

文章编号: 1674-7054(2017)02-0196-07

甘蔗渣和甘蔗渣炭对土壤温室气体排放的影响

王小淇¹ 索 龙² 解 钰³ 王丽华³ 季雅岚¹ 田 伟¹ 赖倩倩¹ 孟 磊¹

(1. 海南大学 热带农林学院, 海口 570228; 2. 渭南市果业技术推广中心, 陕西 渭南 714000;

3. 琼海市农业技术推广服务中心, 海南 琼海 571400)

摘 要: 在室内模拟水田环境, 比较研究水田下添加甘蔗渣及甘蔗渣炭对土壤性质及温室气体排放的影响。结果表明: 添加甘蔗渣炭能显著提高土壤有机碳、全氮、速效磷和速效钾的含量, 而甘蔗渣只能提高土壤有机碳的含量。甘蔗渣和甘蔗渣炭都能减少 N_2O 排放, 但由于二者对土壤 Eh 的影响程度差异导致 N_2O 减排的机制不同, 甘蔗渣主要耗氧分解形成强还原不利于 N_2O 的产生, 而甘蔗渣炭则通过增加通气性使土壤处于适宜于硝化发生的环境降低 N_2O 的排放。由于甘蔗渣和甘蔗渣炭都不能使土壤处于适宜 CH_4 产生的氧化还原电位(Eh) 环境而没有导致 CH_4 排放。甘蔗渣和甘蔗渣炭的综合温室效应没有差异, 但都显著低于 CK。甘蔗渣转化成甘蔗渣炭后应用, 既能改善土壤又能减排温室气体排放。

关键词: 模拟水田; 秸秆还田; 甘蔗渣; 生物质炭; 综合温室效应; 气体排放

中图分类号: S 156.6 文献标志码: A DOI: 10.15886/j.cnki.rdswwb.2017.02.012

我国每年产生的各类农作物秸秆超过 60 亿 t^[1], 如何处理和利用秸秆成为当今急需解决的问题, 秸秆还田是合理利用秸秆的途径之一。研究表明, 秸秆还田可以降低土壤容重, 提高土壤养分含量、阳离子交换量及酸性土壤的 pH 等, 增强土壤的保肥能力^[2-3]。秸秆还田不仅影响土壤的性质而且影响温室气体的排放, 添加黑麦草并淹水能促进土壤排放大量的 N_2O ^[4]; 稻田连续淹水条件下, N_2O 排放与小麦秸秆用量成反比^[5]; 添加秸秆能增加土壤 CO_2 释放量及稻田 CH_4 的排放量^[6-7]。生物质炭是由作物秸秆、木屑等生物质材料, 在完全或部分缺氧及相对较低温度(≤ 700 °C) 下, 经热解炭化形成的 1 种含碳极其丰富、性质稳定的产物^[8]。生物质炭能有效改良土壤理化性质, 如提高酸性土壤 pH, CEC 等, 而这些性质和温室气体排放有着密切的关系^[9-10]。Saarnio 等认为, 生物质炭能显著降低土壤 N_2O 排放^[11], 而 Verhoeven 等认为, 生物质炭不能显著降低土壤 N_2O 排放^[12]。蒋晨等认为, 加入生物质炭可以抑制土壤 CH_4 排放^[13]。 CO_2 , CH_4 和 N_2O 是重要的温室气体, 在大气温室气体中占着重要地位^[14]。秸秆和生物质炭均可作为土壤改良的材料, 但是目前尚未见水田土壤尤其是热带地区土壤改良下二者对温室气体排放的报道。笔者利用室内培养试验, 模拟水田条件, 比较添加甘蔗渣及甘蔗渣制备的生物质炭对砖红壤土壤温室气体排放的影响, 旨在为甘蔗渣的合理施用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料 供试土壤采自海南省万宁市龙滚镇(19°06'N, 110°52'E), 为海洋沉积物发育成的砖红壤。土壤采集深度为 0~20 cm。采集土壤经风干后, 去除植物根系和石砾, 过 2 mm 筛备用。土壤基本理化性质为: pH4.45、有机碳 16.21 g·kg⁻¹、全氮 1.21 g·kg⁻¹、速效磷 156.01 mg·kg⁻¹、速效钾 288.96 mg·kg⁻¹。供试秸秆材料为甘蔗渣, 生物质炭则是由甘蔗渣在 500 °C 下经厌氧热解制备而成。甘蔗渣与

