

基于 LCA 的沼肥及增值化产品施用环境影响评价

陈梦迪^{1,2}, 吴凤³, 魏元林³, 李志朋³, 金柯达², 万小春^{4*}, 艾平²

(1. 浙江嘉科新能源科技有限公司, 浙江 嘉兴 314000; 2. 华中农业大学工学院, 武汉 430070; 3. 湖北省农村能源办公室, 湖北 武汉 430070; 4. 农业农村部农业生态与资源保护总站, 北京 100125)

摘要: 研究采用生命周期评价(Life Cycle Assessment, LCA)结合作物产量全面评估沼液衍生加工获得的沼基硫酸铵液肥、粉末等增值化沼肥和传统沼肥、化肥在茄子种植中的环境影响。评价结果表明,等氮条件下($340 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$),增值化产品沼基硫酸铵液肥和沼基硫酸铵粉末的总环境影响值与沼肥比分别低 41.0% 和 46.3%。总体上不同氮水平下的沼肥环境影响值随施氮量成比例增加,但沼肥施氮量为 $85 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的茄子产量高于 170 和 $340 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。沼基硫酸铵液肥的茄子产量为 $63.42 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$,较等氮沼肥高 27.9%;沼肥经增值化处理后再施用显著减少 NH_3 和重金属排放,有效提高茄子产量。

关键词: 生命周期评价(LCA); 沼肥; 增值化; 养分回收; 环境影响

中图分类号: S216.4; X712 **文献标志码:** B **文章编号:** 1000-1166(2022)03-0029-09

DOI: 10.20022/j.cnki.1000-1166.2022030029

Environmental Impact Assessment of Biogas Fertilizer and Value-added Products Based on LCA / CHEN Mengdi^{1,2}, WU Feng³, WEI Yuanlin³, LI Zhipeng³, JIN Keda², WAN Xiaochun^{4*}, AI Ping² / (1. Zhejiang Jec New Energy Co Ltd, Jiaxing 314000, China; 2. College of Engineering, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 3. Hubei Provincial Rural Energy Office, Wuhan 430070, China; 4. Rural Energy and Environment Agency, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing 100125, China)

Abstract: Life cycle evaluation and crop yield were used to comprehensively evaluate the environmental impact of value-added biogas fertilizer, such as biogas-ammonium sulfur liquid fertilizer and powder, traditional biogas fertilizer, and chemical fertilizer in eggplant cultivation. Environment evaluation results showed that, compared with BF (biogas fertilizer) under equal nitrogen conditions of $340 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2}$, the total environmental impact values of BS-ASL (biogas-ammonium sulphur liquid fertilizer) and BS-ASP (biogas-ammonium sulphur powder) were 41.0% and 46.3%, respectively. Although environmental impact value of BF increases in proportion to the amount of nitrogen applied, the yield of eggplant with biogas fertilizer nitrogen of $85 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ were higher than yield of 170 and $340 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$. The eggplant output of the BS-ASL was $63.42 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ which was 27.9% higher than that of the equal nitrogen BF. BF after value-added treatment was used for planting, in order to significantly reduce NH_3 and heavy metal emissions and effectively increase yield. Although BS-ASL increased production costs to a certain extent, it obtained the higher eggplant output with less possible environmental impact.

Key words: life cycle assessment; biogas fertilizer; valorization; nutrient recovery; environment impact

施肥是我国农业污染排放的主要污染源,肥料消耗是全球氮循环中最大的人为输入来源,主要是粪肥和化肥的施用。从 1980~2015 年,我国的化肥施用量从每年 1269 万吨增加到 5404 万吨^[1],但氮素利用率一直在逐年下降^[2]。化肥的过量施用进一步加速了温室效应、土壤酸化和农产品质量下降的过程。采用可持续和环境友好方式,从农业废弃

物中回收高价值的养分肥料,以实现化肥的替代,是降低化石能源消耗和实现环境保护的重要途径之一。

沼气工程产生的大量沼液沼渣是一种高质量的有机肥料,富含植物生长必需的一些元素和养分^[3]。与畜禽粪便直接施用相比,厌氧发酵后的沼肥施用使温室气体排放显著减少^[4],但沼肥的直接

收稿日期: 2021-12-02 修回日期: 2022-01-06

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

作者简介: 陈梦迪(1997-),女,硕士,主要从事农业废弃物资源化利用研究等工作,E-mail: m975187@163.com

通信作者: 万小春,E-mail: xchunw1123@126.com

施用会导致氨挥发等形式的氮损失。同时重金属在厌氧消化过程中难以降解,直接施用后可能造成重金属污染,Tang^[8]等在长期施用沼肥的研究中发现重金属在土壤中积累并向植物中转移,过量施用沼肥降低了作物产量和品质^[9]。因此,沼肥合理施用对作物产量和品质的影响及综合环境效益需进一步研究。

近年来,沼肥应用日益扩大,但未经处理的沼液沼渣储存和运输困难且成本高。因此需要处理沼液沼渣,提高其作为肥料的适用性。沼液沼渣处理技术包括氨吹脱、鸟粪石沉淀、膜浓缩、反渗透等,可生产沼肥增值化产品,即沼肥通过增值化处理获得更高价值的肥料。其中,氨吹脱技术是一种简单有效的物理方法,运行时间短,处理效果好,对废水氨氮的去除可以达到90%以上,广泛应用于废水的氨氮去除^[10]中,氨吹脱工艺较其他生物过程更稳定和可控,针对氨氮浓度高的沼液,可以有效去除并回收沼液中的氨氮,获得较高的经济效益。

