

王莉,张曼秋,叶小梅,等. 奶牛场不同粪污处理模式的生命周期评价[J]. 江苏农业科学,2022,50(15):175-182.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2022.15.028

奶牛场不同粪污处理模式的生命周期评价

王莉,张曼秋,叶小梅,张应鹏,杜静

(江苏省农业科学院畜牧研究所/农业农村部种养结合重点实验室,江苏南京 210014)

摘要:以江苏省扬州市广陵区奶牛场和江苏省睢宁县奶牛场为研究对象,采用生命周期评价(LCA)对达标排放和还田利用2种处理模式对环境的影响进行评价。结果表明,达标排放模式每处理1 t 奶牛粪污产生的温室效应潜势(GWP,以CO₂计)、酸化潜势(AP,以SO₂计)、富营养化潜势(EP,以PO₄³⁻计)分别为189.34、0.64、0.11 kg。而还田利用模式每处理1 t 奶牛粪污产生的温室效应潜势(GWP)、酸化潜势(AP)和富营养化潜势(EP)分别为79.22、0.064、0.001 62 kg,达标处理模式对环境的综合影响是还田利用模式的7.33倍。利用成本-效益分析对2种模式的经济效益进行评价,达标排放处理模式的奶牛场净收益为-0.167万元/(年·头),而还田利用处理模式的奶牛场净收益为0.023 4万元/(年·头)。总之,无论是环境可持续还是经济效益对比方面,还田利用模式均更占优势。

关键词:奶牛粪污;生命周期评价;成本-效益分析

中图分类号:X713 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2022)15-0175-08

随着奶牛养殖业的迅速发展,养殖规模在100

头以上的养殖户数量及其存栏量均出现大幅度的增加^[1-2]。2017年,中国奶牛存栏量为1 079.8万头,比2016年增长4.1%^[3]。到2018年,规模养殖比重达60%以上^[4]。2019年全国奶牛存栏量同比增加0.67%,奶牛产奶量同比提高4.1%,中国奶牛养殖模式逐渐标准化和规模化^[5]。2020年《第二次全国污染源普查公告》中的相关数据显示,工业、生活和畜禽养殖为三大主要污染源^[6]。张伟认为,我国大型奶牛养殖场排放废水中COD、BOD₅、SS分别

收稿日期:2021-07-27

基金项目:江苏现代农业产业技术体系建设项目(编号:JATS[2020]391);国家重点研发计划(编号:2017YFD0800802-02)。

作者简介:王莉(1985—),女,湖北荆州人,博士,助理研究员,主要从事废弃物资源化与养分高效利用研究。E-mail: xhwangli@jaas.ac.cn。

通信作者:叶小梅,研究员,主要从事养殖厂污染控制及有机废弃物资源化利用研究。E-mail: yexiaomei610@126.com。

[18]李秋莹,张东栋,王司雯,等. 溶菌酶与ε-聚赖氨酸盐酸盐复合涂膜的制备及性能分析[J]. 食品科学,2019,40(19):249-255.

[19]刘俊红,樊媛芳,张苗玉,等. 超声波结合溶菌酶对鲜切苹果保鲜的工艺优化[J]. 食品工业,2021,42(8):34-39.

[20]Li Y, Lei Y T, Tan Y Q, et al. Efficacy of freeze-chilled storage combined with tea polyphenol for controlling melanosis, quality deterioration, and spoilage bacterial growth of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) [J]. Food Chemistry, 2022, 370: 1-31.

[21]Zhang W L, Jiang H T, Rhim J W, et al. Tea polyphenols (TP): a promising natural additive for the manufacture of multifunctional active food packaging films [J]. Critical reviews in food science and nutrition, 2021, 61(16): 1-14.

[22]Wang D D, Chen G, Tang Y, et al. Effects of temperature on paocai bacterial succession revealed by culture-dependent and culture-independent methods [J]. International Journal of Food Microbiology, 2020, 317: 1-37.

[23]Liu Y T, You Y X, Li Y W, et al. Characterization of carboxymethylated polysaccharides from *Catathelasma ventricosum*

and their antioxidant and antibacterial activities [J]. Journal of Function Foods, 2017, 38(A): 355-362.

[24]中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会,国家食品药品监督管理总局. 食品安全国家标准 食品微生物学检验 菌落总数测定;GB 4789.2-2016[S]. 北京:中国标准出版社,2016.

[25]刘小芳,王发祥,俞健,等. 鲜切莲藕冷藏过程中优势腐败菌的分离与鉴定[J]. 食品与机械,2016,32(4):148-150.

[26]Song J Y, Chen H, Wei Y F, et al. Synthesis of carboxymethylated β-glucan from naked barley bran and its antibacterial activity and mechanism against *Staphylococcus aureus* [J]. Carbohydrate Polymers, 2020, 242: 1-8.

[27]闫子娇,张有林,于月英. 魔芋葡甘聚糖涂膜对鲜切苹果保鲜的研究[J]. 农产品加工,2009(10):60-62,66.

[28]黄杨敏,孙晔,耿思翌,等. 魔芋葡甘聚糖复合涂膜对鲜切莲藕保鲜效果的影响[J]. 食品科学,2016,37(8):266-271.

[29]张鹏,颜碧,贾晓昱,等. 鲜切莲藕防腐变剂配方优化及保鲜效果研究[J]. 食品与发酵工业,2022,48(1):169-175.