收稿日期: 2017-01-19

修回日期: 2017-03-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(41661051; 41261063)

作者简介: 王小淇(1989-), 女, 海南大学热带农林学院 2014 级硕士研究生. E-mail: wangxiaoxing@sohu.com

通信作者: 孟磊(1963-), 男, 教授, 硕士生导师. 研究方向: 土壤 C 循环及耕地改良. E-mail: menglei94@sohu.com

生物质炭的氮、碳含量分别为 0.78%、1.32% 和 45.69%、79.56%。

1.2 实验设计 试验设甘蔗渣(Bagasse,以干土质量的1.5%加入)、生物质炭(Biochar,以干土质量的0.44%加入,即等量甘蔗渣高温制备的生物质炭量)及空白(CK)3个处理,每个处理设置12个重复,其中3个重复用于气体测定,3个重复用于测定硝态氮与铵态氮含量,3个重复用于测定氧化还原电位(Eh),3个重复用于测定pH。培养试验操作过程:称取100 g(以干土计)土置于250 mL锥形瓶中,按处理要求添加相应物料后,将物料与土壤混匀,然后用去离子水调节土壤水分至45%田间持水量,接着将锥形瓶置于30℃恒温培养箱内预培养7 d,预培养结束后,加入去离子水,使水面淹没土壤表面2 cm,再将锥形瓶置于30℃恒温培养箱内培养。培养过程中,用封口膜封住锥形瓶瓶口。培养过程中用称重法维持土壤水分恒定。

1.3 气体采样及测定方法 在淹水后的0.5、2、7、12、16、19、23、25 d采集气体。采样时,向瓶内吹入数分钟高纯空气以驱除瓶内气体,随后迅速用硅胶塞塞住瓶口,并用704胶密封瓶口和塞子之间的空隙。在密封锥形瓶后0及20 min分别用注射器通过硅橡胶塞的中间取样口采集瓶中气体3 mL,直接注入气相色谱仪(岛津GC-2014)测定气体样品中CO₂、N₂O和CH₄浓度。

CH₄、N₂O和CO₂排放通量的计算公式及其累积排放量公式参考文献[15]:

$$F = \rho \times \Delta C / \Delta t \times 273.15 / (273.15 + T) \times V / m$$

式中: F 为CH₄、N₂O和CO₂的排放通量,单位分别为 $\mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 、 $\text{mg CH}_4\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $\text{mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; ρ 为N₂O、CH₄和CO₂标态下密度,单位为 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; $\Delta C / \Delta t$ 为锥形瓶内N₂O、CH₄和CO₂浓度变化率,单位分别为 $10^{-9} \text{ N}_2\text{O-N} \cdot \text{h}^{-1}$ 、 $10^{-6} \text{ CH}_4\text{-C} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $10^{-6} \text{ CO}_2\text{-C} \cdot \text{h}^{-1}$; V 为锥形瓶顶部空间体积(m^3); T 为环境气温(℃); m 为培养土烘干质量(kg)。

土壤N₂O、CH₄和CO₂累积排放量的计算公式如下:

$$M = \sum (F_i + F_{i-1}) / 2 \times (t_i - t_{i-1}) \times 24$$

式中: M 为CH₄、N₂O和CO₂累积排放量,单位分别为 $\mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $\text{mg CH}_4\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $\text{mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1}$; F 为土壤N₂O、CH₄和CO₂排放通量,单位分别为 $\mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 、 $\text{mg CH}_4\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 和 $\text{mg CO}_2\text{-C} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; t 为采样间隔天数(d); i 为采样次数; $t_i - t_{i-1}$ 为2次采样间隔天数。

以CO₂为参照,100 a时间尺度的综合温效应计算公式^[16]为:

$$GWP = R_{\text{N}_2\text{O}} \times 298 + R_{\text{CH}_4} \times 25 + R_{\text{CO}_2}$$

式中:GWP($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{CO}_2$)为综合增温潜势; $R_{\text{N}_2\text{O}}$ 为培养期间N₂O累积排放量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); R_{CH_4} 为培养期间CH₄累积排放量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); R_{CO_2} 为培养期间CO₂累积排放量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。