氨吹脱技术是将沼液中水相的铵通过吹脱转移到气相中,释放的氨被强酸性溶液(例如硫酸或硝酸)吸收。与化肥相比,增值化沼肥具有更高的氮利用效率和氮肥替代价值,表明增值化沼肥在短期内可替代化肥,且不会对作物产量产生不利影响,但硫酸铵可能会增加土壤浸出硝酸盐的风险^[11]。硫酸铵中的氮含量和氮回收效率较高,可以作为一种有价值的富含氮硫的肥料,具有商业化生产的潜力^[12]。而硫酸铵液体仍存在浓度低、运输成本高的问题,理论上,在氨吹脱的基础上,从饱和溶液中结晶得到的硫酸铵固体浓度较高,更便于运输和储存,其中粉末较颗粒更易被土壤吸收。为区别经化工过程得到的硫酸铵溶液,将沼液氨吹脱后得到的硫酸铵溶液及固体肥料,分别称为沼基硫酸铵液肥和沼基硫酸铵粉末。

与沼肥相比,通过加工处理获得的增值化沼肥养分浓度显著增加^[13],施用过程中氮损失率降低,但土壤酸化潜在风险增加^[14]。目前沼肥在施用过程中的排放对环境综合影响的研究较少,主要以施用氮肥产生的温室气体排放为主,所选的环境影响类型不全面^[15]。在一些研究中已经利用生命周期评价(LCA)对沼肥施肥过程进行环境评估^[16],但尚未全面对比分析增值化沼肥替代沼肥的环境影响。沼液进行增值化处理会增加加工成本,且增值化沼肥的形态和施用方式差异等均会影响环境^[14]。

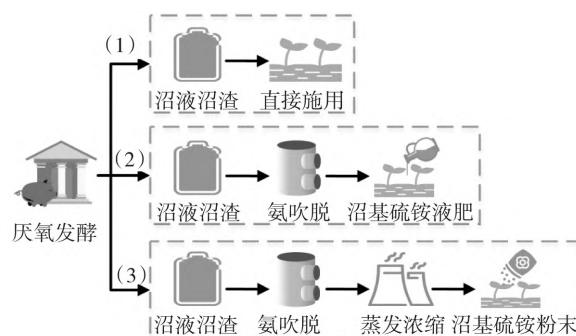


图1 茄子种植中施用不同沼肥的工艺路线

目前已有学者研究了增值化沼肥对能源作物的影响,但尚未有研究评价增值化沼肥对茄科植物及其果实的应用效果,且对施用增值化沼肥的产量和环境影响研究较少^[13]。因此,本研究的工艺路线如图1所示,选择茄子作为田间试验作物,开展等氮水平下不同沼肥形态,以及不同施氮水平的沼肥试验,应用LCA方法确定茄子种植过程中施肥的环境排放,以此来评估环境负载^[14],分析施肥在温室效应和生态毒性等方面的影响,对不同施肥策略下茄子的产量及环境影响进行评估。

1 研究方法

1.1 种植试验场景描述

种植试验于2019年4月在华中农业大学(武汉)机电项目培训中心的温室大棚内进行,试验作物为武汉威尔福德育苗有限公司提供的紫色长茄子6号,每种处理试验区面积为4 m²(2 m×2 m),茄子定植行间距为50 cm,株间距为35 cm,每试验区均种植3行,每行5株。

沼液取自湖北省鄂州市养猪场沼气工程,总氮为1.26±0.005 g·kg⁻¹,pH值为8.41±0.02。通过对沼液进行氨吹脱处理获得增值化沼肥,分为沼基硫酸铵液肥和沼基硫酸铵粉末两种形态。氨吹脱工艺参数如下:沼液吹脱温度为55℃,空气流速为250 L·min⁻¹,气液比为1800,吹脱时间6 h,使用NaOH将pH值调整至10。氨气吸收采用50%工业硫酸,获得的硫酸铵溶液总氮为5 g·L⁻¹,将液体蒸发饱和并获得沼基硫酸铵粉末,其总氮为200 g·kg⁻¹。

试验所选肥料类型有沼肥(Biogas Fertilizer, BF)、沼基硫酸铵液肥(BS-ASL)、沼基硫酸铵粉末(BS-ASC)和化肥(CF)。土壤及不同肥料的总氮(Total Nitrogen, TN)、总磷(Total Phosphorus, TP)及pH值如表1所示。设置两组试验,其一为等氮水平的不

同沼肥施用试验,以比较沼肥及增值化沼肥和化肥的施用效果。另一组为沼肥的不同施氮水平试验,以确定沼肥的最佳施用量的范围。

1.1.1 不同沼肥的等氮施用试验

年施氮量设置为 $340 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,所有试验处理

表1 被测土壤、沼液和沼渣及各肥料的 TN、TP 和 pH 值

项目	土壤	沼液	沼渣	沼基硫酸液肥	沼基硫酸粉末	尿素复合肥	过磷酸钙
TN / ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	1.26 ± 0.005	1.96 ± 0.016	4.46 ± 0.010	5	200	210	—
TP / ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	0.9 ± 0.03	0.076 ± 0.0004	3.606 ± 0.0008	—	—	60	150
pH 值	8.16 ± 0.11	8.17 ± 0.13	7.68 ± 0.21	—	—	—	—

