工程消化效率及碳减排核算[J]. 环境工程学报, 2019, 13(1): 204-212.

YUAN Yu, LIU Yanping, LU Wenjing, et al. Digestion efficiency and carbon emission reduction accounting for large-scale biogas projects[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(1): 204-212.

## 规模化沼气工程消化效率及碳减排核算

袁彧<sup>1,2</sup>, 刘研萍<sup>1</sup>, 陆文静<sup>3</sup>, 马宗虎<sup>4</sup>, 李超<sup>2,3,\*</sup>

1. 北京化工大学化学工程学院, 北京 100029

2. 碧普华瑞环境技术(北京)有限公司, 北京 100012

3. 清华大学环境学院, 北京 100084

4. 中国华电科工集团有限公司, 北京 100160

第一作者: 袁彧(1994—), 男, 硕士研究生。研究方向: 有机固废厌氧消化。E-mail: relleuo\_yuan@hotmail.com

\*通信作者: 李超(1982—), 男, 博士, 讲师。研究方向: 有机固废厌氧消化等。E-mail: chaoli\_tu@tsinghua.edu.cn

**摘要** 规模化沼气的产气核算尚无明确标准和评价方法, 已严重影响政府补贴政策的落实, 并一定程度上加大了沼气工程的运营压力。以山东民和沼气工程为案例, 对原料及各级反应罐消化液的理化性质和产甲烷潜力进行了研究, 提出了基于产甲烷潜力变化率的物料生物降解性变化率(biochemical degradation rate, BDR)间接核算法。该方法可对规模化大型沼气的沼气产量及碳减排进行核算。结果显示, 基于BDR法核算的沼气产量与实际上报的沼气产量相差2.3%, 碳减排量与监测报告中的数值相差6.3%。BDR法不仅能够准确地对沼气的产气量及碳减排进行核算, 同时也可对产气的测量、报告与核证提供数据基础。该方法可满足当前沼气转型升级建设实行先建后补的政策投资需求。

**关键词** 规模化沼气工程; 沼气产气核算; 碳减排核算; 厌氧消化效率; 生物降解性变化率

沼气工程是指以厌氧消化为核心技术, 集生物质废弃物处理、沼气生产、沼气和沼肥资源化利用为一体的系统性工程<sup>[1]</sup>。利用生物发酵技术, 在提供清洁能源的同时, 还可以减轻环境污染, 并通过厌氧消化所产生的甲烷进行发电, 达到减少碳排放的目的。作为国内可再生能源的重点建设项目, 规模化大型沼气工程通过对畜禽粪便等进行厌氧消化处理, 有效地减少了农业面源污染源的排放, 通过沼气发电、提纯并网等实现了沼气的高值高效利用<sup>[2-3]</sup>。然而, 相比于欧盟国家以产品价格补贴为主、建设补贴为辅的沼气工程补贴政策, 我国在建立沼气工程自身盈利模式、推动产业发展和技术进步方面存在一定差距<sup>[4]</sup>。李颖等<sup>[5]</sup>认为, 目前国内的补贴政策要以建设补贴为主, 忽视了产品补贴, 导致出现重建设、轻生产, 甚至工程闲置的情况。因此, 开发能反映沼气工程实际运行情况的产气间接核准方法, 可提高沼气工程的运营水平和经济效益, 从而达到推动沼气产业健康发展的目的。

规模化大型沼气工程在温室气体减排方面也发挥着重要的作用<sup>[6]</sup>。随着《联合国气候变化框架公约》及《京都议定书》的出台, 催生了以清洁发展机制(CDM)为代表、以CO<sub>2</sub>排放权为主的碳交易市场机制。目前, 有关沼气工程碳减排核算主要围绕户用沼气<sup>[7-8]</sup>、养殖场畜禽粪便<sup>[9-12]</sup>以及秸秆类<sup>[13-14]</sup>等的单一沼气工程项目碳减排核算。大部分学者将重点放在计算沼气工程碳减排核算中, 但核证产沼气量

收稿日期: 2018-05-26; 录用日期: 2018-11-21

基金项目: 国家科技支撑计划(2014BAC24B01); 北京市科技新星计划(Z181100006218056)

领域却较少有学者进行研究。赵晓等<sup>[15]</sup>通过回归预测分析模型和来源分析模型预测了中国总体生物质燃气产能。王艺鹏等<sup>[16]</sup>分析了1995—2014年中国农作物秸秆沼气的碳足迹。国内大部分研究基于沼气工程项目的可行性,而对沼气工程实际的产气效果以及针对补贴问题的研究较少。

本研究通过比较分析基于总固体含量(total solid, TS)、挥发性固体含量(volatiles solid, VS)、化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)等去除率指标的变化情况,并用以间接核算和验证产气和碳减排数据,为真实准确反映生化降解过程的内涵,提出了一种新指标即物料生物降解性变化率(biochemical degradation rate, BDR),同时分析了CDM项目的温室气体减排量及经济效益。