1.4 Eh、pH、矿质氮和理化性质的测定 Eh、pH及铵态氮和硝态氮含量分别在淹水的第1、3、5、11、25天测定。pH采用电位法(水土比2.5:1)测定;土壤NH₄⁺-N和NO₃⁻-N质量分数采用靛酚蓝比色法(625 nm)和紫外双波长(220 nm和275 nm)分光光度法测定。培养结束后,测定培养土的基本理化性质。测定方法参考《土壤农业化学分析方法》^[17],其中,有机碳采用重铬酸钾-硫酸消化法测定;全氮采用半微量凯氏定氮法测定;速效磷采用钼蓝比色法测定;速效钾采用1 mol·L⁻¹NH₄OAc溶液(pH7)浸提,火焰光度计测定。

1.5 数据处理 利用Microsoft Excel 2010进行基础数据处理,方差分析利用SPSS19.0软件完成,处理间差异采用Duncan多重比较法,差异性水平为0.05。

2 结果与分析

2.1 甘蔗渣及甘蔗渣炭对土壤理化性质的影响 从表1可知,添加甘蔗渣炭后淹水能显著提高土壤有机碳、全氮、速效磷和速效钾含量。相较于CK,其土壤有机碳、全氮、速效磷和速效钾含量分别增加了37.56%、50.47%、19.14%和24.93%。添加甘蔗渣后淹水也能显著提高土壤有机碳,对土壤全氮和速效钾的影响不显著,但显著降低土壤速效磷含量。甘蔗渣炭与甘蔗渣处理间的土壤有机碳和全氮含量无显著性差异。

表 1 甘蔗渣及甘蔗渣炭对土壤性质的影响

Tab. 1 Effect of bagasse and bagasse biochar on soil properties

处理 Treatment	有机碳/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) Organic C	全氮/($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) Total N	速效磷/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) Available P	速效钾/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) Available K
空白 CK	$16.21 \pm 0.40\text{b}$	$1.05 \pm 0.09\text{b}$	$142.76 \pm 31.99\text{a}$	$337.52 \pm 36.77\text{b}$
甘蔗渣 Bagasse	$29.47 \pm 2.28\text{a}$	$1.22 \pm 0.04\text{ab}$	$81.14 \pm 7.72\text{b}$	$295.43 \pm 29.67\text{b}$
甘蔗渣炭 Biochar	$22.38 \pm 1.29\text{a}$	$1.58 \pm 0.32\text{a}$	$170.09 \pm 6.13\text{a}$	$421.69 \pm 34.11\text{a}$

注: 表中同一列不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)

Note: Different lowercase letters within a column indicate significant difference at $P < 0.05$

2.2 甘蔗渣及甘蔗渣炭对土壤 Eh pH 的动态变化影响 从图 1 可知, 淹水后, 土壤 Eh 均有下降, 但各处理间有显著差异。甘蔗渣处理土壤的 Eh 随着培养时间的推移持续下降, 培养结束时已降低至 -143 mV 。甘蔗渣炭处理土壤的 Eh, 淹水后大部分时间内一直高于 CK, 至培养结束前的几天内才降低到低于 CK, 其最低 Eh 只有 61 mV 。

从图 2 可知, 土壤 pH 的变化趋势异于 Eh, 相对于 CK 而言, 甘蔗渣和甘蔗渣炭在淹水后, 土壤 pH 缓慢上升, 至 11 d 左右达到峰值, 且甘蔗渣处理显著高于甘蔗渣炭处理的。达到峰值后, 各处理 pH 值均快速回落, 但至培养结束时, 甘蔗渣处理和甘蔗渣炭处理土壤 pH 仍显著高于 CK。