[30]田风. 冷藏南美白对虾生物防腐保鲜技术的研究[D]. 广州:广东海洋大学,2013.

超标 50 ~ 70 倍、70 ~ 80 倍、12 ~ 20 倍^[7]。因地制宜对奶牛厂进行科学管理、减少环境排放是奶牛产业健康发展的重要保障。目前奶牛厂的粪污处理主要为达标排放和还田利用 2 种模式,达标排放即粪便经固液分离后,粪渣作为原料出售,粪水进行达标处理;还田利用处理模式即粪便经无害化处理后直接或间接全量还田利用^[8]。奶牛场粪便管理是一个系统工程,很难根据某个单独环节的优劣来综合评估整个系统的效率,而生命周期评价(life cycle assessment, LCA)可对奶牛场粪便管理过程中对环境的影响及对自然资源的消耗进行全面的分析及评价^[9],目前 LCA 分析法在国内外奶牛生产及粪便管理过程也有一定的应用^[8-10]。因此,本研究从环境与经济综合效益角度出发,通过对大规模奶牛场主要采用的污水达标排放和沼液还田利用 2 种模式进行全生命周期评价,以期为规模化奶牛场粪污处理模式的选择提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 生命周期评价模型

依据《环境管理 生命周期评价原则与框架》(ISO),生命周期评价(LCA)由评价目标和范围、清单分析、影响评价(分类化、特征化、标准化、加权)、结果解释 4 个部分组成。

1.1.1 评价对象 2020 年 12 月 10—12 日对采用达标处理模式的江苏省扬州市广陵区某奶牛场进行调研,奶牛场年存栏量 1 500 头,其中泌乳牛 990 头,育成牛 510 头。奶牛场采用机械刮粪,集中收集

后经过固液分离,粪渣堆肥晾晒后作为垫料回用;废水首先经过氧化塘,之后进入集水池、调节池,经叠螺压滤机处理后到中间水池,利用 A/O 工艺处理后絮凝沉淀,最后进入莲藕塘或纳管。该奶牛场挤奶厅的用水为循环回用。废水产生量调研数据与文献中报道的泌乳牛和育成牛的粪尿产污系数基本相同^[24-25]。产污系数如下:每头泌乳牛产生的粪便量为 32.1 kg/d,尿液量为 20.9 kg/d,每头育成牛产生的粪便量为 13.6 kg/d,尿液量为 7.6 kg/d。鲜粪浆的理化性质为:pH 值 7.3, COD 为 38 550 mg/L, TS 含量为 21%, TN 含量为 1 960 mg/L, 氨氮含量为 1 342 mg/L, TP 含量为 156 mg/L。

2020 年 12 月 13—15 日对采用还田利用处理模式的江苏省徐州市睢宁县某奶牛场进行调研,该奶牛场年存栏量 3 500 头,其中泌乳牛 1 900 头,育成牛 1 600 头。奶牛场采用机械刮粪,集中收集后经过固液分离机,粪渣静态堆肥后制作有机肥,废水首先经过黑膜沼气池进行厌氧发酵,之后进入氧化塘贮存,最终还田。该奶牛场挤奶厅用水后的污水与粪污混合处理,该奶牛厂固液分离后产干粪 18 t/d, 废水 232 t/d, 总粪污量为 250 t/d。鲜粪浆的理化性质为:pH 值为 7.5, COD 为 35 862 mg/L, TS 含量为 20%, TN 含量为 2 285 mg/L, 氨氮含量为 1 739 mg/L, TP 为 144 mg/L。

2.1.2 评价范围 本研究的系统边界范围包含粪污清理、粪污收集、贮存、末端处理,奶牛养殖场的 2 种粪污处理模式系统边界见图 1。

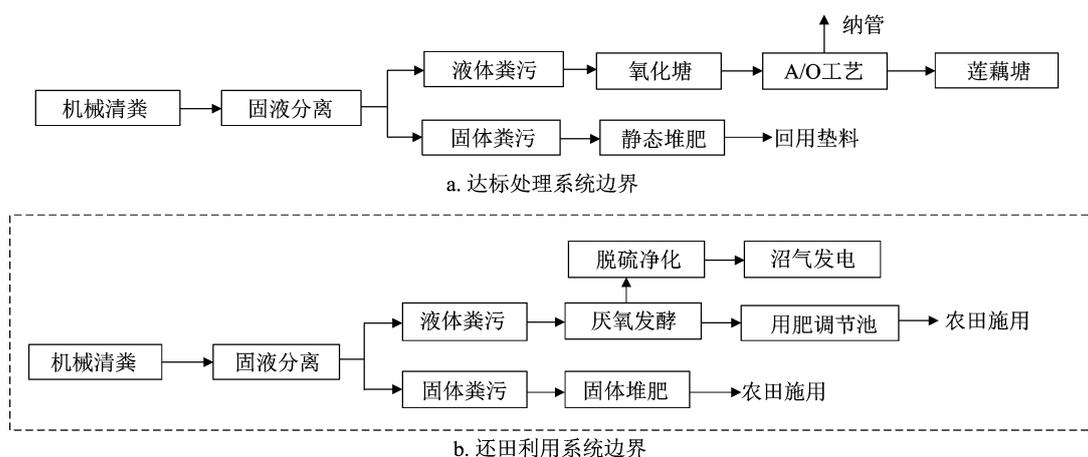


图1 2 种模式的系统边界确定

2.1.3 清单分析 清单分析是建立在目标和范围阶段定义要求之上的阶段,以收集废物管理系统流程进出的数据,进一步对数据进行处理,以达到一

个全面的排放和资源消耗清单,并对分析系统建模。过程的输入输出清单大部分通过调研获取,而背景数据则需通过中国 LCA 基础数据库 (CLCD)