## 1 原料与方法

### 1.1 实验原料

实验以鸡粪和污水的混合物为原料,取自山东民和牧业大型沼气发电工程一期工程。原料经过沉砂池进行粪砂分离预处理,一级发酵罐固体停留时间为30 d、二级发酵罐固体停留时间为10 d。

原料样品和消化液样品在稳定运行期内每周取样1次,以避免原料样品和消化液样品被稀释而影响分析结果及对甲烷产量的干扰。原料样品取自一级发酵罐进料口;消化液样品分别取自一级发酵罐、二级发酵罐的出料口;接种物取自二级发酵罐出料口。样品各取1 000 mL置于4℃冰箱中储存待用。

表1的运行数据源于联合国政府间气候变化专门委员会对山东民和畜禽粪便管理系统碳减排CDM项目(民和一期沼气工程)的第5次监测报告<sup>[17]</sup>。

表1 山东民和一期沼气工程2014年运行数据

Table 1 Operation data of Minhe biogas engineering phase I in 2014

年产气量/ (10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )	进入沼气发电 的沼气体积/ (10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )	进入火炬 燃烧的 沼气体积/(10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )	管道泄漏 的沼气体积/ (10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup> )	年运行 时间/d	平均甲烷 含量/%	肉鸡数/ (10 <sup>4</sup> 只)	种鸡数/ (10 <sup>4</sup> 只)	肉鸡鸡粪中 VS量/ (kg·(a·只) <sup>-1</sup> )	种鸡鸡粪中 VS量/ (kg·(a·只) <sup>-1</sup> )	项目用电 量/MWh
1 146.50	1 138.08	5.6	2.82	365	64.26	295.095	64.833	5.406	12.771	1 638

### 1.2 生化产甲烷潜力和剩余甲烷潜力的测试

采用瑞典 Bioprocess Control AB公司开发的全自动产甲烷潜力分析测试系统(AMPTS II)对样品的生化甲烷潜力(biochemical methane potential, BMP)进行测试分析。

AMPTS II分为3个操作单元,分别是发酵单元、吸收单元和测量单元。发酵单元中所有发酵瓶使用橡胶塞密封,同时配备可调转速的搅拌系统以保证完全混合条件;吸收单元内配制3 mol·L<sup>-1</sup>氢氧化钠溶液以吸附沼气中的酸性气体;测量单元为甲烷气体计量系统,输出标准状况(0℃, 101.3 kPa)下的甲烷体积<sup>[18]</sup>。

BMP实验在9个500 mL的血清瓶中进行,工作体积为400 mL。实验条件为中温(37±0.5)℃厌氧发酵,用氮气冲洗60 s并立即密封,以120 r·min<sup>-1</sup>的速度进行连续搅拌。接种物与底物基于VS的添加比为2:1。实验同时设置空白和接种物组,以消除接种物对BMP计算的影响。所有测试均进行3次平行实验。当日产甲烷量低于累积甲烷产量1%时停止厌氧消化实验<sup>[19]</sup>。

在剩余甲烷潜力(residual biochemical methane potential, RMP)测试中,将400 g消化物置于血清瓶中,用氮气冲洗60 s并立即密封。测试的操作方法与BMP测试相同。所有的测试均在中温(37±0.5)℃下进行3次平行实验,并直到不再有气体产生时结束。

### 1.3 分析方法

减排量计算参照文献中的方法<sup>[20]</sup>。原料和消化液样品的化学性质均作了3次平行测试分析。其中,

总固体(total solid, TS)、挥发性固体(volatile solid, VS)、总有机碳(total organic carbon, TOC)、有机氮含量(organic nitrogen, ON)、氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )、总磷(total phosphorous, TP)、总碱度(total alkalinity, TA)依据 APHA 水和废水检验的标准方法<sup>[20]</sup>。挥发性脂肪酸(volatile fatty acid, VFA)采用气相色谱仪(Agilent 7890A, Agilent Technologies Inc, USA)测定; 化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)采用重铬酸钾氧化法测定; 5 日生化需氧量(5-day biochemical oxygen demand,  $\text{BOD}_5$ )使用 OxiTop<sup>®</sup> 系统<sup>[21]</sup>(WTW, Weilheim, Germany)测定。