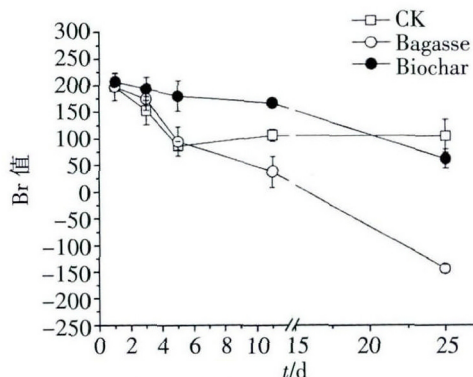


图 1 不同处理土壤 Eh 的变化

Fig.1 Variation of Eh value in soils under different treatments

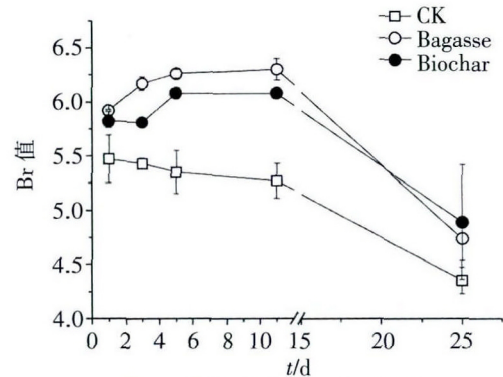
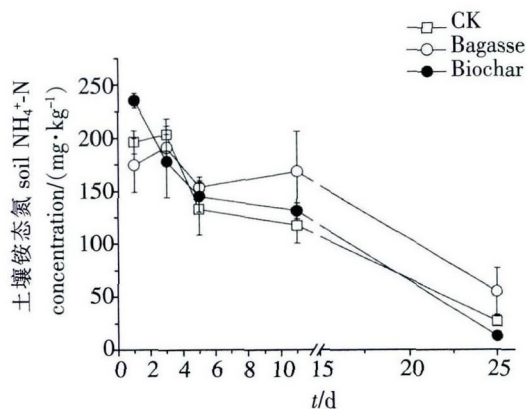
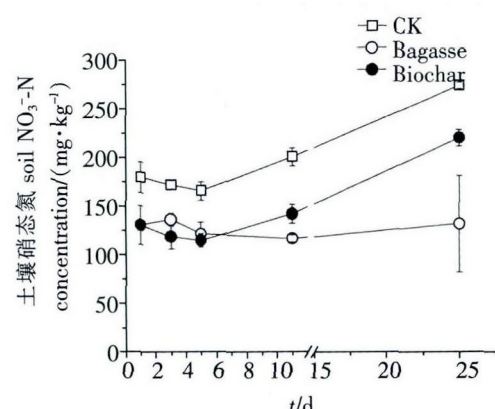


图 2 不同处理土壤 pH 的变化

Fig.2 Variation of pH value in soils under different treatments

图 3 不同处理土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量的动态变化Fig.3 Dynamic changes of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations in different treatments图 4 不同处理土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的动态变化Fig.4 Dynamic changes of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ concentrations in different treatments

2.3 甘蔗渣及甘蔗渣炭对土壤铵态氮和硝态氮含量的影响 从图 3 可知, 淹水后, 各处理土壤铵态氮浓度持续降低且变化趋势相似。甘蔗渣处理的土壤铵态氮长时间维持较高含量, 甘蔗渣炭处理的初始铵态

氮含量显著高于 CK ,但随后逐渐下降 ,与 CK 没有显著差异。

从图 4 可知 ,甘蔗渣处理的土壤硝态氮低于 CK ,而且整个培养期内维持相对的稳定。甘蔗渣炭和 CK 处理土壤硝态氮含量变化基本一致 ,在培养初期数天内硝态氮含量逐渐下降到最低值后持续升高。在整个培养期内 ,甘蔗渣炭处理土壤硝态氮含量显著低于 CK。

2.4 甘蔗渣及甘蔗渣炭对土壤 N₂O ,CO₂ 和 CH₄ 排放的影响 从图 5 可知 ,各处理土壤 N₂O 排放速率均在前期升高 ,随后下降。培养 2 d 后 ,甘蔗渣、甘蔗渣炭和空白土壤 N₂O 排放量达到最大值 ,分别为 109.006 52.673 和 109.137 μg N · kg⁻¹ · h⁻¹ ,随后迅速下降。从培养的第 4 天后 ,甘蔗渣处理和甘蔗渣炭处理土壤的 N₂O 排放速率一直低于 CK。