1.1.2 沼肥的不同施氮水平试验

沼液沼渣直接用作肥料。典型的茄子氮肥施用量为 $170 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ [18],但实际大棚蔬菜种植的平均氮肥施用通常高于 $500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ [19]。因此设置4个组别 BF85、BF170、BF340 和 BF680 分别对应4个施氮水平:85、170、340 和 $680 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。统一采用沼渣(Biogas residue, BR) 作为基肥,沼液(Biogas slurry, BS) 用作追肥。

表2 列出不同肥料类型的具体施肥方案,基于每个处理过程中氮素的施用总量,基肥占 35%,第1次追施量为 25%,第2次和第3次追施量各为 20% [20]。

采用直径 20 ~ 30 mm 的不锈钢螺旋钻收集原始土壤样品,收集 0 ~ 30 cm 的耕层土壤,在完全收获后采用 5 点法采集土壤样品。每个小区随机抽取

施用相同剂量的总氮(Total Nitrogen, TN),4种肥料类型分别对应4组:化肥(CF340)、沼肥(BF340)、BS-ASL 和 BS-ASC。化肥为尿素复合肥(UCF:总养分 $\approx 40\%$ 、 $\text{N}:\text{P}_2\text{O}_5:\text{K}_2\text{O}=21:6:13$ 、磷肥为过磷酸钙($15\% \text{P}_2\text{O}_5$)、钾肥为硫酸钾($99\% \text{K}_2\text{SO}_4$))。

5点,收集 0 ~ 30 cm 的土壤后将5个土壤样品混合在一起。去除根、杂草、土壤害虫和石头等杂质。土样自然风干、粉碎,过 100 目筛备用。土壤的测定参照《土壤农化分析》,总氮含量采用凯氏定氮法测定,速效磷采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗分光光度法测定。重金属含量采用原子吸收分光光度法。

1.2 LCA 方法以及目标和范围

LCA 是用于评估与产品、过程或服务的整个生命周期相关的环境影响的标准化方法 [21]。在本研究中,对茄子种植过程中不同肥料的施肥进行生命周期评价(LCA),分析不同肥料施肥产生的环境影响。利用文献报道的排放模型来计算与肥料施用相关的氮、磷和重金属排放量。LCA 所选系统仅包括肥料施用过程,不包括生产及运输等过程 [22]。

表2 不同肥料类型处理下的施肥方案

($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)

组别		基肥肥料类型	基肥		追肥肥料类型	第1次追肥		第2次追肥		第3次追肥		总施氮量
			施用量	总氮		施用量	总氮	施用量	总氮	施用量	总氮	
化肥	CF340	UCF	568	119	UCF	405	85	325	68	325	68	340
不同形态增值化沼肥	BS-ASL	UCF	568	119	BS-ASL	17000	85	13750	68	13750	68	340
	BS-ASC	UCF	568	119	BS-ASC	425	85	340	68	340	68	340
沼肥不同施氮水平	BF85	BR	6750	30	BS	11277	21	8646	17	8646	17	85
	BF170	BR	13250	60	BS	21615	43	17292	34	17292	34	170
	BF340	BR	26750	119	BS	43230	85	34585	68	34585	68	340
	BF680	BR	53250	238	BS	85520	170	69170	136	69170	136	680

1.3 排放清单

施用肥料会使一些污染物直接排放到空气、土壤和地下水中。根据污染物排放公式计算出施肥产生的田间排放量,主要包括 NH_3 、 NO_3^- 、 N_2O 、 NO_x 、 PO_4^- 和重金属。排放模型考虑了肥料类型、施用方法、土壤条件和气候条件等。

1.3.1 氨气排放

土壤 pH 值变化可使 NH_4^+ 解离成 NH_3 造成大

气中的氨挥发,使用排放模型计算肥料施用中的氨排放 [23]。

$$\text{NH}_3 = \sum_{i=1}^I (m_{\text{fert},i} \times EF_i) \quad (1)$$

式中: NH_3 为氨气排放通量, kgNH_3 ; $m_{\text{fert},i}$ 为肥料类型 i 的施氮量, kg ; EF_i 为肥料类型 i 的排放因子;尿素的 EF 为 0.25,硫酸铵的 EF 为 0.35,沼液的排放因子为 0.60,沼渣的排放因子为 0.80 [24]。

1.3.2 硝酸盐排放

试验土壤是黏度在 60% 左右的粘壤土,使用 Roy^[2] 等提出的模型计算硝酸盐向地下水的淋溶量。

$$NO_3^- = (m_{min,soil} + m_{fert,i}) \times \frac{0.0071 \times P_{rec+irr} + 5.4}{100} \quad (2)$$

式中: NO_3^- 为地下水淋溶的量,kg; $m_{min,soil}$ 为施肥后土壤 20 cm 氮增量,kg; $P_{rec+irr}$ 为降水量与灌溉量之和,mm · a⁻¹。