## 2 结果与讨论

### 2.1 原料与消化液的理化性质

表2为取自民和一期沼气发电工程的原料及各级消化罐消化液的理化性质。由表2可知, 所有样品的 VS 含量高于 COD 浓度值, 这可能是 COD 在测定时受到诸如亚硝酸盐、氯和过氧化氢等无机物质干扰的结果<sup>[22]</sup>。同时, 由于存在 VFA、酒精、含氮物料对于 VS 低估的可能也会存在<sup>[23-24]</sup>。 $\text{BOD}_5$  的值低于 COD, 这是因为 COD 的测量采用的是显现出强制性的物理和化学方法, 而  $\text{BOD}_5$  的测量则采用的是较温和的生物方法。一般情况下, 认为采用 BOD 作为有机物污染程度的指标更为合适。事实上, 在  $\text{BOD}_5$  评估中使用的接种物是非特异性细菌, 该细菌可能无法降解废水中的一些逆变化合物<sup>[24]</sup>。TOC 比其他有机物质的量化参数要低, 这是因为只有与原料结合的有机碳才能被量化。在经过厌氧消化过程后, 一级罐消化液、二级罐消化液中的 VS、COD、 $\text{BOD}_5$ 、TOC 和 BMP(RMP)较原料呈现出下降趋势, 这是由于一部分原料中的组分已经转化为沼气、 $\text{H}_2\text{S}$ 、 $\text{NH}_3$  等。

表2 民和一期沼气工程的原料及各级消化罐消化液的理化性质

Table 2 Characteristics of raw materials and digestive liquid from primary and secondary tanks in Minhe biogas engineering phase I

进料及消化罐	TS/%	VS/%	BMP/( $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ )	$\text{NH}_4^+\text{-N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	TN/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	ON/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TOC/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
进料	4.63±0.21	3.16±0.13	557±26.3	3 094±125.3	4 542±214.5	1 448±137.2	9 533±196.6
1#一级罐	2.76±0.02	1.31±0.02	91±4.4	4 088±184.4	5 006±156.9	917±74.3	864±27.0
2#一级罐	2.70±0.01	1.22±0.06	114±5.2	4 045±238.6	5 103±182.5	1 058±65.9	1 042±18.4
3#一级罐	2.78±0.04	1.25±0.09	108±5.3	4 024±271.5	4 924±251.7	900±91.3	1 197±46.0
二级罐	2.83±0.03	1.41±0.02	61±6.8	3 829±126.9	5 055±329.4	1 226±88.4	1 249±24.7
进料及消化罐	COD/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\text{BOD}_5/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	VFA/( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TA/( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TK/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TP/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	pH
进料	32 198±956	21 000±212	258±15.8	44.8±3.5	1 885±143	298±4.5	6.5±0.4
1#一级罐	12 164±393	4 250±184	43.4±5.1	116±11.7	1 992±119	264±3.1	8.3±0.2
2#一级罐	9 854±730	5 125±190	38.6±3.7	128±13.2	2 138±262	344±9.5	8.4±0.5
3#一级罐	12 402±449	3 750±198	46.3±4.9	118±9.4	2 027±179	223±5.3	8.5±0.4
二级罐	9 302±730	2 000±148	23.1±1.2	161±14.8	1 940±152	237±3.6	8.4±0.3

营养元素(如 P、K)的含量在厌氧消化过程前后未出现明显变化, 而 N 元素以  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的形式在消化液中有所增加。在一级罐、二级罐消化液中, pH 均高于 8.0, 呈现碱性, 这一条件在适宜产甲烷活性的 pH 范围内<sup>[25]</sup>。一级罐与二级罐消化液中, VFA/TA 的值均低于 0.4, 与其他研究中所建议的稳定产甲烷环境一致<sup>[26]</sup>。

### 2.2 BMP 与物料生物降解性变化率(BDR)

图1为民和一期沼气发电工程原料的生化产甲烷潜力(BMP)及各级反应罐消化液的剩余甲烷潜力(RMP)测试的累积甲烷产率。 $T_{90}$ 表示累积甲烷产率达到最终甲烷产率 90% 的时间, 可被认为厌氧消化

过程基本完成<sup>[27-28]</sup>。由图1可知,原料的累积甲烷产率与各级反应罐消化液的甲烷产率呈现相似的变化规律。原料BMP测试的 $T_{90}$ 为10 d,累积甲烷产率在反应过程的前10 d快速上升至 $515 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (以VS计);在第11~40天,平缓地增加至 $557 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (以VS计)。原料BMP测试结果与其他学者的研究结果<sup>[29]</sup>一致,但考虑到VS测试过程中挥发性有机物的蒸发,容易造成VS值低估,进而引起BMP值的高估。一级反应罐是3组相同工艺参数的厌氧消化反应罐,编号分别为1#、2#、3#。3组一级反应罐消化液RMP测试的 $T_{90}$ 分别为15、24和20 d,累积甲烷产率分别快速上升至84、103、 $97 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (以VS计)。二级罐消化液RMP测试的 $T_{90}$ 出现在第26天,为 $54 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (以VS计)。1#~3#一级罐消化液以及二级罐消化液的累积甲烷产率分别占原料甲烷产率的16.34%、20.65%、19.39%和10.95%。 $T_{90}$ 的延迟以及最终累积甲烷产率的降低,可认为是随着厌氧消化过程的进行,易于生物降解的组分逐渐转化为沼气,消化液中残存的有机组分在较短的固体停留时间内很难转化成甲烷。这一现象在二级罐消化液的测试中更为明显。