获取。

2.1.4 生命周期影响评价 生命周期影响评价是生命周期评价的核心部分,即为将清单分析中收集到的各种资源消耗和产出的数据进行定性定量评价,评价方法包含配方法^[11-12]、IMPACT 2002^[13]、CML2000^[14]、EDIP97^[15]、生态指标 99^[16]等。本研究选用荷兰莱顿大学环境研究中心 2001 年发布的 CML2001 模型进行生命周期影响评价。

2.1.5 特征化 特征化是以某一种生态影响因子为基准,得出其他各个因素的特征值^[17]。各环境影响潜值计算公式如下

$$E_{p(x)} = \sum E_{p(x)i} = \sum [Q_{(x)i} E_{F(x)i}] \quad (1)$$

式中: $E_{p(x)}$ 表示第 x 种因素对环境的影响值; $E_{p(x)i}$ 表示第 i 种生态影响因子的影响; $Q_{(x)i}$ 表示第 i 种生态影响因子排放量; $E_{F(x)i}$ 表示第 i 种生态影响因子对第 x 种因素的环境影响当量系数^[18]。所涉及的当量系数见表 1。

表 1 不同影响因子的当量系数

| 影响类型 | 当量因子 | 影响因子 | 当量系数 |
|------|-----------------------------------|----------------------|---------|
| 温室效应 | 以 CO ₂ 计 | CO ₂ | 1.000 |
| | | CH ₄ (生物) | 28.000 |
| | | CH ₄ (化石) | 30.000 |
| | | N ₂ O | 265.000 |
| 富营养化 | 以 PO ₄ ³⁻ 计 | NH ₃ | 0.350 |
| | | TN | 0.420 |
| | | TP | 3.060 |
| | | COD | 0.022 |
| 酸化 | 以 SO ₂ 计 | SO ₂ | 1.200 |
| | | NO _x | 0.500 |
| | | NH ₃ | 1.600 |

2.1.6 标准化 标准化是将特征化的结果一般化的过程,主要目的是为不同环境影响类型的比较提供标准值,便于统一对比,也为后面的加权评估提供数据基础。本研究以 Sleeswijk 等的全球 100 年时间尺度下各类环境影响基准^[19]为依据,对生命周期评价特征化结果进行标准化(表 2)。

表 2 标准化基准

| 环境影响类别 | 标准化基准 (kg) |
|--------|------------|
| 温室效应 | 6 869 000 |
| 富营养化 | 1 900 |
| 酸化 | 52 260 |

标准化结果为:

$$R_x = E_{p(x)} / S_{2000} \quad (2)$$

式中: R_x 表示第 x 种因素的标准化结果; $E_{p(x)}$ 表示第 x 种因素对环境的影响; S_{2000} 表示世界 2000 年人均标准化基准值^[20]。

2.1.7 加权 加权评估是利用权重来确定各因素对系统的影响程度,本研究采用专家组评议来确定权重,通过文献收集获得以环境科学和农业生态为主要背景的 16 位专家已确定的权重系数,归一化后得出全球变暖、酸化效应、富营养化的权重系数分别为 0.32、0.36、0.32^[21]。加权评估公式为

$$W_x = R_x \times w_x \quad (3)$$

式中: W_x 表示第 x 种环境影响加权评估后的环境影响潜值; R_x 表示第 x 种环境影响标准化的结果; w_x 表示第 x 种环境影响因子的权重系数。

2.1.8 结果解释 结果解释即通过分析处理后的数据,对奶牛场体系整个生命周期的资源消耗、废弃物的排放进行评价说明^[8]。通过评估从而提出定量或定性的改善方法。

2.2 成本-效益分析

在奶牛场不同粪污处理模式的系统边界内计算确定粪污处理的成本和收益,其中成本主要包括粪污处理阶段的设备折旧、固定资产折旧、人工、电力、柴油和其他费用;收益包括垫料回用的替代费用、出售有机肥收益、沼气供能节省煤电费用^[22-23]。成本计算公式为

$$TC = FC \times ROD_1 + FA \times ROD_2 + LAB \times S + EC \times EB + DO \times OC + OE \quad (4)$$

式中: TC 表示总成本,万元; FC 表示设备费用,万元; ROD_1 表示设备折旧率; FA 表示建筑成本,万元; ROD_2 表示建筑设施折旧率; LAB 表示人工数; S 表示人均工资,万元; EC 表示用电量,MW; EB 表示电力单价,万元/MW; DO 表示柴油消耗量,L; OC 表示柴油单价,万元/L; OE 表示其他费用,包括技术服务费(70 元/头)和设备维修费用(78 元/头)等,万元。 ROD_1 的设定值为 10%、 ROD_2 的设定值为 5%。