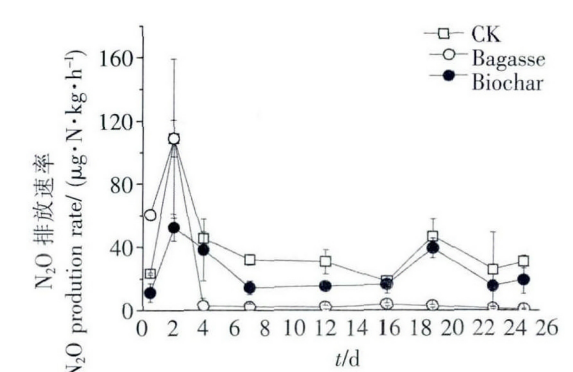


图 5 各处理的土壤 N₂O 排放速率
Fig.5 Emission rates of N₂O in different treatments

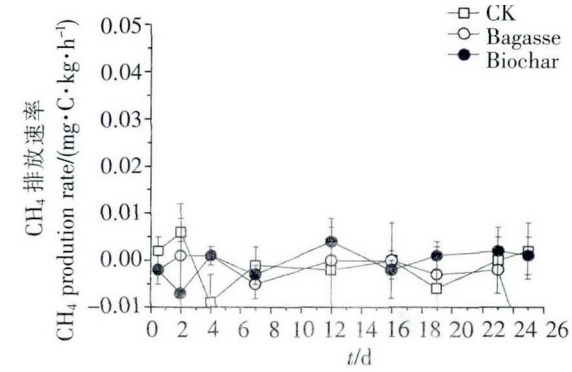


图 6 各处理的土壤 CH₄ 排放速率
Fig.6 Emission rates of CH₄ in different treatments

各处理的 CH₄ 排放量低(图 6) ,CO₂ 排放速率也不高(图 7)。甘蔗渣处理和甘蔗渣炭处理土壤 CO₂ 排放速率在整个培养期间相对比较稳定 ,但甘蔗渣排放整体较高。甘蔗渣炭处理土壤 CO₂ 排放速率在培养期间保持小于 0.5 mg CO₂-C · kg⁻¹ · h⁻¹ ,且多数时候小于空白。

2.5 甘蔗渣及甘蔗渣炭对土壤 N₂O ,CH₄ 和 CO₂ 累积排放量及其综合温室效应的影响 从表 2 可知 ,添加甘蔗渣与甘蔗渣炭后淹水均能显著降低土壤 N₂O 累积排放量 ,且两处理之间差异不显著。甘蔗渣及甘蔗渣炭不但没有增加 CH₄ 排放 ,反而吸收部分 CH₄ ,但它们对 CH₄ 的作用与 CK 相比没有差异。甘蔗渣显著增加土壤 CO₂ 累积排放量 ,但甘蔗渣炭没有增加土壤 CO₂ 累积排放量。甘蔗渣和甘蔗渣炭的综合温室效应没有差异 ,但都显著低于 CK。

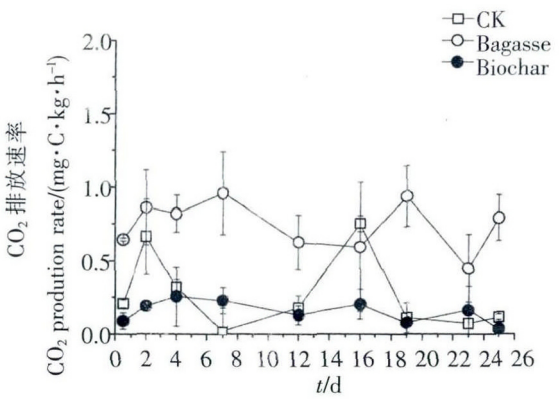


图 7 各处理的土壤 CO₂ 排放速率
Fig.7 Emission rates of CO₂ in different treatments

表 2 各处理土壤 N₂O ,CH₄ 和 CO₂ 累积排放量及综合温室效应
Tab.2 Accumulative CH₄ and N₂O global warming potential from different treatments

处理 Treatment	N ₂ O 累积排放/ (mg · kg ⁻¹) Cumulative N ₂ O emissions	CH ₄ 累积排放/ (mg · kg ⁻¹) Cumulative CH ₄ emissions	CO ₂ 累积排放/ (mg · kg ⁻¹) Cumulative CO ₂ emissions	综合温室效应/ (g · kg ⁻¹) Overall greenhouse effect
空白 CK	16.91 ± 0.47a	-0.115 ± 0.47a	83.33 ± 27.34b	5.12 ± 0.72a
甘蔗渣 Bagasse	8.75 ± 2.37b	-0.749 ± 0.849a	294.08 ± 54.27a	2.88 ± 0.71b
甘蔗渣炭 Biochar	10.45 ± 8.40b	-0.089 ± 0.388a	58.28 ± 23.981b	3.17 ± 0.27b