目前,在厌氧消化的研究中,有很多参数和方法可以用来评价原料性质及降解效率。VS降解率是用来评价工艺降解效率的传统性能指标<sup>[25,30]</sup>。在原料为废水或低浓度废物(TS<7%)时,可以采用TOC、COD或 $\text{BOD}_5$ 的变化率作为评价厌氧消化状态及工艺运行效率的指标。本研究提出一种以原料BMP以及消化液RMP的变化率(BMP degradation rate, BDR)为基础的方法来评价厌氧消化状态及工艺运行效率。

根据原料BMP以及各级反应罐消化液所测得产甲烷潜力,可以求出BMP的产甲烷潜力变化率,即物料生物降解性变化率BDR(BMP degradation rate)。

$$R_{\text{BDR}} = \left( \sum_i j_i \cdot C_{\text{BMP}_i} - C_{\text{RMP}} \right) / \sum_i j_i \cdot C_{\text{BMP}_i} \quad (1)$$

式中: $R_{\text{BDR}}$ 是BMP去除率,%; $C_{\text{BMP}_i}$ 是*i*种物料的进料生化甲烷潜能, $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ ; $j_i$ 是*i*种物料在整体物料中所占的权重; $C_{\text{RMP}}$ 是出料的生化甲烷潜能, $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ ;*i*是厌氧消化的物料种类。

由图2可知,VS和COD的降解率约60%,TOC的降解率约88%,而 $\text{BOD}_5$ 和BMP的降解率则分别在75%~91%、79%~90%之间。在所有降解率指标中,BMP变化率的范围与 $\text{BOD}_5$ 和TOC相似,并高于VS和COD降解率。VS降解率较低的原因可能是由于VS只是挥发性有机物的定量表示,这并不表示所有能够被厌氧微生物利用的量。同样,由于COD的测量原理,导致所有能够被化学氧化的物质的量都被测定,而并不特指能够被厌氧微生物里用的有机物的量。TOC仅靠有机碳的量进行评价。一般来说,VS、TOC和COD只提供了有机物质的定量测量,而并未提供任何

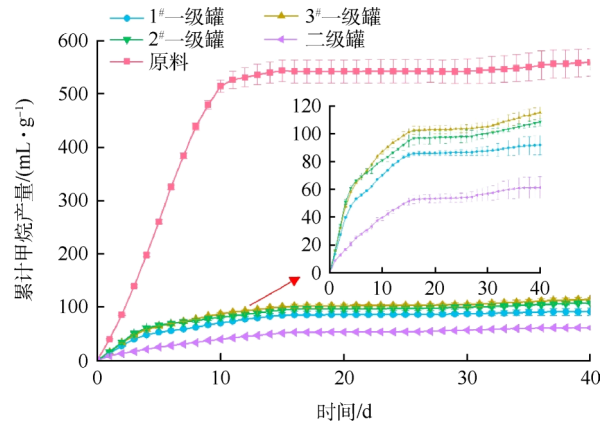


图1 原料及各级反应罐消化液的累积甲烷产量  
Fig. 1 Cumulative methane production of raw materials and digestive liquid from primary and secondary tanks

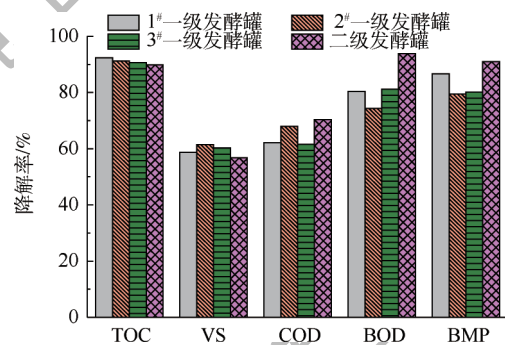


图2 各级反应罐消化液中TOC、VS、COD、 $\text{BOD}_5$ 、BMP降解率

Fig. 2 Degradation rates of TOC, VS, COD,  $\text{BOD}_5$ , BMP of digestive liquid from primary and secondary tanks

有关厌氧条件下其生物降解能力的信息。相比 $BOD_5$ ，基于BMP的评价指标(BDR)兼顾考虑了样品中有机物的量(TS、VS)以及特定的可被厌氧微生物降解转化成甲烷的有机物变化的量。因此，BDR可作为一种更好地描述有机物厌氧降解速率及评价工艺运行的指标。值得一提的是，在沼气工程运行中，经常产生仍具有较高有机物含量的消化液，该消化液仍具有较高的剩余甲烷潜力。在此情况下，BDR可能对运行效率的评估起到更为重要的作用。