不同处理模式的净收益计算公式为

$$NE = IC - TC \quad (5)$$

式中: NE 表示净收益,万元; IC 表示粪污处理阶段总收益,万元; TC 表示粪污处理阶段总成本,万元。

2 结果与分析

2.1 达标处理模式的环境影响与经济效益

2.1.1 清单分析 第一,机械刮粪阶段。该阶段的

能耗主要来源于刮粪机的耗电及牛舍冲洗水抽到蓄水塔中水泵的耗电。该奶牛场有刮粪机 5 台,功率均为 1.5 kW,总耗电量为 90 kW·h/d,测算该阶段处理 1 t 粪污耗电量为 1 kW·h。第二,挤奶厅用水阶段。该阶段的能耗主要来源于水泵做功,水泵为 4 台,其中 3 台功率为 30 kW,1 台功率为 27 kW,总耗电量为 2 808 kW·h/d,测算该阶段处理 1 t 粪污须耗电 31.29 kW·h。第三,固液分离阶段。该阶段的能耗主要来源于螺旋挤压机、输送泵和搅拌机的能源消耗。该奶牛场拥有螺旋挤压机 1 台,功率为 5 kW,耗电量为 30 kW·h/d;粪污回流泵 2 台,功率为 30 kW;搅拌机 1 台,功率为 30 kW;输送泵 1 台,功率为 30 kW,总耗电量为 2 880 kW·h/d,测算该阶段处理 1 t 粪污耗电量为 32.43 kW·h。第四,分离后粪渣运输和堆肥阶段。粪渣堆肥过程中会产生温室气体和 NH₃,该阶段产生气体的排放因子参考文献[26],其中 CH₄ 排放因子[以干物质(DM)中的 CH₄-C 计,下同]为 1.51 g/kg、CO₂ 排放因子(以 DM 中的 CO₂-C 计,下同)为 43.33 g/kg、N₂O 排放因子(以 TN 中的 N₂O-N 计,下同)为 2.23 g/kg、NH₃ 排放因子(以 TN 中的 NH₃-N 计,下同)为 17.7 g/kg。粪渣堆肥阶段产生的 CH₄、CO₂、N₂O 排放量分别根据以下公式进行计算。

$$E_{CH_4} = ef_{CH_4} \times DM \times \frac{16}{12}; \quad (6);$$

$$E_{CO_2} = ef_{CO_2} \times DM \times \frac{44}{12}; \quad (7)$$

$$E_{N_2O} = ef_{N_2O} \times TN \div 1\ 000 \times \frac{44}{28}; \quad (8)$$

$$E_{NH_3} = ef_{NH_3} \times TN \div 1\ 000 \times \frac{17}{14}。 \quad (9)$$

式中: E 表示堆肥期间气体排放量,g/kg; ef 表示堆肥期间温室气体的排放因子,g/kg; DM 表示干物质含量,%。

粪渣堆肥后可以用于垫料回用,一般利用农用车运往各牛舍,估算该阶段处理粪污的耗油量为 0.027 kg/t。第五,氧化塘贮存阶段。参照文献[27],废水贮存过程中温室气体 CO₂、CH₄、N₂O、NH₃ 的排放因子分别为 33.02%、26.62%、0.000 5%、9.81%。根据年排放系数以及固液分离后的粪渣含水率,计算可得日产粪渣 20 t,废水产生量为 73 t,粪污总处理量约为 93 t,此阶段以处理奶牛场每日产生的 1 t 粪污为功能单位。氧化塘储存阶段温室气体及 NH₃ 的排放量依据以下公式进行计算。

$$E_{CO_2} = \frac{ef_{CO_2}}{100} \times TC \times \frac{44}{12} \times \frac{73}{93}; \quad (10)$$

$$E_{CH_4} = \frac{ef_{CH_4}}{100} \times TC \times \frac{16}{12} \times \frac{73}{93}; \quad (11)$$

$$E_{N_2O} = \frac{ef_{N_2O}}{100} \times TN \times \frac{44}{28} \times \frac{73}{93}; \quad (12)$$

$$E_{NH_3} = \frac{ef_{NH_3}}{100} \times TN \times \frac{17}{14} \times \frac{73}{93}。 \quad (13)$$

式中: E 废水贮存阶段气体排放量,g/kg; ef 表示废水贮存阶段气体年平均排放系数,%; TC 表示粪渣(废水)中的总有机碳(TOC)含量,g/kg; TN 表示粪渣(废水)中的全氮(TN)含量,g/kg。

第六,污水处理阶段。该阶段的环境污染物排放主要包含贮存阶段、处理阶段和排放阶段。贮存阶段温室气体与 NH₃ 的排放根据年排放系数计算;处理阶段温室气体与 NH₃ 的排放主要来源于:氧化塘进水泵,功率 5 kW;集水池搅拌机,功率 2.2 kW;叠螺压滤机用一备一,功率 0.55 kW;鼓风机 1 台,功率 7.5 kW;缺氧池搅拌机 2 台,功率 0.37 kW;混合液回流泵 2 台,功率 2.5 kW。总耗电量为 505.76 (kW·h)/d,估计处理粪污耗电 5.42 (kW·h)/t;最终排放阶段的 TN、TP 和 COD 的排放量依据实测值进行计算。

将各阶段的环境污染物排放清单汇总,可得达标排放处理模式的生命周期清单(表 3)。

表 3 达标排放处理模式的生命周期清单

| 污染物 | 产生量 (kg/t) |
|----------------------|---------------|
| CO ₂ | 92.170 000 |
| CH ₄ (生物) | 3.420 000 |
| CH ₄ (化石) | 0.133 000 |
| N ₂ O | 0.000 835 |
| NH ₃ | 0.270 000 |
| TN | 0.042 000 |
| TP | 0.001 000 |
| COD | 0.126 000 |
| SO ₂ | 0.165 000 |
| NO _x | 0.133 000 |