3 讨 论

通常土壤淹水后, Fe^{3+} 能被还原为 Fe^{2+} , 与铁结合的难溶性的磷酸盐溶解, 磷被释放出来^[18-19], 土壤速效磷升高。本研究中, 添加甘蔗渣的土壤淹水后, 土壤速效磷降低(表 1)。添加甘蔗渣, 其土壤 Eh 持续降低, 源于淹水后有机材料分解对氧的消耗。甘蔗渣在腐解的过程中, 为土壤微生物提供丰富的碳源和氮源^[20-21], 促进微生物繁殖。微生物繁殖需要从土壤中吸取磷等营养元素^[22-23], 形成有效磷的生物净固持^[24-25]。正是由于土壤微生物对磷的生物固持量高于因 Fe^{3+} 被还原释放的有效磷量, 导致甘蔗渣处理的速效磷含量降低。

实验表明, 添加甘蔗渣与甘蔗渣炭并淹水均能显著降低土壤 N_2O 排放。从土壤 Eh、pH 以及铵态氮、硝态氮含量的变化可以推测甘蔗渣和甘蔗渣炭在减排 N_2O 上的机制有所不同。甘蔗渣或甘蔗渣炭进入土壤后淹水, 从 CO_2 累积排放量上可以得出二者的稳定性存在很大差异, 其中甘蔗渣炭很稳定, 其排放的 CO_2 量与 CK 没有差异, 而甘蔗渣不稳定, 其中的可分解物质在淹水环境下分解释放出的 CO_2 量远超过 CK 和生物质炭的处理。这也使得甘蔗渣处理土壤在淹水后的 Eh 远低于 CK 和甘蔗渣炭处理。低的 Eh 降低了硝化作用^[26], 延缓了甘蔗渣处理土壤中的铵态氮向硝态氮转化, 使得其中铵态氮含量比其他处理高, 而硝态氮含量则相反。添加甘蔗渣并淹水形成的环境抑制了硝化作用, 也就降低了硝化作用产生的 N_2O 量; 土壤强还原条件下, 虽然反硝化速率增加, 消耗土壤中大量的硝态氮, 使得硝态氮含量处于相对较低的水平, 但由于反硝化的主要产物是 N_2 ^[27]。因此, 甘蔗渣对 N_2O 的减排可能缘于降低了硝化作用, 增加了反硝化产物中 N_2 的产出。

生物质炭施入土壤, 可以改善通气性, 延缓或阻碍土壤形成强还原环境^[28]。甘蔗渣炭施入土壤并淹水后, 其孔隙中封闭的 O_2 阻碍了 Eh 下降。培养的大部分时间内, 其 Eh 高于 CK。一定范围内, 土壤硝化率与土壤 pH 值又呈正相关, 硝化程度随 pH 升高而升高^[29]。生物质炭施入土壤中升高了土壤 pH, 使得土壤硝化作用强于甘蔗渣处理; 综合而言, 添加甘蔗渣炭土壤是 3 个处理中最适宜于硝化作用发生的, 而到培养后期的一段较短时间内, 从 Eh 来看, 该处理的土壤环境又适合于反硝化作用。有研究发现, Eh 在 0 ~ 100 mV 之间, 硝化和反硝化同时达到最适宜程度, N_2O 产生量最大, 而如果 Eh 值低于此范围, 反硝化过程虽然得到加强, 但产物中 $\text{N}_2\text{O}:\text{N}_2$ 比值会减小, 更多的 N_2O 则被还原为 N_2 ^[30]。本研究中, CK 处理的 Eh 大部分的时间处于这个区间, 更适宜于 N_2O 产生。所以甘蔗渣炭处理 N_2O 排放总量低于 CK。

一般来讲, 产甲烷菌开始活动并放出 CH_4 的 Eh 范围是 -150 ~ -230 mV, 临界 Eh 是 -150 ~ -160 mV^[31]。本实验结果表明, 甘蔗渣处理与甘蔗渣炭处理的土壤 Eh 下降缓慢, 培养过程中最低的 Eh 分别为 -143 mV 和 61 mV。虽然有处理的 pH 接近于产甲烷菌最适 pH 值范围^[32], 但由于 Eh 的限制不但甲烷没有排放, 反而有一定的吸收, 但处理之间没有差异。