### 2.3 基于物料生物降解性变化率(BDR)的沼气产量及碳减排核算

#### 2.3.1 BDR法核算沼气产量

物料生物降解性变化率(BMP degradation rate, BDR)法是通过进出料生化甲烷潜力的变化率与总VS的乘积计算理论产甲烷量。根据测量的原料BMP，以及各级反应罐消化液所测得产甲烷潜力，可以求出物料生物降解性变化率BDR为89.05%。2014年民和一期沼气工程年进料量为443 171.7 t，原料的VS为3.16%，BMP为 $557 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ (以VS计)，平均甲烷含量为64.26%，则根据式(2)可得理论产气量为 $1\ 119.8 \text{ m}^3$ 。

$$Q_{\text{理论}} = (Q_{\text{年进}} \cdot Q_{\text{VS}} \cdot Q_{\text{BMP}} \cdot R_{\text{BDR}}) / Q_{\text{ME}} \quad (2)$$

式中： $Q_{\text{理论}}$ 为1年理论产沼气量； $Q_{\text{年进}}$ 为1年的进料量； $Q_{\text{VS}}$ 为1年进料VS含量的平均值； $Q_{\text{BMP}}$ 为进料的生化产甲烷潜力； $R_{\text{BDR}}$ 为BMP去除率； $Q_{\text{ME}}$ 为产生的甲烷含量。

对于沼气工程产气量的准确核算，不仅是国家对于沼气工程补贴政策落实的重要数据支撑，也是促进我国沼气工程提高生产运行水平的重要推动力。基于BDR法核算的沼气产量与2014年上报的监测报告<sup>[17]</sup>中沼气产量 $1\ 146.50 \times 10^4 \text{ m}^3$ 仅相差2.3%，核算数值较准确地反映了实际沼气产量。相比于利用COD进行快速估算的适用于废水厌氧消化的COD核算法<sup>[31]</sup>，BDR法以原料及厌氧消化系统的消化液甲烷潜力的变化率为依据，间接计算甲烷和沼气产量。由于BMP和BDR表征的是特定的可被厌氧微生物降解转化成甲烷的有机物变化的量，采用BDR核算法不仅能够准确地对沼气工程的产气量进行核算，同时也对降解动力学和有机物厌氧降解速率进行了描述，为评价厌氧反应器运行效率提供了全面的数据支持。

#### 2.3.2 基于BDR法的碳减排核算

BDR法可准确核算沼气产量。同时，该核算值可应用于沼气发电项目碳减排的核算。根据方法学ACM0010<sup>[32]</sup>确定的项目边界，包含了鸡粪的运输、畜禽粪便处理系统以及沼气发电系统。项目活动边界如图3所示。

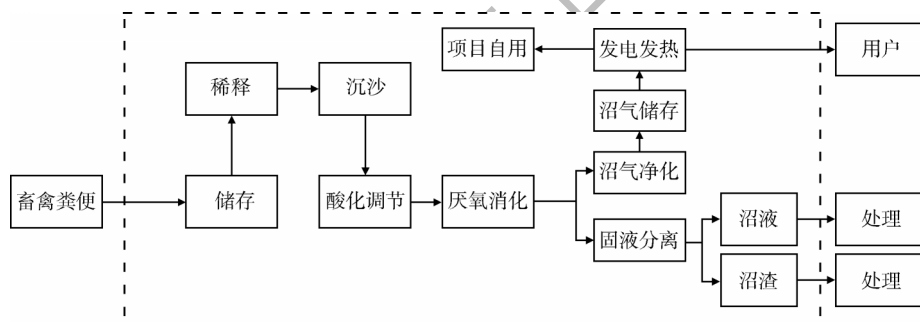


图3 项目活动边界

Fig. 3 Project boundaries

项目内容中产甲烷量的计算见式(3)。

$$Q = \left[ \prod_{n=1}^N (1 - R_{VS,n}) \right] \cdot \sum_j (B_{O,LT} \cdot N_{LT} \cdot Q_{VS,LT,a} \cdot R_{Bl,j}) \quad (3)$$

式中:  $Q$  为产甲烷量;  $R_{VS,a}$  为 VS 在畜禽粪便管理系统中的降解率;  $B_{O,LT}$  为粪便中挥发性固体的最大产甲烷产量,  $m^3 \cdot kg^{-1}$ ;  $N_{LT}$  为养殖场 1 年养殖鸡的总数量, 只;  $Q_{VS,LT,a}$  为以干物质重量计动物在 1 年内通过排泄进入畜禽粪便管理系统的 VS 的量,  $kg \cdot a^{-1}$ ;  $R_{Bl,j}$  为基准线情景下粪便的处理效率。