2.1.2 经济效益 此奶牛厂的设施建设主要包括排污管道、集污池、氧化塘、A/O 池;工具设备主要包括刮粪机、水泵、搅拌机、回流泵、输送泵、固液分离机、鼓风机、叠螺压滤机;工人数为 4 人;耗电量为 2 293.57 MW/年;耗油量为 1 095 L/年。粪污达标

处理阶段的成本见表4,此阶段总成本为0.34万元/(年·头)。

表4 达标排放处理模式粪污处理阶段的成本

| 成本类型 | 投入费用 (万元) | 折旧率 (%) | 消耗量 | 单价 |
|------|--------------|------------|--------------------------|--|
| 建设成本 | 1 500 | 5 | | |
| 设备成本 | 40 | 10 | | |
| 垫料成本 | | | 32 850 m ³ /年 | 8 × 10 ⁻³ 万元/m ³ |
| 人工成本 | | | 4人 | 6万元/人 |
| 电力成本 | | | 2 293.57 MW/年 | 4.84 × 10 ⁻² 万元/MW |
| 柴油成本 | | | 1 095 L/年 | 6.38 × 10 ⁻⁴ 万元/L |

处理粪污的收益为垫料回用替代费用,补充垫料约为0.1 m³/d·头,锯木垫料成本是80元/m³,约节省成本0.176万元/(年·头),得出奶牛场净收益为 $NE = IC - TC = 0.176$ 万元/(年·头) - 0.340万元/(年·头) = -0.164万元/(年·头)。

2.2 种养循环模式的环境影响与经济效益

2.2.1 清单分析 第一,机械刮粪阶段。该阶段的

能耗主要来源于刮粪机耗电与牛舍冲洗水抽到蓄水塔中水泵的耗电。该奶牛场有刮粪机10台,功率为1.5 kW,水泵1台,功率为30 kW,总耗电量为900 kW·h/d,测算处理粪污需耗电0.85 kW·h/t。第二,固液分离阶段。该阶段的能耗主要来源于螺旋挤压机、输送泵和搅拌机的能源消耗。该奶牛场有螺旋挤压机2台,功率为5 kW,耗电量为60 kW·h/d;搅拌机2台,功率为30 kW;输送泵4台,功率为30 kW,总耗电量为4 320 kW·h/d,测算处理粪污须耗电17.52 kW·h/t。第三,分离后粪渣运输与堆肥阶段。固液分离后粪渣运往第三方进行好氧堆肥,奶牛场距离第三方综合处理厂约1 km,运输耗油量约为0.068 6 L/t;该奶牛场采用“分子+生物膜”静态覆盖堆肥技术,覆盖膜能将臭气浓度降低90%~97%,整个处理过程无臭气无污水产生,所有粪污全部转化为有机肥^[28],而粪渣堆肥阶段产生的CH₄、CO₂、N₂O排放量分别依据公式(11)、公式(12)、公式(13)进行计算。第四,废水厌氧发酵阶段。此阶段温室气体排放量几乎为0,产生的沼气可为农场提供能源,1 m³沼气可以减少2 kg煤炭的燃烧,相当于减少3.79 kg温室气体的CO₂的排放量,依此计算,厌氧发酵处理1 t废水可减少5.45 kg CO₂的排放量。第五,沼液贮存阶段。厌氧发酵完成后产生沼渣沼液,进入贮存池暂时贮存,贮存过程中温室气体和NH₃的排放因子参考文

献[29],其中CH₄、CO₂、NH₃、N₂O的排放因子分别为0.047、0.000 29、0.002、0.004 5 g/kg。沼液贮存阶段产生的CH₄、CO₂、N₂O排放量依据以下公式进行计算。

$$E_{\text{CH}_4} = ef_{\text{CH}_4} \times TC \div 1\ 000 \times \frac{16}{12}; \quad (14)$$

$$E_{\text{CO}_2} = ef_{\text{CO}_2} \times TC \div 1\ 000 \times \frac{44}{12}; \quad (15)$$

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = ef_{\text{N}_2\text{O}} \times TN \div 1\ 000 \times \frac{44}{28}; \quad (16)$$

$$E_{\text{NH}_3} = ef_{\text{NH}_3} \times TN \div 1\ 000 \times \frac{17}{14}. \quad (17)$$

式中: E 表示沼液贮存阶段气体排放量,g/kg; ef 表示沼液贮存阶段气体的排放因子; TC 表示沼液中总碳含量,g/kg(FM); TN 表示沼液总氮含量,g/kg(FM)。

第六,还田阶段。此奶牛场约流转53.33 hm²土地用于水稻与小麦种植,用于消纳每日产生的沼液,沼液还田后的CH₄、CO₂、N₂O的排放系数参考文献[30],CH₄排放因子为6.91 g/kg、CO₂排放因子为69.7 g/kg、N₂O排放因子为3.78 g/kg、NH₃排放因子为4.12 g/kg。还田阶段产生的CH₄、CO₂、N₂O、NH₃排放量根据以下公式进行计算。

$$E_{\text{CH}_4} = ef_{\text{CH}_4} \times TC \div 1\ 000 \times \frac{16}{12}; \quad (18)$$

$$E_{\text{CO}_2} = ef_{\text{CO}_2} \times TC \div 1\ 000 \times \frac{44}{12}; \quad (19)$$

$$E_{\text{N}_2\text{O}} = ef_{\text{N}_2\text{O}} \times TN \div 1\ 000 \times \frac{44}{28}; \quad (20)$$

$$E_{\text{NH}_3} = ef_{\text{NH}_3} \times TN \div 1\ 000 \times \frac{17}{14}. \quad (21)$$