湖北省年均降水量 906 mm^[2], 年均灌溉量为 15 mm · a⁻¹。

1.3.3 一氧化二氮排放

一氧化二氮(N₂O) 排放的计算方法基于 IPPC 方法,公式如下^[2]:

$$N_2O = 44/28 \times 0.01 \times N_{fert,i} + 0.01 \times 14/17 \times NH_3 + 0.0075 \times 14/62 \times NO_3^- \quad (3)$$

式中: N_2O 排放量单位为 kgN₂O。

仅计算与肥料施用有关的 N₂O 排放,未考虑作物残渣产生的 N₂O 排放。

1.3.4 氮氧化物排放

氮氧化物(NO_x) 排放量是由 N₂O 的排放量估算的^[1],公式如下:

$$NO_x = 0.21 \times N_2O \quad (4)$$

式中: NO_x 排放量单位为 kgNO_x。

1.3.5 磷排放

使用 SALCA-P 模型的简化版本,该模型只考虑与肥料的施用直接相关的通过淋溶到地下水和径流到地表水的磷排放^[2]。每种肥料类型的磷排放量可通过以下公式计算。

$$P_{min} = P_{ro,av} \times \frac{0.2}{80} \quad (5)$$

$$P_{liq} = P_{gw,av} \times \frac{0.2}{80} + P_{ro,av} \times \frac{0.7}{80} \quad (6)$$

$$P_{solid} = P_{ro,av} \times \frac{0.4}{80} \quad (7)$$

式中: P_{min} 为化肥的磷排放量,kgP · kg⁻¹ P₂O₅; $P_{ro,av}$ 为流失到地表水的磷的平均损失量,取 0.192 kgP · hm⁻²^[2]; P_{liq} 为液态肥的磷排放量; $P_{gw,av}$ 为流失到地下水的磷的平均损失量,取 0.067 kgP · hm⁻²^[2]; P_{solid} 为固态肥的磷排放量。

1.3.6 重金属排放

仅考虑肥料施用直接的土壤重金属排放,使用了简化的 SALCA 模型计算重金属(Pb、Cd、Cr、Ni、Cu、Zn、Hg、As) 的排放量^[2]。

$$m_{soil,i,j} = c_{fert,i,j} \times m_{fert,i} \quad (8)$$

式中: $m_{soil,i,j}$ 为肥料 j 向土壤中排放的重金属 i 的量,mg; $c_{fert,i,j}$ 为肥料 j 的重金属 i 浓度(见表 3)。

表 3 不同肥料类型的重金属含量 (mg · kg⁻¹)

重金属	UCF	过磷酸钙	沼液	沼渣
铅 Pb	0.76	578.95	0.1335	3.1665
镉 Cd	0.02	52.63	0.067	0.945
铬 Cr	1.32	342.11	0.038	6.519
镍 Ni	0.59	105.26	—	—
铜 Cu	1.8	121.05	0.517	114.7
锌 Zn	7.96	852.63	1.3235	323.4
汞 Hg	0.02	0.06	0.001	—
砷 As	0.2	19.18	0.002	0.1075

表 4 不同环境影响类别的主要影响因子及其当量值、标准化基准值及权重因子

影响类别	影响因子	当量值	标准化基准值	权重因子
温室效应	CO ₂	1 ^[1]	8700 kgCO ₂ -eq ^[1]	0.82 ^[1]
	N ₂ O	296 ^[1]		
	NO _x	320 ^[1]		
环境酸化	NO _x	0.7 ^[1]	36 kgSO ₂ -eq ^[1]	0.73 ^[1]
	NH ₃	1.88 ^[1]		
富营养化潜力	NO ₃ ⁻	1 ^[1]	55 kgNO ₃ ⁻ -eq ^[1]	0.74 ^[1]
	NH ₃	3.64 ^[1]		
	NO _x	1.35 ^[1]		
	N ₂ O	2.82 ^[1]		
	PO ₄ ³⁻	10.5 ^[1]		
光化学烟雾	NO _x	0.028 ^[1]	25 kgC ₂ H ₄ -eq ^[1]	0.158 ^[1]
	N ₂ O	0.416 ^[1]		
人体毒性	CO	0.012 ^[1]	6.11 kg1,4-DCB-eq ^[1]	0.348 ^[1]
	NO _x	1.2 ^[1]		
生态毒性	铅 Pb	33 ^[1]	358 kg1,4-DCB-eq ^[1]	1.99 ^[1]
	镉 Cd	170 ^[1]		
	铬 Cr	6300 ^[1]		
	镍 Ni	240 ^[1]		
	铜 Cu	14 ^[1]		
	锌 Zn	25 ^[1]		
	汞 Hg	56000 ^[1]		
	砷 As	3300 ^[1]		

注 [1] 表示来自^[2]; [1] 表示来自^[2]; [1] 表示来自^[2]; [1] 表示来自^[2]。

1.4 环境影响评价

环境影响评价是对环境排放清单进行分类评估,根据污染物排放量及其对应影响类别的当量值计算环境影响潜值,进而进行标准化和加权赋值^[2]。本文主要选择 6 个环境影响类别: 温室效应、环境酸化、富营养化潜力、光化学烟雾、生态毒性和人体毒性。表 4 中给出不同环境影响类别标准化