根据方法学 ACM0010<sup>[32]</sup>, 项目活动的基准线排放及项目排放可分别由式(4)、式(5)计算得到。

$$Q_{BE,a} = Q_{BE,ME,a} + Q_{BE,N,a} + Q_{BE,elec/heat,a} \quad (4)$$

式中:  $Q_{BE,a}$  为 1 年内项目活动的基准线排放量;  $Q_{BE,ME,a}$  为 1 年内畜禽粪便管理系统的甲烷基准线排放量;  $Q_{BE,N,a}$  为 1 年内畜禽粪便管理系统的  $N_2O$  基准线排放量;  $Q_{BE,elec/heat,a}$  为 1 年内通过发电发热而导致的  $CO_2$  基准线排放。

$$Q_{PE,a} = Q_{PE,AD,a} + Q_{PE,Aer,a} + Q_{PE,N,a} + Q_{PE,PL,a} + Q_{PE,flared,a} + Q_{PE,elec/heat} \quad (5)$$

式中:  $Q_{PE,AD,a}$  为从畜禽粪便管理系统中泄露的甲烷排放量;  $Q_{PE,Aer,a}$  为处理鸡粪过程中好氧处理的项目排放量;  $Q_{PE,N,a}$  为在项目活动中畜禽粪便管理系统中  $N_2O$  排放量;  $Q_{PE,PL,a}$  为用于燃烧或者用于发电发热时所产生的温室气体排放量;  $Q_{PE,elec/heat}$  为项目中发电发热所造成的项目排放量;  $Q_{PE,flared,a}$  为火炬燃烧的后残余气体排放量。

由表 1 可知, 管道泄漏的沼气的量( $V_L$ )占总产气量的 0.25%。假设相同条件下, 利用 BDR 法进行碳减排核算的  $V_L$  是总产气量的 0.25%, 据此计算碳减排核算。表 3 为 3 种不同产气量核算数据来源对应的基准线排放量和项目排放量。

表 3 不同产气量核算数据来源对应的基准线排放量和项目排放量

Table 3 Baseline and project emissions from different data source of biogas yield

$t \cdot a^{-1}$

产气量核算数据源	$Q_{BE,ME,a}$	$Q_{BE,N,a}$	$Q_{BE,elec/heat,a}$	$Q_{PE,N,a}$	$Q_{PE,flared,a}$	$Q_{PE,elec/heat}$	$Q_{PE,AD,a}$	$Q_{PE,Aer,a}$	$Q_{PE,PL,a}$
CDM 监测报告	100 928	4 116	17 945	14 410	605	1 310	12 123	5	303
实际产气量	100 928	4 116	17 945	14 410	605	1310	18 511	40	303
BDR 法核算数据	100 928	4 116	17 945	14 410	605	1 310	18 079	20	301

在畜禽粪便管理系统中, 基准线排放量( $Q_{BE,ME,a}$ 、 $Q_{BE,N,a}$ 、 $Q_{BE,elec/heat,a}$ )由方法学 ACM0010<sup>[32]</sup>及原料理化性质(表 1)计算得到。分别为 100 928、4 116 和 17 945  $t \cdot a^{-1}$ 。项目排放量  $Q_{PE,N,a}$ 、 $Q_{PE,flared,a}$ 、 $Q_{PE,elec/heat}$  可根据原料性质计算得到, 分别为 14 410、605 和 1 310  $t \cdot a^{-1}$ 。碳减排量的核算需遵循保守性原则, 只有当项目活动中实际监测得到的来自反应器的排放量小于( $Q_{BE,ME,a} - Q_{PE,AD,a} - Q_{PE,PL,a}$ )时, 碳减排量  $Q_{ER,a} = Q_{BE,a} - Q_{PE,a} - Q_{PL,a}$  中的项目活动排放量方能使用实际监测得到的排放量替代。同时, 监测报告指出, 项目泄漏量  $Q_{LE,a}$  为 0  $t \cdot a^{-1}$ , 因此, 项目的碳减排量可表示为:

$$Q_{ER,a} = Q_{BE,a} - Q_{PE,a} \quad (6)$$

表 4 为 3 种不同产气量核算数据来源对应的碳减排量, 其中, 基于 BDR 法核算的碳减排量为 87 634  $t \cdot a^{-1}$ 。相比基于原料 VS 核算的碳减排量 93 603  $t \cdot a^{-1}$ , 基于 BDR 法核算值低 6.3%, 而基于实际产气量的核算值低 6.8%。

表 4 不同产气量核算数据来源对应的碳减排量

Table 4 Emission reduction from different data source of biogas yield

$t \cdot a^{-1}$

产气量核算数据源	基准线排放量 $Q_{BE,a}$	项目排放量 $Q_{PE,a}$	碳减排量 $Q_{ER,a}$
CDM 监测报告	122 359	28 756	93 603
实际产气量	122 359	35 179	87 180
BDR 法核算数据	122 359	34 725	87 634