式中: E 表示还田期间气体的排放量,g/kg; ef 表示还田期间气体的排放因子; TC 表示鲜物质中的总碳含量,g/kg(FM); TN 表示鲜物质中的总氮含量,g/kg(FM)。

将各阶段的环境污染物排放清单汇总,可得还田利用模式的生命周期清单(表5)。

2.2.2 经济效益 此奶牛场还田利用处理模式中的设施建设主要包括排污管道、集污池、氧化塘、黑膜沼气池;工具设备主要包括刮粪机、水泵、搅拌机、输送泵、固液分离机;工人数为2;耗电量为853.1 MW/年;耗油量为5 475 L/年。黑膜沼气池2.55万 m³,包工包料的造价一般为50~60元/m³;沼液贮存池8万 m³,造价一般为2~3元/m³。流转53.33 hm²土地用于水稻与小麦的种植,生产成本主

表5 还田利用处理模式的生命周期清单

| 污染物 | 排放量 (kg/t) |
|----------------------|---------------|
| CO ₂ | 58.574 00 |
| CH ₄ (生物) | 0.764 00 |
| CH ₄ (化石) | 0.030 00 |
| N ₂ O | 0.014 00 |
| NH ₃ | 0.004 60 |
| COD | 0.000 43 |
| SO ₂ | 0.036 00 |
| NO _x | 0.030 00 |

要包括流转土地、种子、肥料、人工费用,收益主要包括主产品产值、副产品产值,其中沼液可以替代部分化肥,干麦秸、稻草等可以作为奶牛卧床垫料,化肥和农药的使用量参考文献[31],种植阶段的成本与收益如下:种子投入为10.9万元,肥料投入为

6.72万元,农药投入为5.6万元,人工成本为49.2万元,土地成本为18.9万元,主要农产品产值为168.4万元,沼液可以替代氮肥、钾肥、磷肥分别为7665、2738、275 kg,节约化肥成本约1.64万元,最终计算出种植阶段的总成本为0.0256万元/(年·头),种植阶段获得的总收益为0.048万元/(年·头)。粪污处理阶段的成本见表6,最终计算出还田利用模式总成本为0.277万元/(年·头)。

处理粪污的收益包括粪渣好氧堆肥后生产的有机肥出售、沼气供能节省煤电费用和节省化肥量。堆肥后有机肥出售,年收益0.034万元/(年·头);沼气发电800 kW/d,年收益0.004万元/(年·头);垫料回用约节省成本0.24万元/(年·头)。

奶牛场净收益为 $NE = IC - TC = 0.3260$ 万元/(年·头) - 0.3026 万元/(年·头) = 0.0234 万元/(年·头)。

表6 还田利用处理模式粪污处理阶段的成本

| 成本 | 投入费用 (万元) | 折旧率 (%) | 消耗量 | 单价 |
|------|--------------|------------|---------------------------|---------------------------------------|
| 建设成本 | 665.3 | 5 | — | — |
| 设备成本 | 30 | 10 | — | — |
| 垫料成本 | — | — | 109 500 m ³ /年 | 8 × 10 ³ 万元/m ³ |
| 人工成本 | — | — | 2 人 | 6 万元/人 |
| 电力成本 | — | — | 853.1 MW/年 | 4.84 × 10 ⁻² 万元/MW |
| 柴油成本 | — | — | 5 475 L/年 | 6.38 × 10 ⁻⁴ 万元/L |

2.3 综合评价

2.3.1 特征化 根据现场调研结果并参考中外文献相关数据,分析得到奶牛粪污达标排放和种养循环的生命周期清单,利用公式(1)和表1计算出2种处理模式的温室效应潜势、酸化潜势和富营养化潜势(图2)。达标排放模式处理奶牛粪污的温室效应潜势(GWP)、酸化潜势(AP)、富营养化潜势(EP)分别为189.34 kgCO₂eq/t、0.64 kgSO₂eq/t、0.11 kgPO₄³⁻eq/t。还田利用模式处理奶牛粪污的温室效应潜势(GWP)、酸化潜势(AP)、富营养化潜势(EP)分别为79.22 kgCO₂eq/t、0.064 kgSO₂eq/t、0.00162 kgPO₄³⁻eq/t。达标排放模式中对温室效应潜势影响最大的为氧化塘阶段,占57%,其次为粪渣堆肥阶段,占42%,主要为CH₄和CO₂的排放;富营养化潜势影响最大的是氧化塘阶段,占51%,主要来源于氨排放;酸化潜势影响最大的为氧化塘阶段,占44%,其次为固液分离阶段,占33%,主要来源于氨气和SO₂的排放。还田利用模式中对温室效

应潜势影响最大的为粪渣堆肥阶段,占99%,其主要来源于CO₂的排放;富营养化潜势影响最大的为沼液还田阶段,占99%,主要来源于氨气的排放;酸化潜势影响最大的为固液分离阶段,占81%,主要来源于SO₂的排放。