基准值与权重因子。

2 环境影响分析

2.1 不同沼肥类型产生的环境影响

采取等氮水平,以化肥为对照,分析比较沼肥直接施用,沼基硫酸液肥和粉末两种增值化沼肥施用的环境影响。氮肥施用量为 $340 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,化肥对照组(CF340)、沼肥组(BF340)、沼基硫酸液肥组(BS-ASL)、沼基硫酸粉末组(BS-ASC)的环境影响分析见图2~7。

固肥(化肥及沼基硫酸粉末)的温室效应低于

液肥(沼肥及沼基硫酸液肥)。主要温室气体 N_2O 和 NO_x 均与 NH_3 和 NO_3^- 有关,根据环境排放清单(见表5),沼肥的 NH_3 排放较高。施用沼基硫酸液肥和沼肥后的土壤总氮增加值较高,分别增加了 $446.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $168.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,导致 N_2O 和 NO_x 排放较高。施用化肥后排放的碳当量为 $0.2446 \text{ kgCO}_2\text{-eq}$,沼基硫酸粉末的温室气体排放略低于化肥;沼肥和沼基硫酸液肥的排放碳当量相当,分别为 0.2939 和 $0.2984 \text{ kgCO}_2\text{-eq}$,较化肥的温室气体排放分别高 20.1% 和 22.0% 。不同类型沼肥的光化学烟雾和人体毒性变化趋势与温室效应类似。

表5 不同施肥方案的环境排放清单

($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)

项 目	化肥 CF340	沼基硫酸液肥 BS-ASL	沼基硫酸粉末 BS-ASC	BF85	BF170	BF340	BF680
NH_3	84.08	106.63	106.11	57.68	113.37	227.63	453.26
施氮量	340.00	340.00	340.00	85.00	170.00	340.00	680.00
NO_3^-	65.53	147.30	46.48	94.93	51.96	80.78	166.94
N_2O	7.15	8.72	7.00	3.42	4.49	8.59	17.25
NO_x	1.50	1.83	1.47	0.72	0.94	1.80	3.62
PO_4^{3-}	0.05	0.05	0.05	0.05	0.10	0.19	0.39
重金属	0.02	0.88	0.88	3.09	6.01	12.11	23.75

沼肥经增值化处理后对环境酸化与富营养化的影响降低。环境酸化主要与 NH_3 排放有关,等氮水平下液肥的 NH_3 排放量均高于固肥,且沼肥的 NH_3 排放量显著高于增值化沼肥,导致沼基硫酸液肥和粉末的环境酸化值较沼肥分别低 53.0% 和 53.3% 。该结果与 Montemayor^[28] 等的研究结果趋势一致,沼液替代化肥时环境酸化影响会提高,高 pH 值和 NH_4^+ 浓度会导致 NH_3 排放增加。沼肥及增值化沼肥的富营养化潜值均高于化肥。富营养化主要与 NH_3 、 NO_3^- 和 PO_4^{3-} 有关,沼基硫酸液肥的富营养化潜值较粉末略高,但较沼肥低 40.0% 。沼肥施肥时有机物质中的氮释放不同步,导致 NO_3^- 排放的风险较高^[27]。等氮水平下施用沼肥的土壤速效磷含量增加较多,导致 PO_4^{3-} 排放量较多。不同沼肥在 $340 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 氮肥施用量下的主要环境影响类别均为富营养化。

沼肥经增值化处理后明显减少重金属排放,降低生态毒性。沼肥的重金属排放量约是化肥的 600 倍,是两种沼基硫酸肥的 14 倍,沼肥的生态毒性明显高于化肥^[9]。与沼肥相比,沼基硫酸肥可有效降低 92.8% 重金属排放量,生态毒性影响减弱。