### 3 结论

1) 采用 BDR 法不仅能描述有机物厌氧降解速

率及评价工艺运行效率,同时也能间接核算沼气工程的产气量及碳减排量。通过对比山东民和沼气工程一期的各级发酵罐生化指标数据,BMP降解率与TOC和BOD<sub>5</sub>的降解率相近,均在75%~91%。而COD和VS降解率则为60%。相比于COD、VS、TOC等其他生化指标,BDR提供了更多关于能够被厌氧微生物所利用的有机物的量。BDR法核算产气量可以作为一种更适合厌氧消化沼气工程的产气核算方法。

2) 通过与山东民和一期沼气工程2014年实际产气量对比,经过BDR法计算的产气量与实际值差别为2.3%;经过BDR法计算的碳减排量与实际值相差6.3%。BDR法有利于科学核算补贴标准,可以更准确的核算沼气工程项目产气量,有利于构建生物燃气后端补贴体系。该方法对政府建设新型管护机制、完善现有补贴政策、促进沼气工程建设转型升级具有一定的参考价值。

## 参 考 文 献

- [1] 邓良伟. 沼气工程 [M]. 北京: 科学出版社, 2015.
- [2] 佚名. 创新思路 多措并举 努力开创农村沼气建设新局面: 全国农村沼气工作会议在成都召开 [J]. 中国沼气, 2013, 31(1): 3-4.
- [3] 佚名. 国家发展改革委和农业部联合推动农村沼气工程转型升级 [J]. 农业工程技术, 2015, 18(1): 2.
- [4] 吴进, 闵师界, 朱立志, 等. 养殖场沼气工程商业化集中供气补贴分析 [J]. 农业工程学报, 2015, 31(24): 269-273.
- [5] 李颖, 孙永明, 李东, 等. 中外沼气产业政策浅析 [J]. 新能源进展, 2014, 2(6): 413-422.
- [6] 程序, 崔宗均, 朱万斌. 呼之欲出的中国生物天然气战略性新兴产业 [J]. 天然气工业, 2013, 33(5): 60.
- [7] 陈绍晴, 宋丹, 杨谨, 等. 户用沼气模式生命周期减排清单与环境效益分析 [J]. 中国人口·资源与环境, 2012, 22(8): 76-83.
- [8] 董红敏, 李玉娥, 朱志平, 等. 农村户用沼气CDM项目温室气体减排潜力 [J]. 农业工程学报, 2009, 25(11): 293-296.
- [9] 王哲, 肖志远, 代燕. 干旱区大型养殖场CDM项目开发与温室气体减排量估算 [J]. 生态与农村环境学报, 2009, 25(4): 1-7.
- [10] 李玉娥, 董红敏, 万运帆, 等. 规模化猪场沼气工程CDM项目的减排及经济效益分析 [J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(12): 2580-2583.
- [11] 南国良, 程景林, 马宗虎, 等. 规模奶牛场粪污处理系统CDM项目开发案例分析 [J]. 可再生能源, 2008, 26(4): 96-100.
- [12] 甘福丁, 伍琪, 谢列先, 等. 广西养殖场沼气工程节能减排效果分析 [J]. 现代农业科技, 2012(22): 192-193.
- [13] 赵兰, 冷云伟, 任恒星, 等. 大型秸秆沼气集中供气工程生命周期评价 [J]. 安徽农业科学, 2010, 38(34): 19462-19464.
- [14] 白洁瑞, 贺春强, 王虎琴, 等. 秸秆沼气集中供气工程温室气体减排效益分析 [J]. 农业工程技术(新能源产业), 2011(6): 21-22.
- [15] 赵晓, 常化振, 彭思洋, 等. 中国生物质燃气产能及碳减排潜力 [J]. 中国环境科学, 2018, 38(8): 3151-3159.
- [16] 王艺鹏, 杨晓琳, 谢光辉, 等. 1995—2014年中国农作物秸秆沼气化碳足迹分析 [J]. 中国农业大学学报, 2017, 22(5): 1-14.
- [17] Shandong Minhe Livestock Co. Ltd., Penglai, Shandong Province, P. R. of China. Animal manure management system (AMMS) GHG mitigation project [M/OL]. [2018-05-01]. <http://cdm.unfccc.int/filestorage/L/I/2/LI23K1YWJQ5Z6U0S4RC-GX7EONM8HVF/Minhe%20Fifth%20verification-MR-2015-07-09.pdf?t=aFF8b29wNnpmfDDxkAYyEuvmxjlcYEC-pn3J>.

2015-07-09.