2.3.2 标准化和加权平均 在特征化的基础上,对2种奶牛场粪污处理模式进行标准化及加权平均,利用公式(2)和表2计算出标准化结果,权重参考文献[22],结果见表7、表8。达标排放处理模式在温室效应潜势、酸化潜势和富营养化潜势方面均高于还田利用模式,其中在温室效应潜势方面,达标排放是还田利用模式的2.4倍,在酸化潜势方面,达标排放是还田利用模式的10倍,在富营养化方面,达标排放是还田利用模式的68倍,达标排放处理粪渣堆放和废水贮存以及废水排放会导致环境富营养化,还田利用过程中仅耗电过程对环境富营养化有少量影响。总之,还田利用模式的环境效益及经济效益均高于达标排放模式。

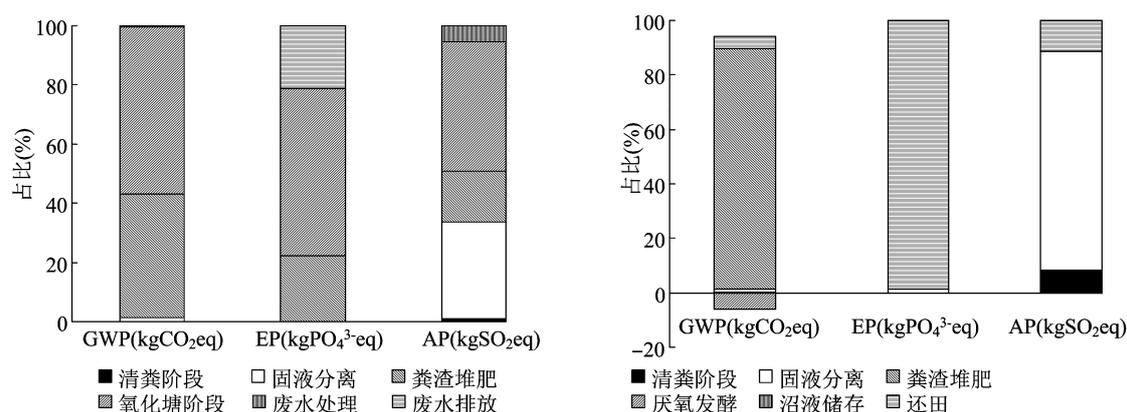


图2 达标处理模式和还田利用模式各阶段对环境影响的贡献

表7 达标排放与还田利用模式环境影响的标准

| 环境影响 | 特征化值(kg) | | 标准化基准(kg) | 标准化值(kg) | |
|--------|----------|----------|-----------|---------------|---------------|
| | 达标排放 | 还田利用 | | 达标排放 | 还田利用 |
| 温室效应潜势 | 189.34 | 79.22 | 6 869 000 | 0.000 027 600 | 0.000 011 500 |
| 酸化潜势 | 0.7 | 0.064 | 52 260 | 0.000 013 400 | 0.000 001 220 |
| 富营养化潜势 | 0.11 | 0.001 62 | 1 900 | 0.000 057 900 | 0.000 000 853 |

表8 达标排放与还田利用模式环境影响加权平均

| 环境影响 | 权重 | 达标排放 | 还田利用 |
|--------|------|---------------|---------------|
| 温室效应潜势 | 0.32 | 0.000 027 600 | 0.000 011 500 |
| 酸化潜势 | 0.36 | 0.000 013 400 | 0.000 001 220 |
| 富营养化潜势 | 0.32 | 0.000 057 900 | 0.000 000 853 |
| 综合影响 | | 0.000 032 200 | 0.000 004 390 |

3 讨论

国内外大量实践和研究结果表明,还田利用是规模奶牛厂粪污处理最有效和最可行的途径之一,不仅可以减少农田化学肥料投入,还能有效改良土壤、提升作物品质^[32-34],是发展循环农业的重要环节。但对耕地配套不足、多雨等无法进行沼液还田利用的地区,粪水仍须进行达标处理^[35]。

本研究采用生命周期评价法对奶牛粪污达标排放处理和还田利用2种模式的环境及经济效益进行评估,研究结果与李丹阳等的结论^[34]一致,还田利用模式的环境效益及经济效益均高于达标排放模式,本研究达标排放处理模式处理奶牛粪污的温室效应潜势(GWP)、酸化潜势(AP)、富营养化潜势(EP)分别为189.34、0.7、0.11 kg/t,还田利用模式处理奶牛粪污的温室效应潜势(GWP)、酸化潜势(AP)、富营养化潜势(EP)分别为79.22、0.064、

0.001 62 kg/t,计算出达标处理模式对环境的综合影响是还田利用模式的7.33倍;采用达标排放处理模式奶牛场净收益为-0.167万元/(年·头),采用还田利用处理模式的奶牛场净收益为0.023 4万元/(年·头),还田利用模式净收益高于达标处理模式。总之,还田利用模式更适用于中大型规模化奶牛场粪污处理,是环境友好型、经济可持续型处理模式,但还田利用模式粪水施用方式(如注施、漫灌等)、土壤类型及种植模式等很大程度上影响其肥效和环境排放量,后续应加强对不同情景模式的评价分析,使其更加精准化。

4 结论

规模奶牛厂2种粪污处理模式的生命周期评价结果显示,粪污还田利用模式的环境效益及经济效益均高于达标排放处理模式,具有很好的经济及环境可持续性。

参考文献:

- [1] 孙路,田国成,吴发启. 关中“猪-沼-粮”循环农业的能值评价[J]. 干旱地区农业研究,2015,33(2):246-252.
- [2] 杜爱玲. 奶牛养殖中存在的环境污染问题分析[J]. 今日畜牧兽医,2019,35(1):68.
- [3] 付敏,李琰,丁俊仁,等. 四川奶牛温室气体CH₄排放估算方法建立与应用[J]. 四川农业科技,2019(2):40-43.