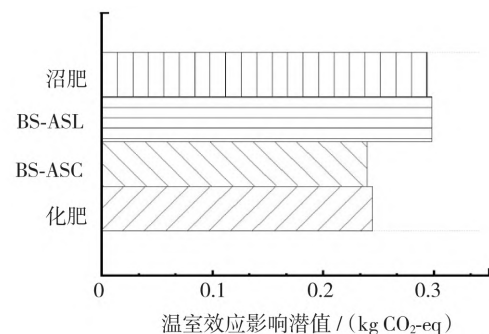


图2 等氮水平下不同沼肥的温室效应的影响潜值

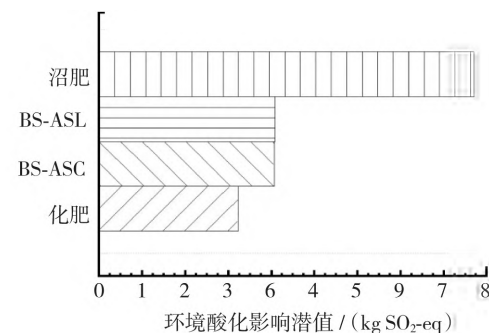


图3 等氮水平下不同沼肥的环境酸化的影响潜值

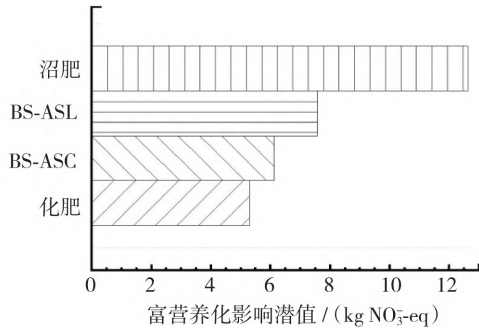


图4 等氮水平下不同沼肥的富营养化的影响潜值

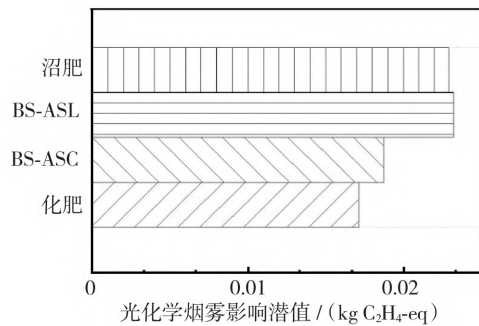


图5 等氮水平下不同沼肥的光化学烟雾的影响潜值

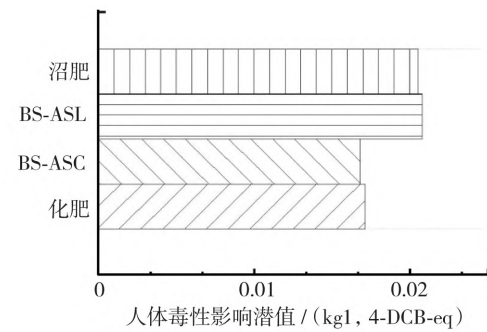


图6 等氮水平下不同沼肥的人体毒性的影响潜值

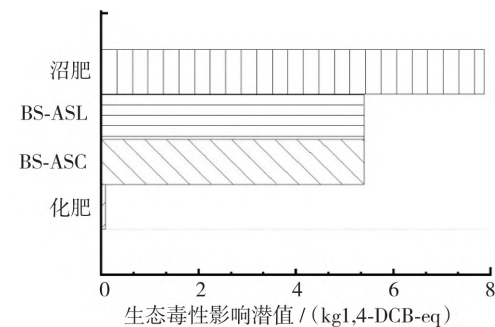


图7 等氮水平下不同沼肥的生态毒性的影响潜值

2.2 不同施氮水平的沼肥产生的环境影响

图8~13为沼肥施氮量在85、170、340和680 kg·hm⁻²的环境影响值。沼肥施氮量为85、170、340和680 kg·hm⁻²时单位质量的土壤总氮增加量分别为354.5、133.0、168.5和361.0 mg·kg⁻¹。BF85施氮量最少,但施肥后土壤氮增量较多,导致NO₃⁻排放量较多,具体原因在之后的连续种植试验进一步研究。由于温室效应、富营养化和人体毒性3种环境影响类别均与NO₃⁻排放有关,当施氮量由85 kg·hm⁻²提高至170 kg·hm⁻²时3种影响潜值较环境酸化及生态毒性的变化较小,BF85的温室效应值为0.1170 kgCO₂-eq,BF170、BF340和BF680分别较BF85高23.3%、133.7%和370.1%,碳排放逐