- [18] 成喜雨, 李超, 李兵, 等. 物料产甲烷潜力分析技术及设备评述 [J]. 可再生能源, 2013, 31(5): 72-79.
- [19] 李超, 刘刚金, 刘静溪, 等. 基于产甲烷潜力和基质降解动力学的沼气发酵物料评估 [J]. 农业工程学报, 2015, 31(24): 262-268.
- [20] APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater[M]. 21st Edition. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington D C, 2005.
- [21] ROPPOLA K, KUOKKANEN T, RAMO J, et al. Comparison study of different BOD tests in the determination of BOD(7) evaluated in a model domestic sewage [J]. Journal of Automated Methods & Management in Chemistry, 2007, 1: 39761.
- [22] ZHANG Z, YUAN Y, FANG Y, et al. Preparation of photocatalytic nano-ZnO/TiO film and application for determination of chemical oxygen demand [J]. Talanta, 2007, 73(3): 523-528.
- [23] KREUGER E, NGES I A, BJRNSSON L. Ensiling of crops for biogas production: Effects on methane yield and total solids determination [J]. Biotechnology for Biofuels, 2011, 4(1): 44.
- [24] KUMAR A, DHALL P, KUMAR R. Redefining BOD: COD ratio of pulp mill industrial wastewaters in BOD analysis by formulating a specific microbial seed [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2010, 64(3): 197-202.
- [25] CHEN Y, CHENG J J, CREAMER K S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review [J]. Bioresource Tehcnology, 2008, 99(10): 4044-4064.
- [26] LINDORFER H, CORCOBA A, VASILIEVA V, et al. Doubling the organic loading rate in the co-digestion of energy crops and manure: A full scale case study [J]. Bioresource Technology, 2008, 99(5): 1148-1156.
- [27] 许彩云, 靳红梅, 常志州, 等. 麦秸生物炭添加对猪粪中温厌氧发酵产气特性的影响 [J]. 农业资源与环境学报, 2016, 35(6): 1167-1172.
- [28] LI Y, ZHANG R, LIU X, et al. Evaluating methane production from anaerobic mono- and co-digestion of kitchen waste, corn stover, and chicken manure [J]. Energy & Fuels, 2013, 27(4): 2085-2091.
- [29] KHALID A, ARSHAD M, ANJUM M, et al. The anaerobic digestion of solid organic waste [J]. Waste Management, 2011, 31(8): 1737-1744.
- [30] SCHIEVANO A, D'IMPORZANO G, ORZI V, et al. On-field study of anaerobic digestion full-scale plants (Part II): New approaches in monitoring and evaluating process efficiency [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(19): 8814-8819.
- [31] 吕锡武. 厌氧消化产气量计算方法的评价 [J]. 上海环境科学, 1987 (4): 26-28.
- [32] UNFCCC. ACM 0010: GHG emission reductions from manure management systems [M/OL].(2006-12-06) [2018-05-01].[http://cdm.unfccc.int/filestorage/C/D/M/CDMWF\\_AM\\_72UG1NTIHCHAVWKSICBMPVURGESL30/EB28\\_repan12\\_ACM0010\\_ver02.pdf?t=Yjh8cG1zb3J0fDCVYUBarEXvvv6xzNqnBmzL](http://cdm.unfccc.int/filestorage/C/D/M/CDMWF_AM_72UG1NTIHCHAVWKSICBMPVURGESL30/EB28_repan12_ACM0010_ver02.pdf?t=Yjh8cG1zb3J0fDCVYUBarEXvvv6xzNqnBmzL).

(本文编辑:金曙光,郑晓梅,张利田)



## Digestion efficiency and carbon emission reduction accounting for large-scale biogas projects

YUAN Yu<sup>1,2</sup>, LIU Yanping<sup>1</sup>, LU Wenjing<sup>3</sup>, MA Zonghu<sup>4</sup>, LI Chao<sup>2,3,\*</sup>

1. College of Chemical Engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China

2. Nova Skantek Beijing Co. Ltd., Beijing 100012, China

3. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

4. China Huadian Engineering Co. Ltd., Beijing 100160, China

\* Corresponding author, E-mail: chaoli\_tu@tsinghua.edu.cn

**Abstract** A growth in investment of large-scale biogas plants therefore creates a need for gas verification methodology, as the government and investors need confidence in utilization efficiency. This paper is a case study of Minhe biogas plant in Shandong province. Aimed to find a suitable methodology for biogas production evaluation, the characteristics and methane potential of feedstock and digestive liquid from both primary digestion tank and secondary digestion tank were investigated. An indirect methodology based on then change rate of methane potential degradation was proposed to account the biochemical degradation rate (BDR) of materials, and then verify gas production and carbon emission reduction. The results showed that the verified biogas production based on BDR method was 2.3% deviation from the monitoring report. The difference of carbon emission amount between BRD estimation and the monitoring report was 6.3%. The verification method that based on BDR could not only accurately account the gas production and carbon emission reduction of biogas engineering, but also provide data support on testing gas production amount, and subsequent reporting and certification. This method could meet the investment requirement of the ‘first building-then subsidy’ policy for current biogas transformation and upgrading.

**Keywords** large-scale biogas plant; gas production evaluating; carbon emission reduction accounting; anaerobic digestion efficiency; biochemical degradation rate