- [4] Joshi J, Wang J J. Manure management coupled with bioenergy production: an environmental and economic assessment of large dairies in New Mexico[J]. *Energy Economics*, 2018, 74:197–207.
- [5] Ramilan T, Scrimgeour F G, Levy G, et al. Simulation of alternative dairy farm pollution abatement policies[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2011, 26(1):2–7.
- [6] 生态环境部, 国家统计局, 农业农村部. 第二次全国污染源普查公报[EB/OL]. (2020-06-09)[2021-05-03]. http://www.gov.cn/xinwen/2020-06/10/content_5518391.htm
- [7] 张伟. 发达国家和地区奶牛养殖污染防治经验对我国的启示[J]. *黑龙江畜牧兽医*, 2016(14):46–49.
- [8] 张颖, 夏训峰, 李中和, 等. 规模化养牛场粪便处理生命周期评价[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(7):1423–1427.
- [9] Arsenault N, Tyedmers P, Fredeen A. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment[J]. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 2009, 7(1):19–41.
- [10] Baek C Y, Park K H, Tahara K, et al. Data quality assessment of the uncertainty analysis applied to the greenhouse gas emissions of a dairy cow system[J]. *Sustainability*, 2017, 9(10):1676.
- [11] Niero M, Pizzol M, Bruun H G, et al. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2014, 68:25–35.
- [12] Buonocore J J, Luckow P, Norris G, et al. Health and climate benefits of different energy-efficiency and renewable energy choices[J]. *Nature Climate Change*, 2016, 6(1):100–105.
- [13] Harder R, Peters G M, Molander S, et al. Including pathogen risk in life cycle assessment: the effect of modelling choices in the context of sewage sludge management[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2016, 21(1):60–69.
- [14] Foley J M, Rozendal R A, Hertle C K, et al. Life cycle assessment of high-rate anaerobic treatment, microbial fuel cells, and microbial electrolysis cells[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(9):3629–3637.
- [15] Ng K P, Manjeri A, Lee K L, et al. Physiologic hypoxia promotes maintenance of CML stem cells despite effective BCR-ABL inhibition[J]. *Blood*, 2014, 123(21):3316–3326.
- [16] Vitolo S, Castiello D, Puccini M, et al. Life cycle assessment (LCA) of the oxidative unhairing process by hydrogen peroxide[J]. *The Journal of the American Leather Chemists Association*, 2008, 103(1):1–6.
- [17] Jacquemin L, Pontalier P Y, Sablayrolles C. Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review[J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2012, 17(8):1028–1041.
- [18] 蓝盛芳. 生态经济系统能值分析[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.
- [19] Ehr Gott M, Holder A, Nohadani O. Uncertain data envelopment analysis[J]. *European Journal of Operational Research*, 2018, 268(1):231–242.
- [20] Sleeswijk A W, van Oers L F C M, Guinée J B, et al. Normalisation in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 390(1):227–240.
- [21] 李飞, 林慧龙, 常生华. 农牧交错带种植模式与种养模式的能值评价[J]. *草地学报*, 2007, 15(4):322–326.
- [22] 李艳春, 黄秀声, 潘勇, 等. “奶牛-沼气-牧草”循环型农业系统的能值分析[J]. *生态与农村环境学报*, 2010, 26(2):120–125.
- [23] 李闻一, 钟里卉, 祝麟. 城镇污水处理项目成本效益分析[J]. *财会月刊*, 2015(15):67–70.
- [24] Cavalett O, de Queiroz J F, Ortega E. Emergy assessment of integrated production systems of grains, pig and fish in small farms in the South Brazil[J]. *Ecological Modelling*, 2006, 193(3/4):205–224.
- [25] 程鹏. 北京地区典型奶牛场污染物排泄系数的测算[D]. 北京: 中国农业科学院, 2008.
- [26] 巴士迪. 奶牛粪便堆肥过程温室气体和氨气排放规律及养分损失研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2020.
- [27] 朱宏鹤. 规模奶牛场产排污估算及减排技术研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2009.
- [28] 段雪琴. 集约化奶牛养殖场粪污管理系统的环境影响生命周期评价[D]. 杨凌: 西北农林科技大学, 2018.
- [29] 朱飞虹, 张安来, 朱伟清, 等. 全封闭式厌氧塘工艺在畜牧场制取沼气的研究及应用[J]. *中国沼气*, 2015, 33(5):60–62.
- [30] Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, et al. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2006, 112(2/3):153–162.
- [31] Holly M A, Larson R A, Powell J M, et al. Greenhouse gas and ammonia emissions from digested and separated dairy manure during storage and after land application[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 239:410–419.
- [32] 徐卫红, 王正银, 王旗, 等. 沼气发酵残留物对蔬菜产量及品质影响的研究进展[J]. *中国沼气*, 2005, 23(2):27–29.
- [33] 胡诚, 曹志平, 罗艳蕊, 等. 长期施用生物有机肥对土壤肥力及微生物生物量碳的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2007, 15(3):48–51.
- [34] 王秋君, 郭德杰, 马艳. 连续施用有机肥下设施土壤碳氮磷化学计量学特征及其与土壤有效磷的关系[J]. *江苏农业学报*, 2021, 37(4):893–901.
- [35] 李丹阳, 胡洁, 董颐玮, 等. 规模奶牛场2种粪便处理模式的生命周期评价[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(2):257–264.