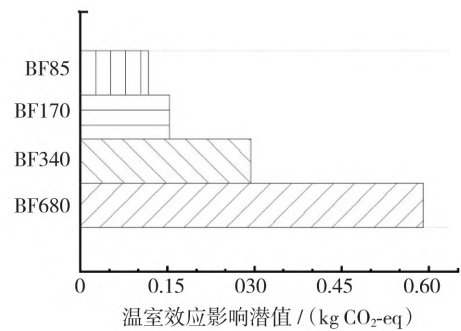


图8 不同氮水平沼肥的温室效应的影响潜值

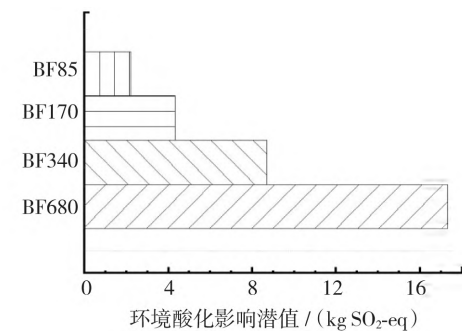


图9 不同氮水平沼肥的环境酸化的影响潜值

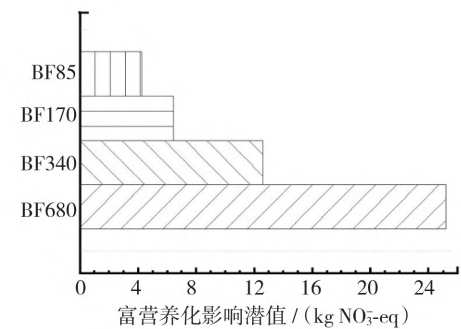


图10 不同氮水平沼肥的富营养化的影响潜值

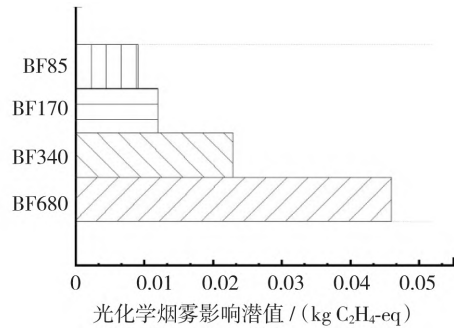


图 11 不同氮水平沼肥的光化学烟雾的影响潜值

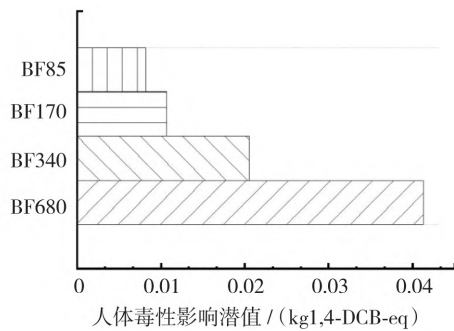


图 12 不同氮水平沼肥的人体毒性的影响潜值

渐提高,减少沼肥施用量实现减排。

环境酸化和生态毒性影响随施氮量成比例增加。增施沼肥引起较高的环境酸化潜值是土壤 NO_3^- 累积导致 pH 值下降造成的。同时重金属累积引起较高的生态毒性影响。沼肥的排放清单以 NH_3 和 NO_3^- 排放为主,富营养化为主要环境影响类别。沼肥施氮量为 85、170、340 和 680 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 下富营养化占比分别为 50.0%、43.4%、43.0% 和 42.8%,逐渐降低;生态毒性占比分别为 23.1%、26.2%、26.6% 和 26.6%,逐渐增加,这说明提高施氮量后,

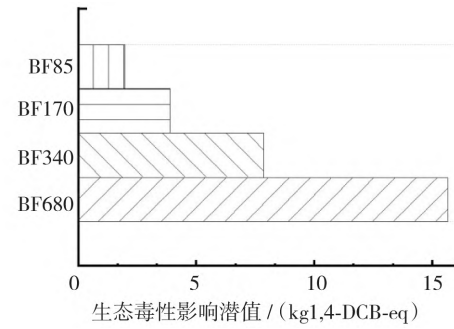


图 13 不同氮水平沼肥的生态毒性的影响潜值

富营养化影响占总环境影响潜值比例降低,生态毒性占比增加。

增施沼肥后重金属累积导致生态毒性提高,表明沼肥农用存在农产品安全风险和环境污染风险。BF85 的总环境影响潜值最小,BF170、BF340、BF680 的总影响潜值分别较 BF85 高 53.4%、201.1% 和 501.4%。BF340 和 BF680 的所有环境影响类别潜值均处于较高值,提高沼肥施用量使环境影响呈指数增加($R^2 = 0.99$)。

2.3 产量分析

增值化沼肥替代等氮沼肥可维持甚至提高茄子产量,沼基硫酸液肥在等氮条件下茄子产量表现最佳。根据表 6 分析不同施肥方案的总环境影响潜值及茄子产量,等氮的沼肥、沼基硫酸液肥和粉末的茄子产量分别达到 49.58、63.42 和 49.43 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$,沼基硫酸液肥的茄子产量较化肥高 1.2%,较沼肥高 27.9%。BF85、BF170、BF340 和 BF680 的茄子产量分别为 51.32、36.50、49.58 和 65.37 $\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。BF680 的茄子产量虽然最高,但其总环境影响潜值过高,说明不适宜大量施用沼肥。

表 6 不同施肥方案的总环境影响潜值及茄子产量

项 目	化肥 CF340	沼基硫酸液肥 BS-ASL	沼基硫酸粉末 BS-ASC	BF85	BF170	BF340	BF680
总环境影响潜值	8.91	17.41	15.86	8.58	14.86	29.52	58.88
总产量/($\text{t} \cdot \text{hm}^{-2}$)	62.65	63.42	49.43	51.32	36.50	49.58	65.37

3 讨论

(1) 等氮水平下(340 $\text{kgN} \cdot \text{hm}^{-2}$),沼肥经增值化处理后可大大降低重金属排放,减少生态毒性,同时减小总环境影响潜值。四种肥料类型中沼肥的施用量最多,产生的重金属排放为沼基硫酸肥的

129.4%,对生态毒性有显著影响;与沼肥相比,沼基硫酸液肥减少了 92.8% 的重金属排放量和 53.2% 的 NH_3 排放量。与化肥相比,沼肥及增值化后的沼基硫酸液肥增加温室效应,沼基硫酸粉末的温室效应略有降低。

(2) 沼肥不同施氮水平下(85、170、340 和 680

kgN · hm⁻²),随沼肥施氮量的增加,各环境影响类别均呈递增趋势。与 BF680 相比,BF85 可减少 78.7% 的温室气体排放,减少沼肥施用量可有效降低温室效应。BF680 的生态毒性约为 BF85 的 8 倍,占总环境影响值的 56.1%。与 BF85 相比,BF170 的茄子产量低 28.9%,当沼肥施氮量由 170 kg · hm⁻² 提高至 340 kg · hm⁻² 后,产量提高 35.8%,在满足茄子氮素营养的情况下,施氮量在 170 ~ 340 kg · hm⁻² 范围内虽然环境影响值增加,但较大程度提高了茄子产量。

(3) 沼肥经增值化处理后不仅降低环境影响还提高茄子产量。与等氮沼肥相比,沼基硫酸液肥降低 41.0% 的环境影响值,提高 27.9% 的茄子产量。沼基硫酸液肥以更小的环境影响获得更高的产量,增值化沼肥替代沼肥既维持生态环境质量又实现农业可持续发展。

参考文献:

- [1] 国家统计局. 中国统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社, 2020
- [2] Yan X, Ti C, Vitousek P, et al. Fertilizer nitrogen recovery efficiencies in crop production systems of China 4th and without consideration of the residual effect of nitrogen [J]. Environmental Research Letters, 2014, 9: 095002.
- [3] Yan L, Liu Q, Liu C, et al. Effect of swine biogas slurry application on soil dissolved organic matter (DOM) content and fluorescence characteristics [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 184: 109616.
- [4] Zhang Y, Jiang Y, Wang S, et al. Environmental sustainability assessment of pig manure mono-and co-digestion and dynamic land application of the digestate [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2020: 110476.
- [5] Tang Y, Wang L, Carswell A, et al. Fate and transfer of heavy metals following repeated biogas slurry application in a rice-wheat crop rotation [J]. Journal of Environmental Management, 2020, 270: 110938.
- [6] 王桂良, 朱凌宇, 张家宏, 等. 基施沼渣替代化肥氮对葡萄生长发育及品质的影响 [J]. 中国土壤与肥料, 2019(03): 143 - 148.
- [7] Xiang S Y, Liu Y H, Zhang G M, et al. New progress of ammonia recovery during ammonia nitrogen removal from various wastewaters [J]. World J Microb Biot, 2020, 36 (10): 144 - 152.
- [8] Sigurnjak I, Brienza C, Snauwaert E, et al. Production and performance of bio-based mineral fertilizers from agricultural waste using ammonia (stripping-) scrubbing technology [J]. Waste Management, 2019, 89: 265 - 274.
- [9] Rehl T, Müller J. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2011, 56(1): 92 - 104.
- [10] Bolzonella D, Fatone F, Gottardo M, et al. Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications [J]. Journal of Environmental Management, 2018, 216: 111 - 119.
- [11] Sigurnjak I, rienza C, Snauwaert E, et al. Production and performance of bio-based mineral fertilizers from agricultural waste using ammonia (stripping-) scrubbing technology [J]. Waste Management, 2019, 89: 265 - 274.
- [12] 柳杨, 程志, 王廷宁, 等. 基于生命周期评价的氮肥温室气体排放研究 [J]. 环境与可持续发展, 2015, 40(03): 66 - 68.
- [13] 陈莎, 刘冀文. 生命周期评价与Ⅲ型环境标志认证(资源节约系列) [M]. 北京: 中国质检出版社, 2014.
- [14] Wu H, Macdonald G K, Galloway J N, et al. The influence of crop and chemical fertilizer combinations on greenhouse gas emissions: A partial life-cycle assessment of fertilizer production and use in China [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2020: 105303.
- [15] Li S, Wu J, Wang X, et al. Economic and environmental sustainability of maize-wheat rotation production when substituting mineral fertilizers with manure in the North China Plain [J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 271: 122683.
- [16] 刘蔚, 毛开伟, 张廷军, 等. 生命周期评价体系的开发及其在生物质资源化领域的应用进展 [J]. 《环境工程》2019 年全国学术年会论文集(中册), 2019: 6.
- [17] Ai P, Jin K, Alengebawy A, et al. Effect of application of different biogas fertilizer on eggplant production: Analysis of fertilizer value and risk assessment [J]. Environmental Technology Innovation, 2020, 19: 101019.
- [18] Chen G F, Zhang L C. Microstructural Effect on the Re-healing Ability of Sputtered K38G Nanocrystalline Coating [J]. Journal of Metastable and Nanocrystalline Materials, 2002, 12: 1 - 8.
- [19] Chen Q, Zhang X, Zhang H, et al. Evaluation of current fertilizer practice and soil fertility in vegetable production in the Beijing region [J]. Nutrient Cycling in Agroecosys-

- tems, 2004, 69(1): 51 – 58.
- [20] Brockmann D, Hanhoun M, Négri O, et al. Environmental assessment of nutrient recycling from biological pig slurry treatment—Impact of fertilizer substitution and field emissions [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 163: 270 – 279.
- [21] Brockmann D, Pradel M, Hélias A. Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2018, 133: 50 – 62.
- [22] 武汉区域气候中心. 湖北省气候评价 [DB/OL]. http://hb.cma.gov.cn/xxgk_29519/tjsj_29533/202003/P020200309656169957161.pdf, 2019-07 – 13.
- [23] Lüscher G, Nemecek T, Arndorfer M, et al. Biodiversity assessment in LCA: a validation at field and farm scale in eight European regions [J]. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2017, 22.
- [24] 衣瑞建, 张万钦, 周捷, 等. 基于 LCA 方法沼渣沼液生产利用过程的环境影响分析 [J]. *可再生能源*, 2015, 33(02): 301 – 307.
- [25] 杨建新, 徐成, 王如松. 基于生命周期的燃料乙醇评价及政策研究 [M]. 北京: 气象出版社, 2002.
- [26] 王红彦, 王亚静, 高春雨, 等. 基于 LCA 的秸秆沼气集中供气工程环境影响评价 [J]. *农业工程学报*, 2017, 33(21): 237 – 243.
- [27] Brenturp F, Küsters J, Lammel J, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems [J]. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20(3): 265 – 279.
- [28] Montemayor E, Bonmatí A, Torrellas M, et al. Environmental accounting of closed-loop maize production scenarios: Manure as fertilizer and inclusion of catch crops [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2019, 146: 395 – 404.