总而言之, 添加甘蔗渣炭能显著提高土壤有机碳、全氮、速效磷和速效钾的含量, 而甘蔗渣只能提高土壤有机碳的含量。甘蔗渣和甘蔗渣炭都能减少 N_2O 排放, 但由于二者对土壤 Eh 的影响程度差异导致 N_2O 减排的机制不同, 甘蔗渣主要耗氧分解形成强还原不利于 N_2O 的产生, 而甘蔗渣炭则通过增加通气性使土壤处于适宜于硝化发生的环境降低 N_2O 的排放。由于甘蔗渣和甘蔗渣炭都不能使土壤处于适宜 CH_4 产生的 Eh 环境而没有导致 CH_4 排放。甘蔗渣和甘蔗渣炭的综合温室效应没有差异, 但都显著低于 CK。结合对土壤性质的影响, 建议甘蔗渣转化生成甘蔗渣炭后应用, 这样既能改善土壤又能减排温室气体排放。

参考文献:

- [1] Wang Y Y, Zhu B, Wang Y Q, et al. N_2O emission from paddy field under different rice planting modes [J]. Wuhan University J. Natural Sci., 2006, 11(4): 989-996.
- [2] 汤文光, 肖小平, 唐海明, 等. 长期不同耕作与秸秆还田对土壤养分库容及重金属 Cd 的影响[J]. 应用生态学报, 2015

- (1): 168 – 176.
- [3] 索龙, 潘凤娥, 胡俊鹏, 等. 秸秆及生物质炭对砖红壤酸度及交换性能的影响[J]. 土壤, 2015(6): 1157 – 1162.
- [4] 朱同彬, 张金波, 蔡祖聪. 淹水条件下添加有机物料对蔬菜地土壤硝态氮及氮素气体排放的影响[J]. 应用生态学报, 2012(1): 109 – 114.
- [5] 蒋静艳, 黄耀, 宗良纲. 水分管理与秸秆施用对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 中国环境科学, 2003, 14(5): 105 – 109.
- [6] 强学彩, 袁红莉, 高旺盛. 秸秆还田量对土壤 CO_2 释放和土壤微生物量的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(3): 469 – 472.
- [7] 马静, 徐华, 蔡祖聪, 等. 焚烧麦秆对稻田 CH_4 和 N_2O 排放的影响[J]. 中国环境科学, 2008, 28(2): 107 – 110.
- [8] 宋延静, 龚骏. 施用生物质炭对土壤生态系统功能的影响[J]. 鲁东大学学报, 2010, 26(4): 361 – 365.
- [9] Mukherjee A, Lal R, Zimmerman A R. Effects of biochar and other amendments on the physical properties and greenhouse gas emissions of an artificially degraded soil[J]. Science of the Total Environment, 2014, 487: 26 – 36.
- [10] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, 70(5): 1719 – 1730.
- [11] Saarnio S, Heimonen K, Kettunen R. Biochar addition indirectly affects N_2O emissions via soil moisture and plant N uptake[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 58: 99 – 106.
- [12] Verhoeven Six J. Biochar does not mitigate field-scale N_2O emissions in a Northern California vineyard: An assessment across two years[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2014, 191: 27 – 38.
- [13] 蒋晨, 麻培侠, 胡保国, 等. 生物质炭还田对稻田甲烷的减排效果[J]. 农业工程学报, 2013(15): 184 – 191.
- [14] Flessa H, Ruser R, Dorsch P, et al. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO_2 , CH_4 , N_2O) from two farming systems in southern Germany [J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2002, 91: 175 – 189.
- [15] 潘凤娥, 胡俊鹏, 索龙, 等. 添加玉米秸秆及其生物质炭对砖红壤 N_2O 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016(2): 396 – 402.
- [16] IPCC. Technical Summary [M]//Climate Change: The physical science basis contribution of working group I to the fourth assessment report of the IPCC. New York: Cambridge University Press, 2007: 31 – 34.
- [17] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [18] Sallade Y E, Sims J T. Phosphorus transformation in the sediments of Delaware's agricultural drainage ways: Effect of reducing conditions on phosphorus release[J]. Environ Qual, 1997b, 26: 1579 – 1588.
- [19] Mulqueen J, Rodgers M, Scally P. Phosphorus transfer from soil to surface waters[J]. Agricultural Water Management, 2004 (10): 1 – 15.
- [20] 张四海, 黄健, 骆争荣, 等. 添加秸秆和磷素对土壤微生物群落的影响[J]. 应用生态学报, 2014(3): 797 – 802.
- [21] 张四海, 曹志平, 胡婵娟. 添加秸秆碳源对土壤微生物生物量和原动物丰富度的影响[J]. 中国生态农业学报, 2011 (6): 1283 – 1288.
- [22] Wardle D A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon nitrogen levels in soil[J]. Biological Reviews, 1992, 67: 321 – 358.
- [23] Jangid K, Williams M A, Franzluebbers A J, et al. Land-use history has stronger impact on soil microbial community composition than above-ground vegetation and soil properties[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43: 2184 – 2193.
- [24] 秦胜金, 刘景双, 王国平. 影响土壤磷有效性变化作用机理[J]. 土壤通报, 2006(5): 1012 – 1016.
- [25] 黄敏, 吴金水, 黄巧云. 土壤磷素微生物作用的研究进展[J]. 生态环境, 2003, 12(3): 366 – 370.
- [26] 刘若萱, 贺纪正, 张丽梅. 稻田土壤不同水分条件下硝化/反硝化作用及其功能微生物的变化特征[J]. 环境科学, 2014(11): 4275 – 4283.
- [27] Kralova M, Masscheleyn P H, Lindau C W, et al. Production of dinitrogen and nitrous oxide in soil suspensions as affected by redox potential[J]. Water, Air and Soil Pollution, 1992, 61(1/2): 37 – 45.
- [28] Liu X Y, Qu J J, Li L Q, et al. Can biochar amendment be an ecological engineering technology to depress N_2O emission in rice paddies? —A cross site field experiment from South China[J]. Ecological Engineering, 2012, 42: 168 – 173.
- [29] 范晓晖, 朱兆良. 我国几种农田土壤硝化势的研究[J]. 土壤通报, 2002, 33(2): 124 – 125.
- [30] 秦晓波, 李玉娥, 万运帆, 等. 土壤氧气可获得性对双季稻田温室气体排放通量的影响[J]. 生态学报, 2013(18): 5546 – 5555.
- [31] Waenock D D, Mummey L, McBride B, et al. Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances

- in roots and soils: Results from growth-chamber and field experiments [J]. *Applied Soil Ecology*, 2010, 46: 450–456.
- [32] Wang Z P, Lindau C W, Delauner D, et al. Methane emission and entrapment in flooded rice soils as affected by soil properties [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1993, 16(3): 163–168.

Effects of Bagasse and Its Biochar on the Greenhouse Gas Emissions of Paddy Soil under Waterlogged Condition in Hainan Province

WANG Xiaoqi¹, SUO Long², XIE Yu³, WANG Lihua³, JI Yalan¹, TIAN Wei¹, LAI Qianqian¹, MENG Lei¹

(1. Institute of Tropical Agriculture and Forestry, Hainan University, Haikou, Hainan 570228 China;

2. Weinan Extension Center for Pomological Technology, Weinan, Shanxi 714000 China;

3. Qionghai Extension Service Center for Agricultural Technology, Qionghai, Hainan 571400, China)

Abstract: An indoor experiment was conducted to investigate the effects of bagasse and its biochar on greenhouse gas emissions from the paddy soil under 30 °C and waterlogged conditions. Three treatments were arranged: bagasse, biochar from bagasse and control (CK). The results showed that the bagasse-based biochar significantly increased contents of organic carbon, total N, available P and K, whereas bagasse significantly increased soil organic carbon content. Both biochar and bagasse mitigated N₂O emissions but were different in the mechanism of N₂O emission mitigation due to the difference in the effect of bagasse and its biochar on soil redox potential (Eh). The bagasse consumed mainly oxygen to form a strong reduction in the soil, which was not conducive to the production of N₂O, while the bagasse-based biochar mitigated the emission of N₂O through soil aeration suitable for nitrification. Both bagasse and bagasse-based biochar did not create a soil Eh environment suitable for CH₄ emission and had no change in CH₄ emissions. There was no significant difference in overall greenhouse effect between bagasse and its biochar, but they had significantly lower greenhouse effect than CK. It was recommended to convert bagasse into biochar for application in the paddy field. Bagasse-based biochar can not only improve the soil but also mitigate the emissions of greenhouse gases.

Keywords: Waterlogged condition; bagasse; biochar; overall greenhouse effect; N₂O; CH₄